



UNIVERSIDADE DA CORUÑA



PROYECTO TÉCNICO PROXECTO TÉCNICO

TÍTULO:

Modelación dinámica de una estación de depuración de aguas residuales (EDAR). Caso práctico: EDAR de Carral

TITLE:

Dynamic modeling of a wastewater treatment plant (WWTP). Case: Carral WWTP

AUTOR:

Silvia María Felpete Rodríguez

TUTORES:

Alfredo Jácome Burgos
Joaquín Suárez López

Fecha: Junio 2024

Índice

Resumen	7
Resumo	8
Abstract	9
Capítulo 1 Introducción y Objetivos	15
1.1. Nueva situación de la depuración de aguas residuales urbanas	15
1.2. Objetivos del proyecto técnico	18
Capítulo 2 Eliminación Biológica de Carbono y Nitrógeno de las Aguas Residuales	21
2.1. Fundamentos de la oxidación orgánica aerobia	22
2.1.1. Estequiometría de la oxidación orgánica aerobia: coeficiente de producción celular	23
2.1.2. Cinética del crecimiento celular	24
2.1.3.- Discusión sobre los parámetros del modelo de Monod	27
2.1.4.- Cinética del consumo de sustrato	28
2.1.5.- Hidrólisis	29
2.1.6.- Decrecimiento celular	30
2.2.- Fundamentos de la nitrificación	31
2.2.1.- Estequiometría de la nitrificación	32
2.2.2.- Evaluación de los parámetros estequiométricos	32
2.2.3.- Cinética de la nitrificación (crecimiento autótrofo)	33
2.2.4.- Influencia de los factores ambientales sobre la nitrificación	33
2.3.- Fundamentos de la desnitrificación	35
2.3.1.- Estequiometría de la desnitrificación	36
2.3.2.- Cinética de la desnitrificación	37
2.3.3.- Influencia de los factores ambientales sobre la desnitrificación	38
2.4. Tecnología de fangos activos para eliminación biológica de nitrógeno	40
2.4.1.- Descripción general	40
2.4.2.- Reactor biológico	40
2.4.3.- Particularidades técnicas de los canales de oxidación	43
Capítulo 3 Modelación Dinámica de Fangos Activos	49
3.1. Introducción	49
3.1.1. Antecedentes de los modelos dinámicos de fangos activos	50
3.1.2.- Ventajas y limitaciones de la modelación dinámica de fangos activos	51
3.2. Nociones del método de modelación dinámica de fangos activos	52
3.2.1.- Configuración de los modelos	52

3.2.2.- La notación matricial adoptada en el ASM1	53
3.2.3.- Funciones de activación y desactivación	54
3.3. Modelo 1 de fangos activos (ASM1)	55
3.3.1.- Estructura del modelo.....	55
3.3.2.- Componentes (reactivos y productos) del ASM 1.....	56
3.3.3.- Procesos del modelo N° 1	59
3.3.4.- Origen y cambios que sufren los componentes.....	61
3.3.5.- Utilización del modelo ASM1	64
3.4. Modelo implementado en el programa DESASS.....	67
3.4.1.- Componentes del modelo BNR1	68
3.4.2.- Ventajas de un modelo único para todos los elementos de una EDAR.....	78
3.4.3.- Aplicaciones del BNR1.....	78
Capítulo 4 Descripción de la EDAR de Carral	81
4.1.- Datos de partida y objetivos de vertido.....	82
4.2.- Línea de tratamiento	83
4.3.- Unidades de la línea de agua.....	84
4.3.1.- Obra de llegada y by-pass general	84
4.3.2.- Pretratamiento.....	85
4.3.2.- Tratamiento biológico	88
4.3.3.- Desinfección UV	95
4.4.- Unidades de la línea de lodos.....	97
4.4.1.- Bombeo de lodos	97
4.4.2.- Espesamiento	97
4.4.3.- Deshidratación	99
Capítulo 5 Campaña de campo de control analítico de la EDAR de Carral	101
5.1. Análisis de caudales de funcionamiento de la EDAR.....	101
5.2. Campañas de control analítico	102
5.2.1. Muestras compuestas del afluente y efluente de la EDAR.....	102
5.2.2. Muestras simples en el canal de oxidación biológica de la EDAR.....	119
Capítulo 6 Modelización con AQUASIM.....	123
6.1. Evaluación del dimensionamiento del proceso biológico de la EDAR de Carral.....	123
6.1.1.- Dimensionamiento conforme a Directrices e Instrucciones Técnicas	123
6.1.2.- Dimensionamiento del canal de oxidación según proyecto	125
6.1.3.- Conclusiones	125
6.2. Descripción general del programa AQUASIM.....	127

6.2.1. Definición y edición de un modelo en AQUASIM.....	128
6.2.2.-Variables.....	130
6.2.3.- Procesos	132
6.2.4.- Compartimentos	133
6.3. Definición del sistema reactor biológico en el AQUASIM	135
6.4. Calibración del modelo ASM1 aplicado al reactor biológico de la EDAR de Carral. 146	
6.4.1.- Calibración inicial con datos del Proyecto	146
6.4.4.- Caso calibrado para las condiciones de la EDAR de Carral	161
6.5. Conclusiones sobre la estandarización del Proyecto frente a la DITEDAR	176
Capítulo 7 Modelización vía DESASS	177
7.1. Principios de la modelización mediante DESASS.....	177
7.1.1.- Resolución de las ecuaciones algebraicas.....	177
7.1.2.- Caracterización de aguas residuales	178
7.1.3.- Modelo de sedimentación	179
7.1.4.- Otras consideraciones para el trabajo con DESASS	184
7.2. Configuración en DESASS de la EDAR de Carral.....	187
7.2.1.- Reactor biológico	188
7.2.2.- Decantador secundario	194
7.2.3.- Espesador	196
7.2.4.- Deshidratación mecánica	197
7.2.5.- Líneas de agua, gas, aire y fangos	197
7.2.6.- Relaciones a la entrada y a la salida de la EDAR	198
7.3. Selección de los muestreos a modelizar vía DESASS	203
7.4. Calibración del muestreo#2.....	204
7.4.1.- Primera evaluación de resultados.....	204
7.4.2.- Introducción de modificaciones en los parámetros cinéticos basales del modelo	214
7.4.3.- Introducción de modificaciones en la recirculación interna del canal de oxidación	222
7.4.4.- Introducción de modificaciones en las relaciones de entrada en el afluente	225
7.4.5.- Calibración última del modelo para el M#2.....	228
7.4.6.- Estudios y conclusiones para el Muestreo#2	233
7.4.7.- Conocimiento de la eficiencia de las soplantes	235
7.5. Calibración del muestreo#5.....	241
7.5.1.- Conjunto de acciones para la calibración del M#5	241
7.5.2.- Estudios y conclusiones para el muestreo #5	251
7.5.3.- Conocimiento de la eficiencia de las soplantes	253
7.6. Calibración del muestreo#6.....	257

7.6.1.- Conjunto de acciones para la calibración del M#6	257
7.6.2.- Estudios y conclusiones para el modelo M#6	266
7.6.3.- Conocimiento de la eficiencia de las soplantes	267
7.7. Estado transitorio sobre el modelo calibrado	272
7.7.1.- Conocimiento de la eficiencia de las soplantes	272
7.7.2.- Modelización de las variaciones horarias de las especies	273
7.7.3.- Consideraciones para la simulación del Supuesto 2	279
Capítulo 8 Conclusiones y Recomendaciones	283
Referencias	293
Anexo 1: Climatología y Caudales.....	297
Anexo 2: Listados desde DESASS	307

Resumen

Ante un porvenir de reforma sobre lo ya establecido, en el que las condiciones de contorno afectantes sobre la infraestructura podrán ser muy variables entre sí, se hace fundamental desarrollar la técnica que permita evaluar futuribles muy dispares. En el ámbito de la ingeniería, la modelización a escala es una práctica extendida, aunque ésta es dificultosa tanto en medios como en criterios de aproximación. Por ello, y, aunque aun en este mismo trabajo se verá lo útil de implementar estudios a escala, se debe seguir desarrollando el ámbito de la modelización mediante métodos numéricos, matemáticos o algebraicos como los estudiados en este proyecto técnico.

En el presente estudio, estas cuestiones se hacen notables a partir de la evaluación de la EDAR que cubre el TM de Carral y Abegondo. Partiendo de una infraestructura ya ejecutada y perfectamente implementada en el medio, se pretende estudiar si efectivamente hay concordancia entre lo medido in situ sobre la misma (acercándose al modelo a escala), lo previsible partiendo únicamente de la literatura y de los estándares promulgados por las instituciones del ámbito de las aguas residuales, y, por último, evaluando también el ajuste o predicción mediante modelos como los diseñados por la IWA, el ASM1, ASM2d, o modificados.

Para ello e inicialmente, los trabajos realizados han sido de documentación y revisión del estado del conocimiento. Se ha recabado información en lo relativo a una parte concreta de las estaciones depuradoras, el reactor de fangos activos, ya que la gran mayoría de datos tangibles que se han podido recabar en la EDAR de Carral están muy influenciados por éste, dando lugar a, ajustadas y de gran nivel, relaciones entre teoría y datos empíricos en el ámbito concreto de los procesos de nitrificación y desnitrificación en el reactor. En segundo lugar, de la síntesis entre calibración y comprobación del rendimiento de los métodos de modelización, se han seguido dos pretensiones fundamentales. Por un lado, mediante el empleo del software AQUASIM y el modelo propio del ASM1, se han asentado las bases teóricas recabadas al inicio del proyecto, poniéndolas en práctica y caracterizándolas para las aguas de A Coruña. De este modo se ha ejecutado una doble evaluación, en primer lugar, de aptitudes del programa de modelización y su capacidad para representar la realidad conocida, y, en segundo lugar, sobre el comportamiento de las aguas de este municipio, discerniendo así cuáles serán las características “de interés” que en el caso de Carral se deberán de controlar. Con el conocimiento adquirido sobre los puntos a tener en cuenta en la modelización de las aguas y las relaciones que los sistemas algebraicos de representación implican, se ha desarrollado una modelización completa de la EDAR de Carral empleando el programa DESASS (ASM2d modificado), que debido a sus características, requiere de un aprendizaje más compacto sobre los procesos globales que tienen lugar en las estaciones depuradoras. Así, se ha realizado una triple evaluación, de nuevo, de las características del agua residual de este entorno, de la veracidad de lo aportado por AQUASIM y, finalmente, de la capacidad de previsión del futurible que programas como DESASS a día de hoy pueden aportar con muestreos como base.

Palabras claves: ASM1, nitrificación, desnitrificación, productos del carbono, productos del nitrógeno, aireación.

Resumo

Ante un porvir de reforma sobre o xa establecido, no que, as condicións de contorno afectantes sobre a infraestrutura poderán ser moi variables entre si, faise fundamental desenvolver a técnica que permita avaliar futuribles moi dispares. No ámbito da enxeñería, a modelización a escala é unha práctica estendida, esta é dificultosa tanto en medios como en criterios de aproximación. Por iso, e, aínda que neste mesmo traballo verase o útil de implementar estudos a escala, débese seguir desenvolvendo o ámbito da modelización mediante métodos numéricos, matemáticos ou algebraicos como os estudados nos capítulos que a continuación se mostran.

No presente estudo, estas cuestións fanse notables a partir da avaliación da EDAR que cobre o TM de Carral e Abegondo. Partindo dunha infraestrutura xa executada e perfectamente implementada no medio, preténdese estudar se efectivamente hai concordancia entre o medido in situ sobre a mesma (achegándose ao modelo a escala), o previsible partindo unicamente da literatura e dos estándares promulgados polas institucións imperantes no ámbito das augas residuais, e, por último, avaliando tamén o axuste ou predición mediante modelos como os deseñados pola IWA, o ASMN1, ASMN2d, ou modificados.

Para iso e inicialmente, os traballos realizados foron de documentación e revisión do estado do coñecemento. Solicitouse información no relativo a unha parte concreta das estacións depuradoras, o reactor de lodos activos, xa que a gran maioría de datos tanxibles que se puideron solicitar na EDAR de Carral están moi influenciados por este, dando lugar a, axustadas e de gran nivel, relacións entre teoría e datos empíricos no ámbito concreto dos procesos de nitrificación e desnitrificación no reactor. En segundo lugar, da síntese entre calibración e comprobación do rendemento dos métodos de modelización, seguíronse dúas pretensións fundamentais. Por unha banda, mediante o emprego do software AQUASIM e o modelo propio do ASMN1, asentáronse as bases teóricas solicitadas ao comezo do proxecto, poñéndolas en práctica e caracterizándolas para as augas da Coruña. Deste xeito executouse unha dobre avaliación, en primeiro lugar de aptitudes do programa de modelización e a súa capacidade para representar a realidade coñecida, e, en segundo lugar, sobre o comportamento das augas deste municipio, discernindo así cales serán as características “de interese” que no caso de Carral deberanse de controlar. Co coñecemento adquirido sobre os puntos para ter en conta na modelización das augas e as relacións que os sistemas algebraicos de representación implican, desenvolveuse unha modelización completa da EDAR de Carral empregando o programa DESASS (ASM2d modificado), que debido ás súas características, require dunha aprendizaxe máis compacta sobre os procesos globais que teñen lugar nas estacións depuradoras. Así, realizouse unha tripla avaliación, de novo, da características da auga residual desta contorna, da veracidade do achegado por AQUASIM e, finalmente, da capacidade de previsión do futuro que programas como DESASS a día de hoxe poden chegar en base a mostran.

Palabras craves: ASM1, nitrificación, desnitrificación, produtos do carbono, produtos do nitróxeno, aireación

Abstract

Faced with a future reform of what is already established, in which, the boundary conditions affecting the infrastructure may be highly variable, it is essential to develop a technique that allows us to evaluate very different futures. In the field of engineering, scale modelling is a widespread practice, but it is difficult both in terms of means and in terms of approximation criteria. For this reason, and, although in this same work we will see the usefulness of implementing scale studies, we must continue to develop the field of modelling by means of numerical, mathematical or algebraic methods such as those studied in the chapters shown below.

In the present study, these issues are highlighted by the evaluation of the WWTP that covers the TM of Carral and Abegondo. Starting from an infrastructure already executed and perfectly implemented in the environment, we intend to study whether there is indeed concordance between what is measured in situ on the same (using the scale model), what is foreseeable starting only from the literature and the standards promulgated by the prevailing institutions in the field of wastewater, and, finally, also evaluating the adjustment or prediction using models such as those designed by the IWA, or ASMN1, ASMN2d, or modified models.

To this end, the work carried out initially consisted of documentation and a review of the state of knowledge. Information has been collected in relation to a specific part of the wastewater treatment plants, the activated sludge reactor, since most of the tangible data collected at the Carral WWTP are highly influenced by it, giving rise to adjusted, high-level relations between theory and empirical data in the specific field of nitrification and denitrification processes in the reactor. Secondly, from the synthesis between calibration and performance testing of the modelling methods, two fundamental claims have been followed. On the one hand, using the AQUASIM software and the ASMN1 model, the theoretical bases collected at the beginning of the project were established, putting them into practice and characterising them for the waters of A Coruña. In this way, a double evaluation was carried out, firstly on the aptitude of the modelling programme and its capacity to represent the known reality, and secondly, on the behaviour of the waters of this municipality, thus discerning the characteristics "of interest" which, in the case of Carral, should be controlled. With the knowledge acquired on the points to be taken into account in water modelling and the relationships that the algebraic representation systems imply, a complete modelling of the Carral WWTP was developed using the DESASS programme (modified ASMN2d), which, due to its characteristics, requires a more compact learning process on the global processes that take place in the wastewater treatment plants. Thus, a triple evaluation has been carried out, once again, of the characteristics of the wastewater in this environment, of the veracity of the information provided by AQUASIM and, finally, of the capacity for forecasting the future that programmes such as DESASS can currently provide based on samplings.

Keywords: ASM1, nitrification, denitrification, carbon products, nitrogen products, aeration.

A mi Dafi y a Antonio, que están en todo lo que hago.

Agradecimientos

Queremos agradecer la colaboración prestada por Ricardo Vázquez y Román Maceiras de EMALCSA y por Antonio Armenta de HacheDosÓ para la realización de las campañas de campo en la EDAR de Carral, así como por facilitar la información sobre registros de caudal, etc., y, en general, por haber atendido todas nuestras peticiones de información técnica respecto de la EDAR de Carral.

También, se agradece la colaboración de medios y personal aportados por el Grupo de Enxeñería da Auga e do Medio Ambiente (GEAMA) concretamente de su área de Ingeniería Sanitaria.

Mi reconocimiento al personal de GEAMA, por su trato excelente. Especial agradecimiento a Alfredo, por su dedicación y todo lo aprendido de él.

Capítulo 1

Introducción y Objetivos

1.1. Nueva situación de la depuración de aguas residuales urbanas

La vigente Directiva sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas data de 1991 (Directiva 91/271). Debido a su implantación la calidad de las masas de agua en Europa mejoró ostensiblemente. Sin embargo, reconociendo varios factores como la necesidad de reducir más la carga contaminante vertida al ambiente, de alinear la directiva con el Pacto Verde Europeo y con nuevos retos en el tratamiento de las aguas residuales urbanas, además de aspectos de gobernanza como la Responsabilidad Ampliada del Productor (RAP), en el 2019 la Comisión Europea inició un proceso de revisión de la directiva y elaboración de un nuevo texto. El pasado 10 de abril el Parlamento Europeo aprobó el texto propuesto, que queda pendiente de la aprobación formal por parte del Consejo Europeo para su publicación y entrada en vigor, que se espera para finales del 2024.

En lo que sigue se describe de forma sucinta algunas de las innovaciones de la nueva Directiva de la UE sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas. Sobre algunas de las innovaciones se hace algún comentario, especialmente cuando, en lo que toca a Galicia, ya se han realizado acciones o actuaciones relacionadas.

Ámbito de aplicación ampliado: la nueva directiva se aplicará a las aglomeraciones con población de 1.000 habitantes equivalentes (h-e) o mayor, lo que implica ampliar la cobertura de depuración, pues, la Directiva 91/271 era de obligado cumplimiento a partir de 2.000 h-e.

Sistemas colectores de aguas residuales: la nueva directiva establece que las aglomeraciones pequeñas, a partir de 1.000 h-e, deberán estar conectadas a redes de colectores de aguas residuales urbanas antes del 2035. Sin embargo, se fijan excepciones, por ejemplo, para las aglomeraciones más pequeñas que vierten sus aguas residuales en aguas costeras o en zonas menos sensibles.

Si el establecimiento de un sistema colector (para conectar un núcleo pequeño y alejado de una red existente), no está justificado, o no es viable o rentable, los Estados miembros pueden utilizar sistemas individuales para recoger y tratar las aguas residuales urbanas.

En Galicia, el saneamiento en el medio rural y disperso con poblaciones de 1.000 habitantes o menores, que requerían de sistemas individuales, se empezó a abordar de forma planificada, sistemática y técnica cuando se desarrollaron, entre otras acciones, las Directrices para el Saneamiento en el Medio Rural (DSMR) (Aguas de Galicia, 2006)¹. El estudio realizado para

¹ Aguas de Galicia (2006). "Directrices de Saneamiento en el Medio Rural de Galicia". Informe – Volumen 1 – Memoria: Metodología de priorización de actuaciones y de selección de soluciones de depuración en el medio rural. Preparado por J. Suárez y A. Jácome y otros colaboradores del Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente (GEAMA). ©Aguas de Galicia. Santiago de Compostela.

elaborar las DSMR señaló que aproximadamente 910.000 habitantes en Galicia se asentaban en núcleos de 1.000 habitantes o menos. A esto había que añadir aproximadamente otros 250.000 habitantes de población rural en diseminado, es decir, que ni siquiera constituían núcleos, pero que igualmente requieren saneamiento para proteger la salud pública y el medio.

A día de hoy, en Galicia muchos pequeños núcleos cuentan con sistemas individuales descentralizados y se cuenta también con sistemas individuales conocidos como solución de saneamiento autónomo para la población en diseminado. Augas de Galicia, para abordar esta problemática de los núcleos muy pequeños y del saneamiento autónomo, ha desarrollado las Directrices Técnicas para Obras Hidráulicas-Serie EDAR² y una Guía para el Saneamiento Autónomo³, respectivamente (Augas de Galicia, 2013; 2023).

Eliminación de nutrientes: la nueva directiva incrementa el grado de eliminación de los nutrientes (nitrógeno y fósforo) responsables de la eutrofización de las masas de agua.

Se extiende la obligación del tratamiento terciario para eliminar N y P a todas las aglomeraciones de más de 150.000 h-e, para el año 2039.

Para 2045, las obligaciones de tratamiento terciario se harán extensivas a las aglomeraciones a partir de 10.000 h-e, cuando estas viertan sus aguas residuales en zonas que cumplan determinados criterios basados en un análisis de riesgo. Las administraciones deberán elaborar listados de zonas de riesgo para todas las aglomeraciones de 10.000 a 150.000 h-e.

También, serán más restrictivos los nuevos límites de concentración de nutrientes en el efluente de un tratamiento terciario. Según la nueva directiva los límites máximos serán los del siguiente cuadro:

Aglomeración (h-e)	NT (mg/L)	PT (mg/L)
10.000 – 150.000	10 (antigua directiva: 15)	0,7 (antigua directiva: 2)
> 150.000	8 (antigua directiva: 10)	0,5 (antigua directiva: 1)

NT: nitrógeno total. PT: fósforo total.

La nueva directiva introduce una excepción al requisito de tratamiento terciario en el caso de que las aguas residuales urbanas tratadas se reutilicen para el riego agrícola, siempre que no existan riesgos ambientales ni sanitarios.

Los nuevos requisitos exigirán una gran inversión en nuevas, o ampliadas, infraestructuras de depuración. Además, implicará la incorporación de nuevas tecnologías en las EDAR, especialmente para alcanzar los límites de concentración de nitrógeno total. En Galicia, en algunos casos la Administración Hidráulica ha exigido la reducción de nutrientes incluso para EDAR de aglomeraciones de menos de 10.000 h-e, cuando las circunstancias específicas del medio receptor lo han ameritado. Por ejemplo, es el caso de la EDAR de San Vicente (Carral),

² Augas de Galicia (2013, 2023). “Directrices Técnicas de Obras Hidráulicas – Serie: EDAR”. Preparadas por Augas de Galicia en colaboración coa Universidade da Coruña a través do Grupo de Enxeñería da Auga e do Medio Ambiente (GEAMA). De acceso libre y gratuito en la página web de Augas de Galicia.

³ Augas de Galicia (2023). “Guía para a configuración de solución de saneamento autónomo. Ata 10 habitantes”. Augas de Galicia en colaboración coa Universidade da Coruña a través do Grupo de Enxeñería da Auga e do Medio Ambiente (GEAMA). ©Augas de Galicia. Santiago de Compostela.

objeto de este proyecto técnico, y que está diseñada para una población de 4.000 h-e, pero que vierte sus aguas tratadas al río Barcés, afluente del embalse de Cecebre (principal fuente de abastecimiento de A Coruña y otros municipios próximos). Sin embargo, este vertido que, conforme a la Directiva sería de poca entidad, fue considerado de riesgo para la calidad del embalse, y por eso se incluyó un tratamiento para la reducción de nutrientes en la EDAR.

Eliminación de microcontaminantes: será necesario eliminar microcontaminantes de las aguas residuales urbanas, especialmente aquellos procedentes de productos farmacéuticos y cosméticos tóxicos. Para la eliminación de microcontaminantes habrá que implantar lo que la nueva Directiva llama “tratamiento cuaternario”.

Para este tipo de tratamientos, y aglomeraciones de más de 150.000 h-e, se ha establecido un límite de implantación hasta 2045. También, se hará extensibles este tipo de tratamiento a las aglomeraciones a partir de 10.000 h-e, cuando viertan sus aguas residuales en zonas que cumplan determinados criterios basados en el riesgo. Las administraciones responsables deberán elaborar listados de zonas de riesgos, similares a las de contaminación por nutrientes, para todas las aglomeraciones de 10.000-150.000 h-e.

Control de microplásticos: la directiva introduce un control sistemático de los microplásticos en las entradas y salidas de las EDAR urbanas. También, se deberá controlar el contenido de microplásticos en los lodos de EDAR.

Aplicación del principio de quien contamina paga: las empresas farmacéuticas y los fabricantes de cosméticos, deberán asumir al menos el 80 por ciento de los costes de eliminación de microcontaminantes.

Monitoreo de la salud: en las aguas residuales urbanas se deberán monitorear periódicamente parámetros importantes relacionados con la salud, incluida la resistencia a los antimicrobianos o los patógenos del SARS-COVID en caso de una pandemia.

Establecimiento de planes de gestión: se fijan plazos para que los Estados miembros establezcan un plan de gestión integrada (PGI) de las aguas residuales urbanas, estos planes están orientado sobre todo a los desbordamientos de las redes de alcantarillado durante lluvias intensas y a la gestión de la escorrentía urbana. Los plazos son:

hasta 2033 aglomeraciones urbanas de más de 100.000 h-e.

hasta 2039 aglomeraciones urbanas de entre 10.000 y 100.000 h-e.

Esta innovación, que ya constaba en la propuesta de nueva directiva a 20 de octubre del 2022, fue recogida íntegramente en el Real Decreto 665/2023, de 18 de julio, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, donde se recogen aspectos relacionados con los PGI, incluyendo el Anexo XI que materializa la “Norma técnica básica para el control de los vertidos por desbordamientos del sistema de saneamiento en episodios de lluvia”.

Neutralidad energética y energías renovables: el sector del tratamiento de aguas residuales urbanas puede desempeñar un papel importante en la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, de manera que la nueva directiva introduce un objetivo de neutralidad

energética para las EDAR. Dicho objetivo significa que, de aquí a 2045, las EDAR urbanas tendrán que producir energía de fuentes renovables.

En este sentido, a través de la implementación de tecnologías innovadoras y prácticas sostenibles, se busca que las EDAR puedan reducir significativamente su dependencia de los combustibles fósiles y su impacto ambiental. Este enfoque no solo contribuye a la sostenibilidad ambiental, sino que también ofrece beneficios económicos a largo plazo al reducir los costes operativos y, potencialmente, generar ingresos a través de la venta de energía excedente. El sector de las aguas residuales urbanas debe aprovechar su potencial de neutralidad energética, contribuyendo así a los objetivos generales del Pacto Verde Europeo.

Reutilización de aguas residuales depuradas: uno de los aspectos más importantes incluidos en la nueva directiva será que se promoverá la reutilización de las aguas residuales tratadas desde todas las EDAR para uso agrícola. Para España, incluir aspectos fundamentales de la reutilización de aguas residuales depuradas es algo fundamental. En este sentido, el texto de la nueva directiva debería ir en consonancia con el reciente Reglamento 741/2020 de reutilización de agua depurada en el ámbito agrícola.

1.2. Objetivos del proyecto técnico

De los retos/cambios presentados en la nueva Directiva, para este proyecto técnico resulta de mayor interés lo tocante a la reducción de nutrientes. Por un lado, aumenta la exigencia de calidad en el agua tratada al reducirse los límites de concentración a valores tales que, casi con toda seguridad, obligará a la implementación de nuevas tecnologías de depuración en los proyectos. Pero, además, la reducción de nutrientes será obligatoria para toda EDAR que sirva a una aglomeración mayor de 150.000 h-e, independientemente de que el efluente de la EDAR se vierta a una zona sensible a la eutrofización o no. Un ejemplo cercano es la EDAR de Bens, que depura las aguas residuales urbanas de A Coruña y su área metropolitana (Arteixo, Cambre, Culleredo y Oleiros), unos 400.000 h-e, y que actualmente su mayor grado de depuración exigido por normativa es un tratamiento secundario, es decir, no reduce nutrientes sino solo materia orgánica. Por lo tanto, será una de las tantas EDAR que requerirán una modificación significativa en su línea de tratamiento para adaptarse a este reto que plantea la nueva Directiva.

Si para el diseño de los nuevos proyectos de EDAR ya supone un reto importante cumplir con la mayor reducción de nutrientes que plantea la nueva Directiva, todavía el reto será mayor para la modificación/ampliación de las EDAR existentes, pues, muchas de ellas tendrán también el desafío simultáneo de encajar las nuevas etapas de tratamiento en parcelas que ya están al límite de su ocupación. Y en esto, volvemos sobre el caso EDAR-Bens, pues, es un ejemplo claro de parcela sin gran disponibilidad de espacio para nuevas etapas de tratamiento, al menos en superficie (siempre está la posibilidad de construir subterráneamente).

En el caso de las EDAR que ya cuentan con tratamiento terciario para la eliminación de nutrientes, se podría esperar que el reto sea menos significativo, pues, en principio “solo” se trataría de adaptar la(s) tecnología(s) implantada(s) a los nuevos requisitos. Aun así, es un desafío muy importante, que requerirá de un estudio en profundidad en cada caso.

Las EDAR en funcionamiento que tengan que implantar o ampliar un tratamiento terciario requerirán de un profuso análisis de alternativas. Estos estudios pueden pasar por la construcción y explotación de plantas piloto para verificar la bondad de las soluciones. Sin embargo, un estudio experimental puede significar ingentes costes de inversión y de explotación. El riesgo de que una planta piloto no proporcione los resultados adecuados se puede reducir mediante el uso simuladores de funcionamiento y diseño de procesos basados en modelos matemáticos dinámicos predictivos que tengan una fiabilidad contrastada. El uso de la modelización debería considerarse como una acción complementaria a construir y medir.

Con estos antecedentes, el **objetivo general** de este proyecto técnico ha sido la evaluación de dos programas de simulación dinámica del proceso biológico de eliminación simultánea de materia orgánica y nitrógeno. Los programas evaluados han sido el AQUASIM y el DSASS. Estos programas implementan sendos modelos de fangos activos, ASM1 y ASM2d, respectivamente (ASM, son las siglas en inglés de Activated Sludge Model). El modelo de fangos activos es un nombre genérico para un grupo de métodos matemáticos para modelar sistemas de biomasa en suspensión más conocidos como fangos activos. La investigación en este campo está coordinada a nivel internacional por un grupo de trabajo de la Asociación Internacional del Agua (IWA, siglas en inglés de International Water Association).

Para evaluar los programas de simulación se ha utilizado como caso real el proceso biológico de la EDAR de Carral, que se basa en una de las variantes tecnológicas de fangos activos denominada “canal de oxidación”. Así, el proyecto tuvo como **objetivos técnicos específicos**:

- Evaluación del diseño con modelo en estado estacionario de la EDAR de Carral.
- Evaluación del rendimiento de la EDAR mediante campañas analíticas de campo para caracterizar el agua residual bruta y tratada.
- Evaluación del funcionamiento del canal de oxidación mediante campañas analíticas específicas practicadas al proceso.
- Análisis de registros históricos de caudal de la EDAR para diseñar escenarios de simulación.
- Aplicación del programa AQUASIM para calibrar variables del proceso biológico de la EDAR. “El AQUASIM es un programa que enseñar a modelar”.
- Aplicación del programa DESASS para la modelación dinámica de la EDAR.

Finalmente, los principales **objetivos de formación** han sido:

- Profundizar en el conocimiento de los procesos fundamentales del tratamiento biológico de las aguas residuales urbanas.
- Profundizar en el conocimiento de la modelización matemática de los procesos biológicos de depuración de aguas residuales.
- Adquirir capacidad para el diseño y realización de campañas de muestreo orientadas a la evaluación del funcionamiento de un proceso de tratamiento y/o una EDAR.
- Adquirir capacidad en el manejo de programas de simulación dinámica de procesos de tratamiento de las aguas residuales.

Capítulo 2

Eliminación Biológica de Carbono y Nitrógeno de las Aguas Residuales

Actualmente, los vertidos líquidos que puedan afectar a medios acuáticos con zonas sensibles a la eutrofización (embalses, lagos y otros) deberán adecuarse al cumplimiento de la Directiva 91/271/CEE, sobre tratamiento de aguas residuales urbanas. Esto implica que deberán someterse a un tratamiento más riguroso para reducir la concentración tanto de materia orgánica (carbono orgánico) como de nitrógeno total y/o de fósforo total. La eliminación de nitrógeno requiere de un sistema biológico que incluya los procesos de oxidación orgánica aerobia, nitrificación y desnitrificación.

El nitrógeno en las aguas residuales urbanas se encuentra en forma orgánica (30-40%) y amoniacal (60-70%) (Crites y Tchobanoglous, 2000). La forma orgánica (proteínas, urea) se descompone e hidroliza rápidamente (proceso de amonificación) para pasar a la forma amoniacal. Así, en una EDAR la eliminación biológica del nitrógeno implica que una parte del amonio disponible se asimile para la formación de biomasa (o lodo), y que la fracción remanente, primero se oxide por vía aerobia a nitrato (proceso de nitrificación) y después por vía anóxica este nitrato se desnitrifique (proceso de desnitrificación) en forma de gas nitrógeno. El proceso de desnitrificación demanda un aporte de carbono orgánico. En resumen, el nitrógeno se elimina del agua residual por dos vías o rutas: 1) incorporado a los lodos (biomasa) producidos y purgados del proceso y, 2) en forma de gas nitrógeno que escapa a la atmósfera. El siguiente es un esquema simplificado de esta eliminación biológica de nitrógeno del agua residual urbana.

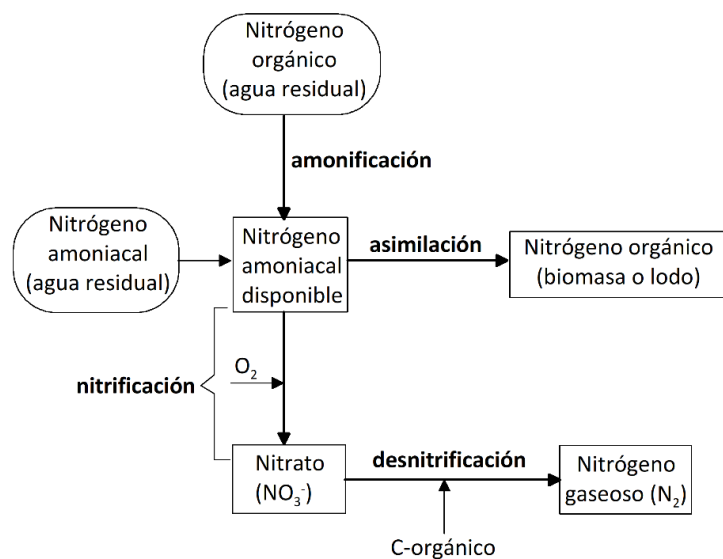


Figura 2.1.- Esquema de la transformación del nitrógeno de las aguas residuales urbanas en biomasa (lodo) y nitrógeno gaseoso (adaptada de Crites y Tchobanoglous, 2000).

Desde un punto de vista bioquímico, la eliminación biológica simultánea de carbono y nitrógeno de las aguas residuales urbanas requiere el desarrollo o participación de tres reacciones principales: oxidación orgánica aerobia, nitrificación y desnitrificación. Una representación simplificada de estas reacciones es la siguiente:

- $\text{C-orgánico} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{biomasa} + \dots$ (oxidación orgánica aerobia)
- $\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{biomasa} + \dots$ (nitrificación)
- $\text{C-orgánico} + \text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_{2(\text{g})} + \text{biomasa} + \dots$ (desnitrificación)

Para la oxidación aerobia de materia orgánica, las bacterias heterótrofas utilizan oxígeno como aceptor final de electrones. La reacción de nitrificación, también es aerobia y se trata de un proceso autotrófico, esto es, la energía necesaria para el crecimiento bacteriano se obtiene de la oxidación del nitrógeno amoniacal. Para la síntesis celular, los organismos nitrificantes emplean dióxido de carbono (carbono inorgánico), en lugar de carbono orgánico. En una EDAR el proceso de nitrificación puede llevarse a cabo conjuntamente con la oxidación aerobia de materia orgánica (nitrificación conjunta), pero también de forma separada o independiente (nitrificación terciaria), siendo lo más común en EDAR urbanas la nitrificación conjunta.

La reacción de desnitrificación biológica, consiste en un proceso heterótrofo anóxico que utiliza nitrato como aceptor final de electrones (oxidante) en lugar de oxígeno. El nitrógeno de nitrato es transformado a nitrógeno gaseoso y así es eliminado hacia la atmósfera. Aunque utiliza nitrato en lugar de oxígeno como aceptor final de electrones, la reacción bioquímica de desnitrificación es similar a la de oxidación orgánica aerobia, es decir, recurre a microorganismos del mismo tipo, en general bacterias heterótrofas facultativas que adaptan su metabolismo para aprovechar el nitrato como oxidante. Esta adaptación implica que su velocidad de reacción será menor.

Como todas las reacciones bioquímicas, las tres son afectadas por condiciones específicas en el reactor, que incluyen el pH, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto (OD), el nivel de potencial redox, el tipo y concentración de sustrato orgánico, la disponibilidad neta de alcalinidad y, en su caso, la presencia de sustancias tóxicas o inhibidoras.

2.1. Fundamentos de la oxidación orgánica aerobia

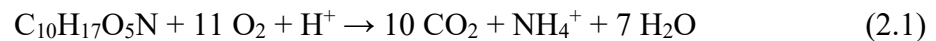
Igual que en una reacción química abiótica, para el estudio de las reacciones bioquímicas se debe tener información tanto de la estequiometría como de la velocidad de la reacción para aplicarla al diseño o dimensionamiento del reactor biológico. Con los compuestos orgánicos que alimentan a un reactor biológico aerobio puede pasar una o más de las siguientes transformaciones (Henze, 1995):

- Oxidación a dióxido de carbono y diferentes nutrientes (como N, P, etc.).
- Asimilación para formar nueva biomasa (lodo).

- No sufrir ningún cambio, lo cual significaría que es no biodegradable o inerte (al menos para el caso particular).
- Transformarse en otro compuesto orgánico.

2.1.1. Estequiometría de la oxidación orgánica aerobia: coeficiente de producción celular

La materia orgánica, MO, de un agua residual doméstica es el resultado de una mezcla compleja de carbohidratos, proteínas, urea, aceites y grasas, etc. Una fórmula química que puede representar la MO, por ejemplo, sería $C_{10}H_{17}O_5N$ (Jácome *et al.*, 1999). Cuando esta MO se oxida bioquímicamente a dióxido de carbono (sin producción celular) se puede obtener la siguiente estequiometría:



El consumo de oxígeno resultante de la ecuación anterior es de 11 moles- O_2 /mol- $C_{10}H_{17}O_5N$:

$$\begin{aligned} 11 \text{ mol-}O_2 \times 32 \text{ g/mol-}O_2 &= 352 \text{ g-O} \\ 1 \text{ mol-}C_{10}H_{17}O_5N \times 231 \text{ g/mol-}C_{10}H_{17}O_5N &= 231 \text{ g-}C_{10}H_{17}O_5N \end{aligned}$$

Es decir, la demanda de oxígeno resulta: $352/231 = 1.52 \text{ g-}O_2/\text{g-}C_{10}H_{17}O_5N$. Este valor coincidiría con el obtenido en el ensayo de DQO de esta materia orgánica. Por lo tanto, también se puede decir que 1 g- $C_{10}H_{17}O_5N$ equivale a 1.52 g-DQO.

Sin embargo, en los reactores biológicos de las EDAR urbanas una parte de la materia orgánica se oxida o transforma por vía aerobia en CO_2 y otra parte se transforma en nuevo material celular. Por lo tanto, hay un crecimiento de microorganismos (biomasa), es decir, hay una producción celular o de biomasa. Se conoce como producción, el crecimiento experimentado por la biomasa en función del sustrato utilizado. Una estequiometría simplificada de este crecimiento es:



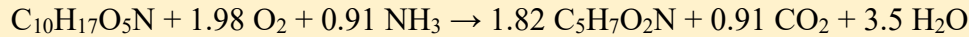
Esta simple estequiometría indica que “ c moles de X se producen por a moles de S transformado”. Conociendo los valores de los coeficientes a y c , así como los pesos moleculares de S y X , la producción podría expresarse mediante un coeficiente estequiométrico Y (en g X /g S) que se define como:

$$\frac{\Delta X}{\Delta S} = Y; \quad \text{que llevado al límite: } \frac{dX}{dS} = Y \quad (2.3)$$

El coeficiente de producción celular real, Y , se expresa en “g-biomasa producida/g-sustrato consumido”, por ejemplo: g-SS/g- DBO_5 , g-SSV/g- DBO_5 , g-SS/g-DQO, etc. En condiciones estables (poca variabilidad tanto del sustrato como de las condiciones ambientales) se puede considerar que Y tiene un valor constante.

Ejemplo: Determinación del valor de Y

Se va a determinar la producción bacteriana heterótrofa aerobia basada en la oxidación de la materia orgánica del agua residual doméstica cuya fórmula simple es $C_{10}H_{17}O_5N$ que sirve de fuente de carbono y como sustrato (S). La biomasa (bacterias) (X) se representa mediante $C_5H_7O_2N$. La ecuación estequiométrica global es:



Es decir, se produce 1.82 moles de células bacterianas por cada mol de MO consumido. En peso sería: $(1.82 \text{ moles} \times 113 \text{ g/mol-}C_5H_7O_2N) / (1 \text{ mol} \times 231 \text{ g/mol-}C_{10}H_{17}O_5N) = 0.89 \text{ g-célula/g-sustrato}$.

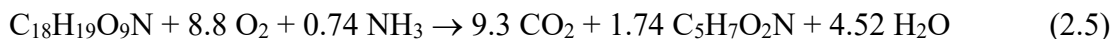
En la práctica, “1 g-célula” equivale a “1 g-SSV”. Por su parte, los “g-sustrato” se expresarán como “g- DBO_5 ” (o, como g-DQO), pero para esto hace falta un factor de transformación de “g- $C_{10}H_{17}O_5N$ ” a “g- DBO_5 ” o “g-DQO”. Tal como se vio en el apartado anterior, en términos de DQO “1 g- $C_{10}H_{17}O_5N$ equivale a 1.52 g-DQO”. Así, Y tendría un valor de 0.58 g-SSV/g-DQO.

Nota: A partir de la ecuación estequiométrica global, y de la misma forma que se ha determinado el coeficiente estequiométrico de producción celular, se puede estimar el coeficiente estequiométrico de consumo de oxígeno (= 1.98 moles de O_2 por mol de sustrato = $0.27 \text{ g-}O_2/\text{g-}C_{10}H_{17}O_5N = 0.18 \text{ g-}O_2/\text{g-DQO}$). Como se ve, al utilizarse una fracción de la MO para síntesis celular, y por lo tanto, no oxidarse a CO_2 , la demanda de oxígeno del proceso global (síntesis más oxidación) es menor que cuando la MO se oxida completamente.

La materia orgánica de las aguas residuales domésticas se debe a múltiples componentes, no existiendo una fórmula química única que la defina. De modo que, se puede encontrar tantas fórmulas como casos investigados. Por ejemplo, Rittmann & Langeland (1985) propusieron la siguiente estequiometría para la biodegradación aerobia de materia orgánica de un agua residual doméstica:



Mientras que, Pöpel (1975, citado por Henze, 1995) propuso:

**2.1.2. Cinética del crecimiento celular**

Durante la dinámica del crecimiento celular se pueden dar principalmente tres reacciones:

- Crecimiento celular
- Hidrólisis
- Decaimiento

A estas reacciones puede sumarse el fenómeno de adsorción, que no es propiamente una reacción, pero tiene efectos sobre la velocidad y rendimiento del proceso. En la siguiente figura se esquematiza lo que sucede en un reactor biológico (lo que realmente sucede es más complejo que lo mostrado).

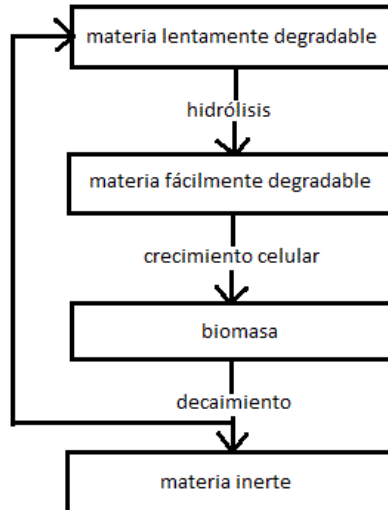


Figura 2.2. Modelo bi-sustrato orgánico de las reacciones biológicas (de Henze 1995).

El principal problema en la mayoría de los reactores es que solo una fracción de la materia orgánica está accesible de forma inmediata (fácilmente degradable) para los microorganismos heterótrofos. En el reactor biológico se pretende dar las condiciones adecuadas para el crecimiento óptimo de los microorganismos capaces de asimilar la materia orgánica del agua residual, de forma compatible con los condicionantes técnicos del sistema. Para ello, como mínimo, los microorganismos deben permanecer en el sistema el tiempo necesario para reproducirse (tiempo de retención celular). Además, se pretende controlar su velocidad de crecimiento, que será proporcional a la velocidad de consumo del nutriente de interés ambiental.

Cuando la disponibilidad de sustrato es ilimitada y las condiciones ambientales son idóneas, la masa (concentración) de un cultivo incrementa de modo proporcional a su propia masa (concentración) presente, es decir:

$$\frac{\Delta X}{\Delta t} \propto X \quad (2.6)$$

Donde, ΔX y X concentraciones de microorganismos (mg SS/L; mg SSV/L). Introduciendo una constante de proporcionalidad (μ) puede escribirse:

$$\frac{\Delta X}{\Delta t} = \mu X; \quad \text{llevando al límite: } \frac{dX}{dt} = \mu X \quad (2.7)$$

Donde, μ es un coeficiente cinético del crecimiento específico, es decir, de la velocidad de producción de biomasa por unidad de biomasa. Sus unidades son gSS/gSS/d, pero generalmente se expresa en d^{-1} (a veces en h^{-1}).

Considerando una concentración inicial X_0 cuando $t = 0$, e integrando se obtiene:

$$X = X_0 e^{\mu t} \quad (2.8)$$

Es decir, sin limitación de sustrato, se produce un crecimiento exponencial de la biomasa. Para $t = t_d$ (t_d = tiempo de duplicación celular), X será $2X_0$, por lo tanto, en fase exponencial de crecimiento (abundancia de nutrientes):

$$\mu = \frac{\ln 2}{t_d} \quad (2.9)$$

Sin embargo, el crecimiento exponencial puede ser limitado por los recursos disponibles, por ejemplo, el espacio (volumen de reactor), cantidad de sustrato, etc. Cuando hay **limitación por un sustrato**, la velocidad de crecimiento celular, es decir μ , se vuelve dependiente de la concentración del sustrato limitante. La figura 2.3 ilustra la relación que se obtiene cuando μ se mide como función de la concentración de un único sustrato limitante.

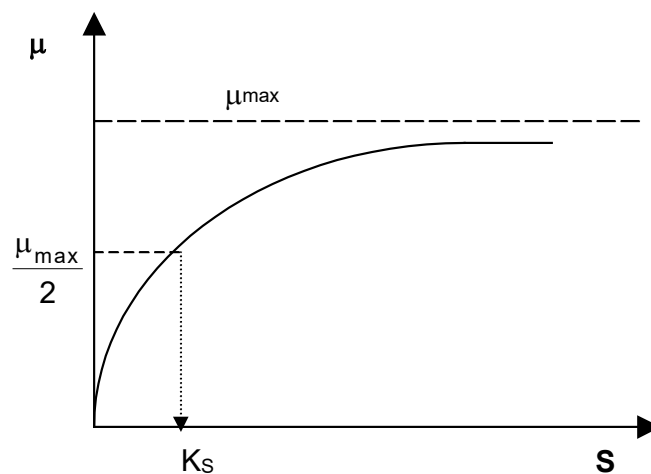


Figura 2.3.- Representación esquemática del crecimiento específico celular como función de la concentración de un único sustrato limitante.

La fórmula matemática que mejor ajusta la relación presentada en la figura ha sido objeto de amplio debate. Todavía, no hay el suficiente conocimiento sobre los mecanismos del crecimiento bacteriano para proponer un modelo mecanicista que pueda predecir el crecimiento de forma exacta. Para superar este déficit, se han realizado innumerables experimentos para observar el efecto de varios factores sobre el crecimiento microbiano y se ha intentado ajustar ecuaciones empíricas a los resultados. En consecuencia, todas las ecuaciones que han sido propuestas son curvas de ajuste y los únicos argumentos válidos para el uso de una u otra son: la bondad del ajuste, la utilidad matemática y/o su amplia aceptación por la comunidad de expertos.

La ecuación con mayor precedente histórico y con gran aceptación es la que propuso Monod en 1949 (Grady *et al.*, 1999). Aunque su trabajo original fue realizado en cultivos batch, más tarde fue ampliado por otros investigadores empleando cultivos continuos de especies bacterianas simples creciendo sobre la base de un medio de cultivo específico, llegándose a la conclusión de que la curva $\mu = f(S)$ podría aproximarse mediante la ecuación de una hipérbola rectangular, es decir:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_S + S} \quad (2.10)$$

Donde:

μ_{\max} = valor máximo de μ (d^{-1})

S = conc. sustrato soluble limitante del crecimiento (mg/L)

K_S = cte. semi-saturación = conc. sustrato tal que $\mu = \mu_{\max}/2$ (mg/L)

2.1.3.- Discusión sobre los parámetros del modelo de Monod

El valor de K_S determina cuán rápido μ se aproxima a μ_{\max} . Debido a la similitud del modelo de Monod con la ecuación de Michaelis-Menten sobre cinética enzimática, se ha llegado a la conclusión errónea de que Monod la desarrolló sobre una base mecanicista. A diferencia de la ecuación de Michaelis-Menten que fue desarrollada a partir de los fundamentos de reacciones químicas catalizadas por enzimas, y que por lo tanto tiene una base mecanicista, la ecuación de Monod es de origen estrictamente empírico. De hecho, el propio Monod se preocupó de enfatizar esto.

La ecuación de Monod ha servido para ajustar los datos de muchos crecimientos bacterianos puros basados en sustratos específicos, tanto orgánicos como inorgánicos, y se ha utilizado en el desarrollo de modelos para describir el cultivo continuo de microorganismos. Sin embargo, no ha sido ciegamente aceptada por todos, y varios investigadores han propuesto ecuaciones alternativas porque han ajustado mejor sus datos. Con todo, sigue siendo la ecuación con mayor utilización por la comunidad científica.

Debido a que la ecuación de Monod se basa en estudios de cultivos puros con monosustratos, dos cuestiones se han planteado cuando se requiere su aplicación para modelizar procesos bioquímicos de tratamiento de aguas residuales. La primera sería, si resulta conveniente para expresar la cinética de un crecimiento basado en un sustrato complejo, mezcla de cientos de formas simples orgánicas que se miden mediante una técnica inespecífica como es la DQO, ¿puede la ecuación de Monod describir el efecto de la DQO biodegradable sobre la velocidad de crecimiento específico de una bacteria? La segunda cuestión, tiene que ver con la complejidad de la comunidad o biocenosis de los reactores biológicos que incluye no solo diferentes cultivos bacterianos sino otras formas de vida, incluso de organismos superiores ¿tal ensamble heterogéneo puede expresarse simplemente como “biomasa” en la ecuación de Monod, para describir su crecimiento? Muchos investigadores se han planteado y estudiado estas cuestiones, y en general coinciden en que la respuesta a ambas es sí (Grady *et al.*, 1999).

No obstante, la forma en la que el cultivo crece tendrá efecto sobre la estructura de la comunidad, de modo que los valores de μ y K_S obtenidos de cultivos mixtos deberían considerarse valores promedio resultantes de la interacción de muchas especies. En consecuencia, se debería hablar de intervalo de valores para μ y K_S , e incluso Y , y no de valores únicos.

La constante de semi-saturación, K_S , del modelo de Monod es el parámetro más variable y menos predecible. La resistencia al transporte de materia, que normalmente se desprecia en los crecimientos bacterianos en suspensión (fangos activos), se refleja en un aumento del valor de

K_S . Cuando la resistencia al transporte es baja y se trata de un sustrato simple, los valores de K_S tienden a ser bajos, incluso menor que 1 mg/L. Para compuestos más complejos de degradar y con problemas de transporte, los valores de K_S pueden oscilar entre varios mg/L hasta cientos de mg/L.

Las aguas residuales domésticas son el ejemplo más evidente de composición compleja del sustrato orgánico. Como era de esperar de la discusión anterior, se ha informado un amplio intervalo de valores, con $\mu_{H,max}$ de 0.12 a 0.55 h⁻¹, y K_S de 10 a 180 mg/L como DQO. El fraccionamiento de la DQO en rápida y lentamente biodegradable con fines de modelación dinámica de los procesos biológicos, ha permitido reducir la amplitud del intervalo de valores, habiéndose adoptado para la fracción rápidamente biodegradable: 0.25 h⁻¹ (6 d⁻¹) y 20 mg/L como DQO, para $\mu_{H,max}$ y K_S , respectivamente (a 20 °C) (Grady et al., 2011).

Los valores de K_S y μ son dependientes de las especies consideradas, de modo que en cultivos mixtos la configuración o explotación del reactor afectará a dichos valores. Por ejemplo, los reactores en los cuales el cultivo se somete a variaciones muy fuertes de la concentración del sustrato, de muy alta a muy baja, tienden a seleccionar especies que puedan crecer rápidamente (elevado valor de μ_{max}), mientras que los reactores que mantienen una concentración estable y baja del sustrato, seleccionan organismos que son buenos aprovechadores de la totalidad de las fracciones degradables del sustrato, incluida la de lenta degradación (estos tendrán un valor bajo de K_S). Esto complica el análisis y requiere de experimentos en sistemas que reproduzcan a pequeña escala una instalación real para determinar los parámetros cinéticos.

2.1.4.- Cinética del consumo de sustrato

En un cultivo microbiano, el cambio de concentración de sustrato al cabo de un tiempo t es proporcional al crecimiento celular, proporcionalidad que la establece la relación estequiométrica entre los implicados en la reacción de síntesis celular, S y X :

$$\frac{dS}{dt} = \frac{1}{Y} \frac{dX}{dt} = \frac{1}{Y} \mu X \quad (2.11)$$

Operando la expresión anterior, se obtiene:

$$\frac{dS/dt}{X} = \frac{\mu}{Y} = U \quad (2.12)$$

El parámetro “ U ” representa la velocidad de consumo específico de sustrato: cantidad de sustrato utilizada en la unidad de tiempo por unidad de biomasa sintetizada (g-S/g-X/d; por ejemplo: g-DBO₅/g-SS/d). En la fase estacionaria del crecimiento celular, al incorporar la expresión de Monod se obtiene:

$$U = \frac{dS}{X dt} = \frac{\mu_{max}}{Y} \frac{S}{K_S + S} = k \frac{S}{K_S + S} \quad (2.13)$$

Donde, $k = \frac{\mu_{max}}{Y}$ = velocidad máxima de consumo específico de sustrato (h⁻¹, d⁻¹).

2.1.5.- Hidrólisis

El proceso de hidrólisis convierte moléculas de gran tamaño en moléculas pequeñas y directamente degradables. Puede tratarse de una degradación tanto de sólidos disueltos (modelo tri-sustrato) como en suspensión. El proceso de hidrólisis, en general, es lento en comparación con el crecimiento celular. Por lo tanto, en términos de velocidad de la reacción global, la hidrólisis será el factor cinético limitante de los procesos biológicos de tratamiento.

Pese a que en muchos casos es un fenómeno de gran importancia, el proceso de hidrólisis no ha sido investigado profundamente. Todavía está sin establecer la mejor forma de representar su cinética. Parte del problema estriba en el hecho de que las enzimas de hidrólisis no se asocian, ni siquiera de forma proporcional, con la biomasa activa, aunque sea esta la que las produce (Rittmann y McCarty, 2001). No se ha establecido el nivel que controla las enzimas de hidrólisis y su medición no es simple ni se ha llevado a cabo de forma frecuente en sistemas de interés en biotecnología ambiental. Así, los procesos de hidrólisis se suelen describir como una reacción de orden 1 respecto de la materia hidrolizable, por ejemplo, de los sólidos en suspensión, X_S :

$$(dX_S/dt) = k_h X_S \quad (2.14)$$

Una expresión similar se emplea para la hidrólisis de sólidos orgánicos solubles (S_S):

$$(dS_S/dt) = k_h S_S \quad (2.15)$$

Sin embargo, el valor de la constante de hidrólisis, k_h , no es idéntico en las dos ecuaciones anteriores. También, se emplean expresiones más complicadas del tipo modelo de saturación:

$$\left(\frac{dX_S}{dt}\right) = k_{hx} \frac{X_S/X}{K_X + (X_S/X)} X \quad (2.16)$$

Donde:

$k_{h,X}$ = constante de hidrólisis ($M_{X_S} M_{X_B}^{-1} T^{-1}$)

K_X = constante de semi-saturación ($M_{X_S} M_{X_B}^{-1}$)

X = concentración de biomasa ($M_{X_B} L^{-3}$)

X_S = concentración de sólidos en suspensión ($M_{X_S} L^{-3}$)

La generación de sólidos orgánicos solubles por hidrólisis de sólidos en suspensión puede expresarse:

$$(dS_S/dt) = r_{V,X_S} \cdot v_{X,S} \quad (2.17)$$

Donde, $v_{X,S}$ es un coeficiente estequiométrico que convierte sólidos en suspensión (X_S) en sólidos solubles (S_S). Si ambos sólidos se expresan en la misma unidad, entonces $v_{X,S} = 1$, por ejemplo: 1 kg DQO(S)/kg DQO(X). En la siguiente tabla, se presenta valores de la constante de hidrólisis de bacterias heterótrofas bajo diferentes condiciones de trabajo.

Tabla 2.1. Constantes de hidrólisis de materia orgánica para diferentes aceptores de electrones (reproducida de Henze, 1995)

Aceptor e ⁻	k _h , sólidos solubles (d ⁻¹)	k _h , sólidos suspensión (d ⁻¹)	k _{h,X} (modelo saturación) (kgDQO _X /kgDQO _B /d)	K _X (modelo saturación) (kgDQO _X /kg DQO _B)
Oxígeno	3 - 20	0.6 -1.4	0.6 - 1.4	0.02 - 0.05
Nitrato	1 - 15	0.15 - 0.4	0.15 - 0.4	0.02 - 0.05
Sin oxígeno ni nitrato	2 - 20	0.3 -0.7	0.3 - 0.7	0.02 - 0.05

2.1.6.- Decrecimiento celular

Las bacterias activas tienen una cierta velocidad de decrecimiento o decaimiento (pasan a ser inactivas), que es esencial para las reacciones biológicas. El hecho de que un organismo deje de estar activo (decaiga) no cambia la cantidad de compuestos en el medio, pero implica que materia orgánica lentamente degradable es “añadida” al sistema (compuestos que se liberan de la célula inactiva). Esta materia es hidrolizada y consecuentemente produce un nuevo crecimiento (“modelo muerte – regeneración”), y por lo tanto un consumo de aceptor de electrones (p.e.: oxígeno o nitrato). Durante el decaimiento, también se libera materia inerte o no degradable. Hay que tener en cuenta que, aproximadamente el 80% de la célula es biodegradable, con lo que el residuo inerte final es de un 20%. En general, el decaimiento se describe como una reacción de orden 1 respecto de la concentración de biomasa, X :

$$(dX/dt)_{\text{decaimiento}} = -k_d X \quad (2.18)$$

Donde, k_d es la constante de decaimiento (en T⁻¹, por ejemplo, d⁻¹), que engloba diversos fenómenos o factores que contribuyen a la disminución de las bacterias: lisis, ruptura de la membrana celular, depredación por protozoos, etc.

La suma del crecimiento celular (representado por μ) y del decrecimiento resulta en el crecimiento neto de biomasa. En la siguiente figura se representa la importancia relativa de μ y de k_d sobre un crecimiento celular en modo batch.

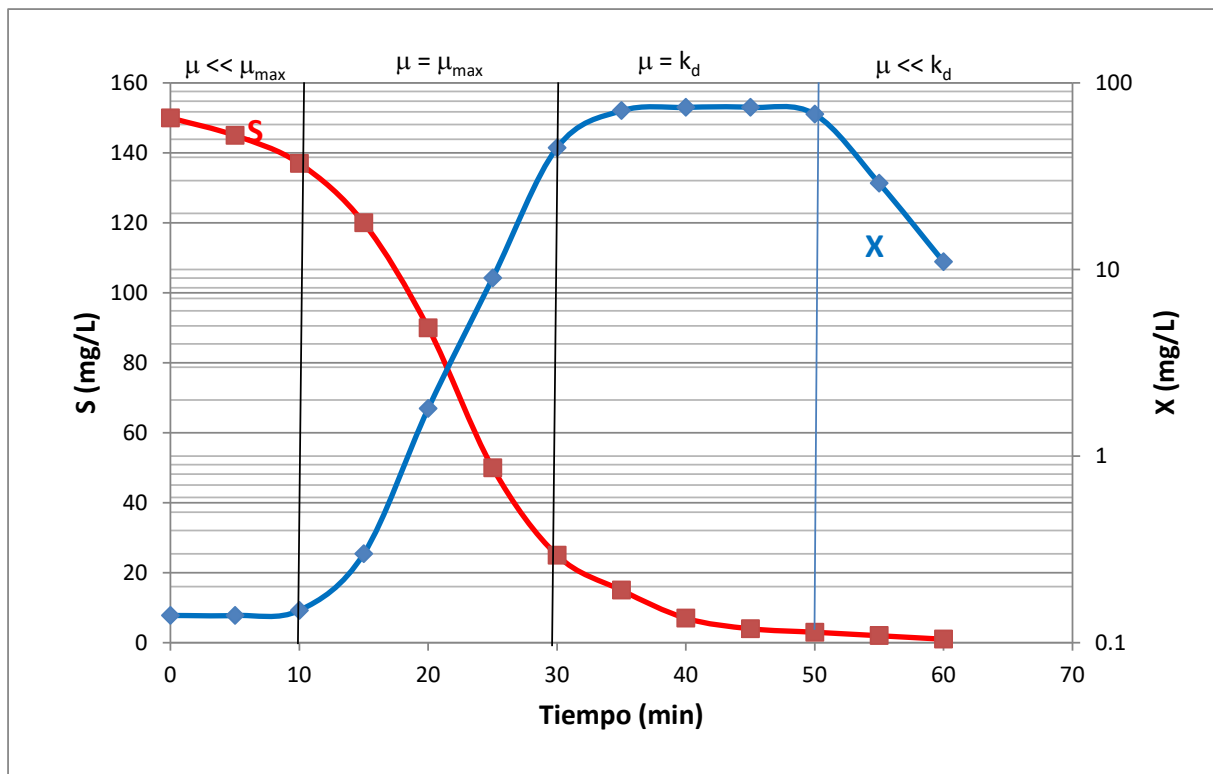
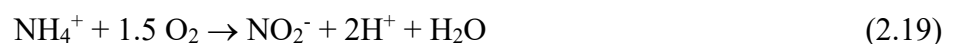


Figura 2.4. Dinámica conjunta del consumo de sustrato y crecimiento de biomasa. Se observa las relaciones teóricas entre los coeficientes cinéticos de crecimiento (μ) y decaimiento (k_d).

2.2.- Fundamentos de la nitrificación

A finales del siglo XIX, Winogradsky (1890, cita en Orhon & Artan, 1994) estableció que la nitrificación está asociada con el metabolismo de un grupo de bacterias quimio-autótrofas (géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) obligadas a utilizar compuestos inorgánicos de nitrógeno como fuente de energía y carbono inorgánico (CO_2 y derivados) como fuente de carbono celular.

Las especies del género *Nitrosomonas* derivan su energía de la oxidación del amonio a nitrito, y las del género *Nitrobacter* dependen de la oxidación de nitrito como su fuente de energía:



Otros grupos de bacterias como las *Nitrosococcus*, *Nitrosospira* y *Nitrosolobus* también oxidan amonio a nitrito. La segunda etapa, oxidación de nitrito a nitrato, también es llevada a efecto por bacterias como las *Nitrospira*, *Nitrococcus* y *Nitrocystis*.

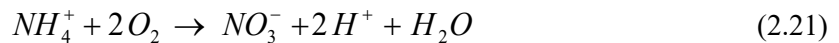
Las dos reacciones, generalmente, suceden en serie de forma rápida hacia la forma de nitrato, por tanto, los niveles de nitrito en un instante cualquiera son relativamente bajos o nulos. El nitrato formado puede servir para síntesis, impulsar el crecimiento, o puede ser reducido, mediante desnitrificación, a compuestos gaseosos de nitrógeno.

Tradicionalmente, se ha aceptado que las bacterias nitrificantes obtienen el carbono necesario para la síntesis celular del CO_2 , CO_3^- y HCO_3^- . Sin embargo, algunos estudios han demostrado que tanto las *Nitrosomonas* como las *Nitrobacter* son capaces de utilizar varios compuestos orgánicos, tales como piruvato, acetato, etc., lo que repercute en una mejora de su crecimiento (Orhon & Artan, 1994). Sin embargo, los mecanismos heterótrofos no se consideran significativos en los sistemas naturales ni en los tratamientos biológicos, por lo que la nitrificación se evalúa sobre la base de los principios bioquímicos asociados con los microorganismos quimio-autótrofos.

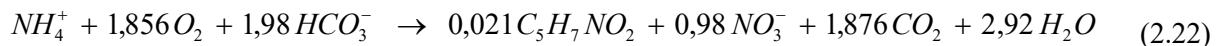
2.2.1.- Estequiometría de la nitrificación

La estequiometría clásica de la nitrificación define un proceso en el cual el NH_4 sirve de dador de electrones, el O_2 de aceptor y el CO_2 de fuente de carbono.

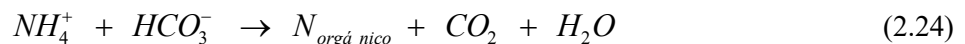
La estequiometría global de la oxidación del amonio sin considerar el crecimiento celular (es decir, oxidación química que no es viable en la naturaleza), resulta de sumar las Ecs. 2.19 y 2.20:



Si se considera el crecimiento celular (biosíntesis), la estequiometría más aceptada es:



La nitrificación genera protones tal como indica la Ec. 2.20 Por tanto, el proceso consumirá una alcalinidad equivalente a la cantidad de protones liberados (Ec. 2.23). Además, habrá un consumo adicional de alcalinidad correspondiente al amonio utilizado como fuente de nitrógeno en la biosíntesis (Ec. 2.22) y convertido a nitrógeno orgánico celular (Ec. 2.24):



2.2.2.- Evaluación de los parámetros estequiométricos

Los principios estequiométricos pueden utilizarse para evaluar los tres parámetros más significativos asociados a la nitrificación: demanda de oxígeno, consumo de alcalinidad y producción de biomasa nitrificante.

Demanda de oxígeno

De las ecuaciones (2.21) y (2.22), la demanda de oxígeno debido a la nitrificación puede calcularse como:

Sin crecimiento celular (Ec. 2.21): 4.57 g O/g N- NH_4^+

Con crecimiento celular (Ec. 2.22): 4.33 g O/g N- NO_3^-

Consumo de alcalinidad

La ecuación global (Ec. 2.22) predice que 1,98 moles de HCO_3^- se consumen por mol de N-NH_4 . Esto es equivalente a un consumo de alcalinidad de:

$$\begin{aligned} 1 \text{ eq } \text{HCO}_3^- &= 1 \text{ eq } \text{CaCO}_3; 1 \text{ eq } \text{CaCO}_3 = 50 \text{ g } \text{CaCO}_3 \\ 50 \times 1.98/14 &= \mathbf{7,07 \text{ g } \text{CaCO}_3/\text{g } \text{N-NH}_4^+} \end{aligned}$$

El consumo de alcalinidad es un factor importante en el diseño de procesos de nitrificación. Si el agua residual no contiene la alcalinidad suficiente, el proceso se inhibe, a menos que, externamente se aporte la alcalinidad necesaria.

Producción de biomasa nitrificante

La producción nitrificante autótrofa, Y_A , es muy baja comparada a la heterótrofa. Conforme a la Ec. 2.22; 0,021 mol-biomasa se puede generar con la eliminación de 1 mol de N-NH_4 . Esto corresponde a una producción de **0,17 g SSV por g N-NH_4^+ eliminado**.

2.2.3.- Cinética de la nitrificación (crecimiento autótrofo)

La cinética de este proceso puede ser descrita mediante la expresión de Monod (Ec. 6). Para cálculos prácticos en plantas de tratamiento, se puede considerar que el proceso de nitrificación sucede en un solo paso (de NH_4^+ a NO_3^-) y emplear las constantes de reacción para el proceso global que se presentan en la Tabla 2.2.

$$r_{V,NH_4} = \frac{\mu_{max,A}}{Y_{max}} \frac{S_{N-NH_4}}{K_{S,N-NH_4} + S_{N-NH_4}} X \quad (2.25)$$

Tabla 2.2. Constantes cinéticas de nitrificación a 20 °C (fuente: Henze, 1995)

Parámetro	Símbolo	Unidad	Valor		
			<i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrobacter</i>	Global
Velocidad máxima de crecimiento específico	$\mu_{max,A}$	d^{-1}	0,6 - 0,8	0,6 - 1,0	0,6 - 0,8
Constante de saturación	$K_{S,NH_4,A}$	$\text{g N-NH}_4/\text{m}^3$	0,3 - 0,7	0,8 - 1,2	0,3 - 0,7
Constante de saturación	$K_{S,O_2,A}$	$\text{g O}_2/\text{m}^3$	0,5 - 1,0	0,5 - 1,5	0,5 - 1,0
Constante de producción	Y_A	$\text{g SSV/g N}^{(1)}$	0,10 - 0,12	0,05 - 0,07	0,15 - 0,20
Constante de respiración endógena	b_A	d^{-1}	0,03 - 0,06	0,03 - 0,06	0,03 - 0,06

⁽¹⁾ por g N-NO_3^- formado

2.2.4.- Influencia de los factores ambientales sobre la nitrificación

Entre los factores más importantes se tiene: concentración de sustrato, temperatura, oxígeno, pH y sustancias tóxicas. En la práctica la oxidación del amonio a nitrito es el paso limitante del proceso global (Henze, 1995). Esto quiere decir que el nitrito solo aparecerá en grandes cantidades cuando el proceso es no-estacionario, como puede ocurrir debido a variaciones de carga, puesta en marcha y vaciado, y a otros problemas operacionales en una EDAR.

Dependencia de la temperatura. En el rango de 10 a 22 °C se aplica la Ec. 2.26. A temperaturas más elevadas (30-35 °C) la velocidad de crecimiento es constante; entre 35 y 40 °C empieza a descender tendiendo a cero. Probablemente, en el rango de 0 a 10 °C, la expresión también es aplicable.

$$\mu_{max}(T) = \mu_{max}(20^{\circ}C) e^{\kappa(T-20)} \quad (2.26)$$

Donde, κ es una constante (1/ °C).

Las bacterias nitrificantes son muy sensibles a cambios bruscos de temperatura. Cuando la temperatura sube rápido (en el transcurso de horas), el incremento en la velocidad de crecimiento es más bajo del que se podría esperar, sin embargo, una repentina bajada de temperatura produce un decremento de la actividad más alto del que podría esperarse conforme a la Ec. 2.26. Según Orhon & Artan (1994), los procesos de nitrificación no pueden tener lugar en el rango termofílico de temperatura (50 a 60 °C).

Oxígeno. Las bacterias nitrificantes son más sensibles que las heterótrofas a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto. La cinética de este efecto puede ser descrita según Monod (Ec. 2.27). El valor de la constante de saturación por oxígeno se presentó en la Tabla 2.2.

$$\mu = \mu_{max} \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{S,O_2}} \quad (\text{Ec. 2.27})$$

Donde:

S_{O_2} = concentración de oxígeno disuelto en el reactor (M L⁻³)

K_{S,O_2} = constante de saturación para el oxígeno (M L⁻³)

La limitación difusional es un factor importante en los reactores biopelícula, a mayor espesor más resistencia al transporte por difusión. También en las plantas de fangos activos, su funcionamiento está relacionado con el tamaño de los flóculos, carga de sustrato, temperatura, etc.

pH. La nitrificación es dependiente del pH, teniendo un rango óptimo entre 8 y 9. Debido a la influencia del proceso de nitrificación sobre el pH, el valor de este en el interior de biopelículas y flóculos será menor que el observado en el seno del líquido.

Es posible que la dependencia del pH vaya unida al fenómeno de inhibición por el sustrato ya que el amoníaco libre, NH₃, en grandes concentraciones puede inhibir tanto a las *Nitrosomonas* como a las *Nitrobacter*, mientras que el ácido nitroso, HNO₂, solo inhibe a las *Nitrobacter*. Al mismo tiempo, las pruebas experimentales parecen señalar que ambos componentes no cargados, NH₃ y HNO₂, son sustratos de las bacterias nitrificantes (Sharma y Ahlert, 1977, cita en Saeed & Sun, 2012). De modo que, se puede tener una situación en la cual un mismo componente es el sustrato, mientras que a elevadas concentraciones puede ser o es un componente inhibitorio. Una inhibición parcial de los procesos no significa, necesariamente, un menor grado de nitrificación, sino solamente que el proceso se vuelve más lento, pero con el mismo alcance estequiométrico, lo cual debería tenerse en cuenta en el diseño de reactores, ya que estos deberían ser más grandes para

obtener los mismos resultados. Henze (1995) presenta un análisis de como los equilibrios $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ y HNO_2/NO_2 , en función del pH, influyen sobre el grado de inhibición de la nitrificación.

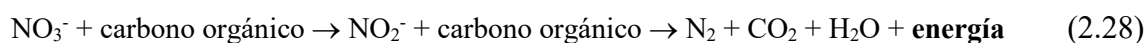
Sustancias inhibitorias. El proceso de nitrificación puede ser inhibido por muchas sustancias. Como regla general, afirma Henze (1995), que las nitrificantes no son más sensibles a sustancias tóxicas que otras. Los metales también inhiben la nitrificación. La Tabla 2.3 contiene información sobre este efecto. Se aprecia que hay una gran diferencia entre cultivos puros y fangos activos. No se puede esperar que las bacterias nitrificantes sean menos sensibles a la presencia de metales solo por estar inmersas en un flóculo, pero sí que la actividad de estos iones metálicos sea diferente en la fase líquida que en fase sólida (flóculo), y así se explicaría por qué las nitrificantes pueden soportar concentraciones más elevadas de iones metálicos cuando son parte de un fango activo.

Tabla 2.3. Inhibición de la nitrificación por metales (Henze, 1995)

Metal	Concentración (g/m ³)	Efecto
Cu	0,05-0,56	Nitrosomonas inhibidas (cultivo puro)
Cu	4	Sin inhibición en fangos activos
Cu	150	75% de inhibición en fangos activos
Ni	> 0,25	Crecimiento inhibido de Nitrosomonas (cultivo puro)
Cr ⁺³	> 0,25	Crecimiento inhibido de Nitrosomonas (cultivo puro)
Cr ⁺³	118	75% de inhibición en fangos activos
Zn	0,08-0,5	Inhibición de Nitrosomonas (cultivo puro)
Co	0,08-0,5	Inhibición de Nitrosomonas (cultivo puro)

2.3.- Fundamentos de la desnitrificación

La desnitrificación consiste en la reducción biológica de nitrato a nitrógeno gaseoso. Esta reacción puede suceder en varias etapas en su ruta bioquímica, con la producción última de gas nitrógeno. El proceso involucra un abanico de bacterias heterótrofas que necesitan carbono orgánico como fuente de energía:



Muchas de las bacterias heterótrofas que por vía aerobia oxidan la materia orgánica (y también algunas autótrofas), en ausencia o baja concentración de OD, pueden usar nitrato como aceptor final de electrones, funcionando como desnitrificantes facultativas. Entre los géneros conocidos de llevar a cabo desnitrificación se tiene: *Pseudomonas*, *Archromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Hyphomicrobium*, *Chromobacterium*, *Halobacterium*, *Moraxella*, *Micrococcus*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Azospirillum*, *Rhodopseudomonas*, *Proteus*, *Thiobacillus*, *Vibrio*, *Xanthomonas* y *Klebsiella*. Los primeros cinco de estos géneros han sido encontrados en EDAR urbanas.

Cabe destacar que si en el medio de reacción hay disponibles O_2 y NO_3^- , las bacterias preferirán el oxígeno para la oxidación de la materia orgánica porque así se libera más energía. Por lo tanto, para que la desnitrificación sea viable se requieren condiciones anóxicas en el medio, aunque esta condición no sea aplicable estrictamente a todas las bacterias.

2.3.1- Estequiometría de la desnitrificación

La reducción biológica de nitrato involucra tanto enzimas asimiladoras como desasimiladoras. Por asimilación, el nitrato es reducido a amonio, el cual puede entonces ser usado para biosíntesis. Esta reacción solo ocurre cuando no hay disponible otra forma más reducida de nitrógeno (nitrito o amonio). La reducción de nitrato por desasimilación transforma el nitrógeno de nitrato a nitrógeno gas (N₂), el cual puede así ser liberado del agua.

La reducción de NO₃⁻ por desasimilación resulta en un decremento del nitrógeno total del sistema. La vía desasimiladora es de principal importancia en la desnitrificación de las aguas residuales, por lo que la restante discusión será enfocada sobre esta reacción.

Los mecanismos y la estequiometría de la desnitrificación biológica están relativamente bien establecidos. Las reacciones básicas para la reducción de nitrato a nitrógeno gas se resumen en la Tabla siguiente.

Tabla 2.4. Estequiometría de la desnitrificación (fuente: WEF-ASCE, 1992)

<p>Secuencia de la reducción:</p> $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$
<p>Reducción global, con metanol como sustrato:</p> $NO_3^- + \frac{5}{6}CH_3OH \rightarrow \frac{1}{2}N_2 + \frac{5}{6}CO_2 + \frac{7}{6}H_2O + OH^-$
<p>Reacción global, incluyendo síntesis: CH₃OH como fuente de carbono, y NO₃⁻ como fuente de nitrógeno:</p> $NO_3^- + 1,08CH_3OH + 0,24H_2CO_3 \rightarrow 0,056C_5H_7O_2N + 0,47N_2 + 1,68H_2O + HCO_3^-$
<p>Reacción global, incluyendo síntesis: CH₃OH como fuente de carbono, y amonio como fuente de nitrógeno:</p> $NO_3^- + 2,5CH_3OH + 0,5NH_4 + 0,5H_2CO_3 \rightarrow 0,5C_5H_7O_2N + 0,5N_2 + 4,5H_2O + 0,5HCO_3$
<p>Reacción global, incluyendo síntesis: agua residual urbana como fuente de carbono, y amonio como fuente de nitrógeno:</p> $NO_3^- + 0,345C_{10}H_{19}O_3N + H^+ + 0,267HCO_3^- + 0,267NH_4^+ \rightarrow 0,655CO_2 + 0,5N_2 + 0,612C_5H_7O_2N + 2,3H_2O$

Nota: C₁₀H₁₉O₃N representa la materia orgánica. C₅H₇O₂N representa las bacterias.

Lo interesante de la desnitrificación para el diseño ingenieril del proceso puede resumirse como sigue:

- El nitrato es convertido a gas nitrógeno (eliminación real de nitrógeno)
- La recuperación equivalente de oxígeno es 2.86 mg O/mg N-NO₃⁻ reducido:

$$e^- + \frac{1}{5}NO_3^- + \frac{6}{5}H^+ \rightarrow \frac{1}{10}N_2 + \frac{3}{5}H_2O$$

$$e^- + \frac{1}{4}O_2 + H^+ \rightarrow \frac{1}{2}H_2O$$
- La recuperación de alcalinidad es de 3 mg CaCO₃/mg N-NO₃⁻

- Aproximadamente, la producción de biomasa es de 0.4 mg SSV/mg DQO eliminado.

El proceso de desnitrificación es algo más complejo que la nitrificación, puesto que requiere la presencia tanto de materia orgánica como de nitrato. Técnicamente, esto se puede conseguir de tres maneras:

- Aporte de una fuente externa de carbono, tal como metanol o acetato, a la zona de desnitrificación del reactor.
- Utilizando la DBO carbonosa del agua residual como fuente de carbono degradable, bien mediante:
 - Recirculación de una gran cantidad del efluente nitrificado hacia la zona anóxica cabecera del flujo o,
 - Desviando una parte del agua bruta o del efluente primario hacia una zona del reactor conteniendo nitrato.
- Utilizando el carbono endógeno presente en la biomasa celular, como fuente biodegradable de carbono.

2.3.2.- Cinética de la desnitrificación

Como heterótrofas que son, las bacterias desnitrificantes tienen velocidades de crecimiento elevadas y edades de fango bajas (menores que las nitrificantes). Stensel, *et al.* (1973) encontraron que la edad mínima era de 0,5 días a 20 °C, pero que se aproximaba a 1,5 días a 10 °C.

La velocidad de eliminación de sustrato puede ser escrita como sigue:

$$r_{V,S} = \frac{\mu_{max}}{Y_{max}} \frac{S_{NO_3}}{K_{S,NO_3} + S_{NO_3}} \frac{S}{K_S + S} X \quad (2.29)$$

Donde, el término $\frac{S_{NO_3}}{K_{S,NO_3} + S_{NO_3}}$ describe el efecto de la concentración de nitrato.

Normalmente, la cinética se describe mediante Monod (Ec. 2.29). Si se emplea el propio contenido de materia orgánica del agua residual, que es la mayoría de los casos, conllevará una limitación de la velocidad del proceso, lo cual no quiere decir que se trate de una limitación absoluta, por la que el proceso se detenga debido a la escasez o falta de sustrato orgánico.

Si se añade un sustrato externo, por ejemplo, ácido acético o metanol, es posible prevenir o evitar la limitación por el sustrato. En tal caso, se podría emplear una expresión cinética de orden 0, respecto de la concentración de sustrato. Además, si ni la concentración de nitrato ni la del sustrato son limitantes, entonces la Ec. 2.29 puede simplificarse a una de orden 0 con respecto tanto a la concentración de nitrato como también a la fuente de energía (sustrato):

$$r_{V,S} = \frac{\mu_{\max}}{Y_{\max}} X; \quad (2.30)$$

siempre que : $S_{NO_3} \gg K_{S,NO_3} \quad \wedge \quad S \gg K_S$

A diferencia de los procesos heterótrofos aerobios, también se busca controlar o eliminar nitrato (el aceptor de electrones) mientras que en aquellos solo se busca eliminar la materia orgánica (el dador de electrones).

2.3.3.- Influencia de los factores ambientales sobre la desnitrificación

Influyen, principalmente, el tipo de sustrato, la temperatura, el oxígeno, y el pH.

Sustrato (fuente de energía). Las bacterias desnitrificantes pueden utilizar un amplio espectro de fuentes orgánicas de energía. Incluso pueden usar materiales inorgánicos. Es de interés la materia orgánica asociada con el agua residual o fangos del proceso, lo que se conoce como fuente(s) interna(s) de energía.

Entre las fuentes externas de carbono, el metanol y el ácido acético son las de mayor interés, aunque sería deseable tener acceso al aprovechamiento de algunos residuos industriales, por ejemplo, agua residual de cervecera que es de fácil biodegradación. La fuente de energía tiene efectos sobre la cinética, por ejemplo, sobre la velocidad de eliminación específica de nitrato ($r_{X,S(NO_3)}$) (ver figura):

$$r_{X,S(NO_3)} = \frac{r_{V,S(NO_3)}}{X} \quad (2.31)$$

En la figura 2.5 se observa que el metanol produce una mayor velocidad de desnitrificación porque es un sustrato muy fácilmente biodegradable. La materia orgánica del agua residual bruta produce una velocidad más baja, mientras que las fuentes endógenas dan la eliminación más lenta. En este último caso, será la hidrólisis de materia orgánica en suspensión el factor que limitará la velocidad global del proceso.

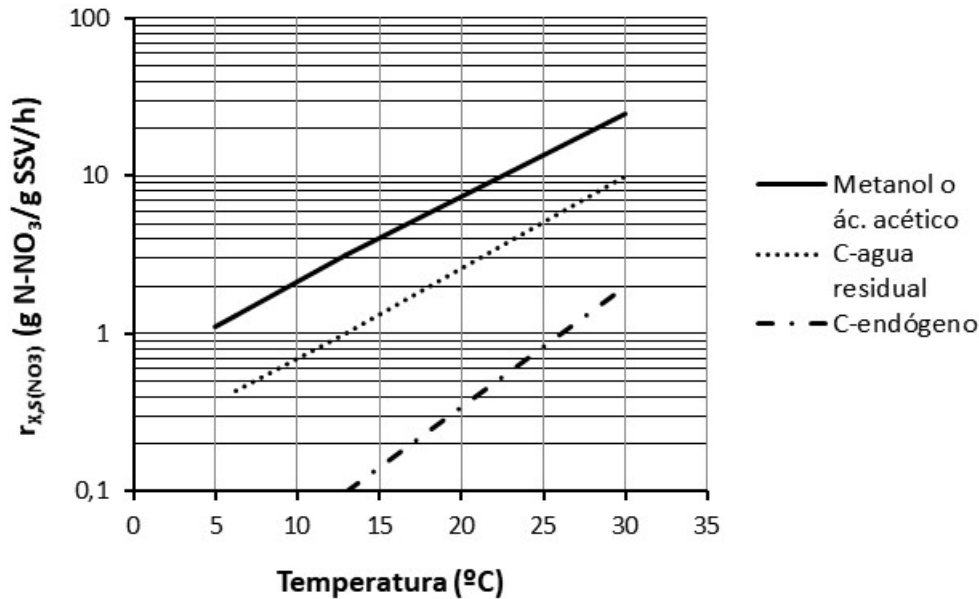


Figura 2.5. Correlación entre la fuente de carbono, la temperatura y la velocidad específica de desnitrificación (reproducida de Henze, 1995)

Temperatura. La dependencia de la temperatura se asemeja a la de los procesos heterótrofos aerobios y a la nitrificación. La desnitrificación puede darse incluso en el rango termofílico (50 a 60 °C), pero hay pocas experiencias al respecto. La velocidad de eliminación es un 50% más alta a 35 °C.

Oxígeno. El oxígeno disuelto inhibe el proceso de desnitrificación. La concentración de OD que experimentan los microorganismos (al interior de biopelículas y flóculos) es la que les afecta, y no la presente en el seno del líquido. Sin embargo, el efecto del OD sobre la tasa de crecimiento específico celular puede describirse mediante la siguiente ecuación:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \frac{K_{S,O_2(NO_3)}}{K_{S,O_2(NO_3)} + S_{O_2}} \quad (2.32)$$

Donde, $K_{S,O_2(NO_3)}$ es la constante de saturación de la inhibición por oxígeno, y S_{O_2} es la concentración de OD en el seno líquido. La constante de saturación, varía con las condiciones ambientales. En un reactor de fangos activos, $K_{S,O_2(NO_3)}$ será menor que en un reactor biopelícula. Además, en un reactor de fangos activos, $K_{S,O_2(NO_3)}$ decrecerá según decrezca el tamaño del flóculo.

pH. La dependencia del pH es similar a la de los otros procesos biológicos. El pH óptimo está en el rango de 7 a 9, pero con variaciones en función de las condiciones locales. Un pH bajo (< 7) juega un papel importante sobre los productos finales resultantes del proceso ya que se producirá un incremento de óxidos nítricos, especialmente N_2O , cuando el pH disminuya.

2.4. Tecnología de fangos activos para eliminación biológica de nitrógeno

2.4.1.- Descripción general

Todo sistema de fangos activos (o de biomasa en suspensión) comprende el reactor biológico con su equipo de aireación y el decantador secundario, ambas unidades interconectadas a través de la recirculación de lodos (Fig. 2.6). En el caso concreto de la eliminación biológica de nitrógeno, adicionalmente, suele ser necesaria una recirculación interna de nitrato (sistema convencional con predesnitrificación). Además, se requiere de una combinación de zonas aireadas y anóxicas en el reactor. Estos factores inherentes al proceso de eliminación biológica de nitrógeno, recirculación de nitrato y anoxia/aireación, así como la necesidad de contar con una mayor diversidad de microorganismos (heterótrofos aerobios, heterótrofos anóxicos y autótrofos nitrificantes), constituyen las principales diferencias con el proceso convencional de biomasa aerobia en suspensión.

Debido a la convivencia y competición de distintos grupos de bacterias, con diferentes velocidades de crecimiento, el tiempo de retención celular (TRC o θ) es el parámetro clave del dimensionamiento de los reactores destinados a la eliminación biológica de nitrógeno (ATV-131E, 2000; US-EPA, 1993).

La figura 2 sirve para introducir la nomenclatura que se seguirá. El volumen total del reactor es V_T . V_D y V_N son los volúmenes de la zona de desnitrificación (anóxica) y de nitrificación conjunta (aerobia), respectivamente. Q_R y Q_W son los caudales de recirculación de lodos y de purga de lodos, respectivamente.

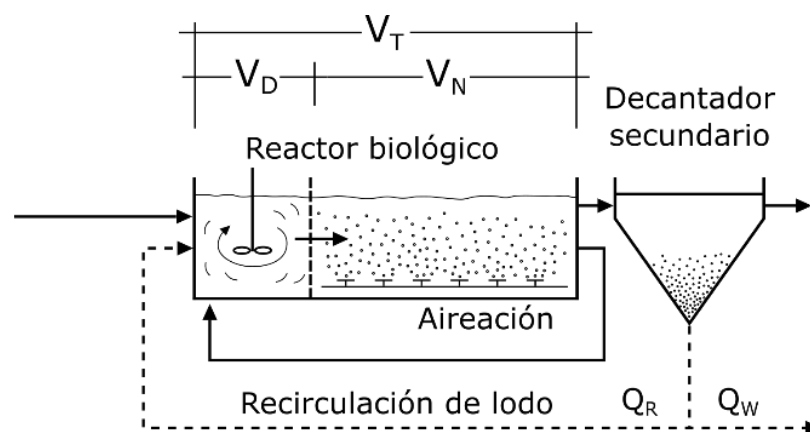


Figura 2.6. Esquema de flujo de un sistema convencional de biomasa en suspensión para eliminación biológica de nitrógeno (adaptada de ATV-131E, 2000).

2.4.2.- Reactor biológico

Para la eliminación biológica de nitrógeno con sistemas de biomasa en suspensión es posible recurrir a varias tipologías de reactor y modalidades de operación (Fig. 2.7), algunas de las cuales se describen a continuación.

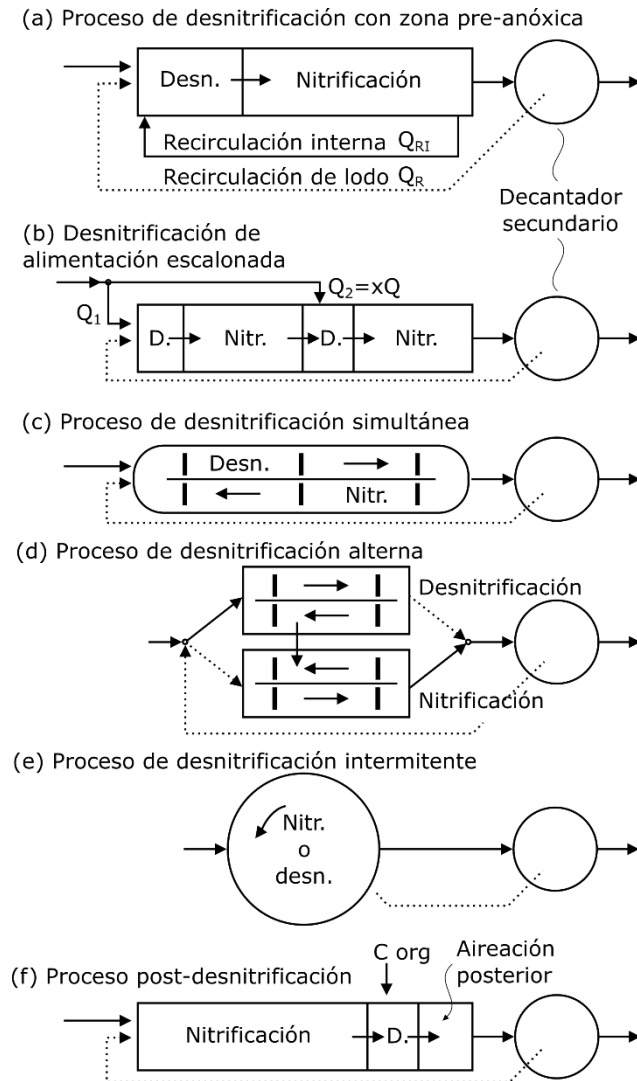


Figura 2.7. Procesos para la eliminación biológica de nitrógeno (adaptada de ATV-131E, 2000).

(a) Proceso con pre-desnitrificación anóxica: el agua residual de entrada al biológico, el fango recirculado (Q_R) y el caudal de recirculación interna (Q_{RI}) se mezclan en la zona o tanque de desnitrificación. Los tanques de desnitrificación y nitrificación se conectan en serie. Para incrementar la flexibilidad operacional, la parte final de la zona de desnitrificación puede ser aireable a conveniencia. La configuración y diseño de la capacidad de recirculación interna debe minimizar el efecto negativo de la recirculación de oxígeno disuelto sobre la pre-desnitrificación. En relación con el tipo de flujo, estos tanques se aproximan a un modelo de flujo pistón. La zona de pre-desnitrificación aporta dos beneficios colaterales: sirve de selector para evitar el bulking de los lodos y produce alcalinidad, la cual se necesita en el volumen aireado para la nitrificación conjunta (Metcalf & Eddy, 2003).

(b) Proceso con desnitrificación escalonada: dos o más reactores biológicos, cada uno con zona pre-anóxica o con desnitrificación simultánea, se instalan en serie. El agua residual es distribuida y alimentada a los tanques de desnitrificación. Q_1 y Q_2 son fracciones del caudal de agua residual alimentado escalonadamente. Por lo general, con esta configuración se prescinde

de la recirculación interna de nitrato. Un contenido elevado de oxígeno disuelto (OD) en el paso de un tanque de nitrificación al consecutivo de desnitrificación perjudica la desnitrificación. Con respecto a la eliminación de nitrógeno, este proceso es equivalente al proceso convencional con pre-desnitrificación. Debido a la alimentación escalonada del afluente, la concentración de sólidos en suspensión en el licor mezcla (SSLM) en el primer tanque de desnitrificación es mayor que en el efluente hacia el decantador secundario. En relación con el tipo de flujo, estos tanques se aproximan a un modelo pistón.

(c) Proceso de desnitrificación simultánea: en la práctica solo se da en tanques con flujo en círculo/oval, los canales de oxidación. El agua da varias vueltas a través de las zonas de desnitrificación (sin elementos de aireación, a lo sumo agitación) y aireadas (con elementos de aireación, como puedan ser parrillas de difusores o rotores). Se podría considerar como un proceso convencional con pre-desnitrificación, pero con una elevadísima tasa de recirculación interna. Para asegurar que la nitrificación y desnitrificación suceden simultáneamente, se requiere un control automatizado de la aireación, para lo cual se puede usar una o más de las siguientes técnicas: nivel de nitrato, nivel de amonio, potencial redox, contenido de oxígeno disuelto o velocidad de consumo de oxígeno (OUR, por sus siglas en inglés). En relación con el tipo de flujo, estos tanques se aproximan mucho a un modelo de mezcla completa. En el apartado siguiente se describe más en detalle los canales de oxidación.

(d) Proceso de desnitrificación alterna: dos tanques, cada uno con aireación intermitente, se alimentan uno después del otro, el agua fluye desde el tanque no-aireado hacia el tanque aireado y desde este hacia el decantador secundario. La duración de la carga, así como de las fases de desnitrificación y nitrificación son, como norma general, temporizadas. En cuanto al modelo de flujo es un intermedio entre flujo pistón y mezcla completa.

(e) Proceso de desnitrificación intermitente: sistema con tiempo de retención celular muy elevado (18 a 40 días, Metcalf & Eddy, 2003), que puede emplear aireación intermitente para conseguir nitrificación y desnitrificación, es decir, las fases de nitrificación y desnitrificación se alternan en el tiempo en un mismo reactor. La duración de cada fase puede ser temporizada o se puede automatizar mediante el control del contenido de nitrato, del contenido de amonio, del potencial redox o de la velocidad de consumo de oxígeno. Un elevado contenido de OD al final de la fase de nitrificación afectaría negativamente a la desnitrificación. En cuanto al modelo de flujo se puede considerar de mezcla completa. Durante el periodo de reacción anóxica, la aireación se para y se utiliza nitrato como aceptor de electrones, las concentraciones de OD y de nitrato caen y la de amonio se incrementa. El elevado tiempo de retención hidráulica (> 16 h, Metcalf & Eddy, 2003) aporta suficiente dilución para minimizar la concentración efluente de amonio durante este periodo.

(f) Proceso con post-desnitrificación: se emplea cuando el afluente tiene una ratio C/N muy baja, de modo que, la adición externa de carbono es inevitable. El reactor de desnitrificación se instala aguas abajo del reactor de nitrificación. Por seguridad, suele instalarse un tanque de post-aireación.

2.4.3.- Particularidades técnicas de los canales de oxidación

Los canales de oxidación se caracterizan por emplear un tanque alargado, con un circuito del licor mezcla en modo carrusel, es decir, dando vueltas a lo largo del tanque (Fig. 2.8). Suele contar con rotores horizontales para airear superficialmente el licor mezcla (Fig. 2.9), pero también puede usarse aireación de fondo mediante un sistema de soplante y difusores (Figs. 2.10 y 2.11). El uso de difusores ha mejorado la eficiencia del proceso y permitido utilizar calados tan profundos como 6 metros. Para mantener una velocidad suficiente de circulación, a los canales se los dota con equipos aceleradores del flujo (Fig. 2.12).

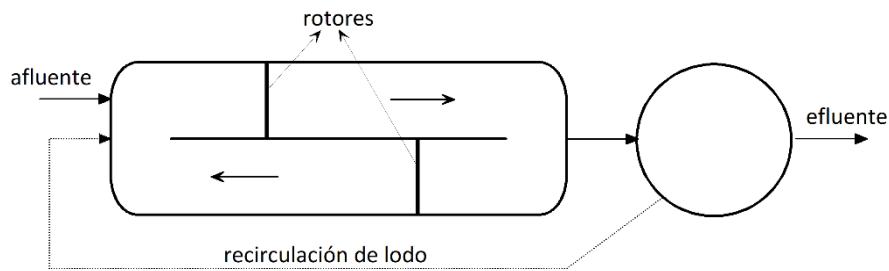


Figura 2.8.- Esquema simple de un canal de oxidación (CEDEX, 2011).



Figura 2.9. Rotores de aireación y agitación con forma de peine (EDAR de Ares).



Figura 2.10. Canal dotado de difusores de aire de funcionamiento intermitente (EDAR-Carral).



Figura 2.11. Difusores de aire de membrana con sistema de extracción mecanizada para facilitar las tareas de mantenimiento (EDAR de Carral).



Figura 2.12. Aceleradores de velocidad del flujo, con forma de hélice (EDAR de Ares).

El canal de oxidación es un proceso adaptable para oxidación carbonosa, nitrificación y desnitrificación. La aireación se suministra en uno o más puntos del canal mediante rotores horizontales, aireadores mecánicos de baja velocidad, discos rotatorios o difusores de aire. La concentración de OD será más alta en las zonas de aireación y decrecerá paulatinamente debido al consumo de oxígeno por la biomasa conforme el licor mezcla se mueve a lo largo del reactor. Después de un tiempo suficiente de viaje, se formarán zonas anóxicas aguas arriba de los puntos de aireación. La localización y dimensiones de las zonas anóxicas variará con el tiempo debido al consumo de oxígeno, y la tasa de transferencia de oxígeno se verá afectada por la composición del agua residual y el caudal de tratamiento. Por lo tanto, la seguridad de este mecanismo de desnitrificación requiere un control adecuado de la concentración y transferencia de oxígeno al seno líquido. También, la energía para mezcla y aireación debe controlarse para mantener el licor mezcla en suspensión. Este sistema debe proporcionar suficiente flexibilidad operacional con vertederos ajustables o aireadores de dos velocidades para variar el caudal de aire para igualar los cambios diurnos y estacionales en la demanda de oxígeno. De otro modo, durante los periodos de baja carga, las zonas anóxicas no se desarrollarían.

En los canales de oxidación para eliminación de nitrógeno, las tasas de nitrificación y desnitrificación serán bajas debido a: los relativamente elevados TRC requeridos para nitrificación, la baja concentración de DQO rápidamente biodegradable, y a las concentraciones residuales de OD bien para nitrificación o desnitrificación. La gran cantidad (kg) de biomasa en el sistema compensará las bajas velocidades de reacción. Los caudales afluentes altamente variables constituyen un desafío para alcanzar una concentración de nitrógeno en el efluente

consistentemente baja. Sin embargo, se han publicado informes con eliminaciones de nitrógeno mayores del 90 % en canales de oxidación (WEF-ASCE, 1992).

El canal de oxidación, tiene tres posibles ventajas sobre otras técnicas (Rittmann & Langeland, 1985): primero, la repetitiva circulación (gran número de ciclos) del licor mezcla crea una tasa de recirculación interna muy alta de nitrato para la oxidación anóxica de la DBO entrante; en segundo lugar, la flexibilidad en la capacidad de transferencia de oxígeno (causada por cambiar el nivel del agua, variar la velocidad del aireador o encender y apagar aireadores individuales) permite adaptar cuidadosamente la capacidad de transferencia de oxígeno a la tasa requerida; y tercero, la distancia y el tiempo de viaje entre aireadores prevén el agotamiento del oxígeno y el establecimiento de zonas aeróbicas y anóxicas alternas.

La práctica convencional para diseñar y operar canales de oxidación para nitrificar-desnitrificar es que las zonas anóxicas y aeróbicas se implanten secuencialmente en el licor mezcla. Los criterios de diseño exigen la especificación del volumen anóxico y se recomienda un control cuidadoso de los perfiles de oxígeno disuelto en el reactor. El hecho de que, con frecuencia, en la explotación de los canales se haya verificado que la concentración de oxígeno disuelto es alta inmediatamente después de los aireadores, pero que cae a cero aproximadamente a mitad de camino alrededor del canal, es un ejemplo de la zonificación dentro de un reactor.

Sin embargo, resultados teóricos y experimentales indican que la zonificación no es necesaria para alcanzar una desnitrificación exitosa en un único reactor (Rittmann & Langeland, 1985). Hay que considerar que el tiempo de un ciclo a través de un canal de oxidación suele ser de 10 a 30 minutos, y el tiempo de viaje entre aireadores suele ser una fracción del tiempo total de viaje. Así, las bacterias tienen solo unos minutos para pasar de la respiración aeróbica a la anóxica y viceversa. Estos cambios rápidos son imposibles si la inhibición/desinhibición controlan la actividad de la enzima reductora de nitrato, como parece probable.

Rittmann & Langeland (1985) consideran que una explicación más probable de la simultaneidad de la desnitrificación y las reacciones aeróbicas es que la desnitrificación ocurre continuamente en las microzonas anóxicas dentro del flóculo biológico. Siempre que la concentración de oxígeno disuelto cerca del centro del flóculo sea cero la mayor parte del tiempo, la desnitrificación puede ocurrir en todas las partes del reactor. Las reacciones aeróbicas se pueden detener si la concentración de oxígeno disuelto disminuye demasiado, pero la desnitrificación se mantiene relativamente estable.

2.4.3.1.- Criterios típicos de velocidad horizontal

Se trata de un proceso de nitrificación-desnitrificación simultáneas con una elevada recirculación interna. Para mantener el fango en suspensión, el licor mezcla, con la ayuda de equipos aceleradores de corriente, circula a una velocidad relativamente alta para mantener el fango en suspensión. En cualquier caso, se deberá evaluar la mejor ubicación de los aceleradores de corriente para evitar la generación de flujos preferenciales y/o cortocircuitos.

La velocidad del flujo puede variar de 0,25 a 0,60 m/s, con valores típicos entre 0,25 y 0,35 m/s. La velocidad de 0,25 m/s es la mínima necesaria para evitar la decantación del fango y conseguir una mezcla homogénea del licor mezcla. El valor de 0,60 m/s es el máximo para

evitar erosiones, resaltos hidráulicos y otros fenómenos no deseables a causa de un flujo no uniforme.

En el caso de aireación mediante rotores, los cuales pueden servir también de aceleradores de flujo, se ha demostrado que la velocidad horizontal es proporcional a la energía específica aplicada al sistema de aireación (W/m^3), independientemente de las diferentes combinaciones de rotores elegida. Por otra parte, las variaciones del caudal de alimentación del reactor influyen sobre la velocidad horizontal. Para mantener una velocidad uniforme en las curvas y evitar turbulencias, se utilizan tabiques guía (ver Figs. 2.13 y 2.14).

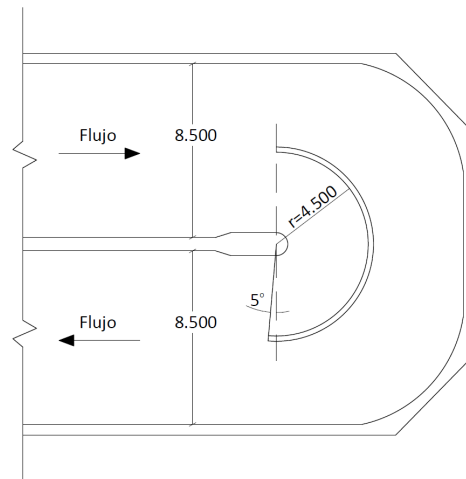


Figura 2.13. Plano de paredes guía en la curva de un canal de oxidación (de CEDEX, 2011).



Figura 2.14. Paredes guía del canal de oxidación de la EDAR de Ares.

2.4.3.2.- Criterios típicos de oxígeno disuelto

El perfil longitudinal de oxígeno disuelto se puede asemejar al presentado en la figura 2.15. El oxígeno se transfiere en un tramo relativamente corto y debido a la velocidad de circulación habrá un tramo del reactor con OD decreciente donde tiene lugar la nitrificación y desnitrificación simultáneas, alcanzando finalmente un tramo anóxico.

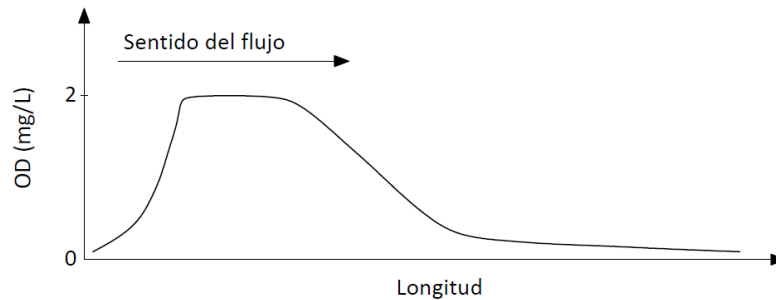


Figura 2.15. Perfil de oxígeno disuelto (reproducida de CEDEX, 2011)

En ocasiones, los gradientes de concentración de OD a lo largo de los canales pueden originar problemas en el rendimiento de desnitrificación al alcanzarse en las “zonas anóxicas” niveles de OD superiores a los necesarios y tiempos cortos de reacción, no pudiendo adaptarse las bacterias reductoras a la respiración de nitrato.

Por ello, en algunos casos, es necesario parar la aireación de forma temporal, a fin de tener, en los momentos de escaso consumo de oxígeno, unos gradientes de concentración de OD adecuados. Se puede hablar entonces de desnitrificación intermitente.

Para mantener altos rendimientos de eliminación de nitrógeno es necesario contar con un sistema flexible de control del oxígeno disuelto, que asegure gradientes adecuados en las distintas zonas del reactor. Debe permitir:

a) mantener niveles de OD de 1,0 - 1,5 mg/L en las zonas aerobias; b) mantener niveles de OD muy bajos ($< 0,5$ mg/L) en las zonas anóxicas; c) la suficiente flexibilidad para lograr lo anterior a pesar de las variaciones diarias de carga y temperatura.

La mejor manera de conseguir esto, y a veces la única, es independizar el aporte de oxígeno (rotores o difusores) de la velocidad horizontal en el canal (dependiente de los aceleradores de corriente sumergidos).

Capítulo 3

Modelación Dinámica de Fangos Activos

Uno de los objetivos principales de este proyecto técnico ha sido la aplicación de modelos dinámicos para la simulación/calibración del proceso biológico de la EDAR de Carral. La aplicación se ha realizado mediante el uso de los programas informáticos AQUASIM y DESASS que implementan sendos modelos matemáticos de fangos activos que presentan, mayoritariamente, semejanzas, pero también algunas diferencias dignas de destacar. Por eso, en este capítulo se hace una descripción de los modelos implementados en dichos programas.

3.1. Introducción

Lawrence & McCarty (1970) propusieron el modelo clásico que se utiliza para analizar el diseño y operación del tratamiento biológico de las aguas residuales biodegradables mediante cultivos bacterianos (biomasa) en suspensión. Una de las bondades del modelo clásico es que su aplicación abarca tanto los procesos aerobios (de oxidación) como anaerobios. Cuando la biomasa en suspensión funciona en condiciones oxidantes, aerobia (en presencia de oxígeno) y/o anóxica (en presencia de nitrato), la técnica o proceso se conoce como “fangos activos”. El modelo clásico considera un régimen estacionario, en el que la DBO₅ se utiliza para caracterizar la materia orgánica biodegradable. Este modelo, con variantes, se suele encontrar en los libros clásicos de tratamiento de aguas residuales (por ejemplo, Metcalf & Eddy, 1995). Para determinar el volumen del reactor biológico, este modelo estacionario puede utilizar como parámetro de diseño la carga másica, CM , o el tiempo de retención celular, TRC. Por ejemplo, la DITEDAR-2/3/2 (Aguas de Galicia, 2023) utiliza la siguiente expresión de CM :

$$CM = \frac{QD_{m,total} \cdot L_0}{V \cdot X} \quad (3.1)$$

Donde:

- CM = carga másica (kg DBO₅/kg SSLM/d) o (d⁻¹).
- $QD_{m,total}$ = caudal medio diario total (m³/d).
- L_0 = concentración de DBO₅ total de entrada al reactor (kg/m³).
- X = concentración de sólidos en suspensión en el licor mezcla (kg SSLM/m³).
- V = volumen de reacción (m³).

Siguiendo con el ejemplo, el diseño y operación de un reactor aerobio se tiene que complementar con sendas expresiones para estimar la necesidad media de oxígeno y la producción media de lodos. Para esto, la misma DITEDAR-2/3/2 propone:

$$NcOx_c = a QD_{m,total} (L_0 - L_{ef}) + b V X \quad (3.2)$$

$$P_f = QD_{m,total} L_0 \cdot \frac{E}{100} \cdot [1.2 \cdot CM^{0.23} + 0.5 (B_1 - 0.6)] \quad (3.3)$$

Donde:

$NcOx_C$	= necesidades medias de oxígeno (kg/d).
L_{ef}	= concentración de DBO ₅ total efluente decantado (kg/m ³).
a	= coeficiente de utilización de oxígeno para síntesis (kg O ₂ /kg DBO ₅).
b	= coeficiente de respiración de la biomasa (d ⁻¹).
P_f	= producción de lodos (kg/d).
E	= rendimiento en eliminación de DBO ₅ (%).
B_1	= ratio de concentraciones SS/DBO afluente al reactor.

De forma resumida, este conjunto de tres ecuaciones constituiría el modelo básico determinista para el diseño y operación de un proceso aerobio de fangos activos. Se trata de un modelo que arroja una foto fija (estado estacionario) de unos reactores que se tendrán que enfrentar, sobre todo en el caso de EDAR urbanas, a continuas variaciones de caudal y de composición del agua residual. De las variaciones de caudal y concentración, resultan claves los valores máximos o puntas. Por eso en la práctica, lo que se hace es una estimación al alza de las necesidades de oxígeno y de la producción de lodos, de modo que el cálculo de las capacidades de los equipos necesarios (aireadores, bombas, etc.) resulte seguro para satisfacer las situaciones más desfavorables. Pero esto, en general, supone consumir más energía de la necesaria, sobre todo en las horas valle de caudal y concentración (en EDAR urbanas, noche-madrugada).

Por los factores anotados, la optimización de la operación de una EDAR pasa por disponer de información en tiempo real más aproximada de, entre otras variables, las necesidades de oxígeno y la producción de lodos. Esta información más real se puede obtener mediante la implementación de un modelo dinámico de proceso que pueda ser alimentado con mediciones en tiempo real de caudal y concentración del agua residual. De modo que, este capítulo del proyecto tiene la finalidad de presentar una revisión sobre la modelación dinámica del proceso de fangos activos. Esta revisión permitirá en capítulos posteriores, describir con mayor claridad la implementación de un modelo de fangos activos en herramientas de simulación de proceso como son el AQUASIM o el DESASS.

3.1.1. Antecedentes de los modelos dinámicos de fangos activos

En 1982, la International Water Association (IWA, antes IAWPRC) promovió la formación de un grupo internacional de trabajo (en inglés “Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Activated Sludge Process”) al que se le encomendó: acelerar el desarrollo de la modelación dinámica de las plantas de tratamiento, crear una plataforma común de consenso y proponer un modelo inicial simple. El grupo concentró sus primeros esfuerzos en inventariar los modelos existentes, así como los obstáculos a su desarrollo.

Las conclusiones del grupo fueron publicadas en 1987 (Henze et al., 1987) en un informe que presentaba lo que hoy se conoce como el Modelo ASM1, modelo dedicado a describir la degradación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un proceso de fangos activos (de tipo fango único). Los logros más destacados del grupo fueron un consenso en los procesos biológicos que integran el modelo, la estandarización de los símbolos, la presentación del modelo utilizando una notación matricial, la propuesta de valores por defecto de los parámetros del modelo, la adopción de la DQO y su fraccionamiento para caracterizar tanto

agua como fangos, y un código de programación para el desarrollo de software de modelización. La última acción propulsó la existencia actual de varios programas que incorporan los conceptos del ASM1 original, o algunas de sus modificaciones, para fines de diseño, operación de plantas o investigación: Aquasim, Biowin, GPS-X, SSSP, Simba, etc. El AQUASIM (Reichert, 1998) es un programa que se presta bien, entre otras aplicaciones, para la docencia e investigación sobre tratamientos biológicos de las aguas residuales, es un programa que enseña a estructurar modelos matemáticos.

En 1995, los trabajos del grupo de estudio se ampliaron para publicar la versión ASM2, la cual está dirigida a predecir el comportamiento del fósforo. En 1999 hubo otras modificaciones con la aparición de la versión ASM2d (versión modificada del ASM2) y de la versión ASM3 (alternativa al ASM1). Las cuatro versiones íntegras se encuentran publicadas de forma conjunta en Henze et al. (2002).

3.1.2.- Ventajas y limitaciones de la modelación dinámica de fangos activos

- La modelación dinámica permite predecir la calidad del efluente, la demanda de oxígeno y la producción de lodo en respuesta a las fluctuaciones en tiempo real de la carga y/o del caudal afluente.
- Una vez que se tiene modelado y calibrado un proceso, el modelo se puede utilizar para fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, probar cambios en la operación, evaluación de las prácticas actuales, optimización de la explotación, así como para la capacitación del personal.
- Cuando la planta está en fase de proyecto, se puede probar nuevas configuraciones y comparar variantes.
- Se pueden reducir las necesidades de estudio piloto, el tiempo y la inversión que se requiere para esto, realizando primero los estudios por modelación y solo probar a escala piloto algunas de las soluciones propuestas.
- Se puede optimizar la configuración y el funcionamiento de una planta de tratamiento, así como responder a preguntas respecto a su capacidad a los impactos de modificaciones proyectadas.
- La modelación constituye un instrumento de ayuda para los gestores en la toma de decisión y/o un medio gráfico visual para convencerlos.
- Con la modelación se pueden realizar estudios sin perturbar el funcionamiento de la planta, ni poner en riesgo sus equipos.
- Es también un medio de formación y concientización de los operadores sobre algunos aspectos críticos.

- Como principal limitación presenta la necesidad de realizar estudios previos para calibrar los modelos. Los datos que se necesitan son generalmente diferentes de los datos rutinarios de caracterización que se tienen en las plantas de tratamiento. Por otra parte, en el caso de aguas residuales industriales falta realizar investigación para evaluar la aplicabilidad de los modelos.

3.2. Nociones del método de modelación dinámica de fangos activos

3.2.1.- Configuración de los modelos

La modelización es una práctica inherente a cualquier proceso de diseño y estudio ingenieril, independientemente del proceso de representación de la realidad elegido. En el caso del tratamiento del agua, los modelos son una descripción matemática de una serie de procesos que ocurren en un espacio delimitado (reactores y otros tanques).

En tratamiento de aguas, los modelos se expresan a través de balances de materia que tienen en cuenta la cinética de reacciones (procesos de transformación), la hidrodinámica (tipo de flujo y mezcla en el reactor) y el transporte de materia a través de los límites del sistema (flujos de entrada y salida). Los procesos de transporte son específicos para cada sistema: configuración del reactor, distribución del afluente, mezcla, dispersión, recirculación, extracción de lodo, etc. Los procesos de transformación, por el contrario, ocasionan cambios en los componentes químicos con una velocidad que puede depender de algunas variables ambientales del proceso (por ejemplo, temperatura, pH, ...). Los procesos individuales que forman el modelo se correlacionan a través de la ley de conservación de la materia (balance de materia o de masas), la cual se debe resolver, para describir los cambios en el estado del sistema a través de las variables de estado (p.ej.: concentraciones de biomasa, oxígeno, DQO, nitrógeno). El balance de materia de un modelo resulta en un sistema de ecuaciones diferenciales y algebraicas. Para su resolución se necesita, en general, algún programa o software. Una forma sistemática de presentar los modelos y facilitar su entendimiento es mediante:

- Una lista de componentes representados por variables de estado involucradas en los procesos: matriz de concentraciones $[C_i]$
- Una descripción de los procesos de transformación que afectan a los componentes: modelos bioquímicos, coeficientes estequiométricos, expresiones cinéticas.
- Una caracterización del transporte advectivo de sustancias en los límites del sistema: diagrama de flujo.
- Una caracterización de la dispersión y mezcla interna según el tipo de reactor/sistema (mezcla completa o flujo pistón), tanto para los componentes disueltos como para los que están en suspensión (en modelación a los componentes no disueltos se los conoce como componentes “particulados”).

3.2.2.- La notación matricial adoptada en el ASM1

Muchos modelos de fangos activos existen en la literatura y difieren entre ellos en la manera como describen los procesos biológicos de transformación. Pero estos modelos venían presentados en forma de balances de materia, a veces con ecuaciones ya manipuladas o simplificadas, donde es difícil recobrar y aislar los diferentes procesos básicos del modelo. Una de las decisiones más importantes que tomó el “grupo de trabajo” fue la de adoptar la notación matricial de Petersen (1965, cita en Henze et al., 1987). Este tipo de notación es una forma muy estructurada de presentar, en una sola tabla, los elementos básicos del modelo (cinética y estequiometría de cada proceso) y su interrelación. La tabla 3.1, contiene un ejemplo sencillo de matriz de correlación para tres componentes y dos procesos.

Tabla 3.1.- Ejemplo de matriz de un modelo que representa de forma resumida el crecimiento aerobio y decrecimiento de un cultivo heterótrofo

Proceso j ↓ Componente i →	1 X _H	2 S _{DQO}	3 S _{O2}	Cinética
1 Crecimiento aerobio heterótrofo	+ 1	$-\frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$	$\mu_H \frac{S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} X_H$
2 Decrecimiento heterótrofo	- 1	+1		$k_{d,H} X_H$
Parámetros estequiométricos: Y _H	Velocidad de reacción observada (M,L ³ T ⁻¹) $r_i = \sum_j v_{ji} P_j$			Parámetros cinéticos: μ _H , K _{DQO} , k _{d,H}
	Biomasa (g DQO/m ³)	Sustrato (g DQO/m ³)	Oxígeno (g O/m ³)	

En la tabla anterior el modelo incluye:

- Tres componentes i: biomasa, sustrato (DQO) y oxígeno disuelto, con su simbología en la primera fila (X_H, S_{DQO}, S_{O2}) y su descripción y unidades en la última (Biomasa en g-DQO/m³, Sustrato en g-DQO/m³, Oxígeno en g-O/m³).
- Dos procesos j en la primera columna: crecimiento heterótrofo aerobio y decrecimiento heterótrofo.
- En el centro de la matriz se dan los coeficientes estequiométricos v_{ji} para cada proceso j, respecto a cada componente i. Por ejemplo, la ecuación estequiométrica del proceso (reacción) de crecimiento heterótrofo aerobio puede escribirse:



Es decir:



- Columna última a la derecha: expresiones cinéticas de cada proceso p_j.

También, en la tabla ejemplo se ha recogido la nomenclatura de los parámetros cinéticos y estequiométricos.

Por teoría de reacciones químicas, v_{ji} tendrá signo negativo para los reactivos y positivo para los productos de una reacción o proceso. Por convención, para cada proceso uno de los coeficientes tiene como valor +1 o -1, mientras los demás coeficientes se calculan echando mano de la estequiometría correspondiente. En general, la biomasa es el componente para el cual su coeficiente estequiométrico es +1 o -1, se dice entonces, que la ecuación estequiométrica del proceso se ha “normalizado” respecto de la biomasa. Cuando las unidades se escogen de forma homogénea (por ejemplo, usando la DQO), se puede verificar en cada fila la teoría de continuidad, es decir, $\Sigma v_{ji} = 0$. Por ejemplo, para el proceso 1 de crecimiento (para los componentes expresados como DQO, incluido el oxígeno): $\Sigma v_{ji} = 1 - 1/Y_H - (1-Y_H)/Y_H = 0$.

Abajo de cada columna, se puede calcular la velocidad neta de reacción de cualquier componente i como resultante de los diferentes procesos j : $r_{i \text{ neta}} = \Sigma v_{ji} p_j$. Por ejemplo, la velocidad neta de utilización de oxígeno (r_{O_2}) debido al consumo ocasionado por el crecimiento será dada por la siguiente expresión:

$$r_{O_2} = - \frac{1 - Y_H}{Y_H} \frac{\mu_H S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} X_H \quad (3.6)$$

La velocidad neta de reacción es uno de los términos del balance de materia, pero falta añadir los términos de transporte y de acumulación para tener el balance completo. Por ejemplo, en el caso de un reactor de mezcla completa sin recirculación, los balances de biomasa activa X_H , y de sustrato S_{DQO} vendrían dados por el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales (usando la información de la tabla anterior):

$$\frac{dX_H}{dt} = (+1) \frac{\mu_H S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} X_H + \frac{Q}{V} (X_{H,1} - X_H) \quad (3.7)$$

$$\frac{dS_{DQO}}{dt} = - \frac{1}{Y_H} \frac{\mu_H S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} X_H + \frac{Q}{V} (S_{DQO,1} - S_{DQO}) \quad (3.8)$$

Donde, el término a la izquierda de cada ecuación de balance representa la acumulación (dX/dt , dS/dt). El último sumando del lado derecho de cada ecuación diferencial de balance representa el transporte (lo que entra menos lo que sale del reactor), donde el subíndice “1” indica los valores de concentración en el afluente, V es el volumen del reactor y Q el caudal de agua residual. Finalmente, t representa el tiempo.

La necesidad de programas para resolver estos sistemas de ecuaciones se aprecia con este ejemplo simple, y aún más cuando se escribe la totalidad de los balances para los i componentes, y cuando además se utilizan expresiones cinéticas no simplificadas, como el modelo de Monod.

3.2.3.- Funciones de activación y desactivación

Para ilustrar estas nociones se toma como ejemplo la expresión cinética utilizada en el ASM1 para calcular la velocidad de crecimiento heterótrofo en medio anóxico.

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_{H,\max} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{O_2,H}}{K_{O_2,H} + S_{O_2}} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \eta_g X_H \quad (3.9)$$

Donde:

X_H = biomasa heterótrofa activa

S_S = sustrato orgánico rápidamente degradable

S_{O_2} = concentración de oxígeno disuelto

S_{NO} = concentración de nitrato

η_g = factor de corrección de crecimiento en medio anóxico.

t = tiempo

$K_S, K_{O_2,H}, K_{NO}$ = constantes de semi-saturación de activación/desactivación

El crecimiento heterótrofo en un tanque anóxico ocurre con una velocidad que aumenta con la concentración de sustrato (DQO) y de nitrato presentes en el reactor, mientras que es perjudicado por la presencia de oxígeno disuelto. Para representar este efecto del oxígeno, se utilizan funciones matemáticas de activación y desactivación (ON/OFF), siendo los valores de las constantes de semi-saturación, K , cantidades pequeñas. La función $K_{O_2,H}/(K_{O_2,H} + S_{O_2})$, cuando la concentración de oxígeno disuelto es elevada produce una tendencia de la tasa de crecimiento a cero (desactivación), mientras que la presencia nula de oxígeno permite que la función llegue a su máximo valor que es 1 (activación). En el caso de la función $S_{NO}/(K_{NO} + S_{NO})$, con respecto al nitrato, ocurre lo contrario, la activación se realiza con elevada concentración de nitrato mientras que la desactivación está relacionada con la ausencia del mismo compuesto. Estas dos formas de funciones representan los dos tipos de expresiones cinéticas utilizadas para traducir el efecto de varios parámetros. Aunque se parecen a la ecuación de Monod, *se utilizan por su conveniencia matemática, sin que necesariamente haya algún tipo de fundamento biológico.*

La selección de un valor pequeño de las constantes K suele hacerse con la finalidad de predecir mejor la producción de lodos y la demanda de oxígeno. En su caso, su valor se puede determinar mediante calibración a escala real y por oposición a varios parámetros cinéticos que se determinan en estudios de laboratorio.

Del modelo ASM1 hay varias versiones modificadas donde los autores amplían la utilización de las funciones de activación para tener en cuenta algún parámetro que haya demostrado un efecto significativo en un caso específico (pH, alcalinidad, etc.).

3.3. Modelo 1 de fangos activos (ASM1)

3.3.1.- Estructura del modelo

El ASM1 fue desarrollado por Henze et al. (1987). Tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica, así como la nitrificación y desnitrificación en los procesos de fangos activos de fango único. El modelo fue estructurado utilizando el método de notación matricial, tal como se presenta en la Tabla 3.2. El modelo comprende:

- 13 componentes en total: 7 disueltos y 6 de partículas en suspensión (particulados)
- 8 procesos: 3 de crecimiento, 2 de decaimiento y 3 de hidrólisis.

Tabla 3.2.- Matriz estequiométrica del ASM1: cinética de oxidación carbonosa, nitrificación y desnitrificación (reproducida de Henze et al., 1987)

j	Componente i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Cinética, p_j (ML ⁻³ T ⁻¹)
	Proceso	S_I	S_S	X_I	X_S	X_{NH}	X_A	X_P	S_{O_2}	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{NB}	S_{ALK}	
1	Crecimiento heterotrofo aerobio		$-\frac{1}{Y_H}$			+1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_{H,max} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} X_H$
2	Crecimiento heterotrofo anóxico		$-\frac{1}{Y_H}$			+1			$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$		$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_{H,max} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \eta_g X_H$
3	Crecimiento nitrificantes						+1		$-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7 Y_A}$	$\mu_{A,max} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} X_A$
4	Decaimiento heterotrofo				$1-f_p$	-1		f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_H X_H$
5	Decaimiento nitrificantes				$1-f_p$		-1	f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_A X_A$
6	Amonificación N-Org. soluble										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a S_{ND} X_H$
7	Hidrólisis de mat. orgánica		1		-1										$k_s \frac{X_S/X_H}{K_x + (X_S/X_H)} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_n \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right) \right] X_H$
8	Hidrólisis de N-Org. susp.											1	-1		$p_7 (X_{NB}/X_S)$
		DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	N	N	N	N	mol	

3.3.2.- Componentes (reactivos y productos) del ASM 1

Son 13 componentes que incluyen 7 materiales disueltos y 6 en suspensión (particulados). Los componentes 1 a 7 de la matriz se relacionan con las sustancias carbonosas del agua y del fango (en términos de DQO), mientras que existen 4 constituyentes nitrogenados, más el oxígeno y la alcalinidad. La alcalinidad no es esencial para el modelo, es solo una información adicional para detectar indirectamente los riesgos de cambios en el pH.

El material carbonoso del modelo está dividido en DQO biodegradable, DQO no biodegradable (materia orgánica inerte) y biomasa (Figura 3.1).

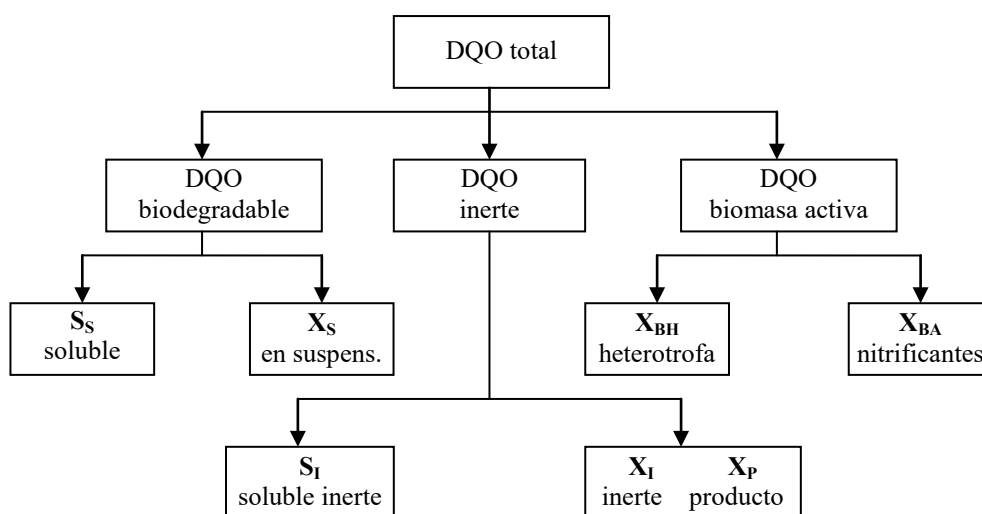


Figura 3.1.- Fracciones de DQO del agua y del fango en ASM1

La fracción biodegradable se divide a su vez en una fracción rápidamente biodegradable (S_s , soluble) y en una fracción lentamente biodegradable (X_s , particulada). Se toma como hipótesis que la fracción rápidamente biodegradable está compuesta de materia orgánica soluble que se adsorbe y metaboliza rápidamente por los microorganismos, mientras que la fracción X_s , compuesta de partículas, coloides y materia orgánica compleja, sufre una hidrólisis enzimática antes de poder ser adsorbida. En realidad, la fracción lentamente biodegradable también incluye compuestos orgánicos solubles difícilmente biodegradables que se tratan como si fueran partículas en suspensión.

La fracción no biodegradable de la DQO está dividida en una fracción soluble inerte (S_i) y en una fracción particulada (X_i). Las dos no son afectadas por el proceso. S_i abandona la planta con el efluente del decantador secundario mientras que X_i se atrapa en el lodo purgado y contribuye a los sólidos volátiles del fango.

La biomasa activa se divide en dos tipos de bacterias: heterótrofas ($X_{B,H}$) y nitrificantes autótrofas ($X_{B,A}$). Por ende, una variable adicional, X_p , se introduce para modelizar la fracción inerte de productos procedentes del decaimiento de la biomasa. En la realidad, no se puede diferenciar X_p de X_i en el lodo.

En la figura siguiente se presenta un ejemplo del fraccionamiento de la materia orgánica en un agua residual afluyente a un proceso de fangos activos.

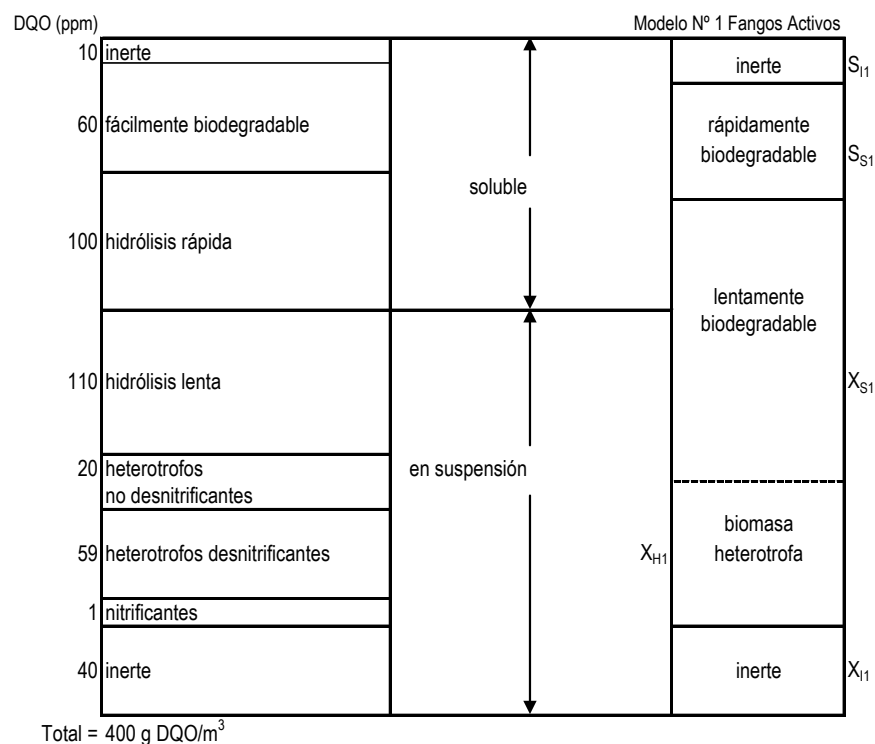


Figura 3.2.- Fraccionamiento de la materia orgánica del agua residual

La tabla siguiente es una comparativa de fracciones observadas de la DQO en aguas residuales, brutas y decantadas.

Tabla 3.3.- Fracciones de DQO en agua residual urbana (adaptada de Orhon & Artan, 1994)

	Fracción de DQO (%)				
	f_{SI}	f_{XI}	f_{SS}	f_{XS}	f_{XH}
Agua Residual Bruta					
Sudáfrica	5	13	20	62	-
Suiza	11	11	32	45	-
Hungría	9	20	29	43	-
Dinamarca	8	19	24	49	-
Suiza:					
Flawill (22 °C)	20	9	11	53	7
Tuffenwies (13 °C)	10	8	7	60	15
Dietikon (15 °C)	12	10	8	55	15
Dinamarca-Lundtofte	2	18	20	40	20
Agua Residual Decantada					
España (*)	5 - 10	10 - 15	10 - 25	30 - 60	5 - 15
Dinamarca-Lundtofte	3	11	29	43	14
Suiza-Zurich	10	9	16	40	25
Francia-Pilot	10	13	33	44	-
Francia-Valenton	6	8	25	41	-
Sudáfrica	8	4	28	60	-
Aguas Residuales Pluviales					
Dinamarca-Lundtofte	5	5	56	26	8

(*) CEIT (1999) EDAR 1.0 "Manual de Usuario"

La fragmentación del material nitrogenado se representa en la Figura 3.3.

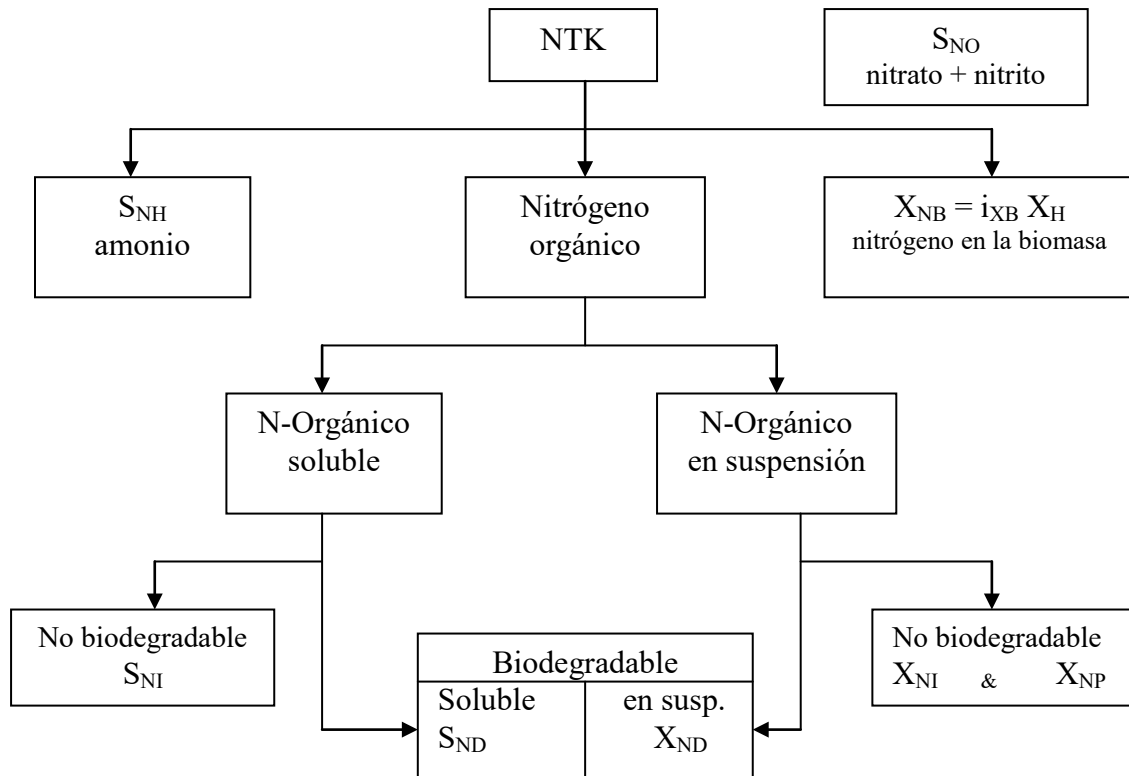


Figura 3.3.- Fraccionamiento de los componentes nitrogenados del agua y fango en ASM1.

El nitrógeno total presente en el sistema incluye por un lado nitrato y nitrito (S_{NO}) y por otro el nitrógeno total Kjeldahl (NTK). Los nitrato y nitrito se combinaron en un solo componente para simplificar el modelo. Algunos autores utilizan versiones modificadas del modelo con una separación entre estos dos productos.

El NTK se fragmenta en nitrógeno amoniacal (S_{NH} , que incluye el $N-NH_4^+$ y $N-NH_3$), nitrógeno orgánico y nitrógeno contenido en la biomasa. De forma idéntica a la materia orgánica carbonosa (DQO), el nitrógeno orgánico se divide en una fracción soluble y otra en suspensión, cada una teniendo su fracción biodegradable y no biodegradable. Solo las fracciones biodegradables, soluble (S_{ND}) y en suspensión (X_{ND}), aparecen de forma explícita en el modelo. El nitrógeno de la biomasa activa (X_{NB}) se toma en cuenta de forma indirecta considerando que el decaimiento produce nitrógeno orgánico particulado biodegradable (1-fp). El nitrógeno orgánico asociado a la fracción de productos inertes en suspensión (X_{NP}), así como el N asociado a la fracción inerte de materia orgánica (X_{NI}) se pueden calcular fácilmente, aun si no se muestran en la matriz del modelo.

En la Tabla 3.4 se muestran algunas características de aguas residuales domésticas decantadas con el fraccionamiento de DQO y nitrógeno descrito antes.

Tabla 3.4.- Fracciones de DQO y nitrógeno observados en aguas residuales domésticas decantadas

Símbolo	Unidades	Dinamarca ⁽¹⁾	Suiza ⁽¹⁾	Hungría ⁽¹⁾	A Coruña ⁽²⁾
S_S	g DQO/m ³	125	70	100	141
S_I	g DQO/m ³	40	25	30	41
X_S	g DQO/m ³	250	100	150	108
X_I	g DQO/m ³	100	25	70	8
S_{ND}	g N/m ³	8	5	10	ND
X_{ND}	g N/m ³	10	10	15	ND
S_{NH}	g N-NH ₄ ⁺ /m ³	30	10	30	33
S_{NI}	g N/m ³	2	2	3	ND
S_{NO}	g N-NO ₃ ⁻ /m ³	0,5	1	1	1,5

Fuentes: (1) Orhon & Artan, 1994; (2) Molina et al., 2003.

3.3.3.- Procesos del modelo N° 1

El ASM1 incluye 8 procesos que se pueden reagrupar en cuatro tipos:

- ✓ Procesos de crecimiento (tres).
- ✓ Procesos de decaimiento (dos).
- ✓ Procesos de hidrólisis de materia en suspensión (particulada) (dos).
- ✓ Proceso de amonificación (uno).

Los diferentes procesos se describen a continuación:

3.3.3.1.- Crecimiento aerobio de las heterótrofas

Se considera que solo S_S interviene en el crecimiento heterótrofo. X_S debe sufrir una hidrólisis antes de que pueda transformarse en S_S para ser utilizado por los microorganismos. El

crecimiento se modeliza utilizando la estructura del modelo de Monod donde pueden ser limitantes tanto S_s , como S_o (el oxígeno). Este proceso es el que más contribuye en la eliminación de DQO, producción de biomasa nueva y demanda de oxígeno. El nitrógeno amoniacal se consume en el proceso de crecimiento por su incorporación en las células con una consiguiente reducción de la alcalinidad.

3.3.3.2.- Crecimiento anóxico de las heterótrofas

En ausencia de oxígeno, los organismos heterótrofos son capaces de utilizar nitrato como aceptor final de electrones. El proceso genera biomasa heterótrofa y nitrógeno gaseoso (desnitrificación). Lo último resulta de la reducción de nitrato con producción de alcalinidad. Se utilizan las mismas expresiones cinéticas de tipo Monod respecto al sustrato asociado a funciones de activación/desactivación respecto a nitrato y oxígeno (que actúa como inhibidor). Se utiliza un factor de corrección η_g (<1) para tener en cuenta que la tasa máxima de crecimiento de las heterótrofas es menor en medio anóxico. El amoníaco y la alcalinidad sufren también cambios por las mismas razones que en el crecimiento aerobio heterótrofo.

3.3.3.3.- Crecimiento aerobio de las nitrificantes

El amonio se oxida a nitrato vía un proceso de nitrificación de etapa única, resultando en la producción de biomasa nitrificante y un consumo adicional de oxígeno. El amonio se incorpora también en las células. El proceso tiene un efecto marcado en el balance de alcalinidad y en el consumo de O_2 mientras que la contribución en la producción de lodos es pequeña debido a que la tasa de crecimiento de las nitrificantes es muy baja. El modelo es de tipo Monod respecto al amonio y oxígeno.

3.3.3.4.- Decaimiento de las heterótrofas

El decaimiento incluye todos los fenómenos de lisis, respiración endógena, muerte o depredación. Su tratamiento matemático en el ASM1 es diferente del enfoque tradicional donde se le atribuía un consumo directo de O_2 (respiración endógena). La modelación en el ASM1 utiliza la noción de muerte-regeneración, donde $X_B \rightarrow X_S + X_P$ sin consumo directo de O_2 . El consumo de O_2 se difiere hasta que: 1) la DQO no soluble lentamente degradable, X_S , se transforma en S_S (mediante hidrólisis) y 2) S_S se utiliza en el proceso de crecimiento. Por eso, el valor de b_H del modelo tiene mucha diferencia con respecto al valor empleado en los modelos tradicionales (b'_H).

$$b_H = \frac{b'_H}{1 - Y_H(1 - f_P)} \quad (3.10)$$

Este proceso no representa consumo de DQO, ni consumo directo de O_2 , por el contrario, produce residuos orgánicos inertes (X_P) y una DQO lentamente biodegradable (X_S). Se supone que el proceso ocurre con la misma velocidad en condiciones aerobias que anóxicas. El modelo utilizado es de orden 1 respecto a la biomasa.

3.3.3.5.- Decaimiento de las nitrificantes

El proceso se modeliza de la misma forma que para las heterótrofas. Pero, a diferencia de éstas, el coeficiente b_A es numéricamente equivalente a b_A' . Esto se debe a que la recirculación interna de materia orgánica debido al decaimiento se produce por la actividad de las heterótrofas y no de la biomasa nitrificante. Hay una serie de interrogantes de cómo la biomasa nitrificante entra en decaimiento. Esto llevó al grupo de trabajo a concluir que sería difícil medir b_A con algún sentido o valor práctico. Sobre la base de los datos encontrados en la bibliografía recomendaron que b_A adopte un valor entre 0.05 y 0.15 día^{-1} (Henze et al., 1987).

3.3.3.6.- Amonificación del nitrógeno orgánico soluble, S_{ND}

Se modeliza con una cinética de orden 1 respecto tanto a S_{ND} como a la biomasa heterótrofa. Es frecuente que se omita este proceso en las versiones modificadas del ASM1 debido a su rapidez.

3.3.3.7.- Hidrólisis de la materia orgánica

La materia orgánica particulada y lentamente biodegradable (X_S) se encuentra atrapada (enmeshment) en los flóculos biológicos donde sufre rompimiento de enlaces y solubilización por efecto de las enzimas extracelulares. El resultado es la producción de sustrato soluble fácilmente biodegradable que se utiliza en el crecimiento. La estructura del modelo utilizado para este proceso es típica de los procesos de superficie (adsorción). Es también de orden 1 respecto a la biomasa, pero tiende a saturarse cuando la cantidad de sólidos enredados en los flocs (X_S) viene a ser grande comparado con la biomasa (X_{BH}). La hidrólisis es un proceso que ocurre tanto en condiciones aerobias como anóxicas. Se utiliza un factor de corrección $\eta_h (<1)$ para tener en cuenta que la tasa de hidrólisis suele ser menor en medio anóxico comparado al medio aerobio.

3.3.3.8.- Hidrólisis del nitrógeno orgánico en suspensión (p_8)

El nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) es parte de la materia orgánica particulada (X_S), por lo que la tasa de hidrólisis del primero está determinada por la velocidad de hidrólisis (p_7) de X_S . El modelo utiliza una proporcionalidad entre las dos tasas.

3.3.4.- Origen y cambios que sufren los componentes

En este apartado, se hacen comentarios respecto al origen y los cambios que sufren los componentes haciendo referencia a las columnas de la matriz del modelo.

3.3.4.1.- Componentes orgánicos del agua

La materia orgánica en el agua residual está compuesta de:

Símbolo	Descripción	Columna
S_I	DQO inertes soluble	1
S_S	DQO rápidamente biodegradable	2
X_I	DQO inerte en suspensión	3
X_S	DQO lentamente biodegradable en suspensión	4

Columna 1 y 3. S_I y X_I no participan en ninguna conversión, pero S_I contribuye a la calidad del efluente, mientras que X_I es parte de los sólidos volátiles del licor mezcla y de los lodos purgados.

Columna 2. S_S se utiliza en el crecimiento de la biomasa heterótrofa tanto en condiciones aerobias como anóxicas. Además de la cantidad inicial presente en el afluente, S_S se genera continuamente como producto de hidrólisis de la materia orgánica particulada X_S .

Columna 4. X_S se consume (transforma) por hidrólisis, pero se forma como producto de la lisis de la biomasa heterótrofa y nitrificante.

3.3.4.2.- Componentes orgánicos de biomasa

La biomasa activa presente en el agua residual y en el licor mezcla se caracteriza con los siguientes componentes:

Símbolo	Descripción	Columna
$X_{B,H}$	Biomasa heterótrofa	5
$X_{B,A}$	Biomasa nitrificante	6
X_P	Residuo inerte de la biomasa muerta	7

Comúnmente se suele despreciar el aporte de biomasa activa por el afluente. Por otro lado, la DQO total y los sólidos en suspensión volátiles (SSV) del lodo purgado y licor mezcla están formados por biomasa activa y biomasa inactiva: $X_{B,H} + X_{B,A} + X_P + X_I + X_S$.

Columna 5 y 6. La biomasa heterótrofa $X_{B,H}$ y nitrificante $X_{B,A}$, se forma a partir del crecimiento aerobio, por un lado, y anóxico (sólo $X_{B,H}$) por otro, mientras que se consume en el proceso de decaimiento.

Columna 7. Al decaer $X_{B,H}$ y $X_{B,A}$, se forman, entre otros productos, un residuo particulado inerte X_P que no participa en ninguna otra conversión (contribuye a la biomasa inactiva).

3.3.4.3.- Oxígeno disuelto

Columna 8. El oxígeno se consume en el crecimiento de heterótrofas y nitrificantes. El modelo no considera que se consume oxígeno directamente en el decaimiento (sólo indirectamente a través de S_S que proviene de la lisis). El modelo permite determinar el consumo de oxígeno (r_{O_2}), pero no las variaciones en la concentración de oxígeno, S_O . Para poder predecir S_O , se necesita incluir el proceso de aireación en el modelo.

3.3.4.4.- Compuestos nitrogenados

El modelo considera las siguientes formas de nitrógeno biodegradables:

Símbolo	Descripción	Columna
X _{ND}	N-Orgánico en suspensión biodegradable	12
S _{ND}	N-Orgánico soluble biodegradable	11
S _{NH}	N-amoniacal	10
S _{NO}	N-nitrato + nitrito	9

Además de estas formas que se contemplan en la matriz, existen otras tres formas de nitrógeno orgánico que son las incorporadas en la biomasa ($X_{NB} = i_{XB} \cdot X_B$), en los productos inertes de lisis ($X_{NP} = i_{XP} \cdot X_P$) y en la fracción de materia orgánica inerte ($X_{NI} = i_{XI} \cdot X_I$). Estas formas fácilmente calculables no son necesarias en el modelo puesto que no se puede hacer un chequeo del balance de nitrógeno, a menos que se capture y cuantifique el nitrógeno gaseoso del proceso (N_2).

Columna 9 (S_{NO}). El segundo aceptor de electrones que incluye el modelo es el nitrato (y nitrito). Se produce en el crecimiento aerobio de nitrificantes y se consume (elimina) en el crecimiento anóxico de las heterótrofas. El factor 2.86 que aparece en uno de los coeficientes estequiométricos corresponde al equivalente en O₂ de la conversión de NO₃ en N₂.

$$\frac{1}{5} \text{mol NO}_3^- \equiv \frac{1}{4} \text{mol O}_2 \equiv 1 \text{eq} - e^- \quad (3.11)$$

Columna 10. El nitrógeno amoniacal (S_{NH}) utilizado proviene, además de lo que traiga el agua residual, de la reacción de amonificación del nitrógeno orgánico soluble y se consume principalmente cuando sirve de fuente de energía en el crecimiento de la biomasa nitrificante. Hay que contar también una fracción (i_{XB}) de N-NH₄⁺ que se incorpora a las células durante la síntesis. Se considera que a pH ≈ 7.0, S_{NH} está formado principalmente del ion amonio. Como simplificación, el ASM1 considera que la formación de NO₃⁻ se hace directamente sin otra etapa que pase por NO₂⁻.

Columna 11. El nitrógeno orgánico soluble (S_{ND}) es producto de hidrólisis de su forma particulada (X_{ND}) mientras que es transformado en amonio por amonificación.

Columna 12. X_{ND} se pierde por hidrólisis, pero se re-acumula con la muerte de los microorganismos, tanto nitrificantes como heterótrofos, donde se recupera el equivalente a “ $i_{XB} - (f_P \cdot i_{XP})$ ”. El producto ($f_P \cdot i_{XP}$) es la fracción que no es recuperable, porque está asociada a la fracción inerte de los productos de lisis.

3.3.4.5.- Alcalinidad

Columna 13. Representa el balance de alcalinidad (S_{alk}). Se optó por hacer el balance de alcalinidad, pudiendo obtener de éste, señales sobre el pH. Para fines prácticos, se considera

que una caída de 50 mg/L de CaCO_3 en la alcalinidad puede causar inestabilidad y caída del pH a valores menores que 6, lo que podría afectar de forma significativa el proceso de nitrificación.

3.3.5.- Utilización del modelo ASM1

Antes de poder utilizar el modelo para simular una planta de tratamiento en particular, se debe realizar la calibración del mismo, actividad que lleva varios pasos. No se podría abordar de forma sistemática y completa este tema amplio en el contexto de este documento. A continuación, se dan algunas indicaciones sobre los procedimientos a llevar a cabo, así como algunas referencias importantes.

3.3.5.1.- Caracterización de las aguas y determinación de los parámetros del modelo

Uno de los pasos más importantes en los proyectos de modelación de plantas de tratamiento de aguas es la calibración, la cual puede demandar mucho tiempo de muestreo, análisis y experimentos en el laboratorio y en planta para determinar varios de los parámetros cinéticos, estequiométricos y caracterizar las aguas. Un procedimiento experimental para determinar cada uno de los parámetros, está descrito en el informe del grupo de trabajo (Henze et al., 1987). La determinación de los parámetros cinéticos en general, y la caracterización del agua, en particular (según el principio de fragmentación de la DQO), se llevan a cabo utilizando experimentos de respirometría.

La utilidad y exactitud de los modelos se juzga principalmente por su habilidad para predecir la producción de lodos y sobre todo la demanda de aceptor de electrones (oxígeno y nitrato). Por lo tanto, la técnica de respirometría juega un papel fundamental en casi la mayoría de las determinaciones de parámetros y características de las aguas y lodos (Spanjers et al. 1998).

Varias de las técnicas expuestas en el documento original del modelo ASM1 son complejas, pero no eran propuestas definitivas. En la literatura más reciente, se puede encontrar algunos métodos alternativos para varios de los parámetros del modelo (Sollfrank y Gujer 1991, Ubay-Cokgor et al. 1999, Roeleveld & Van Loosdrecht 2002, entre otros). En los procedimientos alternativos más recientes, suele ser frecuente la utilización de la respirometría para determinar los parámetros.

La utilización de los procedimientos presentados en el documento del grupo de trabajo permitió hallar y proponer una lista de parámetros por defecto que se puede utilizar para fines de simulación general o inicio de estudios de calibración. Estos datos se presentan en la tabla 3.5.

Dentro de la lista de parámetros, se identificó un cierto número de ellos, cuyo valor, no muy variable de un agua a otra, puede suponerse igual al valor por defecto, necesitando solo hallar el valor de los demás parámetros, para el caso específico de una planta de tratamiento que se esté calibrando. Los parámetros que se pueden tomar como supuestamente fijos son: Y_A , f_P , i_{XB} , i_{XP} , $K_{O,H}$, K_{NO} , $K_{O,A}$, b_A .

Los datos de la tabla se consideran típicos para un pH cercano a la neutralidad y para aguas residuales urbanas. Se reconoce que existe un cierto riesgo en la utilización generalizada de estos valores debido a que son fuertemente influenciados por las condiciones específicas del

agua residual, en particular la temperatura, el pH y los compuestos presentes en el agua. Estos valores pueden utilizarse solo cuando no existen datos específicos. No se ha demostrado la aplicabilidad del modelo para las aguas residuales industriales y menos todavía de los valores por defecto.

Tabla 3.5.- Valores por defecto de parámetros del ASM1 (Henze et al., 2002)

Símbolo	Unidad	Valor a 10 °C	Valor a 20 °C	Rango a 20 °C
Coefficientes estequiométricos				
Y_A	g DQOC/g N_{ox}	0.24	0.24	0.07 – 0.28
Y_H	g DQOC/g DQO _s	0.67	0.67	0.46 – 0.69
f_p	adimensional	0.08	0.08	---
i_{XB}	g N _c /g DQO _c	0.086	0.086	---
i_{XP}	g N _p /g DQO _p	0.06	0.06	0.02 – 0.1
Coefficientes cinéticos				
$\mu_{H,max}$	d ⁻¹	3.0	6.0	3.0 – 13.2
K_S	g DQO/m ³	20.0	20.0	10 – 180
$K_{O,H}$	g O ₂ /m ³	0.20	0.20	0.01 – 0.2
K_{NO}	g N-NO ₃ ⁻ /m ³	0.50	0.50	---
b_H	d ⁻¹	0.20	0.62	0.05 – 1.6
η_g	adimensional	0.8	0.8	--
η_h	adimensionmal	0.4	0.4	0.4 – 1
k_h	g DQO _{lent.degrad.} /g DQO _c /d	1.0	3.0	---
K_X	g DQO _{lent.degrad.} /g DQO _c	0.01	0.03	---
$\mu_{A,max}$	d ⁻¹	0.3	0.8	0.34 – 0.8
K_{NH}	g N-NH ₄ ⁺ /m ³	1.0	1.0	---
$K_{O,A}$	g O ₂ /m ³	0.4	0.4	---
k_a	m ³ /g DQO/d	0.04	0.08	---
b_A	d ⁻¹		0.15	---

El coeficiente f_p representa la fracción de biomasa que termina siendo residuo inerte después del decaimiento celular. Los coeficientes i_{XB} e i_{XP} representan la fracción de nitrógeno en la biomasa activa y en los productos microbianos inertes, respectivamente. Si la biomasa se representa mediante $C_5H_7O_2N$, i_{XB} estará en torno a 0.087, mientras que i_{XP} será algo menor (en torno a 0.06).

El coeficiente k_h es la tasa de hidrólisis máxima, K_X es el coeficiente de semi-saturación de la cinética de hidrólisis y k_a es la tasa de amonificación.

3.3.5.2.- Protocolo de simulación de plantas de tratamiento

La estructuración del modelo para simular plantas de tratamiento debe realizarse siguiendo una metodología ordenada. Un ejemplo de protocolo, uno de los pocos publicados, es el propuesto por la STOWA (Fundación holandesa de investigación aplicada al agua) y utilizado en Holanda para simular las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas a gran escala (Hulsbeek et al., 2002). La figura 3.4 presenta los pasos a seguir, los cuales se detallan en el documento referido.

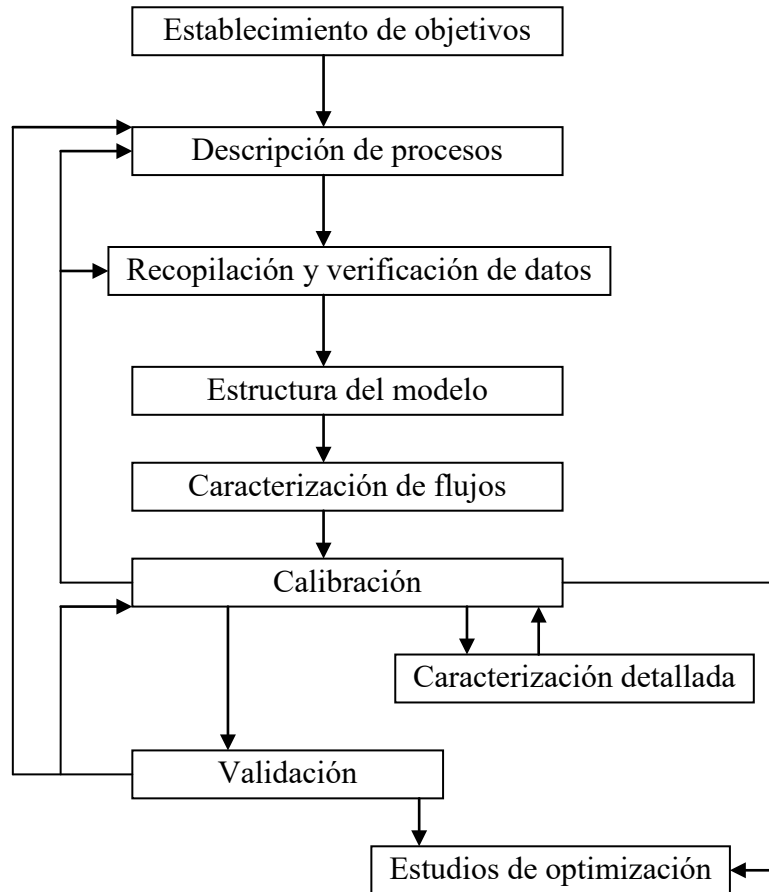


Figura 3.4.- Protocolo STOWA para la simulación de plantas de tratamiento (de Hulsbeek et al., 2002).

El protocolo es útil como guía en todo lo relacionado con el procedimiento general de modelación, pero también presenta varias particularidades que lo diferencian de los procedimientos de calibración y caracterización del ASM1:

1.- Después de constatar que la simulación en planta real no es sensible a una evaluación exacta de la diferenciación entre X_s y S_s , propusieron una metodología de caracterización mucho más simple, en la cual se utilicen análisis físico-químicos y mediciones de la curva de DBO, en lugar de la respirometría (Roeleveld et al., 2002). Se reconoce que los datos hallados de esta forma podrían no ser aplicables a experimentos a pequeña escala como los estudios de laboratorio.

2.- Notaron que la simulación en planta es mucho más sensible a los datos de caudales, los cuales deben ser verificados y confirmados con balances de materia (Meijer et al 2002). La simulación es poco sensible a varios de los parámetros cinéticos o características del agua. Los autores sugieren calibrar el modelo directamente en la planta, empezando con los valores por defecto y ajustando algunos parámetros específicos:

a) Medir y calibrar la composición y cantidad de fango activo, ajustando X_s y X_I del afluente, así como i_{XB} y i_{XI} .

b) Medir y calibrar el amonio del efluente, ajustando $K_{O,H}$, K_{NH} y b_A .

c) Medir y calibrar la concentración de nitrato en el efluente, ajustando η_g , b_H , $K_{O,A}$, $K_{O,H}$.

En el caso de que los parámetros necesiten ser ajustados fuera de los rangos típicos, se considera muy probable que el problema esté en los datos de caudales.

3.4. Modelo implementado en el programa DESASS

Partiendo de la metodología asentada por el grupo de trabajo de la IWA, el grupo CALAGUA ha generado el modelo denominado “Biological Nutrient Removal Model No. 1 (BNR1)” (Seco et al., 2004). El modelo se implementa en el simulador DESASS®. El modelo se ha desarrollado para representar los procesos físicos, químicos y biológicos más importantes que se dan en las EDAR. Así, puede utilizarse para diseñar y simular las operaciones básicas de una EDAR, permitiendo tener en cuenta los efectos combinados de los diferentes procesos de tratamiento. En el DESASS se integran modelos físicos, como la sedimentación (floculada, zonal y por compresión) o la elutriación de ácidos grasos volátiles; y procesos de transferencia de materia entre las fases líquida y gaseosa. Los procesos químicos considerados comprenden las principales reacciones ácido-base, asumiendo condiciones de equilibrio local e instantáneo para estos procesos. Los procesos biológicos son la eliminación biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

Aunque para el objetivo de este proyecto técnico, la parte interesante del DESASS es la que tiene que ver con el reactor biológico, en este apartado se hace una descripción resumida del modelo implementado en ese simulador, utilizando como fuente de referencia el Manual del DESASS 7.1.

Los procesos incluidos en el modelo para la eliminación de materia orgánica, nitrógeno y fósforo se basan en aquellos considerados en el modelo de fangos activos n° 2d (Activated Sludge Model 2d (ASM2d), Henze et al., 1999) con algunas modificaciones, entre ellas:

- En BNR1 no se considera el proceso de fermentación llevado a cabo por las bacterias heterótrofas, porque las bacterias acidogénicas se incluyen en el BNR1. Con la aproximación realizada en el modelo ASM2d, la velocidad del proceso de fermentación depende en gran medida de la concentración de bacterias heterótrofas, y los valores descritos en la literatura para la velocidad específica de fermentación presentan una gran variabilidad (Satoh et al., 2000). Dicha variabilidad puede evitarse separando las bacterias heterótrofas en dos grupos: bacterias anaerobias fermentativas y bacterias aerobias-facultativas, que es lo que se hace en el modelo BNR1.
- El componente alcalinidad, incluido en el modelo ASM2d como indicador de valores de pH excesivamente bajos, no se considera en el modelo BNR1 porque este incorpora un modelo químico capaz de calcular el pH en los procesos biológicos (Serralta et al., 2004). Este modelo químico supone la adición de dos nuevos componentes: carbono inorgánico y protón (H^+).

- Como consecuencia de lo indicado en el párrafo anterior, las funciones que modifican la velocidad de los procesos biológicos en función del valor de la alcalinidad se han sustituido por funciones dependientes del pH.

Los procesos incluidos en el BNR1 para representar el proceso de digestión anaerobia están basados en un modelo simplificado. Los grupos bacterianos considerados son: bacterias acidogénicas (responsables de los procesos de hidrólisis anaerobia de la materia orgánica lentamente biodegradable y fermentación de la materia orgánica fermentable), bacterias acetogénicas (responsables del proceso de acetogénesis de los ácidos grasos volátiles), bacterias metanogénicas hidrogenotróficas (responsables de la conversión de hidrógeno en metano) y bacterias metanogénicas acetoclásticas (responsables de la conversión del ácido acético en metano).

El modelo incluye 7 grupos de bacterias. Las condiciones que prevalezcan en cada unidad de tratamiento biológico (aerobias, anóxicas o anaerobias) determinarán los grupos de bacterias que pueden proliferar. Por ejemplo, en la digestión anaerobia de fango secundario, las bacterias heterótrofas, autótrofas y acumuladoras de polifosfatos no podrán desarrollarse, simplemente decrecerán a una determinada velocidad (b_H , b_A and b_{PAO} , respectivamente) proporcionando la materia orgánica lentamente biodegradable para el proceso de digestión.

El DESASS tiene como meta representar el sistema de depuración tanto en estado estacionario (fase de diseño y calibración) como en fase dinámica (simulación). Permite predecir las variaciones en las concentraciones de cada uno de los componentes desde que entran en el sistema hasta que son eliminados del mismo, tanto en línea de fangos como en línea de agua.

3.4.1.- Componentes del modelo BNR1

El modelo comprende un total de 27 componentes, 13 solubles (S) y 14 particulados (X), que se describen a continuación

3.4.1.1.- Componentes solubles, S

S_A (M_{DQO}L⁻³): productos de la fermentación, se considera que solamente es acetato. Debido a que la fermentación se ha incluido como un proceso biológico, los productos de la fermentación se deben modelar separadamente de los otros componentes orgánicos solubles. Aunque se considera ser acetato, en la realidad es posible encontrar diferentes productos de la fermentación.

S_{CH4} (M_{DQO}L⁻³): metano. Es el principal producto generado en los sistemas de digestión anaerobia.

S_F (M_{DQO}L⁻³): sustratos orgánicos fácilmente biodegradables, fermentables. Es la fracción de la DQO soluble que está disponible directamente para la degradación por los organismos heterótrofos. Se asume que SF puede servir como sustrato para el proceso de fermentación.

S_{H2} (M_{DQO}L⁻³): hidrógeno. Subproducto generado en los sistemas de digestión anaerobia, se forma en el proceso de fermentación, pero en su mayoría es transformado en metano y dióxido de carbono.

S_I (M_{DQO}L⁻³): materia orgánica inerte. La principal característica de este elemento es que no puede ser degradado. Se asume que este elemento es parte del afluente.

S_{IC} (molcL⁻³): carbono inorgánico. Es la suma de las concentraciones de carbonato (CO₃⁻²), bicarbonato (HCO₃⁻) y ácido carbónico (H₂CO₃). El ácido carbónico está en equilibrio con el dióxido de carbono (CO₂) disuelto, siendo la concentración de este último del orden de 100 veces superior a la de ácido carbónico. Por este motivo, la concentración de CO₂ también se incluye en este componente.

S_{N2} (M_NL⁻³): nitrógeno gaseoso, N₂. Se asume que solamente es un producto de la desnitrificación.

S_{NH4} (M_NL⁻³): amonio (NH₄⁺) más amoníaco (NH₃). Para el balance de las cargas eléctricas se asume que S_{NH4} solo es NH₄⁺, sin embargo, en la realidad está compuesto de NH₃ + NH₄⁺.

S_{NO3} (M_NL⁻³): nitrato más nitrito (NO₃⁻ + NO₂⁻). Se asume que está compuesto por nitrato y nitrito, debido a que el nitrito no se incluye como un componente del modelo.

S_{O2} (M_{O2}L⁻³): oxígeno disuelto.

S_{PO4} (M_PL⁻³): fósforo soluble inorgánico, principalmente ortofosfato. Para el balance de las cargas eléctricas, se asume que este componente se distribuye en 50% de H₂PO₄⁻ y 50% de HPO₄⁻², es decir, independiente del pH.

S_{PRO} (M_{DQO}L⁻³): se incluyen en este componente los ácidos grasos volátiles (propiónico, butírico, valérico, ...) que se generan en el proceso de fermentación y que no pueden ser transformados directamente en metano. Para los cálculos estequiométricos se asume S_{PRO} en su equivalente químico de propionato.

S_{TH} (molH⁻³): protón. Este componente representa la concentración total de protones en disolución, siendo la suma de las concentraciones de protones libres en disolución (H⁺), y protones combinados formando parte de otras especies (HCO₃⁻, H₂CO₃, HPO₄⁻², H₂PO₄⁻, ...).

3.4.1.2.- Componentes particulados, X

X_{ACET} (M_{DQO}L⁻³): bacterias acetogénicas. Son los organismos responsables de la transformación de los ácidos grasos volátiles en ácido acético.

X_{ACID} (M_{DQO}L⁻³): bacterias acidogénicas. Son los organismos responsables tanto de la generación de ácidos grasos volátiles por fermentación como de la hidrólisis anaerobia de la materia orgánica particulada (en suspensión y coloidal).

X_{AUT} (M_{DQO}L⁻³): organismos nitrificantes autótrofos. Son los responsables de la nitrificación. Se asume que estos organismos incluyen tanto las Nitrosomonas como las Nitrobacter.

X_H (M_{DQO}L⁻³): organismos heterótrofos. Se asume que estos organismos pueden crecer en condiciones aerobias y anóxicas. Son los responsables de los procesos de hidrólisis de los sustratos particulados y pueden usar todos los sustratos solubles orgánicos degradables (S_A y S_F).

X_I (M_{DQO}L⁻³): material orgánico inerte. Este material no se puede degradar. Puede ser una fracción del afluente y/o generarse en el proceso de lisis (muerte celular).

X_{MAC} (M_{DQO}L⁻³): bacterias metanogénicas acetoclásticas. Estos organismos son anaerobios estrictos y son los responsables de la transformación del ácido acético en metano.

X_{MH2} (M_{DQO}L⁻³): bacterias metanogénicas hidrogenotróficas. Estos organismos son anaerobios estrictos y son los responsables de la conversión del hidrógeno en metano.

X_{NV} (M_{SS}L⁻³): sólidos en suspensión (SS) no volátiles. Este componente no participa en los procesos biológicos, únicamente en la sedimentación.

X_{PAO} (M_{DQO}L⁻³): organismos acumuladores de polifosfatos (PAO). Se asume que estos organismos representan a todos los organismos acumuladores de polifosfatos. La concentración de X_{PAO} no incluye los productos que se almacenan intracelularmente (X_{PP} y X_{PHA}).

X_{PHA} (M_{DQO}L⁻³): es un producto almacenado intracelularmente en los organismos acumuladores de polifosfatos, PAO. Incluye poli-hidroxicanoatos (PHA), glicógeno, etc. Se produce únicamente asociado con el crecimiento de bacterias X_{PAO}. Sin embargo, no está incluido en el peso de las X_{PAO}. Se asume que tiene la composición química de poli-hidroxitirato, (C₄H₆O₂)_n.

X_{PP} (M_PL⁻³): polifosfato. El polifosfato es un producto almacenado intracelularmente en las PAO. Se produce únicamente asociado con el crecimiento de bacterias X_{PAO}. Sin embargo, no está incluido en el peso de las X_{PAO}. Forma parte del fósforo particulado. Se asume que tiene la composición química (K_{0.33}Mg_{0.33}PO₃)_n.

X_S (M_{DQO}L⁻³): sustrato orgánico lentamente biodegradable. Es sustrato en suspensión y coloidal de alto peso molecular que necesita ser hidrolizado a SF antes de estar disponible para su degradación.

X_{MeOH} (M_{SS}L⁻³): hidróxidos metálicos. Este componente se produce cuando se realiza el proceso de precipitación química de fósforo. Se asume que el componente producido es Fe(OH)₃. Es posible reemplazar este componente por otro hidróxido metálico, según cual sea el producto químico utilizado para la precipitación química de fósforo.

X_{MeP} (M_{SS}L⁻³): fosfatos metálicos. Este componente resulta de la precipitación química del fósforo. Se asume que este componente está compuesto de FePO₄.

X_{TSS} ($M_{SS}L^{-3}$): sólidos en suspensión totales, SST. No son un componente del modelo, pero se calcula su concentración a partir de los correspondientes factores estequiométricos.

3.4.1.3.- Ecuaciones de continuidad

La estequiometría del modelo BNR1 se basa en 6 ecuaciones de continuidad aplicadas a DQO, nitrógeno, fósforo, sólidos en suspensión totales, carbono inorgánico y protones. Estas ecuaciones se utilizan para calcular los coeficientes estequiométricos de S_{O_2} (S_{NO_3} y S_{N_2} en desnitrificación) a partir de la DQO, S_{NH_4} a partir del nitrógeno, S_{PO_4} a partir del fósforo, X_{TSS} a partir de los sólidos suspendidos totales, S_{IC} a partir del carbono, y S_H a partir de los protones. Los factores de conversión necesarios para aplicar las ecuaciones de continuidad se pueden consultar en el manual del DESASS 7.1.

3.4.1.4.- Procesos cinéticos

El modelo BNR1 considera 30 procesos biológicos y 6 procesos físicos controlados por la cinética. A continuación, se explican los diversos procesos biológicos agrupados en función de las bacterias que los realizan. Los coeficientes estequiométricos de las matrices que se presentan en este apartado se rigen mediante ecuaciones de continuidad.

Bacterias Heterótrofas: son responsables de la hidrólisis de la materia orgánica particulada (coloidal y en suspensión, X_S) en condiciones, anóxicas y aerobias y de la degradación de la materia orgánica soluble (S_F). Se asume que tanto el rendimiento de las bacterias como su velocidad de crecimiento son independientes del sustrato. La estequiometría de estos procesos se muestra a continuación:

Tabla 3.6. Estequiometría de los procesos biológicos llevados a cabo por bacterias heterótrofas

j	Componente i Proceso	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		S_{O_2}	S_F	S_A	S_{PRO}	S_I	S_{NO_3}	S_{N_2}	X_I	X_S	X_H
1	Hidrólisis aerobia		$1-f_{SI}$			f_{SI}				-1	
2	Hidrólisis anóxica		$1-f_{SI}$			f_{SI}				-1	
3	Hidrólisis anaerobia		$1-f_{SI}$			f_{SI}				-1	
4	Crecimiento aerobio a partir de S_F	$1 - \frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1}{Y_H}$								1
5	Crecimiento aerobio a partir de S_A	$1 - \frac{1}{Y_H}$		$-\frac{1}{Y_H}$							1
6	Crecimiento aerobio a partir de S_{PRO}	$1 - \frac{1}{Y_H}$			$-\frac{1}{Y_H}$						1
7	Crecimiento anóxico a partir de S_F		$-\frac{1}{Y_H}$				$-\frac{1 - Y_H}{2.86Y_H}$	$\frac{1 - Y_H}{2.86Y_H}$			1
8	Crecimiento anóxico a partir de S_A			$-\frac{1}{Y_H}$			$-\frac{1 - Y_H}{2.86Y_H}$	$\frac{1 - Y_H}{2.86Y_H}$			1
9	Crecimiento anóxico a partir S_{PRO}				$-\frac{1}{Y_H}$		$-\frac{1 - Y_H}{2.86Y_H}$	$\frac{1 - Y_H}{2.86Y_H}$			1
10	Lisis								f_{XI}	$1-f_{XI}$	-1

Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAO): estas bacterias son capaces de tomar ácidos grasos volátiles (S_A y S_{PRO}) en condiciones anaerobias y almacenarlos en forma de poli-hidroxi-alcanoatos (PHA). La energía necesaria la obtienen de la degradación de las reservas de polifosfato a fosfato que liberan al agua. Este proceso también se ha observado en condiciones anóxicas y aerobias. El PHA almacenado es oxidado en condiciones anóxicas y aerobias y la energía obtenida es utilizada por las bacterias para crecer y tomar fósforo del agua reponiendo las reservas de polifosfato. Se muestra la estequiometría en la siguiente tabla:

Tabla 3.7. Estequiometría de los procesos biológicos llevados a cabo por bacterias acumuladoras de polifosfatos

j	Componente i Proceso	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
		S_{O_2}	S_A	S_{PRO}	S_{NO_3}	S_{PO_4}	S_{N_2}	X_I	X_S	X_{PAO}	X_{PP}	X_{HA}
11	Almacenamiento de X_{PHA} a partir de S_A		-1			Y_{PO_4}					$-Y_{PO_4}$	1
12	Almacenamiento de X_{PHA} a partir de S_{PRO}			-1		Y_{PO_4}					$-Y_{PO_4}$	1
13	Almacenamiento aerobio de X_{PP}	$-Y_{PH_4}$				-1					1	$-Y_{PH_4}$
14	Crecimiento aerobio	1 $-\frac{1}{Y_{PAO}}$				i_{PBM}				1		$-\frac{1}{Y_{PAO}}$
15	Almacenamiento anóxico de X_{PP}				$\frac{-Y_{PH_4,NO}}{2.86}$	-1	$\frac{Y_{PH_4,NO}}{2.86}$				1	$-Y_{PH_4,NO}$
16	Crecimiento anóxico				$\frac{1 - \frac{1}{Y_{PAO,NO}}}{2.86}$	$-i_{PBM}$	$-\frac{1 - \frac{1}{Y_{PAO,NO}}}{2.86}$				1	$\frac{-1}{Y_{PAO,NO}}$
17	Lisis de X_{PAO}							f_{XI}	$1-f_{XI}$	-1		
18	Lisis de X_{PP}					1					-1	
19	Lisis de X_{PHA}			1								-1

Bacterias Autótrofas: bacterias aerobias, responsables del proceso de nitrificación. La Tabla 4 muestra la estequiometría de los procesos llevados a cabo por estas bacterias.

Tabla 3.8.- Estequiometría de los procesos biológicos llevados a cabo por bacterias autótrofas

j	Componente i Proceso	1	2	3	4	5	6
		S_{O_2}	S_{NH_4}	S_{NO_3}	X_I	X_S	X_{AUT}
20	Nitrificación	$1 - \frac{4.57}{Y_A}$	$-\frac{1}{Y_A} - i_{NB}$	$\frac{1}{Y_A}$			1
21	Lisis				f_{XI}	$1-f_{XI}$	-1

Bacterias Acidogénicas: son responsables del proceso de fermentación. Mediante este proceso la materia orgánica fermentable es transformada bajo condiciones anaerobias en ácidos grasos volátiles. Estas bacterias también son capaces de hidrolizar la materia orgánica particulada en

condiciones anaerobias. La Tabla 3.9 muestra la estequiometría de los procesos llevados a cabo por estas bacterias.

Tabla 3.9. Estequiometría de los procesos biológicos llevados a cabo por bacterias acidogénicas

j	Componente i	1	2	3	4	5	6	7	8
	Proceso	S _F	S _A	S _I	X _I	X _S	S _{PRO}	S _{H2}	X _{ACID}
22	Hidrólisis	1-f _{SI}		f _{SI}		-1			
23	Fermentación	$-\frac{1}{Y_{ACID}}$	$(\frac{1}{Y_{ACID}} - 1) * f_{AC}$				$(\frac{1}{Y_{ACID}} - 1) * f_{PRO}$	$(\frac{1}{Y_{ACID}} - 1) * f_{H2}$	1
24	Lisis				f _{XI}	1-f _{XI}			-1

Bacterias Acetogénicas: son responsables de la transformación de los ácidos grasos volátiles en ácido acético e hidrógeno, que son los precursores del metano. La Tabla 3.10 muestra la estequiometría de los procesos llevados a cabo por estas bacterias.

Tabla 3.10. Estequiometría de los procesos biológicos llevados a cabo por bacterias acetogénicas

j	Componente i	1	2	3	6	7	8
	Proceso	S _A	X _I	X _S	S _{PRO}	S _{H2}	X _{PRO}
25	Conversión de S _{PRO} en ácido acético	$(\frac{1}{Y_{PRO}} - 1) * f_{AC}$			$-\frac{1}{Y_{PRO}}$	$(\frac{1}{Y_{PRO}} - 1) * f_{H2}$	1
26	Lisis		f _{XI}	1-f _{XI}			-1

Bacterias Metanogénicas: el modelo BNR1 considera dos grupos de bacterias metanogénicas: acetoclásticas (responsables de la transformación del ácido acético en metano) e hidrogenotróficas (responsables de la transformación del hidrógeno en metano). La Tabla 3.11 muestra la estequiometría de los procesos llevados a cabo por estas bacterias.

Tabla 3.11. Estequiometría de los procesos biológicos llevados a cabo por bacterias metanogénicas

j	Componente i	1	2	3	4	5	6	7
	Proceso	S _A	X _I	X _S	S _{H2}	S _{CH4}	X _{MAC}	X _{MH2}
27	Conversión del ácido acético en metano	$-\frac{1}{Y_{MAC}}$				$\frac{1}{Y_{MAC}} - 1$	1	
28	Lisis of X _{MAC}		f _{XI}	1-f _{XI}			-1	
29	Conversión de hidrógeno en metano				$-\frac{1}{Y_{MH2}}$	$\frac{1}{Y_{MH2}} - 1$		1
30	Lisis of X _{MH2}		f _{XI}	1-f _{XI}				-1

Procesos Físico-Químicos: el modelo BNR1 considera el proceso de precipitación química del fósforo de forma análoga al ASM2d. Además, se incluyen los procesos de desabsorción de los distintos gases considerados en el modelo (oxígeno, hidrógeno, metano, dióxido de carbono y nitrógeno). La Tabla 3.12 muestra lo que en este punto se indica.

Tabla 3.12.- Estequiometría de los procesos físico-químicos

j	Proceso	Componente i								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
		S _{PO4}	X _{MEOH}	X _{MEP}	S _{O2}	S _{H2}	S _{CH4}	S _{IC}	S _H	S _{N2}
31	Precipitación	-1	-3,45	4,87						
32	Redisolución	1	3,45	- 4,87						
33	Desabsorción de O ₂				-1					
34	Desabsorción de H ₂					-1				
35	Desabsorción de CH ₄						-1			
36	Desabsorción de CO ₂							-1	-2	
37	Desabsorción de N ₂									-1

3.4.1.5.- Cinética y funciones switch (on/off)

En esta ocasión, la última columna, que remata las ecuaciones matriciales, la de las expresiones cinéticas, se presenta en la Tabla 11.

En DESASS, las expresiones correspondientes a las funciones de semi-saturación propias del oxígeno, nitrato, amonio y fosfato se abrevian con la terminación común “M_i” de tal forma que:

$$M_i = \frac{S_i}{K_i + S_i} \quad (3.12)$$

En cambio, las funciones On/off que servirán para representar la inhibición del oxígeno y del nitrato se nombran mediante las terminaciones I_{O2} e I_{NO3}, éstas representan el término de inhibición no competitiva.

$$I_i = \frac{K_{I,i}}{K_{I,i} + S_i} \quad (3.13)$$

Se obtienen, por tanto:

$$M_{NO3} = \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}; \quad M_{NH4} = \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}; \quad M_{PO4} = \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}; \quad M_{O2} = \frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}$$

$$I_{O2} = \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O}; \quad I_{NO3} = \frac{K_{NO,H}}{K_{NO,H} + S_{NO}}$$

La inhibición de la velocidad de los procesos biológicos atribuible al valor del pH se representa mediante el término I_{pH} y consiste en la combinación de las funciones de semisaturación y de inhibición no competitiva de forma que:

$$I_{pH} = \frac{S_H}{K_{pH} + S_H} + \frac{K_{I,pH}}{K_{I,pH} + S_H} + \frac{1}{f_{pH}} \quad (3.14)$$

En esta formulación, S_H representa la concentración de protones libre en disolución. K_{I,pH} es la representación de la inhibición y K_{pH} de la semisaturación, en coherencia con la nomenclatura que se venía empleando para estas funciones. Por último, f_{pH}, representa el

máximo producto para ambas funciones On/off, de esta manera se elimina la inhibición por $I_{pH} = 1$ en condiciones de pH óptimo.

Derivando esta expresión con respecto a la concentración de protones se obtiene que el máximo de la función se produce cuando la concentración de protones es igual a:

$$S_H = \sqrt{K_{pH} K_{I,pH}} \quad (3.15)$$

Tabla 3.13. Ecuaciones cinéticas de los procesos del modelo BNRM1 considerados en la simulación del proceso biológico de la EDAR de Carral (adaptada de Seco et al., 2004)

j	Proceso	Expresión cinética
Procesos de hidrólisis mediados por bacterias heterótrofas (X_H)		
1	Hidrólisis aerobia	$k_H \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
2	Hidrólisis anóxica	$k_H \cdot \eta_g \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
3	Hidrólisis anaerobia	$k_H \cdot \eta_{je} \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
Cinéticas relacionadas con los organismos heterótrofos (X_H)		
4	Crecimiento aerobio basado en S _F	$\mu_H \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A + S_{PRO}} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
5	Crecimiento aerobio basado en S _A	$\mu_H \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A + S_{PRO}} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
6	Crecimiento aerobio basado en S _{PRO}	$\mu_H \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_{PRO}}{K_{PRO} + S_{PRO}} \cdot \frac{S_{PRO}}{S_F + S_A + S_{PRO}} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
7	Crecimiento anóxico basado en S _F	$\mu_H \cdot \eta_g \cdot I_{O2} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A + S_{PRO}} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
8	Crecimiento anóxico basado en S _A	$\mu_H \cdot \eta_g \cdot I_{O2} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A + S_{PRO}} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
9	Crecimiento anóxico basado en S _{PRO}	$\mu_H \cdot \eta_g \cdot I_{O2} \cdot M_{NO3} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_{PRO}}{K_{PRO} + S_{PRO}} \cdot \frac{S_{PRO}}{S_F + S_A + S_{PRO}} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
10	Lisis	$b_H \cdot X_H$
Cinéticas relacionadas con los organismos acumuladores de fósforo (X_{PAO})		

11	Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	$q_{PHA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_A + S_{PRO}} \cdot \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
12	Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{PRO}	$q_{PHA} \cdot \frac{S_{PRO}}{K_{PRO} + S_{PRO}} \cdot \frac{S_{PRO}}{S_A + S_{PRO}} \cdot \frac{X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + X_{PP} / X_{PAO}} \cdot X_{PAO}$
13	Almacenamiento aerobio de X _{PP}	$q_{PP} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PS} + S_{PO4}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}} \cdot I_{pH} \cdot X_{PAO}$
14	Crecimiento aerobio	$\mu_{PAO} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
15	Almacenamiento anóxico de X _{PP}	$q_{PP} \cdot \eta_g \cdot I_{O2} \cdot M_{NO} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PS} + S_{PO4}} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot \frac{K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}}{K_{PP} + K_{MAX} - X_{PP} / X_{PAO}} \cdot I_{pH} \cdot X_{PAO}$
16	Crecimiento anóxico	$\mu_{PAO} \cdot \eta_g \cdot I_{O2} \cdot M_{NO3} \cdot M_{NH4} \cdot M_{PO4} \cdot \frac{X_{PHA} / X_{PAO}}{K_{PHA} + X_{PHA} / X_{PAO}} \cdot I_{pH} \cdot X_H$
17	Lisis de X _{PAO}	$b_{PAO} \cdot X_{PAO} \cdot M_{IC}$
18	Lisis de X _{PP}	$b_{PP} \cdot X_{PP} \cdot M_{IC}$
19	Lisis de X _{PHA}	$b_{PHA} \cdot X_{PHA} \cdot M_{IC}$
Cinéticas relacionadas con los organismos autótrofos nitrificantes (X_A)		
20	Crecimiento aerobio	$\mu_A \cdot M_{O2} \cdot M_{NH4} \cdot M_{PO4} \cdot I_{pH} \cdot X_A$
21	Lisis	$b_A \cdot X_A$
Cinéticas relacionadas con las bacterias acidogénicas (X_{ACID})		
22	Hidrólisis	$k_B \cdot I_{O2} \cdot I_{NO3} \cdot \frac{X_S / X_{ACID}}{K_X + X_S / X_{ACID}} \cdot I_{pH} \cdot X_{ACID}$
23	Fermentación	$\mu_{ACID} \cdot I_{O2} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{K_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{K_{H2}}{K_{H2} + S_{H2}} \cdot I_{pH} \cdot X_{ACID}$
24	Lisis	$b_{ACID} \cdot X_{ACID}$
Cinéticas relacionadas con las bacterias acetogénicas (X_{PRO})		
25	Conversión de S _{PRO} en ác. acético	$\mu_{ACET} \cdot I_{O2} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_{PRO}}{K_{PRO} + S_{PRO}} \cdot \frac{K_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{K_{H2}}{K_{H2} + S_{H2}} \cdot I_{pH} \cdot X_{PRO}$
26	Lisis	$b_{PRO} \cdot X_{PRO}$
Cinéticas relacionadas con las bacterias metanogénicas (X_{MAC} y X_{MH2})		
27	Conversión de ác. acético en metano	$\mu_{MAC} \cdot I_{O2} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot I_{pH} \cdot X_{MAC}$

28	Lisis de X_{MAC}	$b_{MAC} \cdot X_{MAC}$
29	Conversión de hidrógeno en metano	$\mu_{MH2} I_{O2} \cdot \frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} \cdot \frac{S_{H2}}{K_{H2} + S_{H2}} \cdot \frac{S_{IC}}{K_{IC} + S_{IC}} \cdot I_{pH} \cdot X_{MH2}$
30	Lisis de X_{MH2}	$b_{MH2} \cdot X_{MH2}$
Precipitación y redisolución de fósforo		
31	Precipitación	$k_{PRE} \cdot S_{PO4} \cdot X_{MEOH}$
32	Redisolución	$k_{RED} \cdot X_{MEP}$
Procesos de transferencia de gases		
33	Desabsorción de oxígeno	$KLa_{O2}(S_O - S_O^*)$
34	Desabsorción de hidrógeno	$KLa_{H2}(S_{H2} - S_{H2}^*)$
35	Desabsorción de metano	$KLa_{CH4}(S_{CH4} - S_{CH4}^*)$
36	Desabsorción de CO ₂	$KLa_{CO2}(S_{CO2} - S_{CO2}^*)$
37	Desabsorción de N ₂	$KLa_{N2}(S_{N2} - S_{N2}^*)$

La estructura matricial en este caso es más amplia y compleja en cuanto a lo que ocurre con cada componente.

El número de componentes y procesos con los que se trabaja en este modelo es mucho mayor y mucho más específico que el propio del ASM1. Sin embargo, su modo de ensamblaje y de interpretación es idéntico al mostrado para la matriz del ASM1. Debido a esto y, al hecho de que las distintas partes que conforman el ensamblaje conjunto de la matriz ya han sido presentadas en las tablas comprendidas entre la 3.6 y la 3.13, se considera suficientemente representada la matriz de este modelo.

3.4.1.6.- Procesos gobernados por la ley del equilibrio químico

Otras características del modelo, es que el BNR1 incluye como procesos gobernados por el equilibrio las interacciones ácido-base. Los procesos gobernados por el equilibrio quedan representados por una serie de ecuaciones algebraicas entre las que siempre habrá una expresión de la ley de acción de masas para cada una de las especies formadas en cada uno de los equilibrios y un balance de materia para cada uno de los componentes, de tal modo que (Serralta et al., 2004):

Ley de acción de masas:

$$C_i = K_i \prod_{j=1}^N x_j^{a_{ij}} \quad \text{con } i = 1, 2 \dots N \text{ (número de especies)} \quad (3.16)$$

Balance de materia:

$$T_j = \sum_{i=1}^N a_{ij} C_i \quad \text{con } j = 1, 2 \dots N \text{ (número de componentes)} \quad (3.17)$$

Donde, x_j es la concentración del componente j (ML^{-3}), a_{ij} es el coeficiente estequiométrico del componente j en la especie i y K_i es la constante de formación de la especie i corregida por las variaciones de temperatura.

La resolución de estas ecuaciones algebraicas se efectúa mediante la aplicación del programa MINTEQA2, (Allison et al., 1991). MINTEQA2 es un programa de cálculo del equilibrio químico desarrollado por la USEPA que permite calcular las concentraciones de todas las especies presentes en el equilibrio. Los datos que necesita MINTEQA2 para el cálculo del equilibrio consisten en un análisis químico del agua incluyendo las concentraciones totales de todos los componentes y otras mediciones relevantes (pe.: temperatura, pH ...).

3.4.2.- Ventajas de un modelo único para todos los elementos de una EDAR

La consideración de un único modelo para todos los elementos de un EDAR tiene las siguientes ventajas:

- El modelo puede ser usado para el diseño, simulación y optimización del funcionamiento de la totalidad de una EDAR.
- Las características del medio bioquímico (especialmente, la concentración de oxígeno disuelto y nitrato) determina el desarrollo de cada tipo de proceso biológico debido a que cada tipo de microorganismo tiene un metabolismo distinto. Por tanto, solo será necesario la calibración de los microorganismos que puedan crecer en cada tipo de proceso.
- Dado que se consideran los microorganismos aerobios y anaerobios en un único modelo es posible la simulación y diseño del tratamiento de aguas residuales industriales en las que muy frecuentemente ambos tipos de procesos se implantan de forma conjunta.
- El grado de complejidad necesario para la caracterización del agua residual es similar al de ASM2d. Solo es necesario distinguir el ácido acético del resto de ácidos volátiles y medir el pH.
- Al considerar las bacterias anaerobias, la influencia del esquema de tratamiento sobre el valor de los parámetros calibrados se reduce, siendo posible extrapolar los valores calibrados al diseño de distintos esquemas de líneas de tratamiento.

3.4.3.- Aplicaciones del BNR1

La implementación del BNR1 en el software DESASS permite:

- Diseño completo de nuevas EDAR, sea cual sea su esquema de tratamiento tanto de la línea de agua como de fangos, teniendo en cuenta el efecto de las aguas de retorno de la deshidratación, aspecto fundamental cuando hay limitaciones al vertido de nutrientes.
- Diagnóstico y optimización de EDAR en funcionamiento. Como paso previo deben calibrarse los parámetros de las bacterias heterótrofas, autótrofas y PAO.
- Investigación y diseño de nuevos esquemas de tratamiento especialmente para el caso de aguas residuales industriales.
- Formación y entrenamiento del personal. El modelo es especialmente útil para entender el funcionamiento de la EDAR en su totalidad y la influencia de la línea de fangos sobre la de agua.

Capítulo 4

Descripción de la EDAR de Carral

La EDAR objeto de este proyecto técnico se ubica en el término municipal de Carral (A Coruña), en la zona de San Vicente de Vigo. Esta EDAR trata las aguas residuales urbanas del núcleo principal de Carral y de una pequeña cuenca del municipio vecino de Abegondo.



Figura 4.1.- Situación geográfica del municipio de Carral.

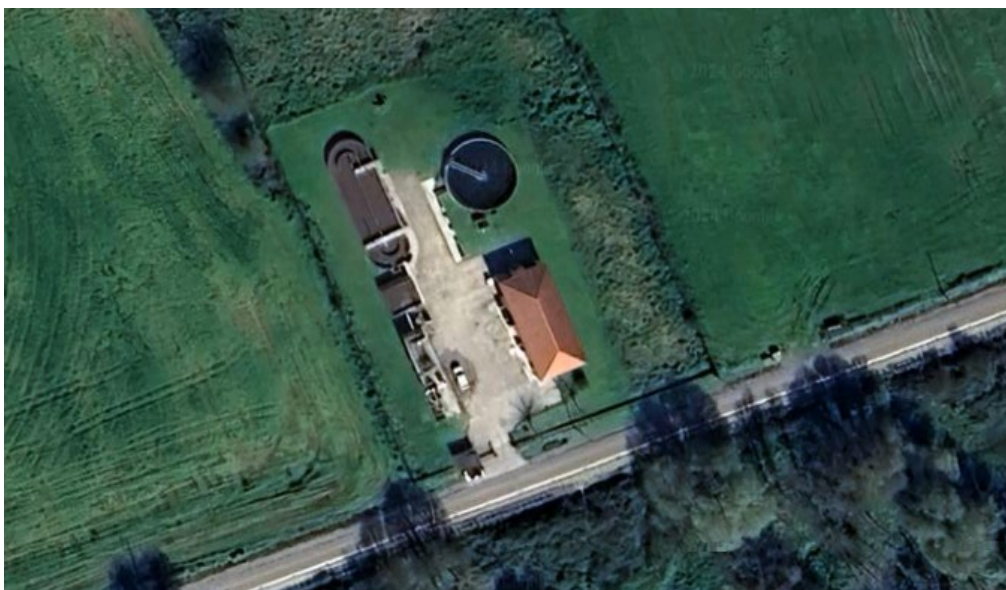


Figura 4.2.- Imagen aérea de la EDAR de Carral (obtenida de google-maps).

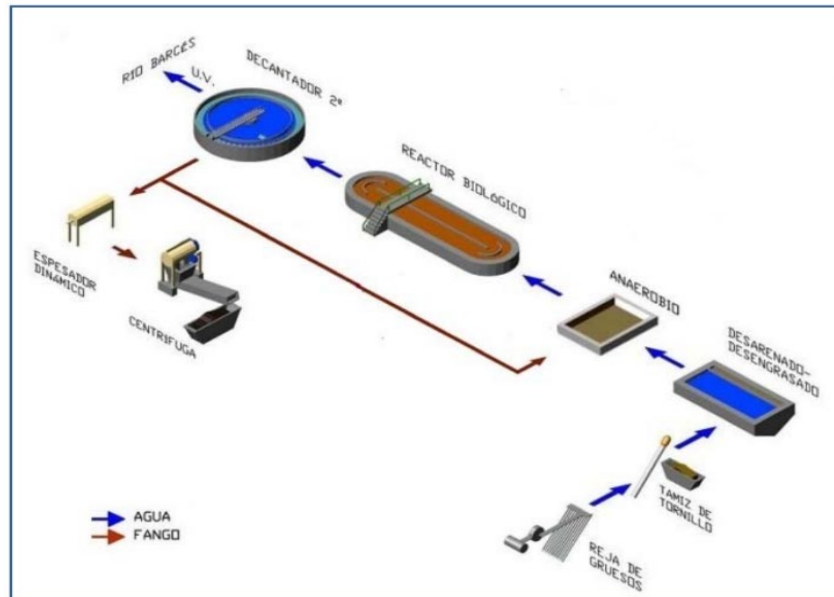


Figura 4.3.- Esquema de las líneas de agua y de fango de la EDAR de Carral (página web de Augas de Galicia).

La información acerca de la estación depuradora ha sido tomada fundamentalmente del “Proyecto Modificado N°1: Colectores Xerais e Nova Estación Depuradora de Augas Residuais de Carral. TM Carral e Abegondo”, de aquí en adelante “El Proyecto”.

4.1.- Datos de partida y objetivos de vertido

Del “Proyecto EDAR de Carral” se recoge de forma tabulada la información de partida para el dimensionamiento de la EDAR.

Tabla 4.1.- Tamaño de la aglomeración y caudales de diseño de la EDAR de Carral

Población	Caudal diario	Caudal medio horario	Caudal máximo
4.000 h-e	1.040 m ³ /d	43,33 m ³ /h	130 m ³ /h

Tabla 4.2.- Características medias del afluente bruto

Parámetro	DBO ₅	DQO	SS	NTK	PT
Concentración (mg/L)	230	373	126	35	7
Carga (kg/d)	239,2	387,92	131,4	36,4	7,28

Tabla 4.3.- Características medias del efluente depurado

Parámetro	DBO ₅	DQO	SS	NTK	PT
Concentración (mg/L)	25	125	35	15	2
Carga vertida (kg/d)	26	130	36,4	15,6	2,08

4.2.- Línea de tratamiento

En cuanto a equipos y sistemas instalados, El Proyecto relaciona los siguientes:

Línea de agua:

- Obra de llegada. Compuesta de una arqueta de recepción de agua bruta con rejilla de retención de gruesos y by-pass general. Otra arqueta, para bombeo de cabecera. La tubería de impulsión cuenta con caudalímetro electromagnético.
- Pretratamiento. Consta de las operaciones de desbaste grueso y fino más desarenado-desengrasado. La remoción de sólidos gruesos y finos se realiza mediante reja manual para los sólidos gruesos y tamiz automático. El desarenado y desengrasado se realiza en una unidad de desarenador aireado.
- Reactor anaerobio. Tanque de proceso anaerobio donde se incluye agitador sumergible.
- Reactor Biológico. Canal de oxidación compuesto por agitadores sumergibles y soplantes de aireación con parrillas de difusores extraíbles.
- Decantador secundario circular y recirculación de fangos secundarios.
- Obra de salida. Consta de canal tipo Parshall para medición de caudal de agua tratada y sistema de desinfección mediante bancos UV. Canalización de vertido final.

Línea de fangos:

- Arqueta de lodos, desde donde se produce la purga y recirculación de fangos secundarios.
- Pre-acondicionamiento de fangos en exceso por adición de polielectrolito.
- Espesador de fangos de tipo dinámico, mediante tornillo de Arquímedes.
- Deshidratador tipo centrífuga de los fangos espesados.
- Destino final de lodos deshidratados: contenedor.

Línea de agua industrial:

Parte del agua tratada y desinfectada, se almacenará en un tanque para su posterior reutilización como agua de riego y limpieza de algunos equipos.

Línea de escurrido, vaciados y retornos:

La línea de escurridos, vaciados y retornos llevará a la obra de llegada: el agua recogida en la tolva de flotantes del decantador y el agua residual del edificio de control.

Instalaciones y edificios auxiliares:

El edificio de control y tratamiento de fangos alberga las áreas de control, laboratorio, electricidad, almacén y dependencias diversas de personal (vestuarios, oficina, ...), sala de tratamiento de fangos y sala de soplantes.

4.3.- Unidades de la línea de agua

A continuación, se describe las principales características de las unidades de proceso instaladas.

4.3.1.- Obra de llegada y by-pass general

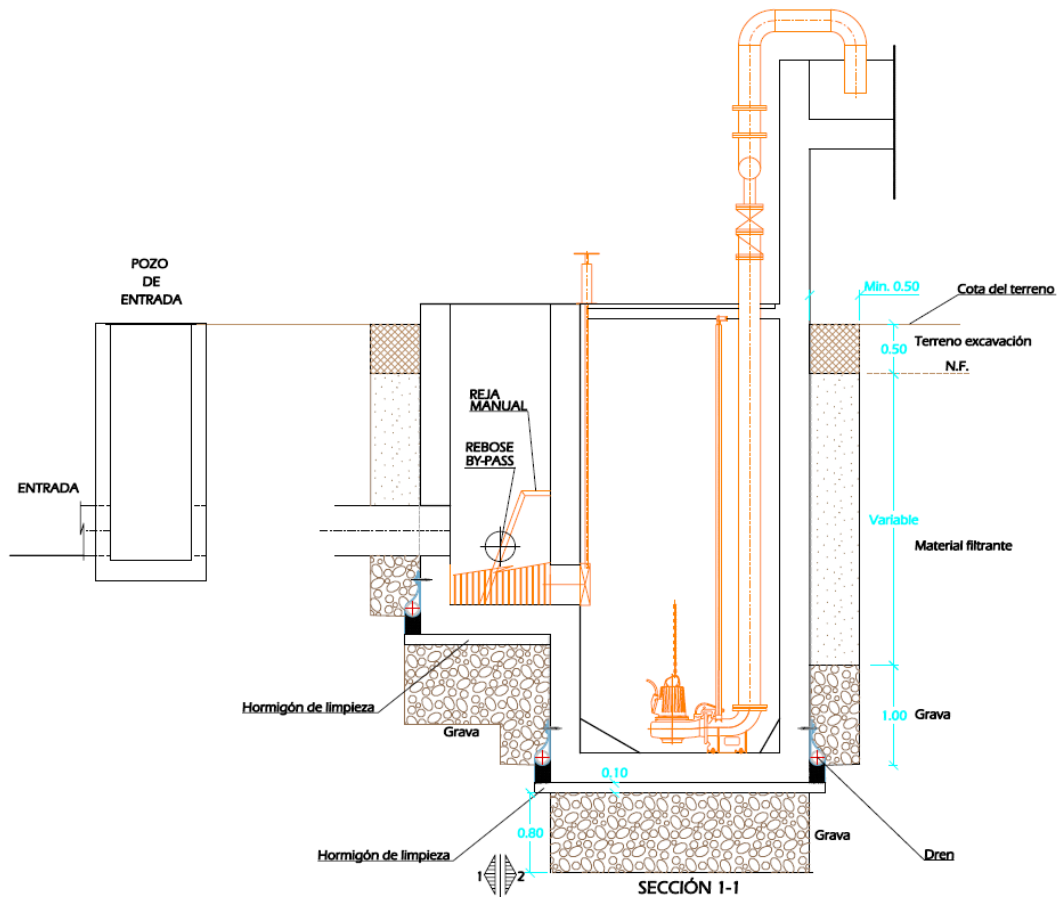


Figura 4.4.- Obra de llegada a la EDAR de Carral (fuente: El Proyecto).

Tabla 4.4.- Características de las rejas de desbaste previo al bombeo

Característica/parámetro	Descripción/valor
Servicio	Desbaste de sólidos gruesos
Luz de paso	50 mm
Ancho	1000 mm
Alto	1200 mm

Tabla 4.5.- Características del sistema de bombeo de agua residual bruta

Elemento	Descripción/valor
Tiempo de retención a caudal medio	10.00 min
Número de pozos	1 ud
Capacidad útil mínima requerida	7.22 m ³
Ancho	2000 mm
Alto	1500 mm
Largo	2500 mm

Elemento	Descripción/valor
Capacidad útil	7.50 m ³
Altura geométrica de elevación	6.95 m
Número de bombas a instalar	3 uds
Número de bombas en servicio	1 uds
Caudal unitario necesario	130 m ³ /h
Caudal unitario adoptado	65 m ³ /h
Caudal máximo impulsado con 1 bomba funcionando	65 m ³ /h
Caudal máximo impulsado con 2 bombas funcionando	130 m ³ /h
Diámetro de tubo impulsión	0.10 m
Material de tubo de impulsión	Acero Inox AISI-304
Longitud impulsión	7.15 m
Altura manométrica mínima	9.14 m
Altura manométrica adoptada	9.20 mca
Potencia unitaria instalada	3.10 kW
Potencia máxima consumida	6.20 kW

4.3.2.- Pretratamiento

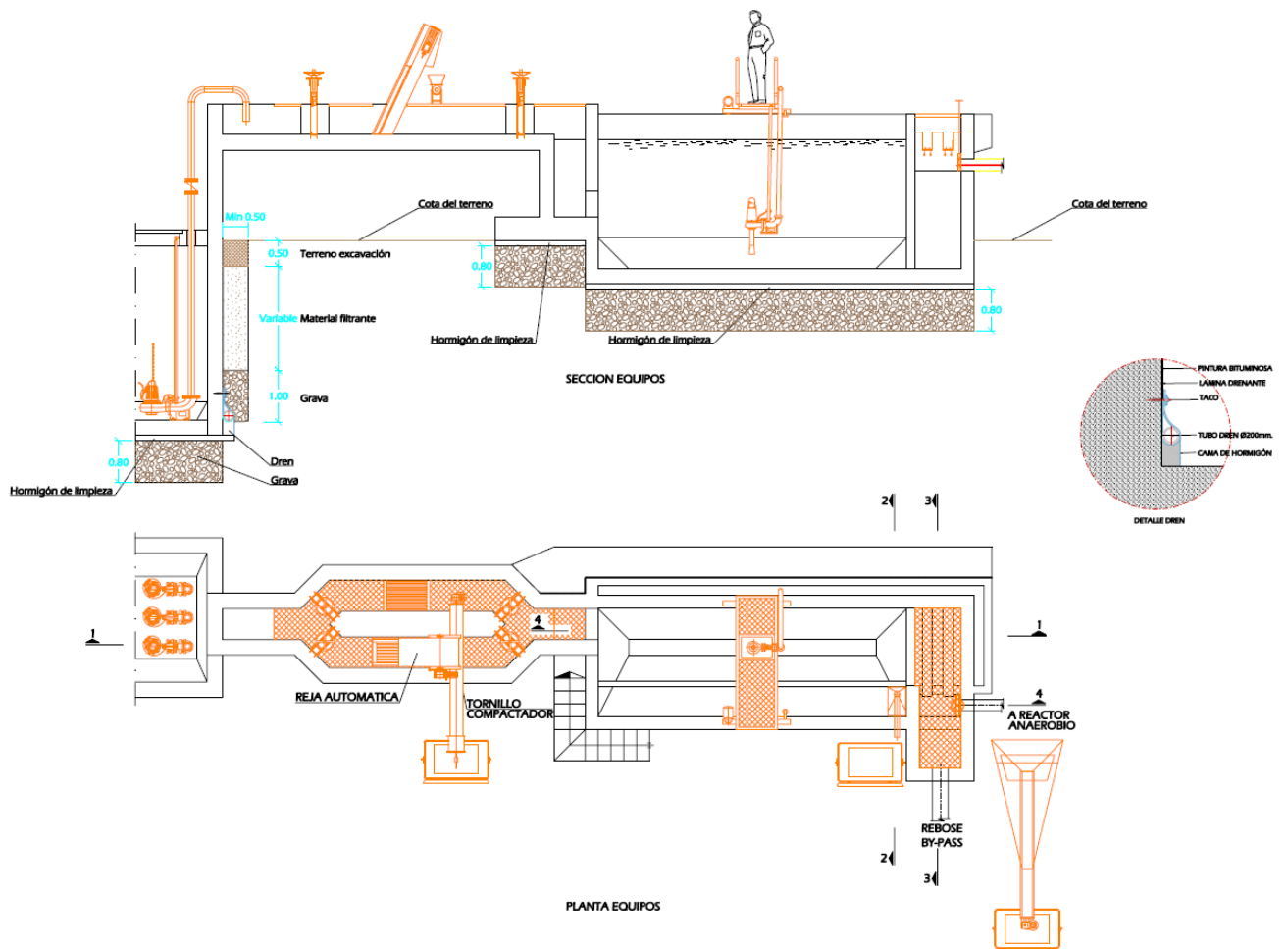


Figura 4.5.- Plano sin dimensiones de la etapa de pretratamiento de la EDAR de Carral.



Figura 4.6.- Imagen de la etapa de pretratamiento de la EDAR de Carral.

4.3.2.1.- Sistema de desbaste

Cuenta con una línea principal basada en un tamiz de limpieza automática, y una línea de by-pass que funciona en caso de avería de la línea principal y que se basa en rejas de limpieza manual. En El Proyecto se estima la producción de residuos del desbaste en 0,38 m³/día.

Tabla 4.6.- Características del tamiz auto-limpiable

Característica/parámetro		Descripción/valor
Servicio		Desbaste de sólidos finos
Luz de paso		3 mm
Caudal máximo admitido		150 m ³ /h
Caudal nominal de funcionamiento		130 m ³ /h
Potencia del motor		0.37 kW
Velocidad de giro		6.0 rpm
Ancho		600 mm
Alto		650 mm
Ancho efectivo de tamizado		500 mm
Características del tornillo transportador-compactador		
Servicio	Transporte y compactación de rechazos del tamiz automático.	
Descripción	Tornillo transportador compactador del tipo sinfin.	
Velocidad	18 rpm	
Potencia instalada	0.75 kW	
Dimensiones	Rosca diámetro 160 mm. Ancho canal de transporte 200 mm. Longitud de transporte y compactación: 3 m	
Materiales	Tornillo transportador en acero al carbono especial, rosca sin alma. Canal de transporte y compactador en acero inox. Calidad AISI304.	
Compactador	Tipo contrapeso regulable en acero inoxidable AISI304. Rejilla interior de desagüe.	
Accesorios	Tolva de carga desde el tamiz, con tubo dren. Módulo de compactación mediante contrapeso.	

Tabla 4.7.- Características de rejillas de desbaste manual (by-pass del tamiz)

Característica/parámetro	Descripción/valor
Servicio	Desbaste de sólidos gruesos
Luz de paso	20 mm
Ancho	600 mm
Alto	600 mm

4.3.2.2.- Desarenado-desengrasado**Tabla 4.8.-** Desarenador aireado para eliminar arenas y grasas

Característica	Descripción/valor
Número de líneas	1 ud
Ancho pasarela	1.6 m
Longitud	6.00 m
h lámina máxima de agua	2.50 m
Velocidad ascensional	30 m/h
Velocidad horizontal	0.25 m/s
Caudal máximo unitario	130 m ³ /h
Rasqueta grasa	Oscilante
Potencia desplazamiento	0,55 kW
Inversión del giro	Inductivo
<i>Bomba extracción arenas:</i>	
Tipo	Sumergible
Potencia	1,1 kW
Caudal	15 m ³ /h

Tabla 4.9.- Soplante del desarenador aireado

Característica	Descripción/valor
Servicio	Desarenado-desengrase
Caudal sin contrapresión	75 m ³ /h
Contrapresión máxima	300 mbar / 440 mbar
Accesorios:	Filtro de aspiración. Válvula de seguridad. Válvula de retención en impulsión.

Tabla 4.10.- Clasificador de arenas

Característica	Descripción/valor
Servicio	Extracción de arena/agua.
Descripción	Tornillo transportador clasificador de arenas.
Características geométricas:	Dimensiones totales: 4.000 mm. x 1400 mm. x 2.000 mm. (largo-ancho-alto) Altura de descarga: 1.500 mm. Longitud de tornillo: 4,00 m. Caudal admisible: 10-15 m ³ /h.
Accionamiento	Potencia instalada de 1,1 kW. Reductor del tipo sinfín, velocidad de salida de 5,4 r.p.m.

Otros datos de interés aportados por El Proyecto son:

- Volumen de grasas a retirar: 26,0 L/día.
- Producción diaria de grasas: 20,8 kg/día.
- Carga diaria de arenas a retirar: 156 kg/día.
- Volumen de arena a retirar: 180 kg/día.

4.3.2.- Tratamiento biológico

4.3.2.1.- Tanque anaerobio

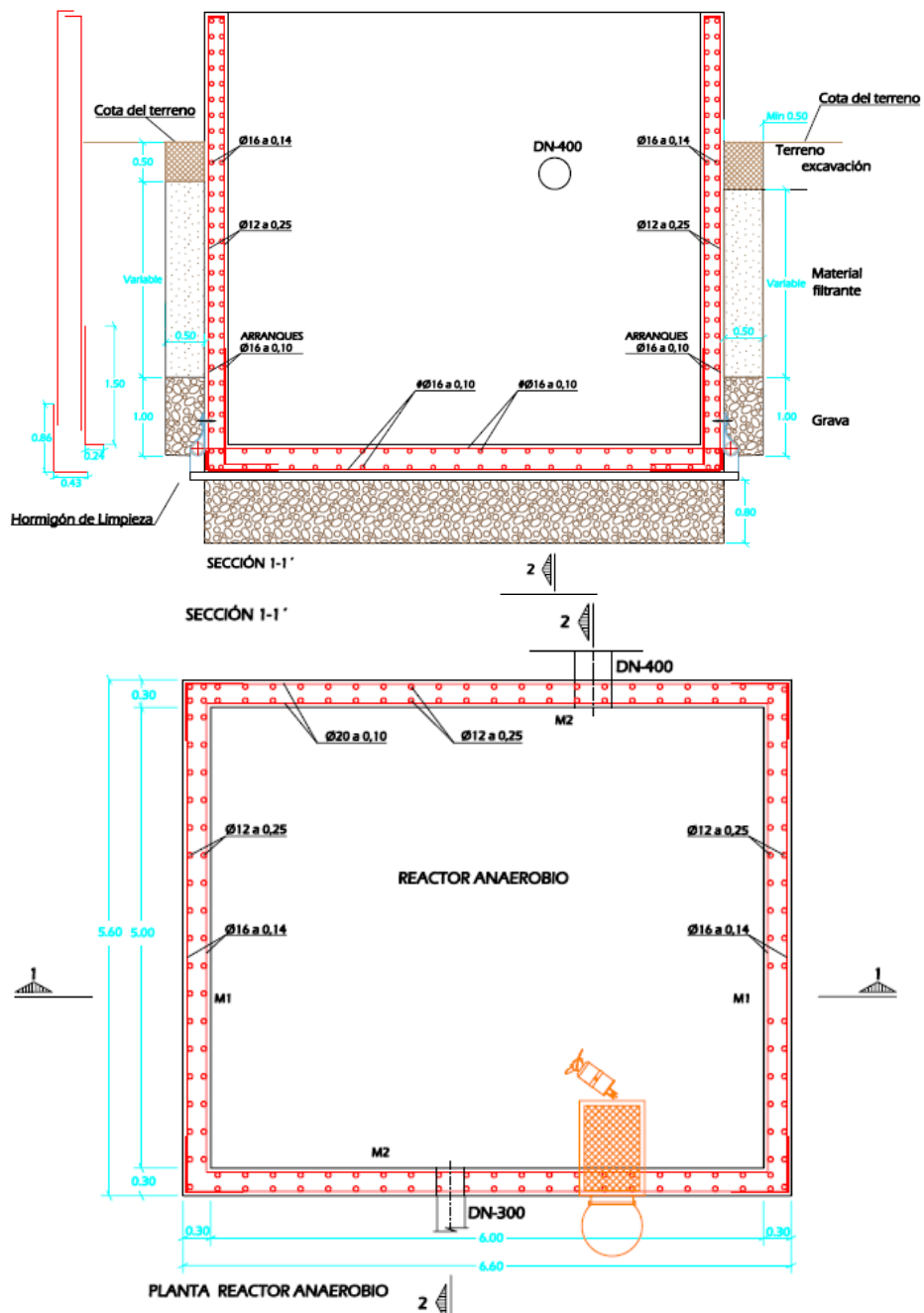


Figura 4.7.- Plano sin escala del tanque anaerobio de la EDAR de Carral.



Figura 4.8.- Imagen en primer plano del tanque anaerobio (EDAR de Carral).

Tabla 4.11.- Características del tanque anaerobio

Característica	Descripción/valor
Número de reactores	1 ud
Longitud	5 m
Ancho adoptado	6 m
Altura de lámina de agua	5 m
Altura de resguardo	0.50 m
Altura total	5.50 m
Volumen total adoptado	150,00 m ³

Tabla 4.12.- Recirculadores de corriente para el tanque anaerobio

Característica	Descripción/valor
Concentración lodo	3,00 kg/m ³
Sección del canal	30,00 m ²
Velocidad de flujo	0,30 m/seg
Potencia necesaria por tanque	3,75 CV
Número de recirculadores por tanque	1 ud
Número de recirculadores instalados	1 ud
Potencia unitaria necesaria	1,84 kW
Potencia unitaria adoptada	1,50 kW
Potencia instalada por tanque	1,50 kW
Potencia total instalada	1,50 kW
Potencia de mezcla obtenida	10 W/m ³

Tabla 4.13.- Agitador sumergible para el tanque anaerobio

Característica	Descripción/valor
Servicio	Creación de flujo en reactor anaerobio
Descripción	Agitador sumergible de baja velocidad para creación de corriente en reactor biológico.
Materiales constructivos	Carcasa: Fundición GG25. Hélice: Acero inoxidable revestimiento en poliuretano reforzado con fibra de vidrio.
Características técnicas:	Número de álabes: 3 Diámetro de la hélice: 368 mm. Materiales de eje: Acero inoxidable AISI 304.
Motor	Potencia nominal: 1,5 kW

4.3.2.2.- Canal de oxidación

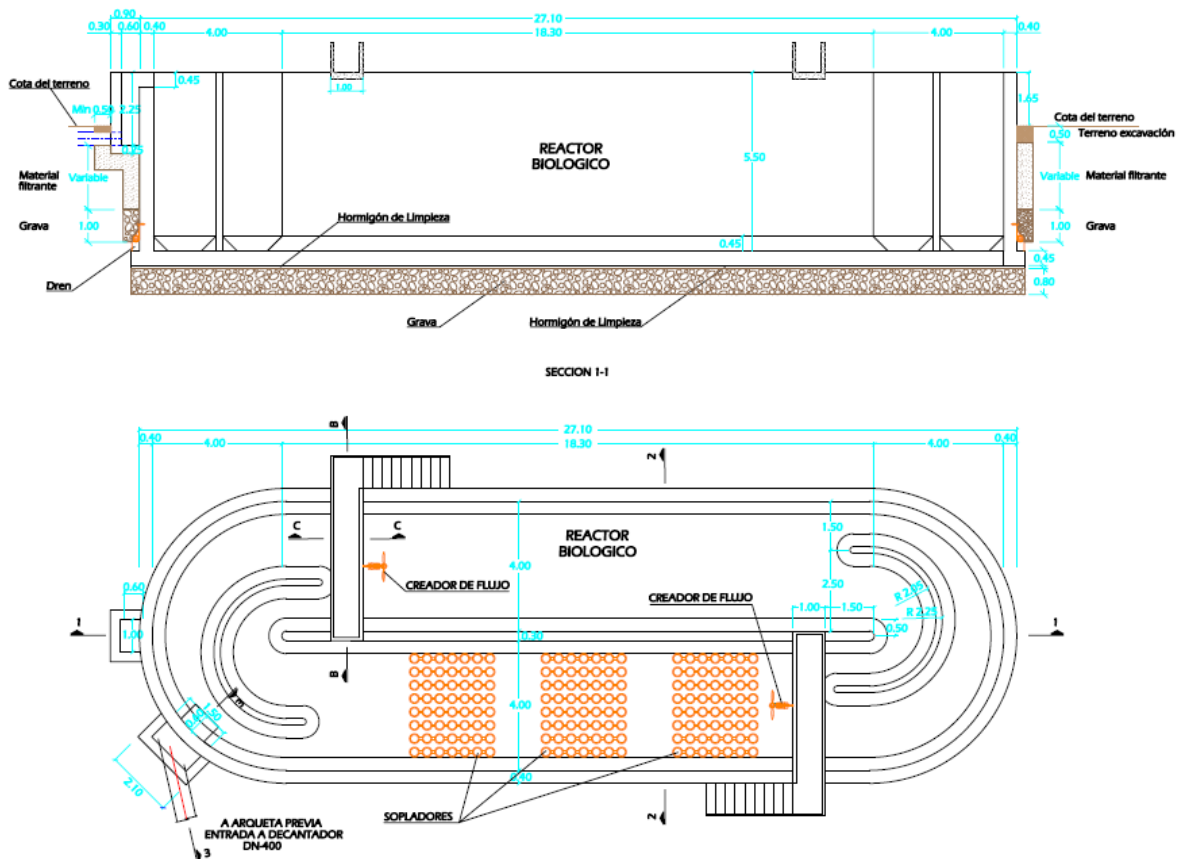


Figura 4.9.- Plano sin escala del canal de oxidación en la EDAR de Carral.



Figura 4.10.- Imagen del canal de oxidación (EDAR de Carral). A la izquierda zona sin aireación. A la derecha tramo aireable (aireación intermitente con difusores de fondo). Las flecha indican el sentido de circulación del licor mezcla.

Tabla 4.14.- Características geométricas del canal de oxidación de la EDAR de Carral

Característica	Descripción/valor
Número de reactores	1 ud
Longitud recta	18,30 m
Ancho de canal mínimo	4 m
Ancho de canal adoptado	4 m
Altura de lámina de agua	5 m
Altura de resguardo	0,50 m
Altura total	5,50 m
Volumen total adoptado	971.33 m ³

Tabla 4.15.- Características de los recirculadores de corriente del canal de oxidación

Característica	Descripción/valor
Potencia necesaria por tanque	24,28 CV
Número de recirculadores por tanque	2.00 uds
Número de recirculadores instalados	2.00 uds
Empuje total necesario	1700 N
Empuje unitario adoptado	1000 N
Capacidad de empuje por tanque	2000 N
Tipo de circuladores instalados	Baja velocidad y 1.8 m de diámetro de hélice

Tabla 4.16.- Parámetros de proceso a caudales de diseño del canal de oxidación

Característica	Descripción/valor
Tiempo de retención a Qmedio	24.72 h
Tiempo de retención a Qpunta	8.24 h
Carga másica (kg DBO ₅ /kg MLSS)	0.074 kg/kg
Concentración de licor mezcla	3.00 kg/m ³
Peso de fangos en exceso adoptado	207,33 kg/día
Edad del fango	14,05 días
Necesidad media de oxígeno	28,48 kg/h
Necesidad punta de oxígeno	51,49 kg/h
Necesidades de aire:	
Necesidad de aire media horaria	379,74 Nm ³ /h
Necesidad de aire punta horaria	686,48 Nm ³ /h
Número de soplantes en servicio	1 ud
Número de soplantes en reserva	1 ud
Número de soplantes instaladas	2 ud
Caudal unitario necesario	686,48 Nm ³ /h
Caudal unitario adoptado	720 Nm ³ /h
Caudal en reserva	720 Nm ³ /h
Caudal total en servicio	720 Nm ³ /h
Caudal total disponible	1440 Nm ³ /h
Difusores:	
Caudal unitario estimado	4,00 Nm ³ /h
Número de difusores necesarios	180 uds
Número de difusores instalados	180 uds
Número de difusores por reactor	180 uds
Caudal real unitario a Qpunta	4,00 Nm ³ /h
Caudal real unitario a Qmedio	2,11 Nm ³ /h

Tabla 4.17.- Características del agitador sumergible

Característica	Descripción/valor
Servicio	Impulsor de flujo de agua en reactor biológico
Descripción	Agitador sumergible de baja velocidad para creación de corriente en reactor biológico.
Características técnicas:	
Agitador	Diámetro de hélice: 2.500 mm. Número de álabes: 2. Materiales de eje: Acero inoxidable AISI 431 Velocidad de rotación: 31 rpm.
Motor	Potencia nominal: 2,3 kW. Velocidad de rotación: 1.375 tr/min.

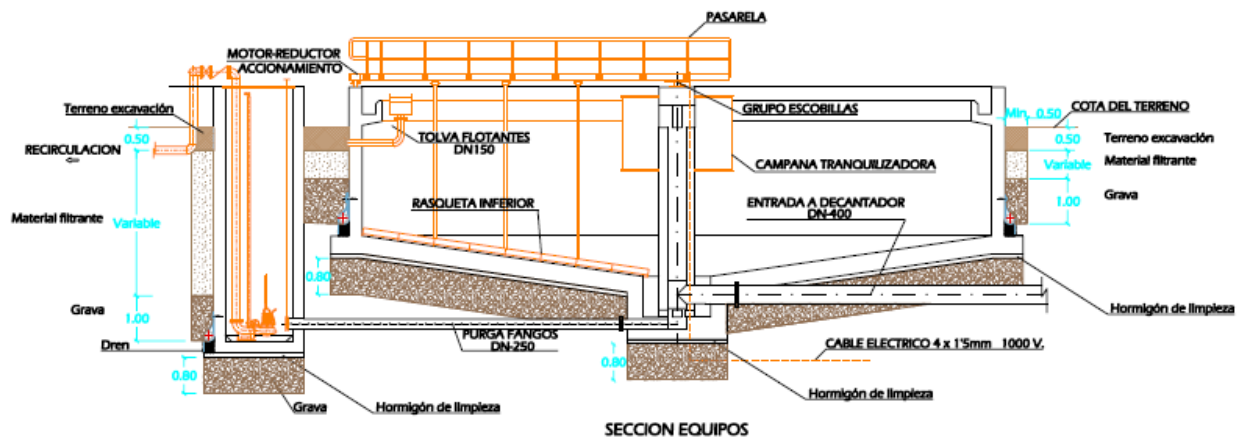
Tabla 4.18.- Características de la soplante de émbolo

Característica	Descripción/valor
Servicio	Aireación biológica
Caudal aspiración	12 m ³ /min
Presión diferencial	700 mbar
Número de revoluciones soplante	3610 1/min
Número de revoluciones motor	2950 1/min
Potencia instalada	22 kW
Potencia absorbida	18.3 kW

Tabla 4.19.- Características de las parrillas de difusores

Característica	Descripción/valor
Servicio	Introducción de oxígeno a biológico
Marca/Fabricación	ECOTEC
Modelo	AIRFLEX AFD270
Materiales constructivos.	Plato: Polipropileno Membrana: EPDM Premium
Parrilla	
Unidades	3 uds
Número de difusores	56 uds cada unidad
Acoplamiento	Conexión a tubo en ISO G3/4, mediante Grommet
Tubos de distribución de aire	AISI 304 DN100
Purgas	PVC 1

4.3.2.3.- Decantador secundario



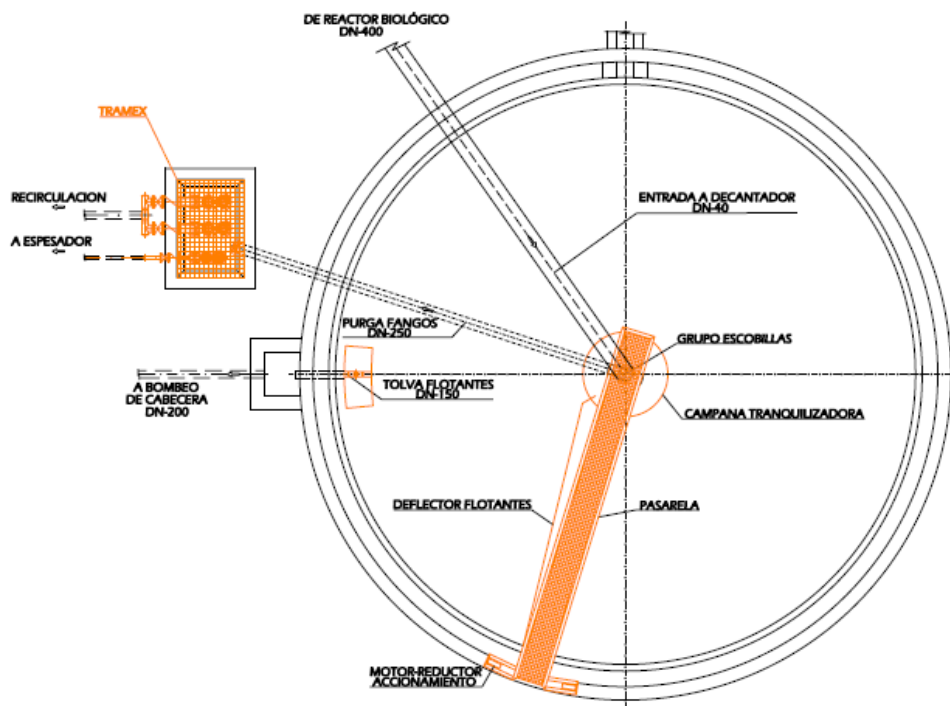


Figura 4.11.- Plano sin escala del decantador secundario de la EDAR de Carral.



Figura 4.12.- Imagen del decantador secundario (EDAR de Carral).

Tabla 4.20.- Características geométricas y de funcionamiento del decantador secundario

Característica	Descripción/valor
Unidades instaladas	1 ud
Diámetro interior adoptado	14.00 m
Altura bajo vertedero adoptada	3 m
Tipo de decantador	rasquetas
Superficie unitaria	153.86 m ²
Volumen unitario decantador	497.48 m ³
Longitud vertedero	43.98 m
Velocidad ascensional a caudal medio de diseño	0.28 m/h
Velocidad ascensional a caudal punta de diseño	0.84 m/h
Velocidad ascensional a caudal máximo de diseño	0.84 m/h
Tiempo de retención a caudal medio de diseño	11.48 h
Carga sólidos por unidad de superficie a Qm diseño	0.84 kg/m ² /h
Carga de sólidos por unidad de superficie a Qp de diseño	2.53 kg/m ² /h
Carga sobre vertedero a caudal medio de diseño	0.99 m ³ /ml/h
Carga sobre vertedero a caudal punta de diseño	2.96 m ³ /m/h

Tabla 4.21.- Características geométricas y de funcionamiento de varios elementos singulares del decantador secundario

Característica/parámetro	Descripción/valor
Elemento: Puente decantador	
Diámetro externo	14.60 m
Altura cilíndrica	3.00 m
Superficie útil	134 m ²
Longitud del puente	8 m
Velocidad perimetral	1.5 m/min
Potencia del motor	0.25 kW
Elemento: Cámara tranquilizadora	
Diámetro	1.60 mm
Calado	1.35 m
Material de la chapa	AISI-304
Espesor de la chapa	2.50 mm
Canal deflector-vertedero perimetral	
Tipo vertedero	Thompson triangular
Material	Inoxidable AISI-304

4.3.3.- Desinfección UV

Se realiza desinfección ultravioleta del efluente biológico mediante un sistema UV Wedeco TAK55 HP, cuyos principales datos técnicos se presentan en la tabla 4.22.

Tabla 4.22.- Características de la desinfección mediante radiación UV

Parámetro	Valor
Dosis UV, final de vida de las lámparas	$> 50 \text{ mJ/cm}^2$
Intensidad Nominal, después de 100 horas	117.6 mW/cm^2
Intensidad Nominal, final vida útil lámparas	105.5 mW/cm^2
Tiempo de retención	5.65 segundos
Producción UV-C total	$12 \times 150 \text{ W UV-C} = 1.800 \text{ W UV-C}$
Producción UV-C aplicado por m^3 tratado	$13,84 \text{ Wh/m}^3$

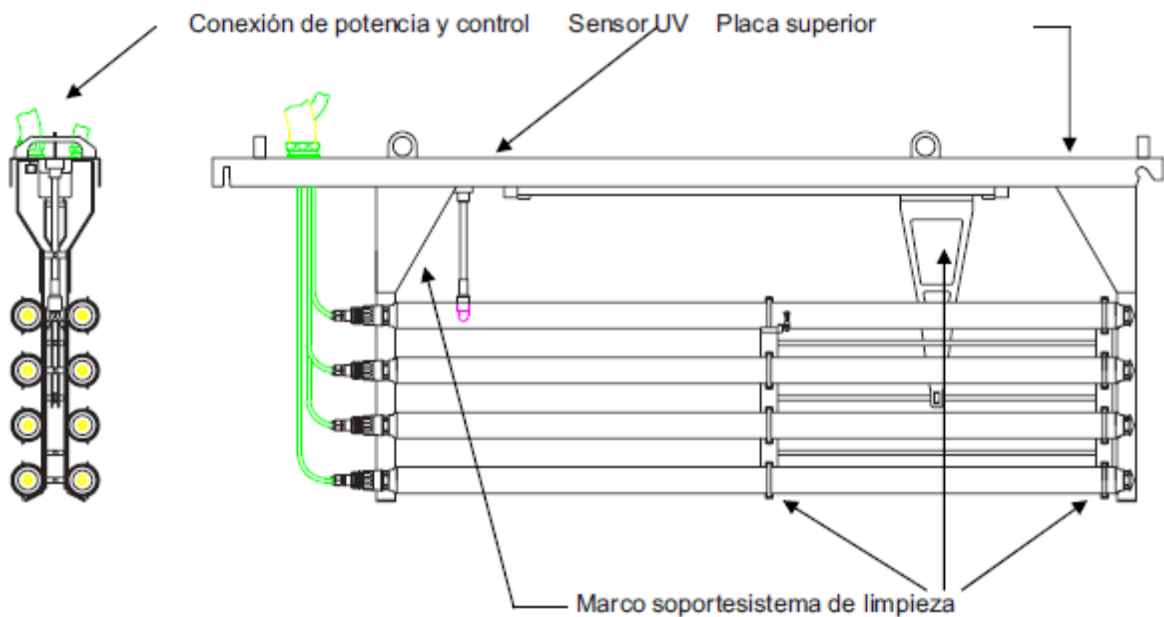


Figura 4.13.- Esquema de un módulo de lámparas UV de desinfección.



Figura 4.14.- Imagen de la zona de entrada al canal de desinfección UV (EDAR de Carral).

4.4.- Unidades de la línea de lodos

La línea de lodos comprende:

- Bombeo de lodos a recirculación
- Bombeo de lodos en exceso a espesamiento
- Espesamiento con pre-acondicionamiento en floculador
- Deshidratación final y envío a contenedor del lodo deshidratado

Para el dimensionamiento de esta línea se ha estimado una producción total de lodos de 207,33 kg/día y un volumen de lodos de 34,55 m³/día.

4.4.1.- Bombeo de lodos

Tabla 4.23.- Descripción de los equipos de bombeo de lodos secundarios

Parámetro/Variable	Valor/descripción
Elemento: bomba sumergible	
Servicio	Recirculación de fangos
Modelo	NP-3102.181 MT
Marca	FLYGT
Descripción	Bomba sumergible con impulsor semiabierto, de dos álabes. Instalación semipermanente.
Potencia del motor	3.1 kW
Velocidad nominal	1445 rpm
Número de palas	2
Limitaciones	Temperatura máxima del líquido de 40°. Profundidad de inmersión max. 20 m.
Elemento: bomba centrífuga sumergible	
Servicio	Envío a espesador dinámico/purga de fangos
Descripción	Bomba sumergible con impulsor vórtex. Instalación semipermanente.
Potencia del motor	1,5 kW
Velocidad nominal	1.355 rpm
Limitaciones	Temperatura máxima del líquido de 40° Profundidad de inmersión max. 20 m

4.4.2.- Espesamiento

El fango se pre-acondiciona (flocula) con una dosis de polielectrolito de 6 a 8 kg/Ton. La concentración de la solución madre de poli es de 0.20%, el consumo medio de solución madre es de 217,70 L/h y el consumo de solución madre máximo es de 290,26 L/h.



Figura 4.15.- Espesador dinámico y tanque cilíndrico de floculación previa.

Tabla 4.24.- Características del espesador dinámico de lodos en exceso

Parámetro	Descripción/valor
Servicio	Espesador dinámico, con floculador previo.
Accionamiento	0,37 kW
Volumen a tratar	34,55 m ³ /día
Concentración fangos espesados	30,00 kg/m ³
Volumen de sobrenadante	27,64 m ³ /día
Destino de los sobrenadante	Bombeo de cabecera
Otros detalles característicos:	
Tornillo de Arquímedes de 400 mm de diám., revestido con tejido filtrante de fibra de poliéster reforzada.	
Bomba centrífuga para el lavado de la tela filtrante, Q _{máx.} 6 m ³ /h a 5 bar, motor de 2,2 kW.	
Floculador reactor, los fangos se mezclan mediante un electro agitador de velocidad variable. Por gravedad los fangos acondicionados se descargan en la entrada del espesador.	

El fango se pre-acondiciona con polielectrolito con rango de dosis de 6 a 8 kg/Ton. La concentración de la solución madre es de 0.20%, el consumo medio de solución madre es de 217,70 L/h y el consumo de solución madre máximo es de 290,26 L/h.

4.4.3.- Deshidratación

Se estima una producción de lodos deshidratados por día útil de 1,45 m³/día y una densidad de la torta de 1,10 T/m³. Por lo tanto, el peso de fangos secos por día útil se estima en 1,6 T/d.



Figura 4.16.- Centrífuga de deshidratación de lodos de la EDAR de Carral.

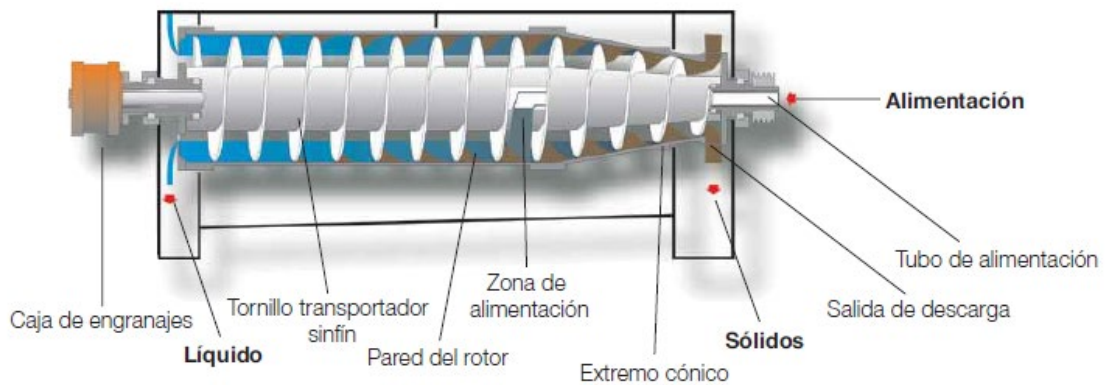


Figura 4.17.- Esquema descriptivo de una centrífuga para deshidratación de lodos.

Tabla 4.25.- Características de la centrífuga de deshidratación de lodos en exceso

Parámetro	Descripción/valor
Servicio	Sistema de deshidratación de fangos mediante centrífuga.
Número de centrífugas en funcionamiento	1 ud
Volumen de fangos a deshidratar	6.91 m ³ /día
Días semanales de funcionamiento	5.00 días/semana
Horas diarias de secado	4.00 h/día
Carga diaria	290.26 kg/día
Carga horaria	72.57 kg/h
Volumen horario	2.42 m ³ /h
Caudal unitario necesario de centrífuga	2,42 m ³ /h
Caudal unitario de centrífuga adoptado	4 m ³ /h
Concentración esperada de fango seco	20.00%
Sobrenadantes del secado	8,22 m ³ /día

Para finalizar, se incluye una imagen del plano general en planta de la EDAR de Carral.

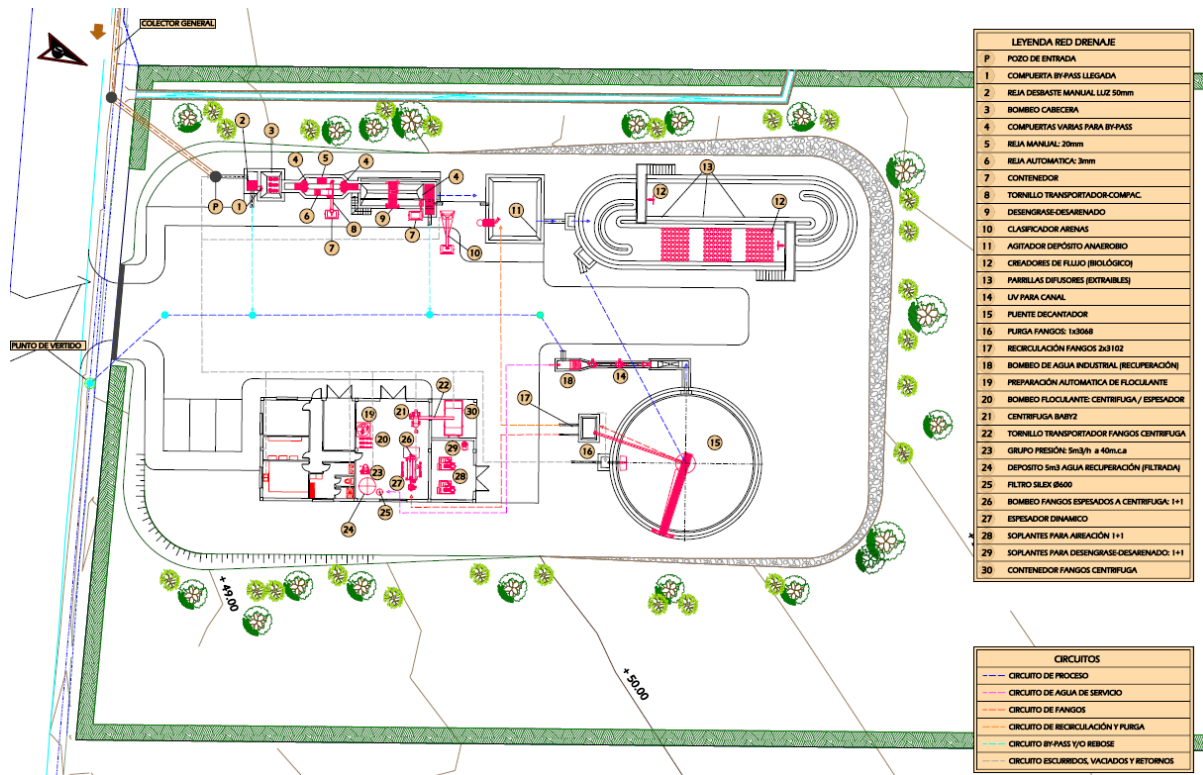


Figura 4.18.- Plano general de implantación de la EDAR de Carral.

Capítulo 5

Campaña de campo de control analítico de la EDAR de Carral

Este capítulo incluye un análisis de los caudales que se tratan en la EDAR de Carral y un informe de las campañas de control analítico realizadas. Estos estudios han servido: 1) para evaluar la eficiencia de la EDAR en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno y, 2) para generar escenarios reales de carga contaminante para la modelización dinámica de la EDAR.

5.1. Análisis de caudales de funcionamiento de la EDAR

Para la realización de este proyecto técnico se ha contado con información de datos históricos de caudales para el periodo de enero/22 a julio/23. Con esta información, se ha realizado un análisis de datos, para generar escenarios de modelización acordes con la realidad de la depuradora objeto de este proyecto. Además, durante la campaña de control analítico (sept/23 – nov/23) se contó con la información puntual de caudales de los días de campaña. En definitiva, para los escenarios de modelización que se verán más adelante, se ha contado con datos reales de funcionamiento de la EDAR.

En la figura 5.1 se representa una serie histórica de caudales facilitada por el gestor, que corresponde al periodo que va del uno de enero de 2022 hasta el 26 de julio de 2023.

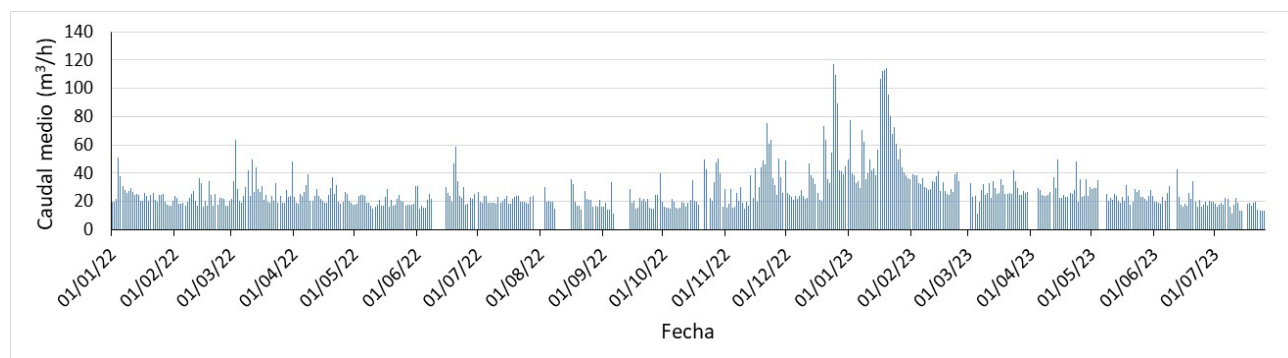


Figura 5.1.- Serie completa de caudal de tratamiento para el periodo enero/2022-julio/2023 (con información proporcionada por el gestor de la EDAR de Carral).

En la figura 5.1 se observa que hay un caudal base en torno a 20 m³/h. Se destaca el periodo de noviembre/22 hasta febrero/23, con picos de caudal de aproximadamente 120 m³/h, muy próximo al caudal máximo de diseño de 130 m³/h.

En la tabla 5.1 se recoge un resumen estadístico del caudal tratado en el periodo enero/22 a julio/23. Se puede destacar que las situaciones de caudal extraordinario suceden menos de un

5% del tiempo. También, que no hay una diferencia muy significativa entre el valor promedio y la mediana (percentil 50), lo que sugiere una cierta distribución normal de los caudales. Según El Proyecto (capítulo anterior) el caudal medio de diseño es de 43,3 m³/h para una población de diseño de 4.000 habitantes. El caudal promedio de la serie analizada representa un 63%, que en términos de población proporcionalmente correspondería a unos 2.500 habitantes. Este valor de población es el que efectivamente consideran los gestores que está actualmente aportando agua residual a la EDAR de Carral.

Tabla 5.1.- Resumen estadístico de la serie de caudal de enero/22 a julio/23 (con información del gestor de la EDAR de Carral)

Unidad	Mínimo	Promedio	Máximo	P25	P50	P75	P95
m ³ /h	8,2	27,5	117,3	19,3	23,6	30,2	50,3

Durante la campaña de control analítico (septiembre a noviembre del 2023) se contó con la información del caudal tratado. Los datos se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 5.2.- Caudales medios tratados durante los días de campaña de control analítico (información del gestor de la EDAR de Carral)

Parámetro	Unidad	20-9-23	11-10-23	18-10-23	25-10-23	1-11-23	23-11-23
Q medio	m ³ /h	14	17	34	28	54	29

La comparación de las tablas 1 y 2, sugiere que durante la campaña de control analítico se trataron caudales que corresponden a diferentes estados del tiempo: tiempo seco o con escasa influencia de infiltración de aguas freáticas (29/9 y 11/10), tiempo predominante o típico, con presencia significativa de infiltración de aguas freáticas (18/10; 25/10 y 23/11) y tiempo extraordinariamente húmedo o lluvioso con una muy elevada infiltración de aguas freáticas e ingreso directo de escorrentía pluvial a la red (1/11).

5.2. Campañas de control analítico

Se realizaron seis campañas de control analítico de septiembre a noviembre del 2023. Durante estas campañas se realizaron dos tipos de muestreos. Un primer tipo basado en el análisis de muestras compuestas del afluente y efluente de la EDAR. El segundo tipo de muestreo, consistió en el análisis de muestras simples tomadas en varios puntos adicionales de la EDAR, concretamente en: la salida del pretratamiento (agua pretratada), el seno del reactor anaerobio, y en dos puntos del canal de oxidación (uno próximo a la entrada del canal, y otro próximo a su salida).

5.2.1. Muestreos compuestos del afluente y efluente de la EDAR

Los muestreos compuestos del afluente y efluente de la EDAR tuvieron dos objetivos: evaluar la eficiencia de depuración de la EDAR y obtener información de la composición del agua residual bruta bajo diferentes condiciones ambientales, concretamente, para tres escenarios de nivel de precipitación en forma de lluvia, escenarios que posteriormente serían utilizados para modelizar el funcionamiento de la EDAR con el programa DSASS.

5.2.1.1. Materiales y métodos

Caracterización del afluente y efluente

Para los muestreos compuestos se utilizaron dos equipos automáticos de muestreo (SIGMA, 900, EE. UU.) que facilitaron tomar muestras simples a lo largo de un periodo de 24 horas, que es lo establecido en el caso de EDAR municipales para evaluar su rendimiento (Directiva 91/271). Al finalizar el periodo de 24 horas de muestreo, las alícuotas simples se mezclaban para “componer” una muestra no proporcional a caudal. Las muestras compuestas representan aproximadamente la concentración media diaria de un agua residual durante una jornada típica.

En cada una de las muestras compuestas se analizó una serie de parámetros químicos de contaminación cuyos nombres, equipos y métodos analíticos se recogen en la tabla.

Tabla 5.3.- Métodos y equipos utilizados para las analíticas químicas

Parámetro	Método	Equipo(s)
pH	Electrodo Hach 5010T	Basic 20+ (Crison, España)
CE	Electrodo CDC401	HQ40D Multi CE (Hach, Alemania)
Alcalinidad	SM-2320	Titulador manual
SS	SM-2540 D	Estufa 103-105 °C
SSV	SM-2540 E	Mufla 550 °C
DBO ₅	SM-5210 D, por respirometría	OxiTop® (WTW, Alemania)
DBO ₂₀	SM-5210 D, por respirometría	OxiTop-C® (WTW, Alemania)
DQO, DQOS	Digestión a 150 °C, 2 horas, cubeta-test LCK 514, Hach-Lange.	Digestor LT200 (Hach Lange); Fotómetro DR2800 (Hach-Lange).
Amonio	Cubeta-test LCK 302, LCK 303.	Fotómetro DR2800 (Hach-Lange).
Nitrito	Cubeta-test LCK 341.	Fotómetro DR2800 (Hach-Lange).
Nitrato	Cubeta-test LCK 339.	Fotómetro DR2800 (Hach-Lange).
NT	Digestión a 120 °C, 30 minutos, cubeta-test LCK 138, LCK 238.	Digestor LT200 (Hach Lange); Fotómetro DR2800 (Hach-Lange).
PT	Digestión a 120 °C, 30 minutos, cubeta-test LCK 350.	Digestor LT200 (Hach Lange); Fotómetro DR2800 (Hach-Lange).
<p>Nomenclatura: CE = conductividad eléctrica específica. SS = sólidos en suspensión. SSV = sólidos en suspensión volátiles. DBO₅ = demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días. DBO₂₀ = demanda bioquímica de oxígeno a los 20 días. DQO = demanda química de oxígeno total. DQOS = demanda química de oxígeno soluble. NT = nitrógeno total. PT = fósforo total. SM = Standard Method (método estándar de APHA, 2012).</p>		



Figura 5.2.- Equipo automático instalado para tomar muestras del afluente a la EDAR de Carral desde el pozo de llegada de agua bruta.

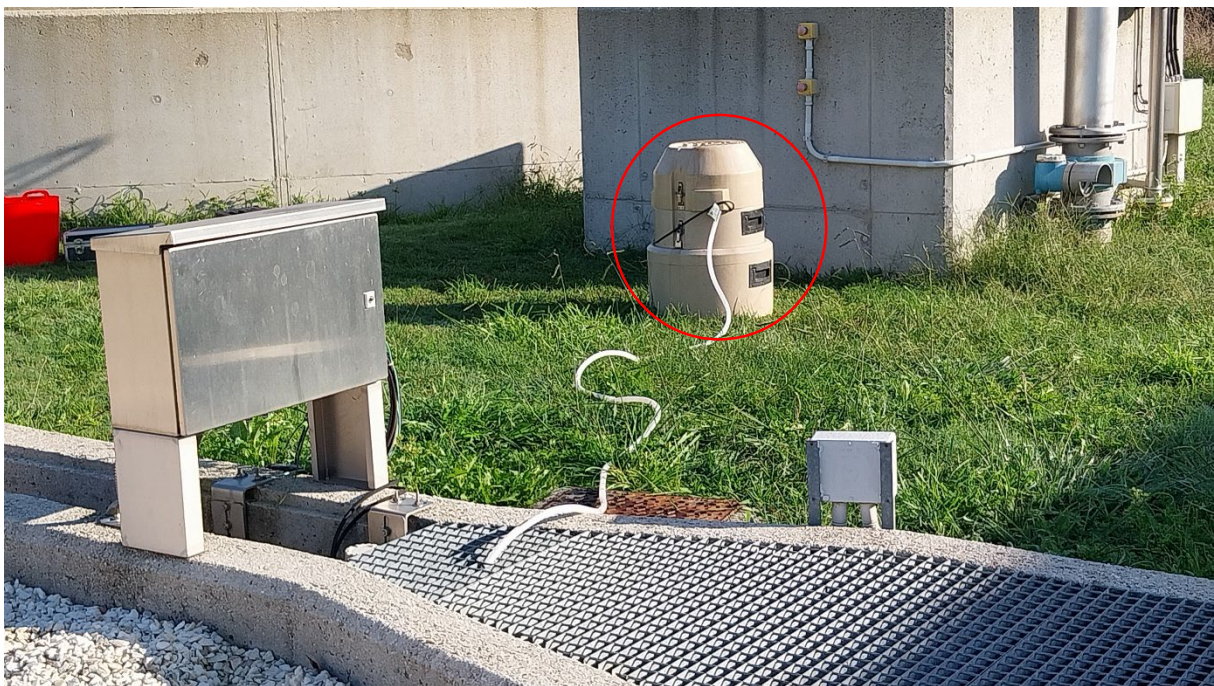
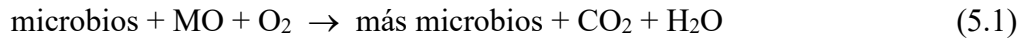


Figura 5.3.- Equipo automático instalado para tomar muestras del efluente de la EDAR de Carral desde el canal de salida de agua depurada.

Cinética de la DBO

De cara a la aplicación de un modelo dinámico para evaluar el funcionamiento de una EDAR con tratamiento biológico interesa conocer el grado de biodegradabilidad de la materia orgánica, para lo cual el ensayo de DBO es crucial.

El ensayo de la DBO permite medir la velocidad (cinética) de la reacción de oxidación bioquímica de la materia orgánica biodegradable (MO) en términos de la cantidad de oxígeno consumido durante su biodegradación. La oxidación orgánica implica muchas reacciones metabólicas, pero que de una forma muy simple se pueden resumir mediante la siguiente ecuación estequiométrica:



Por su parte, la velocidad de la reacción representada en la Ec. 5.2 de oxidación de la materia orgánica carbonosa se aproxima mediante una ecuación cinética de orden 1 (Peavy et al., 1985; Metcalf & Eddy, 1995):

$$y = L_0(1 - e^{-kt}) \quad (5.2)$$

Donde:

L_0 = DBO total o DBO última (DBO_u) (mg/L)

y = DBO ejercida al tiempo t (mg/L)

t = tiempo (d)

k = constante cinética de orden 1 (base e) (d^{-1})

La Ec. 5.2 es un modelo simplificado que permite estimar la DBO ejercida en cualquier tiempo, siempre que se conozcan los parámetros k y L_0 . Para la determinación de estos parámetros se utilizaron cuatro métodos de cálculo, a saber: de diferencias logarítmicas (Ramalho, 1991); de Thomas (Thomas, 1950; cita en Snoeyink y Jenkins, 1990); de Fujimoto (Fujimoto, 1961, cita en Metcalf & Eddy, 1995; 2003); y ajuste por mínimos cuadrados (Metcalf & Eddy, 1995; 2003).

Evaluación de la eficiencia en eliminación de contaminantes

Las corrientes de entrada y salida de un proceso pueden representarse de un modo simple como:



Figura 5.4.- Esquema de flujos de entrada y salida a un proceso de tratamiento.

Donde:

Q_{in} = caudal afluente al proceso (m^3/d , m^3/h , etc.)

Q_{ef} = caudal efluente del proceso (m^3/d , m^3/h , etc.)

C_{in} = concentración de entrada al proceso (mg/L, g/m^3 , UFT, etc.)

C_{ef} = concentración efluente del proceso (mg/L, g/m^3 , UFT, etc.)

La eficiencia del proceso sería:

$$E (\%) = \frac{Q_{in} C_{in} - Q_{ef} C_{ef}}{Q_{in} C_{in}} \times 100 \quad (5.3)$$

Bajo la hipótesis de que el caudal de entrada es muy aproximadamente igual al de salida ($Q_{in} \approx Q_{ef}$), la Ec. 1 adquiere la siguiente forma común:

$$E (\%) = \frac{C_{in} - C_{ef}}{C_{in}} \times 100 \quad (5.4)$$

Evaluación de las vías de eliminación de nitrógeno total

La desnitrificación biológica elimina el nitrógeno total del agua residual a través de dos vías: en forma de nitrógeno gaseoso y con los lodos que se purgan del sistema. La purga total de lodos biológicos es la suma de lodos purgados en exceso y de SS en el efluente. Este balance de materia del nitrógeno se expresa de forma simple mediante (ATV-131E, 2000):

$$NTdn = NTaf - NTef - NOrg, lodos - NOrg, susp, ef \quad (5.5)$$

$$NOrg, lodos = 0,05 \cdot DBO_5af \quad (5.6)$$

$$NOrg, susp, ef = 0,10 \cdot SSef \quad (5.7)$$

Donde:

- $NTdn$ = NT desnitrificado (mg/L)
- $NTaf, NTef$ = NT afluente y efluente, respectivamente (mg/L)
- $NOrg, lodos$ = nitrógeno orgánico en lodos en exceso (mg/L)
- $NOrg, susp, ef$ = nitrógeno orgánicos en los $SSef$ (mg/L)
- $SSef$ = sólidos en suspensión en el efluente (mg/L)

0.3.1.2. Resultados y discusión

En la tabla 5.4 se presenta los resultados de las analíticas practicadas a las muestras compuestas del afluente y efluente de la EDAR de Carral. Hay que destacar que durante la campaña número 4 (25/oct/23) falló el equipo automático toma-muestras del afluente. Asimismo, durante la campaña número 5 (1/11/23) el equipo toma-muestras del efluente extrajo un volumen escaso de muestra que: 1) obligó a descartar el análisis de la DBO (este ensayo en agua depurada consume un gran volumen de muestra -432 mL-) y, 2) en el caso de los SS y SSV, debido al escaso volumen ensayado, produjo una baja precisión del resultado (el resultado es de 0 mg/L, lo que es físicamente improbable debido a que el proceso de decantación secundaria no es capaz de alcanzar rendimientos del 100% de eliminación de SS).

Tabla 5-4.- Resultados de las campañas analíticas en afluente y efluente de la EDAR de Carral

Afluente							
Parámetro	Unidad	20-9-23	11-10-23	18-10-23	25-10-23	1-11-23	23-11-23
pH		6,61	7,19	7,34		7,05	7,31
CE	μS/cm	739	730	596		338	550
Alcalinidad	mg/L CaCO ₃	178	198	167		86	146
SS	mg/L	303	489	205		135	225
SSV	mg/L	246	398	111		102	204
DBO ₅	mg/L	322	520	185		117	195
DBO ₂₀	mg/L	NM	571	NM		159	262
DQO	mg/L	570	922	401		244	302
DQO-S	mg/L	356	206	77		44	104
Amonio	mg/L N	32,2	40,7	38,0		13,8	27,8
Nitrito	mg/L N	0,036	0,043	0,076		0,070	0,059
Nitrato	mg/L N	0,378	0,337	0,621		0,302	0,364
NT	mg/L N	48,0	67,8	48,0		21,8	40,8
NT-S	mg/L N	35,4	44,8	36,5		14,6	32,5
PT	mg/L P	2,99	6,53	5,72		2,75	4,20
PT-S	mg/L P	2,46	4,83	3,86		1,38	2,58
Efluente							
Parámetro	Unidad	20-9-23	11-10-23	18-10-23	25-10-23	1-11-23	23-11-23
pH		7,13	7,31	7,55	7,17	7,26	7,10
CE	μS/cm	297	468	402	351	294	368
Alcalinidad	mg/L CaCO ₃	36	68	63	54	46	56
SS	mg/L	10,4	4,4	7,2	1,9	0,0	1,2
SSV	mg/L	9,3	4,0	4,9	1,0	0,0	0,5
DBO ₅	mg/L	6,2	4,2	5,6	2,3	NM	4,0
DBO ₂₀	mg/L	NM	12,3	12,8	7,3	NM	10,3
DQO	mg/L	31	26	38	16	33	19
DQO-S	mg/L	17	20	26	12	27	18
Amonio	mg/L N	0,42	0,48	2,98	3,82	2,26	0,31
Nitrito	mg/L N	0,094	0,098	0,075	0,08	0,108	0,027
Nitrato	mg/L N	0,935	0,636	0,505	0,397	0,863	1,730
NT	mg/L N	4,07	2,49	5,07	5,57	4,23	3,15
NT-S	mg/L N	3,40	2,25	4,72	5,36	4,06	3,97
PT	mg/L P	2,48	3,60	3,17	1,89	2,80	2,10
PT-S	mg/L P	2,46	3,52	2,95	1,81	1,41	2,09

Sobre las características del agua residual bruta

Para discutir sobre las características del agua residual bruta resulta necesario un enfoque combinado con los datos de caudal manejados en la EDAR los días de muestreo. Gracias a la colaboración de la empresa gestora de la EDAR de Carral, durante las campañas se pudo contar con los registros de caudal de los días de muestreo (Tabla 2).

Un objetivo adicional de la campaña analítica fue caracterizar el agua residual bruta durante tiempo seco y tiempo de lluvia. Los datos de caudal medio sugieren que las dos primeras campañas se realizaron en tiempo seco y que las otras 4 corresponden a tiempo de lluvia. En tiempo de lluvia se destaca el caudal medio del 1/nov/23 que alcanzó 54 m³/h, que según el estudio de caudales presentado en el apartado 5-2, corresponde a lluvia extraordinaria.

Como era de esperar, el nivel de la pluviometría influye significativamente en la composición del agua residual bruta. Por ejemplo, en tiempo seco (29/sept y 11/oct) la concentración media de SS, DBO₅ y NT se mueve en intervalos de 303-489 mg/L; 322-520 mg/L y 48,0-67,8 mg/L, respectivamente. Es decir, en tiempo seco o con muy baja precipitación, el agua residual bruta se puede considerar de fuerte concentración conforme a los valores establecidos por Metcalf & Eddy (1995, 2003) (en mg/L): 350/400/85 para SS/DBO₅/NT.

Durante tiempo lluvioso, las concentraciones tienden a diluirse. En el caso de lluvias intensas (1/nov), el agua residual bruta de Carral presenta una concentración media (en mg/L) de 135/117/22 para SS/DBO₅/NT. Es decir, cae en el grupo de aguas residuales débiles o diluidas, tal como sugiere Metcalf & Eddy (1995, 2003) cuando las concentraciones (en mg/L) son iguales o menores que 100/110/20 para SS/DBO₅/NT.

También, se cuenta con resultados analíticos durante tiempo lluvioso ordinario que calificarían al agua residual bruta como de concentración moderada usando asimismo la categorización propuesta por Metcalf & Eddy (1995). Concretamente, esto se observa los días 18/oct y 23/nov, con intervalos de concentración (en mg/L) de 205-225/185-195/41-48 para SS/DBO₅/NT. Los correspondientes valores de referencia según Metcalf & Eddy (1995, 2003) son (en mg/L): 220/220/40.

Pero, no solo los valores absolutos de concentración son los únicos indicadores del origen de un agua residual. Los contaminantes de las aguas residuales domésticas y/o municipales presentan unas relaciones o ratios típicas entre sí, algunas de las cuales se recoge y comentan en la tabla 5.5.

Tabla 5.5.- Relaciones o ratios típicas entre los contaminantes mayoritarios de las aguas residuales domésticas o municipales (elaborada con información de US-EPA, 1993)

Ratio	Comentario
$DBO_5/DQO = 0.45 - 0.55$	Valores más bajos indican un cierto grado de estabilización en las alcantarillas (fuertes pendientes, condiciones aerobias, elevadas temperaturas), o grandes niveles de infiltración e ingreso de aguas limpias (I/I por sus siglas en inglés) que implicaría la entrada de materia orgánica refractaria, o residuos industriales poco biodegradables. Mientras que, valores más elevados se deberían a fermentación en alcantarillas con tiempos de retención prolongados, errores positivos de DBO debido a la presencia de sulfuro, presencia de nitrificantes debido a los reciclos, o por elevados niveles de residuos industriales solubles biodegradables.
$SSV/SS = 0.7 - 0.8$	Los valores más elevados se deben a vertidos domésticos. Los más bajos se encuentran en redes unitarias. Valores inferiores a 0.7 deberían confirmarse y son indicadores de recibir residuos estabilizados parcialmente (fosa séptica), fangos de ETAP, o residuos industriales. También, una lluvia intensa puede reducir esta ratio significativamente.
$SS/DBO_5 = 0.8 - 1.2$	Ver fila precedente.
$NTK/DBO_5 = 0.1-0.2$	Valores más elevados pueden ser indicadores de residuos industriales o la presencia de amonio procedente de los retornos de la línea de lodos introducidos antes del punto de muestreo del afluente de una EDAR. Valores más bajos pueden indicar la presencia de residuos industriales deficitarios en nutrientes.

En el caso de las aguas residuales que llegan a la EDAR de Carral, las ratios observadas entre los contaminantes mayoritarios se presentan en la tabla 5.6.

Tabla 5.6.- Ratios observadas de los contaminantes mayoritarios en el agua residual bruta que llega a la EDAR de Carral

Ratio	20-9-23	11-10-23	18-10-23	25-10-23	1-11-23	23-11-23
DBO_5/DQO	0,56	0,56	0,46	NM	0,48	0,65
SSV/SS	0,81	0,81	0,54	NM	0,76	0,91
SS/DBO_5	0,94	0,94	1,11	NM	1,15	1,15
NTK/DBO_5	0,15	0,13	0,26	NM	0,18	0,21
$Amonio/DBO_5$	0,10	0,08	0,21	NM	0,12	0,14

NM: no muestreada

En general, las ratios observadas en el agua residual bruta de Carral son próximas a las típicas según la US-EPA (1993). Como excepción, se observa las ratios de SSV/SS y NTK/DBO_5 del 18/oct, inicio de tiempo lluvioso ordinario. Esta excepción puede estar asociada a un fenómeno de lavado/arrastre de material sedimentado inorgánico con liberación de amonio acumulado/entrapado en los sedimentos a lo largo del tiempo. Es decir, durante el periodo seco se va acumulando sedimentos en la red debido a la baja velocidad del flujo de agua. Estos sedimentos tienen una fracción orgánica, que se va biodegradando de forma anaerobia en la

propia red con un incremento de la fracción no volátil (o fija) y con la transformación de nitrógeno orgánico en amonio que puede quedar atrapado entre el sedimento húmedo y que se libera cuando se produce el arrastre en tiempo de lluvia al aumentar la velocidad del flujo. Como se puede apreciar en la tabla, la ratio Amonio/DBO₅ medida en el agua residual de Carral es de 0,08 a 0,10 en tiempo seco precedente a las primeras lluvias (20/sept y 11/oct), sin embargo, tras las primeras lluvias de cierta entidad esta ratio se duplica (muestreo 18/oct).

Cinética de la DBO afluente

Para la estimación de los parámetros del modelo cinético de la DBO por oxidación orgánica se utilizaron cuatro (4) métodos de ajustes propuestos por diferentes autores (Metcalf & Eddy, 1995; Ramalho, 1991; Snoeyink & Jenkins, 1980): por diferencias logarítmicas, método de Thomas, método de Fujimoto y por mínimos cuadrados. La estimación se realizó en tres de las muestras compuestas correspondientes a las campañas número 2, 5 y 6. Los resultados del análisis de las curvas experimentales de la DBO se presentan en las tablas 5.7 a 5.9.

Tabla 5.7.- Resumen de la estimación de los parámetros del modelo cinético de orden 1 de la DBO del agua residual bruta de la EDAR de Carral, con datos del muestreo #2

Método de estimación	k (base e)	k (base 10)	L ₀
	d ⁻¹	d ⁻¹	mg-O/L
Diferencias logarítmicas	0,49	0,21	597
Thomas	0,36	0,16	634
Fujimoto	0,50	0,22	574
Mínimos cuadrados	0,44	0,19	581

Tabla 5.8.- Resumen de la estimación de los parámetros del modelo cinético de orden 1 de la DBO del agua residual bruta de la EDAR de Carral, con datos del muestreo #5

Método de estimación	k (base e)	k (base 10)	L ₀
	d ⁻¹	d ⁻¹	mg-O/L
Diferencias logarítmicas	0,31	0,13	164
Thomas	0,30	0,13	161
Fujimoto	0,27	0,12	157
Mínimos cuadrados	0,29	0,13	158

Tabla 5.9.- Resumen de la estimación de los parámetros del modelo cinético de orden 1 de la DBO del agua residual bruta de la EDAR de Carral, con datos del muestreo #6

Método de estimación	k (base e)	k (base 10)	L ₀
	d ⁻¹	d ⁻¹	mg-O/L
Diferencias logarítmicas	0,18	0,08	272
Thomas	0,24	0,11	290
Fujimoto	0,26	0,11	256
Mínimos cuadrados	0,33	0,14	251

Para las tres muestras ensayadas, se ha calculado el valor promedio de los parámetros cinéticos estimados por los cuatro métodos. En la tabla 5.10, se recoge estos valores promedio.

Tabla 5.10.- Valor promedio de los parámetros del modelo cinético de la DBO, estimado para tres muestras compuestas del afluente con diferente grado de concentración

Parámetro	Unidad	M#2	M#5	M#6
DBO ₂₀ , medida	mg/L	571	159	262
DBO ₅ , medida	mg/L	520	117	195
Grado concentración(*)	---	Fuerte	Débil	Moderado
k (base e)	d ⁻¹	0,45	0,29	0,25
L_0 (o DBO _u)	mg/L	597	160	267

(*) Conforme a la categorización de Metcalf & Eddy (2003).

Los valores de los parámetros del modelo cinético de la DBO orgánica de algunos tipos de aguas han sido estudiados por varios autores (ver tabla 5.11). Por comparación con los valores publicados por Peavy et al. (1985), se puede concluir que el agua residual bruta (débil y fuerte) que se trata en la EDAR de Carral presenta valores típicos de los parámetros cinéticos de un agua residual doméstica/urbana.

Tabla 5.11.- Valores comunes de k y L_0 en agua residual urbana (de Peavy et al., 1985)

Tipo de agua	k (d ⁻¹ , base e)	L_0 (mg/L)
Agua residual urbana débil	0,35	150
Agua residual urbana fuerte	0,40	590

La constante cinética de la DBO orgánica es afectada, entre otros factores, por el tamaño de las partículas orgánicas. El tamaño de las partículas afecta a la rapidez de la biodegradación de un compuesto. Si es soluble, molécula muy pequeña, en general será de rápida biodegradación. Por el contrario, un compuesto con un tamaño tal que incluso puede ser sedimentable, su degradación será muy lenta. En la tabla siguiente se presenta valores de k en función del tamaño de la partícula. De los valores de la tabla, se desprende que el tratamiento biológico de un agua residual se verá afectado por la distribución de tamaño de las partículas orgánicas. Hay que recordar que la materia orgánica presente en cualquier agua residual doméstica/urbana es un mejunje de partículas y moléculas de muy diferente origen (proteínas, urea, carbohidratos, azúcares, almidones, aceites y grasas comestibles, etc.) y muy diferente tamaño. Es decir, en cada momento no solo hay que considerar la concentración (mg/L) de la DBO sino también que componentes están presentes.

Tabla 5.12.- Efecto del tamaño de las partículas biodegradables presentes en el agua residual doméstica fresca sobre el valor de la constante k (adaptada de Metcal & Eddy, 2003)

Fracción	Tamaño (μm)	k (base e , d ⁻¹)	DBO ₅ (mg/L)
Sedimentable	> 100	0.18	48
Supracoloidal	1 – 100	0.21	89
Coloidal	0.1 – 1.0	0.51	49
Soluble	< 0.1	0.90	127
Agua residual bruta	---	0.51	315

Finalmente, las figuras 5.5 a 5.7 muestran la representación de las mediciones experimentales frente a las curvas de ajuste (modelos basados en los valores promedio de k y L_0).

En general, las curvas de ajuste aproximan significativamente las mediciones experimentales. Los resultados sugieren que es necesario un tratamiento numérico amplio de la información experimental para deducir los valores más adecuados de los parámetros cinéticos.

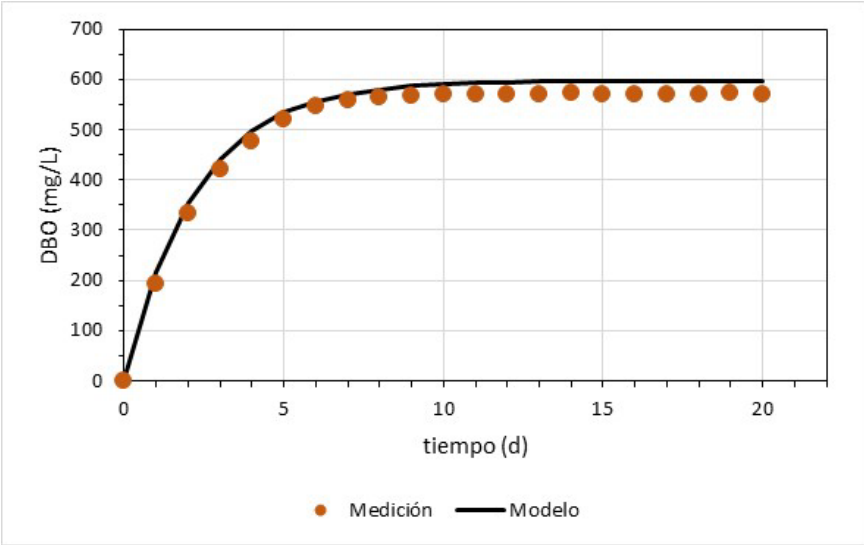


Figura 5.5.- Representación de la DBO del afluyente bruto, medida y modelada, muestreo #2.

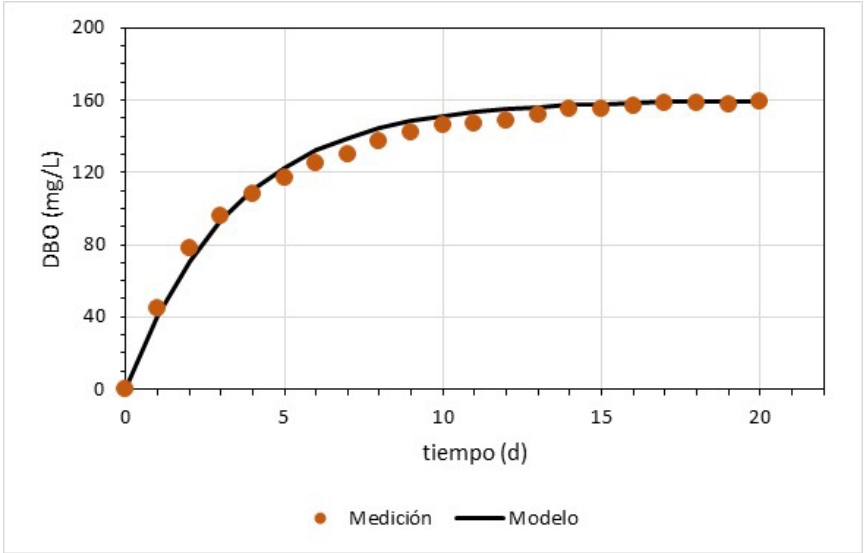


Figura 5.6.- Representación de la DBO del afluyente bruto, medida y modelada, muestreo #5.

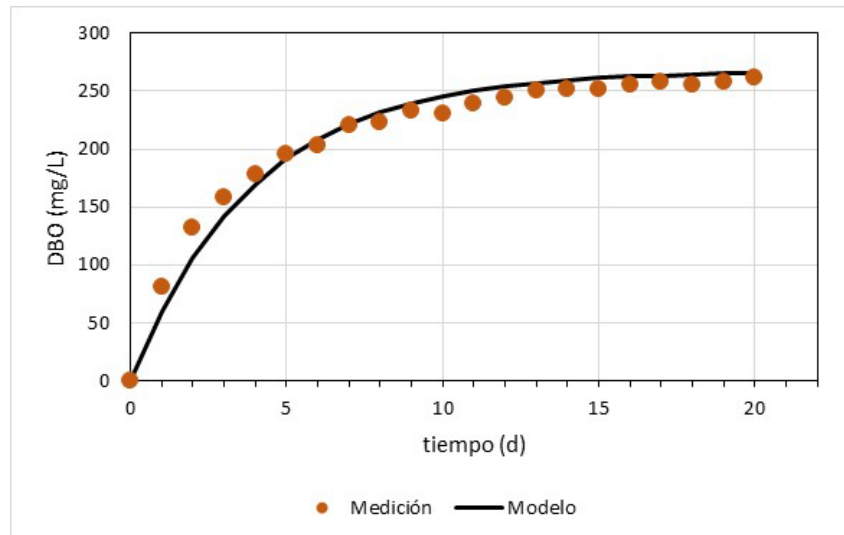


Figura 5.7.- Representación de la DBO del afluente bruto, medida y modelada, muestreo #6.

En definitiva, los resultados analíticos, las ratios típicas entre los contaminantes mayoritarios y el estudio cinético sugieren que el agua residual bruta de Carral responde a un patrón de agua residual doméstica/urbana, con un buen grado de biodegradabilidad, pero oscilando entre extremos de concentración débil-fuerte debido o en función de la pluviometría. En la memoria del proyecto constructivo se destaca que la red de saneamiento de la aglomeración urbana de Carral, básicamente, recoge vertidos domésticos y de aguas residuales asimilables a domésticas (originadas en actividades comerciales y similares). Los resultados generales sugieren la confirmación de lo indicado en dicha memoria.

Sobre la calidad del efluente y la eficiencia del tratamiento

La EDAR de Carral está configurada y dimensionada para dar un tratamiento más riguroso que un tratamiento secundario. Además de la materia orgánica (DBO y DQO) y SS, debe alcanzar unos objetivos de calidad en el vertido (o no superar unos límites máximos) en cuanto a nitrógeno total y contaminación bacteriana. Para alcanzar esto, el reactor biológico de la EDAR se basa en un canal de oxidación aerobio/anóxico porque con esta tecnología se elimina de forma conjunta y simultánea tanto materia orgánica como nitrógeno. Para la eliminación de SS del licor mezcla que sale del canal de oxidación se cuenta con un proceso de decantación secundaria. Finalmente, para la reducción bacteriana, cuenta con un sistema de desinfección basado en radiación UV, siendo este es el último proceso de la línea de agua, desde el cual se realiza el vertido del efluente depurado al río Barcés.

Los límites máximos de concentración media (en mg/L) establecidos para un tratamiento más riguroso con eliminación de nitrógeno son: DBO₅/DQO/SS/NT = 25/125/35/15.

Para estos parámetros, los resultados de las analíticas practicadas a las seis muestras compuestas tomadas del efluente de la EDAR de Carral durante las campañas de campo (tabla 5.4) resultaron (valores redondeados a enteros):

DBO₅ = 2 a 6 mg/L (este parámetro solo en cinco muestras).

DQO = 16 a 38 mg/L

SS = 1 a 10 mg/L (este parámetro solo en cinco muestras).

NT = 3 a 6 mg/L.

Sobre la base de esta información, se puede concluir que el efluente final de la EDAR cumple muy satisfactoriamente con los límites máximos fijados. Entre las condiciones necesarias para satisfacer los requerimientos de concentración en el vertido destacan, entre otras, una adecuada selección de la(s) tecnología(s) de tratamiento junto con un buen dimensionamiento de esta(s). Estas condiciones se cumplieron en el caso del proyecto de la EDAR de Carral, tal como se pudo verificar mediante la comparación del dimensionamiento original del proceso biológico con el resultante de aplicar la actual directriz técnica “DITEDAR-2/4/1: Procesos de biomasa en suspensión con nitrificación – desnitrificación” (Augas de Galicia, 2023). Adicionalmente, hay que añadir el hecho de que la EDAR fue dimensionada para una población de 4.000 habitantes en el año horizonte (aprox. 2030), y actualmente la población servida es de unos 2.500 habitantes. Es decir, tiene capacidad instalada suficiente para tratar la carga contaminante actual, y todo parece indicar, que también la tendrá en el año horizonte.

Aplicando la ecuación 4, los intervalos de eficiencia calculados en eliminación de DBO₅/DQO/NT resultaron de (en %): 97-99/86-97/81-96. Estos valores también satisfacen ampliamente los rendimientos mínimos establecidos por la Directiva 91/271, los cuales son: 70-90/75/80, respectivamente.

En el caso del NT, su eliminación se produce por dos vías: en forma de gas N₂ (desnitrificación propiamente dicha) y formando parte de la biomasa celular que se purga del sistema tanto en los lodos en exceso como en los SS biológicos que escapan con el efluente. Los cálculos con las ecuaciones 5.5 a 5.7 producen los resultados presentados en la Tabla 5.13. En términos generales, la eliminación por desnitrificación en forma de gas nitrógeno alcanza un valor medio de 67,6%, mientras que con la biomasa se elimina una media de 32,4%. Los datos demuestran que en tiempo seco la desnitrificación gaseosa alcanza sus porcentajes más bajos (≈ 60 %).

Tabla 5.13.- Distribución de las vías de eliminación de nitrógeno total en la EDAR de Carral

Vía de eliminación	20-9-23	11-10-23	18-10-23	25-10-23	1-11-23	23-11-23
NOrg-lodos exceso (mg/L)	16,1	26,0	9,3	ND	5,9	9,8
NOrg-efluente (mg/L)	1,0	0,4	0,7	0,2	0,0	0,1
N-desnitrificado (mg/L)	26,8	38,8	33,0	ND	11,7	27,7
%N-desnitrificado (N ₂ -gas)	61	59	77	ND	67	74
% N-eliminado biomasa	39	42	23	ND	33	26

ND: sin dato disponible de DBO₅ para la estimación.

Otros parámetros analíticos, y ratios entre parámetros, de importancia para el éxito de la nitrificación-desnitrificación biológica simultánea se comentan en los siguientes párrafos:

La alcalinidad es la fuente de carbono para el proceso de nitrificación (oxidación de amonio a nitrato). La teoría estequiométrica señala que se consumen aproximadamente 7 g de alcalinidad por cada gramo de nitrógeno en forma de amonio que se oxide a nitrato. Pero, por otra parte, la desnitrificación (es decir, el paso de nitrato a gas N₂) produce alcalinidad, y asimismo hay una

ratio teórica aproximada de 3 g de alcalinidad producida por cada gramo de nitrógeno en forma de nitrato desnitrificado. Es decir, en términos netos se necesitaría que el agua residual a depurar tuviese aproximadamente un mínimo de 4 g de alcalinidad disponible por g de nitrógeno desnitrificado. El cálculo de esta ratio con los datos de las tablas 5.4 y 5.13, produce un intervalo de 5,1 a 7,3 g-alcalinidad/g-nitrógeno desnitrificado. Estos valores también justifican que la EDAR consiga un buen grado de eliminación biológica de nitrógeno total.

Por último, un indicador predictor del grado de eficiencia esperable en un proceso de eliminación biológica de nitrógeno es la ratio C/N en el afluente. En la siguiente tabla se compara las ratios C/N observadas en el afluente a la EDAR de Carral con los valores sugeridos por Grady et al. (2011) para calificar la eficiencia esperable desde excelente a pobre. Se puede apreciar que en general la eficiencia esperable en eliminación de NT fue de buena a excelente. Este simple indicador puede ser útil para detectar anomalías o incidencias en el sistema (por ejemplo, un vertido no autorizado que descompense esta proporción C/N). En todo caso, si se llegara a producir una relación C/N afluente pobre, se puede resolver el problema mediante la adición ocasional de una fuente externa de carbono, por ejemplo, metanol.

Tabla 5.14.- Nivel de eficiencia esperable de eliminación de nitrógeno total en función de la ratio C/N en el afluente al reactor biológico (adaptada de Grady et al., 2011)

Criterios de Grady et al., 2011			
DQO/NTK	DBO₅/N-NH₄	DBO₅/NTK	Eficiencia esperable
< 5,0	< 4,0	< 2,5	Pobre
5,0 -7,0	4,0 -6,0	2,5 -3,5	Moderada
7,0 -9,0	6,0 -8,0	3,5 -5,0	Buena
> 9,0	> 8,0	> 5,0	Excelente
Ratios observadas en la EDAR de Carral			
12,0	10,0	6,8	20-9-23
13,7	12,8	7,7	11-10-23
8,5	4,9	3,9	18-10-23
11,4	8,5	5,5	1-11-23
7,5	7,0	4,8	23-11-23

Cinética de la DBO efluente

Para la estimación de los parámetros del modelo cinético de la DBO carbonosa del efluente se utilizaron los mismos cuatro métodos de ajuste como en el caso del afluente. Esta estimación se realizó en cuatro de las muestras compuestas, correspondientes a las campañas número 2, 3, 4 y 6. Los resultados del estudio de las curvas experimentales de la DBO se presentan en las tablas 5.15 a 5.18.

Tabla 5.15.- Resumen de la estimación de los parámetros del modelo cinético de orden 1 de la DBO del efluente de la EDAR de Carral, con datos del muestreo #2

Método de estimación	k (base e)	k (base 10)	L ₀
	d ⁻¹	d ⁻¹	mg-O/L
Diferencias logarítmicas	0,05	0,02	19
Thomas	0,06	0,03	17
Fujimoto	0,07	0,03	15
Mínimos cuadrados	0,06	0,03	17

Tabla 5.16.- Resumen de la estimación de los parámetros del modelo cinético de orden 1 de la DBO del efluente de la EDAR de Carral, con datos del muestreo #3

Método de estimación	k (base e)	k (base 10)	L ₀
	d ⁻¹	d ⁻¹	mg-O/L
Diferencias logarítmicas	0,10	0,04	14
Thomas	0,09	0,04	15
Fujimoto	0,10	0,04	15
Mínimos cuadrados	0,11	0,05	14

Tabla 5.17.- Resumen de la estimación de los parámetros del modelo cinético de orden 1 de la DBO del efluente de la EDAR de Carral, con datos del muestreo #4

Método de estimación	k (base e)	k (base 10)	L ₀
	d ⁻¹	d ⁻¹	mg-O/L
Diferencias logarítmicas	0,06	0,02	10
Thomas	0,07	0,03	9
Fujimoto	0,05	0,02	12
Mínimos cuadrados	0,05	0,02	12

Tabla 5.18.- Resumen de la estimación de los parámetros del modelo cinético de orden 1 de la DBO del efluente de la EDAR de Carral, con datos del muestreo #6

Método de estimación	k (base e)	k (base 10)	L ₀
	d ⁻¹	d ⁻¹	mg-O/L
Diferencias logarítmicas	0,09	0,04	14
Thomas	0,07	0,03	14
Fujimoto	0,08	0,04	12
Mínimos cuadrados	0,08	0,04	13

Para las cuatro muestras ensayadas, se ha calculado el valor promedio de los parámetros cinéticos estimados por cada uno de los métodos de ajuste. En la tabla 5.19, se recoge estos valores promedio.

Tabla 5.19.- Valor promedio de los parámetros del modelo cinético de la DBO, estimado para cuatro muestras compuestas del efluente de la EDAR de Carral

Parámetro	Unidad	M#2	M#3	M#4	M#6
DBO ₅ , medida	mg/L	4,20	5,60	2,30	4,00
k (base e)	d ⁻¹	0,06	0,10	0,06	0,08
L_0 (o DBO _u)	mg/L	17	14	11	13

Por comparación con los valores publicados por Peavy et al. (1985) (Tabla 5.20), se puede concluir que el contenido orgánico del efluente de la EDAR de Carral es poco y muy lentamente biodegradable, pues, el valor medio de su constante de biodegradación k (d⁻¹, base e), de 0,06 a 0,10, es claramente inferior a 0,12 d⁻¹ (límite inferior del intervalo 0,12 a 0,23 d⁻¹ que sugieren Peavy et al., 1985, para un efluente de tratamiento biológico). El efluente de un tratamiento biológico, en general, tendrá un grado de tratamiento secundario (es decir, para eliminación de materia orgánica). Sin embargo, en la EDAR de Carral el tratamiento biológico se corresponde con un grado de tratamiento más riguroso conforme a la Directiva 91/271, pues, tiene como objetivo la eliminación conjunta de materia orgánica y de nitrógeno porque vierte al río Barcés que alimenta un medio receptor final sensible a la eutrofización (el embalse de Cecebre). El efluente de un tratamiento más riguroso tiene una concentración de L_0 muy baja, que en el caso de la EDAR de Carral se ha estimado entre 11 y 17 mg/L (tabla 19).

Tabla 5.20.- Valores comunes de k y L_0 de efluente biológico (adaptada de Peavy et al., 1985)

Tipo de agua	k (d ⁻¹ , base e)	L_0 (mg/L)
Efluente tratamiento biológico	0,12 – 0,23	10 - 30

Las figuras 5.8 a 5.11 muestran la representación de las mediciones experimentales frente a las curvas de ajuste (modelos basados en los valores promedio de k y L_0). En general, las curvas de ajuste aproximan significativamente las mediciones experimentales. Asimismo, como en el caso del agua residual bruta, los resultados sugieren que es necesario un tratamiento numérico amplio de la información experimental para deducir los valores más adecuados de los parámetros cinéticos.

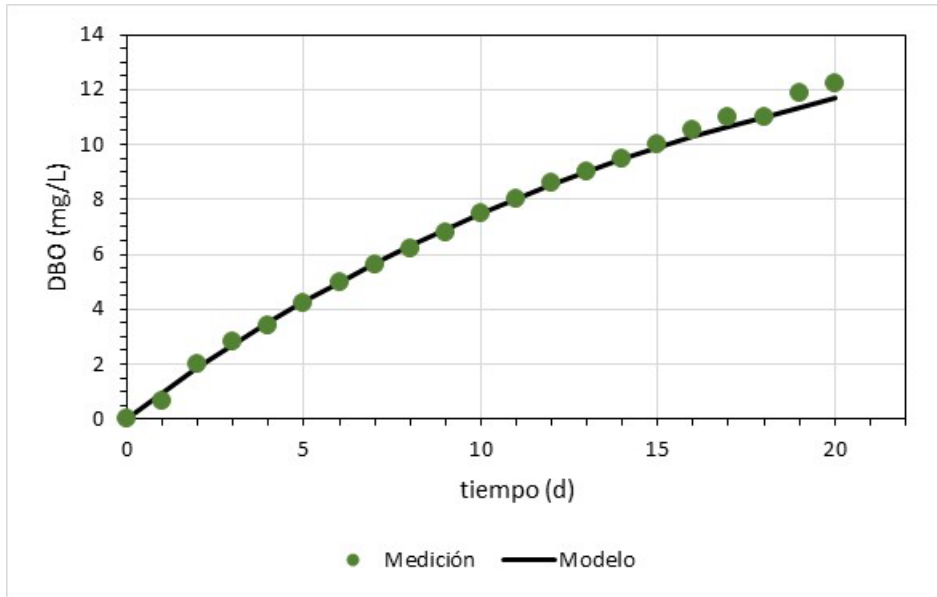


Figura 5.8.- Representación de la DBO del efluente, medida y modelada, muestreo #2.

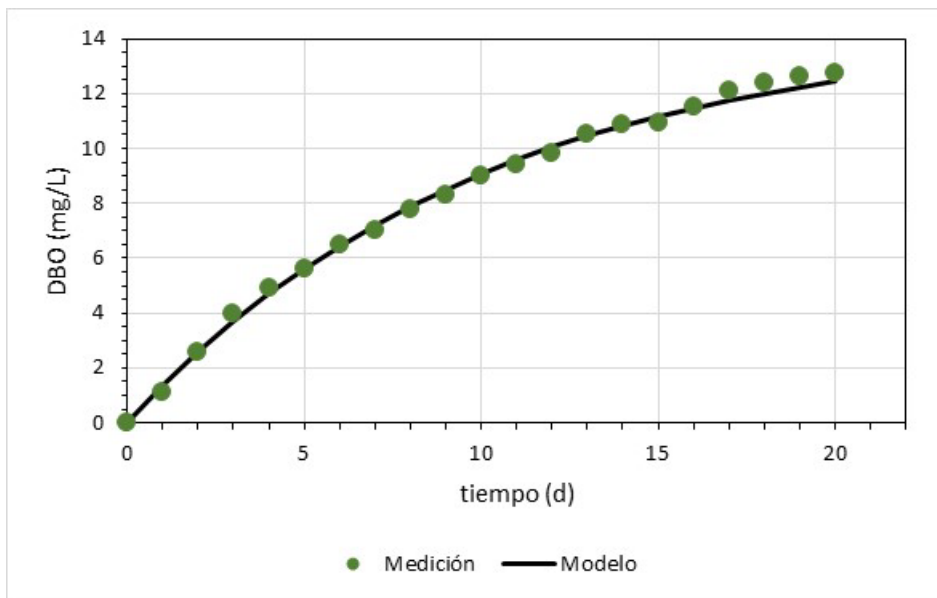


Figura 5.9.- Representación de la DBO del efluente, medida y modelada, muestreo #3.

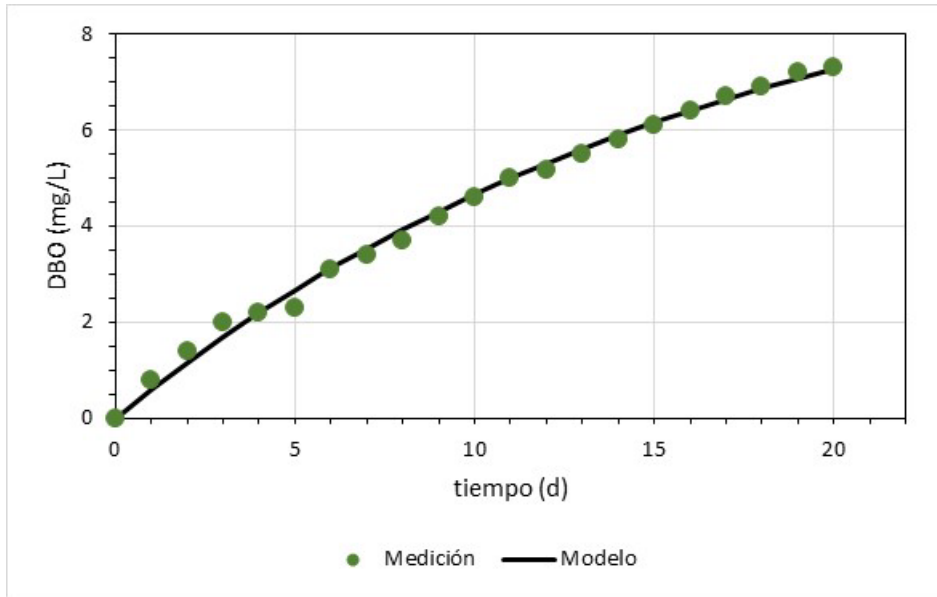


Figura 5.10.- Representación de la DBO del efluente, medida y modelada, muestreo #4.

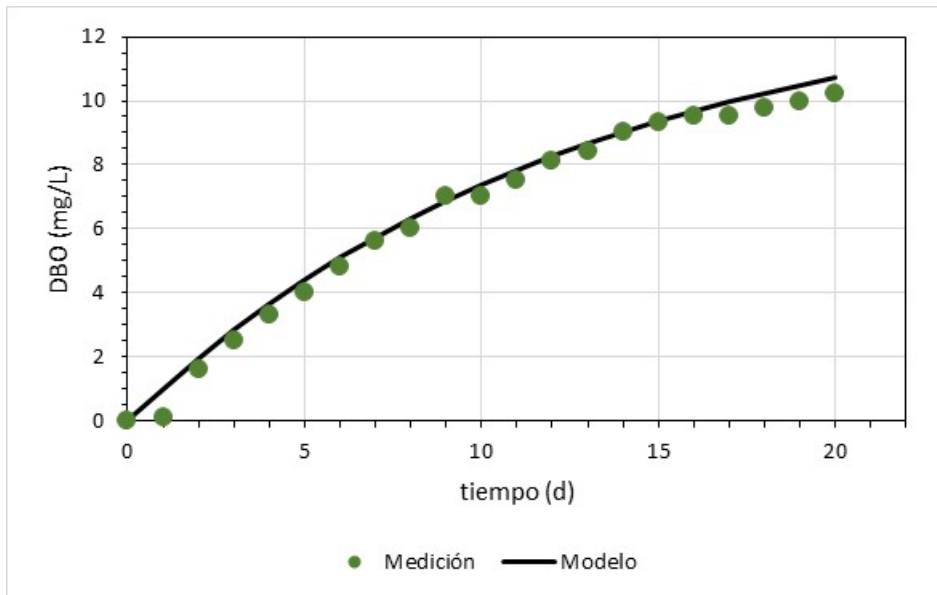


Figura 5.11.- Representación de la DBO del efluente, medida y modelada, muestreo #6.

5.2.2. Muestras simples en el canal de oxidación biológica de la EDAR

La toma de muestras simples se realizó en dos puntos del canal de oxidación biológica, uno próximo a la zona de entrada al canal y otro próximo a su salida hacia el decantador secundario. En las figuras siguientes se observan las arquetas de entrada y salida del agua al canal de oxidación, y se señalan los puntos 1 y 2 (P1 y P2) de muestreo del canal de oxidación aprovechando el puente de acceso para tareas de mantenimiento. Estos muestreos tuvieron dos objetivos principales: 1) medir la concentración de la biomasa en el canal; y 2) comprobar de forma indirecta que, a pesar de su forma geométrica en planta y del circuito de circulación del agua, el canal biológico trabaja en régimen de flujo de mezcla completa no ideal.

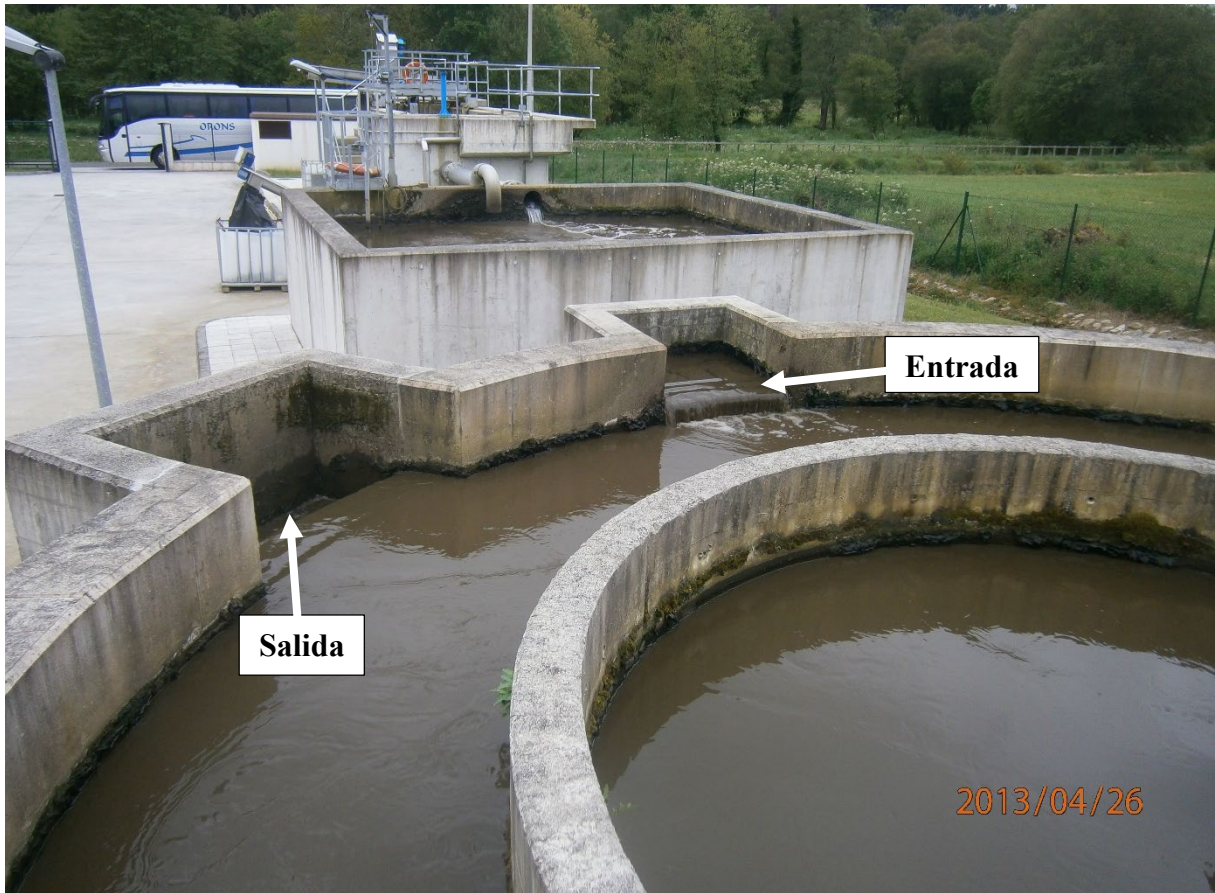


Figura 5.12.- Zonas de entrada y salida del agua al canal de oxidación.



Figura 5.13.- Vista del canal desde aguas arriba. En primer plano, el tanque prismático anaerobio. Se indican los puntos 1 y 2 (P1 y P2) de muestreo del canal, desde el puente.

5.2.2.1.- Métodos y materiales

Las muestras simples se tomaron de forma manual durante cuatro de las seis campañas realizadas. Los parámetros que se midieron fueron: pH, conductividad eléctrica, alcalinidad, SS, SSV, DQO, DQO-S, amonio, nitrito, nitrato, NT-S y PT-S. Para su determinación analítica se utilizaron los mismos métodos y equipos como en el caso de las muestras compuestas (Tabla 3).

5.2.2.2.- Resultados y discusión

En la tabla 5.21 se presentan los resultados de las analíticas practicadas a las muestras simples tomadas en el canal de oxidación.

Tabla 5.21.- Resultados analíticos de las campañas de muestreo simple en EDAR-Carral

Parámetro	Unidad	10-oct.-23		17-oct.-23		24-oct.-23		22-nov.-23	
		P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
pH		6,52	6,53	6,47	6,49	6,46	6,48	6,47	6,47
CE	μS/cm	476	472	421	423	360	360	368	362
Alcalinidad	mg/L	68	70	59	59	56	56	59	59
SS	mg/L	2303	1636	2012	2038	1822	1551	2038	2128
SSV	mg/L	2007	1025	1298	1300	1116	927	1328	1380
DQO	mg/L	NM	NM	NM	NM	NM	NM	1950	2120
DQO-S	mg/L	17	18	13	16	16	14	7	8
N-amonio	mg/L	0,802	1,12	0,260	0,257	3,37	3,32	0,203	0,192
N-nitrito	mg/L	0,097	0,082	0,022	0,027	0,035	0,040	0,004	0,003
N-nitrato	mg/L	0,424	0,418	0,510	0,501	0,459	0,573	0,584	0,429
NT-S	mg/L	2,55	2,70	2,03	2,10	4,77	4,75	1,68	1,54
PT-S	mg/L	5,16	5,19	4,72	4,86	5,94	5,50	2,34	2,62

Para evaluar la concentración de biomasa en el canal se midió la concentración de SS y SSV. Ambos son parámetros que se utilizan para expresar la concentración bacteriana en los reactores de biomasa en suspensión. De los dos, se utiliza mayoritariamente la concentración de SS, conocida como concentración de sólidos en suspensión en el licor mezcla (SSLM). El intervalo de SSLM recomendado para el diseño y funcionamiento de esta tipología de reactores biológicos es de 1.500 a 4.000 mg/L (Halling-Sorensen & Jorgensen, 1993; US-EPA, 1993). Augas de Galicia (2023) adoptó para el dimensionamiento de estas técnicas un valor ≤ 3.000 mg SSLM/L. En el caso de la EDAR de Carral durante las campañas de este proyecto técnico el intervalo medido fue de 1.550 a 2.300 mg/L (media = 1.940 mg/L) (Tabla 5.20).

Con excepción de los SS, los parámetros medidos en los puntos cercanos a las zonas de entrada y salida del canal de oxidación corresponden a especies químicas solubles. El objetivo de estas mediciones, además de conocer la composición química del agua en el reactor, fue comprobar el modelo hidráulico de funcionamiento del canal.

Los reactores pueden funcionar siguiendo dos modelos hidráulicos ideales: mezcla completa y flujo pistón. En flujo de mezcla completa ideal la composición química del agua en el reactor es la misma independientemente del punto o volumen del reactor donde se mida (se dice que la dispersión tiende a infinito). En el caso del flujo pistón ideal, la concentración de cualquier especie química presenta un gradiente a lo largo de la longitud del reactor (se asume que la forma geométrica del reactor es la de un tubo muy largo y de escaso diámetro, forma alargada, y que la dispersión en el sentido del flujo tiende a cero). Sin embargo, un flujo pistón se puede llevar artificialmente a mezcla completa, por ejemplo, mediante un elevado grado de recirculación del efluente del reactor hacia su entrada, induciendo una mezcla intensa, lo cual en la práctica se suele realizar mediante un bombeo de recirculación.

Los canales de oxidación, a pesar de su forma muy alargada, no presentan un gradiente de concentración química sino todo lo contrario, la concentración de las diferentes especies químicas es, prácticamente, la misma a la entrada y salida del reactor. Sin embargo, los canales de oxidación no cuentan con un sistema de bombeo de recirculación para alcanzar la mezcla completa, sino que el diseño geométrico estimula a que el agua de muchas vueltas dentro de la unidad antes de salir. Debido a esta particularidad, dar muchas vueltas, en muchas partes del mundo a los canales de oxidación se los conoce como carruseles de oxidación. Conceptualmente, el canal de oxidación es como un “canal sin fin”, en el que solo una fracción del licor mezcla es desalojada en cada ciclo, lo cual permite una elevada tasa de recirculación interna (WEF-ASCE, 1992). El estudio experimental más destacado para demostrar la existencia de mezcla completa en los canales de oxidación fue realizado por Rittmann & Langeland (1985).

El canal de la EDAR de Carral, en sus zonas de entrada y salida presenta concentraciones de las especies químicas solubles muy similares, por lo tanto, cumpliría con la hipótesis de mezcla completa, es decir, ausencia de un gradiente significativo de concentración. El cumplimiento de la primera hipótesis, lleva a confirmar la segunda, y es que la nitrificación y desnitrificación ocurren de forma simultánea en cualquier punto del reactor. Esta segunda hipótesis, también, fue confirmada por el estudio de campo de Rittmann & Langeland (1985).

Finalmente, con las mediciones puntuales de DQO y SSV en el licor mezcla se buscó evaluar la ratio DQO/SSV, que resultó de 1,50 de valor medio (una sola muestra). La literatura técnica señala un intervalo para esta ratio de 1,42 a 1,60 (Ekama et al., 1986). Esta ratio, simple de evaluar, forma parte de la información básica en la construcción de los modelos dinámicos del tratamiento biológico (Henze et al., 1987), reduciendo la necesidad de analizar su sensibilidad, y también, su grado de incertidumbre en las modelizaciones.

Capítulo 6

Modelización con AQUASIM

El esfuerzo que supone la modelización con el AQUASIM del reactor biológico de la EDAR de Carral estuvo orientado a obtener un conocimiento profuso del modelo bioquímico. El AQUASIM es un programa que sirve para aprender a modelizar procesos de los sistemas de aguas, tanto naturales (por ejemplo, ríos y lagos) como tecnificados (p.e., reactores biológicos). El programa sirve para aprender porque, entre otras virtudes, permite la definición libre de un muy elevado porcentaje del modelo global por parte del usuario. Para los objetivos de este proyecto técnico, análisis de un proceso biológico, el programa permite una definición libre del modelo bioquímico. Esta es una diferencia sustancial con programas que solo ofrecen un escaso margen de libertad al usuario. Pero esto también exige un conocimiento profundo de la teoría de proceso que rige un sistema biológico de tratamiento de aguas residuales.

En este capítulo, antes de entrar en la fase de simulación de proceso con AQUASIM, se decidió hacer un estudio comparativo del dimensionamiento del reactor biológico de la EDAR de Carral. Concretamente, se ha comparado el dimensionamiento actual del proceso biológico conforme a su Proyecto constructivo, con el dimensionamiento que arroja la aplicación de la Directriz Técnica de EDAR 2/4/1 de Augas de Galicia que se aplica al dimensionamiento de reactores de biomasa en suspensión para la eliminación biológica de nitrógeno. El objetivo del estudio comparativo de dimensionamiento fue comprobar que la unidad de tratamiento que se deseaba modelizar respondiera a un dimensionamiento fiable, para descartar que un mal dimensionamiento influyera sobre los resultados de la modelización. En definitiva, un prechequeo de la calidad de los datos de partida.

6.1. Evaluación del dimensionamiento del proceso biológico de la EDAR de Carral

En este apartado, antes de pasar a la fase de aplicación del modelo ASM1 con apoyo del AQUASIM, se ha comparado el dimensionamiento de la EDAR de Carral (tal como se recoge en su proyecto de obra) con el dimensionamiento que se obtiene de aplicar las actuales Directrices Técnicas de Obras Hidráulicas-Serie EDAR (DITEDAR) de Augas de Galicia.

6.1.1.- Dimensionamiento conforme a Directrices e Instrucciones Técnicas

Las DITEDAR junto con las Instrucciones Técnicas para Obras Hidráulicas en Galicia (ITOHG)-Series Abastecimiento y Saneamiento son las normas técnicas aprobadas por Augas de Galicia para el dimensionamiento de una EDAR y de otras obras de Ingeniería Sanitaria. Los pasos a seguir son los siguientes:

- Determinación de caudales y carga contaminante

Para ello, en primer lugar, se deben estimar caudales de abastecimiento, que, al fin y al cabo, serán los que en un 80 % al menos se transporten como agua residual a la EDAR. La información para realizar estos cálculos se obtiene de la ITOHG-ABA-1/1.

Sobre estos valores deben aplicarse ciertas modificaciones para representar finalmente los caudales y cargas de llegada a la EDAR. La información para realizar estas adaptaciones se obtiene de las “DITEDAR-1/1/1 Caudais para o deseño dunha EDAR” y “DITEDAR-1/1/2 Cargas de contaminación no afluente”.

- Dimensionamiento del reactor de biomasa en suspensión

Este dimensionamiento parte de los caudales y cargas calculados en el paso anterior y se basa en lo establecido en la “DITEDAR-2/4/1 Proceso de biomasa en suspensión con nitrificación-desnitrificación”.

La Directriz-2/4/1 sirve para dimensionar, entre otros, reactores con eliminación biológica de nitrógeno con predesnitrificación y reactores con desnitrificación simultánea (tipología de canales de oxidación).

Como se verá más adelante, los programas de simulación utilizados (AQUASIM y DESASS) demandan modificaciones o adaptaciones para representar la tecnología de canales de oxidación, pues, esta tiene una configuración no convencional.

Por este motivo, se ha seguido los criterios de la DITEDAR-2/4/1 para dimensionar dos reactores con eliminación biológica de nitrógeno: uno con predesnitrificación y otro con desnitrificación simultánea. En ambos casos el afluente al reactor procederá de una etapa de pretratamiento. Estos dimensionamientos se compararán con el realizado para el proyecto de la EDAR de Carral. Es decir, se busca comprobar que el proceso objeto de la modelización se haya dimensionado en su momento con una aproximación aceptable a los estándares vigentes.

Con esta metodología de trabajo se obtienen los siguientes resultados:

Tabla 6.1.- Resumen del dimensionamiento de un reactor con eliminación biológica de nitrógeno siguiendo el procedimiento de la DITEDAR-2/4/1

Parámetro	Unidad	Predesnitrificación	Desnitrificación simultánea
Población equivalente	h-e	4.000	4.000
Caudal total diario (m ³ /día)	m ³ /día	974.00	974.00
caudal medio (m ³ /h)	m ³ /h	40.58	40.58
caudal máximo (m ³ /h)	m ³ /h	121.75	121.75
CDBO (afluente) (mg/L)	mg/L	286.00	286.00
CSS (afluente) (mg/L)	mg/L	357.00	357.00
CDQO (afluente) (mg/L)	mg/L	667.00	667.00
CNTK (afluente) (mg/L)	mg/L	62.00	62.00
CP (afluente) (mg/L)	mg/L	14.00	14.00
Volumen reactor (m ³)	m ³	1213.85	1344.77

Parámetro	Unidad	Predesnitrificación	Desnitrificación simultánea
TRH Qpunta	h	9.97	11.05
TRH a Qm	h	29.91	33.14
CM	d ⁻¹	0.07	0.06
SSLM	kg/m ³	3.00	3.00
Producción de lodos	kg/día	265.72	261.99
Edad de fango, TRC	día	13.70	15.40
Necesidad media de O ₂	kg/h	11.38	11.60
Necesidad punta de O ₂	kg/h	23.00	21.90

6.1.2.- Dimensionamiento del canal de oxidación según proyecto

A partir del documento “Proyecto Modificado N°1: Colectores xerais e nova estación depuradora de augas residuais de Carral. T.M Carral e Abegondo”, que en este documento se abrevia bajo la denominación Proyecto de Carral, se ha accedido a los valores empleados para el dimensionamiento de la EDAR y, por tanto, del reactor biológico en estudio.

En el “Anejo 7. Dimensionamiento de la EDAR”, se puede consultar los datos de partida para el dimensionamiento y el resultado del diseño.

Tabla 6.2.- Resumen del dimensionamiento del reactor biológico actual (Proyecto de Carral)

Canal de oxidación con pretratamiento previo		
Parámetro	Valor	Unidad
Población equivalente	4000	he
Caudal total diario	1040.00	m ³ /día
caudal medio	43.33	m ³ /h
Caudal máximo	130.00	m ³ /h
CDBO (afluente)	230.00	mg/L
CSS (afluente)	126.00	mg/L
CDQO (afluente)	373.00	mg/L
CNTK (afluente)	35.00	mg/L
CP (afluente)	7.00	mg/L
Volumen reactor	971.33	m ³
TRH Qpunta	8.24	h
TRH a Qm	24.72	h
CM	0.07	d ⁻¹
SSLM	3.00	kg/m ³
Producción de lodos	207.33	kg/día
Edad de fango, TRC	14.05	días
Necesidad media de O ₂	28.48	kg/h
Necesidad punta de O ₂	51.49	kg/h

6.1.3.- Conclusiones

De la comparación de los datos obtenidos se concluye que:

- Aplicando los criterios de la DITEDAR-2/4/1, el volumen necesario de reactor es mayor que el actual entre un 20% (modo predesnitrificación) y un 28% (desnitrificación simultánea).
- Las concentraciones en afluente son más bajas en términos de DQO, SS y NTK para el Proyecto que para la DITEDAR-1/1/2 de Augas de Galicia.
- Las necesidades media y punta de oxígeno se mejoran un poco más en el Proyecto respecto a los resultados de la DITEDAR-2/4/1.
- La producción de lodos es algo mayor según la DITEDAR-2/4/1.

En vista de esto, se opta por modelizar el proceso biológico en AQUASIM con ambas fuentes de datos. En primer lugar, con los datos de Proyecto y, en segundo lugar, con los datos obtenidos a partir de la DITEDAR-2/4/1 para un reactor con predesnitrificación, cuyo volumen se aproxima más al del reactor actual.

Cabe destacar que, entre los datos de Proyecto, no se ha facilitado el valor del caudal de recirculación lodos. Por otra parte, en AQUASIM el único caudal que se considera en la recirculación es el total, es decir, la suma de recirculación interna de nitrato y recirculación de lodos. El cálculo de la recirculación se ha realizado según la DITEDAR-2/4/1, que, en su punto “4.3.-Recirculación de lodos”, establece la aplicación de las siguientes fórmulas:

$$RT = \frac{S_{NH_4,N}}{S_{NO_3,ef}} - 1$$

$$RT = R + RI$$

Donde:

$S_{NH_4,N}$ = concentración diaria media amoniacal oxidable (mg-N/L).

$S_{NO_3,ef}$ = concentración diaria media de nitrato efluente (mg-N/L).

R = tasa de recirculación de lodos (= Q_R/Q).

RI = tasa de recirculación interna de nitrato (= Q_{RI}/Q).

Q_R = caudal de recirculación de lodos.

Q_{RI} = caudal de recirculación interna de nitrato.

Q = caudal de tratamiento.

Además, $QRT = Q_{RI} + Q_R$, donde QRT es el caudal total de recirculación.

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal oxidable y de nitrato efluente se estiman con el método de cálculo establecido por la DITEDAR-2/4/1. La tasa de recirculación de lodos se fija en 1, que es el valor que por defecto recomienda la DITEDAR-2/4/1. Los resultados se presentan en la siguiente tabla, donde se aprecia que es la concentración de amonio oxidable la que marca la diferencia en los resultados obtenidos de caudal de recirculación total (QRT).

Tabla 6.3.- Caudales de recirculación calculados con datos del Proyecto y con el procedimiento de la DITEDAR-2/4/1

Parámetro	Unidad	Proyecto	DITEDAR-2/4/1
Amonio oxidable	mg/L	43	48.5
Nitrato efluente	mg/L	9.5	9.5
RT	adim	3.53	4.11
R	adim	1	1
RI	adim	2.53	3.11
QRT	m ³ /día	3667.37	3998.53

Por lo tanto, con estos dos escenarios de datos de partida (Proyecto y DITEDAR-2/4/1) se modelizará con AQUASIM las características y funcionamiento de los reactores de biomasa en suspensión para eliminación biológica de nitrógeno.

Se debe dejar asentado, que con el AQUASIM solo se busca calibrar el modelo bioquímico, en particular detectar la(s) variable(s) a la(s) que el modelo es más sensible. No se pretende el ajuste de mediciones de campo de los parámetros analíticos. Esa tarea queda reservada para el capítulo siguiente que tratará sobre la aplicación del simulador DESASS, que como tal está pensado para el ajuste de mediciones de campo. De esta manera, al no utilizar ajuste de mediciones de campo se ha pretendido estandarizar y no sesgar en cierta medida la calibración del modelo bioquímico con AQUASIM.

6.2. Descripción general del programa AQUASIM

El AQUASIM es un programa del tipo “orientado a objetos”, desarrollado en el Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología Ambiental (EAWAG). El manual de usuario y un tutorial de la versión 2.0 fueron elaborados por Reichert (1998). En este programa la configuración espacial de un modelo se representa mediante compartimentos que se conectan a través de enlaces, generando un diagrama de flujo. En los compartimentos (por ejemplo: un reactor, un río, un lago, una cámara de aireación, etc.) se producen procesos, fundamentalmente, de transporte y de reacción. El programa permite al usuario definir un número arbitrario de componentes (compuestos químicos, bacterias, etc.) a ser modelados y es extremadamente flexible en la formulación de los procesos de reacción. No solo ofrece la posibilidad de realizar simulaciones de la evolución temporal del sistema especificado por el usuario, sino también métodos para la identificación de los parámetros del sistema modelizado (análisis de sensibilidad y estimación automática de parámetros), permitiendo estimar la incertidumbre de los resultados calculados.

El AQUASIM es un programa que sirve para aprender a modelizar procesos de los sistemas de aguas, tanto naturales (por ejemplo, ríos y lagos) como tecnificados (p.e., reactores biológicos). Sirve para aprender porque, entre otras virtudes, permite una definición libre de un muy elevado porcentaje del modelo por parte del usuario. Para nuestros objetivos, el análisis de un proceso biológico, permite una definición al 100% libre del modelo bioquímico. Esta es una diferencia sustancial con programas que solo ofrecen un escaso margen de libertad al usuario. Pero esto también exige un conocimiento profundo de la teoría de proceso que rige un sistema biológico de tratamiento de aguas residuales.

En lo que sigue se hará una breve revisión de la estructura del AQUASIM, destacando aquellos elementos más relacionados con uno de los objetivos de este proyecto técnico, que es la definición de un modelo del reactor biológico de la EDAR de Carral.

6.2.1. Definición y edición de un modelo en AQUASIM

Muchos sistemas acuáticos pueden dividirse en zonas con procesos de transporte bien definidos en los que las interacciones espaciales son esenciales, pero donde las interacciones con otras zonas se limitan a un número pequeño de interfases bien definidas. Tales zonas son llamadas **compartimentos**. En AQUASIM la descripción de los sistemas acuáticos (incluyendo los sistemas técnicos como una EDAR) se basa en la división de estos en compartimentos. A pesar de que la introducción de tipos específicos de compartimentos limita la generalización de la aproximación, resulta ventajoso porque permite la selección de algoritmos numéricos eficientes de acuerdo con el tipo de ecuación diferencial parcial usada para describir el proceso de transporte. La figura 6.1 muestra los tipos de compartimentos disponibles.

Un **compartimento reactor mezcla-completa** (mixed reactor compartment) representa una zona donde los gradientes de concentración pueden ser despreciados, un **compartimento reactor biopelícula** (biofilm reactor compartment) representa un reactor mezcla-completa en cuyas paredes se desarrolla una biopelícula, y un **compartimento tramo de río** (river section compartment) describe un tramo de río con flujo pistón.

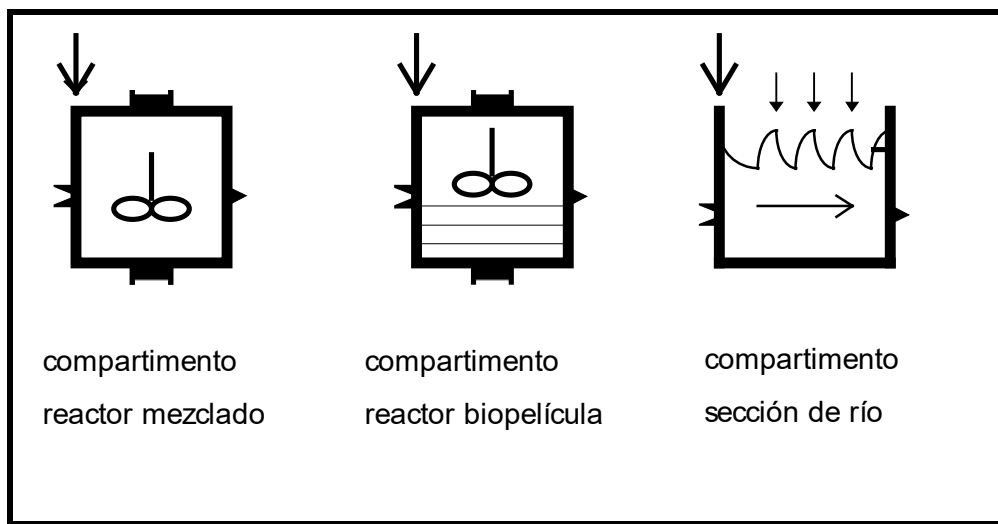


Figura 6.1. Tipos de compartimentos considerados en AQUASIM.

Para conseguir sistemas con configuraciones complicadas, los compartimentos pueden ser conectados entre sí con la ayuda de los **enlaces** esquematizados en la figura 6.2.

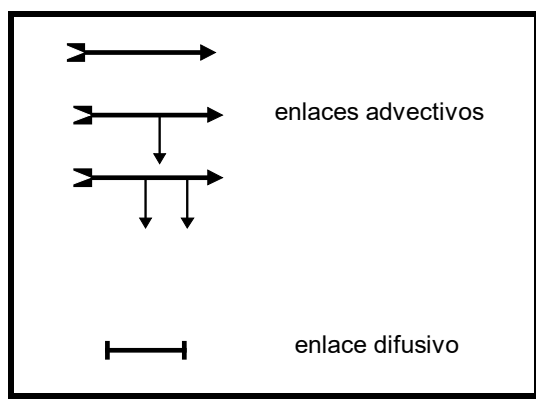


Figura 6.2. Posibles tipos de enlaces de compartimentos en AQUASIM.

Los *enlaces advectivos* describen el flujo de agua y de sustancias entre compartimentos incluyendo bifurcaciones, separación de sustancias y uniones. Los *enlaces difusivos* modelan membranas u otras capas de difusión entre compartimentos. Los coeficientes de transferencia de materia o de Henry (si un compartimento representa una fase gaseosa) pueden especificarse para las sustancias que circulan por el enlace difusivo. Según la forma de las conexiones, hay diferentes configuraciones espaciales posibles con los elementos vistos en las figuras 6.1 y 6.2, tal como el ejemplo mostrado en la figura 6.3.

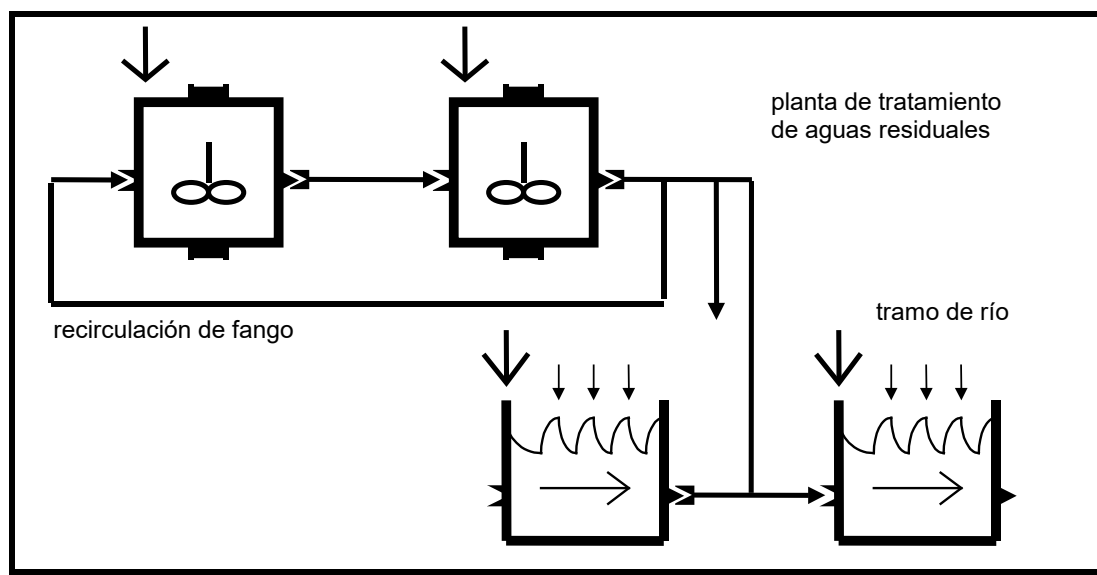


Figura 6.3. Configuración que representa una EDAR de fangos activos más un río que recibe el vertido de agua tratada procedente de la EDAR.

Además de la configuración espacial de un sistema, descrito mediante compartimentos y enlaces, las interacciones dentro de los compartimentos (procesos bioquímicos) tienen que representarse mediante elementos del programa. Ya que los procesos de reacción en la mayoría de los casos constituyen el objetivo principal de la investigación, su formulación debería ser lo más universal posible. Para satisfacer este requisito, dos tipos de procesos se distinguen. Los *procesos dinámicos* se usan para describir procesos de reacción cuya dinámica es de importancia en la escala de tiempo examinada, y los *procesos en equilibrio* que se usan para

describir procesos muy rápidos, el efecto de los cuales puede aproximarse mediante las concentraciones en equilibrio de los componentes afectados.

Para definir completamente los compartimentos, enlaces y procesos, se requiere un elemento adicional: las *variables*, que representan las concentraciones de los componentes (solubles y particulados), los parámetros del modelo, velocidades de crecimiento, etc.

La figura 6.4 señala las interdependencias entre variables, procesos, compartimentos y enlaces, las cuales se deben a: la necesidad de variables para la definición de los procesos, compartimentos y enlaces; la disponibilidad de los procesos a ser activados en los compartimentos; y la disponibilidad de compartimentos para definir los enlaces de conexión. Esta estructura lógica de un sistema en AQUASIM hace evidente que el orden de definición del sistema va de variables a enlaces. Este orden se usará en la descripción de los subsistemas en lo que sigue.

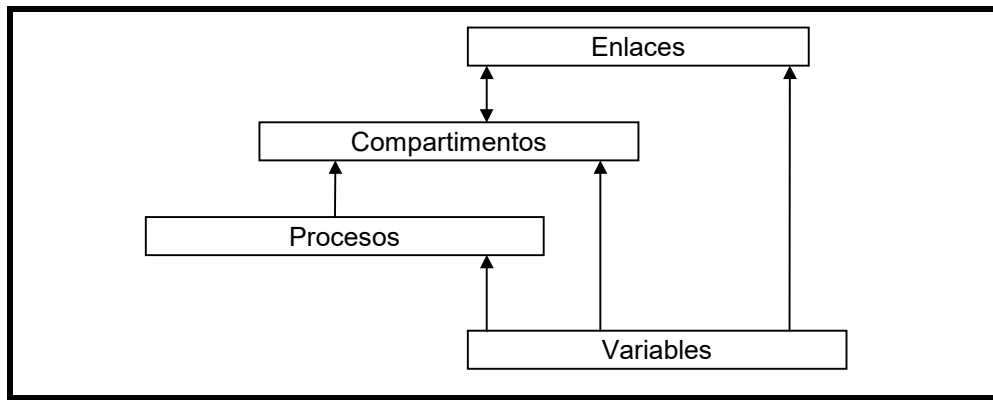


Figura 6.4.- Interrelación entre los subsistemas que conforman un modelo general en AQUASIM.

6.2.2.-Variables

Las variables son la base de la formulación de un modelo en AQUASIM. Tres categorías de variables se distinguen (Fig. 6). La primera categoría es la *variable de sistema*, representa cantidades que son calculadas por el modelo o que tienen un significado predefinido en un compartimento. El primer tipo de variable de sistema es la *variable de estado* que describe propiedades del agua (usualmente las concentraciones de sustancias disueltas o en suspensión) o de una superficie en contacto con el agua (usualmente masa o densidad superficial de partículas adheridas o de microorganismos). Las variables de estado obtienen su significado indirectamente de los procesos de transformación en los cuales están involucradas. Esto contrasta con el segundo tipo de variable de sistema, la *variable de programa*, que hace que una cantidad predefinida dentro de un compartimento esté disponible para usarse en el sistema (p.ej.: tiempo, coordenadas espaciales, caudal de agua, volumen del reactor, etc.).

La segunda categoría es la *variable-dato* empleada para hacer que cantidades medidas estén disponibles para el programa. Comprende dos variables: variable-constante y variable lista real. La *variable-constante* describe cantidades medidas simples, una *variable-lista real* representa

las cantidades medidas como una serie en función de otra variable (p.ej.: series temporales o perfiles espaciales). Ambos tipos de variable-dato requieren no solo la especificación de un valor sino también una estimación de su incertidumbre cuantificada mediante su desviación estándar. La variable-constante puede usarse como parámetros fijos, el valor de los cuales es estimado por el programa con la ayuda de los datos medidos. La técnica de interpolación para las variables lista real usada en la definición del sistema puede seleccionarse de entre interpolación lineal, “spline” cúbico o alisamiento. Alternativamente, los pares de datos de las variables lista real pueden usarse como cantidades fijas para estimaciones de parámetros.

La tercera categoría, la *variable-función*, se usa para construir dependencias funcionales entre algunas variables. Se tiene variable lista-variable y variable-fórmula. La *variable lista-variable* es similar a una variable lista-real con la diferencia, que otra variable corresponde a cada valor del argumento en lugar de un valor numérico. Esto hace posible tener dependencias más complicadas dentro del sistema de variables, así como interpolación multidimensional. El segundo, pero más versátil tipo de variable-función es la *variable-fórmula*. Esta permite que nuevas variables sean construidas como expresiones algebraicas de las variables ya definidas empleando sintaxis algebraica usual que incluye funciones elementales y la posibilidad de construir proposiciones lógicas como if-then-else-endif.

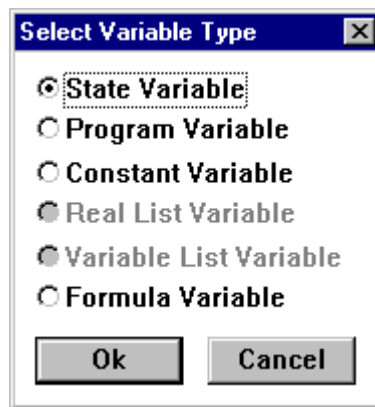


Figura 6.5. Tipos de variables individuales disponibles en AQUASIM.

Como ejemplo, la figura 6.6 muestra la forma de entrada de una variable fórmula. Como todas, una variable fórmula se identifica por su nombre (entrada obligatoria), siendo posible hacer una descripción e indicar su unidad de medida. El elemento específico de una variable fórmula es su expresión (entrada obligatoria).

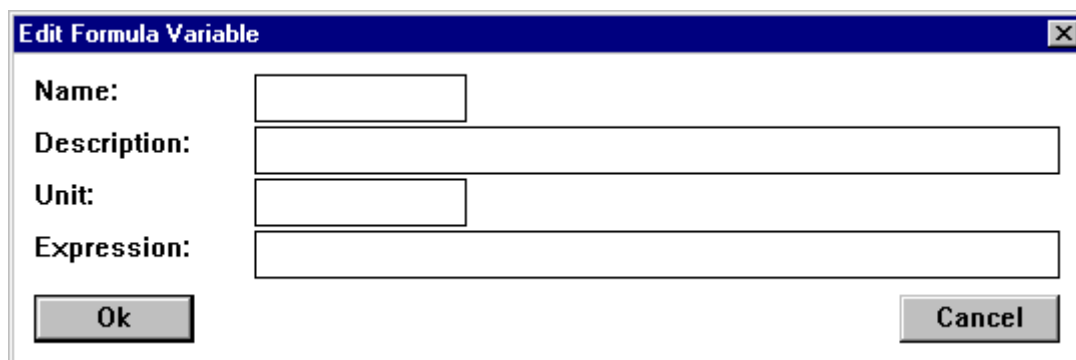


Figura 6.6. Ventana para definir una variable-fórmula.

6.2.3.- Procesos

La figura 6.7 muestra los tipos de procesos disponibles en el programa.

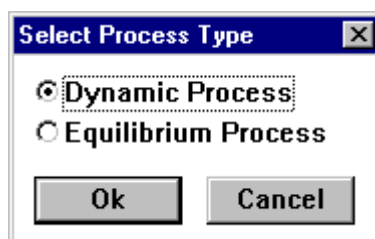


Figura 6.7. Tipos de procesos disponibles en el AQUASIM.

Los procesos bioquímicos, los cuales transforman los componentes (solubles y particulados) siguiendo relaciones estequiométricas fijas, son una categoría importante de procesos. Esta clase de procesos produjo la estructura de los *procesos dinámicos* vista en la figura 6.8, comprendida por una ecuación cinética de proceso y una lista de coeficientes estequiométricos que proporcionan los factores por los que la cinética común de un proceso tiene que ser multiplicada para obtener las velocidades de cambio de los correspondientes componentes (notación matricial de Petersen, 1960). Esta estructura da al usuario un máximo de flexibilidad para la formulación de los procesos dinámicos. Los *procesos de/en equilibrio* se definen mediante una expresión algebraica, la solución de la cual determina el valor de la correspondiente variable de estado.

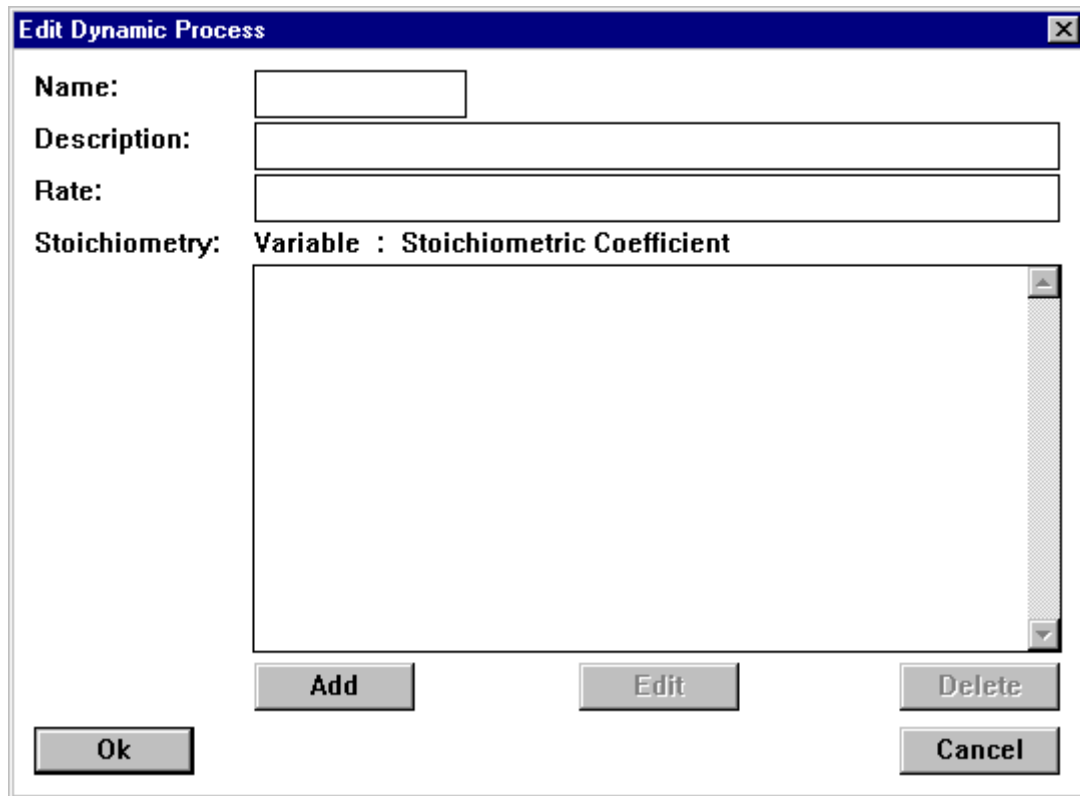


Figura 6.8. Ventana para definir un proceso dinámico.

6.2.4.- Compartimentos

La figura 6.9 muestra los tipos de compartimentos disponibles en AQUASIM.

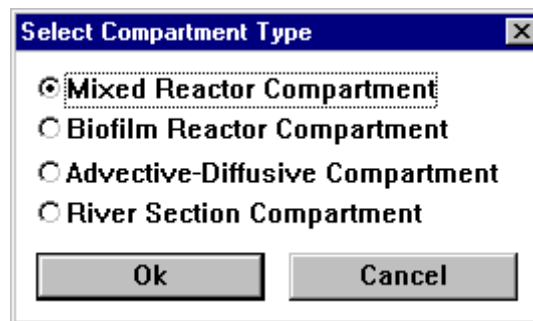


Figura 6.9. Tipos de compartimentos disponibles en AQUASIM.

Un *compartimento reactor mezcla-completa* modeliza una zona, donde los gradientes de concentración pueden ser despreciados (p.ej.: un reactor de laboratorio de mezcla completa, una cámara completamente mezclada de una planta de tratamiento de aguas residuales o un lago bien mezclado), un *compartimento reactor biopelícula* representa un reactor de mezcla completa sobre cuya pared crece una biopelícula. Un *compartimento tramo de río* describe la hidráulica, transporte y transformación de sustancias en un tramo de un río. La hidráulica unidimensional se calcula conforme a la aproximación cinemática o difusiva de las ecuaciones de St. Venant para flujo en canales abiertos; el transporte y transformación se calculan con un sistema de ecuaciones de reacción-difusión-advección para todas las sustancias transportadas.

Las primeras tres líneas de la ventana para editar un compartimento reactor mezcla-completa (mixed reactor compartment) son comunes a todas las ventanas de edición (Fig. 6.10): cada compartimento se identifica con su nombre (obligatorio) y puede darse una descripción de forma opcional. Después, tienen que seleccionarse tanto las variables de estado como los procesos que van a estar activos durante una simulación, y tienen que especificarse el flujo o caudal de entrada más las condiciones iniciales. Adicionalmente, tiene que especificarse el volumen del reactor.

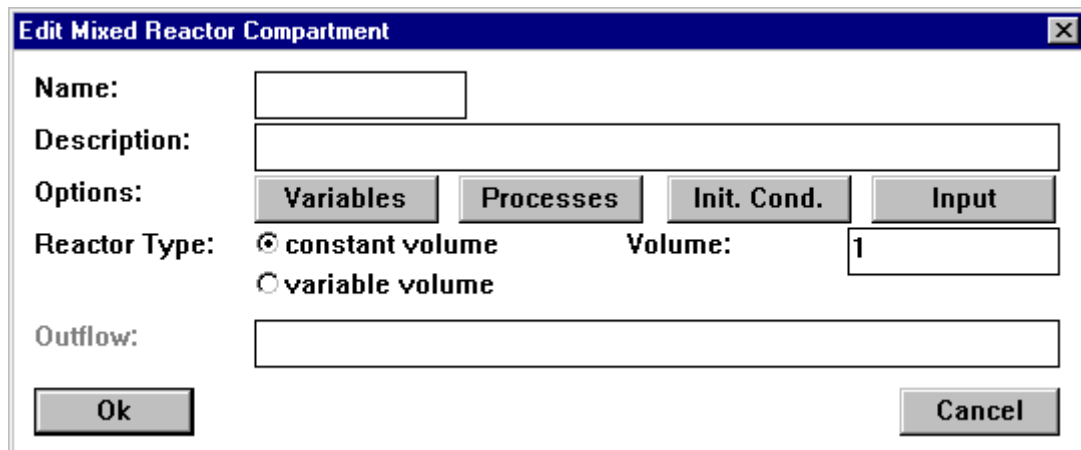


Figura 6.10. Ventana para definir un compartimento reactor mezcla-completa.

6.2.5.- Enlaces

La figura 6.11 representa los tipos de enlaces para conectar los compartimentos en AQUASIM.

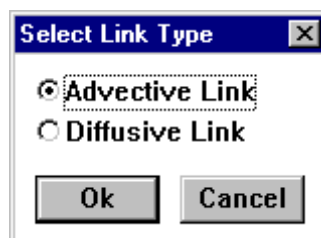


Figura 6.11. Tipos de enlaces considerados en el AQUASIM.

Los *enlaces advectivos*, cuya forma de edición se muestra en la figura 6.12, permiten el flujo de agua y componentes entre compartimentos o a la salida del sistema que está siendo modelizado. Estos enlaces también permiten la descripción de bifurcaciones, separación y unión de componentes. Los *enlaces difusivos* modelizan capas de difusión entre compartimentos, por ejemplo, membranas o capas líquidas de difusión molecular. Debido a la posibilidad de especificar los coeficientes de Henry, los enlaces difusivos pueden modelizar capas limítrofes no solo entre dos compartimentos acuosos sino también entre compartimentos gaseosos y acuosos (un compartimento reactor mezcla-completa puede usarse para describir un reactor lleno de gas, así como un reactor lleno de agua).

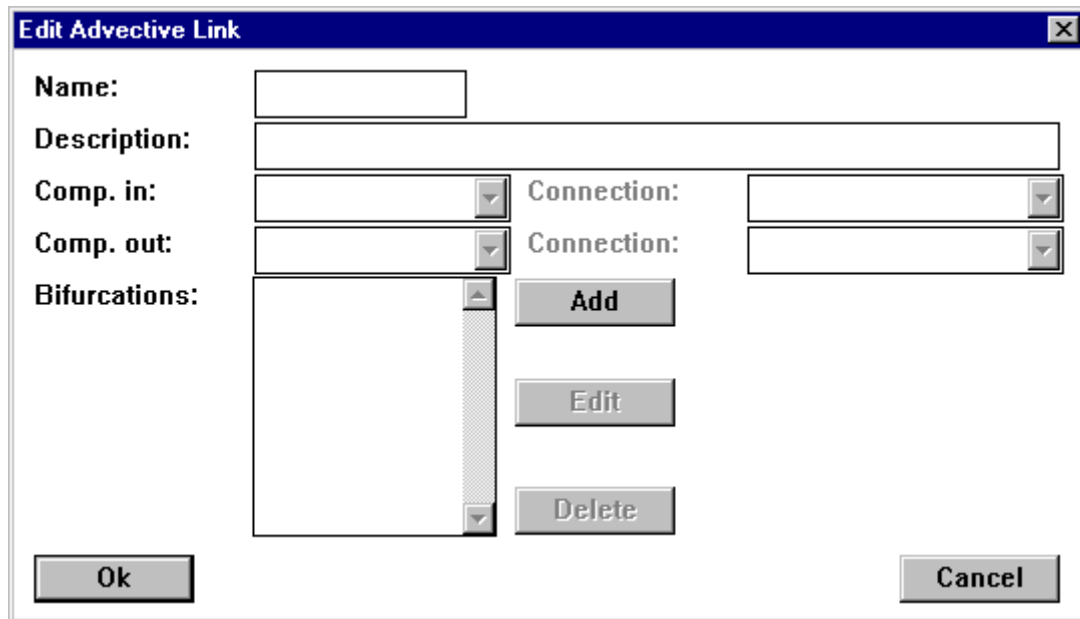


Figura 6.12. Ventana de edición para definir o modificar un enlace advectivo.

6.3. Definición del sistema reactor biológico en el AQUASIM

Esta parte del proyecto técnico tenía como objetivo la calibración del modelo ASM1 para el reactor biológico de la EDAR de Carral. Es decir, con el AQUASIM el trabajo se ha enfocado solo en este proceso. A título de ejemplo de construcción de un modelo, el programa AQUASIM trae por defecto implementado el modelo bioquímico ASM1. Por lo tanto, se ha completado la definición del sistema con las particularidades propias del reactor biológico de la EDAR de Carral.

Durante las primeras pruebas del modelo, los elementos del sistema (volúmenes, caudal, etc.) no son los propios del reactor biológico de Carral, sino los que trae por defecto el AQUASIM, y a partir de este modelo inicial pseudo-calibrado se realizan las modificaciones necesarias para representar las características del reactor biológico que ocupa este proyecto.

Como ya se ha visto, AQUASIM representa la realidad del reactor mediante cuatro bloques de elementos implicados en su funcionamiento: Variables, Procesos, Compartimentos y Enlaces.

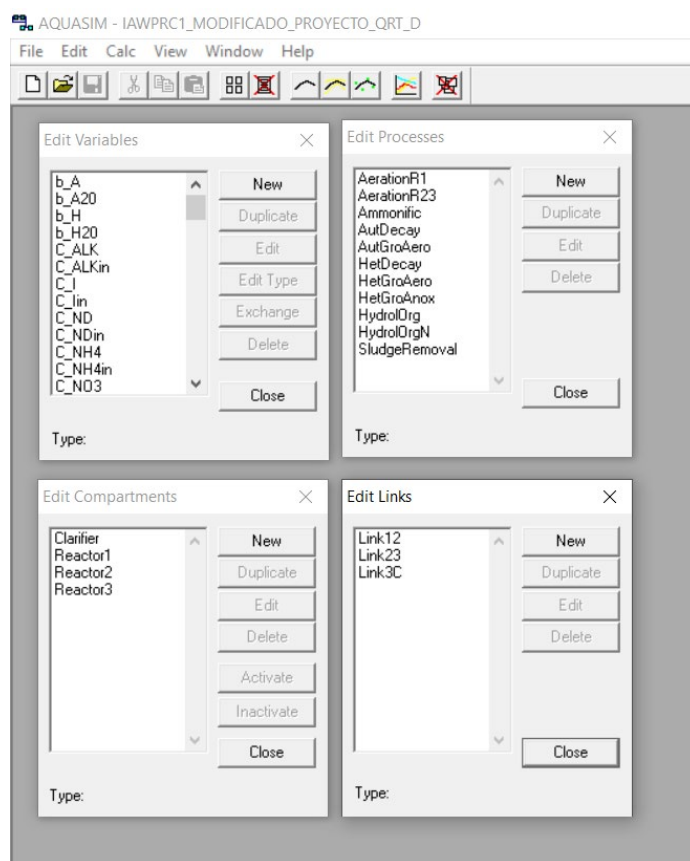


Figura 6.13.- Pantalla de inicio de AQUASIM, donde se accede a la definición/edición de Variables, Procesos, Compartimentos y Enlaces.

6.3.1.- Variables

Las variables son los elementos fundamentales del modelo, se caracterizan por la posibilidad de tomar un valor numérico sensible al contexto. AQUASIM permite definir distintos tipos de variables, de tal modo que, a través de las mismas, se podrán definir valores numéricos fijos, funciones variables para calcular valores en función de otros parámetros, conjuntos de funciones dependientes entre sí, etc.

A continuación, se muestra una relación de todas las variables empleadas en el modelo ASM1, ya que su estructura conformará también el modelo del reactor biológico de la EDAR de Carral.

Tabla 6.4.- Definición de las variables del ASM1

id	Nombre	Tipo	Unidad	Valor
1	b_A	FV	d ⁻¹	
2	b_A20	CV	d ⁻¹	0.15 con rango entre 0.05 y 0.3 y desviación de 0.03
3	b_H	FV	d ⁻¹	b_H20 * exp(the_bH * (T - 20))
4	b_H20	CV	d ⁻¹	0.62 con rango entre 0.1 y 1.6 y desviación de 0.2
5	C_ALK	VSV	mol/m ³	
6	C_ALKin	CV	mol/m ³	InCALK * varNin
7	C_I	VSV	gDQO/m ³	
8	C_In	RLV	gDQO/m ³	InCOD * (1 - wwDegCOD) * wwDissI * varCODin
9	C_ND	VSV	gN/m ³	

id	Nombre	Tipo	Unidad	Valor
10	C_NDin	RLV	gN/m ³	$max(InKN * wwDissKN * (1 - wwNH4dissKN) * varNin - i_{Cl} * C_{In}, 0)$
11	C_NH4	VSV	gN/m ³	
12	C_NH4in	RLV	gN/m ³	$InKN * wwDissKN * wwNH4dissKN * varNin$
13	C_NO3	VSV	gN/m ³	
14	C_NO3in	FV	gN/m ³	$InCNO3 * varNin$
15	C_O2	VSV	gO/m ³	
16	C_O2aera	FV	gO/m ³	2
17	C_O2sat	FV	gO/m ³	$exp(7.7117 - 1.31403 * log(T + 45.93))$
18	C_S	VSV	gDQO/m ³	
19	C_Sin	FV	gDQO/m ³	$InCOD * wwDegCOD * wwDissS * varCODin$
20	eta_g	CV	adim	0.8 con rango entre 0.5 y 1 y desviación de 0.1
21	eta_h	CV	adim	0.4 con rango entre 0.2 y 0.8 y desviación de 0.1
22	f_CALK	FV	adim	$C_{ALK}/(0.01 + C_{ALK})$
23	f_CNH4	FV	adim	$C_{NH4}/(0.01 + C_{NH4})$
24	f_p	CV	adim	0.08 con rango entre 0.04 y 0.2 y desviación de 0.02
25	InCALK	FV	mol/m ³	5
26	InCNO3	FV	gN/m ³	1
27	InCOD	FV	gDQO/m ³	250
28	InKN	FV	gN/m ³	30
29	inQ	FV	m ³ /d	10000
30	i_Cl	CV	adim	0.06 con rango entre 0.02 y 0.12 y desviación de 0.01
31	i_XB	CV	adim	0.086 con rango entre 0.06 y 0.11 y desviación de 0.01
32	i_XI	CV	adim	0.04 con rango entre 0.02 y 0.08 y desviación de 0.01
33	i_XP	CV	adim	0.06 con rango entre 0.03 y 0.09 y desviación de 0.01
34	k_a	FV	d ⁻¹	$k_{a20} * exp(the_{ka} * (T - 20))$
35	k_a20	CV	d ⁻¹	0.08 con rango entre 0.02 y 0.4 y desviación de 0.02
36	K_exO2	CV	d ⁻¹	5
37	k_h	FV	d ⁻¹	$k_{h20} * exp(the_{kh} * (T - 20))$
38	k_h20	CV	d ⁻¹	3 con rango entre 0.5 y 20 y desviación de 1
39	K_NH4	CV	gN/m ³	1 con rango entre 0.2 y 10 y desviación de 0.5
40	K_NO3	CV	gN/m ³	0.5 con rango entre 0.1 y 1 y desviación de 0.1
41	K_O2A	CV	gO/m ³	0.4 con rango entre 0.04 y 4 y desviación de 0.1
42	K_O2H	CV	gO/m ³	0.2 con rango entre 0.02 y 2 y desviación de 0.1
43	K_S	CV	gDQO/m ³	20 con rango entre 10 y 200 y desviación de 5
44	K_X	FV	adim	$K_{X20} * exp(the_{KX} * (T - 20))$
45	K_X20	CV	adim	0.03 con rango entre 0.01 y 0.1 y desviación de 0.01
46	mue_A	FV	d ⁻¹	$mue_{A20} * exp(the_{mueA} * (T - 20))$
47	mue_A20	CV	d ⁻¹	0.8 con rango entre 0.3 y 1.2 y desviación de 0.1
48	mue_H	FV	d ⁻¹	$mue_{H20} * exp(the_{mueH} * (T - 20))$
49	mue_H20	CV	d ⁻¹	6 con rango entre 3 y 15 y desviación de 2
50	Q	PV	m ³ /d	
51	Q_in	FV	m ³ /d	$InQ * varQin$
52	Q_recirc	FV	m ³ /d	15000
53	SludgeAge	FV	d	15
54	T	FV	degC	15
55	t	PV	d	
56	the_b_A	CV	1/degC	0.0981 entre 0 y 0.12 y desviación de 0.01
57	the_b_H	CV	1/degC	0.1132 entre 0 y 0.12 y desviación de 0.01
58	the_ka	CV	1/degC	0.0693 entre 0 y 0.12 y desviación de 0.01
59	the_kh	CV	1/degC	0.1098 entre 0 y 0.12 y desviación de 0.01
60	the_KX	CV	1/degC	0.1098 entre 0 y 0.12 y desviación de 0.01
61	the_mueA	CV	1/degC	0.0981 entre 0 y 0.12 y desviación de 0.01
62	the_mueH	CV	1/degC	0.0981 entre 0 y 0.12 y desviación de 0.01
63	varCODin	RLV		serie de datos

id	Nombre	Tipo	Unidad	Valor
64	varNin	RLV		serie de datos
65	VarQin	RLV		serie de datos
66	wwDegCOD	FV	adim	0.75
67	wwDissI	FV	adim	0.4
68	wwDissKN	FV	adim	0.66666
69	wwDissS	FV	adim	0.2
70	wwNH4dissKN	FV	adim	0.8
71	wwXA	FV	adim	0.001
72	wwXH	FV	adim	0.01
73	X_A	VSV	gDQO/m ³	
74	X_Ain	FV	gDQO/m ³	$lnCOD * wwDegCOD * (1 - wwDissS) * wwXA * varCODin$
75	X_Aini	FV	gDQO/m ³	50
76	X_H	VSV	gDQO/m ³	
77	X_Hin	FV	gDQO/m ³	$lnCOD * wwDegCOD * (1 - wwDissS) * wwXH * varCODin$
78	X_Hini	FV	gDQO/m ³	1500
79	X_I	VSV	gDQO/m ³	
80	X_Iin	FV	gDQO/m ³	$lnCOD * (1 - wwDegCOD) * (1 - wwDissI) * varCODin$
81	X_Iini	FV	gDQO/m ³	1000
82	X_ND	VSV	gN/m ³	
83	X_NDin	FV	gN/m ³	$max(lnKN * (1 - wwDissKN) * varNin - i_{XI} * X_{Iin} - i_{XB} * (X_{Ain} + X_{Hin}), 0)$
84	X_P	VSV	gDQO/m ³	
85	X_Pini	FV	gDQO/m ³	500
86	X_S	VSV	gDQO/m ³	
87	X_Sin	FV	gDQO/m ³	$lnCOD * wwDegCOD * (1 - wwDissS) * (1 - wwXA - wwXH) * varCODin$
88	Y_A	CV	gDQO/gN	0.24 entre 0.05 y 0.3 y desviación de 0.05
89	Y_H	CV	g/g	0.67 entre 0.4 y 0.8 y desviación de 0.1

Nomenclatura:

CV = variable constante

FV = variable fórmula

PV = variable de programa

RLV = variable lista real

VSV = variable volumétrica de estado

Tabla 6.1.- Descripción de cada una de las variables del ASM1, diferenciando entre parámetros cinéticos (en verde), estequiométricos (en azul) y otros. El id se corresponde con la tabla 6.4

id	Comentario	Descripción del parámetro
1	Parámetro cinético con dependencia de la temperatura	Coeficiente de decaimiento de la biomasa autótrofa
2	Parámetro cinético a 20° C	
3	Parámetro cinético con dependencia de la temperatura	Coeficiente de decaimiento de la biomasa heterótrofa
4	Parámetro cinético a 20° C	
5	Concentración calculada por el programa	
6	Concentración afluente de alcalinidad	
7	Concentración calculada por el programa	
8	Concentración afluente de carbono soluble e inerte (CI)	
9	Concentración calculada por el programa	
10	Concentración afluente de nitrógeno orgánico disuelto (CND)	
11	Concentración calculada por el programa	
12	Concentración afluente de nitrógeno amoniacal (CNH4)	

id	Comentario	Descripción del parámetro	
13	Concentración calculada por el programa		
14	Concentración afluente de nitrato y nitrito (CNO3)		
15	Concentración calculada por el programa		
16	Concentración de oxígeno en tanques aireados		
17	Concentración de saturación de oxígeno		
18	Concentración calculada por el programa		
19	Concentración afluente de sustrato soluble fácilmente biodegradable (CS)		
20	Parámetro cinético	Factor de corrección para mueH bajo condiciones anóxicas	
21	Parámetro cinético	Factor de corrección para la hidrólisis en condiciones anóxicas	
22	factor de parada de procesos para evitar alcanzar concentraciones de alcalinidad negativas		
23	factor de parada de procesos para evitar alcanzar concentraciones de nitrógeno amoniacal negativas		
24	Parámetro estequiométrico	Fracción de la biomasa que pasa a ser producto inerte particulado	
25	concentración media de entrada de alcalinidad		
26	concentración media de entrada de nitrato y nitrito		
27	concentración media de entrada de DQO		
28	concentración media de entrada de nitrógeno Kjeldahl		
29	caudal medio de entrada		
30	Parámetro estequiométrico	Masa de nitrógeno por masa de DQO inerte y soluble	
31	Parámetro estequiométrico	Masa de nitrógeno por masa de DQO en la biomasa	
32	Parámetro estequiométrico	Masa de nitrógeno por masa de DQO inerte y particulado	
33	Parámetro estequiométrico	Masa de nitrógeno por masa de DQO en los productos de la biomasa	
34	Parámetro cinético dependiente de la temperatura	Ratio de amonificación	
35	Parámetro cinético a 20° C		
36	Coefficiente de aireación		
37	Parámetro cinético dependiente de la temperatura	Ratio específica máxima de hidrólisis	
38	Parámetro cinético a 20° C		
39	Parámetro cinético	Coeficiente de semisaturación amoniacal para la biomasa nitrificante	
40	Parámetro cinético	Coeficiente de semisaturación de nitrato para la biomasa desnitrificante heterótrofa	
41	Parámetro cinético	Coeficiente de semisaturación de oxígeno para la biomasa nitrificante	
42	Parámetro cinético	Coeficiente de semisaturación de oxígeno para la biomasa heterótrofa	
43	Parámetro cinético	Coeficiente de semisaturación para la biomasa heterótrofa	
44	Parámetro cinético	Coeficiente de semisaturación para la hidrólisis del sustrato particulado o lentamente biodegradable	
45	Parámetro cinético	Coeficiente de semisaturación para la hidrólisis del sustrato particulado o lentamente biodegradable a 20 grados	
46	Parámetro cinético dependiente de la temperatura	Máximo rango de crecimiento de la biomasa nitrificante	
47	Parámetro cinético a 20° C	Máximo rango de crecimiento de la biomasa nitrificante a 20 grados	
48	Parámetro cinético dependiente de la temperatura	Máximo rango de crecimiento de la biomasa heterótrofa	

id	Comentario	Descripción del parámetro	
49	Parámetro cinético a 20° C	Máximo rango de crecimiento de la biomasa heterótrofa a 20 grados	
50	Caudal de descarga operable		
51	Caudal de descarga		
52	Caudal de recirculación		
53	Edad del fango (TRC)		
54	Temperatura		
55	Temperatura operable		
56	Coefficiente dependiente de la temperatura		
57	Coefficiente dependiente de la temperatura		
58	Coefficiente dependiente de la temperatura		
59	Coefficiente dependiente de la temperatura		
60	Coefficiente dependiente de la temperatura		
61	Coefficiente dependiente de la temperatura		
62	Coefficiente dependiente de la temperatura		
63	Variación de la DQO respecto a la de entrada		
64	Variación del nitrógeno respecto al de entrada		
65	Variación del caudal respecto al de entrada		
66	Fracción de DQO biodegradable sobre el total de la DQO de entrada		
67	Fracción de DQO inerte y soluble sobre el total de la DQO inerte de entrada		
68	Fracción de nitrógeno disuelto sobre el total de nitrógeno Kjeldahl		
69	Fracción de DQO soluble biodegradable en el total de la DQO biodegradable		
70	Fracción de nitrógeno amoniacal en el total del nitrógeno Kjeldahl		
71	Fracción de nitrificantes en el total de DQO particulada y biodegradable		
72	Fracción de heterótrofas en el total de DQO particulada y biodegradable		
73	Concentración calculada por el programa		
74	Concentración de entrada de nitrificantes (XA)		
75	Concentración inicial de nitrificantes (XA)		
76	Concentración calculada por el programa		
77	Concentración de entrada de heterótrofas (XH)		
78	Concentración inicial de heterótrofas (XH)		
79	Concentración calculada por el programa		
80	Concentración de entrada de partículas inertes (XI)		
81	Concentración inicial de partículas inertes (XI)		
82	Concentración calculada por el programa		
83	Concentración de entrada de nitrógeno orgánico particulado (XND)		
84	Concentración calculada por el programa		
85	Concentración inicial de productos particulados de los microorganismos (XP)		
86	Concentración calculada por el programa		
87	Concentración de entrada de sustrato particulado (XS)		
88	Parámetro estequiométrico	Producción de biomasa autótrofa	
89	Parámetro estequiométrico	Producción de biomasa heterótrofa	

6.3.2.- Procesos

El bloque de procesos, fundamentalmente, ensambla los balances de masas que conforman la matriz del modelo, además implementa procesos que cuantifican la eliminación de fangos y dos reacciones que representan las condiciones de aireación en distintos tramos del reactor.

En el caso del ASM1, todos los procesos atribuidos al reactor son de tipo dinámico, ya que la matriz representa los balances de masas de sus más notables reacciones, es decir, a escala temporal del modelo.

Tabla 6.6.- Procesos bioquímicos, aireación y purga de lodos implementados en AQUASIM

Nombre	Proceso
AerationR1	Aireación limitada por un coeficiente de aireación dado para el Reactor 1
AerationR23	Aireación con regulación de la concentración para los Reactores 2 y 3
Ammonific	Amonificación del nitrógeno orgánico soluble
AutDecay	Decaimiento de las nitrificantes
AutGroAero	Crecimiento aerobio de las nitrificantes
HetDecay	Decaimiento de las heterótrofas
HetGroAero	Crecimiento aerobio de las heterótrofas
HetGroAnox	Crecimiento anóxico de las heterótrofas
HydrolOrg	Hidrólisis de la materia orgánica particulada
HydrolOrgN	Hidrólisis del nitrógeno orgánico particulado
SludgeRemoval	Eliminación de fangos en exceso

Tabla 6.7.- Expresiones cinéticas de los procesos implementados en AQUASIM

Nombre	Cinética
AerationR1	$K_{exO2} * (C_{O2sat} - C_{O2})$
AerationR23	$10000 * (C_{O2aera} - C_{O2})$
Ammonific	$k_a * C_{ND} * X_H$
AutDecay	$b_A * X_A$
AutGroAero	$mue_A * C_{NH4} / (K_{NH4} + C_{NH4}) * C_{O2} / (K_{O2A} + C_{O2}) * X_A * f_{CALK}$
HetDecay	$b_H * X_H$
HetGroAero	$mue_H * C_S / (K_S + C_S) * C_{O2} / (K_{O2H} + C_{O2}) * X_H * f_{CNH4} * f_{CALK}$
HetGroAnox	$mue_H * C_S / (K_S + C_S) * K_{O2H} / (K_{O2H} + C_{O2}) * C_{NO3} / (K_{NO3} + C_{NO3}) * eta_g * X_H * f_{CNH4}$
HydrolOrg	$if X_S > 0 then k_h * X_S / (K_X * X_H + X_S) * (C_{O2} / (K_{O2H} + C_{O2}) + eta_h * K_{O2H} / (K_{O2H} + C_{O2}) * C_{NO3} / (K_{NO3} + C_{NO3})) * X_H else 0 endif$
HydrolOrgN	$if X_H > 0 then k_h * X_{ND} / (K_X * X_H + X_S) * (C_{O2} / (K_{O2H} + C_{O2}) + eta_h * K_{O2H} / (K_{O2H} + C_{O2}) * C_{NO3} / (K_{NO3} + C_{NO3})) * X_H else 0 endif$
SludgeRemoval	$1/SludgeAge$

Tabla 6.8.- Definición de la estequiometría de los procesos implementados en AQUASIM

Nombre	Estequiometría
AerationR1	$C_{O2}: 1$
AerationR23	$C_{O2}: 1$
Ammonific	$C_{NH4}: 1, C - ND: -1, C_{ALK}: 1/14$
AutDecay	$X_S: 1 - f_p, X_A: -1, X_P: f_p, X_{ND}: i_{XB} - f_p * i_{XP}$
AutGroAero	$X_A: 1, C_{O2}: -(4.57 - Y_A)/Y_A, C_{NO3}: 1/Y_A, C_{NH4}: -i_{XB} - 1/Y_A, C_{ALK}: -i_{XB}/14 - 1/(7 * Y_A)$
HetDecay	$X_S: 1 - f_p, X_H: -1, X_P: f_p, X_{ND}: i_{XB} - f_p * i_{XP}$
HetGroAero	$C_S: -1/Y_H, X_H: 1, C_{O2}: -(1 - Y_H)/Y_H, C_{NH4}: -i_{XB}, C_{ALK}: -i_{XB}/14$
HetGroAnox	$C_S: -1/Y_H, X_H: 1, C_{NO3}: -(1 - Y_H)/(2.86 * Y_H), C_{NH4}: -i_{XB}, C_{ALK}: (1 - Y_H)/(14 * 2.86 * Y_H) - i_{XB}/14$
HydrolOrg	$C_S: 1, X_S: -1$
HydrolOrgN	$C_{ND}: 1, X_{ND}: -1$
SludgeRemoval	$X_A: -X_A, X_H: -X_H, X_I: -X_I, X_{ND}: -X_{ND}, X_P: -X_P, X_S: -X_S$

La representación de la aireación es fundamental a la hora de modelar el reactor biológico a partir de compartimentos diferenciados, ya que se le deberán atribuir a los compartimentos propiedades anóxicas o aerobias dependiendo de su función en el modelo.

El modelo en estudio para el sistema de fangos activos define la aireación mediante dos Procesos; AerationR1, para el Reactor 1 y AerationR23, para los dos restantes reactores.

A continuación, y con el objetivo de conocer la influencia de la configuración interna del programa sobre la representación de la realidad de los reactores, se describen ambos procesos:

AerationR1:

$$K_{exO2} * (C_{O2sat} - C_{O2})$$

Donde:

K_{exO2} = coeficiente de aireación definido constante = 5 d⁻¹

C_{O2sat} = concentración de OD a saturación, en AQUASIM se calcula como variable fórmula que atiende a la siguiente expresión:

$$= \exp(7.7117 - 1.31403 * \log(T + 45.93))$$

A 15 °C (temperatura del modelo) se obtiene $C_{O2sat} = 10,1 \text{ g/m}^3$.

En este punto de la comprobación se hace necesario indicar que, para el programa AQUASIM, log=ln, por lo que el log que se está operando es un logaritmo de base e.

Por tanto, la tasa de transferencia de oxígeno en los compartimentos afectados por el proceso AerationR1 será:

$$K_{exO2} * (C_{O2sat} - C_{O2})(\text{en g/m}^3/\text{d}) = 5 * (10 - C_{O2})$$

AerationR23:

$$10000 * (C_{O2aera} - C_{O2})$$

Donde, C_{O2aera} es una concentración constante e igual a 2 g/m^3 que representa la concentración de oxígeno que en la práctica se busca alcanzar con la aireación de los reactores aerobios.

6.3.3.- Compartimentos

AQUASIM carece de herramientas que le permitan representar de forma directa cada una de las tipologías de reactores de fangos activos que se han descrito en esta memoria. Es por ello que para representar el canal de oxidación ha sido necesario modelar una disposición estándar de tres compartimentos de mezcla completa independientes en serie, rematando en un cuarto compartimento de mezcla completa, el decantador o clarificador (Fig. 6.14).

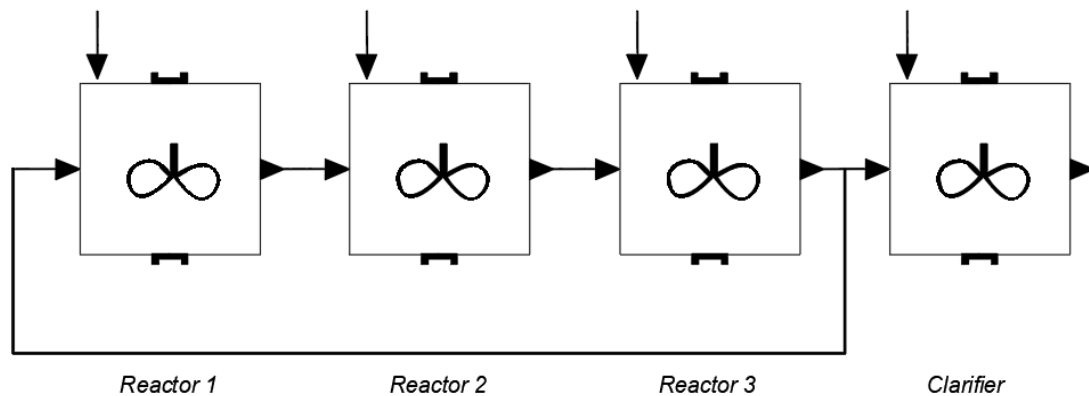


Figura 6.14.- Esquema representativo del sistema biológico implementado en AQUASIM.

Los tres compartimentos reactor-mezcla-completa representan el reactor único, canal de oxidación, en el que se lleva a cabo el tratamiento biológico. El primero de ellos consistirá en la zona anóxica del reactor, donde se modelará la desnitrificación. Los dos reactores dispuestos a continuación representarán la zona aireada, es decir, donde se produciría la oxidación de materia orgánica y de amonio (nitrificación).

El afluente llega al primer compartimento, Reactor 1, y se hace pasar en serie por cada uno de los compartimentos restantes. En este caso, se ha utilizado de forma artificiosa un compartimento mezcla completa como clarificador, cuyo objetivo, no es simular una decantación del licor mezcla, sino que se lo utiliza como elemento de bifurcación para recircular al compartimento anóxico, mediante un solo enlace advectivo, tanto la biomasa como el radical nitrato. El otro ramal de la bifurcación será la salida de agua tratada que será transportada advectivamente conteniendo todos los componentes solubles.

Como ya se ha expuesto en este documento, el normal funcionamiento del sistema reactor/decantador implica la fluencia de materiales particulados y solubles al decantador y la recirculación de fangos desde este.

El caudal recirculado es el caudal total, es decir, lo que en la realidad son el caudal de recirculación interna más el de recirculación de lodos desde el decantador. Este caudal total de recirculación se toma de los datos de salida del Reactor 3 y se conecta a la entrada del Reactor 1. Todos los compartimentos de reacción se han adoptado de volumen constante.

La variable que cuantifica el caudal afluente de agua residual se denomina Q_{in} (en m^3/d). Este caudal se combina con cada una de las concentraciones de los componentes químicos del agua residual bruta para calcular los flujos másicos que entran al sistema (en g/d). En el seno del reactor 1, a las bacterias y subproductos bacterianos se les asigna condiciones iniciales de concentración mayores que cero, porque son los catalizadores de las reacciones bioquímicas. El resto de componentes no requiere de concentraciones iniciales en el reactor porque vienen con el afluente o se producen en el seno del reactor como productos de las reacciones.

Los reactores 2 y 3, también requieren condiciones iniciales de los grupos bacterianos. Sin embargo, a estos reactores no se les asigna caudal de entrada adicional, ya que, mediante los enlaces entre reactores 1-2 y 2-3, se les confiere la entrada de los componentes solubles y particulados.

El clarificador es una estrategia de modelización para poder separar los elementos propios del agua de efluente de los elementos propios de recirculación o extracción. Es por ello que sólo se considera la entrada de compuestos en disolución en este compartimento.

Tabla 6.9.- Definición del Reactor 1, fracción anóxica del reactor biológico global

Compartimento	Tipo	Propiedad	Nombre	Flujo de entrada
Reactor 1: volumen de 2.000 m^3	MRC	Variables	C_ALK	C_ALK: $Q_{in} * C_{ALKin}$ C_I: $Q_{in} * C_{lin}$ C_ND: $Q_{in} * C_{NDin}$ C_NH4: $Q_{in} * C_{NH4in}$ C_N03: $Q_{in} * C_{N03in}$ C_S: $Q_{in} * C_{Sin}$ X_A: $Q_{in} * X_{Ain}$ X_H: $Q_{in} * X_{Hin}$ X_I: $Q_{in} * X_{lin}$ X_ND: $Q_{in} * X_{NDin}$ X_S: $Q_{in} * X_{Sin}$
			C_I	
			C_ND	
			C_NH4	
			C_NO3	
			C_O2	
			C_S	
			X_A	
			X_H	
			X_ND	
			X_I	
			X_S	
			X_P	
			Procesos	
		Ammonific		
		AutDecay		
		HetDecay		
		AutGroAero		
		HetGroAero		
		HetGroAnox		
		HydrolOrg		
		Condiciones iniciales	HydrolOrgN	
			SludgeRemoval	
			X_A: X_Aini	
			X_H: X_Hini	
		X_I: X_lini		
		X_P: X_Pini		

Tabla 6.10.- Definición de los Reactores 2 y 3, fracción óxica del reactor biológico

Compartimento	Tipo	Propiedad	Nombre
Reactores 2 y 3, volumen unitario de 2.000 m ³	MRC	Variables de estado	C_ALK
			C_I
			C_ND
			C_NH4
			C_NO3
			C_O2
			C_S
			X_A
			X_H
			X_ND
			X_I
			X_S
			X_P
		Procesos	AeratioR23
			Ammonific
			AutDecay
			HetDecay
			AutGroAero
			HetGroAero
			HetGroAnox
			HydrolOrg
		Condiciones iniciales	HydrolOrgN
			SludgeRemoval
			X_A: X_Aini
X_H: X_Hini			
X_I: X_lini			
X_P: X_Pini			

Tabla 6.11.- Definición del compartimento decantador

Compartimento	Tipo	Propiedad	Nombre
Decantador, volumen de 4000 m ³	MRC	Variables de estado	C_ALK
			C_I
			C_ND
			C_NH4
			C_NO3
			C_O2
			C_S

6.3.4.- Enlaces

Para conectar los distintos compartimentos se definen los enlaces. Ya se vio que se dispone de dos tipos de enlaces: advectivos y difusivos. Todas las variaciones a describir en el flujo de aguas residuales serán advectivas, es decir, simplemente se requerirá de representar el flujo del agua de un compartimento al otro, mientras la transferencia de propiedades físicas y químicas es atribuible únicamente al movimiento del fluido.

El enlace entre el Reactor 3 y el Decantador, irá condicionado por una bifurcación, la de separación entre el caudal de recirculación, que vuelve al Reactor 1, y el de entrada al Decantador.

La bifurcación sirve para recircular todo el material particulado, y una fracción del flujo de componentes solubles, que sale del Reactor 3 hacia el Reactor 1. Al Decantador solo le llega componentes solubles, concretamente la fracción proporcional que no se recircula. En la tabla 6.11 se verifica que no se ha especificado la entrada de ningún material particulado al Decantador.

6.4. Calibración del modelo ASM1 aplicado al reactor biológico de la EDAR de Carral

Uno de los principios fundamentales de la modelización de procesos es la calibración de los mismos. Para ello se ha partido del estudio del caso base que ofrece el programa AQUASIM en lo relativo a reactores de fangos activos. A partir de la evaluación de este caso se ha introducido en el ASM1 algunos de los parámetros característicos de las aguas residuales de A Coruña, evaluados por el “Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente” de la UDC y publicados en Molina et al. (2003).

Tras comprobar la estabilidad del programa ante las variaciones en sus parámetros, se ha terminado de calibrar el modelo para la situación de estudio, es decir, para la configuración aproximada del reactor de la EDAR de Carral.

En los siguientes puntos se dejará constancia de esta progresiva modificación en los parámetros basales del ASM1.

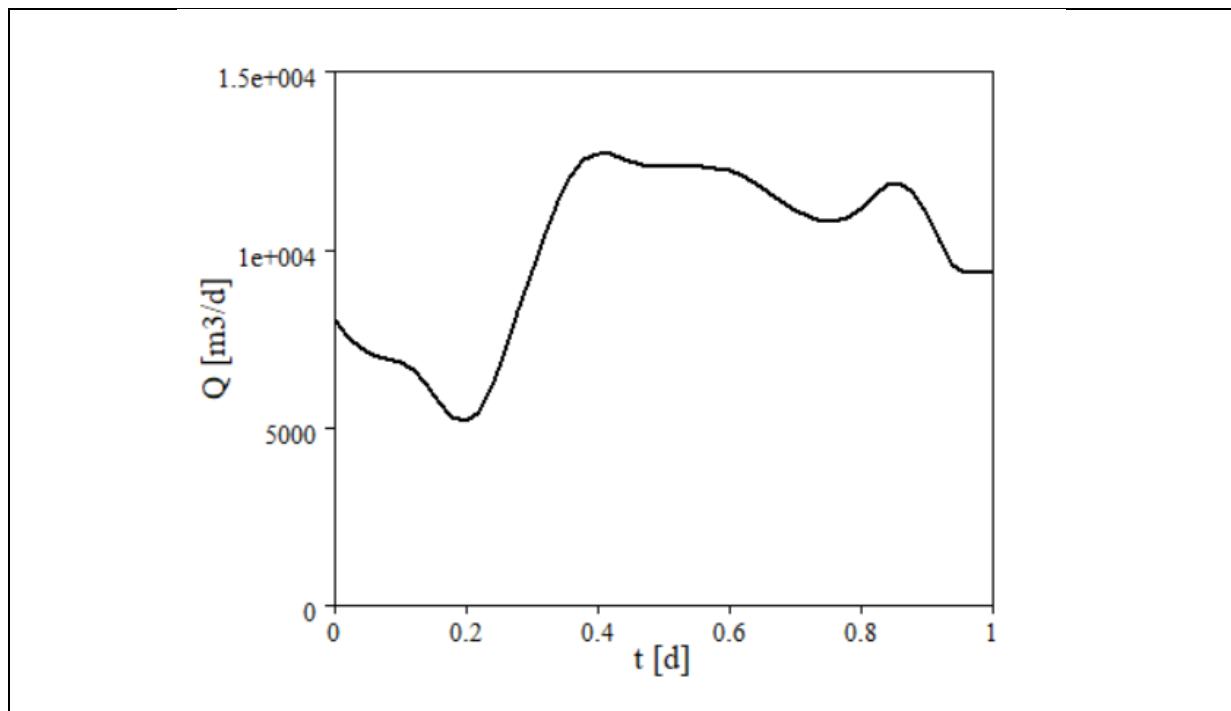
6.4.1.- Calibración inicial con datos del Proyecto

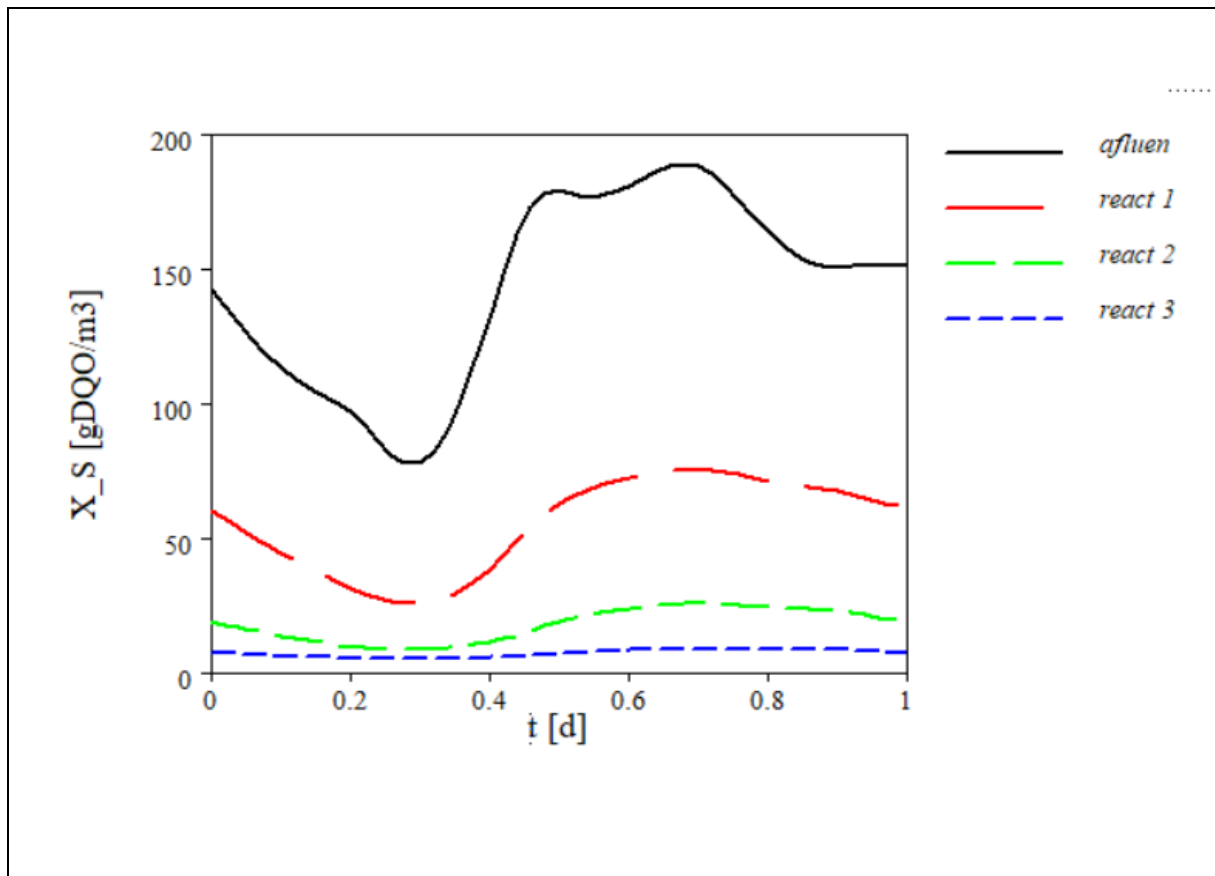
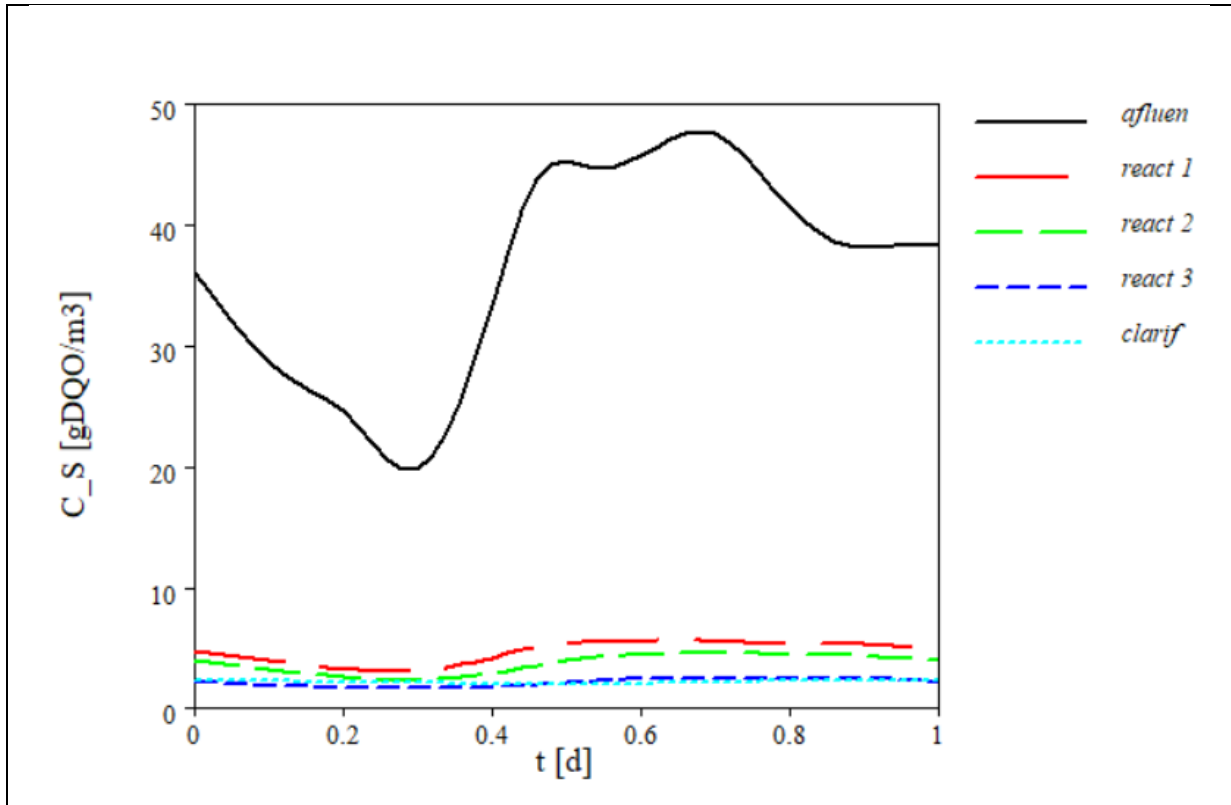
El ejemplo que se describe en este apartado, ha servido para conocer cuál es el resultado tipo que arroja la modelización con AQUASIM. Así, se han sacado las siguientes conclusiones a partir de las gráficas de resultados (Fig. 6.15) que devuelve el programa:

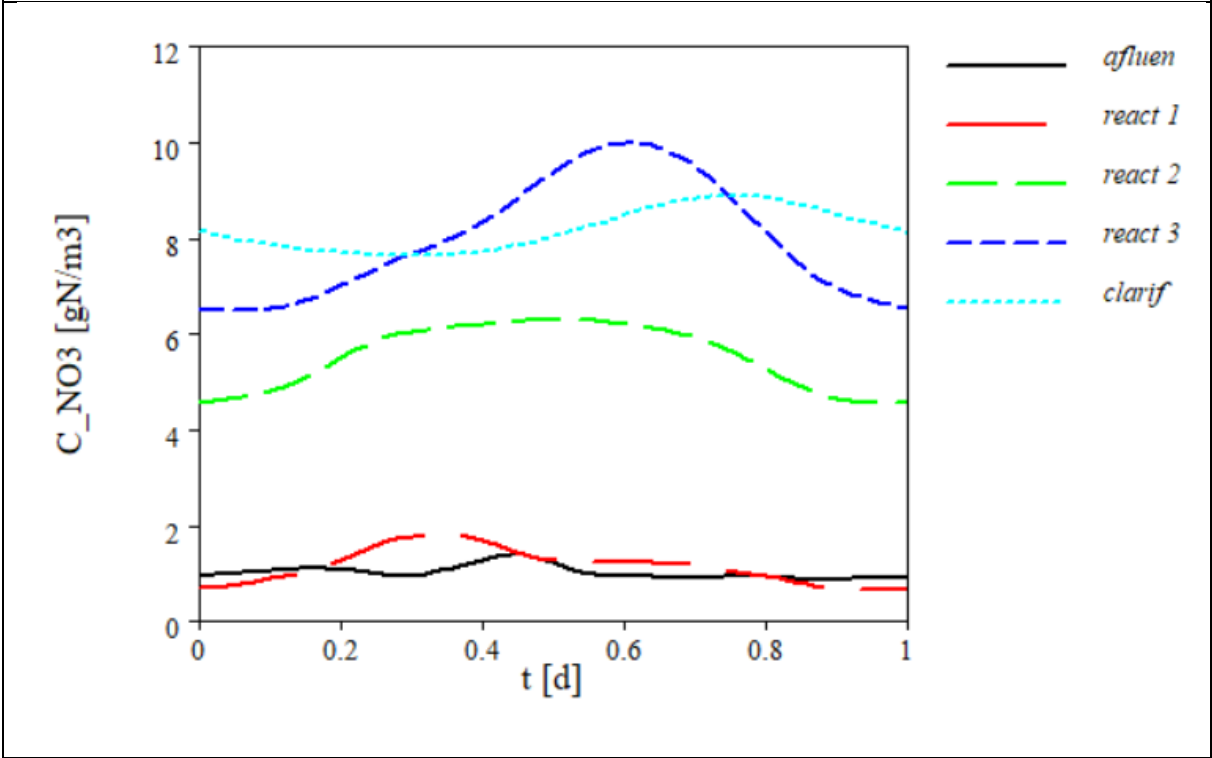
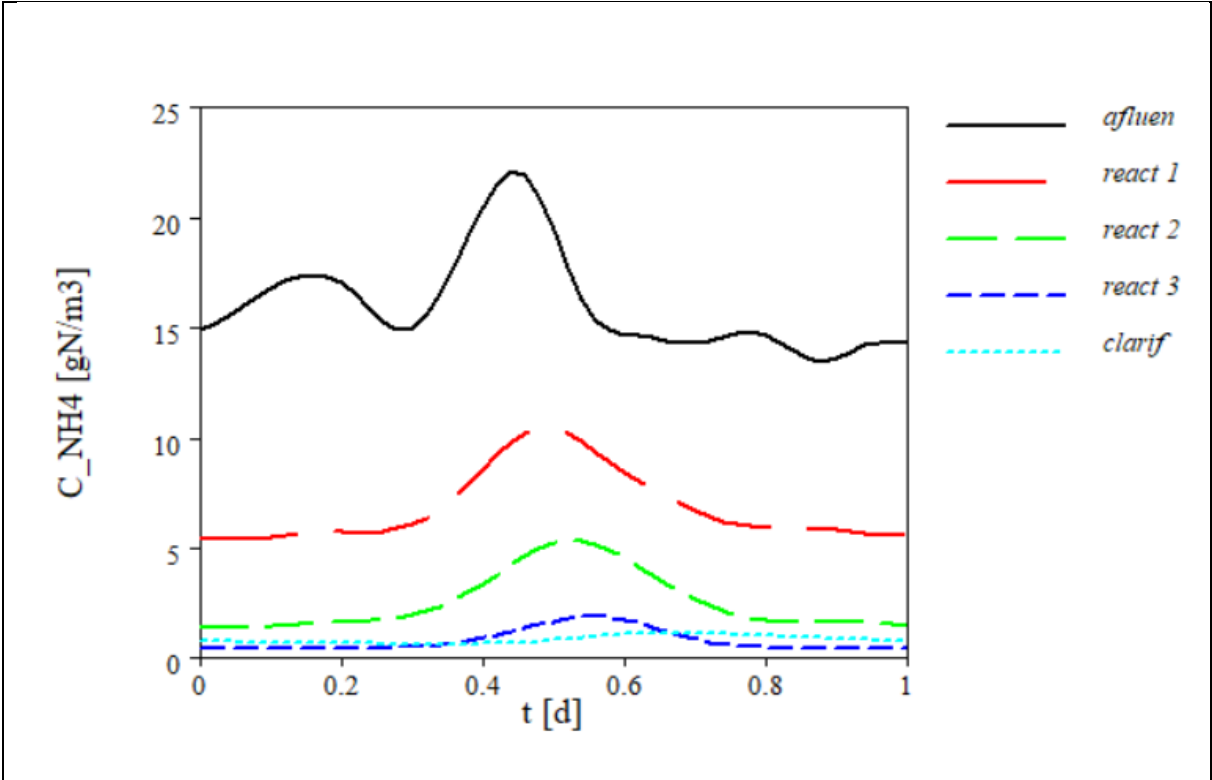
- El modelo representa con buena aproximación la curva de caudales de entrada al reactor, coincidiendo esta con las habituales gráficas de demanda/consumo del agua. Se puede apreciar el usual valle en las horas de inactividad de la población, el rápido crecimiento

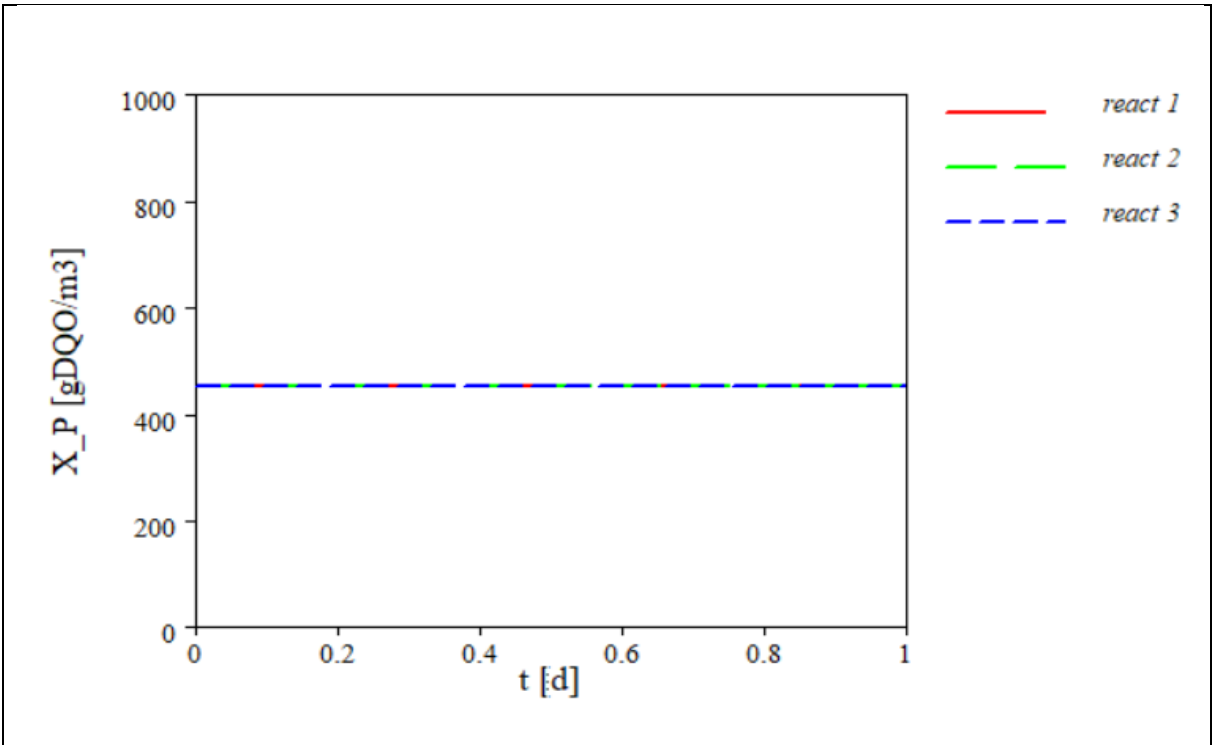
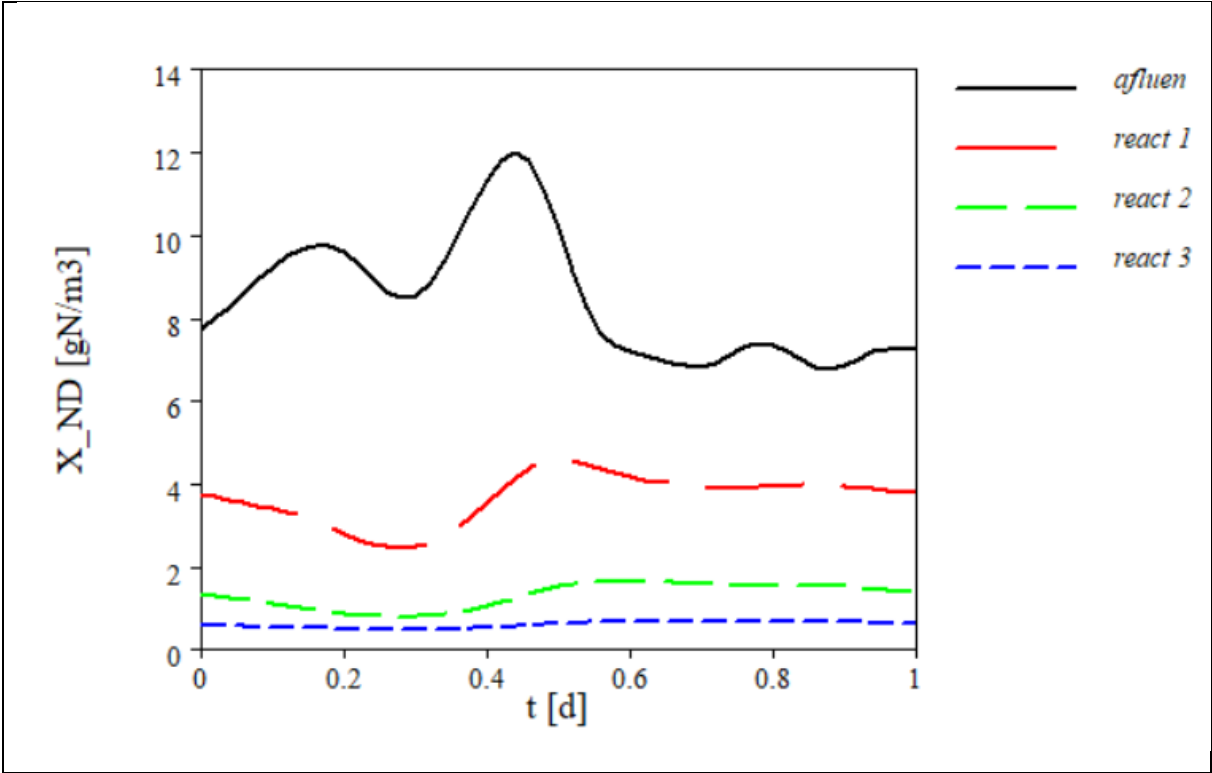
del caudal hasta llegar al mediodía para después decrecer de forma suave hasta el último pico del anochecer. Se considera, por tanto, que la modelización del caudal por parte de AQUASIM es una buena estandarización de los caudales de entrada a la EDAR.

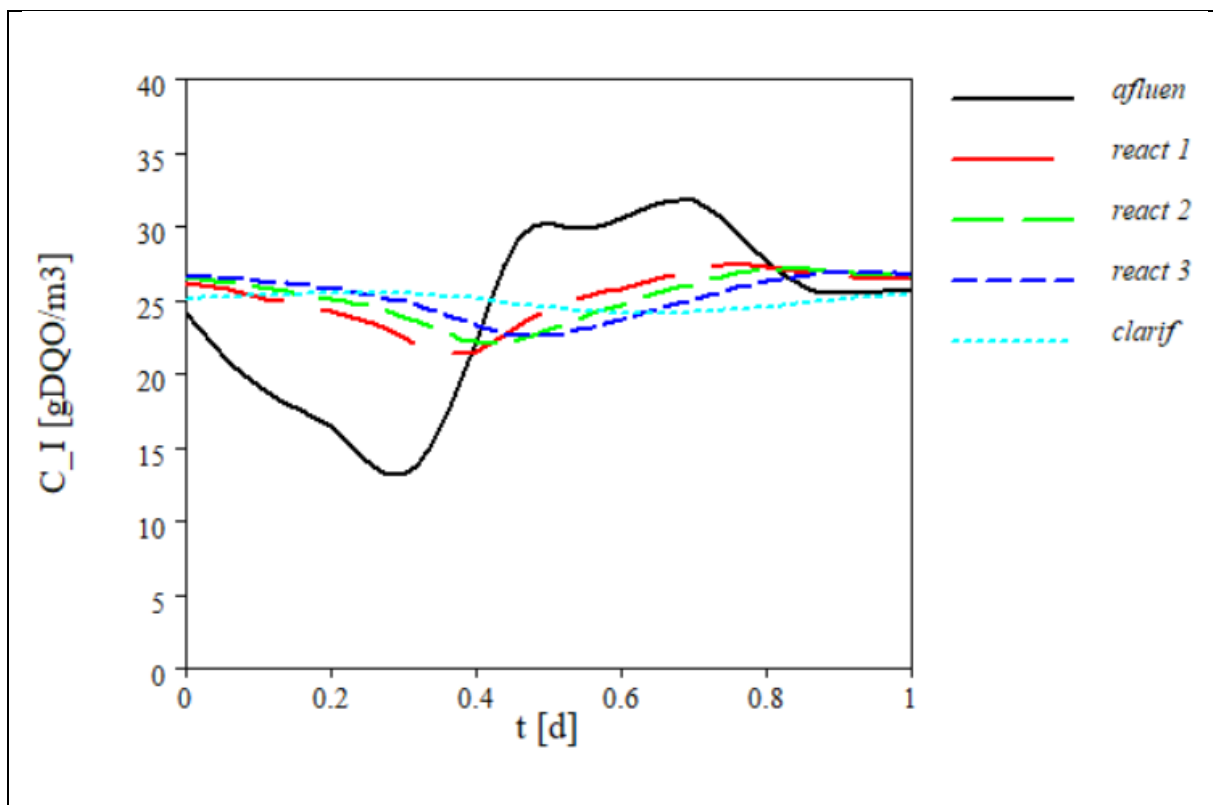
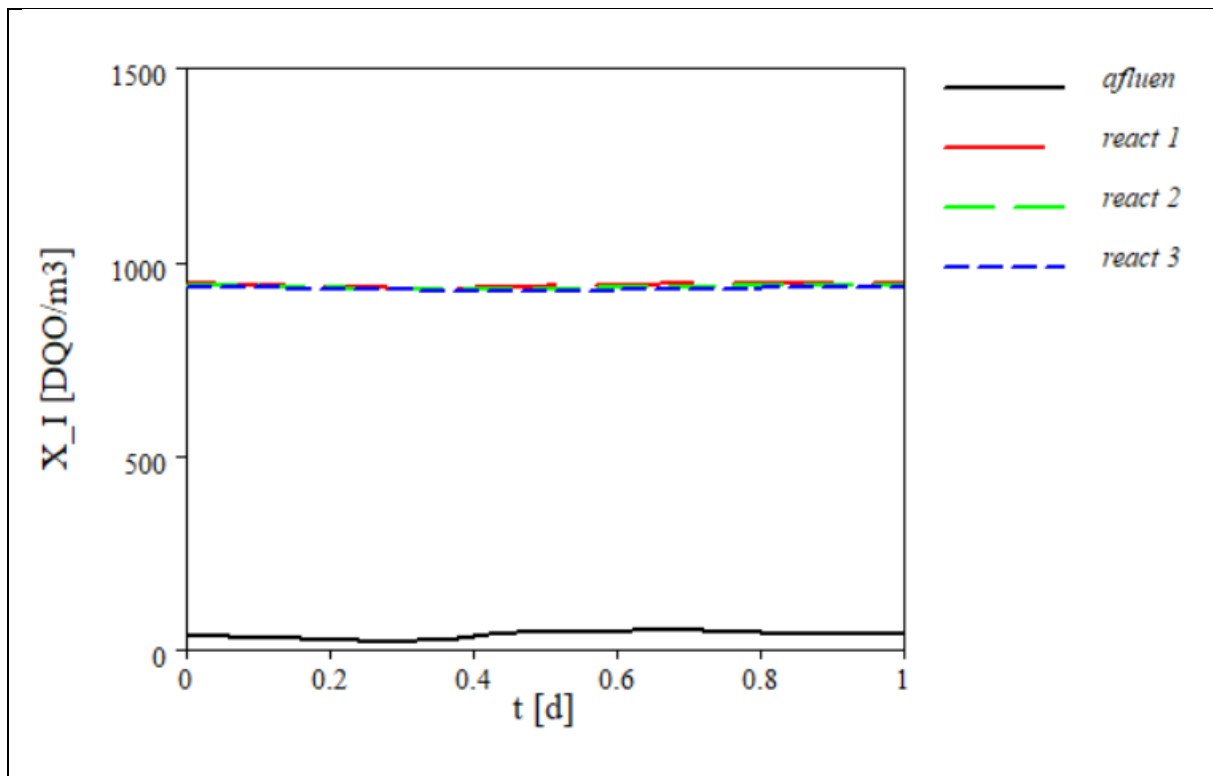
- El agua residual en el ejemplo es un agua con bajo contenido en materia orgánica en relación con el alto contenido (respecto a lo deseable) en productos del nitrógeno.
- La materia orgánica afluyente es, en su mayor proporción, particulada. Los valores de materia orgánica soluble se mantienen muy bajos en todo momento y su concentración en el efluente es prácticamente nula. Se podría considerar que la materia orgánica particulada llega al Reactor 3 hidrolizada en su máxima magnitud.
- Las puntas de concentración de N-Orgánico y de nitrógeno amoniacal, coinciden con el momento de máxima afluencia de aguas residuales. Situación que representa fielmente lo que suele ocurrir en la realidad.
- Los valores de nitratos en el efluente son elevados, esto se podría explicar por la escasez de sustrato orgánico para las heterótrofas desnitrificantes.
- El agua residual en estudio parece tener altas concentraciones de productos inertes, tanto particulados como disueltos.
- Los valores de alcalinidad están dentro del rango esperado.











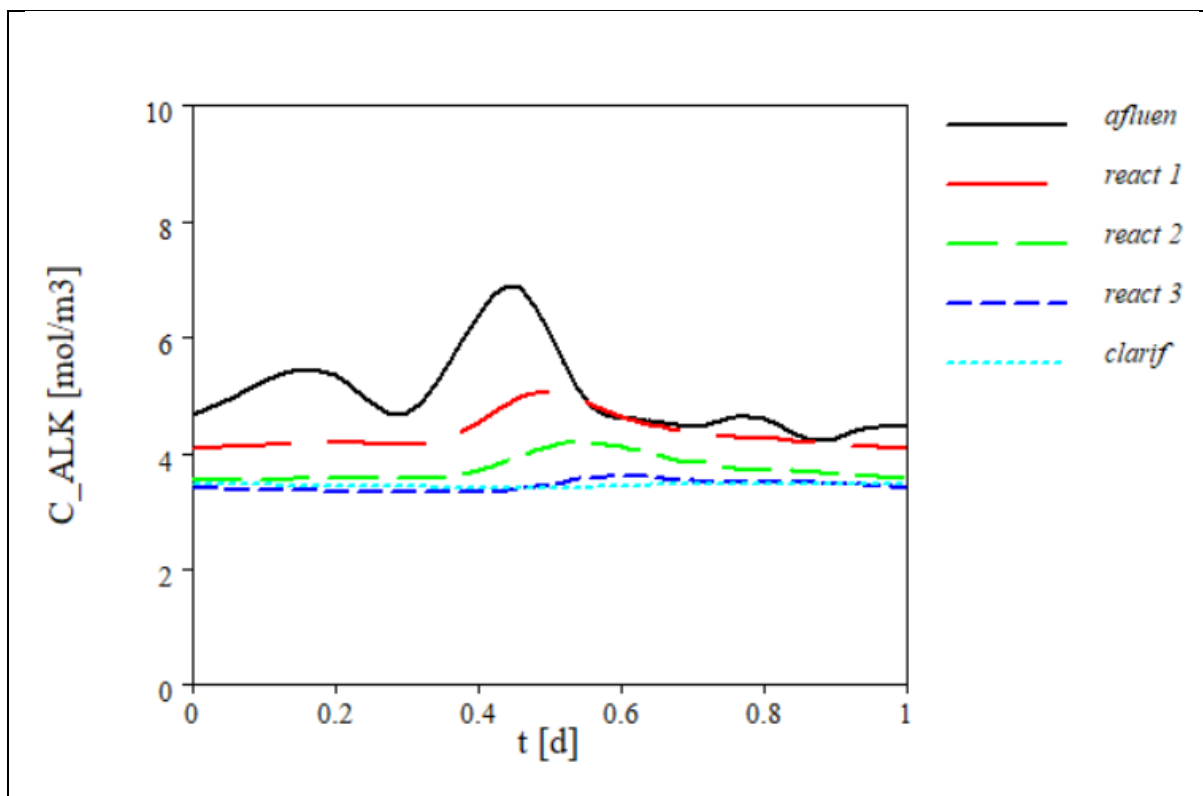


Figura 6.15.- Resultados de la modelización básica con el ASM1 ejemplo.

6.4.2.- Calibración del ASM1 usando las características de las AA.RR. de A Coruña

Una vez conocido el comportamiento del modelo con los valores de las variables del ASM1, se ha estudiado de forma progresiva cuál sería su sensibilidad frente a cambios en su estructura. Se han dado valores propios del agua residual de A Coruña, modificando simplemente algunas variables de caracterización del agua residual, sin actuar sobre caudales entrantes o volúmenes del reactor. Se muestra, a continuación, una relación de los parámetros que se han modificado.

Tabla 6.12.- Modificaciones para incluir las características del AA.RR. de A Coruña

Variable	ASM1-Modificado	ASM1	Unidad
InCOD	298	250	gDQO/m ³
InCALK	5	5	mol/m ³
InCNO3	1.5	1	gN/m ³
InKN	43	30	gN/m ³
wwDegCOD	0.83	0.75	adim
wwDissI	0.14	0.4	adim
wwDissS	0.56	0.2	adim
Y_H	0.73 c(0.46; 0.84)	0.67 c(0.4; 0.8)	adim
mue_A20	0.42 c(0.31; 0.53)	0.8 c(0.3; 1.2)	d ⁻¹
mue_H20	5.9 c(4.5; 7.1)	6 c(3;15)	d ⁻¹
b_H20	0.92 c(0.69; 1.11)	0.62 c(0.1;1.6)	d ⁻¹
f_p	0.063 c(0.04; 0.2)	0.08c(0.04; 0.2)	adim

Se puede ver, antes de correr el modelo, como el agua residual de A Coruña presenta mayor concentración de entrada de materia orgánica (InCOD), por lo que podría esperarse una corrección de los elevados valores de nitrato en el efluente. Esta proporción se hace visible también en su fracción biodegradable, wwDegCOD, que es mayor para las aguas de A Coruña, y en su fracción rápidamente degradable, wwDissS, que es un 65% mayor para las aguas de A Coruña.

Respecto a la elevada concentración de productos inertes observada en el modelo ASM1, las aguas de A Coruña ofrecen una fracción (wwDissI) más común para la caracterización de aguas residuales urbanas, 0.14 frente a 0.4 para el modelo sin modificar. La cantidad de biomasa que genera productos particulados (f_p) atribuida al agua de A Coruña también debería reducir el rendimiento de producción de X_P .

Así mismo, y en contraposición con lo anterior, los valores de concentración para los productos del nitrógeno son mayores que para el caso anterior, la proporción de NTK (InKN)/DQO de entrada es mayor que en el modelo sin modificar.

Por último, mientras que el crecimiento de las heterótrofas es casi idéntico para ambos modelos (mue_H20), el de las nitrificantes (mue_A20) se reduce a la mitad en el caso de A Coruña, suceso que también debería reducir los elevados valores de efluente de NO_3^- .

El coeficiente de decaimiento de las heterótrofas (b_{H20}) es un 30% superior para el agua residual de A Coruña, condición que podría afectar a la desnitrificación y, por tanto, contrarrestar los efectos comentados en los dos últimos párrafos.

Al correr el modelo se verifican estas suposiciones y, además, se observan unos elevados valores de nitrógeno amoniacal, en base a lo expuesto, asociados al defecto de nitrificantes (ver fig. 6.16).

Como era de esperar, el flujo de materia orgánica soluble aportado al reactor se hace más difícil de procesar respecto al ejemplo del AQUASIM, ya que en el nuevo caso ha aumentado significativamente la concentración de entrada, y sin embargo el tiempo de retención hidráulica no ha variado, pues, se ha utilizado la misma curva de caudal afluente.

Se puede ver como en el Reactor 1, asociado a la desnitrificación, la salida de C_S es del orden de 35 gDQO/m³, en cambio, para el caso ejemplo, la concentración era del orden de 5 gDQO/m³. Esta situación, como ya se apuntaba en el inicio de este punto, puede deberse a la mayoración del coeficiente de decaimiento de las heterótrofas frente a esta mayoración de sustrato y, sobre todo, en su fracción soluble.

Aun así, se mantiene la capacidad de procesamiento de los productos del carbono en la fracción aerobia del reactor.

El estudio de X_S resulta de especial interés, ya que, como se refleja en el gráfico, su concentración ha aumentado casi el doble en cada reactor respecto al caso ejemplo mientras que los valores de entrada son ligeramente inferiores.

Este resultado no se había estimado a partir de la primera observación de las variables que se modifican para A Coruña, y es que, la concentración de productos solubles fácilmente biodegradables, para las aguas de esta localidad, es mayor que para el caso ejemplo.

Es decir, la lógica inicial apuntaría a que, a mayor proporción de material soluble fácilmente biodegradable sobre el total de los productos fácilmente biodegradables, menor material particulado biodegradable en el reactor.

Los valores que devuelve AQUASIM para esta relación muestran que esta lógica no es completamente cierta, por tanto, se consulta la variable fórmula que define X_S en el programa para conocer cuáles son las variables que no se están teniendo en cuenta en este primer razonamiento.

$$InCOD * wwDegCOD * (1 - wwDissS) * (1 - wwXA - wwXH) * varCODin$$

Las variaciones en la fórmula que define a X_S dependerán, además de $wwDissS$, de la concentración de entrada de DQO y de la proporción de productos fácilmente biodegradables, ya que el resto de variables que se ven en la fórmula no se han modificado.

A partir de este punto se llega a las siguientes conclusiones:

- $InCOD$ y $wwDegCOD$ solo indican la cantidad total de material biodegradable, que, para el caso de A Coruña será más elevada. Esto implicará mayores concentraciones de X_S y de C_S , pero no explica el aumento de concentración de X_S en los reactores.
- La distribución de las concentraciones de entrada se muestra coherente respecto a la mentada distribución de las fracciones biodegradables, la entrada de C_S es mayor que la de X_S porque $wwDissS$ tiene un valor actual de 0,56.
- En cambio, las concentraciones de X_S en los reactores son mayores que las de C_S .

La mayoración de X_S respecto a C_S en los reactores parece estar provocada por otra reacción, se estudia, por tanto, la matriz del ASM1 con la intención de evaluar todos los procesos que aportan X_S . Si bien, en el ASM1 se modela un parámetro específico (X_P), que representa la generación de productos particulados equivalentes en la realidad a X_I , a partir del decaimiento bacteriano, este modelo también representa la generación de material particulado con producción en el reactor, es decir, en forma de X_S . Las reacciones involucradas, por tanto, son:

- Decaimiento heterótrofo: $(b_H * X_H) * (1 - fp)$
- Decaimiento autótrofo: $(b_A * X_A) * (1 - fp)$

Por tanto, y sabiendo que los valores de X_H , X_A y b_A no se han modificado respecto al caso ejemplo, se llega a la conclusión de que las variables que está afectando con considerable sensibilidad a las modificaciones en el modelo de A Coruña son b_H y f_p .

La concentración de nitrógeno amoniacal para este modelo es el parámetro más llamativo y desviado en comparación con el ejemplo del AQUASIM. Mientras que los valores de entrada son de 15 gN/m³ en el caso ejemplo y de algo más de 20 gN/m³ para la caracterización del agua de A Coruña, los valores de salida para el primero se encuentran en el orden de 1 gN/m³, pero para el caso actual el programa devuelve valores mayores que para su propia entrada, es decir, mayores que 20 gN/m³.

Que el nitrógeno amoniacal esté aumentando a lo largo del tiempo de simulación se puede deber a la minoración del coeficiente de crecimiento de las nitrificantes y, a su vez, a un aumento de bacterias realizando su ciclo vital y aportando materia en descomposición, nitrógeno orgánico, que acabará formando nitrógeno amoniacal.

El párrafo anterior es de relevancia en lo relativo a la generación intrínseca del reactor, es decir, productos del nitrógeno que surgen de las reacciones que tienen lugar en el interior del canal de oxidación. Se debe considerar también el aporte exterior de NTK, que, como ya se ha comentado, es mayor para este modelo, por lo que, de base, ya habrá predisposición a devolver mayores concentraciones para los productos del nitrógeno que en el caso ejemplo del AQUASIM.

El nitrato sigue la misma tendencia de mayoración respecto a su valor de entrada que la que se ha descrito para el nitrógeno amoniacal. En este caso, la tendencia coincide con el caso ejemplo.

La diferencia ahora la aporta la concentración, del orden de 6 gN/m³ en el Reactor 3 y de 8 gN/m³ en el Clarificador para el caso ejemplo, mientras que en este caso se registran valores más suaves, de 2 gN/m³ en ambos compartimentos. Es decir, existe una relación inversa entre la proliferación de nitrato y de amonio, en función, entre otros factores, de cuál sea la relación peso/peso entre biomasa autótrofa y heterótrofa.

La causa del descenso en la concentración de nitrato es la misma que genera el aumento del nitrógeno amoniacal. Las dos últimas gráficas nos muestran como, en este caso la velocidad de crecimiento de las nitrificantes es lenta en su convivencia con las heterótrofas generadoras de amonio durante su crecimiento y eliminadoras de nitrato en anoxia.

En cuanto a los aportes externos de nitrato, el aporte en las aguas residuales de A Coruña es 0,5 mg/L superior al caso ejemplo. Esto favorecería a aumentar la concentración de salida, en cambio, se ve que la concentración de salida sigue siendo inferior. Esto sugiere que la concentración de salida de nitrato parece estar más vinculada a los procesos internos del reactor que al valor de afluente y, en este caso, al hecho de que haya una mayor producción de heterótrofas anóxicas (desnitrificantes) y menor producción de nitrificantes.

Los valores de N-Orgánico particulado son el doble que para el caso ejemplo en todos los reactores. Los fundamentos de esta situación son los mismos que para el caso del N-Orgánico soluble.

De hecho, la matriz para el ASM1, en primer lugar, representa el paso del decaimiento bacteriano a nitrógeno orgánico particulado y, de este, mediante hidrólisis, a nitrógeno orgánico soluble, tal como ocurre en la realidad.

A pesar de que la fracción de la biomasa que genera productos, para el caso de A Coruña, es menor que para el caso ejemplo, el crecimiento de la biomasa heterótrofa será mayor, por lo que, a pesar de que el rendimiento en la producción de X_P es menor, la mayorada cantidad de biomasa hace que los productos aumenten en este caso en el orden de 200 gDQO/m³.

La concentración de materia inerte particulada en el ejemplo es de menos de 1000 gDQO/m³, en cambio, para el caso ejemplo de A Coruña se registran valores de más de 1000 gDQO/m³. Con la concentración soluble ocurre lo contrario, para el caso de A Coruña se registran concentraciones que suponen la mitad que para el caso ejemplo.

En la matriz para el ASM1, tanto C_I como X_I no intervienen en ninguna reacción. AQUASIM, como ya se ha expuesto en apartados anteriores, modeliza estos parámetros mediante variables de estado ligadas a variable-fórmula.

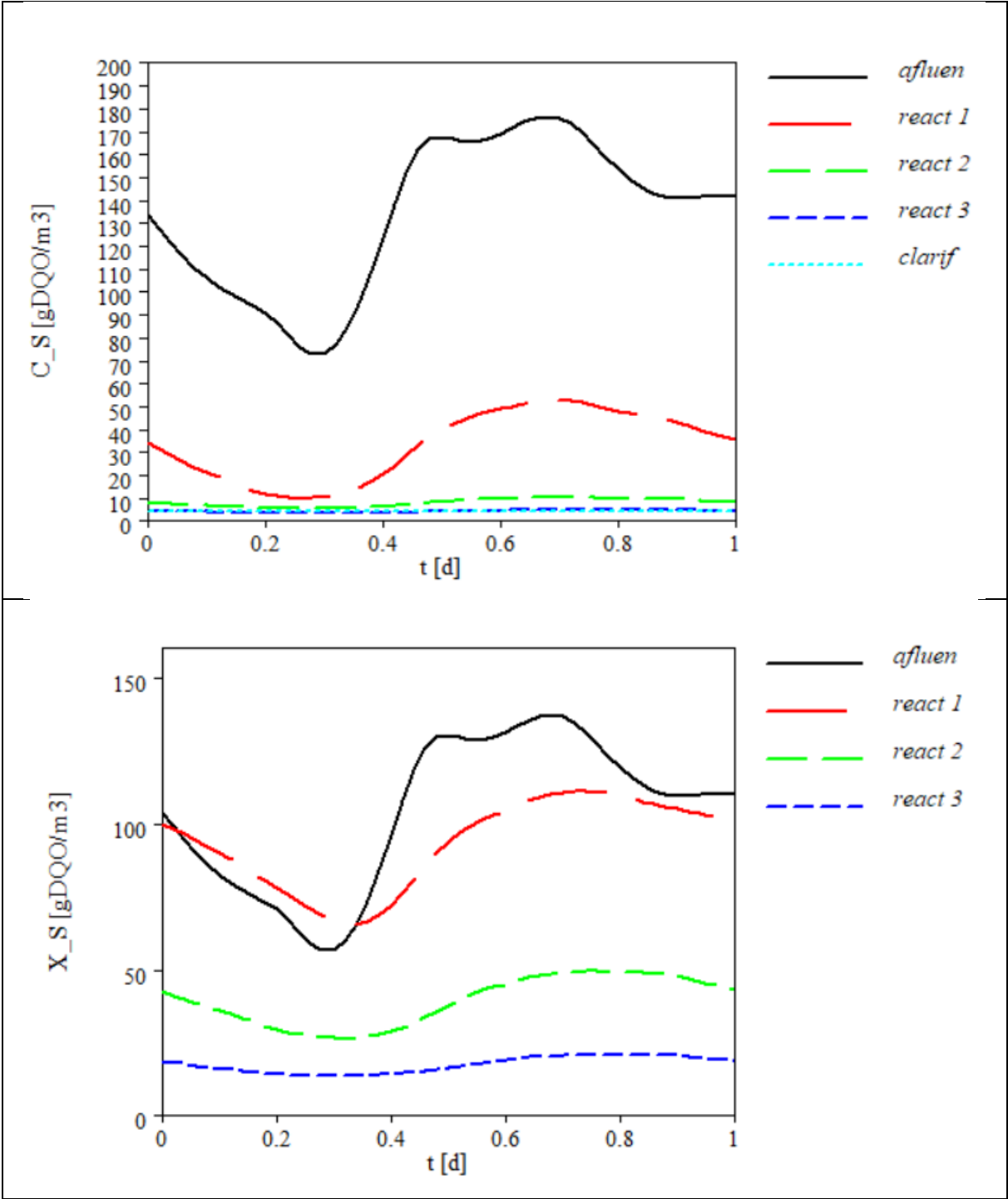
Las variables-fórmula relativas a estos parámetros serán las responsables de las variaciones que se observan entre el caso ejemplo y el caso modificado, ya que dependerán del valor de $wwDissI$, la concentración soluble de inertes que, según lo indicado, pasa de estar en proporción de 0.4 en el caso ejemplo a proporción 0.13 en las aguas de A Coruña.

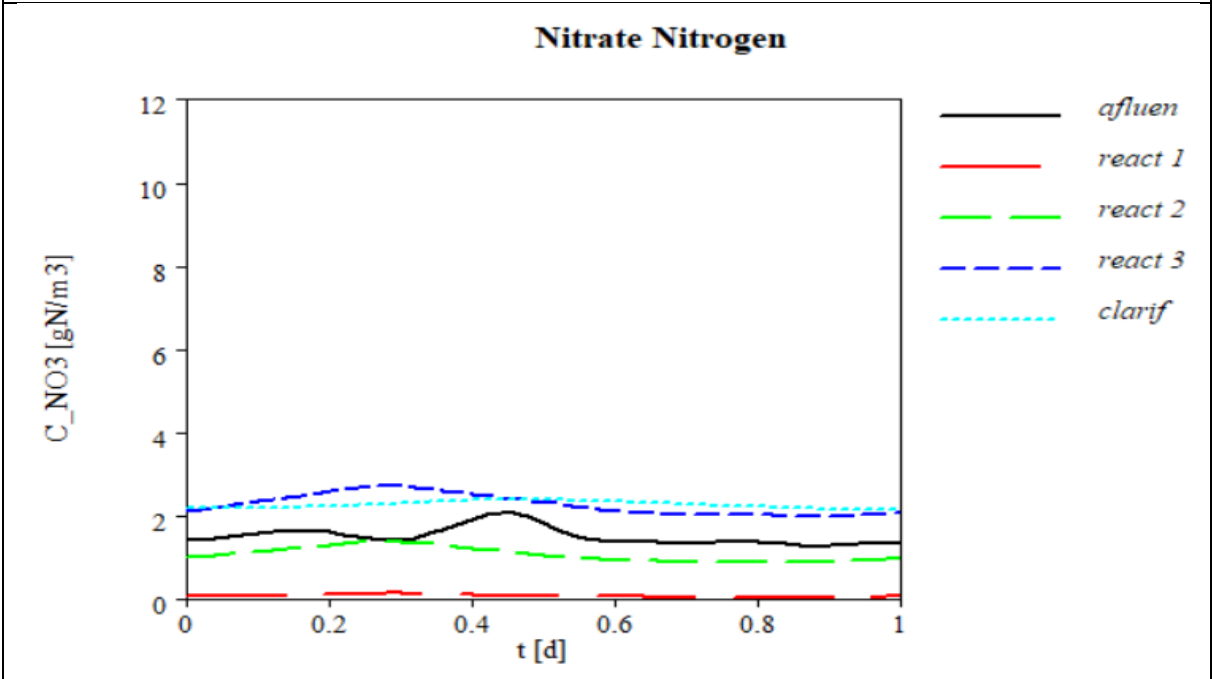
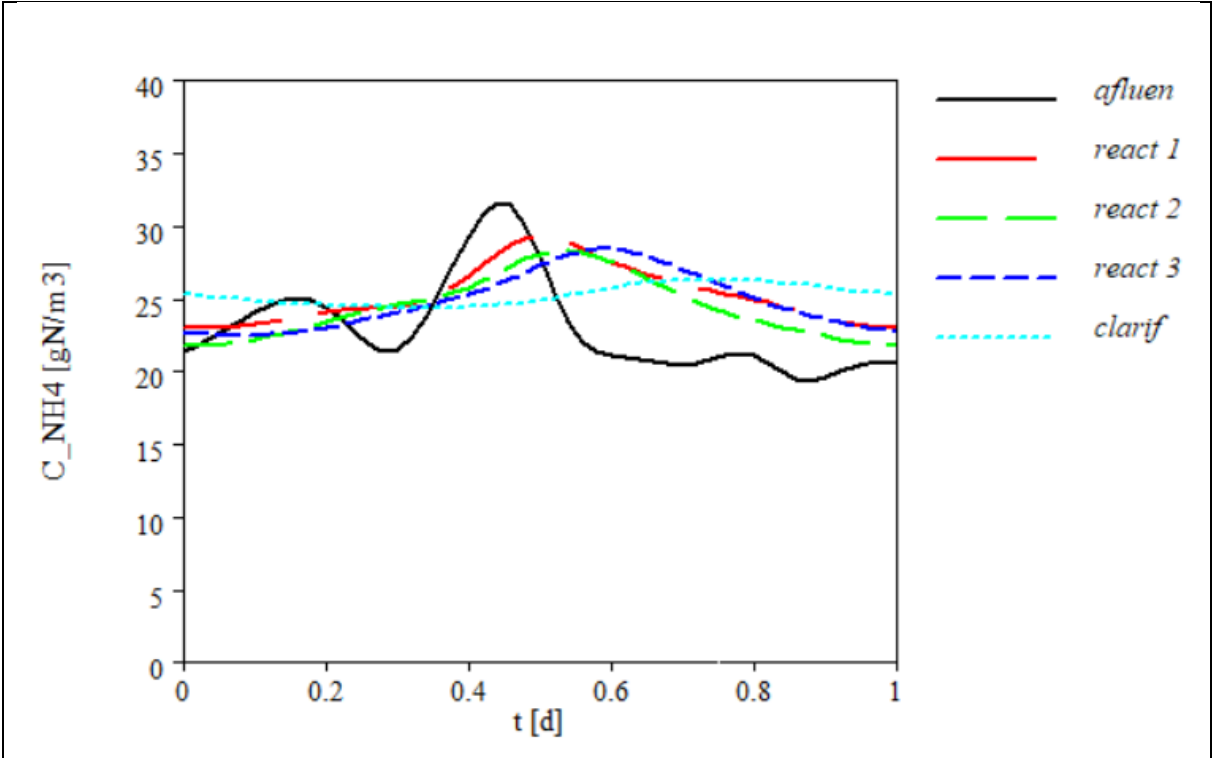
La fórmula que modeliza el X_I , como ya se ha expuesto, es:

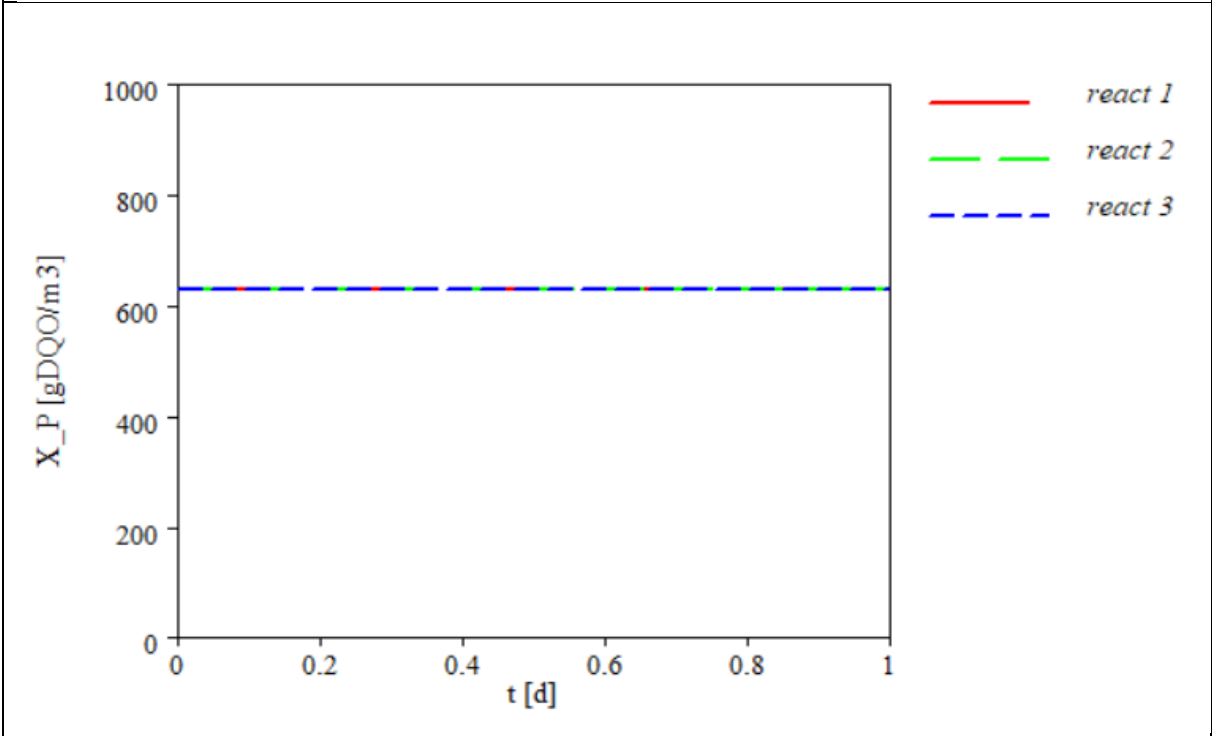
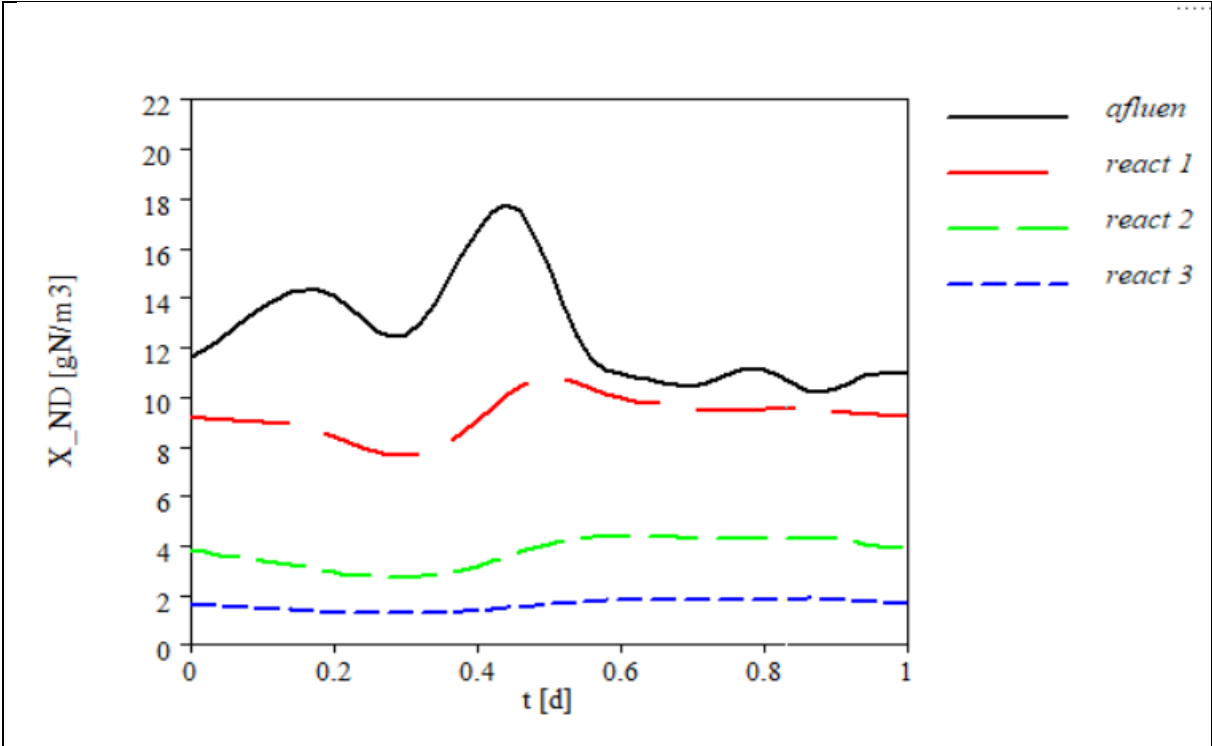
$$InCOD * (1 - wwDegCOD) * (1 - wwDissI) * varCODin$$

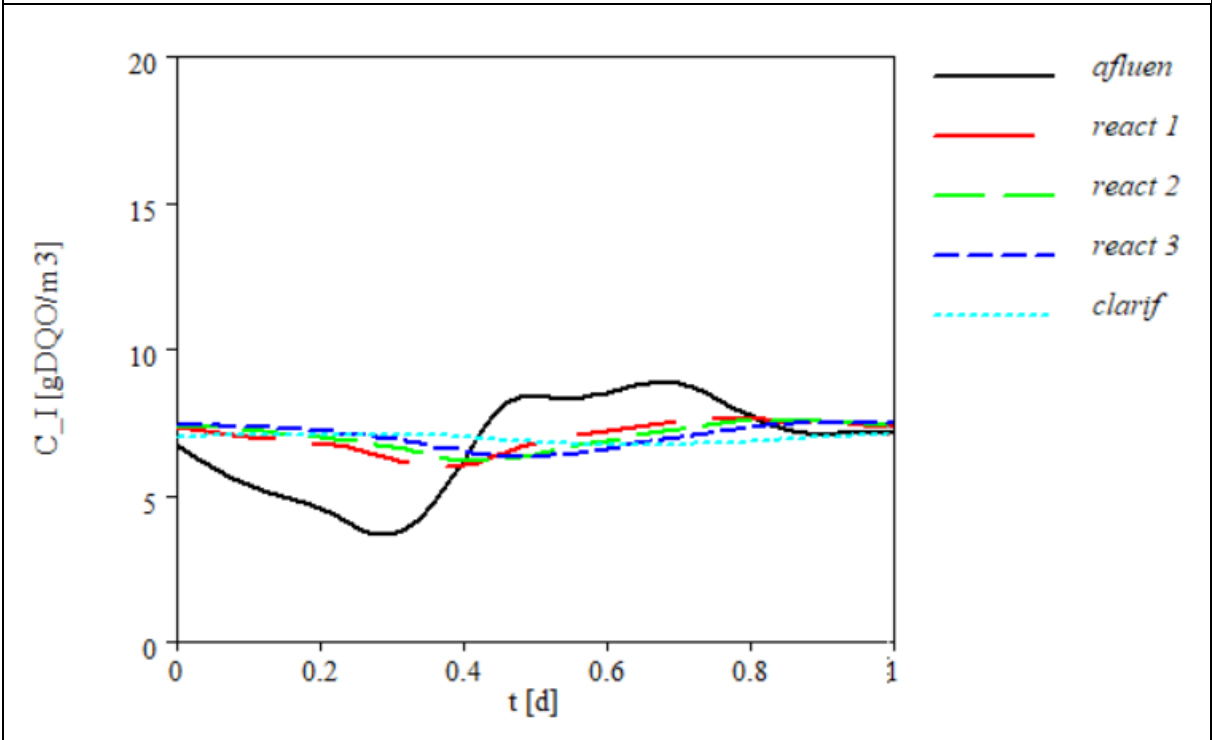
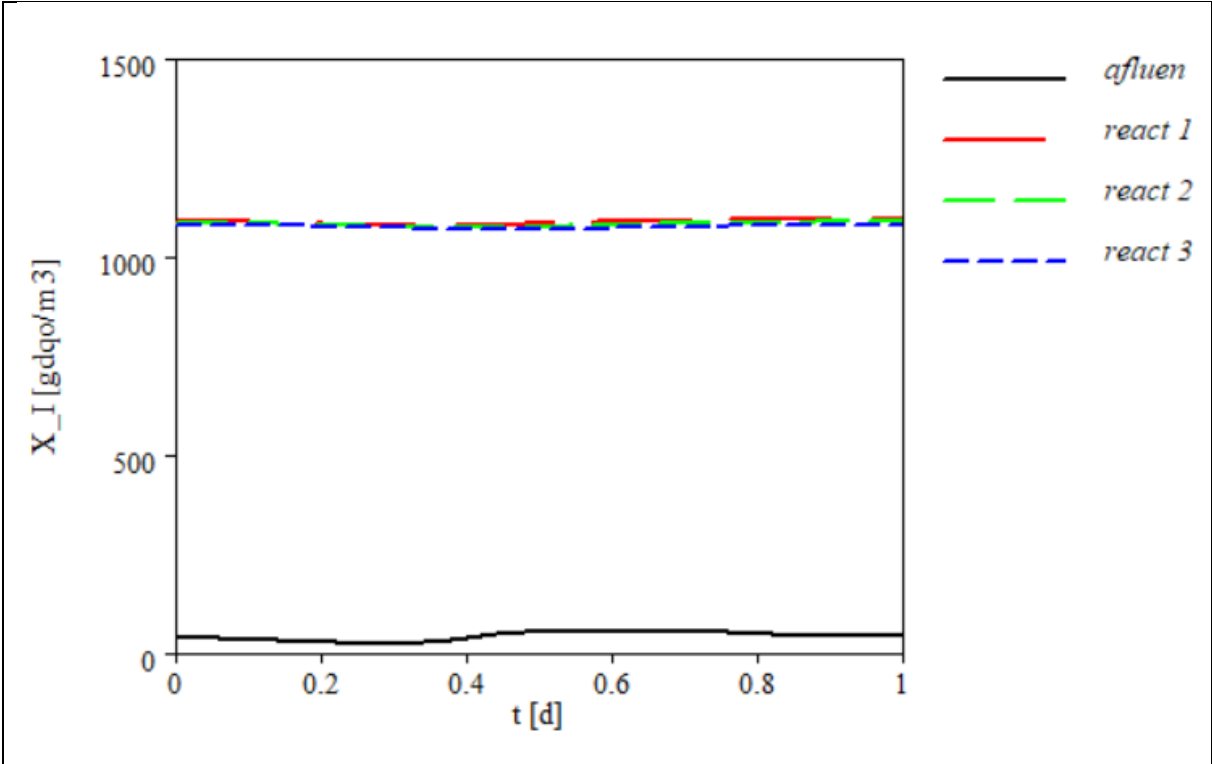
Y en ella se puede ver como repercuten las proporciones de productos biodegradables, que en este caso minoran la concentración de X_I respecto al caso ejemplo, y, con mayor repercusión, como la proporción a la baja de C_I ($wwDissI$), mayor la de X_I .

Finalmente, la alcalinidad se reduce ligeramente respecto al caso ejemplo, esta situación es coherente ya que hay una variación en las proporciones de nitrógeno en el agua residual (nitrificación más intensa, implica mayor consumo de alcalinidad) acompañado del más rápido decaimiento de las heterótrofas (desnitrificación menos eficiente, menor porcentaje de recuperación de la alcalinidad).









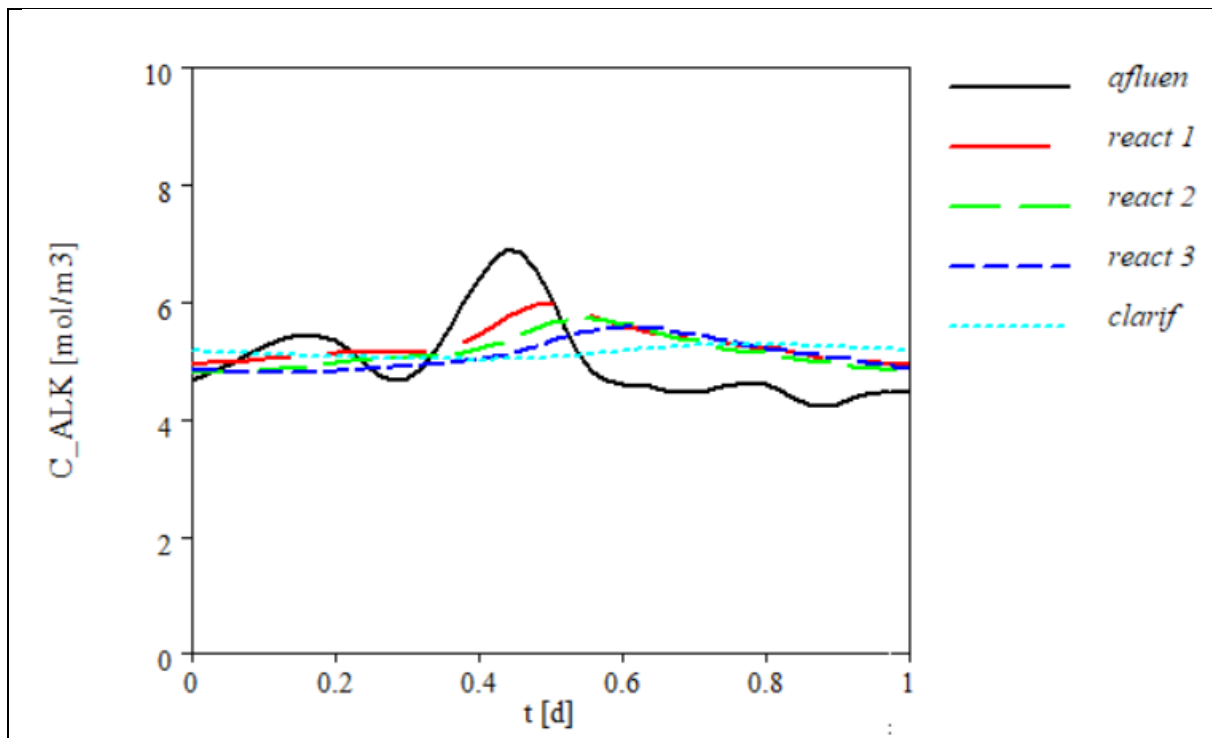


Figura 6.16.- Resultados de calibración del ASM1, con propiedades de AA.RR. de A Coruña.

6.4.4.- Caso calibrado para las condiciones de la EDAR de Carral

Una vez estudiada la naturaleza de las variaciones en los cálculos de AQUASIM para el agua de A Coruña, se pretende estudiar la estabilidad del mismo frente a variaciones en los compartimentos, volúmenes de los reactores y cambios en los coeficientes que el programa predetermina.

Todos estos parámetros a calibrar serán propios del sistema definitivo en estudio, es decir, de la EDAR de Carral.

Como ya se ha expuesto en este mismo documento, los parámetros para la modelización de Carral se han obtenido a partir de dos vías, el proyecto de ejecución de la EDAR y las directrices técnicas de Augas de Galicia.

Los parámetros obtenidos en lo relativo al reactor, para ambos casos, son muy semejantes entre sí. Es por ello que se decide trabajar en primer lugar con lo establecido por Proyecto, por representar la “realidad” ejecutada en Carral, y, para conocer cómo se comporta AQUASIM ante pequeñas variaciones, contrastar resultados con los datos obtenidos a partir de las directrices de Augas de Galicia.

Otro de los motivos por los que será de interés modelar también los valores de la DITEDAR, es que, acompañando a los resultados obtenidos por el modelo numérico, se analizarán muestras tomadas in situ en la EDAR de Carral (como se exponía al inicio de este punto). De este modo, aprovechando este ejercicio, se podrá conocer si los valores reales son más semejantes a los estimados por Proyecto o a los de las Directrices técnicas.

La naturaleza de la calibración dará lugar a la generación de diferentes archivos de AQUASIM en los que se irá progresando en la variación parámetros para el ajuste, estos archivos se nombran siguiendo las letras del alfabeto como se muestra:

6.4.4.1.- Caso calibrado (A), para EDAR de Carral según Proyecto

Los datos de partida que se han modificado para este primer modelo, según lo que se ha expuesto con anterioridad, son:

Tabla 6.13.- Modificaciones Caso A: ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_A

MODIFICACIONES CASO (A)				
Parámetro	ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_A	ASM1_MODIFICADO	ASM1_NO_MODIFICADO	Unidad
InCOD	373	298	250	gDQO/m ³
InKN	35	43	30	gN/m ³
InQ	1040	10000	10000	m ³ /d
Q_recirc	3667.37	15000	15000	m ³ /d
SludgeAge	14.05	15	15	d
Reactor1_Vol	323.78	2000	2000	m ³
Reactor2_Vol	323.78	2000	2000	m ³
Reactor3_Vol	323.78	2000	2000	m ³
Clarifier_Volume	647.56	4000	4000	m ³
X_Aini	50	50	50	gDQO/m ³
X_Hini	1500	1500	1500	gDQO/m ³
X_Ini	1000	1000	1000	gDQO/m ³
X_Pini	500	500	500	gDQO/m ³

Como se puede ver en la Tabla 6.13, el volumen total que se estima en Proyecto para el reactor, 971.33 m³, se ha repartido en tres partes iguales, atribuidas a cada uno de los compartimentos que simulan ser el reactor único.

Por último, al clarificador se le ha dado el doble de capacidad volumétrica, siguiendo lo asentado como precedente en el caso ejemplo de AQUASIM.

Lo que se espera de este modelo, en vista a las modificaciones inducidas en la caracterización de las aguas residuales es:

- Resultados propios de aguas de predominancia mucho más orgánica, ya que la concentración de entrada de productos del nitrógeno se muestra baja, mientras que la de materia orgánica aumenta notablemente. Esta situación afectará a la nitrificación, que será menos notable, menos nitrato en el reactor. En cambio, la desnitrificación debería ser mucho más sencilla para los microorganismos. Siguiendo esta tendencia, debería

verse afectada la efectividad en la eliminación de nitrógeno amoniacal, igual que ocurría en el caso anteriormente estudiado para las aguas de A Coruña.

- Como el coeficiente b_H , que representa el decaimiento de la biomasa heterótrofa, sigue siendo el propio para las aguas de A Coruña, se espera una elevada concentración de X_S en los reactores, mayorada por el aumento global de materia orgánica.

Los resultados que devuelve AQUASIM son los siguientes:

Tabla 6.14.- Resultados Caso A: ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_A

ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_A	Valor	Unidad
C_NH4 (react 3)	13.7	gN/m ³
C_NH4 (clarifier)	15.4	gN/m ³
C_NO3 (react 3)	1.08	gN/m ³
C_NO3 (clarifier)	1.15	gN/m ³
C_ND (react 3)	1.13	gN/m ³
C_ND (clarifier)	1.13	gN/m ³
sum NT (react 3)	17.3	gN/m ³
sum NT (clarifier)	17.6	gN/m ³
X_A	15.5	gDQO/m ³
X_H	1030	gDQO/m ³
X_P	479.8	gDQO/m ³
X_I	825.8	gDQO/m ³
X_ND (react 3)	1.34	gN/m ³
C_S (react 3)	4.04	gDQO/m ³
C_S (clarifier)	4.04	gDQO/m ³
X_S (react 3)	14.87	gDQO/m ³
C_ALK (react 3)	4.65	mol/m ³
C_ALK (clarifier)	4.87	mol/m ³

Lo que se indica resaltado en rojo en la Tabla 6.14 es la suma de productos del nitrógeno, tanto en el Reactor 3, que representa el estado último de las concentraciones dentro del reactor antes de ser derivadas, como en el Clarificador, que ya sí representa los valores de “efluente”.

$$C_{NH4} + C_{NO3} + C_{ND} + X_{ND}$$

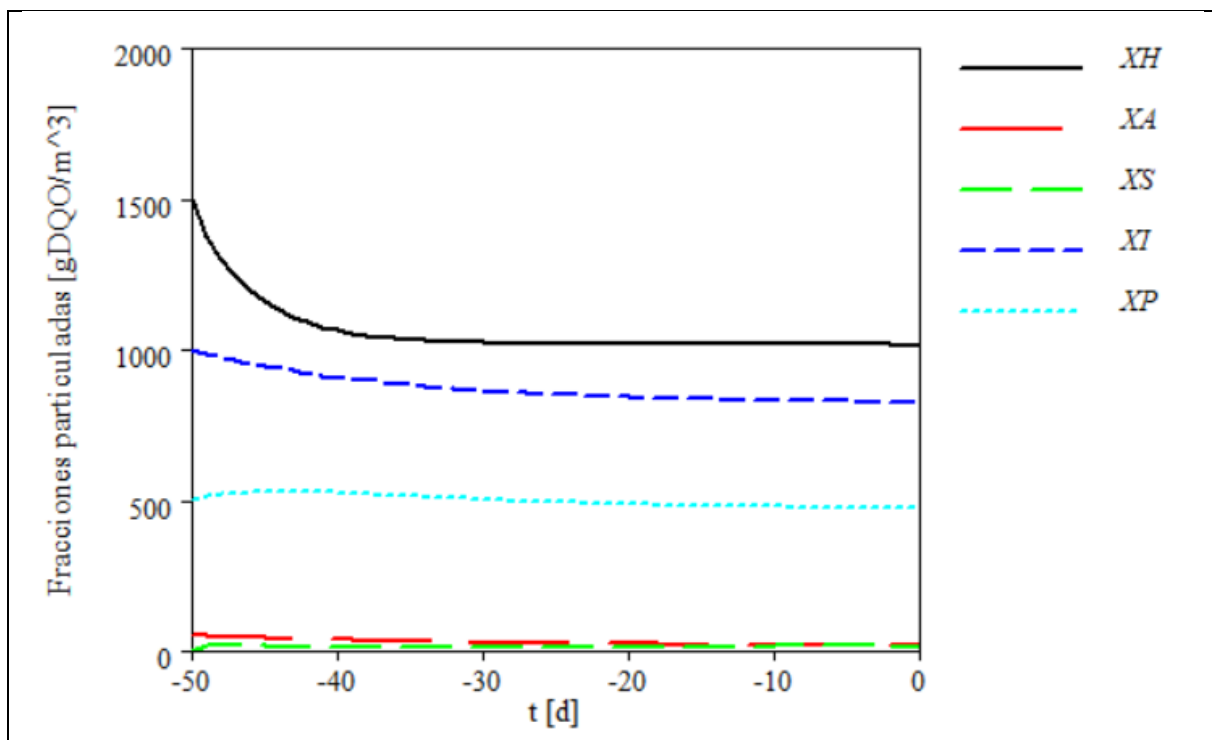
Sabiendo que, según las Directrices de Augas de Galicia para este tipo de EDAR, el valor de productos de nitrógeno en el efluente no debe superar 15 gN/m³, se concluye que este modelo no puede estar representando correctamente la realidad.

Se estudian los resultados de los distintos parámetros devueltos por el programa para conocer el origen de las distorsiones en el modelo.

- Los valores de NH4, como se estimaba inicialmente, son superiores a los admisibles. En las próximas iteraciones se debe atender a parámetros como mue_{A20} , k_a , X_H o mue_{H20} .

- Hay un alto contenido en fangos inertes a la salida. Esto es así porque el modelo supone la recirculación total y continua de los fangos. Además, se ha visto que el modelo supone una entrada de fangos inertes y producto ya muy elevada desde el inicio, probablemente una entelequia para cuadrar el modelo numérico.
- Se tratará de cambiar la proporción de X_A y X_H en el Modelo B, por si esto estuviese limitando la eliminación de amonio y para elevar la concentración de estas en la salida ($X_A > 40$, $X_H > 1000$).

Se observa cómo, para esta configuración, X_S no alcanza los valores registrados para el caso anterior de A Coruña a pesar de no haber modificado las fracciones de materia orgánica, b_h o f_p y de haber mayorado la entrada de DQO. Esto ocurre así porque el cómputo global de actuaciones sobre el nuevo modelo genera un descenso de X_A y X_H respecto al caso anteriormente estudiado, descenso, además, no deseable, que genera una minoración en la expresión cinética de lisis de la masa bacteriana, reduciendo la proporción que de esta se destina a la X_S .



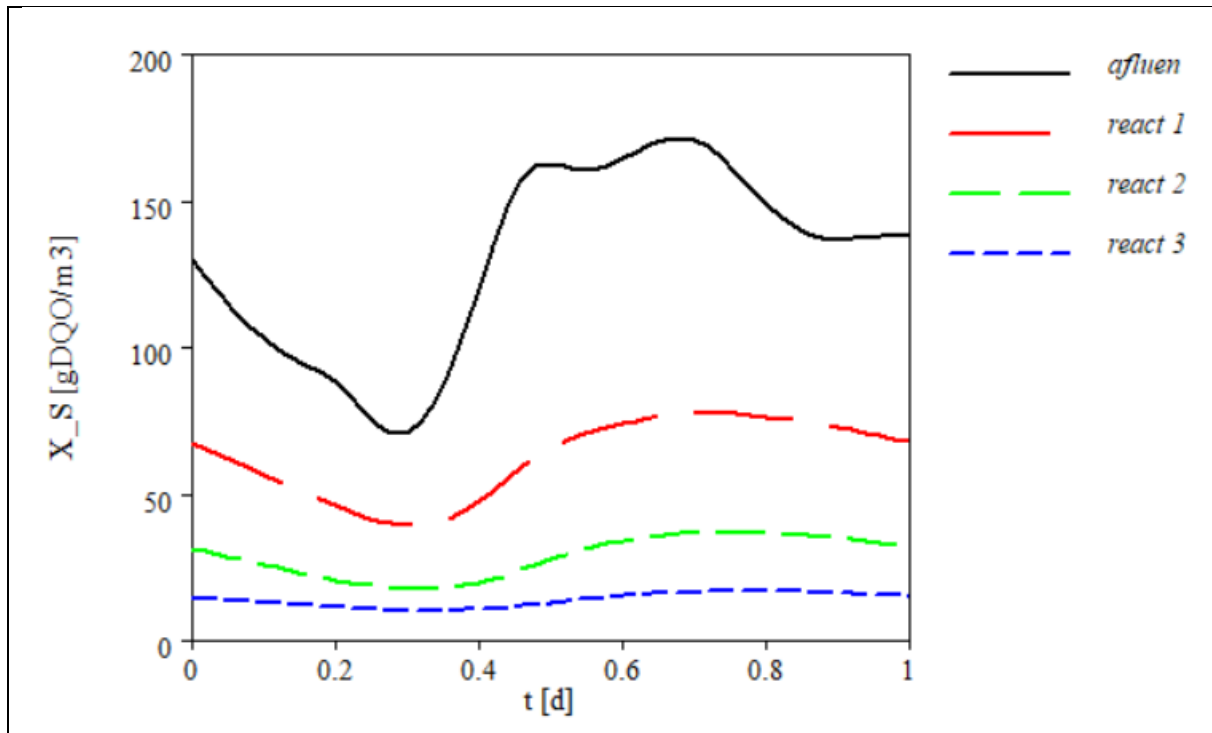


Figura 6.17.- Resultados del modelo ASM1_Modificado Proyecto QRT A.

6.4.4.2.- Caso calibrado (B), para EDAR de Carral según Proyecto

Los datos de partida que se han modificado para este modelo, según lo que se ha expuesto con anterioridad, son:

Tabla 6.15.- Modificaciones del Caso B, ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_B

MODIFICACIONES CASO (B)				
Parámetro	ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_B	ASM1_MODIFICADO	ASM1_NO_MODIFICADO	Unidad
InCOD	373	298	250	gDQO/m ³
InKN	35	43	30	gN/m ³
InQ	1040	10000	10000	m ³ /d
Q_recirc	3667.37	15000	15000	m ³ /d
SludgeAge	14.05	15	15	d
Reactor1_Vol	323.78	2000	2000	m ³
Reactor2_Vol	323.78	2000	2000	m ³
Reactor3_Vol	323.78	2000	2000	m ³
Clarifier_Vol	647.56	4000	4000	m ³
X_Aini	70	50	50	gDQO/m ³
X_Hini	2029	1500	1500	gDQO/m ³
X_Ini	1000	1000	1000	gDQO/m ³
X_Pini	500	500	500	gDQO/m ³

Se veía, en el Caso (A), como los valores de salida de N-amoniaco eran excesivos y estaban relacionados, entre otros parámetros, con X_H y X_A, así mismo, los valores de población bacteriana en última instancia para el Reactor 3 eran ligeramente bajos, sobre todo X_A.

Es por ello que en este Caso (B) se modifican, únicamente, X_H y X_A.

Para ello se han realizado los siguientes cálculos analíticos:

Sabiendo que una unidad de sólidos en suspensión en el licor mezcla equivale a 3 kg/m³ de masa bacteriana (X) y que, de esa misma unidad, un 80% será volátil, se obtienen 2,4 kg/m³ de masa bacteriana total con la que se podrá trabajar en el modelo.

El caso ejemplo del AQUASIM introduce un valor de X de 1,55 kg/m³, lo que supone un 65% del total admisible. Por tanto, se podrá aumentar dicho valor en un 35%. A su vez, la fracción bacteriana se divide en autótrofas y heterótrofas. Se definen inicialmente 1500 gDQO/m³ de heterótrofas y 50 gDQO/m³ restantes de autótrofas, es decir, las nitrificantes suponen un 3% del total. Manteniendo esta proporción se concluye en que:

El máximo total de masa bacteriana será de 2098 g/m³, en donde, la parte proporcional de autótrofas X_A, será de 69,96 g/m³ y la de heterótrofas, X_H, será de 2028,74 g/m³.

Los resultados obtenidos se comentan a continuación:

Tabla 6.16.- Resultados Caso B: ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_B

ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_B	Valor	Unidad
C_NH4 (react 3)	13.25	gN/m ³
C_NH4 (clarifier)	14.58	gN/m ³
C_NO3 (react 3)	1.23	gN/m ³
C_NO3 (clarifier)	1.3	gN/m ³
C_ND (react 3)	1.146	gN/m ³
C_ND (clarifier)	1.146	gN/m ³
sum NT (react 3)	16.969	gN/m ³
sum NT (clarifier)	17.026	gN/m ³
X_A	17.17	gDQO/m ³
X_H	1030	gDQO/m ³
X_P	474.7	gDQO/m ³
X_I	825.8	gDQO/m ³
X_ND (react 3)	1.343	gN/m ³
C_S (react 3)	4.04	gDQO/m ³
C_S (clarifier)	4.04	gDQO/m ³
X_S (react 3)	15.35	gDQO/m ³
C_ALK (react 3)	4.65	mol/m ³
C_ALK (clarifier)	4.85	mol/m ³

Los valores de salida de productos de nitrógeno y de nitrógeno amoniacal siguen siendo inaceptables y apenas han variado respecto al modelo anterior.

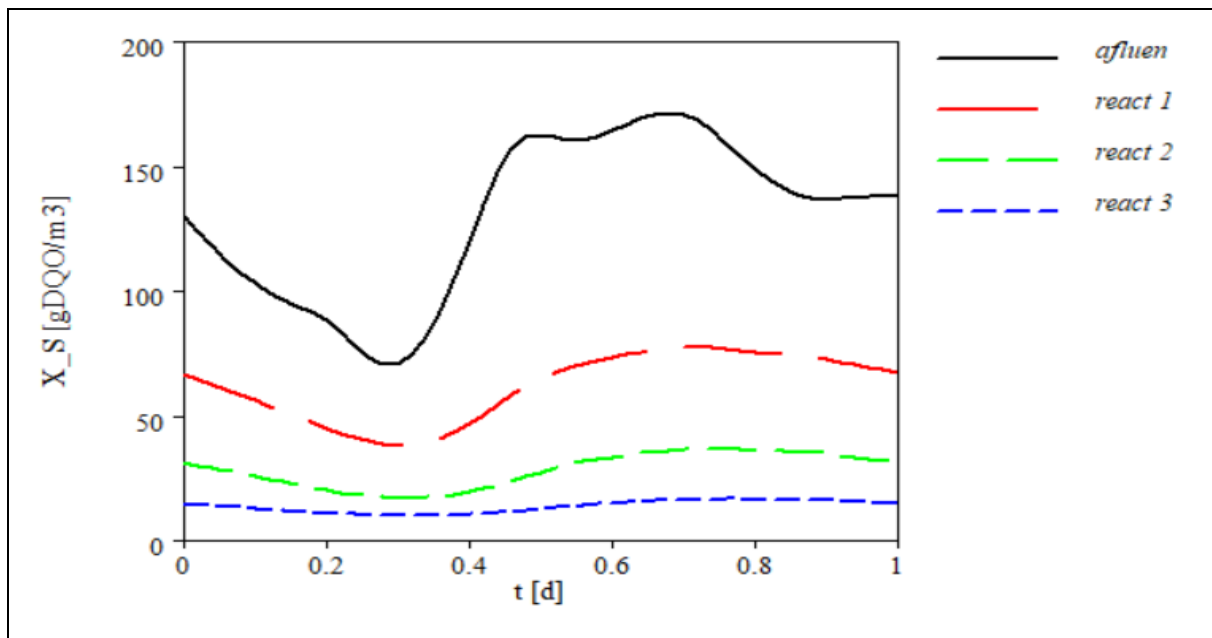
En vista de los resultados, se concluye:

- El modelo no presenta alta sensibilidad a las variaciones en concentración inicial de X_H y X_A . Realmente, este suceso tiene sentido lógico, ya que la expresión cinética que representa la desaparición de X_H y X_A en el reactor es directamente proporcional a la cantidad de X_A y X_H en los distintos Compartimentos.

Es decir:

- Decaimiento heterótrofo: $X_H = -1 * (b_H * X_H)$
- Decaimiento autótrofo: $X_A = -1 * (b_A * X_A)$
- Al inicio de la simulación, AQUASIM devuelve valores más altos de X_P y X_A , después se estabilizan.
- La estrategia para el siguiente modelo es actuar sobre el coeficiente de decaimiento de heterótrofas b_H , que, a pesar de no incidir directamente sobre el nitrógeno amoniacal en la matriz del ASM1, si influye sobre el N-Orgánico, reduciendo, de igual modo, la concentración total de efluente de productos de nitrógeno y generando una menor lisis de heterótrofas durante los procesos estudiados (sabiendo ya que es más interesante controlar esta fracción de X_H que la de entrada).

Se observa como la concentración de materia orgánica particulada en los reactores es muy semejante al caso anterior (Fig. 6.18). Otro indicador que demuestra la escasa sensibilidad del modelo respecto a las variaciones iniciales en X_A y X_H .



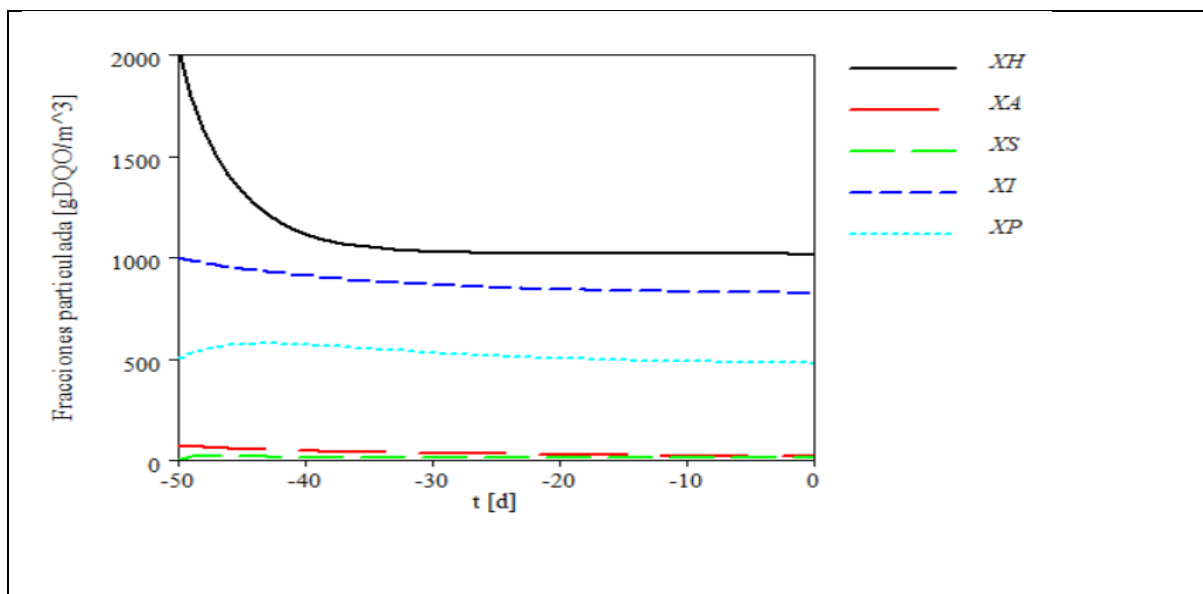


Figura 6.18.- Resultados de la simulación con ASM1_Modificado_Proyecto_QRT_B.

6.4.4.3.- Caso calibrado (C), para EDAR de Carral según Proyecto

Los datos de partida que se han modificado para este modelo, según lo que se ha expuesto con anterioridad, son:

Tabla 6.17.- Modificaciones Caso C: ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_C

MODIFICACIONES CASO (C)				
Parámetro	ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_C	ASM1_MODIFICADO_O	ASM1_NO_MODIFICADO	Unidad
InCOD	373	298	250	gDQO/m ³
InKN	35	43	30	gN/m ³
InQ	1040	10000	10000	m ³ /d
Q_recirc	3667.37	15000	15000	m ³ /d
SludgeAge	14.05	15	15	d
Reactor1_V	323.78	2000	2000	m ³
Reactor2_V	323.78	2000	2000	m ³
Reactor3_V	323.78	2000	2000	m ³
Clarifier_V	647.56	4000	4000	m ³
X_Aini	70	50	50	gDQO/m ³
X_Hini	2029	1500	1500	gDQO/m ³
X_Ini	1000	1000	1000	gDQO/m ³
X_Pini	500	500	500	gDQO/m ³
b_H20	0.7	0.92	0.62	d ⁻¹
b_A20	0.1	0.15	0.15	d ⁻¹

En vista de las modificaciones y, según lo comentado en el apartado anterior, se esperan los siguientes resultados del modelo:

- Menor cantidad de nitrógeno total, ya que b_H y b_A actúan directamente sobre la concentración de nitrógeno orgánico particulado.
- Disminución necesaria de productos del decaimiento bacteriano, X_P , ya se ha expuesto en apartados anteriores como estas concentraciones se consideran sobredimensionadas por el modelo, por lo que cualquier disminución se considerará adecuada. En el modelo, depende únicamente de:
 - Decaimiento heterótrofo: $(b_H * X_H) * (fp)$
 - Decaimiento autótrofo: $(b_A * X_A) * (fp)$
- Aumento de X_A y X_H en el reactor, según lo razonado en el punto anterior.

Los resultados obtenidos se muestran a continuación:

Tabla 6.18.- Resultados Caso C: ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_C

ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_C	Valor	Unidad
C_NH4 (react 3)	4.24	gN/m ³
C_NH4 (clarifier)	5.6	gN/m ³
C_NO3 (react 3)	2.9	gN/m ³
C_NO3 (clarifier)	3.21	gN/m ³
C_ND (react 3)	0.8	gN/m ³
C_ND (clarifier)	0.8	gN/m ³
sum NT (react 3)	8.79	gN/m ³
sum NT (clarifier)	9.61	gN/m ³
X_A	35.86	gDQO/m ³
X_H	1212	gDQO/m ³
X_P	439.4	gDQO/m ³
X_I	825.8	gDQO/m ³
X_ND (react 3)	0.85	gN/m ³
C_S (react 3)	4.04	gDQO/m ³
C_S (clarifier)	4.04	gDQO/m ³
X_S (react 3)	10.51	gDQO/m ³
C_ALK (react 3)	3.78	mol/m ³
C_ALK (clarifier)	3.99	mol/m ³

Evaluando los resultados se confirman las suposiciones expuestas con anterioridad (Fig. 6.19). La favorable minoración del N-amoniaco es clave para la comprensión del comportamiento del modelo, y es que, cuando en los anteriores modelos se pretendía modificar las concentraciones de X_A y de X_H a través de sus valores de entrada y que, de esta forma se actuase sobre las ecuaciones cinéticas que regulan la velocidad de reacción del amonio, se estaba incidiendo sobre parámetros equivocados.

Se muestra, a continuación, la relación de procesos:

- Reacciones implicadas en la eliminación del nitrógeno amoniacal.
 - Crecimiento heterótrofo aerobio: $-1 * i_{XB} * \mu_H \frac{S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2,H} + S_{O_2}} X_H$
 - Crecimiento heterótrofo anóxico: $-1 * i_{XB} * \mu_H \frac{S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \frac{K_{O_2,H}}{K_{O_2,H} + S_{O_2}} \eta_g X_H$
 - Crecimiento aerobio nitrificantes: $-1 * (i_{XB} - \frac{1}{Y_A}) * \mu_A \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2,A} + S_{O_2}} X_A$

- Reacciones implicadas en la eliminación del nitrógeno orgánico.
 - Decaimiento heterótrofo: $(b_H * X_H) * (i_{XB} - f p i_{XP})$
 - Decaimiento autótrofo: $(b_A * X_A) * (i_{XB} - f p i_{XP})$

Los valores de X_H y X_A en ambos procesos no atienden a los valores de X_{Hini} o X_{Aini} , es decir, no son los valores fijados que se están variando, sino las concentraciones bacterianas variables que se registran en el reactor a lo largo del tiempo de evaluación del programa.

Es decir, que para actuar sobre las reacciones que se han expuesto, de poco sirve inducir en el modelo modificaciones en la concentración afluente de X_A o X_H , lo que se debe buscar es inducir cambios notables en el valor que éstas podrán registrar para un tiempo cualquiera, t , a su paso por el reactor.

(A) Éstas serán las concentraciones cuya variación tendrá repercusión en el modelo, ya que repercutirán en las expresiones cinéticas

Componente <i>i</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Cinética, p_i (ML ³ T ⁻¹)
Proceso	S_r	S_s	X_r	X_s	X_H	X_A	X_p	S_{O_2}	S_{NO}	S_{NH_4}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
1		$-\frac{1}{Y_H}$			+1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_{H,max} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} X_H$
2		$-\frac{1}{Y_H}$			+1			$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$		$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_{H,max} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \eta_g X_H$
3						+1		$-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$\frac{i_{XB} - 1}{14} - \frac{1}{7 Y_A}$	$\mu_{A,max} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} X_A$
4				$1-f_p$	-1		f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_H X_H$
5				$1-f_p$		-1	f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_A X_A$
6										1	-1			$k_a S_{ND} X_H$
7		1		-1										$k_b \frac{X_S/X_H}{K_X + (X_S/X_H)} \left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} - \eta_b \left(\frac{S_{ND}}{K_{ND} + S_{ND}} \right) X_H \right]$
8												-1		$p_f (X_{ND}/X_S)$
		DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	N		N	N	mol	

(C) Estos serán los parámetros a modificar para repercutir primero sobre (A) y, posteriormente, sobre (C)

(B) Estas serán las concentraciones cuya variación se alimentará de los valores de (A) para cada instante de cálculo

Tras haber estudiado los resultados y, considerando que los valores de nitrógeno en el afluente ya son apropiados, se realizará un nuevo modelo tratando de:

- Reducir las concentraciones de salida de nitrato, ya que se han mayorado respecto a los anteriores modelos debido a las variaciones no proporcionales entre b_A y b_H . Lo que ocurre es que, el nitrato, se está eliminando con el crecimiento anóxico de la heterótrofas y creciendo con el de las autótrofas, los coeficientes que regulan el decaimiento de estas bacterias, respectivamente son de 0.92 a 0.7 frente 0.15 sobre 0,1. Por tanto, mientras la velocidad de decaimiento de las nitrificantes es muy semejante, la de las heterótrofas varía más notablemente, lo que explica el defecto en la eliminación de nitrato. Para corregir estos valores se modifica mue_A20 , que regula el crecimiento de la biomasa nitrificante.
- Así mismo, se registran valores de alcalinidad ligeramente bajos respecto a lo esperable para el agua de A Coruña, 5 mol/m³. De nuevo, actuar sobre mue_A20 , debería regular su concentración.

Por último, se apunta como las actuaciones sobre b_H y b_A , efectivamente repercuten sobre las concentraciones de X_S a lo largo del tiempo en el reactor.

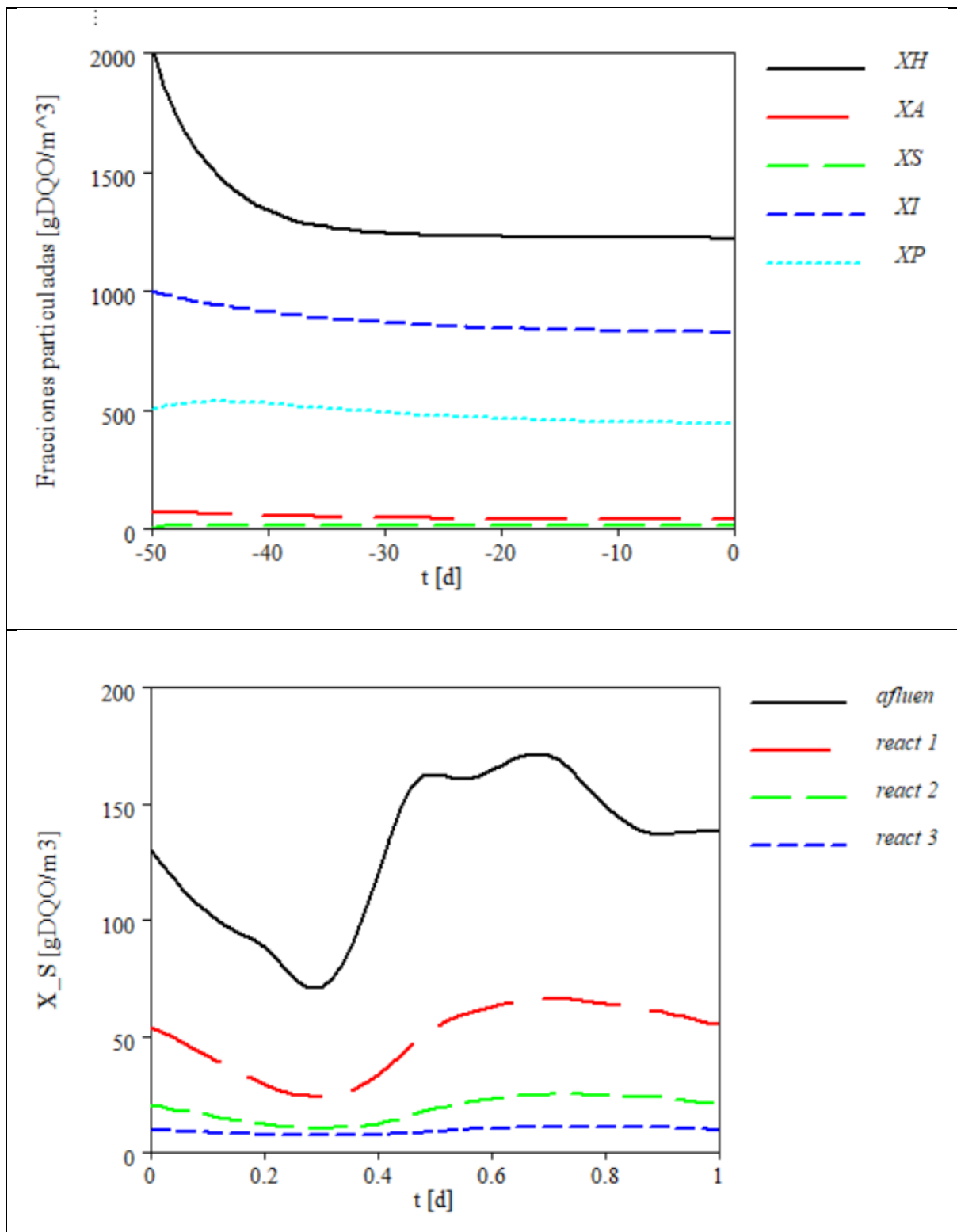


Figura 6.19.- Resultados del modelo ASM1_Modificado_Proyecto QRT C

6.4.4.4.- Caso calibrado (D), para EDAR de Carral según Proyecto

Los datos de partida que se han modificado para este modelo, según lo que se ha expuesto con anterioridad, son:

Tabla 6.19.-Modificaciones Caso D: ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_D

MODIFICACIONES CASO (D)				
Parámetro	ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_D	ASM1_MODIFICADO	ASM1_NO MODIFICADO	Unidad
InCOD	373	298	250	gDQO/m ³
InKN	35	43	30	gN/m ³
InQ	1040	10000	10000	m ³ /d
Q_recirc	3667.37	15000	15000	m ³ /d
SludgeAge	14.05	15	15	d
Reactor1_V	323.78	2000	2000	m ³
Reactor2_V	323.78	2000	2000	m ³
Reactor3_V	323.78	2000	2000	m ³
Clarifier_V	647.56	4000	4000	m ³
X_Aini	70	50	50	gDQO/m ³
X_Hini	2029	1500	1500	gDQO/m ³
X_Iini	1000	1000	1000	gDQO/m ³
X_Pini	500	500	500	gDQO/m ³
b_H20	0.7	0.92	0.62	d ⁻¹
b_A20	0.1	0.15	0.15	d ⁻¹
mue_A20	0.4	0.42	0.8	d ⁻¹

Tabla 6.20.- Resultados Caso D: ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_D

ASM1_MODIFICADO_PROYECTO_QRT_D	Valor	Unidad
C_NH4 (react 3)	5.86	gN/m ³
C_NH4 (clarifier)	7.27	gN/m ³
C_NO3 (react 3)	2.6	gN/m ³
C_NO3 (clarifier)	2.8	gN/m ³
C_ND (react 3)	0.8	gN/m ³
C_ND (clarifier)	0.8	gN/m ³
sum NT (react 3)	10.11	gN/m ³
sum NT (clarifier)	10.92	gN/m ³
X_A	32.32	gDQO/m ³
X_H	1236	gDQO/m ³
X_P	439.4	gDQO/m ³

X_I	833.3	gDQO/m ³
X_ND (react 3)	0.85	gN/m ³
C_S (react 3)	4.04	gDQO/m ³
C_S (decantador)	4.04	gDQO/m ³
X_S (react 3)	10.51	gDQO/m ³
C_ALK (react 3)	4	mol/m ³
C_ALK (decantador)	4.04	mol/m ³

Respecto a esta iteración, se concluye que pequeñas variaciones sobre mue_A20 generan notables cambios en el modelo.

Se obtienen valores apropiados para la alcalinidad y se reducen ligeramente las concentraciones de efluente de Nitrato, aun así, la concentración de N-Amoniacal se eleva, elevando en consecuencia el conteo total de Nitrógeno en el efluente.

Se podrían seguir ajustando estos valores hasta conseguir concentraciones más ajustadas, ya que se comprueba como el ajuste del nitrato genera mayoraciones en el amonio debido a las consecuentes influencias sobre la masa bacteriana. Aun así, en base a la motivación didáctica de estas evaluaciones y viendo que se cumplen las limitaciones de vertido de NT establecidas por Augas de Galicia, el Caso (D) se considera apto.

6.4.4.5.- Caso calibrado, para EDAR de Carral según DITEDAR

Como ya se ha expuesto al inicio de este desarrollo, con la intención de comprobar como cambios en parámetros que no caracterizan el agua (como el caudal entrante al reactor o el volumen de los compartimentos) y, para tener dos modelos de vertientes distintas que se puedan comparar con los muestreos in situ, se procede a estudiar un nuevo modelo con los parámetros propios de las DITEDAR.

Los datos de partida que se han modificado para este modelo, según lo que se ha expuesto con anterioridad, son:

Tabla 6.21.- Modificaciones Caso DITEDAR: ASM1_MODIFICADO_DITEDAR

MODIFICACIONES CASO DITEDAR				
Parámetro	ASM1_MODIFICADO_DITEDAR	ASM1_MODIFICADO	ASM1_NO_MODIFICADO	Unidad
InCOD	667	298	250	gDQO/m ³
InKN	62	43	30	gN/m ³
InQ	974	10000	10000	m ³ /d
Q_recirc	3998.53	15000	15000	m ³ /d
SludgeAge	15	15	15	d

Reactor1_Vol	404.62	2000	2000	m ³
Reactor2_Vol	404.62	2000	2000	m ³
Reactor3_Vol	404.62	2000	2000	m ³
Clarifier_Volume	809.23	4000	4000	m ³
X_Aini	70	50	50	gDQO/m ³
X_Hini	2029	1500	1500	gDQO/m ³
X_Iini	1000	1000	1000	gDQO/m ³
X_Pini	500	500	500	gDQO/m ³
b_H20	0.7	0.92	0.62	d ⁻¹
b_A20	0.1	0.15	0.15	d ⁻¹
mue_A20	0.4	0.42	0.8	d ⁻¹

Tabla 6.22.- Resultados Caso DITEDAR: ASM1_MODIFICADO_DITEDAR

RESULTADOS CASO DITEDAR		
ASM1_MODIFICADO_DITEDAR	Valor	Unidad
C_NH4 (react 3)	7.88	gN/m ³
C_NH4 (clarifier)	9.69	gN/m ³
C_NO3 (react 3)	4.42	gN/m ³
C_NO3 (clarifier)	4.73	gN/m ³
C_ND (react 3)	0.78	gN/m ³
C_ND (clarifier)	0.78	gN/m ³
sum NT (react 3)	14.28	gN/m ³
sum NT (clarifier)	13.08	gN/m ³
X_A	46.97	gDQO/m ³
X_H	1646	gDQO/m ³
X_P	585.9	gDQO/m ³
X_I	1091	gDQO/m ³
X_ND (react 3)	1.2	gN/m ³
C_S (react 3)	3.03	gDQO/m ³
C_S (clarifier)	3.03	gDQO/m ³
X_S (react 3)	13.74	gDQO/m ³
C_ALK (react 3)	3.03	mol/m ³
C_ALK (clarifier)	3.18	mol/m ³

En este caso se duplica la concentración de DQO y de NTK afluente a la EDAR, aun así, el ligero aumento en volumen de reactor y en recirculación, parece ser suficiente para que (bajo las mismas modificaciones en cuanto a estequiometría y cinética), el Caso DITEDAR y el Caso Modificado según Proyecto D devuelvan estimaciones para el reactor suficientemente ajustadas y coherentes.

Esto es así, debido a que, entre otros efectos, la recirculación aumenta la proporción de masa bacteriana, tanto nitrificante como desnitrificante, permitiendo mantener un cierto rendimiento en cuanto a depuración a pesar de la mayoración de la carga contaminante a la entrada.

Se puede observar en la Tabla de resultados para el caso DITEDAR que se obtienen bajos valores de alcalinidad y que el NT, a pesar de cumplir las limitaciones de vertido, eleva su concentración, tanto en lo relativo a nitrato como en lo propio del N-Amoniacal.

La eliminación de productos del carbono, como se ha ido demostrando en la progresión de las modificaciones sobre el resto de modelos, se mantiene más estable que la de productos del nitrógeno.

6.5. Conclusiones sobre la estandarización del Proyecto frente a la DITEDAR

Se concluye este capítulo apuntando que, en primer lugar, el rendimiento se basa en la posibilidad de evaluar cada uno de los procesos principales que se dan en los canales de oxidación.

A través de las representaciones del reactor con AQUASIM se ha podido adquirir un conocimiento desglosado de los procesos fundamentales que se desean optimizar en la EDAR de Carral.

Se observa que, a pesar de obtenerse diferentes dimensionamientos tanto físicos como en cuanto a caudales y cargas, entre los cálculos de Proyecto y los cálculos de la DITEDAR, ambos modelos devuelven resultados y estimaciones similares de lo que sucederá en el reactor.

Esto es así porque ambos estudios presentan características compensatorias entre sí, por ejemplo, a menor carga estimada de contaminante a la entrada, menor caudal de recirculación, y viceversa.

A pesar de que, en cuanto a cargas, como se podrá comprobar en el Capítulo 7 de este mismo documento, la DITEDAR abarca un mayor rango según lo que se ha podido muestrear in situ, se decide implementar en la modelización del conjunto de la EDAR mediante DESASS lo más representativo de la realidad, que es el dimensionamiento indicado en el Proyecto de Carral.

Aunque se hace hincapié en que esta decisión se toma solo tras haber podido comprobar vía AQUASIM que lo estimado por el mentado proyecto constructivo es coherente y devuelve resultados proporcionales respecto a las bases de cálculo presentadas en las DITEDAR.

Conociendo las diferencias en cuanto a resultados esperables que se han confirmado en este Capítulo, en el sucesivo se prestará especial atención a las diferencias entre DITEDAR y Proyecto, tales como las mencionadas cargas de contaminante (mayoradas en la DITEDAR) o necesidades de oxígeno (mayoradas en Proyecto), ya que de estas características dependerá el rendimiento y la configuración de la estación depuradora actual y futura de Carral.

Capítulo 7

Modelización vía DESASS

7.1. Principios de la modelización mediante DESASS

DESSAS es un programa de modelación más compacto que AQUASIM, en el que además del reactor biológico, se podrá modelar conjuntamente el sistema que conforma la EDAR, esto da lugar a que sus procesos no se puedan desglosar en bloques, sino que deban considerarse constantemente interconectados entre sí formando un único sistema.

En cuanto a los fundamentos del sistema que conforma DESASS, se sabe que los compiladores utilizados para el desarrollo del programa han sido Visual Basic 6.0 y Fortran Power Station (FPS) 4.0. El uso del programa FPS permite la implementación de potentes subrutinas de cálculo numérico con la ayuda de librerías matemáticas IMSL. El vínculo de las subrutinas compiladas en FPS con el lenguaje de programación Visual Basic se lleva a cabo mediante la utilización de librerías enlazadas dinámicamente (DLL), características del entorno Windows.

Sabiendo que lo que ocurre con cada componente no se puede explicar por bloques como sí ocurría con AQUASIM (cuya componente didáctica permitió evaluar e incidir en lo que ocurría en el modelo bioquímico) y que, por tanto, el empleo de este programa requiere de un conocimiento global del ámbito de la EDAR y de los procesos implicados en el desarrollo matricial de modelos, se procede a comentar los distintos hitos del modelo que rige el sistema.

7.1.1.- Resolución de las ecuaciones algebraicas

Conociendo la composición química del agua residual, para la resolución de las ecuaciones algebraicas que perfilan el estado de los componentes, DESASS implementa un programa específico, MINTEQA2, (Alison et al., 1991). Este programa, desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. (USEPA), permite calcular el equilibrio químico y, por tanto, sirve para evaluar las concentraciones de los componentes que participan en el equilibrio.

La idea fundamental de esta formulación es la de obtención del balance de materia a partir de un conjunto de ecuaciones diferenciales cuya integración respecto al tiempo permite conocer las variaciones en las concentraciones.

Ya que, en cada paso de tiempo las concentraciones se calculan a partir de las ecuaciones algebraicas antes comentadas sin modificación de las concentraciones, el procedimiento de cálculo incluirá la iteración secuencial entre las ecuaciones diferenciales y las ecuaciones algebraicas.

Una vez conocidas las bases de estimación del estado de las componentes en la modelización, se procede a comentar las posibles salidas de resultados desde DESASS.

Este programa permitirá la salida simultánea de resultados para más de una situación, ya que permite introducir condiciones de contorno de “verano” e “invierno” bajo las mismas características de concentración inicial del agua residual.

Además, se podrá consultar resultados en estado estacionario, lo que servirá para conocer la eficiencia del dimensionamiento definido para la EDAR, esta opción se denomina “Diseño” en la pantalla de operación de DESASS. Por otro lado, también se podrá consultar el estado transitorio de variación de las componentes en el periodo de simulación, conociendo así la tendencia de cambio de cada una de las componentes durante el periodo de tiempo que se quiera estudiar, esta opción se denomina “Simulación”.

7.1.2.- Caracterización de aguas residuales

En este punto se describirá la metodología genérica a seguir para la caracterización de las aguas, su aplicación concreta para cada una de las situaciones trabajadas en este proyecto será objeto de análisis en sucesivos apartados de esta memoria.

El modelo matemático BNRM1 permite realizar distintos niveles de caracterización del agua afluente, a mayor grado de conocimiento de las características de la misma, mayor fiabilidad en los resultados.

Por el momento, se asientan las siguientes bases de partida en la caracterización:

- Siempre que se asuma que la concentración (en mg/L) de microorganismos en el agua residual es despreciable, la DQO total se podrá representar mediante:

$$DQO_{TOT} = S_I + S_F + S_A + X_I + X_S \quad (7.1)$$

- La materia orgánica soluble inerte se puede calcular restando a la DQO soluble del efluente el valor de la DBO. En el BNRM1 se asume que no se produce materia orgánica soluble inerte durante el proceso de fangos activos, quedando, por tanto:

$$DQO_{SOL\ efluente} - DBO_{SOL\ efluente} = S_I \quad (7.2)$$

- La DQO total inerte es la diferencia entre la DQO y la DBO total del afluente. Habiendo deducido el valor de S_I (Ec. 7.2), X_I se obtiene como:

$$X_I = DQO_{TOT} - DBO_{TOT} - S_I \quad (7.3)$$

- La DQO filtrada es la suma de la materia orgánica soluble inerte y la biodegradable.

De este análisis se puede determinar S_F como:

$$S_F = DQO_{SOL} - S_I - S_A \quad (7.4)$$

Donde, S_A representa la concentración de ácidos grasos volátiles (en mg DQO/L). Se trata de un nuevo componente de la DQO que en el modelo ASM1 no estaba diferenciado. En el manual “Diseño y simulación de EDAR mediante software DESASS” (Seco et al., 2011) se menciona la implementación de la metodología propuesta por Moosbrugger et al. (1992) para la obtención de S_A .

- Por último, restando de la DQO total los parámetros anteriores, se obtiene la materia orgánica particulada biodegradable presente en el afluente.

$$X_S = DQO_{TOT} - S_I - S_F - S_A - X_I \quad (7.5)$$

A su vez, se ha partido de los siguientes supuestos en lo relativo a la relación entre las componentes y sus constantes estequiométricas:

$$SS_T = X_{NV} + X_S * i_{SSTXS} + X_I * i_{SSTXI} + (X_H + X_{AUT} + X_{PAO}) * i_{SSTBM} + X_{PHA} * 0.6 + X_{PP} * 3.23 \quad (7.6)$$

$$N_{T,sol} = S_{NH4} + S_{NO3} + S_F * i_{NSF} + S_I * i_{NSI} + S_A * i_{NSA} \quad (7.7)$$

$$P_{Tsol} = S_{PO4} + S_F * i_{PSF} + S_I * i_{PSI} + S_A * i_{PSA} \quad (7.8)$$

$$N_T - N_{Tsol} = X_S * i_{NXS} + X_I * i_{NXI} \quad (7.9)$$

$$P_T - P_{T,sol} = X_S * i_{PXS} + X_I * i_{PXI} \quad (7.10)$$

7.1.3.- Modelo de sedimentación

El BNRM1 considera la sedimentación en decantadores primarios, secundarios y espesadores mediante un modelo general de sedimentación desarrollado por Ribes (2002). La hipótesis simplificadora del modelo físico consiste en considerar únicamente el proceso en dirección vertical, cualquier desviación del proceso en otros sentidos es considerada despreciable.

El movimiento en el modelo de sedimentación se caracteriza mediante la teoría de flujo ideal de sólidos propuesta por Kynch en 1952. Las consideraciones de esta teoría, a grandes rasgos, son:

- La velocidad de sedimentación de una partícula depende únicamente de la concentración local de partículas.
- Todas las partículas tienen la misma forma, tamaño y densidad.
- La concentración de partículas es constante en cada sección horizontal del decantador.
- En procesos de sedimentación continua, la velocidad total de sedimentación depende de la de las partículas (relativa al líquido) y del flujo descendente de la suspensión (debido al caudal de extracción del fango del decantador).

La figura 7.1 representa la conceptualización física del modelo de sedimentación.

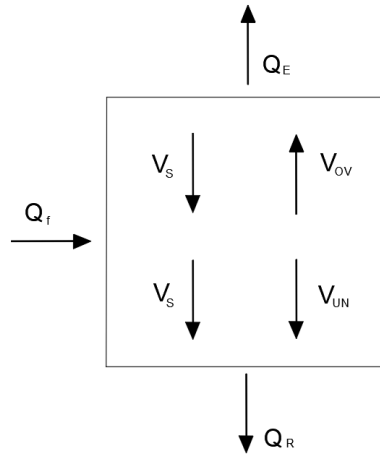


Figura 7.1.- Esquema de flujos en el decantador (de Seco et al., 2011).

En base a esto, el flujo en el decantador se puede considerar:

$$j_T = j_b + j_s \quad (7.11)$$

Donde:

j_T : es el flujo total

j_s : es el flujo debido a la sedimentación

j_b : es el flujo debido al arrastre de sólidos producido por los caudales de agua sobrenadante y de fango espesado.

El flujo debido al arrastre se puede expresar como:

$$j_b = V * X_{SST} \quad (7.12)$$

Donde, X_{SST} es la concentración de sólidos existente y V es la velocidad del agua o del fango y depende de la sección y la zona del decantador donde se evalúe. Más adelante, se describe la variación en la formulación de V respecto a la alimentación (h_f). Antes, se presentarán las distintas zonas contempladas en la formulación. Así, aparece la capa de alimentación, que sirve como conexión entre la zona superior y la inferior.

En la capa de alimentación, además, existe la entrada de agua o fango al decantador, en la parte inferior se representa la salida de fango espesado y en la superior la del efluente.

Parte superior a la alimentación ($h \geq h_f$):

$$V_{OV} = -\frac{Q_e}{A} \quad (7.13)$$

Parte inferior a la alimentación ($h \leq h_f$):

$$V_{UN} = -\frac{Q_R}{A} \quad (7.14)$$

El flujo debido a la sedimentación se expresa, en cambio, como:

$$j_S = V_S * X_{SST} \quad (7.15)$$

Donde, V_S es la velocidad de sedimentación de los sólidos. Habiendo representado los términos que la conforman, se muestra la ecuación que describe la sedimentación en dirección vertical.

$$\frac{\partial X_{SST}}{\partial t} = \frac{\partial(V * X_{SST})}{\partial h} + \frac{\partial(V_S * X_{SST})}{\partial h} \quad (7.16)$$

Como se puede comprobar, la forma de representar esta ecuación implica la división del decantador en intervalos discretos, de tal modo que los elementos diferenciales de altura se aproximan mediante dichos intervalos.

Sobre estas capas horizontales que surgen de la definición de intervalos discretos se aplican los correspondientes balances de materia.

De esta manera se resuelve la ecuación diferencial en cada instante de tiempo considerado:

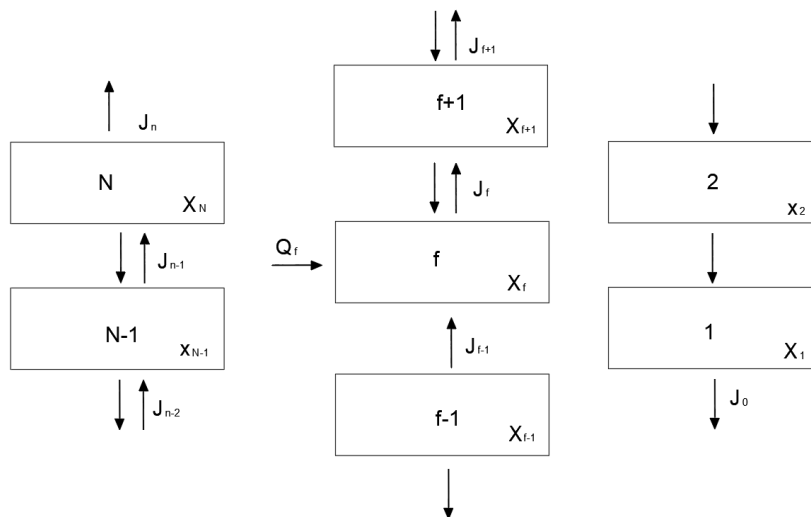


Figura 7.2.- Esquema del decantador con los flujos de sólidos entre las diferentes capas para las zonas de clarificación, alimentación y sedimentación (de izda. a dcha.) (Seco et al., 2011).

Habiendo realizado una representación genérica del cálculo de la sedimentación, se procede a describir el cálculo de los parámetros fundamentales.

Cálculo de los flujos de material particulado:

El cálculo de X_{SST} implicado en la ecuación diferencial supone el cálculo de los flujos de todas las especies particuladas que lo constituyen. Para ello será necesario conocer la velocidad de sedimentación de los sólidos suspendidos y asignársela a cada componente particulado del modelo.

Por otra parte, la fracción de sólidos suspendidos no sedimentables, acompañada por la fracción soluble, se asume que se mueven con el agua, por lo que su flujo se obtiene a partir del caudal de efluente o purga multiplicado por la concentración que le corresponda a cada capa (Ribes et al., 2002).

Además, para la resolución del flujo total se impone una limitación respecto al flujo de las capas individuales, de tal modo que el flujo de cada una de ellas estará limitado por la inmediata inferior. De este modo, cuando el gradiente de concentraciones entre las dos capas sea positivo, se tomará el flujo mínimo obtenido en el intervalo y, cuando este gradiente sea negativo, se tomará el máximo. Esta idea es la que rige las ecuaciones que definen al flujo de sólidos salientes de la capa i :

$$J_i = X_{SST} \in [X_{SST,i+1}, X_{SST,i}] ((V_S + V) * X_{SST}) \quad \text{si } X_{SST,i+1} < X_{SST,i} \quad (\text{caso min}) \quad (7.17)$$

$$J_i = X_{SST} \in [X_{SST,i}, X_{SST,i+1}] ((V_S + V) * X_{SST}) \quad \text{si } X_{SST,i} < X_{SST,i+1} \quad (\text{caso max}) \quad (7.18)$$

Esta formulación permite asegurar que no se darán gradientes de concentración inversos en la modelización.

Velocidad de sedimentación:

En primer lugar, existirá una velocidad de sedimentación zonal y relativa a la formación de flóculos, de tal modo que:

En las zonas más superficiales del decantador, donde las concentraciones son menores y no consiguen generar una sedimentación zonal, la velocidad de sedimentación aumenta con la concentración de sólidos, ya que cuanto mayor sea esta, mayor floculación se dará (Patry y Takács, 1992, cita en Seco et al., 2011).

Esto se debe a la mayoración del tamaño del flóculo que tendrá lugar después de la adición de partículas sobre éste, que será mayor a mayor presencia de las mismas en el volumen estudiado.

Así, habrá colmatación del incremento de velocidad, dando lugar al concepto de máxima velocidad de sedimentación efectiva (V_{Smax}).

El punto de colmatación del efecto de la floculación, se deberá, entre otros factores, a las características del fango modelado.

Finalmente, la expresión general para la velocidad de sedimentación (Takács et al., 1991, cita en Seco et al., 2011) se puede expresar como sigue:

$$V_s = \max\{0, \min [V_{Smax}, V_0 * (e^{-r_h X^*} - e^{-r_p X^*})]\} \quad (7.19)$$

Donde, X^* es la concentración de sólidos sedimentables, que se obtiene de la diferencia de los sólidos totales, X , respecto a los no sedimentables, X_{min} . De este modo, sabiendo que los sólidos no sedimentables son:

$$X_{min} = f_{ns} * X_f \quad (7.20)$$

Se obtienen los sedimentables como:

$$X^* = X - f_{ns} * X_f \quad (7.21)$$

Siguiendo lo establecido por este modelo, para conocer la velocidad de sedimentación según la concentración en cada zona, debemos conocer los siguientes parámetros:

- V_0 (m/h) = máxima velocidad de sedimentación zonal
- V_{Smax} (m/h) = máxima velocidad de sedimentación efectiva
- r_h (m³/g) = parámetro característico de la sedimentación zonal
- r_p (m³/g) = parámetro característico de la sedimentación floculada
- f_{ns} = fracción no sedimentable de los sólidos en la entrada

Atendiendo a lo expuesto quedarían representadas las características de las zonas en las que lo mayoritario es la formación de flóculos y, después de estas, las zonas en las que se llega a una situación estable de sedimentación zonal, la restante situación a representar sería el asentamiento sobre el fondo del decantador de las capas sedimentadas.

Es por ello que, en la evaluación de velocidades de sedimentación, se distinguen las zonas de transición y compresión del fango, en las que no se puede modelizar en los mismos términos que para el resto del decantador, ya que, en estos casos, el peso de las partículas sedimentadas comienza a influir sobre las capas depositadas de fango, comprimiéndolas y acercándolas al fondo en este proceso, de modo que la “velocidad de sedimentación” aquí será mucho más reducida que la registrada en términos generales en el decantador.

Esta situación se representa en el programa DESASS mediante una formulación similar a la de Otterpohl y Freund (1992, cita en Seco et al., 2011) para corregir el flujo de sedimentación en función de la altura del decantador.

De este modo, Ω será 1 en las capas más superiores y se irá reduciendo a partir de la zona de transición hasta acabar anulando la velocidad de sedimentación hacia el fondo del reactor.

$$\Omega = \frac{1 - B * h_t^{-1 * (1 + \frac{2 * IVF}{100 + IVF})}}{1 - B * z^{-1 * (1 + \frac{2 * IVF}{100 + IVF})}} \quad (7.22)$$

Donde:

$$B = - \left(\frac{100 + IVF}{IVF} + 1 \right) * h_c^{\left(1 + \frac{2*IVF}{100+IVF} \right)} \quad (7.23)$$

$$h_c = \left(1 - \frac{1}{X_c * r_h} \right) * \left(\frac{X_f * h_f}{X_c} \right) \quad (7.24)$$

$$\text{Con } h_t = \min (2h_c, h_f)$$

$$\text{Con } X_c = \frac{480}{IVF}$$

Aplicando la función correctora mostrada, el flujo de sedimentación de sólidos se obtiene de:

$$j_s = \Omega(Z) * V_s * X_{SST} \quad (7.25)$$

Y con esta expresión se podrá representar lo que ocurre en decantadores primarios, secundarios y espesadores, ya que incluye los procesos de sedimentación floculada, sedimentación zonal y sedimentación por compresión.

7.1.4.- Otras consideraciones para el trabajo con DESASS

Consideraciones genéricas:

La comunicación usuario-programa se hará fundamentalmente a partir de la “Ventana principal”. Esta ventana principal consta de:

- Barra de título: situada en la parte superior de la ventana, muestra nombre del archivo y ruta en la que se ha guardado.
- Ventana de trabajo: zona amarilla donde se muestran los elementos que se irán añadiendo al sistema.
- Barra de menú: ubicada bajo la barra de título, sirve para seleccionar lo que le ocurre al sistema en definición.
- Línea de botones: ubicada bajo la barra de menú, sirve para añadir elementos al sistema, definir las distintas conexiones entre estos, iniciar el diseño o la simulación, guardar resultados y abrir archivos.

Paralelamente aparecerá “el contador” en la parte central de la barra de menú, indicando número de iteraciones calculadas o tiempo de simulación, dependiendo si se trabaja en diseño o en simulación respectivamente.

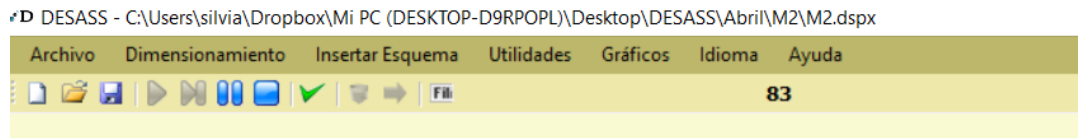


Figura 7.3.- Ventana principal de DESASS con título, barra de menú, línea de botones y contador de iteraciones.

La ejecución del modelo se podrá controlar mediante la sub-ventana “Utilidades”, aquí, en “Opciones generales” se definirán las características del cálculo a través del número máximo de iteraciones, del criterio de convergencia y del tiempo máximo de simulación. Así mismo, se podrán limitar los rangos de guardado de resultados y la forma en la que estos son mostrados. En esta ventana también se indicará si el cálculo se va a realizar diferenciando entre invierno y verano o si, en cambio, se considerará un único estado para el cálculo.

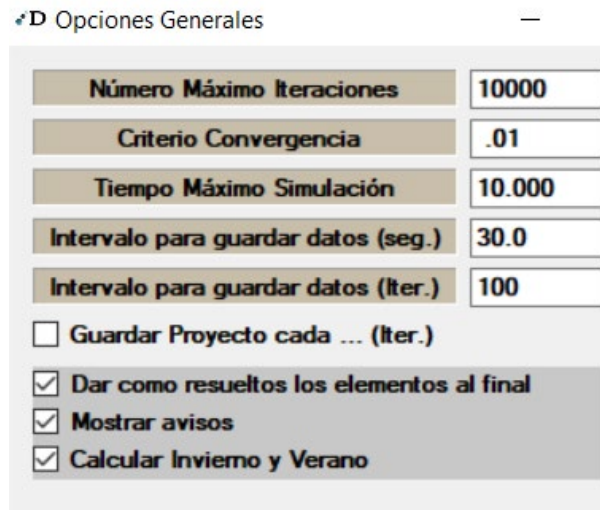


Figura 7.4.- Ventana Utilidades y su derivado de Opciones Generales de control del cálculo.

En la misma sub-ventana “Utilidades” se podrá definir si el cálculo se efectuará para el “Diseño” o para la “Simulación” de las condiciones de la EDAR.

Otras cuestiones a definir sobre el cálculo en esta ventana serán el estudio o no de la aireación o la salida de datos relativos a la precipitación química.

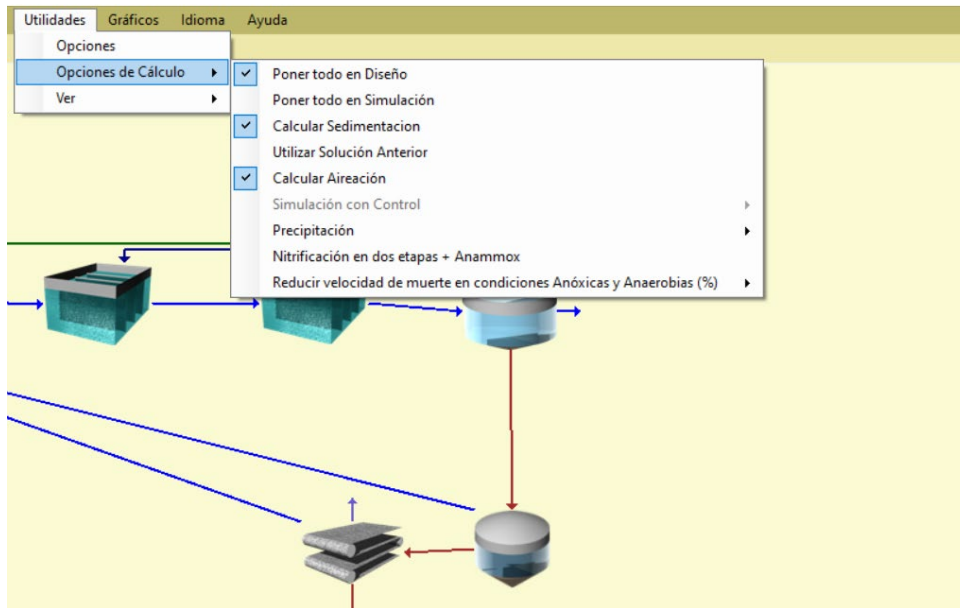


Figura 7.5.- Ventana Utilidades y su derivada específica de Opciones de cálculo.

La opción “Gráficos” permite representar, para estados estacionarios en forma de iteraciones y a tiempo real durante la simulación, la variación de las concentraciones en cada elemento del sistema que conforma la EDAR.

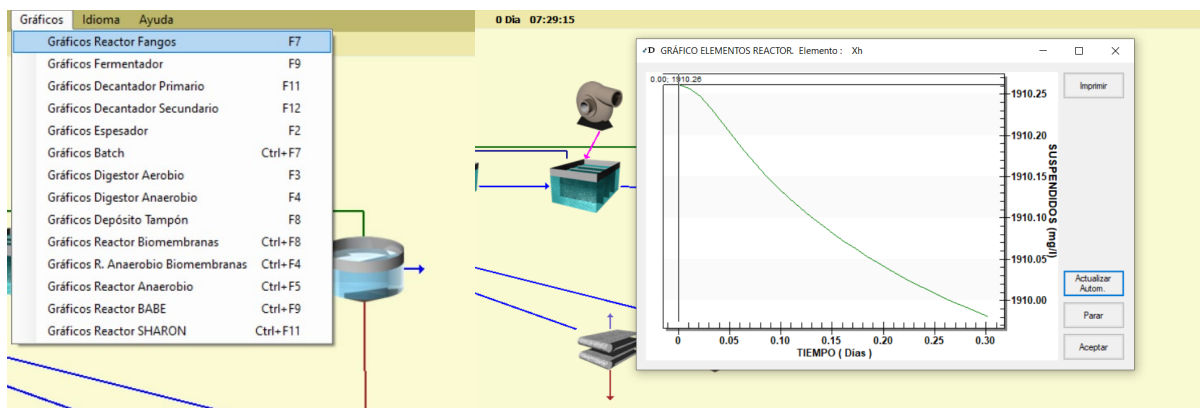


Figura 7.6.- Ventana de acceso a las gráficas en modo Simulación.

La opción más fundamental para el diseño, finalmente, es la inserción de los diferentes elementos de la EDAR y de las conexiones entre estos. A estas funciones se accede desde la línea de botones.

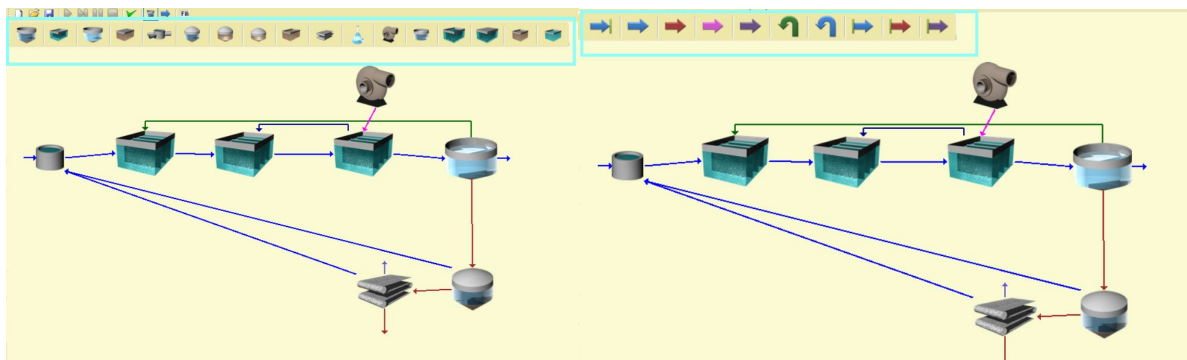


Figura 7.7.- Línea de botones para seleccionar unidades que configuren una EDAR.

En lo relativo a las posibilidades de diseño, y al hilo del apartado, se podrán incluir los parámetros de sedimentabilidad, tanto en términos generales (a la entrada al sistema) y también concretos en cada elemento:

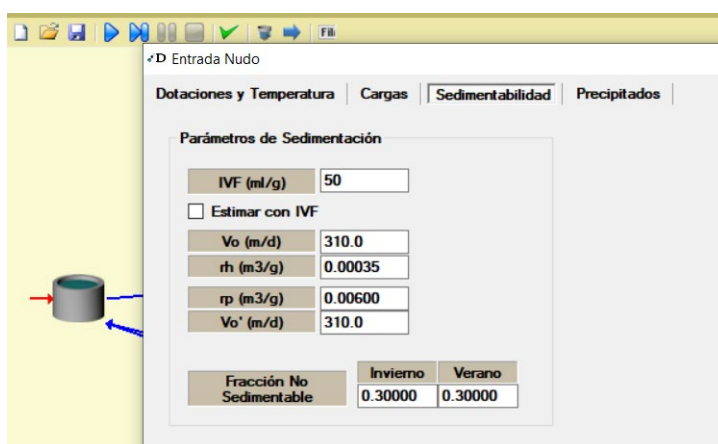


Figura 7.8.- Parámetros de sedimentabilidad en la caracterización del afluente de entrada.

Por último, se comenta la capacidad de “Validación de Elementos”, esto implica que, previo al inicio de los cálculos, DESASS realiza una validación de la configuración de la planta definida por el usuario. En caso de detectar alguna incongruencia en la definición de los elementos, el programa emitirá una ventana en la que se indicarán los errores registrados y la modelización del sistema no se ejecutará hasta resolver los fallos.

7.2. Configuración en DESASS de la EDAR de Carral

DESASS permite trabajar con diferentes elementos para representar el funcionamiento de la EDAR. Para el caso de la EDAR de Carral se ha definido el sistema que se expone a continuación:

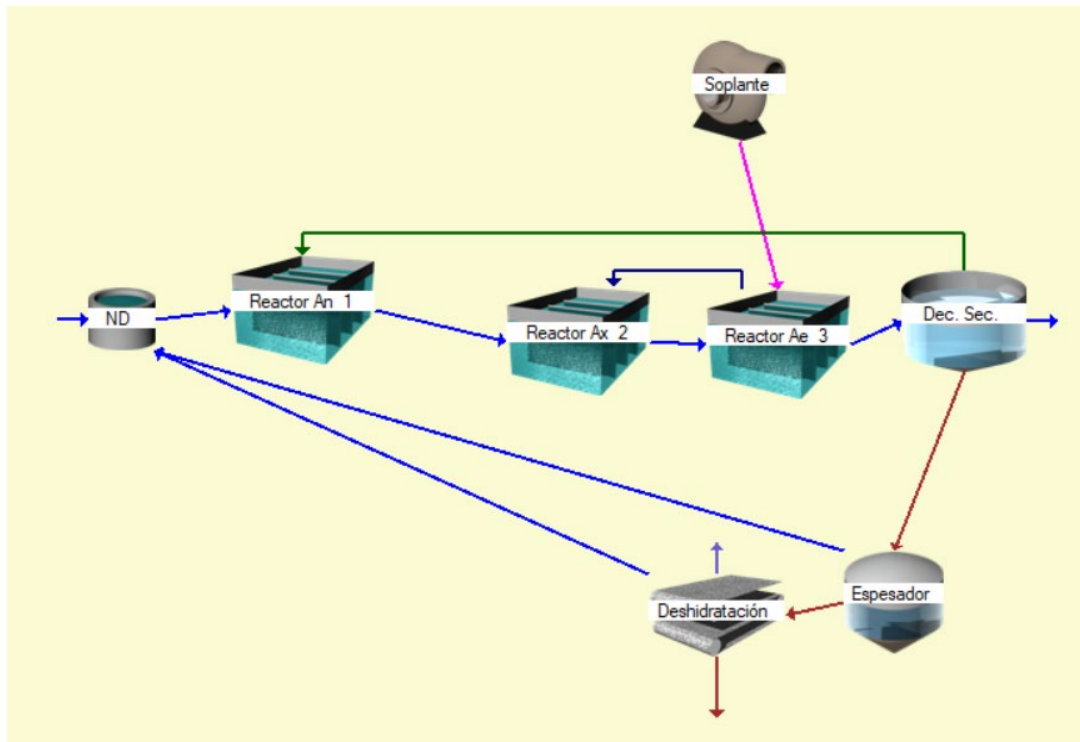


Figura 7.9.- Esquema implementado en DESASS para representar la EDAR-Carral.

En primer lugar, se ha de señalar que el programa no permite representar el pretratamiento, por lo que se comenzará la representación en el Reactor Anaerobio. Es decir, se carece de representación de rejillas de desbaste y desarenado/desengrasado.

Aunque es importante no contar con representación de la etapa de pretratamiento, hay que resaltar que, en la DITEDAR-1/1/2-Cargas de contaminación (Augas de Galicia), se establece que la etapa de pretratamiento no ofrece mejora de la composición del agua residual bruta, asignándole un rendimiento del 0% en eliminación de los contaminantes mayoritarios: DBO, SS y nutrientes. Por lo tanto, se puede decir que hay un cierto alineamiento entre la DITEDAR-1/1/2 y el modelo DESASS.

Partiendo de esta condición, se procede a representar las unidades que han conformado el modelo global.

7.2.1.- Reactor biológico

El programa DESASS trabaja con el elemento “Reactor de Fangos” para representar tanques anaerobios, anóxicos y óxicos.

DESASS, a su vez, permite representar Grupos de reactores, en cuanto a la definición que se le da a los mismos, en el Manual Desass se puede leer que “un Grupo de Reactores es un conjunto de reactores de fangos activados conectados en serie y asociados a un decantador secundario en particular”.

Esta condición de agrupación de los reactores implica que el algoritmo del programa trabajará sobre el total de elementos introducidos bajo la etiqueta de Reactor de Fangos, por lo que el Reactor Anaerobio y el Reactor de Fangos Activos en forma de Canal de Oxidación irán considerados en el mismo “Grupo de Reactores”, formando, la parte anaerobia, la óxica y la anóxica, cada una, un determinado porcentaje del concepto global del Reactor de Fangos, que, a su vez, presentará características cinéticas y estequiométricas comunes.

A continuación, se muestran las pantallas propias de la caracterización de estos elementos.

7.2.1.1.- Tanque anaerobio (reactor de fangos 1)

Para la caracterización general de este tanque se emplean parámetros relativos al tiempo de retención celular, así como su volumen, extraídos ambos del Proyecto de la EDAR de Carral.

En cuanto a la maquinaria de agitación, debido a que en esta fase del desarrollo del modelo se está en diseño, simplemente se le adelanta al programa que el único agitador existente en el tanque será de marca Flyght y de tipo “hélice marina”, las demás condiciones relativas a ésta serán dadas como resultado tras la ejecución del programa.

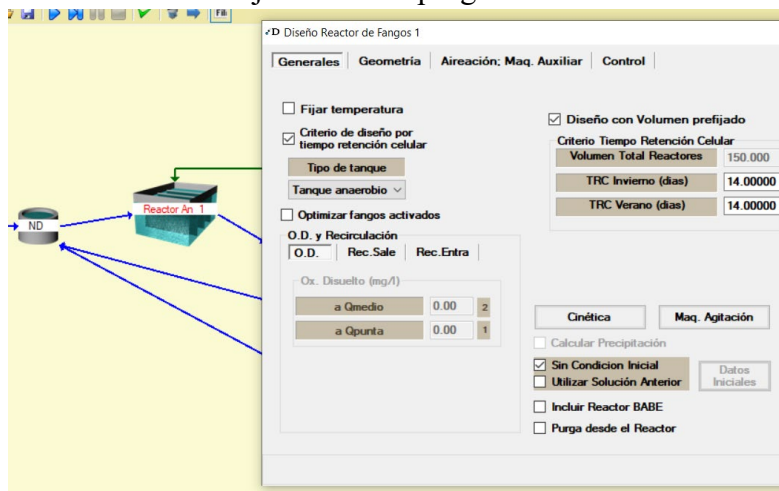


Figura 7.10.- Reactor anaerobio 1, dentro del Grupo de Reactores implementado en el esquema de la EDAR-Carral.

En cuanto a su geometría se indica el porcentaje de volumen que este tanque le supone al total, así como: el número de unidades que el algoritmo debe suponer para el mismo, su longitud, su ancho, su calado y resguardo.

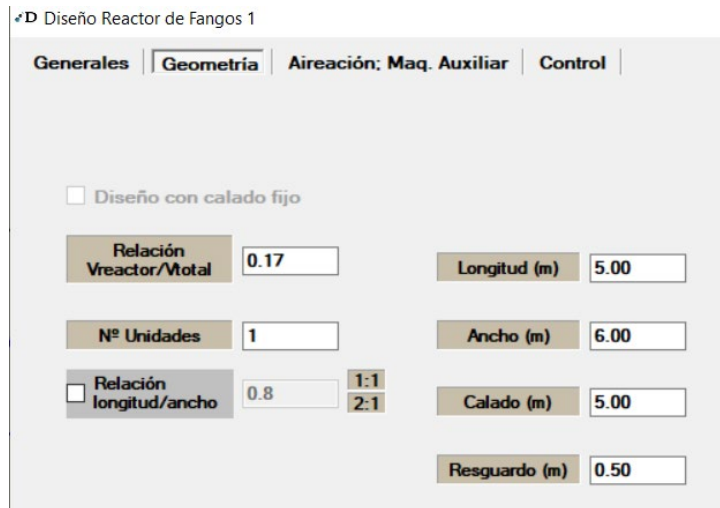


Figura 7.11.-Características geométricas del tanque anaerobio según El Proyecto.

7.2.1.2.- Canal de oxidación: zona anóxica (reactor de fangos 2)

El Reactor de Fangos 2 representa una zona anóxica caracterizada mediante idénticas condiciones que el tanque anaerobio, excepto por sus características geométricas, y que, en este caso, la proporción anóxica, siguiendo el modelo implementado vía AQUASIM, se considera de un tercio del total del canal de oxidación.

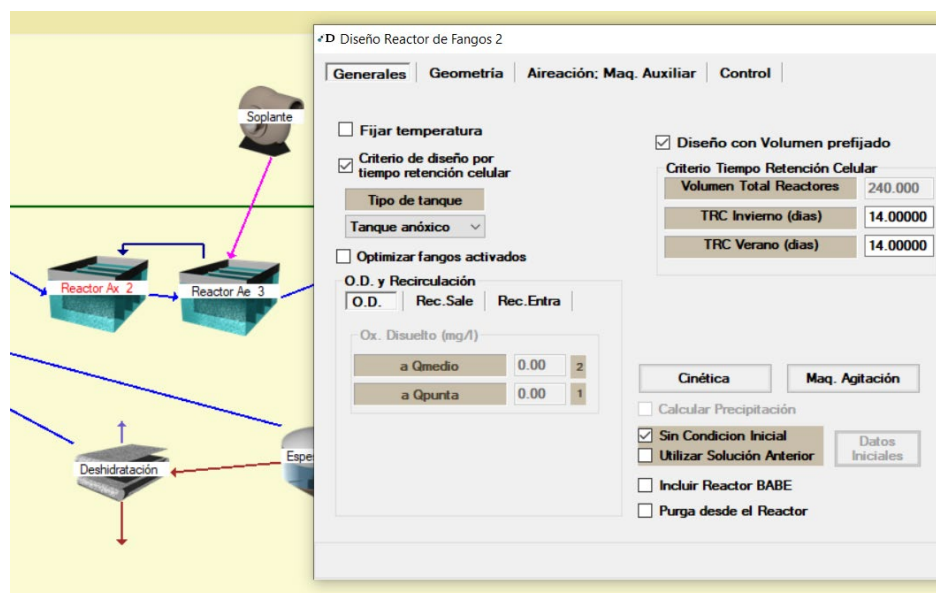


Figura 7.12.- Zona anóxica del canal de oxidación (reactor de fangos 2) en EDAR-Carral.

Como el total del volumen de reactores incluye el tanque anaerobio, que supone aproximadamente un 10% del volumen total de 1100 m³, teniendo en cuenta que la parte anóxica supone un 33,3% del 90% que representa el volumen del canal de oxidación, de 960 m³, se tiene una Relación Vreactor/Vtotal de 0,30 aproximadamente.

✚D Diseño Reactor de Fangos 2

Generales | **Geometría** | Aireación; Maq. Auxiliar | Control

Diseño con calado fijo

Relación Vreactor/Vtotal	<input type="text" value="0.28"/>	Longitud (m)	<input type="text" value="6.00"/>
Nº Unidades	<input type="text" value="1"/>	Ancho (m)	<input type="text" value="8.00"/>
<input type="checkbox"/> Relación longitud/ancho	<input type="text" value="0.8"/>	<input type="text" value="1:1"/> <input type="text" value="2:1"/>	Calado (m)
			<input type="text" value="5.00"/>
		Resguardo (m)	<input type="text" value="0.50"/>

Figura 7.13.- Geometría atribuible a 1/3 del canal de oxidación según El Proyecto.

7.2.1.3.- Canal de oxidación: zona óxica (reactor de fangos 3)

En cuanto a las cantidades de oxígeno disuelto, el programa en estado estacionario requiere especificar concentraciones para Q_{medio} y para Q_{punta} . Una vez emitido el dimensionamiento, DESASS permite introducir para el estado transitorio variaciones temporales del OD, que podrán representar los intervalos de trabajo de las soplantes.

Para el Reactor de Fangos 3, por sus condiciones óxicas, se deben especificar además las condiciones de la oxigenación, esta se caracterizará mediante la concentración de oxígeno disuelto y mediante los elementos destinados a la aportación de flujo/oxígeno.

Como la aireación se hará mediante difusores y en el Proyecto de Carral se indica la tipología de los mismos, lo que se hace en DESASS es identificar el tipo de difusores que se deben modelar, y, a partir de esta aproximación, dejar que el programa estime las características mínimas que estos deben presentar.

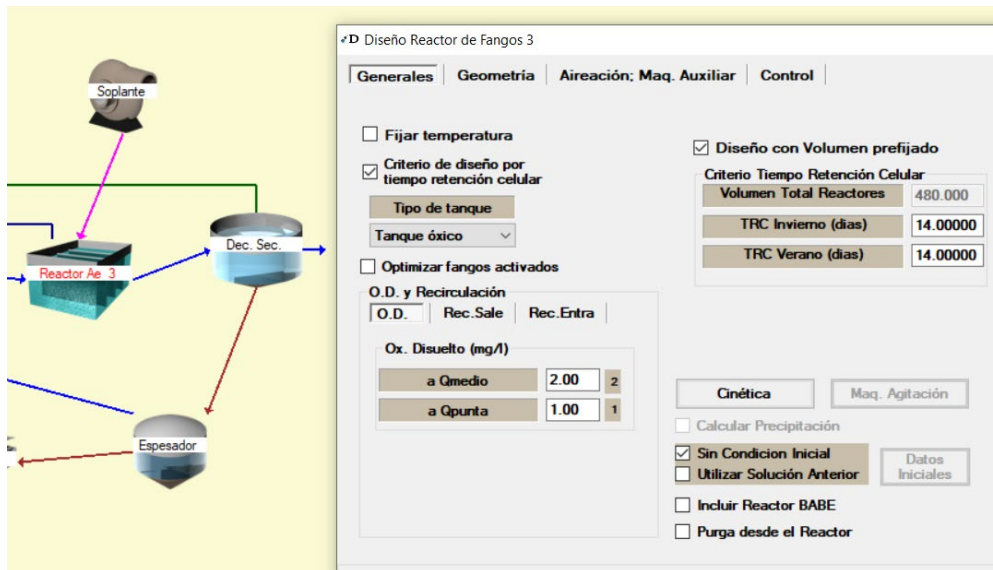


Figura 7.14.- Zona óxica del canal de oxidación (reactor de fangos 3) en EDAR-Carral.

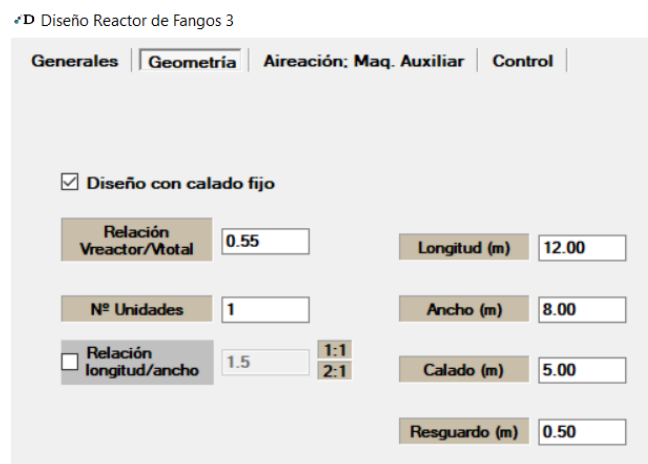


Figura 7.15.- Geometría atribuible a 2/3 del canal de oxidación según El Proyecto.

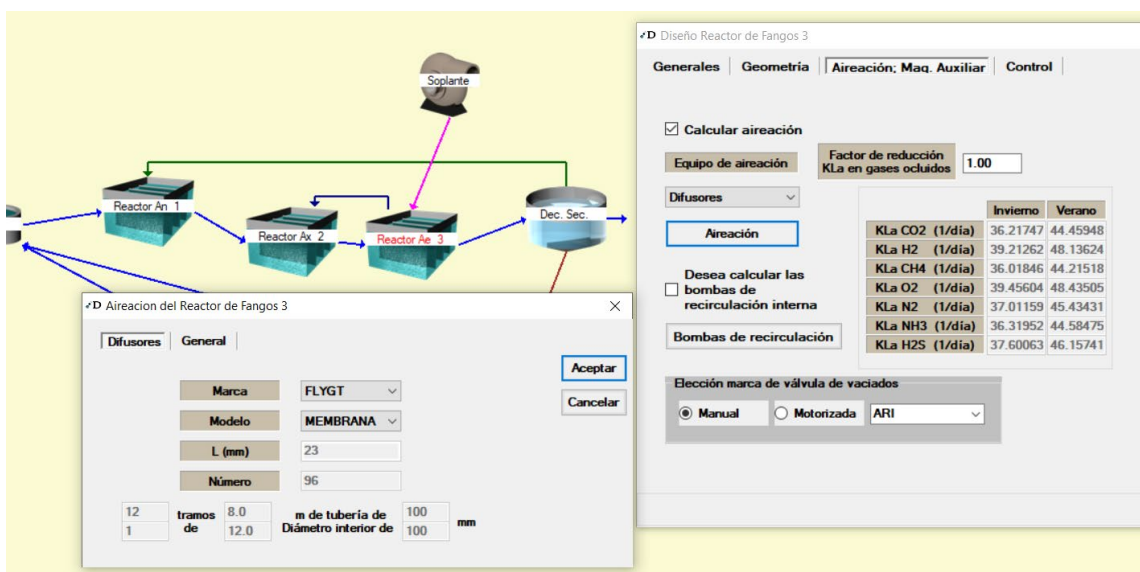


Figura 7.16.- Características del sistema de aireación implementado en el canal de oxidación.

Por último, es en este Reactor de Fangos 3 en el que se podrán especificar las condiciones de recirculación interna respecto al Reactor de Fangos 2.

O.D. y Recirculación

O.D. | Rec.Sale | Rec.Entra

Recirc. Interna que sale

Q.rec.int	3.00
Qentrada	

Rango recomendado: 2 - 4

Figura 7.17.- Recirculación interna de nitrato conforme al estándar de predesnitrificación.

Los valores típicos del caudal de recirculación interna de nitrato recomendados por instituciones como la USEPA o la IWA suelen situarse en un intervalo de 2 a 4 veces el caudal afluente. Por ello, inicialmente, el modelo se arrancará con una tasa de recirculación interna de 3. Las pruebas de calibración se iniciarán con este valor estándar por ser el habitual a la hora de formular modelos en este contexto, pero se prevé una necesidad de mayoración del mismo debido a las características de flujo de los canales de oxidación donde la tasa de recirculación interna se ha demostrado que alcanza valores de hasta 10 (Rittmann & Langeland, 1985).

También, la aplicación del AQUASIM (Capítulo 6) apuntó en esa dirección cuando se quiere lograr una eficiencia de eliminación de nitrógeno muy elevada. Adicionalmente, desde un punto de vista teórico para alcanzar eficiencias del orden del 90% en eliminación de nitrógeno la tasa de recirculación interna de nitrato debe ser del orden de 8, cuando se utiliza el esquema de predesnitrificación (ver figura siguiente).

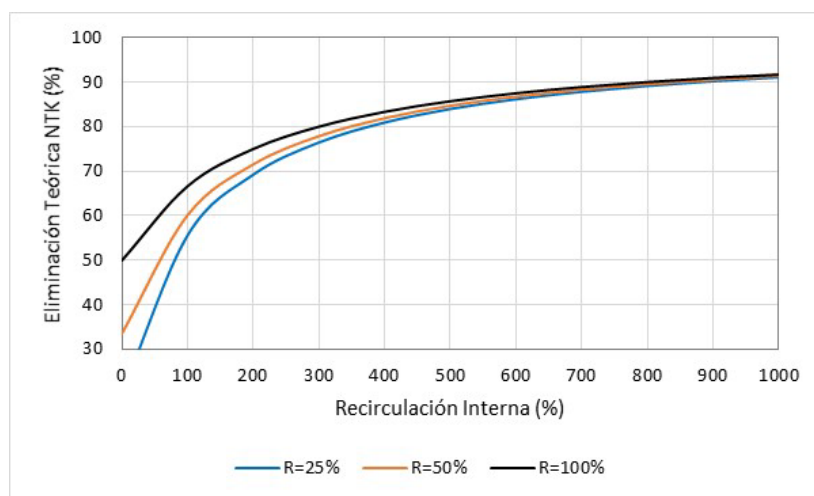


Figura 7.18.- Eliminación teórica de NTK en función de la tasa de recirculación interna de nitrato y de la tasa de recirculación de lodos (R) (reproducida de USEPA, 1993).

7.2.1.4.- Soplantes

Relativas al sistema de reactores de fangos también se debe tener en consideración a las soplantes, cuyas características reales se indican en el Proyecto de Carral.

De nuevo, en esta fase de diseño simplemente se indicará la tipología de las soplantes con las que se quiere trabajar, una en activo y otra de reserva, posteriormente, el programa emitirá una serie de soplantes recomendadas en función del dimensionamiento de la EDAR y, en modo Simulación, permitirá realizar pruebas de aireación con diferentes tipos de soplantes.

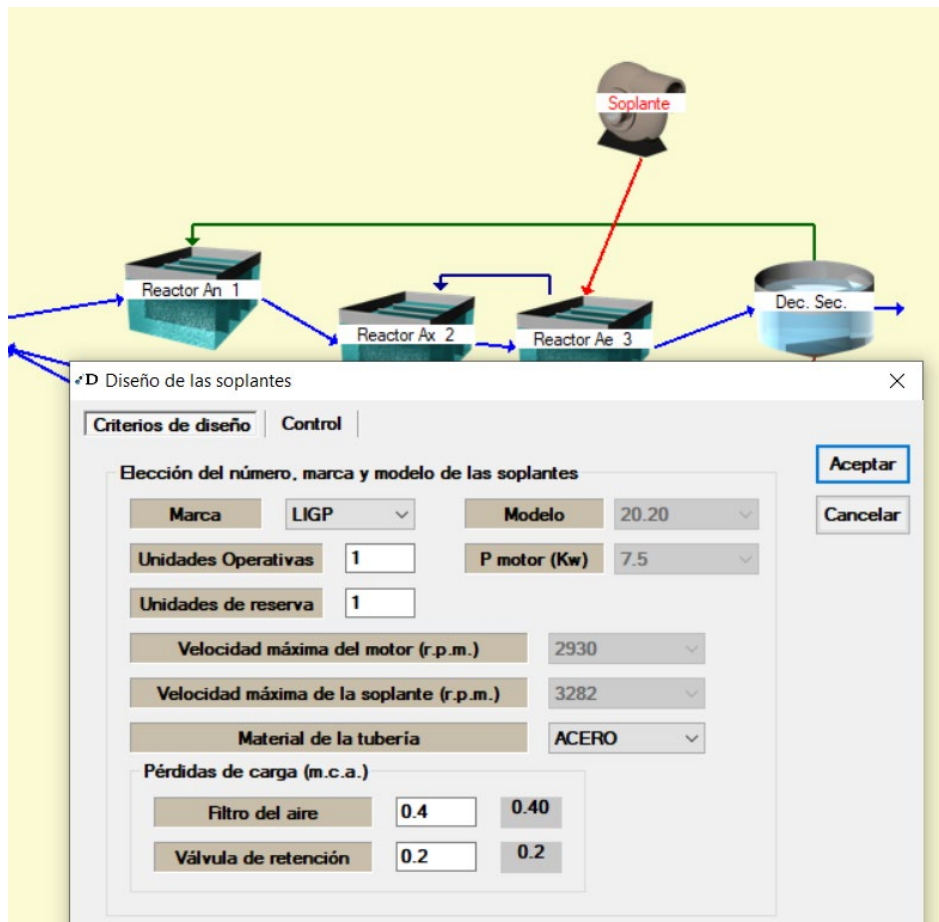


Figura 7.19.- Configuración inicial del tipo de soplantes para el diseño de la EDAR.

7.2.2.- Decantador secundario

Como se indicaba en la descripción de Grupo de Reactores, será necesaria para la correcta implementación del mismo, la consideración de un decantador secundario tras el Reactor de Fangos 3.

El objetivo principal de la decantación secundaria es la separación de los sólidos suspendidos del licor mezcla con el fin de obtener un efluente con un bajo contenido de sólidos en suspensión.

En los decantadores secundarios, tiene lugar una sedimentación de tipo retardada o zonal en la cual las partículas sedimentan en bloque. Esto es debido a la relativamente elevada concentración de sólidos existente que provoca que las partículas interactúen entre sí tendiendo a estar en posiciones relativas fijas.

Los criterios de diseño utilizados en el cálculo de los decantadores secundarios son la carga de sólidos, la carga hidráulica, el tiempo de retención y la carga sobre vertedero.

Para la caracterización del mismo se deben precisar ciertos datos generales cuya definición se ha basado en el cumplimiento de los rangos indicados por el programa, que por otra parte se aproximan mucho a los valores de buenas prácticas comúnmente utilizados para el diseño de estas unidades.

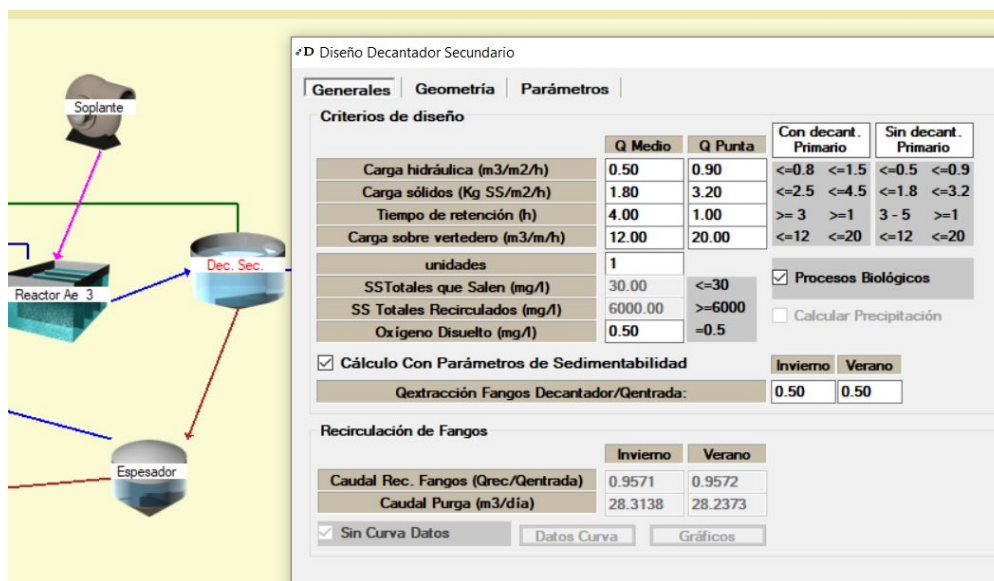


Figura 7.20.- Decantador secundario del esquema representativo de EDAR-Carral.

En cambio, la caracterización geométrica se ha basado en la información recogida en el proyecto de la EDAR de Carral.

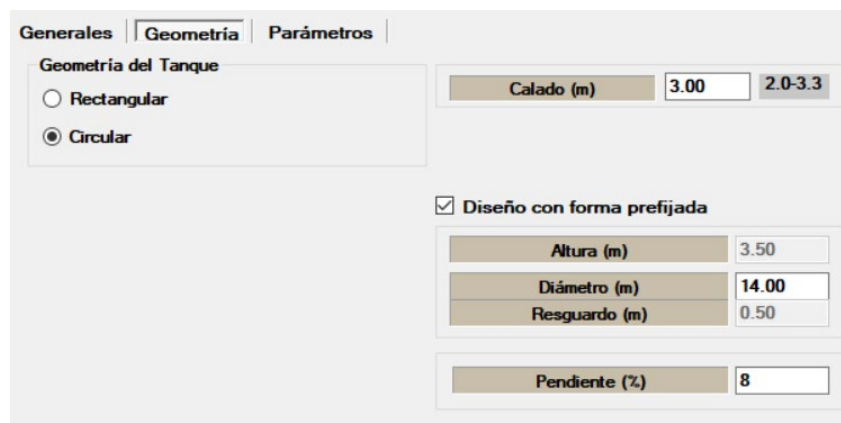


Figura 7.21.- Geometría descriptiva del decantador secundario según El Proyecto.

En cuanto al proceso de sedimentación en sí y en base a la teoría definida en anteriores apartados para la misma, se presentan los siguientes valores:

Parámetros Modelo Decantador	
Num. capas	10 (10 - 50)
Capas por debajo del alimento	7
Altura aliment. (m)	2.18

Parámetros Sedimentación Fango	
IVF (ml/g)	110
<input checked="" type="checkbox"/> Estimar con IVF	
Vo (m/d)	215
rh (m ³ /g)	0.000524
rp (m ³ /g)	0.0050
Vo' (m/d)	150
Fns (-)	0.00300

Figura 7.22.- Parámetros específicos de sedimentabilidad en el decantador secundario.

7.2.3.- Espesador

El objetivo principal de los espesadores es el tratamiento de fangos primarios y/o biológicos para aumentar la concentración de sólidos en suspensión a la salida de la unidad.

En los espesadores convencionales tiene lugar una sedimentación de tipo retardada o zonal en la cual las partículas sedimentan en bloque. Sin embargo, en la EDAR de Carral el espesador no es de tipo convencional sino de tipo dinámico de tornillo de Arquímedes. En el DESASS, la definición del espesamiento se basa en los criterios de diseño convencionales: carga de sólidos, carga hidráulica superficial y el tiempo de retención (Fig. 7.23). Estos criterios no rigen para los espesadores dinámicos. Por lo tanto, con la simulación nos hemos limitado a comprobar que se obtiene un lodo secundario espesado con una concentración típica en torno al 1%.

Diagram showing flow from 'Soplante' to 'actor Ae 3', then to 'Dec. Sec.', and finally to 'Espesador'.

	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	0.90	<=1.4	<=0.45	<=0.9
Carga de sólidos (Kg SS/m ² /h)	2.90	<=5.4	<=1.4	<=2.9

Concentración Fangos Producidos (KgSS/m ³)	7.97
Nº de Unidades	1

	Invierno	Verano
Qextracción Fangos /Qentrada:	0.500	0.500

	Invierno	Verano
Caudal Purga (m ³ /día)	14.1569	14.1186

Figura 7.23.- Definición de un espesador convencional en DESASS.

7.2.4.- Deshidratación mecánica

La deshidratación del fango reduce su contenido de humedad facilitando su manipulación, reduciendo los costes de transporte y reduciendo la producción de lixiviados. Los dispositivos de deshidratación utilizan varias técnicas tales como la filtración, el prensado, la compactación centrífuga, etc.

La inclusión de la deshidratación mecánica en DESASS no pretende el cálculo de estos sistemas sino la posibilidad de recircular el sobrenadante a cabecera de planta (retorno). La recirculación del sobrenadante de la deshidratación (especialmente en plantas con eliminación biológica de nutrientes y digestión anaerobia de fangos) afecta en gran medida a los resultados.

De nuevo, las características de los parámetros de esta unidad no se pueden asimilar a lo especificado en El Proyecto. Asimismo, nos limitamos a comprobar que el modelo simula una concentración adecuada para un lodo deshidratado.

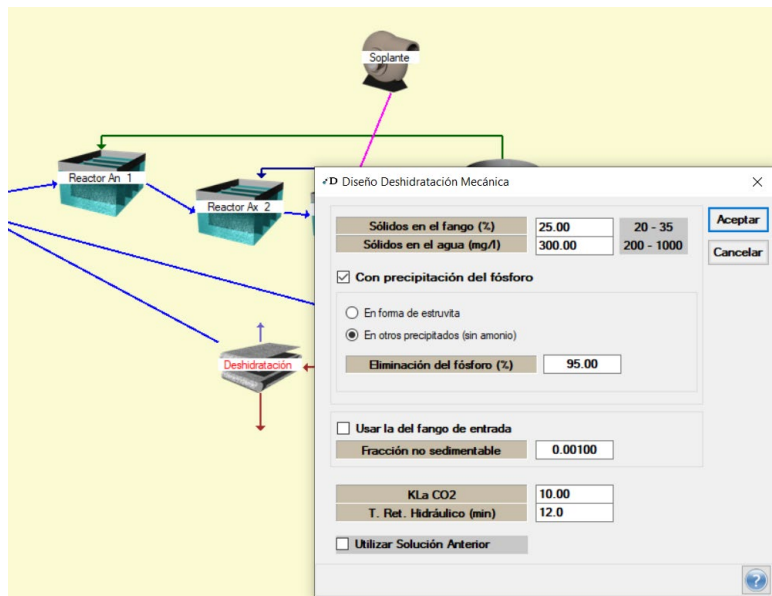


Figura 7.24.- Entelequia para la bifurcación mediante deshidratador vía DESASS.

7.2.5.- Líneas de agua, gas, aire y fangos

Las líneas de agua, caracterizadas en azul en el esquema de la EDAR (figura siguiente) sirven para representar las uniones entre los distintos elementos de la línea de tratamiento. El recorrido del agua tratada se inicia con la flecha de entrada sobre el elemento ND y se finaliza a la salida del decantador.

El licor mezcla que transcurre por el canal de oxidación también se recircula entre las zonas aireable y anóxica (Reactores 3 y 2), esto se representa mediante la flecha azul más oscura entre ambos reactores. Se incorporan, además, líneas de agua de retorno a la salida del deshidratador

y del espesador, representando así la recirculación de los sobrenadantes que se extraen de los procesos de espesamiento y deshidratación, que se conducen directamente a cabecera de planta.

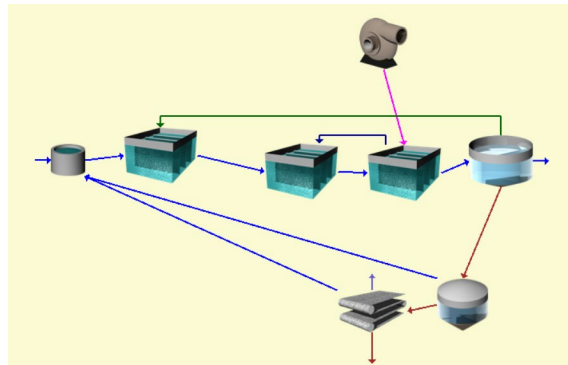


Figura 7.25.- Líneas en el modelo del sistema EDAR de Carral vía DESASS.

Las líneas de fangos representan la purga desde el decantador secundario y el transcurso de este fango por sus respectivos tratamientos de espesamiento y deshidratación, hasta ser retirados del sistema (en rojo).

La otra línea relativa a los fangos es la que simula la recirculación de fangos desde el decantador secundario hasta el inicio del grupo de reactores, representada en el modelo con una flecha verde.

Por último, se introducen la línea de aire que relaciona la soplante con el reactor de fangos (rosa) y la salida de gas que requiere el deshidratador mecánico para su funcionamiento (morada).

7.2.6.- Relaciones a la entrada y a la salida de la EDAR

Las diferentes herramientas para la caracterización de las aguas ya han sido descritas en puntos anteriores, en este caso, se procede a comentar como se define esta caracterización en función de lo que se pretende modelizar.

Aunque la caracterización en cuanto a concentraciones será el principal elemento diferenciador para la modelización, en cuanto a metodología será de aplicación la misma en todos los procesos.

En primer lugar, se debe acceder a la flecha de entrada de agua, en ésta, el programa pedirá los valores para la caracterización del afluente que a continuación se muestran:

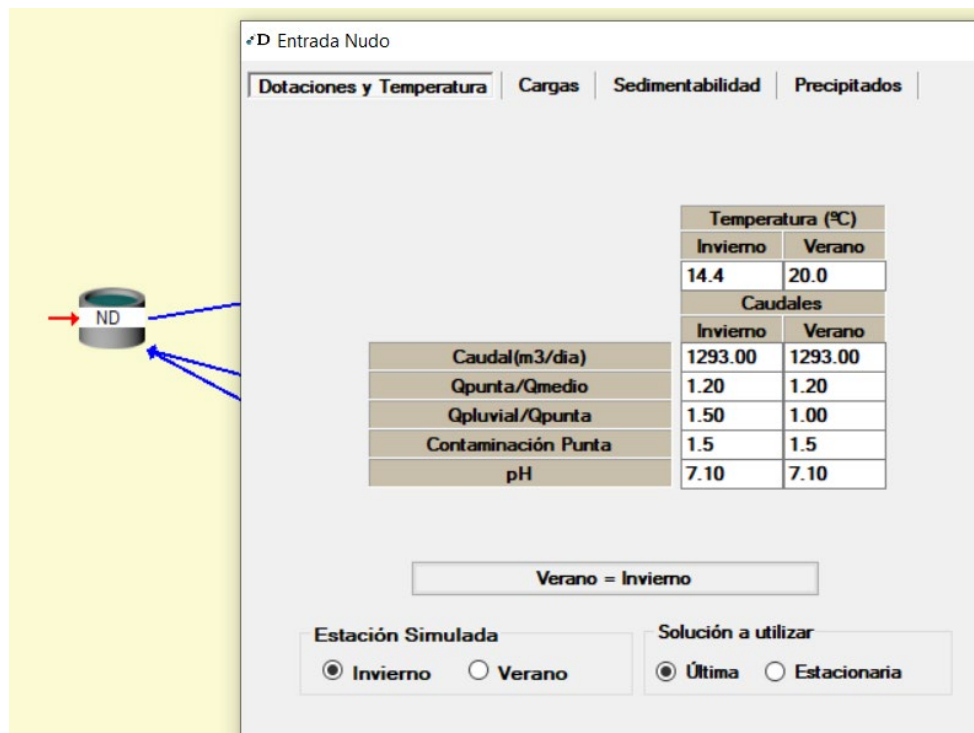


Figura 7.26.- Dotaciones y temperatura para la caracterización del afluente.

Las relaciones entre Q_{punta}/Q_{medio} y $Q_{pluvial}/Q_{punta}$ se han estimado a partir de la información aportada por El Proyecto de Carral. Se recuerda que en El Proyecto los caudales considerados son los siguientes:

Población 4.000 h-e
 Caudal diario punta total 1.040 m³/d (43,33 m³/h)
 Caudal máximo 130 m³/h (3 veces el caudal diario punta total)

El caudal diario punta suele utilizar un coeficiente de estacionalidad de 1,2 respecto al caudal medio. En el caudal máximo se tiene en cuenta una fracción para considerar la incorporación de pluviales e infiltración en tiempo de lluvia. En este caso, para la simulación, en tiempo de lluvia se ha asignado un 30% a mayores para infiltración y pluviales.

En segundo lugar, en la pantalla Cargas, será donde se caracterizará el agua residual para cada modelo, en este estudio se ha trabajado con datos analíticos, por lo que se accede a la pestaña inferior izquierda y se completa la información requerida por DESASS para poder ejecutar su algoritmo.

A continuación, se presentará un ejemplo de la metodología básica de caracterización del agua de entrada, aunque, como ya se ha indicado, en esta ventana los datos serán variables en función del muestreo modelado, ya que consisten en los elementos caracterizadores del agua residual.

Ejemplo: Caracterización del afluente vía DESASS

Entrada Nudo ×

Dotaciones y Temperatura | **Cargas** | Sedimentabilidad | Precipitados

	Soluble (mg/l)			Suspendida (mg/l)			
	Invierno	Verano		Invierno	Verano		
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi	50.71	50.71	mgDQO/l
Sf	44.48	44.48	mgDQO/l	Xs	668.50	668.50	mgDQO/l
Sa	110.60	110.60	mgDQO/l	Xh			mgDQO/l
Snh4	40.70	40.70	mgN/l	Xpao			mgDQO/l
Sno3	0.34	0.34	mgN/l	Xpp			mgP/l
Sno2			mgN/l	Xpha			mgDQO/l
Spo4	2.80	2.80	mgP/l	Xamm			mgDQO/l
Si	45.71	45.71	mgDQO/l	Xnit			mgDQO/l
Salk	198.00	198.00	mgHCO3/l	Xaut			mgDQO/l
Sn2	14.98	14.61	mgN/l	Xacid			mgDQO/l
Spro			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l
Sh2			mgDQO/l	Xmac			mgDQO/l
Sch4			mgDQO/l	Xmh2			mgDQO/l
Sco2	0.54	0.53	mgDQO/l	Xmeoh			mg/l
Sca			mg/l	Xfep			mg/l
Smg			mg/l	Xsrb-pro			mgDQO/l
Sk			mg/l	Xsrb-ac			mgDQO/l
Sfe			mg/l	Xsrb-h2			mgDQO/l
Sal			mg/l	Xtss	489.01	489.01	mg/l
Sso4			mgS/l	Xnv	92.90	92.90	mg/l
Shs			mgS/l				

Sin Curva de Datos

Con Datos Analíticos

?

Una vez seleccionada la opción de introducir datos analíticos se deben conocer los principales parámetros de caracterización de las aguas y las relaciones que hay entre ellos, es decir, porcentaje de DQO hay sobre el total del Nitrógeno medido, que porcentaje de DQO es soluble sobre el total de la misma, etc.

Ejemplo: Caracterización del afluente vía DESASS

The screenshot displays the DESASS software interface with three main windows:

- Entrada Nudo:** A data entry window with tabs for 'Dotaciones y Temperatura', 'Cargas', 'Sedimentabilidad', and 'Precipitados'. It contains tables for 'Soluble (mg/l)' and 'Suspendida (mg/l)' with columns for 'Invierno' and 'Verano'. It also has checkboxes for 'Sin Curva de Datos', 'Agua Residual Doméstica', and 'Con Datos Analíticos', along with a 'Caracterización' button.
- Datos Analíticos Entrada Nudo:** A window for entering analytical data. It includes fields for 'DQO' (922.0 mgDQO/l, 22.0 %Sol, 202.8 mgDQO/l), 'DBO' (DBO5: 520.0 mgDBO/l, 18.2 %Sol, 94.6 mgDBO/l; DBOlim: 597.0 mgDBO/l, 19.2 %Sol, 114.6 mgDBO/l), 'SST' (489.0 mg/l, 81.0 %SSV, 396.1 mg/l), 'Nitrogeno' (Ntot: 67.8 mgN/l, 66.0 %Sol, 44.7 mgN/l; NH4: 40.7 mgN/l, NO3: 0.3 mgN/l, Ntot Sp: 23.1 mgN/l), 'Fosforo' (Ptot: 6.5 mgP/l, 50.0 %Sol, 3.2 mgP/l; PO4: 2.8 mgP/l), 'Alcalinid.' (198.0 mgHCO3/l), 'pH' (7.2), and 'AGV' (110.6 mgAc/l). It has 'Calcular', 'Relaciones', and 'Borrar' buttons.
- RELACIONES Nudo:** A window showing a list of relationships between different parameters, such as 'DBOlim : DQO' (0.65 mgDBO : mg DQO), 'DQO : N' (13.60 mgDQO : mg N), etc.

Teniendo en consideración estas relaciones DESASS reparte en fracciones las distintas componentes con las que trabaja. Sabiendo que los principales productos a estudiar en este ámbito son los del Carbono y los del Nitrógeno y que, en este sentido también cobran relevancia los valores de sólidos en suspensión, se disciernen tres ecuaciones básicas de partida para la modelización:

1. Sabiendo que el total de la DQO estará compuesto por $DQO_{TOT} = S_I + S_F + S_A + X_I + X_S$. Sabiendo, a su vez, que el total de DQO es un valor que se introduce como dato (922 mg/L) y que, de la relación entre DBOlim y DQO (0.65) se puede extraer la concentración atribuible a elementos inertes y la atribuible a elementos fácilmente biodegradables.

Se comprueba cómo se han repartido las fracciones en base a estos criterios:

$$DQO_{tot} = 4 + 110,60 + 88,20 + 236,80 + 482,40 = 922 \text{ mg/L}$$

$$DBOlim/DQO = 0,65; 0,65 * 922 = 598 \text{ mg/L han de ser fácilmente biodegradables}$$

$$DQO \text{ fácilmente biodegradable} = S_F + S_A + X_S = 110,60 + 4 + 482,40 = 598 \text{ mg/L}$$

2. Del mismo modo, se puede controlar la concentración que se está suponiendo para el Nitrógeno a la entrada del sistema, sabiendo que $N_{T, \text{sol}} = S_{NH_4} + S_{NO_3} + S_F * i_{NSF} + S_I * i_{NSI} + S_A * i_{NSA}$ y, a su vez, que $N_T - N_{T, \text{sol}} = X_S * i_{NXS} + X_I * i_{NXI}$, se podrá conocer como el algoritmo de DESASS reparte concentraciones. En este caso, para calcular las concentraciones totales, se deben considerar también las constantes estequiométricas que se muestran en la ecuación y que pertenecen al grupo de constantes que figura en la ventana de "Cargas".

$$N_T = 40,70 + 0,30 + 4 * 0,077 + 88,20 * 0,038 + 110,60 * 0,070 + 236,38 * 0,019 + 428,4 * 0,038 = 73,5 \text{ mg/L}$$

Ejemplo: Caracterización del afluente vía DESASS

#D Entrada Nudo

Dotaciones y Temperatura | Cargas | Sedimentabilidad | Precipitados

	Soluble (mg/l)		mgDQO/l	Suspendida (mg/l)		mgDQO/l
	Invierno	Verano		Invierno	Verano	
So2	0.01	0.01		236.80	236.80	
Sf	4.00	4.00		482.40	482.40	
Sa	110.60	110.60				
Snh4	40.70	40.70				
Sno3	0.30	0.30				
Sno2						
Spo4	2.80	2.80				
Si	88.20	88.20				
Salk	198.00	198.00				
Sn2	14.61	14.61				
Spro						
Sh2						
Sch4						
Sco2	0.53	0.53				
Sca						
Smg						
Sk						
Sfe						
Sal						
Sso4						
Shs						

Sin Curva de Datos

Agua Residual Doméstica

Con Datos Analíticos

Caracterización

#D Entrada Nudo

Dotaciones y Temperatura | Cargas | Sedimentabilidad | Precipitados

	Soluble (mg/l)		Suspendida (mg/l)	
	Invierno	Verano	Invierno	Verano
So2	0.01	0.01		
Sf	4.00	4.00		
Sa	110.60	110.60		
Snh4	40.70	40.70		
Sno3	0.30	0.30		
Sno2				
Spo4	2.80	2.80		
Si	88.20	88.20		
Salk	198.00	198.00		
Sn2	14.61	14.61		
Spro				
Sh2				
Sch4				
Sco2	0.53	0.53		
Sca				
Smg				
Sk				
Sfe				
Sal				
Sso4				
Shs				

#D Const. Esteq. Entrada Nudo

	Nitrógeno		Fosforo		Carbono	
	Insi	Ipsi	Icasi	Icsi	Icasi	Icasi
So2	0.038	0.000	0.030	0.027	0.030	0.027
Sf	0.077	0.100	0.027	0.027	0.027	0.027
Snh4	0.019	0.003	0.030	0.027	0.030	0.027
Sno3	0.038	0.005	0.027	0.027	0.027	0.027
Sno2	0.070	0.020	0.031	0.031	0.031	0.031
Spo4						
Si						
Salk						
Sn2						
Spro						
Sh2						
Sch4						
Sco2						
Sca						
Smg						
Sk						
Sfe						
Sal						
Sso4						
Shs						

Sin Curva

Agua Residual Doméstica

Con Datos Analíticos

Caracterización

#D Entrada - Nudo

Caudal / Solubles | Suspensidos | Precipitados | **N, P y DQO**

Control

	N, P y DQO	
	Invierno	Verano
DQO	922.00	0.00
DQO S	202.80	0.00
DQO Sp	719.20	0.00
Ptot	14.77	0.00
Ptot S	11.20	0.00
Ptot Sp	3.57	0.00
Ntot	73.05	0.00
Ntot S	48.03	0.00
Ntot Sp	25.02	0.00
Stot	0.08	0.00
Stot S	0.01	0.00
Stot Sp	0.07	0.00
SSV	396.10	0.00
SSVB	320.76	0.00
% SSV	81.0	
%SSVB	81.0	
pH	7.20	0.00
Tot C	4.521	0.000
Tot H	5.186	0.000
VFA	110.60	0.00
Alcalinidad	198.8	0.0

Constantes Estequiométricas

Actualizar datos

Nº Iteración: 10000

Exportar datos corriente

Exportar todas las corrientes

3. La tercera de las comprobaciones a realizar es la relativa a los sólidos en suspensión estimados, para ello se trabajará con la proporción de $SSV/SST = 0,81$. Habiendo introducido un valor de SST de 489 mg/L y sabiendo que el 19% de este valor será no volátil, se obtiene una cifra para X_{NV} de 92,90 mg/L. Sabiendo, además, que:

$SS_T = X_{NV} + X_S * i_{SSTXS} + X_I * i_{SSTXI} + (X_H + X_{AUT} + X_{PAO}) * i_{SSTBM} + X_{PHA} * 0.6 + X_{PP} * 3.23$, se puede conocer como serán repartidas las fracciones de sólidos en suspensión totales del mismo modo que se operaba

Ejemplo: Caracterización del afluente vía DESASS

la concentración de nitrógeno total. En este caso en el que las concentraciones de microorganismos todavía son nulas:

$$SST = 92,9 + 482,4 * 0.551 + 236.80 * 0.551 + 0 = 489 \text{ mg/L}$$

Se añade, además, que los valores de entrada, en cuanto a relaciones entre parámetros, en cuanto a proporciones y en cuanto a constantes estequiométricas se corresponden a factores asimilables como estacionarios, ya que han sido tomados en un momento determinado y en un punto concreto del sistema.

Por tanto, teniendo en cuenta que en DESASS las relaciones y las constantes estequiométricas que se introducen en la entrada no se podrán especificar para cada elemento sino que repercutirán de igual manera en todo el sistema, se empleará como recurso de calibración la introducción de modificaciones en las fracciones de entrada o las constantes estequiométricas atendiendo a las tres ecuaciones básicas presentadas en los puntos anteriores y a objeto de conseguir valores representativos de la realidad en elementos cruciales para el dimensionamiento como pueden ser los reactores.

En lo relativo a la caracterización de la flecha de salida, ésta atiende a la determinación de los límites máximos que no se deben superar en cuanto a vertido de contaminantes y que, en caso de superarse, DESASS deberá generar un mensaje de aviso al emitir los resultados para el modelo que se esté evaluando.

Estas limitaciones, en este caso, irán en coherencia con lo establecido por Augas de Galicia, que coincide a su vez con lo indicado en El Proyecto conforme a la Directiva 91/271, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, transpuesta a la legislación nacional por el Real Decreto-Ley 11/1.995:

Condiciones de vertido			
	Invierno	Verano	
	Concentración (mg/l)		
DQO total	125	125	125
DBO 5	25	25	25
Snh4	5.0	5.0	0.5-50
N total	15.0	15.0	10-50
P total	2.0	2.0	0.5-15
Sól. susp.	35	35	35

Verano = Invierno

Figura 7.27.- Límites máximos de concentración en el vertido de la EDAR de Carral.

7.3. Selección de los muestreos a modelizar vía DESASS

Como ya se ha expuesto, se han llevado a cabo seis muestreos (sept/23 – nov/23) en los que se ha tomado información puntual de los distintos estados del agua residual a su paso por la EDAR de Carral, por lo que, a partir de éstos, se pondrán obtener los parámetros para la caracterización

inicial del agua de entrada que se describían en el apartado anterior. Se ha considerado que los muestreos que mejor cubren las características de un año tipo en el entorno de la EDAR son los siguientes:

- M#2 como representativo de tiempo seco, que aporta un caudal medio de 17 m³/h.

Para este modelo según lo indicado en el Capítulo 5 (Tabla 5.14) se predicen buenas condiciones de depuración según sus relaciones de concentración de contaminantes, así como altas concentraciones tanto de MO como de productos del nitrógeno a la entrada en el sistema.

- M#5 como representativo de tiempo de lluvias fuertes, que aporta 54 m³/h de caudal medio.

A pesar de ser un caso totalmente opuesto en cuanto a condiciones de contorno respecto al M#2, también se espera buenas condiciones de depuración, pero, en este caso, la carga de entrada de MO es menor que 1/3 de la propia del M#2 y su concentración afluente de productos del nitrógeno es la mitad que en el caso anterior.

Esta configuración, se asemeja más a lo presentado en El Proyecto.

- M#6 como representativo de la mayor parte del año, y conformando un híbrido entre los dos muestreos anteriores, ya que aporta un caudal de 29 m³/h.

En cuanto a estimaciones de calidad de rendimiento consultables en el Capítulo 5 ya mencionado, a este caso se le predicen condiciones ligeramente más deficientes de depuración, además, en cuanto a concentración de contaminante, de nuevo se hace afín al Proyecto (M#5) aunque sus concentraciones en productos del nitrógeno se comportan de manera semejante a las registradas en M#2.

En vista de lo presentado, confirmar la capacidad de depuración para el modelo creado en DESASS, con esta serie de muestreos in situ, verificará si realmente las capacidades de depuración tanto para lo estimado en Proyecto como lo estimado por las Directrices Técnicas acaba convergiendo en el mismo resultado (como se estimaba de los resultados de AQUASIM) y si, además, la EDAR de Carral es eficiente bajo las distintas condiciones climáticas que se dan en un año según lo estudiado en el Anexo de Climatología y Caudales de este mismo proyecto.

7.4. Calibración del muestreo#2

7.4.1.- Primera evaluación de resultados

Se introducen los valores que caracterizan el agua residual afluente al sistema y se ejecuta la primera muestra de dimensionamiento de la EDAR:

	Temperatura (°C)	
	Invierno	Verano
		18.5
	Caudales	
	Invierno	Verano
	404.00	404.00
Caudal(m3/dia)	1.20	1.20
Qpunta/Qmedio	1.50	1.00
Qpluvial/Qpunta	1.5	1.5
Contaminación Punta	7.20	7.20
pH		

Figura 7.28.- Datos de dotaciones y temperatura del afluente para el M#2.

DBOlim : DQO	0.65	mgDBO : mg DQO
DBO5 : DBOlim	0.87	mgDBO : mg DBO
DQOsol : DQO	0.22	mgDQO : mg DQO
DBO5 : DQO	0.56	mgDBO : mg DQO
DBO5sol : DBO5	0.50	mgDBO : mg DBO
DBOlim sol : DBOlim	0.47	mgDBO : mg DBO
DQO : N	13.61	mgDQO : mg N
DBO5 : N	7.68	mgDBO : mg N
DBO5 : P	79.6	mgDQO : mg P
DQO : SSV	2.32	mgDQO : mg SSV
SSV : SST	0.81	mgSSV : mg SST
NTsol : NT	0.66	mgN : mg N
nh4 : NTsol	0.91	mgN : mg N
PTsol : PT	0.74	mgP : mg P
P : DQO%	0.71	mgP : % DQO
Sa : DQO	0.12	mg Ac : mg DQO

Figura 7.29.- Relaciones entre los valores muestreados para el M#2.

Datos Analíticos (mg/l)								
DQO								
DQO	922.0	mgDQO/l	%Sol	22.0	%	DQOsol	202.8	mgDQO/l
DBO								
DBO5	520.0	mgDBO/l	%Sol	18.2	%	DBO5sol	94.6	mgDBO/l
DBOlim	597.0	mgDBO/l	%Sol	19.2	%	DBOlim sol	114.6	mgDBO/l
SST								
SST	489.0	mg/l	%SSV	81.0	%	SSV	396.1	mg/l
Nitrógeno								
Ntot	67.8	mgN/l	%Sol	66.0	%	Ntot S	44.7	mgN/l
NH4	40.7	mgN/l	NO3	0.3	mgN/l	Ntot Sp	23.1	mgN/l
Fosforo								
Ptot	6.5	mgP/l	%Sol	74.0	%	Ptot S	4.8	mgP/l
PO4	4.1	mgP/l						
Alcalinid.	198.0	mgHCO3/l						
pH	7.2							
AGV	110.6	mgAc/l						

Figura 7.30.- Datos analíticos para la caracterización del afluente en el M#2.

	Nitrógeno		Fosforo		Carbono	
lnsi	0.038	lpsi	0.000	lcsi	0.030	
lnsf	0.076	lpsf	0.175	lcsf	0.027	
lnxi	0.019	lpxi	0.001	lcxi	0.030	
lnxs	0.038	lpxs	0.003	lcxs	0.027	
lnbm	0.070	lpbm	0.020	lcbm	0.031	
	Azufre		SST		Calcio	
Issi	0.0001	Itssxi	0.551	lcasi	0.0000	
Issf	0.0001	Itssxs	0.551	lcaf	0.0000	
Isxi	0.0001	Itssbm	0.700	lcaxi	0.0000	
Isxs	0.0001			lcaxs	0.0000	
Isbm	0.0001			lcabm	0.0035	
	Potasio		Magnesio		Hierro	
lkxpp	0.350	lmgpp	0.280	lfesi	0.0000	
lkxi	0.0008	lmgxi	0.0015	lfesf	0.0000	
lkxf	0.0008	lmgxf	0.0015	lfexi	0.0000	
lkxi	0.0008	lmgxi	0.0015	lfexs	0.0000	
lkxs	0.0008	lmgxs	0.0015	lfexs	0.0000	
lkbm	0.0008	lmgbm	0.0015	lfexs	0.0000	

Figura 7.31.- Constantes estequiométricas recomendadas por DESASS para la muestra M#2.

	Soluble (mg/l)			Suspendida (mg/l)			
	Invierno	Verano		Invierno	Verano		
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi	236.80	236.80	mgDQO/l
Sf	4.00	4.00	mgDQO/l	Xs	482.40	482.40	mgDQO/l
Sa	110.60	110.60	mgDQO/l	Xh			mgDQO/l
Snh4	40.70	40.70	mgN/l	Xpao			mgDQO/l
Sno3	0.34	0.34	mgN/l	Xpp			mgP/l
Sno2			mgN/l	Xpha			mgDQO/l
Spo4	4.10	4.10	mgP/l	Xamm			mgDQO/l
Si	88.20	88.20	mgDQO/l	Xnit			mgDQO/l
Salk	198.00	198.00	mgHCO3/l	Xaut			mgDQO/l
Sn2	14.98	14.61	mgN/l	Xacid			mgDQO/l
Spro			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l
Sh2			mgDQO/l	Xmac			mgDQO/l
Sch4			mgDQO/l	Xmh2			mgDQO/l
Sco2	0.54	0.53	mgDQO/l	Xmeoh			mg/l
Sca			mg/l	Xfep			mg/l
Smg			mg/l	Xsrb-pro			mgDQO/l
Sk			mg/l	Xsrb-ac			mgDQO/l
Sfe			mg/l	Xsrb-h2			mgDQO/l
Sal			mg/l	Xtss	489.00	489.00	mg/l
Sso4			mgS/l	Xnv	92.90	92.90	mg/l
Shs			mgS/l				

Figura 7.32.- Estimación de las fracciones de las diferentes especies según los datos de caracterización del afluente para el M#2 por el algoritmo de DESASS.

Se comenta en este punto que el rango habitual de la relación AGV/DQO según la IWA varía entre 0.1 y 0.4. Un rango de 0.1 a 0.2 indica un proceso anaerobio estable, mientras que valores superiores a 0.3 pueden señalar problemas de sobrecarga o desequilibrio en el sistema. Monitorear y mantener esta relación dentro de rangos adecuados es crucial para el buen funcionamiento y la eficiencia del tratamiento de aguas residuales.

Es por ello que la fracción de ácidos grasos volátiles vale en este caso 110,0 mg/L, ya que, siendo ésta la única relación no medida en el muestreo in situ, se ha estimado para ella el valor habitual y definido de base por el propio programa, de 0,12 como relación entre AGV y DQO.

Una vez se ha caracterizado suficientemente el afluente, y, partiendo del esquema de modelo base que se ha presentado en puntos anteriores, se ejecuta el programa y se obtienen los primeros resultados bajo condiciones estequiométricas y cinéticas estandar para el ASM2d que es la base teórica del BNRM1 implementado en DESASS.

Se procede a comparar los valores reales para los distintos puntos sondeados con lo calculado por DESASS en estos mismos lugares para determinar si las condiciones inducidas por el agua afluyente actuando sobre el algoritmo del programa son suficientes para caracterizar todo el sistema.

Se indica, previo a la muestra del cálculo, y aplicable a todos los estudios mostrados en este capítulo, que las Tablas irán referidas a la estimación de DESASS para invierno, que es la que ha representado las características térmicas y estacionales de los muestreos.

Tabla 7.2.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#2 en el afluyente

afluyente DESASS					afluyente M#2		
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, ..		N, P, DQO, ..	
Sf	4	Xi	236.8	DQO	922	922	mg/L
Sa	110.6	Xs	482.4	DQOsol	202.8	206	mg/l
Si	88.2	Xh	0	DQOsp	719.2		
Spro	0	Xpao	0	Ptot	6.50	6.53	mg/L
Sh2	0	Xpp	0	Ptot S	4.8	4.83	mg/L
Sch4	0	Xpha	0	Ptot Sp	1.7		
Sco2	0.54	Xamm	0	Ntot	67.8	67.8	mg/L
Snh4	40.7	Xnit	0	Ntot S	44.7	44.8	mg/L
Snh3	0.21	Xaut	0	Ntot Sp	23.1		
Sno3	0.34	Xacid	0	Stot	0.08		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.01		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.07		
Sn2	14.98	Xmh2	0	SSV	396.1	398	mg/L
Spo4	4.10	Xmeoh	0	SSVB	265.68		
Sso4	0	Xfep	0	%SSV	81.1		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	67.1		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	7.2		
Salk	198.2	Xsrb_h2	0	Tot C	4.503		
Ox.dis	0.01	Xtss	489	Tot H	5.221		
T	18.5	Xtnv	92.9	VFA	110.6		
		Xnv	92.9	Alcalinidad	198.4		
		Xtss.Nsed	0	**** SS	489	489	mg/L
		TRC	0				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

Tabla 7.2.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#2 en el tanque anaerobio

reactor anaerobio DESASS						reactor anaerobio M#2	
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, ..		N, P, DQO, ..	
Sf	24.36	Xi	1904.89	DQO	2968.53		mg/L
Sa	21.78	Xs	284.24	DQOsol	134.34	18	mg/l
Si	88.20	Xh	547.79	DQOsp	2834.18		
Spro	0	Xpao	72.80	Ptot	40.89		mg/L
Sh2	0	Xpp	8.70	Ptot S	15.79	6.13	mg/L
Sch4	0	Xpha	28.57	Ptot Sp	25.10		
Sco2	0.48	Xamm	0	Ntot	119.70		mg/L
Shh4	21.78	Xnit	0	Ntot S	27.00	7.44	mg/L
Shh3	0.12	Xaut	24.46	Ntot Sp	92.70		
Sno3	0.01	Xacid	0	Stot	0.31		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.03		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.28		
Sn2	18.67	Xmh2	0	SSV	1674.34	1032	mg/L
Spo4	11.53	Xmeoh	0	SSVB	625.23		
Sso4	0.02	Xfep	0	%SSV	72.2		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	37.3		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	7.22		
Salk	183.2	Xsrb_h2	0	Tot C	4.140		
Ox.dis	0	Xtss	2318.07	Tot H	5.134		
T	18.5	Xtnv	643.72	VFA	21.78		
		Xnv	615.63	Alcalinidad	183.2		
		Xtss.Nsed	0	****SS	2318.07	1625	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

En este caso, habiendo simulado el paso del agua residual a través del reactor anaerobio, al cual se le recirculan fangos desde el decantador secundario, se observa cómo sigue siendo notable la carencia de “limpieza inicial” de sólidos en suspensión.

Se observan valores de SS elevados para el modelo, aun así, se verifica el efecto del sistema sobre la masa de agua, ya que, tras haber entrado en el grupo de reactores, aumenta la concentración de todos los parámetros estudiados, debido a que el agua afluyente se está mezclando ya desde este momento con la propia de los reactores y así lo indican sus mayoradas concentraciones de productos del carbono y nitrógeno.

Tabla 7.3.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#2 en el tanque anóxico (fracción anóxica dentro del canal de oxidación)

zona anóxica DESASS				zona anóxica M#2			
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, SS		N, P, DQO, SS	
Sf	5.68	Xi	1920.93	DQO	2842.76		mg/L
Sa	1.15	Xs	134.09	DQOsol	95.03	17	mg/l
Si	88.20	Xh	589.56	DQOsp	2747.73		
Spro	0	Xpao	77.31	Ptot	40.91		mg/L
Sh2	0	Xpp	15.40	Ptot S	8.55	5.16	mg/L
Sch4	0	Xpha	15.07	Ptot Sp	32.25		
Sco2	0.41	Xamm	0	Ntot	104.47		mg/L
Snh4	10.00	Xnit	0	Ntot S	13.89	2.55	mg/L
Snh3	0.05	Xaut	25.82	Ntot Sp	90.57		
Sno3	0.10	Xacid	0	Stot	0.31		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.04		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.27		
Sn2	20.96	Xmh2	0	SSV	1625.74	2007	mg/L
Spo4	7.56	Xmeoh	0	SSVB	567.78		
Sso4	0.03	Xfep	0	%SSV	71.10		
Sh2s	0	Xsrb pro	0	%SSVB	34.9		
Stoths	0	Xsrb acet	0	Ph	7.23		
Salk	162.2	Xsrb h2	0	Tot C	3.653		
Ox.dis	0	Xtss	2291.11	Tot H	4.289		
T	18.5	Xtnv	665.38	VFA	1.15		
		Xnv	615.63	Alcalinidad	162.2		
		Xtss.Nsed	0	****SS	2291.11	2303	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

Tabla 7.4.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#2 en el tanque aireable (fracción aerobia del canal de oxidación)

Zona aireable DESASS				reactor óxico M#2			
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, SS		N, P, DQO, SS	
Sf	0.65	Xi	1926.58	DQO	2796.70		mg/L
Sa	0.04	Xs	42.43	DQOsol	88.89	18	mg/l
Si	88.20	Xh	629.71	DQOsp	2707.81		
Spro	0	Xpao	81.83	Ptot	40.92		mg/L
Sh2	0	Xpp	22.28	Ptot S	1.01	5.19	mg/L
Sch4	0	Xpha	0.96	Ptot Sp	39.90		
Sco2	0.28	Xamm	0	Ntot	102.97		mg/L
Snh4	1.20	Xnit	0	Ntot S	12.58	2.7	mg/L
Snh3	0.01	Xaut	27.25	Ntot Sp	90.38		
Sno3	7.97	Xacid	0	Stot	0.31		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.04		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.27		
Sn2	15.59	Xmh2	0	SSV	1602.17	1025	mg/L
Spo4	0.90	Xmeoh	0	SSVB	541.10		

Zona aireable DESASS						reactor óxico M#2	
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, SS		N, P, DQO, SS	
Sso4	0.03	Xfep	0	%SSV	70.5		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	33.8		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	7.26		
Salk	117.3	Xsrb_h2	0	Tot C	2.622		
Ox.dis	2	Xtss	2289.76	Tot H	2.752		
T	18.5	Xtnv	687.60	VFA	0.04		
		Xnv	615.63	Alcalinidad	117.3		
		Xtss.Nsed	0	****SS	2289.76	1636	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

Tras simular su paso por el canal de oxidación se puede apreciar el efecto depurador del mismo, habiendo reducido concentraciones de productos de nitrógeno, carbono y fósforo.

Así mismo, se verifica la correcta aproximación en el modelo para el canal de oxidación, se comprueba el efecto de la mezcla continua, y es que tanto los valores medidos in situ como los modelizados devuelven cuantías casi idénticas tanto para el punto 1 (entrada al tanque) como para el punto 2 (salida del tanque).

Por último, se comenta que la alta carga en DQO y en SS se debe fundamentalmente a la fracción inerte, la colonia microbacteriana ocupa principalmente el porcentaje restante (aun estando su concentración por debajo del estándar), eliminando eficientemente el sustrato carbónico y devolviendo valores insuficientes para los productos de nitrógeno. El exceso de estos, por tanto, se debe a la acumulación de productos cuya extracción real en el pretratamiento no se ha podido simular.

Tabla 7.5.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#2 en el efluente

efluente DESASS				efluente M#2			
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, ..		N, P, DQO, ..	
Sf	0.47	Xi	6.30	DQO	97.50	26	mg/L
Sa	0.03	Xs	0.05	DQOsol	88.69	20	mg/l
Si	88.20	Xh	2.11	DQOsp	8.81		
Spro	0	Xpao	0.25	Ptot	1.05	3.6	mg/L
Sh2	0	Xpp	0.07	Ptot S	0.92	3.52	mg/L
Sch4	0	Xpha	0	Ptot Sp	0.13		
Sco2	0.14	Xamm	0	Ntot	12.83	2.49	mg/L
Snh4	1.09	Xnit	0	Ntot S	12.53	2.25	mg/L
Snh3	0.01	Xaut	0.09	Ntot Sp	0.29		
Sno3	8.05	Xacid	0	Stot	0.04		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.04		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0		
Sn2	15.65	Xmh2	0	SSV	5.22	4	mg/L
Spo4	0.84	Xmeoh	0	SSVB	1.75		

efluente DESASS					efluente M#2		
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, ..		N, P, DQO, ..	
Sso4	0.03	Xfep	0	%SSV	70.0		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	33.5		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	7.60		
Salk	125.9	Xsrb_h2	0	Tot C	2.649		
Ox.dis	0.50	Xtss	7.45	Tot H	2.811		
T	18.5	Xtnv	2.23	VFA	0.03		
		Xnv	2.01	Alcalinidad	125.9		
		Xtss.Nsed	6.87	****SS	7.45	4.4	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

A la salida del decantador secundario se puede comprobar como éste tiene una amplia capacidad depuradora sobre las aguas que se están tratando. Se reducen, hasta alcanzar valores inferiores a los umbrales máximos establecidos, todos los productos.

Dado que se ha comprobado que la caracterización puntual de entrada no es suficientemente representativa del conjunto de la EDAR, debido este suceso, en parte, a la incapacidad de representar con propiedad todos los elementos del sistema. Se deberán introducir cambios en las fracciones de los distintos productos, modificaciones sobre las constantes estequiométricas y, en una primera aproximación, ajustes en los parámetros cinéticos que inciden sobre los procesos propios del sistema de la EDAR y ya no sobre la calidad de las aguas.

Estos parámetros cinéticos, que serán los principales valores sobre los que incidir a continuación, no se modifican inicialmente ya que se rigen por rangos acotados por los años de documentación empírica del comportamiento de las depurados y que, en este caso siguen los parámetros basales propios del ASM2d, que como ya se ha mencionado, consiste en el modelo del que parten los algoritmos implementados en DESASS, formando el BNRM1.

DESASS, en el modo de Diseño, estima las características de las soplantes y demás elementos propios de la aireación del canal de oxidación, así, en este caso, la configuración recomendada es la siguiente:

Nº Tanques		1				
Necesidades de oxígeno reales en condiciones medias (kg/h)	8.8	Necesidades de oxígeno estándar en condiciones medias (kg/h)	16.8			
Necesidades de oxígeno reales en condiciones punta (kg/h)	9.9	Necesidades de oxígeno estándar en condiciones punta (kg/h)	16.5			
Marca	Modelo	L (mm)	Nº Difusores	Q Unitario Calculado (Recomendado) (Nm ³ /h)	Pérdida Carga (mbar)	W aire (kg/seg)
FLYGT	MEMBRANA	23	96	2.0 (6.0)	637	0.07

SOPLANTE

1. Características de Operación

Unidades: 2

Marca-Modelo: LIGP - 21.20

Potencia del motor (kW): 11.00

Potencia adsorbida (kW): 9.00

Potencia Instalada (kW): 22.00

Potencia máx. utilizada (kW): 9.00

	Invierno	Verano
Consumo aproximado (kW·h/día)	90.26	92.28

Figura 7.33.- Par difusores/soplantes estimados por DESASS para la configuración de la EDAR de Carral bajo los parámetros del M#2.

Recuperando lo asentado en AQUASIM, consultable en el Capítulo 6 de este documento:

- De nuevo, a pesar de tratarse de un agua con concentraciones de entrada de materia orgánica elevadas (semejanzas DITEDAR), se mantienen limitantes concentraciones de NT a la salida, como ocurría en las pruebas realizadas en AQUASIM (aunque como se ha expuesto, el ciclo del agua residual en la EDAR todavía no está lo suficientemente ajustado a la realidad).
- En este caso todavía sin ajustar se comprueba como las Necesidades de oxígeno coinciden con lo estimado por las DITEDAR y se alejan a la mayorada presión supuesta sobre estas en Proyecto, debe comprobarse esta tendencia en el modelo representativo del M#2 suficientemente calibrado y posteriores.
- Las soplantes recomendadas por DESASS coinciden completamente con las ordenadas por Proyecto.

- Los difusores sumergibles difieren de lo estipulado en Proyecto, aun así, se recuerda que el sistema de aireación por difusores en Proyecto consiste en una característica parrilla extraíble que difiere ligeramente de lo que DESASS supone en su sistema. Por ello y a falta de calibración, parece coherente la estimación del programa para este sistema.

PARRILLA DE DIFUSORES EXTRAIBLE.

REFERENCIA	PARRILLA DE DIFUSORES
SERVICIO	INTRODUCCIÓN DE OXÍGENO A BIOLÓGICO

CARACTERÍSTICAS.

DIFUSORES	
MARCA	ECOTEC
MODELO	AIRFLEX AFD270
MATERIALES	
Plato:	Polipropileno
Membrana:	EPDM Premium
PARRILLA	
Unidades:	3 uds.
Nº difusores:	56 uds. Cada unidad.
Acoplamiento:	Conexión a tubo en ISO G3/4", mediante "Grommet"
Tubos distribución aire:	AISI 304 DN100
Purgas:	PVC 1"

Figura 7.34.- Parrilla de difusores definida en Proyecto y ejecutada en la EDAR de Carral.

7.4.2.- Introducción de modificaciones en los parámetros cinéticos basales del modelo

Se presentan a continuación los parámetros estándar del modelo en cuanto a cinética se refiere:

Constantes Heterótrofas				Constantes PAO			
Yh	0.6300	Ka	4.0000	Ypao	0.6300	Ko2	0.2000
Fxi	0.1000	Kpro	4.0000	Ypo4	0.4000	Ka	4.0000
μ h	6.0000	Kno3	0.5000	Ypha	0.2000	Kpro	4.0000
η no3	0.4000	Knh4	0.0500	Fxi	0.1000	Knh4	0.0500
Bh	0.4000	Kp	0.0100	Qpha	3.0000	Kps	0.2000
Ko2	0.2000	Kno2	0.5000	Qpp	1.5000	Kp	0.0100
Kf	4.0000	Kh	0.0000002	μ pao	1.0000	Kalk	0.1000
η no2	0.4000	Kih	0.0043500	Bpao	0.2000	Kpp	0.0100
				Bpp	0.2000	Kmax	0.3400
				Bpha	0.2000	Kipp	0.0200
				Kno3	0.5000	Kphapao	0.0100
				η no3	0.4000	Kphapp	0.0100
				Kno2	0.5000	Kh	0.0000006
				η no2	0.4000	Kih	0.0004190
						Kmg	0.0010
						Kk	0.0010

Constantes de Temperatura			
KT (Uh)	1.0720	KT(Bh)	1.0720

Constantes energéticas para Heterótrofas y PAOs			
YNO ATP	5.600	Yo2 ATP	8.650

Rendimientos en condiciones Anóxicas:			
Yh NO3	0.479	Ypao NO	0.479
Yh NO2	0.479	Ypha NO	0.370

Constantes de Temperatura			
KT (Qpha)	1.0410	KT (Bpao)	1.0410
KT (Qpp)	1.0410	KT (Bpp)	1.0410
KT (Upao)	1.0410	KT (Bpha)	1.0410

Constantes Autótrofas			
Yaut	0.2400	Knh4	1.0000
Fxi	0.1000	Kp	0.0100
μ aut	1.0000	Kh	2.400E-07
Baut	0.1500	Kih	8.710E-04
Ko2	0.5000		

Constantes de Temperatura			
KT (Uaut)	1.1110	KT (Baut)	1.1120

Constantes Amoniooxidantes					
Yamm	0.1700	Knh4	0.5400	Aih	2.6400
Fxi	0.1000	Knh3	0.0000	Ah	2.7400
Uamm	1.0000	Kinh3	10000.000	Kh	1.000E-07
Bamm	0.1500	Kihno2	0.0130	Kih	1.000E-03
Ko2	0.5200	Kp	0.0100	KT (Uamm)	1.1200
				KT (Bamm)	1.1200

Constantes Nitritooxidantes					
Ynit	0.0700	Kno2	0.2600	Aih	6.9000
Fxi	0.1000	Khno2	0.0000	Kih	1.250E-04
Unit	0.5000	Kihno2	1000.0000		
Brit	0.0750	Kinh3	10000.000	KT (Unit)	1.1200
Ko2	0.6700	Kp	0.0100	KT (Brit)	1.1200
		Knh4	0.0100		

Constantes Acetogénicas

Y _{pro}	0.0500	K _{o2}	0.2000
F _{xi}	0.2000	K _a	1500.0000
F _{ac}	0.5684	K _{h2}	0.6000
μ _{pro}	0.1767	K _h	0.0000100
B _{pro}	0.0279	K _{ih}	0.0006300
K _{pro}	10.0000	K _{nh4}	0.0500
K _{no3}	0.5000	K _p	0.0100
K _{h2s}	250.0000		

Constantes SRB-PRO

Y _{srb-pro}	0.0329	K _{pro}	34.0000
F _{xi}	0.2000	K _{so4}	19.2000
μ _{srb-pro}	3.6500	K _{o2}	0.2000
B _{srb-pro}	0.0100	K _{h2s}	276.0000
		K _{no3}	0.5000
		K _{nh4}	0.0500
		K _p	0.0100
		K _h	0.0000100
		K _{ih}	0.0006300

Constantes de Temperatura

KT (U _{pro})	1.0890	KT(B _{pro})	1.0890
------------------------	--------	-----------------------	--------

Constantes de Temperatura

KT (U _{srb-pro})	1.0890	KT(B _{srb-pro})	1.0890
----------------------------	--------	---------------------------	--------

Crecimiento Acidogénicas

Y _{acid}	0.1500	K _{o2}	0.2000
F _{xi}	0.2000	K _a	6500.0000
F _{ac}	0.5800	K _h	0.0000002
F _{pro}	0.2500	K _{ih}	0.0043500
μ _{acid}	1.2800	K _{h2}	35.0000
B _{acid}	0.3300	K _{nh4}	0.0500
K _f	15.0000	K _p	0.0100
K _{no3}	0.5000	K _{h2s}	250.0000

Constantes SRB-AC

Y _{srb-ac}	0.0342	K _a	24.0000
F _{xi}	0.2000	K _{so4}	9.6000
μ _{srb-ac}	1.5000	K _{o2}	0.2000
B _{srb-ac}	0.0150	K _{h2s}	265.0000
		K _{no3}	0.5000
		K _{nh4}	0.0500
		K _p	0.0100
		K _h	0.0000100
		K _{ih}	0.0006300

Hidrólisis Acidogénicas

F _{si}	0.0500	K _{o2}	0.2000
K _h	43.0000	K _x	150.0000
K _{no3}	0.5000		

Constantes de Temperatura

KT	1.0710	KT(B _{acid})	1.0710
KT (K _h)	1.0710		

Constantes de Temperatura

KT (U _{srb-ac})	1.0890	KT(B _{srb-ac})	1.0890
---------------------------	--------	--------------------------	--------

Constantes SRB-H2

Y _{srb-h2}	0.0366	K _{h2}	0.0700
F _{xi}	0.2000	K _{so4}	9.9800
μ _{srb-h2}	3.1700	K _{o2}	0.2000
B _{srb-h2}	0.0100	K _{h2s}	265.0000
		K _{no3}	0.5000
		K _{nh4}	0.0500
		K _p	0.0100
		K _h	0.0000100
		K _{ih}	0.0006300

Constantes de Temperatura

KT (U _{srb-h2})	1.0890	KT(B _{srb-h2})	1.0890
---------------------------	--------	--------------------------	--------

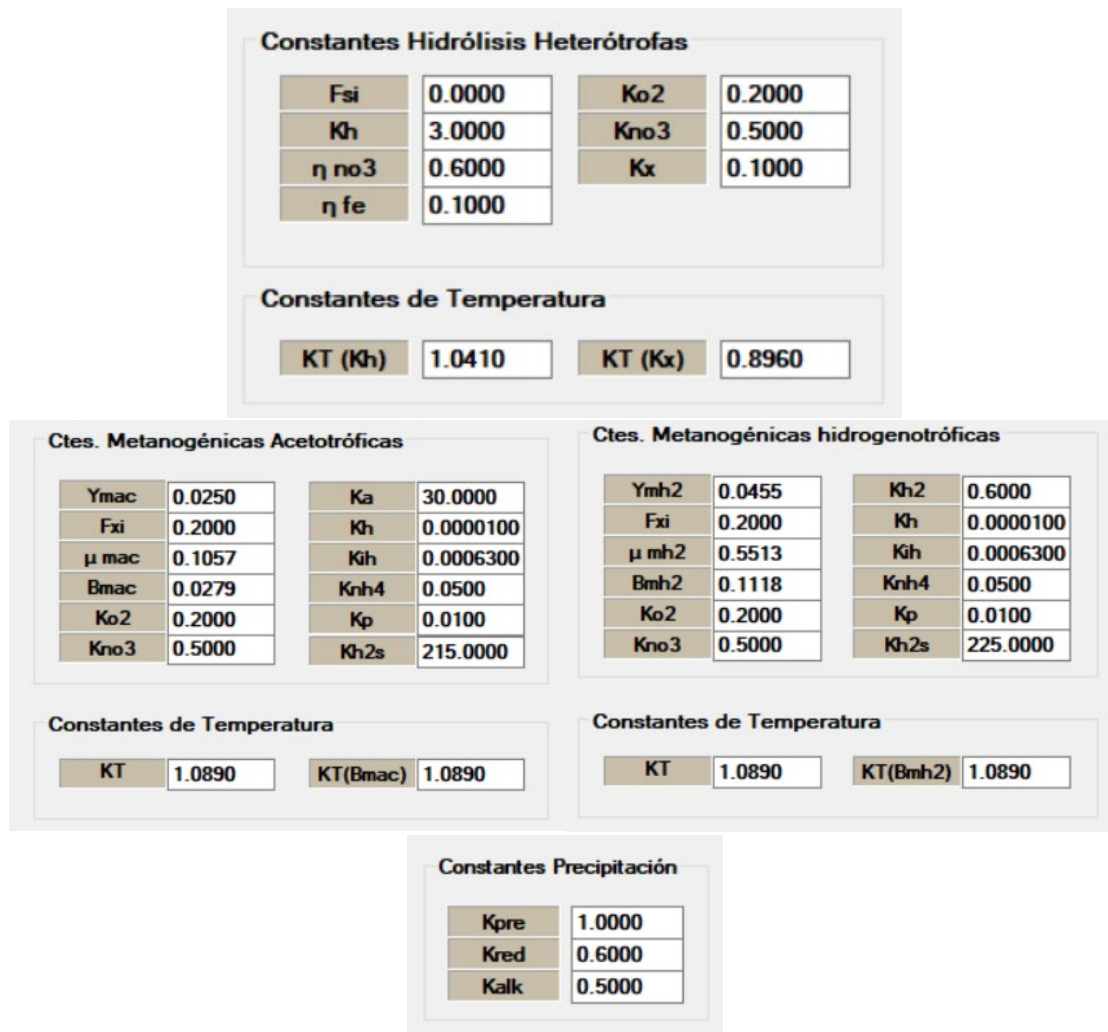


Figura 7.35.- Definición de los parámetros cinéticos del modelo bioquímico implementado en DESASS para la primera tentativa de modelización.

Sobre estas constantes cinéticas y, teniendo en cuenta la participación de cada una de ellas sobre la matriz del modelo, se inducirán modificaciones atendiendo a los siguientes objetivos:

- Elevar concentración de heterótrofas a la salida del canal de oxidación, sabiendo que una buena relación entre nitrificantes/desnitrificantes será del orden de [1200/30 – 1700/50] mg/L DQO.

Otras comprobaciones que se verificarán al respecto parten de la correlación empírica entre la fracción de nitrificantes y la ratio DBO₅/NTK en el licor mezcla que se presenta en la siguiente tabla:

Tabla 7.7.- Correlación entre fracción de nitrificantes y ratio DBO₅/NTK (Metcalf & Eddy, 1995)

DBO ₅ /NTK	Fracción Nitrificantes	DBO ₅ /NTK	Fracción Nitrificantes
0.5	0.35	5	0.054
1	0.21	6	0.043
2	0.12	7	0.037
3	0.083	8	0.033
4	0.064	9	0.029

- Reducir en la medida de lo posible los sólidos en suspensión, teniendo en cuenta la limitación que supone no disponer de pretratamiento.
- Asemejar el resto de relaciones, a pesar de que en esta primera aproximación ya cumplen con las limitaciones de Augas de Galicia en vertido, para tratar de representar, con la mayor exactitud posible, los tiempos y requerimientos de tratamiento de las aguas residuales de Carral.

Para elevar la concentración de heterótrofas en el reactor se actúa sobre los siguientes parámetros:

1. Se eleva el parámetro que rige la cinética del crecimiento heterótrofo (μh) en las filas de la 4ª a la 9ª de la matriz del sistema.
2. Se reduce el parámetro que rige la cinética de la lisis de bacterias heterótrofas (B h) en la ec. 10 de la matriz del sistema.
3. Se reduce la fracción que en la lisis de las heterótrofas pasa a ser parte de los productos inertes en suspensión (Fxi), tratando de compensar la sobreestimación de material particulado en ausencia del pretratamiento. Se debe tener en cuenta que se ha comprobado como la fracción inerte que se genera en el sistema procede fundamentalmente de los procesos heterótrofos.

Yh	0.6300	Ka	4.0000
Fxi	0.0001	Kpro	4.0000
μh	7.0000	Kno3	0.5000
η_{no3}	0.4000	Knh4	0.0500
Bh	0.2500	Kp	0.0100
Ko2	0.2000	Kno2	0.5000
Kf	4.0000	Kh	0.0000002
η_{no2}	0.4000	Kih	0.0043500

Figura 7.36.- Modificaciones cinéticas sobre heterótrofas.

Para paliar el efecto mayorador sobre la fracción fácilmente biodegradable en suspensión que tienen las modificaciones inducidas sobre los parámetros de la cinética de las expresiones relativas a las heterótrofas. Se actúa sobre la magnitud de la hidrólisis, que al aumentar el parámetro kh respecto al modelo de base, tendrá capacidad para reducir en mayor medida la

presencia de X_s en el reactor. Además, para asegurar la presencia de DQOsol en el vertido, de modo que esta sea la fracción fundamental de la DQO_{total} , se indica que la hidrólisis de los productos generará cierta presencia de material en suspensión inerte (e irreducible). Ambas modificaciones afectan a las 3 primeras filas de la matriz del proceso.

Fsi	0.00500	Ko2	0.2000
Kh	5.0000	Kno3	0.5000
η_{no3}	0.6000	Kx	0.1000
η_{fe}	0.1000		

Figura 7.34.- Modificaciones cinéticas sobre hidrólisis.

1. En lo relativo a las bacterias autótrofas, que deberán adecuarse al cambio de magnitud inducido sobre las heterótrofas: Se eleva la producción autótrofa (Y_{aut}) a 0,33 para así asegurar la persistencia de la concentración que el modelo estaba devolviendo con los parámetros basales, aun cuando se mayor la concentración de heterótrofas. Esta elevación de Y_{aut} , en coherencia con la ecuación 20 de la matriz del proceso, también debe asegurar una disminución de los productos del NTK.
2. Afectando de nuevo a la fila 20 de la matriz en cuestión, se mayor el valor de μ_{aut} , con la misma motivación que en el punto 1.
3. Para regular este crecimiento, que no solo está motivado por la permanencia de la fracción nitrificante, sino que también busca reducir la presencia de productos de nitrógeno, se mayor la capacidad de lisis de nitrificantes para controlar la posible sobrepoblación en el tanque una vez han cumplido su función.

Y_{aut}	0.3300	Knh4	1.0000
Fxi	0.1000	Kp	0.0100
μ_{aut}	2.0000	Kh	2.400E-07
Baut	0.2500	Kih	8.710E-04
Ko2	0.5000		

Figura 35.- Modificaciones cinéticas sobre autótrofas.

Los parámetros de referencia para el control de las variaciones en DESASS se medirán desde este punto en adelante a la salida del reactor de fangos, en lo relativo a fracciones bacterianas y de los distintos productos del carbono y nitrógeno. Y en lo relativo a las relaciones completas de la DQO, Nitrógeno, Fósforo y Sólidos en Suspensión se evaluará la salida del decantador secundario.

En este caso se han notado las siguientes alteraciones:

- A la salida del reactor se observa cómo se reducen las fracciones fácilmente biodegradables del material soluble y cómo se mayor la proporción inerte soluble.
- En lo relativo a la fracción particulada en el reactor se observa una mayoración de las desnitrificantes y un suficiente mantenimiento de las nitrificantes, como se pretendía al introducir las modificaciones cinéticas.
- La fracción particulada relativa al sustrato parece reducirse con mayor eficiencia tras introducir estas modificaciones.
- En cuanto a la salida del decantador se observa una elevación de la DQO, que se corresponde con la mayorada fracción de Si, se observa la proporción de Nitrógeno total y soluble, que a pesar de cumplir las limitaciones de Augas de Galicia y haberse reducido levemente, sigue siendo elevada en relación a lo esperable para la EDAR de Carral.
- La fracción de sólidos en suspensión volátiles se sigue aproximando adecuadamente a la medida en el M#2.

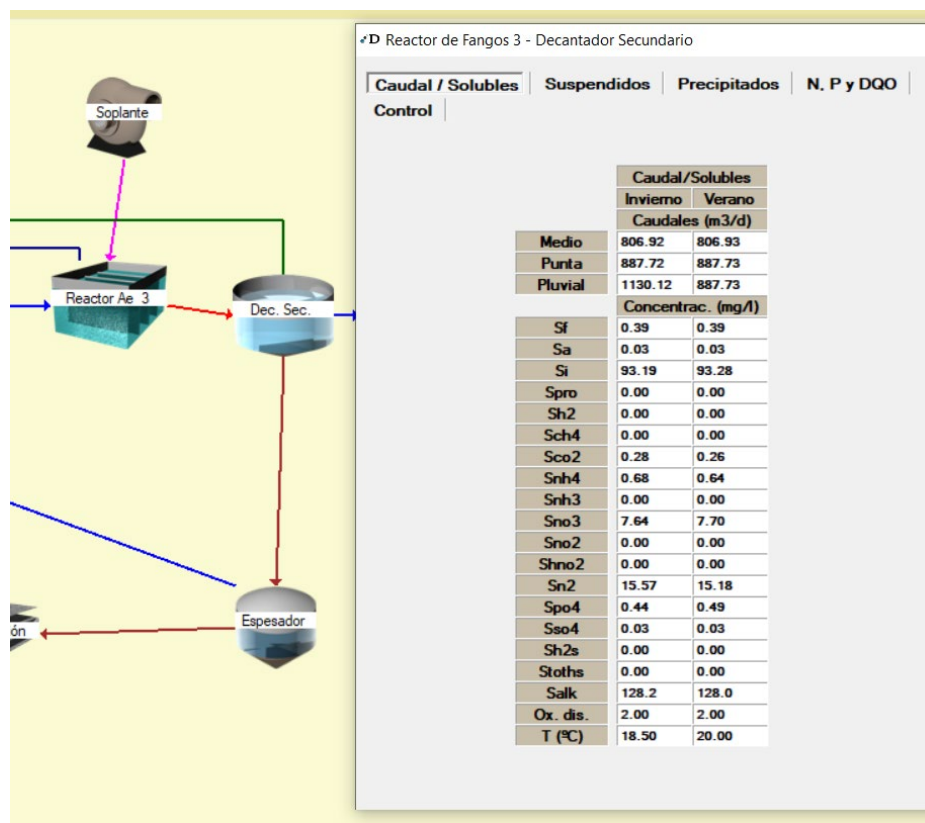


Figura 7.36.- Parámetros de control solubles a la salida del canal de oxidación.

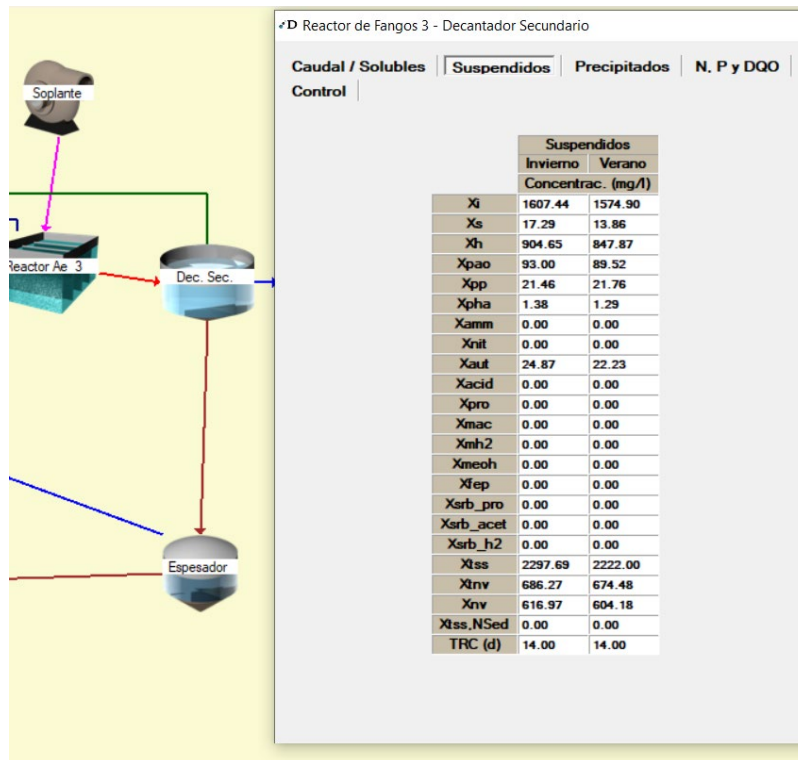


Figura 7.37.- Parámetros de control particulados a la salida del canal de oxidación.

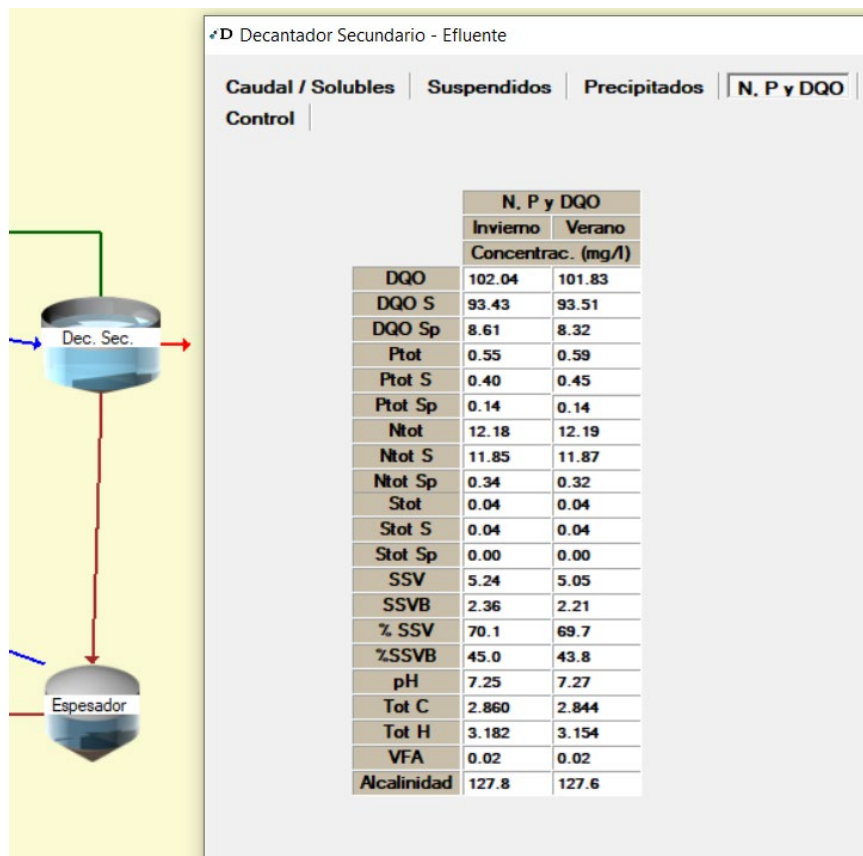


Figura 7.38.- Parámetros de control sobre productos totales en efluente del decantador.

En vista de las condiciones calculadas por el programa, se hace necesario continuar calibrando las variables que definen el modelo.

Las aspiraciones en esta segunda calibración, en base a la experiencia adquirida de AQUASIM para este tipo de condiciones, se basarán en:

- Elevar las fracciones de masa bacteriana tanto autótrofa como heterótrofa para cumplir con los rangos habituales para estas colonias en canales de oxidación.
- La mayoración de esta masa bacteriana contribuirá a la desinfección y a la reducción de productos del Nitrógeno.
- Se aumentará la magnitud de la recirculación interna en el canal de oxidación (*).

(*) Como ya se ha tratado en anteriores puntos del presente trabajo, los valores estándar de la recirculación interna en reactores biológicos se establecen en tres veces el valor de caudal entrante, aunque se ha demostrado que, en la tipología específica de los canales de oxidación, al generarse un flujo de “pseudo-mezcla completa” y en constante circulación, se pueden alcanzar valores de caudal de recirculación interna de hasta diez veces el caudal entrante.

Se comenta, así mismo, que la fracción mayorada de Si se debe a la elevada proporción que se le otorga al material soluble inerte en relación con los demás productos solubles entrantes. Esta fracción se ha medido con criterio en el M#2, aun así, se debe entender que esta proporción es un producto de estudio de la muestra puntual de la entrada de agua a la EDAR, y que, de no adecuarse a la dinámica confirmada a través de la toma de datos completa del sistema, se considerará pertinente la variación de este parámetro de caracterización.

El criterio a seguir, conociendo estos condicionantes, será el de, en primer lugar mejorar el rango de la recirculación en el canal de oxidación para poder estudiar su efecto sobre las fracciones tomadas como “verdaderas” en el afluente sin haber alterado éstas y, tras generar unos resultados para este nuevo modelo distinguido únicamente en la recirculación, generar un nuevo modelo en el que se actúe también sobre la fracción que la entrada predifine para la proporción inerte.

7.4.3.- Introducción de modificaciones en la recirculación interna del canal de oxidación

Como se ha venido comentando, se busca elevar la eficiencia del canal de oxidación, dentro siempre de los valores coherentes para el mismo, desde las tres veces el caudal de entrada hasta, como máximo, 10 veces el caudal entrante. Elevar el caudal recirculado hasta diez veces el entrante es una posibilidad para esta tipología en base a la teoría de “mezcla completa” como se ha podido comprobar empíricamente tras años de documentación de este tipo de sistemas (Rittmann & Langeland, 1985).

En base a esto se ha actuado sobre la configuración del tanque óxico en DESASS, de tal modo que se ha observado como a medida que se sube el valor de la tasa de recirculación, los valores indicativos de la capacidad de depuración del tanque se ajustan más a lo sondeado con el M#2.

Para valores de **recirculación de ocho veces el caudal entrante** se puede comprobar la mejora en los parámetros de control a la salida del canal de oxidación y del decantador secundario:

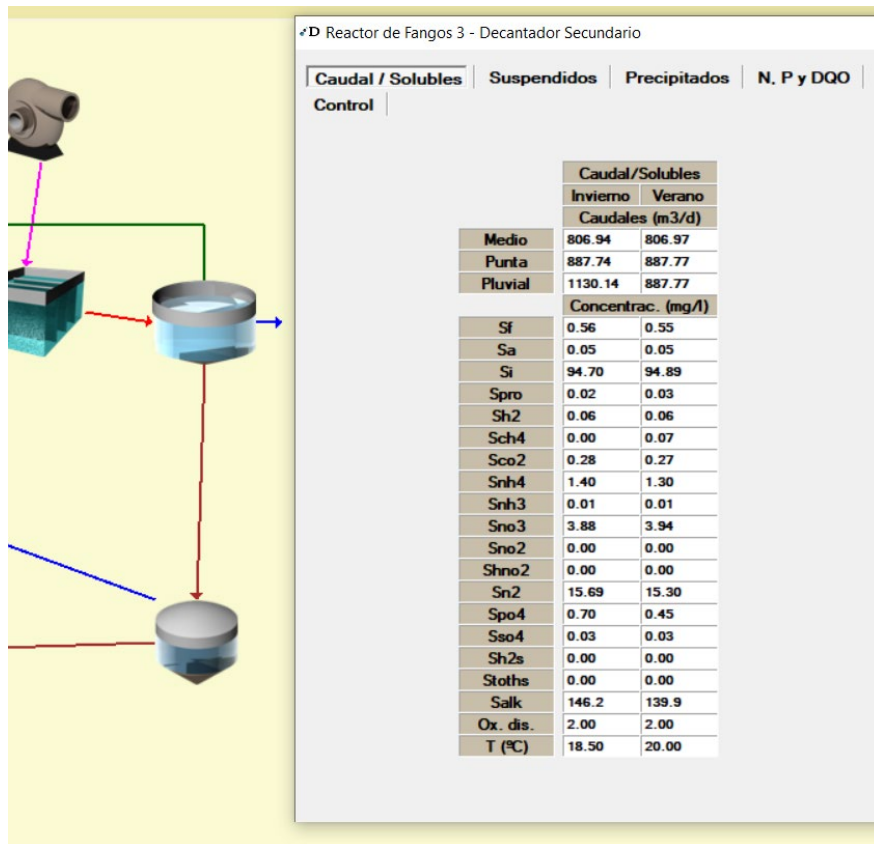


Figura 7.39.- Parámetros de control solubles a la salida del canal de oxidación (QRI=8Q)

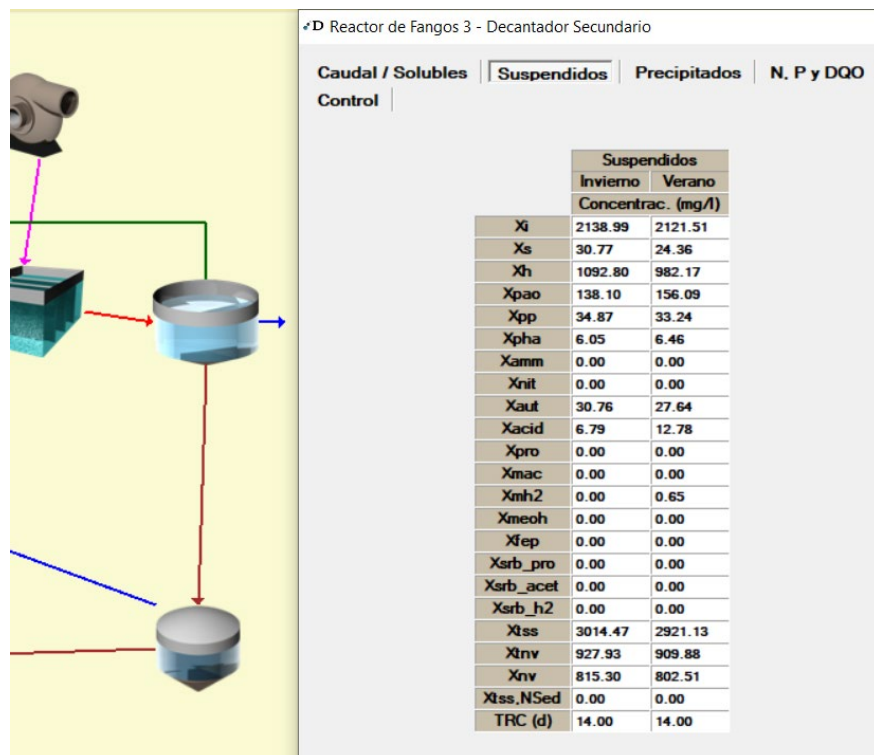


Figura 7.40.- Parámetros de control particulados a la salida del canal de oxidación (QRI=8Q)

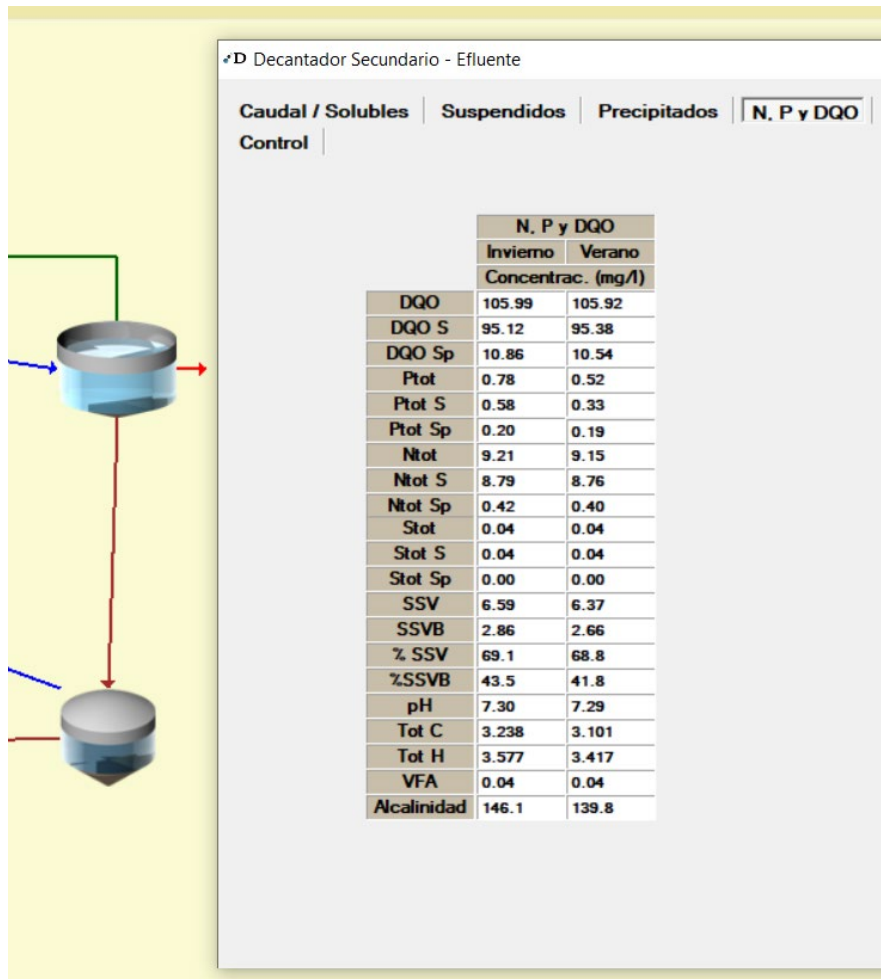


Figura 7.41.- Parámetros de control sobre productos totales a la salida del decantador secundario (QRI=8Q).

La modelización de esta nueva disposición permite emitir los siguientes juicios:

- El aumento de la recirculación ha generado una mayoración en la masa bacteriana, tanto en nitrificantes como desnitrificantes.
- En este contexto se ha minorado la concentración saliente de Nitrato, desde valores de 7,5 mg/L hasta valores de 3,9 mg/L, así mismo se observa ligeramente mayorada la concentración de amonio, desde 0,5 mg/L hasta 1,5 mg/L.
- Las demás proporciones se siguen manteniendo adecuadas.

Sabiendo que la concentración de Nitrógeno total depende de la relación:

$$N_{T,sol} = S_{NH_4} + S_{NO_3} + S_F * i_{NSF} + S_I * i_{NSI} + S_A * i_{NSA}$$

$$N_T - N_{Tsol} = X_S * i_{NXS} + X_I * i_{NXI}$$

Y conociendo que las fracciones S_i y X_i siguen elevadas en el modelo debido a las relaciones indicadas a la entrada, parece razonable la permanencia de valores elevados en los productos de Nitrógeno a la salida del decantador secundario.

Por ello, previo a elevar la recirculación definida para el canal de oxidación, que podría llegar a las diez veces el de entrada hasta colmatar la capacidad de diseño, se tratarán de ajustar las proporciones de entrada para el agua afluente.

7.4.4.- Introducción de modificaciones en las relaciones de entrada en el afluente

El criterio tomado para la reducción de las fracciones ha sido el de adecuar S_i , ya que se comprueba que es el principal parámetro que define la DQO a la salida del sistema (debido a que es el único que persiste o se mayor) a los valores medidos en el M#2 para la DQO_{sol}.

Este valor medido en muestreo es de 20 mg/L para la soluble y 26 para la total, por tanto, se reduce el valor de entrada de S_i desde los iniciales 88,20 mg/L hasta 18,20 mg/L. Los 70 mg/L de DQO restantes, para no alterar el valor total de los productos del carbono a la entrada, se suman a la fracción de ácidos grasos volátiles, que pasa de valer 111 mg/L a 181 mg/L

Es necesaria la siguiente reflexión a esta altura de la calibración:

- Se ha visto que la repartición de productos de las principales especies que conforman el sistema no es suficientemente representativa ya que añade demasiado peso a la fracción inerte de entrada, sobre todo en material soluble.
- Se ha visto también que la fracción destinada a los ácidos grasos volátiles no se ha podido medir empíricamente en los muestreos, y su relación con la DQO se ha establecido en base a postulados teóricos implementados en DESASS y a los estándares de la IWA, definiéndose que el 0,12 de la DQO total son AGV.

Sabiendo que se considera correcto incidir sobre las fracciones que conforman la DQO total y que S_a simplemente se ha estimado cuando, paralelamente, se confirma una desajustada repartición de S_i , parece coherente concluir que la relación estimada entre la DQO y S_a ha estado minorando la participación de los ácidos grasos volátiles sobre el total de productos de carbono y que, en cambio, su correspondiente concentración se ha derivado a la inerte, mayorando S_i .

	Soluble (mg/l)			Suspendida (mg/l)			
	Invierno	Verano		Invierno	Verano		
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi	236.80	236.80	mgDQO/l
Sf	4.00	4.00	mgDQO/l	Xs	482.40	482.40	mgDQO/l
Sa	180.60	180.60	mgDQO/l	Xh			mgDQO/l
Snh4	40.70	40.70	mgN/l	Xpao			mgDQO/l
Sno3	0.34	0.34	mgN/l	Xpp			mgP/l
Sno2			mgN/l	Xpha			mgDQO/l
Spo4	4.10	4.10	mgP/l	Xamm			mgDQO/l
Si	18.20	18.20	mgDQO/l	Xnit			mgDQO/l
Salk	198.21	198.21	mgHCO3/l	Xaut			mgDQO/l
Sn2	14.98	14.61	mgN/l	Xacid			mgDQO/l
Spro			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l
Sh2			mgDQO/l	Xmac			mgDQO/l
Sch4			mgDQO/l	Xnh2			mgDQO/l
Sco2	0.54	0.53	mgDQO/l	Xneoh			mg/l
Sca			mg/l	Xfep			mg/l
Smg			mg/l	Xsrb-pro			mgDQO/l
Sk			mg/l	Xsrb-ac			mgDQO/l
Sfe			mg/l	Xsrb-h2			mgDQO/l
Sal			mg/l	Xtss	489.00	489.00	mg/l
Sso4			mgS/l	Xnv	92.90	92.90	mg/l
Shs			mgS/l				

Figura 7.42.- Nueva distribución de las fracción de la MO.

Así, se obtienen los resultados que a continuación se muestran:

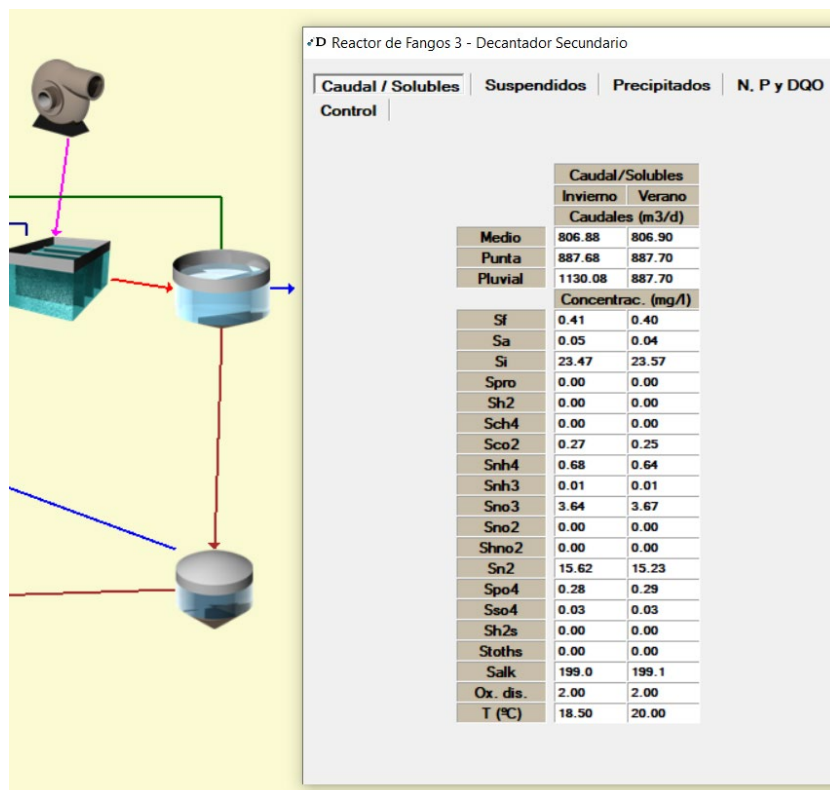


Figura 7.43.- Parámetros solubles a la salida del canal de oxidación (nuevas fracciones).

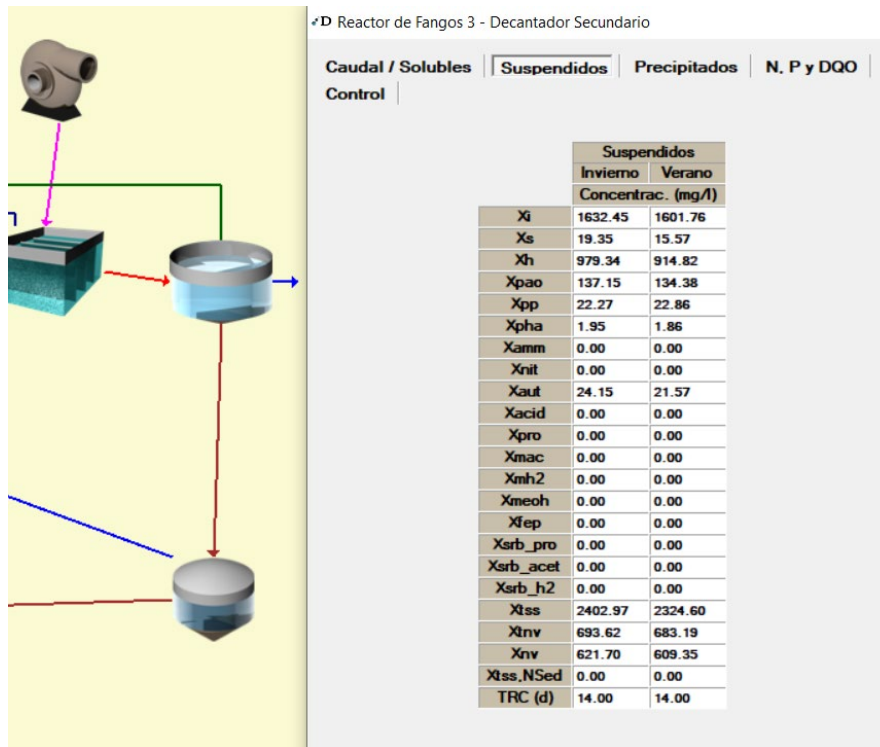


Figura 7.44.- Parámetros particulados a la salida del canal de oxidación (nuevas fracciones).

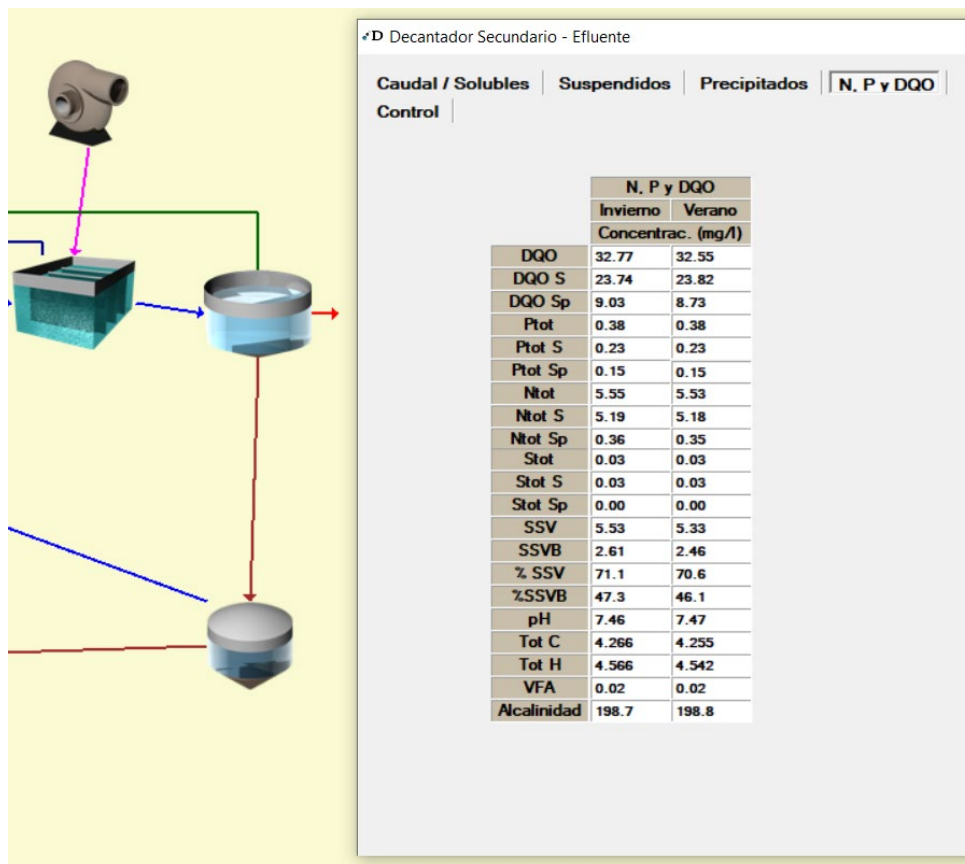


Figura 7.45.- Parámetros de control de productos totales a la salida del decantador secundario (nuevas fracciones).

En vistas de los resultados, se confirman los siguientes postulados:

- Las masas bacterianas se han visto ligeramente minoradas bajo estas condiciones, aun así, su capacidad de procesamiento del sustrato se sigue confirmando y, en este caso en el que este se ha visto mayorado por el aumento de ácidos grasos volátiles, la capacidad de eliminación del mismo sigue siendo suficiente.
- Los productos del Nitrógeno se han reducido hasta alcanzar los 5 mg/L debido a la minoración de fracciones inertes solubles.

7.4.5.- Calibración última del modelo para el M#2

Llegada la modelización a este punto de ajuste y, teniendo en cuenta que no se está representando la realidad completa de la EDAR ya que se está omitiendo el pretratamiento y el canal de oxidación es representado mediante una entelequia conformada por un tanque anóxico y otro óxico, y, prestando atención a los parámetros descriptivos de lo soluble, como la DQOsol que devuelve valores prácticamente iguales a los sondeados en la realidad, se toman las siguientes consideraciones definitivas:

A pesar de haberse aproximado el total de productos del Nitrógeno suficientemente a la realidad (con la consideración de ausencia del pretratamiento), se concluye que, bajo esta filosofía de aproximar al máximo lo soluble y, por tanto no tan dependiente del pretratamiento, se puede tratar de reducir más la concentración de nitrato a la salida del decantador.

Considerando este objetivo sobre el Nitrato y teniendo en consideración la aspiración de aumentar la masa bacteriana, se determina la modificación a inducir sobre el programa, que constará de una minoración del factor (Bh), que rige la lisis heterótrofa (ecuación 10 de la matriz del sistema), incidiendo indirectamente sobre la proporción de Nitrato, así como una mayoración de la recirculación hasta diez veces el valor de entrada, sabiendo que anteriormente esta mayoración ha reducido el Nitrato y ha aumentado la proporción heterótrofa. **(De nuevo, la estructura de calibración del modelo es idéntica a la que se perfilaba como más eficiente en los cálculos probados en AQUASIM).**

Estas modificaciones se han inducido por separado y de este método de diseño se han obtenido las siguientes conclusiones:

- La mayoración del caudal de recirculación de ocho a diez veces el caudal de entrada apenas ha influido en la mejora de las condiciones modeladas.
- La reducción del factor de lisis de las heterótrofas ha actuado eficientemente sobre la masa bacteriana, obteniendo ya una correcta relación de bacterias en la muestra del tanque biológico.

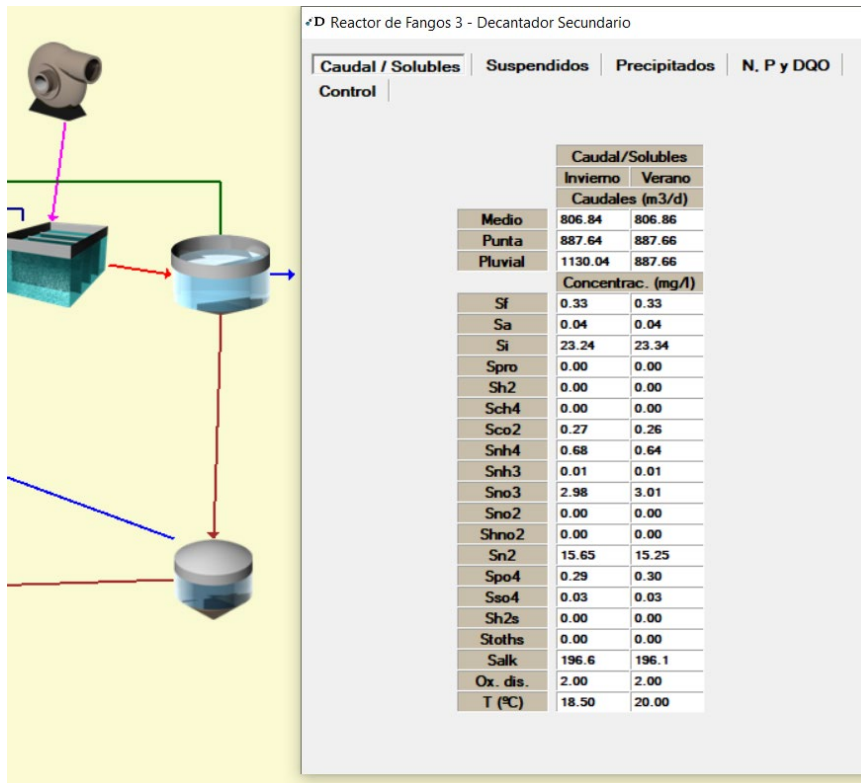


Figura 7.46.- Parámetros solubles a la salida del canal de oxidación, acción primera sobre la última calibración.

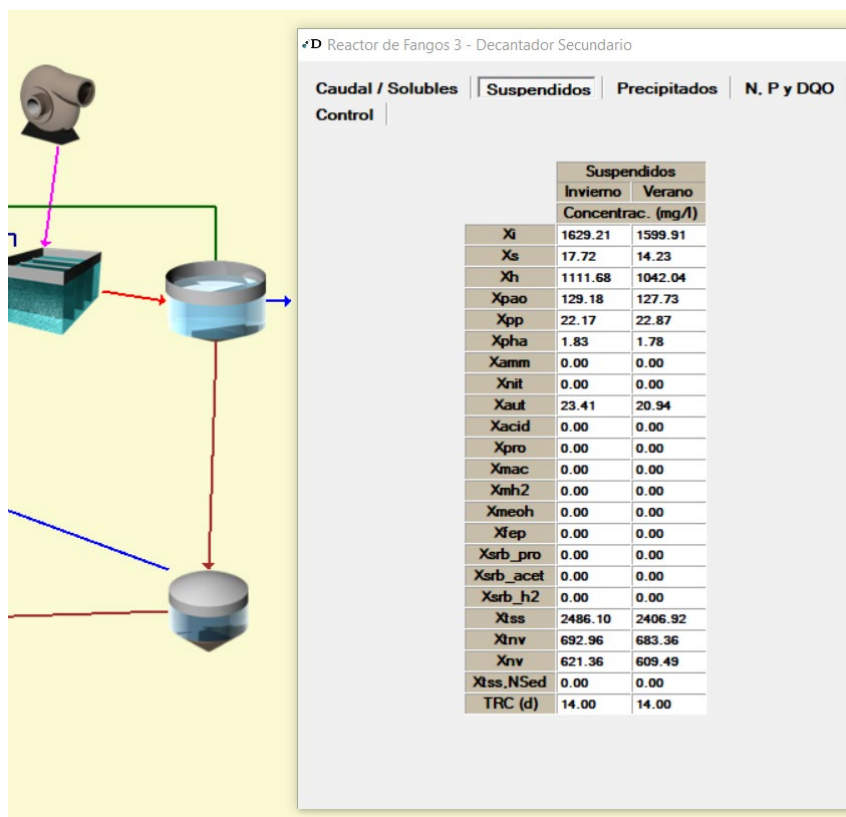


Figura 7.47.- Parámetros particulados de control a la salida del canal de oxidación, acción primera sobre la última calibración.

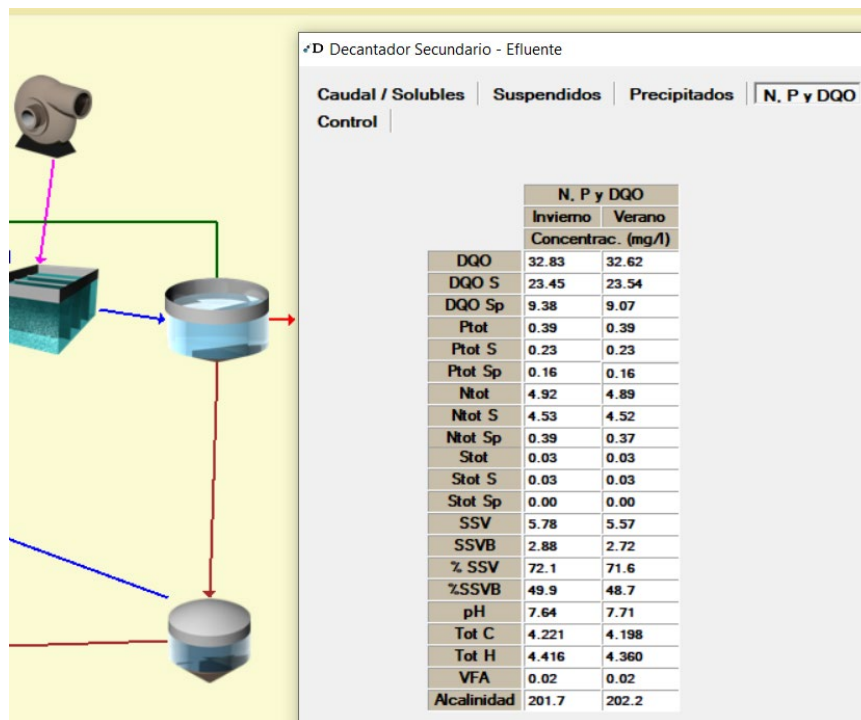


Figura 7.48.- Parámetros de control sobre productos totales a la salida del decantador secundario, acción primera sobre la última calibración.

De este modelo se obtienen valores de Nitrato más reducidos respecto a los anteriores, aunque todavía elevados respecto a la realidad, además, en contraposición el Nitrógeno Amoniacal se reduce muy eficientemente, generando una brecha en el rendimiento simulado de la nitrificación respecto a la desnitrificación que no se da en la realidad.

Sabiendo que, como ya se ha comentado, la relación de concentración bacteriana todavía se encuentra en el mínimo admisible, se decide reajustar las constantes cinéticas y mayorar la colonia con el objetivo de mejorar la capacidad depuradora sobre el Nitrato en el canal de oxidación.

Para complementar esta línea de actuaciones y de nuevo, sabiendo que la fracción soluble inerte también se podría reducir ligeramente y se seguiría adecuando a la realidad, se resta concentración sobre ésta que es añadida a los AGV.

Con estas modificaciones lo que se ha podido comprobar es la colmatación del rendimiento depurador del canal de oxidación sobre el Nitrógeno bajo el algoritmo implementado en DESASS.

Y es que, tras la iteración fundamentalmente basada en parámetros de lisis y crecimiento que se ha llevado a cabo respecto a las bacterias autótrofas y heterótrofas, se ha llegado a la conclusión de que disminuciones en la concentración de salida del Nitrato por debajo de los 2 mg/L implican una segura mayoración del Nitrógeno Amoniacal, de tal modo que el NT a la salida del decantador secundario, por compensación entre estos dos parámetros, siempre se encontrará en el entorno de los 4 mg/L en su faceta más reducida.

Esta limitación se ha mantenido estable y homogénea para todas las pruebas sobre la masa bacteriana a través de las mentadas iteraciones mediante sus parámetros cinéticos, de tal modo que se iniciaba este último modelo en rangos de heterótrofas/autótrofas en el nivel mínimo de sus concentraciones estándar y se terminan las iteraciones con relaciones propias de su rango máximo de concentraciones, denotando en cualquier caso esta colmatación de la capacidad depuradora sobre los Productos del Nitrógeno.

Respecto a esta colmatación de las capacidades del tanque biológico para un contexto en el que todos los parámetros que lo definen han sido optimizados, se concluye que se comprende como una suficiente adaptación del modelo, ya que, como se ha venido recordando, realmente DESASS no está procesando un canal de oxidación, sino que trabaja con inputs de un agua sin pretratar incidiendo sobre un tanque anóxico muy conectado con otro diferenciado físicamente de este y óxico. Esta situación, en su contexto, también se confirmaba en el estudio vía AQUASIM.

Tras esta justificación de la suficiencia de la calibración, se muestran las modificaciones cinéticas que han contado en el modelo como definitivas y los resultados que han aportado:

↳D Entrada Nudo

Dotaciones y Temperatura		Cargas	Sedimentabilidad	Precipitados			
	Soluble (mg/l)			Suspendida (mg/l)			
	Invierno	Verano		Invierno	Verano		
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi	236.80	236.80	mgDQO/l
Sf	4.00	4.00	mgDQO/l	Xs	482.40	482.40	mgDQO/l
Sa	184.60	184.60	mgDQO/l	Xh			mgDQO/l
Snh4	40.70	40.70	mgN/l	Xpao			mgDQO/l
Sno3	0.34	0.34	mgN/l	Xpp			mgP/l
Sno2			mgN/l	Xpha			mgDQO/l
Spo4	4.10	4.10	mgP/l	Xamm			mgDQO/l
Si	14.20	14.20	mgDQO/l	Xnit			mgDQO/l
Salk	198.21	198.21	mgHCO3/l	Xaut			mgDQO/l
Sn2	14.98	14.61	mgN/l	Xacid			mgDQO/l
Spro			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l
Sh2			mgDQO/l	Xmac			mgDQO/l
Sch4			mgDQO/l	Xmh2			mgDQO/l
Sco2	0.54	0.53	mgDQO/l	Xmeoh			mg/l
Sca			mg/l	Xfep			mg/l
Smg			mg/l	Xsrb-pro			mgDQO/l
Sk			mg/l	Xsrb-ac			mgDQO/l
Sfe			mg/l	Xsrb-h2			mgDQO/l
Sal			mg/l	Xtss	489.00	489.00	mg/l
Sso4			mgS/l	Xnv	92.90	92.90	mg/l
Shs			mgS/l				

Constantes Heterótrofas			
Yh	0.6300	Ka	4.0000
Fxi	0.0001	Kpro	4.0000
μ h	7.0000	Kno3	0.5000
η no3	0.4000	Knh4	0.0500
Bh	0.1000	Kp	0.0100
Ko2	0.2000	Kno2	0.5000
Kf	4.0000	Kh	0.0000002
η no2	0.4000	Kih	0.0043500

Constantes Autótrofas	
Yaut	0.3300
Fxi	0.1000
μ aut	0.9000
Baut	0.1000
Ko2	0.5000

Figura 7.49.- Calibración última de los parámetros de ajuste.

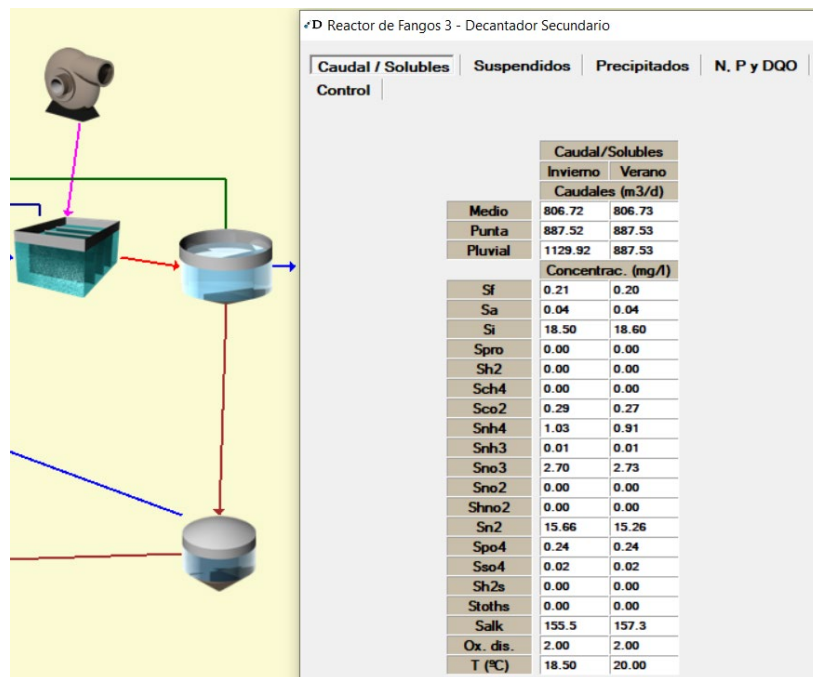


Figura 7.50. Parámetros de control solubles en el canal de oxidación para calibración M#2.

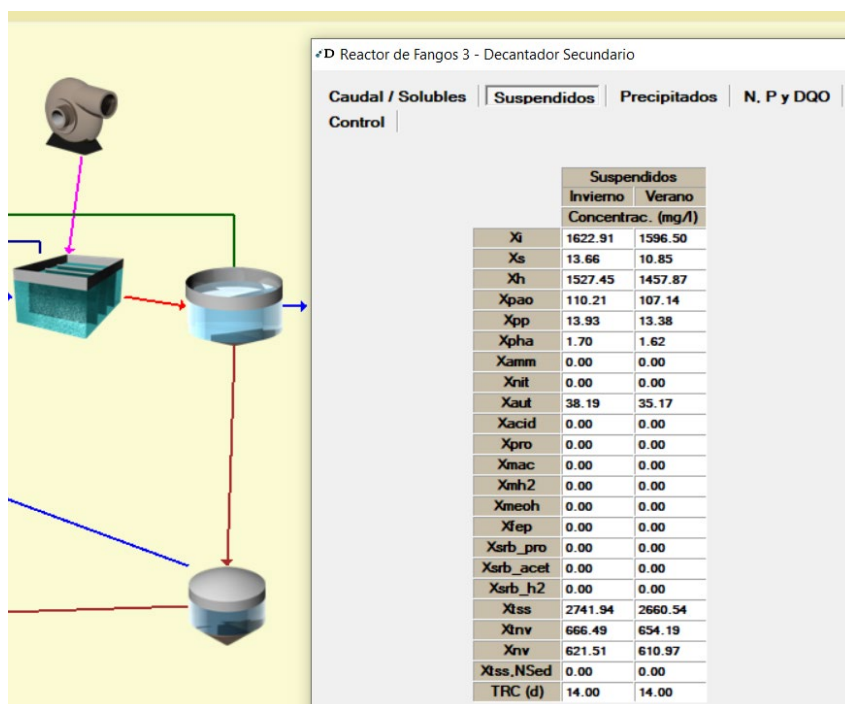


Figura 7.51.- Parámetros particulados en el canal de oxidación para la calibración M#2.

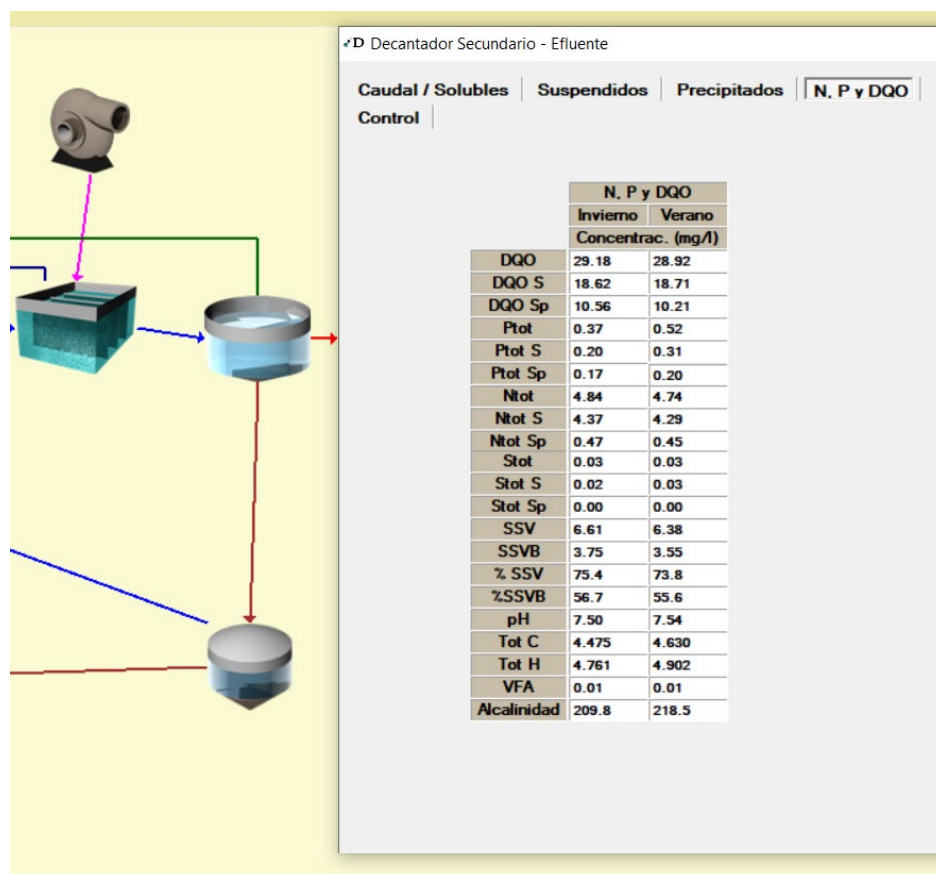


Figura 7.52.- Parámetros de control de los productos totales para la última calibración a la salida del decantador secundario.

7.4.6.- Estudios y conclusiones para el Muestreo#2

En este punto se evaluará la información que el modelo realizado en DESASS para el M#2 aporta para mejorar la eficiencia del sistema real implementado en Carral.

- En primer lugar, como reflexión general acerca del sistema que conforma la EDAR y sus procesos, se deja constancia de la confirmación de lo estimado en el Capítulo 6 (AQUASIM) sobre el comportamiento de las cargas contaminantes en el reactor y las características genéricas del agua residual de A Coruña y Carral.
- De nuevo, como ocurría en el estudio de AQUASIM, y sabiendo que esta modelación en cargas representa lo supuesto por las DITEDAR, se llega a la conclusión de que a pesar de que las cargas de entrada estimadas en Proyecto parecían haberse recogido minoradas en su Memoria, los procesos considerando cargas similares a las indicadas por la DITEDAR acaban justificando de igual modo el dimensionamiento dado en Proyecto.
- En lo relativo a Necesidades de Oxígeno, que requerirán de un trabajo determinado por parte de los equipos dispuestos, para esta modelización ya calibrada, se vuelve a

concluir, al igual que para el inicio del estudio de este modelo, que la demanda de oxígeno que DESASS prevé para el sistema es muy reducida en comparación con la estimada en El Proyecto (Figs. 7.54 a y b). Es decir, en este sentido, las previsiones energéticas debidas a este elemento parecen ser más optimistas que las definidas por El Proyecto.

Así mismo, el sistema de difusores, sabiendo que DESASS carece de representación del ejecutado en la EDAR de Carral, se asemeja y es coherente con lo definido en El Proyecto.

•D Elegir difusor del Reactor de Fangos 3 ×

Nº Tanques

Necesidades de oxígeno reales en condiciones medias (kg/h)	7.9	Necesidades de oxígeno estándar en condiciones medias (kg/h)	14.9
Necesidades de oxígeno reales en condiciones punta (kg/h)	9.3	Necesidades de oxígeno estándar en condiciones punta (kg/h)	15.4

Marca	Modelo	L (mm)	Nº Difusores	Q Unitario Calculado (Recomendado) (Nm ³ /h)	Pérdida Carga (mbar)	W aire (kg/seg)
FLYGT	MEMBRANA	23	96	1.9 (6.0)	637	0.06

(a)

Características de operación de las soplantes (salida de DESASS)		
Unidades	2	
Marca y modelo	LIGP-21.20	
Potencia de motor (kW)	11.00	
Potencia absorbida (kW)	9.00	
Potencia instalada (kW)	22.00	
Potencia máx. utilizada (kW)	9.00	
Consumo aproximado (kW·h/d)	78.82 (Invierno)	80.64 (Verano)

(b)

Figura 7.54.- Necesidades de oxígeno y sistema definitivo de difusores del modelo del M#2.

- El cómputo general de la caracterización que DESASS aporta en cada punto del modelo se aporta en este documento en forma de Anexo, conformando el Listado 2 en el mismo.
- En base a los puntos anteriores, se pretende comparar esta modelización para el M#2 con las propias del M#5 y M#6 con el objetivo de probar estas conclusiones en otros contextos que se podrán dar en Carral. Esto implicará que los objetivos en las próximas modelizaciones se basarán en conseguir resultados consistentes y homogéneos respecto a los hasta ahora presentados sin alterar el sentido de las modificaciones inducidas en este primer modelo.

Es decir, si ante estas condiciones de alteración de los parámetros basales del modelo, el agua residual de Carral se comporta en coherencia con lo visto hasta ahora para este capítulo y el anterior, en lo que a este trabajo respecta, se dará por suficientemente calibrado/validado este sistema de modelización de la EDAR de Carral.

7.4.7.- Conocimiento de la eficiencia de las soplantes

Para el sistema finalmente configurado, DESASS estima que será necesaria la implementación de, entre otras, la siguiente combinación de soplantes y difusores, con sus respectivos consumos energéticos (vistos en Fig. 7.54 b):

Sistema de aireación por: DIFUSORES	
Número	96
Marca-modelo-longitud (mm)	FLYGT-MEMBRANA-23
Nº tramos tubería fina	12
Long. tramos tubería fina (m)	8.0
Diámetro tubería fina (mm)	100
Nº tramos tubería gruesa	1
Long. tramos tubería gruesa (m):	11.9
Diámetro tubería gruesa (mm)	100

En su opción de cálculo en modo Simulación, es decir, el cálculo del estado transitorio, DESASS permite implementar curvas de variación de las concentraciones de OD en el canal de oxidación, permitiendo así simular, entre otras situaciones, los ciclos de trabajo de las soplantes.

De este modo se podrá estimar el gasto (en términos de uso diario) que estas supondrán en base a la optimización de las reacciones en el canal de oxidación.

El Diseño en estado estacionario solo se puede realizar para un único valor de OD, que normalmente y en base a las convenciones en este ámbito, se suele definir de 2 mg/L.

Realmente este OD se eleva a 2 mg/L en los momentos de mayor carga de las centrales depuradoras, mediante accionamiento de las soplantes en este tipo de configuraciones. Cuando al reactor biológico le llegan cargas que puede asumir fácilmente, se permite que las soplantes no trabajen, quedando minorada la concentración de OD en el reactor en horas de baja actividad. Teniendo estas premisas en consideración y sabiendo de la posibilidad de introducción de variaciones temporales de OD, se estudiará la necesidad de trabajo de las soplantes para el modelo calibrado y su estimación de gasto energético.

El primer supuesto que se realiza en cuanto a aireación para un día tipo (para el cual el programa parte del tiempo estacionario), representará el estado más simple, de tal modo que supondrá que las soplantes se accionan únicamente en los momentos más críticos, mientras que el resto del tiempo permanecerán apagadas, dando lugar a un OD en inactivo de 0,5 mg/L. Para elaborar el modelo simple del perfil horario de OD se utiliza de referencia la curva de caudales del día de la campaña de muestreo, y que se presenta en la figura 7.55. Como se puede observar, en el

periodo de tiempo que recoge el M#2, se registró en cuanto a caudales de entrada y salida de la EDAR, un pico relativo a la actividad del mediodía y otro pico mucho menos pronunciado y propio de la actividad nocturna de entre las diez y las doce de la noche.



Figura 7.53.- Curva de caudales horarios de la campaña de muestreo #2.

Así, se genera el primer modelo con aireación variable basado en los siguientes datos hipotéticos:

Tabla 7.7.- Modelo simplificado de variación del OD con el tiempo

Tiempo (días)	Conc. OD (mg/L)	Tiempo (días)	Conc. OD (mg/L)
0	2	0.541666667	2
0.041666667	0.5	0.583333333	2
0.083333333	0.5	0.625	2
0.125	0.5	0.666666667	2
0.166666667	0.5	0.708333333	0.5
0.208333333	0.5	0.75	0.5
0.25	0.5	0.791666667	0.5
0.291666667	0.5	0.833333333	0.5
0.333333333	0.5	0.875	0.5
0.375	0.5	0.916666667	2
0.416666667	2	0.958333333	2
0.458333333	2	1	2
0.5	2		

Aplicando este procedimiento simple y desfavorable que se ha buscado para el diseño de la primera curva de OD atribuible al canal de oxidación, se les asignará una concentración de 2 mg/L de oxígeno (simulando el funcionamiento de las soplantes), a las horas de actividad y una concentración de 0,5 mg/L al resto de las horas del día (simulando la inactividad de las soplantes).

Bajo estas condiciones, en modo simulación el programa devuelve los resultados que se muestran:

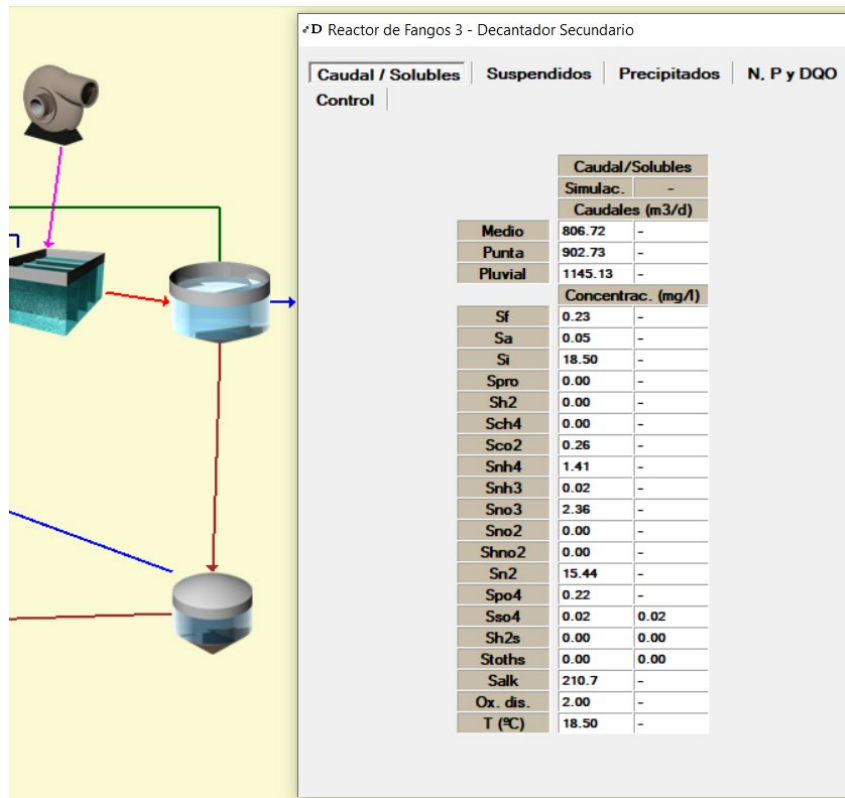


Figura 7.54.- Parámetros solubles de control del canal bajo simulación simplista de OD.

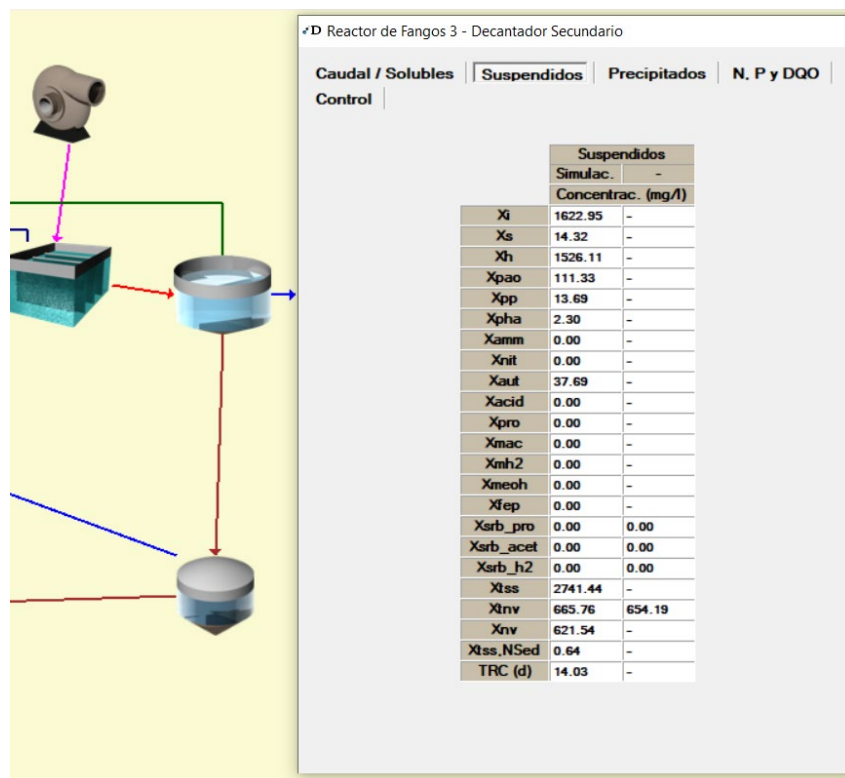


Figura 7.55.- Parámetros solubles de control del canal bajo simulación simplista de OD.

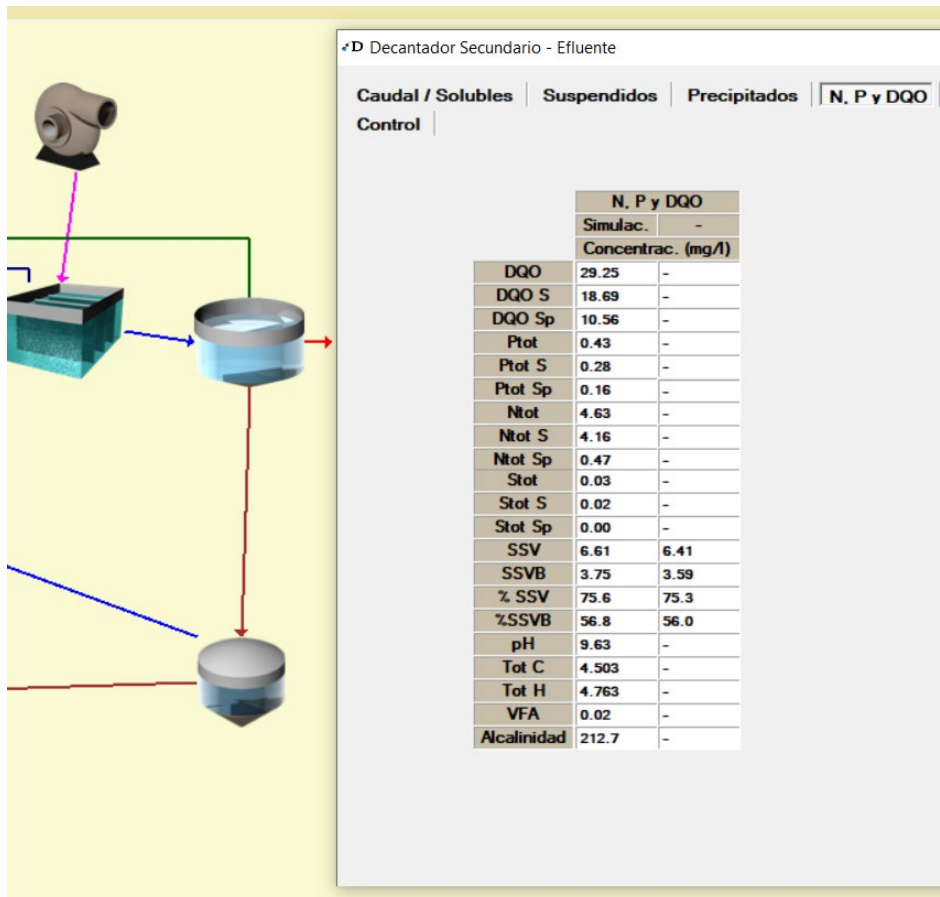


Figura 7.56.- Parámetros totales de control del efluente bajo simulación simplista de OD.

Se comprueba que esta configuración horaria para el trabajo de las soplantes devuelve valores prácticamente iguales que los obtenidos para el supuesto de OD constante de 2 mg/L.

Partiendo de este contexto se podría estudiar la posibilidad de reducir la fracción de tiempo de funcionamiento de las soplantes.

Se recuerda, en este punto, que se trabaja generando curvas de aportación de OD en función de las horas de mayor carga de contaminante, a pesar de que la efectiva mayoración del contaminante todavía en este estado de la modelización no se está aportando, apoyándose esta metodología en la idea de que bajo un buen funcionamiento del sistema, el estado común será semejante al estacionario y que, a partir de este, se podrá estimar el número de horas que “debe haber oxígeno en el reactor” para que las reacciones se desencadenen con normalidad dentro de su estado de mezcla continua.

Esta particular gestión del modelo se justifica en el último punto del actual capítulo.

Tabla 7.3.- Ajuste de los rangos de trabajo de las soplantes

Tiempo (días)	Conc. OD (mg/L)	Tiempo (días)	Conc. OD (mg/L)
0	0.5	0.541666667	2
0.041666667	0.5	0.583333333	2
0.083333333	0.5	0.625	0.5
0.125	0.5	0.666666667	0.5
0.166666667	0.5	0.708333333	0.5
0.208333333	0.5	0.75	0.5
0.25	0.5	0.791666667	0.5
0.291666667	0.5	0.833333333	0.5
0.333333333	0.5	0.875	0.5
0.375	0.5	0.916666667	0.5
0.416666667	2	0.958333333	1
0.458333333	2	1	0.5
0.5	2		

En este caso se reduce la franja horaria de actividad, de tal modo que las soplantes pasan de trabajar en el primer pico de actividad hasta las cuatro de la tarde para trabajar generando 2 mg/L en el reactor hasta las dos del mediodía.

Así mismo se reduce drásticamente la actuación en el pico de actividad nocturno, en el que se estimará un pequeño arranque con el objetivo de generar 1 mg/L a las diez de la noche únicamente.

Bajo estas condiciones se obtienen de nuevo resultados suficientemente ajustados, aun así, una pequeña variación en las fracciones que conforman los productos del nitrógeno, de nuevo, sirve como parámetro limitante e indica que no es conveniente reducir en mayor medida el tiempo con aireación del reactor.

Esta sutil variación es el paso del predominio de nitrato al de amonio, indicando, esta relación, que un mayor porcentaje de tiempo y volumen en condiciones anóxicas comienza a ralentizar la capacidad de las bacterias en condiciones aerobias, se oxida menos amonio en un día estándar por parte de las bacterias nitrificantes.

Así, mismo, y aunque se mantienen estas relaciones en rangos normales, también se aprecia una menor capacidad de las heterótrofas de realizar sus labores aerobias, actuando sobre el sustrato carbonoso, aumentando la presencia de este a la salida del canal de oxidación.

Es por ello que se decide que un suficiente funcionamiento horario sería similar al otorgado por la serie temporal definida en esta simulación, la cual aporta los siguientes parámetros de control:

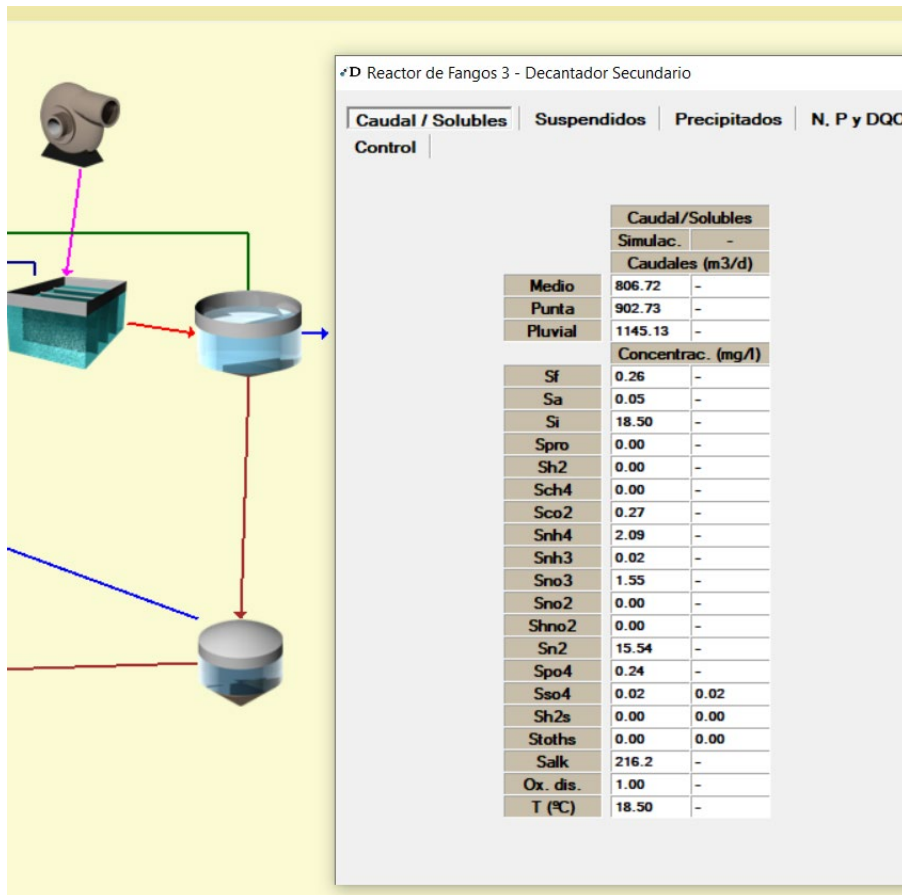


Figura 7.57.- Parámetros solubles de control del canal bajo simulación de curva-ajuste de OD.

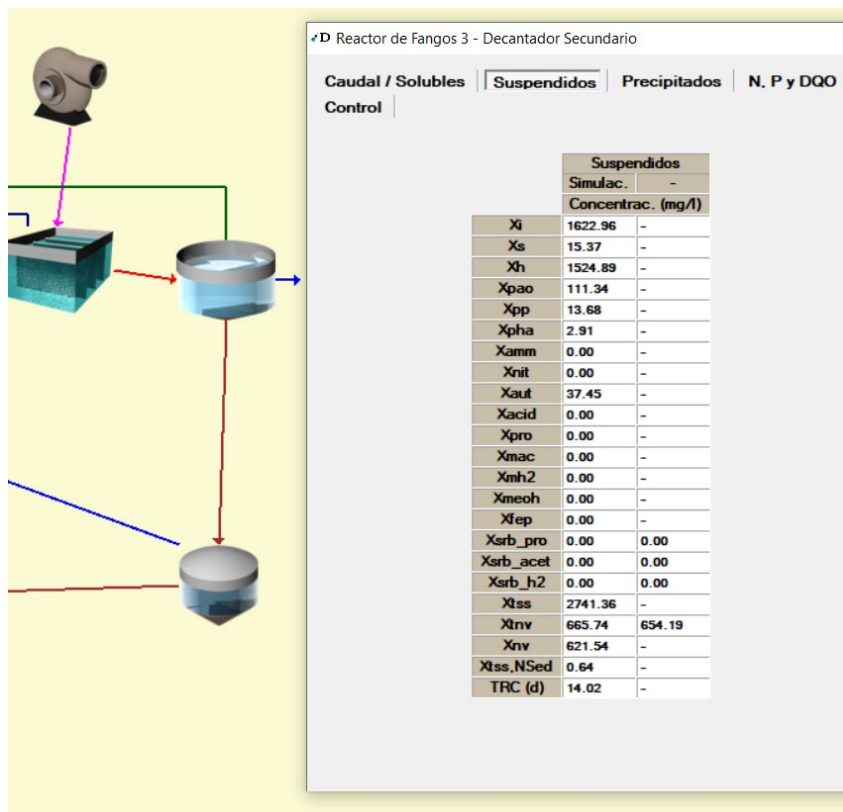


Figura 7.58.- Parámetros particulados de control del canal simulando curva-ajuste de OD.

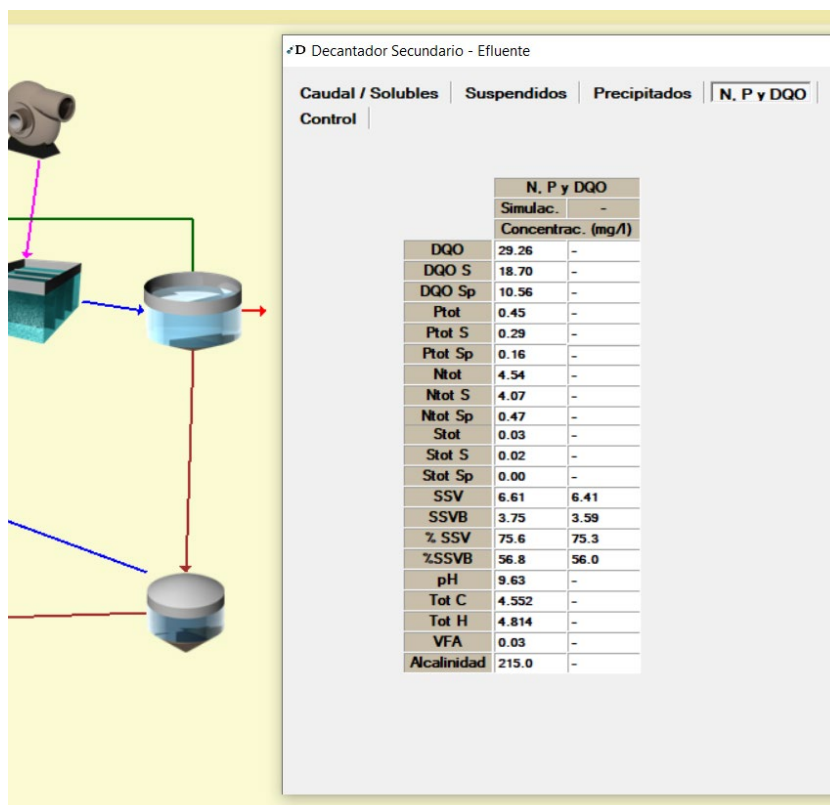


Figura 7.59.- Parámetros totales de control del efluente simulando curva-ajuste de OD.

7.5. Calibración del muestreo#5

7.5.1.- Conjunto de acciones para la calibración del M#5

Tras el minucioso desglose de las actuaciones llevadas a cabo para la modelización del M#2 que se ha redactado en el apartado anterior, se considera suficiente la descripción conjunta de ahora en adelante para la justificación de los cambios realizados. Por tanto:

Se introducen los valores que caracterizan el agua residual afluyente al sistema y se ejecuta la primera muestra de dimensionamiento de la EDAR:

	Temperatura (°C)	
	Invierno	Verano
	14.4	20.0
Caudales		
	Invierno	Verano
Caudal(m3/dia)	1293.00	1293.00
Qpunta/Qmedio	1.20	1.20
Qpluvial/Qpunta	1.50	1.00
Contaminación Punta	1.5	1.5
pH	7.10	7.10

Figura 7.60.- Datos de dotaciones y temperatura del afluyente para el M#5.

DBOlim : DQO	0.66	mgDBO : mg DQO
DBO5 : DBOlim	0.72	mgDBO : mg DBO
DQOsol : DQO	0.18	mgDQO : mg DQO
DBO5 : DQO	0.48	mgDBO : mg DQO
DBO5sol : DBO5	0.50	mgDBO : mg DBO
DBOlim sol : DBOlim	0.47	mgDBO : mg DBO
DQO : N	11.19	mgDQO : mg N
DBO5 : N	5.37	mgDBO : mg N
DBO5 : P	42.6	mgDQO : mg P
DQO : SSV	2.40	mgDQO : mg SSV
SSV : SST	0.76	mgSSV : mg SST
NTsol : NT	0.67	mgN : mg N
nh4 : NTsol	0.95	mgN : mg N
PTsol : PT	0.50	mgP : mg P
P : DQO%	1.13	mgP : % DQO
Sa : DQO	0.12	mg Ac : mg DQO

Figura 7.61.- Relaciones entre los valores muestreados para el M#5.

Datos Analíticos (mg/l)					
DQO					
DQO	244.0	mgDQO/l	%Sol	18.0	%
DQOsol	43.9	mgDQO/l			
DBO					
DBO5	115.9	mgDBO/l	%Sol	18.2	%
DBO5sol	21.1	mgDBO/l			
DBOlim	161.0	mgDBO/l	%Sol	19.2	%
DBOlim sol	30.9	mgDBO/l			
SST					
SST	135.0	mg/l	%SSV	76.0	%
SSV	102.6	mg/l			
Nitrógeno					
Ntot	21.8	mgN/l	%Sol	67.0	%
Ntot S	14.6	mgN/l			
NH4	13.8	mgN/l	NO3	0.3	mgN/l
Ntot Sp	7.2	mgN/l			
Fosforo					
Ptot	2.7	mgP/l	%Sol	50.0	%
Ptot S	1.4	mgP/l			
PO4	1.1	mgP/l			
Alcalinid.					
Alcalinid.	86.0	mgHCO3/l			
pH					
pH	7.1				
AGV					
AGV	29.3	mgAc/l			

Figura 7.62.-Datos analíticos para la caracterización del afluente en el M#5.

		Nitrógeno		Fosforo		Carbono	
Insi	0.031	lpsi	0.000	lcsi	0.030		
Insf	0.062	lpsf	0.188	lcsf	0.027		
Inxi	0.022	lpxi	0.004	lcxi	0.030		
Inxs	0.044	lpxs	0.008	lcxs	0.027		
Inbm	0.070	lpbm	0.020	lcbm	0.031		
		Azufre		SST		Calcio	
Issi	0.0001	ltssxi	0.513	lcasi	0.0000		
Issf	0.0001	ltssxs	0.513	lcaf	0.0000		
Isxi	0.0001	ltssbm	0.700	lcaxi	0.0000		
Isxs	0.0001			lcaxs	0.0000		
Isbm	0.0001			lcabm	0.0035		
		Potasio		Magnesio		Hierro	
lkxpp	0.350	lmgxpp	0.280	lfesi	0.0000		
lksi	0.0008	lmgxi	0.0015	lfesf	0.0000		
lksf	0.0008	lmgxf	0.0015	lfexi	0.0000		
lkxi	0.0008	lmgxi	0.0015	lfexs	0.0000		
lkxs	0.0008	lmgxs	0.0015	lfeb	0.0000		
lkbm	0.0008	lmgbm	0.0015				

Figura 7.63.- Constantes estequiométricas recomendadas por DESASS para datos del M#5.

	Soluble (mg/l)				Suspendida (mg/l)		
	Invierno	Verano			Invierno	Verano	
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi	70.00	70.00	mgDQO/l
Sf	1.60	1.60	mgDQO/l	Xs	130.10	130.10	mgDQO/l
Sa	29.30	29.30	mgDQO/l	Xh			mgDQO/l
Snh4	13.80	13.80	mgN/l	Xpao			mgDQO/l
Sno3	0.30	0.30	mgN/l	Xpp			mgP/l
Sno2			mgN/l	Xpha			mgDQO/l
Spo4	1.10	1.10	mgP/l	Xamm			mgDQO/l
Si	13.00	13.00	mgDQO/l	Xnit			mgDQO/l
Salk	86.09	86.09	mgHCO3/l	Xaut			mgDQO/l
Sn2	16.12	14.61	mgN/l	Xacid			mgDQO/l
Spro			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l
Sh2			mgDQO/l	Xmac			mgDQO/l
Sch4			mgDQO/l	Xmh2			mgDQO/l
Sco2	0.31	0.29	mgDQO/l	Xmeoh			mg/l
Sca			mg/l	Xfep			mg/l
Smg			mg/l	Xsrb-pro			mgDQO/l
Sk			mg/l	Xsrb-ac			mgDQO/l
Sfe			mg/l	Xsrb-h2			mgDQO/l
Sal			mg/l	Xtss	135.00	135.00	mg/l
Sso4			mgS/l	Xnv	32.40	32.40	mg/l
Shs			mgS/l				

Figura 7.66.- Estimación de las fracciones de las diferentes especies según los datos de caracterización del afluente para el M#5 por el algoritmo de DESASS.

De nuevo, y en un contexto en el que no se ha podido medir esta relación, se supone un valor dentro del marco teórico aceptado por la comunidad científica para AGV/DQO de 0,12.

Se recuerda que, como ya se ha visto, tras ejecutar el modelo bajo los parámetros cinéticos y estequiométricos preestablecidos por el programa y, en caso de que esta representación no sea suficiente, se actuará sobre esta relación.

Como se ha hecho ya en la modelización del M#2, se muestran los valores que DESASS devuelve para esta primera aproximación únicamente caracterizada por los valores del afluente.

En este caso únicamente se muestran los valores relativos al afluente y al vertido tras decantador, ya que son los únicos puntos sondeados en este M#5 in situ.

Tabla 7.9.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#5 en el afluente

afluente entrada DESASS				afluente entrada M#5			
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO		N, P, DQO	
Sf	1.6	Xi	70.0	DQO	244	244	mg/L
Sa	29.3	Xs	130.10	DQOsol	43.9	44	mg/L
Si	13.0	Xh	0	DQOsp	200.1		
Spro	0	Xpao	0	Ptot	2.7	2.7	mg/L
Sh2	0	Xpp	0	Ptot S	1.4	1.4	mg/L
Sch4	0	Xpha	0	Ptot Sp	1.3		
Sco2	0.31	Xamm	0	Ntot	21.8	21.8	mg/L
Snh4	13.8	Xnit	0	Ntot S	14.6	14.6	mg/L
Snh3	0.04	Xaut	0	Ntot Sp	7.2		
Sno3	0.3	Xacid	0	Stot	0.02		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.02		
Sn2	16.12	Xmh2	0	SSV	102.6	102	mg/L
Spo4	1.1	Xmeoh	0	SSVB	66.71		
Sso4	0	Xfep	0	%SSV	76		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	65.4		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	7.1		
Salk	86.1	Xsrb_h2	0	Tot C	2.029		
Ox.dis	0.01	Xtss	135	Tot H	2.388		
T	14.4	Xtnv	32.4	VFA	29.3		
		Xnv	32.4	Alcalinidad	86.2		
		Xtss.Nsed	0	**** SS	135	135	mg/L
		TRC	0				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

Tabla 7.10.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#5 en el efluente

efluente salida DESASS				efluente salida M#5			
Solubles		Suspendidos		N P DQO		N P DQO	
Sf	0.62	Xi	8.04	DQO	25.21	33	mg/L
Sa	0.08	Xs	0.17	DQOsol	13.70	27	mg/L
Si	13.0	Xh	3.13	DQOsp	11.51		
Spro	0	Xpao	0.02	Ptot	1.80	2.8	mg/L
Sh2	0	Xpp	0.01	Ptot S	1.69	1.4	mg/L
Sch4	0	Xpha	0	Ptot Sp	0.10		
Sco2	0.35	Xamm	0	Ntot	5.79	4.2	mg/L
Snh4	2.13	Xnit	0	Ntot S	5.37	4.1	mg/L
Snh3	0.03	Xaut	0.15	Ntot Sp	0.41		
Sno3	2.81	Xacid	0	Stot	0.01		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.01		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0		
Sn2	16.91	Xmh2	0	SSV	6.52	0	mg/L
Spo4	1.58	Xmeoh	0	SSVB	2.40		
Sso4	0.01	Xfep	0	%SSV	67.6		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	36.8		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	6.87		
Salk	58	Xsrb_h2	0	Tot C	1.510		
Ox.dis	1.10	Xtss	9.64	Tot H	1.943		
T	14.4	Xtnv	3.13	VFA	0.08		
		Xnv	3.11	Alcalinidad	58.0		
		Xtss.Nsed	6.47	**** SS	9.64	0	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

A pesar de no disponer de valores puntuales del M#5 para el canal de oxidación, se controlarán las proporciones que se saben esperables para este tipo de sistemas, como las concentraciones de colonias bacterianas o las fracciones que acabarán conformando el global de los productos del Nitrógeno y del Carbono en el efluente, bajo los mismos criterios que se señalaban al inicio de la calibración del modelo propio de la campaña M#2.

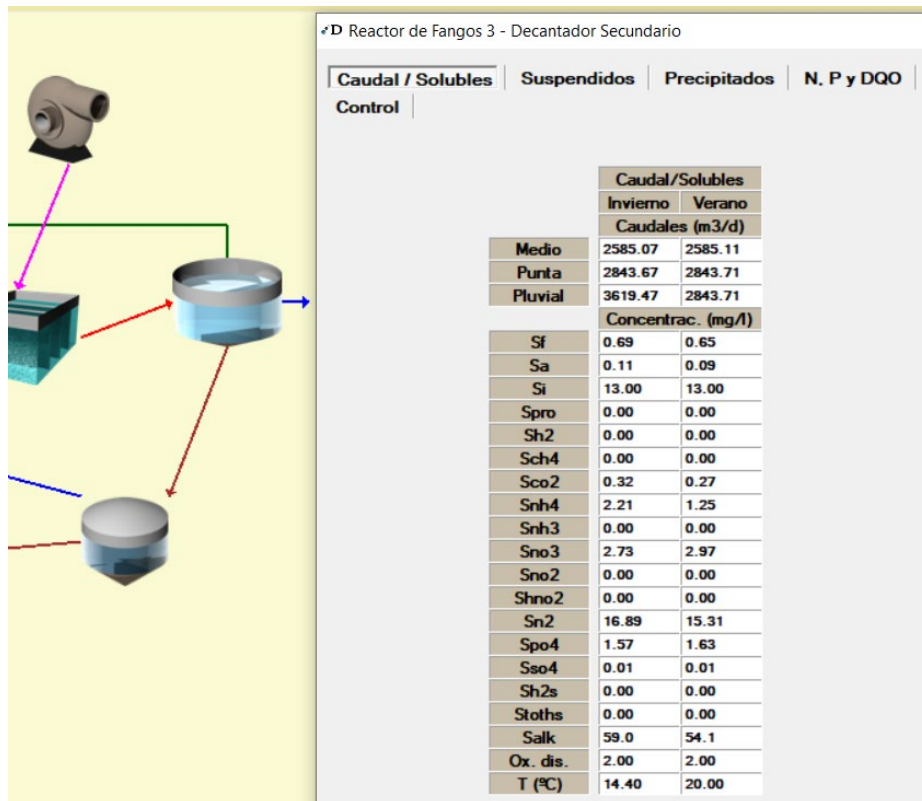


Figura 7.64.- Modelo bioquímico en DESASS para el M#5, componentes solubles en el canal de oxidación.

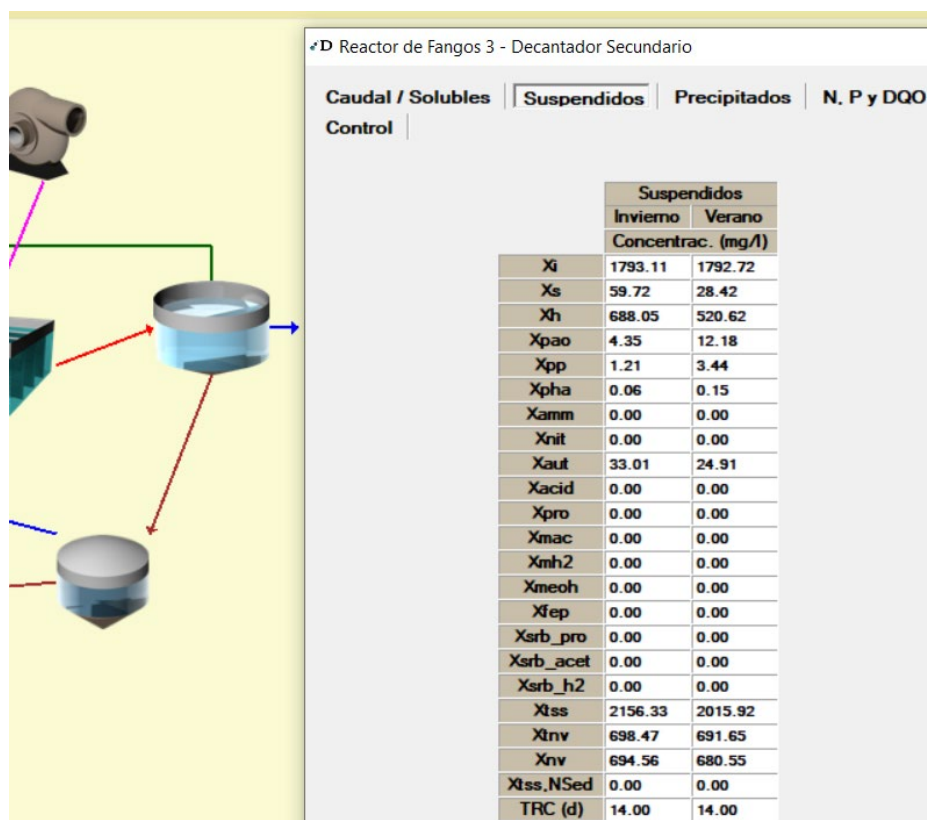


Figura 7.65.- Modelo bioquímico según DESASS para el M#5, componentes particulados en el canal de oxidación.

En este caso los parámetros estimados para el vertido se ajustan con un pequeño error a los registros in situ y sin haber introducido modificaciones sobre las variables que actúan sobre el algoritmo del programa.

Aun así, se observan algunos parámetros que influyen en el cómputo general del proceso que deben regularizarse:

- El más fundamental es el relativo a las concentraciones bacterianas heterótrofas en el reactor biológico, ya que, a pesar de los 700 mg/L estimados por DESASS bajo estas condiciones parecen ser suficientes para depurar el agua residual entrante, su proporción no debe bajar de los 1200 mg/L para asegurar la permanencia de actividad en el tanque.
- La fracción soluble de DQO a la salida del decantador es notablemente inferior a la registrada in situ, lo que denota una mejorable división de fracciones a la entrada del sistema. En este caso, a diferencia del M#2, se requiere de una mayoración de la fracción soluble inerte de DQO.

Estas necesidades de calibración del modelo se traducen en:

- Aumento de la recirculación en el tanque biológico, ya que se ha visto que esto aumenta la masa heterótrofa y contribuye a una mejor depuración del Nitrógeno, así mismo, aumentando la recirculación se homogeniza este modelo en cuanto a configuración técnica de la depuradora respecto al modelo diseñado para el M#2, funcionando como una verificación del criterio seguido para éste.
- Revisión de las relaciones de entrada relativas a la DQO, en la que se aportará un mayor porcentaje de producto del carbono a la fracción soluble inerte, obteniendo éste de la relación con los AGV, que en este caso denotan haberse sobreestimado en cuanto a su proporción sobre la DQO.

Habiendo comprobado que la recirculación mayorada en sí misma contribuye en la elevación del producto Si a la salida del decantador, se decide tomar 10 mg/L de lo destinado a conformar los AGV y se le añade a Si afluyente. Así, los AGV pasan a contar como 19,3 mg/L de DQO a la entrada, es decir, 0,08 de la DQO, ligeramente bajo el límite teórico establecido en 0,10 por la IWA y en cambio, la concentración de Si pasa a contar como 23 mg/L sobre la DQO, aproximándose a los 27 mg/L sondeados a la salida de la EDAR en el muestreo in situ.

Así mismo, se eleva la recirculación a diez veces el caudal entrante en el canal de oxidación, tras haberse demostrado que el factor de mejora entre las ocho y diez veces el caudal apenas mayor el rendimiento.

Si se pretende dotar de consistencia al estudio que se está llevando a cabo, como se mencionaba en las conclusiones acerca del modelo para el M#2. Parece adecuado, habiendo mencionado ya que no tendrían por qué cambiarse los parámetros cinéticos de este modelo puesto que las proporciones obtenidas bajo su planteamiento basal ya se consideran correctas, modificar precisamente los parámetros cinéticos que se han variado en el modelo realizado para el M#2.

Se menciona, en este momento del desarrollo de la calibración, que la distribución en sentido inverso de las fracciones Si/Sa, para este modelo respecto del anterior, no supone una incoherencia de la homogeneidad entre los modelos, ya que, como se ha referido, atiende simplemente a la distribución en un momento puntual de las características del agua entrante a la EDAR. Y, a su vez, se enmara en lo normal para unas condiciones de entrada muy diferentes a las propias del M#2, como se mencionaba en el punto de elección de los muestreos.

Mediante este tipo de configuración de los modelos se pretende dar coherencia y reflejar la “estabilidad” de la realidad del sistema que se trata de representar vía DESASS, por tanto, se incide también sobre los parámetros cinéticos propios de la lisis y el crecimiento bacteriano, así como sobre la hidrólisis en el canal de oxidación.

A continuación, se muestran las modificaciones que se han ido presentando en los anteriores párrafos:

	Soluble (mg/l)				Suspendida (mg/l)		
	Invierno	Verano			Invierno	Verano	
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi	70.00	70.00	mgDQO/l
Sf	1.60	1.60	mgDQO/l	Xs	130.10	130.10	mgDQO/l
Sa	19.30	19.30	mgDQO/l	Xh			mgDQO/l
Snh4	13.80	13.80	mgN/l	Xpao			mgDQO/l
Sno3	0.30	0.30	mgN/l	Xpp			mgP/l
Sno2			mgN/l	Xpha			mgDQO/l
Spo4	1.10	1.10	mgP/l	Xamm			mgDQO/l
Si	23.00	23.00	mgDQO/l	Xnit			mgDQO/l
Salk	86.18	86.18	mgHCO3/l	Xaut			mgDQO/l
Sn2	16.12	14.61	mgN/l	Xacid			mgDQO/l
Spro			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l
Sh2			mgDQO/l	Xmac			mgDQO/l
Sch4			mgDQO/l	Xmh2			mgDQO/l
Sco2	0.31	0.29	mgDQO/l	Xmeoh			mg/l
Sca			mg/l	Xfep			mg/l
Smg			mg/l	Xsrb-pro			mgDQO/l
Sk			mg/l	Xsrb-ac			mgDQO/l
Sfe			mg/l	Xsrb-h2			mgDQO/l
Sal			mg/l	Xtss	135.00	135.00	mg/l
Sso4			mgS/l	Xnv	32.40	32.40	mg/l
Shs			mgS/l				

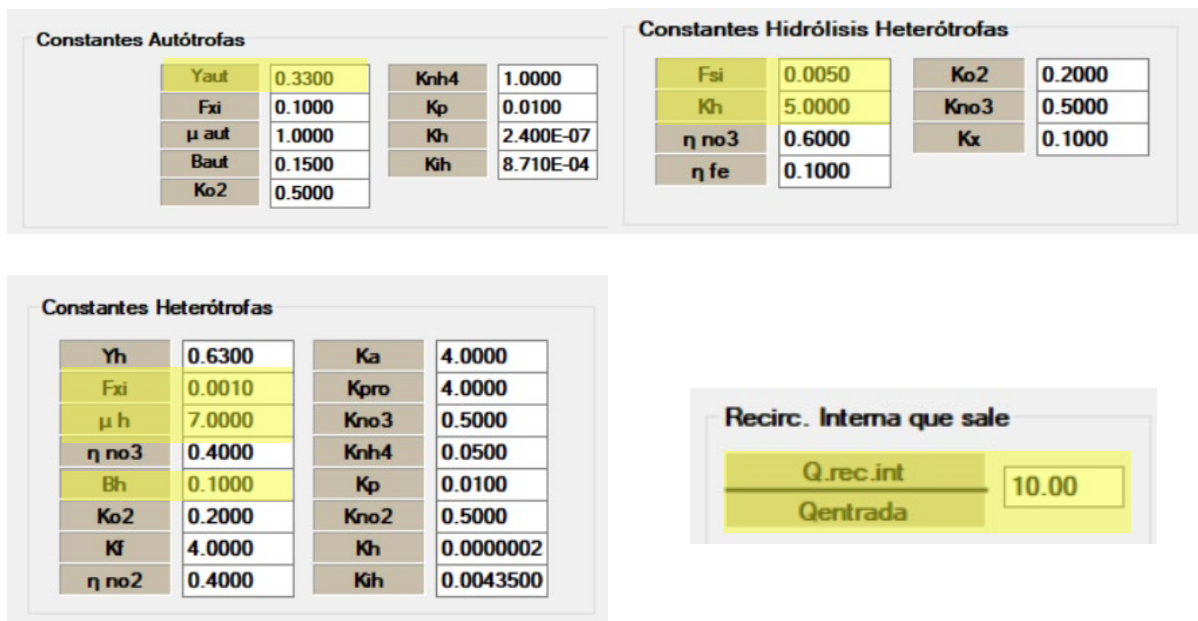


Figura 7.66.- Conjunto de parámetros modificados en el modelo para el M#5, consistentes con lo modificado en el M#2.

Finalmente, se muestran los resultados obtenidos para esta configuración.

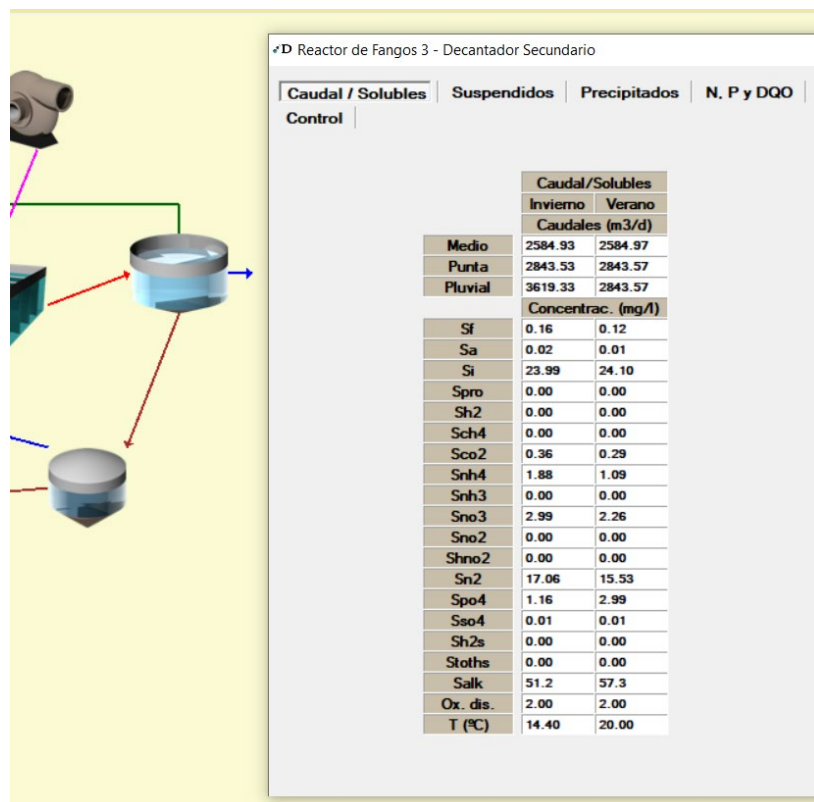


Figura 7.67.- Parámetros solubles de control en el canal para la última calibración.

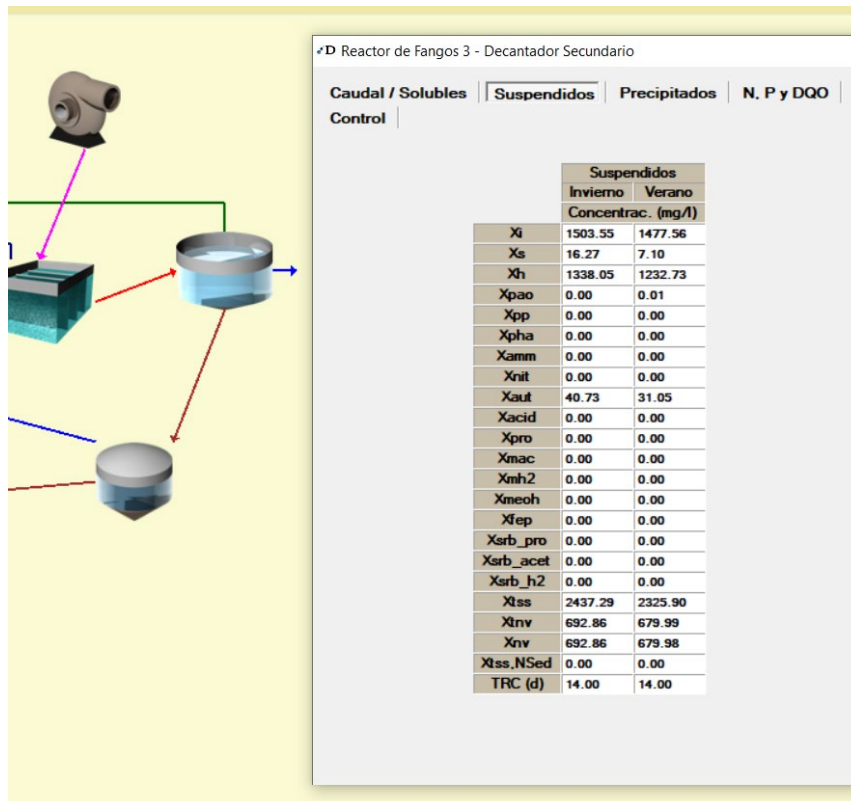


Figura 7.68.- Parámetros de control particulados en el canal para la última calibración.

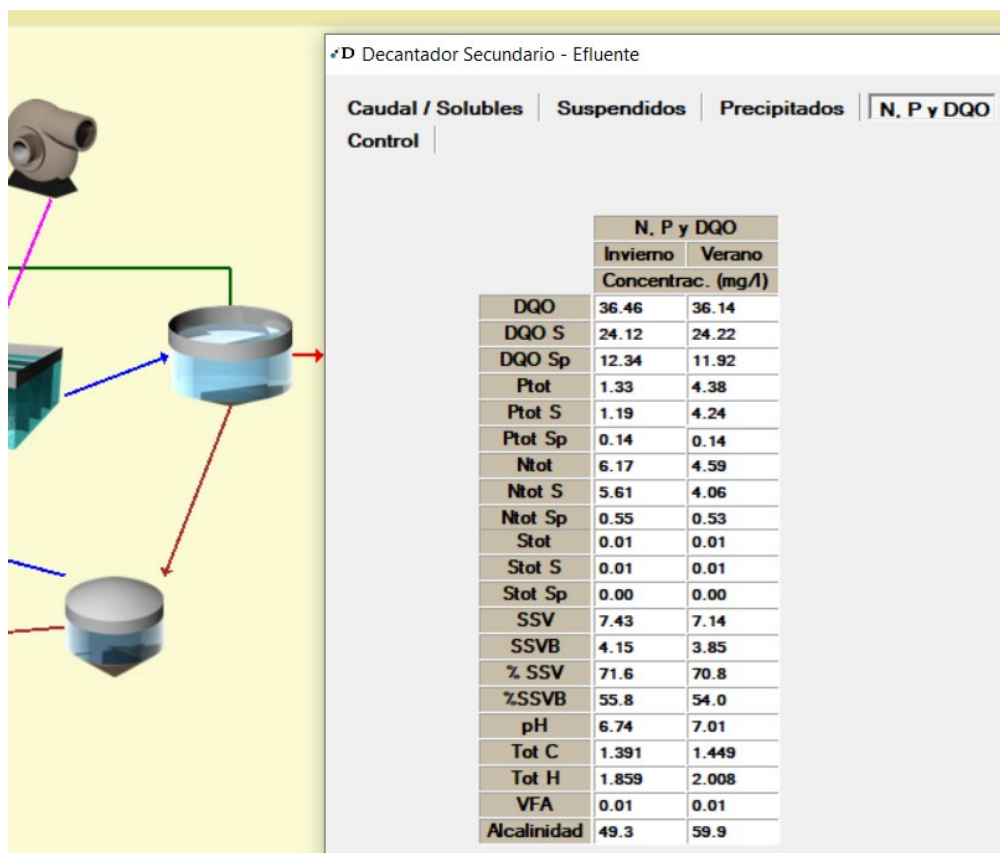


Figura 7.69.-Parámetros totales de control en el decantador secundario para la última calibración.

7.5.2.- Estudios y conclusiones para el muestreo #5

Los ajustados resultados respecto al muestreo in situ, que siguen en coherencia con la realidad tras haber inducido las modificaciones comentadas sobre los elementos que configuran el algoritmo de DESASS y caracterizan el funcionamiento de la EDAR, a falta de evaluar el M#6, parecen confirmar la consistencia de esta configuración para la generación de los modelos representativos de Carral y la fiabilidad de las estimaciones propias de AQUASIM.

Además, se vuelve a incidir sobre las minoradas suposiciones de cargas de contaminantes de entrada en la EDAR, ya que como se ha visto, este modelo representativo del M#5, se asemeja a lo previsto en cuanto a caracterización de las aguas de entrada en Proyecto.

Se comprueba como la EDAR devuelve resultados que se enmarcan en las mismas condiciones de configuración y explotación para la infraestructura, aunque suponen un trabajo sometido a menos presiones para la misma.

En resumen, sí, los datos aportados por ambas entidades derivan en un mismo sistema de explotación, aunque las situaciones expuestas por El Proyecto implican un más fácil trabajo y menores presiones sobre la masa bacteriana que conforma el reactor.

De ahí que se llegue a la primera diferenciación de lo calculado por DESASS respecto a la realidad de Carral, y es que, bajo condiciones de Proyecto en cuanto a cargas y dimensiones (es decir, en cuanto a una situación asimilable al M#5), la estimación que ofrece DESASS en cuanto a características de las soplantes en el tanque biológico son menos exigentes que las que se daban para el modelo del M#2, que, a su vez, coincidían con lo implantado en Carral.

La potencia de motor unitaria exigible para estas bajo las condiciones del modelo es de 7,5 kW, mientras que para el caso anterior y para Proyecto esta potencia unitaria mínima se establecía en 11 kW. El informe que arroja el DESASS se presenta en las figuras 7.73 a y b.

Así mismo, las características técnicas de los difusores siguen considerándose suficientes y las Necesidades de Oxígeno mucho menores y más acorde con las DITEDAR que las definidas en el proyecto constructivo.

✚D Elegir difusor del Reactor de Fangos 3 ×

Nº Tanques

Necesidades de oxígeno reales en condiciones medias (kg/h)	5.5	Necesidades de oxígeno estándar en condiciones medias (kg/h)	10.4
Necesidades de oxígeno reales en condiciones punta (kg/h)	7.1	Necesidades de oxígeno estándar en condiciones punta (kg/h)	11.8

Marca	Modelo	L (mm)	Nº Difusores	Q Unitario Calculado (Recomendado) (Nm ³ /h)	Pérdida Carga (mbar)	W aire (kg/seg)
FLYGT	MEMBRANA	23	96	1.4 (6.0)	637	0.04

(a)

Características de operación de las soplantes (salida de DESASS)		
Unidades	2	
Marca y modelo	LIGP-20.20	
Potencia de motor (kW)	7.50	
Potencia absorbida (kW)	6.30	
Potencia instalada (kW)	15.00	
Potencia máx. utilizada (kW)	6.30	
Consumo aproximado (kW·h/d)	77.25 (Invierno)	55.16 (Verano)

(b)

Figura 7.70.- Necesidades de oxígeno y sistema definitivo de difusores para modelo del M#5.

Se extrae, de estos resultados, el aprendizaje de la necesidad de plantear modelos a escala o de realizar muestreos in situ bajo condiciones implantadas y semejantes, a la hora de realizar proyectos constructivos de este tipo. Ya que, si bien las características geométricas y de los equipos están bien definidas en el Proyecto de la EDAR de Carral, ocurre lo siguiente :

- De querer estimarse unos datos de partida variables para el diseño de las EDAR, será mejor tomar y analizar muestras compuestas in situ, y llegar a un sistema que homogéneamente depure un agua residual con datos amplios de todas sus características.
- De estimarse suficiente el dimensionamiento a partir de unos únicos valores de caracterización del agua residual, como ocurre en el Proyecto de Carral, la metodología de caracterización de las aguas que devuelve un dimensionamiento más seguro (preparado para mayores presiones), es la metodología expuesta en las DITEDAR. Ya que, en este caso, de haber trabajado solo con los datos de proyecto para caudales máximos, se habría minorado la necesidad de potencia en la aireación.

De nuevo, los resultados completos de caracterización del modelo se pueden consultar en su Anexo bajo la denominación Listado 5.

Es por todo esto que la Simulación para la estimación del OD se hará con las soplantes definidas en el modelo del M#2, ya que en vista de las distintas situaciones que se pueden dar en la EDAR de Carral, se sigue estimando necesario la implantación de soplantes de mayor potencia que las que se muestran en el siguiente apartado.

7.5.3.- Conocimiento de la eficiencia de las soplantes

De igual modo que para el caso anterior, se evalúa la recomendación en cuanto al conjunto soplantes/difusores que estima DESASS (ver cuadro siguiente que arroja el programa) y se comprueba la eficiencia de la aireación en el tiempo a través de las curvas de variación temporal del OD en el canal de oxidación.

Sistema de aireación por: DIFUSORES	
Número	96
Marca-modelo-longitud (mm)	FLYGT-MEMBRANA-23
Nº tramos tubería fina	12
Long. tramos tubería fina (m)	8.0
Diámetro tubería fina (mm)	100
Nº tramos tubería gruesa	1
Long. tramos tubería gruesa (m):	12.0
Diámetro tubería gruesa (mm)	100

Bajo un sistema de difusores asimilable al que se estimaba en el primer modelo y, como ya se ha explicado, considerando razonable trabajar con unas soplantes de mayor potencia (como las propias del modelo M#2), para cubrir un mayor espectro de posibles cargas de contaminante incidentes en la EDAR, se buscará la optimización de horas de trabajo del sistema de aireación.

Tras haberse comprobado que la curva de actividad en cuanto a caudales es prácticamente igual que en el caso anterior, se implementa en el modo Simulación de DESASS para el modelo representativo del M#5 la curva de OD última que ha funcionado para la modelización del M#2 y el mismo sistema de soplantes que en este primer caso.

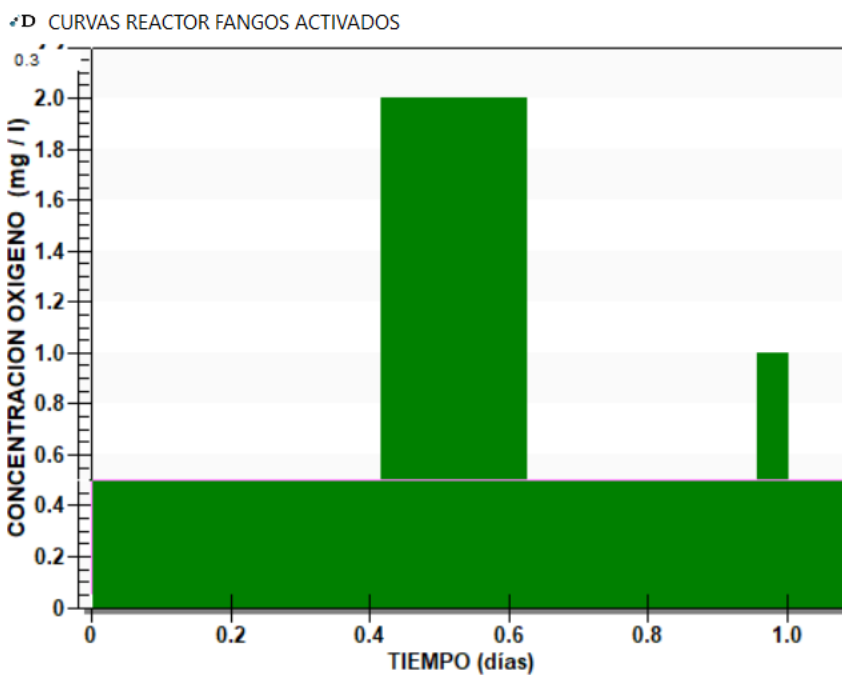
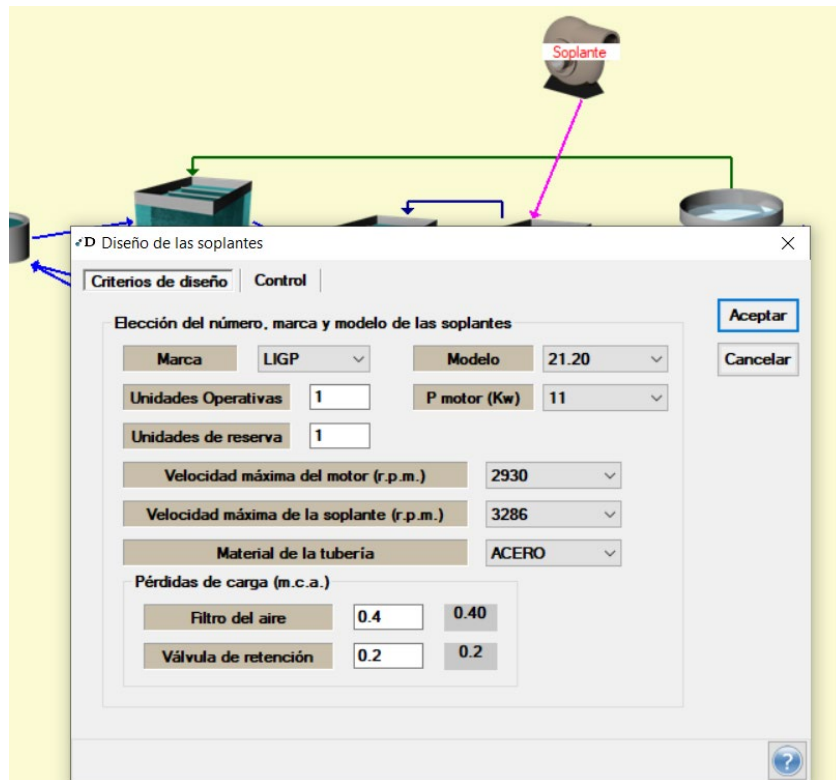


Figura 7.71.- Nueva soplante asignada, en relación con la curva de OD del modelo M#2.

Una vez se ha simulado un día completo partiendo del estado estacionario y bajo estas premisas de variación para la concentración de OD en el reactor se obtienen los resultados que se muestran:

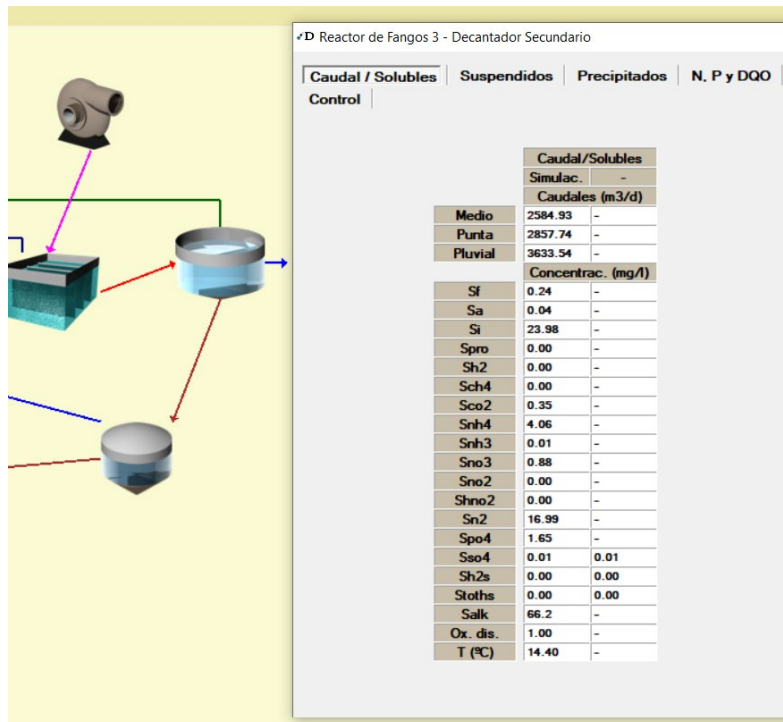


Figura 7.72.- Parámetros solubles de control del canal con curva-ajuste de simulación de OD.

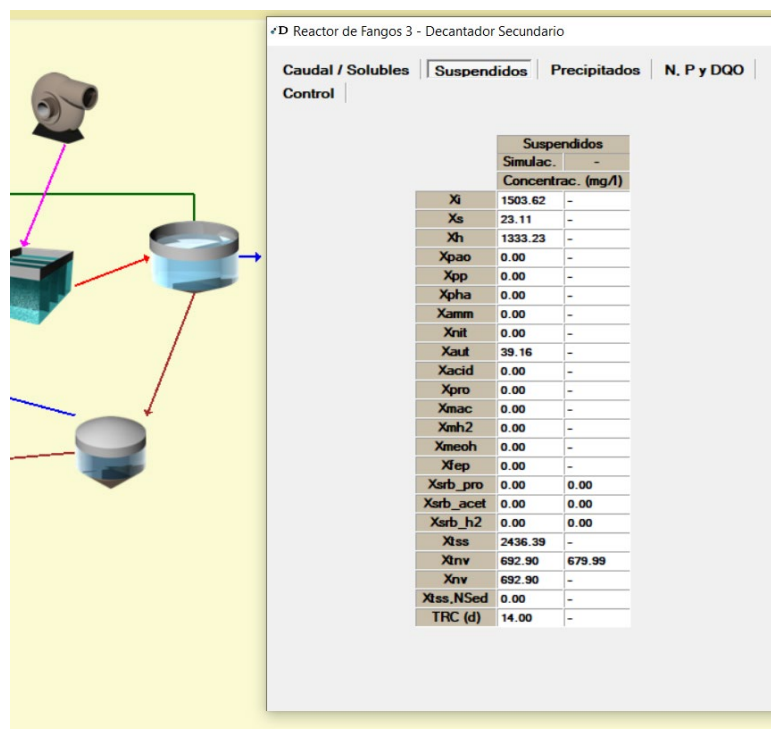


Figura 7.76.- Parámetros particulados de control del canal con curva-ajuste modelo de OD.

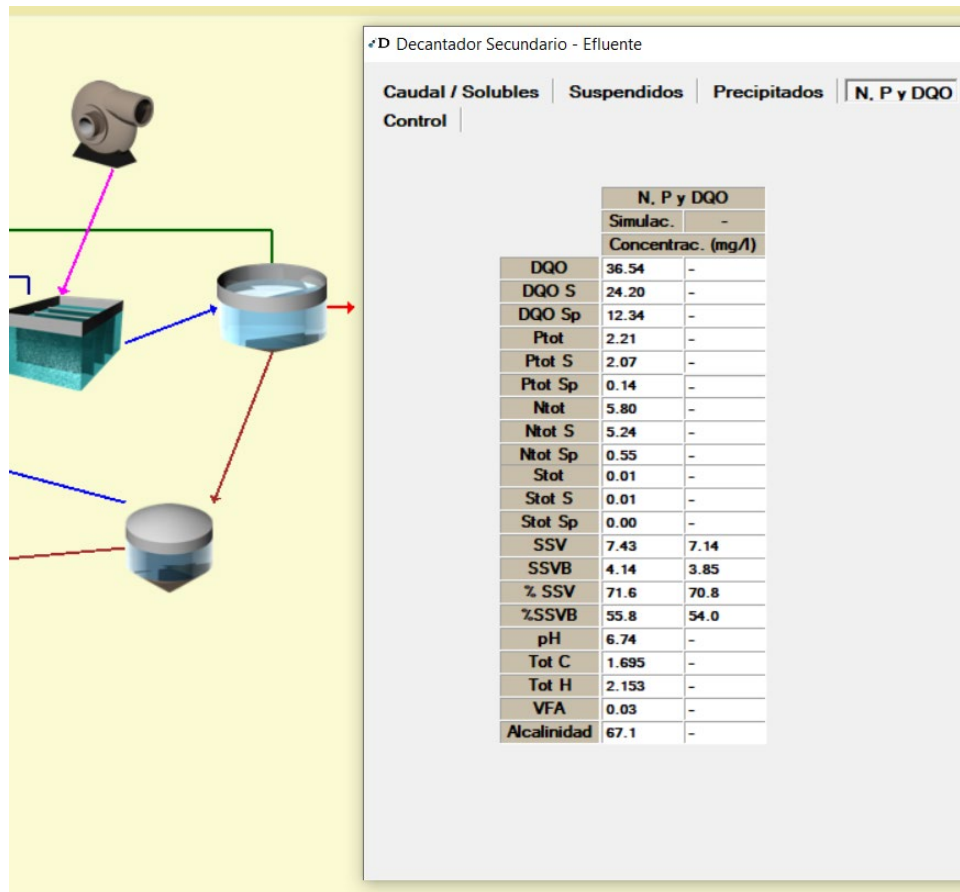


Figura 7.77.- Parámetros totales de control del efluente con curva-ajuste modelo de OD.

Los resultados para este caso son completamente favorables para la línea de estudio tomada.

Bajo estas condiciones de OD en el tanque se obtiene de nuevo una reversión de concentraciones predominantes, de nitrato a amonio. En este caso esta redistribución que la aireación ejerce sobre las fracciones genera una mayor similitud de los parámetros medidos por el modelo de DESASS con lo medido in situ.

En cuanto a la depuración de los productos del carbono, se aprecia una mínima reducción del rendimiento en cuanto a su depuración, igual que ocurría en el caso del modelo M#2.

Tampoco se ha registrado un empeoramiento en lo relativo a la masa bacteriana.

Finalmente se da por suficientemente ajustada esta relación de trabajo para las soplantes de nuevo para este modelo propio M#5.

Se insiste, para finalizar este punto, en la consistencia en el funcionamiento de la EDAR (y del modelo generado de la misma) para los casos modelo M#2 y M#5.

7.6. Calibración del muestreo#6

7.6.1.- Conjunto de acciones para la calibración del M#6

Se presentan a continuación los parámetros con los que se arranca el modelo diseñado para representar la realidad del M#6.

Este caso resulta el más estandarizable o el más probablemente registrado en la EDAR, tanto por sus condiciones climáticas, como por sus condiciones de carga, o por el hecho de que sus cargas en contaminantes se encuentren relacionadas con las de Proyecto y, como ya se ha visto, probablemente las características implantadas en la EDAR sean las propias de un sistema más cargado suportando un caudal minorado respecto a lo definido en Proyecto.

Debido a su condición de híbrido entre las situaciones expuestas en las anteriores modelizaciones, debería de conservarse la consistencia de las características para este modelo.

Se señala que, en cuanto a relaciones entre las fracciones, sección inerte, AGV, etc... Se han seguido las mismas pautas iniciales que en la configuración de los dos modelos anteriormente descritos (M#2 y M#5).

	Temperatura (°C)	
	Invierno	Verano
	9.2	20.0
Caudales		
	Invierno	Verano
Caudal(m3/dia)	690.00	690.00
Qpunta/Qmedio	1.20	1.20
Qpluvial/Qpunta	1.50	1.00
Contaminación Punta	1.5	1.5
pH	7.30	7.30

Figura 7.73.- Datos de dotaciones y temperatura del afluente para el M#6.

DBOlim : DQO	0.89	mgDBO : mg DQO
DBO5 : DBOlim	0.73	mgDBO : mg DBO
DQOsol : DQO	0.34	mgDQO : mg DQO
DBO5 : DQO	0.65	mgDBO : mg DQO
DBO5sol : DBO5	0.50	mgDBO : mg DBO
DBOlim sol : DBOlim	0.47	mgDBO : mg DBO
DQO : N	7.41	mgDQO : mg N
DBO5 : N	4.79	mgDBO : mg N
DBO5 : P	46.5	mgDQO : mg P
DQO : SSV	1.48	mgDQO : mg SSV
SSV : SST	0.91	mgSSV : mg SST
NTsol : NT	0.79	mgN : mg N
nh4 : NTsol	0.68	mgN : mg N
PTsol : PT	0.61	mgP : mg P
P : DQO%	4.04	mgP : % DQO
Sa : DQO	0.12	mg Ac : mg DQO

Figura 7.74.- Relaciones entre los valores muestreados para el M#6.

Datos Analíticos (mg/l)					
DQO					
DQO	302.0	mgDQO/l	%Sol	34.0	%
DQOsol	102.7	mgDQO/l			
DBO					
DBO5	196.2	mgDBO/l	%Sol	41.0	%
DBOlim	268.8	mgDBO/l	%Sol	34.0	%
DBO5sol	80.4	mgDBO/l			
DBOlim sol	91.4	mgDBO/l			
SST					
SST	225.0	mg/l	%SSV	91.0	%
SSV	204.8	mg/l			
Nitrógeno					
Ntot	40.8	mgN/l	%Sol	79.0	%
NH4	27.8	mgN/l	NO3	0.3	mgN/l
Ntot S	32.2	mgN/l			
Ntot Sp	8.6	mgN/l			
Fosforo					
Ptot	4.2	mgP/l	%Sol	61.0	%
PO4	2.2	mgP/l	Ptot S	2.6	mgP/l
Alcalinid.					
Alcalinid.	146.0	mgHCO3/l			
pH					
pH	7.3				
AGV					
AGV	36.2	mgAc/l			

Figura 7.75.- Datos analíticos para la caracterización del afluente en el M#6.

		Nitrógeno		Fosforo		Carbono	
Insi	0.033	lpsi	0.000	lcsi	0.030		
Insf	0.067	lpsf	0.007	lcsf	0.027		
Inxi	0.023	lpxi	0.004	lcxi	0.030		
Inxs	0.046	lpxs	0.008	lcxs	0.027		
Inbm	0.070	lpbm	0.020	lcbm	0.031		
		Azufre		SST		Calcio	
Issi	0.0001	ltssxi	1.028	lcasi	0.0000		
Issf	0.0001	ltssxs	1.028	lcafs	0.0000		
Isxi	0.0001	ltssbm	0.700	lcaxi	0.0000		
Isxs	0.0001			lcaxs	0.0000		
Isbm	0.0001			lcabm	0.0035		
		Potasio		Magnesio		Hierro	
lkxpp	0.350	lmgxpp	0.280	lfesi	0.0000		
lksi	0.0008	lmgxi	0.0015	lfesf	0.0000		
lkxf	0.0008	lmgxf	0.0015	lfexi	0.0000		
lkxi	0.0008	lmgxi	0.0015	lfexs	0.0000		
lkxs	0.0008	lmgxs	0.0015	lfebm	0.0000		
lkbm	0.0008	lmgbm	0.0015				

Figura 7.76.- Constantes estequiométricas recomendadas por DESASS para datos del M#6.

	Soluble (mg/l)				Suspendida (mg/l)		
	Invierno	Verano			Invierno	Verano	
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi	21.90	21.90	mgDQO/l
Sf	55.20	55.20	mgDQO/l	Xs	177.40	177.40	mgDQO/l
Sa	36.20	36.20	mgDQO/l	Xh			mgDQO/l
Snh4	27.80	27.80	mgN/l	Xpao			mgDQO/l
Sno3	0.35	0.35	mgN/l	Xpp			mgP/l
Sno2			mgN/l	Xpha			mgDQO/l
Spo4	2.20	2.20	mgP/l	Xamm			mgDQO/l
Si	11.30	11.30	mgDQO/l	Xnit			mgDQO/l
Salk	146.15	146.15	mgHCO3/l	Xaut			mgDQO/l
Sn2	17.91	14.61	mgN/l	Xacid			mgDQO/l
Spro			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l
Sh2			mgDQO/l	Xmac			mgDQO/l
Sch4			mgDQO/l	Xmh2			mgDQO/l
Sco2	0.34	0.31	mgDQO/l	Xmeoh			mg/l
Sca			mg/l	Xfep			mg/l
Smg			mg/l	Xsrb-pro			mgDQO/l
Sk			mg/l	Xsrb-ac			mgDQO/l
Sfe			mg/l	Xsrb-h2			mgDQO/l
Sal			mg/l	Xtss	225.00	225.00	mg/l
Sso4			mgS/l	Xnv	20.20	20.20	mg/l
Shs			mgS/l				

Figura 7.77.- Estimación que hace el DESASS de las fracciones de las diferentes especies según los datos de caracterización del afluente para el M#5.

Bajo estas condiciones iniciales se obtienen los resultados que se muestran como primera aproximación:

Tabla 7.4.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#6 en el afluente

afluente entrada DESASS				afluente entrada M#6			
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, ..		N, P, DQO, ..	
Sf	55.20	Xi	21.90	DQO	302	302	mg/L
Sa	36.2	Xs	177.40	DQOsol	102.7	104	mg/L
Si	11.30	Xh	0	DQOsp	199.3		
Spro	0	Xpao	0	Ptot	4.2	4.2	mg/L
Sh2	0	Xpp	0	Ptot S	2.6	2.58	mg/L
Sch4	0	Xpha	0	Ptot Sp	1.6		
Sco2	0.34	Xamm	0	Ntot	40.8	40.8	mg/L
Snh4	27.8	Xnit	0	Ntot S	32.2	32.5	mg/L
Snh3	0.09	Xaut	0	Ntot Sp	8.6		
Sno3	0.35	Xacid	0	Stot	0.03		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.01		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.02		
Sn2	17.91	Xmh2	0	SSV	204.8	204	mg/L
Spo4	2.2	Xmeoh	0	SSVB	182.3		
Sso4	0	Xfep	0	%SSV	91		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	89.1		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	7.3		
Salk	146.2	Xsrb_h2	0	Tot C	3.261		
Ox.dis	0.01	Xtss	225	Tot H	3.695		
T	9.2	Xtnv	20.2	VFA	36.2		
		Xnv	20.2	Alcalinidad	146		
		Xtss.Nsed	0	**** SS	225	225	mg/L
		TRC	0				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos.

Tabla 7.12.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#6 en el tanque anaerobio

reactor anaerobio DESASS				reactor anaerobio M#6			
Solubles		Suspendidos		N P DQO		N P DQO	
Sf	28.36	Xi	465.	DQO	1456.54		mg/L
Sa	12.70	Xs	176.54	DQOsol	52.36	14	mg/L
Si	11.30	Xh	708.42	DQOsp	1404.18		
Spro	0	Xpao	13.35	Ptot	25.10		mg/L
Sh2	0	Xpp	3.03	Ptot S	3.34	3.65	mg/L
Sch4	0	Xpha	2.04	Ptot Sp	21.75		
Sco2	0.39	Xamm	0	Ntot	92.27		mg/L
Snh4	17.92	Xnit	0	Ntot S	20.22	7.05	mg/L
Snh3	0.04	Xaut	40.80	Ntot Sp	72.06		
Sno3	0.03	Xacid	0	Stot	0.15		

reactor anaerobio DESASS						reactor anaerobio M#6	
Solubles		Suspendidos		N P DQO		N P DQO	
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.01		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.14		
Sn2	20.66	Xmh2	0	SSV	1194.34	1350	mg/L
Spo4	3.14	Xmeoh	0	SSVB	716.43		
Sso4	0.01	Xfep	0	%SSV	83.1		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	60.0		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	7.19		
Salk	128.30	Xsrb_h2	0	Tot C	2.951		
Ox.dis	0	Xtss	1437.67	Tot H	3.479		
T	9.2	Xtnv	243.34	VFA	12.70		
		Xnv	233.56	Alcalinidad	128.70		
		Xtss.Nsed	0	**** SS	1437.67	2056	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

Tabla 7.13.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#6 en la fracción anóxica del canal de oxidación

reactor anóxico DESASS						reactor anóxico M6	
Solubles		Suspendidos		N P DQO		N P DQO	
Sf	4.14	Xi	470.64	DQO	1400.97	1950	mg/L
Sa	1.46	Xs	123.23	DQOsol	16.90	7	mg/L
Si	11.3	Xh	734.46	DQOsp	1384.07		
Spro	0	Xpao	13.79	Ptot	25.10		mg/L
Sh2	0	Xpp	3.50	Ptot S	2.75	2.34	mg/L
Sch4	0	Xpha	1.18	Ptot Sp	22.34		
Sco2	0.37	Xamm	0	Ntot	84.32		mg/L
Snh4	11.76	Xnit	0	Ntot S	12.4	1.68	mg/L
Snh3	0.03	Xaut	41.95	Ntot Sp	71.69		
Sno3	0.22	Xacid	0	Stot	0.15		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.01		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.14		
Sn2	22.07	Xmh2	0	SSV	1164.10	1328	mg/L
Spo4	2.72	Xmeoh	0	SSVB	680.47		
Sso4	0.01	Xfep	0	%SSV	82.6		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	58.5		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	7.17		
Salk	115.8	Xsrb_h2	0	Tot C	2.68		
Ox.dis	0.01	Xtss	1408.95	Tot H	3.17		
T	9.2	Xtnv	244.85	VFA	1.46		
		Xnv	233.56	Alcalinidad	115.8		
		Xtss.Nsed	0	**** SS	1408.95	2038	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

Tabla 7.14.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#6 en la fracción óxica del canal de oxidación

reactor óxico DESASS				reactor óxico M#6			
Solubles		Suspendidos		N P DQO		N P DQO	
Sf	0.68	Xi	472.61	DQO	1381.84	2120	mg/L
Sa	0.10	Xs	90.41	DQOsol	12.08	8	mg/L
Si	11.3	Xh	749.73	DQOsp	1369.76		
Spro	0	Xpao	14.13	Ptot	25.10		mg/L
Sh2	0	Xpp	4.00	Ptot S	2.19	2.62	mg/L
Sch4	0	Xpha	0.20	Ptot Sp	22.91		
Sco2	0.38	Xamm	0	Ntot	83.81		mg/L
Snh4	7.20	Xnit	0	Ntot S	12.42	1.54	mg/L
Snh3	0.01	Xaut	42.89	Ntot Sp	71.39		
Sno3	4.80	Xacid	0	Stot	0.15		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.01		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0.14		
Sn2	18.87	Xmh2	0	SSV	1143.39	1380	mg/L
Spo4	2.18	Xmeoh	0	SSVB	657.73		
Sso4	0.01	Xfep	0	%SSV	82.3		
Sh2s	0	Xsrb pro	0	%SSVB	57.5		
Stoths	0	Xsrb acet	0	Ph	7.03		
Salk	86.1	Xsrb h2	0	Tot C	2.101		
Ox.dis	2	Xtss	1389.86	Tot H	2.588		
T	9.2	Xtnv	246.47	VFA	0.10		
		Xnv	233.56	Alcalinidad	86.1		
		Xtss.Nsed	0	**** SS	1389.86	2128	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos

Tabla 7.15.- Comparación entre valores calculados por DESASS y valores calculados para el M#6 en el efluente

efluente DESASS				efluente M#6			
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, ..		N, P, DQO, ..	
Sf	0.58	Xi	1.99	DQO	17.64	19	mg/L
Sa	0.07	Xs	0.26	DQOsol	11.95	18	mg/L
Si	11.3	Xh	3.19	DQOsp	5.68		
Spro	0	Xpao	0.06	Ptot	2.27	2.1	mg/L
Sh2	0	Xpp	0.02	Ptot S	2.18	2.09	mg/L
Sch4	0	Xpha	0	Ptot Sp	0.10		
Sco2	0.41	Xamm	0	Ntot	12.70	3.15	mg/L
Snh4	7.08	Xnit	0	Ntot S	12.40	3.97	mg/L
Snh3	0.01	Xaut	0.18	Ntot Sp	0.30		
Sno3	4.91	Xacid	0	Stot	0.02		
Sno2	0	Xpro	0	Stot S	0.01		
Shno2	0	Xmac	0	Stot Sp	0		
Sn2	18.90	Xmh2	0	SSV	4.71	0.5	mg/L
Spo4	2.17	Xmeoh	0	SSVB	2.67		

efluente DESASS						efluente M#6	
Solubles		Suspendidos		N, P, DQO, ..		N, P, DQO, ..	
Sso4	0.01	Xfep	0	%SSV	82.1		
Sh2s	0	Xsrb_pro	0	%SSVB	56.7		
Stoths	0	Xsrb_acet	0	Ph	6.99		
Salk	85.4	Xsrb_h2	0	Tot C	2.115		
Ox.dis	0.87	Xtss	5.74	Tot H	2.631		
T	9.2	Xtnv	1.03	VFA	0.07		
		Xnv	0.98	Alcalinidad	85.4		
		Xtss.Nsed	4.17	**** SS	5.74	1.2	mg/L
		TRC	14				

****Xtss en DESASS equivale al valor de SS tomado en los muestreos.

Se observan para este caso resultados muy similares a los que se daban en el modelo M#2 en parámetros característicos como la mayorada concentración de productos del nitrógeno, así como resultados característicos del modelo M#5, relativos a las concentraciones de salida de MO y ciertos desajustes en las fracciones de entrada y minoraciones en la masa bacteriana como venía sucediendo para ambos modelos, M#2 y M#5. Reforzándose esta idea de caso intermedio.

Debido a esto se indican directamente las modificaciones y sus consecuencias sobre el modelo:

	Soluble (mg/l)				Suspendida (mg/l)			
	Invierno	Verano			Invierno	Verano		
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi	21.90	21.90	mgDQO/l	
Sf	55.20	55.20	mgDQO/l	Xs	177.40	177.40	mgDQO/l	
Sa	30.20	30.20	mgDQO/l	Xh			mgDQO/l	
Snh4	27.80	27.80	mgN/l	Xpao			mgDQO/l	
Sno3	0.35	0.35	mgN/l	Xpp			mgP/l	
Sno2			mgN/l	Xpha			mgDQO/l	
Spo4	2.20	2.20	mgP/l	Xamm			mgDQO/l	
Si	17.30	17.30	mgDQO/l	Xnit			mgDQO/l	
Salk	146.15	146.15	mgHCO3/l	Xaut			mgDQO/l	
Sn2	17.91	14.61	mgN/l	Xacid			mgDQO/l	
Spro			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l	
Sh2			mgDQO/l	Xmac			mgDQO/l	
Sch4			mgDQO/l	Xmh2			mgDQO/l	
Sco2	0.34	0.31	mgDQO/l	Xmeoh			mg/l	
Sca			mg/l	Xfep			mg/l	
Smg			mg/l	Xsrb-pro			mgDQO/l	
Sk			mg/l	Xsrb-ac			mgDQO/l	
Sfe			mg/l	Xsrb-h2			mgDQO/l	
Sal			mg/l	Xtss	225.00	225.00	mg/l	
Sso4			mgS/l	Xnv	20.20	20.20	mg/l	
Shs			mgS/l					

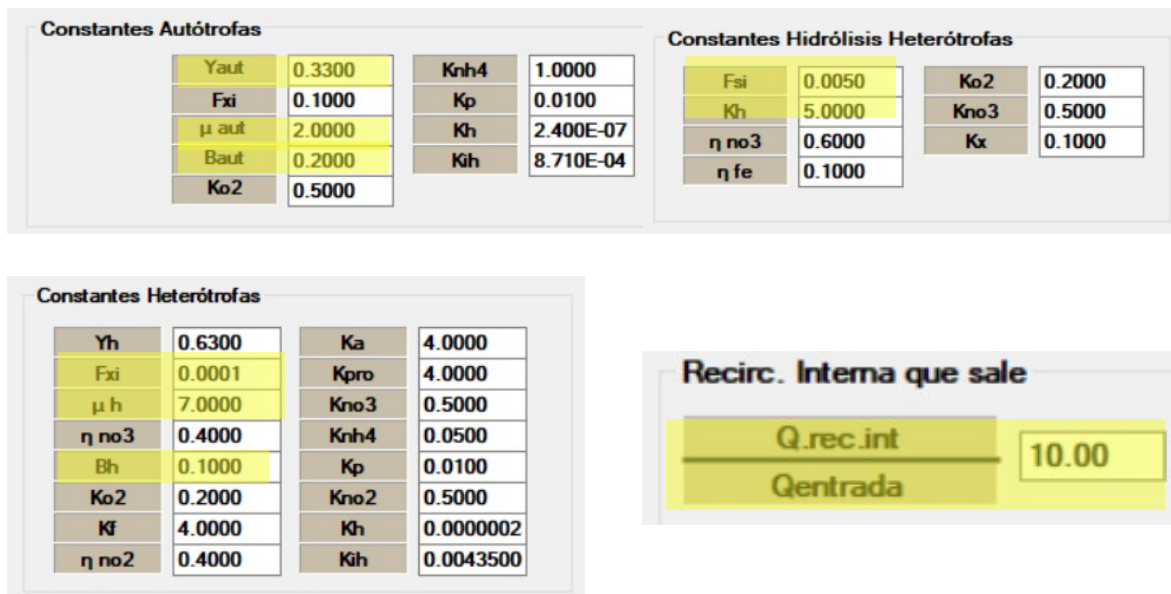


Figura 7.83.- Conjunto de parámetros modificados en el modelo M#6, consistentes con lo modificado en el M#5.

Bajo estas premisas los resultados obtenidos son los siguientes:

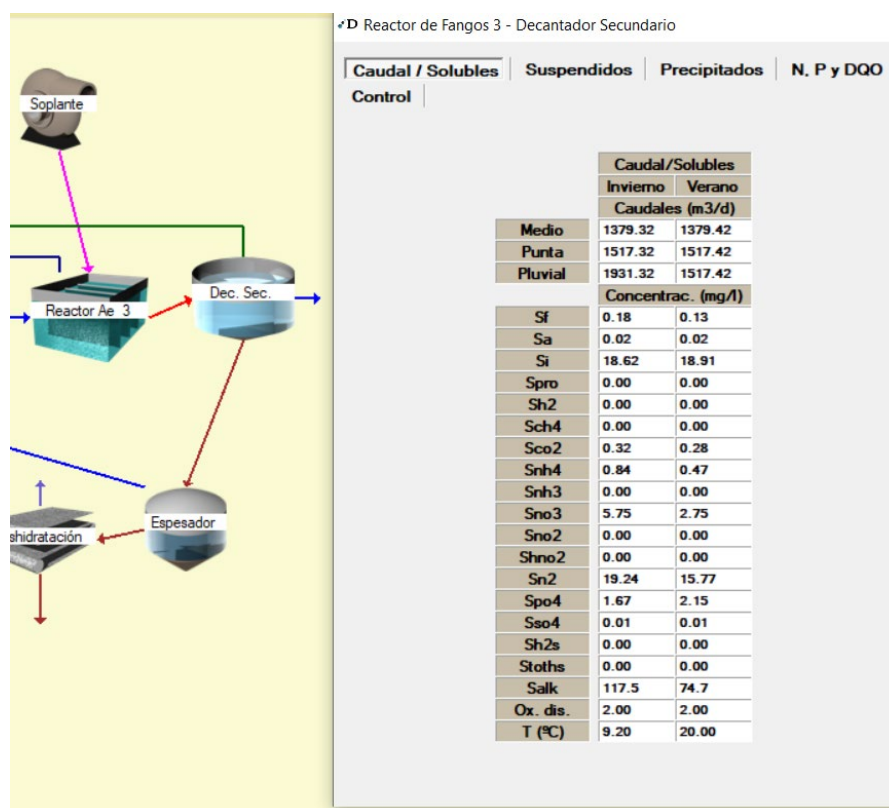


Figura 7.84.- Parámetros de control solubles en el canal para la calibración de M#6.

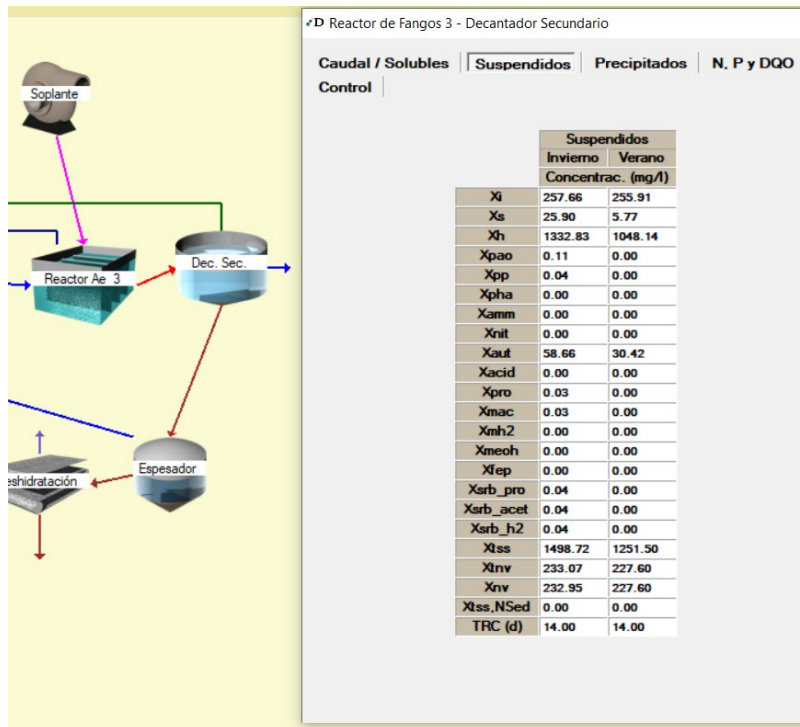


Figura 7.85.- Parámetros de control particulados en el canal para la calibración M#6.

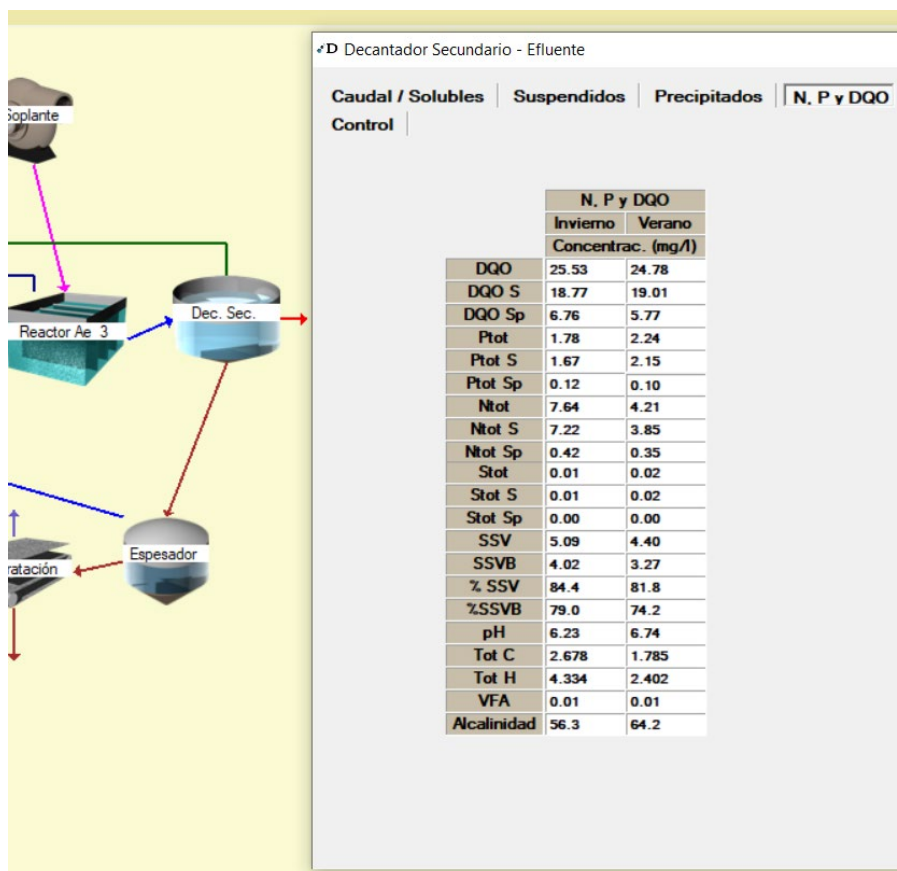


Figura 7.78.- Parámetros totales de control en el decantador para la calibración M#6.

Se comprueba de nuevo la consistencia del modelo bajo este criterio de diseño y el alto grado de ajuste, se comenta como se obtiene la concentración de salida en Nitrato más elevada de entre los distintos casos representados, lo que parece entra dentro de la coherencia del modelo, ya que su relación DQO/NT es la más descompensada a favor de los Productos del Nitrógeno y bajo condiciones similares de tratamiento de la MO se entiende como normal que se dé un menor rendimiento en la depuración de elementos como el Nitrato y el Amonio en los modelos diseñados vía DESASS.

Sobre esta condición que atañe a los productos del Nitrógeno en este caso, se sabe que en el muestreo in situ también estos valores se han sondeado ligeramente superiores respecto al resto y, además, en base a los estudios ya realizados, se puede adelantar una mayoración en la reducción del Nitrato tras la representación del trabajo en estado transitorio de las soplantes.

Teniendo estas consideraciones en cuenta y dando por suficientemente ajustados el resto de parámetros se procede a evaluar la aireación.

7.6.2.- Estudios y conclusiones para el modelo M#6

Las conclusiones atribuibles a este modelo son las siguientes:

- Se verifica la consistencia de los modelos bajo estas premisas de dimensionamiento en función de las cargas de contaminante.
- Se verifica el correcto dimensionamiento para la EDAR y su margen en rendimiento en cuanto a crecimientos de cargas y caudales recibidos.
- Se verifica la condición concreta de este modelo para el M#6, como el más apto como estándar de día tipo de funcionamiento, por albergar características de interés híbridas entre todos los factores estudiados en este proyecto.

De nuevo, este caso evidencia el dimensionamiento ligeramente mayorado de las características de las soplantes respecto al planteamiento de carga, que ha demostrado ser necesario para casos como el estimado según las DITEDAR o el M#2, pero que no va acorde con las estimaciones técnicas de Proyecto que se asemejan a las de este modelo y más incluso a las del propio del M#5.

En cuanto a Necesidades de Oxígeno propias de los difusores, de nuevo, se estiman relaciones de kg/h mucho más bajas que las requeridas en Proyecto (Figs. 7.87 a y b). La tipología de difusores, en cambio, sigue siendo aceptable en base a la definida en el proyecto constructivo.

Nº Tanques		1	
Necesidades de oxígeno reales en condiciones medias (kg/h)	5.8	Necesidades de oxígeno estándar en condiciones medias (kg/h)	11.0
Necesidades de oxígeno reales en condiciones punta (kg/h)	8.1	Necesidades de oxígeno estándar en condiciones punta (kg/h)	13.4

Marca	Modelo	L (mm)	Nº Difusores	Q Unitario Calculado (Recomendado) (Nm ³ /h)	Pérdida Carga (mbar)	W aire (kg/seg)
FLYGT	MEMBRANA	23	96	1.6 (6.0)	637	0.05

(a)

Características de operación de las soplantes (salida de DESASS)	
Unidades	2
Marca y modelo	LIGP-20.20
Potencia de motor (kW)	7.50
Potencia absorbida (kW)	6.30
Potencia instalada (kW)	15.00
Potencia máx. utilizada (kW)	6.30
Consumo aproximado (kW·h/d)	48.82 (Invierno) 57.44 (Verano)

(b)

Figura 7.79.- Necesidades de oxígeno y sistema definitivo de difusores para el modelo M#6.

7.6.3.- Conocimiento de la eficiencia de las soplantes

Para el modelo M#6, el DESASS propone las siguientes características de difusores (ver cuadro), que como se aprecia coincide exactamente con los otros dos escenarios.

Por lo tanto, de nuevo, se toma como adecuado trabajar con el modelo 21.20 (caso M#2) y potencia unitaria de motor de soplante de 11 kW, por ajustarse a la situación más limitante y a Proyecto y se implementa la variación horaria de trabajo para las soplantes se define idéntica a la propia de los casos anteriores.

Sistema de aireación por: DIFUSORES	
Número	96
Marca-modelo-longitud (mm)	FLYGT-MEMBRANA-23
Nº tramos tubería fina	12
Long. tramos tubería fina (m)	8.0
Diámetro tubería fina (mm)	100
Nº tramos tubería gruesa	1
Long. tramos tubería gruesa (m):	12.0
Diámetro tubería gruesa (mm)	100

Los resultados, bajo estas condiciones, denotan una excesiva carencia de oxígeno, esta situación se puede estimar a partir del crecimiento de la concentración de N-Amóniacal, que denota una caída en el rendimiento del crecimiento heterótrofo en condiciones aireadas.

El conjunto de situaciones demostradas para este modelo propio del M#6, incluida esta falta de OD en el reactor, confirman lo estimado para esta muestra en el Capítulo 2, y es que las condiciones de depuración para este contexto son peores y presentan más bajos rendimientos que para los otros dos casos (M#2 y M#5) para los que se estimaban buenas características de depuración.

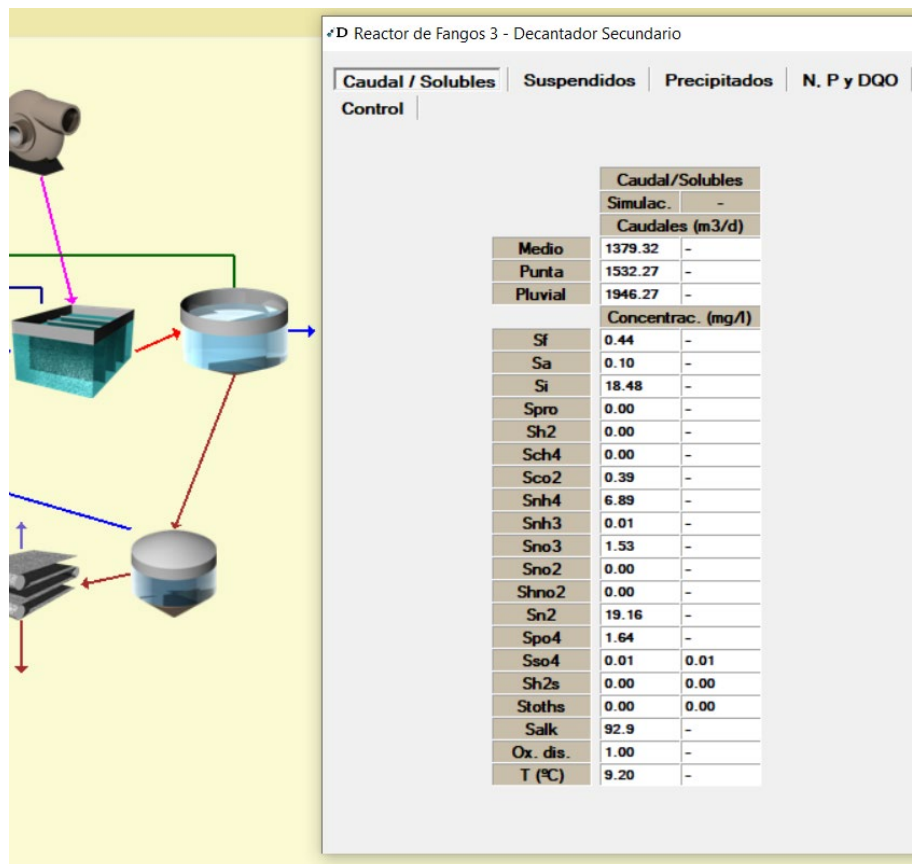


Figura 7.80.- Efectos de la carencia de OD asociada a la implementación para el modelo M#6 de la curva de ajuste usada en el M#2 y el M#5.

Es decir, si bien el modelo de accionamiento de las soplantes se ajustaba bien a las condiciones registradas por el M#2 y por el M#5, para el M#6 la modelización indica que estas frecuencias de funcionamiento son insuficientes.

Esta situación, se puede explicar también evaluando los registros de caudales de entrada y salida de la EDAR del día de muestreo número seis.

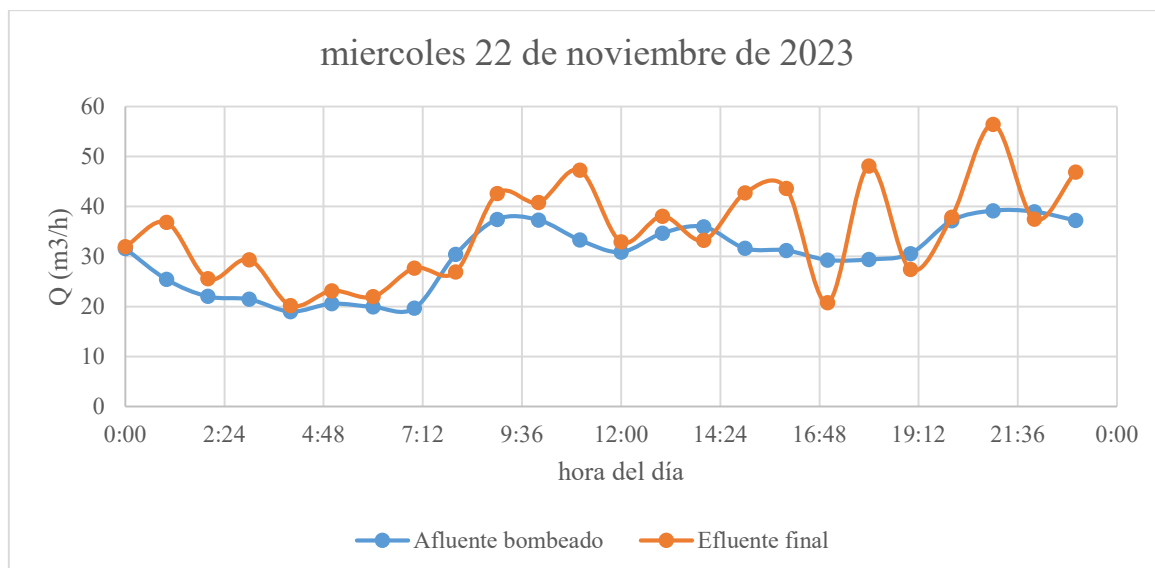


Figura 7.81.- Caudales registrados en la EDAR de Carral el día asociado al M#6.

En vista de la gráfica queda claro que, para representar el miércoles 22 de noviembre, y debido a que su incidencia de caudales ha sido muy poco semejante a las dadas en los días propios de los muestreos dos y cinco, hará falta definir una nueva serie de funcionamiento para las soplantes.

Evidenciando esto que el control de las mismas deberá ser adaptativo mediante controlador de la concentración de OD y no predefinido y constante.

Ya que para este caso el pico de actividad registrado a última hora del día alcanza magnitudes similares a las propias del mediodía, parece hacerse necesario un diseño para la activación de las soplantes que suministre OD suficiente también a estas horas del día

Teniendo en cuenta estas condiciones, se comienza un proceso iterativo en el que se evalúa el efecto de la aireación sobre la relación nitrato y amonio, generando finalmente esta configuración optimizada para el funcionamiento de las soplantes:

Tabla 7.16.- Modelo simplificado de variación del OD con el tiempo

Tiempo (d)	OD (mg/L)	Tiempo (d)	OD (mg/L)	Tiempo (d)	OD (mg/L)
0	1	0.375	1	0.708333333	0.5
0.041666667	0.5	0.416666667	2	0.75	0.5
0.083333333	0.5	0.458333333	2	0.791666667	0.5
0.125	0.5	0.5	2	0.833333333	0.5
0.166666667	0.5	0.541666667	2	0.875	1
0.208333333	0.5	0.583333333	2	0.916666667	2
0.25	0.5	0.625	1	0.958333333	2
0.291666667	0.5	0.666666667	0.5	1	1
0.333333333	0.5				

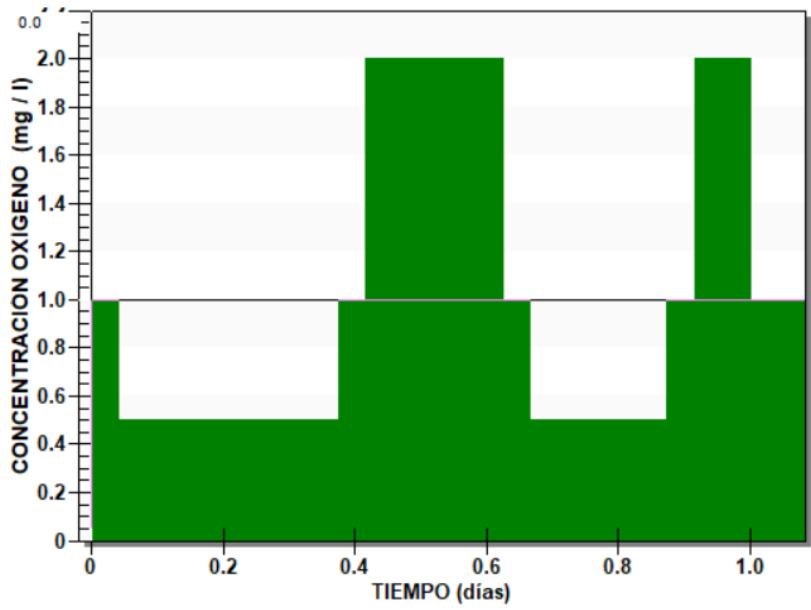


Figura 7.82.- Adaptación de la aireación al modelo M#6.

Los resultados tomados como suficientemente ajustados a la salida del canal de oxidación y en vertido son los siguientes:

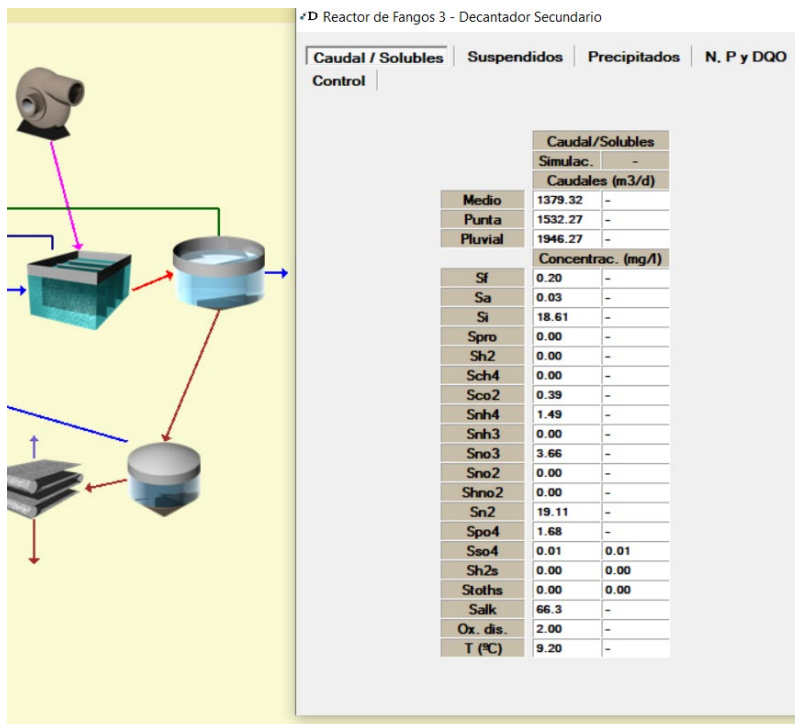


Figura 7.83.- Parámetros solubles de comprobación en canal con el nuevo modelo de aireación M#6.

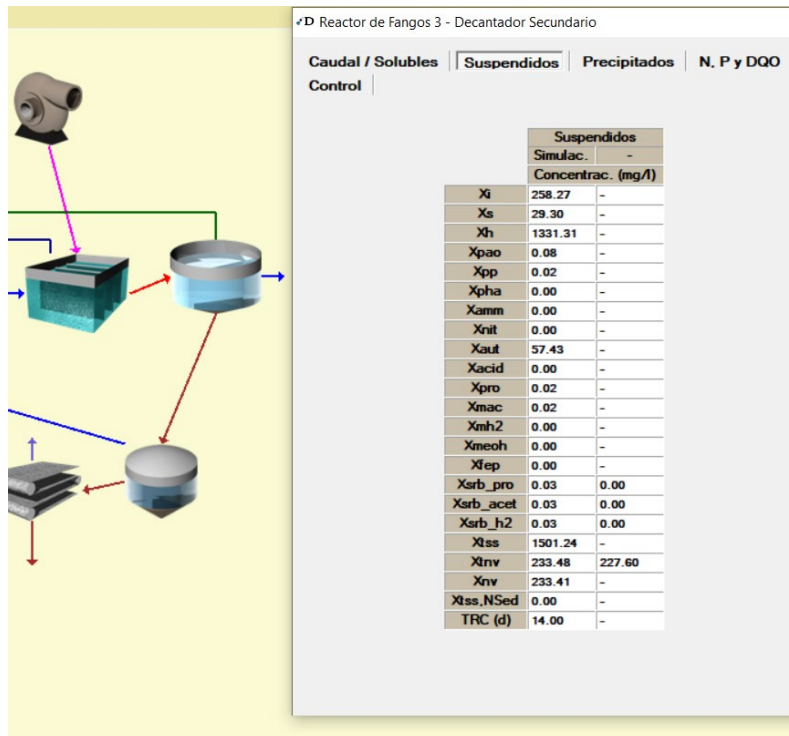


Figura 7.84.- Parámetros particulados de comprobación en canal con el modelo de aireación M#6.

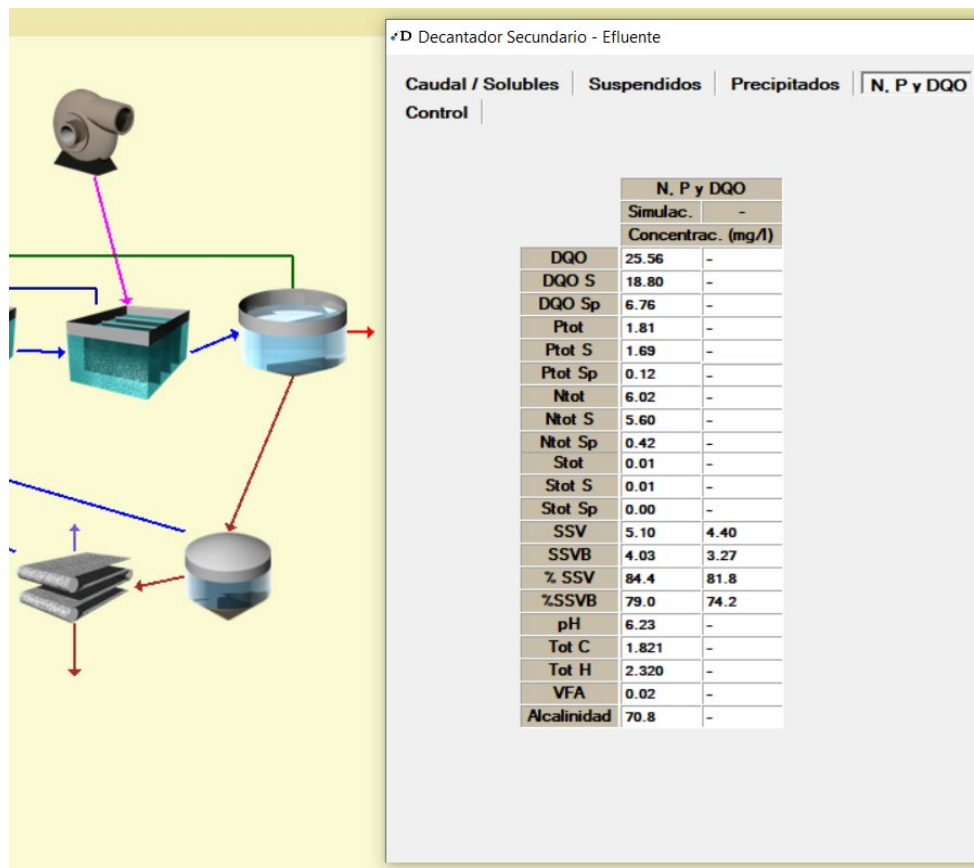


Figura 7.85.- Parámetros totales de comprobación en efluente con el modelo de aireación para M#6.

Como se venía comentado al inicio de este capítulo, la estimación de horas de trabajo y de sensibilidad de la aireación y de accionamiento de soplantes, hasta ahora, se ha evaluado bajo unas condiciones estacionarias en cuanto a carga de contaminante, es decir, se ha estimado el número de horas que las soplantes deben trabajar, pero siempre bajo condiciones estacionarias de entrada de carga en la EDAR.

Esto se ha podido hacer así debido a las características del sistema implementado en DESASS, que en estado estacionario genera una especie de tendencia en las variaciones de cada una de las especies en los elementos que conforman la EDAR, y debido al efecto simulado de mezcla estable en el reactor, en el que las necesidades se irán compensando y tendiendo al equilibrio.

Para demostrar esto se trabaja en estado transitorio introduciendo modificaciones horarias en las cargas de contaminante para este caso, asentado con estándar respecto a los anteriores.

7.7. Estado transitorio sobre el modelo calibrado

7.7.1.- Conocimiento de la eficiencia de las soplantes

Luego de haber diseñado un modelo estable y consistente respecto a las distintas condiciones que se pueden dar sobre la realidad de operación en la EDAR de Carral, asentado sobre una serie de imposiciones en cuanto a las relaciones comprobadas entre los distintos productos del afluente a la EDAR, se precisa una verificación última de la coherencia del modelo.

Esta última verificación de la capacidad de representación de los modelos obtenidos en este trabajo es la de la correcta operatividad en el estado transitorio.

Es decir, el dimensionamiento y diseño de las características de la EDAR se ha prefijado bajo valores estacionarios porque así lo requiere DESASS (a excepción de la evaluación del funcionamiento de las soplantes mediante el control de OD en el canal de oxidación, que en una primera aproximación se ha evaluado con carácter transitorio manteniendo el resto de premisas estacionarias), por lo que los mecanismos y parámetros atribuidos a la EDAR no se pueden asumir como verdaderos bajo condiciones cambiantes en la carga de contaminante o respecto al caudal entrante.

Estas condiciones cambiantes no se pueden extraer de la serie de muestreos puntuales in situ, ya que los datos aportados por estos consisten en una “foto” instantánea de las características en un punto determinado del sistema.

Determinados condicionantes a la hora de gestionar una estación depuradora, como las cuestiones energéticas, es decir, las ya evaluadas soplantes, deben considerarse siempre bajo un marco transitorio. A pesar de ello, softwares de diseño como DESASS ejecutan sus algoritmos con fiabilidad bajo condiciones estacionarias y, a su vez, resulta complejo muestrear in situ la realidad de un sistema dinámico.

Si todas estas reflexiones se suman al hecho de que los principales parámetros de control que se han evaluado en este trabajo pertenecen al canal de oxidación y que en este se debe hablar de “mezcla homogénea”, se llega a la conclusión de que decisiones sobre la frecuencia de actividad de las soplantes deben tomarse bajo un equilibrio entre lo establecido para estados estacionarios en cuanto a concentración del contaminante y del caudal y entre la certeza de que las variaciones horarias en carga sobre la EDAR ocurrirán siempre y no serán despreciables.

Es por ello que se procede a simular el estado transitorio del modelo más representativo, el M#6, implementando curvas de variación horaria en las condiciones del agua afluente.

7.7.2.- Modelización de las variaciones horarias de las especies

Para generar una primera aproximación a las variaciones diarias del contaminante a la entrada de la EDAR se consulta la literatura generada por la IWA. Esta entidad ha generado una serie de estándares entre los cuales se especifican valores típicos de los factores punta diarios de caudal o de concentración de contaminantes. Estos valores estarán, a su vez, condicionados por las características del sistema a estudiar y de la región en la que se encuentre, ignorando estos dos condicionantes, se indican a continuación los rangos básicos de variación o punta de caudal y contaminantes:

- Factor punta de caudal diario: generalmente se encuentra entre 1.2 y 1.8 veces el caudal promedio diario.
- Factor punta de DBO diario: normalmente está en el rango de 1.3 a 1.5 veces el valor promedio diario. Por ejemplo, la DITEDAR-2/4/1 fija un valor de 1.5 tanto para DBO y DQO como para el amonio (Augas de Galicia).
- Factor punta de SST diario: suele estar entre 1.3 y 1.5 veces el valor promedio diario.

En cuanto al emplazamiento de estas puntas, se tendrá en cuenta:

- El caudal presenta puntas significativas durante las horas de la mañana y tarde, alcanzando su punto máximo alrededor de las 10-11 AM y nuevamente entre las 7-8 PM.
- La demanda bioquímica de oxígeno muestra un patrón similar al del caudal, con aumentos notables durante las horas de mayor actividad humana, especialmente por la mañana y la tarde.
- Los sólidos suspendidos totales también presentan variaciones a lo largo del día, con picos más pronunciados en las horas de la mañana y tarde.
- La concentración de nitrógeno amoniacal puede seguir un patrón similar al de la DQO, aumentando durante los picos de actividad.
- Caudales excesivamente mayorados pueden diluir concentraciones de las especies, por lo que se deben generar series que no colmaten el máximo de crecimiento de los productos.

Además de considerar estas generalidades aceptadas en el ámbito científico como suficientemente representativas, se consultan factores condicionantes del sistema concreto y la zona estudiada.

Teniendo acceso a los caudales horarios obtenidos de los muestreos in situ, se trata de obtener un patrón representativo de las horas de mayor carga en el entorno de Carral.

El muestreo que se selecciona como más representativo de un día tipo es el Muestreo#6.

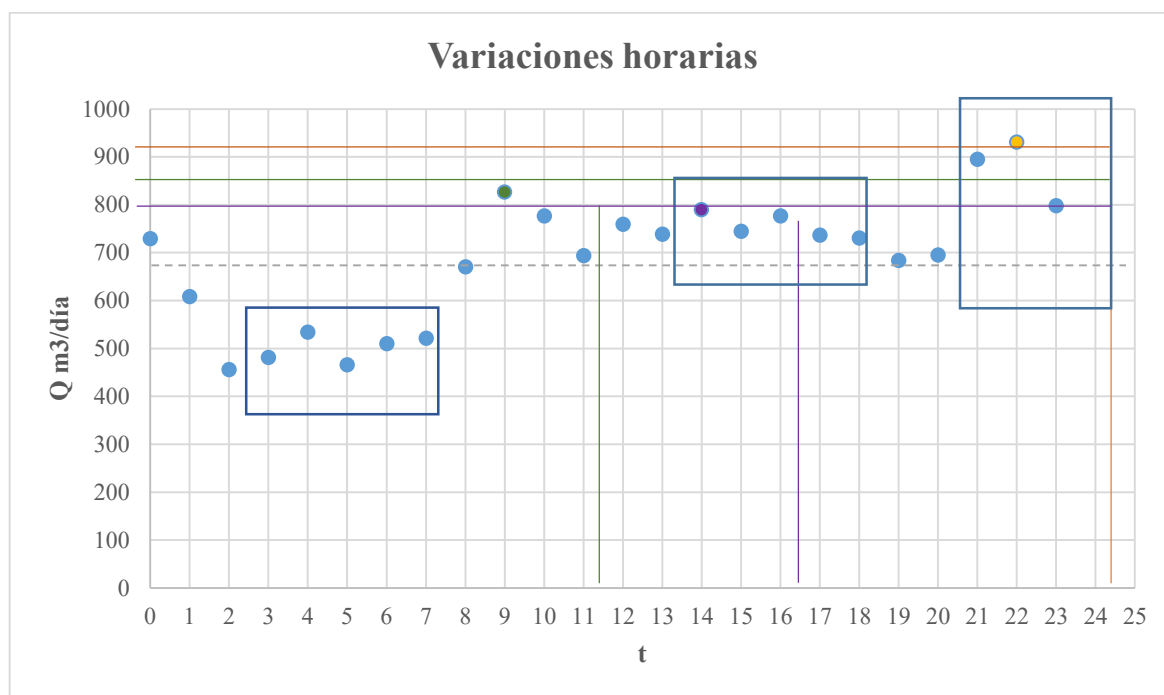


Figura 7.94.-Variación horaria de caudal afluente bombeado (EDAR-Carral, día del M#6).

Sobre los valores medidos de caudal se tratará de generar una serie de factores afectantes en igual medida sobre los productos del carbono y el nitrógeno amoniacal. Estos factores partirán de la magnitud de mayoración y minoración que se puede observar en los caudales medidos y se ubicarán en los mismos momentos del día en los que éstas sean registradas.

Se comenzará con series muy simplificadas y, en función de los resultados, se irán introduciendo ajustes sobre las mismas.

El criterio seguido para definir los factores de ajuste ha sido el de observar tendencias en las distorsiones respecto al caudal medio diario con el que se ha trabajado en el modelo con datos de entrada estacionarios. Para el caso del Muestreo6 este caudal es de $690 m^3/día$, partiendo de este nivel basal se observa:

- A las nueve de la mañana se registra un pico, previsible en base al conocimiento teórico, relativo a la actividad inicial del día. Este pico alcanza un valor de $827 m^3/día$, por tanto, el factor de mayoración que supone es:

$$827 = f_{may} * 690 \quad f_{may} = 1,20$$

- En el periodo comprendido desde el mediodía hasta media tarde se observa una pequeña mayoración, en este caso, sostenida en el tiempo, cuyo registro más elevado se encuentra en los 790 m³/día.

$$790 = f_{may} * 690 \quad f_{may} = 1,14$$

- Finalmente, se observa el efecto del otro gran momento de actividad del día, que en este muestreo se registra a las diez de la noche y toma un valor de 931 m³/día.

$$931 = f_{may} * 690 \quad f_{may} = 1,35$$

Observando la tendencia de caudales respecto al medio (Fig. 7.94), puede observarse un valle de escasa actividad, en horas de noche-madrugada (de 01h00 a 07h00).

Se ha podido comprobar del desarrollo presentado que el criterio simplificador de selección para los factores de mayoración ha sido el de selección del máximo caudal registrado.

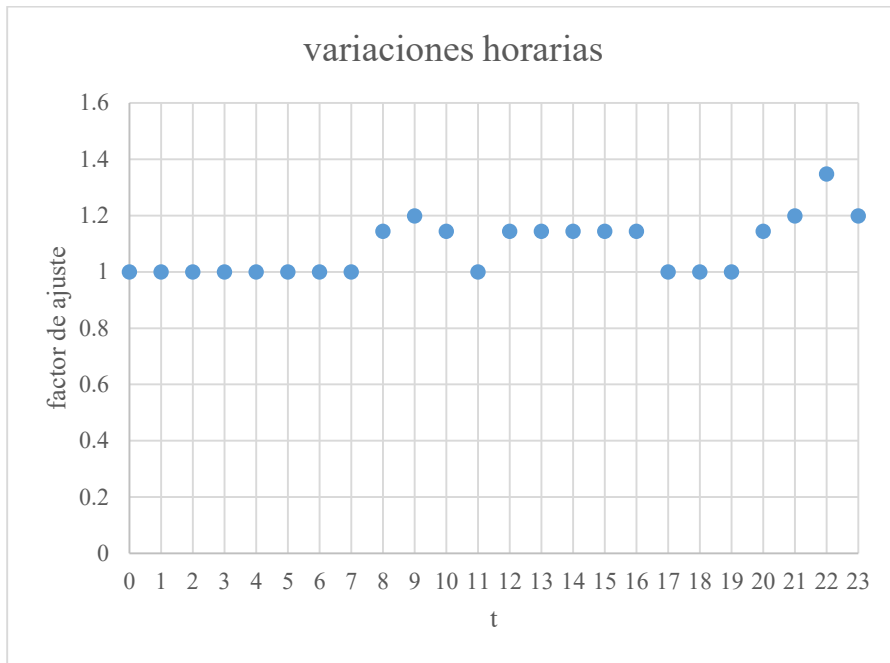
El criterio de tratamiento del valle de inactividad, en cambio, podría atender al promedio de los registros mínimos o incluso a la no minoración, tratando de dejar en sobrecarga respecto a la realidad a la depuradora.

Aun así, podrá ser de interés el estudio de los mínimos, ya que en situaciones de extrema baja carga podría haber problemas en los reactores relativos a la supervivencia de la masa bacteriana. Debido a esto, se estudiarán dos supuestos:

1. El primer esquema constituye en una exageración sobre lo mentado de promediar los mínimos para simular la situación de elevada presión de contaminantes mantenida en el tiempo, lejos de promediar mínimos, se decide sobrecargar todavía más el sistema, dándoles a estas horas valores de caudal promedio total, de 690 m³/día.
2. El segundo criterio se basa de nuevo en la exageración de las condiciones, pero, en este caso, simulando una falta excesiva de sustrato, dándoles a los valores medidos de las dos de la mañana a las cinco unas magnitudes minoradas por el factor:

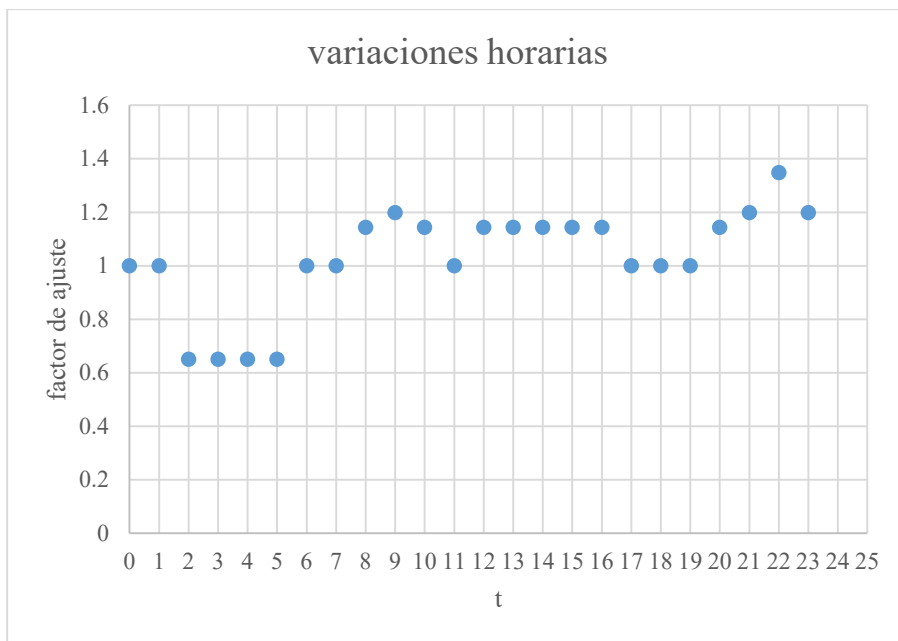
$$456 = f_{min} * 690 \quad f_{min} = 0,65$$

Supuesto 1



t	factor
0	1
1	1
2	1
3	1
4	1
5	1
6	1
7	1
8	1.14
9	1.20
10	1.14
11	1
12	1.14
13	1.14
14	1.14
15	1.14
16	1.14
17	1
18	1
19	1
20	1.14
21	1.20
22	1.35
23	1.20

Supuesto 2



t	factor
0	1
1	1
2	0.65
3	0.65
4	0.65
5	0.65
6	1
7	1
8	1.1434783
9	1.1985507
10	1.1434783
11	1
12	1.1434783
13	1.1434783
14	1.1434783
15	1.1434783
16	1.1434783
17	1
18	1
19	1
20	1.1434783
21	1.1985507
22	1.3478261
23	1.1985507

Figura 7.86.- Supuestos para representar las variaciones horarias de carga contaminante en EDAR-Carral.

7.7.3- Consideraciones para la simulación del supuesto 1

A continuación se muestra la validación de los resultados a través de la visualización del comportamiento esperable para las especies en el sistema, en este caso, en el Grupo de reactores y tras el decantador secundario. Se recuerda que la simulación se corre con la variación de OD horaria definida para el M#6 y las variaciones de contaminante son las propias del Supuesto 1.

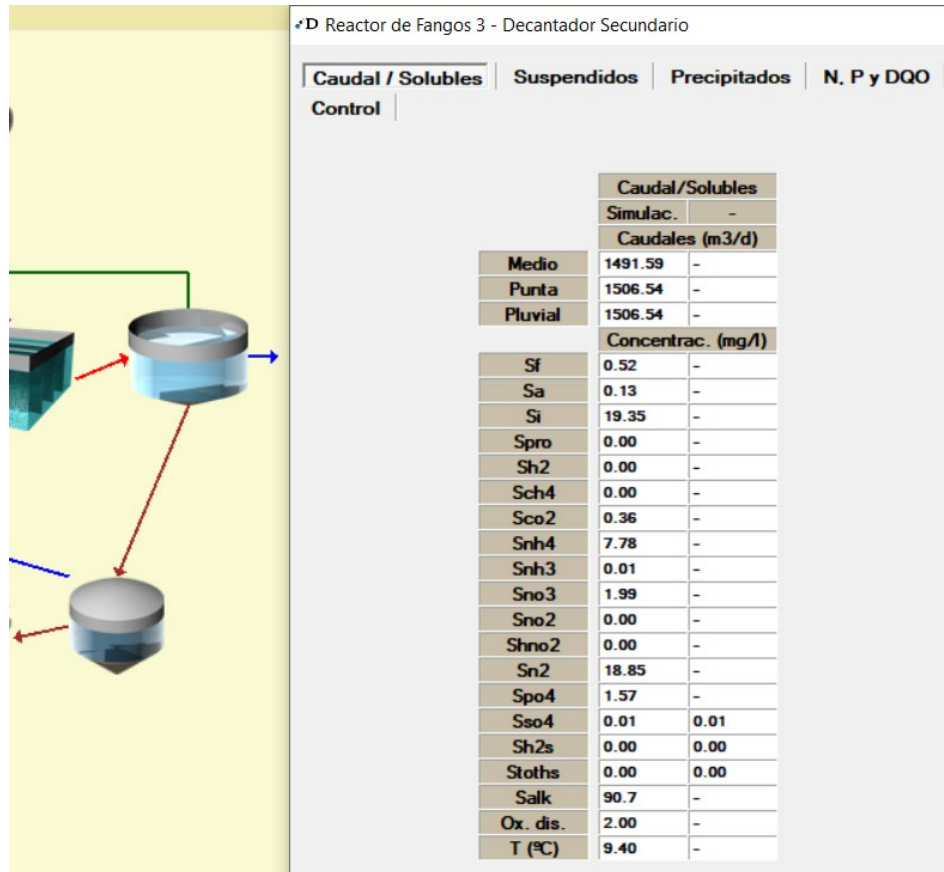


Figura 7.87.- Parámetros de control solubles en el canal de oxidación, Sup 1.

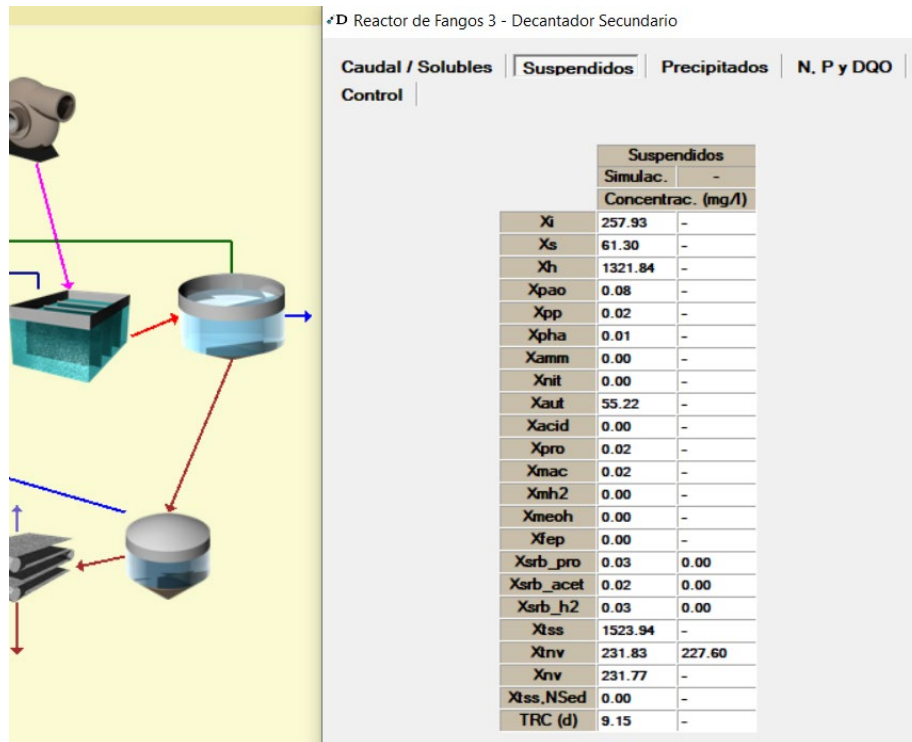


Figura 7.97.- Parámetros de control particulados en el canal de oxidación, Sup 1.

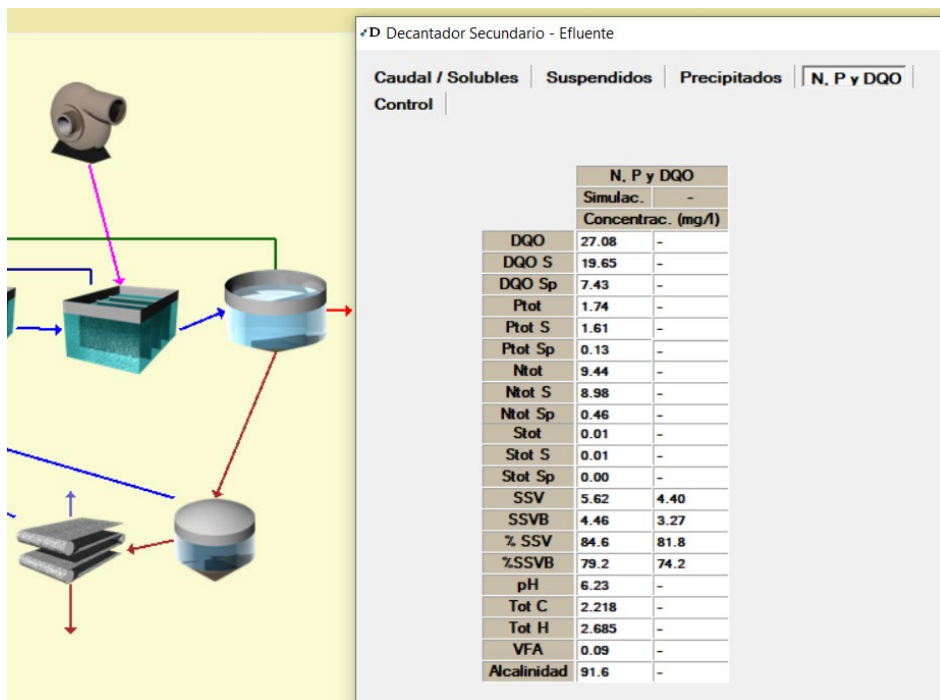


Figura 7.98.- Parámetros de control totales en el efluente, Sup 1.

Se observa como bajo estas condiciones, a pesar de ser la respuesta del sistema coherente y contribuir a la validación del modelo, la capacidad de desnitrificación se minorra.

Como en la simulación con variación de OD sí se ha hecho necesaria esta cantidad de horas ejerciendo una mayoración del OD por parte de las soplantes, y, en este caso, esta relación de

OD parece estar desequilibrando la desnitrificación, se llega a la conclusión de que lo que estos resultados denotan es un desfase entre las horas de trabajo y la necesidad del mismo, que puede venir dada por una excesiva simplificación de los factores de mayoración de las fracciones en la caracterización horaria afluente.

Debido a esto se decide ejecutar el Supuesto 2, ya que este pretende adaptarse también al valle de baja actividad nocturna, aproximándose en mayor medida a la realidad.

7.7.3.- Consideraciones para la simulación del Supuesto 2

El Supuesto 2, en efecto, consigue encajar con éxito las fluctuaciones de contaminante y los accionamiento de las soplantes propias del M#6.

Así, se obtienen unos resultados en cuanto a parámetros característicos se refiere, más ajustados que para el caso en el que no se consideran las fluctuaciones horarias de carga.

Se muestran, a continuación, los resultados representativos y gráficas de las fluctuaciones horarias de los distintos productos presentes en el reactor que DESASS estima únicamente bajo estas condiciones de representación.

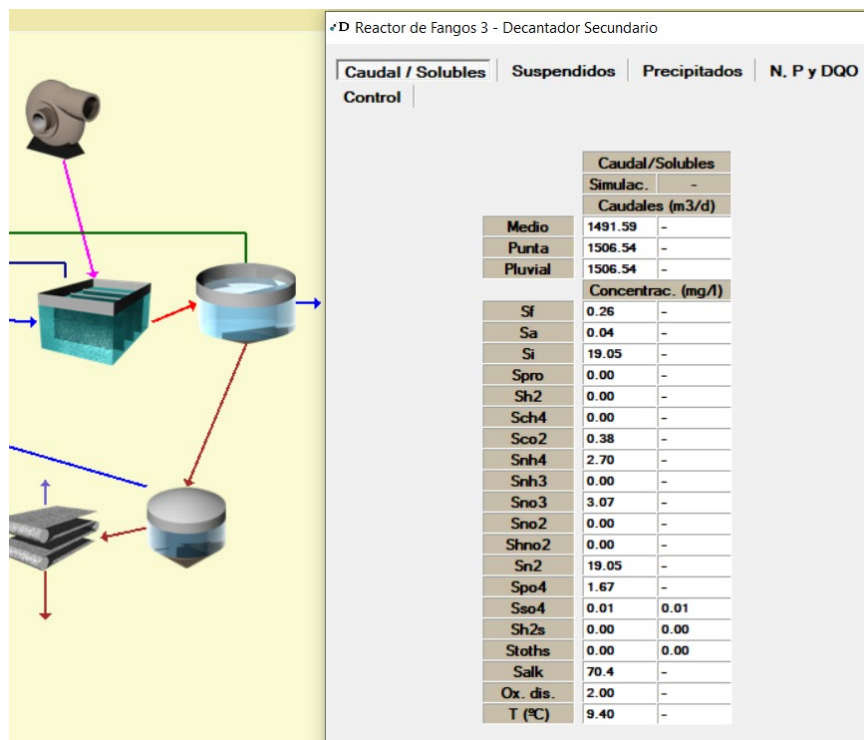


Figura 7.99.- Parámetros de control solubles en el canal de oxidación, Sup 2.

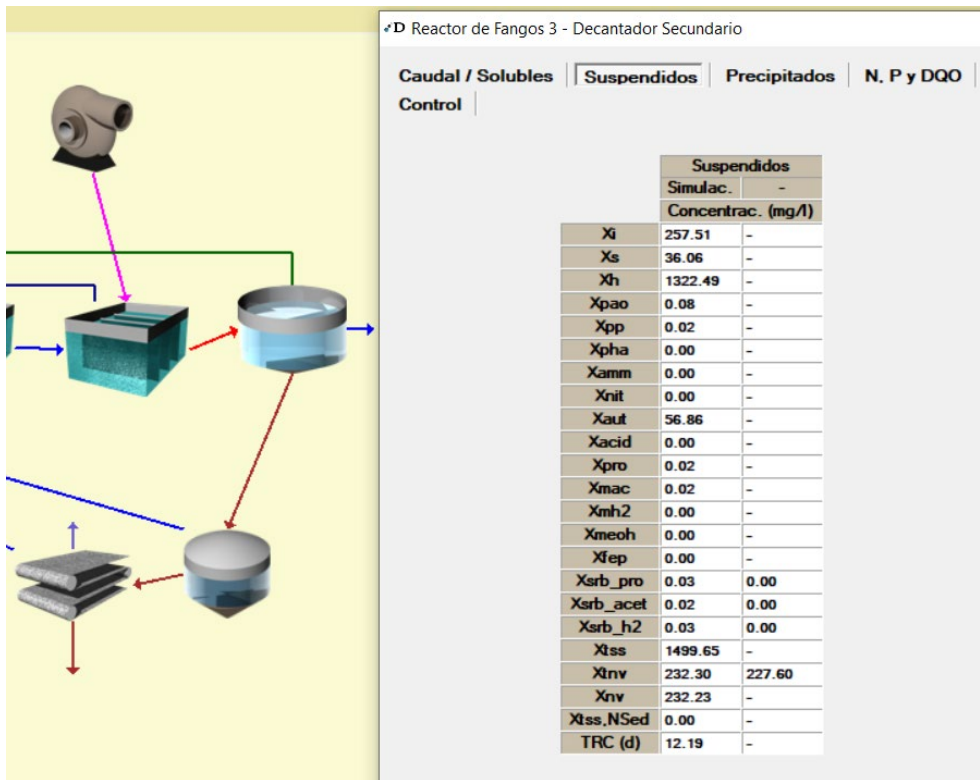


Figura 7.100.- Parámetros de control particulados en el canal de oxidación, Sup 2.

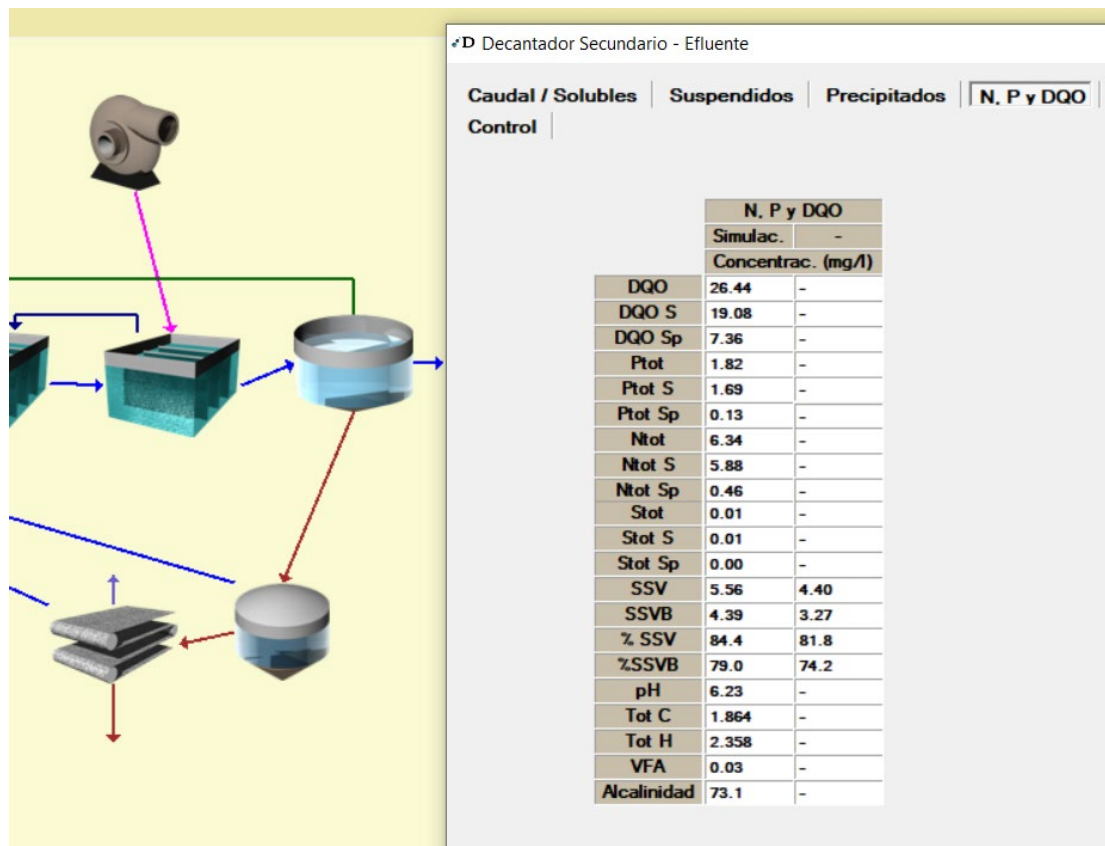


Figura 7.101.- Parámetros de control totales en el efluente, Sup 2.

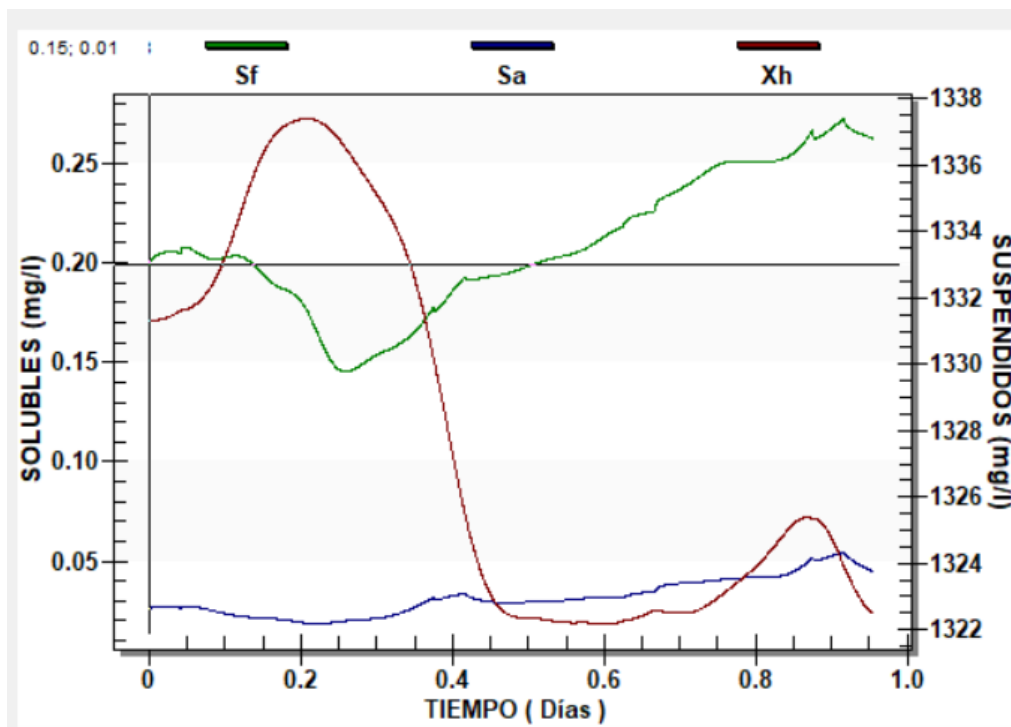
Se añade, finalmente, que la calibración hasta este punto servirá para controlar el posible desfase en cuanto a accionamiento de las soplantes que se pueda estar generando en la realidad de la gestión de la EDAR de Carral.

Ya que el programa DESASS devuelve valores respecto al consumo eléctrico estimado para las soplantes y que se pueden definir los periodos de trabajo de los equipos de aireación, será posible comparar esta información con los datos reales propios (como las cargas reales fluctuantes en la entrada o los consumos energéticos reales) para optimizar costes y energía y tender hacia la sostenibilidad implementando esta metodología de evaluación..

Otra de las ventajas que supone la modelización en estado transitorio tras el dimensionamiento es que la opción de Gráficos del DESASS permite conocer la variación de los distintos productos en el tiempo sobre los distintos elementos que conforman la EDAR, para así también poder optimizar al máximo sus rendimientos incidiendo sobre los predecibles momentos puntuales en los que su proporción sea crítica o mejorable. Se muestra, a continuación, un ejemplo de optimización dinámica para este caso concreto del modelo M#6.

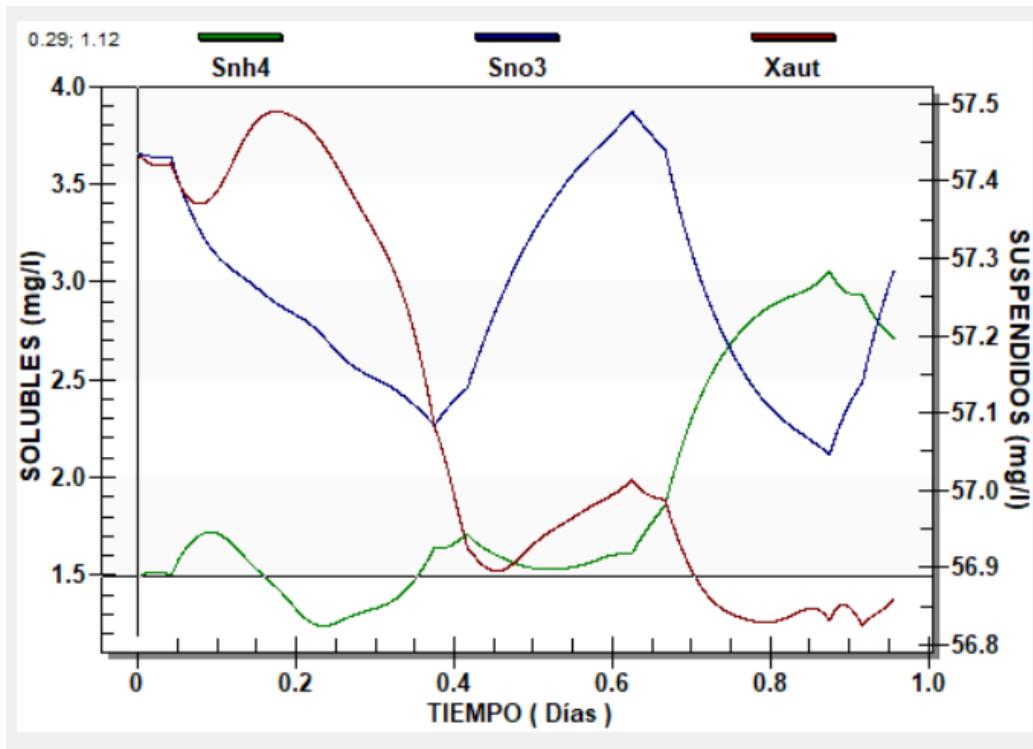
Ejemplo de control dinámico en el tiempo en el canal de oxidación

Volumen óxico: evaluación de la relación entre concentración de bacterias heterótrofas y fracción soluble de la materia organica.

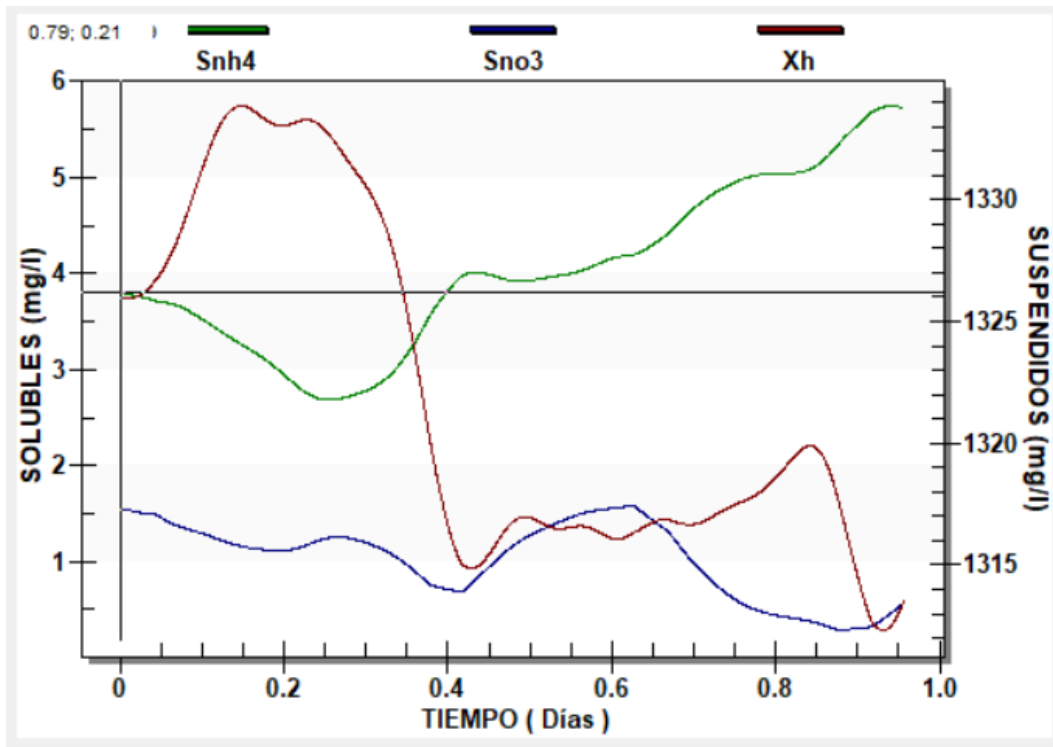


Ejemplo de control dinámico en el tiempo en el canal de oxidación

Volumen óxico: evaluación de la relación entre las nitrificantes y la generación de nitrato en presencia de amonio (saturación de la capacidad de depuración en DESASS).



Volumen anóxico: capacidad de desnitrificación de las bacterias heterótrofas en condiciones anóxicas y en presencia de amonio.



Capítulo 8

Conclusiones y Recomendaciones

Gran parte del conocimiento que se posee sobre las técnicas de depuración se asienta en los años 80 del siglo pasado, y, como se ha visto, la mayor parte de las implantaciones de este tipo de tecnologías se basan en modelos teóricos o en formas de aproximación a escala procedentes de ese mismo momento del desarrollo.

Para la elaboración de este proyecto se ha querido partir de dichas bases en todas sus vertientes.

Se ha comprobado, a través de la comparación entre el Proyecto de Carral y lo calculado en base de las DITEDAR (como se indicaba, parten de metodologías de cálculo distintas, en base a la evaluación de sus resultados), que el conocimiento asentado sobre este tipo de infraestructuras es consistente y homogéneo y devuelve dimensionamientos y predicciones semejantes en todas sus variabilidades de cálculo.

Se ha comprobado también el buen rendimiento de las pruebas empíricas, contrastando datos tomados desde la propia EDAR con las estimaciones propias de la modelización por distintas vías.

Partiendo de este escenario de “lo realmente consolidado” (Capítulos 1 al 4) en el ámbito científico de la depuración de aguas, se ha apuntado cómo, en la actualidad, nuevas demandas en cuanto a legislación, salud pública y, en definitiva, desarrollo de las capacidades del ser humano, están presionando sobre los límites del conocimiento asentado.

Es en este nuevo contexto en el que se requiere de la elaboración de estudios como el mostrado en este documento.

En base a los capítulos presentados, repletos de anotaciones e indicaciones específicas sobre aspectos puntuales (enmarcadas en las minuciosas evaluaciones de los modelos estudiados), se extrae una conclusión genérica que describe la filosofía que esta rama de la ciencia en desarrollo parece deber tomar.

Partiendo de las bases asentadas, y, en respuesta a los nuevos requerimientos de implantación de estaciones de depuración, como se demuestra en este trabajo, lo ya ejecutado debe aprovecharse para ganar conocimientos sobre el comportamiento de las aguas residuales, para mejorar los rendimientos actuales y ajustarse en mayor medida a lo que se deba ejecutar en el futuro próximo (así como para conocer en mayor medida lo que se necesitará en este futuro cercano).

Para la realización de lo expuesto, en este trabajo se prueba la utilidad de la implementación de los modelos matemáticos y el cálculo computacional. En este caso, como vía de representación

de diferentes escenarios, sin la necesidad de costosos modelos a escala y mejorando la fiabilidad que el empleo único de las bases teóricas aporta en este contexto temporal.

Del mismo modo que se prueba la utilidad de estos modelos, (como AQUASIM en lo relativo a la ganancia de conocimiento del comportamiento de cada uno de los elementos que caracterizan las aguas residuales, o DESASS como prueba del funcionamiento completo de las EDAR en estudio), se llega al convencimiento de que el nivel de desarrollo actual de los modelos numéricos en el ámbito de la depuración no asegura el correcto dimensionamiento de las nuevas generaciones de EDAR en caso de que este se realice desde cero.

Con “desde cero”, lo que se pretende indicar es que, a día de hoy, parece ser un elemento diferenciador en términos de rigor en la modelización, el hecho de disponer de la posibilidad de muestrear o testear situaciones a partir de la propia EDAR en funcionamiento o semejantes.

Como se demuestra en este trabajo (centrado sobre todo en el entorno del canal de oxidación), pequeños cambios en determinados elementos que conforman las condiciones de contorno de los principales productos que transcurren por la estación depuradora pueden generar grandes variaciones en el comportamiento y las necesidades de la EDAR. Para poder implementar con rigor estas pequeñas modificaciones, se prueba conveniente partir de datos tangibles que aporten realidad y se ajusten al elemento concreto que en cada caso conllevará a la gran diferencia en el dimensionamiento (Capítulos 5 a 7 de este documento).

Respecto al ámbito concreto de Carral, se prueba el adecuado dimensionamiento ya que, como se trataba en el Capítulo 5, el efluente final de la EDAR cumple muy satisfactoriamente con los límites máximos fijados. Aun así, se recuerda que su dimensionamiento abarca 4.000 habitantes equivalentes y en la actualidad trata simplemente a 2.500. Su año horizonte tomado para la ejecución es el 2030, y, en base a lo estudiado, parece estar en el camino de alcanzar su correcto funcionamiento para este año también.

A pesar de esto, como se apuntaba al inicio de este texto de conclusiones, la infraestructura de la EDAR de Carral en un futuro cercano tampoco quedará exenta de requerimientos más estrictos en su tratamiento, y, del mismo modo (y como se trata también en este proyecto), implementar el esquema de la EDAR de Carral desde este momento en modelos numéricos cubrirá una doble función:

- Alimentar dichos modelos desde la actualidad con datos tomados desde la EDAR permitirá hacerlos más potentes y minuciosos en la descripción de la variable realidad (mejorará su calibración y reducirá el error en las predicciones).
- Así mismo, habiendo visto que los modelos actuales, para ciertas cuestiones pueden ser muy ajustados a la realidad (Capítulo 7), se podrá aportar un rendimiento desde ya a la modelización de las centrales, ya que estos modelos podrán complementar el trabajo de los controladores instalados sondeando cuestiones como la aireación de los reactores, optimizando su trabajo, adquiriendo la capacidad de comparación y predicción alternando con valores climatológicos y de caracterización del entorno (Anexo de Climas y Caudales o Capítulo 5) y mejorando el rendimiento energético (limitación más asentada y relevante en la actualidad).

Recomendaciones en base a cuestiones concretas

En cuanto a las cuestiones concretas y propias de la calibración, fruto de las minuciosas evaluaciones de los procesos generados para este trabajo, se pueden señalar:

Los actuales modelos matriciales, tales como en ASM1 o el ASM2d (y modificados como el BNRM1), han implementado relaciones matemáticas que denotan que lo que ocurrirá en el reactor de fangos estará fuertemente influenciado por los factores de crecimiento y decrecimiento de la masa bacteriana.

Se prueba a través de estos modelos (y se aporta una doble verificación a través de la evaluación de los muestreos in situ), como la carga de entrada de contaminante no será lo más relevante cuando las fracciones de nitrificantes y desnitrificantes en el reactor permanezcan en buena proporción las unas respecto a las otras y ésta perdure en el tiempo.

En este contexto, se observa como las proporciones inversamente relacionadas de nitrato frente a amonio sirven de rápida muestra para conocer el defecto de nitrificantes o desnitrificantes asociado a estas cuestiones.

Se prueba también la eficiencia de depuración de materia orgánica en este tipo de canales de oxidación, que en todas las situaciones representadas se ha mostrado regular en su alto rendimiento.

En base a los últimos párrafos, que atienden sobre todo a lo estudiado a través del AQUASIM, se recomienda que el máximo cuidado del tratamiento se base en generar una línea de crecimiento y decrecimiento (muerte-resurrección) en el reactor biológico lo más estable frente a las variables afluencias en el tiempo. Esta regulación, como base y en vista de los resultados presentados en el Capítulo 6 (consultar figura 8.3 siguiente), se podrá asentar en:

- Para regular el proceso muerte-resurrección, lo mejor parece ser actuar directamente sobre las condiciones de contorno que afectan al mismo (y no tanto a las concentraciones puntuales del agua residual). Se prueba en el Capítulo 7 como, factores como la recirculación interna mayorada, aportan estabilidad a la masa bacteriana y se asemejan a los resultados sondeados en Carral. En términos matemáticos, actuar sobre los factores de crecimiento y decrecimiento (asimilables a condiciones de contorno que se podrán forzar sobre el reactor real) también contribuyen a la estabilización de estas proporciones y a su permanencia en el tiempo simulado.
- Como pruebas rápidas para esta evaluación, y, habiendo aclarado ya que el rendimiento en cuanto a depuración de MO siempre se ha mostrado muy elevado y estable, parece recomendable y de rápido aporte de resultados, evaluar las proporciones de nitrato frente a amonio.

Estas situaciones, como se venía apuntando, también se han hecho notables en la representación de la EDAR en DESASS, (consultar figuras 8.1 y 8.2).

En este capítulo (Capítulo 7), en lo relativo a las proporciones de nitrato frente a amonio, también se han extraído patrones de comportamiento para el sistema, basados en las previsiones en cuanto a proporción nitrato/amonio.

Si ya se ha asentado que los esfuerzos se deben orientar a controlar la lisis y el crecimiento, de DESASS se obtienen evidencias de como se deben controlar estos procesos, y es que, de su capacidad de simulación del estado transitorio y de la implementación de sistemas que ejercen la aireación, se obtienen datos sobre las adecuadas distribuciones en tiempo y velocidad (y en consecuencia en volumen de reactor) con las que se debe forzar al desencadenamiento de las reacciones.

Estas estimaciones en cuanto al nivel de OD a aportar (debido a la ya referida estabilidad de depuración de la MO) también se recomienda comprobarlas en la relación de productos de nitrógeno.

En DESASS, a partir de la evaluación de la aportación ajustada para el OD en el tiempo respecto a la entrada variable de carga contaminante frente a la estacionalidad de los contaminantes, se ha comprobado lo siguiente (consultar figuras 8.4 y 8.5).

- Al estudiar cómo afecta la aireación de diseño al estado invariable de aportes de contaminante frente al estado variable, si el modelo está bien calibrado (representando lo más ajustado posible la realidad), se ha comprobado como los resultados que devuelve el modelo respecto a los parámetros de control son prácticamente iguales.
- Esta verificación es consistente con lo que se comprobaba en AQUASIM respecto a la baja relevancia de la variación de concentraciones aportadas hacia el reactor cuando éste presenta una estable configuración y es capaz de devolver las condiciones variables del agua de aportación a las estándar (para el canal en cuestión) y rápidamente.

De estas evaluaciones y de la capacidad actual de comparación con lo implantado en las EDAR existentes, se prueba y se recomienda la posibilidad de comparación de este tipo de simulaciones con los valores con los que los gestores ajustan sus sistemas, con la finalidad de optimizar rendimientos, tanto energéticos como en la capacidad de depuración.

De este modelo calibrado en DESASS en función de los criterios presentados, se obtiene la última conclusión a aportar en este texto, y es que, como se venía adelantando, a día de hoy es posible la implementación de los sistemas de EDAR en modelos matemáticos y en procesos computacionales, generando consistentes representaciones de la realidad (figura 8.6).

Aun así, en este ámbito se prueba análogamente la necesidad de aportar datos medibles desde la infraestructura existente para considerar ajustadas las aproximaciones que aportará el modelo hacia aspectos concretos del sistema. Así como la necesidad de, a partir de estudios como el que se muestra, de comportamiento de los sistemas, se requiere de refinamiento de los modelos matemáticos existentes en el sentido de aportación de capacidad de representación de un mayor rango de situaciones de la realidad.

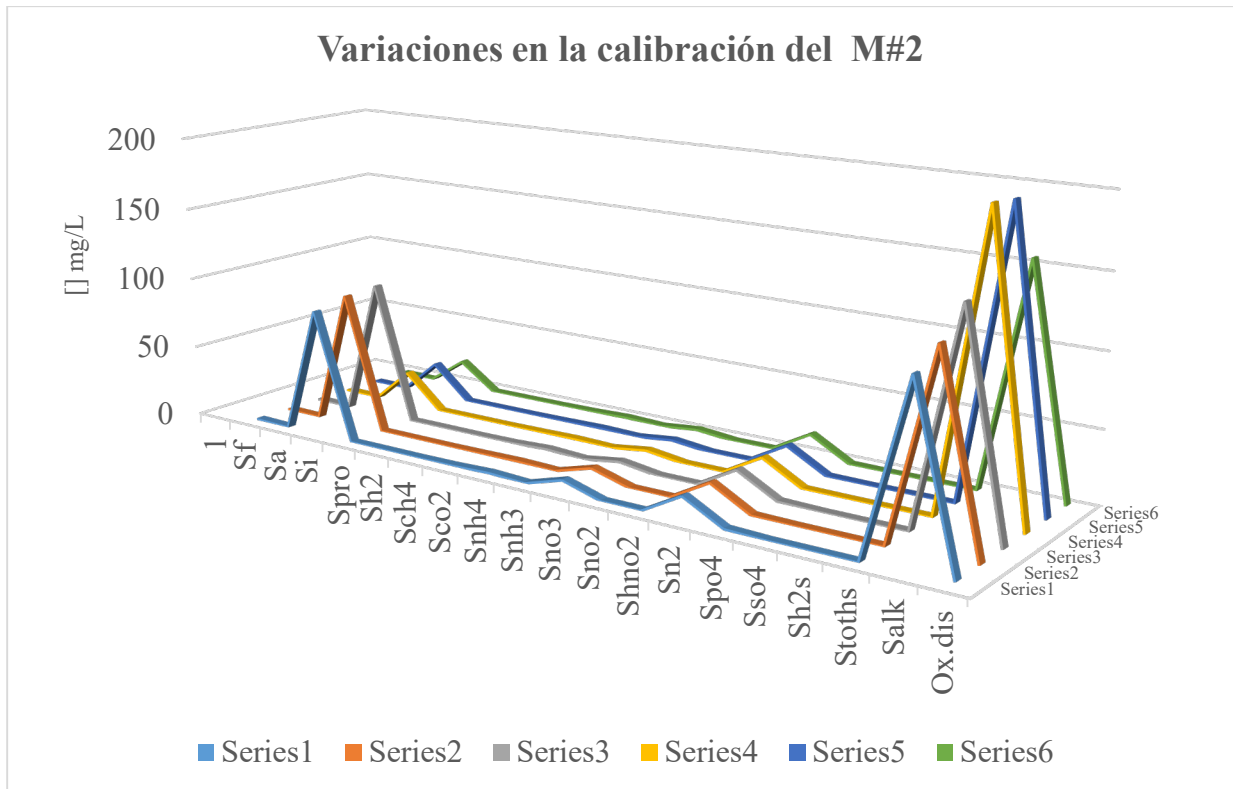


Figura 8.1.- Variaciones de los productos implicados en el modelo del M#2, en los distintos pasos de la calibración, en el canal de oxidación.

Donde:

La Series1 representa la primera evaluación de resultados, caracterizada con las relaciones iniciales para afluente y el resto de parámetros basales del DESASS (punto 7.4.1).

La Series2 añade la modificación de los parámetros cinéticos relativos a la lisis y al crecimiento de autótrofas y heterótrofas (punto 7.4.2).

La Series3 añade el aumento en la ratio de recirculación interna (punto 7.4.2).

La Series4 añade la reasignación de concentraciones en las fracciones de DQO en afluencia (punto 7.4.4).

La Series5 consiste en un reajuste general en base a lo estimado en las anteriores series, “Considerando este objetivo sobre el nitrato y teniendo en consideración la aspiración de aumentar la masa bacteriana, se determina la modificación a introducir en el programa, que constará de una minoración del factor (B_h), que rige la lisis heterótrofa (ecuación 10 de la matriz del sistema), incidiendo indirectamente sobre la proporción de nitrato, así como una mayoración de la recirculación hasta diez veces el valor de entrada, sabiendo que anteriormente esta mayoración ha reducido el nitrato y ha aumentado la proporción heterótrofa. (De nuevo, estructura de calibración del modelo idéntica a la que se perfilaba como más eficiente en los cálculos probados en AQUASIM)”, punto 7.4.5, primer ajuste.

La Series6 parte del primer ajuste del punto 7.4.5 y deduce que. “Con estas modificaciones lo que se ha podido comprobar es la saturación del rendimiento depurador del canal de oxidación sobre el nitrógeno bajo el algoritmo implementado en DESASS. Y es que, tras la iteración fundamentalmente basada en parámetros de lisis y crecimiento que se ha llevado a cabo respecto a las bacterias autótrofas y heterótrofas, se ha llegado a la conclusión de que disminuciones en la concentración de salida de nitrato por debajo de los 2 mg/L implican una segura mayoración de nitrógeno amoniacal, de tal modo que el NT a la salida del decantador secundario, por compensación entre estos dos parámetros, siempre se encontrará en el entorno de los 4 mg/L en su faceta más reducida”. En base a esto, vuelve a modificar las fracciones para ajustar la relación de DQO al máximo, para reducir el efecto de Si sobre el Ntotal, y, de nuevo, se ajustan los parámetros de lisis y crecimiento con el objetivo de armonizar el trabajo de autótrofas y heterótrofas.

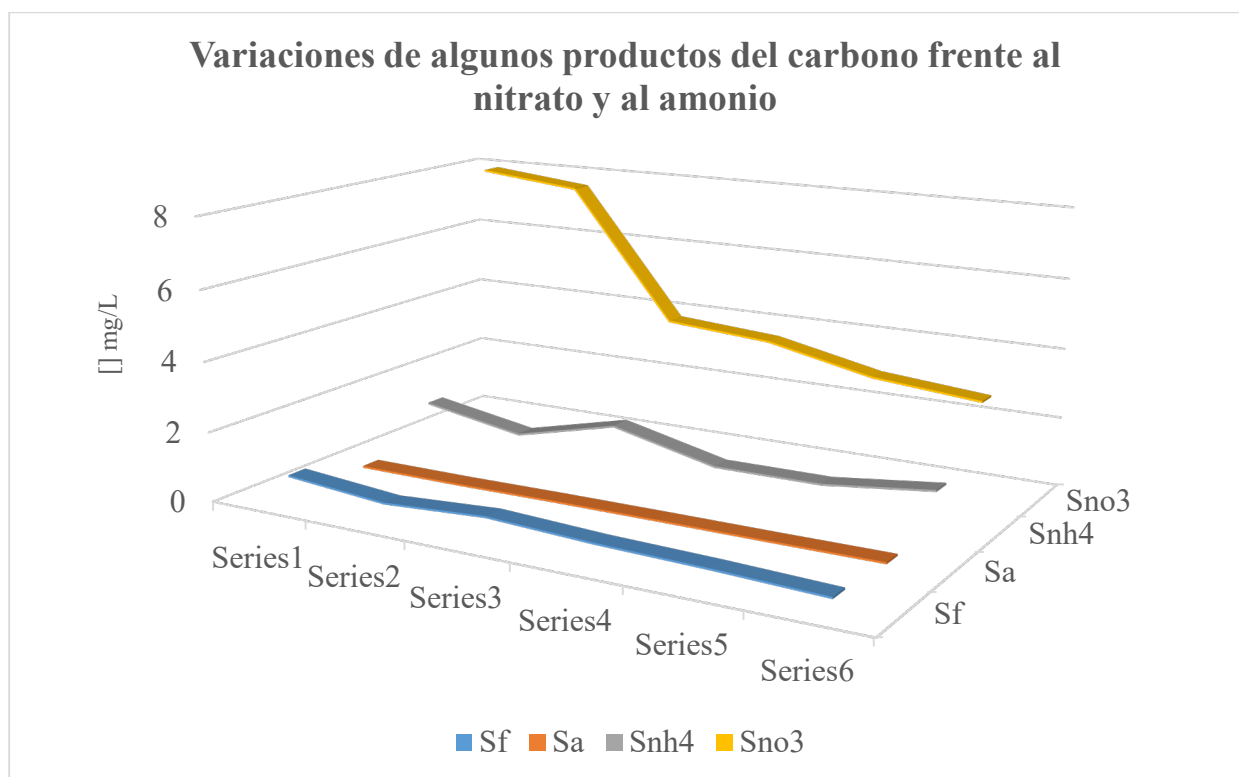


Figura 8.2.- Variaciones de los parámetros usados como control en la calibración para el modelo del M#2.

En el transcurso de las modificaciones se ha observado como la proporcionalidad entre el amonio y el nitrato es muy sensible a las acciones comentadas para cada serie, de tal modo que se utiliza como estimación rápida de lo que ocurre en el reactor. Por ejemplo, y en base a la teoría asentada en los tres primeros capítulos de este documento.

- Alto contenido en nitrato, cuando la relación de autótrofas es correcta y la de heterótrofas deficiente denota bajo rendimiento de las desnitrificantes y necesidad de actuar sobre la lisis o el crecimiento de las mismas, con un mayor impacto del factor de decrecimiento sobre el sistema.

- Alto contenido en amonio, cuando la concentración de nitrificantes es correcta, indica, de nuevo, bajo rendimiento de las heterótrofas, pero, en este caso, en su volumen aerobio.

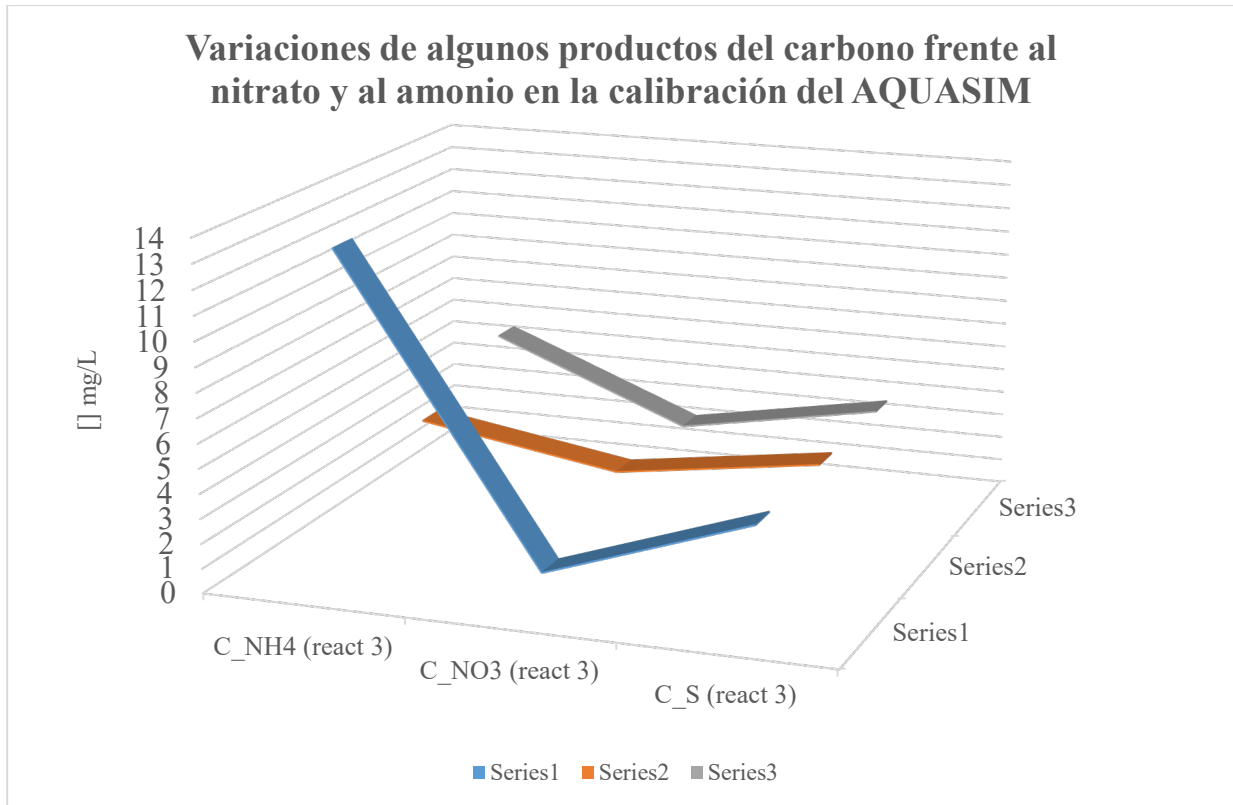


Figura 8.3.-Variaciones de algunos productos implicados en la modelización en AQUASIM para el canal de oxidación.

Esta figura para los resultados obtenidos desde AQUASIM muestra, si se compara con la análoga obtenida desde DESASS, la homogeneidad en los resultados generados por los diferentes modelos matemáticos ASM1 y BNRM1, basados ambos en los mismos principios teóricos.

Así mismo, sirve para realizar una doble “validación” / calibración de la calidad de los datos introducidos en este trabajo en los programas, y es que en AQUASIM las aguas representadas están menos caracterizadas que las procedentes de los muestreos in situ e implementadas en DESASS, basándose estas primeras en más valores teóricos o genéricos del agua de Coruña. Y, aun así, los resultados se mantienen consistentes entre éstas.

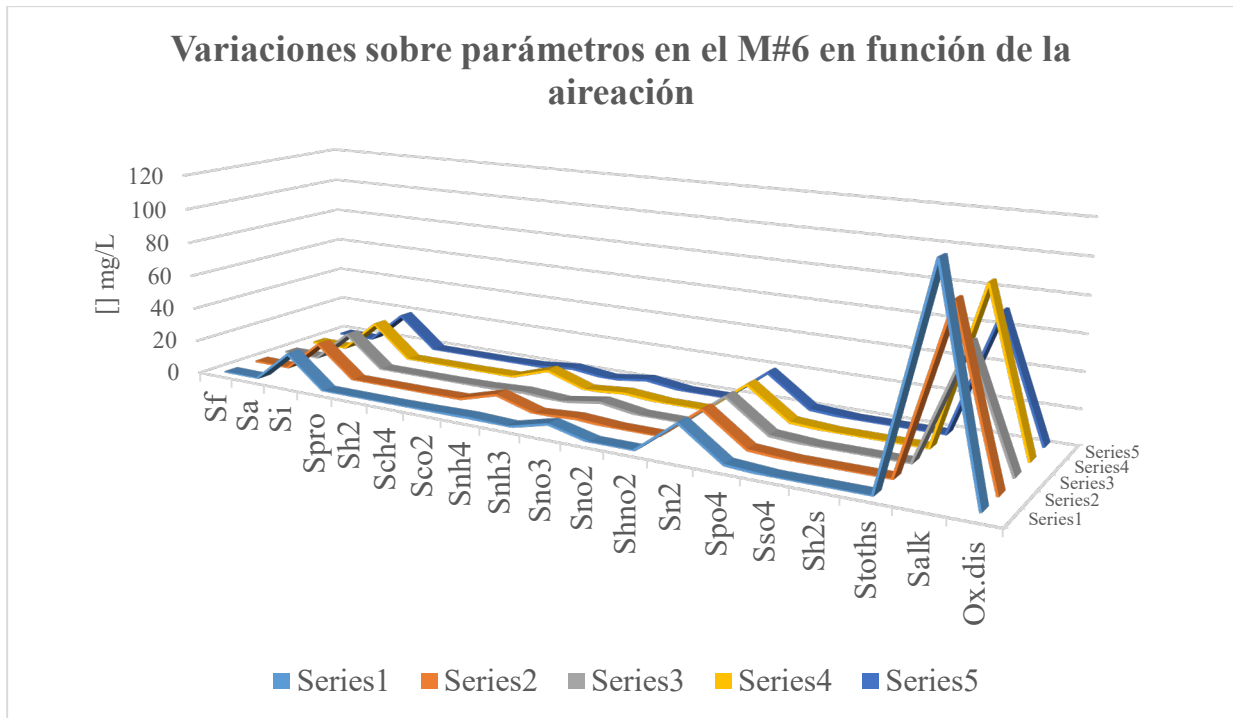


Figura 8.4.- Variaciones de los productos implicados en el modelo del M#6, en los distintos pasos de la calibración, en el canal de oxidación, para distintos casos de aireación.

Donde:

La Series1 representa el valor de salida para el canal de oxidación con el modelo calibrado con todos sus parámetros en estado estacionario, (punto 7.6.1).

La Series2 representa la adición sobre este modelo calibrado de valores de OD variables en el tiempo. La variabilidad en el tiempo, que simula el funcionamiento de los elementos de aireación, es la misma que ha funcionado correctamente para el M#2 y para el M#5. En este caso resulta ser desfavorable (punto 7.6.2). *“Los resultados, bajo estas condiciones, denotan una excesiva carencia de oxígeno, esta situación se puede estimar a partir del crecimiento de la concentración de nitrógeno amoniacal, que denota una caída en la producción del crecimiento autótrofo en condiciones aireadas”*.

La Series3 representa el hallazgo de una variabilidad en el funcionamiento de la aireación que sí se adapta a las necesidades del M#6, mejora muy notable analizando las concentraciones de nitrato y amonio en el canal de oxidación (punto 7.6.3 y en este capítulo figura 8.4).

La Series4 representa el desajuste entre las horas supuestas de variación de concentración de contaminante, y la magnitud al alza de esta variación, respecto a la supuesta variación de OD asociado al trabajo de la aireación (punto 7.7).

La Series5 representa los resultados coherentes (y asimilables a estacionarios en cuanto a contaminantes afectando al reactor), similares a los óptimos obtenidos en la Serie3, cuando se ajusta la variabilidad de concentración de carga contaminante en el tiempo con la estimación realizada para el trabajo de la aireación (punto 7.7).

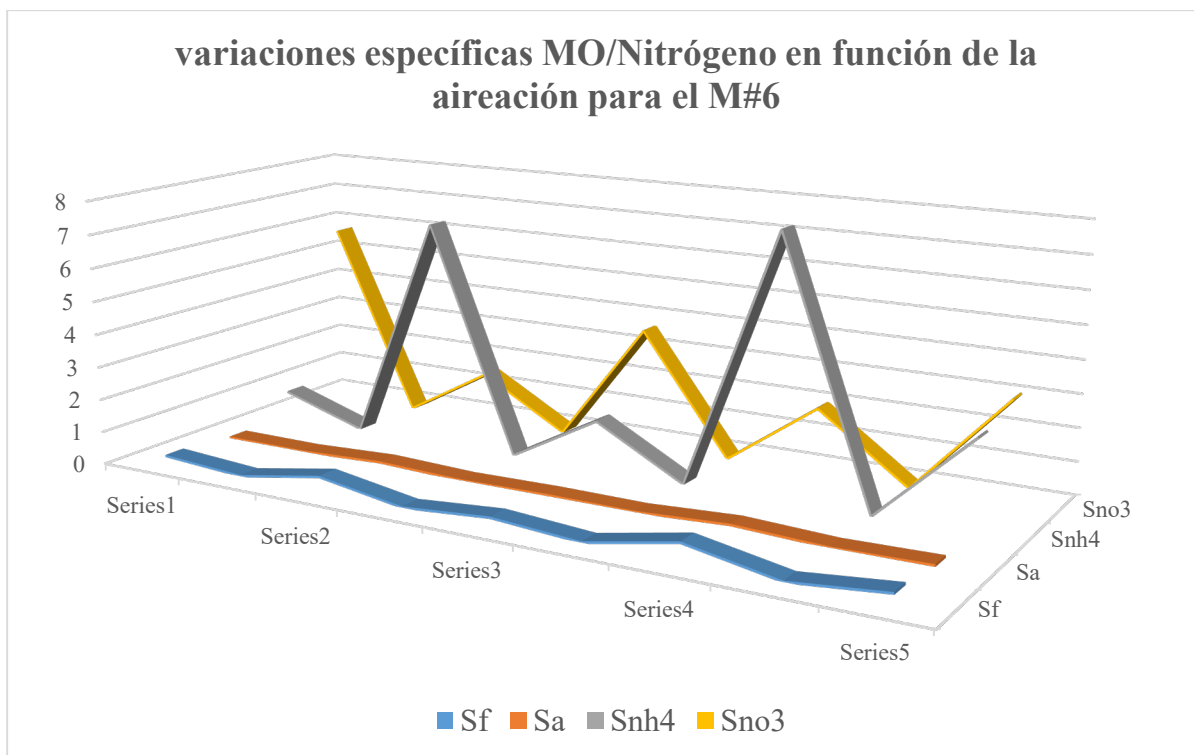


Figura 8.5.- Variaciones de los productos implicados en el modelo del M#6, en los distintos pasos de la calibración, en el canal de oxidación, para distintos casos de aireación.

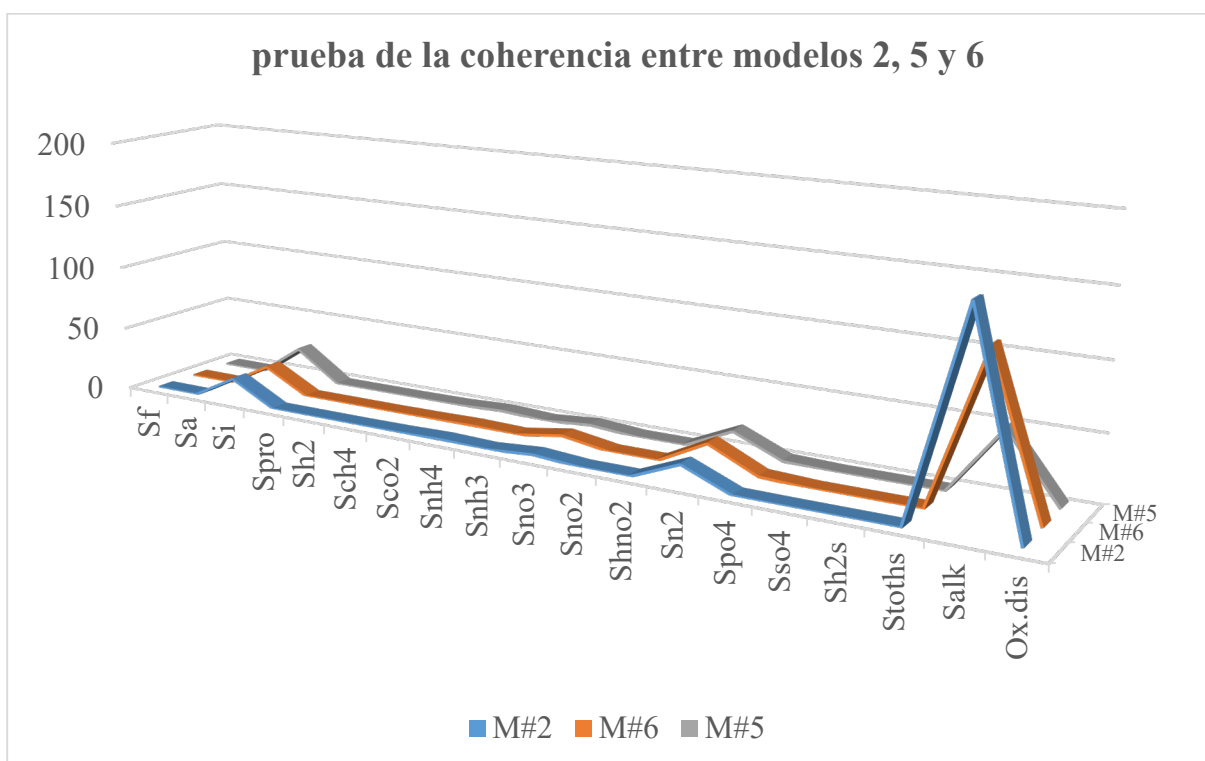


Figura 8.6.- Prueba de la consistencia, en lo relativo a resultados, para los tres muestreos introducidos en el modelo generado en DESASS.

Referencias

Allison J. D., Brown D. S., Novo-Gradac K. J. (1991) MINTEQA2/ PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0. EPA/600/3-91/021, USEPA, Washington, D.C.

APHA (2012). “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”. 22th edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). Washington, DC.

Augas de Galicia (2006). “Directrices de Saneamiento en el Medio Rural de Galicia”. Informe – Volumen 1 – Memoria: Metodología de priorización de actuaciones y de selección de soluciones de depuración en el medio rural. Preparado por J. Suárez y A. Jácome y otros colaboradores del Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente (GEAMA). ©Augas de Galicia. Santiago de Compostela.

Augas de Galicia (2013, 2023). “Directrices Técnicas de Obras Hidráulicas – Serie: EDAR”. Preparadas por Augas de Galicia en colaboración coa Universidade da Coruña a través do Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente (GEAMA). De acceso libre y gratuito en la página web de Augas de Galicia.

Augas de Galicia (2023). “Guía para a configuración de solución de saneamento autónomo. Ata 10 habitantes”. Augas de Galicia en colaboración coa Universidade da Coruña a través do Grupo de Enxeñaría da Auga e do Medio Ambiente (GEAMA). ©Augas de Galicia. Santiago de Compostela.

Augas de Galicia (2023). “DITEDAR-2/4/1: Procesos de biomasa en suspensión con nitrificación – desnitrificación”. Directrices Técnicas de Obras Hidráulicas en Galicia. ©Augas de Galicia. Santiago de Compostela.

ATV-131E (2000). “Dimensioning of single-stage activated sludge plants”. Standard ATV-DVWK-A 131E. German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA): Hennef.

CEDEX (2011). “Fundamentos de eliminación de nitrógeno y fósforo en procesos de fangos activos”. Tema 10 del Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotaciones de estaciones depuradoras. CEDEX: Madrid.

Crites, R., and Tchobanoglous, G. (2000). “Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones”. McGraw-Hill Interamericana, S.A.: Bogotá.

Directiva 91/271/CEE, de 29 de mayo, sobre tratamiento de aguas residuales urbanas.

Ekama, G.A., Dold, P. L., Marais, G. v. R. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Wat Sci Tech*, 18(6): 91-114.

Grady, L., Daigger, G., Lim, H. (1999). "Biological wastewater treatment". Marcel Dekker, Inc.: New York

Grady, C.P.L. Jr., Daigger, G.T., Love, N.G., Filipe, C.D.M. (2011). "Biological wastewater treatment". Third edition. CRC Press: Boca Raton FL (USA).

Halling-Sorensen, B., and Jorgensen, S. G. (1993). "The removal of nitrogen compounds from wastewater". Elsevier Science: London.

Henze, M., Grady, C. P. L., Gujer, W., Marais, G. V. R., Matsuo, T. (1987). "Activated Sludge Model 1". IAWPRC Sci. and Tech. Report N° 1, IAWPRC, London.

Henze, M. (1995). "Basic biological processes". En: Wastewater treatment. Biological and chemical processes. Springer-Verlag: Berlín.

Henze M., Gujer W., Mino T. and Van Loosdrecht M.V. (2002). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IAWQ scientific and technical report N° 9, edited by IWA Task Group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment, IWA publishing, London, UK, 130 p.

Hulsbeek J.J.W., Roeleveld P.J. and Van Loosdrecht M.C.M. (2002). A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. Wat. Sci. Tech. Vol. 45 (6), pp 127-136.

Jácome A., J. Suárez, M. Martín, J. Sánchez, L. Perdomo. (1999). "Viabilidad de un reactor biomembrana autoaireado como sistema de tratamiento biológico de agua residual urbana: cinética de oxidación de la materia orgánica". En: Avances en Ingeniería Ambiental. Edita: ©Universidad de Cartagena, Cartagena.

Lawrence, A. W., and McCarty, P. L. (1970). "Unified basis for biological treatment design and operation". *J Sanitary Engineering Division*, ASCE, 96: 757- 778.

Metcalf & Eddy (1995), "Ingeniería de Aguas Residuales, Tratamiento, vertido y reutilización", McGraw-Hill / Interamericana de España, S.A.: Madrid.

Metcalf & Eddy, (2003). "Wastewater Engineering Treatment and Reuse", fourth ed. McGraw-Hill: New York.

Molina J.; Jácome A.; Justo E.; Suárez J.; Cagiao J.; Rodríguez J.; González C. (2003). Evaluación de la tratabilidad biológica de las aguas residuales de A Coruña y municipios limítrofes. *Ingeniería del Agua*, 10: 527- 538, DOI: 10.4995/ia.2003.2595.

Orhon, D., and Artan, N. (1994) "Modelling of activated sludge systems", Technomic Publishing Company: Lancaster (PA).

Peavy, H., Rowe, D., Tchobanoglous, G. (1985). "Environmental engineering". Editorial McGraw-Hill Book Co.: Singapur.

- Ramalho, R.S. (1991). "Tratamiento de aguas residuales". Editorial Reverté: Barcelona.
- Reichert P., (1998). AQUASIM 2.0 -Tutorial, computer program for the identification and simulation of aquatic systems, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), Switzerland.
- Reichert P. (1998). AQUASIM 2.0 – User Manual, computer program for the identification and simulation of aquatic systems, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), Switzerland.
- Ribes J., Ferrer J., Bouzas A., Seco A. (2002) Modelling of an activated primary settling tank including the fermentation process and VFA elutriation. *Environ Technol*, 23, 1147-1156.
- Rittmann, B. E., and Langeland, W. E. (1985). Simultaneous Denitrification with Nitrification in Single-Channel Oxidation Ditches. *J WPCF*, 57(4): 300-308.
- Rittmann, B. E., and McCarty, P. L. (2001). "Biotecnología del medio ambiente. Principios y aplicaciones". McGraw-Hill Interamericana de España: Madrid.
- Roeleveld P.J. and Van Loosdrecht M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterization in the Netherlands. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 45 (6), pp 77-87.
- Saeed, T., and Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J Environmental Management*, 112: 429-448.
- Satoh, H., Okuda, E., Mino, T., Matsuo, T. (2000) Calibration of kinetic parameters in the IAWQ Activated Sludge Model: A pilot scale experience. *Wat Sci Technol*, 42(3-4), 29-34.
- Seco, A., Ferrer J., Serralta, J., Ribes, J., Barat, R., Bouzas, A. (2003) Use of biological and sedimentation models for designing Peñíscola WWTP. *Environ Technol*, 25(6), 681-688.
- Seco, A., Ribes, J., Serralta, J., Ferrer, J. (2004). Biological Nutrient Removal Model No.1, BNRM1. *Wat Sci Technol*, 50(6), 69-78.
- Seco, A., Ferrer, J., Ribes, J., Aguado, D., Serralta, J. (2011). "Diseño y simulación de EDAR mediante el software DESASS". Edita: Universidad Politécnica de Valencia (Valencia).
- Serralta J., Ferrer J., Borrás L., Seco A. (2004). An extension of ASM2d including pH calculation. *Water Research*, 38(19), 4029-4038.
- Snoeyink, V., and Jenkins, D. (1990). "Química del Agua"; Editorial Limusa, México.
- Sollfrank U. and Gujer W. (1991). Characterization of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process. *Wat Sci Tech*, 23, 1057-1066.

Spanjers H., Vanrolleghem P.A., Olsson G. and Dold P.L. (1998). *Respirometry in control of the activated sludge process: principles*. IAWQ scientific and technical report N° 7, IAWQ Task Group on Respirometry, IAWQ, London, UK, 48 p.

Stensel, H. D., R. C. Loehr and A. W. Lawrence (1973). *Biological Kinetics of Suspended-Growth Denitrification*. *J WPCF*, 45(2): 249-261.

Ubay-Cokgor E., Sozen S., Orhon D. and Henze M. (1998). *Respirometric Analysis of activated sludge behaviour. I. Assessment of the readily biodegradable substrate*, *Wat Res*, 32 (2), 461-475.

US-EPA (1993). "Nitrogen Control". EPA/625/R-93/010. US-Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.

WEF-ASCE (1992). "Design of Municipal Wastewater Treatment Plants". Volume I. WEF Manual of Practice N°8. ASCE Manual and Report on Engineering Practice N° 76. Vermont.

WTW (2006). "System OxiTop® Control. Operating Manual". Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH. Germany. www.WTW.com.

Anexo 1: Climatología y Caudales

Caudales, tiempos secos y de lluvia

Caracterizar el clima en Galicia (y en el Norte Peninsular en general), resulta una tarea compleja y difícilmente tipificable. Es por ello que algunas simplificaciones, como es la división de caudales de estudio como caudal de tiempo seco y caudal de tiempo de lluvia, acaban resultando poco representativas de la realidad de las estaciones de depuración.

Contando, para la realización de este proyecto, con datos de caudales diarios para un periodo de tiempo de año y medio, se ha tratado de realizar un estudio personalizado de los mismos, para, finalmente, generar un caudal de tiempo seco y tiempo de lluvia desligados de la estacionalidad y coherentes con la realidad de las depuradoras de, al menos, esta región.

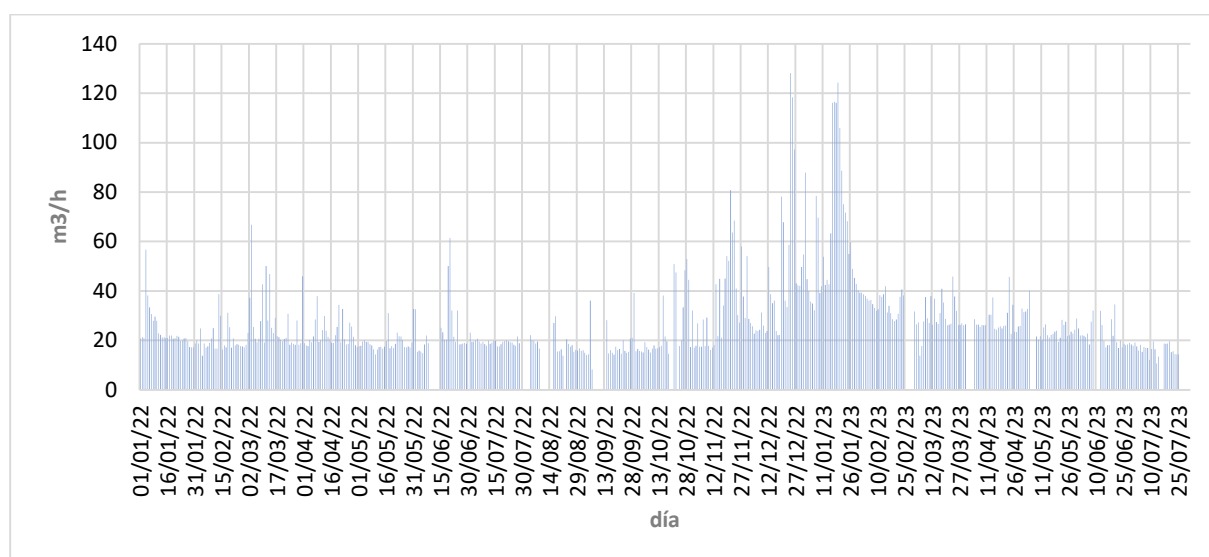


Figura 88.- Serie completa de caudales diarios para el periodo 2022-2023

La serie de caudales a la que se ha tenido acceso, como se puede ver en la Figura, comprende el periodo de tiempo desde el uno de enero de 2022 hasta el 31 de julio de 2023.

En una primera revisión del gráfico de caudales diarios se puede ver como el año 2022 presenta periodos “basales” de caudal de salida de unos 20 m³/h, mientras que el valor de estos caudales “basales” en el año 2023 es ligeramente superior.

Otra característica muy visual de esta serie concreta es el periodo de noviembre del veintidós hasta febrero del año siguiente, en el que se pueden ver picos de caudales de un orden superior a los basales comentados.

Esta simple evaluación visual permite entender la necesidad de evaluar el tiempo en bloques representativos, que no en épocas. Es decir, si enero del 22 se promediase con enero del 23, se degradaría la calidad de la muestra y se perdería información relevante y necesaria sobre los máximos que la EDAR debe asumir.

Habiendo centralizado la problemática a la hora de definir los caudales de diseño, se expone el criterio que se ha empleado para la obtención de los mismos.

- En primer lugar, se ha revisado la serie día a día, contrastándola con datos de precipitación obtenidos de Meteogalicia. Se han evaluado series horarias de precipitación a fin de desglosar los episodios de lluvia, conocer tiempos medios de afección de la precipitación al registro de bombeo de la EDAR y diferenciar entre descargas puntuales y continuadas en el día.
- Se atribuyen implicaciones de “Periodo” a las épocas, de la serie en estudio, que pueden llegar a durar meses y, a menudo, comprenderán sucesos de lluvia y de tiempo seco, que comparten características homogéneas.
- Se atribuyen implicaciones de “Episodio” a sucesos significativos dentro de cada Periodo, tanto de seca como de lluvia, que, por sus características, merezcan ser estudiados o incluidos en el modelo.
- Una vez agrupados los sucesos de lluvia en bloques en función de su influencia en el bombeo, se define una primera clasificación de periodos climáticos en función de su huella en la serie. Aparecen así:
 - Periodo moderado sin grandes lluvias. 01/01/2022-23/03/2022
 - Periodo moderado de menor intensidad (menos sucesos puntuales fuertes). 24/03/2022-07/06/2022
 - Periodo de seca en año moderado. 08/06/2022-14/10/2022
 - Periodo de abundantes lluvias tras época seca/moderada. 15/10/2022-15/12/2022
 - Periodo de lluvias muy intensas. 19/12/2022-24/02/2023
 - Periodo moderado tras lluvias intensas. 11/03/2023-06/06/2023
 - Periodo de seca en año lluvioso. 17/06/2023-31/07/2023
- De la clasificación presentada se pueden definir tres categorías dependientes del tiempo, así, habrá tanto para tiempo seco como para tiempo de lluvias, épocas secas, tiempo tras lluvias moderadas (intermedio) y tiempo de lluvias fuertes. Estos periodos son homogéneos entre sí cumpliendo el siguiente criterio de clasificación:

Criterio de seca en tiempo intermedio:

-En esta serie, entre primavera e invierno.

-Dos días sin lluvia no se consideran suceso de tiempo de seco, debido a la infiltración y estabilización de los niveles tras los sucesos de lluvia, que se contempla, generalizando y tras la evaluación horaria de las precipitaciones, considerando los dos días posteriores al suceso de lluvias como de afección por lluvias.

-Un día de gran descarga seguido de día sin lluvia y entre sucesos de pequeñas precipitaciones.

Criterio de seca en lluvias:

-En esta serie, entre otoño e invierno.

-Periodos de lluvias intensas o lluvias moderadas pero muy continuadas en el tiempo y tras episodios intensos.

-El tiempo en llegar a basal tras el suceso de lluvia es de una semana.

Criterio de seca en época seca:

-En esta serie, asociado a verano/otoño hasta octubre.

-Se admiten precipitaciones, pero éstas deben ser muy inferiores a 10 L/m^2 , tanto en periodos de lluvia como en descargas aisladas en un día.

-La media de caudal de bombeo de la EDAR en estos periodos siempre será inferior a $20 \text{ m}^3/\text{h}$.

- Del mismo modo, se categoriza el tiempo de lluvia siguiendo los siguientes criterios. La filosofía principal es que se considerará tiempo de lluvia a todo aquel que dure más de dos días y tenga influencia clara sobre el caudal de bombeo de la depuradora.

Criterio de lluvias fuertes:

-Los valores promediados han de superar los $35 \text{ m}^3/\text{h}$.

Criterio de lluvias moderadas:

-Los valores promediados del periodo estarán entre los $25 \text{ m}^3/\text{h}$ y los $35 \text{ m}^3/\text{h}$.

Criterios de lluvias en tiempo seco:

-Los valores promediados estarán comprendidos entre los $20 \text{ m}^3/\text{h}$ y los $25 \text{ m}^3/\text{h}$.

- La información recabada hasta este punto permite extraer los siguientes caudales de la serie en tiempo seco:

Periodo	Caudal	Unidades
Periodo moderado sin grandes lluvias	19.76	m ³ /h
Periodo moderado de menor intensidad	18.07	m ³ /h
Periodo de seca en año moderado	17.88	m ³ /h
Periodo de abundantes lluvias tras época seca/moderada.	25.21	m ³ /h
Periodo de lluvias muy intensas	35.85	m ³ /h
Periodo moderado tras lluvias intensas	25.85	m ³ /h
Periodo de seca en año lluvioso	16.97	m ³ /h

Figura 2.- Caudales de bombeo de la EDAR en función de los periodos definidos.

- Agregando los caudales definidos como secos de tiempo seco, moderados de tiempo seco, y lluvias de tiempo seco, se obtienen los siguientes valores:

Periodo	Caudal	Unidades
Tiempo seco en moderadas (intermedio)	21.23	m ³ /h
Tiempo seco en lluvias	30.53	m ³ /h
Tiempo seco en seca	17.42	m ³ /h

Figura 3.- Caudales de bombeo de la EDAR en función de los criterios definidos.

- **Finalmente, el promedio de tiempo seco total es 23.06 m³/h.**
- La información recabada hasta este punto permite extraer los siguientes caudales de la serie en tiempo de lluvia:

Periodo	Caudal	Unidades
Tiempo de lluvias moderadas	32.50	m ³ /h
Tiempo de lluvias fuertes	51.85	m ³ /h
Tiempo de lluvias en seca	22.86	m ³ /h

Figura 4.- Caudales de bombeo de la EDAR en épocas de lluvias. Fuente: Creación propia.

- **Finalmente, el promedio del tiempo de lluvia total es 35.74 m³/h.**
- Adicionalmente se han extraído caudales de valor significativo, asociados a los ya mentados “Episodios” enmarcados en los Periodos comentados.

Mayor episodio de lluvias continuado:

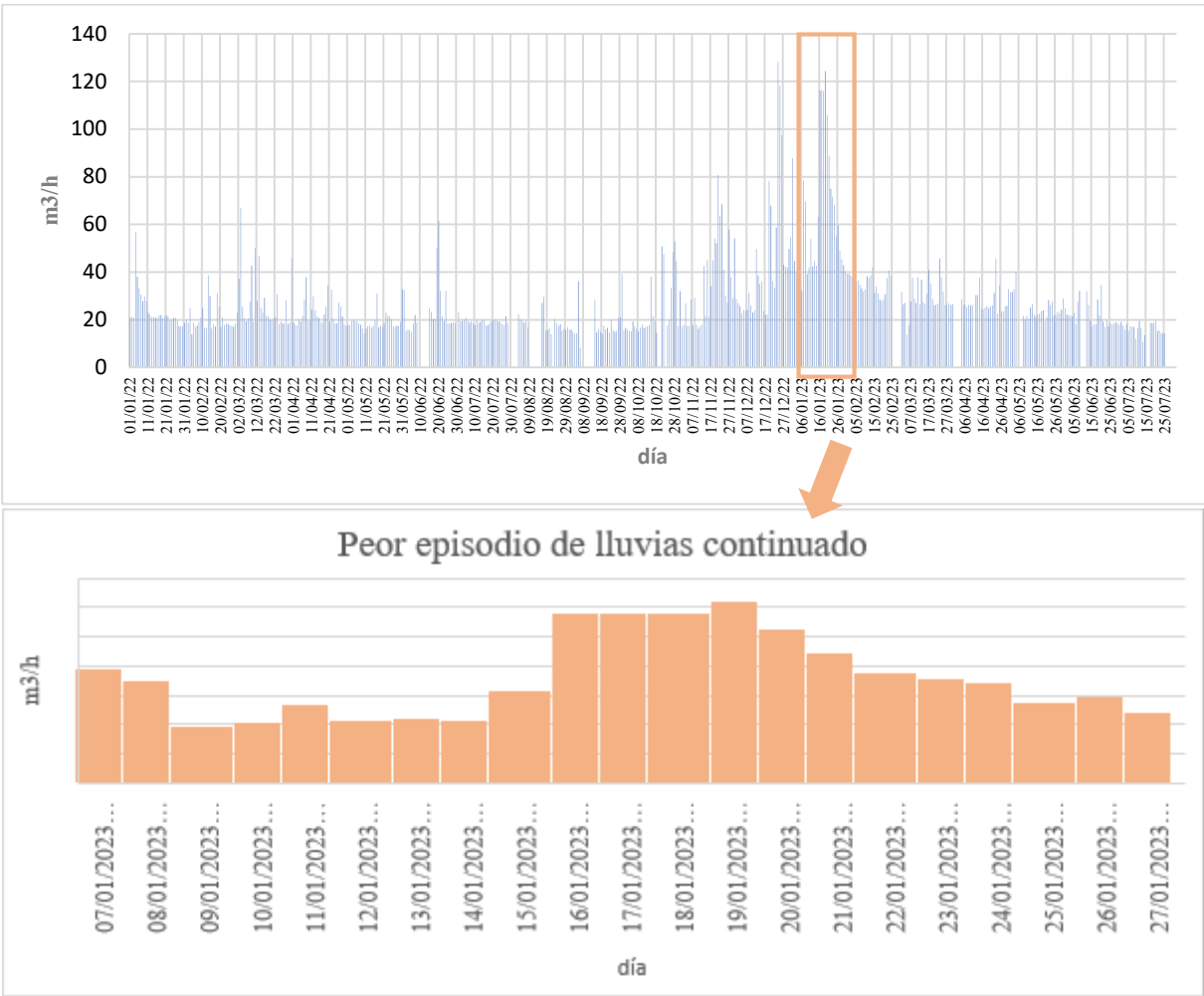


Figura 5.- Peor episodio de lluvias continuadas.

Este episodio de lluvia es el de mayor descarga y el más prolongado de toda la serie. Se ha definido siguiendo los criterios preestablecidos, como se puede ver, al final del episodio se contabilizan 4 días sin precipitación, pero éstos no se pueden considerar como tiempo seco, ya que se ha establecido que en tiempos de lluvias intensas, se considera influencia por lluvias hasta, al menos, una semana sin llover.

El promedio de caudales registrados en este episodio es de 72.50 m³/h.

07/01/2023 00:00:00	78.49589345	1883.90144	27.2	25.8		
08/01/2023 00:00:00	69.60314747	1670.47554	7.4	6.8		
09/01/2023 00:00:00	39.2298598	941.516635	0	0		
10/01/2023 00:00:00	41.9908894	1007.78135	15.2	13.2		
11/01/2023 00:00:00	53.8641762	1292.74023	1	0.8		
12/01/2023 00:00:00	42.42994963	1018.31879	1.8	2.1		
13/01/2023 00:00:00	44.54570735	1069.09698	1.2	0		
14/01/2023 00:00:00	42.73937087	1025.7449	12.2	11		
15/01/2023 00:00:00	63.24825177	1517.95804	14.4	9.5		
16/01/2023 00:00:00	116.1718191	2788.12366	48.2	28.5		
17/01/2023 00:00:00	116.4699368	2795.27848	31	16.9		
18/01/2023 00:00:00	116.099852	2786.39645	14.8	16.4		
19/01/2023 00:00:00	124.2593839	2982.22521	32.2	33.3		
20/01/2023 00:00:00	105.851217	2540.42921	14.6	11.8		
21/01/2023 00:00:00	88.72900645	2129.49615	11.2	3.7		
22/01/2023 00:00:00	75.07924981	1801.902	0	0		
23/01/2023 00:00:00	71.71093108	1721.06235	0	0		
24/01/2023 00:00:00	68.19231881	1636.61565	0	0		
25/01/2023 00:00:00	54.96452728	1319.14865	0	0		
26/01/2023 00:00:00	59.76471081	1434.35306	7.2	7.8		
27/01/2023 00:00:00	48.97775922	1175.46622	0	0.3	1739.906238	72.4960932
28/01/2023 00:00:00	45.52467249	1087.79214	0	0		

Figura 6.- Imagen de las series diarias en las que se registra el episodio de mayores lluvias continuadas.

Mayor caudal diario registrado

Este valor no cumple la definición que se le ha dado a la categoría de Episodio, sino que consiste en un valor puntual dentro de un episodio.

Más concretamente corresponde al caudal registrado el 24/12/2022, de 128.18 m³/h.

Episodios de lluvia aislados dentro de un periodo seco

Cumpliendo el criterio de tiempo seco en época seca, se identifica el periodo de tiempo comprendido entre el 08/06/2022-14/10/2022. Dentro de este periodo, cumpliendo los rangos exigidos para no ser considerados tiempo de lluvia, se registran diversos episodios de precipitación que no llegan a notarse en los registros de bombeo de la EDAR (no implican superar los 20 m³/h).

De esta selección se obtiene el periodo de tiempo seco con episodios de lluvia no significantes más bajo de la serie.

Dicho periodo se enmarca entre el 30/09/2022 y el 14/10/2022, está antecedido por un periodo de seca también notable, aunque éste no se incluye ya que entre ambos periodos existe una descarga de lluvia superior a los 10 L/m², unir ambos periodos implicaría desatender el criterio de tiempo seco, que exige excluir descargas diarias o prolongadas de más de 10 L/m².

Finalmente, se obtiene un caudal mínimo promediado de 16.65 m³/h.

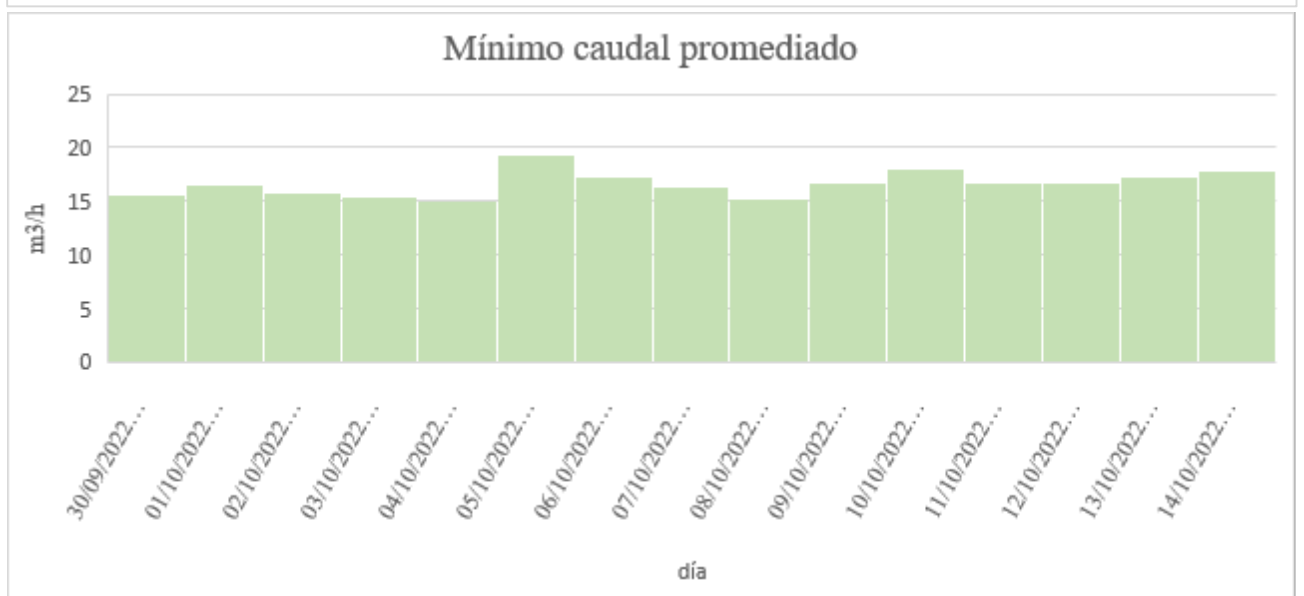
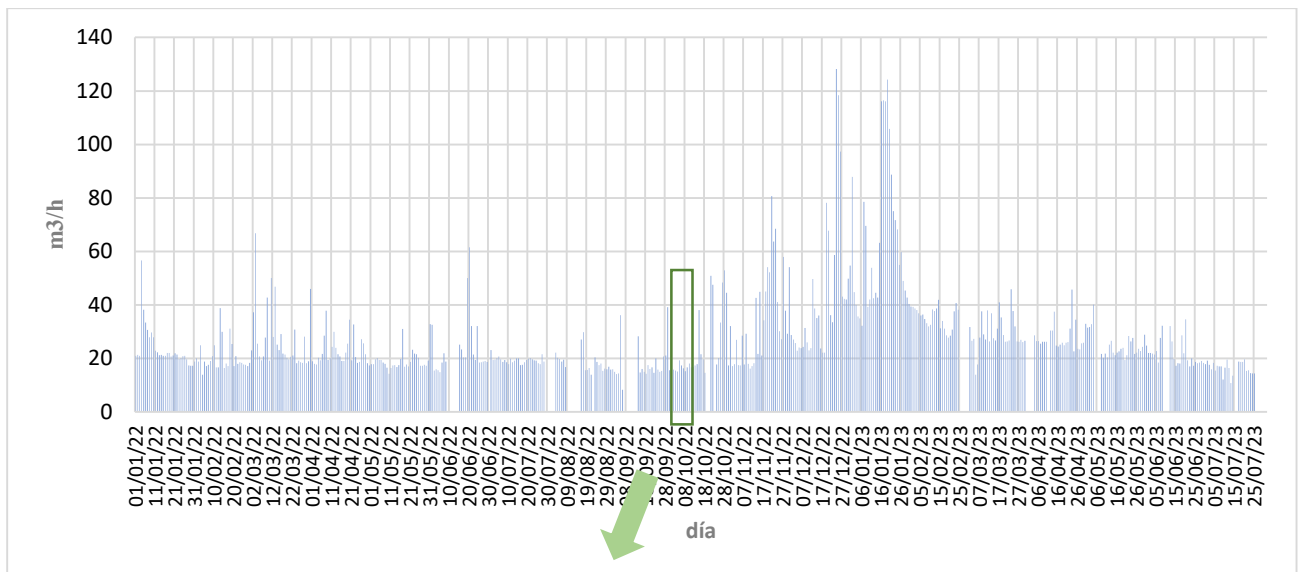


Figura 7.- Mínimo caudal promediado.

26/09/2022 00:00:00	15.34373472	368.249633	0.4	1
27/09/2022 00:00:00	20.70058761	496.814103	3.8	6.3
28/09/2022 00:00:00	21.05639931	505.353583	2.2	3.9
29/09/2022 00:00:00	39.15101204	939.624289	11.8	9.5
30/09/2022 00:00:00	15.59324863	374.237967	0.2	0
01/10/2022 00:00:00	16.5607255	397.457412	0	0
02/10/2022 00:00:00	15.76708631	378.410071	0	0
03/10/2022 00:00:00	15.45524367	370.925848	0	0
04/10/2022 00:00:00	15.09899135	362.375792	0	0
05/10/2022 00:00:00	19.29372883	463.049492	2.4	2.3
06/10/2022 00:00:00	17.29992368	415.198168	0	0
07/10/2022 00:00:00	16.25861502	390.20676	0	0
08/10/2022 00:00:00	15.16790391	364.029694	0	0
09/10/2022 00:00:00	16.64837176	399.560922	2.6	5
10/10/2022 00:00:00	18.02537621	432.609029	1	1.2
11/10/2022 00:00:00	16.63976321	399.354317	0	0
12/10/2022 00:00:00	16.78882285	402.931748	0	0
13/10/2022 00:00:00	17.32330832	415.7594	0	0
14/10/2022 00:00:00	17.81854448	427.645068	0	0
15/10/2022 00:00:00	38.11279849	914.707164	10.4	8.3

Figura 8.- Imagen de las series diarias en las que se registra el episodio de menores caudales continuados.

Episodio representativo de cualquier época del año

Por último, se ha seleccionado un periodo de tiempo que podría asimilarse a cualquier época, en coherencia con lo que se establecía al principio de este punto, el hecho de que en Galicia, la diferencia entre tiempo seco y tiempo de lluvia moderada es compleja de definir.

El periodo de tiempo en cuestión comienza el 02/03/2022 y termina el 21/03/2022. En él se registran episodios de lluvias que llegan a los 35 L/m², por lo que se considerarán moderados, episodios secos en los que se alcanza el caudal basal de la EDAR y, al inicio de la muestra, un episodio de gran descarga registrada en un único día y posterior a un largo periodo de seca.

Este patrón, que se considera el más representativo de la región, devuelve un caudal promediado de 29.27 m³/h.

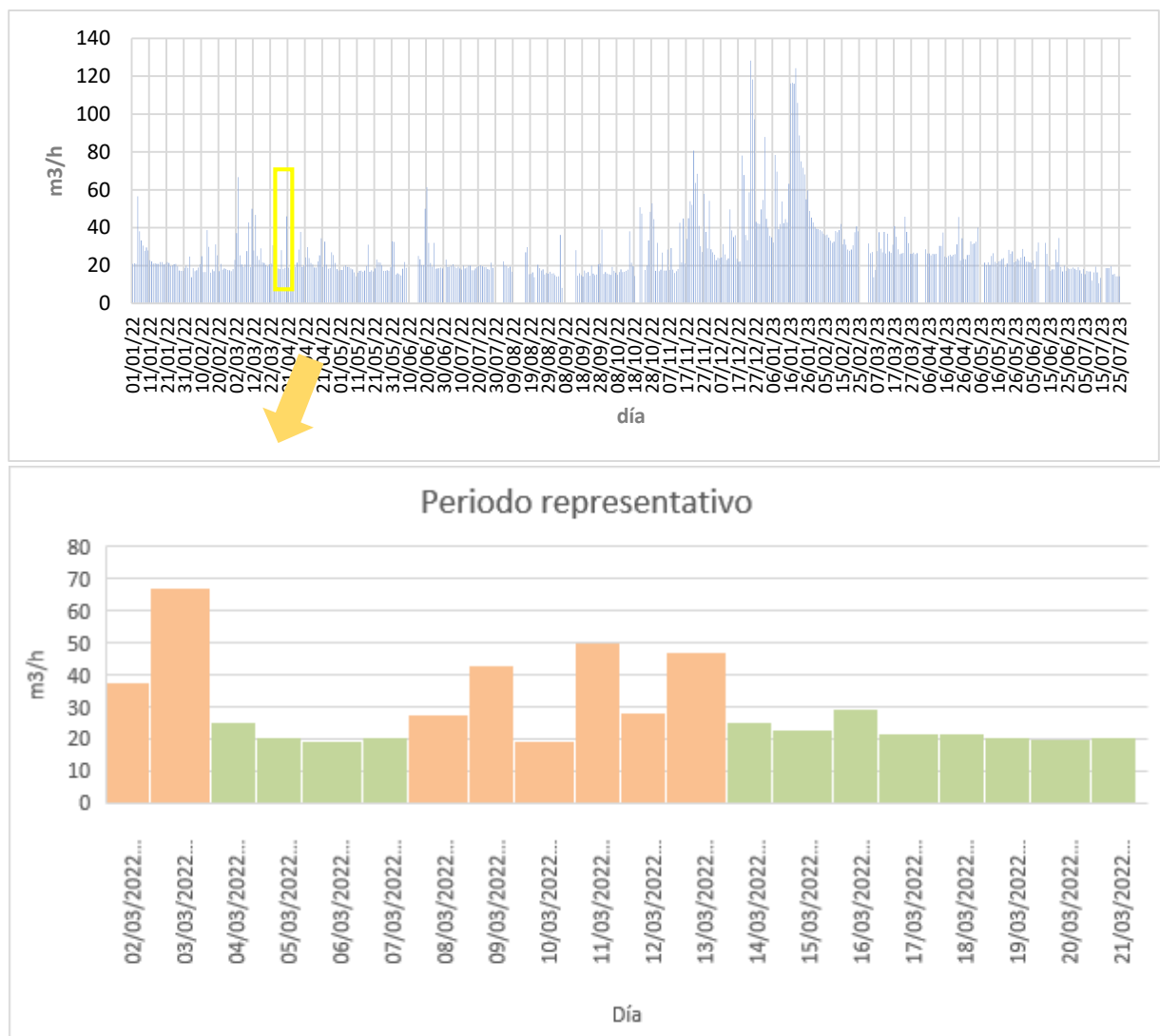


Figura 9.- Periodo representativo del clima gallego.

28/02/2022 00:00:00	16.23630211	434.1175	11	11	435.861/341	18.160206	
01/03/2022 00:00:00	22.9694605	551.26705	7	5			
02/03/2022 00:00:00	37.24738676	893.93728	7.8	10.2			
03/03/2022 00:00:00	66.80969445	1603.4327	33.4	31.5			
04/03/2022 00:00:00	25.4505655	670.81357	0.6	0.9			
05/03/2022 00:00:00	20.6671816	496.07084	0	0			
06/03/2022 00:00:00	19.28450876	462.82821	0	0.4			
07/03/2022 00:00:00	20.64350394	495.44424	0.4	0			
08/03/2022 00:00:00	27.76980869	666.47541	4.8	3.4			
09/03/2022 00:00:00	42.74963848	1025.9328	21.2	16.2			
10/03/2022 00:00:00	19.14206671	459.4096	14.6	12.7			
11/03/2022 00:00:00	50.04487114	1201.0769	4	1.7			
12/03/2022 00:00:00	28.03952148	672.94852	6	6.5			
13/03/2022 00:00:00	46.79648675	1123.0917	7.8	5.6	858.165813	35.756309	
14/03/2022 00:00:00	25.1861874	602.84687	0	0			
15/03/2022 00:00:00	23.04461533	553.07077	0	0			
16/03/2022 00:00:00	29.11546661	698.7712	5	1.8			
17/03/2022 00:00:00	21.73047845	521.53148	0	0			pero desde tiempo de lluvia moderada
18/03/2022 00:00:00	21.38598802	513.26371	0	0			
19/03/2022 00:00:00	20.2590571	486.21737	0	0			
20/03/2022 00:00:00	19.6632357	472.0631	0	0			buen ejemplo de periodo seco después de lluvia
21/03/2022 00:00:00	20.55408779	493.29811	0	0	497.2747539	20.719781	lleva dos días volver a la media de 20
22/03/2022 00:00:00	21.10504711	516.57113	2.4	1.6	29.27609228		

silvia:
EMPEZÓ A LLOVER A LA UNA DEL MEDIODÍA, VALOR PROXIMO A TIEMPO SECO PORQUE NO LLOVIÓ LOS ANTERIORES, SU EFECTO SE NOTA MÁS EL DÍA DOS, aún así, lo dejaría fuera de la muestra

buen ejemplo de lo que le lleva "escurrir" el agua desde tiempo seco, suceso de lluvia, hasta seco otra vez (moderado) no se considera porque dejaría menos de dos días dentro del conjunto

Figura 10.- Periodo representativo del clima gallego.

Clasificación de los caudales muestreados

En base a los dos estudios mostrados con anterioridad en ese proyecto, el realizado “in situ” en la EDAR de San Vicente de Carral y el estudio de tendencias de caudales a lo largo de año y medio en el entorno de Carral-Abegondo, se han clasificado los caudales analizados mediante muestreo en función del análisis de tendencias realizado.

Con esta categorización de las muestras tomadas se busca poder discernir a que época o tiempo se puede extrapolar cada uno de los muestreos en cuanto a características del agua, esperando poder representar un año medio de funcionamiento de la estación depuradora.

- El muestreo01 devuelve unos caudales de salida inferiores al mínimo establecido en la clasificación para tiempo de seca, tanto moderado como en años lluviosos. A pesar de esto, coincide con valores puntuales y diarios alcanzados en el periodo 2022/2023 sondeado, todos ellos en épocas de seca. Se considera a este muestreo como “realizado en día anómalamente seco” en cuanto al valor estándar que la EDAR devuelve en su efluente de salida.
- El muestreo02 devuelve valores coincidentes con la media prefijada para tiempo de seca, cumpliendo además los criterios para ser considerado así, por lo que este valor será considerado de tiempo seco de seca y estándar.
- El muestreo03 coincide con los criterios de clasificación definidos para el tiempo de lluvias moderadas, devolviendo un caudal de salida casi idéntico al especificado para esta tipología.
- El muestreo04, de nuevo y, en función de los criterios establecidos, debería considerarse como tiempo de lluvia moderado, aunque, en este caso, el valor devuelto de caudal es ligeramente inferior al promediado para estos casos.

Este muestreo de caudales pertenecientes a una misma categoría es lógico por su escasa diferencia de tiempo entre muestreos, además, podrá ser de utilidad para comparar concentraciones en días clasificados dentro de una misma categoría.

- El muestreo05 supone un fuerte cambio en la tendencia, ya que se enmarca entre día de intensas lluvias y día extremo en cuanto a caudales.
- El muestreo06 vuelve a enmarcarse como lluvias moderadas.

Anexo 2: Listados desde DESASS

Listado 2

SOPLANTE

1. Características de Operación

Unidades: 2

Marca-Modelo: LIGP - 21.20

Potencia del motor (kW): 11.00

Potencia adsorbida (kW): 9.00

Potencia Instalada (kW): 22.00

Potencia máx. utilizada (kW): 9.00

	Invierno	Verano
Consumo aproximado (kW·h/día)	78.09	80.98

DESHIDRATACION

1. Características Geométricas

Unidades: 0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tiempo de Retención Hidráulico (min.)	12.0	12.0

	Caudales (m ³ /día)					
	Invierno			Verano		
	Entrada	Salida Fango	Salida Agua	Entrada	Salida Fango	Salida Agua
Medio	15.20	0.64	15.20	0.64	14.56	
Punta	15.20	0.64	15.20	0.64	14.56	

5. Calidad del Agua

	Concentraciones (mg/l)			
	Invierno		Verano	
S _{O2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _F	119.69	119.69	130.75	130.75
S _A	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH4}	3.26	3.26	2.92	2.92
S _{NO3}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.65	0.77	0.32	0.38
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _I	19.20	19.20	19.35	19.35
S _{ALK}	280.42	289.51	283.97	290.46
S _{N2}	18.48	14.61	18.16	14.61
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.01	0.01	0.03	0.03
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	6500.0	149717.5	6413.0	150756.0
X _S	145.7	3355.1	117.7	2767.3
X _H	5829.9	134284.0	5402.1	126992.0
X _{PAO}	446.6	10287.4	506.4	11904.7
X _{PP}	65.9	1518.2	113.4	2666.9
X _{PHA}	2.6	58.8	2.5	58.5
X _{AUT}	147.3	3392.0	135.5	3184.3
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	2482.5	57181.9	2439.2	57341.4
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	10853.7	250000.0	10634.7	250000.0
DQO _T	13208.4	301175.0	12724.8	295754.3
DQO _{Sol.}	138.9	138.9	150.1	150.1
DQO _{Susp.}	13069.5	301036.1	12574.7	295604.2
P _T	224.95	4719.75	266.61	5752.52
P _{Sol.}	20.95	20.95	22.88	22.88
P _{Susp.}	204.00	4698.80	243.73	5729.63
N _T	593.33	13377.72	564.50	12963.80
N _{Sol.}	13.1	13.1	13.6	13.6
N _{Susp.}	580.2	13364.6	550.9	12950.2
Mg _{Sol.}	1.4	1.4	2.3	2.3
Mg _{Susp.}	38.1	876.6	50.6	1190.1
K _{Sol.}	1.61	1.61	2.77	2.77
K _{Susp.}	33.52	772.19	49.77	1169.88
Ca _{Sol.}	0.73	0.73	0.75	0.75
Ca _{Susp.}	22.48	517.87	21.15	497.28
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	18.50	18.50	20.00	20.00
pH	8.89	8.99	8.54	8.62

ESPEADOR

1. Características Geométricas

Unidades: 1

Forma: CIRCULAR

Volumen (m³): 18.2

Altura (m): 3.0

Calado (m): 2.5

Diámetro (m): 2.8

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tiempo Retención Hidráulico (h)	12.00	12.00
Tiempo Retención Celular (días)	0.28	0.27

3. Fangos

	Invierno	Verano
Producción (kg/día)	165.0	161.7
Concentración (kg/m ³)	10.6	10.6
Caudal (m ³ /día)	15.2	15.2

4. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	30.40	15.20	30.40	15.20
Punta	30.40	15.20	30.40	15.20
Purga	-----	15.20	-----	15.20
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _F	12.07	12.31	24.21	24.48
S _A	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH4}	1.81	1.83	1.26	1.27
S _{NO3}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.02	0.02	0.03	0.03
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	0.00	0.00	0.65	0.65
S _I	18.66	18.66	18.82	18.82
S _{ALK}	226.83	226.81	242.60	242.78
S _{N2}	18.47	18.48	18.16	18.16
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.32	0.32	0.18	0.18
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	3251.3	5.7	3207.7	5.7
X _S	41.8	0.1	24.8	0.1
X _H	2991.3	5.2	2777.1	4.8
X _{PAO}	235.1	0.4	267.3	0.5
X _{PP}	34.7	0.1	59.9	0.1
X _{PHA}	1.3	0.0	1.2	0.0
X _{AUT}	75.4	0.1	69.6	0.1
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	1242.4	2.2	1220.7	2.2
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	5480.1	9.6	5375.1	9.5
DQO _T	6625.6	42.5	6389.6	54.5
DQO _{Sol.}	30.7	31.0	43.0	43.3
DQO _{Susp.}	6594.9	11.6	6346.6	11.2
P _T	107.57	2.34	131.69	5.15
P _{Sol.}	2.11	2.16	4.89	4.93
P _{Susp.}	105.45	0.18	126.80	0.22
N _T	298.69	3.99	284.42	4.34
N _{Sol.}	3.4	3.5	3.8	3.9
N _{Susp.}	295.2	0.5	280.6	0.5
Mg _{Sol.}	0.3	0.3	0.4	0.4
Mg _{Susp.}	19.6	0.0	26.3	0.0
K _{Sol.}	0.28	0.29	0.49	0.50
K _{Susp.}	17.42	0.03	26.05	0.05
Ca _{Sol.}	0.13	0.13	0.13	0.13
Ca _{Susp.}	11.56	0.02	10.90	0.02
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	18.50	18.50	20.00	20.00
pH	7.49	7.48	7.76	7.76

Velocidad de los procesos.*

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	5.70622E-13		4.89476E-22
Hidrólisis anóxica	0.000209812		2.28498E-10
Hidrólisis anaerobia	412.5122523		453.9056569
Crecimiento aerobio a partir de S _F	7.13205E-21		1.19789E-44
Crecimiento aerobio a partir de S _A	1.25337E-12		3.25614E-36
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	2.52478E-61		5.43081E-87
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	1.74825E-12		3.72799E-33
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	0.000307233		1.01336E-24
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	6.1889E-53		1.69014E-75
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	525.2568464		540.210165
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	1143.24851		1411.145614
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	2.30088E-46		2.35155E-48
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	4.42567E-16		9.09058E-40
Crecimiento aerobio	4.58247E-15		1.39715E-38
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	1.08485E-07		2.82912E-28
Crecimiento anoxico	1.12328E-06		4.34814E-27
Lisis de X _{PAO}	83.94905629		101.1054407
Lisis de X _{PP}	12.38898299		22.64951578
Lisis de X _{PHA}	0.480203074		0.497060192
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	1.25158E-15		3.31693E-39
Lisis	12.55864074		13.54549802
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitrificación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	2.48196E-22		3.14332E-23
Fermentación	2.32664E-28		7.3213E-44
Lisis	2.21584E-24		2.5684E-25
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	1.1675E-53		1.28703E-71
Lisis	4.85121E-29		9.68178E-32
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	7.93281E-27		8.0024E-43
Lisis de X _{MAC}	6.16442E-26		1.04683E-27
Conversión de hidrógeno en metano	2.50183E-40		4.50135E-59
Lisis de X _{MH2}	1.13509E-34		3.53525E-39
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	2.88773E-51		2.04935E-68
Lisis de X _{SRB-PRO}	5.33717E-25		6.52721E-27
Crecimiento a partir de S _A	4.28479E-28		2.16963E-44
Lisis de X _{SRB-AC}	4.93586E-26		4.04407E-28
Crecimiento a partir de S _{H2}	1.56309E-30		1.19691E-46
Lisis de X _{SRB-H2}	5.45389E-25		6.92869E-27
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	0		0
Desabsorción de H ₂	0		0
Desabsorción de CH ₄	0		0
Desabsorción de CO ₂	0		0
Desabsorción de N ₂	0		0
Desabsorción de NH ₃	0		0
Desabsorción de H ₂ S	0		0

*Las velocidades corresponden a la capa inferior.

DECANTADOR SECUNDARIO

1. Características Geométricas

Unidades: 1

Forma: CIRCULAR

Volumen (m³): 463.9

Altura (m): 0.0

Calado (m): 0.0

Diámetro (m): 14.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano	Crit. Diseño
Carga Hidráulica a Qmedio (m/h)	0.12	0.12	0.50
Carga Hidráulica a Qpunta (m/h)	0.14	0.14	0.90
Carga de sólidos a Qmedio (Kg/m ² /h)	0.32	0.32	1.80
Carga de sólidos a Qpunta (Kg/m ² /h)	0.38	0.38	3.20
Carga Sobre Vertedero a Qmedio (m ² /h)	21.41	21.41	4.00
Carga sobre Vertedero a Qpunta (m ² /h)	18.04	18.04	1.00
Tiempo de Retención a Qmedio (h)	0.41	0.41	12.00
Tiempo de Retención a Qpunta (h)	0.49	0.49	20.00

3. Fangos

	Invierno	Verano
Producción (kg/día)	166.6	163.4
Caudal a purgar (m ³ /día)	30.4	30.4

4. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	806.72	403.36	806.72	403.36
Punta	887.52	484.16	887.52	484.16
Recirc.	-----	372.96	-----	372.96
Purga	-----	30.40	-----	30.40
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	2.00	0.81	2.00	0.79
S _F	0.20	0.09	0.19	0.08
S _A	0.04	0.01	0.03	0.01
S _{NH4}	0.99	0.88	0.86	0.75
S _{NO3}	2.69	2.77	2.74	2.82
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.01	0.01	0.01	0.01
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	0.27	0.18	0.43	0.30
S _i	18.51	18.52	18.61	18.62
S _{ALK}	210.19	209.77	218.79	218.50
S _{N2}	15.66	15.69	15.26	15.30
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.26	0.29	0.24	0.27
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _I	1627.8	5.2	1606.0	5.1
X _S	13.6	0.0	10.7	0.0
X _H	1512.8	4.9	1405.4	4.5
X _{PAO}	120.2	0.4	137.0	0.4
X _{PP}	17.5	0.1	30.4	0.1
X _{PHA}	1.7	0.0	1.9	0.0
X _{AUT}	38.2	0.1	35.3	0.1
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	622.2	2.0	611.3	2.0
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	2753.5	8.8	2705.4	8.6
DQO _T	3331.4	29.2	3213.2	28.9
DQO _{Sol.}	18.8	18.6	18.8	18.7
DQO _{Susp.}	3312.7	10.6	3194.4	10.2
P _T	53.54	0.37	64.70	0.52
P _{Sol.}	0.31	0.20	0.46	0.31
P _{Susp.}	53.23	0.17	64.24	0.20
N _T	153.21	4.84	146.05	4.74
N _{Sol.}	4.4	4.4	4.3	4.3
N _{Susp.}	148.8	0.5	141.7	0.5
Mg _{Sol.}	0.0	0.0	0.0	0.1
Mg _{Susp.}	9.9	0.0	13.3	0.0
K _{Sol.}	0.01	0.02	0.02	0.02
K _{Susp.}	8.76	0.03	13.19	0.04
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Ca _{Susp.}	5.85	0.02	5.52	0.02
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	18.50	18.50	20.00	20.00
pH	7.54	7.50	7.58	7.54

Velocidad de los procesos.*

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)	
	Invierno	Verano
Bacterias Heterótrofas		
Hidrólisis aerobia	0.000145617	9.47276E-07
Hidrólisis anóxica	8.85054347	0.58941791
Hidrólisis anaerobia	147.5857685	113.2750125
Crecimiento aerobio a partir de S _F	5.37128E-19	2.67248E-13
Crecimiento aerobio a partir de S _A	8.15606E-12	1.31686E-05
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	2.59775E-61	3.74922E-57
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	2.17643E-14	1.10859E-07
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	3.30482E-07	5.46255038
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	1.0526E-56	1.55524E-51
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0	0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0	0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0	0
Lisis	269.5038536	277.7123319
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)		
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	467.1108182	658.9127719
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	1.48624E-47	1.87411E-49
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	3.07666E-15	6.95636E-08
Crecimiento aerobio	4.40708E-14	6.72493E-08
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	1.24665E-10	0.028856094
Crecimiento anoxico	1.78574E-09	0.027896086
Lisis de X _{PAO}	44.18022505	53.36172937
Lisis de X _{PP}	6.520196182	11.95795801
Lisis de X _{PHA}	0.240506371	0.248694965
Bacterias Autótrofas		
Nitrificación	8.73576E-15	1.14737E-08
Lisis	6.433925997	6.963436201
Bacterias Amoniooxidantes		
Nitritación	0	0
Lisis	0	0
Bacterias Nitritooxidantes		
Nitratación	0	0
Lisis	0	0
Bacterias Acidogénicas		
Hidrólisis	3.81381E-23	6.5414E-24
Fermentación	6.88002E-37	1.59136E-29
Lisis	2.95615E-25	5.03813E-26
Bacterias Acetógenicas		
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	8.21294E-62	3.28761E-57
Lisis	2.25881E-29	4.63774E-32
Bacterias Metanogénicas		
Conversión de ácido acético en metano	1.76472E-34	6.46205E-28
Lisis de X _{MAC}	3.01451E-26	5.16458E-28
Conversión de hidrógeno en metano	6.14693E-48	6.62915E-44
Lisis de X _{MH2}	2.19986E-35	1.74687E-39
Bacterias Sulfatoredutoras		
Crecimiento a partir de S _{PRO}	1.91458E-59	4.8456E-54
Lisis de X _{SRB-PRO}	2.50899E-25	3.09645E-27
Crecimiento a partir de S _A	1.02585E-35	1.83099E-29
Lisis de X _{SRB-AC}	2.32036E-26	1.92625E-28
Crecimiento a partir de S _{H2}	9.31967E-38	1.69487E-31
Lisis de X _{SRB-H2}	2.56516E-25	3.29196E-27
Físico-químicos		
Precipitación	0	0
Redisolución	0	0
Desabsorción de O ₂	0	0
Desabsorción de H ₂	0	0
Desabsorción de CH ₄	0	0
Desabsorción de CO ₂	0	0
Desabsorción de N ₂	0	0
Desabsorción de NH ₃	0	0
Desabsorción de H ₂ S	0	0

*Las velocidades corresponden a la capa inferior.

REACTOR DE FANGOS 3 (AEROBIO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 477.7
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 12.0
 Ancho (m): 8.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.08	0.08
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	26.4	26.4
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: ---
 Modelo: ---
 Potencia del motor (kW): ---
 N° agitadores por tanque: ---

4. Sistema de aireación por: DIFUSORES

Número: 96
 Marca-Model FLYGT-MEMBRANA- 23
 N° Tramos Tu 12
 Long. Tramos 8.0
 Diámetro Tub 100
 N° Tramos Tu 1
 Long. Tramos 11.9
 Diámetro Tub 100

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	5144.30	806.72	5144.32	806.72
Punta	5225.10	887.52	5225.12	887.52
Rec. Fangos	-----	-----	-----	-----
Rec. Interna	-----	4337.59	-----	4337.60
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.00	2.00	0.00	2.00
S _F	6.35	0.20	7.04	0.19
S _A	1.93	0.04	1.25	0.03
S _{NH4}	4.25	0.99	4.19	0.86
S _{NO3}	0.03	2.69	0.03	2.74
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.04	0.01	0.04	0.01
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	3.72	0.27	4.97	0.43
S _I	18.29	18.51	18.39	18.61
S _{ALK}	220.03	210.19	226.67	218.79
S _{N2}	17.91	15.66	17.57	15.26
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.36	0.26	0.38	0.24
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	1627.6	1627.8	1605.7	1606.0
X _S	43.5	13.6	39.1	10.7
X _H	1492.8	1512.8	1386.1	1405.4
X _{PAO}	117.1	120.2	133.2	137.0
X _{PP}	13.3	17.5	25.0	30.4
X _{PHA}	10.9	1.7	13.1	1.9
X _{AUT}	37.5	38.2	34.6	35.3
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0

X_{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
-------------------	-----	-----	-----	-----

X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	622.2	622.2	611.3	611.3
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	2745.3	2753.5	2693.7	2705.4
DQO _T	3345.0	3331.4	3225.4	3213.2
DQO _{Sol.}	26.6	18.8	26.7	18.8
DQO _{Susp.}	3318.5	3312.7	3198.8	3194.4
P _T	53.54	53.54	64.70	64.70
P _{Sol.}	4.83	0.31	6.21	0.46
P _{Susp.}	48.70	53.23	58.49	64.24
N _T	153.75	153.21	146.60	146.05
N _{Sol.}	5.5	4.4	5.5	4.3
N _{Susp.}	148.3	148.8	141.1	141.7
Mg _{Sol.}	1.2	0.0	1.5	0.0
Mg _{Susp.}	8.7	9.9	11.8	13.3
K _{Sol.}	1.42	0.01	1.80	0.02
K _{Susp.}	7.32	8.76	11.32	13.19
Ca _{Sol.}	0.02	0.00	0.02	0.00
Ca _{Susp.}	5.77	5.85	5.44	5.52
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	18.50	18.50	20.00	20.00
pH	7.42	7.54	7.41	7.58

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	458.262636		451.239834
Hidrólisis anóxica	23.1905009		22.8957715
Hidrólisis anaerobia	0.71754311		0.69643665
Crecimiento aerobio a partir de S _F	329.32748		329.462333
Crecimiento aerobio a partir de S _A	10.7656737		6.60935587
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	6.5E-45		1.5035E-46
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	11.1104687		11.1445452
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	0.36319982		0.22357113
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	2.1929E-46		5.0858E-48
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	136.301303		140.535295
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	2.8529113		2.58190014
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	1.7206E-45		5.8669E-47
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	47.2723772		62.6171741
Crecimiento aerobio	55.1420533		66.2196659
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	1.59482066		2.11811749
Crecimiento anoxico	1.86031867		2.23997704
Lisis de X _{PAO}	22.5918302		27.3389779
Lisis de X _{PP}	3.28004187		6.06311689
Lisis de X _{PHA}	0.3260045		0.37914578
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	11.1935449		11.4237136
Lisis	3.2578374		3.53172207
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	2.486E-25		4.1997E-26
Fermentación	9.1466E-29		1.4472E-29
Lisis	1.3404E-25		2.2977E-26
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	6.8241E-56		1.969E-59
Lisis	1.0335E-29		2.1658E-32
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	7.4381E-31		8.9771E-33
Lisis de X _{MAC}	1.3833E-26		2.3558E-28
Conversión de hidrógeno en metano	6.2488E-42		4.7683E-46
Lisis de X _{MH2}	1.0241E-35		8.1336E-40
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	1.5509E-53		2.7437E-56
Lisis de X _{SRB-PRO}	1.1647E-25		1.4319E-27
Crecimiento a partir de S _A	4.52E-32		2.7649E-34
Lisis de X _{SRB-AC}	1.0725E-26		8.8571E-29
Crecimiento a partir de S _{H2}	9.1506E-32		1.1743E-33
Lisis de X _{SRB-H2}	1.1906E-25		1.5217E-27
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-376.045397		-398.916506
Desabsorción de H ₂	-7.2688E-07		-4.1232E-06
Desabsorción de CH ₄	0.00014408		-0.00014102
Desabsorción de CO ₂	9.28920404		9.10647486
Desabsorción de N ₂	45.8060198		30.2546654
Desabsorción de NH ₃	0.4718675		0.5290504
Desabsorción de H ₂ S	3.1035E-05		2.9468E-05

REACTOR DE FANGOS 2 (ANÓXICO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 240.0
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 6.0
 Ancho (m): 8.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.08	0.08
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	13.3	13.3
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: FLYGT
 Modelo: 4650.410.1
 Potencia del motor (kW): 5.0
 N° agitadores por tanque: 1

4. Sistema de aireación por: -----

Número: ---
 Marca-Modelo: ---
 Pot. Instalada (kW): ---

	Invierno	Verano
Pot. máx utilizada (kW)	-	-
Consumo medio (kW·h/día)	-	-

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	806.72	5144.30	806.72	5144.32
Punta	887.52	5225.10	887.52	5225.12
Rec. Fangos	-----	-----	-----	-----
Rec. Interna	4337.59	-----	4337.60	-----
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _F	76.43	6.35	86.14	7.04
S _A	56.40	1.93	40.88	1.25
S _{NH4}	19.51	4.25	19.17	4.19
S _{NO3}	0.00	0.03	0.00	0.03
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.16	0.04	0.16	0.04
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	4.94	3.72	11.58	4.97
S _I	16.78	18.29	16.89	18.39
S _{ALK}	226.63	220.03	229.85	226.67
S _{N2}	16.54	17.91	16.20	17.57
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.37	0.36	0.43	0.38
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	1625.5	1627.6	1603.3	1605.7
X _S	217.4	43.5	206.6	39.1
X _H	1366.6	1492.8	1264.9	1386.1
X _{PAO}	105.3	117.1	119.3	133.2
X _{PP}	2.2	13.3	6.9	25.0
X _{PHA}	34.1	10.9	50.3	13.1

X _{AUT}	34.4	37.5	31.6	34.6
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	622.2	622.2	611.3	611.3
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	2719.0	2745.3	2651.6	2693.7
DQO _T	3498.8	3345.0	3369.6	3225.4
DQO _{Sol.}	149.6	26.6	143.9	26.7
DQO _{Susp.}	3349.2	3318.5	3225.7	3198.8
P _T	53.52	53.54	64.69	64.70
P _{Sol.}	18.32	4.83	26.65	6.21
P _{Susp.}	35.21	48.70	38.04	58.49
N _T	171.02	153.75	164.25	146.60
N _{Sol.}	26.0	5.5	26.4	5.5
N _{Susp.}	145.0	148.3	137.9	141.1
Mg _{Sol.}	4.2	1.2	6.2	1.5
Mg _{Susp.}	5.6	8.7	6.8	11.8
K _{Sol.}	5.10	1.42	7.65	1.80
K _{Susp.}	3.44	7.32	4.98	11.32
Ca _{Sol.}	0.16	0.02	0.16	0.02
Ca _{Susp.}	5.27	5.77	4.96	5.44
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	18.50	18.50	20.00	20.00
pH	7.42	7.42	7.36	7.41

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	20.2889424		20.2155921
Hidrólisis anóxica	51.1224435		52.1600607
Hidrólisis anaerobia	128.792467		141.86792
Crecimiento aerobio a partir de S _F	63.5706505		68.6402805
Crecimiento aerobio a partir de S _A	10.2347804		4.54178888
Crecimiento aerobio a partir de S _{PRO}	3.2068E-48		6.0387E-50
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	106.786802		118.069956
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	17.1925167		7.81245078
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{PRO}	5.3869E-48		1.0387E-49
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{PRO}	0		0
Lisis	134.50048		138.614089
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	98.8406849		90.2310779
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{PRO}	3.0937E-47		1.1985E-48
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	1.84216723		1.98132345
Crecimiento aerobio	1.38849116		1.53327576
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	3.09449637		3.40812669
Crecimiento anoxico	2.33240542		2.63742806
Lisis de X _{PAO}	21.9945235		26.5804199
Lisis de X _{PP}	2.50472879		4.99559168
Lisis de X _{PHA}	2.05220617		2.61964187
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	0.13427675		0.13156498
Lisis	3.19499726		3.4584409
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitrificación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitrooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	1.6585E-23		2.868E-24
Fermentación	1.4467E-25		2.6885E-26
Lisis	1.3774E-25		2.368E-26
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	5.0117E-54		1.5002E-57
Lisis	1.0359E-29		2.1658E-32
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	2.7373E-27		3.1144E-29
Lisis de X _{MAC}	1.3865E-26		2.3619E-28
Conversión de hidrógeno en metano	4.3043E-40		3.4137E-44
Lisis de X _{MH2}	1.0241E-35		8.1336E-40
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	1.0805E-51		1.9976E-54
Lisis de X _{SRB-PRO}	1.1656E-25		1.4332E-27
Crecimiento a partir de S _A	1.5537E-28		9.0511E-31
Lisis de X _{SRB-AC}	1.0738E-26		8.8694E-29
Crecimiento a partir de S _{H2}	5.9859E-30		8.0272E-32
Lisis de X _{SRB-H2}	1.1915E-25		1.5232E-27
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-9.87633051		-9.87662441
Desabsorción de H ₂	-4.3558E-07		-5.0514E-07
Desabsorción de CH ₄	-1.0061E-05		-1.6121E-05
Desabsorción de CO ₂	0.35182852		0.36474262
Desabsorción de N ₂	3.37370978		3.01930833
Desabsorción de NH ₃	0.03559816		0.0382738
Desabsorción de H ₂ S	8.9638E-07		8.7721E-07

REACTOR DE FANGOS 1 (ANÓXICO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 150.0
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 5.0
 Ancho (m): 6.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.08	0.08
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	8.3	8.3
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: FLYGT
 Modelo: 4640.410.2
 Potencia del motor (kW): 3.0
 N° agitadores por tanque: 1

4. Sistema de aireación por: -----

Número: ---
 Marca-Modelo: ---
 Pot. Instalada (kW): ---

	Invierno	Verano
Pot. máx utilizada (kW)	-	-
Consumo medio (kW·h/día)	-	-

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	433.76	806.72	433.76	806.72
Punta	514.56	887.52	514.56	887.52
Rec. Fangos	372.96	-----	372.96	-----
Rec. Interna	-----	-----	-----	-----
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.01	0.00	0.01	0.00
S _F	8.17	76.43	8.97	86.14
S _A	171.94	56.40	171.93	40.88
S _{NH4}	38.08	19.51	38.05	19.17
S _{NO3}	0.32	0.00	0.32	0.00
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.03	0.16	0.01	0.16
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	3.82	4.94	3.84	11.58
S _I	14.52	16.78	14.53	16.89
S _{ALK}	202.28	226.63	202.87	229.85
S _{N2}	15.09	16.54	14.74	16.20
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.52	0.37	0.50	0.43
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	226.8	1625.5	222.8	1603.3
X _S	449.4	217.4	449.3	206.6
X _H	5.6	1366.6	1.9	1264.9
X _{PAO}	0.4	105.3	0.2	119.3
X _{PP}	0.1	2.2	0.0	6.9
X _{PHA}	0.0	34.1	0.0	50.3

X _{AUT}	0.1	34.4	0.0	31.6
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	88.9	622.2	87.4	611.3
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	465.9	2719.0	459.1	2651.6
DQO _T	877.0	3498.8	869.7	3369.6
DQO _{Sol.}	194.6	149.6	195.4	143.9
DQO _{Susp.}	682.4	3349.2	674.2	3225.7
P _T	7.03	53.52	7.08	64.69
P _{Sol.}	5.25	18.32	5.41	26.65
P _{Susp.}	1.78	35.21	1.67	38.04
N _T	61.65	171.02	61.31	164.25
N _{Sol.}	39.6	26.0	39.6	26.4
N _{Susp.}	22.1	145.0	21.7	137.9
Mg _{Sol.}	0.1	4.2	0.1	6.2
Mg _{Susp.}	1.0	5.6	1.0	6.8
K _{Sol.}	0.08	5.10	0.12	7.65
K _{Susp.}	0.57	3.44	0.55	4.98
Ca _{Sol.}	0.03	0.16	0.03	0.16
Ca _{Susp.}	0.02	5.27	0.01	4.96
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	18.50	18.50	20.00	20.00
pH	7.27	7.42	7.27	7.36

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ ·día)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	7.5958047		7.60344818
Hidrólisis anóxica	1.75192847		1.78715196
Hidrólisis anaerobia	368.34894		390.941756
Crecimiento aerobio a partir de S _F	9.64293983		11.0827593
Crecimiento aerobio a partir de S _A	6.9928773		5.01302144
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	2.2612E-50		4.3987E-52
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	1.48272554		1.73663089
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	1.07524447		0.7855235
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	3.4768E-51		6.8927E-53
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	123.121477		126.48565
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	186.85667		277.780914
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	6.0359E-49		2.435E-50
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	0.260784		0.2993979
Crecimiento aerobio	0.19133775		0.21667229
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	0.04009888		0.04691464
Crecimiento anoxico	0.02942063		0.03395182
Lisis de X _{PAO}	19.7883643		23.8145806
Lisis de X _{PP}	0.40687497		1.37116828
Lisis de X _{PHA}	6.40318727		10.0340918
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	0.02032442		0.02052938
Lisis	2.93476792		3.16339443
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	2.0397E-23		3.5248E-24
Fermentación	5.0089E-25		8.8496E-26
Lisis	1.5702E-25		2.7145E-26
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	5.0005E-54		1.4642E-57
Lisis	1.0561E-29		2.1658E-32
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	3.2816E-26		5.0556E-28
Lisis de X _{MAC}	1.4115E-26		2.4117E-28
Conversión de hidrógeno en metano	2.924E-40		2.3443E-44
Lisis de X _{MH2}	1.0241E-35		8.1336E-40
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	5.9875E-52		1.0926E-54
Lisis de X _{SRB-PRO}	1.1738E-25		1.4446E-27
Crecimiento a partir de S _A	8.7585E-28		6.9655E-30
Lisis de X _{SRB-AC}	1.085E-26		8.9749E-29
Crecimiento a partir de S _{H2}	2.223E-30		3.0113E-32
Lisis de X _{SRB-H2}	1.1999E-25		1.5353E-27
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-9.87910095		-9.87912645
Desabsorción de H ₂	-2.8526E-06		-2.8967E-06
Desabsorción de CH ₄	-8.7188E-05		-9.091E-05
Desabsorción de CO ₂	0.36177117		0.41866568
Desabsorción de N ₂	1.97404693		1.62100252
Desabsorción de NH ₃	0.16377676		0.15563975
Desabsorción de H ₂ S	8.9415E-07		9.566E-07

Listado 5

SOPLANTE

1. Características de Operación

Unidades: 2

Marca-Modelo: LIGP - 20.20

Potencia del motor (kW): 7.50

Potencia adsorbida (kW): 6.30

Potencia Instalada (kW): 15.00

Potencia máx. utilizada (kW): 6.30

	Invierno	Verano
Consumo aproximado (kW·h/día)	46.53	53.22

DESHIDRATACION

1. Características Geométricas

Unidades: 0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tiempo de Retención Hidráulico (min.)	12.0	12.0

	Caudales (m ³ /día)					
	Invierno			Verano		
	Entrada	Salida Fango	Salida Agua	Entrada	Salida Fango	Salida Agua
Medio	14.20	0.53	14.17	0.51	13.66	
Punta	14.20	0.53	14.17	0.51	13.66	

5. Calidad del Agua

	Concentraciones (mg/l)			
	Invierno		Verano	
S _{O2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _F	35.47	35.47	50.74	50.74
S _A	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH4}	3.63	3.63	3.04	3.04
S _{NO3}	0.02	0.02	0.00	0.00
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.02	0.02	0.04	0.05
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _I	24.27	24.27	24.42	24.42
S _{ALK}	86.99	89.78	93.94	97.06
S _{N2}	20.24	14.61	17.88	14.61
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.18	0.15	0.12	0.09
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	5996.3	154885.2	5895.0	162585.0
X _S	94.4	2438.2	70.5	1945.3
X _H	5259.3	135846.4	4585.6	126470.4
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.4
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.1
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{AUT}	158.8	4102.0	118.9	3278.2
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	2763.0	71369.0	2712.5	74812.2
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.1
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.1
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.3
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.2
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.3
X _{TSS}	9678.7	250000.0	9064.5	250000.0
DQO _T	11568.5	297331.5	10745.2	294355.5
DQO _{Sol.}	59.7	59.7	75.2	75.2
DQO _{Susp.}	11508.8	297271.8	10670.0	294280.4
P _T	139.36	3434.60	127.37	3260.03
P _{Sol.}	6.65	6.65	9.51	9.51
P _{Susp.}	132.71	3427.95	117.86	3250.52
N _T	520.71	13286.57	467.85	12719.43
N _{Sol.}	6.6	6.6	6.9	6.9
N _{Susp.}	514.1	13280.0	460.9	12712.5
Mg _{Sol.}	0.2	0.2	0.2	0.2
Mg _{Susp.}	17.3	445.9	16.0	441.4
K _{Sol.}	0.11	0.11	0.13	0.13
K _{Susp.}	9.21	237.82	8.54	235.46
Ca _{Sol.}	0.29	0.29	0.37	0.37
Ca _{Susp.}	18.96	489.83	16.47	454.13
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	14.40	14.40	20.00	20.00
pH	7.35	7.43	7.53	7.66

ESPEADOR

1. Características Geométricas

Unidades: 1

Forma: CIRCULAR

Volumen (m³): 17.0

Altura (m): 3.0

Calado (m): 2.5

Diámetro (m): 2.7

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tiempo Retención Hidráulico (h)	12.00	12.03
Tiempo Retención Celular (días)	0.23	0.22

3. Fangos

	Invierno	Verano
Producción (kg/día)	137.5	128.4
Concentración (kg/m ³)	9.1	9.1
Caudal (m ³ /día)	14.2	14.2

4. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	28.41	14.20	28.34	14.17
Punta	28.41	14.20	28.34	14.17
Purga	-----	14.20	-----	14.17
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _F	0.15	0.14	0.11	0.13
S _A	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH4}	1.88	1.89	1.09	1.12
S _{NO3}	2.02	1.90	1.32	1.15
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	1.20	1.20	2.57	3.33
S _I	24.03	24.04	24.13	24.14
S _{ALK}	53.17	53.62	54.41	56.97
S _{N2}	18.24	18.35	16.58	16.69
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.42	0.42	0.43	0.41
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	3000.7	5.4	2949.9	5.3
X _S	27.8	0.0	11.8	0.0
X _H	2670.9	4.8	2343.5	4.2
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{AUT}	81.0	0.1	61.5	0.1
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	1382.8	2.5	1357.5	2.4
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	4862.0	8.7	4559.7	8.2
DQO _T	5804.6	34.5	5391.0	33.9
DQO _{Sol.}	24.2	24.2	24.2	24.3
DQO _{Susp.}	5780.4	10.3	5366.8	9.7
P _T	68.29	1.35	62.40	3.46
P _{Sol.}	1.22	1.23	2.59	3.35
P _{Susp.}	67.07	0.12	59.81	0.11
N _T	263.92	5.01	236.35	3.44
N _{Sol.}	4.6	4.5	3.2	3.0
N _{Susp.}	259.3	0.5	233.2	0.4
Mg _{Sol.}	0.1	0.1	0.2	0.2
Mg _{Susp.}	8.7	0.0	8.1	0.0
K _{Sol.}	0.08	0.08	0.08	0.08
K _{Susp.}	4.62	0.01	4.29	0.01
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.01	0.01
Ca _{Susp.}	9.63	0.02	8.42	0.02
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	14.40	14.40	20.00	20.00
pH	6.76	6.76	6.73	6.77

Velocidad de los procesos.*

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	1.965E-09		1.7727E-12
Hidrólisis anóxica	33.6532402		0.16280682
Hidrólisis anaerobia	179.972047		305.614899
Crecimiento aerobio a partir de S _F	1.6629E-42		2.4979E-60
Crecimiento aerobio a partir de S _A	8.3267E-35		3.51E-52
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	2.3828E-83		1.9482E-66
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	1.8987E-32		1.5294E-49
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	9.507E-25		2.1491E-41
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	2.7205E-73		1.1928E-55
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	356.31484		458.555424
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	8.3654E-11		0.03529939
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	2.3877E-59		1.9544E-16
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	5.2465E-52		6.8179E-61
Crecimiento aerobio	9.0036E-51		1.2732E-59
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	5.9902E-42		4.1744E-50
Crecimiento anoxico	1.028E-40		7.7953E-49
Lisis de X _{PAO}	6.3993E-12		0.00261268
Lisis de X _{PP}	1.7559E-12		0.00076495
Lisis de X _{PHA}	5.4403E-15		2.3752E-06
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	1.0155E-37		4.2431E-55
Lisis	13.1453345		17.8292763
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitrooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	1.0527E-20		0.00049997
Fermentación	1.1643E-52		2.3174E-50
Lisis	8.3374E-23		3.8376E-06
Bacterias Acetogénicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	1.1576E-61		7.9275E-52
Lisis	9.4126E-12		6.8929E-05
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	9.0327E-38		3.6543E-45
Lisis de X _{MAC}	1.337E-11		8.3528E-05
Conversión de hidrógeno en metano	2.6914E-46		5.4307E-51
Lisis de X _{MH2}	1.6382E-15		5.9009E-06
Bacterias Sulfatoredutoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	4.103E-63		1.0899E-53
Lisis de X _{SRB-PRO}	4.9001E-11		0.00012664
Crecimiento a partir de S _A	5.1789E-39		1.2611E-46
Lisis de X _{SRB-AC}	3.3635E-11		0.00011844
Crecimiento a partir de S _{H2}	3.3471E-42		5.2757E-50
Lisis de X _{SRB-H2}	4.9009E-11		0.00012671
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	0		0
Desabsorción de H ₂	0		0
Desabsorción de CH ₄	0		0
Desabsorción de CO ₂	0		0
Desabsorción de N ₂	0		0
Desabsorción de NH ₃	0		0
Desabsorción de H ₂ S	0		0

*Las velocidades corresponden a la capa inferior.

DECANTADOR SECUNDARIO

1. Características Geométricas

Unidades: 1

Forma: CIRCULAR

Volumen (m³): 463.9

Altura (m): 0.0

Calado (m): 0.0

Diámetro (m): 14.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano	Crit. Diseño
Carga Hidráulica a Qmedio (m/h)	0.36	0.36	0.50
Carga Hidráulica a Qpunta (m/h)	0.43	0.43	0.90
Carga de sólidos a Qmedio (Kg/m ² /h)	0.87	0.82	1.80
Carga de sólidos a Qpunta (Kg/m ² /h)	1.04	0.98	3.20
Carga Sobre Vertedero a Qmedio (m ² /h)	7.03	7.03	4.00
Carga sobre Vertedero a Qpunta (m ² /h)	5.88	5.88	1.00
Tiempo de Retención a Qmedio (h)	1.25	1.25	12.00
Tiempo de Retención a Qpunta (h)	1.50	1.50	20.00

3. Fangos

	Invierno	Verano
Producción (kg/día)	138.1	129.2
Caudal a purgar (m ³ /día)	28.4	28.3

4. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	2584.93	1292.47	2584.98	1292.49
Punta	2843.53	1551.07	2843.58	1551.09
Recirc.	-----	1264.06	-----	1264.15
Purga	-----	28.41	-----	28.34
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	2.00	1.39	2.00	1.37
S _F	0.16	0.12	0.13	0.09
S _A	0.02	0.01	0.02	0.01
S _{NH4}	1.91	1.84	1.12	1.03
S _{NO3}	2.98	3.04	2.14	2.21
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	1.16	1.16	2.00	2.12
S _i	23.99	23.99	24.09	24.09
S _{ALK}	49.89	49.40	53.44	49.88
S _{N2}	17.05	17.06	15.55	15.55
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.36	0.38	0.30	0.40
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _I	1503.5	6.4	1478.2	6.5
X _S	16.3	0.0	7.2	0.0
X _H	1338.2	5.7	1174.4	5.1
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{AUT}	40.6	0.2	30.9	0.1
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	692.9	3.0	680.2	3.0
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	2437.4	10.4	2285.6	10.0
DQO _T	2922.9	36.5	2714.9	35.9
DQO _{Sol.}	24.2	24.1	24.2	24.2
DQO _{Susp.}	2898.7	12.4	2690.7	11.7
P _T	34.81	1.33	32.00	2.27
P _{Sol.}	1.19	1.18	2.02	2.14
P _{Susp.}	33.62	0.14	29.98	0.13
N _T	135.65	6.18	120.92	4.51
N _{Sol.}	5.6	5.6	4.0	4.0
N _{Susp.}	130.0	0.6	116.9	0.5
Mg _{Sol.}	0.1	0.1	0.1	0.1
Mg _{Susp.}	4.3	0.0	4.0	0.0
K _{Sol.}	0.07	0.07	0.08	0.08
K _{Susp.}	2.32	0.01	2.15	0.01
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Ca _{Susp.}	4.83	0.02	4.22	0.02
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	14.40	14.40	20.00	20.00
pH	6.79	6.77	6.88	6.73

Velocidad de los procesos.*

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	0.044863264		0.049880074
Hidrólisis anóxica	265.9228277		238.4609591
Hidrólisis anaerobia	10.99322091		15.0280549
Crecimiento aerobio a partir de S _F	1.0373E-05		9.17534E-06
Crecimiento aerobio a partir de S _A	0.033469832		0.037650761
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	2.56126E-47		1.62542E-12
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	0.040990077		0.029242959
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	132.2595407		119.9976344
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	1.01211E-43		5.18042E-09
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	180.9548358		234.3542216
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	1.63486E-12		0.000544596
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	1.24686E-57		2.34335E-14
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	9.04462E-17		4.51635E-08
Crecimiento aerobio	8.86802E-17		4.39124E-08
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	3.57407E-13		0.000143942
Crecimiento anoxico	3.50429E-13		0.000139954
Lisis de X _{PAO}	3.18585E-12		0.001349237
Lisis de X _{PP}	8.73812E-13		0.000394606
Lisis de X _{PHA}	3.2708E-15		1.50094E-06
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	0.000808108		0.000986075
Lisis	6.70604157		9.220745603
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitrooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	9.96789E-22		6.94933E-05
Fermentación	4.82533E-27		2.2997E-10
Lisis	3.9512E-23		2.00005E-06
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	2.0717E-36		3.89246E-12
Lisis	4.57384E-12		3.43396E-05
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	2.15102E-14		1.44701E-07
Lisis de X _{MAC}	6.50108E-12		4.1626E-05
Conversión de hidrógeno en metano	7.09154E-21		3.51317E-11
Lisis de X _{MH2}	7.8867E-16		2.97941E-06
Bacterias Sulfatoredutoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	6.64292E-38		4.92972E-14
Lisis de X _{SRB-PRO}	2.38582E-11		6.2965E-05
Crecimiento a partir de S _A	1.29361E-15		5.49849E-09
Lisis de X _{SRB-AC}	1.63675E-11		5.89187E-05
Crecimiento a partir de S _{H2}	8.24297E-17		3.20671E-10
Lisis de X _{SRB-H2}	2.3862E-11		6.30013E-05
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	0		0
Desabsorción de H ₂	0		0
Desabsorción de CH ₄	0		0
Desabsorción de CO ₂	0		0
Desabsorción de N ₂	0		0
Desabsorción de NH ₃	0		0
Desabsorción de H ₂ S	0		0

*Las velocidades corresponden a la capa inferior.

REACTOR DE FANGOS 3 (AEROBIO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 480.0
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 12.0
 Ancho (m): 8.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.06	0.07
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	8.7	8.7
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: ---
 Modelo: ---
 Potencia del motor (kW): ---
 N° agitadores por tanque: ---

4. Sistema de aireación por: DIFUSORES

Número: 96
 Marca-Model FLYGT-MEMBRANA- 23
 N° Tramos Tu 12
 Long. Tramos 8.0
 Diámetro Tub 100
 N° Tramos Tu 1
 Long. Tramos 12.0
 Diámetro Tub 100

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	15793.66	2584.93	15793.29	2584.98
Punta	16052.26	2843.53	16051.89	2843.58
Rec. Fangos	-----	-----	-----	-----
Rec. Interna	-----	13208.73	-----	13208.31
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.11	2.00	0.07	2.00
S _F	0.35	0.16	0.41	0.13
S _A	0.13	0.02	0.16	0.02
S _{NH4}	2.79	1.91	2.11	1.12
S _{NO3}	2.12	2.98	1.15	2.14
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.00	0.01	0.00
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	1.14	1.16	1.95	2.00
S _I	23.94	23.99	24.04	24.09
S _{ALK}	56.03	49.89	60.52	53.44
S _{N2}	17.71	17.05	16.38	15.55
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.38	0.36	0.32	0.30
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	1503.5	1503.5	1478.2	1478.2
X _S	22.8	16.3	13.2	7.2
X _H	1335.0	1338.2	1171.7	1174.4
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{AUT}	40.4	40.6	30.7	30.9
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	692.9	692.9	680.2	680.2
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	2438.3	2437.4	2286.6	2285.6
DQO _T	2926.2	2922.9	2718.4	2714.9
DQO _{Sol.}	24.4	24.2	24.6	24.2
DQO _{Susp.}	2901.7	2898.7	2693.7	2690.7
P _T	34.81	34.81	32.00	32.00
P _{Sol.}	1.20	1.19	2.03	2.02
P _{Susp.}	33.61	33.62	29.97	29.98
N _T	135.73	135.65	121.00	120.92
N _{Sol.}	5.7	5.6	4.0	4.0
N _{Susp.}	130.1	130.0	117.0	116.9
Mg _{Sol.}	0.1	0.1	0.1	0.1
Mg _{Susp.}	4.4	4.3	4.0	4.0
K _{Sol.}	0.07	0.07	0.08	0.08
K _{Susp.}	2.32	2.32	2.16	2.15
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Ca _{Susp.}	4.81	4.83	4.21	4.22
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	14.40	14.40	20.00	20.00
pH	6.82	6.79	6.90	6.88

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	292.936242		303.939955
Hidrólisis anóxica	15.0478092		14.7805201
Hidrólisis anaerobia	0.42139437		0.57597968
Crecimiento aerobio a partir de S _F	188.714504		197.538356
Crecimiento aerobio a partir de S _A	2.31599076		2.87343513
Crecimiento aerobio a partir de S _{PRO}	1.0163E-43		5.984E-09
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	6.46270274		6.40415874
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	0.07931325		0.09315626
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{PRO}	3.4805E-45		1.94E-10
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{PRO}	0		0
Lisis	90.664486		117.437153
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	9.7784E-14		3.7072E-05
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{PRO}	4.2754E-57		7.6923E-14
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	1.3913E-12		0.00071255
Crecimiento aerobio	1.3649E-12		0.00069776
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	4.7645E-14		2.3101E-05
Crecimiento anoxico	4.6744E-14		2.2621E-05
Lisis de X _{PAO}	1.5482E-12		0.00065683
Lisis de X _{PP}	4.2273E-13		0.00019064
Lisis de X _{PHA}	5.3729E-15		2.7978E-06
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	10.1654791		11.570195
Lisis	3.36409126		4.63088931
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitrificación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitrooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	3.0487E-23		2.1252E-06
Fermentación	9.2471E-27		5.1962E-10
Lisis	1.8317E-23		9.631E-07
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	6.1652E-38		1.1921E-13
Lisis	2.2302E-12		1.6659E-05
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	8.3602E-17		6.3304E-10
Lisis de X _{MAC}	3.1716E-12		2.0215E-05
Conversión de hidrógeno en metano	2.2639E-22		1.106E-12
Lisis de X _{MH2}	3.7846E-16		1.4259E-06
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	1.8599E-39		1.4409E-15
Lisis de X _{SRB-PRO}	1.1673E-11		3.0718E-05
Crecimiento a partir de S _A	4.7288E-18		2.2919E-11
Lisis de X _{SRB-AC}	8.0006E-12		2.8698E-05
Crecimiento a partir de S _{H2}	2.5159E-18		9.7671E-12
Lisis de X _{SRB-H2}	1.1675E-11		3.0736E-05
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-219.910256		-275.048938
Desabsorción de H ₂	-6.6541E-06		-1.3899E-05
Desabsorción de CH ₄	0.0001589		-0.00034122
Desabsorción de CO ₂	7.95500867		8.04308881
Desabsorción de N ₂	62.4714052		29.9053682
Desabsorción de NH ₃	0.06949984		0.0938308
Desabsorción de H ₂ S	5.3592E-05		5.7284E-05

REACTOR DE FANGOS 2 (ANÓXICO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 240.0
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 6.0
 Ancho (m): 8.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.06	0.07
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	4.4	4.4
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: FLYGT
 Modelo: 4650.410.1
 Potencia del motor (kW): 5.0
 N° agitadores por tanque: 1

4. Sistema de aireación por: -----

Número: ---
 Marca-Modelo: ---
 Pot. Instalada (kW): ---

	Invierno	Verano
Pot. máx utilizada (kW)	-	-
Consumo medio (kW·h/día)	-	-

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	2584.93	15793.66	2584.98	15793.29
Punta	2843.53	16052.26	2843.58	16051.89
Rec. Fangos	-----	-----	-----	-----
Rec. Interna	13208.73	-----	13208.31	-----
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.00	0.11	0.00	0.07
S _F	5.81	0.35	10.72	0.41
S _A	5.74	0.13	7.41	0.16
S _{NH4}	7.79	2.79	7.40	2.11
S _{NO3}	0.02	2.12	0.01	1.15
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.02	0.00	0.06	0.01
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	0.30	1.14	0.19	1.95
S _I	23.56	23.94	23.63	24.04
S _{ALK}	78.60	56.03	84.89	60.52
S _{N2}	18.17	17.71	16.28	16.38
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.30	0.38	0.16	0.32
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	1503.4	1503.5	1478.0	1478.2
X _S	75.2	22.8	64.4	13.2
X _H	1305.9	1335.0	1142.8	1171.7
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{AUT}	39.5	40.4	29.8	30.7
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	692.9	692.9	680.2	680.2
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	2444.0	2438.3	2292.0	2286.6
DQO _T	2959.1	2926.2	2756.9	2718.4
DQO _{Sol.}	35.1	24.4	41.8	24.6
DQO _{Susp.}	2924.0	2901.7	2715.1	2693.7
P _T	34.81	34.81	31.98	32.00
P _{Sol.}	1.39	1.20	2.20	2.03
P _{Susp.}	33.42	33.61	29.78	29.97
N _T	139.13	135.73	125.92	121.00
N _{Sol.}	8.9	5.7	8.8	4.0
N _{Susp.}	130.2	130.1	117.1	117.0
Mg _{Sol.}	0.1	0.1	0.1	0.1
Mg _{Susp.}	4.4	4.4	4.1	4.0
K _{Sol.}	0.05	0.07	0.06	0.08
K _{Susp.}	2.34	2.32	2.17	2.16
Ca _{Sol.}	0.01	0.00	0.02	0.00
Ca _{Susp.}	4.71	4.81	4.10	4.21
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	14.40	14.40	20.00	20.00
pH	7.08	6.82	7.35	6.90

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	152.731107		143.706603
Hidrólisis anóxica	140.035598		184.555321
Hidrólisis anaerobia	5.51723914		13.3986199
Crecimiento aerobio a partir de S _F	120.613464		129.117312
Crecimiento aerobio a partir de S _A	18.8481418		20.7875432
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	1.434E-44		4.2192E-10
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	73.7251171		110.546005
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	11.5209481		17.7976122
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	8.7652E-45		3.6123E-10
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	90.4443243		117.165219
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	7.32E-13		0.00036868
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	5.5507E-58		7.4586E-15
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	1.1115E-12		0.0004104
Crecimiento aerobio	1.0901E-12		0.00040073
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	6.7941E-13		0.00035137
Crecimiento anoxico	6.6635E-13		0.00034309
Lisis de X _{PAO}	1.55E-12		0.00065695
Lisis de X _{PP}	4.1821E-13		0.00018756
Lisis de X _{PHA}	1.7273E-14		1.0482E-05
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	2.50323907		2.1449551
Lisis	3.34698095		4.59925269
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	2.9406E-22		2.8567E-05
Fermentación	1.9321E-25		2.2027E-08
Lisis	1.8442E-23		9.7276E-07
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	5.9953E-37		1.6273E-12
Lisis	2.2314E-12		1.6673E-05
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	6.2397E-15		8.8678E-08
Lisis de X _{MAC}	3.1733E-12		2.0232E-05
Conversión de hidrógeno en metano	2.0441E-21		1.4058E-11
Lisis de X _{MH2}	3.7926E-16		1.4308E-06
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	1.7196E-38		1.8789E-14
Lisis de X _{SRB-PRO}	1.1675E-11		3.0727E-05
Crecimiento a partir de S _A	3.3524E-16		3.0633E-09
Lisis de X _{SRB-AC}	8.0029E-12		2.8711E-05
Crecimiento a partir de S _{H2}	2.1562E-17		1.1828E-10
Lisis de X _{SRB-H2}	1.1677E-11		3.0745E-05
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-9.76422871		-9.80864206
Desabsorción de H ₂	-7.5048E-07		-9.0164E-07
Desabsorción de CH ₄	-9.7961E-06		-2.1222E-05
Desabsorción de CO ₂	0.37359241		0.31343571
Desabsorción de N ₂	3.162458		1.80813462
Desabsorción de NH ₃	0.00432924		0.00600984
Desabsorción de H ₂ S	2.095E-06		1.784E-06

REACTOR DE FANGOS 1 (ANÓXICO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 150.0
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 5.0
 Ancho (m): 6.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.06	0.07
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	2.7	2.7
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: FLYGT
 Modelo: 4640.410.2
 Potencia del motor (kW): 3.0
 N° agitadores por tanque: 1

4. Sistema de aireación por: -----

Número: ---
 Marca-Modelo: ---
 Pot. Instalada (kW): ---

	Invierno	Verano
Pot. máx utilizada (kW)	-	-
Consumo medio (kW·h/día)	-	-

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	1320.87	2584.93	1320.83	2584.98
Punta	1579.47	2843.53	1579.43	2843.58
Rec. Fangos	1264.06	-----	1264.15	-----
Rec. Interna	-----	-----	-----	-----
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.01	0.00	0.01	0.00
S _F	1.93	5.81	2.09	10.72
S _A	18.89	5.74	18.89	7.41
S _{NH4}	13.57	7.79	13.55	7.40
S _{NO3}	0.31	0.02	0.31	0.01
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.02	0.00	0.06
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	1.09	0.30	1.11	0.19
S _I	23.02	23.56	23.03	23.63
S _{ALK}	85.87	78.60	85.98	84.89
S _{N2}	16.13	18.17	14.63	16.28
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.31	0.30	0.29	0.16
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	70.5	1503.4	69.3	1478.0
X _S	127.4	75.2	127.4	64.4
X _H	1.7	1305.9	0.6	1142.8
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{AUT}	0.1	39.5	0.0	29.8
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	32.6	692.9	32.1	680.2
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	135.3	2444.0	133.3	2292.0
DQO _T	243.5	2959.1	241.2	2756.9
DQO _{Sol.}	43.9	35.1	44.0	41.8
DQO _{Susp.}	199.7	2924.0	197.2	2715.1
P _T	2.77	34.81	2.79	31.98
P _{Sol.}	1.45	1.39	1.50	2.20
P _{Susp.}	1.32	33.42	1.29	29.78
N _T	21.93	139.13	21.80	125.92
N _{Sol.}	14.7	8.9	14.7	8.8
N _{Susp.}	7.2	130.2	7.1	117.1
Mg _{Sol.}	0.0	0.1	0.0	0.1
Mg _{Susp.}	0.3	4.4	0.3	4.1
K _{Sol.}	0.02	0.05	0.02	0.06
K _{Susp.}	0.16	2.34	0.16	2.17
Ca _{Sol.}	0.00	0.01	0.00	0.02
Ca _{Susp.}	0.01	4.71	0.00	4.10
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	14.40	14.40	20.00	20.00
pH	7.10	7.08	7.10	7.35

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ ·día)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	6.38556348		6.38072536
Hidrólisis anóxica	27.1333506		21.3139538
Hidrólisis anaerobia	117.724626		201.631042
Crecimiento aerobio a partir de S _F	9.15525161		10.0700625
Crecimiento aerobio a partir de S _A	9.00027892		6.2053252
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	8.6725E-48		1.6056E-13
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	25.9348186		22.4251247
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	25.495815		13.8187018
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	2.4567E-47		3.5754E-13
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	88.4747458		114.28018
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	1.3249E-11		0.00615933
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	1.2733E-59		1.5894E-16
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	2.3986E-14		5.372E-06
Crecimiento aerobio	3.0794E-14		8.4753E-06
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	6.7946E-14		1.1963E-05
Crecimiento anoxico	8.7233E-14		1.8874E-05
Lisis de X _{PAO}	1.5521E-12		0.0006541
Lisis de X _{PP}	3.7788E-13		0.00016332
Lisis de X _{PHA}	1.206E-13		7.2062E-05
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	0.03670343		0.03023904
Lisis	3.26603357		4.47177947
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	2.4117E-21		0.00013408
Fermentación	1.9263E-23		1.5681E-06
Lisis	1.9462E-23		1.0512E-06
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	4.7023E-36		6.669E-12
Lisis	2.241E-12		1.6789E-05
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	1.7863E-12		1.3656E-05
Lisis de X _{MAC}	3.1869E-12		2.0372E-05
Conversión de hidrógeno en metano	9.4831E-21		3.5075E-11
Lisis de X _{MH2}	3.8578E-16		1.4704E-06
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	7.5625E-38		4.3123E-14
Lisis de X _{SRB-PRO}	1.1693E-11		3.0803E-05
Crecimiento a partir de S _A	5.1649E-14		2.512E-07
Lisis de X _{SRB-AC}	8.0213E-12		2.8818E-05
Crecimiento a partir de S _{H2}	5.5183E-17		1.6118E-10
Lisis de X _{SRB-H2}	1.1695E-11		3.0821E-05
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-9.87841178		-9.87887233
Desabsorción de H ₂	-3.3338E-06		-3.331E-06
Desabsorción de CH ₄	-9.578E-05		-7.6204E-05
Desabsorción de CO ₂	0.28523245		0.15235524
Desabsorción de N ₂	3.64096663		1.70855941
Desabsorción de NH ₃	0.02193867		0.05753957
Desabsorción de H ₂ S	1.6081E-06		9.8675E-07

Listado 6

SOPLANTE

1. Características de Operación

Unidades: 2

Marca-Modelo: LIGP - 20.20

Potencia del motor (kW): 7.50

Potencia adsorbida (kW): 6.30

Potencia Instalada (kW): 15.00

Potencia máx. utilizada (kW): 6.30

	Invierno	Verano
Consumo aproximado (kW·h/día)	48.82	57.43

DESHIDRATACION

1. Características Geométricas

Unidades: 0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tiempo de Retención Hidráulico (min.)	12.0	12.0

	Caudales (m ³ /día)					
	Invierno			Verano		
	Entrada	Salida Fango	Salida Agua	Entrada	Salida Fango	Salida Agua
Medio	15.02	0.34	14.98	0.29	14.69	
Punta	15.02	0.34	14.98	0.29	14.69	

5. Calidad del Agua

	Concentraciones (mg/l)			
	Invierno		Verano	
S _{O2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _F	5.28	5.28	20.66	20.66
S _A	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH4}	2.12	2.12	1.67	1.67
S _{NO3}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	2.14	2.14	2.93	2.93
S _I	18.81	18.81	19.11	19.11
S _{ALK}	80.62	77.44	76.45	72.65
S _{N2}	25.11	14.61	18.77	14.61
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.54	0.56	0.52	0.58
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	1032.1	43406.2	1016.3	51306.4
X _S	103.2	4339.6	49.1	2476.2
X _H	5266.5	221491.9	4103.2	207134.0
X _{FAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{AUT}	229.5	9651.9	116.8	5897.0
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	930.5	39135.6	903.5	45611.3
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	5944.4	250000.0	4952.3	250000.0
DQO _T	6655.4	278913.7	5325.1	266853.3
DQO _{Sol.}	24.1	24.1	39.8	39.8
DQO _{Susp.}	6631.3	278889.6	5285.4	266813.5
P _T	117.35	4846.25	92.21	4502.62
P _{Sol.}	2.17	2.17	3.08	3.08
P _{Susp.}	115.18	4844.08	89.13	4499.54
N _T	416.10	17372.32	324.52	16200.28
N _{Sol.}	3.1	3.1	3.7	3.7
N _{Susp.}	413.0	17369.2	320.8	16196.6
Mg _{Sol.}	0.2	0.2	0.3	0.3
Mg _{Susp.}	9.9	418.3	7.9	400.2
K _{Sol.}	0.12	0.12	0.15	0.15
K _{Susp.}	5.31	223.11	4.23	213.45
Ca _{Sol.}	0.10	0.10	0.21	0.21
Ca _{Susp.}	19.24	809.00	14.77	745.61
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	9.20	9.20	20.00	20.00
pH	6.84	6.81	6.81	6.73

ESPEADOR

1. Características Geométricas

Unidades: 1

Forma: CIRCULAR

Volumen (m³): 18.0

Altura (m): 3.0

Calado (m): 2.5

Diámetro (m): 2.8

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tiempo Retención Hidráulico (h)	12.00	12.03
Tiempo Retención Celular (días)	0.15	0.14

3. Fangos

	Invierno	Verano
Producción (kg/día)	89.3	74.2
Concentración (kg/m ³)	5.0	5.0
Caudal (m ³ /día)	15.0	15.0

4. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	30.04	15.02	29.95	14.98
Punta	30.04	15.02	29.95	14.98
Purga	-----	15.02	-----	14.98
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _F	0.16	0.16	0.11	0.11
S _A	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH4}	0.95	0.97	0.51	0.54
S _{NO3}	4.44	4.33	1.66	1.55
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	1.69	1.70	2.22	2.23
S _I	18.67	18.67	18.96	18.97
S _{ALK}	61.63	62.08	69.05	69.51
S _{N2}	20.67	20.78	17.10	17.22
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.47	0.47	0.34	0.34
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	516.4	1.0	508.5	1.0
X _S	46.7	0.1	9.6	0.0
X _H	2648.9	5.2	2080.1	4.3
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{AUT}	116.0	0.2	60.1	0.1
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	465.7	0.9	452.2	0.9
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	2979.9	5.8	2482.8	5.1
DQO _T	3346.9	25.4	2677.4	24.5
DQO _{Sol.}	18.8	18.8	19.1	19.1
DQO _{Susp.}	3328.1	6.5	2658.3	5.4
P _T	59.58	1.81	47.27	2.32
P _{Sol.}	1.69	1.70	2.22	2.23
P _{Susp.}	57.89	0.11	45.04	0.09
N _T	213.50	6.34	164.68	3.06
N _{Sol.}	6.0	5.9	2.8	2.7
N _{Susp.}	207.5	0.4	161.9	0.3
Mg _{Sol.}	0.2	0.2	0.2	0.2
Mg _{Susp.}	5.0	0.0	4.0	0.0
K _{Sol.}	0.11	0.11	0.13	0.13
K _{Susp.}	2.66	0.01	2.13	0.00
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.01	0.01
Ca _{Susp.}	9.68	0.02	7.49	0.02
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	9.20	9.20	20.00	20.00
pH	6.79	6.80	6.93	6.93

Velocidad de los procesos.*

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	2.6651E-14		1.3249E-15
Hidrólisis anóxica	2.92910801		0.04956481
Hidrólisis anaerobia	93.9939019		214.246713
Crecimiento aerobio a partir de S _F	2.9149E-20		1.9206E-22
Crecimiento aerobio a partir de S _A	2.6616E-13		1.408E-14
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	2.3796E-68		9.4031E-77
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	2.1358E-06		4.7899E-09
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	19.5015351		0.35115732
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	1.7436E-54		2.3451E-63
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	248.553898		410.315989
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	3.9263E-13		8.7313E-12
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	3.5023E-68		5.8169E-74
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	2.0863E-31		1.052E-31
Crecimiento aerobio	2.0813E-31		1.1584E-31
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	1.5286E-17		2.6236E-18
Crecimiento anoxico	1.5249E-17		2.8891E-18
Lisis de X _{PAO}	4.7382E-14		7.1402E-13
Lisis de X _{PP}	1.3782E-14		2.1889E-13
Lisis de X _{PHA}	1.9674E-17		5.2946E-16
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	9.9376E-16		3.1422E-17
Lisis	14.5840182		23.3628314
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	3.5437E-25		1.6304E-28
Fermentación	7.8351E-31		3.0325E-34
Lisis	2.7874E-27		1.2794E-30
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	5.4486E-44		3.2516E-52
Lisis	8.9215E-17		8.2867E-22
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	9.0728E-17		9.2224E-21
Lisis de X _{MAC}	1.7138E-16		6.461E-21
Conversión de hidrógeno en metano	1.4789E-25		2.2109E-36
Lisis de X _{MH2}	2.9046E-21		4.7656E-32
Bacterias Sulfatoredutoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	3.43E-45		1.6892E-51
Lisis de X _{SRB-PRO}	5.0234E-16		3.3509E-19
Crecimiento a partir de S _A	7.6676E-18		4.3456E-21
Lisis de X _{SRB-AC}	3.4672E-16		6.8064E-20
Crecimiento a partir de S _{H2}	1.7813E-20		1.232E-23
Lisis de X _{SRB-H2}	5.0255E-16		3.3538E-19
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	0		0
Desabsorción de H ₂	0		0
Desabsorción de CH ₄	0		0
Desabsorción de CO ₂	0		0
Desabsorción de N ₂	0		0
Desabsorción de NH ₃	0		0
Desabsorción de H ₂ S	0		0

*Las velocidades corresponden a la capa inferior.

DECANTADOR SECUNDARIO

1. Características Geométricas

Unidades: 1

Forma: CIRCULAR

Volumen (m³): 463.9

Altura (m): 0.0

Calado (m): 0.0

Diámetro (m): 14.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano	Crit. Diseño
Carga Hidráulica a Qmedio (m/h)	0.19	0.19	0.50
Carga Hidráulica a Qpunta (m/h)	0.23	0.23	0.90
Carga de sólidos a Qmedio (Kg/m ² /h)	0.29	0.24	1.80
Carga de sólidos a Qpunta (Kg/m ² /h)	0.35	0.29	3.20
Carga Sobre Vertedero a Qmedio (m ² /h)	12.90	12.90	4.00
Carga sobre Vertedero a Qpunta (m ² /h)	10.83	10.83	1.00
Tiempo de Retención a Qmedio (h)	0.68	0.68	12.00
Tiempo de Retención a Qpunta (h)	0.81	0.81	20.00

3. Fangos

	Invierno	Verano
Producción (kg/día)	89.5	74.4
Caudal a purgar (m ³ /día)	30.0	30.0

4. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	1379.32	689.66	1379.42	689.71
Punta	1517.32	827.66	1517.42	827.71
Recirc.	-----	659.62	-----	659.76
Purga	-----	30.04	-----	29.95
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	2.00	1.10	2.00	1.04
S _F	0.18	0.13	0.13	0.08
S _A	0.02	0.01	0.02	0.01
S _{NH4}	1.02	0.88	0.49	0.35
S _{NO3}	5.59	5.71	2.74	2.87
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	1.66	1.65	2.15	2.15
S _i	18.62	18.62	18.91	18.92
S _{ALK}	57.79	56.92	65.15	64.31
S _{N2}	19.25	19.26	15.77	15.78
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.41	0.44	0.28	0.31
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _I	258.7	1.0	254.8	1.1
X _S	26.2	0.1	5.8	0.0
X _H	1326.8	5.4	1043.6	4.5
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{AUT}	58.2	0.2	30.3	0.1
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	233.3	0.9	226.6	1.0
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	1495.7	6.0	1246.1	5.4
DQO _T	1688.8	25.5	1353.5	24.8
DQO _{Sol.}	18.8	18.8	19.1	19.0
DQO _{Susp.}	1669.9	6.7	1334.5	5.8
P _T	30.68	1.77	24.76	2.24
P _{Sol.}	1.66	1.66	2.15	2.15
P _{Susp.}	29.02	0.12	22.61	0.10
N _T	111.29	7.65	85.12	4.21
N _{Sol.}	7.2	7.2	3.9	3.9
N _{Susp.}	104.1	0.4	81.3	0.4
Mg _{Sol.}	0.2	0.2	0.2	0.2
Mg _{Susp.}	2.5	0.0	2.0	0.0
K _{Sol.}	0.10	0.10	0.12	0.12
K _{Susp.}	1.34	0.01	1.07	0.00
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Ca _{Susp.}	4.85	0.02	3.76	0.02
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	9.20	9.20	20.00	20.00
pH	6.82	6.78	6.99	6.95

Velocidad de los procesos.*

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)	
	Invierno	Verano
Bacterias Heterótrofas		
Hidrólisis aerobia	0.005673635	0.004149096
Hidrólisis anóxica	231.0316114	207.963199
Hidrólisis anaerobia	4.333316623	10.42591537
Crecimiento aerobio a partir de S _F	1.59373E-06	6.99782E-07
Crecimiento aerobio a partir de S _A	0.004143198	0.003118411
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	1.54089E-56	2.6338E-62
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	0.043264814	0.023383225
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	112.4745883	104.2017842
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	4.18303E-52	8.80085E-58
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0	0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0	0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0	0
Lisis	125.0164565	208.0095251
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)		
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	1.01416E-14	1.37101E-13
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	3.76068E-68	1.1546E-72
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	1.04077E-19	1.35989E-18
Crecimiento aerobio	1.02941E-19	1.42923E-18
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	2.82535E-15	4.54408E-14
Crecimiento anoxico	2.79451E-15	4.77579E-14
Lisis de X _{PAO}	1.76092E-14	3.55535E-13
Lisis de X _{PP}	5.11714E-15	1.0891E-13
Lisis de X _{PHA}	2.39831E-17	4.58445E-16
Bacterias Autótrofas		
Nitrificación	0.00016602	0.000135734
Lisis	7.370338775	12.02176069
Bacterias Amoniooxidantes		
Nitritación	0	0
Lisis	0	0
Bacterias Nitrooxidantes		
Nitratación	0	0
Lisis	0	0
Bacterias Acidogénicas		
Hidrólisis	8.63531E-27	1.8708E-29
Fermentación	5.11664E-32	5.39978E-35
Lisis	6.70597E-28	6.29606E-31
Bacterias Acetógenicas		
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	5.61013E-46	1.60157E-53
Lisis	3.139E-17	3.93485E-22
Bacterias Metanogénicas		
Conversión de ácido acético en metano	1.14023E-19	8.68153E-24
Lisis de X _{MAC}	6.07874E-17	3.07776E-21
Conversión de hidrógeno en metano	4.34545E-27	2.40535E-37
Lisis de X _{MH2}	8.78373E-22	2.31841E-32
Bacterias Sulfatoredutoras		
Crecimiento a partir de S _{PRO}	3.26961E-47	8.00069E-53
Lisis de X _{SRB-PRO}	1.82538E-16	1.60405E-19
Crecimiento a partir de S _A	9.11842E-21	4.3666E-24
Lisis de X _{SRB-AC}	1.24872E-16	3.251E-20
Crecimiento a partir de S _{H2}	5.65727E-22	1.27528E-24
Lisis de X _{SRB-H2}	1.82614E-16	1.60548E-19
Físico-químicos		
Precipitación	0	0
Redisolución	0	0
Desabsorción de O ₂	0	0
Desabsorción de H ₂	0	0
Desabsorción de CH ₄	0	0
Desabsorción de CO ₂	0	0
Desabsorción de N ₂	0	0
Desabsorción de NH ₃	0	0
Desabsorción de H ₂ S	0	0

*Las velocidades corresponden a la capa inferior.

REACTOR DE FANGOS 3 (AEROBIO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 480.0
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 12.0
 Ancho (m): 8.0

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.09	0.11
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	16.0	16.0
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: ---
 Modelo: ---
 Potencia del motor (kW): ---
 N° agitadores por tanque: ---

4. Sistema de aireación por: DIFUSORES

Número: 96
 Marca-Model FLYGT-MEMBRANA- 23
 N° Tramos Tu 12
 Long. Tramos 8.0
 Diámetro Tub 100
 N° Tramos Tu 1
 Long. Tramos 12.0
 Diámetro Tub 100

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	8576.32	1379.32	8576.03	1379.42
Punta	8714.32	1517.32	8714.03	1517.42
Rec. Fangos	-----	-----	-----	-----
Rec. Interna	-----	7196.99	-----	7196.61
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.04	2.00	0.02	2.00
S _F	0.57	0.18	0.95	0.13
S _A	0.22	0.02	0.33	0.02
S _{NH4}	3.17	1.02	2.82	0.49
S _{NO3}	3.48	5.59	0.40	2.74
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.00	0.01	0.00
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	1.68	1.66	2.16	2.15
S _I	18.55	18.62	18.84	18.91
S _{ALK}	72.63	57.79	81.36	65.15
S _{N2}	20.86	19.25	17.82	15.77
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.41	0.41	0.30	0.28
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	258.7	258.7	254.8	254.8
X _S	35.4	26.2	14.2	5.8
X _H	1321.9	1326.8	1039.7	1043.6
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{AUT}	57.7	58.2	29.8	30.3
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	233.3	233.3	226.6	226.6
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	1501.3	1495.7	1251.6	1246.1
DQO _T	1693.1	1688.8	1358.6	1353.5
DQO _{Sol.}	19.3	18.8	20.1	19.1
DQO _{Susp.}	1673.7	1669.9	1338.5	1334.5
P _T	30.68	30.68	24.76	24.76
P _{Sol.}	1.69	1.66	2.16	2.15
P _{Susp.}	28.99	29.02	22.59	22.61
N _T	111.40	111.29	85.24	85.12
N _{Sol.}	7.3	7.2	3.9	3.9
N _{Susp.}	104.1	104.1	81.3	81.3
Mg _{Sol.}	0.2	0.2	0.2	0.2
Mg _{Susp.}	2.5	2.5	2.0	2.0
K _{Sol.}	0.10	0.10	0.12	0.12
K _{Susp.}	1.34	1.34	1.07	1.07
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Ca _{Susp.}	4.83	4.85	3.74	3.76
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	9.20	9.20	20.00	20.00
pH	6.92	6.82	7.07	6.99

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	217.904948		246.430487
Hidrólisis anóxica	12.0005779		12.5016116
Hidrólisis anaerobia	0.17895327		0.38070306
Crecimiento aerobio a partir de S _F	141.809862		164.420142
Crecimiento aerobio a partir de S _A	2.16276701		3.38485558
Crecimiento aerobio a partir de S _{PRO}	3.7016E-52		9.6504E-58
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	5.2065523		5.56077492
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	0.07940604		0.11447758
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{PRO}	1.359E-53		3.2638E-59
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{PRO}	0		0
Lisis	62.6171209		104.361488
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	6.7303E-16		1.1714E-14
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{PRO}	1.1482E-67		3.3293E-72
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	9.7025E-15		2.5914E-13
Crecimiento aerobio	9.5579E-15		2.6362E-13
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	3.5623E-16		8.7643E-15
Crecimiento anoxico	3.5092E-16		8.9157E-15
Lisis de X _{PAO}	8.5141E-15		1.7404E-13
Lisis de X _{PP}	2.46E-15		5.2807E-14
Lisis de X _{PHA}	4.1832E-17		1.2936E-15
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	13.0918654		14.5063131
Lisis	3.69771331		6.05902379
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	2.9462E-28		5.8975E-31
Fermentación	9.845E-32		1.3695E-34
Lisis	3.0944E-28		3.2584E-31
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	1.8379E-47		4.6705E-55
Lisis	1.5072E-17		1.8784E-22
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	5.4418E-22		4.3343E-26
Lisis de X _{MAC}	2.9216E-17		1.4734E-21
Conversión de hidrógeno en metano	1.5292E-28		7.094E-39
Lisis de X _{MH2}	4.1456E-22		1.1227E-32
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	1.0297E-48		2.275E-54
Lisis de X _{SRB-PRO}	8.7972E-17		7.7232E-20
Crecimiento a partir de S _A	4.1807E-23		2.1165E-26
Lisis de X _{SRB-AC}	6.0119E-17		1.5616E-20
Crecimiento a partir de S _{H2}	1.9473E-23		3.6155E-26
Lisis de X _{SRB-H2}	8.8009E-17		7.7301E-20
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-198.808504		-290.38722
Desabsorción de H ₂	7.6129E-06		-7.4794E-06
Desabsorción de CH ₄	0.00105989		-0.00025361
Desabsorción de CO ₂	8.48329402		8.13154127
Desabsorción de N ₂	106.673985		38.8912163
Desabsorción de NH ₃	0.02365911		0.05584825
Desabsorción de H ₂ S	5.0545E-05		5.3009E-05

REACTOR DE FANGOS 2 (ANÓXICO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 243.9
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 6.2
 Ancho (m): 7.8

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.09	0.11
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	8.1	8.1
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: FLYGT
 Modelo: 4650.410.1
 Potencia del motor (kW): 5.0
 N° agitadores por tanque: 1

4. Sistema de aireación por: -----

Número: ---
 Marca-Modelo: ---
 Pot. Instalada (kW): ---

	Invierno	Verano
Pot. máx utilizada (kW)	-	-
Consumo medio (kW·h/día)	-	-

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	1379.32	8576.32	1379.42	8576.03
Punta	1517.32	8714.32	1517.42	8714.03
Rec. Fangos	-----	-----	-----	-----
Rec. Interna	7196.99	-----	7196.61	-----
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.00	0.04	0.00	0.02
S _F	26.90	0.57	46.40	0.95
S _A	10.96	0.22	13.51	0.33
S _{NH4}	14.52	3.17	14.04	2.82
S _{NO3}	0.02	3.48	0.01	0.40
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.03	0.00	0.07	0.01
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	1.94	1.68	2.31	2.16
S _I	18.04	18.55	18.26	18.84
S _{ALK}	115.91	72.63	111.72	81.36
S _{N2}	21.21	20.86	16.61	17.82
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.36	0.41	0.35	0.30
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	258.5	258.7	254.5	254.8
X _S	106.6	35.4	79.3	14.2
X _H	1271.5	1321.9	989.5	1039.7
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{AUT}	55.2	57.7	28.2	29.8
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	233.3	233.3	226.6	226.6
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	1537.3	1501.3	1281.9	1251.6
DQO _T	1747.8	1693.1	1429.6	1358.6
DQO _{Sol.}	55.9	19.3	78.2	20.1
DQO _{Susp.}	1691.9	1673.7	1351.4	1338.5
P _T	30.68	30.68	24.76	24.76
P _{Sol.}	2.14	1.69	2.65	2.16
P _{Susp.}	28.54	28.99	22.11	22.59
N _T	120.58	111.40	98.41	85.24
N _{Sol.}	16.9	7.3	17.7	3.9
N _{Susp.}	103.6	104.1	80.7	81.3
Mg _{Sol.}	0.2	0.2	0.2	0.2
Mg _{Susp.}	2.5	2.5	2.0	2.0
K _{Sol.}	0.08	0.10	0.11	0.12
K _{Susp.}	1.35	1.34	1.08	1.07
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.03	0.00
Ca _{Susp.}	4.64	4.83	3.56	3.74
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	9.20	9.20	20.00	20.00
pH	7.18	6.92	7.13	7.07

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ dia)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	55.2550946		47.3780907
Hidrólisis anóxica	138.509695		151.532316
Hidrólisis anaerobia	3.31650824		31.8226724
Crecimiento aerobio a partir de S _F	65.7065337		76.6435504
Crecimiento aerobio a partir de S _A	10.7964797		10.809753
Crecimiento aerobio a partir de S _{PRO}	1.8491E-53		1.029E-59
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	109.805763		163.422575
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	18.0425845		23.0490063
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{PRO}	3.0902E-53		2.1941E-59
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{PRO}	0		0
Lisis	62.3882647		103.974632
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	6.5523E-15		1.937E-13
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{PRO}	1.1192E-68		1.8392E-73
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	4.0504E-15		4.5982E-14
Crecimiento aerobio	3.9878E-15		4.6006E-14
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	6.7689E-15		9.8044E-14
Crecimiento anoxico	6.6642E-15		9.8096E-14
Lisis de X _{PAO}	8.512E-15		1.7311E-13
Lisis de X _{PP}	2.4059E-15		5.0291E-14
Lisis de X _{PHA}	1.6696E-16		6.6581E-15
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	1.94986668		1.31865398
Lisis	3.66430177		5.96446488
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	4.1626E-27		2.1698E-29
Fermentación	4.4615E-30		3.7483E-32
Lisis	3.1217E-28		3.2593E-31
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	2.7098E-46		1.8689E-53
Lisis	1.5082E-17		1.8814E-22
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	8.1653E-20		3.0849E-23
Lisis de X _{MAC}	2.9234E-17		1.4757E-21
Conversión de hidrógeno en metano	2.1073E-27		2.6426E-37
Lisis de X _{MH2}	4.1559E-22		1.1227E-32
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	1.4604E-47		8.7755E-53
Lisis de X _{SRB-PRO}	8.7992E-17		7.7275E-20
Crecimiento a partir de S _A	6.0239E-21		1.4486E-23
Lisis de X _{SRB-AC}	6.0139E-17		1.5629E-20
Crecimiento a partir de S _{H2}	2.5761E-22		1.3001E-24
Lisis de X _{SRB-H2}	8.8029E-17		7.7344E-20
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-9.83394938		-9.86146426
Desabsorción de H ₂	-1.4909E-07		-6.8073E-07
Desabsorción de CH ₄	2.9302E-05		-2.183E-05
Desabsorción de CO ₂	0.40292078		0.284565
Desabsorción de N ₂	6.38543706		3.28408298
Desabsorción de NH ₃	0.00412163		0.01183555
Desabsorción de H ₂ S	2.0733E-06		1.4613E-06

REACTOR DE FANGOS 1 (ANÓXICO)

1. Características Geométricas

Unidades: 1
 Volumen (m³): 147.9
 Altura (m): 5.5
 Calado (m): 5.0
 Longitud (m): 4.9
 Ancho (m): 6.1

2. Características de Operación

	Invierno	Verano
Tipo de proceso	Convencional	
Carga másica (1/día)	0.09	0.11
Tiempo de Retención Hidráulico (horas)	4.9	4.9
Tiempo de Retención Celular (día)	14.0	14.0

3. Sistema de agitación (sólo para reactores anóxicos y anaerobios)

Marca: FLYGT
 Modelo: 4640.410.2
 Potencia del motor (kW): 3.0
 N° agitadores por tanque: 1

4. Sistema de aireación por: -----

Número: ---
 Marca-Modelo: ---
 Pot. Instalada (kW): ---

	Invierno	Verano
Pot. máx utilizada (kW)	-	-
Consumo medio (kW·h/día)	-	-

5. Calidad del Agua

	Invierno		Verano	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Caudales (m³/día)				
Medio	719.70	1379.32	719.66	1379.42
Punta	857.70	1517.32	857.66	1517.42
Rec. Fangos	659.62	-----	659.76	-----
Rec. Interna	-----	-----	-----	-----
Concentraciones (mg/l)				
S _{O2}	0.01	0.00	0.01	0.00
S _F	53.03	26.90	53.35	46.40
S _A	28.95	10.96	28.96	13.51
S _{NH4}	26.72	14.52	26.70	14.04
S _{NO3}	0.43	0.02	0.37	0.01
S _{NO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{NH3}	0.00	0.03	0.00	0.07
S _{HNO2}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{PO4}	2.15	1.94	2.16	2.31
S _I	17.36	18.04	17.37	18.26
S _{ALK}	142.99	115.91	143.06	111.72
S _{N2}	17.90	21.21	14.67	16.61
S _{PRO}	0.00	0.00	0.00	0.00
S _{CO2}	0.35	0.36	0.32	0.35
S _{H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{CH4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{SO4}	0.0	0.0	0.0	0.0
S _{H2S}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _I	22.1	258.5	21.4	254.5
X _S	170.2	106.6	170.1	79.3
X _H	5.5	1271.5	1.8	989.5
X _{PAO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PHA}	0.0	0.0	0.0	0.0

X _{AUT}	0.2	55.2	0.1	28.2
X _{AMM}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NIT}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEOH}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MEP}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{NV}	20.3	233.3	19.8	226.6
X _{ACID}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MAC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{MH2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-PRO}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-AC}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{SRB-H2}	0.0	0.0	0.0	0.0
X _{TSS}	222.0	1537.3	217.9	1281.9
DQO _T	297.4	1747.8	293.1	1429.6
DQO _{Sol.}	99.3	55.9	99.7	78.2
DQO _{Susp.}	198.0	1691.9	193.4	1351.4
P _T	4.19	30.68	4.12	24.76
P _{Sol.}	2.53	2.14	2.55	2.65
P _{Susp.}	1.65	28.54	1.57	22.11
N _T	39.93	120.58	39.58	98.41
N _{Sol.}	31.3	16.9	31.2	17.7
N _{Susp.}	8.7	103.6	8.4	80.7
Mg _{Sol.}	0.1	0.2	0.1	0.2
Mg _{Susp.}	0.3	2.5	0.3	2.0
K _{Sol.}	0.06	0.08	0.06	0.11
K _{Susp.}	0.16	1.35	0.15	1.08
Ca _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.03
Ca _{Susp.}	0.02	4.64	0.01	3.56
Fe _{Sol.}	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe _{Susp.}	0.00	0.00	0.00	0.00
T ^a	9.20	9.20	20.00	20.00
pH	7.28	7.18	7.28	7.13

Velocidad de los procesos.

Procesos	Velocidad (g/m ³ ·día)		
	Invierno	Verano	
Bacterias Heterótrofas			
Hidrólisis aerobia	4.78358899		5.68975361
Hidrólisis anóxica	20.9968588		13.2777267
Hidrólisis anaerobia	79.6620126		216.096432
Crecimiento aerobio a partir de S _F	14.673673		12.6700204
Crecimiento aerobio a partir de S _A	5.03143232		3.09070913
Crecimiento aerobio a partir de S _{pro}	1.2557E-56		6.7744E-63
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _F	42.9386154		19.7113473
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _A	14.7231534		4.80836171
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO3} y S _{pro}	3.6745E-56		1.0539E-62
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _F	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _A	0		0
Crecimiento anóxico a partir de S _{NO2} y S _{pro}	0		0
Lisis	60.0096341		98.9519462
Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos (PAOs)			
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _A	8.9062E-14		1.8697E-12
Almacenamiento de X _{PHA} a partir de S _{pro}	2.2186E-70		4.0901E-75
Almacenamiento aerobio de X _{PP}	2.3845E-16		2.2825E-15
Crecimiento aerobio	2.0661E-16		1.9008E-15
Almacenamiento anóxico de X _{PP}	6.9775E-16		3.551E-15
Crecimiento anoxico	6.0459E-16		2.9572E-15
Lisis de X _{PAO}	8.4195E-15		1.6846E-13
Lisis de X _{PP}	1.9701E-15		3.6056E-14
Lisis de X _{PHA}	1.2115E-15		3.9421E-14
Bacterias Autótrofas			
Nitrificación	0.07234168		0.05171662
Lisis	3.50922903		5.63539691
Bacterias Amoniooxidantes			
Nitritación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Nitritooxidantes			
Nitratación	0		0
Lisis	0		0
Bacterias Acidogénicas			
Hidrólisis	4.14E-26		4.153E-29
Fermentación	7.8308E-28		9.2497E-31
Lisis	3.3493E-28		3.2457E-31
Bacterias Acetógenicas			
Conversión de S _{PRO} en ácido acético	2.5391E-45		3.5393E-53
Lisis	1.516E-17		1.906E-22
Bacterias Metanogénicas			
Conversión de ácido acético en metano	2.8033E-17		1.7211E-21
Lisis de X _{MAC}	2.9386E-17		1.4948E-21
Conversión de hidrógeno en metano	1.2115E-26		3.0666E-37
Lisis de X _{MH2}	4.2425E-22		1.1227E-32
Bacterias Sulfatoreductoras			
Crecimiento a partir de S _{PRO}	7.9675E-47		9.2064E-53
Lisis de X _{SRB-PRO}	8.8156E-17		7.7637E-20
Crecimiento a partir de S _A	1.124E-18		4.141E-22
Lisis de X _{SRB-AC}	6.0308E-17		1.5739E-20
Crecimiento a partir de S _{H2}	8.4332E-22		8.396E-25
Lisis de X _{SRB-H2}	8.8193E-17		7.7707E-20
Físico-químicos			
Precipitación	0		0
Redisolución	0		0
Desabsorción de O ₂	-9.87829659		-9.87898203
Desabsorción de H ₂	-2.8534E-06		-3.1756E-06
Desabsorción de CH ₄	-6.9121E-05		-9.9315E-05
Desabsorción de CO ₂	0.34718512		0.33921138
Desabsorción de N ₂	6.74619697		2.04365424
Desabsorción de NH ₃	0.03476059		0.06822581
Desabsorción de H ₂ S	1.5744E-06		1.3419E-06