

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE



**UNIVERSIDAD
POLITECNICA
DE VALENCIA**

TESINA DE MÁSTER

**CARACTERIZACIÓN Y ANÁLISIS DE LAS CORRIENTES DE LA LÍNEA DE
AGUA Y DE FANGO DE UNA PLANTA PILOTO DE AGUAS RESIDUALES
DEL GRUPO DE INVESTIGACIÓN CALAGUA**

ÁNGELA MARÍA ROJAS BERMÚDEZ

Director: Dr. José Ferrer Polo

Codirector: Dr. Alberto Bouzas Blanco

Valencia, 2009



RESUMEN

RESUMEN

Los balances de masa empleados para analizar las corrientes en una planta depuradora de aguas residuales, resultan muy útiles a la hora de determinar el funcionamiento de todas las unidades de la planta. Siendo necesario para ello la caracterización completa de cada una de las corrientes de la línea de agua y de fango, por medio de ensayos de laboratorio.

El objetivo de esta tesina ha sido plantear y desarrollar los balances de masa para los parámetros sometidos a evaluación, obtenidos experimentalmente en las plantas piloto del grupo CALAGUA, y determinar cuáles fueron las transformaciones de la materia orgánica, el fósforo y los iones de calcio, magnesio y potasio a través del proceso de depuración del agua y de estabilización del fango, haciendo especial énfasis en los procesos de precipitación en la digestión anaerobia.

Los resultados obtenidos de los cálculos de los balances, confirmaron que los procesos de precipitación ocurren fundamentalmente en el digestor anaerobio, aunque también se pueden presentar en menor medida en el espesado previo del fango secundario y en el espesamiento por gravedad. También es importante resaltar que el mezclado conjunto de fango primario y secundario unido a la elutriación, redujo el contenido de fósforo en el influente del digestor, aumentando el caudal másico de fósforo en la corriente del sobrenadante del espesador y disminuyendo la disponibilidad de este elemento en el digestor.

SUMMARY

Mass balances applied for the different streams involved in a wastewater treatment plant are really useful technique in order to assess the performance of these plants. In this regard the whole characterization of the different wastewater streams by laboratory analyses is needed.

The main goal of this research work has been the application of the mass balances to the different streams of a pilot plant of CALAGUA research group. With these calculations, the processes of organic matter degradation, phosphorus removal, and calcium, magnesium and potassium ions transformation have been studied during the biological nutrient removal and sludge digestion process. This objective is focused on the ion precipitation in the anaerobic digestion process.

The results obtained, show that the precipitation process occurred mainly in the anaerobic digester, although this precipitation could be manifest in less quantity in the secondary settler and the thickener. Also, is important to emphasize that the mixing of the primary and secondary sludge together with the elutriation process, resulted in a reduction of the phosphorus concentration in the digester influent, improving the phosphorus mass flow in the supernatant of the thickener and decreasing the availability of the phosphorus in the digester.

RESUM

Els balanços de massa empleats per a analitzar els corrents a una planta depuradora d'aigües residuals, resulten molt útils a l'hora de determinar el funcionament de totes les unitats de la planta. Sent necessari per a aquesta cosa la caracterització completa de cada un dels corrents de la línia d'aigua i de fang, per mitjà d'assajos de laboratori.

L'objectiu d'aquesta tesina ha estat plantejar i desenvolupar els balanços de massa per als paràmetres sota avaluació, obtinguts experimentalment a les plantes pilot del grup CALAGUA, i determinar quines van ser les transformacions de la matèria orgànica, el fòsfor i els ions de calci, magnesi i potassi a través del procés de depuració de l'aigua i d'estabilització del fang, posant especial èmfasi als processos de precipitació a la digestió anaeròbia.

Els resultats obtinguts dels càlculs dels balanços, van confirmar que els processos de precipitació ocorren fonamentalment al digestor anaerobi, encara que també es poden presentar en menor mesura a la decantació secundària i a l'espessiment per gravetat. També és important ressaltar que el barrejat conjunt de fang primari i secundari unit a l'elutriació, va reduir el contingut de fòsfor a l'influent del digestor, augmentant el cabal màssic de fòsfor al corrent del sobrenedant de l'espessidor i disminuint la disponibilitat d'aquest element al digestor.



CONTENIDO

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	19
1.1. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	20
1.2. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE LAS AGUAS RESIDUALES	21
1.3. EUTROFIZACIÓN	22
1.4. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE MATERIA ORGÁNICA Y DE NUTRIENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES	24
1.4.1. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO	25
1.4.2. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO	28
1.4.2.1. NITRIFICACIÓN	29
1.4.2.2. DESNITRIFICACIÓN	30
1.5. DIGESTIÓN ANAEROBIA DE FANGOS	31
1.5.1. PROCESOS BIOQUÍMICOS EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	32
1.5.1.1. HIDRÓLISIS	33
1.5.1.2. ACIDOGÉNESIS	34
1.5.1.3. ACETOGÉNESIS	34
1.5.1.4. METANOGÉNESIS	35
1.6. LA PRECIPITACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	36
1.6.1. LA PRECIPITACIÓN EN LA LÍNEA DE AGUAS	36
1.6.2. LA PRECIPITACIÓN EN LA LÍNEA DE FANGOS	37
2. OBJETIVOS	43
3. MATERIALES Y MÉTODOS	47
3.1. DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA PILOTO	49
3.1.1. UNIDAD DE DECANTACIÓN PRIMARIA	49
3.1.2. PLANTA PILOTO DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES	50
3.1.3. ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	51
3.2. MÉTODOS ANALÍTICOS	54
3.2.1. AMONIO Y NITRATOS	54
3.2.2. FÓSFORO TOTAL Y ORTOFOSFATOS	54

3.2.3. SÓLIDOS TOTALES, SÓLIDOS VOLÁTILES, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES	55
3.2.4. ALCALINIDAD Y ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES	56
3.2.5. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	56
3.2.6. NITRÓGENO TOTAL Y NITRÓGENO SOLUBLE	57
3.2.7. METALES	57
3.3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL	58
3.4. METODOLOGÍA PARA EL ESTUDIO DE LA PLANTA PILOTO	59
3.4.1. PARÁMETROS EMPLEADOS EN EL ESTUDIO DE LA PLANTA PILOTO	59
3.4.2. BALANCE DE FÓSFORO, MAGNESIO Y CALCIO	61
3.4.2.1. BALANCE DE FÓSFORO	62
3.4.2.2. BALANCE DE MAGNESIO	64
3.4.2.3. BALANCE DE CALCIO	64
3.4.3. PRECIPITADOS EN EL DIGESTOR	65
3.4.3.1. BALANCE DE SNV	66
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	71
4.1. DECANTACIÓN PRIMARIA	71
4.1.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DE LA UNIDAD DE DECANTACIÓN PRIMARIA	71
4.2. PLANTA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES	74
4.2.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DE LA PLANTA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES	75
4.3. ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	78
4.3.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DEL ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	78
4.3.2. PRECIPITACIÓN EN EL ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	80
4.4. ESPESADOR CONJUNTO DE FANGOS	82
4.4.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DEL ESPESADOR CONJUNTO DE FANGOS	83
4.4.2. PRECIPITACIÓN EN EL ESPESADOR CONJUNTO DE FANGOS	86
4.5. DIGESTOR ANAEROBIO	88
4.5.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DEL DIGESTOR ANAEROBIO	88
4.5.2. PRECIPITACIÓN EN EL DIGESTOR ANAEROBIO	90

5. CONCLUSIONES	97
------------------------	-----------

6. BIBLIOGRAFÍA	102
------------------------	------------

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. DIMENSIONES DEL DECANTADOR PRIMARIO	50
TABLA 2. DIMENSIONES DEL ESPESADOR PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	52
TABLA 3. DIMENSIONES DEL ESPESADOR CONJUNTO DE FANGOS	53
TABLA 4. DIMENSIONES DEL DIGESTOR ANAEROBIO	54
TABLA 5. ANALÍTICAS REALIZADAS A LAS CORRIENTES DE LA LÍNEA DE AGUA Y DE FANGO	59
TABLA 6. VALORES PARA CALCULAR EL CONTENIDO DE P, Ca, Mg Y K EN LA MATERIA ORGÁNICA	62
TABLA 7. PARÁMETROS OPERACIONALES EN EL DECANTADOR PRIMARIO	72
TABLA 8. CARACTERIZACIÓN DE LA DECANTACIÓN PRIMARIA	72
TABLA 9. RESULTADOS OBTENIDOS EN LA DECANTACIÓN PRIMARIA	73
TABLA 10. PARÁMETROS OPERACIONES DE LA PLANTA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES	75
TABLA 11. CARACTERIZACIÓN DE LA PLANTA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES	76
TABLA 12. RESULTADOS OBTENIDOS EN LA PLANTA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES	76
TABLA 13. PARÁMETROS OPERACIONALES DE LA UNIDAD DE ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	79
TABLA 14. CARACTERIZACIÓN DEL ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	79
TABLA 15. RESULTADOS OBTENIDOS EN EL ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	80
TABLA 16. VALORES DE K, P, Mg Y Ca ORGÁNICO EN EL FANGO DEL ESPESADOR PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	81
TABLA 17. RESULTADOS DEL ESTUDIO DE LA PRECIPITACIÓN EN EL ESPESADOR PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	81
TABLA 18. PARÁMETROS OPERACIONALES DEL ESPESADOR POR GRAVEDAD	84
TABLA 19. CARACTERIZACIÓN DEL ESPESADOR POR GRAVEDAD	84
TABLA 20. RESULTADOS OBTENIDOS EN EL ESPESADOR POR GRAVEDAD	85
TABLA 21. VALORES DE K, P, Mg Y Ca ORGÁNICO EN EL FANGO DEL ESPESADOR POR GRAVEDAD	86
TABLA 22. RESULTADOS DEL ESTUDIO DE LA PRECIPITACIÓN EN EL ESPESADOR POR GRAVEDAD	87
TABLA 23. PARÁMETROS OPERACIONALES DEL DIGESTOR ANAEROBIO	88
TABLA 24. CARACTERIZACIÓN DEL INFLUENTE Y EFLUENTE DEL DIGESTOR ANAEROBIO	89
TABLA 25. RESULTADOS OBTENIDOS EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	89
TABLA 27. RESULTADOS DEL ESTUDIO DE LA PRECIPITACIÓN EN EL DIGESTOR ANAEROBIO	91
TABLA 28. DISTRIBUCIÓN DE LOS PRECIPITADOS FORMADOS EN EL DIGESTOR ANAEROBIO	92
TABLA 29. ACUMULACIÓN DE SNV EN EL DIGESTOR ANAEROBIO	93

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. FRACCIONES DEL NITRÓGENO EN EL AGUA RESIDUAL	23
FIGURA 2. FRACCIONES DE FÓSFORO EN EL AGUA RESIDUAL	23
FIGURA 3. ETAPA ANAEROBIA BACTERIAS PAO	26
FIGURA 4. ETAPA AEROBIA/ANÓXICA BACTERIAS PAO	27
FIGURA 5. PERFIL DE CONCENTRACIONES DE DQO Y FÓSFORO EN LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO	28
FIGURA 6. TRANSFORMACIONES DEL NITRÓGENO EN LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO	29
FIGURA 7. TRANSFORMACIONES QUE TIENEN LUGAR EN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	33
FIGURA 8. EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO EN UN SBR (SEQUENCING BATCH REACTOR) CON EBPR EN EL QUE SE DAN CONJUNTAMENTE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS DE PRECIPITACIÓN	37
FIGURA 9. PROCESOS DE LIBERACIÓN Y FIJACIÓN DE FÓSFORO DURANTE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE FANGO	38
FIGURA 10. ESQUEMA GENERAL DE LA PLANTA PILOTO DE AGUAS RESIDUALES	48
FIGURA 11. PLANTA DE DECANTACIÓN PRIMARIA	50
FIGURA 12. ESQUEMA DE LA PLANTA PILOTO DE AGUAS	51
FIGURA 13. ESPESADOR PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO	52
FIGURA 14. ESQUEMA DE LA PLANTA PILOTO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	53
FIGURA 15. PUNTOS DE MUESTREO EN LAS PLANTAS PILOTO	58



INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

Con el desarrollo de las ciudades y el aumento y diversificación de los procesos industriales, una cantidad ingente de productos químicos elaborados por la sociedad junto a un aumento de materias orgánicas son dispuestos en los cursos naturales de agua, depositándose en lagunas, lagos, ríos y mares. La Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) aumenta y el limitado oxígeno disuelto (OD) no es suficiente para posibilitar la recuperación de estos cuerpos de agua. El incremento en la concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, en los cauces naturales como consecuencia de la actividad humana acelera el crecimiento natural de las algas y plantas acuáticas, dando lugar al fenómeno conocido como eutrofización.

El crecimiento descontrolado de las plantas acuáticas ocasionado por el exceso de nutrientes, conduce a la acumulación de biomasa en el río, lo cual impide la llegada de luz a las partes más profundas de los cauces, interfiriendo con los procesos fotosintéticos. Esta situación supone la pérdida de las condiciones aerobias y provoca la muerte de la mayoría de las especies que hacían parte del ecosistema inicial. Entre las actividades humanas que favorecen la eutrofización de los ríos y lagos se destacan la producción masiva de ganado, el empleo de fertilizantes y el vertido de aguas residuales de procedencia doméstica e industrial.

La composición de las aguas residuales de origen urbano es muy variada. La diversidad que presentan las aguas residuales hace indispensable efectuar un estudio de caracterización, particularmente cuando el objetivo sea decidir sobre las estrategias de tratamiento y de utilización de tecnologías convenientes que garanticen el cumplimiento de la normativa de vertido a los cauces receptores.

Con el objeto de prevenir el deterioro de la calidad de los medios receptores de aguas residuales se emplean estaciones depuradoras. Una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) está comprendida por procesos físicos, químicos y biológicos.

El tratamiento biológico es utilizado especialmente para conseguir una eliminación eficaz de la materia orgánica, los nutrientes y los microorganismos patógenos. Los tratamientos biológicos se basan en la utilización de microorganismos capaces de asimilar sustancias contaminantes presentes en el agua residual, con el fin de incorporarlas en su metabolismo celular y de obtener energía para sus funciones vitales y promover el desarrollo de nueva biomasa.

Entre los tratamientos biológicos se encuentran: los fangos activados, la oxidación total, lagunas aireadas, balsas de estabilización, filtros percoladores, biodiscos y tratamientos anaerobios de aguas residuales. En la actualidad la implementación de sistemas complejos que alternan etapas aerobias, anóxicas y anaerobias proporciona muy buenos resultados en la eliminación, no solo de materia orgánica, sino también de nitrógeno y fósforo.

El fango producido en las operaciones de tratamiento de aguas residuales, suele ser el constituyente de mayor volumen eliminado. La fracción de fango a evacuar, generado en el tratamiento biológico de aguas residuales, está compuesto principalmente por biomasa activa, y la producida en la decantación primaria por materia altamente putrescible. Por lo tanto los fangos provenientes de la decantación primaria y de la secundaria deben ser estabilizados antes de ser retirados de la planta de tratamiento. Entre las etapas del tratamiento de los fangos se encuentran: espesamiento por gravedad o por flotación; digestión anaerobia o aerobia y deshidratación (lechos de secado y secado mecánico: filtros de vacío, centrifugas, filtros de banda y filtros prensa).

1.1. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El caudal y las características del agua residual varían en función de su origen: doméstico, industrial o mixto, y cada uno de estos tipos está en función del tamaño de la ciudad, del tipo de industria, de la época del año y de la proporción de agua doméstica e industrial. El agua está afectada por el uso que se le dé y se puede

precisar su contaminación a través de las concentraciones de sus componentes, la mayor parte de estos son materia orgánica, nutrientes, microorganismos y metales.

Para realizar estas determinaciones se debe medir un conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos a través de técnicas analíticas de laboratorio, cuyos resultados podrán determinar el tipo de tratamiento a aplicar según el uso final del agua y de los requisitos de vertido.

Las etapas típicas de una EDAR son: pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento avanzado o terciario. En el pretratamiento se eliminan los sólidos de mayor tamaño tales como gravas y arenas, que pueden atascar o dañar la instalación posterior. En el tratamiento primario se elimina parte de los sólidos suspendidos y la materia orgánica asociada a ellos, normalmente mediante operaciones físicas como la sedimentación. El efluente del tratamiento primario frecuentemente contiene una DBO relativamente elevada. En el tratamiento secundario se eliminan la materia orgánica y los nutrientes provenientes del tratamiento primario. Para la reutilización del agua o para el control de la eutrofización de las aguas receptoras es necesario el tratamiento terciario, con el fin de eliminar sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes que quedan después del tratamiento secundario (Ferrer y Seco, 2006a).

1.2. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE LAS AGUAS RESIDUALES

El objetivo principal del tratamiento biológico es reducir el contenido de materia orgánica de las aguas residuales y, en muchos casos, los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo. Estos procesos se llevan a cabo en reactores o tanques diseñados para mantener los microorganismos bajo condiciones particulares controladas, acelerando el proceso natural de descomposición de los residuos, antes de verter las aguas a los cuerpos receptores. En el proceso tienen lugar ciertas reacciones químicas y microbiológicas para eliminar o transformar la materia orgánica, nutrientes y otros elementos como los metales. Estas reacciones pueden llevarse a cabo en condiciones aerobias (procesos se que se dan en presencia de oxígeno disuelto), anóxicas

(ausencia de oxígeno disuelto y presencia de nitratos) o anaerobias (procesos que se dan en ausencia de oxígeno disuelto y nitratos).

Los tratamientos biológicos se fundamentan en la utilización de microorganismos aptos para aprovechar las sustancias disueltas o en suspensión que se encuentran en el agua residual, con el fin de introducirlas al metabolismo celular, conseguir energía para sus funciones vitales y promover el desarrollo somático. Para conseguir el desarrollo de una biomasa capaz de depurar el agua residual hasta conseguir los niveles de depuración esperados, se deben regular las condiciones ambientales como la presencia o ausencia de oxígeno, pH óptimo, temperatura y agitación.

1.3. EUTROFIZACIÓN

La eutrofización es un problema de calidad del agua importante, principalmente en lagos y embalses. Consiste en un proceso de evolución natural en el tiempo, que se ve agudizado por la adición de nutrientes generados por las actividades antrópicas. Los efectos de la eutrofización, que pueden ser perniciosos para la vida acuática, se deben a las grandes variaciones de los niveles de oxígeno disuelto entre el día y la noche. En el día se produce un aumento de oxígeno, por la fotosíntesis de las plantas acuáticas, que se ven favorecidas por la presencia de nutrientes. En la noche, el proceso se invierte, el nivel de oxígeno disuelto disminuye, debido al proceso de respiración de las plantas, a la demanda de oxígeno por parte de los sedimentos y de la materia vegetal que muere. Todos estos procesos tienen como resultado una disminución en la calidad del agua, malos olores ocasionados por la descomposición de la materia orgánica y la disminución del oxígeno disuelto, afectando la supervivencia de los animales y vegetación acuática.

El nitrógeno y el fósforo, aportados en gran medida por las aguas residuales, son los elementos principales considerados para el control de la eutrofización. Después de establecer cuál de los dos nutrientes es el limitante del crecimiento, se debe determinar si la concentración de la sustancia limitante que se vierte al agua puede ser controlada y de qué manera.

El nitrógeno en el agua residual se encuentra generalmente en forma de nitrógeno orgánico en concentraciones entre 10 y 20 mg/L, nitrógeno amoniacal en concentraciones entre 30 y 65 mg/L, y el nitrógeno nítrico entre 0,5 y 1 mg/L (Bouzas A.; 2003). En la figura 1 se muestra un esquema del fraccionamiento del nitrógeno en el agua residual.

Figura 1. Fracciones del nitrógeno en el agua residual

N_{TOTAL}			
N - Kjeldahl		N - Nítrico	
N_{ORG}	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-
SUSP	SOLUBLE		

Fuente: Bouzas, A. (2003)

El fósforo en el agua residual se puede encontrar como ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, H_3PO_4), polifosfatos (Poli-P) y fósforo orgánico. En la figura 2 se resume la distribución del fósforo en el agua residual urbana (ARU).

Figura 2. Fracciones de fósforo en el agua residual

P_{TOTAL}		
P_{ORG}	Poli-P	PO_4^{3-}
SUSP	SOLUBLE	

Fuente: Bouzas, A. (2003)

La medida de la eutrofización se realiza por medio de parámetros directos e indirectos. Los primeros, se suelen dividir en cualitativos que se basan en la determinación del plancton, y los cuantitativos en la determinación de los nutrientes presentes, entre ellos los que se conocen como primarios: dióxido de carbono (CO_2), nitrógeno (N) y fósforo (P). Entre los métodos indirectos, que son los llamados factores secundarios de la productividad biológica, se encuentran: sólidos en suspensión y disueltos, calcio, sodio, potasio, sulfuros y cloruros; todos ellos indican,

cuando su concentración aumenta, que hay un aporte importante de aguas residuales, que llevan en su seno nutrientes primarios (Catalán, 1997).

1.4. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE MATERIA ORGÁNICA Y DE NUTRIENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES

La base de la depuración biológica es la capacidad que poseen los microorganismos para degradar, parcial o totalmente, los compuestos orgánicos utilizando la energía liberada para realizar sus funciones vitales. Una parte pequeña de la materia orgánica se utiliza para producir energía y convertirla en productos finales estables, siendo utilizada la mayor parte, en la formación de nuevas células – biomasa (Catalán, 1997).

El proceso de fangos activados es un método eficiente para eliminar la materia orgánica biodegradable del agua residual. No obstante, a causa del aumento en la eutrofización de los cauces receptores ocasionado por el incremento de los caudales de las aguas residuales, se ha conducido al desarrollo de procesos de eliminación conjunta de materia orgánica y de nutrientes.

La eliminación biológica de nutrientes se puede conseguir variando el proceso habitual de fangos activados, mediante la incorporación de zonas anaerobias, anóxicas y aerobias. En el proceso se trata de mantener una población de microorganismos permanentemente expuesta a esta secuencia de condiciones, de modo que sean capaces de degradar la materia orgánica presente en el agua residual y simultáneamente transformar los nutrientes.

La eliminación de los nutrientes del agua residual se hace necesaria cada vez con mayor frecuencia, ya que es fundamental controlar el vertido de nitrógeno o de fósforo debido a su potencial impacto sobre la calidad de las aguas receptoras.

1.4.1. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO

El fósforo está presente en el agua residual en forma de ortofosfatos ($P-PO_4$), polifosfatos (P_2O_7) y formas orgánicas. Los microorganismos utilizan el fósforo para la síntesis celular y en el transporte de energía. Como consecuencia de ello, entre el 10 y el 30 por cien del fósforo presente se elimina durante el tratamiento biológico secundario (Metcalf & Eddy, 1995).

Los procesos biológicos desarrollados específicamente para la eliminación del fósforo están basados en que, bajo condiciones aerobias o anóxicas, algunas bacterias son capaces de retener una cantidad de fósforo más elevada de la que necesitan para su metabolismo. Para que dichas bacterias se desarrollen correctamente necesitan la presencia de ácidos orgánicos volátiles. Para favorecer el crecimiento de los organismos acumuladores de polifosfatos (PAO) es necesario alternar etapas anaerobias y aerobias o anóxicas, las cuales se describen a continuación:

Etapa anaerobia (figura 3). La primera fase requiere de condiciones anaerobias y la disponibilidad de compuestos orgánicos solubles de bajo peso molecular como los ácidos grasos volátiles de cadena corta (principalmente en forma de acetato y propionato), que son fácilmente almacenables intracelularmente por los organismos acumuladores de polifosfatos (PAO). En esta fase, las bacterias acumuladoras de fósforo almacenan estos compuestos orgánicos en forma de poli- β -hidroxibutirato (PHB) o polihidroxivalerato (PHV), que puede llegar a constituir el 50% del peso seco de la célula. Este proceso requiere energía, la cual consiguen al romper los enlaces de las cadenas de polifosfatos, resultando así la liberación de ortofosfatos al medio y el consumo de materia orgánica. Esto hace que, en condiciones anaerobias, la concentración de ortofosfatos en el reactor aumente.

La cantidad de fósforo liberado en la etapa anaerobia depende de la cantidad de sustrato existente en el reactor, pero no toda la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se encuentra como AGV, por lo tanto el resto de los microorganismos heterótrofos, transforman la materia orgánica fácilmente biodegradable en ácidos grasos de cadena

corta, por medio de la fermentación anaerobia, dejando así disponible en el medio sustrato para ser utilizado por las PAO en el proceso de toma de AGV como PHA y liberación de fósforo.

La degradación del polifosfato bajo estas condiciones se puede representar con la siguiente ecuación:

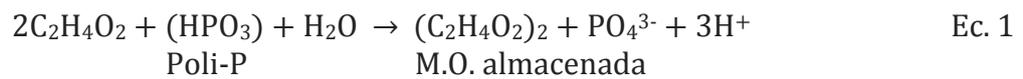
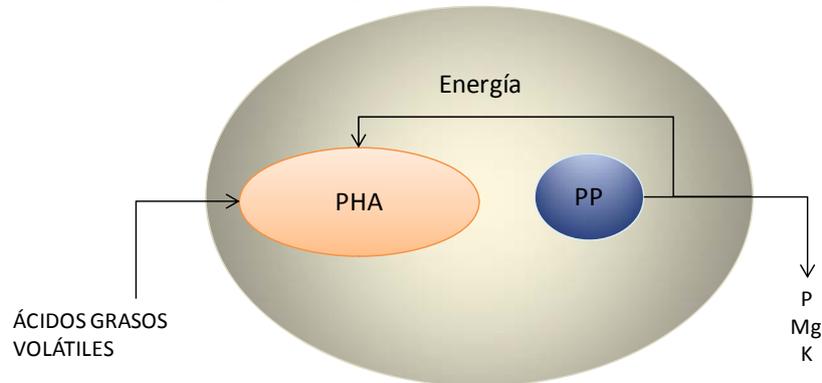


Figura 3. Etapa Anaerobia bacterias PAO



Etapa aerobia/anóxica (figura 4). En condiciones aerobias o anóxicas las bacterias acumuladoras de fósforo se encuentran en desventaja frente a los otros organismos heterótrofos, debido a que su velocidad de consumo de sustrato es más lento. Sin embargo, las bacterias al pasar de la etapa anaerobia a la siguiente etapa, con reservas de materia orgánica, sobreviven sin entrar en competencia con los otros organismos heterótrofos. Situación que se debe a que utilizan el PHA almacenado como fuente de carbono y energía para el crecimiento celular y para recuperar las reservas de polifosfato, tomando el ortofosfato disponible en el licor mezcla. Liberándose finalmente CO_2 y H_2O al medio. La concentración de los fosfatos incorporados a las células durante esta fase aerobia o anóxica sobrepasa la cantidad de fosfatos liberados durante la etapa anaerobia. Al finalizar, el fango rico en fósforo se purga para eliminar el exceso de fósforo.

La toma de fósforo en condiciones aerobias se expresa de la siguiente forma:

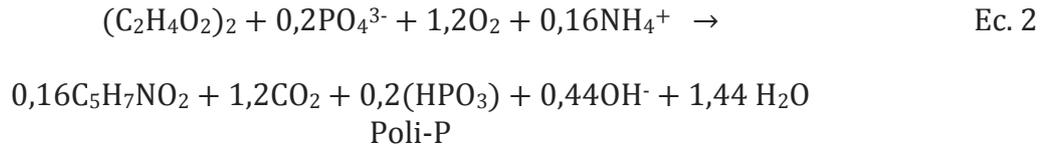
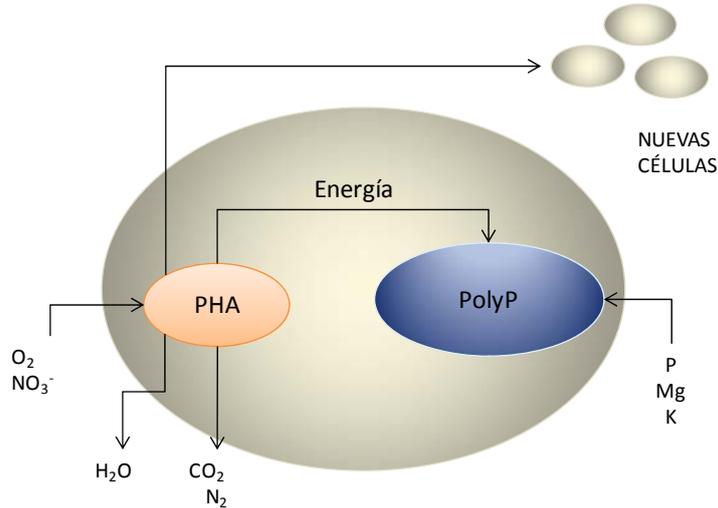


Figura 4. Etapa Aerobia/Anóxica bacterias PAO

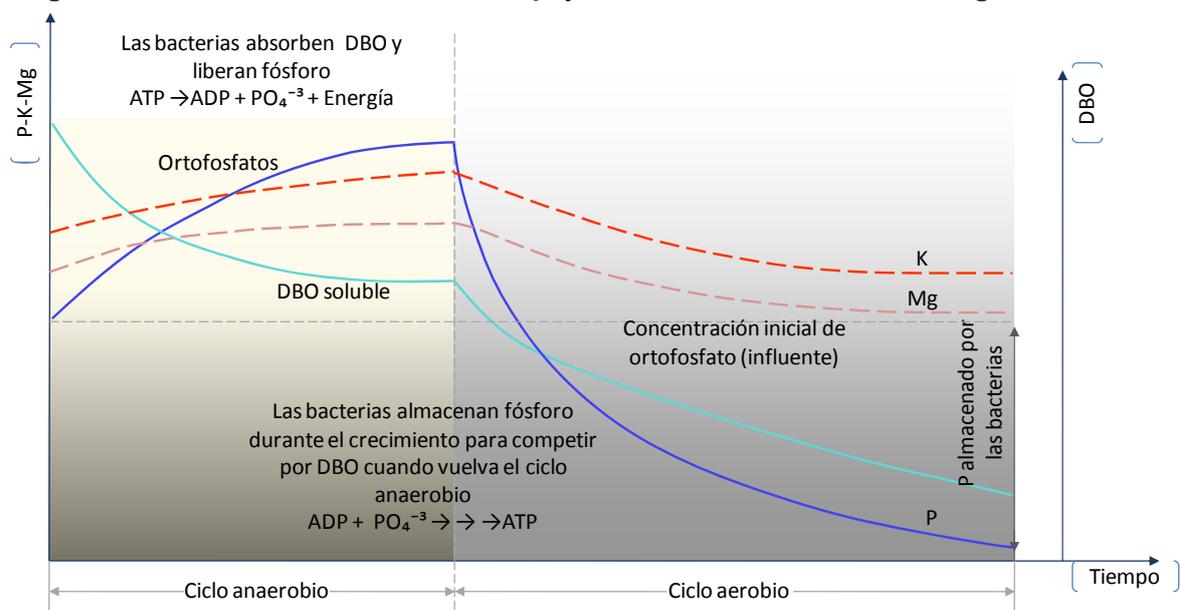


Debido a la particularidad de estas condiciones anaerobias-aerobias/anóxicas se hace posible que los microorganismos acumuladores de fósforo consigan desarrollarse al obtener ventaja sobre el resto de los heterótrofos.

Para obtener los beneficios del sistema descrito en los párrafos anteriores, hay que tener en cuenta que las reacciones en las etapas anaerobia, aerobia y anóxica, están limitadas por el tipo y la cantidad de sustrato, el tiempo de retención en cada fase, y la presencia de nitratos y/u oxígeno en la etapa anaerobia. También está influenciada por la presencia de cationes metálicos como potasio, magnesio y calcio, que además de ser utilizados como nutrientes, en el caso del potasio y el magnesio, también son necesarios para mantener la electroneutralidad de los polifosfatos en el interior de las bacterias (Barat, 2004).

En la figura 5 se refleja la evolución característica del fósforo soluble, potasio y magnesio en el proceso de eliminación biológica de fósforo. El K y el Mg, junto con el fósforo, se sueltan y toman en condiciones anaerobias y aerobias/anóxicas, respectivamente.

Figura 5. Perfil de concentraciones de DQO y Fósforo en la eliminación biológica de fósforo



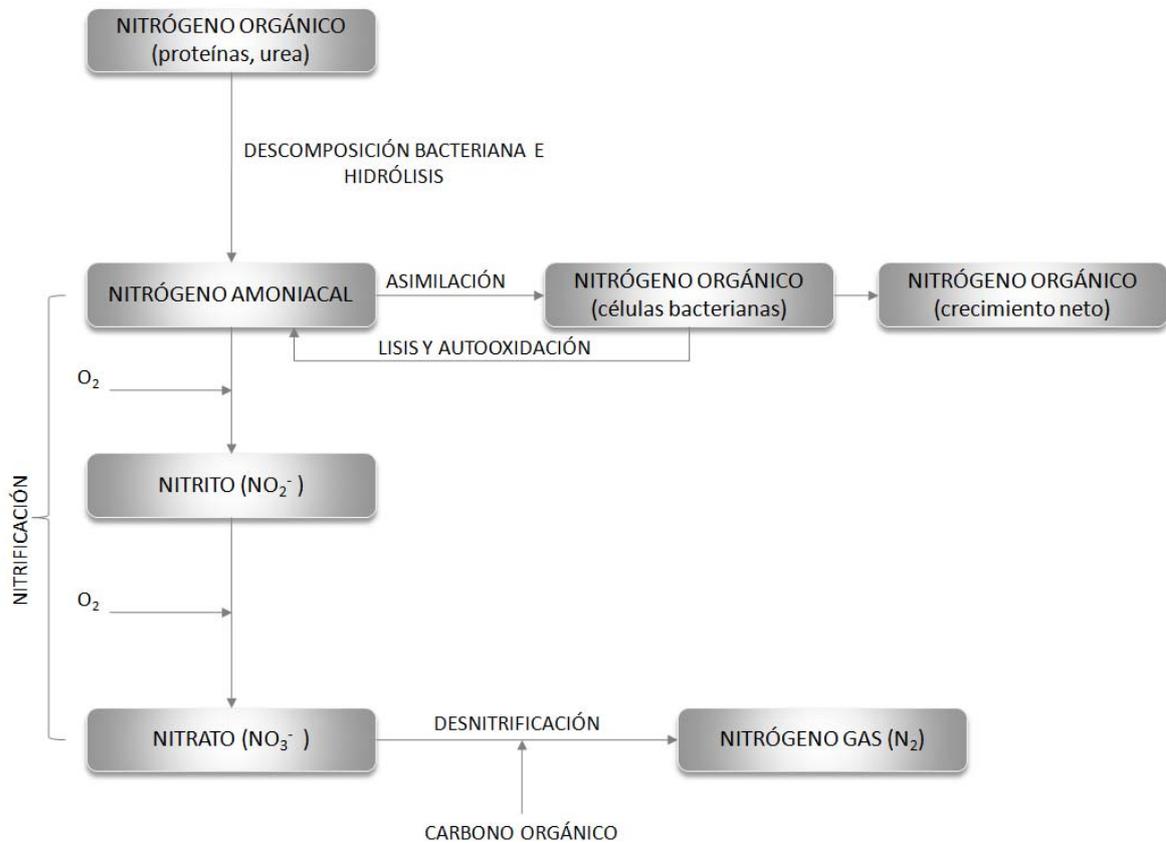
Fuente: Adaptado de: Castillo y Tejero (1999) y Barat (2004)

1.4.2. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO

En el agua residual, el nitrógeno puede estar presente en múltiples formas, y son numerosas las transformaciones que puede sufrir en los diferentes procesos de tratamiento. Estas transformaciones indicadas en la figura 6, permiten convertir el nitrógeno amoniacal en otros productos fácilmente separables del agua residual. Debido a que el nitrógeno es un nutriente, los microorganismos presentes en los procesos de tratamiento tenderán a asimilar el nitrógeno amoniacal y a incorporarlo en su masa celular. Una parte de este nitrógeno amoniacal regresará al agua residual con la lisis de las células.

En el proceso de nitrificación-desnitrificación, la eliminación del nitrógeno se consigue en dos etapas de conversión. En la primera, la nitrificación, se reduce la demanda de oxígeno del nitrógeno amoniacal mediante su conversión a nitrato. En el segundo paso, la desnitrificación, el nitrato se convierte en un producto gaseoso que es eliminado.

Figura 6. Transformaciones del nitrógeno en los procesos de tratamiento biológico



Fuente: Metcalf & Eddy (1995)

1.4.2.1. NITRIFICACIÓN

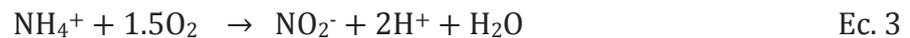
La nitrificación es la oxidación biológica del nitrógeno amoniacal. Este proceso se realiza en dos etapas, en la primera el ión amonio se oxida a nitrito por la acción de las bacterias amoniooxidantes (Ammonia Oxidizing Bacteria - AOB) (Ec. 3) y luego estos son oxidados a nitratos por las bacterias Nitritooxidantes (Nitrite Oxidizing Bacteria - NOB) (Ec. 4). Las bacterias nitrificantes son autótrofas, obtienen la energía necesaria para su crecimiento de la oxidación de compuestos de nitrógeno y utilizan el CO_2 como fuente de carbono celular.

Las bacterias nitrificantes son muy sensibles a gran cantidad de sustancias inhibitoras, que pueden llegar a impedir su crecimiento y actividad. Las bajas temperaturas pueden resultar muy perjudiciales para el metabolismo de las bacterias, siendo también muy importante el pH, el rango óptimo se encuentra entre

7-8, por debajo o por encima de este rango inhibe el funcionamiento de las bacterias AOB y NOB. El ácido nítrico también es otro limitante debido a que actúa sobre la ATP-ase que es la enzima que cataliza las reacciones de síntesis e hidrólisis para la formación del ATP (Philips, 2002). El amoníaco podría inhibir a altas concentraciones, aunque en investigaciones recientes del grupo de investigación CALAGUA se ha encontrado que lo que realmente inhibe su actividad es la salinidad.

Para que se produzca la nitrificación, es fundamental que existan concentraciones de oxígeno disuelto (OD) por encima de 1 mg/L. Si el nivel de oxígeno disuelto es inferior a este valor, el oxígeno se convierte en el componente limitante del proceso, y puede producirse el cese o la ralentización de la nitrificación.

Reacción llevada a cabo por las bacterias AOB:



Reacción llevada a cabo por las bacterias NOB:



Reacción total:



Síntesis de biomasa:



1.4.2.2. DESNITRIFICACIÓN

La desnitrificación se lleva a cabo por bacterias heterótrofas facultativas, capaces de utilizar el nitrato como aceptor de electrones en la oxidación del carbono orgánico.

Los nitratos al reducirse generan óxido nítrico (NO_x), óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno gas (N_2), que se elimina de la corriente de agua tratada mediante procesos de *stripping*. Para que el proceso de desnitrificación suceda de forma correcta es necesario que el medio se encuentre en condiciones anóxicas y que las bacterias cuenten con una fuente de carbono fácilmente biodegradable.

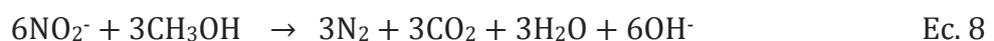
En los sistemas de desnitrificación, el parámetro crítico es la concentración de oxígeno disuelto. La presencia de OD suprime el sistema enzimático necesario para el proceso de la desnitrificación. La alcalinidad se produce durante la conversión de nitrato en nitrógeno gas, lo cual provoca un aumento del pH. El pH óptimo se sitúa entre 7 y 8, con diferentes valores óptimos que dependen de las diferentes poblaciones bacterianas (Metcalf & Eddy, 1995).

Las siguientes reacciones muestran la reducción del nitrato a nitrógeno gas utilizando metanol como fuente de carbono:

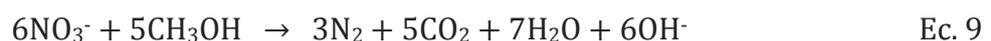
Primera etapa:



Segunda etapa:



Reacción total:



1.5. DIGESTIÓN ANAEROBIA DE FANGOS

En la digestión anaerobia se produce la descomposición de la materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno molecular. Sus principales aplicaciones han sido la

estabilización de los fangos concentrados producidos en el tratamiento del agua residual y de ciertos residuos industriales.

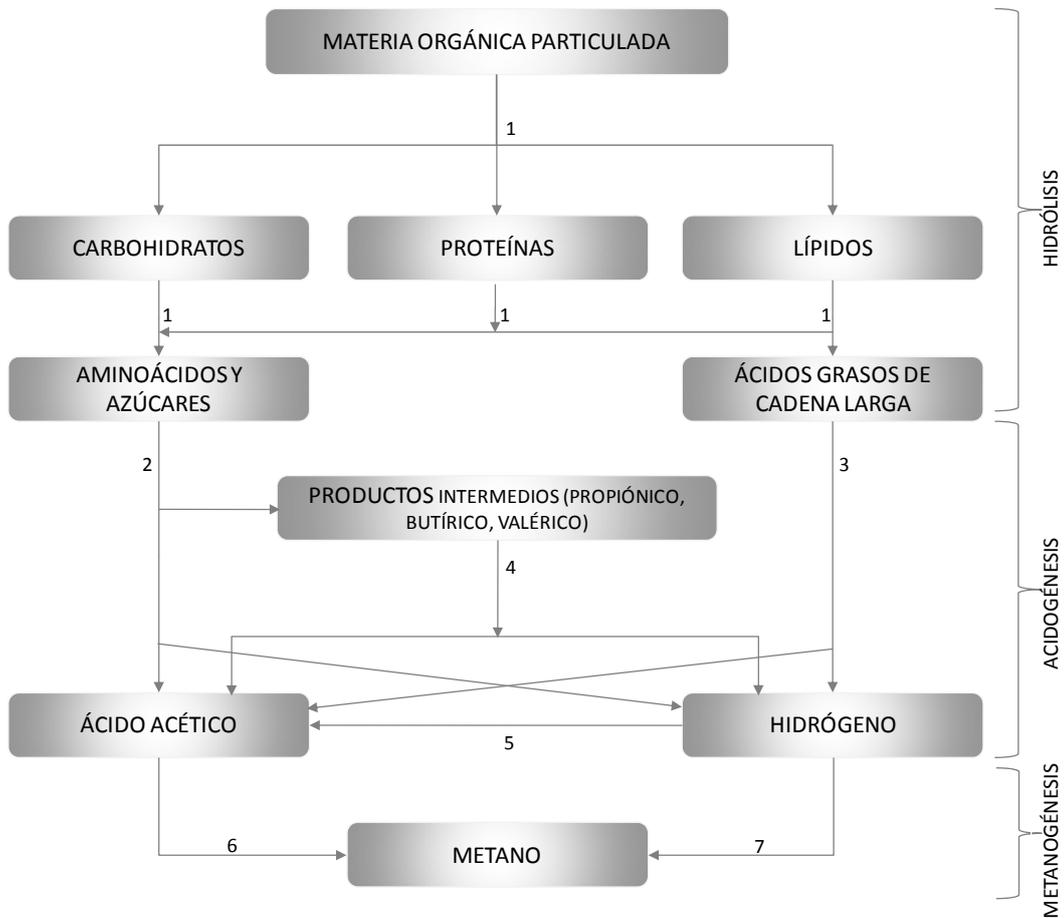
En el proceso de digestión anaerobia, la materia orgánica contenida en la mezcla de fangos primarios y secundarios se convierte biológicamente, en metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Los fangos se introducen en el reactor de forma continua o intermitentemente y son retenidos en el mismo durante períodos de tiempo variables. El fango estabilizado que se extrae del proceso no es putrescible y su contenido en organismos patógenos es bajo.

Esta conversión biológica del sustrato complejo, en el que se encuentra materia orgánica en suspensión y disuelta, se realiza a través de una serie de reacciones bioquímicas que transcurren tanto consecutiva como simultáneamente, y cuyo proceso se puede dividir en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

1.5.1. PROCESOS BIOQUÍMICOS EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

La conversión biológica de la materia orgánica de los fangos se produce en cuatro etapas. En la primera etapa del proceso (hidrólisis), tiene lugar la transformación por vía enzimática de los compuestos de alto peso molecular, en compuestos que puedan servir como fuente de energía y de carbono celular. En el segundo paso (acidogénesis), se produce la conversión bacteriana de los compuestos producidos en la primera fase, en compuestos intermedios identificables de menor peso molecular; los aminoácidos y azúcares son degradados a ácidos grasos de cadena corta (AGV). En el tercer paso (acetogénesis), se presenta la degradación de los ácidos grasos de cadena larga y los ácidos grasos de cadena corta en ácido acético e hidrógeno. Y finalmente en la cuarta etapa (Metanogénesis), ocurre la conversión bacteriana de los compuestos intermedios en productos finales más simples, principalmente metano y dióxido de carbono. Una representación esquemática de los procesos bioquímicos en la digestión anaerobia explicados anteriormente se muestra en la figura 7.

Figura 7. Transformaciones que tienen lugar en el proceso de digestión anaerobia



Fuente: Martí, N. (2007)

1.5.1.1. HIDRÓLISIS

En esta etapa se produce la ruptura de las moléculas de los polímeros orgánicos, que forman parte de la biomasa a moléculas más simples. Con la finalidad de que sean aprovechadas las partículas complejas por las bacterias, la materia orgánica debe ser solubilizada, lo que se logra por la acción de determinadas enzimas extracelulares segregadas por los microorganismos. En este proceso los carbohidratos se hidrolizan a azúcares, las proteínas a péptidos y aminoácidos, y los lípidos a ácidos grasos de cadena larga y glicerol, siendo ácidos orgánicos el producto final. El proceso de hidrólisis (figura 7, reacción 1) es realizado por las bacterias acidogénicas.

1.5.1.2. ACIDOGÉNESIS

En esta etapa llamada también fermentación ácida se obtienen varios compuestos simples, que son los productos finales de su metabolismo anaerobio. Los productos de la fermentación de aminoácidos y azúcares son generalmente dióxido de carbono, amonio, hidrógeno y ácidos orgánicos de cadena corta como el ácido acético, butírico, valérico y propiónico (Reacción 2, figura 7).

La fermentación ácida se caracteriza por una disminución del pH, desde valores cercanos a pH neutro hasta valores próximos a 5.0. Debido a esta disminución de pH, esta etapa es llevada a cabo por los organismos a los que favorece un ambiente ácido.

A través de la etapa de acidogénesis no existe una reducción apreciable de la DQO, ya que en el proceso, se realiza únicamente una conversión de un tipo de compuestos orgánicos a otro.

1.5.1.3. ACETOGÉNESIS

En la acetogénesis son degradados los ácidos grasos de cadena larga producidos por la fermentación de los lípidos gracias a la acción de las enzimas lipasas y, los ácidos grasos de cadena corta generados en la degradación de aminoácidos y azúcares, a hidrógeno y ácido acético, los cuales serán utilizados en las reacciones metanogénicas. Estas reacciones están ilustradas en los puntos 3 y 4 de la figura 7.

Teniendo en cuenta que la elevada producción de hidrógeno en esta reacción podría llegar a ser un limitante en la producción final de metano, es importante que se lleven a cabo ciertos procesos que limitan el contenido de hidrógeno, entre los cuales está la acción de las bacterias metanogénicas que utilizan el hidrógeno para producir metano (reacción 7, figura 7), la homoacetogénesis (reacción 5, figura 7) que consiste en la formación de ácido acético a partir de hidrógeno y dióxido de carbono y, finalmente el consumo de H₂ por parte de las bacterias sulfato-reductoras, estas bacterias crecen en presencia de sulfato y metabolizan el H₂ y el ácido acético presentes en el medio.

1.5.1.4. METANOGENÉISIS

En esta última etapa, las bacterias metanogénicas (anaerobias estrictas) son esenciales en este proceso, por ser los únicos microorganismos que pueden catabolizar anaerobiamente el ácido acético e hidrógeno para dar productos más simples como metano y dióxido de carbono, en ausencia de energía lumínica y oxígeno. En esta etapa se diferencian dos procesos: la metanogénesis acetoclástica que utiliza el ácido acético para producir metano y dióxido de carbono (reacción 6, figura 7) y la metanogénesis hidrogenotrófica (reacción 7, figura 7) que produce metano y agua utilizando el hidrógeno como dador de electrones. Las ecuaciones 10 y 11 corresponden a los procesos de Metanogénesis:

Metanogénesis acetoclástica:



Metanogénesis hidrogenotrófica:



Esta etapa se conoce también como periodo de digestión intensa, estabilización y gasificación. En ella son utilizados los materiales nitrogenados más resistentes, como las proteínas y los aminoácidos, disminuyendo el contenido de ácidos volátiles. El pH aumenta hasta un valor comprendido entre 6.8 y 7.4 produciéndose grandes volúmenes de gases.

Es en esta etapa en donde tiene lugar la estabilización de los fangos al convertirse los ácidos orgánicos en anhídrido carbónico y metano; el gas metano así producido es insoluble y su separación de la solución provoca la estabilización del fango.

1.6. LA PRECIPITACIÓN EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Durante el tratamiento biológico de las aguas residuales, especialmente en la eliminación biológica de fósforo, se ha observado la precipitación de forma natural del fósforo en algunas etapas del proceso. Esto es debido a que las condiciones en determinados puntos del proceso (pH, concentración de fosfatos y concentración de cationes metálicos, etc.) son adecuadas para la formación de distintas especies sólidas. Este mecanismo de fijación del fósforo por vía química puede llegar a representar hasta un 80% del fósforo particulado presente en el sistema (Barat, 2004).

La eliminación biológica de fósforo se produce por medio de dos mecanismos en el tratamiento de aguas residuales, el primero está relacionado con la eliminación biológica de fósforo y el segundo por medio de procesos químicos. En la eliminación inducida biológicamente se suceden dos procesos, el primero tiene que ver con las necesidades nutricionales de los microorganismos y el segundo con la acumulación de fósforo intracelular en forma de polifosfatos.

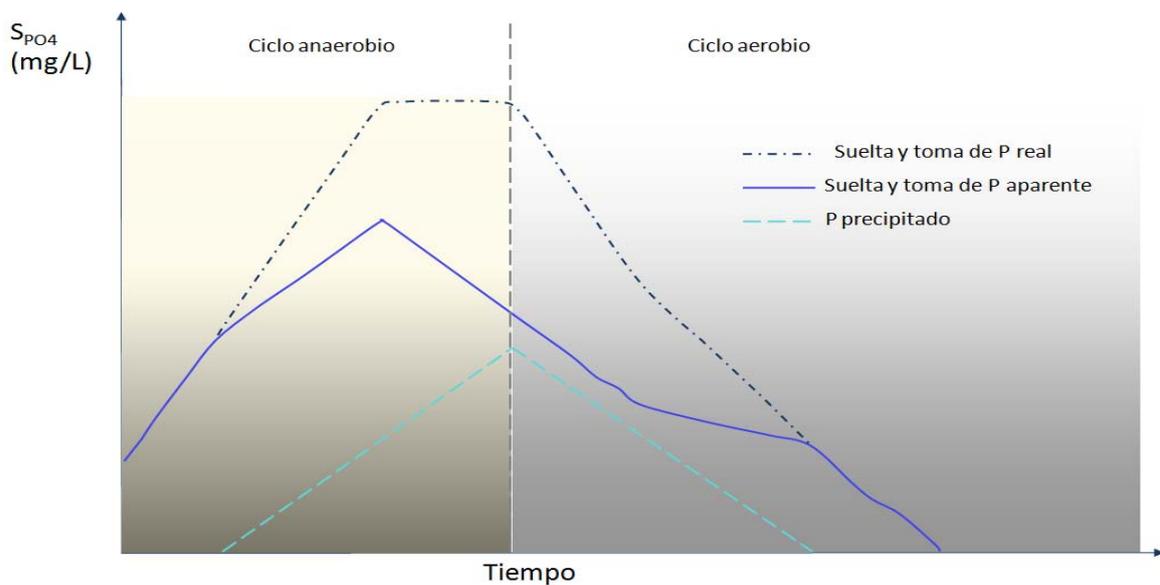
En el proceso químico se tienen en cuenta dos tipos de precipitaciones, una a nivel macroscópico en el seno de la disolución y otra a nivel microscópico sobre la superficie de los flóculos. En la precipitación en la disolución, el crecimiento del flóculo depende de su composición y, la precipitación en la superficie de los flóculos obedece a las condiciones especiales y diferentes a las del seno de la disolución, como el pH y la concentración de iones.

1.6.1. LA PRECIPITACIÓN EN LA LÍNEA DE AGUAS

En la línea de aguas se precipita el fósforo principalmente como fosfato cálcico, esta precipitación es más significativa en los reactores de tratamiento en discontinuo que en los reactores continuos. En los reactores discontinuos se suceden los procesos anaerobio y aerobio en un mismo reactor, por tal motivo se observan concentraciones significativas de fósforo a lo largo del proceso.

En la etapa anaerobia se produce la liberación de fósforo en la disolución y, dependiendo de la concentración de cationes metálicos, del fósforo disuelto y del pH, se puede producir la precipitación en forma de fosfato metálico. En la etapa aerobia ocurre la toma de fósforo y por lo tanto la disminución de fósforo disuelto pudiendo ocurrir la redisolución del fosfato precipitado (figura 8).

Figura 8. Evolución de la concentración de fósforo en un SBR (Sequencing Batch Reactor) con EBPR en el que se dan conjuntamente los procesos biológicos de precipitación



Fuente: Barat, (2004)

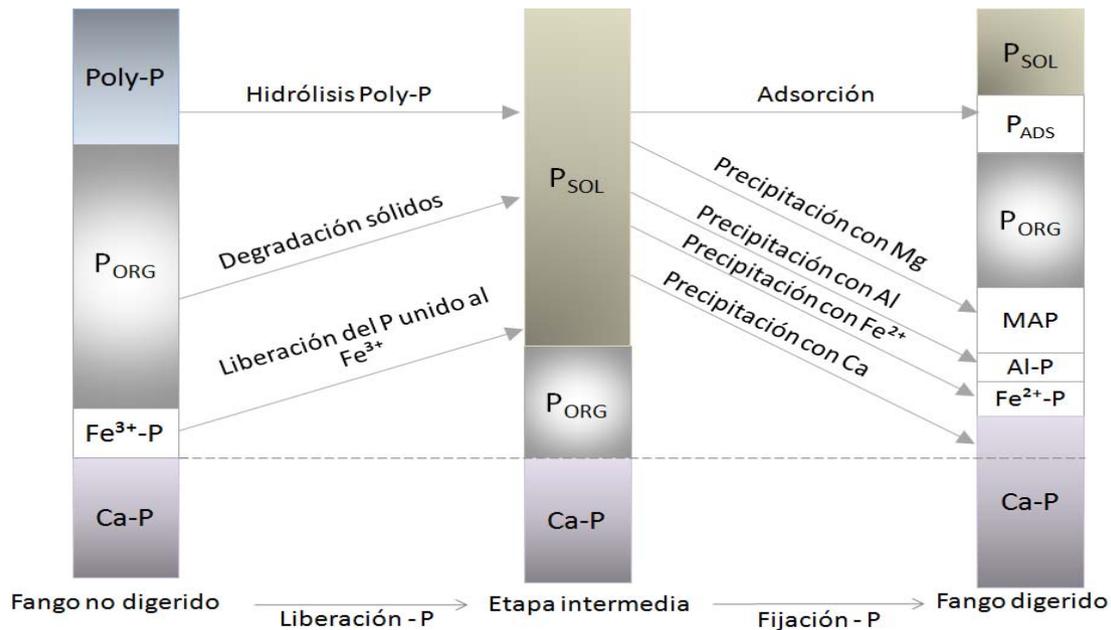
1.6.2. LA PRECIPITACIÓN EN LA LÍNEA DE FANGOS

La precipitación en la línea de fangos se produce de forma espontánea, este proceso incide en las concentraciones de fósforo devuelta a cabeza de planta en el proceso de recirculación del sobrenadante después de la deshidratación del fango. Puede ocurrir que sea elevada la concentración de fósforo en la recirculación y provocar un mal rendimiento en la planta en lo relacionado a la eliminación de fósforo o por el contrario que se produzca una precipitación importante en el fango y por lo tanto la concentración de P en el sobrenadante resultará muy baja.

Cuando se encuentran concentraciones bajas de fósforo en el efluente del digestor anaerobio podría esperarse que se estén produciendo fenómenos de fijación del

fósforo disuelto al interior del mismo, lo cual determina la concentración en la corriente de recirculación a la línea de aguas. La figura 9 muestra los procesos de liberación y de fijación del fósforo durante la digestión anaerobia en estado estacionario.

Figura 9. Procesos de liberación y fijación de fósforo durante la digestión anaerobia de fango



Fuente: Barat, (2004)

En la digestión anaerobia de fangos se produce la suelta espontánea de fósforo soluble ocasionada por la lisis celular, aumentando significativamente la concentración de P en el medio. Relacionado a estas reacciones se encuentra la liberación de K^+ y Mg^{+2} contenidos en la estructura del polifosfato $(K_{0.33}Mg_{0.33}PO_3)_n$. El incremento de la concentración de P y Mg, asociado al aumento del amonio ($N-NH_4$) debido a la descomposición de la materia orgánica y a la presencia de cationes metálicos como calcio, hierro y aluminio, ocasiona a valores de pH neutros, la precipitación de fosfato de amonio y magnesio hexahidratado ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) conocido con el nombre de estruvita.

El fósforo también puede precipitar con aluminio, hierro y calcio. En los procesos de liberación de fósforo se pueden incluir todos aquellos que liberen fósforo soluble como: la degradación de parte del fósforo contenido en la materia orgánica, la

hidrólisis del polifosfato celular y el paso de Fe^{3+} a Fe^{2+} . Resultando por lo tanto, la liberación del fósforo que esté unido al Fe^{3+} bajo diferentes especies químicas a consecuencia del medio altamente reductor en la digestión. El fósforo unido al calcio en forma de hidroxiapatita permanece de esta forma debido a que es un precipitado altamente estable.

Los procesos de fijación de fósforo incluyen la adsorción de parte del fósforo soluble y la precipitación del fósforo principalmente en los siguientes iones: iones Magnesio (Estruvita o MAP, $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), Aluminio (Variscita, $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Hierro (II) (Vivianita, $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) y Calcio (fosfatos de calcio).



OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

El objetivo general de esta tesina es estudiar la evolución de las características del agua residual tratada en la planta piloto del grupo CALAGUA ubicada en la estación depuradora de aguas residuales de la Cuenca del Barranco del Carraixet, en Alboraya (Valencia). Para ello se han realizado balances de masa a las distintas unidades de tratamiento: unidad de decantación primaria, planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes, espesador previo de fango secundario, espesador conjunto de fangos y planta de digestión anaerobia, teniendo en cuenta los procesos de precipitación que puedan tener lugar en el digestor.

Para la consecución de este objetivo general se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Mantenimiento y control de la unidad de decantación primaria y de digestión.
- Seguimiento analítico y caracterización de las corrientes de la línea de agua y de la línea de fango.
- Cálculo de los balances de masa para el fósforo en las etapas del proceso de tratamiento.
- Evaluación del proceso de eliminación de materia orgánica y nutrientes en el proceso biológico.
- Evaluación del proceso de digestión anaerobia y valoración de los posibles procesos de precipitación en la línea de fangos.



MATERIALES Y MÉTODOS

3. MATERIALES Y MÉTODOS

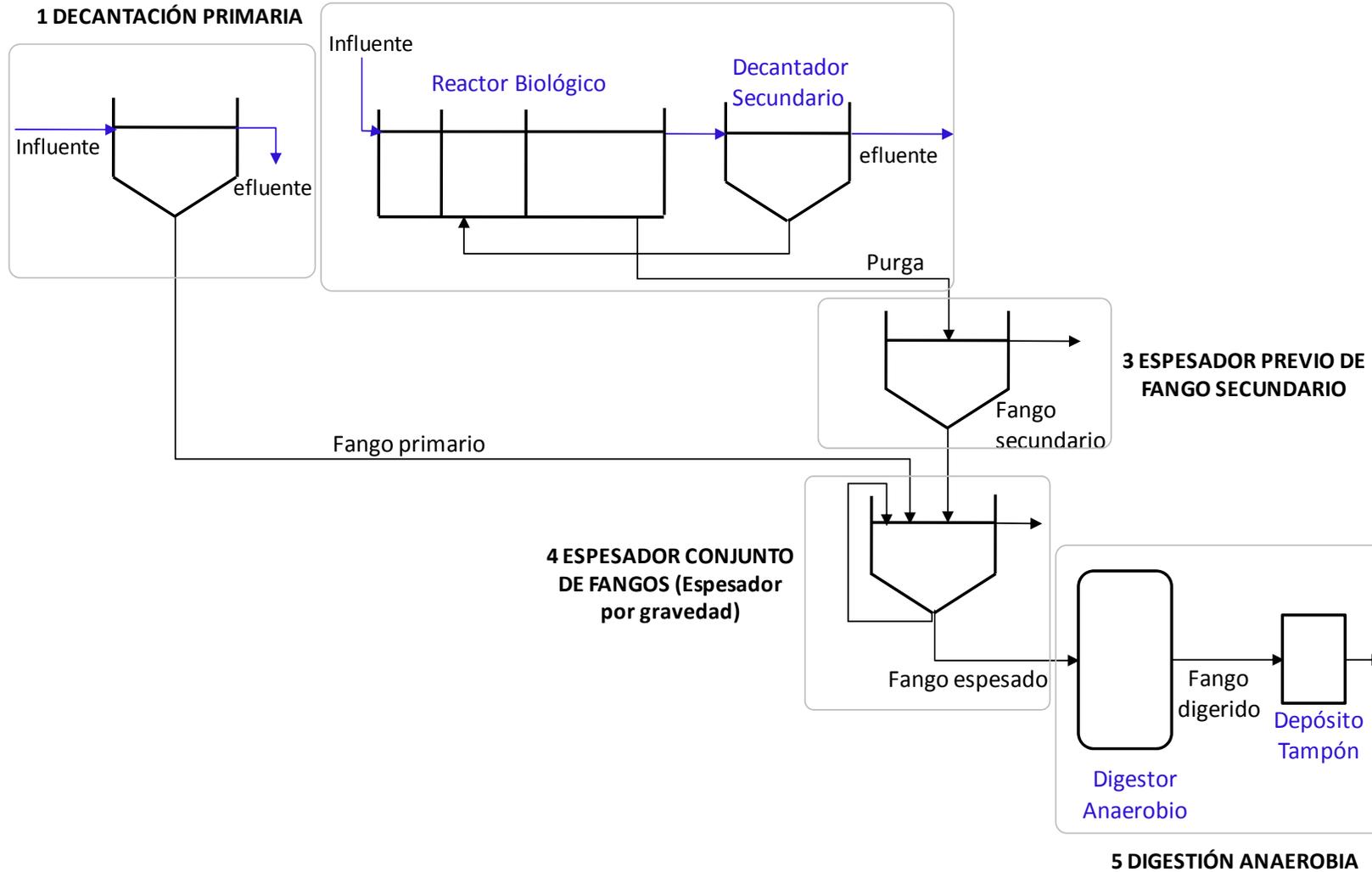
El estudio se realizó en la planta piloto del grupo de investigación CALAGUA ubicada en la estación depuradora de aguas residuales de la Cuenca del Barranco del Carraixet situada en Alboraya (Valencia). La EDAR trata los vertidos provenientes de las poblaciones ubicadas a lo largo de la cuenca y también aguas residuales industriales. En la figura 10 se muestra el diagrama de flujo de la planta piloto sujeta a estudio.

La planta piloto está constituida por una unidad de decantación primaria, una planta de tratamiento biológico de aguas residuales para la eliminación de materia orgánica y nutrientes, una unidad de espesamiento previo del fango secundario, espesamiento conjunto del fango primario y secundario y, una planta de digestión anaerobia.

Los análisis de las muestras se realizaron en el laboratorio de investigación de aguas del departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Valencia, en donde se contó con los equipos, reactivos, sistemas de almacenamiento de agua residual y asesoramiento por parte del grupo investigador.

Figura 10. Esquema general de la planta piloto de aguas residuales

2 PLANTA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES (Proceso biológico)



3.1. DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA PILOTO

La planta piloto de aguas residuales está constituida por varias unidades de tratamiento: 1) unidad de decantación primaria, 2) planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes, 3) unidad de espesamiento previo del fango secundario, 4) espesador conjunto de fangos y 5) digestor anaerobio (figura 10).

El influente de la unidad de decantación primaria proviene del desarenador de la planta del Carraixet. El efluente del decantador en esta configuración no es utilizado como influente del proceso biológico, porque lo que se quiere conseguir es la concentración del fango primario y no un efluente clarificado con la calidad necesaria para la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes.

La entrada al proceso biológico proviene de los decantadores primarios de la planta industrial del Carraixet. El licor mezcla que sale de los reactores es separado en el decantador secundario, de donde se obtiene el agua clarificada como efluente y el fango que se recircula al reactor anóxico. Del reactor aerobio se realiza directamente una purga, que se lleva al espesador previo de fango secundario, de aquí se extrae el fango que se lleva a digestión. El motivo de realizar esta purga, se originó por la necesidad de controlar con mayor precisión el tiempo de retención celular en la proceso biológico.

El fango del decantador primario y el fango del espesador de fango secundario, son el influente del espesador por gravedad. El fango espesado pasa al digestor para ser estabilizado y de éste a un depósito de regulación, en donde termina su estabilización.

3.1.1. UNIDAD DE DECANTACIÓN PRIMARIA

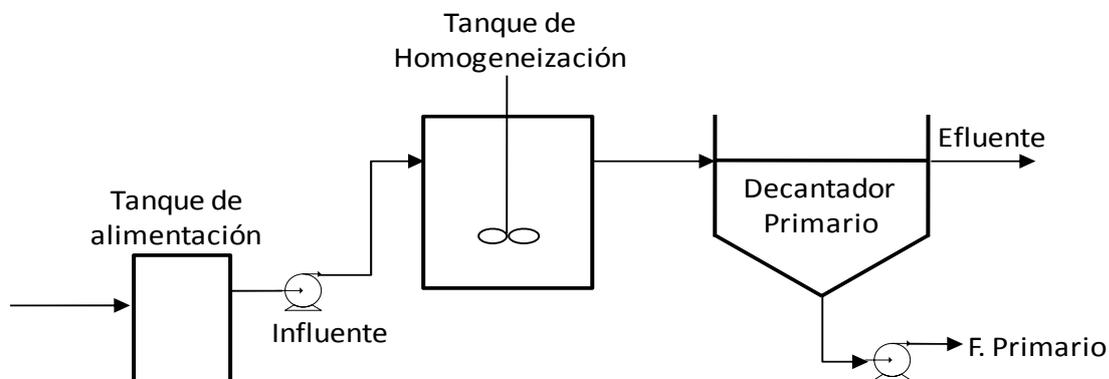
La decantación primaria está comprendida por un depósito de homogeneización y un decantador primario (figura 11). El influente de la planta de decantación primaria proviene del desarenador de la planta del Carraixet con un caudal promedio de 869,8 L/d. El influente llega al tanque de homogeneización, el cual tiene una capacidad de

100 L. El efluente de este tanque pasa al decantador primario, con un volumen de 112 L, y se utiliza para sedimentar el agua con alto contenido de materia en suspensión. Ya sedimentado el fango se extrae por la parte inferior con una bomba peristáltica temporizada a un caudal de 5,3 L/d para ser tratado en la planta de digestión. El tiempo de retención hidráulico del decantador primario es de 3,1 horas y el tiempo de retención de sólidos es de 3,6 días. En la tabla 1 se presentan las dimensiones del decantador primario.

Tabla 1. Dimensiones del decantador primario
DIMENSIONES

Diámetro (cm)	50
Altura total (cm)	90
Altura del cono (cm)	45
Pendiente del cono (%)	173
Volumen (L)	112

Figura 11. Planta de decantación primaria



3.1.2. PLANTA PILOTO DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES

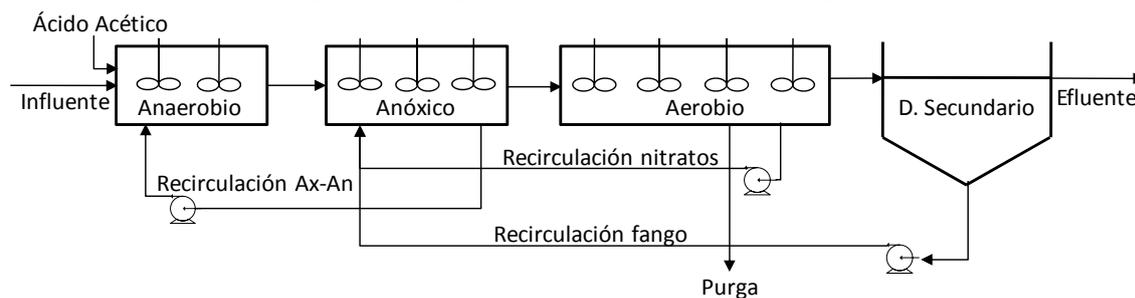
El influente a la planta piloto de eliminación de materia orgánica y nutrientes (proceso biológico), proviene de los decantadores primarios de la planta industrial del Carraixet, con un caudal de entrada promedio de 1.990,8 L/d. El tiempo de retención celular (TRC) de la planta es de 10 días y el tiempo de retención hidráulico (TRH) es de 9,8 horas.

La configuración de la planta es de tipo UCT (University of Cape Town), que incluye tres zonas: anaerobia (AN), anóxica (AX) y aerobia (AE). Dos flujos de recirculación interna, y uno de recirculación externa. La recirculación interna está comprendida por el flujo del reactor aerobio al reactor anóxico, y el flujo del reactor anóxico al reactor anaerobio. La recirculación externa va del decantador secundario al reactor anóxico.

La recirculación AE-AX se realiza para aportar nitratos al reactor anóxico, su caudal varía entre 1,5 y 4 veces el caudal de entrada en función de la concentración de nitrato en el reactor aerobio. Con la recirculación AX-AN se consigue eliminar el nitrato y el oxígeno disuelto contenidos en la corriente de recirculación a la zona anaerobia (figura 12). Y la recirculación externa tiene como objetivo proporcionar una concentración adecuada de biomasa en los reactores.

El número total de reactores son 11: 2 anaerobios, 3 anóxicos y 6 aerobios. Los volúmenes de cada zona son 171,60 L (21,11% del volumen total), 257,40 L (31,66%), y 384 L (47,23%) respectivamente, para un volumen de 813 L. El decantador secundario tiene un volumen de 80 L. La figura 12 muestra el esquema de depuración.

Figura 12. Esquema de la planta piloto de aguas



3.1.3. ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO

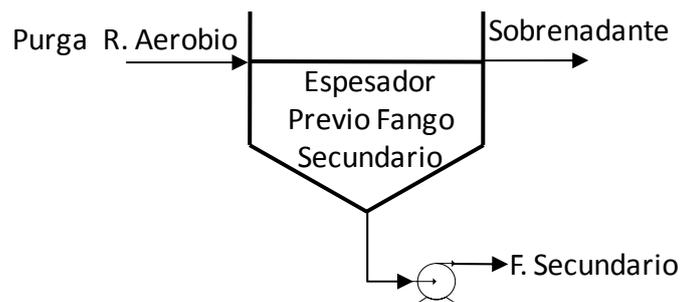
El espesador previo del fango secundario tiene un volumen de 57 L y es alimentado con la purga del reactor biológico, con un caudal promedio de 41,9 L/d. El fango secundario espesado es impulsado hasta la planta de digestión anaerobia por medio

de una bomba peristáltica a una tasa de 4,5 L/d. El TRH es de 1,4 días. Las dimensiones del espesador previo del fango secundario se presentan en la tabla 2 y su esquema en la figura 13.

Tabla 2. Dimensiones del espesador previo del fango secundario

DIMENSIONES	
Diámetro (cm)	35
Altura total (cm)	95
Altura del cono (cm)	45
Pendiente del cono (%)	309
Volumen (L)	57

Figura 13. Espesador previo del fango secundario



3.1.4. ESPESADOR CONJUNTO DE FANGOS

Este tanque se emplea para la mezcla y espesado conjunto de los fangos provenientes del decantador primario y del espesador previo del fango secundario. El espesado en la planta piloto se realiza por gravedad y se lleva a cabo en un tanque circular con capacidad para 42,9 litros. El fango alimentado sedimenta y una vez espesado se extrae por la parte inferior del tanque por medio de una bomba peristáltica temporizada. El sobrenadante que se origina se recoge en un bidón para obtener las muestras necesarias para el estudio. El tiempo de retención hidráulico del espesador es de 4,4 días y el caudal influente es de 9,7 L/d. En la tabla 3 se muestran las dimensiones del espesador por gravedad.

Tabla 3. Dimensiones del espesador conjunto de fangos

DIMENSIONES	
Diámetro (cm)	30
Altura total (cm)	94
Altura del cono (cm)	50
Volumen (L)	42,9

3.1.5. DIGESTION ANAEROBIA

La digestión anaerobia consta de un digestor anaerobio y un depósito de regulación (figura 14). El tanque de digestión es un cilindro con 1 m de altura y 0,5 m de diámetro, con una capacidad de 160 L y cinco salidas del efluente que permiten variar el TRH. El mezclado se realiza por medio de una bomba de 2850 rpm, temporizada durante 5 minutos cada 2 horas. Posee un sistema de calefacción que permite mantener la temperatura en 35°C y trabajar a escala mesofílica. El TRH empleado es de 20,8 días y el caudal influente es de 7,7 L/d. El fango digerido se conduce hasta el depósito de regulación para terminar el proceso de digestión.

Figura 14. Esquema de la planta piloto de Digestión Anaerobia

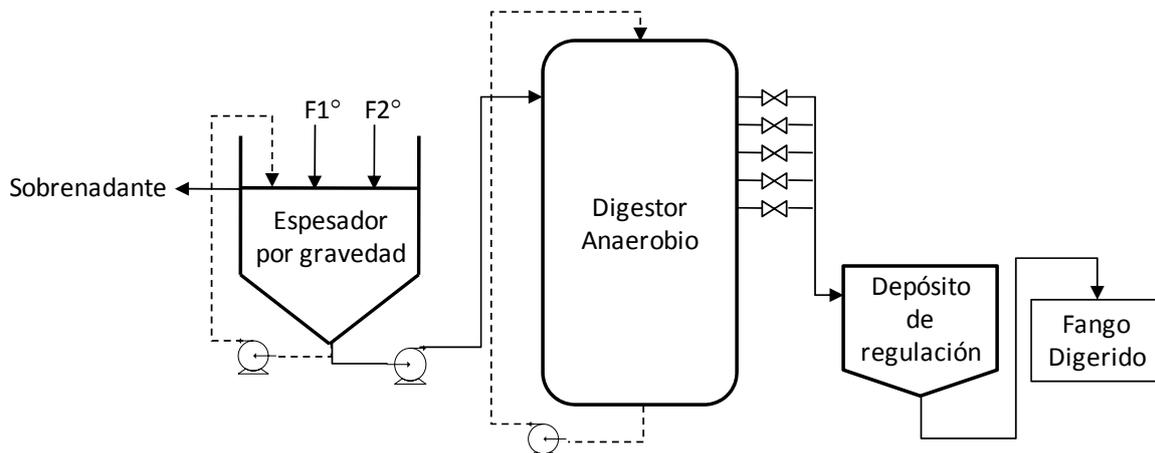


Tabla 4. Dimensiones del digestor anaerobio

DIMENSIONES	
Diámetro (cm)	50
Altura total (cm)	1,00
Volumen total (L)	160

3.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

Para el desarrollo de esta tesina se realizaron una serie de analíticas en las corrientes de agua y de fango de la planta piloto, siguiendo los métodos descritos a continuación:

3.2.1. AMONIO Y NITRATOS

Para la determinación de la concentración de amonio se emplea el método del Fenol propuesto en el *Standard Methods of Water and Wastewater* (APHA, 2005). El amonio reacciona con una solución moderadamente alcalina de hipoclorito dando monocloramina, la cual en presencia de fenol y catalizada por una pequeña cantidad de iones nitroprusiato y en exceso de hipoclorito, da lugar a un complejo azul de indofenol. El equipo utilizado es un espectrofotómetro modelo Spectronic 301, a una longitud de onda de 630 nm.

Para el cálculo de la concentración de nitratos se emplea el test de Merck (114773-Test en cubetas Nitratos). En ácido sulfúrico concentrado los iones nitrato forman con un derivado del ácido benzoico, un nitrocompuesto rojo que se determina fotométricamente, en una longitud de onda de 515 nm.

3.2.2. FÓSFORO TOTAL Y ORTOFOSFATOS

Los compuestos de fósforo que se encuentran en las aguas residuales son principalmente de tres tipos: ortofosfatos, polifosfatos y compuestos de fósforo orgánico.

Para liberar el fósforo que está combinado en la materia orgánica, es preciso someter la muestra a un proceso de digestión ácida, mediante el método de Persulfato potásico durante dos horas, según el método propuesto en *Standard Methods of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Tras la digestión, el fósforo está en forma de ortofosfato, que se determina por métodos colorimétricos.

La determinación del fósforo soluble se realiza por el método colorimétrico del ácido ascórbico, el cual se basa en la reacción del fósforo con iones de molibdeno y antimonio para formar un complejo, el cual se reduce utilizando ácido ascórbico, dando lugar a una coloración azul característica que puede ser detectada mediante colorimetría. La absorbancia a 880nm se relaciona directamente con la concentración de ortofosfato.

3.2.3. SÓLIDOS TOTALES, SÓLIDOS VOLÁTILES, SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

El cálculo de los sólidos totales se lleva a cabo mediante la evaporación de un volumen de muestra homogeneizada y posteriormente secada en una cápsula de porcelana en una estufa a una temperatura constante de 105°C. La diferencia de peso entre la cápsula vacía y la cápsula con los sólidos secos representa los sólidos totales. Los sólidos volátiles se obtienen por la diferencia de peso después de pasar esta muestra por una mufla a 550°C.

Los sólidos suspendidos totales se determinan pasando un volumen de muestra mezclada correctamente a través de un filtro de tamaño de poro de 0,45 µm pesado previamente; a continuación se seca en una estufa a 105°C hasta peso constante; el aumento de peso del filtro representa la materia en suspensión de la muestra. Los sólidos suspendidos volátiles se obtienen por la pérdida de peso de la muestra después de ser calcinada en una mufla a 550°C, *Standard Methods of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

3.2.4. ALCALINIDAD Y ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

La determinación de la alcalinidad (mg CaCO₃/L) y de los AGV (mg CH₃COOH/L), se realiza mediante el método de valoración ácido-base propuesto por Moosbrugger *et al.* (1992), en el equipo triturador marca 716 DMS Tritino. Este método se basa en la valoración de una muestra con una concentración conocida de ácido clorhídrico HCl (0,1N) hasta alcanzar valores de pH de 6.7, 5.9, 5.2 y 4.3. Posteriormente, a partir de los cálculos de equilibrio químico, que consideran concentraciones de especies químicas (fosfatos, amonio y sulfuro), pH y temperatura inicial de la muestra, volumen de la muestra empleada, y los volúmenes de HCl adicionados para alcanzar los valores de pH mencionados anteriormente; se calcula la alcalinidad asociada al carbonato y los ácidos grasos volátiles.

3.2.5. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que permite medir la cantidad de materia orgánica presente en una muestra líquida susceptible de ser oxidada por medios químicos. Es por tanto una medida representativa de la contaminación orgánica de un efluente y se expresa en mg O₂/L.

Para las muestras con una DQO entre 50 – 800 mg O₂/L se utiliza el Método de Reflujo abierto propuesto en *Standard Methods of Water and Wastewater* (APHA, 2005). El procedimiento se basa en la oxidación de la materia, utilizando un exceso conocido de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) como oxidante, en presencia de ácido sulfúrico (H₂SO₄), sulfato de plata (Ag₂SO₄) como catalizador y sulfato mercuríco (HgSO₄) adicionado para eliminar la interferencia de los cloruros. La disolución acuosa se calienta bajo reflujo durante 2 h a 150°C. Después de la digestión se determina la parte del dicromato sin reaccionar titulando con Sal de Mohr y usando como indicador de punto final el complejo ferroso ferroina. La demanda química de oxígeno se calcula a partir de la diferencia entre el dicromato añadido inicialmente y el dicromato encontrado tras la oxidación.

La DQO soluble se determina filtrando la muestra de agua residual y realizando el procedimiento descrito anteriormente.

Para muestras con una DQO entre 10 – 150 mg O₂/L se realiza una determinación colorimétrica por medio de una adaptación al laboratorio del método comercial de Merck (114541- Test en cubetas DQO). Se vierten 2,5 mL de muestra en un tubo, al que se le añaden 1,5 mL de disolución de digestión que contiene K₂Cr₂O₇, H₂SO₄ y HgSO₄ y, 5 mL de reactivo ácido sulfúrico que contiene Ag₂SO₄ y H₂SO₄. Se colocan en un digestor a 150°C durante 2 horas y se mide la absorbancia. Se determina la DQO en un espectrofotómetro (Spectroquant VEGA 400) a una longitud de onda de 446nm.

3.2.6. NITRÓGENO TOTAL Y NITRÓGENO SOLUBLE

Para la determinación del nitrógeno total y el nitrógeno soluble se utiliza el método comercial Merck 100613. Los compuestos orgánicos e inorgánicos de nitrógeno se transforman en nitratos por el método de Koroleff por tratamiento con un oxidante en un termorreactor. Estos nitratos, en solución sulfúrica y fosfórica, forman con 2,6-dimetilfenol (DMP) el compuesto 4-nitro-2,6-dimetilfenol que se determina fotométricamente a una longitud de onda de 338 nm.

3.2.7. METALES

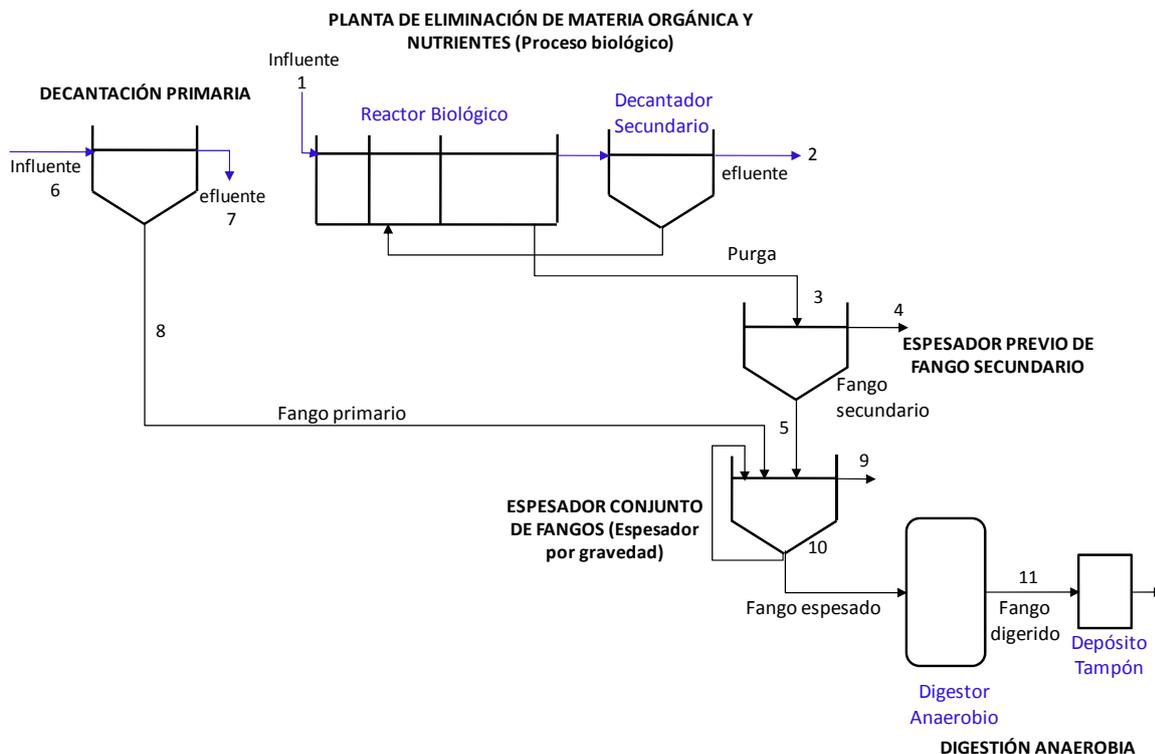
Se determina la concentración de los metales Mg_T, Ca_T y K_T mediante el método de Espectrometría de Absorción atómica de llama del *Standard Methods of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Para el cálculo de los metales se realiza una digestión preliminar con ácido nítrico (HNO₃) durante dos horas a 150°C y se filtra posteriormente para realizar el análisis en el equipo de Absorción. En la absorción atómica se dirige un rayo luminoso a través de una llama a un monocromador y sobre un detector que mide la cantidad de luz absorbida por el elemento atomizado por la llama. Como cada metal tiene su propia longitud de onda de absorción característica, se utiliza como fuente luminosa una lámpara compuesta de dicho elemento. La

extensión a la cual la luz es absorbida determina la concentración del elemento en la muestra.

3.3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

Para llevar a cabo la evaluación del comportamiento de la planta piloto y la correspondiente evolución de las características del agua residual a través de los procesos, se realizó una campaña de muestreos en cada una de las corrientes de las unidades de tratamiento, las cuales se muestran en la figura 15.

Figura 15. Puntos de muestreo en las Plantas Piloto



El período en que se inició el control de la planta piloto para llegar a un estado estacionario estuvo comprendido entre el 3 de diciembre de 2007 y el 1 de febrero de 2008, tiempo en el cual se realizó el mantenimiento y control diario de toda la línea de fangos. El control de la planta de eliminación biológica de materia orgánica y nutrientes fue llevado por los investigadores que estaban desarrollando sus estudios en esta planta. La fase de estudio abarcó desde el 4 de febrero al 4 de marzo de 2008.

Las muestras en cada punto se recogieron manualmente en las conducciones situadas en las entradas y salidas de las respectivas plantas, siendo trasladadas al laboratorio para su análisis, siguiendo el protocolo descrito en cada parámetro. La tabla 5 indica los parámetros medidos en cada muestra.

Tabla 5. Analíticas realizadas a las corrientes de la línea de agua y de fango

PARÁMETROS	P. Aguas			Decantador primario			Espesador previo F. D2rio.			Espesador			Digestor	
	IN 1	OUT 2	P 3	IN 6	OUT 7	F1rio 8	IN 3	OUT 4	F2rio 5	IN 8-5	OUT 9	Fesp 10	IN 10	OUT 11
Sólidos (ST, SV)						*			*	*	*	*	*	*
Sólidos (SST, SSV)	*	*	*	*	*		*	*			*			
Materia orgánica (DQOT, DQOsol)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Nitrógeno (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NT, Nsol)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Fósforo (PT, P-PO ₄ ³⁻)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ácidos grasos volátiles	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Alcalinidad	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Metales (Ca ⁺² , Mg ⁺² , K ⁺)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

IN: Entrada

F1rio: Fango primario

P: Purga

OUT: Salida

F2rio: Fango secundario

3.4. METODOLOGÍA PARA EL ESTUDIO DE LA PLANTA PILOTO

Para este estudio se utilizaron varios parámetros tales como la eliminación de la materia orgánica, tiempo de retención hidráulico, tiempo de retención de sólidos y tiempo de retención celular. En esta sección, igualmente se definen los balances en el digestor para el fósforo, el magnesio y el calcio, y por último se consideran los precipitados y los balances de los sólidos no volátiles (SNV).

3.4.1. PARÁMETROS EMPLEADOS EN EL ESTUDIO DE LA PLANTA PILOTO

A partir de las analíticas realizadas en las corrientes de la planta piloto, se calcularon los siguientes parámetros:

ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA:

El porcentaje de eliminación de materia orgánica se calcula como la relación entre la materia orgánica (MO) degradada y la materia orgánica influente, siendo la MO degradada la diferencia entre la concentración de materia orgánica en el influente y en el efluente. Se determina para SV y para la DQO, mediante la siguiente expresión:

$$\%E_{MO} = \left(1 - \frac{[C_{MO}]_{ef}}{[C_{MO}]_{in}}\right) \times 100 \quad \text{Ec. 12}$$

Donde $[C_{MO}]$ es la concentración de SV o DQO.

TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO (TRH):

Se define como el tiempo de permanencia medio del agua o del fango en los reactores de la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes. El tiempo de retención se obtiene a partir del volumen del reactor (V_R) y del caudal de alimentación (Q), como se muestra en la ecuación 13.

$$TRH = \frac{V_R}{Q} \quad \text{Ec.13}$$

TIEMPO DE RETENCIÓN CELULAR (TRC):

Es el tiempo medio de permanencia de los microorganismos en el reactor. Se obtiene a partir de los volúmenes de los reactores, la concentración de sólidos, el caudal de purga y el caudal del efluente.

$$TRC = \frac{\sum_{i=1}^n V_i \times X_{Total,i}}{Q_P \times X_{Total} + Q_{ef} \times X_{Total,ef}} \quad \text{Ec.14}$$

Donde:

n = Número de reactores

V_i = Volumen del reactor i

$X_{\text{Total},i}$ = Concentración de SST en el reactor i (mg/L)

Q_p = Caudal de purga

Q_{ef} = Caudal del efluente

$X_{\text{Total,ef}}$ = Concentración de SST en el efluente (mg/L)

3.4.2. BALANCE DE FÓSFORO, MAGNESIO Y CALCIO

Para el cálculo de las precipitaciones en la línea de fangos se deben tener en cuenta las fracciones de P, Mg, Ca y K asociadas a la materia orgánica tanto en el fango primario como en el secundario espesado previamente. Igualmente se debe valorar el K, P y Mg liberado por las bacterias PAO.

Para calcular el contenido de P, Mg y K existentes en la materia orgánica del fango primario se utilizaron los valores experimentales obtenidos en estudios previos realizados por el grupo de investigación CALAGUA, los cuales fueron hallados a partir de los sólidos volátiles y de las concentraciones totales y solubles de estos elementos. Para el Ca no se ha utilizado un valor para el cálculo de su contenido en la materia orgánica debido a que en investigaciones sobre la digestión anaerobia (Martí, 2007) se concluyó que habría una posible precipitación de compuestos de Ca en el decantador primario, lo que impide la estimación exacta del contenido de este elemento asociado a la materia orgánica.

Para calcular el contenido en el fango secundario espesado previamente de estos elementos se utilizaron los valores encontrados en la bibliografía (Metcalf & Eddy, 1991). El motivo por el cual se han utilizado porcentajes teóricos para el fango secundario espesado es que al tratarse de fango procedente de un tratamiento EBPR no es posible diferenciar fácilmente la fracción de estos elementos asociados al Poli-P de la asociada a la estructura celular.

En la tabla 6 se consignan los valores para estimar el contenido de P, K, Mg y Ca en la materia orgánica para el fango primario y el fango secundario espesado previamente. Estos valores permiten calcular el contenido orgánico de cada elemento.

Tabla 6. Valores para calcular el contenido de P, Ca, Mg y K en la materia orgánica

PARÁMETRO	F1 ^o	F2 ^o
Fósforo	1,30	2,00
Potasio	0,28	0,80
Magnesio	0,50	0,40
Calcio		0,40

(Valores expresados como % en peso de SV en el fango)

Fuente: Martí, (2007)

En relación a las bacterias PAO, en la digestión se produce la hidrólisis de todo el Poli-P, incrementando el contenido de fósforo soluble. Asociada a la liberación de fósforo por las bacterias PAO se ocasiona la suelta de Mg y K al medio. Las relaciones K/P y Mg/P han sido determinadas por los miembros de investigación del grupo CALAGUA, obteniendo valores de: 0,354 gK/gP y 0,283 gMg/gP (Martí, 2007).

El potasio en el proceso de digestión se mantiene en forma soluble, por lo tanto se considera un elemento conservativo, pudiéndose utilizar en el planteamiento de los balances. En sistemas con concentraciones bajas de N-NH₄ se observó la precipitación de estruvita potásica (KMgPO₄·6H₂O). Pero dado que en el digestor el amonio tiene una concentración muy alta y a la confirmación de la ausencia de estruvita potásica en investigaciones anteriores (Martí, 2007) se descartó la posibilidad de esta forma de precipitación.

Finalmente, con el tiempo de retención de 20 días en el digestor, tanto el fango primario como el secundario se comportan del mismo modo frente al proceso de degradación de la materia orgánica (Martí, 2007). Por lo tanto, teniendo en cuenta las observaciones anteriores, se plantean a continuación los balances de masa para calcular los precipitados en el digestor.

3.4.2.1. BALANCE DE FÓSFORO

La determinación analítica del potasio soluble a la entrada (K_{in}) y a la salida (K_{ef}) del digestor permite calcular la liberación total del potasio (K_{libTOT}).

$$K_{\text{libTOT}} = K_{\text{ef}} - K_{\text{in}} \quad \text{Ec. 15}$$

En la ecuación 16, a partir del K_{libTOT} y el potasio liberado a través de la degradación de la materia orgánica (K_{libORG}) se calcula el potasio liberado por las bacterias PAO (K_{libPAO}). Utilizando los valores de la tabla 6 se calcula el (K_{libORG}) en el digestor (Ecuación 17).

$$K_{\text{libPAO}} = K_{\text{libTOT}} - K_{\text{libORG}} \quad \text{Ec. 16}$$

Donde:

$$K_{\text{libORG}} = \left(\frac{0,28}{100} \times \%STF1^{\circ} + \frac{0,80}{100} \times \%STF2^{\circ} \right) \times \Delta SV \quad \text{Ec. 17}$$

Siendo el ΔSV la diferencia entre los sólidos volátiles de la entrada y los de la salida.

A partir del K_{libPAO} y la relación $K/P = 0,354$ (gK/gP) se calcula el fósforo liberado por las bacterias PAO (P_{libPAO}), como se plantea en la ecuación 18.

$$P_{\text{libPAO}} = \frac{K_{\text{libPAO}}}{0,354} \quad \text{Ec. 18}$$

Teniendo en cuenta el fósforo soluble a la entrada (P_{in}) y a la salida del digestor (P_{ef}) y el fósforo liberado por la materia orgánica (P_{libORG}) y las bacterias PAO (P_{libPAO}), se plantea el balance de fósforo para obtener como resultado el fósforo precipitado en el digestor (P_{prec}).

$$P_{\text{prec}} = P_{\text{in}} + P_{\text{libORG}} + P_{\text{libPAO}} - P_{\text{ef}} = P_{\text{in}} + P_{\text{libTOT}} - P_{\text{ef}} \quad \text{Ec. 19}$$

Donde:

$$P_{\text{libORG}} = \left(\frac{1,30}{100} \times \%STF1^{\circ} + \frac{2,00}{100} \times \%STF2^{\circ} \right) \times \Delta SV \quad \text{Ec. 20}$$

El porcentaje de fósforo precipitado ($\%P_{\text{prec}}$) se calcula de la siguiente forma:

$$\%P_{\text{prec}} = \frac{P_{\text{prec}}}{P_{\text{in}} + P_{\text{libTOT}}} \times 100 = \frac{P_{\text{prec}}}{P_{\text{dis}}} \times 100 \quad \text{Ec. 21}$$

Donde:

P_{libTOT} : fósforo liberado total.

P_{dis} : fósforo disponible.

3.4.2.2. BALANCE DE MAGNESIO

Se plantea el balance del magnesio en el digester teniendo en cuenta el Mg soluble a la entrada (Mg_{in}), a la salida (Mg_{ef}) y el liberado total (Mg_{libTOT}). El porcentaje de Mg precipitado ($\%Mg_{\text{prec}}$) se determina respecto al Mg soluble total disponible. Utilizando la relación de $Mg/P = 0,283$ (gMg/gP) se calcula el magnesio liberado por las bacterias PAO (Mg_{libPAO}).

$$Mg_{\text{prec}} = Mg_{\text{in}} + Mg_{\text{libORG}} + Mg_{\text{libPAO}} - Mg_{\text{ef}} = Mg_{\text{in}} + Mg_{\text{libTOT}} - Mg_{\text{ef}} \quad \text{Ec. 22}$$

Donde:

$$Mg_{\text{libORG}} = \left(\frac{0,50}{100} \times \%STF1^{\circ} + \frac{0,40}{100} \times \%STF2^{\circ} \right) \times \Delta SV \quad \text{Ec. 23}$$

$$\%Mg_{\text{prec}} = \frac{Mg_{\text{prec}}}{Mg_{\text{in}} + Mg_{\text{libTOT}}} \times 100 = \frac{Mg_{\text{prec}}}{Mg_{\text{dis}}} \times 100 \quad \text{Ec. 24}$$

$$Mg_{\text{libPAO}} = P_{\text{libPAO}} \times 0,283 \quad \text{Ec. 25}$$

3.4.2.3. BALANCE DE CALCIO

Para el cálculo del calcio precipitado (Ca_{prec}) se plantea el balance con las concentraciones de calcio a la entrada (Ca_{in}), a la salida (Ca_{ef}) y el liberado en la degradación de la materia orgánica (Ca_{libORG}). Hay que tener en cuenta para este balance que el calcio no está relacionado con la hidrólisis del Poli-P, por lo tanto no hay un término que corresponda a la liberación de Ca por las bacterias PAO.

$$Ca_{\text{prec}} = Ca_{\text{in}} + Ca_{\text{libORG}} - Ca_{\text{ef}} \quad \text{Ec. 26}$$

Donde:

$$Ca_{\text{libORG}} = \left(\frac{0}{100} \times \%STF1^{\circ} + \frac{0,40}{100} \times \%STF2^{\circ} \right) \times \Delta SV \quad \text{Ec. 27}$$

El porcentaje de calcio precipitado ($\%Ca_{\text{prec}}$) se calcula de acuerdo a la siguiente expresión:

$$\%Ca_{\text{prec}} = \frac{Ca_{\text{prec}}}{Ca_{\text{in}} + Ca_{\text{libORG}}} \times 100 \quad \text{Ec. 28}$$

3.4.3. PRECIPITADOS EN EL DIGESTOR

Para realizar los balances de SNV en el digestor se debe tener en cuenta que los precipitados que se forman principalmente son los fosfatos y carbonatos de magnesio y de calcio. Según datos bibliográficos se considera que el magnesio precipita generalmente como estruvita (MAP) en los digestores anaerobios; por lo tanto teniendo en cuenta su fórmula química ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) se puede calcular el porcentaje de fósforo precipitado como estruvita ($\%P\text{-MAP}$). La precipitación de otros fosfatos de magnesio, como la newberita y el fosfato trimagnésico se ha considerado despreciable. El motivo fundamental es que la newberita precipita a $pH < 6$ y el fosfato trimagnésico tiene una velocidad de precipitación muy baja. La magnesita debido a su mayor solubilidad frente a la estruvita, no se ha considerado en estos cálculos.

En cuanto a los precipitados con calcio, para este trabajo se ha calculado la precipitación como Hidroxiapatita ($Ca_5(PO_4)_3OH\text{-HAP}$) por ser termodinámicamente más estable que el resto de los fosfatos cálcicos y porque con el TR del digestor de 20 días, se considera que la mayor parte los fosfatos cálcicos formados inicialmente se habrán transformado en HAP. A partir de la relación molar $Ca/P=1,67$ se calcula el porcentaje de fósforo fijado como fosfatos cálcicos ($\%P\text{-HAP}$). El fósforo no

precipitado como estruvita o como hidroxiapatita (%P-) se ha atribuido a fenómenos de adsorción superficial en sólidos.

3.4.3.1. BALANCE DE SNV

El valor teórico de los SNV en el efluente (SNV_{efTEO}), corresponde a los SNV que entran en el influente (SNV_{in}) y a los SNV generados por la precipitación de compuestos inorgánicos en el digestor (SNV_{prec}), menos los SNV que se pierden por la degradación del Poli-P del fango secundario (SNV_{Poly-P}).

$$SNV_{efTEO} = SNV_{in} + SNV_{prec} - SNV_{Poly-P} \quad \text{Ec. 29}$$

Para el cálculo de los SNV_{prec} se tienen en cuenta las observaciones realizadas anteriormente: que el magnesio precipita principalmente como estruvita y el calcio como hidroxiapatita, así obtenemos los SNV precipitados como MAP y HAP.

$$SNV_{prec} = MAP + HAP \quad \text{Ec. 30}$$

Donde:

$$MAP = Mg_{prec} \times \frac{PM \text{ MAP}}{PM \text{ Mg}} \quad \text{Ec. 31}$$

$$HAP = Ca_{prec} \times \frac{PM \text{ HAP}}{PM \text{ Ca}} \quad \text{Ec. 32}$$

Para el cálculo de los SNV que se pierden en el digestor hay que considerar que desaparecen 3,23 gramos de SNV por cada gramo de fósforo liberado al medio.

$$SNV_{Poly-P} = 3,23 \times P_{libPAO} \quad \text{Ec. 33}$$

En investigaciones anteriores (Martí, 2007), el valor teórico de los SNV del efluente del digestor (SNV_{efTEO}) resultó mayor que el valor experimental (SNV_{efEXP}). Se atribuyó esta diferencia a la pérdida de estruvita en la mufla y a los precipitados

acumulados en el digestor (SNV_{ac}). Mediante la relación de los términos anteriores se calculan los SNV_{ac} :

$$SNV_{ac} = SNV_{ef_{TEO}} - SNV_{ef_{EXP}} - MAP_{des} \quad \text{Ec. 34}$$

Investigaciones sobre la descomposición de la estruvita demostraron que entre los 80 y 120°C se pierden las 6 moléculas de agua de la estructura cristalina, y que a temperaturas entre los 120 y 400°C se pierde el N-NH₄, resultando una pérdida total de peso de 51,36%. Y teniendo en cuenta que el cálculo de los SNV se realiza llevando la muestra a 550°C en una mufla, no se sabría la cantidad de estruvita que se contabiliza como SV siendo SNV. Debido a que no se puede saber cuánta estruvita estaría en la muestra del efluente y la que podría haberse quedado en el digestor, no se puede calcular exactamente toda la estruvita que se ha formado. Por consiguiente para realizar el cálculo de la estruvita destruida (MAP_{des}), se ha considerado que toda la estruvita formada en el digestor sale con el efluente, como se indica en la ecuación 35.

$$MAP_{des} = MAP \times 0,5136 \quad \text{Ec. 35}$$

Finalmente, teniendo en cuenta los SNV_{ac} y el caudal de fango digerido en el digestor, se puede calcular el caudal másico de sólidos no volátiles acumulados ($m_{SNV_{ac}}$) en el digestor.

$$m_{SNV_{ac}} = SNV_{ac} \times Q \quad \text{Ec. 36}$$



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DECANTACIÓN PRIMARIA

El caudal influente a la unidad de la decantación primaria proviene del desarenador de la planta de tratamiento del Carraixet. El agua de entrada pasa primero por el tanque de homogeneización y de este rebosa al decantador primario. Posterior a la decantación se produce el transporte por bombeo del fango decantado al espesador conjunto de fangos. Las muestras para el análisis del influente se tomaron en el tanque de homogeneización y las del fango en el sistema de conducción que va al espesador.

A continuación se presenta el análisis de los resultados obtenidos en el estudio de la decantación primaria. En la primera parte se muestran los parámetros de operación de la unidad de tratamiento de decantación y los datos de la caracterización detallada del influente, el efluente y el fango. Posteriormente se realiza el análisis de los parámetros empleados.

4.1.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DE LA UNIDAD DE DECANTACIÓN PRIMARIA

En la tabla 7 se especifican los valores de los parámetros utilizados en el funcionamiento de la unidad de decantación. Los cuales son: el tiempo de retención hidráulico (TRH), el tiempo de retención de sólidos (TRS), el caudal influente (Q) y la producción de fangos.

La caracterización del influente y el efluente nos muestra el estado de la unidad de decantación primaria, y se realiza mediante la medida de los siguientes parámetros: sólidos suspendidos (SST), demanda química de oxígeno (DQO), fósforo (P-PO₄), amonio (N-NH₄), ácidos grasos volátiles (AGV), alcalinidad (ALC), potasio (K⁺),

magnesio (Mg^{+2}) y calcio (Ca^{+2}). En la tabla 8 se presentan los valores de la caracterización de la decantación primaria.

Tabla 7. Parámetros operacionales en el decantador primario

PARÁMETROS	UNIDADES	
TRH	h	3,1
TRS	d	3,6
Q	L/d	869,8
Producción fangos	kg fango/d	0,75

Tabla 8. Caracterización de la decantación primaria

PARÁMETROS	INFLUENTE	EFLUENTE	FANGO 1 ^{RIO}
Q (L/d)	869,8	864,5	5,3
SST (mg/L)	858	620	32.031
SSV (mg/L)	631	495	22.793
%SV	74	80	71
DQO _T (mgO ₂ /L)	894	760	43.481
DQO _{SOL} (mgO ₂ /L)	137	166	3.739
DQO _{SUSP} (mgO ₂ /L)	757	594	39.742
P _T (mgP/L)	9,6	9,1	292,8
P-PO ₄ (mgP/L)	3,9	4,4	48,4
N-NH ₄ (mgN/L)	31,9	37,8	176,9
N-NO ₃ (mgN/L)	0,8	0,6	2,4
AGV (mgHAc/L)	2,9	23,9	1.942,8
ALC (mgCaCO ₃ /L)	361	380	366
K _T (mgK/L)	25,2	27,8	186,4
K ⁺ (mgK/L)	20,7	22,6	42,3
Mg _T (mgMg/L)	48,6	48,9	186,9
Mg ⁺² (mgMg/L)	47,0	46,7	75,6
Ca _T (mgCa/L)	222,1	215,9	1.890,9
Ca ⁺² (mgCa/L)	167,1	175,5	439,7

Los resultados obtenidos nos muestran el funcionamiento del decantador y la calidad del efluente. Estos resultados se representan mediante porcentajes de eliminación (E) e incremento (I) entre la corriente de entrada y de salida de la decantación primaria (tabla 9). Siendo objeto de este estudio la concentración del fango primario, la producción de AGV, y la eliminación de los ST del efluente.

Tabla 9. Resultados obtenidos en la decantación primaria

RESULTADOS	
E_{ST} (%)	28
E_{SV} (%)	22
$I_{DQO_{sol}}$ (%)	21
$I_{P-PO_4^+}$ (%)	12
$I_{N-NH_4^+}$ (%)	18
I_{AGV} (mgHAc/L)	21
Altura del manto (cm)	38

La degradación de la materia orgánica realizada por las bacterias acidógenas en el proceso de fermentación del decantador primario, conlleva al aumento del amonio y el fósforo contenidos en la estructura molecular de los compuestos orgánicos y a la formación de ácidos grasos de cadena corta, aumentando la concentración de estos compuestos solubles en el medio. En este caso de estudio, los incrementos del P-PO₄ y el N-NH₄ en el efluente fueron de 12 y 18% respectivamente.

Los AGV se ven favorecidos como se explicó anteriormente, por el contenido de materia orgánica particulada, y además, por el tiempo de retención de sólidos, que en este caso es de 3,6 días. El tiempo elevado de retención de sólidos también ocasiona el aumento del fósforo, del amonio y la DQO_{sol}.

En cuanto al porcentaje de eliminación de los sólidos en el efluente del decantador primario se puede señalar que presenta un valor bajo (28%) comparados con los datos de la bibliografía, los cuales se encuentran entre el 50 y el 70% (Metcalf & Eddy, 1995). Entre las causas que explican este resultado está el elevado nivel del manto de fango en el decantador (38 cm), el cual alcanzó esta altura debido a que se realizaba

una purga muy pequeña y, que unido a las entradas punta, ocasionaron que al entrar el agua residual por la parte superior del tanque se produjera la resuspensión y el arrastre de los sólidos. Otro motivo al que se le puede atribuir la pérdida de sólidos es al cambio de la temperatura, que afecta la densidad de los fangos, y por último a la presencia de gases como el dióxido de carbono, generado en la formación de AGV, el cual puede ocasionar la flotación de los fangos.

Se puede observar la elevada concentración de los sólidos en el fango decantado (32.031 mg/L), ocasionada principalmente por el tiempo de retención de sólidos utilizado para este estudio (3,6 d). La concentración del fango de los sedimentadores primarios suele estar entre 25.000 y 50.000 mg/L (Ferrer y Seco, 2006b), por lo tanto la concentración del fango en estudio se encuentra dentro de estos valores típicos.

4.2. PLANTA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES

El agua influente a la planta de tratamiento biológico proviene de los decantadores primarios de la planta del Carraixet. El agua residual pasa por los reactores anaerobios, anóxicos y aerobios. Posteriormente el licor mezcla se conduce de los reactores al decantador secundario, de donde se obtiene un fango decantado y el efluente tratado de la planta. Del decantador secundario de la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes se recircula una parte del fango al reactor anóxico y de este al reactor anaerobio, con lo cual se mantiene la concentración de biomasa necesaria para la realización de los procesos biológicos y se proveen los nitratos al reactor anóxico. Del reactor aerobio se realiza directamente la purga para el espesador previo de fango secundario, que después de concentrado se enviará a la digestión. Este proceso se realiza para tener un mayor control del tiempo de retención celular en el proceso biológico. Las muestras para el análisis se tomaron en el reactor aerobio y en las conducciones de entrada y salida de agua de la planta.

A continuación se presenta el análisis de los resultados obtenidos en el estudio de la planta de eliminación biológica, empleada para la eliminación conjunta de materia orgánica y de nutrientes. En la primera parte se muestran los parámetros de

operación y los datos de la caracterización detallada de la planta y en la segunda parte se realizan los análisis de los resultados.

4.2.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DE LA PLANTA DE ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES

En la tabla 10 se encuentran los parámetros utilizados para valorar el funcionamiento del proceso biológico, durante el periodo de estudio. Entre los que se encuentran: la temperatura en los reactores, el tiempo de retención hidráulico, el tiempo de retención celular (TRC) y el caudal influente.

Tabla 10. Parámetros operaciones de la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes

PARÁMETROS	UNIDADES	
Temp. reactor Anaerobio	°C	20,85
Temp. reactor Aerobio	°C	19,27
TRH	h	9,8
TRC	d	10,5
Q	L/d	1990,8

La caracterización del agua residual se ha realizado mediante unas analíticas exhaustivas, que se utilizan para analizar la calidad del influente, el efluente y la purga. En la tabla 11 se recogen los datos de caracterización de la planta piloto de eliminación de materia orgánica y nutrientes durante el periodo del 4 de febrero al 4 de marzo del 2008.

En la tabla 12 se muestran los resultados obtenidos en la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes. El resultado de estos parámetros se presenta mediante porcentajes de eliminación (E) en el efluente, siendo objeto de este estudio: los sólidos (SST y SSV), la DQO, el fósforo (P_T y $P-PO_4$) y el nitrógeno (N_T y $N-NH_4$).

Tabla 11. Caracterización de la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes

PARÁMETROS	INFLUENTE	EFLUENTE	PURGA
Q (L/d)	1.990,8	1.949,0	41,9
SST (mg/L)	147	44	2.802
SSV (mg/L)	135	33	2.173
SV (%)	92	76	78
DQO _T (mgO ₂ /L)	312	80	3.060
DQO _{SOL} (mgO ₂ /L)	116	39	38
P _T (mgP/L)	9,6	2,1	136,1
P-PO ₄ (mgP/L)	7,7	0,4	0,4
N _T (mgN/L)	46,2	12,2	13,1
N-NH ₄ (mgN/L)	41,0	1,5	1,6
N-NO ₃ (mgN/L)	0,2	8,9	8,9
AGV (mgHAc/L)	8,7	<0,5	2,4
ALC (mgCaCO ₃ /L)	410	295	333
K _T (mgK/L)	25,2	22,7	71
K ⁺ (mgK/L)	23,1	19,6	15,1
Mg _T (mgMg/L)	51,3	49,8	124,3
Mg ⁺² (mgMg/L)	48,3	44,4	47,5
Ca _T (mgCa/L)	186,1	212,8	465,8
Ca ⁺² (mgCa/L)	183,9	187,9	193,1

Tabla 12. Resultados obtenidos en la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes

RESULTADOS	
E _{SST} (%)	71
E _{SSV} (%)	75
E _{DQOT} (%)	74
E _{DQOsol} (%)	66
E _{PT} (%)	78
E _{P-PO4} (%)	94
E _{NT} (%)	74
E _{N-NH4} (%)	96

La materia orgánica sufre una disminución importante durante el proceso de depuración, resultado que se ve reflejado en el 74% eliminado de la DQO y el 75% eliminado de los SSV (tabla 12). Esta reducción se debe a que la materia orgánica que entra a la planta es utilizada principalmente por las bacterias heterótrofas para la obtención de energía y la síntesis celular, lo cual supone un decrecimiento en la concentración de la DQO y de los SSV en el efluente (tabla 11).

En proceso biológico entran 9,6 mg/L de fósforo total y 7,7 mg/L de fósforo soluble, los cuales son utilizados como nutrientes por todas las bacterias y en mayor proporción por las bacterias PAO en la acumulación de PHA. Gran parte del fósforo inicial pasa al contenido intracelular como Poli-P. La biomasa posteriormente es separada del efluente por medio de la decantación secundaria, disminuyendo así el contenido de fósforo total a la salida. El resultado para este estudio fue una concentración de P_T de 2,1 mg/L, lo que corresponde a una eficacia de remoción del 78%.

El fósforo, el magnesio y el potasio están asociados a la estructura del Poli-P, por lo tanto cuando se libera fósforo en la etapa anaerobia, también lo harán el Mg y el K. En las etapas aerobia y anóxica es cuando las bacterias PAO toman el $P-PO_4$, Mg y K para la formación de Poli-P, disminuyendo la concentración de estos iones en el efluente de la planta. Por lo tanto, como resultado de este proceso se obtiene una concentración de fósforo soluble a la salida de 0,4 mg/L, con una eliminación del 94%. De magnesio y potasio, se eliminan el 8% y el 15% respectivamente. El incremento del calcio en el efluente del proceso biológico fue del 2%, y está relacionado principalmente con la degradación de la materia orgánica en el reactor.

El amonio es utilizado como nutriente fundamentalmente en el crecimiento de las bacterias y como sustrato inorgánico en la primera etapa del proceso de nitrificación, llevado a cabo por las bacterias AOB, obteniéndose como producto nitrito. El nitrito es oxidado hasta nitrato por las bacterias NOB en la segunda etapa de la nitrificación. En el reactor anóxico las bacterias heterótrofas facultativas utilizan el nitrato como aceptor de electrones y lo transforman en nitrógeno gaseoso (desnitrificación). Como

resultado se obtienen valores bajos de amonio a la salida de la planta (1,5 mgN/L), un aumento en la concentración de nitrato en el efluente (8,9 mgN/L), y una desabsorción del nitrógeno gaseoso, lográndose una eliminación global de nitrógeno del 74% en la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes.

Por lo tanto, teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el periodo de estudio, se puede concluir que con los procesos biológicos, se lograron concentraciones muy bajas de nutrientes y altos porcentajes de eliminación de estos contaminantes en el efluente.

4.3. ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO

La entrada a la unidad de espesado previo del fango secundario proviene de la purga realizada al reactor aerobio. Posterior a la decantación se conduce el fango decantado por bombeo hasta el espesador. La muestra del influente se toma directamente en el reactor aerobio y la muestra de fango se toma en la conducción que va al espesador.

A continuación se presenta el análisis de los resultados obtenidos en el estudio del espesador previo del fango secundario, empleado para concentrar el fango proveniente del reactor biológico. En la primera parte se resumen los parámetros operacionales del espesador y posteriormente se muestran los datos de la caracterización realizada a las corrientes de entrada y salida. Finalmente se realiza el análisis de los componentes estudiados.

4.3.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DEL ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO

En la tabla 13 se presentan los valores de los parámetros operacionales utilizados en el funcionamiento de la unidad de espesado previo del fango secundario, estos son: el tiempo de retención hidráulico, el tiempo de retención de sólidos, el caudal influente y la producción de fangos.

Tabla 13. Parámetros operacionales de la unidad de espesado previo del fango secundario

PARÁMETROS	UNIDADES	
TRH	d	1,4
TRS	h	13,3
Q	L/d	41,9
Producción fangos	kg fango/d	0,12

En la tabla 14 están consignados los valores de la caracterización del espesado previo del fango secundario, mostrando la calidad del influente, el efluente y el fango.

Tabla 14. Caracterización del espesado previo del fango secundario

PARÁMETROS	INFLUENTE	EFLUENTE	FANGO 2 ^{RI} O
Q (L/d)	41,9	37,4	4,5
SST (mg/L)	2.802	102	25.146
SSV (mg/L)	2.173	67	19.612
SV (%)	78	66	78
DQO _T (mgO ₂ /L)	3.060	327	27.639
DQO _{SOL} (mgO ₂ /L)	38	91	44
P-PO ₄ (mgP/L)	0,4	33,9	113,8
N-NH ₄ (mgN/L)	1,6	6,5	13,6
N-NO ₃ (mgN/L)	8,9	3,5	1,6
AGV (mgHAc/L)	2,4	7,7	10,4
ALC (mgCaCO ₃ /L)	333	291	309
K ⁺ (mgK/L)	15,1	32,9	156,6
Mg ⁺² (mgMg/L)	47,5	52,4	78,6
Ca _T (mgCa/L)	465,8	449,1	565,7
Ca ⁺² (mgCa/L)	193,1	183,5	181,8

En la tabla 15 se muestran los resultados obtenidos en el proceso de espesado previo del fango. El resultado de estos parámetros se presenta mediante porcentajes de eliminación (E) e incremento (I). Siendo objeto de este estudio principalmente la concentración del fango para su posterior utilización en el espesador.

Tabla 15. Resultados obtenidos en el espesado previo del fango secundario

RESULTADOS	
E_{SST} (%)	97
E_{SSV} (%)	97
E_{DQOT} (%)	90
$I_{DQO_{sol}}$ (%)	112
Altura del manto (cm)	25

En cuanto al porcentaje de reducción de SST la unidad de tratamiento alcanzó el 97%, y una concentración de sólidos en el efluente de 102 mg/L. Hay que tener en cuenta que este espesador busca principalmente la concentración del fango y no la calidad del efluente. Debido a las condiciones de este espesador pueden presentarse procesos de desnitrificación, teniendo como resultado la disminución de la concentración de nitrato en el decantador (65%) y como efecto secundario el arrastre de los sólidos a la superficie por flotación, debido a los gases generados como el nitrógeno gaseoso (N_2) y el dióxido de carbono (CO_2).

La concentración de sólidos conseguida para el fango secundario espesado es alta, alcanzando el valor de 25.146 mg/L (tabla 14). Esta concentración se alcanza principalmente por los caudales bajos de purga que se manejaron durante el estudio.

Como se puede ver en la tabla 14, se produce un incremento del fósforo, magnesio y potasio en el efluente del espesador previo del fango secundario, y se podría considerar que es debido a los procesos de la lisis de las bacterias PAO, por lo tanto se comprobará mediante balances de masa si el aporte es realizado por las bacterias PAO y si se producen precipitados en el interior del espesador.

4.3.2. PRECIPITACIÓN EN EL ESPESADO PREVIO DEL FANGO SECUNDARIO

Teniendo en cuenta los datos obtenidos en las analíticas del fango secundario espesado, se consideró oportuno realizar los balances para el fósforo, calcio, magnesio y potasio, con el fin de verificar la precipitación de los primeros tres elementos mencionados, antes de llegar al proceso de digestión. Para el cálculo de la

precipitación se siguió el procedimiento indicado en el apartado 3.4.2, abarcando las diferentes corrientes implicadas en el espesador previo del fango secundario.

Al degradarse la materia orgánica se produce un incremento de la fracción soluble del Ca^{+2} , Mg^{+2} y K^{+} . Por lo tanto para determinar la cantidad de estos metales en el fango secundario espesado se utilizaron los porcentajes teóricos expuestos en la tabla 6 (apartado 3.4.2) para calcular el contenido orgánico de cada elemento.

Como resultado de estos cálculos se obtuvieron los valores de la tabla 16, en donde se muestran los valores de K_{ORG} , P_{ORG} , Mg_{ORG} y Ca_{ORG} estimados para el fango secundario espesado.

Tabla 16. Valores de K, P, Mg y Ca orgánico en el fango del espesador previo del fango secundario

PARÁMETROS	
K_{ORG} (mg/mgSV)	0,0080
P_{ORG} (mg/mgSV)	0,0200
Mg_{ORG} (mg/mgSV)	0,0040
Ca_{ORG} (mg/mgSV)	0,0040

En la tabla 17 se resumen los resultados de la precipitación en el espesador previo del fango secundario.

Tabla 17. Resultados del estudio de la precipitación en el espesador previo del fango secundario

RESULTADOS PRECIPITACIÓN			
K_{libTOT} (mg/L)	31,03	$\text{Mg}_{\text{libORG}}$ (mg/L)	0,06
K_{libORG} (mg/L)	0,11	$\text{Mg}_{\text{libPAO}}$ (mg/L)	24,72
K_{libPAO} (mg/L)	30,92	$\text{Mg}_{\text{libTOT}}$ (mg/L)	24,77
P_{libPAO} (mg/L)	87,34	Mg_{prec} (mg/L)	17,14
P_{libORG} (mg/L)	0,29	% Mg_{prec}	23,70
P_{libTOT} (mg/L)	87,63	$\text{Ca}_{\text{libORG}}$ (mg/L)	0,06
P_{prec} (mg/L)	45,54	Ca_{prec} (mg/L)	9,86
% P_{prec}	51,76	% Ca_{prec}	5,10

Como se puede observar en la tabla 14, las concentraciones de $P-PO_4$, Mg^{+2} y K^+ aumentaron a la salida del espesador previo del fango secundario, lo cual es un indicio de la suelta de fósforo por la lisis de las bacterias. Para comprobar este supuesto se realizaron los balances correspondientes al potasio, fósforo, magnesio. El resultado permitió confirmar la lisis de las bacterias PAO en el interior del espesador, obteniéndose como resultado que el fósforo liberado fue de 87,34 mg/L, cifra mucho mayor que el fósforo soluble que entró con el influente. Lo mismo ocurre con los iones de potasio, los cuales aportaron el doble de la concentración del influente (30,92 mg/L). El aporte del magnesio soluble comparado con el influente fue mucho menor (24,72 mg/L). La liberación de $P-PO_4$, Mg^{+2} y K^+ por la lisis de las bacterias en esta parte del proceso, incide directamente en la cantidad de cada uno de estos iones en el digestor anaerobio. Lo cual podría contribuir en la recuperación del fósforo antes de su entrada a la digestión, igual que ocurre en el espesador por gravedad, como se verá más adelante.

En relación a los aportes realizados por la degradación de la materia orgánica (K_{libORG} , P_{libORG} , Mg_{libORG} y Ca_{libORG}), como era de esperarse estuvieron por debajo de las concentraciones correspondientes a la liberación por la lisis de las bacterias PAO, debido fundamentalmente a que el proceso de espesado previo del fango secundario no está diseñado para propiciar la degradación de los compuestos orgánicos, principalmente porque no maneja altas temperaturas ni tiempos de retención elevados.

También se pudo observar mediante los balances de masa que se produjeron precipitaciones en el espesador. De los tres componentes, el fósforo precipitó en mayor proporción que el magnesio y el calcio. Del fósforo disponible precipitó un 51,76%, del magnesio 23,70% y del calcio 5,10%.

4.4. ESPESADOR CONJUNTO DE FANGOS

La entrada al espesador conjunto de fangos está constituida por fango primario y fango secundario espesado. El fango primario proviene de la unidad de decantación

primaria y el secundario del espesado previo, que a su vez es alimentado por la purga realizada al proceso biológico.

En el espesador por gravedad se favorece la liberación del fósforo acumulado intracelularmente debido a la presencia de AGV aportados por el fango primario y a las condiciones anaerobias del medio, como resultado se produce un aumento de $P-PO_4$ en el espesador. Este fósforo soluble se transfiere a la corriente del sobrenadante por medio de la elutriación de los fangos del fondo del espesador, disminuyendo de esta forma la disponibilidad del fósforo en el digestor, previniendo procesos de precipitación en su interior. Las muestras del influente para los análisis se tomaron en las conducciones que llevan el fango de cada decantador al espesador por gravedad, y las muestras de fango espesado se tomaron en la conducción que va al digestor anaerobio.

A continuación se presenta el análisis de los resultados obtenidos en el espesador por gravedad. En la primera parte se muestran los parámetros de operación de la unidad de espesamiento de fangos y se enseñan los datos de la caracterización detallada. En segunda medida se realiza el análisis de los componentes estudiados.

4.4.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DEL ESPESADOR CONJUNTO DE FANGOS

Los parámetros operacionales de la unidad del espesador por gravedad empleados son: el tiempo de retención hidráulico, el tiempo de retención de sólidos, el caudal influente, el caudal de elutriación y la producción de fangos, como se indica en la tabla 18.

Tabla 18. Parámetros operacionales del espesador por gravedad

PARÁMETROS	UNIDADES	
TRH	d	4,4
TRS	d	0,79
Q	L/d	9,7
Q _{elut}	L/h	11
Producción fango	kg/d	0,28

La caracterización de las corrientes de entrada y salida del espesador por gravedad nos indica principalmente la calidad del sobrenadante y el estado del fango que pasará posteriormente a la digestión anaerobia. En la tabla 19 se presentan los valores de la caracterización de la unidad de espesamiento.

Tabla 19. Caracterización del espesador por gravedad

PARÁMETROS	F1 ^{RIO}	F2 ^{RIO}	OUT	F _{ESP}
Q (L/d)	5,3	4,5	2,0	7,7
ST (mg/L)	32.031	25.146	1.730	27.579
SV (mg/L)	22.793	19.612	1.453	20.429
SV (%)	71	78	84	74
DQO _T (mgO ₂ /L)	43.481	27.639	5.718	34.107
DQO _{SOL} (mgO ₂ /L)	3.739	44	3.506	3.619
P _T (mgP/L)	292,8	992,6	160,1	527,7
P-PO ₄ (mg P/L)	48,4	113,8	91,6	164,9
N-NH ₄ (mg N/L)	176,9	13,6	164,8	194,2
AGV (mg HAc/L)	1.942,8	10,4	1.219,6	1.104,7
ALC (mgCaCO ₃ /L)	366	309	297	360
K _T (mgK/L)	186,4	293,4	165,8	265,1
K ⁺ (mgK/L)	42,3	156,6	147,2	125,2
Mg _T (mgMg/L)	186,9	284,3	168,7	338,8
Mg ⁺² (mgMg/L)	75,6	78,6	85,3	101,8
Ca _T (mgCa/L)	1.890,9	565,7	429,3	1.473,3
Ca ⁺² (mgCa/L)	439,7	181,8	225,7	268,7

En la tabla 20 están expuestos los resultados obtenidos en el proceso de espesamiento conjunto de fangos, siendo prioridad en este estudio la concentración del fango y la eliminación de fósforo a través de la corriente del sobrenadante.

Tabla 20. Resultados obtenidos en el espesador por gravedad

RESULTADOS	
I_{P-PO_4} (mg/L)	13
I_{Mg} (mg/L)	8
I_K (mg/L)	52
I_{AGV} (mg/L)	165

La etapa del espesamiento por gravedad se utiliza principalmente para reducir el volumen de los fangos por medio de la eliminación de parte de su contenido de agua.

El fango primario y el fango secundario espesado previamente componen el influente al espesador por gravedad, teniendo un contenido de sólidos de 3,2% y 2,5% respectivamente. El fango efluente del espesador obtuvo un contenido de sólidos del 2,8%. La razón principal por la que el fango no aumenta la concentración a la salida del espesador es porque que el fango primario y el fango secundario ya están previamente concentrados en el decantador y en el espesador previo del fango secundario.

En el espesador por gravedad tiene lugar la mezcla de los dos fangos, produciéndose el contacto de los AGV del fango primario con la biomasa del fango secundario espesado previamente, que junto con las condiciones anaerobias del medio dan lugar a la liberación del fósforo contenido en la biomasa. Además del aumento del fósforo soluble en el medio, se incrementan las concentraciones de Mg^{+2} y K^+ en las corrientes de salida.

La corriente de elutriación permite la salida del fósforo soluble liberado, a través del efluente clarificado permitiendo su recuperación, al igual que se disminuye la disponibilidad del fósforo en el digestor, evitando de esta forma su precipitación.

El aumento de los AGV en las corrientes de salida nos indica que en el espesador se presentan las primeras etapas de fermentación del fango, incrementando por lo tanto su disponibilidad para el uso de las bacterias PAO en el proceso de suelta de fósforo (tabla 19). Estos ácidos grasos volátiles, al igual que el fósforo soluble formarán parte del sobrenadante del espesador, los cuales podrían ser recuperados para su utilización en el proceso de fangos activados y de cristalización.

4.4.2. PRECIPITACIÓN EN EL ESPESADOR CONJUNTO DE FANGOS

Según se aprecia en la tabla 19 las concentraciones de $P-PO_4$, K^+ , Mg^{+2} aumentaron a la salida del espesador de fangos. Por lo tanto se realizaron los balances de masa correspondientes a cada uno de estos elementos para explicar estos incrementos.

Como se explicó en el apartado 3.4.2 la degradación de la materia orgánica genera un incremento en las concentraciones solubles de Ca^{+2} , Mg^{+2} y K^+ ; por lo tanto para determinar el contenido de estos componentes en el fango primario y secundario espesado se utilizaron valores obtenidos en trabajos de investigación realizados anteriormente en esta planta de digestión, los cuales se detallan en la tabla 6.

En la tabla 21 se muestran los valores estimados para las concentraciones orgánicas de potasio, fósforo, magnesio y calcio en el fango espesado.

Tabla 21. Valores de K, P, Mg y Ca orgánico en el fango del espesador por gravedad

PARÁMETROS	
K_{ORG} (mg/mgSV)	0,0051
P_{ORG} (mg/mgSV)	0,0161
Mg_{ORG} (mg/mgSV)	0,0046
Ca_{ORG} (mg/mgSV)	0,0018

En la tabla 22 se resumen los resultados de los balances de la precipitación en el espesador conjunto de fangos.

Tabla 22. Resultados del estudio de la precipitación en el espesador por gravedad

RESULTADOS PRECIPITACIÓN			
K_{libTOT} (mg/L)	33,97	Mg_{libORG} (mg/L)	22,50
K_{libORG} (mg/L)	25,10	Mg_{libPAO} (mg/L)	7,09
K_{libPAO} (mg/L)	8,87	Mg_{libTOT} (mg/L)	29,59
P_{libPAO} (mg/L)	25,06	Mg_{prec} (mg/L)	8,89
P_{libORG} (mg/L)	79,34	% Mg_{prec}	8,45
P_{libTOT} (mg/L)	104,40	Ca_{libORG} (mg/L)	8,68
P_{prec} (mg/L)	34,10	Ca_{pre} (mg/L)	71,75
% P_{prec}	22,32	% Ca_{pre}	16,00

Según se aprecia en los resultados de la tabla 22 los aportes realizados por la materia orgánica fueron mayores que los realizados por la hidrólisis del Poli-P en cada uno de los elementos estudiados. Uno de los factores que pudo influir en esta característica es el elevado tiempo de retención en el espesador por gravedad (4,4 d), lo que posiblemente favoreció el comienzo de las primeras etapas de la fermentación.

Según el estudio realizado por medio de los balances, la mezcla de los fangos permitió el contacto entre los AGV del fango primario y las bacterias PAO del fango secundario espesado previamente, repercutiendo en la liberación de fósforo, magnesio y potasio en el espesador, que para el caso en estudio fue de 25,06 mgP/L, 8,87 mgK/L y 7,09 mgMg/L (tabla 22).

A pesar de que las concentraciones de potasio, fósforo y magnesio aumentan a la salida del espesador, puede observarse a partir de los balances de masa realizados que se produce precipitación de estos elementos. Según los datos analizados, en el espesador por gravedad precipitaron 34,10 mgP/L lo que equivale al 22,32% del fósforo disponible, de calcio 71,75 mgCa/L (16%) y de magnesio 8,89 mgMg/L (8,45%).

4.5. DIGESTOR ANAEROBIO

La entrada a la digestión está constituida por la mezcla de los fangos primario y secundario, espesados y homogeneizados. Las muestras para los análisis se tomaron en la conducción de entrada al digestor y las de salida se tomaron en la válvula ubicada en la parte inferior del mismo.

A continuación se presenta el análisis de los resultados obtenidos en el estudio de la planta de digestión anaerobia, empleada para la estabilización de los fangos provenientes de la decantación primaria y del espesado previo del fango secundario. En la primera parte se muestran los parámetros de operación de la planta piloto y se enseñan los datos de la caracterización detallada de la planta y en segunda medida se realiza el análisis de los componentes estudiados.

4.5.1. PARÁMETROS OPERACIONALES Y CARACTERIZACIÓN DEL DIGESTOR ANAEROBIO

Los parámetros de operación del digestor anaerobio se exponen en la tabla 23.

Tabla 23. Parámetros operacionales del digestor anaerobio

PARÁMETROS	UNIDADES	
T	°C	35
TRC=TRH	d	20,8
Q	L/d	7,7
m	kg fango/d	0,2
Fprimario	% en peso	56,0
Fsecundario	% en peso	44,0

La caracterización de las corrientes de entrada y salida del digestor anaerobio nos permite controlar la calidad del fango digerido para su posterior disposición. En la tabla 24 se presenta la caracterización detallada del proceso de digestión anaerobia.

Tabla 24. Caracterización del influente y efluente del digester anaerobio

PARÁMETROS	INFLUENTE	EFLUENTE
Q (L/d)	7,7	7,7
ST (mg/L)	27.579	15.875
SNV (mg/L)	7.150	6.099
SV (mg/L)	20.429	9.776
SV (%)	74	62
DQO _T (mg/L)	34.107	15.035
DQO _{SOL} (mg/L)	3.619	2.441
P _T (mgP/L)	527,7	460,5
P-PO ₄ (mgP/L)	164,9	91,0
N-NH ₄ (mgN/L)	194,2	640,4
AGV (mgHAc/L)	1.104,7	34,4
ALC (mgCaCO ₃ /L)	360	2.987
K _T (mgK/L)	265,1	262,4
K ⁺ (mgK/L)	125,2	189,8
Mg _T (mgMg/L)	338,8	295,9
Mg ⁺² (mgMg/L)	101,8	29,0
Ca _T (mgCa/L)	1.473,3	1.338,2
Ca ⁺² (mgCa/L)	268,7	113,3

En la tabla 25 se aprecian los resultados obtenidos en la digestión anaerobia de fangos, principalmente los que se refieren a la degradación de la materia orgánica y la estabilización del fango.

Tabla 25. Resultados obtenidos en la digestión anaerobia

RESULTADOS	
E _{ST} (%)	42
E _{SV} (%)	52
E _{DQOT} (%)	56
E _{AGV} (%)	97
I _{ALC} (mgCaCO ₃ /L)	2.627
AGV/ALC	0,012

Los niveles medios de eliminación de materia orgánica, como se muestra en la tabla 25, fueron del 56% para la DQO y del 52% para los SV. Uno de los motivos por los que se alcanzaron estos niveles puede ser la elevada potencia de mezcla utilizada en el digestor (0,11 W/L), lo cual incrementa las posibilidades de destrucción de los sólidos volátiles, como se explica en el estudio de digestión realizado por Martí (2007).

Los AGV y la alcalinidad son dos parámetros indicativos de la estabilidad del fango. Puede observarse que la concentración media de los AGV en el fango digerido (34,4 mgHAc/L) se encuentra por debajo de los valores típicos recomendados por la bibliografía (100-300 mgHAc/L) (Ferrer y Seco, 2007). Y la alcalinidad (2.978,1 mgCaCO₃/L) está entre los valores normales en el interior del digestor (1.500 y 5000 mgCaCO₃/L). Además la eliminación de los sólidos volátiles en el digestor alcanza el 52%. Los resultados anteriores indican que el funcionamiento del digestor en cuanto a la degradabilidad del fango fue el adecuado, permitiendo obtener un fango estable para su posterior disposición. El cociente de los AGV/ALC (0,012) nos indica que el sistema mantiene su capacidad tamponante, porque se mantiene por debajo de 0,25 como lo indica la bibliografía (Ferrer y Seco, 2007).

4.5.2. PRECIPITACIÓN EN EL DIGESTOR ANAEROBIO

Para poder calcular la precipitación en el digestor se realizó un seguimiento de las concentraciones de P-PO₄, Ca⁺², Mg⁺² y K⁺ en el influente y el efluente. Como se puede observar en la tabla 24 las concentraciones de P-PO₄ y Mg⁺² a la salida del digestor son menores que las del influente y, teniendo en cuenta los procesos de degradación de la materia orgánica y de la hidrólisis del Poli-P, debería existir una mayor concentración de fósforo y magnesio soluble en el efluente. Por lo tanto, esta disminución se puede atribuir a los fenómenos de precipitación en el interior del digestor anaerobio.

En cuanto al potasio soluble, según se observa en la tabla 24, la concentración de este elemento es mayor en el efluente que en el influente. Igual que en el caso anterior el

potasio participa en los procesos de degradación de la materia orgánica y de la hidrólisis del Poli-P, y teniendo en cuenta que este elemento no está relacionado con la precipitación de ningún compuesto, de acuerdo a las condiciones del digestor expuestas en el apartado 3.4.2, se explica su aumento en la corriente efluente (52%).

En los resultados obtenidos para el calcio soluble se observa que la concentración en el efluente es menor que en el influente; y considerando que en la degradación de la materia orgánica se libera calcio, se esperaría su aumento a la salida del digestor. Por lo tanto, esta disminución igual que en el caso del P-PO₄ y el Mg⁺², está relacionada con los procesos de precipitación.

Para cuantificar la precipitación del Ca, el Mg y el P es necesario desarrollar los balances de masa, los cuales se plantearon en las secciones 3.4.2.1, 3.4.2.2 y 3.4.2.3. De los balances se obtuvieron los datos correspondientes a la precipitación de cada uno de estos elementos en el interior del digestor durante el periodo de estudio. La tabla 27 resume los resultados de los balances.

Los valores de K_{ORG}, P_{ORG}, Mg_{ORG} y Ca_{ORG} son los utilizados en el espesador por gravedad (tabla 21), debido a que el influente del digestor es la mezcla de los fangos primarios y secundarios concentrados en el espesador.

Tabla 27. Resultados del estudio de la precipitación en el digestor anaerobio
RESULTADOS PRECIPITACIÓN

K _{libTOT} (mg/L)	64,66	Mg _{libORG} (mg/L)	48,58
K _{libORG} (mg/L)	54,19	Mg _{libPAO} (mg/L)	8,37
K _{libPAO} (mg/L)	10,47	Mg _{libTOT} (mg/L)	56,95
P _{libPAO} (mg/L)	29,56	Mg _{prec} (mg/L)	129,79
P _{libORG} (mg/L)	171,28	% Mg _{prec}	81,76
P _{libTOT} (mg/L)	200,85	Ca _{libORG} (mg/L)	18,74
P _{prec} (mg/L)	274,75	Ca _{prec} (mg/L)	174,17
%P _{prec}	75,12	%Ca _{prec}	60,60

Como se observa en la tabla 27 los porcentajes de precipitación del P, Mg y Ca son altos: 75,12%, 81,76 y 60,60% respectivamente. El mayor aporte de Mg y Ca soluble proviene del influente, con unas concentraciones de Mg de 101,8 mg/L y Ca de 268,7 mg/L (tabla 24). En cuanto al fósforo disponible para precipitar la mayor parte es resultado del P_{libTOT} (P_{libPAO} y P_{libORG}) con una concentración de 200,85 mg/L (tabla 27).

En el digester anaerobio el aporte de P, Mg y K realizado por la degradación de la materia orgánica fue mayor que el resultante de la lisis celular. Esta diferencia se debe principalmente, como muestran los balances, a que parte de la hidrólisis del Poli-P ocurrió en el espesado previo del fango secundario y en el espesador por gravedad, disminuyendo la disponibilidad de estos elementos en el digester. Por el contrario, debido al proceso de estabilización del fango se produce una mayor degradación de la materia orgánica, aportando en mayor medida cantidades solubles de fósforo, magnesio y calcio al sistema.

En cuanto a la diferencia de las concentraciones totales entre el fango espesado y el digerido de: fósforo (67,2 mg/L), magnesio (42,9mg/L) y el calcio (135,1 mg/L), se puede concluir que parte de los precipitados formados se quedaron en el interior del digester y el restante salió con la corriente efluente.

4.5.2.1. PRECIPITADOS EN EL DIGESTOR ANAEROBIO

En la tabla 28 se muestra la distribución de los precipitados del fósforo en el digester según las especificaciones de la sección 3.4.3.

Tabla 28. Distribución de los precipitados formados en el digester anaerobio

PRECIPITADOS	
% P-MAP	60,2
% P-HAP	29,3
% P_A	10,5

Según los resultados obtenidos se concluye que el 60,2% del fósforo precipitó como estruvita (MAP) y el 29,3% como Hidroxiapatita (HAP). Según estudios realizados en la planta de digestión y teniendo en cuenta las apreciaciones realizadas en dicha investigación (Martí, 2007), podría atribuirse el 10,5% a fenómenos de adsorción superficial como posibles mecanismos de fijación, diferente de la precipitación química sobre la superficie de los sólidos.

4.5.2.2. BALANCES DE SNV EN EL DIGESTOR ANAEROBIO

Según los datos expuestos de los sólidos no volátiles en la tabla 24, se evidencia una importante disminución en el efluente del digestor. Los sólidos no volátiles en el digestor están principalmente afectados por la disminución de su concentración debido a la hidrólisis del Poli-P y a su aumento por la formación de SNV como MAP y HAP.

La diferencia entre los valores del influente y el efluente de los SNV, se pueden atribuir además de la lisis celular, a los procesos de acumulación de sólidos en el digestor. Por lo tanto es necesario realizar un balance de SNV para determinar los sólidos retenidos.

En la ecuación 29 se planteó el balance para los SNV en el digestor, y a partir del balance presentado en la ecuación 34 se calculó la concentración de sólidos no volátiles acumulados (SNV_{ac}) en el digestor. En la tabla 29 se muestran los términos del balance y los resultados de los SNV_{ac} , así como la acumulación diaria de SNV.

Tabla 29. Acumulación de SNV en el digestor anaerobio

RESULTADOS	
SNV_{efEXP} (mg/L)	6.099
SNV_{Poli-P} (mg/L)	95
SNV_{prec} (mg/L)	3.567
SNV_{efTEO} (mg/L)	10.621
MAP_{des} (mg/L)	673
SNV_{ac} (mg/L)	3.849
$m_{SNV_{ac}}$ (kg/d)	0,030

Según se observa en la tabla 24, las concentraciones de sólidos no volátiles disminuyen en el efluente del digestor, la diferencia entre ambos valores es de 1.051 mg/L, lo cual indujo a pensar en una posible precipitación. Efectuando los balances de masa se encontró que el valor teórico de los SNV del efluente del digestor (10.621 mg/L) resultó mayor que el hallado experimentalmente (6.099 mg/L). Esta diferencia se debe principalmente a la acumulación de los precipitados en el digestor y en menor medida a la pérdida de estruvita en la mufla (MAP_{des}) en el proceso de obtención experimental de los sólidos no volátiles. Resultando una acumulación de 3.849 mg/L de sólidos no volátiles.

Por último, teniendo en cuenta el caudal de fango digerido se calculó el caudal másico de los de los SNV acumulados, lo que dio como resultado una acumulación de 0,030 kg/d en el digestor (tabla 29).



CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

Conforme al seguimiento analítico y caracterización de las distintas corrientes en las líneas de agua y de fango de la planta piloto, y al correspondiente procesamiento y análisis de los resultados se obtuvieron las siguientes conclusiones:

- ✦ La configuración y las condiciones de operación del proceso biológico permitieron un buen rendimiento en la eliminación de la materia orgánica y los nutrientes al final del proceso. Se eliminó un 74% de la DQO total y un 75% de sólidos suspendido volátiles. La eliminación biológica de fósforo se realizó mediante la alternancia de condiciones anaerobia-anóxica-aerobia para propiciar la acción de las bacterias PAO, logrando un porcentaje de remoción del fósforo total del 78% y una concentración a la salida de 2,1 mg/L. Esta configuración también permitió la eliminación del nitrógeno total, con una concentración en el efluente de 12,2 mgN/L.
- ✦ La variación en las concentraciones de metales como el Ca, Mg y K en las corrientes influente y efluente de la planta de eliminación de materia orgánica y nutrientes y en la decantación primaria, no presentaron diferencias importantes, indicando que no se llevó a cabo ningún proceso de precipitación significativo relacionado al Mg y al Ca.
- ✦ En el espesador por gravedad se proporcionó el medio adecuado mediante el contacto del fango primario y el fango secundario espesado previamente, para que las bacterias utilizaran sus reservas de polifosfato como fuente de energía en la toma de los AGV provenientes del decantador primario para almacenarlos como PHA, con la consecuente liberación de fósforo al medio. También se llevaron a cabo procesos de degradación de la materia orgánica, aumentando las concentraciones de P-PO₄, Mg y K. Cabe destacar que los aportes realizados de P-PO₄, Mg y K por la degradación de la materia orgánica en el espesador fueron mayores que los realizados por las bacterias PAO.

- ✦ En el espesador se presentó una mayor liberación de PlibTOT, MglibTOT, KlibTOT y CalibTOT en comparación con el espesador previo de fango secundario. En lo relacionado a los porcentajes de precipitación de fósforo y magnesio, estos fueron mayores en el espesador previo de fango secundario. Por el contrario, el calcio precipitó más en el espesador por gravedad.

- ✦ Mediante la realización de los balances de masa en la línea de fangos se puede concluir que el fósforo proveniente de la degradación de la materia orgánica y de la hidrólisis del Poli-P se está liberando antes de llegar a la digestión, específicamente en el espesador previo del fango secundario y en el espesador por gravedad. Esta liberación resulta muy beneficiosa porque disminuye la cantidad de fósforo disponible que entra al digestor, reduciendo su precipitación, y permitiendo su posterior aprovechamiento mediante un proceso de recuperación como la cristalización. Aproximadamente la cantidad de fósforo que sale del sistema por la corriente de sobrenadante del decantador es del 63% y la que sale por el sobrenadante del espesador es del 5%.

- ✦ La liberación de fósforo, potasio y magnesio en el digestor se debe principalmente a la degradación de la materia orgánica y, se pudo comprobar mediante balances de masa que los porcentajes de precipitación del P, Mg y Ca son elevados y que la mayor cantidad de precipitados se forman principalmente como estruvita e hidroxiapatita. También se encontraron precipitados en menor medida en el espesador previo de fango secundario y en el espesador por gravedad.

- ✦ Mediante la realización de los balances de masa de los sólidos no volátiles en el digestor, se pudo concluir que parte de los sólidos no volátiles se quedan retenidos en su interior, alcanzando un valor de SNVac de 3.849 mg/L, lo que equivale a 0,030 kg/d y a 10,8 kg/año. Valores que hay que tener en cuenta debido a la posible reducción del volumen útil que tiene lugar en el digestor durante su funcionamiento.



BIBLIOGRAFÍA

6. BIBLIOGRAFÍA

American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environmental Federation (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Ed., Washington, D.C.

Barat, R. (2004). Estudio de la precipitación de fósforo inducida biológicamente en el tratamiento de aguas residuales. Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.

Bouzas, A. (2003). Optimización de la fermentación de fango primario para la producción de ácidos grasos volátiles necesarios para la eliminación biológica de fósforo en EDARs. Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.

Castillo, P.; Tejero, I. (1999). Consideraciones de diseño para la eliminación biológica de fósforo empleando procesos de biopelícula. Ingeniería del Agua. Vol. 6, Num. 1, 69-80.

Catalán, J. (1997). Depuradoras. Bases científicas. 1^a Edición. Editorial Bellisco. 174, 193, 409, 412

Directiva 91/271/CEE del consejo de 21 de mayo de 1991 sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Ferrer, J.; Seco, A. (2007). Tratamientos biológicos de aguas residuales. Servicio de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. España.

Ferrer, J., Seco, A. (2006a). Tratamientos de aguas. Tomo 1. Introducción a los tratamientos de aguas. Editorial de la UPV. Valencia. España.

Ferrer, J., Seco, A. (2006b). Tratamientos físicos y químicos de aguas residuales. Editorial de la UPV. Valencia. España.

García, M. F. (2002). Influencia del tiempo de retención celular y la temperatura en los procesos de eliminación biológica de materia orgánica y nutrientes de las aguas residuales. Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.

Martí, N. (2007). Estudio de las estrategias de operación de la digestión anaerobia de fangos para optimizar la recuperación de fósforo en EDAR. Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Química, Universitat de València. Valencia.

Metcalf & Eddy. (1995). Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Tercera Edición. Editorial McGraw-Hill. 493, 1375.

Moosbrugger, R.E., Wentzel, M.C., Ekama, G.A., and Marais, G.v.R. (1992). Simple titration procedures to determine H_2CO_3^* alkalinity and short-chain fatty acids in aqueous solutions containing known concentrations of ammonium, phosphate and sulphide weak acid/bases. Water Research Commission, Report No. TT 57/92. Research Report W 74, University of cape Town, Pretonia, Republic of South Africa.

Pastor, L. (2008). Estudio de la precipitación y recuperación del fósforo presente en las aguas residuales en forma de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Tesis doctoral, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.

Philips, S.; Laanbroek, H. J. y Verstraete, W. (2002). Origin, causes and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments. Environmental Science and Biotechnology. Vol. 1, Num. 2, 115-141.