



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

**Trabajo de Fin de Máster en Biotecnología Avanzada
2010-2012 Especialidad Medio Ambiente
Alba María Trueba Santiso**

ÍNDICE

1. Introducción.....	3
1.1 Perspectiva actual del tratamiento de aguas residuales.....	3
1.2 Procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales.....	4
1.3 Tratamiento anaerobio de aguas residuales.....	4
1.3.1 Etapas de la fermentación anaerobia.....	5
1.3.2 Microorganismos que intervienen en la digestión anaerobia.....	8
1.4 Eliminación biológica de nitrógeno.....	9
1.4.1 El nitrógeno en la naturaleza.....	9
1.4.2 El nitrógeno como contaminante de las aguas.....	10
1.4.3 Proceso de nitrificación biológica.....	11
1.4.4 Microorganismos implicados en la nitrificación.....	12
2. Objetivos.....	13
3. Material y métodos.....	13
3.1 Material.....	13
3.1.1 Producción de AGV partir de agua residual de industria de cervecera.....	13
3.1.1.1 Agua residual.....	13
3.1.1.2 Equipo experimental.....	14
3.1.1.3 Biomasa.....	15
3.1.1.4 Seguimiento y control del reactor.....	15
3.1.2 Operación de un reactor de nitrificación.....	16
3.1.2.1 Influyente.....	16
3.1.2.2 Equipo experimental.....	17

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

3.1.2.3 Biomasa.....	18
3.1.2.4 Seguimiento y control del reactor.....	18
3.2 Métodos.....	19
3.2.1 Demanda química de oxígeno (DQO).....	19
3.2.2 Determinación de nitrógeno amoniacal.....	19
3.2.3 Determinación de sólidos en suspensión totales y volátiles.....	20
3.2.4 Determinación de ácidos grasos volátiles y etanol.....	21
3.2.5 Determinación de fosfatos.....	22
3.2.6 Determinación de azúcares totales.....	22
3.2.7 Medida del biogás.....	23
3.2.8 Determinación de nitrito y nitrato.....	23
3.2.9 Determinación de alcalinidad total.....	24
3.2.10 Otros parámetros.....	24
4. Resultados y discusión.....	25
4.1 Producción de AGV a partir de agua residual de industria cervecera.....	25
4.1.1 Caracterización del agua residual.....	25
4.1.2 Fermentación acidogénica.....	25
4.1 Operación de un reactor de nitrificación.....	30
5. Conclusiones.....	34
5.1 Producción de AGV a partir de agua residual de industria cervecera.....	34
5.2 Operación de un reactor de nitrificación.....	34
6. Referencias bibliográficas.....	35

1. INTRODUCCIÓN

1.1 PERSPECTIVA ACTUAL DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los nuevos retos a los que se enfrenta la depuración de agua en la actualidad no vienen impuestos únicamente por los límites de vertido, cada vez más restrictivos, sino que también se imponen otros relacionados con el medio ambiente, y como el propio tratamiento del agua residual puede acercarse a la sostenibilidad.

El enfoque de la depuración debería cambiar desde la óptica clásica en la que se ve como un gasto económico y energético necesario para adecuar un efluente contaminado a un efluente que cumpla con la normativa de vertido, a otro en el que ese efluente contaminado pueda verse como un residuo valorizable. En este sentido en la actualidad se están llevando a cabo numerosas investigaciones en distintas áreas como la posibilidad de obtener una fuente de energía como por ejemplo obtención de metano, generación de productos con valor industrial como los bioplásticos, reducción del impacto ambiental del proceso de depuración mediante la disminución del uso de productos químicos en el proceso o la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero en procesos de eliminación de nitrógeno.

En este marco, en este trabajo se presentan dos casos de estudio de tratamiento biológico de aguas residuales a escala laboratorio. En primer lugar, se estudia la producción de ácidos grasos volátiles (AGV) a partir de un efluente de una empresa cervecera. Los AGV obtenidos tienen diversas aplicaciones por ejemplo en sistemas de eliminación de nutrientes, o para la obtención de biopolímeros, entre otros.

Por otro lado se estudia la puesta en marcha de un reactor a escala laboratorio, donde tiene lugar el proceso biológico de nitrificación, que como se detalla más adelante es la conversión del nitrógeno amoniacal presente en el agua residual a nitrato. En un estudio posterior se pretenden estudiar las emisiones de gases de efecto invernadero, óxidos de nitrógeno, durante el proceso de eliminación biológica del nitrógeno.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

1.2 PROCESOS BIOLÓGICOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

Un proceso biológico constituye un ecosistema complejo formado por una gran diversidad de microorganismos. En realidad, el principio del tratamiento biológico de las aguas residuales es el mismo que el que ocurre espontáneamente en las aguas naturales. En las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR), este proceso ocurre bajo condiciones controladas que aceleran la proliferación de los microorganismos y por tanto, el proceso natural de degradación de la materia orgánica. Es por esto que el éxito de un proceso biológico depende del buen conocimiento de los microorganismos implicados, así como de las condiciones que favorezcan su desarrollo (Eiroa, M., 2004).

Los tratamientos biológicos de aguas residuales pueden clasificarse de distintas formas. Una de ellas es en base al requerimiento o no de oxígeno como aceptor de electrones, dividiéndose los tratamientos en aerobios o anaerobios. Otra forma de clasificar los tratamientos biológicos es mediante el tipo de contaminante que se elimina en el proceso. Así, por una parte existen tratamientos biológicos de eliminación de materia orgánica, y tratamientos biológicos de eliminación de nutrientes.

En los siguientes apartados se explica el proceso biológico de fermentación anaerobia y el proceso de eliminación biológica de nitrógeno.

1.3 TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES.

Los procesos anaerobios comprenden una diversa gama de sistemas de tratamiento de aguas residuales en las cuales el oxígeno disuelto y el nitrógeno en forma de nitrato quedan excluidos (Grady, C.P., 2011).

El tratamiento anaerobio de un agua residual es un proceso complejo que se caracteriza por la cantidad de reacciones bioquímicas necesarias para transformar la materia orgánica hasta metano y dióxido de carbono, que son generalmente los productos finales.

Asociados a este conjunto de reacciones existen diversos grupos de microorganismos que interaccionan entre ellos. Algunos se relacionan de forma sintrófica, de manera que la actividad de un grupo es dependiente de la de otro. De esta forma, el tratamiento anaerobio se puede entender como una secuencia de etapas consecutivas y

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

simultáneas donde los productos de una etapa se utilizan como sustratos de la etapa siguiente.

1.3.1 ETAPAS DE LA FERMENTACIÓN ANAEROBIA

El proceso puede dividirse en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. El siguiente esquema (Figura 1) muestra de manera resumida los procesos que tienen lugar en las distintas etapas.

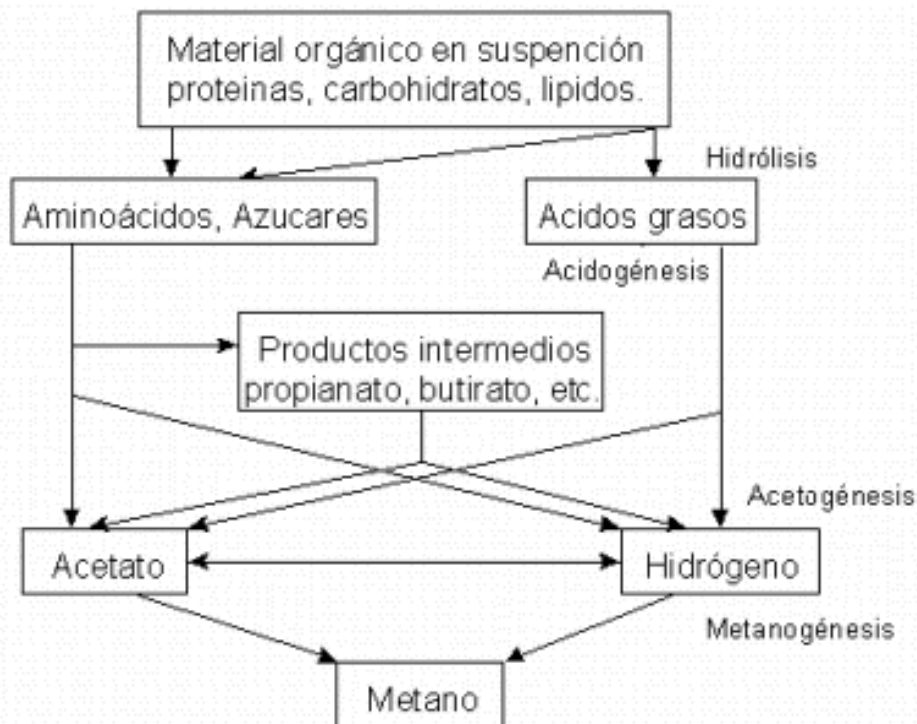


Figura 1. Esquema explicativo de las etapas de la fermentación acidogénica.

Hidrólisis. La primera etapa consiste en la transformación de la materia orgánica polimérica en compuestos solubles que puedan ser asimilados y utilizados por microorganismos como fuente de energía y carbono.

Inicialmente, la materia orgánica particulada es desintegrada en sustratos macromoleculares (carbohidratos, proteínas y lípidos) que después son hidrolizados por vía enzimática hasta sustratos más simples (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos de cadena

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

larga, respectivamente). Estos nuevos compuestos serán el sustrato de partida para el siguiente proceso. Las enzimas extracelulares que catalizan las reacciones de hidrólisis son segregadas por bacterias fermentativas, siendo éstas específicas para cada sustrato. La velocidad de hidrólisis es función del pH, de la temperatura, del tipo y naturaleza del sustrato, del tamaño de las partículas y de la concentración de materia biodegradable. La etapa hidrolítica suele ser el proceso limitante de la velocidad global del proceso.

Acidogénesis. En el proceso de acidogénesis, los aminoácidos y azúcares producidos en la etapa de hidrólisis son degradados para dar lugar a un amplio grupo de productos más simples, principalmente ácidos grasos volátiles de cadena corta (AGV).

La principal ruta metabólica de fermentación de azúcares es la de Embden-Meyerhof-Paranas. El producto resultante en la ruta EMP de la glucosa es el ácido pirúvico dando lugar a ATP.

Posteriormente, el ácido pirúvico es degradado en la etapa de reducción dando lugar a AGV, alcoholes, aldehídos, CO₂ e H₂. En la Tabla 1 se reflejan los principales productos obtenidos a partir de la degradación de la glucosa con rendimientos en ATP similares.

Productos	Reacción	ATP ⁽¹⁾	Condiciones
Acético	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 2CO_2 + 4H_2$	4	[H ₂] baja
Propiónico	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COOH + 2H_2O$	Bajo	No observado
Acético-propiónico	$3C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3COOH + 4CH_3CH_2COOH + 2CO_2 + 2H_2O$	4/3	Cualquier [H ₂]
Butírico	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COOH + 2CO_2 + 4H_2$	3	[H ₂] baja
Láctico	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CHOHCOOH$	2	Cualquier [H ₂]
Etanol	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CH_2OH + 2CO_2$	2	[H ₂] baja

(1) Por mol de glucosa

Tabla 1. Productos de la degradación de la glucosa (Batstone y col., 2001)

Los principales productos de la fermentación de aminoácidos son generalmente amonio, dióxido de carbono, hidrógeno, ácido acético y ácido butírico, pudiéndose formar,

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

así mismo, en función del aminoácido fermentado, ácido propiónico, otros ácidos de bajo peso molecular y etanol.

Acetogénesis. La acetogénesis consiste en la degradación de los ácidos grasos generados en etapas anteriores dando lugar a ácido acético e hidrógeno. Afecta tanto a los ácidos grasos volátiles de cadena larga resultantes de la fermentación de los lípidos, como a los ácidos grasos volátiles de cadena corta (AGV) con más de dos átomos de carbono (propiónico, butírico, valérico...) producidos en la degradación de aminoácidos y azúcares.

La ruta bioquímica por la que se realizan estas transformaciones es conocida con el nombre de β -oxidación. Durante la β -oxidación, los ácidos grasos libres son introducidos en la célula a través de la pared celular. Una vez dentro de la célula, el ácido graso es convertido en el correspondiente tio-éster-CoA, lo que sirve tanto para activar su degradación, como para disminuir el efecto tóxico de los mismos. La β -oxidación es un ciclo en espiral que va liberando un acetyl-CoA en cada bucle, produciendo, principalmente ácido acético. Si se trata de un ácido con un número, n, impar de átomos de carbono, al final se obtendrían n-1 moléculas de acetyl CoA y una de propionil-CoA.

El hidrógeno es el principal aceptor de electrones. Durante el proceso se produce la deshidrogenación del ácido graso, liberándose hidrógeno molecular a través del intermediario NADH₂. La elevada producción de H₂ y el hecho de que las reacciones de β -oxidación sean termodinámicamente desfavorables a elevadas presiones parciales de H₂, convierten el hidrógeno en uno de los inhibidores mayores del proceso.

Metanogénesis. La fase de metanogénesis completa el proceso de digestión anaerobia mediante la formación de metano y CO₂ a partir de los productos generados en las etapas anteriores, principalmente hidrógeno y acético. Se pueden distinguir dos tipos de procesos llevados a cabo por grupos de bacterias distintos:

- *Metanogénesis acetoclástica:* Por medio de este proceso, se obtiene metano y dióxido de carbono a partir de acético, según la siguiente reacción.
- *Metanogénesis hidrogenotrófica.* En este caso, la producción de metano se reutiliza utilizando el H₂ como dador de electrones para reducir el CO₂.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

A pesar de que solo dos grupos de microorganismos son capaces de llevar a cabo el proceso de metanogénesis acetoclástica, la mayor cantidad de metano en los procesos anaerobios procede de esta vía.

El metano es un gas escasamente soluble, por lo que la mayoría es recuperable, de este modo se elimina la materia orgánica de la fase líquida y se estabiliza cualquier sólido presente en el influente o producido en el proceso (Martí, N, 2007).

1.3.2 MICROORGANISMOS QUE INTERVIENEN EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.

La mayoría de las bacterias que crecen durante las etapas de hidrólisis y acidogénesis son anaerobias estrictas como *Bacteroides*, *Clostridium* y *Bifidobacterium*. Aunque son éstas las que realizan las reacciones hidrolíticas y acidogénicas más importantes, también se desarrollan grupos de microorganismos anaerobios facultativos tales como *Streptococcus* y *Enterobacterias*.

Durante la fase acetogénica, los microorganismos metabolizan los sustratos generados en la etapa anterior para lugar a acético, H₂, y CO₂, que luego utilizarán las bacterias metanogénicas para generar metano. Representantes de los microorganismos acetogénicos son *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini* (Martí, N, 2007).

Los microorganismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea y se caracterizan por poseer una gran variedad morfológica y estructural. En función del tipo de sustrato que consumen, se dividen en dos subgrupos:

- Microorganismos metanogénicos acetotróficos: convierten el ácido acético en CH₄, Y CO₂. Los géneros más importantes son *Metanosarcinas* y *Methanosaeta*.
- Microorganismos metanogénicos hidrogenotróficos: obtienen su energía de la oxidación del H₂, y su carbono el CO₂. Algunos de los géneros más comunes son *Methanobacterium*, *Methanococcus* y *Methanogenium*.

1.4 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO

1.4.1 EL NITRÓGENO EN LA NATURALEZA

Las relaciones existentes entre las distintas formas en las que se encuentra el nitrógeno en la Naturaleza se representan en el ciclo del nitrógeno (Figura 2).

El nitrógeno aparece predominantemente como nitrógeno molecular en la atmósfera (N_2). Su entrada en el ciclo biológico se debe principalmente a la actividad fijadora de ciertas bacterias, de algas verde-azuladas y de bacterias simbióticas asociadas a las raíces de ciertas plantas (por ejemplo *Rhizobium*, en los nódulos de las raíces de ciertas leguminosas). Estos organismos reducen el nitrógeno gaseoso a amonio en el proceso denominado fijación, pero las plantas para su crecimiento apenas emplean amonio, utilizando preferentemente nitrato como fuente de nitrógeno.

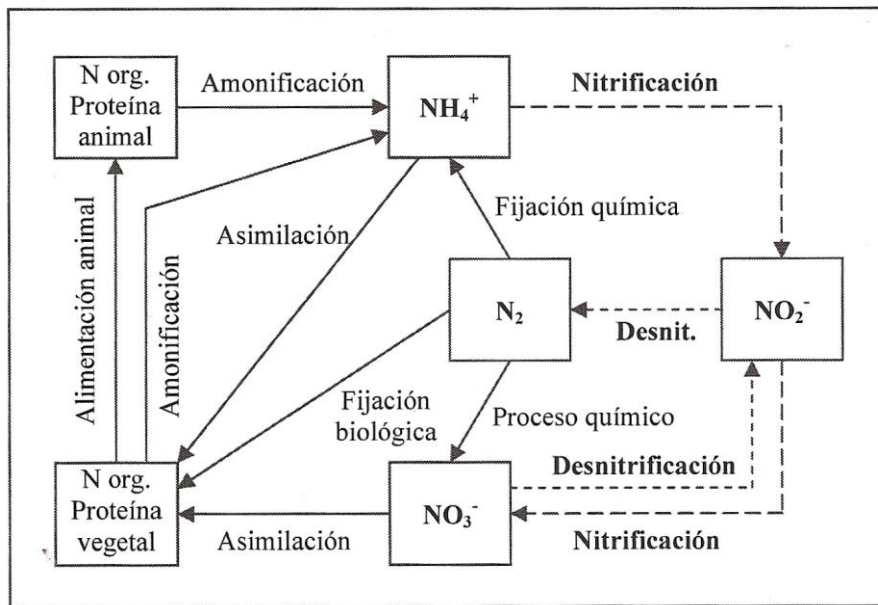


Figura 2. Ciclo del nitrógeno.

Otro proceso que va a dar lugar a la generación de amonio es la amonificación, que es la transformación del nitrógeno orgánico en amonio por hidrólisis de las proteínas y la oxidación de aminoácidos.

El amonio puede ser oxidado por bacterias amonio oxidantes presentes tanto en el medio terrestre, como en el mar. En este proceso denominado nitrificación se obtiene nitrito

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

(NO₂⁻) que puede ser oxidado por nitratación a nitrato (NO₃⁻), por bacterias nitrito oxidantes del suelo o del mar.

La forma más oxidada de nitrógeno, además de servir como nutriente a las plantas puede ser empleado como aceptor de electrones por muchas bacterias heterótrofas (por ejemplo *Pseudomonas*) que lo reducen primero a nitrito, y luego a nitrógeno gas. Este proceso recibe el nombre de desnitrificación y tiene lugar en condiciones anóxicas.

De forma natural este ciclo estaría en equilibrio, pero debido principalmente a las actividades antropogénicas puede tener lugar la acumulación de determinados compuestos, rompiéndose así el equilibrio (Fernández, B, 2009).

1.4.2 EL NITRÓGENO COMO CONTAMINANTE DE LAS AGUAS

Las principales fuentes de compuestos nitrogenados en las aguas son los fertilizantes, tanto naturales como artificiales y las aguas residuales urbanas e industriales. La presencia de estos compuestos en las aguas originan múltiples problemas.

- La presencia de nitrato origina problemas de eutrofización, que consisten en una propagación de algas y formas vegetales superiores y producen efectos indeseables en el equilibrio del ecosistema y en la calidad de las aguas. Asimismo, su presencia produce enfermedades como la metahemoglobinemia en bebés y favorece la formación de nitrosaminas, compuestos cancerígenos.
- El nitrógeno en forma de amonio se encuentra en equilibrio con el amoníaco, de modo que si aumenta la temperatura y el pH, aumenta la concentración de amoníaco afectando negativamente a los peces y otros seres vivos. Además, la presencia de amonio en aguas que se van a potabilizar implica un aporte adicional de cloro para su desinfección, pudiéndose formar cloraminas, que son compuestos tóxicos para los seres vivos.
- Cuando tiene lugar la desnitrificación incompleta se forma óxido nitroso (N₂O) que pasa a la fase gas, contribuyendo al efecto invernadero.

Para la eliminación de los compuestos de nitrógeno presentes en un agua residual pueden emplearse tanto procesos físico-químicos como biológicos. La eliminación

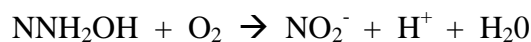
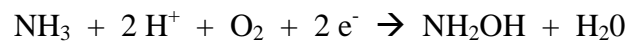
OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

biológica de nitrógeno de las aguas residuales comprende dos procesos secuenciales, uno de nitrificación (oxidación de amonio a nitrato), y otro de desnitrificación (reducción de nitrato a nitrógeno molecular). A continuación se detalla el proceso biológico de nitrificación, el cual es objeto de este estudio.

1.4.3 PROCESO DE NITRIFICACIÓN BIOLÓGICA

El proceso de oxidación del amonio a nitrito es complejo a nivel bioquímico, pues existen varias reacciones intermedias y enzimas implicadas en el proceso. El crecimiento de las bacterias amonio-oxidantes está termodinámicamente limitado y su lenta velocidad de crecimiento es el principal problema de la nitrificación en las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales.

El primer paso de la nitrificación es la conversión del amonio a hidroxilamina. A continuación la hidroxilamina es oxidada a nitrito a través de un intermediario que todavía no se conoce. El oxígeno molecular de esta reacción parece ser parcialmente incorporado al nitrito formado y parcialmente usado como aceptor de electrones. En esta etapa se produce la mayor liberación de energía.



En contraste a la complejidad de la nitrificación, la oxidación de nitrito a nitrato es un proceso enzimático sencillo y directo. Aunque las bacterias nitrito-oxidantes son estrictamente aerobias, el oxígeno empleado para la oxidación proviene del agua. Termodinámicamente, la energía producida en esta oxidación es baja, lo cual influye en el lento crecimiento de las bacterias nitrito-oxidantes.



La concentración de oxígeno disuelto tiene un efecto marcado en el crecimiento de las bacterias nitrificantes, así como en el proceso de nitrificación. Algunos autores afirman que la limitación de oxígeno inhibe fuertemente la oxidación de nitrito a nitrato, mientras

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

que la oxidación de amonio a nitrito no se ve afectada por una baja concentración de oxígeno disuelto, dando lugar a la acumulación de nitrito.

El valor óptimo del pH para la nitrificación se encuentra entre 7,5 y 8,5 tanto para las bacterias amonio oxidantes como para las nitrito oxidantes, pero se puede trabajar en un intervalo de pH mayor. Debe tenerse en cuenta que, debido a la influencia de la nitrificación, el valor del pH en el interior de los flóculos será previsiblemente más bajo que el observado en la fase líquida. Además, el efecto del pH es mayor a menores temperaturas.

La temperatura es un parámetro que afecta directamente a la actividad de los microorganismos nitrificantes, encontrándose su valor óptimo entre 30 y 35 °C. Dichos organismos son muy sensibles a cambios bruscos de temperatura. En general, la velocidad de crecimiento de las bacterias nitrificantes aumenta exponencialmente con la temperatura desde los 5 hasta los 30 °C. A partir de los 35-40 °C empieza a disminuir, no habiendo actividad nitrificante a temperaturas mayores de 60 °C.

1.4.4 MICROORGANISMOS IMPLICADOS EN LA NITRIFICACIÓN

Los microorganismos que intervienen en el proceso de nitrificación se pueden dividir en dos grupos, los nitrificantes autótrofos y los heterótrofos. Las bacterias autótrofas obtienen su energía para el crecimiento de la oxidación de compuestos inorgánicos, mientras que las heterótrofas la obtienen de la oxidación de la materia orgánica. Existen algunas bacterias heterótrofas y hongos que son capaces de producir nitrito y/o nitrato, pero en general producen niveles bajos de estos compuestos y frecuentemente utilizan nitrógeno orgánico en lugar de amonio (Watson y col. 1989).

Todos los microorganismos nitrificantes autótrofos conocidos son bacterias Gram negativas y comprenden dos grupos: las bacterias amonio-oxidantes (principalmente del género *Nitrosomonas*) y las nitrito-oxidantes (las más estudiadas son las pertenecientes al género *Nitrobacter*) (Eiroa, M, 2004).

2. OBJETIVOS

2.1.1 Estudiar la producción de ácidos grasos volátiles a partir de agua residual procedente de una industria cervecera a escala laboratorio.

Para ello es necesario favorecer el crecimiento de las bacterias acidogénicas e inhibir la etapa metanogénica de la fermentación. En este caso se mantiene un pH ácido en el medio, pH=5.

2.1.2 Puesta en marcha de un sistema de nitrificación biológica de un agua residual a escala laboratorio.

Estudio de la conversión de amonio a nitrato en un proceso biológico aerobio en un biorreactor a escala laboratorio.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 MATERIAL

En este apartado se describe el material utilizado tanto para la fermentación anaerobia del agua residual de la industria cervecera como para el proceso de nitrificación. Son descritos para cada estudio las aguas utilizadas para alimentar los reactores, el equipo experimental utilizado, la biomasa y el seguimiento y control de los reactores.

3.1.1 PRODUCCIÓN DE AGV PARTIR DE AGUA RESIDUAL DE INDUSTRIA DE CERVECERA

3.1.1.1 AGUA RESIDUAL

El rector acidogénico es alimentado con agua residual procedente de una empresa de elaboración de cerveza situada en Galicia. La caracterización del agua se incluye en el apartado 4.1.2 El agua de la empresa cervecera es decantada antes de ser introducida en el

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

reactor, para eliminar los sólidos inorgánicos procedentes de la etapa de clarificación del proceso de elaboración de la cerveza.

Para la caracterización del agua residual son realizados las determinaciones de los siguientes parámetros: pH, nitrógeno amoniacal, fósforo soluble, determinación de demanda química de oxígeno total y soluble, alcalinidad total, sólidos en suspensión totales y volátiles, ácidos grasos volátiles y etanol.

3.1.1.2 EQUIPO EXPERIMENTAL

El sistema empleado consta de un reactor SBR (*Sequencing Batch Reactor*) cerrado, de 3 L, con un volumen de trabajo de 2 L. El influente entra al reactor por la parte superior del reactor impulsado por una bomba peristáltica. En el interior del tanque agitado mecánicamente se produce la mezcla entre el agua residual y los microorganismos, llevándose a cabo la digestión anaerobia (Figura 3).

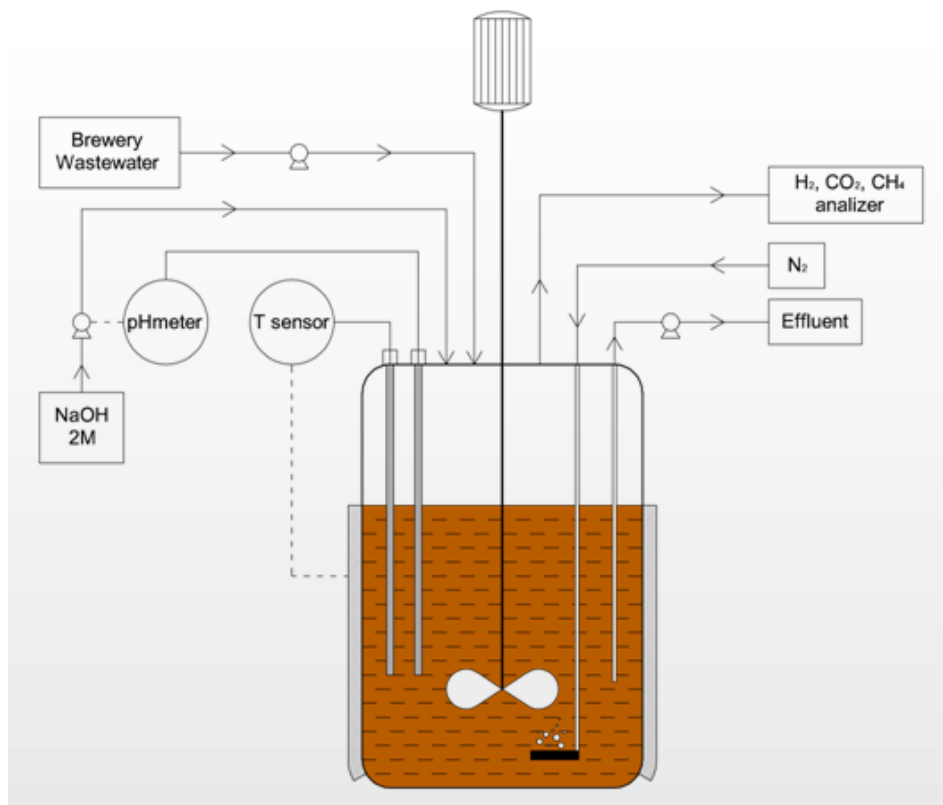


Figura 3. Esquema del reactor SBR utilizado para la producción de AGV.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

Después del ciclo de reacción, y una vez finalizado el ciclo de decantación, el sobrenadante (agua residual tratada) sale del sistema impulsado por otra bomba peristáltica. Los productos gaseosos (CH_4 , CO_2 y H_2) salen por la parte superior del reactor.

Para un funcionamiento adecuado del reactor es muy importante el control de pH, que se mantiene constante a $\text{pH}= 5$ mediante la adición automatizada de base (NaOH 2 M). A este pH las bacterias metanogénicas comienzan a disminuir su actividad, mientras que las acidogénicas tienen una actividad alta.

Es también importante el control de la temperatura, para lo cual el reactor se mantiene a $30\text{ }^\circ\text{C}$ mediante una manta calefactora. El reactor se opera a un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 1 día. El ciclo, de 12 horas, aplicado al reactor SBR se detalla en la Tabla 2.

CICLO SBR	
Activación	10 min
Llenado	57 min
Reacción	597 min
Decantación	45 min
Vaciado	5 min

Tabla 2. Ciclo aplicado durante el periodo de operación del reactor SBR.

3.1.1.3 BIOMASA

La biomasa inoculada en el reactor procede de una planta de tratamiento de aguas residuales de una empresa cervecera en Galicia (España), en una concentración de $2,5\text{ g SSV/L}$ (sólidos volátiles en suspensión).

3.1.1.4 SEGUIMIENTO Y CONTROL DEL REACTOR

Para el seguimiento y control del reactor se toman muestras del mismo, sobre las que se realizan medidas periódicas, según la Tabla 3.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

PARÁMETRO	PUNTO DE MUESTREO	PERIODICIDAD
pH	Reactor, influente, y efluente	2 veces por semana
N-NH ₄ ⁺	Influente soluble y efluente soluble	2 veces por semana
DQO	Influente total, influente soluble y efluente soluble	2 veces por semana
Medida de biogás	Gas	2 veces por semana
AGV y etanol	Influente y efluente	2 veces por semana
SST y SSV	Influente, reactor y efluente	2 veces por semana

Tabla 3. Medidas periódicas realizadas para el control del proceso.

3.1.2 OPERACIÓN DE UN REACTOR DE NITRIFICACIÓN

3.1.2.1 INFLUENTE

Para el proceso de nitrificación se utiliza un agua sintética simulando la carga de nitrógeno de las aguas residuales urbanas. La composición de la alimentación se detalla en las Tablas 4, 5 y 6.

COMPOSICIÓN DE LA ALIMENTACIÓN DEL REACTOR

Macronutrientes	100 ml / L
Micronutrientes	1 ml / L
NH ₄ Cl	0,46 g / L
NaHCO ₃	1,8 g / L

Tabla 4. Composición de la alimentación del reactor.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

MACRONUTRIENTES		MICRONUTRIENTES	
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0,144 g/L	CaCl ₂ ·2H ₂ O	7,35 g/L
KH ₂ PO ₄	0,225 g/L	MnCl ₂ ·4H ₂ O	5,06 g/L
K ₂ HPO ₄	0,570 g/L	FeSO ₄ ·7H ₂ O	5,00 g/L
NaCl	1,200 g/L	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	1,05 g/L
CaCl ₂ ·2H ₂ O	0,096 g/L	Na ₂ (AEDT)	50,00 g/L
Na ₂ CO ₃	3,365 g/L	CuSO ₄ ·5H ₂ O	1,57 g/L
		CoCl ₂ ·6H ₂ O	1,57 g/L
		ZnCl ₂	1,04 g/L

Tabla 5 y 6. Composición de los macronutrientes y micronutrientes de la alimentación del reactor.

3.1.2.2 EQUIPO EXPERIMENTAL

Se utiliza un reactor de tipo SBR cerrado, de 2 L, con un volumen útil de 1,5 L. El llenado del reactor tiene lugar mediante una bomba peristáltica que bombea el influente del reactor por la parte superior del tanque. En el interior del tanque, se produce la etapa de mezcla, con agitación mecánica. Sólo se lleva a cabo el proceso de nitrificación, por lo que el reactor se mantiene aireado durante todo el ciclo de reacción. Al finalizar el ciclo de decantación, el sobrenadante (agua residual tratada) sale del sistema impulsado por otra bomba peristáltica.

Las condiciones son semejantes a las existentes en el reactor biológico de una Estación Depuradora de Aguas (EDAR), de la que procede la biomasa del estudio. Se opera a TRH de 1 día y un ciclo de 8 horas (activación, alimentación, reacción, decantado, vaciado, espera). El proceso tiene lugar a temperatura ambiente y el pH no está controlado. El equipo consta de una sonda de oxígeno que mide de forma continua el oxígeno disuelto (mg O₂/l) en la mezcla del interior del reactor.

A continuación se presenta un esquema del reactor SBR empleado (Figura 4), y una tabla con el ciclo aplicado (Tabla 7).

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

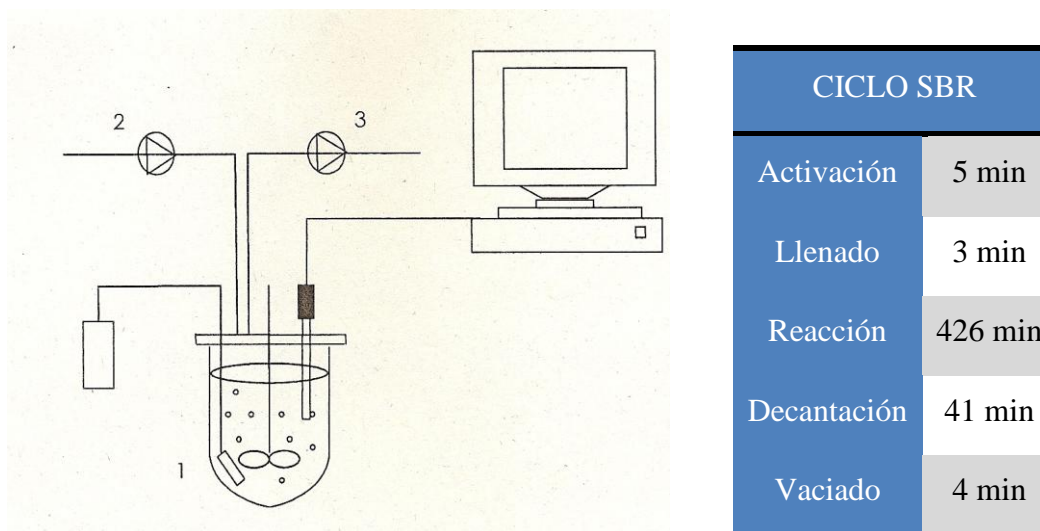


Figura 4. Esquema del reactor SBR utilizado. (1) cuba de vidrio del reactor, (2) y (3) bombas peristálticas de llenado y vaciado del reactor.

Tabla 7. Ciclos detallado aplicado al reactor SBR.

3.1.2.3. BIOMASA

La biomasa aerobia procede de una Estación de Depuración de Aguas Residuales (EDAR) situada en la provincia de A Coruña.

3.1.2.4. SEGUIMIENTO Y CONTROL DEL REACTOR

Para el seguimiento y control del reactor se toman muestras del mismo, sobre las que se realizan medidas periódicas según la Tabla 8.

PARÁMETRO	PUNTO DE MUESTREO	PERIODICIDAD
pH	Reactor, influente, y efluente	1 vez por semana
Alcalinidad	Efluente	1 vez por semana
N-NH ₄ ⁺	Influente soluble y efluente soluble	1 vez por semana
N-NO ₂ ⁻ y N-NO ₃ ⁻	Efluente	1 vez por semana
SST y SSV	Reactor y efluente	1 vez por semana

Tabla 8. Medidas periódicas realizadas para el control del proceso.

3.2 MÉTODOS

A continuación se incluyen los métodos analíticos utilizados en el laboratorio para la caracterización del agua residual de la empresa cervecera, y para el seguimiento y control de los dos reactores experimentales, así como el análisis de los datos de ambos procesos.

3.2.1 DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) es una medida que indica el nivel de contaminación que presenta el agua residual debida a materia orgánica y compuestos oxidables. Se define como la cantidad de oxígeno ($\text{mg O}_2/\text{L}$) necesaria para la oxidación de toda la materia orgánica y compuestos oxidables contenidos en un volumen de muestra. La medición de este parámetro se lleva a cabo utilizando un método semimicro (Soto y col. 1989), simplificando el método descrito en “*Standard methods*” (APHA, 1998).

Para la determinación de la DQO se digiere la muestra con una mezcla de dicromato de potasio y ácido sulfúrico (disolución digestora) durante dos horas a $150\text{ }^\circ\text{C}$, utilizando sulfato de plata como catalizador y sulfato de mercurio para eliminar posibles interferencias del ion cloruro (disolución catalítica). Tras la digestión, el dicromato de potasio en exceso se valora con una disolución de sulfato ferroso amónico (FAS) utilizando ferroína como indicador. Cada vez que se realiza un grupo de determinaciones, el FAS se valora con un patrón de dicromato de potasio, ya que su concentración varía con el tiempo. Todas las determinaciones se llevan a cabo por duplicado y la DQO se calcula teniendo en cuenta un blanco con agua destilada.

En este estudio se determina la DQO soluble del influente y del efluente, para lo cual se filtra la muestra con filtro de membrana de $0,45\text{ }\mu\text{m}$ de poro.

3.2.2 DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO AMONIACAL POR COLORIMETRÍA

Para determinar la concentración de nitrógeno amoniacal en un agua se puede emplear un método colorimétrico basado en la reacción del amonio presente en la muestra

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

de agua con hipoclorito y fenol en medio alcalino, mediante el cual se obtiene un complejo coloreado (azul de indofenol). La absorbancia del complejo obtenido se mide a 635 nm y puede relacionarse con la concentración de amonio presente en la muestra.

Cada vez que se preparan nuevas disoluciones de hipoclorito y de fenol, debe realizarse un calibrado (Figura 5). Para ello se preparan las disoluciones de calibrado en un rango de 0-1,4 mg/l. Se pipetea el volumen de cada patrón por triplicado, y se prepara un blanco con el mismo volumen de agua destilada. Se añade 1 ml de disolución de fenol, y 1,5 ml de disolución de hipoclorito de sodio, y se agita en vórtex. Transcurridos 45 minutos, se mide la absorbancia a 635 nm en un espectrofotómetro Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer Lambda 11. Estos 45 minutos son el tiempo mínimo necesario para que la reacción tenga lugar de una forma completa. Una vez pasado este tiempo la medida permanece estable durante horas.

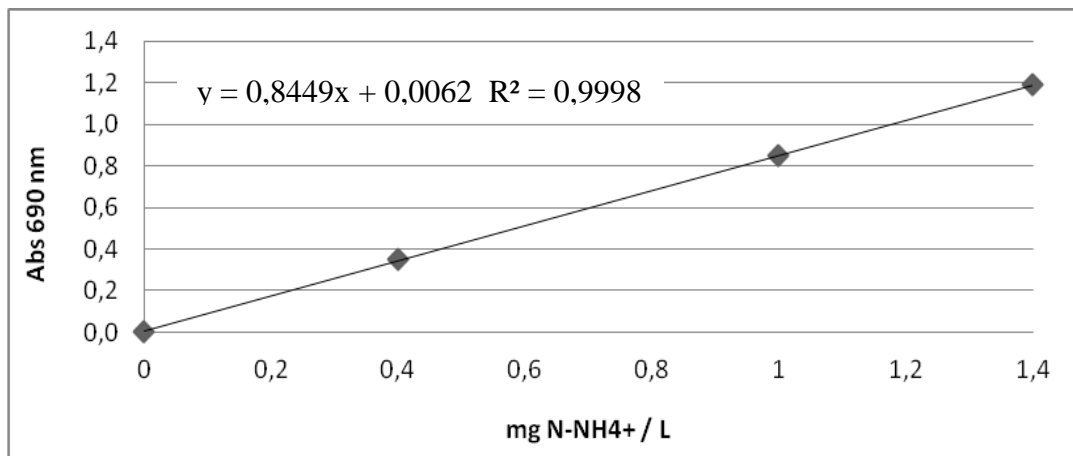


Figura 5. Calibrado para la determinación de nitrógeno amoniacal por el método del fenol.

3.2.3 DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN TOTALES Y VOLÁTILES

Los sólidos en suspensión se determinan según el método descrito en “*Standard methods*” (APHA, 1998), mediante filtración a vacío de un volumen conocido de muestra sobre un filtro de membrana de 1,2 µm de diámetro de poro, previamente calcinado y enfriado hasta peso constante. El filtro con el residuo retenido se seca hasta peso constante a 110 °C y el aumento de peso del filtro representa los SST.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

3.2.4 DETERMINACIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES Y ETANOL POR HPLC.

La determinación de AGVs se lleva a cabo mediante cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC). Para ello se utiliza un cromatógrafo Hewlett Packard Serie 1100, equipado con una columna Supelcogel C-610H de 30 cm de longitud y 7,8 mm de diámetro interno. Se utiliza además una precolumna Supelcogel H Guard Column, con el objeto de retener las impurezas contenidas en las muestras. El equipo consta de un detector ultravioleta (UV) y un detector RI.

La separación de los componentes de la muestra se basa en la exclusión por tamaño molecular. Como fase móvil se emplea H_3PO_4 0,1%, con un flujo de 0,5 mL/min. La temperatura del horno se fija en 30 °C y el volumen de muestra inyectado es de 10 μ L. La detección se lleva a cabo por absorción de los compuestos separados en la región ultravioleta (concretamente a 210 nm). Se detecta también la concentración de etanol en la región infrarroja.

Todas las muestras son filtradas, antes de su análisis, a través de filtros de membrana con un tamaño de poro de 0,2 μ m. La identificación de cada ácido se hace en función de su tiempo de retención (Tabla 9) . Para su cuantificación se construye una recta de calibrado en el rango de 0-3000 ppm. En las Figuras 3.1-3.5 se representan las rectas de calibrado de cada uno de los ácidos objeto de estudio.

COMPUESTO TIEMPO DE RETENCIÓN (MIN)

Acetato	20,6
Propionato	24,6
Butirato	31,1
Iso-Valerato	37,1
n-Valerato	46,5
Etanol	27,5

Tabla 9. Tiempos de retención del etanol y de los AGV sometidos a estudio.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

3.2.5 DETERMINACIÓN DE FOSFATOS (PO_4^{3-}).

Se utiliza un método colorimétrico, mediante el cual se hace reaccionar el fósforo con una disolución de molibdato amónico, obteniéndose ácido molibdofosfórico, que al ser reducido con cloruro estagnoso forma un complejo de color azul (azul de molibdeno), cuya absorbancia se determina a 690 nm en un espectrofotómetro Perkin Elmer Lambda 11 UV/VIS. Cada determinación se realiza por duplicado.

En la Figura 6 se muestra una recta de calibrado representativa de las medidas realizadas durante este estudio.

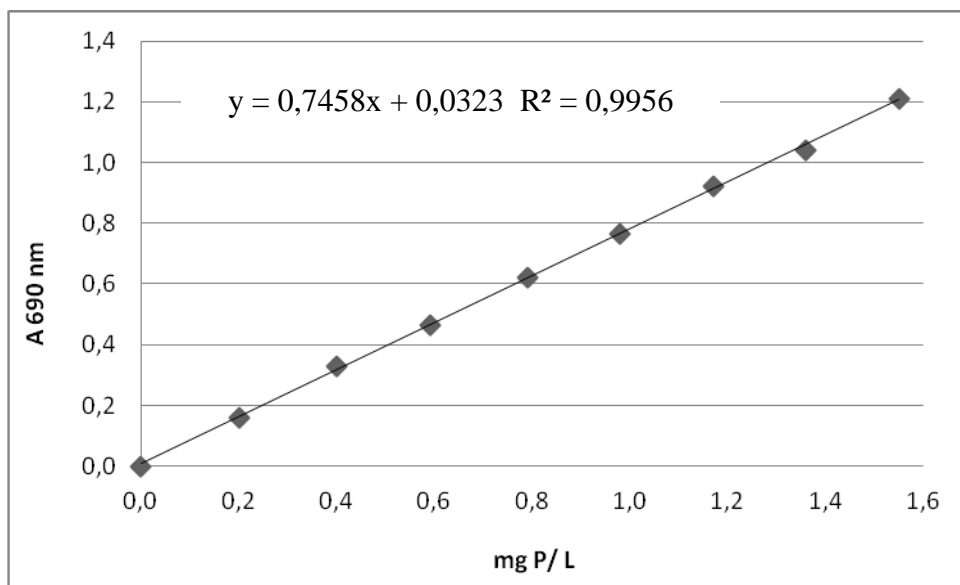


Figura 6. Calibrado para la determinación de fosfatos.

3.2.6 DETERMINACIÓN DE AZÚCARES TOTALES.

Se utiliza un método colorimétrico basado en el método descrito por Dubois (Dubois *et al.* 1956), mediante el cual se hacen reaccionar los carbohidratos con una disolución de fenol al 5% en medio ácido, obteniéndose un compuesto de color anaranjado, cuya absorbancia se determina a 490 nm en un espectrofotómetro Perkin Elmer Lambda 11 UV/VIS. Cada determinación se realiza por triplicado.

En la Figura 7 se muestra una recta de calibrado representativa de las medidas realizadas durante este estudio.

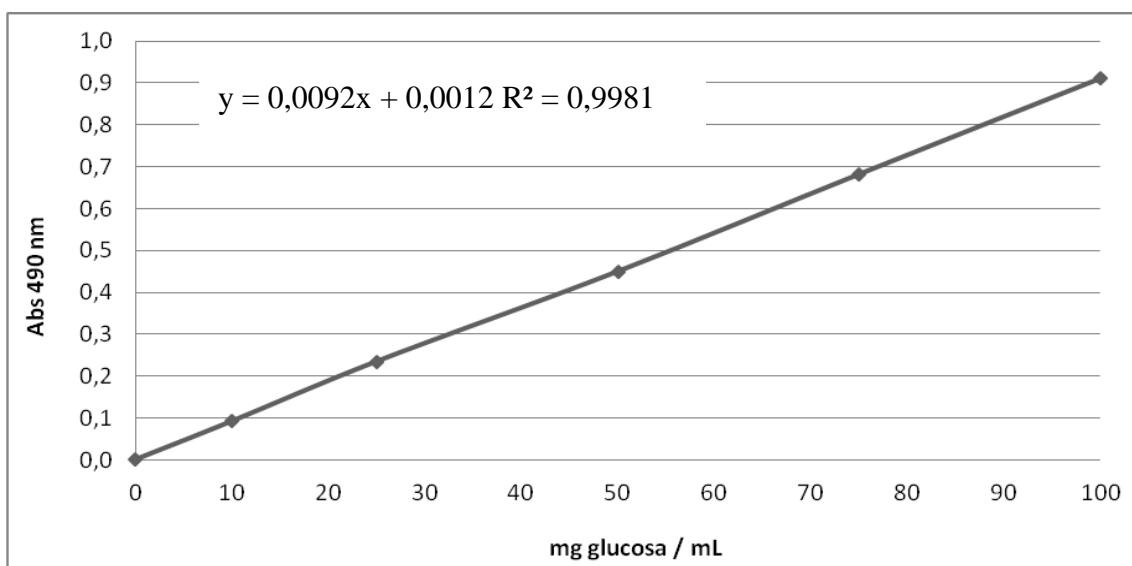


Figura 7. Calibrado para la determinación de azúcares totales

3.2.7 MEDIDA DEL BIOGAS

La cuantificación de H_2 , CO_2 y CH_4 en el gas de salida del reactor acidogénico es llevada a cabo en línea mediante un sistema de detección de gas acoplado a la salida del reactor y un analizador multi-componente Rosemount Analytical NGA 2000 MLT 1 equipado con un detector RI. El gas es arrastrado hasta el analizador mediante una corriente de N_2 con un flujo de 8 L/h.

3.2.8 DETERMINACIÓN DE NITRITO Y NITRATO

La determinación de nitrito y nitrato se lleva a cabo mediante la técnica de electroforesis capilar. Dicha técnica consiste en aplicar una corriente eléctrica a un microcapilar, de esta forma se crea un campo eléctrico que produce un flujo electroosmótico y hace migrar a las especies cargadas a distintas velocidades. La separación se basa en las diferencias existentes entre las movilidades de las especies cargadas en presencia de dicho flujo. Dichas diferencias dependen de la carga de las especies y las fuerzas de fricción, que están relacionadas con la forma y el tamaño de las especies analito, así como con la viscosidad del medio.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

Para la determinación de nitrito y nitrato se utiliza un equipo Hewlett Packard ^{3D}CE. El capilar utilizado es de sílice fundida con una longitud efectiva de 40 cm y un diámetro interno de 50 μm . Como electrolito conductor de la corriente se emplea una disolución de fosfato de sodio (0,1 mol/L). La inyección de la muestra se efectúa por presión a 50 mbar durante 4 segundos. Las determinaciones se realizan a un voltaje de 30 kV con polaridad negativa y a una temperatura de 30°C. La detección de los iones se lleva a cabo a una longitud de onda de 214 nm, utilizando 450 nm como longitud de onda de referencia.

Para la realización de los análisis las muestras se filtran previamente a través de filtros de membrana de 0,45 μm de diámetro de poro. La calibración se lleva a cabo con patrones de concentraciones de nitrito y nitrato comprendidas entre 5 y 50 mg N/L.

3.2.9 DETERMINACIÓN DE ALCALINIDAD TOTAL

La alcalinidad se determina por titulación con una solución estándar de un ácido mineral fuerte a los puntos sucesivos de equivalencia del bicarbonato y el ácido carbónico (pH \approx 4,5-4,3).

A un volumen de muestra sin filtrar se le va añadiendo con una bureta H_2SO_4 de molaridad conocida hasta bajar el pH de la muestra hasta 4,3. Para ello se introduce una sonda de pH en la muestra, y ésta se agita durante todo el proceso (agitador magnético). De esta manera, conociendo el volumen de muestra, la molaridad del ácido, y el volumen de ácido consumido se puede calcular la alcalinidad del agua.

3.2.10 OTROS PARÁMETROS

Para la determinación de pH se utiliza un electrodo Crison pH 52-03 conectado a un medidor de pH/mV Crison GLP22. Es calibrado diariamente utilizando disoluciones tampón de Crison de pH 7,00 y 4,01 a temperatura ambiente.

La determinación de oxígeno disuelto en el reactor de nitrificación es llevada a cabo con un electrodo selectivo CelloX 325, conectado a un medidor KNICK Stratos Eco. Periódicamente se realiza el calibrado del mismo al aire.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 PRODUCCIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES A PARTIR DE AGUA RESIDUAL DE INDUSTRIA CERVECERA

4.1.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

Las características del agua residual se resumen en la Tabla 10. El agua tiene un alto contenido en materia orgánica y baja concentración de nutrientes, por lo que resulta adecuada para un tratamiento anaerobio y la obtención de un subproducto, ácidos grasos volátiles.

4.1.2 FERMENTACIÓN ACIDOGÉNICA

Para la realización de este trabajo se alimentó un reactor acidogénico con agua residual procedente de la industria cervecera. El reactor fue operado a un tiempo de retención hidráulico de 1 d, resultando en una velocidad de carga orgánica de 3,5 g DQO/L·d. La temperatura del reactor se mantuvo a 30 °C y el pH se mantuvo en un valor ácido, pH 5.

En la Figura 8 se muestra la evolución de la DQO durante la operación del reactor. La concentración del agua residual osciló en torno a los 3500 g DQO/L·d.

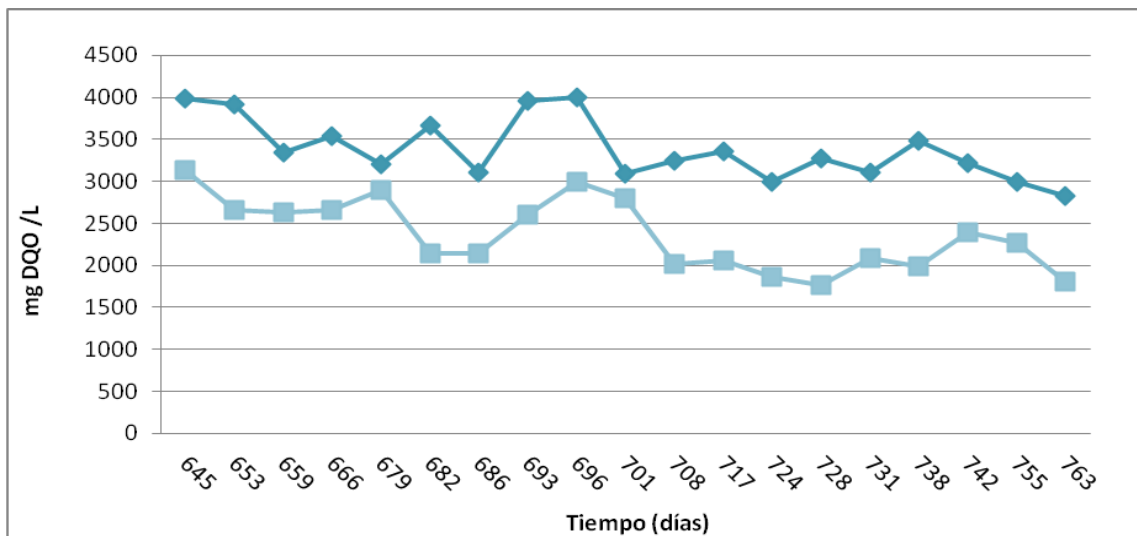


Figura 8. Evolución de la DQO soluble en el influente (◆) y en el efluente (■) del reactor.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

PARÁMETRO	UNIDADES	RANGO DE VALORES
pH	-	4,46 – 4,98
NH ₄ ⁺	mg N/L	0,19 – 8
PO ₄ ³⁻	mg P/L	4 - 6
DQO _s	mg/L	4000 - 6500
DQO _t	mg/L	4950 – 7200
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	90 - 220
SST	mg/L	380 - 720
SSV	mg/L	370 - 470
% inertes	%	4 – 35
Lactato	mg/L	370 – 470
Formato	mg/L	11 – 38
Acetato	mg/L	240 – 380
Propionato	mg/L	30 - 380
Butirato	mg/L	45 – 60
I-Valerato	mg/L	0,00
n-Valerato	mg/L	0,00
AGV	mg/L	890 – 1200
% AGV	%	18 – 30
% Etanol	%	23 – 60
% Azúcares totales	%	9 - 12

Tabla 10. Características del agua residual procedente de la industria cervecera.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

La operación del reactor a estas condiciones resultó en un porcentaje de acidificación del 60 %, el cual se mantuvo estable durante la operación del reactor Figura 9. En los últimos días de operación del reactor se observa una ligera disminución en este porcentaje, el cual cae a valores del 50 %. Esta disminución es consecuencia de una desestabilización del reactor causada por una disminución brusca de la biomasa presente en el medio (desde 1,2 g SSV/L hasta 0,28 g SVV/L) y aun aumento de pH desde 5 a 6.

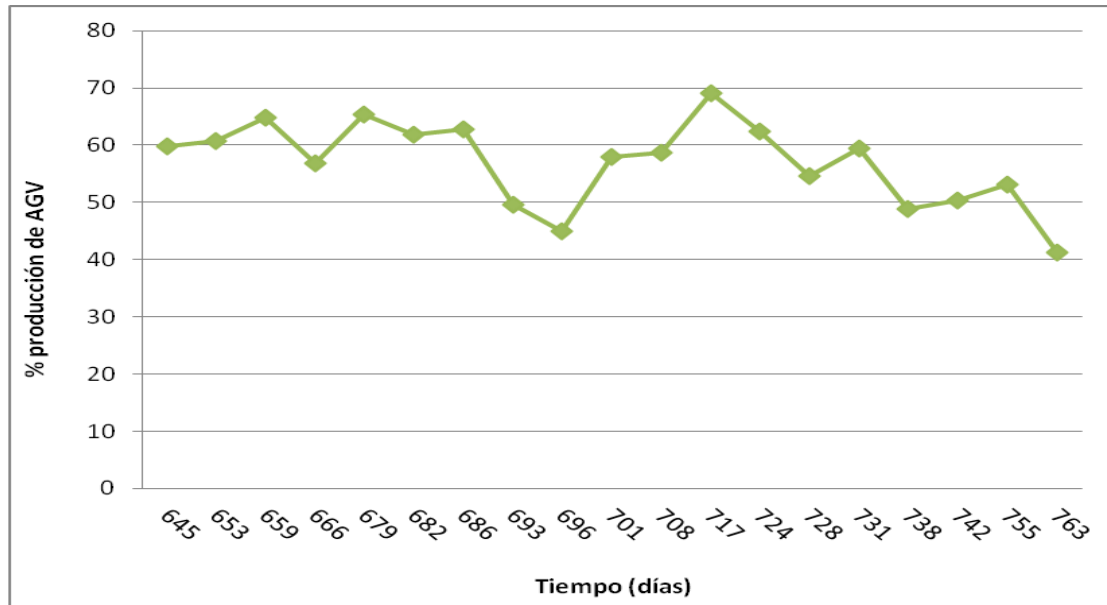


Figura 9. Porcentaje de producción de ácidos grasos volátiles obtenido durante el periodo de operación.

En la Figura 10, se muestra la evolución de la concentración de la biomasa durante la operación del reactor. Como se puede apreciar, durante la mayor parte del ensayo la concentración de la biomasa tuvo una tendencia creciente, pasando de una concentración de 0,8 g/L a una concentración de 1,2 g/L. Sin embargo en los últimos días del ensayo se observa una disminución en la misma, alcanzándose valores de 0,4 g/L.

Asimismo, en los últimos días de operación del reactor se produce también un aumento en el pH del reactor, el cual pasa de 5 a 6. Este aumento pudo estar ocasionado por un mayor pH en el agua alimentada en el reactor. En la Figura 11 se muestra la evolución del pH en el interior del reactor durante el periodo de estudio. El aumento del pH de 5 a 6 pudo favorecer el aumento de actividad metanogénica lo que pudo causar la disminución en el porcentaje de acidificación.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

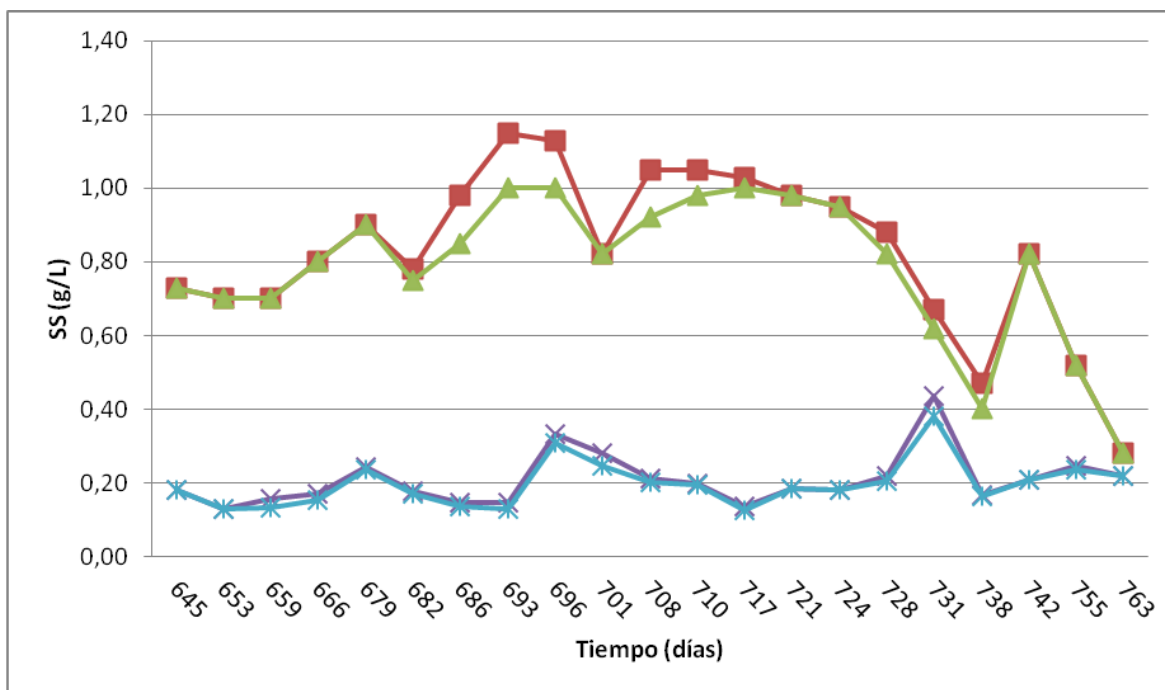


Figura 10. Sólidos en suspensión totales (■) y volátiles (▲) en el reactor y totales (X) y volátiles (*) en el efluente.

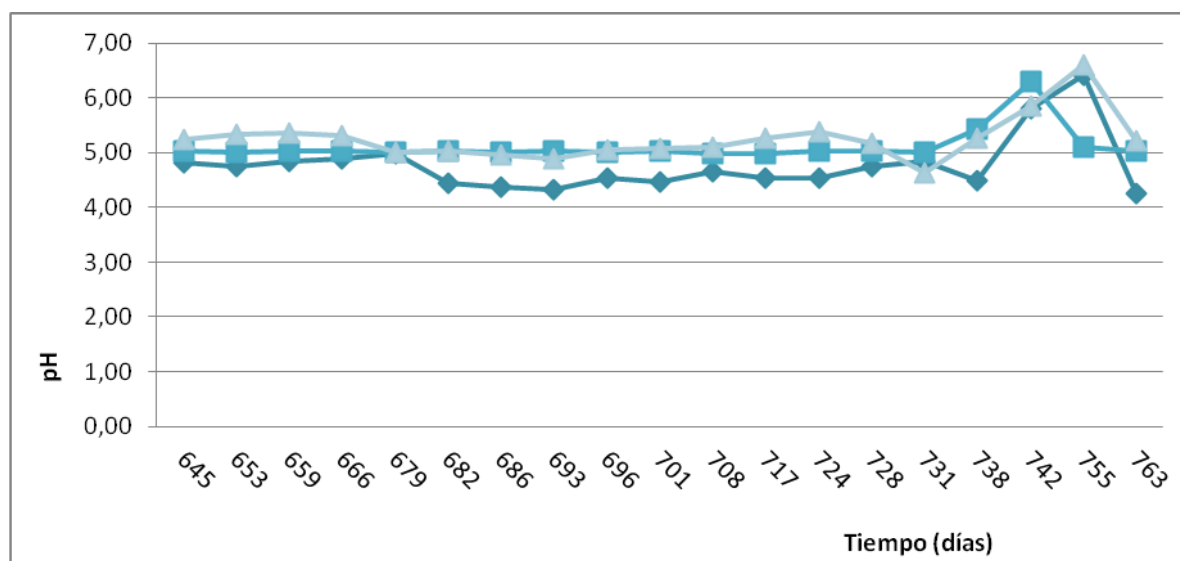


Figura 11. Evolución del pH en el influente (◆), en el reactor (■) y en el efluente (▲).

La Figura 12 representa el porcentaje de los diferentes ácidos obtenidos en el reactor acidogénico. El ácido acético fue el producto mayoritario, con un porcentaje respecto a la concentración total de ácidos grasos volátiles del 54 %, seguido del ácido propiónico (26 %), el butírico (12 %), el n-valérico (6,5 %) y el i-valérico (1,5 %). Si bien

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

es sabido que la operación a pH 5 favorece la producción de ácidos de cadena larga (Albuquerque et. al. 2007), en este caso los ácidos mayoritarios son el acético y el propiónico. Kuo-Shuh Fan (2005) estudió la producción de hidrógeno a partir de compost en un reactor CSTR con pH 5,5. Los AGV mayoritarios obtenidos fueron HAc y HBu en los 5 TRH aplicados.

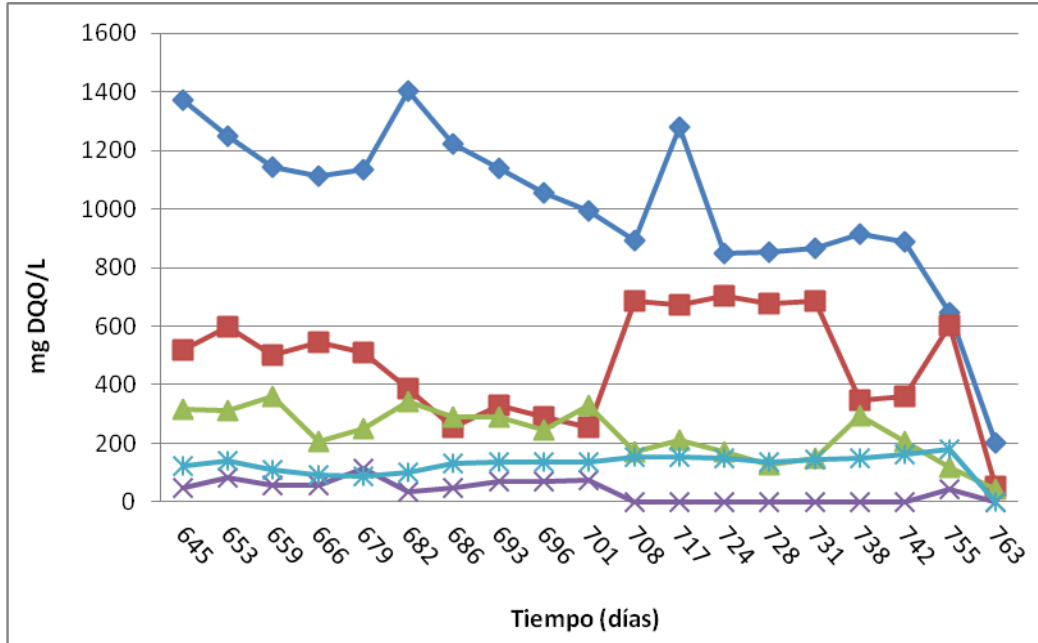


Figura 12. Evolución en la concentraciones de los distintos ácidos grasos volátiles obtenidos en mayor concentración en el efluente del reactor: acetato (◆), propionato (■), butirato (▲), i-valerato. (*) y n-valerato (x).

La mayor proporción del acético y del propiónico en el efluente puede ser debido a que la mayor parte de la DQO presente en el agua residual procede del etanol y de los ácidos grasos. Tanto el etanol como los ácidos grasos son moléculas simples, por lo que es lógico pensar que los productos de la digestión acidogénica de los mismos dará lugar a moléculas también sencillas, como es el caso del ácido acético y el ácido propiónico.

La producción de biogás puede utilizarse no sólo como parámetro de control, sino también como variable para establecer la estabilidad del reactor. Un aumento del caudal gaseoso es síntoma de una probable sobrecarga orgánica, sobre todo si posteriormente el caudal de metano disminuye. Para el caso del reactor acidogénico, la producción de metano debe ser mínima, pues se trata de conseguir que la materia orgánica se

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

descomponga hasta AGV, y que el proceso no continúe hasta la obtención de metano. En este caso, un aumento de la producción de metano, sería síntoma de una disminución en la producción de ácidos del sistema.

La Figura 13 muestra los porcentajes de metano, dióxido de carbono e hidrógeno en el biogás medido a la salida del reactor. Los datos representados pertenecen sólo al primer periodo de operación del reactor, al final hubo un problema técnico con el equipo analizador de gases. Se observa, concordando a lo explicado anteriormente, como la concentración de metano es baja, debido a que la etapa metanogénica es inhibida por el efecto del pH ácido en el medio.

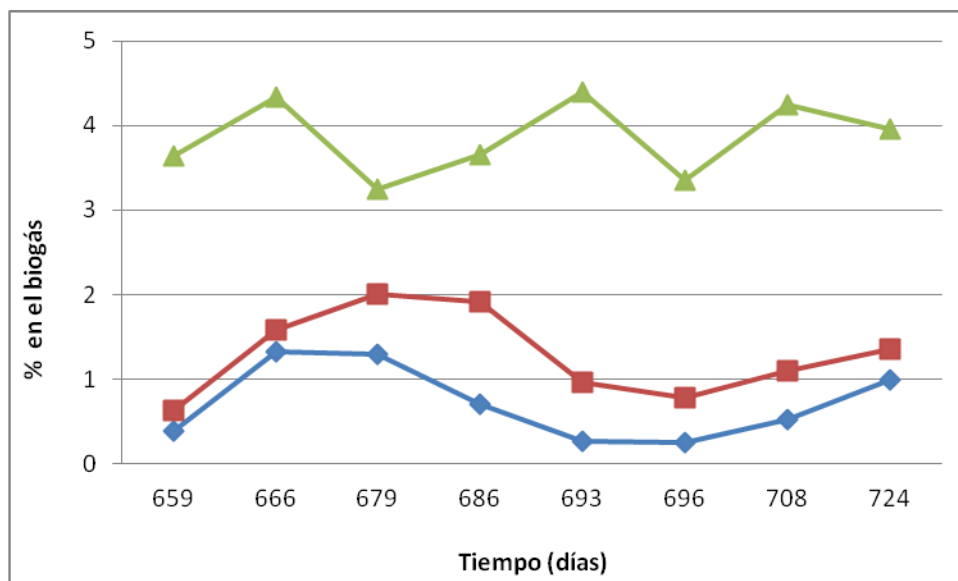


Figura 13. Evolución de la composición del biogás. Se representan los porcentajes de metano (◆), dióxido de carbono (■) e hidrógeno (▲) en el biogás durante la primera fase del estudio.

4.1 OPERACIÓN DE UN REACTOR DE NITRIFICACIÓN

Se estudia el proceso de nitrificación de un agua conteniendo una concentración media de amonio de 124,58 mg N-NH₄⁺/L. Para ello se opera un reactor a un tiempo de retención hidráulica 1 día. Se aplica una velocidad de carga nitrogenada de 0,12 g N-NH₄⁺/L. d.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

Un parámetro importante para el control de operación de los procesos biológicos aerobios es el oxígeno disuelto. La concentración media de oxígeno disuelto en el reactor a lo largo del periodo de operación es de 2,55 mg/L. La temperatura empleada fue temperatura ambiente.

El pH en el interior del reactor osciló durante el estudio entre 8,04 y 9,43, siendo el valor medio de pH 8,58. El valor óptimo de pH se encuentra entre 7,5 y 8,5 tanto para las bacterias *Nitrosomonas* como para las *Nitrobacter* (Eiroa, M 2004). La alcalinidad media determinada fue 1052,26 mg CaCO₃/L.

En la Figura 14 se puede observar la evolución de la concentración de sólidos en suspensión en el reactor. La concentración de biomasa en el reactor oscila entre valores de 530 - 1230 mg SSV/L, con un valor medio de 900 g SSV /L. La concentración de sólidos en el efluente fue baja, y estuvo comprendida entre 2 y 17 mg SSV/L.

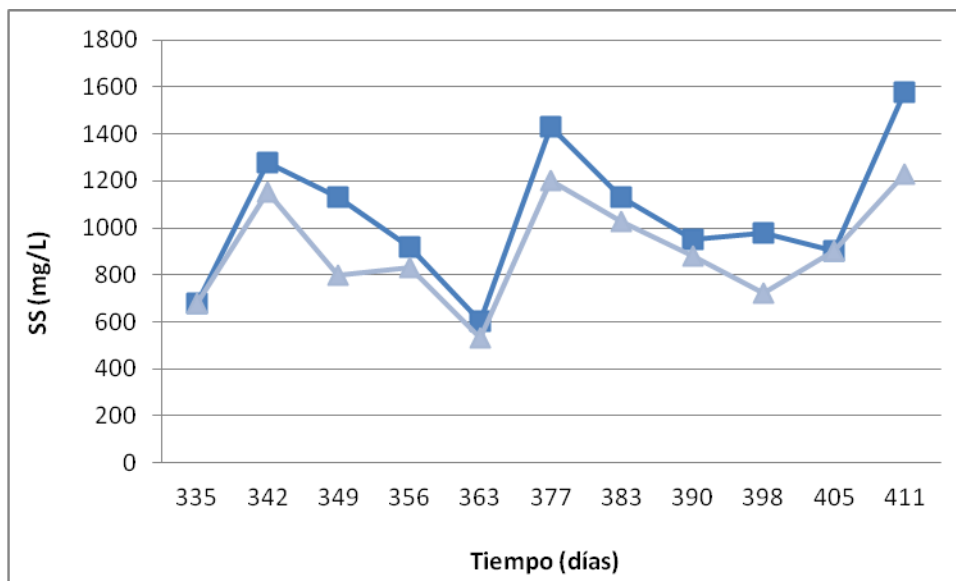


Figura 14. Evolución de la concentración de sólidos en suspensión totales (■) y volátiles (▲) en el reactor durante el periodo de operación.

Como se mencionó anteriormente, la velocidad de carga nitrogenada a la que trabajó el sistema fue de 0,12 g N-NH₄⁺/L .d. En la Fig. 15 se representa la evolución del nitrógeno en forma amoniacal en el agua introducida en el reactor y en el efluente frente al tiempo. La concentración media de amonio determinada en el efluente fue de 0,02 mg N-NH₄⁺ /L.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

El porcentaje de eliminación de amonio fue elevado a lo largo del estudio, superior al 99,9 %, manteniéndose la concentración de amonio en el efluente por debajo de 0,1 mg N-NH₄⁺ /L (Figura 16).

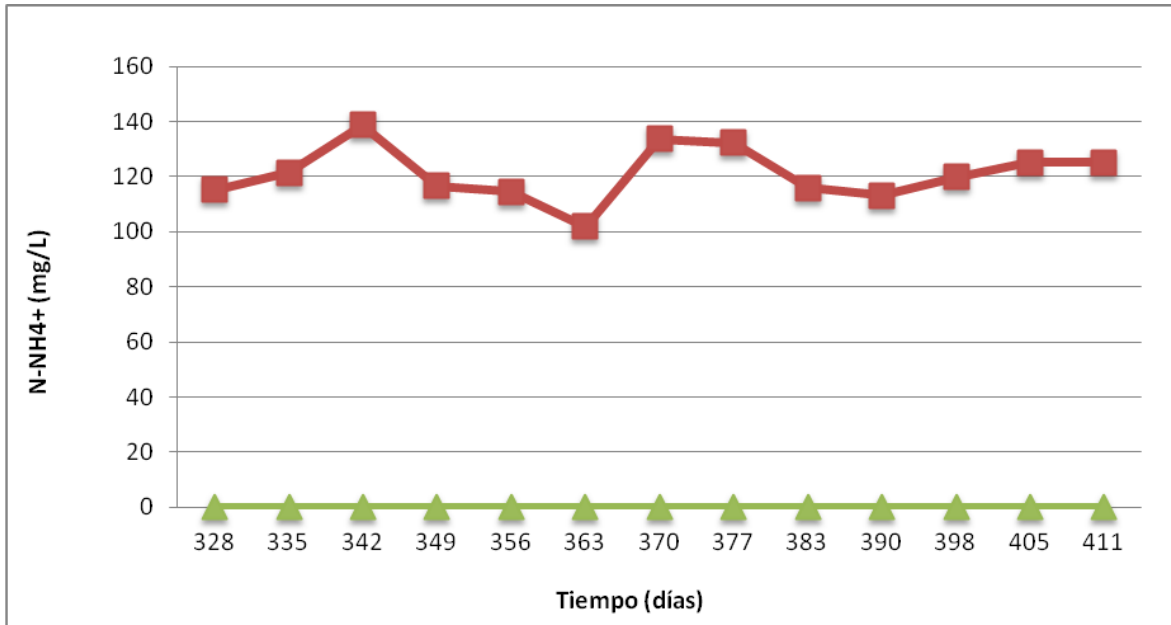


Figura 15. Evolución del nitrógeno amoniacal en el influente (■) y en el efluente (▲) del reactor.

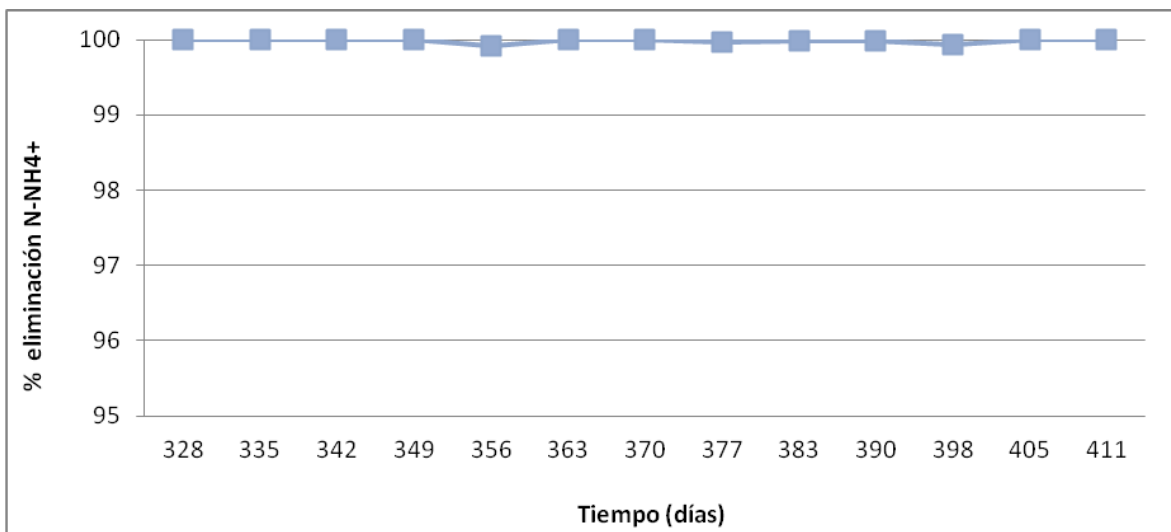


Figura 16. Porcentaje de eliminación de nitrógeno amoniacal durante el periodo de operación del reactor.

OPERACIÓN DE REACTORES BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

Como se aprecia en la Figura 17, la concentración de nitrito en el efluente es muy baja, mientras que la concentración de nitrato obtenida en el efluente presenta un valor medio de 120 mg N-NO₃⁻/L.

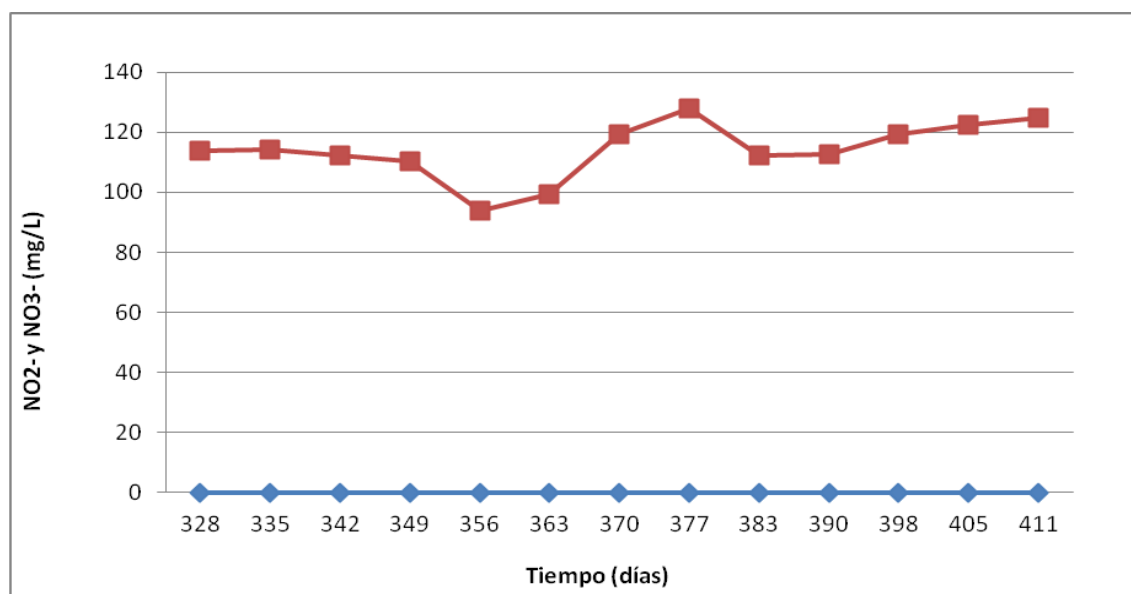


Figura 17. Concentración de nitrógeno en forma de nitrito (♦) y nitrato (■) en el efluente del reactor.

En cuanto al porcentaje de nitrificación, en la Figura 18 se muestra la evolución durante el periodo de operación del reactor del porcentaje de nitrificación. Se alcanzaron valores altos durante todo el estudio, comprendidos entre 80,97 % y 99,97 %, siendo el valor medio de 92,42 %.

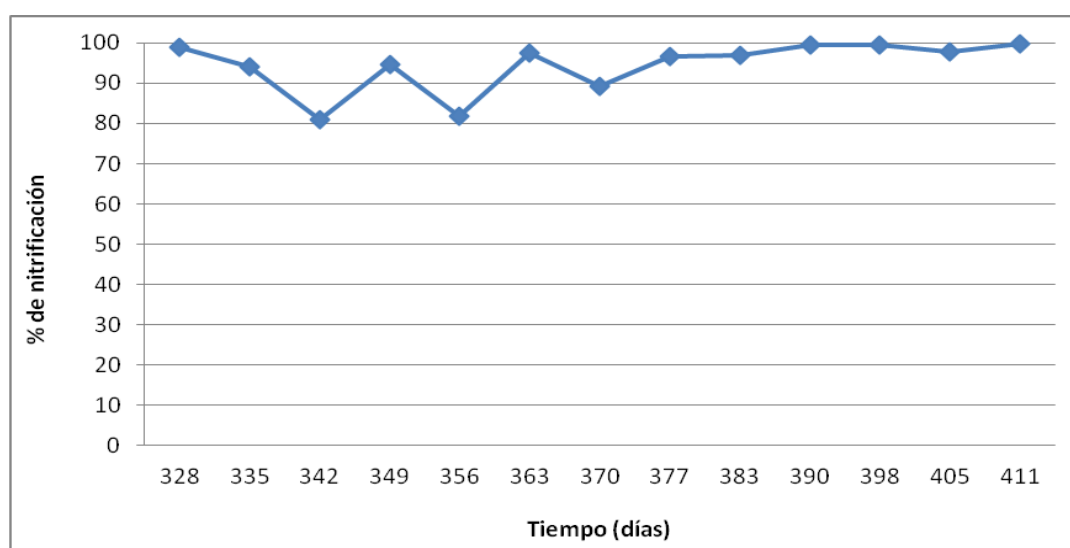


Figura 18. Porcentaje de nitrificación obtenida durante el periodo de operación del reactor.

5. CONCLUSIONES

5.1 PRODUCCIÓN DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES A PARTIR DE AGUA RESIDUAL DE INDUSTRIA CERVECERA

Mediante el tratamiento anaerobio de un agua residual procedente de la industria cervecera, aplicando una velocidad de carga orgánica de 3300 mg DQO₅/L.d., y operando el reactor anaerobio a un pH de 5, se obtuvo un porcentaje de acidificación del 60 %.

5.2 OPERACIÓN DE UN REACTOR DE NITRIFICACIÓN

La operación de un reactor de nitrificación con una carga nitrogenada de 124,58 mg N-NH₄⁺/L y a una velocidad de carga nitrogenada de 0,12 g N-NH₄⁺/L.d permitió obtener una nitrificación del 99%. La concentración de nitrato obtenido fue del 100 %.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE, M. G. E.; EIROA, M.; TORRES, C.; NUNES, B. R.; REIS, M. A. M. (2007). Strategies for the development of a side stream process for polyhydroxyalkanoates (PHA) production from sugar cane molasses. *Journal of Biotechnology*, **130**, 411-421.
- APHA-AWWA-WPCF. (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed., Washington DC, USA.
- DUBOIS, M., GILLES, K.A., HAMILTON, J.K., REBERS, P.A Y SMITH, F. (1956) Colorimetric method for determination of sugars and related substances, *Analytical Chemistry*, **28**, 350-356
- EIROA, M. (2004) Eliminación biológica de compuestos orgánicos y nitrogenados presentes en los efluentes de una industria productora de resinas. Tesis de Doctorado. Universidade de A Coruña.
- FERNÁNDEZ, B. (2009). Eliminación biológica de nitrógeno vía nitrito en efluentes procedentes dunha industria productora de resinas aminoplásticas. Tesis de Doctorado, Universidade de A Coruña.
- GRADY, C.P; DAIGGER, G.T; LOVE, N.G; FILIPE, C.D.M. (2011) Biological wastewater treatment. 3^o Ed. Copublished by IWA (International Water Association) Publishing and CRC Press.
- KUO-SHUH FAN, NI-RU KAN, JIUUN-JYI LAY (2006) Effect of hydraulic retention time on anaerobic hydrogenesis in CSTR. *Bioresource Technology* **97**, 84–89
- MARTÍ, N. (2007). Estudio de las estrategias de operación de la digestión anaerobia de fangos para optimizar la recuperación de fósforo en EDAR. Tesis de Doctorado, Universidad de Valencia.