

Resumen

Instalada junto a la EDAR La Golondrina de la ciudad de Córdoba, se halla la depuradora UASB para tratar un efluente de alta carga de vinazas de levaduras ($Q=2.100 \text{ m}^3/\text{día}$). Los datos obtenidos desde 1997, cuando se puso en funcionamiento, hasta 2005 señalan que se ha obtenido agua depurada con valores medios de 1.446 mg/l de SSUS (influyente con 2.471 mg/l), 1.449 mg/l de DBO_5 (influyente con 7.635 mg/l), y 5.451 mg/l de DQO (influyente de 13.578 mg/l), lo que supone un rendimiento medio del 70%, suficiente para su vertido a la EDAR de Córdoba para su depuración conjunta. Además, ha sido capaz de generar un biogás de alta calidad, con una tasa de producción de $2.828 \text{ m}^3/\text{día}$ y que desde 2003 se emplea en cogeneración eléctrica en unas instalaciones diseñadas y ejecutadas al efecto.

Palabras clave:

Agua residual, industria alimentaria, depuradora UASB, vinazas de levaduras, bulking, biogás.

Abstract

UASB thecnology applied to treat industrial spills with high organic load: effluents from a factory of yeast production (Córdoba, Spain)

This paper deals on the yielding obtained in the exploitation of an UASB Water Treatment Plant, which is located in to the La Golondrina Wastewater Treatment Plant (Córdoba, Spain). This UASB Water Treatment Plant is focused to treat spills from yeast production with a treatment capacity of $2.100 \text{ m}^3/\text{day}$. From July of 1997 to may of this year, the plant has produced treated water with 1.446 mg/l of suspended solids (influent, 2.471 mg/l), 1.449 mg/l of BOD_5 (influent, 7.635 mg/l), and 5.451 mg/l of COD (influent, 13.578 mg/l); this implies a global yielding of 70,5%. Furhermore, the UASB plant has generated $2.828 \text{ m}^3/\text{day}$ of biogas with high quality which is later used in a co-generation system there available.

Keywords:

Wastewater, food industry, UASB Wastewater Plant, spills yeast, bulking, biogas.

Depuración de vertidos orgánicos de alta carga: aplicación de la tecnología UASB al tratamiento anaerobio de las vinazas de una fábrica de levaduras (Córdoba)

Por: **R. Marín Galvín**, jefe de Control de Calidad; **J. M. Aguilar Jiménez**, jefe de EDARS; y **Fco. J. Rojas Moreno**, técnico de Control de Calidad; de la Empresa Municipal de Aguas de Córdoba

Empresa Municipal de Aguas de Córdoba, S.A.

C/ De los Plateros, 1

14006 Córdoba

Tel.: 957 222 500

Fax: 957 222 536

E-mail: rmargal@emacsa.es

Web: www.emacsa.es

1. Introducción

El conseguir los niveles de depuración exigibles para las aguas residuales de cualquier comunidad pasa necesariamente por exigir los mecanismos correspondientes de depuración a los industriales radicados en la misma, responsables en gran medida de la contaminación existente en las aguas residuales urbanas (domésticas+industriales) de nuestras ciudades [1-5].

En este sentido, la existencia de una fábrica de levaduras actualmente propiedad de la empresa Burns Philp Food en la barriada cordobesa de Villarrubia, que está ubicada a 10 km del casco urbano y con una población de unos 7.000 habitantes, suponía históricamente un problema medioambiental para el munici-

pio de Córdoba en dos frentes: en primer lugar, el derivado de una fuerte carga contaminante asociada al propio vertido industrial de vinazas agotadas (que incumplía por otro lado la vigente Ordenanza Municipal de Vertidos Industriales [5]) y en segundo lugar, el de la producción de olores desagradables particularmente intensos en la barriada y que incluso llegaban a la propia ciudad, a consecuencia de la fermentación controlada o incontrolada de las vinazas, como se explicará más adelante [6,7].

En concreto, la producción de levaduras en esta factoría se lleva a cabo utilizando melazas procedentes de diversas azucareras, por lo las vinazas residuales resultantes de la fermentación de las levaduras son un residuo con una carga orgánica

muy alta, caracterizada por valores de DQO comprendidos entre 15.000 y 20.000 mg/l, y de DBO₅ entre 10.000 y 16.000 mg/l (relación DQO/DBO₅, aproximadamente de 1,5). No obstante estos altos valores, el vertido suele presentar una muy aceptable biodegradabilidad, incluso superior a la de las aguas residuales típicamente urbanas [6]. Por otro lado, el contenido en nitrógeno es también muy elevado debido a la adición de sales amónicas en las fermentaciones del proceso industrial, con lo que las concentraciones medias en las vinazas son de 1.600 mg/l como nitrógeno Kjeldahl y de 400 mg/l como amoníaco.

La situación planteada más arriba se hizo insostenible desde 1995 en adelante, coincidiendo con un acusado período de sequía registrado en la cuenca del Guadalquivir. De esta forma, y dado que el vertido de la factoría se efectuaba entonces directamente a este río sin tratamiento alguno, mediante un colector de la barriada que evacuaba aguas abajo de la ciudad de Córdoba, las captaciones de emergencia para los abastecimientos ubicados a lo largo de dicho río, que no disponían de otras posibilidades para abducción de aguas prepotables, resultaron afectadas muy negativamente por estos vertidos.

Así, gran número de poblaciones sevillanas de la Vega del Guadalquivir e incluso la propia capital andaluza tuvieron que utilizar dichas tomas de emergencia, detectándose entonces que el agua del río Guadalquivir presentaba altos valores de nitrógeno aguas abajo de la ciudad de Córdoba, situación que el Organismo de Cuenca asoció incuestionablemente al vertido de la factoría de levaduras. Clausurado inmediatamente el vertido no depurado al río (unos 1.500 m³/día) la factoría continuó su producción almacenando las vinazas en balsas al aire libre, con lo que al cabo de un mes se produjeron fermentaciones incontroladas a causa de los altos contenidos en compuestos nitrogenados y orgánicos en

general de dichos vertidos, originando malos olores que en un determinado momento llegaron a afectar a la propia ciudad de Córdoba [6,7].

Estudiadas las alternativas aplicables y las más eficaces para la solución integrada del problema, tanto de la contaminación hídrica como la de los olores emanados de la factoría, se acordó por los organismos y entidades implicadas en el tema (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Empresa Municipal de Aguas de Córdoba, Ayuntamiento de Córdoba, organizaciones sociales y la propietaria de la factoría -Burns Philp Food-) un proyecto de depuración anaerobia de las vinazas, mediante la firma de los correspondientes acuerdos técnicos, administrativos y económicos [6].

La nueva depuradora a ejecutar se construiría en los terrenos de la EDAR La Golondrina de Emacsa, estando financiada por Burns Philp Food, siendo operada por personal de Emacsa, y debía garantizar un rendimiento en eliminación de DQO de un 70%, con lo que este vertido ya depurado se vehicularía hacia la EDAR La Golondrina junto al resto de aguas residuales de la ciudad, para proseguir con la depuración aerobia convencional (fangos activos) de las aguas residuales integradas de Córdoba. Con ello se garantizaría que el agua residual depurada de la ciudad cumpliría con los estándares de depuración exigibles, al mismo tiempo que se garantizaría una admisible depuración de las vinazas. La EDAR anaerobia comenzó a trabajar en 1997.

Hecha esta introducción al tema, este trabajo complementa otros anteriores sobre la panorámica de los vertidos residuales en el municipio de Córdoba en general [8-10], y sobre esta depuradora anaerobia en particular [6,7] y presenta, después de casi nueve años de explotación de la EDAR UASB anaerobia, los resultados obtenidos en la descontaminación de un vertido especial-

mente problemático como es el de las vinazas procedentes de la producción de levaduras.

2. Materiales y métodos

Las muestras de aguas residuales brutas de las vinazas así como de las aguas ya depuradas se tomaron diariamente a la entrada y a la salida de la planta anaerobia realizándose los análisis con aquella frecuencia, a excepción del contenido en nitrógeno y fósforo que se determinaron semanalmente. Los valores presentados en este trabajo son los valores medios de todos los disponibles y los datos corresponden al período comprendido entre julio de 1997 y mayo de 2005, ambos inclusive.

Los parámetros de caracterización de aguas residuales siguieron las habituales técnicas analíticas en control de aguas [11-14]. En particular los S_{SUS} se determinaron tras filtración y posterior secado del residuo a 108 °C, la DBO₅ mediante el método del Oxitop empleando inhibidor de nitrificación (alil-tiourea), y la DQO mediante la técnica del dicromato potásico. La DQO soluble se obtuvo previa filtración de la muestra a través de filtros acrílicos Whatman de 0,45 µm de tamaño de poro.

Por su parte, la determinación del contenido en fósforo total se obtuvo aplicando el método del ácido ascórbico-molibdato amónico tras digestión en caliente con peroxodisulfato. Por último, los análisis de sulfatos se llevaron aplicando la técnica turbidimétrica con medida posterior de la concentración vía espectrofotometría visible [12].

3. Resultados: periodo 1997-2005

3.1. Fundamento del proceso anaerobio

La digestión anaerobia de aguas residuales y fangos de depuración es una práctica muy empleada en depuración industrial de aguas. Es un proceso en el que la materia orgánica contenida en estos sustratos es

mineralizada mediante la acción de microorganismos anaerobios, productores de un gas de elevado poder energético y bajo poder contaminante, además de generar un volumen de fangos mineralizados exiguo (del orden del 10% respecto a la depuración aerobia) [14]. Los microorganismos causantes de las reacciones bioquímicas implicadas en la digestión anaerobia se encuadran (esencialmente) en tres grupos: bacterias hidrolíticas, bacterias acidogénicas y bacterias metanogénicas. Comentemos brevemente algo al respecto.

3.1.1. Bacterias hidrolíticas

Actúan solamente sobre la materia disuelta, pudiendo también disgregar agregados orgánicos discretos. En general, este tipo de bacterias hidrolizan hidratos de carbono, proteínas y lípidos a los que convierten, respectivamente, en azúcares simples de uno o dos átomos de carbono, aminoácidos y ácidos grasos.

3.1.2. Bacterias acidogénicas

Se trata de microorganismos anaerobios facultativos. Según el sustrato concreto sobre el que actúen este tipo de bacterias, éstas pueden formar ácidos acético, propiónico, butírico, CO₂ y H₂ a partir de los azúcares simples suministrados por las bacterias hidrolíticas. Caso de metabolizar aminoácidos, generarían ácidos grasos volátiles, amonio y CO₂. Por último, si consumiesen ácidos grasos, producirían sobre todo, ácidos fórmico y acético, e incluso en alguna pequeña proporción CH₄. Las bacterias acidogénicas proliferan de forma adecuada siempre y cuando existan en el cultivo otros microorganismos consumidores del CH₄ que ellos mismos producen en su ciclo vital (y que les es desfavorable).

3.1.3. Bacterias metanogénicas

Bacterias anaerobias estrictas, su cinética de crecimiento es conside-

rablemente lenta aún en condiciones óptimas. Obtienen energía para su vida de la transformación del hidrógeno molecular producido por las bacterias acidogénicas, según la reacción teórica global:



Algunas de estas bacterias son capaces de metabolizar metanol, e incluso ácidos fórmico y acético. En la actualidad se están desarrollando bacterias metanogénicas que pueden llevar a cabo la metanización de compuestos orgánicos con más de un átomo de carbono, proceso muy útil desde la óptica industrial.

Las bacterias metanogénicas responden a dos tipos principales según su morfología: células con forma de bastón (*Methanobacterium* que no forman esporas, o *Methanobacillum* que sí las forman) y con forma esférica (*Methanococcus* o *Methanosarcina*). Para finalizar, indíquese que junto a las bacterias reseñadas pueden existir en los reactores anaerobios como competidores, otras bacterias anaerobias estrictas (por ejemplo, sulfobacterias) que también usan hidrógeno y ácido acético para su metabolismo, siendo totalmente indeseables para la obtención de biogás.

3.2. Descripción de la planta depuradora anaerobia UASB

La tecnología UASB ha sido aplicada desde hace varios años con buenos resultados en tratamiento de efluentes de destilerías y azucareras [1,15] con la ventaja contrastada de poder emplear industrialmente el biogás formado, lo cual avalaba su elección para depurar las vinazas procedentes de la fabricación de levaduras que nos ocupan, residuos de características muy similares a los efluentes de destilerías y azucareras. En concreto, la depuradora ubicada en terrenos de la EDAR de La Golondrina fue ejecutada, como ya se dijo antes, a costa de Burn Philp Food, y

tras una fase de concurso que contemplaba la realización de un tratamiento anaerobio capaz para un caudal nominal de 2.100 m³/día y una carga expresada como DBO₅ de 23.100 kg/día (Figura 1).



Figura 1: Depuradora anaerobia UASB: vista general [está ubicada dentro de los terrenos de la EDAR La Golondrina].

La ingeniería adjudicataria finalmente fue Cadagua, que ofertó una depuradora UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, es decir, depuradora anaerobia con lecho de fangos ascendente) bajo patente holandesa de Paques. La planta consta de los siguientes elementos, como puede observarse en la Figura 2.

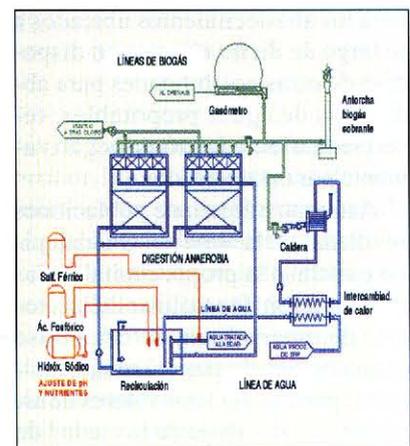


Figura 2: Esquema del sistema UASB y de la cogeneración.

3.2.1. Línea de agua

- Calentamiento del influente a 36°C mediante intercambiador de calor y caldera de biogás.
- Depósito de recirculación para mezcla con el efluente tratado y adición de reactivos.
- Bombeo de alimentación.

- Dos reactores anaerobios UASB de 1.400 m³ de volumen unitario.
- Entrega del efluente tratado a la EDAR La Golondrina.

3.2.2. Reactivos

- Hidróxido sódico para ajuste de pH.
- Ácido fosfórico para paliar la carencia de fósforo de este vertido.
- Cloruro férrico o sulfato férrico para precipitación del azufre (se emplea normalmente el segundo en función de criterios económicos).

3.2.3. Línea de biogás

- Módulos Biopaq para recolección y purificación del biogás.
- Gasómetro de 100 m³ de doble membrana.
- Antorcha para quemado de gas sobrante.
- Soplantes de alimentación de gas a caldera.

Las obras de la planta se ejecutaron entre enero y junio de 1997, y entró en funcionamiento en julio del mismo año. Por otro lado, las características de diseño de la planta se recogen en la **Tabla 1**. Además, de los datos aportados se deduce que la población equivalente en DBO₅ era de 385.000 habitantes equivalentes, lo que da idea de la importancia de la actuación llevada a cabo dentro de la EDAR La Golondrina, puesto que la carga de diseño total para esta última era de 525.000 habitantes equivalentes.

3.3. Rendimientos prácticos obtenidos

3.3.1. Rendimientos de depuración

Durante las primeras fases de explotación de la instalación se obtuvieron porcentajes medios de eliminación de DQO total del 65% y del 70% en DQO soluble, siendo el rendimiento global del 75% si se consideraba la situación con respecto al tratamiento primario acometido en la EDAR La Golondrina. En este sentido, la DQO soluble de este efluente tratado era de unas 4.000

mg/l y suponía de un 10 a un 15% (e incluso tasas más altas ocasionalmente) de la DQO urbana que entraba al tratamiento biológico aerobio integrado.

Este último consta de seis balsas de 5,5 m de profundidad y 21.000 m³ totales de capacidad. Está equipado con difusores cerámicos cilíndricos y el suministro de aire se realiza mediante turbocompresores. Desde la puesta en funcionamiento de la EDAR en 1991 el tratamiento biológico ha presentado problemas de bulking provocado por la bacteria filamentososa 021N principalmente. Esto obligaba a la dosificación de NaClO en continuo en la recirculación de fangos y en dosis variables. El bulking venía originado por la alta variabilidad que presentaban las concentraciones de fósforo (nutriente limitante) en el influente residual de la EDAR, cuyas concentraciones puntuales más bajas estaban provocadas por una precipitación química promovida por las sales de aluminio contenidas en los fangos de la planta potabilizadora de la ciudad de Córdoba (ETAP de Villa Azul) que son vertidas a la red de saneamiento municipal [10].

Habida cuenta de los inconvenientes ligados al anterior sistema para limitación del bulking de fangos, se optó por la construcción de unos selectores anaerobios en cabeza del tratamiento biológico, lográndose con ello la supresión de la dosificación de NaClO y que la EDAR La Golondrina presentase un mayor efecto tampón ante las fluctuaciones de carga. Así, las alteraciones en la concentración de fósforo eran amortiguadas por el selector anaerobio y el proceso de bulking se controlaba muy eficazmente.

Un efecto beneficioso observado por la incorporación de las vinazas depuradas con el resto de agua residual de la ciudad fue la mejora en el proceso de eliminación del bulking por su reducción relativa del P disponible para los organismos filamentosos, y por ende, una sensible mejora en el rendimiento de los selectores anaerobios.

La **Tabla 2** presenta los resultados prácticos obtenidos en la explotación de la depuradora UASB a lo largo del período comprendido entre su puesta en marcha y mayo de 2005, así como la producción de biogás asociada. El caudal medio

Caudal	2.100 m ³ /día
Concentración de DQO en entrada	16.000 mg/l
Carga de DQO en entrada	33.600 kg/día
Concentración de DBO ₅ en entrada	11.000 mg/l
Carga de DBO ₅ en entrada	23.100 kg/día

Tabla 1: Características de diseño de la depuradora UASB

Parámetro	Unidades	Entrada	Salida	Rendimiento
Sólidos en suspensión	mg/l	2.471	1.446	41,5
DBO ₅	mg/l	7.635	1.449	81,0
DQO total	mg/l	13.578	5.451	59,9
Fósforo total	mg/l	46,2	40,4	12,4
Sulfatos	mg/l	3.179	409	87,1
Biogás	m ³ /día	-	-	2.828

Tabla 2: Rendimientos asociados a la depuradora UASB (julio-97 a mayo-05).

tratado ha sido de 800 m³/día con importantes oscilaciones en función de lo demandado en la práctica por el proceso productivo de las levaduras: así, los caudales han oscilado históricamente entre los 200 m³/día y los más de 1.000 m³/día.

Puede apreciarse que la reducción en S_{SUS} (comparación entre datos de entrada a la planta y los de la salida del agua ya depurada) superaba el 41%, con valores medios de entrada de 2.471 mg/l y de salida de 1.446 mg/l. La **Figura 3** presenta la evolución de los contenidos en sólidos en suspensión de agua influente y agua depurada, por meses. Se observa una atenuación de las fluctuaciones en valores del agua depurada frente a los más acusados de las vinazas brutas. En todo caso, los valores máximos de sólidos superaron los 4.000 mg/l S_{SUS}, mientras los máximos en agua depurada no llegaban a los 2.300 mg/l.

Por su parte, el rendimiento medio de eliminación de DBO₅ se situó en el 81%, con concentraciones medias de 7.635 mg/l en vinazas brutas y de 1.449 mg/l en el efluente de la depuradora UASB. Los valores máximos en el influente llegaron a superar los 11.000 mg/l y los máximos en agua depurada raras veces superaron los 4.000 mg/l. Toda esta información se observa en la **Figura 4**.

Con respecto a la evolución de la DQO, el rendimiento medio se situó en un 59,9%, con valores medios de entrada de 13.578 mg/l y de 5.451 mg/l en salida (ver **Figura 5**). En este sentido, la relación entre DQO total y DQO soluble ha variado entre 0,6 y 0,85. Por otro lado, las puntas de DQO en vinazas brutas superaron los 20.000 mg/l, mientras las puntas en agua depurada estuvieron en el entorno de 10.000 mg/l. Operando con los rendimientos de DBO₅ y DQO, el rendimiento medio del sistema en eliminación de carga biodegradable ha sido del 70,5%, dentro de los valores de diseño. Para finalizar este apartado, se puede obser-

var de las tres figuras anteriores que el sistema UASB es capaz de "laminar" mediante un cierto efecto tampón las puntas de carga que le llegan (expresadas como sólidos en suspensión, DBO₅ y DQO) manteniendo una razonablemente buena eficacia.

Con respecto a los contenidos en fósforo se han mantenido tanto a la entrada como a la salida alrededor de unos 40 mg/l, mientras que los de sulfato se han reducido de una forma notable, desde más de 3.000 mg/l en entrada hasta unos 400 mg/l (87% de eliminación) lo cual ha favorecido de forma notable la reducción en la formación de azufre y compuestos sulfurosos en la depuradora y los problemas acarreados con ello.

De la evolución mensual de los contenidos en S_{SUS}, DBO₅ y DQO, en entrada y salida de la depuradora que se recogen en las **Figuras 3**,

4 y 5, puede apreciarse en los tres casos que si bien los valores de entrada experimentaban en ocasiones incrementos muy notables, el sistema era capaz de mantener unos rendimientos de depuración aceptables propiciado un efecto tampón frente a las elevadas puntas contaminantes detectadas.

De este modo y con estas características en el ya agua depurada, era posible integrar este efluente con el resto de aguas residuales de la ciudad de Córdoba y proceder a su adecuada depuración en la EDAR La Golondrina cumpliendo con los estándares exigibles por la Autoridad de Cuenca.

3.3.2. Producción de biogás

Una de las ventajas de los sistemas anaerobios es la de la producción de un producto de alto valor energético, como ya se indicó previamente, que es el denominado

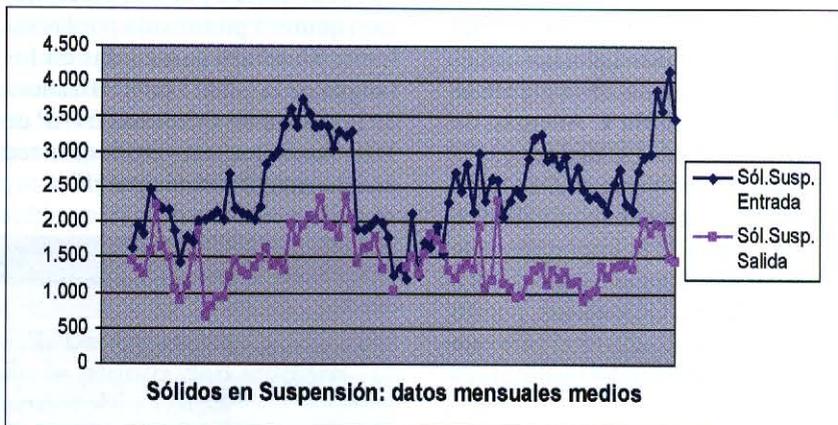


Figura 3: Evolución mensual de los sólidos en suspensión (en mg/l).

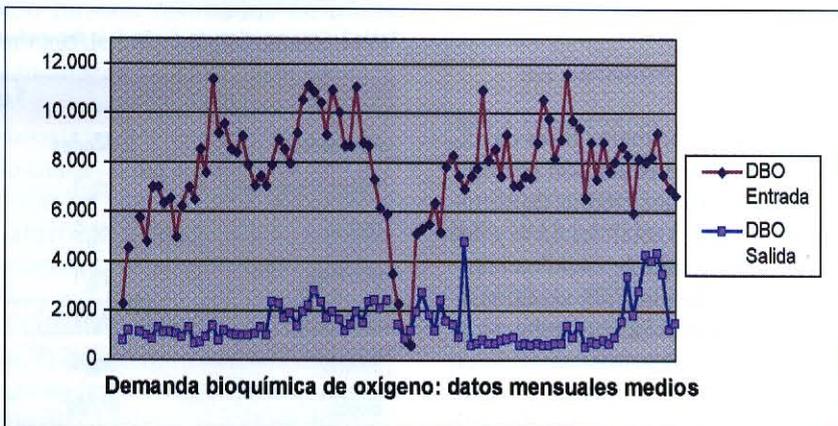


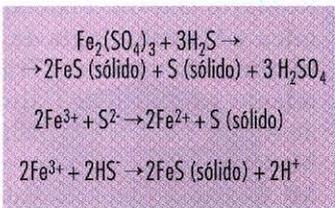
Figura 4: Evolución mensual de la demanda bioquímica de oxígeno (en mg/l).

biogás compuesto de metano y dióxido de carbono [14]. Según bibliografía la tasa específica de producción de biogás es muy alta en los procesos UASB, estimándose en principio que se podrían lograr producciones de hasta 0,5-0,6 m³ por kg de DQO total eliminada.

Con relación a la calidad del biogás efectivamente producido, ésta es buena en cuanto a contenido de metano se refiere, oscilando el mismo en un rango del 65 al 80%. El principal problema de este biogás era el contenido en H₂S que presentaba y que tenía su origen en los sulfatos existentes en las vinazas, lo cual hacía que el nivel de H₂S se elevara hasta 25.000-40.000 ppm (es decir, a saturación). Esta situación también hacía que la producción de olores en la EDAR (tanto la depuradora UASB como la propia EDAR La Golondrina) fuese muy importante e indeseable.

Tras evaluar la situación y ensayar con diferentes estrategias a fin de eliminar el sulfuro (y su predecesor el sulfato) presentes, se probaron las siguientes posibles soluciones a escala industrial:

- a) Empleo de sales férricas, en concreto sulfato férrico que actúa precipitando el H₂S del agua procedente de las vinazas como sulfuro ferroso, realizando esta acción a la salida del digestor UASB, según las reacciones:



Este sistema implicaba atacar el problema del sulfhídrico en el agua, dando resultados aceptables, pero planteaba el problema no resuelto del contenido en sulfuros del biogás.

- b) Eliminación del sulfuro en el biogás ya formado mediante lavado biológico. Para ello se empleó un sistema Thiopaq de lavado a contracorriente empleando un cultivo biológico de Thiobacillus que se encarga de transformar el sulfhídrico disuelto en azufre metálico: éste se evacua fuera de la instalación mediante purga de un pequeño decantador que lleva incorporado el sistema. Pese a las condiciones severas de vida del cultivo microbiano, la efectividad del sistema fue tal que se consiguieron habitualmente concentraciones de salida de sulfuros de 200 ppm e incluso 20 ppm, con concentraciones de entrada de hasta 25.000 ppm [6,7].

- c) Si bien el sistema biológico descrito presenta una efectividad muy alta, es conveniente contar con un sistema de emergencia químico ante malfuncionamientos y posibles fuera de servicio del sistema biológico. En este sentido, el sistema de apoyo químico equipado con dos torres que funcionan a contracorriente con hidróxido sódico ha dado unos resultados de salida de 300 a 500 ppm en sulfhídrico, más altos que con el sistema biológico pero admisibles para el uso posterior del biogás, si bien el consumo de hidróxido sódico es unas ocho veces superior al del sistema Thiopaq.

En los primeros años de vida de la depuradora UASB el biogás se

utilizaba en el calentamiento del influente que llegaba a la planta quemándolo en una caldera, mientras el sobrante se quemaba en una antorcha existente en la instalación. Una vez asegurados unos bajos valores de sulfuros en el mismo, se planteó su aprovechamiento mediante un sistema de cogeneración.

De esta forma y desde 2003 se puso en marcha una instalación para el aprovechamiento energético de todo el biogás mediante su combustión en motogeneradores (Figura 2).

De la ya comentada **Tabla 2** se observa que la producción media de biogás de la depuradora se ha situado a lo largo de estos nueve años en unos 2.828 m³/día, valor muy próximo al de diseño del sistema de cogeneración referido. Además y tras los primeros meses de explotación, las producciones han mantenido una razonable estabilidad (como se observa en la **Figura 6**) salvo problemas puntuales.

Finalmente indíquese que considerando una carga media eliminada en la depuradora de unos 6.500 kg de DQO al día, o de 4.900 kg de DBO₅ al día, en el orden práctico se ha producido biogás a razón de 1 m³ por cada 2,3 kg de DQO o por cada 1,7 kg de DBO₅ eliminadas.

3.3.3. Producción de fangos

Los fangos producidos en los sistemas UASB son granulares con

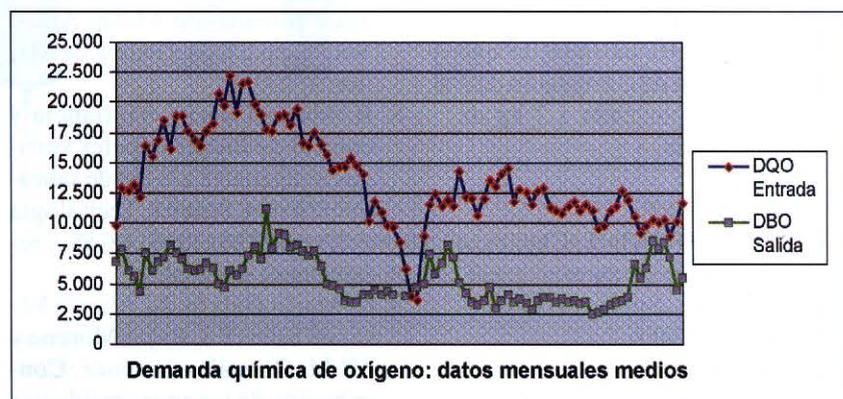


Figura 5: Evolución mensual de la demanda química de oxígeno (en mg/l).

una tasa de crecimiento muy pequeña, de hecho están muy cotizados en el mercado debido a la baja disponibilidad de los mismos para la siembra en el arranque de nuevas instalaciones. No existe por tanto residuo generado en este tratamiento que aumente los ya producidos en la EDAR, además de poder ser un producto que cuando se genera en exceso tiene una alta tasa de valorización.

4. Conclusiones

La depuración integrada de las vinazas de levaduras ha supuesto una muestra eficaz de la colaboración necesaria entre industrias y gestores de sistemas de aguas residuales municipales a fin de conseguir la adecuada depuración de los efluentes domésticos e industriales de una comunidad.

Los rendimientos obtenidos en la depuradora UASB tras casi nueve años de funcionamiento indican la consecución de unos niveles adecuados de depuración, con lo cual este vertido integrado con el resto de aguas residuales de la ciudad puede ser finalmente depurado en la EDAR La Golondrina con una eficacia global adecuada.

En concreto, se han conseguido tasas medias de eliminación de S_{SUS} , DBO_5 y DQO de, respectivamente, 41,5%, 81% y 59,9%, con contenidos medios de entrada a la depuradora UASB de 2.471 mg/l de sólidos, 7.635 mg/l de DBO_5 y de 13.678 mg/l de DQO .

Además, la depuradora es capaz de producir una media de 2.868 m³ de biogás de alta calidad, lo que supone una tasa de conversión de 1 m³ de biogás por cada 1,7 kg de DBO_5 eliminada.

5. Bibliografía

1. H.H. Han y R. Klute. Chemical water and wastewater treatment. Ed. Springer-Verlag, Darmstad (1990).
2. J. Catalán Lafuente. Depuradoras: Bases científicas. Ed. Bellisco, Madrid (1997).

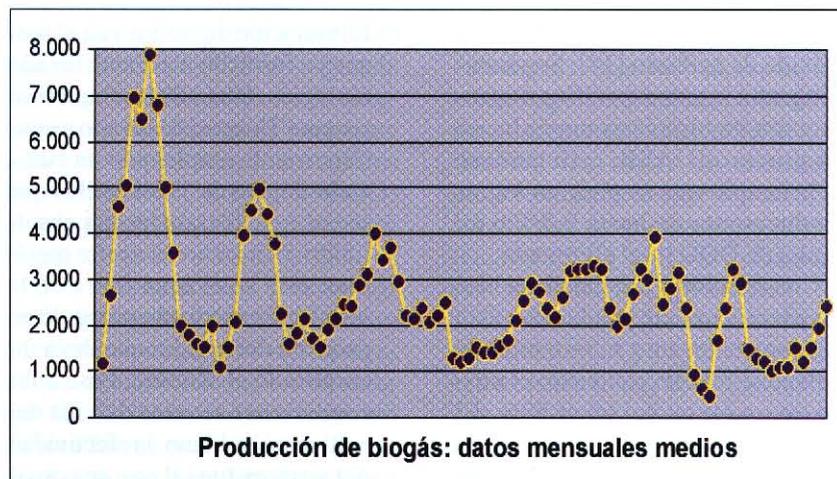


Figura 6: Producción de biogás asociada al sistema UASB (en m³/día).

3. N.L. Nemerow y A. Dasgupta. Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos. Ed. Díaz de Santos. Madrid (1998).
4. Metcalf y Eddy Inco. Wastewater Engineering. Treatment and reuse, 4th ed. Ed. Mc Graw Hill, New York (2003).
5. Ordenanza de vertidos no domésticos e industriales de Córdoba, B.O.P. de Córdoba nº 32, de 4-3-2003 (descargable desde la página web de Emacsa <http://www.emacsa.es>).
6. J. Aguilar Jiménez. Pretratamiento anaerobio de los vertidos de la fábrica de levaduras de Villarrubia y depuración junto a los vertidos urbanos en la EDAR La Golondrina. Comunicación a las XIX Jornadas de AEAS, Actas, Vol. I, pp.225-236, (Cáceres, 1999).
7. J. Aguilar Jiménez. Evolución de un problema de olores: EDAR La Golondrina. Comunicación a las XXV Jornadas de AEAS, Actas, Vol. II, pp.25-36, (Palma de Mallorca, 2005).
8. R. Marín Galvín. Vigilancia y control de los principales vertidos industriales a la red de saneamiento de Córdoba. Tecnología del Agua, 228 (2002) 48-58, y referencias citadas allí.
9. R. Marín Galvín, L. Alonso Pérez de Siles, F.J. Rojas Moreno y M^a.M. González Jiménez. Contribución de las aguas residuales domésticas a la carga total que

accede a una EDAR municipal. Tecnología del Agua, 246 (2004) 32-37.

10. R. Marín Galvín, L. Alonso Pérez de Siles y Fco. Javier Rojas Moreno. Caracterización de fangos de la EDAR La Golondrina (Emacsa, Córdoba): su función como receptores finales de la contaminación del agua residual urbana. Tecnología del Agua, 260 (2005) 36-44 y ref. citadas allí.
11. J. Rodier. Análisis de Aguas. Ed. Omega S.A., Barcelona (1989).
12. R. Marín Galvín. Análisis de Aguas y Ensayos de Tratamiento. Principios y Aplicaciones. Ed. Gepsa, Barcelona (1995).
13. AAWA. Standard Methods for the examination of water and wastewater, 17^a ed. Washington (1997).
14. R. Marín Galvín. Físicoquímica y Microbiología de los Medios Acuáticos. Tratamiento y Control de Calidad de Aguas. Ed. Díaz de Santos, Madrid (2003).
15. M^a. C. Obaya Abreu, E. Valdés Jiménez, R. Valencia Rodríguez, O. L. León Pérez, M. Morales Carmouse, O. Pérez Bonachea, S. Díaz Llanes y O. Valdivia Rojas. Tratamiento combinado de las vinazas de destilería y residuales azucareros en reactores UASB. Tecnología del Agua, 249 (2004) 78-85.