

# Tratamiento biológico de aguas residuales

(Revista Tecnología del Agua, Marzo de 2000)

## 1. Eliminación de carbono orgánico

Por: **Carmen Arnáiz, Laura Isac y juMan Lebrato**

Grupo de Tratamiento de Aguas Residuales. Escuela Universitaria Politécnica.

Universidad de Sevilla. C/. Virgen de Africa 7.41011 Sevilla.

Tel./ Fax: 954 55 28 48 / 954 28 27 77. email: [lebrato@cica.es](mailto:lebrato@cica.es)

### Resumen

En las últimas décadas se han desarrollado una gran variedad de procesos físicos, químicos y biológicos para el tratamiento de aguas residuales. Los tratamientos biológicos son preferidos siempre que sea posible, ya que tienen mayores rendimientos con menores costes económicos de explotación y mantenimiento, y destruyen completamente los contaminantes, transformándolos en sustancias inocuas. Según sea el tipo de compuesto a eliminar, podemos distinguir tratamientos biológicos que eliminan compuestos carbonados, compuestos nitrogenados o fósforo. En este trabajo se describe la eliminación biológica de carbono orgánico, destacando la biodiversidad, específica y metabólica, y las interacciones entre microorganismos.

### Palabras clave:

Aguas residuales, biodiversidad, eliminación de carbono, metabolismo bacteriano, tratamiento biológico.

## 1. Introducción

En las últimas décadas se han desarrollado una gran variedad de procesos físicos, químicos y biológicos para el tratamiento de aguas residuales. Cada uno de ellos se caracteriza por una serie de limitaciones relativas a su grado de aplicabilidad, eficiencia y costes económicos.

Los tratamientos físicos como la precipitación, la adsorción o el arrastre por corriente de gas, entre otros, transfieren los contaminantes del agua a una segunda fase, pero sin eliminarlos. Son, por tanto, procesos no destructivos. Los tratamientos químicos tales como la oxidación húmeda, la ozonización, la radiación UV, o el empleo de agentes químicos oxidantes (cloro, permanganato potásico, peróxido de hidrógeno, etc.) actúan sobre aquellas moléculas susceptibles de oxidación. Son, por tanto, procesos no selectivos, lo que eleva considerablemente los costes de implantación y de oxidante (Scott y Ollis, 1995).

Los tratamientos biológicos son preferidos siempre que sea posible, ya que tienen mayores rendimientos con menores costes económicos de explotación y mantenimiento, y destruyen completamente los contaminantes, transformándolos en sustancias inocuas como el dióxido de

carbono, el metano, el nitrógeno molecular, y el agua. La mineralización de compuestos contaminantes mediante microorganismos es, por tanto, un proceso destructivo completo (Daphne, 1994). Los costes de inversión de los procesos biológicos son del orden de 5 a 20 veces menores que los químicos. A su vez, los costes de tratamiento son de 3 a 10 veces menores (Marco et al., 1997).

Evidentemente, los tratamientos biológicos estarán limitados cuando los influentes a tratar contengan moléculas xenobióticas, inhibitorias, o tóxicas para el cultivo biológico. El enriquecimiento en cultivos específicos o aclimatados y los tratamientos integrados son algunas de las estrategias posibles en estos casos (Scott y Ollis, 1995).

Como su nombre indica, los tratamientos biológicos de aguas residuales se basan en el empleo de microorganismos, fundamentalmente bacterias, para la depuración de las mismas. La contaminación del agua constituye el sustrato o alimento de la biocenosis o comunidad de microorganismos, la cual es mantenida en reactores biológicos. En estos reactores deben mantenerse las condiciones ambientales para permitir el desarrollo óptimo de la biocenosis.

Según sea el tipo de compuesto a eliminar, podemos distinguir tratamientos biológicos que eliminan compuestos carbonados, compuestos nitrogenados o fósforo.

En este trabajo se describe la eliminación biológica de carbono orgánico, destacando la biodiversidad, específica y metabólica, y las interacciones entre microorganismos.

## **2. Eliminación biológica de carbono orgánico**

La eliminación de carbono es el tratamiento más importante en depuración biológica de aguas residuales. El proceso de utilización de la materia orgánica puede resumirse como la transformación de un compuesto por un conjunto de microorganismos a través de sus diferentes rutas metabólicas. Los microorganismos utilizan este sustrato por dos vías fundamentales: la vía disimilatoria (reacciones de producción de energía) y la vía asimilatoria (reacciones de síntesis). La primera de ellas tiene como misión fundamental proveerlos de la energía necesaria para desarrollar las funciones vitales, mientras que la segunda supone la utilización de la materia orgánica para la producción de nueva biomasa celular y o el mantenimiento de las estructuras celulares.

Existen tres vías disimilatorias fundamentales por las que se obtiene energía a partir de compuestos carbonados: la vía respiratoria aerobia, la vía respiratoria anaerobia y la fermentación.

Las dos vías respiratorias implican la oxidación del carbono del compuesto orgánico hasta  $H_2O$  y diversos gases. Los electrones obtenidos durante la oxidación son transferidos hasta un aceptor terminal a través de una cascada de transporte que produce energía en forma de ATP. Este aceptor terminal de electrones puede ser el oxígeno (respiración aerobia) u otros compuestos ellas tiene como misión fundamental proveerlos de la energía necesaria para desarrollar las funciones vitales, mientras que la segunda supone la utilización de la materia orgánica para la producción de nueva biomasa celular el mantenimiento de las estructuras

celulares.

Existen tres vías disimilatorias fundamentales por las que se obtiene energía a partir de compuestos carbonados: la vía respiratoria aerobia, la vía respiratoria anaerobia y la fermentación.

Las dos vías respiratorias implican la oxidación del carbono del compuesto orgánico hasta  $H_2O$  y diversos gases. Los electrones obtenidos durante la oxidación son transferidos hasta un aceptor terminal a través de una cascada de transporte que produce energía en forma de ATP. Este aceptor terminal de electrones puede ser el oxígeno (respiración aerobia) u otros compuestos inorgánicos oxidados, como el sulfato o el nitrato (respiración anaerobia).

La vía fermentativa implica la obtención de ATP de forma directa por una reacción de fosforilación acoplada a reacciones de transformación de unas moléculas en otras, tales como reacciones de hidrólisis, que son termodinámicamente favorecidas. Los productos resultantes son, generalmente, ácidos orgánicos y sus alcoholes.

Desde el punto de vista energético, las vías respiratorias son más eficaces que la fermentación, al obtener más cantidad de energía por molécula de sustrato original. Son las más importantes en la eliminación biológica del carbono orgánico. En el caso en el que el aceptor de electrones sea el nitrato, estamos hablando de procesos de desnitrificación, etapa final en la eliminación de compuestos nitrogenados.

### **3. Eliminación biológica aerobia de carbono orgánico**

La respiración es una vía disimilatoria de producción de energía en el que los compuestos orgánicos reducidos son oxidados por el oxígeno molecular, Es conveniente descomponer el proceso disimilatorio en tres fases (**Figura 1**).

En la primera fase se produce la hidrólisis extracelular de las moléculas más complejas en otras más simples, de bajo peso molecular, que son transportadas al interior celular mediante transporte pasivo, facilitado o activo. Los polisacáridos, los lípidos o grasas, y las proteínas, son los compuestos de alto peso molecular más frecuentes en aguas residuales.

En la segunda fase, los múltiples productos de la hidrólisis extracelular son transformados en un número pequeño de compuestos intermediarios. Estos compuestos orgánicos se oxidan hasta  $CO_2$ , por el metabolismo central, fundamentalmente, el ciclo de los ácidos tricarboxílicos (ciclo de Krebs). Los pares de electrones obtenidos se transfieren al  $NAD^+$  y  $FAD^+$ , dando lugar a  $NADH$  y  $FADH_2$ , que constituyen el "poder reductor" celular, es decir, energía no utilizable directamente. Si los sustratos contaminantes tienen una estructura distinta de los compuestos orgánicos que son sustratos primarios del metabolismo central, éstos han de ser transformados en intermediarios "convencionales" tales como ácido pirúvico, succínico, acético, acetaldehído, etc, por rutas de degradación periféricas específicas de determinados microorganismos.

En la tercera fase, los electrones y los hidrogeniones del  $NADH$  y  $FADH_2$  son transportados a través de una secuencia de reacciones (cadena transportadora de electrones o

CTE), asociada a las membranas celulares, durante las cuales a partir de ADP se genera ATP, es decir, energía en forma utilizable por la célula. Al final los electrones se combinan con el oxígeno y protones para dar agua.

La respiración aerobia es la situación típica de eucariotas y muchas bacterias en las que el aceptor final de electrones es el oxígeno.

En los tratamientos aerobios de aguas residuales encontramos una gran diversidad de bacterias, con diferentes capacidades exo- y endoenzimáticas. Destacamos los géneros *Bacillus*, *Alcaligenes*, *Moraxella*, *F/avobacterium*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas* (**Figura 2**), *Arthrobacter*; *Aeromonas*, *Klebsiella* (**Figura 3**), *Haliscomenobacter*, *Gordona*, etc.

El hecho de que un contaminante sirva a los organismos heterótrofos como una fuente eficaz de energía es función del estado de oxidación del carbono en la materia orgánica. En general cuanto mayor es el estado de oxidación, menores son los rendimientos energéticos puesto que el compuesto proporciona menos energía. En cualquier caso, para un determinado estado concreto de oxidación del compuesto, el metabolismo respiratorio aerobio es el proceso más eficaz, en comparación con el metabolismo anaerobio, pues es el que obtiene mayor cantidad de ATP de un compuesto. Es por ello que en casos de compuestos no demasiado energéticos o que tengan que ser incorporados en el influente a baja carga (por su toxicidad, o por su baja solubilidad en agua) sea preferible utilizar un proceso de biodegradación aerobio.

Normalmente, el agua y el CO<sub>2</sub> son los productos metabólicos finales de la respiración en la mayoría de los microorganismos aerobios. Sin embargo, la oxidación de compuestos orgánicos no se lleva a cabo por completo en algunos microorganismos en condiciones anormales o con algunos sustratos recalcitrantes y, por tanto, se acumulan compuestos intermediarios como productos finales (*dead-end products*). Esto no es deseable ya que, además de no alcanzar la eliminación completa de materia orgánica, la acumulación de estos intermediarios puede inhibir el proceso de depuración (Scott y Ollis, 1995).

#### 4. Eliminación anaerobia de carbono orgánico

La biodegradación anaerobia consiste en la transformación, por medio de microorganismos, de la materia orgánica de las aguas residuales en compuestos gaseosos reducidos como el metano, el amoníaco y el ácido sulfúrico, además de dióxido de carbono.

En la **Figura 4** se muestra un diagrama global de la digestión anaerobia, agrupándose las principales etapas y grupos de bacterias responsables (Moletta, 1993).

La digestión anaerobia es llevada a cabo por una población heterogénea de microorganismos (se estima que más de 150 especies), en la que se encuentran tanto anaerobios estrictos (que se inhiben en concentraciones de oxígeno disuelto en el medio del orden de 0,01 mg.l<sup>-1</sup>), como anaerobios facultativos que son activos tanto en medios aerobios como anaerobios.

La degradación anaerobia de la materia orgánica tiene lugar en tres etapas fundamentales que se describen a continuación.

## 5. Fase de hidrólisis y acidogénesis

En primer lugar los sustratos son hidrolizados. Estas reacciones son llevadas a cabo por bacterias hidrolíticas con un amplio espectro de actividades enzimáticas, incluidas las exocelulares. Estas poblaciones bacterianas están representadas por microorganismos anaerobios estrictos, tales como los géneros *Bacteroides*, *Clostridium* (**Figura 5**) y *Bifidobacterium*.

Los sustratos solubles producidos tras la hidrólisis son después acidificados. Los metabolitos finales son variados, destacando principalmente los ácidos orgánicos (acético, propiónico, butírico, láctico, etc.), los alcoholes, (etanol, propanol, butanol, etc.), el amoníaco, el dióxido de carbono y el hidrógeno. Estas transformaciones son realizadas por diversas especies bacterianas con diversos metabolismos.

La primera etapa de la digestión anaerobia puede ser limitante cuando los compuestos sean difícilmente hidrolizables, como los compuestos sólidos o las sustancias de estructura particular, tales como las derivadas de las industrias químicas y farmacéuticas, En el caso de moléculas solubles fácilmente hidrolizables, como las que se encuentran en las industrias agroalimentarias, es necesario controlar esta etapa para evitar una rápida acidificación. En caso contrario, la hidrólisis de la materia orgánica produce una superproducción de ácidos grasos volátiles (C2-C5), lo que conlleva un descenso del pH hasta valores inhibitorios para las poblaciones metanogénicas (6,5).

## 6. Fase acetogénica

Durante esta fase, los intermediarios metabólicos son transformados en acetato, dióxido de carbono e hidrógeno por un mecanismo complejo. Se considera que son tres los grupos que intervienen (Moletta, 1993): las bacterias homoacetogénicas, las bacterias sintótrofas (o OHPA - *Obligate Hydrogen Producing Acetogen*-) y las bacterias sulfato-reductoras. La mayoría de ellas son anaerobias estrictas: *Propionobacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus*, *Clostridium*. Ciertas bacterias anaerobias facultativas pueden estar también implicadas en la producción de ácidos grasos volátiles: *Streptococcus* (**Figura 6**), *Bacillus* y *Enterobacterium*.

Las bacterias homoacetogénicas producen acetato, bien a partir de sustratos carbonados, bien a partir de la reducción del dióxido de carbono. Paralelamente, las bacterias OHPA oxidan los productos de la primera fase (fundamentalmente propiónico y butírico) en acetato, dióxido de carbono e hidrógeno. Estas bacterias son anaerobias estrictas y dependen para su crecimiento de la eliminación del hidrógeno del medio, ya que es un inhibidor de la acetogénesis. Esta etapa depende fuertemente, por tanto, de la presencia de microorganismos capaces de consumir este metabolito. Tienen tiempos de duplicación relativamente altos en condiciones óptimas de crecimiento, entre 1,5 y 4 días.

Generalmente, estas bacterias hidrogenófilas son bacterias metanógenas, pero existen bacterias sulfato-reductoras que, en presencia de sulfatos, son capaces de establecer una relación de simbiosis con las bacterias OHPA. La relación de simbiosis establecida entre bacterias productoras de hidrógeno y bacterias hidrogenófilas, gracias a la cual es posible mantener un

balance energético favorable para realizar las reacciones de acetogénesis, se denomina transferencia interespecífica de hidrógeno. Si las presiones parciales de hidrógeno exceden  $10^{-2}$  atmósferas para el etanol,  $10^{-3}$  para el propionato, y  $10^{-4}$  para el butirato, la oxidación de los compuestos de la fase de hidrólisis en acetato no puede llevarse a cabo.

## 7. Fase metanogénica

Esta última etapa es realizada por un grupo particular de arqueobacterias: las metanogénicas. Son anaerobias estrictas y activas a potenciales de oxido-reducción comprendidos entre -350 y -450 mV. Estas bacterias son capaces de reducir el dióxido de carbono utilizando el hidrógeno producido durante la acetogénesis para producir metano, o bien de metabolizar el acetato, el etanol, y las metilaminas en dióxido de carbono y metano (Atlas y Bartha, 1993). Las bacterias metanógenas son muy sensibles a la presencia de oxígeno, ya que bajísimas concentraciones de este elemento provocan daños irreversibles en su estructura. No obstante, debido a la presencia en los reactores anaerobios de bacterias acidogénicas, que son anaerobias facultativas, una escasa introducción de aire no modifica el funcionamiento de la metanogénesis.

Se distinguen dos grupos de bacterias metanogénicas. las acetoclásticas, que producen el 72% del metano a partir de acetato y las hidrogenófilas que generan el 28% restante y que permiten una disminución de la presión parcial de hidrógeno (McCarty, 1981). Entre las primeras encontramos especies pertenecientes a los géneros *Methanosarcina* y *Methanotrix* y entre las últimas a *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, y *Methanobrevibacter* (Zehnder et al. 1980). Los tiempos de duplicación de las bacterias metanógenas están comprendidos entre 2y 12días.

La metanización de la materia orgánica puede llevarse a cabo en condiciones psicrófilas (6 a 15 °C), mesófilas (25 a 40 °C) y termófilas (más de 45 °C). El pH óptimo está comprendido entre 6,7 y 8 (moletta, 1993) y la presión parcial de hidrógeno inferior a  $10^{-4}$  atmósferas.

La vía aerobia ha sido hasta hace algunas décadas el tratamiento biológico preferido para la eliminación de la materia orgánica. Sin embargo, a partir de los años 70 comienza a despertar interés la vía anaerobia, debido a la necesidad de conjuntar costes económicos y ecológicos, así como por sus múltiples ventajas (Lettinga et al, 1991). En este sentido, una de las grandes ventajas de la digestión anaerobia es que el 90% de la materia orgánica es transformada en biogás (McInerney) et al.,1979). Además, este gas es una fuente potencial de energía eléctrica. En los tratamientos aerobios, en contraposición, la mayor parte de la materia orgánica es transformada en biomasa. La producción de fangos biológicos es unas 50 veces superior (Elmaleh et al., 1984) y son menos fértiles que los obtenidos por vía anaerobia (Summers et al., 1979). Además, los tratamientos biológicos aerobios presentan el inconveniente del elevado consumo energético exigido para el aporte de oxígeno. Por todo ello, la digestión anaerobia se impone cada vez más como una alternativa interesante, sobre todo para efluentes muy cargados en materia orgánica. Este es el caso de una gran diversidad de aguas residuales industriales, tales como las procedentes de la industria agroalimentaria, cervecera, papelera, vinícola, petroquímica, etc.

## **Bibliografía**

Atlas, R. y Bartha, R. (1993). En *Microbial Ecology. Fundamentals and Applications*. Benjamin/Cummings Pub.Co., 449-450.

Daphne, L.S. (1994). Hazardous organic waste amenable to biological treatment. En *Biotechnology for the Treatment of Hazardous Waste*, 1-26. D.L: Stoner, Ed. Chelsea, MI. Lewis Publishers.

Elmaleh, S., Grasmick, A., y Guitonas A. (1984). Épuration par cellules anaérobies immobilisées sur un support fluidisé. En *Use of Fixed Biomass for Water and Wastewater Treatment*, Cebedeau-Liege, 275-290.

Lettinga, G., Field, T.A., Alvarez, R., Van Lier, J.B., y Rintala, J. (1991). Future perspectives for the anaerobic treatment of forest industry wastewaters. *Wat. Sci. Tech.*, 24(3/4), 91-102.

Marco, A., Esplugas, S. y Saum, G. (1997). How and why combine chemical biological processes for wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 35, 321-327.

McCarty, P. (1981). One hundred years of anaerobic treatment. *Second International Symposium on Anaerobic Digestion*. Travemunde. Alemania.

McInerney, M.J., Bryant, M.P., y Stafford, D.A. (1979). Metabolic stages and energetic of microbial anaerobic digestion. *The First International Symposium on Anaerobic Digestion*, Cardiff., 91-98. D.A. Stafford, B.I. Wheatley y D.E. Hugues Eds. Applied Sciences Publishers.

Moletta, R. (1993). La digestion anaérobic: du plus petit au plus grand. *Biofutur 1*, 16-25.

Olds, R.J. (1982). *A colour atlas of Microbiology*. Wolfe Publishing Ltd. Londres.

Scott, J.P. y Ollis, D.F. (1995). Integration of chemical and biological oxidation processes for water treatment: review and recommendation. *Environ. Prog.*, 14, 88-103.

Summers, R., Bousfield, S., y Hobson, P.N. (1979) Uses and analyses of digested sludge. *The First International Symposium on Anaerobic Digestion*, Cardiff, 409-414. D.A. Stafford, B.I. Wheatley y D.E. Hugues Eds. Applied Sciences Publishers.

Wanner, J. (1997). Microbial populations dynamics in biological wastewater treatment plants. En *Microbial Community Analysis: the key to the design of biological wastewater treatment systems*. T.E. Cloete y N.Y.O. Muyima Eds. University Press. Cambridge.

Zehnder, A.J.B., Huser, B.A., Brock, T.D. y Wuhrman, K. (1980). Characterization of an acetate-decarboxylating, nonhydrogenoxidizing methane bacterium. *Arch. Microbiol.*, 124, 1-11.