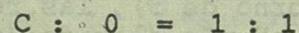


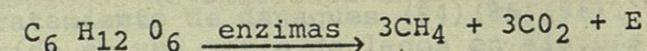
didas en las moléculas complejas y de elevado potencial que constituyen la materia orgánica es, también, el de la oxidación de ese material, resultando de esto la formación de compuestos de baja estructura: solamente que, no siendo capaces de utilizar oxígeno libre -cuya presencia dificulta las reacciones mencionadas, pudiendo ser considerado como elemento tóxico para las bacterias, tanto cuanto el ácido cianhídrico es tóxico para las células humanas- recurren a la oxidación intramolecular que, sin llevar a una disminución o estabilización completa, forma, como subproductos, compuestos oxidables, cuya energía no fué totalmente liberada pero que, siendo combustibles, pueden ser, finalmente, transformados por el hombre en anhídrido carbónico, mediante ignición, ofreciendo así a éste las energías que las bacterias anaerobias no pudieron aprovechar.

Las reacciones de oxidación pueden presentarse a través de dos caminos diferentes: uno, mediante la introducción, en la molécula, de átomos de oxígeno; otro, por la separación de átomos de hidrógeno. En ambos casos es necesaria la presencia de un compuesto que tenga la función de ceptor de hidrógeno, el cual en la respiración aerobia es el oxígeno. En la respiración anaerobia el ceptor constituye, generalmente, importante factor limitativo del proceso, haciendo que las bacterias utilicen, con esa finalidad, parte de la materia orgánica en degradación, originando, algunas veces, como subproductos, iguales cantidades de compuestos orgánicos reducidos y oxidados. Esto sucede, por ejemplo, en la primera etapa, o fase ácida, mencionada antes, en la cual, el balance entre oxidación y reducción, depende, estrictamente, del oxígeno químico de la materia orgánica en descomposición, los hidratos de carbono, con su relación característica.



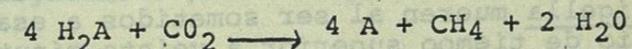
son los más fácilmente atacados, permaneciendo, sin embargo, prácticamente inalterados en esta fase, los ácidos grasos por falta de ceptor adecuado (55). Mientras tanto, en la segunda fase, después de que se han desarrollado suficientemente las bacterias metánicas hacen uso del anhídrido carbónico como ceptor de hidrógeno, iniciándose finalmente el ataque a los ácidos grasos, que serán transformados en ácidos más simples, siendo el agua utilizada en el proceso fuente abastecedora de oxígeno. El ácido acético se transforma en metano y CO<sub>2</sub>. Por esa razón, muchas veces, la introducción de anhídrido carbónico en los digestores puede acelerar la fase de gasificación. Se admite la posibilidad de llegar, en el futuro, a sistemas de "lodos activados anaerobios", en los que el material sedimentable será lanzado a cámaras sedimentadoras en las cuales se insuflará el anhídrido carbónico recirculado -proveniente, en parte, de la combustión del metano, el cual además de papel ceptor, tendrá la función de, tal como sucede en los lodos activados, producir agitación del material, promoviendo mayor contacto entre éste y las bacterias, lo que es muy importante para obtener rendimiento en el proceso (82).

Solamente para ilustrar el proceso de obtención de energía por las bacterias de vida anaerobia se podría suponer, teóricamente, reacciones de oxidación intramolecular como:



Sin embargo, reacciones de este tipo no se presentan en la descomposición anaerobia del desague. Las sustancias que, como la glucosa, celulosa, proteínas, aminoácidos y grasas, no son directamente transformados en metano, sufren la acción de dos grupos de bacterias en dos fases distintas, hasta llegar a la formación de metano. En la primera fase, que se realiza por medio de la acción de gran número de bacterias comunes, de putrefacción, las sustancias más complejas son transformadas en compuestos que sirven de sustrato a diferentes especies de metanobacterias que, a partir de ellas, pasan entonces a formar el metano. Tales sustratos pueden ser: formiatos, CO y H<sub>2</sub> (*Methanobacterium formicicum*); alcoholes primarios y secundarios y H<sub>2</sub> (*M. omelianskii*); propionatos (*M. propionicum*); acetatos y butiratos, (*M. sohngeni*, *Methanococcus mazei* y *Methanosarcina methanica*); butiratos, valerianatos y caproatos (*Methanobacterium suboxydans*); formiatos, H<sub>2</sub> (*Methanococcus vanielli*); acetatos y butiratos (*Methanosarcina methanica*); metanol, acetatos, HCO (*M. barkerii*) (23)

La reacción general, de la formación de metano por medio de la acción de estas bacterias se expresa de la siguiente manera (82) :



donde H<sub>2</sub> constituye un compuesto consumido como sustrato.

El desague en fase de digestión ácida recibe la denominación de desague séptico. También se encuentran condiciones sépticas en ríos y lagos donde los lodos orgánicos, acumulándose, inician la descomposición ácida, cuya característica, fácil de reconocer, es la formación de compuestos volátiles de olor penetrante, tales como, el ácido sulfhídrico, los mercaptanos, el escatol, así como ácidos orgánicos (caprílico, butírico y otros). La formación de hidrógeno sulfurado se debe como ya se vió a la utilización del oxígeno de los sulfatos -presentes, en ambientes anaerobio. En los sistemas controlados de digestión, se procura mantener las condiciones alcalinas, donde sufren descomposición tanto las sustancias nitrogenadas como los ácidos grasos y otros compuestos orgánicos, con gran producción de gas (CO<sub>2</sub> y metano) pero sin los inconvenientes de los compuestos con malos olores y en tiempo mucho más corto (42). Sin embargo, la introducción, en un digestor, de grandes cantidades de nuevo material por digerir es la causa de súbitos cambios que llevan a rápidos aumentos en la concentración de ácidos. Las bacterias metánicas son sumamente sensibles a la disminución del pH (y no a la toxicidad de los ácidos que la determinan), siendo por esto, importante el control constante de ácidos volátiles. La adición de iones solubles, para ayudar a la neutralización, puede ser

útil, al principio, aunque el calcio no sea lo más recomendable, como generalmente se supone al aplicar la cal. Iones monovalentes, como el sodio, potasio o amoníaco son mucho más solubles (55).

Además de bacterias, pueden encontrarse en el desague en digestión, otros tipos de microorganismos, especialmente protozoarios tales como: amebas, ciliados, etc. Sin embargo, éstos no se encuentran en tan elevada proporción, como sucede en los lodos activados y filtros biológicos; aparentemente no ejercen ningún papel en el ya citado mantenimiento de la tasa de proliferación de las bacterias.

#### 6.3.3.1. Desinfección de los Lodos del Desague.

Los lodos resultantes del tratamiento anaerobio del desague, ya secos, constituyen materia rica en coloides además de contener cierta proporción de sustancias nutritivas para vegetales, y por lo tanto, útil como abono para la agricultura. No obstante, su empleo con esa finalidad envuelve ciertas dificultades provenientes principalmente de la presencia, en el lodo seco, de huevos de gusanos parásitos (principalmente nemátodos intestinales) además de formas de resistencia de protozoarios (tales como *Endamoeba histolytica*) y bacterias patógenas. Investigaciones de laboratorio han demostrado que quistes de amebas así como huevos de *Ascaris* y larvas de *Taenia saginata* no soportan temperaturas superiores a 60°C por más de 5 minutos, mientras que las bacterias de los géneros *Salmonella* y *Shigella* mueren al ser sometidos a esa temperatura por un espacio de tiempo superior a veinte minutos y los enterovirus a 62°C por 30 minutos ó 71°C por 15 minutos.

Las bacterias del grupo coliforme presentan, en general, idéntico grado de sensibilidad al calor pudiéndose admitir que si la relación temperatura-tiempo utilizada en los procesos de secamiento por calentamiento fuera suficiente para destruirlas, esto sería garantía suficiente de la inocuidad del lodo seco. El control de la eficiencia de esa esterilización puede hacerse mediante los resultados bacteriológicos obtenidos en pruebas presuntivas en tubos múltiples de caldo lactosado no confirmados, ya que esos resultados se deben, generalmente, a las bacterias formadoras de esporas. La significativa reducción de esas formas resistentes al secamiento por calentamiento da mayor seguridad con relación a la destrucción de patógenos sensibles al calor, así como una indicación acerca de la reducción de bacterias tales como *Clostridium welchii* y *C. tetani*, que a pesar de ser organismos que también se encuentran en los suelos pueden ofrecer algún riesgo para la aplicación manual del lodo seco como fertilizante (83).

#### 6.3.4. El Problema de la Desmineralización de los Efluentes.

Ya en otras partes de este libro (Ver Capítulo 2 y 5) se ha hecho referencia al problema de la fertilización o eutroficación de las aguas por la introducción de sales minerales.

Gran aumento de actividad biológica, proveniente de la fertilización y caracterizado principalmente por un enorme desarrollo de algas nocivas para la utilización de las aguas, se ha observado en muchos cuerpos de agua que reciben efluentes de plantas de tratamiento de desagües (84)(85)(86). Ya es clásico lo ocurrido en una serie de lagos en Wisconsin, E. U. A., denominados Mendota, Monona, Waubesa y Kegonsa, los cuales reciben efluentes de varias plantas de tratamiento de desagües de las ciudades vecinas. Surgió, allí, el fenómeno de la floración causado por algas que, al depositarse en las márgenes se pudrían produciendo intenso mal olor. Las circunstancias se agravaron aún más porque la población de las ciudades ribereñas, tomando el olor de las algas por olor característico de desagües, hizo que la Cámara Legislativa local prohibiera, por ley, el lanzamiento de los efluentes en los referidos lagos, quedando las Plantas de Tratamiento sin poder lanzar las aguas separadas de los residuos orgánicos. El Gobierno del Estado, entretanto, vetó la ley, creando una comisión científica que realizó estudios hidrobiológicos, comprobando que el aumento del contenido de fósforo y nitrógeno era la causa del problema, y exigiendo la remoción de esos elementos de los efluentes de las Plantas de Tratamiento de Desagües. También en los Estados Unidos, en una experiencia más reciente, de utilización de efluentes tratados, de desague, para abastecimiento de una ciudad en Kansas, se comprobó que una de las causas del problema estaba en la producción de fuerte mal olor y gusto, debido al gran número de algas (45,000 por mililitro de agua) desarrolladas gracias a la elevada mineralización, lo que contribuyó a que esa agua no tuviese aceptación por parte del público (87).

En el Brasil existen varios ejemplos del mismo fenómeno, aunque no siempre bien estudiados. En el embalse Billings, en Sao Paulo, fuente que constituye uno de los mayores lagos artificiales del país, se observa el fenómeno casi permanente de floración de las aguas causado por la maciza proliferación de algas verdeazuladas, de los géneros *Microcystis* y *Anabaena*, que frecuentemente causan trastornos y grandes gastos en el tratamiento de aguas que abastecen 3 municipios cercanos (11). El fuerte olor que se produce, causado por la putrefacción de esas algas, exige el empleo de carbón activado y otros recursos costosos. El elevado contenido mineral, responsable de esas proliferaciones, se debe a los desagües parcialmente tratados, que se realiza en un punto del embalse, distante más o menos 20 kilómetros del punto de tomada para abastecimiento.

Las algas utilizan, para su nutrición, por regla, no la materia orgánica que constituye el desague, sino las sales minerales, especialmente de nitrógeno y fósforo, que resultan de su oxidación. El tratamiento de desagües generalmente no es más que una oxidación acelerada del material orgánico, siendo su efluente muy rico en esas sales. Se han realizado varias tentativas para retirar, del efluente, las sales minerales, ya sea através de procesos físico-químicos o biológicos. En el primer caso se incluyen los procesos de coagulación en que se retiran por adsorción hasta el 99% de las sales de fósforo y parte del nitrógeno. Los coagulantes o adsorbentes

utilizados son: sulfato ferroso, sulfato férrico, sulfato de cobre, tierra de diatomeas, sulfato de aluminio, etc. Sin embargo, dada la gran cantidad de esos materiales que hay que emplear, estos procesos son muy costosos. Algunos experimentadores procuran reducir el costo total mediante el reaprovechamiento del coagulante, hecho por procesos químicos. Utilizando el sulfato de aluminio, como coagulante, se puede obtener remoción de 66% del fósforo con 100 mg/l del coagulante; 96% con 200 mg/l; ó 99% con 300 mg/l; siendo más económica la remoción de 95% del fósforo, que se obtiene con el empleo de 185 mg/l del sulfato de aluminio en un pH situado entre 7.1 y 7.7 y con un tiempo de contacto de 10 á 15 minutos (88). Esto significa un gasto en coagulante de 6 á 10 veces mayor que el empleado en el tratamiento de agua para abastecimiento. La recuperación del sulfato puede hacerse en medio alcalino ( pH = 11.9) con un gasto, en reactivos, correspondiente a aproximadamente 40% del precio del sulfato y aún con la posibilidad de aprovechar el fosfato de calcio que resulta, como subproducto de la reacción. Se calcula que, por este medio, el costo del coagulante se reduce a la décima parte, sin considerar, el costo de la operación y el de las instalaciones necesarias.

El proceso biológico para la desmineralización de efluentes de plantas de tratamiento de desagües viene mereciendo, en los últimos años, la atención de los investigadores. Ya que el principal inconveniente del lanzamiento de un efluente, con teniendo sales minerales, en un agua de abastecimiento está en su capacidad de provocar el desarrollo de algas que las utilizan en su nutrición, parece lógico que el proceso que se presenta, por lo menos como el más natural, para la remoción de esas sales, sea el que consiste en crear condiciones que favorezcan al máximo, el desarrollo de las algas, en tanques especiales por donde pasarán las aguas del efluente tratado, antes de ser lanzadas. Se admite que del 80 al 90% de los fosfatos pueden ser consumidos por las algas y, por lo tanto, eliminados del efluente (90), siempre que se pueda, de algún modo, eliminar después esas algas. Experiencias realizadas en el campo, en lagunas de estabilización y en el laboratorio, con efluentes de desagües tratados (90), revelaron la posibilidad de obtener una reducción de 90% de los fosfatos solubles, y hasta más, en tiempos de contacto de 6 á 12 horas solamente. La intensidad luminosa mínima exigida por las algas está situada entre 1,000 y 2,000 lux y los géneros que mejor proliferan en esas condiciones son Chlorella, Scenedesmus y Stigeoclonium. Estas sales, después de ser adsorbidas son utilizadas por las algas, que las incorporan a su protoplasma. Se puede pensar en la utilización de estos organismos, después de muertos y eliminados del efluente por sedimentación o cualquier otro procedimiento, como alimento para peces, forraje para ganado o aún como abono rico en fósforo, nitrógeno y otros elementos (69) (91) (92). La limitación de este proceso parece estar, principalmente, en las grandes áreas de terreno necesarias para la instalación de los tanques de pequeña profundidad.

Ya se mencionó, en páginas anteriores, (Nitrificación y Desnitrificación) el proceso de remoción del nitrógeno obteni-

do por Bringmann (34) y que se realiza a través de la desnitrificación controlada y mantenimiento de un adecuado potencial redox.

#### 6.4. Referencias.

- (1) Fair, G.M., 1939. Sewage Works Journal, 11: 445 ( in "Stream Sanitation", by E.B.Phelps) E.U.A.
- (2) Camp, T.R., 1963. Water and Its Impurities. Reinhold Publishing Corporation, Chapman & Hall, Ltd. Londres, Inglaterra.
- (3) Camp, T.R., 1965. Field Estimates of Oxygen Balance Parameters. Journal of the Sanitary Engineering Division, Octubre 1967, E.U.A.
- (4) Oswald, W.J.; Golueke, C.G. & Cooper, R.C., 1964. Water reclamation, algal production and methane fermentation in waste ponds. Rep. from Int. Conf. Wat.Poll.Res., Londres, setiembre, 1962, Inglaterra.
- (5) Velz, C.J., 1958. Significance of organic sludge deposits (Resumen). Oxygen Relationships in Streams: 47-57. U.S.Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (6) Fair, G.M.; Moore, E.W. & Thomas, H.A., 1941. The natural purification of river muds and pollutional sediments. Sewage Works Journal, 13: 270-307, 756-99, 1209-28.
- (7) Edwards, R.W. & Rolley, H.L.J., 1965. Oxygen Consumption of River Muds. Journal Ecology, 53: 1-19, In - glaterra.
- (8) Edwards, R.W. & Owens, M., 1965. The Oxygen Balance of Streams. Ecology and the Industrial Society, Inglaterra.
- (9) Hull, C.H., 1958. Discussion of "Effects of impoundments on Oxygen Resources", by M.A.Churchill. (Resumen). Oxygen Relationships in Streams: 124. U.S.Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A.
- (10) Branco, S.M., 1964. Sobre a Utilizacao de Microrganismos Flagelados como Indicadores de Poluicao. Tese de Concurso á Docencia-Livre na Disciplina de Hidrobiologia (Elementos de Biologia) do Departamento de Parasitologia da Faculdade de Higiene e Saúde Pública da Universidade de Sao Paulo, Brasil.