

amoníaco formado a partir del nitrógeno orgánico es suficiente para satisfacer las necesidades de nitrógeno durante la síntesis del lodo. En efecto, otro raciocinio nos lleva a esa misma conclusión: partiendo de la fórmula empírica $C_5H_7NO_2$ representativa de la composición del lodo activado, se concluye que, para cada mg/l de aumento de la masa de lodo, son necesarios 0.12 mg/l de nitrógeno. Pues, bien, la masa de lodo formada a partir de un determinado volumen de desagues, es directamente proporcional a la DBO del desague y, con más de una hora de aireación la relación es de 1:1. Siendo así, la cantidad de nitrógeno requerida por unidad de DBO, para la síntesis del lodo, no debe ser mayor de 0.12. Como la relación entre DBO y carbono orgánico en el desague es de 1.7 por cada mg/l de carbono presente, la concentración máxima de nitrógeno necesaria para la síntesis del lodo es de aproximadamente 0.07. Siendo esa proporción de nitrógeno orgánico para carbono orgánico menor que la existente en un desague típico, parece que si todo el nitrógeno orgánico fuera hidrolizado, aún habría lo suficiente disponible de ese elemento para la síntesis de las células, debiendo ocurrir una pequeña pérdida de amoníaco en el sistema cuando no hay nitrificación. Sin embargo, siempre que la relación entre carbono y nitrógeno sea muy elevada, la concentración de amoníaco en el efluente será considerablemente menor que el valor encontrado en el desague. El aumento de la concentración de DBO en el desague, demanda un aumento proporcional del período mínimo de aireación, para que haya nitrificación. Ese efecto se debe simplemente al aumento de producción de lodo que, como ya hemos visto, es proporcional a la DBO. La prolongación excesiva del tiempo de aireación, a su vez, produce una disminución de la masa de lodo. En efecto, la mayor parte de la materia orgánica del desague es adsorbida o transformada en células bacterianas durante la primera hora del tratamiento, pasando, después, la masa de lodo a disminuir debido a la oxidación biológica de la materia adsorbida y la autólisis de las propias células bacterianas: durante la aireación prolongada de las células recién formadas, la masa remanente tiende a constituir un valor de 1/5 de la inicial y como apenas la mitad de la materia orgánica oxidada biológicamente es transformada en nuevas células, el valor final será de 1/10.

Hay, por otro lado, acentuada reducción en el período de aireación necesario para obtener nitrificación, cuando la concentración de lodo activado, en el sistema de aireación, es elevada. Naturalmente, esto incluye la necesidad de aumento del flujo de aire necesario para mantener la concentración suficiente de oxígeno para la nitrificación, además de permitir posiblemente la elevación de la concentración de sólidos en el efluente. El valor mínimo para el tiempo de aireación, cuando se desea obtener una nitrificación satisfactoria, es, pues, función de la concentración de lodos, temperatura, y carga de desagues, habiendo un equilibrio entre la tasa de consumo de oxígeno y la de nitrificación cuando las condiciones son satisfactorias; Downing y Hopwood (37)

presentan la siguiente ecuación que permite evaluar la concentración de amoníaco en el efluente de una planta de tratamiento de lodos activados, en una única unidad de aireación:

$$\frac{kx}{x + X} = \frac{\Delta S}{St_R}$$

donde x es la concentración de amoníaco en el efluente; X la llamada constante de Michaelis, que es de 1 mg/l (concentración de amoníaco en que la tasa de crecimiento de las bacterias Nitrosomonas es igual a la mitad de su valor máximo); k la tasa de crecimiento de Nitrosomonas. Los autores resaltan el hecho de que esa relación parte del supuesto caso de que la concentración de amoníaco, en el efluente, depende exclusivamente de la nitrificación, sin considerar la síntesis de bacterias heterotróficas.

Los filtros biológicos son mucho más eficientes, con relación a la nitrificación, que los sistemas de lodos activados, pero en éstos últimos la nitrificación puede ser casi completa cuando funcionan adecuadamente pudiendo, no obstante, ser incompleta o aún no presentarse, en los sistemas de alta capacidad. Esta mayor eficiencia de los filtros biológicos en lo que respecta a la nitrificación parece deberse sobre todo al hecho de que, en estos aparatos, la estabilización se hace por etapas bien definidas de tal manera que en las últimas capas de cascajo (al fondo del filtro) ya no hay mucha materia orgánica, la cual es inhibidora del desarrollo de las bacterias nitrificantes.

Los elementos cromo, níquel y cobre se consideran como tóxicos para las bacterias nitrificantes cuando se encuentran presentes en concentraciones superiores a 0.25 mg/l, en cultivos puros, mientras que el zinc, manganeso y cobalto solamente presentan toxicidad cuando están por encima de 1 mg/l. El cobre tiende a acumularse, bajo la forma de precipitados, presentando un efecto nocivo acumulativo, sobre la nitrificación. La existencia de inhibidores orgánicos, en los desagues, ha sido muy investigada por el hecho de iniciarse el proceso de nitrificación tan sólo en etapas distantes del punto de entrada del desague en el sistema de tratamiento (lodos activados o filtros biológicos) lo que hace creer en la existencia de mecanismos químicos o bioquímicos que neutralizarían, en las etapas anteriores, los compuestos inhibidores. Entretanto, parece que ese fenómeno se relaciona también con la inexistencia de oxígeno disuelto en concentraciones superiores al mínimo necesario, en las primeras fases en que la concentración de carbono orgánico y por consiguiente, la tasa de respiración del lodo es muy elevada (35). Algunos compuestos orgánicos, como la tiourea, por ejemplo, pueden inhibir completamente la nitrificación, cuando están presentes en concentraciones de hasta 0.1 mg/l en lodos activados que no han tenido previo contacto con esas sustancias. Mientras tanto, el efecto inhibidor cesa cuando su aplicación se hace de manera continua. Esto se presenta en vista de la acentua-

da capacidad de adaptación que los microorganismos del desague manifiestan en presencia de esos compuestos orgánicos, los cuales actúan más como inhibidores del proceso de nitrificación que como, propiamente, tóxicos. Esa adaptación consiste en la capacidad que adquieren los microorganismos de destruir biológicamente sustancias que, al principio, no eran capaces de metabolizar (38).

Entre los más poderosos inhibidores orgánicos se mencionan el ión cianuro y los compuestos que contienen azufre y nitrógeno ligados al mismo átomo de carbono; el efecto de una concentración dada de determinado compuesto inhibidor es tanto menor cuanto mayor sea la temperatura y la concentración de lodos activados o más largo el tiempo de retención en la planta de tratamiento; los filtros biológicos son menos susceptibles a los efectos de sustancias inhibitoras que los sistemas de lodos activados (38).

El fenómeno que equivale, químicamente, a lo contrario de la nitrificación se denomina desnitrificación y es causado por ciertas bacterias que, ante la falta de oxígeno libre, utilizan nitratos como elemento oxidante (o sea, aceptores de hidrógeno) en su metabolismo respiratorio. De acuerdo con McKinney y Conway, (39) en ambiente donde falta oxígeno, las oxidaciones bacterianas pueden presentarse utilizando otros aceptores de hidrógeno, en el siguiente orden: nitratos, sulfatos, productos finales orgánicos o anhídrido carbónico. De esta forma, una población microbiológica mixta, se adapta a la utilización de oxidantes disponibles, pasando a predominar, en el medio, los seres capaces de utilizar, en tasa más rápida, el aceptor de hidrógeno que produzca mayor cantidad de energía a la célula por unidad de materia orgánica oxidada. Los organismos que son capaces de utilizar tanto el oxígeno disuelto como los nitratos, usarán siempre el primero, mientras éste esté disponible, a fin de obtener la mayor cantidad posible de energía para su metabolismo; pero cuando el oxígeno disuelto se extingue, éstos modifican su sistema enzimático para utilizar nitratos, reduciéndolos a nitrógeno gaseoso, ocurriendo lo mismo con relación a los sulfato-reductores, que solamente inician este tipo de actividad, formando los tan indeseables sulfuros ante la desaparición de los nitratos (así como, naturalmente, de los organismos que los reducían) pues este proceso produce menos energía que el anterior. Finalmente, organismos estrictamente anaerobios pasan a reducir el anhídrido carbónico a metano, ante la falta de sulfato o de condiciones adecuadas para su reducción en medio ácido. El proceso de desnitrificación no debe ser confundido con el de la transformación de nitratos en amoníaco que algunos microorganismos realizan con la finalidad de obtener nitrógeno para síntesis de la proteína celular, lo que se hace en presencia de concentraciones elevadas de oxígeno disuelto, pero que tiene valor insignificante cuando, en el medio, existen otras fuentes de nitrógeno que no exigen reducción química. En la desnitrificación el ión nitrato es primeramente reducido a nitrito, y, en los desa-

gues y estaciones de tratamiento, el producto final es siempre nitrógeno gaseoso y no amoníaco u óxido nitroso (40). La desnitrificación en sistemas aireados ocurre, generalmente, en los locales donde el oxígeno disuelto, en el líquido circundante de las partículas de lodo orgánico, se aproxima a cero, como por ejemplo, en el lodo del fondo de los sedimentadores y en los canales a través de los cuales pasa el lodo de retorno, especialmente cuando la concentración de lodo es elevada (35). Una vez iniciada la desnitrificación puede, sin embargo, proseguir, aún ante la presencia de bajas concentraciones de oxígeno disuelto y, en algunos casos, llega a iniciarse antes que todo el oxígeno se extinga; la reducción de la forma de nitrato a la de nitrito (que constituye el primer paso de la desnitrificación) es menos afectada por la presencia del oxígeno que la reducción del nitrito a nitrógeno gaseoso, comprobándose, también, que el efecto de la presencia de oxígeno depende de la cantidad de materia orgánica disponible, como alimento para las bacterias (40).

El proceso de desnitrificación representa, por así decir, una "pérdida" de nitrógeno en los efluentes de estaciones de tratamiento, pérdida ésta que puede ser mucho mayor que la debida a la síntesis de materia proteica por las bacterias a partir de amoníaco (35). Mientras tanto, solamente se realiza en condiciones de deficiente aireación, y varios autores han hecho investigaciones en el sentido de comprobar el punto en que las condiciones de oxígeno determinan la predominancia de la desnitrificación en perjuicio del proceso opuesto, de la nitrificación y las experiencias indican que ese principio se sitúa, posiblemente, en torno de los 7% de saturación de oxígeno. Considerando que la nitrificación, cuando ocurre en un río, constituye factor de demanda bioquímica de oxígeno, este dato asume gran interés, por constituir el límite mínimo a que puede llegar la concentración de oxígeno en el medio, como consecuencia de ese proceso (40).

Con relación a la contaminación o desoxigenación de las aguas de ríos receptores, parece, pues, que la nitrificación previa de efluentes de plantas de tratamiento y otras fuentes de nitrógeno, constituye una medida altamente benéfica, ya que los nitratos representan, en último análisis, una fuente de suministro de oxígeno, mientras que el amoníaco y las formas orgánicas constituyen elementos de demanda bioquímica. Se admite, por ejemplo, que los nitratos contenidos en el río Támesis, Inglaterra, contribuyen con cerca de 56 toneladas por día, de oxígeno para su estuario y que esa enorme reserva es la que retardó, por muchos años, la aparición de condiciones sépticas en aquel lugar (40). En efecto, la aplicación de nitratos, con la finalidad de corregir tales condiciones inconvenientes, se ha realizado satisfactoriamente, en lagos, ríos y estuarios y especialmente en procesos de oxidación de los depósitos de lodo, donde el oxígeno no penetra. Además de eso, se han mencionado otras ventaj

jas, sobre la realización de una perfecta nitrificación en sistemas de lodos activados (34): formación de lodo más denso, fácilmente sedimentable y deshidratable; consecuente eliminación del espesamiento; mayor capacidad del sistema para soportar sobrecargas; reducción o eliminación de las espumas causadas por los detergentes, etc.

Entretanto, teniéndose en cuenta el hecho de que la desnitrificación, o utilización de los nitratos como fuente de oxígeno para la respiración bacteriana, solamente se realiza cuando la concentración de oxígeno es muy baja, la presencia de nitratos en ríos o estuarios sólo tendrá interés en el sentido de prevenir la aparición de condiciones sépticas, no siendo útil como fuente de oxígeno para la vida de peces y otros animales acuáticos. En lugares donde se cuentan con pocos recursos hídricos, o cursos de agua de extensión limitada, insuficiente para promover una satisfactoria autopurificación, la nitrificación de los efluentes asume gran importancia, como en el caso de los ríos ingleses. En otras circunstancias, y principalmente, si la nitrificación obtenida no fuese completa, su proseguimiento, en el río, puede causar un factor de demanda más rápida de oxígeno, que si hubiese lanzamiento de efluentes amoniacales. Se menciona, también, el inconveniente que puede surgir de la eutroficación del río receptor, lo que permite el desarrollo de algas que podrían perjudicar el posterior aprovechamiento de las aguas para abastecimiento. Muchos autores aconsejan lanzar los desechos bajo la forma de amoníaco, en concentraciones inofensivas para la vida de los peces, principalmente cuando se cuenta con elevadas corrientes del río receptor, pues entonces solamente será transformado en nitratos después de sufrir una dilución considerable. No obstante, la preferencia de las algas, en general, por la utilización de nitratos, (que obliga a un trabajo de reducción previa, por parte del organismo vegetal) no ha sido aún definitivamente establecida, siendo citadas innumerables especies que manifiestan marcada preferencia por el nitrógeno amoniacal (41).

Finalmente, el proceso de desnitrificación presenta, también, una posibilidad de aplicación práctica, en la remoción del nitrógeno en efluentes de plantas de tratamiento de desagues, procurando limitar la eutroficación de los cursos de agua. Bringmann (34) obtuvo la remoción del 80% de nitrógeno amoniacal, en apenas 6 minutos, en efluentes nitrificados de filtros biológicos, mediante un tratamiento de desnitrificación biológica, utilizando desague bruto como donante de hidrógeno, un potencial redox adecuado y bien controlado, y luego aireando el efluente de este tratamiento, a fin de remover la materia orgánica remanente. Las proporciones de desague nitrificado y desague bruto se controlan automáticamente a través de las medidas del potencial redox.

6.3.2.6. Aireación Física.

Existen, esencialmente, dos procesos físicos de aireación de desagues. Uno, que consiste en reducir el líquido a

una capa muy delgada, con gran superficie expuesta directamente al aire atmosférico: utilizado en los sistemas de lechos de contacto, filtros biológicos, filtros intermitentes, etc.; otro, que se realiza a través de la insuflación del aire directamente en la masa líquida por medio de bombas empleado en la simple aireación del desague y el proceso clásico de los lodos activados. Actualmente existen innumerables variantes de todos esos procesos, no pudiendo distinguirse, perfectamente, los dos sistemas tan sólo por modo por el cual se realiza la aireación. Existen biofiltros y cámaras de contacto con circulación forzada de aire y existen lodos activados en los que la aireación se realiza por contacto superficial, por medio de la agitación producida por rotores, etc.

Una segunda característica, sin embargo, distingue básicamente los dos principios: mientras que en el primero la masa biológica, los flocs, forman una película adherente a un substrato sólido, a las superficies de piedras, granos de arena, carbón, etc., en el segundo sistema esa masa biológica constituye flocs en suspensión en la masa líquida.

6.2.2.6.1. Filtración Biológica y Lechos de Contacto.

Todos los procesos actualmente existentes, de tratamiento biológico por medio de la impropriadamente llamada "filtración", se derivan, en cuanto a la esencia de su funcionamiento, de un tipo más primitivo de tratamiento que consiste en lanzar el desague al suelo. Habiéndose conocido, posteriormente, que se trataba en realidad, de un proceso de oxidación, en el que los microorganismos desempeñaban un papel preponderante, constituyendo los granos de tierra apenas un substrato sólido de gran superficie para la fijación de esos microorganismos, se pasó a estudiar la posibilidad de variar el tamaño o la calidad de esos granos, por consiguiente, a considerar el tipo de terreno que permitiría mayor rendimiento. Así, surgieron primeramente los procesos de filtración intermitente a través de arena y, finalmente, los modernos "filtros" o lechos biológicos contruídos con cascajo, en vez de material más fino y, los lechos de contacto, contruídos con material poroso que, sin ser finamente dividido, ofrece también gran superficie para la fijación de los microorganismos.

El empleo de la filtración que se realiza al lanzar los desagues en cualquier área de terreno, fué primeramente modificada con el descubrimiento de que determinados tipos de terreno, los arenosos, son más eficientes para el tratamiento que cualquier otro. Posteriormente, se comprobó la necesidad de una distribución uniforme del desague sobre la superficie del terreno, además de un drenaje eficiente. Estos conceptos, así como también la interpretación biológica que pasó a tener el tratamiento, llevaron a la creación de los sistemas de filtración intermitente, desarrollados en los Estados Unidos hace más de 50 años y que son aún utilizados en aquel país, sin grandes alteraciones (42)(43). Las ventajas