

Textos Básicos

TEXTO E

PROCESOS ANAERÓBICOS CON BIOPORTADORES

Edición 2.024

Autor: Carlos Alberto Páez Martínez

E-1. PROCESOS ANAERÓBICOS CONVENCIONALES.....	3
E-1.1. Tecnologías de Digestión Anaeróbica para Remoción de Carga Orgánica ...	3
E-1.2. Desnitrificación Convencional con Base en Nitratos.....	8
E-1.3. Desnitrificación con Base en Nitritos en Sistemas Sharon.....	10
E-1.4. Tanque Uasb	12
E-1.5. Remoción de Metales mediante Reducción del Sulfato	15
E-2. PROCESOS DE DESNITRIFICACIÓN ANAMMOX CONVENCIONALES.....	16
E-2.1. Generalidades sobre Proceso Anammox	16
E-2.2. Proceso Anammox de una Fase o Canon	18
E-2.3. Proceso Anammox de dos Fases	20
E-2.4. Procesos Anammox Similares o Complementarios	22
E-2.5. Factores que Afectan el Desarrollo del Proceso Anammox	25
E-2.5.1. Concentración de Nitrógeno Afluentes	25
E-2.5.2. Concentración de Oxígeno en el Proceso Anammox	26
E-2.5.3. Control de las Bacterias NOB en el Reactor Aeróbico	26
E-2.5.4. Concentración de Carbono	27
E-2.5.5. Alcalinidad y pH.....	28
E-2.5.6. Relación entre SAA y la Temperatura del Agua.....	30
E-2.5.7. Biomasa de Bacterias Anammox en Tratamientos Tradicionales	32
E-2.5.8. Concentración de Nitritos	33
E-3. PLANTA USA (UASB - SHARON – ANAMMOX) PARA LA REMOCIÓN DE NITROGENO AMONIACAL.....	34
E-3.1. Procesos de Tratamiento y Diseño de la Planta USA	34
E-3.2. Proceso de Digestión Anaeróbica en la Parte Inferior del Uasb Híbrido.....	37
E-3.3. Proceso Sharon en el Reactor Secuencial de Biopelícula	41
E-3.4. Proceso Anammox en la Parte Superior del Uasb Híbrido	43
E-3.5. Aplicación de la Planta USA en el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales	51
E-3.6. Proceso de Arranque	59

E-1. PROCESOS ANAERÓBICOS CONVENCIONALES

E-1.1. Tecnologías de Digestión Anaeróbica para Remoción de Carga Orgánica

Los procesos de digestión anaeróbica se utilizan para remover carbono, y reducir así la relación C/N entre la DBO₅ y el nitrógeno amoniacoal, lo cual es necesario para hacer eficientes los procesos de nitrificación autótrofa en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Los procesos anaeróbicos también se utilizan para realizar la desnitrificación de los lodos aeróbicos que produce la nitrificación autótrofa.

Las bacterias anaeróbicas crecen lentamente y remueven el carbono a una baja tasa, por lo tanto es importante albergar gran cantidad de biomasa anaeróbica en el reactor para lograr una eficiencia adecuada en dicha remoción. La cantidad de esta biomasa en un reactor depende de su habilidad para retener los lodos anaeróbicos. Esta habilidad se evalúa mediante el parámetro SRT, por las siglas en inglés de tiempo de retención de sólidos. El SRT se calcula como la cantidad de biomasa dividido por la tasa de producción de ésta, y es un indicador del tiempo que dichos microorganismos permanecen el en tanque.

Anteriormente, las tecnologías disponibles para la digestión anaeróbica consistían en grandes tanques, tales como los pozos sépticos o tanques Imhoff, o lagunas de oxidación anaeróbicas, los cuales tienen tiempos de retención hidráulica HRT bastante largos. Las principales desventajas de estas tecnologías son las emisiones de olores, los grandes volúmenes requeridos, la baja eficiencia en la remoción de DBO₅. El efluente las plantas con estas tecnologías tiene las siguientes características:

- Ausencia total de oxígeno, el cual es consumido rápidamente por los procesos de descomposición de la materia orgánica, generando condiciones anaeróbicas.
- En estas condiciones, los compuestos de azufre se transforman en anhídrido sulfuroso H₂S, que es un gas altamente oloroso. También se genera metano por la digestión de los compuestos de carbono, que es otro gas oloroso.
- Las corrientes de agua y de gas metano pueden fácilmente arrastrar la biomasa fuera del tanque. Como consecuencia, se deteriora la calidad del efluente, se reduce el tiempo de retención de sólidos SRT, y por lo tanto la eficiencia en la remoción de DBO₅.

Antiguamente se consideraba que las tecnologías de digestión anaeróbica eran suficientes para el tratamiento de las aguas residuales, pero debido a las desventajas anotadas, actualmente se considera que los tratamientos anaeróbicos deben ser complementadas con procesos aeróbicos, los cuales permiten obtener efluentes con oxígeno disuelto, controlar el anhídrido sulfuroso, y remover eficientemente nutrientes, tales como el nitrógeno y el fósforo.

Para evitar las desventajas anotadas de los tratamientos anaeróbicos, y hacerlos más eficientes y económicos se desarrolló el tanque Uasb, que es llamado así por sus siglas en inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket. En el fondo del tanque Uasb se forma un manto de lodos formado por bacterias anaeróbicas, que se aglomeran en forma de gránulos o flóculos, lo cual permite albergar allí una gran concentración de biomasa, y alcanzar así un alto SRT, lo cual se traduce en eficiencia en la remoción de DBO₅. El agua entra al tanque Uasb por el fondo en forma distribuida, y atraviesa el manto de lodos en forma lenta y uniforme, lo cual promueve el contacto del agua contaminada con las bacterias que contiene dicho manto.

En la parte superior del Uasb se coloca un separador sólido/gas, que retiene los flóculos que han sido arrastrados por el flujo, o por las burbujas de gas que tienden a adherirse a éstos. Al evitar la fuga del tanque de los lodos y flóculos, el separador aumenta los valores del SRT, del cual depende la eficiencia en remoción de la carga orgánica, y además reduce las concentraciones de sólidos suspendidos en el efluente, lo cual incrementa su calidad. Para evitar el arrastre de sólidos, también es importante que el flujo ascendente sea lento y esté uniformemente distribuido en el área del tanque, y para ello se tienen varias entradas de agua distribuidas en el fondo. La evacuación del efluente se realiza generalmente mediante canaletas ubicadas en la superficie.

Los gránulos del manto de lodos se desarrollan en uno o dos meses desde el arranque del sistema, y alcanzan 3 a 4 mm de diámetro. Se estima que dicho manto puede tener una concentración de biomasa de entre 40 y 70 gramos de VSS/L (sólidos suspendidos volátiles por litro). También se puede tener biomasa anaeróbica en forma de biopelículas, que se desarrollan sobre superficies sólidas, pero dicha biomasa es escasa porque carece de sustancias aglomerantes EPS que faciliten el desarrollo de espesores importantes, como sucede con las biopelículas aeróbicas.

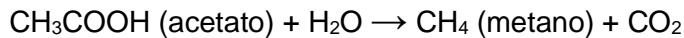
El mayor problema de los tanques Uasb es el arrastre de la biomasa, que puede ocurrir debido al aumento en la velocidad ascendente debido al incremento del caudal, a la irregular distribución del flujo, o a la deficiente floculación de la biomasa. Para corregir estos problemas, se recurre al tanque Uasb Híbrido, llamado también Huasb por sus siglas en inglés Hybrid Upflow Anaerobic Sludge Blanket. Esta estructura consiste en un sistema Uasb, donde el separador ubicado en la superficie se reemplaza por un filtro anaeróbico formado por partículas flotantes. Dicho filtro facilita una distribución más uniforme del flujo ascendente, y permite la salida del metano sin que éste arrastre los gránulos y flóculos fuera del tanque. Esto se traduce en una reducción sustancial de su pérdida de masa, y una mejora la calidad del efluente. El filtro anaeróbico también puede albergar biomasa anaeróbica, mejorando la capacidad de remoción de carga orgánica.

En el manto de lodos que se desarrolla en el fondo del tanque, las bacterias anaeróbicas realizan una serie procesos que convierten la carga orgánica carbonosa en metano y CO₂ principalmente, los cuales son gases que escapan a la atmósfera. Estos procesos se relacionan a continuación:

1. Hidrólisis. La materia orgánica se descompone en un medio acuático para formar moléculas solubles de menor tamaño, tales como ácidos grasos, aminoácidos y monosacáridos.
2. Acidogénesis. Las bacterias fermentativas convierten las moléculas anteriores en etanol, lactato, y ácidos orgánicos tales como acético, propiónico y butírico.
3. Acetogénesis. En esta fase, las sustancias anteriores son convertidas en acetatos, hidrógeno y bicarbonato, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:



4. Metanogénesis. En esta etapa se produce metano (CH_4) a partir de los productos de la acetogénesis, de acuerdo a la siguiente ecuación:



Los anteriores procesos se describen en el documento de ICIDCA¹.

La eficiencia del proceso de digestión anaeróbica está determinada por la etapa de metanogénesis, debido a que las bacterias metanogénicas crecen lentamente, y este crecimiento puede verse afectado por factores tales como presencia de oxígeno, o temperaturas y valores de pH bajos. La acidogénesis puede bajar demasiado el pH, lo cual afecta las bacterias metanogénicas, y por lo tanto, puede ser importante añadir alcalinidad para controlarlo. Los procesos de nitrificación que se llevan a cabo en el RSB también consumen alcalinidad, y además requieren que el pH esté entre 7.2 y 8.5. La alcalinidad puede estar en forma de bicarbonato de sodio, soda cáustica o cal.

El proceso de digestión anaerobia produce de 400 a 700 litros de gas por cada kilogramo de VSS (solidos suspendidos volátiles) removidos. Este gas está compuesto principalmente de gas carbónico y metano, el cual puede aprovecharse como fuente de energía.

Los lodos estabilizados generados en el proceso se acumulan en el fondo del tanque anaeróbico, y deben ser removidos periódicamente hacia un sistema de deshidratación, que puede ser un lecho de secado o un decantador mecánico. Su volumen es relativamente reducido, y puede estimarse en menos de 0.10 gramos de TSS (solidos suspendidos totales) por kg de COD removido.

¹ Lorenzo Acosta, Yaniris; Obaya Abreu, Ma Cristina, "La Digestión Anaerobia. Aspectos Teóricos. Parte 1". ICIDCA. La Habana . Cuba.2.005. <http://www.redalyc.org/pdf/2231/223120659006.pdf>

De acuerdo a análisis realizados por M.Priya² y Praba Rajathi³, los tanques Uasb híbridos pueden tener eficiencias en remoción del DBO₅ de 70% a 90%. Esta eficiencia depende de los siguientes factores:

- Tiempo de retención de sólidos, llamado SRT por sus siglas en inglés Sludge Retention Time, que se calcula como la cantidad de biomasa de bacterias que realizan la digestión anaeróbica, sobre la tasa de producción de dichas bacterias. Para lograr un mayor SRT se requiere retener eficientemente la biomasa en el tanque. En los tanques Uasb tradicionales, esto se consigue manteniendo una velocidad de flujo ascendente baja y uniforme, y evitando las turbulencias que puedan arrastrar el lodo del manto. En el tanque Uasb Híbrido, el filtro ubicado en la parte superior del tanque facilita una retención de la biomasa bastante eficiente, y permite lograr mayor SRT.
- Contacto adecuado entre las aguas y los lodos para facilitar la asimilación de los contaminantes del agua por las bacterias contenidas en éstos. En el tanque Uasb tradicional, esto se logra mediante una buena distribución del caudal de entrada en el fondo, bajo del manto de lodos. En caso de los tanques Uasb Híbridos, en el filtro superior se logra un contacto bastante efectivo entre la biomasa retenida en el filtro y el flujo que circula a través de este. Este filtro también evita las corrientes ascendentes que pueden arrastrar biomasa del manto de lodos que se encuentra abajo. En una investigación de Abhishek Dutta et al⁴ se hace una comparación entre el Uasb tradicional y el Híbrido. Allí se encontró que, a una tasa de carga orgánica OLR (en inglés Organic Load Rate) de 8 Kg DQO/m³-día la remoción de DQO de ambos es del orden de 80%. Pero cuando la OLR se sube a 12 Kg DQO/m³-día, la remoción de DQO en el Uasb Híbrido se mantiene, mientras que la del Uasb tradicional cae a entre 60 y 70%. En todos los casos se tuvieron tiempos de retención hidráulica HRT de 9 horas, y una DBO₅ de 245 mg/L.
- La temperatura del agua debe superar 20°C, para facilitar el desarrollo de las bacterias que realizan el proceso de hidrólisis de las cargas orgánicas. En una investigación de Hina Rizvi et al⁵ se encontró que en un tanque Uasb con temperatura del agua de 17°C la eficiencia en la remoción de DBO₅ osciló entre 61 y 66%, y que al elevarla a 30°C, la

² M. Priya et.al. "Comparative Study of Treatment of Sago Wastewater using HUASB Reactor in the Presence or Absence of Effective Microorganisms" Science Direct. 2,015.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878522015000995>

³ R. Praba Rajathi. "Efficiency of HUASB Reactor for Treatment of Different Types of Wastewater - A Review". International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT). Diciembre de 2,013.

<https://www.ijert.org/research/efficiency-of-huasb-reactor-for-treatment-of-different-types-of-wastewater-a-review-IJERTV2IS120235.pdf>

⁴ Abhishek Dutta et al. "Performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and other anaerobic reactor configurations for wastewater treatment: a comparative review and critical updates". Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua.2,018.

<https://iwaponline.com/aqua/article/67/8/858/64712/Performance-of-upflow-anaerobic-sludge-blanket>

⁵ Hina Rizvi et al. "Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance". Arabian Journal of Chemistry. King Saud University. 2,013.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878535213004449>

remoción subió a entre 73 y 87%. Allí se concluye que el rango óptimo para el proceso Uasb está entre 25 y 30°C.

Para alcanzar rápidamente la eficiencia se recomienda la Inoculación con microorganismos que realicen la digestión anaeróbica adecuadamente. En el documento de Hina Rizvi et al (Ref. E-5) se indica que con la inoculación de un tanque Uasb con estiércol vacuno se obtuvo un tiempo de arranque de 120 días, mientras que mediante la inoculación con lodos activados de una planta de tratamiento, el arranque del tanque Uasb se redujo a 80 días.

Una variante de los sistemas Uasb es el EGSB (Expanded Granular Sludge Bed), en donde la velocidad ascensional es superior a la del Uasb, entonces solo se encuentran gránulos de mayor tamaño pues los pequeños son lavados. La mayor velocidad genera turbulencia, lo cual favorece el intercambio de masas (contacto entre las aguas residuales y los microorganismos), y mejora el tratamiento. En este sistema se tienen velocidades ascendentes entre 2 y 10 m/h, que pueden obtenerse mediante la recirculación. El sistema EGSB es apropiado para tratar aguas con altas cargas orgánica, y requiere que se produzca una buena granulación de la biomasa anaeróbica, lo cual puede ser difícil.

Un resumen de los procesos de tratamiento anaeróbicos se encuentra en la publicación de la profesora de la Universidad del Valle Jenny Alexandra Rodríguez⁶. Un análisis más detallado de los procesos se encuentra en la publicación de ICIDCA (Ref. E-1).

La remoción de carbono es fundamental para realizar procesos de nitrificación autótrofa para remover nitrógeno, pues su eficiencia requiere que se reduzca sustancialmente la su concentración para obtener relaciones C/N muy bajas. En el caso de los tanques Uasb Híbridos, para tener altas eficiencias en la remoción del DBO₅, es fundamental la efectividad del filtro anaeróbico en retener la mayor cantidad de biomasa posible. La porosidad alta y uniforme del filtro anaeróbico hecho con bioportadores tubulares porosos permite tener velocidades ascendentes bajas en todo el tanque, con lo cual se minimiza el arrastre de biomasa fuera de éste. Dicha porosidad también evita la acumulación de gas bajo el filtro, lo cual genera una presión sobre éste, lo cual ocasiona surgimientos periódicos que pueden arrastrar gran cantidad de biomasa anaeróbica fuera del tanque.

Por lo tanto se recomienda colocar los tanques Uasb Híbridos antes de los procesos de nitrificación autótrofa que se tienen en la planta MBBR (Capítulo C-3), en la planta Uasb – Sharon (Capítulo D-2), y en la planta USA (Capítulo E-3). El Uasb Híbrido propuesto para estas plantas se presenta en el Numeral E-1.4. Allí se recomienda utilizar bioportadores tubulares porosos como material para el filtro anaeróbico del tanque Uasb Híbrido. Estos bioportadores no solo filtran los lodos, sino que tienen una capacidad de retenerlos y flocularlos. La porosidad del filtro anaeróbico formado con estos bioportadores se estima en 89%. Las cámaras internas de los bioportadores incrementan la retención de la biomasa anaeróbica en forma de flóculos, y además actúan como pequeños decantadores, donde se reduce la velocidad del flujo, propiciando la formación y el crecimiento de los flóculos.

⁶ Jenny Alexandra Rodríguez. "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales". Universidad del Valle.
<http://www.ingenieroambiental.com/4014/tratamiento545.pdf>

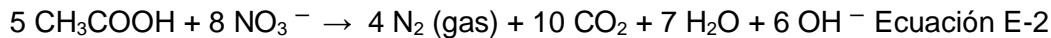
Esta capacidad de retención y floculación de la biomasa no se tiene en los filtros anaeróbicos utilizados actualmente, y puede aumentar sustancialmente la biomasa y el tiempo de retención de sólidos SRT, que se traduce en altas eficiencias en la remoción de carbono.

E-1.2. Desnitrificación Convencional con Base en Nitratos

Otro proceso que puede llevarse a cabo en el tanque Uasb Híbrido es el de desnitrificación de los nitratos y nitritos, producidos en el reactor aeróbico, utilizando bacterias que son estrictamente anaeróbicas. Las bacterias desnitrificantes son heterótrofas, y en el proceso de desnitrificación utilizan fuentes de carbono tales como metanol, etanol y ácido acético. Este proceso se realiza en varias etapas, y su producto final son gases como el nitrógeno molecular N_2 y el CO_2 , y agua. Una fuente importante de carbono para la desnitrificación es la DBO_5 contenida en las aguas residuales afluentes al tanque anaeróbico. La materia orgánica que constituye la fuente de carbono se representa por la expresión $C_{10}H_{19}O_3N$ en la siguiente ecuación, que define este proceso⁷.



Cuando se utiliza el acetato ($5CH_3COOH$). como fuente de carbono, la ecuación es la siguiente:



Cuando se utiliza metanol (CH_3OH) como fuente de carbono, la ecuación es la siguiente:



En las ecuaciones anteriores NO_3^- son los nitratos, y N_2 es el nitrógeno, que sale hacia la atmósfera debido a su baja solubilidad en el agua. El radical hidroxilo se combina con el CO_2 para producir ácido carbónico HCO_3 . La desnitrificación de aguas residuales con materia orgánica es la única que genera amoniaco NH_3 . Esta materia es parte de la DBO_5 que contienen dichas aguas, y este proceso contribuye a su remoción. Los procesos de desnitrificación se utilizan generalmente para remover nitrógeno de aguas residuales domésticas y municipales, de modo que la Ecuación E-1 es la que mejor se puede aplicar en los procesos de tratamiento. El acetato es un éster del ácido acético, el cual es generado en las aguas residuales en la etapa de acetogénesis que se indica en el Numeral E-1.1, de modo que la Ecuación E-2 también aplica para las aguas residuales domésticas y municipales. El metanol proviene principalmente de la fermentación de los azúcares, y se utiliza es caso de que las aguas a tratar no contenga el suficiente carbono en forma de DBO_5 .

El proceso de desnitrificación produce un aumento de la alcalinidad en el agua de 3.57 gramos por gramo de nitrato. Restando este valor de los 7.14 gr que se consumen durante

7 Metcalf & Eddy. "Wastewater Engineering. Treatment and Reuse" Mac Graw Hill. 4a Edición 2.003

la nitrificación, se tiene que el tratamiento completo consume 3.57 gr de alcalinidad. Es importante calcular la cantidad de carbono que consume el proceso de desnitrificación, puesto que en ocasiones se requiere añadir una fuente de carbono. Según Metcalf & Eddy (Ref. E-7, ecuación 7-108), el consumo de carbono Cc, en gramos de DQO por gramo de nitritos desnitrificado, se expresa en la siguiente ecuación.

$$Cc = \frac{2.86}{1 - 1.42 Yn} \quad \text{Ecuación E-4}$$

Donde Yn es el coeficiente de producción de lodos, e indica la producción de sólidos suspendidos VSS por gramo de nitrógeno amoniacal NH₄ removido. En la tabla 7-8 de Metcalf & Eddy se encuentra un valor de Yn de 0.06 gr VSS/gr DQO cuando la fuente de carbono es materia orgánica, o sea DBO₅, y de 0.05 cuando es CO₂. Javier Alfonso Claros (Ref. E-9) estima que el proceso de desnitrificación consume 2.86 gr de DBO₅ por gramo de nitrógeno removido. El parámetro Yn se utiliza en la Ecuación E-6 del Numeral E-1.4 para calcular el tiempo de retención de sólidos SRT.

Es necesario minimizar el contenido de oxígeno de las aguas que llegan al tanque anaeróbico, para evitar que se afecten los procesos de digestión anaeróbica y desnitrificación que se desarrollan allí, que son estrictamente anaeróbicos. La aireación en el reactor aeróbico se hace a través de chorros emergidos, en los cuales las burbujas tienen una limitada penetración. Este reactor tiene una profundidad bastante grande, de modo que la parte inferior siempre está en condiciones anóxicas. En agua de recirculación sale del fondo, y por lo tanto no arrastra oxígeno hacia el tanque anaeróbico.

Uno de los factores que pueden afectar el proceso de desnitrificación es la disponibilidad de una fuente de carbono. La desnitrificación de nitratos consume 1.71 gramos de DQO por gramo de NH₄ (Javier Alfonso Claros Bedoya Ref. E-9). Las aguas residuales municipales y domésticas generalmente tienen suficiente carbono. En ellas, las relaciones C/N oscilan entre 7 y 12 (Metcalf & Eddy. Ref. E-7), que garantizan una desnitrificación eficiente de los lodos aeróbicos.

Los procesos de digestión anaeróbica y desnitrificación compiten por el carbono. En caso de que éste falte, predomina la desnitrificación. Cuando la relación COD/N entre carbono y nitratos es inferior a 2, los procesos de metanogénesis y desnitrificación son inhibidos severamente a causa de la escasez de carbono. Cuando COD/N está entre 2 y 10, la metanogénesis es inhibida por la desnitrificación, y cuando COD/N es mayor de 10, ambos procesos se realizan satisfactoriamente. Para garantizar que la desnitrificación se realice adecuadamente, las aguas residuales que entran al tanque Uasb se mezclan con los nitritos y nitratos producidos en el reactor aeróbico. De este modo la desnitrificación se realiza antes del proceso de digestión anaeróbica en el Uasb. En dicha entrega se presentan condiciones de turbulencia y mezcla, que asegura el contacto entre el carbono y los nitritos o nitratos, produciendo una desnitrificación eficiente antes del proceso de digestión en el tanque Uasb. Esta solución está de acuerdo al estudio de M. Andalib⁸, donde se encontró

⁸ M. Andalib, et. al. "Simultaneous denitrification and methanogenesis (SDM): Review of two decades

que, para que ambos procesos se puedan realizar exitosamente, debería separarse las zonas donde se realizan. En este estudio también se encontró que la tasa de desnitrificación aumenta con la temperatura, la cual debe estar entre 5 y 35°C para que el proceso sea eficiente, y que los metales pesados y otras sustancias tóxicas pueden inhibir la desnitrificación.

E-1.3. Desnitrificación con Base en Nitritos en Sistemas Sharon

Este proceso se realiza a continuación del proceso de nitrificación parcial, conocido como Sharon, que se describe en el Numeral C-1.3. El proceso de desnitrificación es realizado por bacterias heterótrofas desnitrificantes, en forma similar a los procesos convencionales donde se tiene nitrificación total. Dicho proceso se expresa en la siguiente ecuación:



Donde NO_2^- son los nitritos, CH_3OH metanol y N_2 el nitrógeno gaseoso. En este proceso se consume 1.71 gr de DQO por gramo de nitrógeno removido, y produce 0.8 a 0.9 gr de lodos, lo cual es bastante menor de los 2.86 gr de DQO que se consumen, y los 1 a 1.2 gr de lodos que se producen cuando se desnitrifican nitratos, según la Tabla 1.6 de Javier Alfonso Claros⁹. El pH adecuado para este proceso oscila entre 6.7 y 8.3, con un óptimo de entre 7.5 y 8.

De acuerdo a la Ecuación A-3 del Capítulo A-1, la transferencia de O_2 en condiciones reales AOTR (Actual Oxygen Transfer Rate) es proporcional a la diferencia entre el coeficiente β multiplicado por la concentración de oxígeno de saturación en el agua C_{st} , y la concentración de oxígeno disuelto C_l . Cuando éste se reduce, dicha transferencia de O_2 se incrementa sustancialmente, lo cual contribuye a la reducción en la energía de aireación.

El proceso Sharon (nitrificación parcial/desnitrificación) puede realizarse en un reactor tipo MBBR en una sola etapa. En este caso, la parte exterior de las biopelículas utilizadas tienen acceso al oxígeno, y allí se produce la nitrificación parcial, mientras que bajo esta capa, hay una zona en condiciones anóxicas donde se produce la desnitrificación. Este proceso de nitrificación y desnitrificación simultánea es difícil de controlar, y los resultados más confiables se tienen en procesos Sharon de dos etapas que se describen a continuación.

of research". Department of Chemical and Biochemical Engineering, The University of Western Ontario, London, Canada. Elsevier. 2.011.

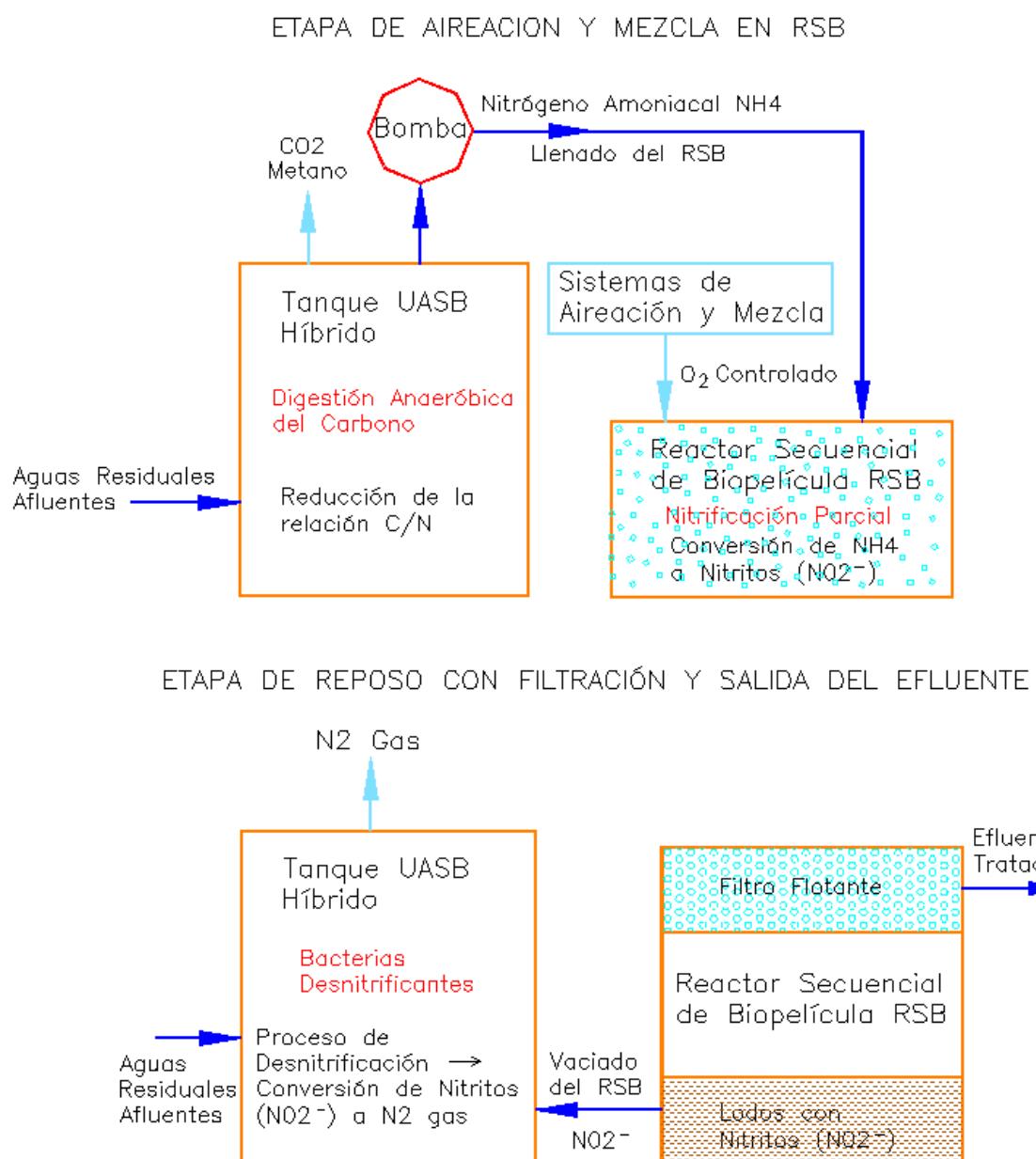
https://www.researchgate.net/profile/Mehran_Aandalib2/publication/251556280_Simultaneous_denitrification_and_methanogenesis_SDM_Review_of_two_decades_of_research/links/5bd5d5d3299bf1124fa88ed2/Simultaneous-denitrification-and-methanogenesis-SDM-Review-of-two-decades-of-research.pdf&hl=es&sa=X&scisig=AAGBfm1LHD5dM5YiMpS2ntclZ0-1-racDw&noss=1&oi=scholar

⁹ Javier Alfonso Claros. "Estudio del Proceso de Nitrificación y Desnitrificación Vía Nitrito para el Tratamiento Biológico de Corrientes de Agua Residual con Alta Carga de Nitrógeno Amoniacal". Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. 2.012.

<https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/17653/tesisUPV3951.pdf?sequence=1>

Los procesos Sharon de dos etapas normalmente se realizan en tanques separados, lo cual permite que se puedan controlar mejor las condiciones de oxígeno que requiere cada una de las etapas. En el capítulo D-3 se presenta la planta Uasb – Sharon, donde se realiza la nitrificación parcial en un Reactor Secuencial de Biopelícula RSB, que permite llevar a cabo este proceso en forma eficiente y controlada, mientras que la desnitrificación y la digestión anaeróbica se realizan en un tanque Uasb Híbrido. Este tanque se trata en el siguiente Numeral E-1.4, y tiene la capacidad de realizar eficientemente ambos procesos. Estas estructuras también se emplean en la planta USA (Uasb - Sharon - Anammox) que se trata en el Capítulo E-3, con la diferencia de que allí se añade una capa de bioportadores en el tanque Uasb, en donde se lleva a cabo el proceso de desnitrificación Anammox. El esquema de estos procesos se muestra en la siguiente figura.

Figura E-1 - Esquema del Proceso Sharon en un Reactor Secuencial de Biopelícula RSB



El RSB que se presenta en la Capítulo D-2, se puede adaptar para producir nitritos mediante la implementación de un control del oxígeno disuelto. En este reactor tiene un sistema de aireación muy eficiente, que se suspende cuando un sensor de oxígeno disuelto online indica que se ha alcanzado la consigna de oxígeno disuelto especificada. La aireación del RSB se haría con chorros emergidos, que alcanza una profundidad limitada. El tanque debe tener una profundidad suficiente para que debajo de la zona aireada se forme una capa anóxica, donde se acumulan los lodos decantados.

En la fase de reposo que sigue a continuación, los bioportadores forman un filtro flotante a través del cual sale el efluente, donde esta agua tendría un buen contacto con la biomasa desarrollada sobre dichos bioportadores. En la literatura técnica se recomienda tener periodos de anoxia de entre 5 y 15 minutos para controlar las bacterias NOB, las cuales convierten los nitritos en nitratos. Estos periodos de anoxia se tendrían en la fase de reposo. Durante esta fase, los nitritos se decantan en la zona anóxica que se tienen en el fondo, y luego son conducidos al reactor anaeróbico mediante una tubería de purga, donde se desnitrifican.

E-1.4. Tanque Uasb

Una de las funciones del tanque Uasb es la de remover el carbono procedente de la DBO_5 que contienen las aguas residuales, con lo cual se baja la relación C/N a valores adecuados para los procesos de nitrificación parcial o completa que ocurren a continuación, en un Reactor Secuencial de Biopelícula RSB. La segunda función es desnitrificar los nitratos y nitritos producidos en los RSB, lo cual convierte el nitrógeno en gas.

En una revisión sobre el diseño y los aspectos operacionales de los tanques Uasb realizado por Jules B. van Lier et al¹⁰, se recomienda utilizar tiempos de retención hidráulica HRT de 6 a 9 horas, pero se indica que en Colombia se han utilizado exitosamente valores de HRT de 4 a 6 horas. La carga orgánica volumétrica también se conoce como OLR, que son las siglas de Organic Load Rate, o sea tasa de carga orgánica en inglés. Para las condiciones de la India recomienda velocidades ascensionales del agua de 0.5 a 0.6 m/h, carga orgánica volumétrica de 1.15 a 1.45 Kg DQO/m³-día, y tiempo de retención de sólidos SRT de 32 a 45 días, considerando una concentración de lodos de entre 65 y 70 Kg de sólidos suspendidos totales por m³. En estas condiciones se pueden tener remociones de DBO_5 de 75 a 80%, y de DQO de 65 a 70%.

En caso de que se requiera una mayor remoción de carbono, se recomienda un Uasb Híbrido, que es un tanque anaeróbico provisto en su parte superior de un filtro con flujo ascendente, que puede estar formado por bioportadores tubulares porosos. El agua que entra a la planta por su parte inferior a través de una tubería que la distribuye uniformemente en el fondo. El primer proceso ocurre cuando el flujo ascendente, atraviesa un manto de lodos ubicado en dicho fondo, y luego un filtro anaeróbico que se encuentra cerca de la superficie. Mediante estos dos elementos se logra una remoción bastante eficiente del carbono. Esta alta remoción se requiere en plantas donde tipo USA, que realizan el proceso

¹⁰ Jules B. van Lier et al. "Chapter 4. Anaerobic Sewage Treatment using UASB Reactors: Engineering and Operational Aspects". https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB3365STx/asset/Chap_4_Van_Lier_et_al.pdf

Anammox (ver Capítulo E-3), puesto que en ellas es necesaria una reducción sustancial de la relación C/N y una ausencia estricta de oxígeno disuelto. Estas condiciones se obtienen en la parte superior del Uasb Híbrido, donde hay una capa de bioportadores tubulares porosos muy apropiada para la realización de procesos Anammox.

En estudios de laboratorio sobre tanques Uasb Híbridos para tratar aguas domésticas y de otros tipos, que fueron realizados por R. Praba Rajathi (Ref. E-3), se encontró que con tiempos de retención hidráulica HRT de solo 3.4 horas se lograban remociones de DQO de 70 a 90%. La carga orgánica volumétrica varió desde 0.12 a 0.43 Kg DBO/m³-día, considerada muy baja. En este caso se utilizaron como bioportadores aros de PVC.

Otro de los parámetros importantes en el diseño de un tanque UASB es la edad de lodos, que también se conoce como tiempo de retención de sólidos SRT por sus siglas en inglés de Solids Retention Time, que también se conoce como edad de lodos. Este parámetro es la relación entre cantidad de masa celular M en el tanque y su tasa de producción F. Por lo tanto SRT evalúa el tiempo que dicha masa permanece en el tanque.

La tasa de extracción de masa celular generalmente es la misma tasa de producción de ésta, que es igual al coeficiente de producción de lodos Yn en gramos de producción de sólidos VSS por gramos de DQO o de NH₄ removido, multiplicado por la remoción de estos elementos, que se calcula como el caudal Q multiplicado por la diferencia entre las concentraciones de entrada y de salida So-S. En el caso de los tanques Uasb, la masa celular en éstos puede estimarse como el volumen de lodos Vs multiplicado por el contenido de sólidos Cs por m³, y en el caso de los Uasb Híbridos que se tratan en el Numeral E-3.1, se requiere añadir la biomasa retenida en los bioportadores que constituyen el filtro anaeróbico flotante. Por lo tanto queda de la siguiente forma:

$$SRT = \frac{M}{F} = \frac{Vs \times Cs}{Yn \times Q \times (So - S)} \quad \text{Ecuación E-6}$$

En el caso de lodos producidos en reactores SBR que realizan procesos de nitrificación, el coeficiente de producción de lodos Yn puede estimarse en 0,12 mgVSS por miligramo de COD removido, de acuerdo a la Tabla 7-8 de Metcalf & Eddy, (Ref. E-7).

El cálculo de la producción de lodos Ps se hace con la Ecuación F-5 del Numeral F-2.1, a partir del SRT, de la remoción de carga orgánica en el reactor DDBO, y de la Constante de Declinación Endógena Kd. En un documento de Cinara, Ideam y la Universidad UTP¹¹ se recomienda para los tanques Uasb un SRT de 40 días. En el caso de los UASB Híbridos, esta edad puede ser bastante superior, debido a que éstos tienen una capa de bioportadores tubulares porosos, los cuales retienen la biomasa anaeróbica dentro del tanque de una manera muy eficiente, y por lo tanto el SRT, que es directamente proporcional a dicha biomasa. En el cálculo del lecho de secado asumió un SRT de 60 días considerando un aumento de la masa M de 50%.

¹¹ Convenio Ideam- UTP-Cinara. "Modelo Conceptual de la Selección de la Tecnología para el Control de la Contaminación por Aguas Residuales Domésticas. Bloque 7- Manejo de Lodos". 2.005.

De acuerdo al libro de Jairo Alberto Romero (Ref. F-2), los lodos procedentes de tanques Uasb tienen buena sedimentabilidad, y el secado en lechos de arena tarda unos 7 días. Este tiempo se reduce notablemente mediante el sistema de succión con bombas de diafragma que se describe en el Numeral F-2.3.

Para realizar diversos procesos de digestión anaeróbica y desnitrificación de las plantas, se ha desarrollado el tanque Uasb Híbrido que se describe en el Numeral E-1.4. Este tanque tiene un filtro de bioportadores tubulares flotantes en su parte superior, que le da la capacidad de retener gran cantidad de biomasa. El agua entra al tanque Uasb a través de una tubería que sale de los tratamientos preliminares, que la distribuye en el fondo a través de tuberías con perforaciones horizontales.

La salida de este tanque se realiza a través de un panel de tuberías ranuradas flotantes, que es sostenido cerca de la superficie del agua mediante flotadores, de modo que queda inmerso dentro del filtro flotante. Este efluente es tomado por una bomba mediante una manguera, e injectado en el Reactor Secuencial de Biopelícula RSB a través de la parrilla de aireación por chorros emergidos. En el caso de la planta Pinbasa, donde no se realizan procesos de nitrificación, el agua es injectado en el fondo del RSB a través de tuberías perforadas.

Este tanque Uasb Híbrido es bastante eficiente para remover la carga orgánica, debido a que al atravesar el filtro, el agua es sometida a procesos de retención de biomasa, mediante mecanismos que se describen a continuación:

- Interceptación de las burbujas que producen un efecto de flotación de los flóculos de lodos anaeróbicos, que ocasiona su salida del tanque anaeróbico. De esta forma el filtro contribuye a retener dichos lodos dentro del reactor sólidos en los intersticios existentes entre los bioportadores.
- Floculación y decantación de los lodos dentro de las cámaras internas que tienen los bioportadores debido a la reducción en la velocidad del agua allí. Estos flóculos se convierten en gránulos, que salen de las cámaras debido a los movimientos suaves que producen las burbujas, y se decantan en el fondo, contribuyendo así a la formación del manto de lodos allí. La porosidad del filtro flotante se estima en 89% (ver Numeral C-2.5), por lo cual, el alto flujo previsto a través de éste no produce el arrastre del material retenido, puesto el agua tiene mucho espacio por donde puede circular sin generar velocidades excesivas. Esto no ocurre normalmente en los filtros corrientes hechos con partículas macizas.
- El filtro flotante distribuye el flujo y genera una la velocidad ascendente uniforme a través del manto de lodos del fondo, evitando que se presenten corrientes que puedan arrastrar los gránulos que la conforman.

Cuando se requieren realizar procesos de desnitrificación en el tanque Uasb, se conecta la tubería de lodos provenientes del RSB, a la tubería de entrada al tanque Uasb. Allí se produce una mezcla que facilita los procesos de desnitrificación de los nitratos y nitritos producidos en el reactor aeróbico. Estos procesos se describen en los numerales E-1.2 y E-2.

En algunos procesos de digestión anaeróbica o Anammox, también es importante el control de la alcalinidad y el pH en el tanque Uasb, debido a que la acidogénesis tienden a bajar este último. Para ello se puede implementar un sistema de dosificación de álcalis, que entrega una solución de éstos en un tubo vertical conectado a la tubería de entrada del tanque. Este tubo recibe la manguera procedente de la bomba dosificadora de los álcalis, los cuales son repartidos en todo el fondo del tanque a través las tuberías perforadas.

E-1.5. Remoción de Metales mediante Reducción del Sulfato

En el tanque anaeróbico Uasb también es posible remover metales mediante mecanismos de reducción del sulfato, utilizando bacterias reductoras de sulfato BRS. En condiciones estrictamente anaeróbicas, el azufre de los sulfatos se convierte en sulfuro de hidrógeno (H_2S), que al hidratarse forma ácido sulfúrico, el cual reacciona con la mayoría de los metales, formando sulfuros que se precipitan en el fondo. Estos sulfuros luego son extraídos hacia el lecho de secado. Para el proceso de reducción del sulfato se requiere que en el reactor se encuentre una cantidad apreciable de sulfatos. En este proceso, una molécula de acetato (CH_3COOH), que ha sido formado en el proceso de acetogénesis descrito en el numeral E-1.1, se combina con una molécula de sulfato de un metal, para formar sulfuro (HS^-) y bicarbonato (HCO_3^-), según la siguiente ecuación:



Estequiométricamente se requiere 0.67 gramos de materia orgánica en forma de DQO para reducir 1 gramo de sulfato. Por lo tanto, se presenta una competencia entre las bacterias metanogénicas y las reductoras de sulfato, llamadas BRS o sulfobacterias, por la materia orgánica en forma de acetato.

Según un estudio realizado por Marisol Gallegos-García, et. al¹², en un reactor Uasb se puede tener simultáneamente procesos exitosos de remoción de carga orgánica mediante bacterias metanogénicas, y de remoción de metales mediante bacterias BRS, y ambas clases de bacterias pueden convivir en el lodo granular. En el estudio, la relación DQO/sulfato fue de 0.67, la eficiencia de remoción de DQO fue superior al 90%, y la eficiencia de conversión del sulfuro fue de 21%

Las bacterias reductoras de sulfato BRS necesitan de soportes para desarrollarse, que es proporcionado por los gránulos que conforman el manto de lodos. Se ha comprobado que el proceso de reducción del sulfato también permite la degradación de hidrocarburos y otros compuestos difíciles de tratar. En medios aeróbicos, los sulfuros contenidos en los biosólidos tienden a transformarse en ácido sulfúrico y sulfatos, que pueden ser fácilmente arrastrados por el agua. Por lo tanto, es importante evitar que los biosólidos con sulfuros sean expuestos a condiciones aeróbicas, o que tengan procesos de lixiviación que facilite su arrastre por el agua. Este proceso puede implementarse en el tratamiento de aguas residuales industriales que se trata en el Capítulo D-5, donde se utilizan bentonitas como

12 Marisol Gallegos-García, et. al. "Competencia por Sustrato Durante el Desarrollo de Biomasa. Sulfatorreductora a partir de un Lodo Metanogénico en un Reactor UASB". Rev. Int. Contam. Ambient., 2010. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992010000200002

floculantes, las cuales le confieren impermeabilidad a los lodos. Esto impide el acceso de oxígeno y promueve las condiciones anaeróbicas, y también impide el flujo de agua a través de los biosólidos, evitando de los sulfuros sean lixiviados hacia el medio ambiente. Las bentonitas tienen una capacidad limitada para adsorber metales, y proceso de reducción del sulfato puede darle a la planta una capacidad adicional para ello.

E-2. PROCESOS DE DESNITRIFICACIÓN ANAMMOX CONVENCIONALES

E-2.1. Generalidades sobre Proceso Anammox

El proceso Anammox, también llamado Nitrificación Parcial – Anammox, PN/A por sus siglas en inglés, toma su nombre del acrónimo de Anaerobic Ammonium Oxidation, y consiste en una nitrificación parcial en el reactor aeróbico, la cual produce nitritos que son sometidos luego a un proceso de desnitrificación anaeróbico, realizado por bacterias Anammox. En este proceso, dichas bacterias también consumen cierta cantidad de nitrógeno amoniaco. Este es un proceso de desnitrificación autótrofa que produce nitrógeno N₂, que es expelido como gas hacia la atmósfera. A diferencia de la nitrificación tradicional heterótrofa, el proceso Anammox consume importantes cantidades de nitrógeno amoniaco.

Inicialmente el proceso Anammox fue aplicado para tratar lixiviados de rellenos sanitarios, puesto que tienen altas concentraciones de nitrógeno amoniaco, y temperaturas que oscilan entre 30 y 40 °C, lo cual favorece el proceso. Actualmente se aplica exitosamente a aguas con temperaturas desde 25°C, lo cual lo hace recomendable para zonas tropicales. En el proceso Anammox se requieren concentraciones de nitrógeno amoniaco preferiblemente superiores a 100 mg/L, lo cual ha limitado su utilización en el tratamiento de aguas residuales municipales.

Otra de las características de las bacterias Anammox es la lentitud de su desarrollo. Por lo tanto, se recomienda que se utilicen reactores tengan un tiempo de retención de biomasa SRT bastante largo. La biomasa Anammox puede tomar la forma de gránulos o de biopelículas, las cuales tienen bastante grosor, como se observa en la Figura E-3. Por lo tanto, en los biopartidores se puede albergar gran cantidad de biomasa, que generen un alto tiempo de retención SRT.

Los reactores más utilizados para llevar a cabo procesos Anammox son los Uasb, los SBR (siglas en inglés de Secuential Batch Reactor), y los de biopelícula de lecho móvil de tipo MBBR (siglas en inglés de Moving Bed Biofilm Reactor). En los Uasb y los SBR las bacterias Anammox tienden a agruparse en gránulos, mientras que en los MBBR se desarrollan como biopelículas alrededor de biopartidores.

Para implementar exitosamente el proceso Anammox requieren cuatro condiciones principales:

- Mantener la temperatura del agua a valores superiores a 16°C
- Mantener lapsos de tiempo en condiciones anaeróbicas
- Reducir las concentraciones de carbono

Si se cumplen estas condiciones, se puede aumentar la biomasa de bacterias Anammox y el tiempo de retención SRT, y por lo tanto la capacidad de tratamiento. Los filtros formados por bioportadores ubicados en la parte superior del tanque Uasb Híbrido (ver Numeral E-1.4), permiten alcanzar las condiciones anteriores, puesto que allí se encuentra un filtro anaeróbico formado por bioportadores, el cual estaría dividido mediante una malla en dos capas. La capa inferior correspondería al filtro anaeróbico del Uasb que reduce la concentración de carbono, y en la capa superior se realizaría el proceso Anammox. En ambos caso, los bioportadores que forman el filtro son muy eficientes en realizar los procesos, y albergar gran cantidad de biomasa. El agua entra por el fondo el tanque Uasb, y tiene flujo ascendente, atravesando el manto de lodos y luego el filtro anaeróbico, donde se produce una remoción eficiente del carbono, de modo que cuando llega a la zona del proceso Anammox se tiene la relación C/N adecuada para éste. Sobre esta zona de distribuyen los nitritos producidos en el reactor aeróbico, los cuales alimentan el proceso Anammox. La adaptación del Uasb Híbrido para este proceso trata en el Capítulo E-3

Las bacterias Anammox que se desarrollan en el Uasb Híbrido, se alimentan de los nitritos que producen las bacterias AOB (Ammonia Oxidizing Bacteria) en el RSB. Estas bacterias pertenecen principalmente a los géneros Nitrosomonas y Nitrospira, y tienen un crecimiento bastante rápido a una temperatura óptima de 35° C. Cuando se presenta un exceso de oxígeno, se desarrollan también las bacterias NOB (Nitrite Oxidizing Bacteria) que convierten los nitritos en nitratos, lo cual afecta el proceso Anammox. Las bacterias NOB pertenecen principalmente a los géneros Nitrobacter y Nitrospira, y se desarrollan mejor que las bacterias AOB a bajas temperaturas. Por lo tanto, para evitar su crecimiento es importante restringir la concentración de oxígeno y tener temperaturas elevadas.

Las bacterias AOB, que producen nitritos a partir de nitrógeno amoniacal, se desarrollan mejor adheridas a la superficie de bioportadores, mientras que las bacterias NOB, que convierten los nitritos en nitratos, se desarrollan mejor cuando están sueltas en el agua como plancton. En un estudio realizado por Andreas Bertino ¹³ sobre un proceso Anammox de una fase, realizado mediante un MBBR con bioportadores Kaldnes tipo 1, se encontró una eficiencia en la remoción de nitrógeno de entre 80,1 y 82.7%.

Actualmente, los procesos de tratamiento tipo Anammox generalmente se llevan a cabo en dos fases, en reactores aeróbico y anaeróbico separados, o también en una sola fase en un reactor de tipo MBBR con control estricto del oxígeno disuelto. A continuación se analizan estas alternativas.

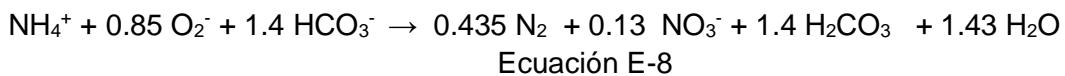
13 Bertino, Andreas. "Study of One Stage Partial Nitritation – Anammox Process in Moving Bed Biofilm Reactors: A Sustainable Nitrogen Removal". Politecnico di Torino y Royal Institute of Technology. Stockholm. Suecia. 2.010.

<http://www.sjostadsverket.se/download/18.79cc091012c369366d9800017091/Study+on+one-stage+partial+nitritation-Anammox+process+in+Moving+Bed+Biofilm+Reactors.+A+sustainable+nitrogen+removal.+Andrea+Bertino.pdf>

E-2.2. Proceso Anammox de una Fase o Canon

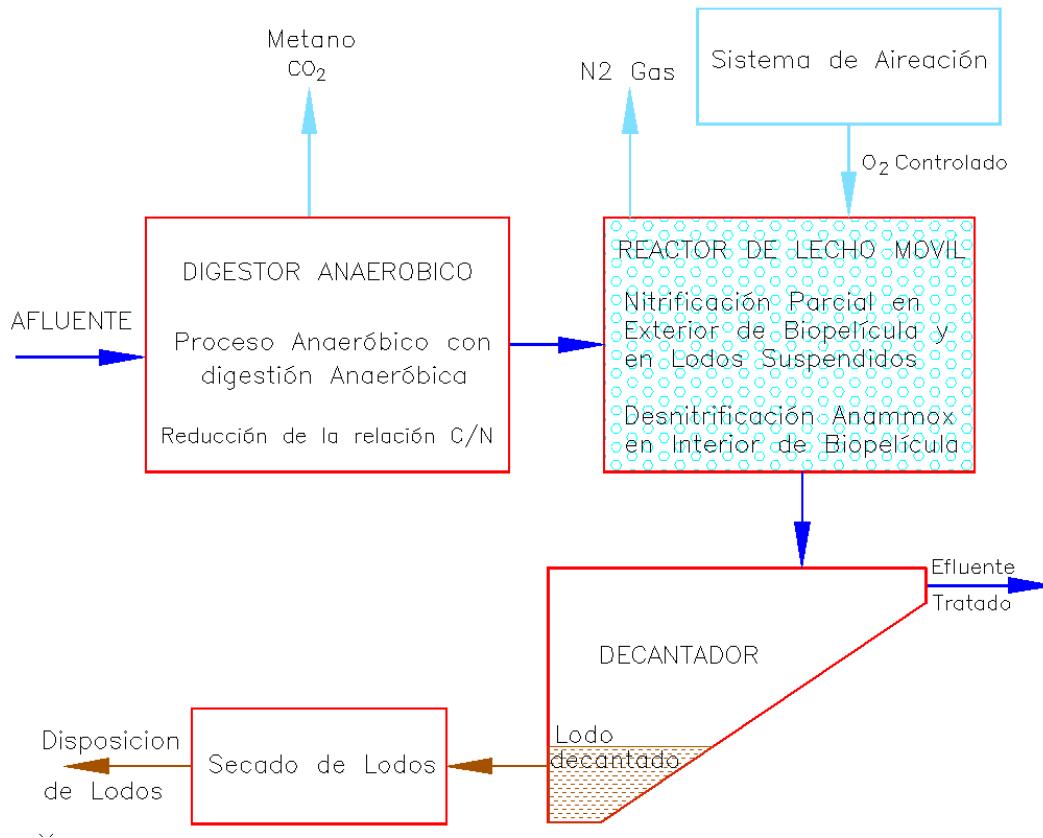
El proceso Anammox que se realiza en una fase se conoce como Deammonification o Canon (por sus siglas en inglés Complete Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite), y puede llevarse a cabo en un reactor de lecho móvil de tipo MBBR, como el que se describe en el Numeral C-2.2. Allí se encuentran biopartidores sometidos a un proceso de aireación controlada, de tal forma que sobre ellos se forma una biopelícula con una capa externa con bacterias AOB que producen nitritos, bajo la cual se encuentra otra capa en condiciones anaeróbicas, donde se desarrollan bacterias del género Anammox, que asimila los nitritos, y expelle el nitrógeno que contienen como gas que sale a la atmósfera. Este reactor requiere un control estricto del oxígeno disuelto para evitar que los nitritos se conviertan en nitratos, y que se afecte el crecimiento de las bacterias de género Anammox, que son estrictamente anaeróbicas.

El proceso que ocurre en el reactor de un proceso Anammox realizado en una fase en un lecho móvil se expresa en la siguiente fórmula (Michela Langone Ref. E-21):



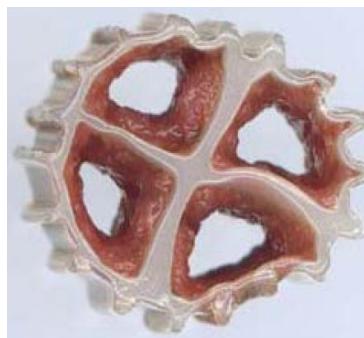
En la siguiente figura se muestra el diagrama del proceso Anammox realizado en una fase en un reactor MBBR de flujo continuo.

Figura E-2 - Diagrama del Proceso Anammox en una Fase de Flujo Continuo



Para evitar los anteriores inconvenientes, la firma Veolia desarrolló un reactor híbrido tipo IFAS de una fase, que está patentado con el nombre de Anita Mox. Este sistema consiste en un tanque aireado donde se mantienen en suspensión bacterias nitrificantes AOB se encuentran en forma de lodos, mientras las bacterias Anammox se alojan en el interior de bioportadores plásticos donde existen condiciones anóxicas¹⁴. Mediante el sistema Anita Mox, fue posible tratar cargas volumétricas de nitrógeno amoniacial del orden de 7 kg N/m³-d, superiores a otros sistemas comerciales.

Figura E-3 -Biopelícula Anammox en Bioportadores del Proceso Anita Mox



Fuente: Andreas Bertino (Ref. E-14)

Según la literatura técnica¹⁵, en los sistemas de biopelícula los procesos Anammox tienen capacidad de remover entre 300 y 600 gr N/m²-día. En procesos tradicionales de nitrificación - desnitrificación las remociones son del orden de 1 gr N/m²-día. Para los procesos Anammox en reactores MBBR, Razia Sultana¹⁶ recomienda una carga de 2.3 gr N/m²-día en los bioportadores para temperaturas superiores a 19 °C.

En el sistema Anammox, con un mol de nitrito producido en la biopelícula se remueve 1.76 mmoles de nitrógeno amoniacial, mientras que en el sistema tradicional se remueve solo 1 mol de nitrógeno amoniacial. Entonces, con cada metro cuadrado de biopelícula se remueven 2.8 veces más nitrógeno en el sistema Anammox que en el tradicional, lo cual se traduce en una reducción en esta proporción de la cantidad de bioportadores requerida.

Andrea Bertino (Ref. E-13) realizó el estudio de un tratamiento de lixiviados en un reactor de una fase para aguas con relación C/N de 0.79, temperatura del agua de 25°C y una carga de nitrógeno superficial de 3.45 gr N/m²-día. Allí se encontró que, manteniendo las concentraciones de oxígeno disuelto de 1.5 a 1.6 gr O₂/L, consideradas óptimas, la remoción de nitrógeno amoniacial era de entre 85 a 95% de éste, equivalentes a 2.9 gr

14 Susanne Lackner, Eva M. Gilbert et. Al. "Full-scale partial nitritation/anammox experiences An application survey". Science Direct. Elsevier. 2.014.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414001481>

15 Av Beata Szatkowska y Bjarne Paulsrud. "The Anammox process for nitrogen removal from wastewater – achievements and future challenges". AB Szatkowsk.2.014. https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2014_902654.pdf

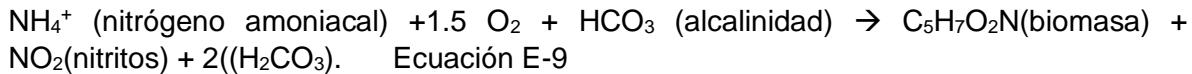
16 Razia Sultana. "Partial Nitritation/Anammox Process in a Moving Bed Biofilm Reactor Operated at Low Temperatures". Royal Institute of Technology KTH. Estocolmo, Suecia, 2.014. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:719188/FULLTEXT01.pdf>

N/m²-día. En este estudio se encontró que cuando la temperatura en el MBBR se elevaba a 35°C, las remociones de nitrógeno aumentaban a 4.3 gr N/m²-día.

En las plantas de una fase tipo Canon, donde se llevan a cabo procesos aeróbicos de nitrificación parcial, junto con procesos Anammox que son estrictamente anaeróbicos, el control del oxígeno resulta bastante complicado, especialmente cuando se tienen afluentes con altas concentraciones de nitrógeno. En reactores de este tipo se ha encontrado que, si se adiciona la cantidad requerida de oxígeno para realizar la nitrificación parcial, se afecta severamente el proceso Anammox, que es estrictamente anaeróbico, y estas bacterias se reducen. Cuando se reduce el oxígeno para favorecer el crecimiento de estas bacterias, no se produce la suficiente nitrificación y se aumenta la concentración de nitrógeno amoniaco en el efluente¹⁷. De acuerdo a Pieter Veys¹⁸, la mejor forma de evitar estos inconvenientes es tener procesos Anammox de dos fases que se trata en el siguiente capítulo, en los cuales se tienen los procesos aeróbico y anaeróbico separados, sobre los que se tiene mejor control.

E-2.3. Proceso Anammox de dos Fases

En el reactor de dos fases, el caudal entra a un tanque anaeróbico donde se remueve el exceso de carbono, y luego se divide en dos flujos. En uno de ellos se realiza la nitrificación parcial mediante una aireación controlada para convertir el nitrógeno amoniaco en nitritos. La nitrificación parcial se describe en el Numeral C-1.3, y se hace de acuerdo a la siguiente ecuación:



Según esta ecuación, con el aporte del oxígeno (O₂), el nitrógeno amoniaco (NH₄⁺) y el bicarbonato (HCO₃⁻), se transforman en nitritos (NO₂⁻) y ácido carbónico (H₂CO₃). Con ello se reduce la alcalinidad producida por los bicarbonatos, y además el ácido carbónico generado disminuye el pH. La relación C/N entre nitrógeno amoniaco y carbono total NTK es de 0.87¹⁹.

La segunda fase se realiza en un ambiente anaeróbico. donde se mezcla el caudal anterior que contiene nitritos, con el caudal que no ha sido tratado y por lo tanto contiene nitrógeno

17 Yeshi Cao, Mark van Loosdrecht y Glen T. Daigge. " Mainstream partial nitritation-anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies". Appl Microbiol Biotechnology. 2017.

<https://az.art1lib.org/book/63948781/a3da24>

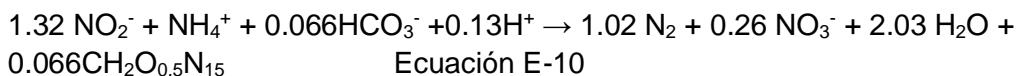
18 Pieter Veys et. al. "Performance analysis and optimization of autotrophic nitrogen removal in different reactor configurations: a modelling study". Environmental Technology Vol. 31, No. 12, November 2010.

https://www.researchgate.net/publication/49648778_Performance_analysis_and_optimization_of_autotrophic_nitrogen_removal_in_different_reactor_configurations_A_modelling_study

19 Suneethi S1, Sri Shalini S u Kurian Josep." State of The Art- Strategies for Successful ANAMMOX Startup and Development: A Review". Centre for Environmental Studies, Anna University, India. 2014.

<https://www.walshmedicalmedia.com/open-access/state-of-the-art-strategies-for-successful-anammox-startup-and-development-a-review-2252-5211-168.pdf>

amoniacial NH_4^+ . Entonces las bacterias Anammox consumen el nitrógeno amoniacial y los nitritos, y el nitrógeno que contienen es convertido en N_2 atómico que sale hacia la atmósfera. Este proceso se expresa en la siguiente fórmula:



En el proceso se consume también bicarbonato HCO_3^- , y se produce, además del nitrógeno gaseoso N_2 , una pequeña cantidad de nitratos (NO_3^-), agua y nueva biomasa, representada por $\text{CH}_2\text{O}_{0.5}\text{N}_{15}$. Según esta ecuación, por cada 1.32 moles de nitrito aportada se consumen 1 mol de NH_4^+ adicional para producir 1.02 moles de nitrógeno gas y 0.26 moles de nitratos. Se considera que para la remoción total de nitrógeno amoniacial, la proporción del nitrógeno amoniacial a convertir en nitritos es de 56,9%, pero en los procesos Anammox de dos fases, generalmente se asume que esta proporción es del 50%, como se observa en diagrama de la Figura E-4.

En ocasiones estos nitratos salen con el efluente, pero podrían decantarse como lodos y retornar al tanque anaeróbico, donde se desnitrifican por medios convencionales. También se pueden convertir en nitritos mediante el proceso DAMO que se lleva a cabo en el tanque anaeróbico, como se describe en el Numeral E-2.4. Luego, estos nitritos alimentan el proceso Anammox que ocurre en la parte superior de dicho tanque.

De acuerdo a la fórmula anterior, la relación estequiométrica entre el consumo de NH_4^+ y de NO_2^- , y la producción de NO_3^- , es aproximadamente de 1:1.2:0.33. De acuerdo a esto, caudal que se nitrifica debería ser 1,2 veces el que no se nitrifica, pero normalmente el caudal se divide por partes iguales.

Como se observa en las ecuaciones anteriores E-9 y E-10, en ambas reacciones se remueve nitrógeno amoniacial NH_4^+ . Como se indicó en el Numeral C-1.2 sobre el proceso de nitrificación convencional, para la remoción de 1 gr de NH_4^+ a partir de nitratos se requieren 4.33 gr de oxígeno, mientras que si se hace a partir de nitritos en el proceso Sharon, solo se requiere 3.16 gr de oxígeno. Haciendo un balance del consumo de oxígeno en el proceso combinado nitrificación parcial/Anammox, se tiene que con 3.16 gr de oxígeno se convierte 1 gr de NH_4^+ a nitritos, y posteriormente la desnitrificación de éstos remueve de 0.756 gr de NH_4^+ adicional en el proceso Anammox. Por lo tanto, se tiene que con el proceso Anammox, con 1 gr de oxígeno disuelto se remueve 0.556 gr de NH_4^+ , mientras que en el proceso convencional solo remueve 0.23 gr, lo cual implica un ahorro de un 60% en el oxígeno requerido.

El ahorro en la energía para aireación es aún mayor, puesto que al tener la meta de concentración de oxígeno CI de alrededor de 1.6 mg O_2/L , menor que la meta de 2 mg O_2/L utilizada para la nitrificación total convencional, se aumenta la tasa de transferencia de oxígeno AOTR (Actual Oxygen Transfer Rate), de acuerdo a la Ecuación A-2, y por lo tanto se consume menos energía en la aireación.

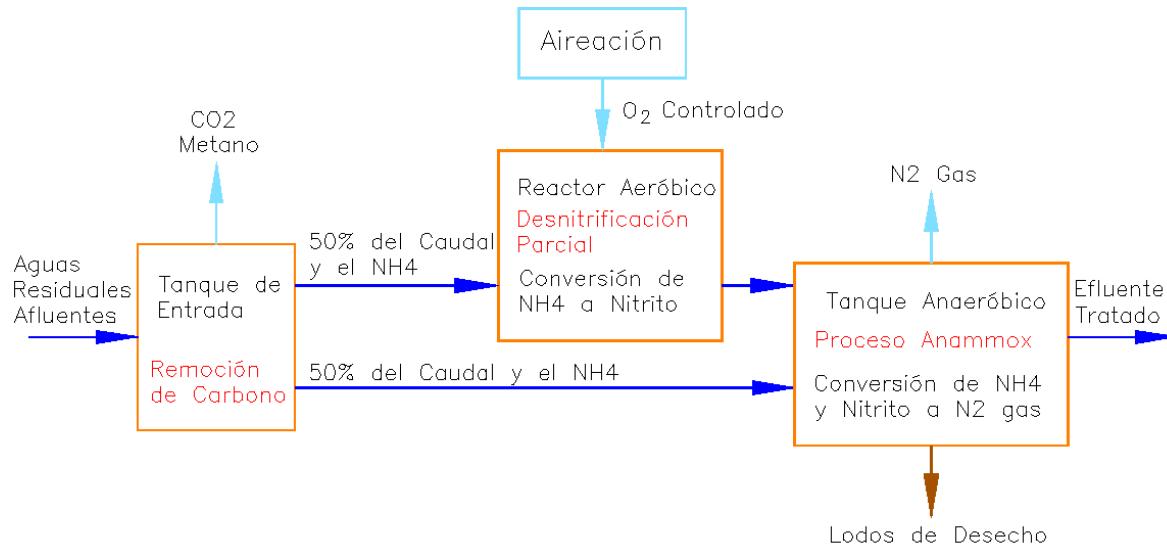
En el proceso Anammox, la velocidad de la desnitrificación a partir de nitrito es 3 a 5 veces mayor que la velocidad de la desnitrificación convencional a partir de nitrato, que se trata en el Numeral E-1.2, y por lo tanto el volumen del reactor que hace este proceso es menor que el correspondiente a procesos convencionales. En el proceso Anammox la producción

de lodos es reducida. La tasa de producción de lodos es de 0.11 a 0.13 gr de sólidos suspendidos volátiles VSS por gramo de nitrógeno amoniacal removido. Esta tasa es alrededor de 1 gr SSV/gr N en los procesos tradicionales de nitrificación y desnitrificación, lo cual significa una reducción importante en los costos de manejo de lodos.

Otra característica del proceso es que no se requiere el aporte de una fuente de carbono que normalmente se requiere en los procesos de desnitrificación por medios convencionales, pues por ser un proceso autótrofo, para la síntesis celular se utiliza carbono inorgánico, ya sea en forma de CO_2 o de bicarbonato, que generalmente se encuentra disponible adecuadamente en las aguas residuales. Se estima que con las tecnologías de remoción de nitrógeno tradicionales se requiere 4.6 g de DBO_5 para remover 1 gramo de NH_4 .

El esquema del proceso Anammox con flujo continuo de dos fases se observa en la siguiente figura.

Figura E-4 - Diagrama del Proceso Anammox en dos Fases de Flujo Continuo



La planta USA (Uasb-Sharon-Anammox) que se presenta en el Capítulo E-3 utiliza un proceso Anammox de dos fases, pero con flujo secuencial. Dicha planta tiene un tanque Uasb híbrido donde se realizan la digestión anaeróbica en su parte inferior, y el proceso Anammox en su parte superior. La nitrificación parcial se realiza en un Reactor Secuencial de Biopelícula, que se describe en el Capítulo D-2, es bastante adecuado para ello, puesto que ofrece gran cantidad de superficie para la formación de biopelícula, y facilita un control estricto de las concentraciones de oxígeno. Los nitritos producidos se devuelven secuencialmente al tanque anaeróbico para su desnitrificación.

E-2.4. Procesos Anammox Similares o Complementarios

Se han desarrollado sistemas de tratamiento donde se combinan los procesos de desnitrificación por medio de las bacterias Anammox, y de las bacterias heterótrofas utilizadas en los procesos de desnitrificación tradicionales. Estos sistemas se denominan Snad, por sus siglas en inglés Simultaneous Partial Nitrification, Anammox and

Denitrification, y SAD por sus siglas en inglés Simultaneous Anammox and Heterotrophic Denitrification

Un parámetro conflictivo para realizar estos dos procesos simultáneamente es el carbono, pues es nocivo para el proceso Anammox, pero se requiere para la desnitrificación heterótrofa. Los sistemas Snad y SAD funcionan con relaciones C/N de hasta 2, cuando las bacterias Anammox pueden convivir con las desnitrificantes, lo cual permitiría la realización de los procesos Sharon y Anammox simultáneamente. La coexistencia de estos microorganismos contribuye a la desnitrificación de los nitritos y nitratos que han sido producidos tanto en la reacción propia del proceso Anammox, como en la nitrificación convencional ocasionada por un exceso de oxígeno. El arranque de las plantas de remoción de nitrógeno con procesos SAD y Snad toma más tiempo que cuando se utilizan procesos de desnitrificación convencional, debido a que las bacterias Anammox tienen una tasa de crecimiento mucho más baja que las bacterias desnitrificantes heterótrofas.

En el proceso SAD se combinan los procesos Anammox y de desnitrificación heterótrofa a partir de nitritos. En el caso de un reactor SBR estudiado por Masashi Takekawa²⁰, se encontró que mediante este proceso se podía remover eficientemente el nitrógeno en afluentes con valores de C/N de hasta 2.5. Con valores de C/N entre 0.5 y 1 la contribución de las bacterias Anammox era entre 80 y 100%, y la remoción de nitrógeno llegaba al 94%. Con C/N en el rango entre 1.2 y 2.5, predominaba la acción de las bacterias desnitrificantes heterótrofas, con eficiencias de remoción de nitrógeno entre 67 y 79%.

En un estudio de Michela Langone sobre el proceso SNAD²¹ realizado en sistemas SBR (Secuential Batch Reactor), se comprobó la coexistencia de bacterias Anammox y desnitrificantes heterótrofos en estos reactores. Esto se confirma en otro estudio de un SBR donde se logró una remoción del 97% del nitrógeno con una relación C/N de 2²².

Según el estudio de Huihui Chen et. al²³, en otro proceso SNAD realizado en un contactor rotatorio NRBC (Non-Woven Rotary Biological Contactor), se encontraron en la biopelícula bacterias AOB con parches de bacterias heterótrofas que remueven carbono, y en la zona anaeróbica bajo ésta coexistían las bacterias Anammox con las desnitrificantes de los géneros nitrobacter y Nitrospira. Estas bacterias estaban en un equilibrio dinámico,

²⁰ Masashi Takekawa, Giri Park, et.al. "Simultaneous anammox and heterotrophic denitrification (SAD process) in Sequencing Batch Reactors". Osaka University, 2.014. <http://www.icb.osaka-u.ac.jp/AnnuRep/AnnuRep36/021-028.pdf>

²¹ Michela Langone. "Simultaneous partial Nitrification, Anammox and Denitrification (SNAD) process for treating ammonium-rich wastewaters". Doctoral thesis in Environmental Engineering, Doctoral thesis in Environmental Engineering. University of Trento. Italia.2.013. http://eprints-phd.biblio.unitn.it/1029/1/PhD_Thesis_Michela_Langone.pdf

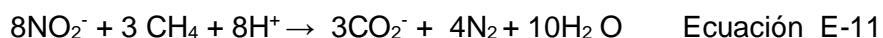
²² Rui Du, Yongzhen Peng, et.al. "Advanced nitrogen removal with simultaneous Anammox and denitrification in sequencing batch reactor". Bioresource Technology. Elsevier. 2.014. https://www.researchgate.net/publication/261881332_Advanced_nitrogen_removal_with_simultaneous_Anammox_and_denitrification_in_sequencing_batch_reactor

²³ Huihui Chen et. al. "The Development of Simultaneous Partial Nitrification, Anammox and Denitrification (SNAD) Process in a Single Reactor for Nitrogen Removal". Elsevier. Bioresource Technology. 2.008. <https://pdfs.semanticscholar.org/45c0/b439d35b827841b57dea181822861a0b3fa7.pdf>

ajustando sus poblaciones a las condiciones del entorno. Allí la eficiencia en la remoción de nitrógeno fue de 79%.

La coexistencia de procesos de desnitrificación Anammox y convencional en sistemas con cierta concentración de carbono es muy importante en el caso de tratamiento de aguas residuales municipales (ver Numeral E-3.4), en donde el agua tiene alta carga de carbono y baja de nitrógeno amoniacoal, lo cual limita el arranque del proceso Anammox al comenzar a operar la planta de tratamiento. En un principio la planta funcionaría como un sistema de nitrificación parcial/desnitrificación tipo Sharon (ver Capítulo E-3). Luego, al aumentar la carga de nitrógeno, se crearía un ambiente propicio para el desarrollo de procesos tipo Snad o SAD, donde las bacterias Anammox conviven con las desnitrificantes convencionales.

También es importante el proceso llamado N-damo por sus siglas en inglés nitrite/nitrate-dependent anaerobic methane oxidation. Este proceso utiliza los microorganismos *Candidatus Methylomirabilis oxyfera* y *Candidatus Methanoperedens nitroreducens*, que consumen nitritos junto con metano, y expelen nitrógeno gaseoso, CO₂ y agua, según la siguiente ecuación:



En esta ecuación, el metano actúa como donador de electrones, y los nitritos actúan como aceptor u oxidante.

Las bacterias N-damo requieren condiciones estrictamente anaeróbicas, y valores de C/N menores de 4.7, lo cual se puede obtener en el Uasb Híbrido propuesto. Estas bacterias crecen muy lentamente, pues se duplican cada 1 a 2 semanas (Michela Langone. Ref. E-21), por lo cual se requieren reactores con alta capacidad de retención de biomasa SRT, tales como el Uasb Híbrido.

En un estudio de Francisca A. Luesken et al²⁴ se encontró que aunque las bacterias del proceso N-damo y las Anammox pueden convivir en el mismo medio, estas últimas tienen mayor afinidad por el nitrito, y consumen el 77% de éste, cuando el suministro es suficiente. Por lo tanto, se considera que es reducida la afectación del proceso Anammox debido a la competencia de las bacterias del proceso N-damo por los nitritos. En la estructura propuesta en el Capítulo E-3 para realizar el proceso Anammox, estas bacterias se ubican en lugares diferentes. Las bacterias Anammox se ubican en la parte superior del tanque anaeróbico, y tienen acceso preferencial a los nitritos, de modo que el proceso Anammox no es afectado por el proceso N-damo. La función de éste es desnitrificar los nitratos, y los nitritos que no han sido consumidas por las bacterias Anammox, en un proceso que ocurre en la parte media del Uasb Híbrido.

²⁴ Francisca A. Luesken et al. "Simultaneous Nitrite-Dependent Anaerobic Methane and Ammonium Oxidation Processes". Applied and Environmental Microbiology. American Society for Microbiology. 2011, <https://aem.asm.org/content/77/19/6802>

En la siguiente Tabla se presenta un resumen de los principales sistemas de remoción de nitrógeno, donde se observa que el proceso Anammox de 2 fases tiene gran ventaja sobre los demás.

Tabla E-1

Comparación del Consumo de Energía entre Sistemas de Tratamiento con Remoción de Nitrógeno

Parámetro	Nitrificación - Desnitrificación Convencional	Nitrificación - Desnitrificación Sharon	Nitrificación Parcial - Anammox en 2 Reactores	Nitrificación Parcial - Anammox en 1 Reactor
No de Reactores	2	2	2	1
Condiciones del agua	Oxigenada/Anoxica	Oxigenada/Anoxica	Oxigenada/Anoxica	Concentración de O ₂ limitada
Bacterias Utilizadas	AOB+NOB/ Desnitrificantes	AOB/Desnitriticantes	AOB/Anammox	AOB/Anammox
Requerimientos de Oxígeno (gO ₂ /gN)	4,57	3,43	1,70	1,94
Porcentaje de Ahorro en Suministro de O ₂		24,90%	62,20%	57,50%
Requerimientos de Alcalinidad (gCaCO ₃ /gN)	7,07/-3,57	7,07/-3,57	3,57/0,24	3,68
Requerimientos de Carbono (gDQO/gN)	3,7	2,3	0	0

Fuente: Bertino, Andreas. Ref. E-13

A continuación se analizan las condiciones ambientales requeridas para el desarrollo adecuado de los procesos Anammox.

E-2.5. Factores que Afectan el Desarrollo del Proceso Anammox

E-2.5.1. Concentración de Nitrógeno Afluentes

Para la implementación del proceso Anammox se requieren concentraciones de nitrógeno amoniacal preferiblemente superiores a 100 mg/L, pues de lo contrario tiende a volverse inestable. Estas condiciones se tienen en lixiviados y aguas residuales de establecimientos que procesen desechos animales o productos con altos contenidos de proteínas. En las aguas municipales la concentración de nitrógeno amoniacal generalmente es menor de 100 mg/L, lo cual limita la aplicación de este proceso.

Las aguas residuales domésticas, procedentes de viviendas y establecimientos usados por personas tienen concentraciones mayores de nitrógeno que las aguas municipales, puesto que carecen de aportes que tienen estas, tales como la infiltración de aguas lluvias, las cuales no aportan contaminación orgánica. Las aguas municipales tienen concentraciones típicas de 40 mg/L de nitrógeno (ver Tabla A-7). Este valor tiende a incrementarse en el futuro debido a la reducción del consumo de agua. Considerando los aportes de nitrógeno de 8.4 gr/día per cápita recomendados en la Resolución 0330 de 2.017, y un consumo de agua 108 L/día per cápita para el estrato medio en Bogotá, se tiene una concentración de

77.8 mg NH₄/L, pero si se reduce el consumo a 83 L/día²⁵ se tendría una concentración de 101 mg NH₄/L. En los estratos más bajos se tienen consumos menores a 69.5 L/cap.día, lo cual implica efluentes con concentraciones mayores a 120 mg NH₄/L. En un análisis realizado por Mogens Henze y Yves Comeau²⁶ en el Reino Unido para países desarrollados, donde el consumo de agua se estima en 160 L/cap.día, se tiene una concentración de nitrógeno de 92 mg NH₄/L, y si dicho consumo se baja a 80 L/cap.día, la concentración de nitrógeno sube a 184 mg NH₄/L. Con estos análisis se concluye que el proceso Anammox podría aplicarse en el futuro a la mayoría de las aguas residuales, debido a las políticas de ahorro de agua que se prevén. Las posibilidades del tratamiento de aguas municipales y domésticas bajas en nitrógeno mediante procesos Anammox se analiza en el Numeral E-3.4.

E-2.5.2. Concentración de Oxígeno en el Proceso Anammox

La Comunidad Europea adelantó un proyecto orientado al desarrollo de procesos Anammox para lixiviados, llamado Clonic (Closing of Nitrogen Cycle from Urban Landfill Leachate by Biologic Nitrogen Removal over Nitrite and Thermal Treatment²⁷). En este proyecto se encontró que las concentraciones de oxígeno disuelto de más de 0.5 mg/L inhiben el proceso Anammox, por lo cual es indispensable llevar a cabo este proceso en un reactor totalmente anaeróbico, como el sistema Uasb Híbrido que se recomienda implementar antes del proceso Anammox (ver Numeral E-3.2). El tanque anaeróbico propuesto, que consiste en un Uasb híbrido con una capa de biopartidores para al proceso Anammox, es muy adecuado para este propósito, debido al alto SRT, que implica un largo tiempo de permanencia de la biomasa en condiciones anaeróbicas, antes de la realización del proceso Anammox.

E-2.5.3. Control de las Bacterias NOB en el Reactor Aeróbico

Uno de los factores más importantes para realizar exitosamente el proceso Anammox es evitar la formación de bacterias NOB en el reactor aeróbico, que convierten los nitritos en nitratos. Para ello es fundamental limitar la concentración de oxígeno en el agua. De acuerdo a un estudio sobre el proceso Anammox²⁸, se considera que esto puede lograrse manteniendo la concentración de oxígeno en 0.4 mg/L en procesos continuos. Con

²⁵ Alcaldía Mayor de Bogotá. "Boletín No. 40 Sobre el consumo y la producción de agua potable y residual en el uso residencial urbano de Bogotá D.C.".2.010. <http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/dice123-boletinconsprodaguasusores-2012.pdf>

²⁶ Mogens Henze y Yves Comeau. "Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design - Capítulo 3 Wastewater Characterization". IWA Publishing, London, UK.

https://www.academia.edu/31120059/3_Wastewater_Characterization_Mogens_Henze_and_Yves_Comeau_3.1_THE_ORIGIN_OF_WASTEWATER

²⁷ Clonic. Closing of Nitrogen Cycle from Urban Landfill Leachate by Biologic Nitrogen Removal over Nitrite and Thermal Treatment.

https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2356&docType=pdf

²⁸ Blackburne, Yuan Z y Keller J. "Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor". Medline. US National Library of Medicine. National Institutes of Health. 2.007. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17611802/>

concentraciones de oxígeno inferiores a la indicada no se produce nitrificación, y con valores superiores se desarrollan bacterias NOB que producen una excesiva cantidad de nitratos.

En los procesos Anammox secuenciales con aguas residuales municipales, se recomienda mantener concentraciones máximas de oxígeno entre 1 y 1.5 mg/L (Yeshi Cao, et al. Ref. E-17). Para mantenerlo en los rangos especificados, el control del oxígeno se realiza mediante sensores on line de oxígeno disuelto, que activan el encendido y apagado del sistema de aireación. Esto se puede lograr adecuadamente en el Reactor Secuencial de Biopelícula RSB.

Las bacterias NOB también se pueden controlar mejor a altas temperaturas. A 35°C la tasa de crecimiento de las bacterias AOB es óptima, y muy superior a la de las bacterias NOB, pero al descender la temperatura, éstas últimas se desarrollan mejor, y llegan a tener una tasa de crecimiento similar.

Existen otros factores que ayudan al control de las bacterias NOB. Uno de ellos es la aireación intermitente o secuencial. Según Wen-Ru Liu et al²⁹, para controlar las bacterias NOB en procesos de nitrificación parcial realizados en reactores secuenciales tipo SBR, se recomienda tener periodos de anoxia de entre 10 y 120 minutos.

Mehdi Sharif Shourjeh et al (Ref. E-34) recalca la gran eficiencia que tiene la aireación intermitente en el control de las bacterias NOB y en la eficiencia del proceso Anammox, y sugiere que se pueden tratar aguas bastante frías al introducir aireación intermitente, pues esto permite la acumulación de bacterias AOB. Este autor recomienda que el periodo sin aireación corresponda al 25% del total.

E-2.5.4. Concentración de Carbono

Una baja relación C/N en el reactor Anammox, entre la DBO₅ y el nitrógeno total NTK, evita que predominen las bacterias heterótrofas desnitrificantes sobre las bacterias tipo Anammox. En el proceso de desnitrificación Anammox no se requiere una fuente de carbono, pues utiliza carbono inorgánico en forma de dióxido de carbono (CO₂) o bicarbonato (HCO₃⁻) para la síntesis celular.

Existe una importante influencia de la presencia de materia orgánica carbonácea en el proceso Anammox. Para relaciones C/N relativamente bajas, se da una coexistencia de las bacterias Anammox con las bacterias heterótrofas nitrificantes que consumen carbono orgánico. Cuando se presenta un C/N relativamente alto, dichas bacterias predominan y eliminan las bacterias Anammox. En la literatura técnica sobre procesos Anammox generalmente se asume que C/N debe ser menor de 2.

Según Masashi Takekawa et al (Ref. E-20), cuando la relación C/N es menor de 1, las bacterias Anammox predominan, pues son más de un 80% de éstas, y se alcanzan remociones de nitrógeno amoniacial de hasta 94%. Para relaciones C/N de entre 1 y 2.5 se

²⁹ Wen-Ru Liu et al. "Effects of Anaerobic feeding period on nitrifying granular". Publimed. 2.014.

https://www.researchgate.net/publication/267731999_Effects_of_Anaerobic_feeding_period_on_nitrifying_granular

presenta un proceso SAD, donde se combina la desnitrificación convencional con el proceso Anammox. En este caso la remoción de nitrógeno es hasta de un 79% según Masashi Takekawa et al (Ref. E-20) y Michela Langone (Ref. E-21). Cuando la relación C/N entre DBO₅ y nitrógeno total NKT es mayor de 3.1, las bacterias Anammox no pueden competir con las desnitrificantes y desaparecen. La desnitrificación convencional consume algo de carbono, lo cual baja la relación C/N. Para bajar la relación C/N es necesario tener previamente un proceso anaeróbico tipo UASB que remueva el carbono, el cual se describe en el Numeral E-1.4.

E-2.5.5. Alcalinidad y pH

El proceso de nitrificación parcial por las bacterias AOB consume 1.4 moles de alcalinidad como bicarbonato (HCO_3^-) por mol de nitrógeno amoniacial removido. De modo que por cada mg/L de NH₄ convertido a nitritos se remueve 3.57 mg/L de alcalinidad. En el proceso Anammox se remueve 0.24 mg/L de alcalinidad adicional (ver Tabla E-1). Por lo tanto, se recomienda tener una proporción entre bicarbonatos y nitrógeno amoniacial mayor a 2.3, y entre alcalinidad y nitrógeno amoniacial mayor de 1³⁰.

Cuando se tienen niveles de pH menores de 7.5 en el proceso Anammox, se produce ácido nitroso libre HNO₃⁻, que inhibe el proceso. Con niveles de pH superiores a 8.7, el proceso es inhibido por las altas concentraciones de amoníaco. De acuerdo el estudio sobre un proceso Anammox de un MBBR de una fase (Andrea Bertino, Ref. E-13), el crecimiento de las bacterias NOB a un pH de 8 es 8 veces inferior al correspondiente a un pH de 7. Mientras tanto, la afectación de las bacterias AOB es mínima con la variación del pH. Por lo tanto, es indispensable tener un pH entre 7.5 y 8.7, preferiblemente alrededor de 8, con el objeto de evitar la afectación por amoníaco, y facilitar el control de bacterias NOB en un proceso Anammox.

El proceso Anammox consume una pequeña cantidad de alcalinidad, generalmente en forma de bicarbonato HCO₃. De acuerdo a Razia Sultana (Ref. E-16), la siguiente es la ecuación que relaciona la concentración de nitrógeno amoniacial y la alcalinidad que es removida en el proceso de tratamiento.

$$\text{Alc} = 0.1623 \times \text{NH}_4 - 2.3568 \quad \text{Ecuación E-12}$$

Alc: Alcalinidad en mmoles/L

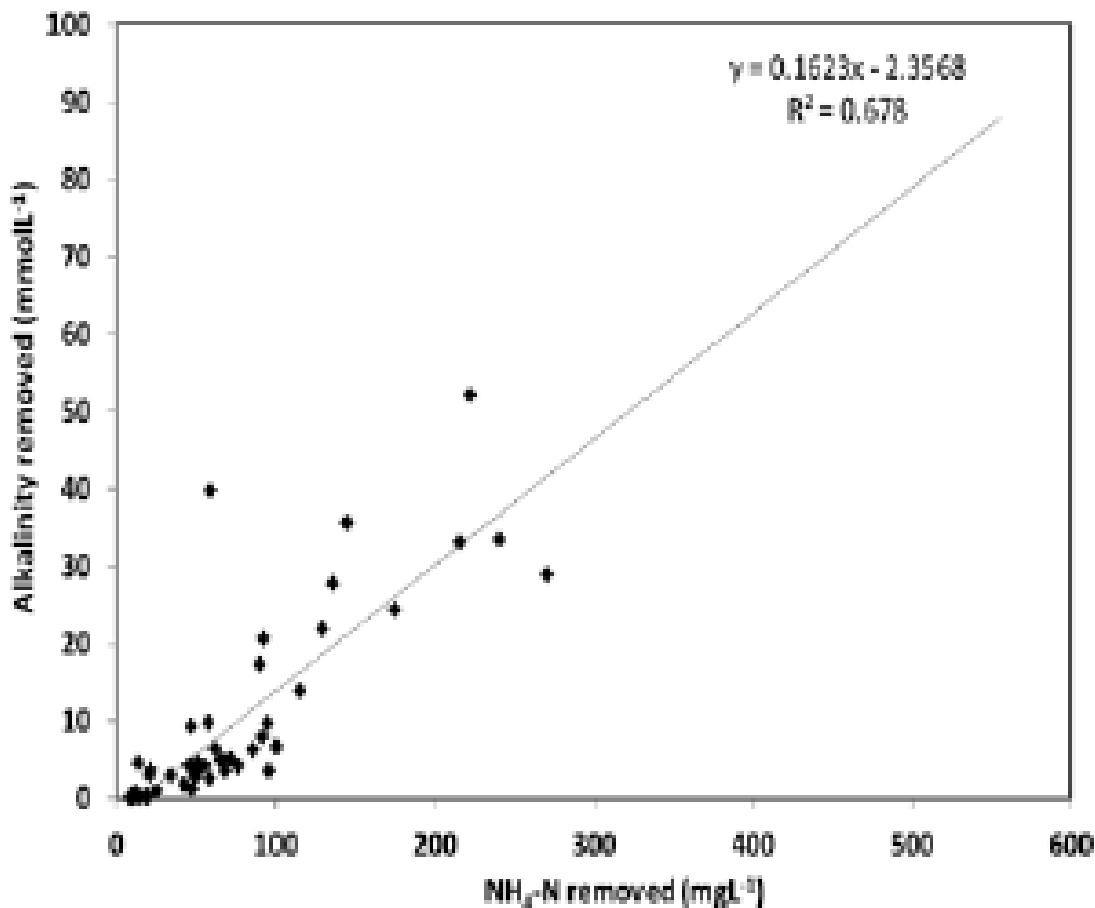
NH₄: Nitrógeno amoniacial en mg/L

En la figura a continuación se muestra esta relación.

Figura E-5 - Relación entre Nitrógeno Amoniacial a Remover y la Alcalinidad Requerida

30 Lei Zhang, Ping Zheng. "Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters". Journal of Zhejiang University Science. 2.008.

https://www.researchgate.net/publication/5349001_Anaerobic_ammonium_oxidation_for_treatment_of_a_mmonium-rich_wastewaters



Fuente: Razia Sultana. Ref. E-16.

Para el ajuste del pH y el suministro de la alcalinidad requerida en los procesos, puede ser necesario al suministro de álcalis al agua, los cuales generalmente están en forma de cal apagada. La preparación de la solución de cal y el proceso de dosificación se trata en el Numeral D-7.10. La solución de cal se entrega en el tubo de entrada al tanque Uasb, y es distribuida junto con el afluente en el fondo del tanque por una tubería perforada. La mezcla del agua con dicha solución atraviesa el manto de lodos y es recogida por la tubería ranurada flotante conectada a la succión de la bomba, y luego distribuida en el reactor mediante los chorros emergidos. En ambos casos se entrega la cantidad del reactivo correspondiente a la tanda tratada en el ciclo.

Un pH demasiado alto, superior a 8.7, puede inhibir el proceso Anammox. En este caso, una parte importante del nitrógeno amoniacal toma la forma de amoniaco NH₃, que es muy tóxico para las bacterias Anammox³¹. El proceso Anammox genera alcalinidad e incrementa el pH, por lo cual se recomienda tener un valor en el afluente cercano al neutro.

31 Ren-Cun Jin, Guang-Feng Yang, Jin-Jin Yu y Ping Zheng. "The inhibition of the Anammox Process: A review". Chemical Engineering Journal 197 (2012) 67–79.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894712005864?via%3Dihub>

E-2.5.6. Relación entre SAA y la Temperatura del Agua

Según un estudio de tratamiento de aguas municipales (Yeshi Cao et al. Ref. E-17), en la primera fase, el proceso de nitrificación parcial utiliza bacterias AOB, que se desarrollan a temperaturas óptimas en el rango entre 30 y 35 °C, pero pueden operar a temperaturas tan bajas como 10°C. A temperaturas mayores las bacterias NOB tienen menor desarrollo, por lo cual el proceso de nitrificación parcial se ve favorecido.

El proceso Anammox también se ve favorecido con este aumento, puesto que las bacterias que lo realizan son termófilas. Los estudios muestran que el rango de temperatura óptima para los dos procesos, nitrificación parcial y Anammox, está entre 35 y 40°C, con los mejores resultados a 37°C. En un estudio Razia Sultana de en un reactor experimental de tipo MBBR (Ref. E-16), se encontró que los procesos Anammox con temperaturas desde los 16°C pueden tener una eficiencia del orden de 77%. Con temperaturas de 13°C solo se tiene una eficiencia 55%, y el proceso se vuelve inestable. En una tesis doctoral realizada por Maaike Hoekstra³², se encontró que a una temperatura de 30° casi la totalidad de la biomasa está compuesta de bacterias Anammox, y a 20°C, estas bacterias solo constituyan del 20% al 40% de dicha biomasa. Según esta tesis, la Actividad Específica Anammox SAA (Specific Anammox Activity es de 4.19 gNO₂/gVSS-día a 30°C, 0.904 a 25°C, y 0.037 gNO₂/gVSS-día a 20°C (ver Tabla 4-3). SAA significa la cantidad de gramos de nitritos NO₂ que procesa por día un gramo de sólidos suspendidos volátiles SSV de biomasa Anammox.

A. Malovanyy et al³³ realizaron un estudio en un reactor que utilizaba bioportadores Kaldnes para realizar un proceso tipo Canon, que es un proceso Anammox de una fase que se describe en el Numeral E-2.2. En ese estudio se estableció la relación entre SAA, medido como la remoción de nitritos por m² de bioportadores, y la temperatura. Esta relación se muestra en la siguiente figura. En dicha figura se observa que a partir de 25°C la relación entre la temperatura y las SAA es lineal, con un valor de 2.9 gN por m² por día a 25°C y de 6.1 a 37°C. La ecuación que define esta relación es la siguiente:

$$SAA(T^{\circ}C) = 2.9 + 0.2670 \times (T^{\circ}C - 25) \quad \text{Ecuación E-13}$$

Donde SAA es la la Actividad Específica Anammox en gN/m²-día, y T°C es la temperatura del agua. Esta relación se considera válida para los bioportadores tubulares porosos puesto que tienen características similares a los bioportadores tipo Kaldnes. En el diseño para el cálculo de la cantidad de bioportadores, se recomienda tener un factor de utilización de éstos de 50%, considerando que se tiene un proceso de dos fases, en los cuales los bioportadores se utilizan cíclicamente, y no continuamente como en el proceso Canon.

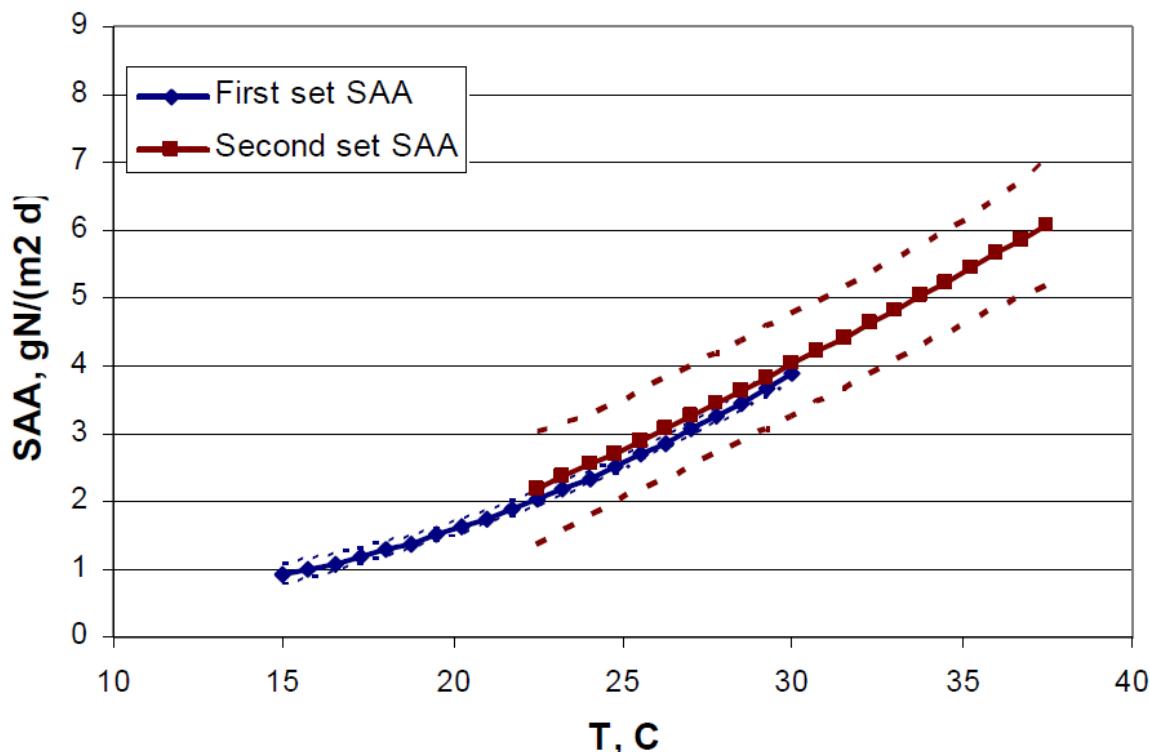
³² Maaike Hoekstra. "Mainstream anammox, potential & feasibility of autotrophic nitrogen removal". Thesis Doctoral. Delft University of Technology. 2.017.

<https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3A94b5831b-d22d-4fb2-8122-4d4300ae4526>

³³ A. Malovanyy et al. "EVALUATION OF THE FACTORS INFLUENCING THE SPECIFIC ANAMMOX ACTIVITY (SAA) USING SURFACE MODELLING".

<http://www.energiomiljo.org/kth/Polishproject/rep16/MalovanyPlaza.pdf>

Figura E-6 - Relación entre la Actividad Específica Anammox SAA y la Temperatura



Fuente: A. Malovany et al. (Ref. E-33). Figura 5.

En un completo estudio de Mehdi Sharif et al³⁴ se analizan los factores que afectan los procesos de nitrificación parcial y Anammox. Allí se presenta la siguiente ecuación para calcular la relación de la tasa de crecimiento específica de las bacterias AOB μ_T en función de la temperatura T:

$$\mu_T = \mu_{20^\circ\text{C}} \times \exp(-E_a/(R \times T)) \quad \text{Ecuación E-14}$$

Donde $\mu_{20^\circ\text{C}}$ es la tasa de crecimiento a 20°C , E_a es la energía de activación en KJ/mol, R es 8.314 J/mol*K y T es la temperatura en grados Kelvin.

Otro efecto adverso de las bajas temperaturas es que la relación entre las tasas de crecimiento las bacterias NOB y las bacterias AOB se incrementan, y estas últimas tienden a ser desplazadas. A temperaturas menores de 15°C las bacterias NOB predominan sobre las AOB, de acuerdo al estudio de Razia Sultana (Ref. E-16). En este estudio se encontró que a baja temperatura se puede producir un exceso de concentración de amoniaco libre cuando el pH es mayor a 8, o de ácido nítrico cuando el pH es menor a 7.5. Tanto el amoniaco como el ácido nítrico son bastante tóxicos. Por lo tanto, en Colombia el tratamiento de aguas mediante el proceso Anammox solo sería aplicable en climas cálidos,

³⁴ Mehdi Sharif Shourjeh et al. "Development of Strategies for AOB and NOB Competition Supported by Mathematical Modeling in Terms of Successful Deammonification Implementation for Energy-Efficient WWTPs". Processes 2021, MDPI. <https://www.mdpi.com/2227-9717/9/3/562>

donde la temperatura del agua generalmente se encuentra sobre los 25°C, y eventualmente en climas templados que reciben aguas residuales relativamente calientes.

E-2.5.7. Biomasa de Bacterias Anammox en Tratamientos Tradicionales

La capacidad de tratamiento de un sistema de tratamiento Anammox depende directamente de la cantidad de biomasa de estas bacterias que se encuentran en el reactor. Debido a la lentitud del desarrollo de las bacterias Anammox, se recomienda que los reactores tengan un tiempo de retención de sólidos SRT bastante largo, de entre 30 y 50 días.

Los sistemas Anammox en una fase generalmente utilizan reactores MBBR para realizar el proceso, pues contienen biopartidores que facilitan el desarrollo de biopelículas compuestas por dos capas. En la capa exterior se localizan las bacterias AOB que realizan la nitrificación parcial mediante el control del oxígeno disuelto, y en la capa interna, donde se tienen condiciones anaeróbicas, se ubican las bacterias Anammox. Esta última capa de biopelícula puede adquirir un espesor considerable.

También existe otro sistema de una etapa similar al MBBR, llamado ALR por sus siglas en inglés Air Lift Reactor, en el cual los biopartidores son reemplazados por gránulos formados por bacterias Anammox, que están recubiertos por una biopelícula con bacterias AOB. Estos gránulos se mantienen en suspensión mediante la inyección de burbujas de aire que proporcionan el oxígeno para la nitrificación parcial.

Los sistemas de dos fases más utilizados actualmente para realizar los procesos Anammox son los reactores de tipo SBR (en inglés Secuential Batch Reactor), y los tanques Uasb seguidos de reactores aeróbicos. En los reactores SBR, las dos etapas se llevan a cabo en un solo reactor en forma secuencial. Allí las bacterias forman lodos o gránulos, que durante las etapas de aireación y mezcla se mantienen en suspensión, y en la etapa de reposo se decantan, lo cual facilita la salida del efluente tratado y del exceso de lodos.

De acuerdo al estudio de Yuanyuan Zhang et al sobre el proceso Anammox en tanques Uasb³⁵, los gránulos de bacterias Anammox adecuados para el proceso tienen un diámetro promedio de 2.96 mm. Los gránulos que tienen diámetros de más de 4.58 mm tienden a flotar, y afectan negativamente el proceso hasta llevarlo eventualmente al colapso. Por lo tanto, se recomienda controlar su formación limitando el diámetro de los gránulos a 2.2 mm.

De acuerdo a este estudio, los gránulos están formados por bacterias Anammox tienen densidades de 1.03 mg/L, y albergan una concentración de biomasa estimada en un rango de 91 a 120 mg SSV/L, que es bastante alta. La densidad y la concentración decrecen con el diámetro, y por lo tanto su efectividad en la remoción de nitrógeno. El proceso de tratamiento mostró ser tolerante a variaciones en las concentraciones de diversas sustancias en las aguas residuales, pero se ve muy afectado por variaciones en sus caudales. La actividad específica SAA (Specific Anammox Activity) en los gránulos, tanto

35 Yuanyuan Zhang, Xuehong Zhang, Weijie Zang- "Research Advances in Anammox Granular Sludge". Guilin University of Technology, China. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17163029>

en sistemas SBR como Uasb, puede variar desde de 0.4 a 6.12 gr N/gr SSV-día. Esta última se obtuvo con una temperatura de 35°C.

E-2.5.8. Concentración de Nitritos

Los nitritos constituyen el sustento de las bacterias Anammox, pero en altas concentraciones, éstos tienen efectos tóxicos en dichas bacterias. De acuerdo a la Ecuación E-10 del Numeral E-2.3, un mol de nitrógeno amoniacal requiere de 1.32 moles de nitrito, de modo que un aumento en la cantidad de éste más allá de dicho valor genera un aumento en su concentración. Para evitarlo, se requiere reducir la cantidad del nitrógeno amoniacal que se nitrifica.

El proceso Anammox no es afectado por concentraciones de nitrógeno amoniacal y de nitrato de hasta 1.000 mg/L. Sin embargo, es inhibido por concentraciones desde 100 mg/L de nitrito. Hay reportes de afectaciones importantes por concentraciones desde 30 mg NO₂- N/L si éstas se mantienen por más de 6 semanas (Susanne Lackner, Ref. E-14). Cuando se presentan altas concentraciones temporales, las bacterias Anammox se recuperan rápidamente, pero si éstas se prolongan, la seriedad de la afectación es severa y la recuperación prolongada.

Cuando se incrementa la cantidad de nitritos que se aplican en la parte superior del tanque anaeróbico de la planta USA, estos son asimilados por las bacterias Anammox que se desarrollan en la parte superior, y el resto se decanta en la fase de digestión anaeróbica, donde puede ser desnitrificados mediante procesos de desnitrificación tradicionales. De modo que esta planta puede adaptarse al exceso de nitritos, que puede ser ocasionado por el exceso de nitrógeno amoniacal en el RSB.

E-3. PLANTA USA (UASB - SHARON – ANAMMOX) PARA LA REMOCION DE NITROGENO AMONIACAL

E-3.1. Procesos de Tratamiento y Diseño de la Planta USA

Esta planta busca tratar aguas residuales con importantes concentraciones de nitrógeno amoniacial, utilizando para ello la capacidad del RSB que se describe en el Capítulo D-2 para convertirlo en nitritos, y la capacidad del sistema Uasb Hibrido descrito en el Numeral E-1.4 para realizar el proceso Anammox a partir de dichos nitritos. En este proceso se desnitrifican dichos nitritos, a la vez que se remueven cantidades adicionales de nitrógeno amoniacial. Mediante el proceso Anammox pueden remover eficientemente grandes cantidades de nitrógeno amoniacial. Por esta razón se utiliza generalmente para tratar efluentes con grandes concentraciones de este contaminante, tales como los procedentes de industrias cárnicas, pero puede aplicarse exitosamente a tratamientos de aguas de aguas municipales en zonas tropicales, como se indica en el Numeral E-3.6.

La planta USA tiene un Reactor Secuencial de Biopelícula RSB, donde se tiene un proceso Sharon que realiza la nitrificación parcial para producir los nitritos que alimentan las bacterias Anammox. La planta también tiene un tanque Uasb Hibrido en el que se realizan dos procesos anaeróbicos. En su parte inferior se tiene un proceso digestión anaeróbica, cuyo objeto es bajar la relación C/N a valores menores a 2, lo cual se requiere tanto para la producción de nitritos en el RSB, como para el proceso Anammox que ocurre en la parte superior Uasb Hibrido, que también es anaeróbica.

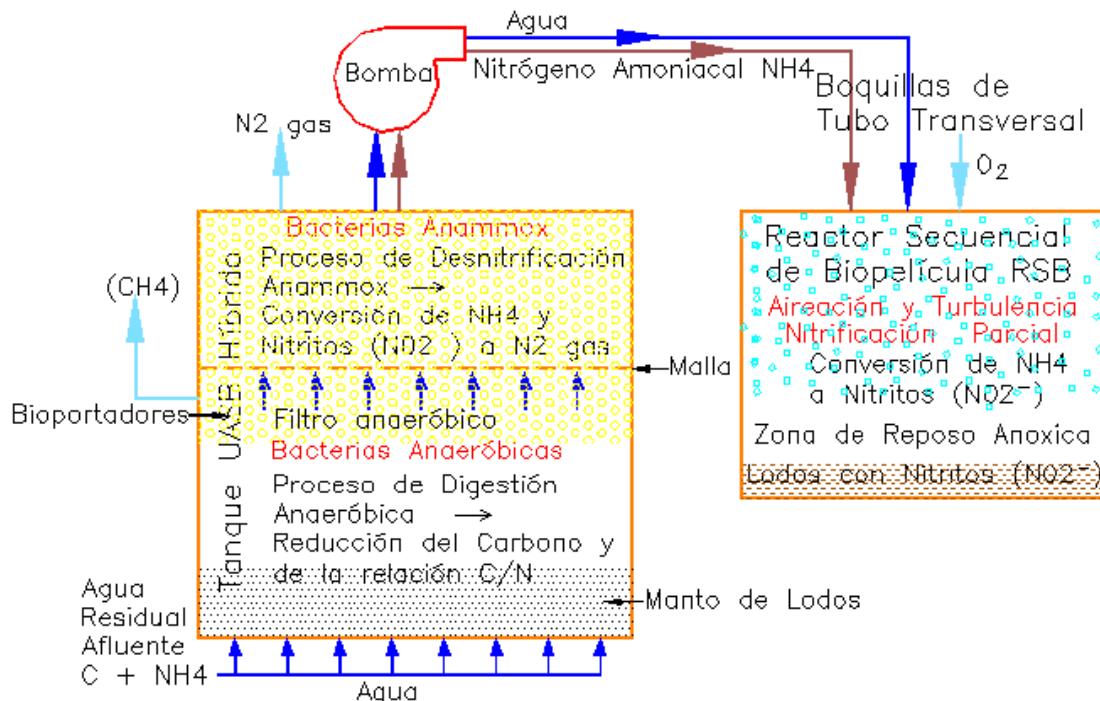
El tratamiento del agua tiene 2 etapas que se ilustran en la siguiente figura. En una primera etapa, el agua es bombeada del tanque Uasb Hibrido de flujo ascendente hacia el RSB, donde sale a través de chorros emergidos, lo cual produce aireación y turbulencia que facilitan la transferencia de oxígeno al agua, y el desarrollo de biopelículas en los bioportadores que se encuentran allí. Dichas biopelículas albergan las bacterias nitrificantes que producen los nitritos. El agua bombeada en esta etapa atraviesa la zona de digestión anaeróbica del Uasb Hibrido, donde se reduce la concentración de carbono y la relación C/N. Luego pasa por la zona del proceso Anammox, donde las bacterias y desnitrifican los nitritos que reciben en la segunda etapa, y consumen parte del nitrógeno amoniacial en este proceso. Cuando el nivel del agua alcanza un sensor de nivel ubicado en la parte superior del RSB, la bomba se apaga, y se da inicio a la segunda etapa.

En esta segunda etapa el agua está en reposo, y ocurren dos fases de tratamiento. En la primera fase sale el efluente a través del filtro flotante formado por bioportadores, donde se producen los efectos de filtración y decantación, que garantizan la calidad del agua. El volumen del efluente es controlado por un sistema de tope descrito en el Capítulo D-2, que detiene en cierto nivel el descenso de la tubería perforada flotante por donde sale el agua.

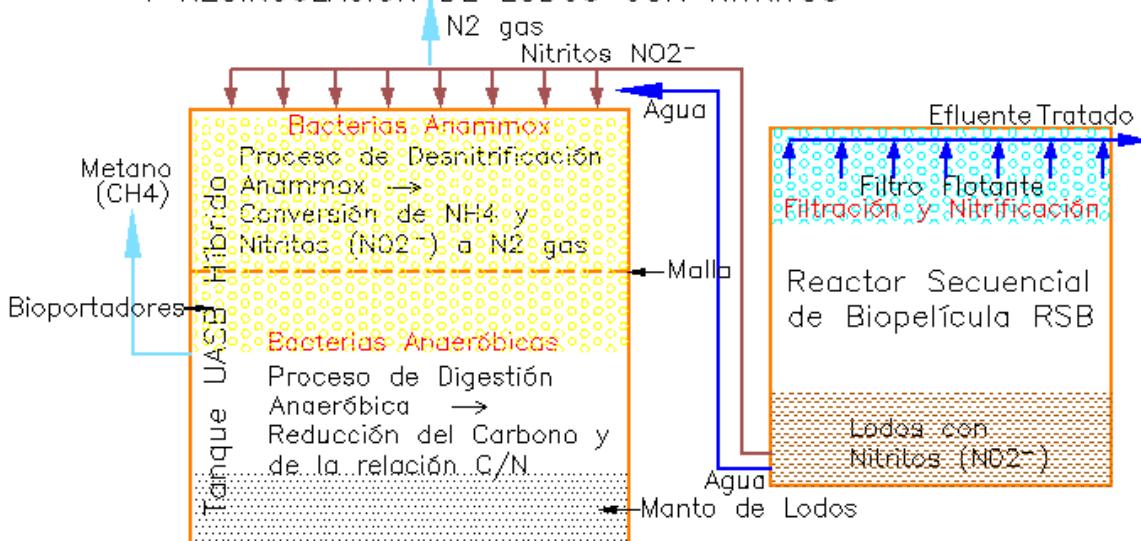
A continuación ocurre la segunda fase, donde los lodos que se han acumulado en el fondo del RSB salen hacia el Uasb Hibrido. En la tubería de salida del efluente del RSB se coloca un sensor de flujo tipo paleta, que indica el momento en que termina la salida del agua. En este momento comienza la salida de los lodos acumulados en el fondo del RSB hacia el Uasb Hibrido. Entonces, la señal del sensor de paleta abre las válvulas de solenoide que controlan la salida de los lodos. Otra alternativa para iniciar la salida de lodos, es colocar el

sensor de nivel con el que se abre la válvula en la salida de lodos, en un punto ligeramente arriba del nivel que alcanza el agua cuando haya salido todo el efluente. En este caso, dicha válvula se abre poco tiempo antes de que se termina la salida de éste.

Figura E-7. Esquema de la Planta USA (Uasb - Sharon – Anammox)



ETAPA DE REPOSO CON SALIDA DE EFLUENTE Y RECIRCULACION DE LODOS CON NITRITOS



Los lodos que salen hacia el Uasb Híbrido contienen nitritos, los cuales son distribuidos por el mismo panel de tuberías perforadas utilizadas en la succión de la bomba. La diferencia de altura entre el RSB y al Uasb hace que se produzca bastante turbulencia en la salida del agua en la parte superior del filtro anaeróbico, lo cual facilita la uniforme de los nitritos y el

contacto de éstos con las bacterias Anammox. La salida de lodos finaliza cuando un sensor de nivel cierra la válvula de solenoide que permite dicha salida. El nivel de dicho sensor determina el volumen de lodos evacuado. La tubería que recircula el agua y los lodos hacia el tanque Uasb sale del fondo de RSB, de modo que no trasporta oxígeno hacia dicho tanque.

Para que se inicie el nuevo ciclo de tratamiento se requiere que se haya cerrado la válvula que permite la salida de lodos del RSB, y que en el tanque anaeróbico se encuentre disponible el volumen de este ciclo. En el inicio del ciclo se activan las bombas de llenado y aireación en el RSB. En el caso de que durante el tiempo del ciclo entre más agua de la que es posible tratar en éste, dicha agua se acumula en el tanque de entrada. Para evitar que este se desborde, se requiere implementar un sistema de rebose con un bypass que pueda evacuar el caudal que no pueda ser tratado.

Como resultado de las dos etapas de tratamiento, las bacterias Anammox del Uasb Híbrido están sometidas a afluencias alternadas de nitrógeno amoniacoal, cuando hay flujo de éste hacia el RSB, y luego de nitritos, cuando hay flujo de lodos del RSB hacia el Uasb Híbrido. Es poco probable que durante el bombeo, los nitritos de devuelvan hacia el RSB, puesto que los lodos que los contienen son retenidos eficientemente en el filtro anaeróbico del Uasb, mediante los mecanismos que se describen en el Capítulo D-2. En el ejemplo presentado en la Tabla E-2, con una tasa de recirculación de 4.30 (volumen de bombeo dividido por el volumen de agua tratada por ciclo), se tiene una velocidad ascendente a través del filtro anaeróbico de solo 2.81 cm por minuto.

En cada ciclo de tratamiento se tiene un volumen de salida de agua tratada calculada como el área del RSB multiplicada por la diferencia entre el nivel máximo determinado por el sensor de apaga la bomba cuando se alcanza este nivel, y el nivel fijado por el tope que interrumpe la salida del efluente. Luego se tiene una salida de lodos cuyo volumen está determinado por el área del RSB multiplicado la diferencia entre el nivel anterior, en el nivel del sensor que cierra la válvula de purga de lodos. El volumen de agua bombeada por cada ciclo es la suma de los dos volúmenes anteriores. La relación entre este volumen, y el de la salida del efluente en el ciclo nos da la tasa de recirculación.

El tiempo de aireación con chorros emergidos en cada ciclo se calcula como el volumen de bombeo durante éste, dividido por el caudal de la bomba. En este tiempo se debe transferir al agua el oxígeno requerido por la nitrificación parcial. La capacidad de tratamiento de la planta se calcula como el volumen de efluente tratado en el ciclo, dividido por el tiempo que dura éste. Este tiempo se calcula como la suma de los tiempos de llenado del reactor, de salida del efluente del RSB a través del filtro flotante, y de recirculación con salida de lodos.

Al inicio del ciclo se suministra la alcalinidad que requieren los procesos de nitrificación, y para alcanzar los valores de pH que necesitan. En el tanque anaeróbico también se podría requerir alcalinidad para controlar la baja del pH que produce la digestión anaeróbica, la cual afecta las bacterias metanogénicas, como se indica en el Numeral E-1.1. La alcalinidad puede estar en forma de bicarbonato de sodio, soda cáustica o cal hidratada, pero generalmente se utiliza esta última. El proceso de dosificación para el suministro de la alcalinidad se trata en el Numeral E-2.5.5. Para determinar la dosis de alcalinidad a añadir

por ciclo, es necesario hacer ensayos que establezcan la relación entre la adición del álcali, y la alcalinidad y el pH, tanto en el tanque anaeróbico como en el RSB. En la planta USA se podría implementar un sistema de control como el que se trata en el Capítulo D-8, que mida los parámetros, y a partir de algoritmos determinar la dosis de cal requerida en el ciclo, y realizar automáticamente los controles.

E-3.2. Proceso de Digestión Anaeróbica en la Parte Inferior del Uasb Híbrido

El Uasb Híbrido se trata en el Numeral E-1.4, y tiene en su parte superior dos capas de bioportadores porosos con flujo ascendente. La capa inferior hace parte del filtro anaeróbico, en donde se realiza un proceso de digestión anaeróbica de carga orgánica para remover carbono. Esto tiene por objeto reducir la relación C/N a 2 o menos, como lo requieren los procesos Anammox y Sharon para la nitrificación parcial. Sobre esta capa de bioportadores se coloca una segunda capa de éstos, en la cual se realiza el proceso de desnitrificación Anammox. Este proceso se facilita porque el agua que llega hasta esta última capa tiene una concentración reducida de carbono. Se debe colocar una malla horizontal que separe las dos capas de bioportadores, puesto que la capa inferior alberga bacterias que realizan la digestión anaeróbica, mientras que la superior alberga bacterias que realizan el proceso Anammox que realizan este proceso.

Los bioportadores deben tener un diámetro suficiente para evitar que la biopelícula Anammox obstruya las cámaras internas que tienen. La capacidad de remoción de nitrógeno por m^2 de biopelícula en procesos Anammox es bastante superior al correspondiente a los gránulos que generalmente se utilizan en procesos tradicionales. Por lo tanto, con las soluciones propuestas se requiere menor cantidad de bioportadores, y reactores de menor volumen.

Los Uasb Híbridos con bioportadores son bastante eficientes para los procesos de Anammox y de digestión anaeróbica. Para el caso de la zona inferior, donde se realiza la digestión anaeróbica, estos tanques tienen remociones de entre 70 y 90% de la carga orgánica, con periodos de retención hidráulica HRT desde solo 3.4 horas, según R. Praba Rajathi. (Ref. E-3), Para el diseño se recomienda utilizar una eficiencia del 90%, considerando la capacidad de los bioportadores tubulares porosos de remover gran cantidad de carga orgánica, mediante procesos de intercepción, decantación, y retención de lodos. Los diseños del Huasb Híbrido se tratan en el Numeral E-1.4. Estos tanques tienen un panel de tuberías perforadas que distribuyen las aguas residuales uniformemente en el fondo, y en la superficie un panel flotante de tuberías ranuradas conectado a la succión de la bomba que conduce el agua hacia el RSB. Entre los dos paneles se produce un flujo lento tipo pistón que facilitan una filtración de las aguas a través del manto de lodos que se encuentra en el fondo del Uasb, y a través de filtro anaeróbico y de la zona de bioportadores donde ocurre el proceso Anammox, que se encuentra en su parte superior.

Los lodos digeridos tienden a acumularse en el fondo del tanque Uasb Hibrido, de modo que éste debe estar provisto de un sistema de purga para extraer periódicamente dichos lodos hacia el lecho de secado. Se considera que los lodos procedentes de tanques Uasb Híbridos están bastante bien estabilizados y tienen escaso volumen, puesto que tienen un prolongado proceso de digestión anaeróbica que convierte la materia orgánica en metano,

CO₂ y amoniaco. Por esta razón se recomiendan lechos de secado de un solo módulo, que se describen en el Numeral F-2.3. Para el caso de los Uasb Híbridos, se recomienda que la purga de lodos se haga cada dos semanas, considerando la capacidad del filtro anaeróbico de retener y almacenar los lodos, y que con el aumento del tiempo de permanencia en el tanque, se consiguen lodos más estabilizados y de menor volumen. La evacuación se los lodos del tanque Uasb se haría mediante tuberías de fondo, con entradas distribuidas en toda su superficie, como se muestra en las figuras E-8 y E-9. De acuerdo a Figura F-4 de Lawrence K. Wang et al (Ref. F-7), para facilitar el secado, se recomienda una profundidad de los lodos en el lecho de 20 cm, y para lograrlo se instala un sensor de nivel que apague la bomba de lodos cuando se alcance esta profundidad. Se recomienda realizar la purga de lodos cada 2 semanas, para obtener biosólidos mejor estabilizados y con menor contenido de agua. En la Tabla F-4 se presenta el cálculo de un lecho de secado de lodos procedente de un tanque Uasb Híbrido.

En las siguientes figuras se presenta el diseño de la planta USA.

Figura E-8. Planta de Tratamiento USA para Aguas de Matadero - Vista en Planta

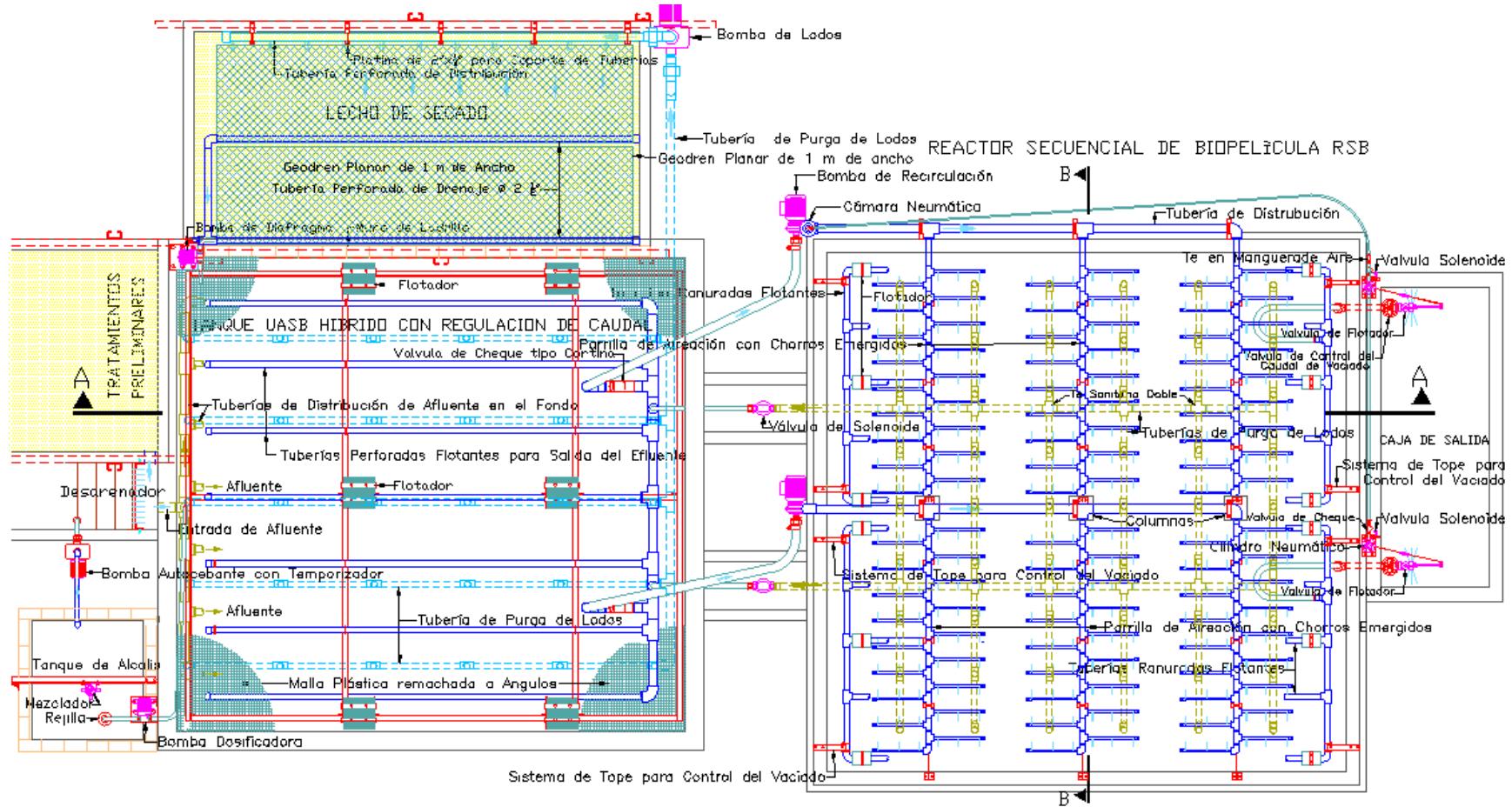
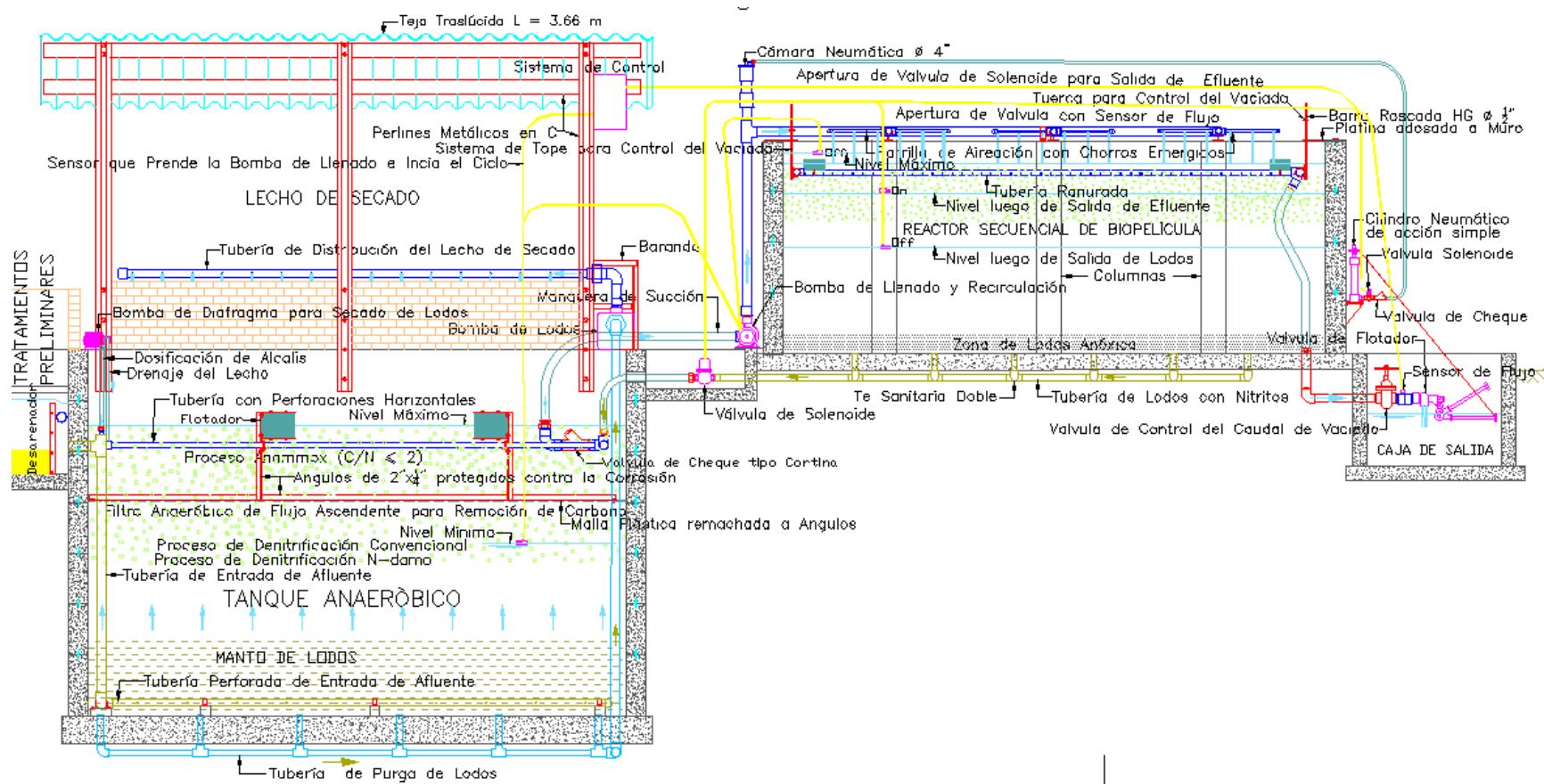


Figura E-9. Planta de Tratamiento USA - Vista de Corte Longitudinal



E-3.3. Proceso Sharon en el Reactor Secuencial de Biopelícula

El Reactor Secuencial de Biopelícula RSB, que se trata en el Capítulo D-2, permite optimizar el proceso Sharon para la producción de nitritos, debido a su eficiencia energética en los procesos de nitrificación, que es superior al de los otros dispositivos de aireación como se aprecia en la Tabla A-5 del Texto A, y a su capacidad de controlar el oxígeno disuelto. Este control es indispensable para promover el crecimiento de las bacterias AOB que convierte el nitrógeno amoniacial en nitritos, y evitar las bacterias NOB de los convierte en nitratos.

Cuando hay bajas concentraciones de nitrógeno amoniacial, en la planta USA se puede producir un exceso de oxígeno, y parte de la nitrificación es completa. Como se anota en el numeral anterior, los nitratos producidos también pueden desnitrificarse en el tanque Uasb mediante el proceso de desnitrificación convencional. Según Qais Banhani et al (Ref. E-43), la presencia de nitratos no afecta el proceso Anammox.

En los procesos Sharon que realizan la nitrificación parcial para la producción de nitritos, es recomendable la utilización de bioportadores, puesto que éstos ofrecen una gran superficie de soporte para que se adhieran las bacterias AOB que producen dichos nitritos. También se requiere un control estricto del oxígeno disuelto para evitar la nitrificación completa que convierte los nitritos en nitratos. En la literatura técnica se demuestra la superioridad del proceso de nitrificación parcial con bioportadores, sobre el que utiliza la biomasa en suspensión, como es el caso de los lodos activados convencionales³⁶.

El Reactor Secuencial de Biopelícula RSB, que se describe en el Capítulo D-2, cumple con las condiciones anteriores, lo cual le permite optimizar la producción de nitritos mediante el proceso Sharon, que se trata en el Numeral C-1.3. El llenado del RSB se hace a través de tuberías perforadas que producen una aireación con chorros emergidos en este reactor. Estos chorros someten periódicamente a los bioportadores a la acción de lavado, debido al patrón de movimiento circular que tienen, lo cual se considera efectivo para remover el exceso de biopelícula y controlar su espesor, como se indica en el Capítulo A-3 y el Numeral C- 2.4. Esto aumenta la eficiencia de la nitrificación, y además evita que se desarrollan bacterias NOB, las cuales convierten los nitritos en nitratos.

El cálculo del Reactor Secuencial de Biopelícula RSB se presenta en la Tabla E-2, y es similar al que se hace para la planta MBBR Secuencial que se trata en el Capítulo D-3

Las ventajas de utilizar reactor RSB son las siguientes:

- Permite el control adecuado del oxígeno disuelto, que es necesario para realización del procesos de nitrificación parcial Sharon que produce los nitritos
- Los bioportadores tubulares porosos proporcionan gran área superficial requerida para este proceso Sharon

36 Jeongdong Choia & Youngho Ahnb “Comparative performance of air-lift partial nitritation processes with attached growth and suspended growth without biomass retention” Environmental Technology Volume 35, Issue 11, 2014.

<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/0959330.2013.868037>

- La aireación mediante chorros emergidos en tanques con bioportadores tiene mayor eficiencia energética que los demás dispositivos de aireación, como se aprecia en la Tabla A-5 del Texto A.
- La aireación intermitente produce lapsos de tiempo anóxicos en el agua, que afectan menos a las bacterias AOB, que producen nitritos, que las NOB, que transforman los nitritos en nitratos, facilitando el control de estas últimas (ver Numeral E-2.5.3).
- El efluente sale a través de un filtro formado por bioportadores, el cual realiza un proceso de filtración muy eficiente, que redunda en la calidad del agua tratada

Según Wen-Ru Liu et al (Ref. E-29), para controlar las bacterias NOB en procesos de nitrificación parcial en reactores SBR, es importante que los bioportadores que contienen las biopelículas tengan un tiempo de anoxia de entre 10 y 120 minutos. En la planta USA, el tiempo mínimo de anoxia se calcula como tiempo total del ciclo, menos el tiempo de aireación. Este tiempo es de 37.5 minutos en el caso de aguas industriales (Tabla E-2), y de 21.6 minutos en aguas municipales (Tabla E-4). Cuando se tienen caudales menores a los de diseño, la planta permanece inactiva un tiempo adicional, y el tiempo de anoxia se prolonga, pero es poco probable que llegue a superar los 120 minutos.

La diferencia respecto al RSB descrito en el Numeral D-2 es que los lodos con nitritos que han sido producidos en la tanda, no se llevan al fondo del tanque Uasb para realizar la desnitrificación convencional, sino que se distribuyen encima de éste, sobre la capa de bioportadores donde se realiza el proceso Anammox.

Los siguientes son los procesos que se realizan en el RSB dentro de una planta USA:

- Llenado del RSB utilizando una bomba, que toma el agua de la superficie de la zona donde se realiza el proceso Anammox, y la vierte en el RSB a través de chorros emergidos, que realizan allí procesos de mezcla y aireación. En estos procesos, el nitrógeno amoniacial que contiene el agua es asimilado por las biopelículas que se forman en los bioportadores que contiene el RSB. La erosión de estas biopelículas ocasionada por la turbulencia genera lodos con nitritos que se decantan en el fondo del RSB, que tiene condiciones anóxicas. Cuando el nivel del agua alcanza un sensor instalado en el RSB, la bomba se apaga. El agua sale hacia el tanque Uasb desde la zona anóxica del fondo, de modo que no lleva oxígeno que pueda afectar el proceso Anammox. La permanencia de los lodos en la zona anóxica también es útil para controlar las bacterias NOB, como se indica en el Numeral E-2.5.3.
- Cuando finaliza la etapa de aireación, viene una fase de reposo en la cual se produce la salida del efluente. Dicha salida se realiza a través del filtro flotante que forman los bioportadores. Durante esta salida se realizan los procesos de nitrificación, de decantación, y de adsorción de sólidos suspendidos que se describen en el Capítulo D-2, los cuales mejoran sustancialmente la calidad del agua tratada. El volumen de agua tratado en el ciclo corresponde al área del RSB multiplicado por la diferencia de niveles en éste. El nivel máximo está determinado por flotador eléctrico que interrumpe el bombeo hacia el RSB. El nivel mínimo se controla mediante un tope que impide el descenso la tubería ranurada flotante por donde sale el efluente. El sistema de tope

que fija el nivel mínimo en el RSB, se describe en el Numeral D-2.3 y se muestra en la Figura D-6 del Numeral D-5.9.

- Posteriormente salen los lodos acumulados en el RSB salen hacia el tanque anaeróbico. Esto se hace abriendo la válvula de solenoide que controla la descarga de fondo del RSB, la cual dura hasta que el nivel del agua alcance un sensor ubicado en dicho reactor, cuya señal cierra la válvula que controla la salida de lodos. Estos lodos se distribuyen sobre el tanque anaeróbico a través de la parrilla de tuberías perforadas, que se encuentra inmersa en la capa de bioportadores con bacterias Anammox. La diferencia de niveles entre el RSB y el tanque Uasb hace que el agua salga a gran velocidad durante dicho lapso, lo cual ocasiona una turbulencia que facilita el contacto entre los nitritos que contiene, las bacterias Anammox ubicadas sobre los bioportadores, y el nitrógeno amoniacial contenido en el agua del tanque. Esta mezcla evita las concentraciones excesivas de nitritos, que resultan tóxicas para las bacterias Anammox, como se explica en el Numeral E-2.5.8. Los nitritos permanecen largo tiempo dentro de los filtros de bioportadores debido a la capacidad de retención de éstos, lo cual facilita los procesos de nitrificación allí.

Los bioportadores tienen una capacidad de remover nitrógeno amoniacial limitada, que está definida por el parámetro SARR (Surface Area Removal Rate), definido en gramos de dicho nitrógeno por m^2 de bioportadores por día. El cálculo de este parámetro se encuentra en el Numeral C-2.3, y para alcanzarlo se requiere tener en el RSB alturas H_b de la capa de bioportadores bastante altas, que en la Tabla E-2 correspondiente al tratamiento de aguas residuales municipales, se estima en 0.62 m.

E-3.4. Proceso Anammox en la Parte Superior del Uasb Híbrido

Las bacterias Anammox se desarrollan en forma de biopelícula que se forman en la superficie de los bioportadores flotantes, lo cual evita que dichas bacterias puedan ser arrastradas por el flujo de agua, como puede ocurrir cuando se encuentran en forma de gránulos. La malla plástica evita la mezcla entre los bioportadores ocasionada por el movimiento ascensional de los gases, y mantiene los bioportadores con bacterias Anammox en la parte superior del tanque Uasb Híbrido, donde las concentraciones de carbono son mínimas, y el agua contiene esencialmente nitrógeno amoniacial. De esta forma se evita que los bioportadores que contienen dichas bacterias, se desplacen hacia zonas inferiores, donde existen concentraciones de carbono importantes que afectan las bacterias Anammox.

El filtro flotante es bastante adecuado para realizar el proceso Anammox. Por una parte, éste tiene alta capacidad de retener los lodos con nitritos, mediante procesos de decantación en las celdas internas de los bioportadores. Por otra parte, el filtro flotante también tiene alta porosidad, estimada en 89%, que le permite albergar gran cantidad de agua con alto contenido de nitrógeno amoniacial disuelto. De este modo, en la parte superior del filtro anaeróbico, las bacterias Anammox adheridas a los bioportadores tienen contacto simultáneamente con los nitritos procedentes del RSB, y con el nitrógeno amoniacial que asciende cuando hay bombeo hacia el RSB. En este caso, el flujo asciende a través de dicho filtro, y se forma una turbulencia dentro de las cámaras internas de los bioportadores

que pone en contacto la biopelícula de bacterias Anammox, con los nitritos que se encuentran dentro de ellas y con el nitrógeno amoniacial disuelto en el agua.

Para facilitar el desarrollo de las bacterias Anammox es aconsejable tener ciclos de tratamiento relativamente cortos, de tal manera que se reduzca la cantidad de nitritos producidos por ciclo, y que se limiten las variaciones en las concentraciones de nitritos y nitrógeno amoniacial que ocurren en dicho ciclo.

Los lodos procedentes del RSB, y los nitritos que contienen, pueden quedar retenidos en las cámaras internas de los bioportadores por largo tiempo, lo cual facilita el desarrollo allí de las bacterias Anammox, las cuales también tienen acceso al nitrógeno amoniacial disuelto en el agua, cuando el bombeo hacia el RSB ocasiona el flujo ascendente de ésta a través del filtro flotante. La decantación en el tanque Uasb de los nitritos producidos en el RSB se hace lentamente, debido a las obstrucciones que oponen los bioportadores, y a la capacidad de decantación de sus cámaras internas.

Los chorros horizontales que salen de la parrilla distribuyen los nitritos en la parte del filtro flotante ubicada sobre la malla, donde se realiza el proceso Anammox. Al filtro anaeróbico situado abajo solo llegan los nitritos sobrantes del proceso Anammox, que se decantan lentamente debido al efecto del filtro. Allí encuentran concentraciones mayores de carbono, lo cual facilita su desnitrificación por bacterias desnitrificante convencionales. En este proceso se consumen carbono, lo cual facilita el desarrollo del proceso Anammox que se realiza arriba. Cuando se aumenta la afluencia de nitrógeno amoniacial, y por lo tanto la producción de nitritos, es posible que el proceso Anammox se extienda a zonas bajo la malla que lo separa de la nitrificación convencional.

También puede ocurrir lo contrario cuando escasea el nitrógeno amoniacial. En las referencias E-20 a E-23 del Numeral E-2.4 se indica que las bacterias Anammox pueden convivir con las bacterias heterótrofas que realizan la desnitrificación convencional de los nitritos. Cuando aumenta la afluencia de nitrógeno amoniacial, se requiere facilitar el desarrollo de las bacterias Anammox y desnitrificantes, y para ello es necesario añadir bioportadores. También se debe añadir bioportadores en el RSB para aumentar la capacidad de producción de nitritos. Hay que tener en cuenta que las tasa a las que se duplican las bacterias nitrificantes AOB y las Anammox son de 30 y 11 días respectivamente (Razia Sultana, Ref. E-16), por lo cual el tiempo que toma el ajuste de los procesos a las variaciones en la afluencia de nitrógeno amoniacial es importante.

Para el diseño del proceso anaeróbico Anammox se requiere calcular la cantidad de bioportadores requeridos la Actividad Anammox Específica (SAA por sus siglas en inglés Specific Anammox Activity), que indica la tasa de remoción de nitrógeno amoniacial por el proceso Anammox en función de la biomasa Vss disponible, o del área de bioportadores cuando se utilizan éstos. Este cálculo se hace con la Ecuación E-13 de A. Malovanyy et al. (Ref. E-33 del Numeral E-2.5.6), que relaciona la Actividad Específica Anammox SAA en gN/m²-día, con la temperatura del agua. No se recomienda utilizar procesos Anammox en aguas con temperaturas inferiores a 25°C.

Las bacterias Anammox crecen lentamente y son afectadas por las altas concentraciones de nitritos y de carbono. Un aumento en las concentraciones de nitrógeno amoniacial se traduce en un incremento en la producción de nitritos en el RSB, debido a que las bacterias

AOB que los producen se duplican cada 30 días. Las bacterias Anammox crecen lentamente, y por lo tanto su capacidad de asimilar dichos nitritos se ve sobrepasada. Mientras tanto, las bacterias desnitrificantes convencionales, que también crecen bastante rápido, pueden encargarse de la desnitrificación de los nitritos, siempre y cuando cuenten con el carbono requerido, el cual puede ser encontrado bajo la zona correspondiente al proceso Anammox. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la desnitrificación convencional es menos eficiente. Se estima que la tasa de crecimiento de las bacterias desnitrificantes convencionales es de 0.30/h, mientras que la correspondiente a las bacterias Anammox es de 0.0027/h (Razia Sultana, Ref. E-16).

El proceso Anammox también se afecta con un aumento en las concentraciones de carbono. Es caso de que dicho carbono aumente, se fortalece la desnitrificación heterótrofa convencional, que requiere de dicho carbono. Entonces esta desnitrificación se extiende hacia arriba, desplazando las bacterias Anammox hasta un punto en el cual el exceso de carbono ha sido removido. Cuando se desplazan por completo las bacterias Anammox, la planta funciona como una de tipo MBBR Secuencial que se describe en el Numeral D-3.

La mejor forma de afrontar el aumento en la afluencia de carbono es mejorar la eficiencia del tanque Uasb Híbrido en removerlo. Este tanque, que se trata en el Numeral E-1.4, es el recomendado por Maaike Hoekstra (Ref. E-32) para remover carbono antes del proceso Anammox en los tratamientos de aguas residuales municipales en climas cálidos. Jie Liu et al³⁷ reporta un proceso exitoso con un reactor Uasb, que remueve carbono suficiente para tener la relación C/N adecuada para el proceso Anammox de dos fases. Con este Uasb se obtuvo una eficiencia en la remoción de nitrógeno amoniacial de 93%, utilizando cargas de 1.47 kg NH₄/m³-día en el reactor aeróbico para producir nitrito, y de 0.91. kg/m³-día de nitrógeno amoniacial y de nitrito en el reactor de Anammox. El nitrógeno presente en el efluente estuvo constituido esencialmente por nitratos. En el estudio anterior se reportan otros casos de tratamiento de lixiviados con el esquema Tanque Uasb →Nitrificación Parcial → Proceso Anaerobio ANAMMOX, donde se encontraron eficiencias en remoción de nitrógeno amoniacial de entre 87% y 95%.

En la planta USA, los procesos N-Damo y de desnitrificación convencional pueden complementar el proceso Anammox. En la parte media del tanque anaeróbico puede producirse el proceso N-Damo (nitrite/nitrate-dependent anaerobic methane oxidation), descrito en el Numeral E-2.4, que utiliza metano para desnitrificar los nitritos. Los procesos N-Damo y de desnitrificación convencional no compiten por los nitritos con el proceso Anammox, puesto que éste último se desarrolla en biopartidores flotantes ubicados sobre el Uasb Híbrido, mientras que las bacterias del proceso N-damo y desnitrificantes no se integran a biopelículas. Por otra parte, las bacterias Anammox tienen acceso preferencial a los nitritos que se distribuyen en la parte superior del tanque anaeróbico, donde las demás no pueden subsistir por falta de carbono allí.

³⁷ Jie Liu, Jian Zuo, Yang et. Alt. "An autotrophic removal process: short-cut nitrification combined with Anammox for treating diluted effluent from an UASB reactor fed by landfill leachate" Science Direct. Journal of Environmental Sciences 2.010 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074209601765>

En la tabla a continuación se presenta el diseño de una planta USA para tratar aguas residuales procedentes de un matadero, en el cual se procesan carnes que contienen mucha proteína, y por lo tanto sus efluentes contienen gran concentración de nitrógeno amoniacal. Las características del afluente se tomaron de un documento de Cepis citado por Deyanira Muñoz³⁸, donde se tienen aguas residuales procedentes de mataderos, que tienen una concentración de 145 mg/L de nitrógeno amoniacal, y de 838 mg/L de DBO₅, para una relación C/N de 5.78.

A continuación se presentan la tabla con los cálculos de una planta USA para tratar aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal, como son los lixiviados o las procedentes de mataderos. En dicha tabla se puede observar el excelente desempeño energético de la planta USA para el tratamiento de aguas para el matadero. Los cálculos indican que el consumo de energía por metro cubico de agua tratada es de 0,108 kW-h/m³, que es bastante reducido considerando las altas cargas de carbono y nitrógeno, que son de 838 mg de DBO₅/L y 145 mg de NH₄/L respectivamente.

³⁸ Deyanira Muñoz. "Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales de Matadero para una Población Menor de 2.000 Habitantes".

https://www.academia.edu/6822584/SISTEMA_DE_TRATAMIENTO_DE_AGUAS_RESIDUALES_DE_MATADERO PARA UNA POBLACI%C3%93N MENOR 2000 HABITANTES SYSTEM_OF_RESIDUAL_WATER_TREATMENT_OF_SLAUGHTER_HOUSE_FOR_A_SMALLER_POPULATION_2000_INHABITANTS

Tabla E-2 Calculo de Planta USA para Tratamiento de Aguas Residuales de un Matadero

Clasificación de la Información

Información de Entrada

Variables Principales de Entrada
Parámetros de Diseño Asumidos
Parámetros tomados de la Literatura Científica o Técnica
Información de Salida
Resultados Finales e Indicadores de Desempeño
Indicadores de Control
Parámetros y Datos de Diseño Calculados
Otros Cálculos

Parámetros de Entrada

Caudal a Tratar	1,20 Lps
Concentración DBO Afluente	838 mg/L
Carga de DBO5 Afluente	86,9 kg DBO5/día
Concentración de Nitrogeno Ammoniacal Afluente	145 mg/L
Carga de NH4 Afluente a Planta	15,03 kg NH4/día
Eficiencia Remoción de DBO	90%
Eficiencia Máxima en Remoción de Nitrógeno Ammoniacal hay proceso Anammox estricto	94%
Eficiencia Remoción de Nitrogeno Ammoniacal Asumida	90%
Concentración de Nitrogeno Ammoniacal a Remover	131 mg/L
Volumen Total de Biopartidores en la Planta	35,69 m3

Calculo del RSB

No de Lineas	2 u
No de Parrillas por Línea	3 u
No Total de Parrillas	6 u
Longitud entre Soportes de Parrilla	2,80 m
Separación Mínima entre Parrillas	1,80 m
Ancho	suficiente 5,80 m
Largo	suficiente 6,60 m
Area del RSB	38,28 m2
Tasa de Transferencia de Oxígeno Disuelto Total	2,58 Kg O2/h
Concentración de O2 en el Tanque	Cl 1,6 mg O2/L
Proporción del Nitrógeno Ammoniacal a Convertrir en Nitritos	50%
Concentración de NH4 a Remover	65,25 grNH4/m3
Tasa de Consumo de Oxígeno por Kg de NH4 para producir Nitritos	3,43 grO2/gr NH4
Cantidad de O2 requerido por m3	223,8 gr O2/m3
Adición de Oxigeno Disuelto por Ciclo de Bombeo	53,5 gr O2/m3
Tasa de Recirculación del Agua Requerida	4,18
Tiempo Total del Ciclo	tp 60 min
Número de Ciclos Diario	24 Ciclos
Volumen tratado por Ciclo	4,32 m2
Volumen a Bombeo de Aireación por Ciclo	18,06 m3/ciclo
Volumen de Retorno de Lodos por Ciclo	13,74 m3/ciclo
Cantidad de Nitrógeno Ammoniacal a Remover por Ciclo	282 grNH4/Ciclo
Cantidad de O2 requerido por Ciclo	967 gr O2/Ciclo
Remoción SARR Máxima en Biopartidores para Nitrificación Parcial	0,67 gr NH4/m ² *día 0,03 gr NH4/m ² *ciclo
Area de Biopelícula Requerida	10.029 m2
Area de Biopelícula por m3	605 m2/m3
Volumen de Biopartidores en RSB	16,56 m3
Altura de la Capa de Biopartidores Hb	Hb 0,43 m
Altura de Volumen tratado en el Ciclo	Hc 0,11 m
Altura de Volumen de Retorno de Lodos	Hr 0,36 m
Variación Total del Nivel en el RSB	0,47 m

CICLO DE OPERACIÓN DEL RSB

1- Aireación con Llenado

Tasa de Transferencia de Oxígeno Disuelto por Parrilla	0,43	Kg O ₂ /h
Tiempo de Aireación por Ciclo	ta	22,5 min/ciclo
Tiempo de Decantación de Lodos	td	3,8 min
Tiempo de Salida de Efluente	to	18,6 min
Tiempo de Salida de los Lodos	tl	10,6 min
Tiempo Total del Ciclo Requerido	suficiente	55,5 min
Tiempo de Reposo Sobrante por Ciclo		4,5 min/ciclo
Tiempo Mínimo de Anoxia en la Biopelícula > 10 min	suficiente	37,5 min

2- Reposo con Decantación

Diámetro del Lodo	0,10	mm
Densidad Relativa del Lodo de Biopelículas	1,025	
Velocidad de Sedimentación	0,009	m/s
Profundidad del Tanque Lleno	2,05	m
Tiempo de Decantación de Lodos	td	3,78 min

3- Salida del Efluente

No de Valvulas de Flotador	2	u
Diámetro de Valvula e Flotador	Valores de 1,1,5,2 ó 3	pg
Diámetro del Orificio de Valvula e Flotador		43,0 mm
Coeficiente de Perdidas en Válvula de Flotador	Km	1,00
Nivel del Agua sobre Valvula de Flotador (Pérdidas en Tuberia)	Hvf	2,00 m
Perdidas de Cabeza en Tubería	correcto	2,00 m
Capacidad de Cada Valvula de Flotador		7,68 Lps
Capacidad Total de las Valvulas de Flotador		15,35 Lps
Caudal Asumido en las Valvulas de Flotador	80%	12,28 Lps
Tiempo de Salida de Efluente	to	18,65 min

4- Salida de los Lodos

No de Valvulas de Solenoide	2	u
Diámetro de Valvulas	4	pg
Diferencia de Niveles (Pérdidas en Tubería)	Hvl	1,80 m
Perdidas de Cabeza en Tubería	correcto	1,80 m
Capacidad de Tubería de Lodos		21,63 Lps
Volúmen de Lodos a Evacuar		13,74 m ³ /ciclo
Tiempo de Salida de los Lodos	tl	10,59 min

Tanque UASB Híbrido

Profundidad Máxima en el Tanque	3,40	m
Ancho	4,20	m
Largo	6,80	m
Área en Planta	28,56	m ²
Variación Máxima de Niveles en el Tanque por Bombeo del Ciclo	0,15	m
Depósito de Sedimentos asumido	0,10	m
Altura para Almacenamiento para Regulación Diaria	Volumen de Regulación	10%
	Altura de Almacenamiento	0,36 m
Altura Mínima de Zona de Digestión Anaeróbica	2,79	m
Altura de Bioportadores para Remoción Anaeróbica de Carbono	0,40	m
Volumen de Bioportadores para Remoción de Carbono	11,42	m ³
Volumen Zona de Digestión Anaeróbica	79,56	m ³
Carga Orgánica Volumétrica OLR <1,15	correcto	1,09 KgDBO/m ³ xdía
Tiempo de Retención Hidráulica Mínima		3,40 horas
Tiempo de Retención Hidráulica Calculado	correcto	18,42 horas
Eficiencia en Remoción de Carbono mediante Digestión Anaeróbica		90%
Remoción Anaeróbica de Carga por Digestión Anaeróbica		78,2 kg DBO/día
Carga de Carbono de Salida		8,69 kg DBO/día
Relación C/N Máxima para Proceso Anammox estricto	C/N	1,00
Relación C/N Máxima para Procesos SAD o SNAD	C/N	2,50
Relación C/N de Entrada	hay proceso Anammox estricto	0,64
Carga Orgánica Superficial en Bioportadores Máxima (Surface Area Load Rate) requerida para Nitrificación Autótrofa	SALR	1,00 gr DBO/m ² *día
Carga Orgánica Especificada en Bioportadores de RSE	cumple	0,87 g DBO/m ² *día

Proceso Anammox

Temperatura del Agua	25,0	°C
Actividad Anammox Específica de Biopelícula Máxima	SAA	2,90 grN/m ² -día
Carga de Nitrogeno a Remover		6,77 kg NH ₃ /día
Área de Biopelícula Requerida por Carga de Nitrógeno		2.333 m ²
Área de Biopelícula por m ³		605 m ² /m ³
Factor de Utilización de la Biopelícula		50%
Volumen de Bioportadores para Proceso Anammox		7,71 m ³
Volumen Total de Bioportadores en Tanque Anaeróbico		19,13 m ³
Altura de Bioportadores Total en Tanque Anaeróbico		0,67 m
Velocidad Ascencional en el Filtro Anaeróbico Flotante durante Bombeo		2,81 cm/min

Transferencia de Oxígeno por las Parrillas

Condiciones de la Parrilla

Concentración de OD a la salida	Cl	1,60 mg/L
Velocidad en Chorros	V	9,00 m/s
Cabeza de Velocidad	hv	4,13 m
Chorros por Ramal		3 u
No de Ramales		18 u
No de Chorros	n	54 u
Diámetro de Orificio	1/8"	3,18 mm
Área de Flujo por Perforación		7,91 mm²
Coeficiente de Descarga	Cd	0,58
Caudal por Chorro		0,04 Lps
Caudal por Parrilla	Q	2,23 Lps

Transferencia de Oxígeno por Parrillas

Altitud		500 msnm
Temperatura	T°C	28 oC
Presión a Nivel del Mar	P	101,33 kPa
Factor de Presión		-0,06
Presión en el Sitio	Pt	95,74 kPa
Salinidad del Agua		0,00 gr/L
Concentración de Saturación de O ₂ para Temperatura	Cs _T	7,81 mg/L
Concentración de Saturación de O ₂ para Temperatura y Altitud	Cs _{TA}	7,38 mg/L
Penetración de las Burbujas Calculada	Hc	0,24 m
Altura de la Capa de Biopartidores	Hb	0,42 m
Profundidad de la Aireación	Ha	0,66 m 6,50 kPa
Concentración de Saturación de O ₂ en el Terreno	Cst	7,63 mg/L
Concentración de Saturación de O ₂ para 20 °C a nivel del mar	Cs ₂₀	9,08 mg/L
Potencia Hidráulica por Chorro	Ph	0,0017 Kw
Longitud media del Chorro		0,50 m
Eficiencia Energética del Chorro en Condiciones Estándar	SOTE	3,32 KgO ₂ /kW-h
Proporción de Biopartidores en Zona Aireada		64%
Factor de Mayoración por Efecto de Biopartidores	FMB	1,86
Eficiencia Energética del Chorro en Condiciones Estándar en Tanque con Biopartidores	SOTE	6,19 KgO ₂ /kW-h
Transferencia de O ₂ en Condiciones Estandar por Chorro en Tanque con Biopartidores	SOTRc	0,0104 Kg O ₂ /h
Factor de Corrección por Salinidad y Tensión Superficial	β	0,95
Factor de Corrección de Transferencia de O ₂ para Aguas Residuales	α	0,95
Factor Tranferencia de O ₂ en Condiciones Reales	N	0,71
Tasa de Transferencia de Oxígeno por Aireación por Chorros	AOTR	0,40 KgO ₂ /hora
No de Parrillas		6 u
Caudal Total de Aireación		13,38 Lps
Adición de Oxígeno Disuelto por Ciclo de Bombeo		49,80 gr O ₂ /m ³

Sistema de Bombeo de Aireación y Recirculación

Cabeza de Velocidad en Orificios		4,13 m	
Diferencia de Altura		2,60 m	
Pérdidas en Tuberías		0,31 m	
Total Cabeza de Bombeo		7,04 m	
No de Bombas		2 u	
Caudal de Diseño de cada Bomba	m3/h	GPM	Lps
	24,09	106,00	6,69
Eficiencia de Bombeo		80%	
Potencia de Bombeo Requerida		1,16 Kw	
Tiempo de Funcionamiento de Chorros Emergidos por Día	36,9%	8,87 horas	
Consumo Diario de Energía por Aireación con Chorros Emergidos		3.741 Kw-h /año	
Consumo de Energía Específico (por m ³ de agua tratada)		0,108 kW-h/m ³	

E-3.5. Aplicación de la Planta USA en el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales

Se considera que la planta USA (Uasb-Sharon-Anammox) solo se puede aplicar en zonas tropicales, o cuando se tratan aguas con temperaturas mínimas superiores a 16°C (Razia Sultana, Ref. E-16). La mayor eficiencia del proceso Anammox ocurre a 37°C, y se recomienda para aguas con temperaturas desde de 30°C, cuando casi la totalidad de la biomasa está compuesta de bacterias Anammox (Maaike Hoekstra Ref. E-32). Esta es la temperatura media en zonas tropicales cerca a nivel del mar, de acuerdo a un estudio de Ulises Diego-Ayala y José Gonzalo Carrillo³⁹.

En el caso del tratamiento de aguas residuales municipales, otra importante limitación es su reducida concentración de nitrógeno amoniacial, que afecta el proceso Anammox. Según la literatura técnica, el tratamiento de las aguas con bajo contenido de nitrógeno mediante procesos Anammox puede ser inestable, debido a la falta de nitritos, que es alimento que necesitan las bacterias para desarrollarse adecuadamente. Sin embargo, la combinación de los procesos de desnitrificación convencional y Anammox, que son redundantes, le da la planta USA la posibilidad de ajustarse a las variaciones de las concentraciones de carbono y nitrógeno amoniacial. Como se explica en el Numeral E-3.4, cuando la concentración de nitrógeno es muy baja respecto a la de carbono, la planta USA funcionaría como una de tipo Uasb- Sharon, que se describa en el Capítulo D-2. Cuando las concentraciones de nitrógeno aumentan, en la parte superior del tanque Uasb comienza a faltar el carbono, debido a que estos son consumidos en el proceso de desnitrificación convencional, y entonces se dan las condiciones para que las bacterias Anammox desplacen las desnitrificantes convencionales.

Tradicionalmente, la concentración de nitrógeno amoniacial en las aguas residuales municipales se consideraba muy baja para la aplicación del proceso Anammox. Sin embargo, en el estudio de Shen-Peng Sun⁴⁰, se recomienda estudiar esta alternativa debido a las grandes ventajas que presenta. En la tesis doctoral de Maaike Hoekstra (Ref. E-32) se hace un extenso estudio de la aplicación del proceso Anammox a las aguas residuales municipales. En este estudio se recomienda su utilización a temperaturas del agua superiores a 25°C (ver Numeral E-2.5.6). Las temperaturas de las aguas residuales son más estables que las temperaturas del aire, y tienen un valor medio similar. Este valor puede reducirse por efectos de la evaporación, o incrementarse debido al vertimiento de aguas calientes. También hay que considerar que la digestión anaeróbica que ocurre en los alcantarillados es ligeramente exotérmica.

³⁹ Ulises Diego-Ayala y José Gonzalo Carrillo. "Estudio del comportamiento térmico de agua para uso residencial en tinacos de concreto y polietileno en un clima cálido-subhúmedo". Ingeniería Investigación y Tecnología. 2.015. <http://www.scielo.org.mx/pdf/iit/v16n4/v16n4a9.pdf>

⁴⁰ Shen-Peng Sun et al. "Effective Biological Nitrogen Removal Treatment Processes for Domestic Wastewaters with Low C=N Ratios: A Review". Environmental Engineering Science. 2.010.

https://www.academia.edu/13638456/Effective_Biological_Nitrogen_Removal_Treatment_Processes_for_Domestic_Wastewaters_with_Low_C_N_Ratios_A_Review

De acuerdo al libro de Mogens Henze y Yves Comeau (Ref. E-26), las concentraciones de nitrógeno amoniacial en las aguas residuales municipales pueden variar entre 30 y 100 mg/L. Los valores mayores ocurren cuando se tiene bajo consumo de agua. En el mundo, el consumo de agua tiende a reducirse debido a su escasez, lo cual incrementaría la concentración de nitrógeno y la factibilidad del proceso Anammox. En un documento de Uwe Karg⁴¹ se estima que esta concentración se encuentra entre 50 y 60 mg/l, con una media calculada en 55 mg/L, considerando que cada persona aporta de 55 gr/día de nitrógeno, consume 150 L/día de agua, y que hay 50 L/día de infiltración. En la siguiente tabla se presenta una estimación de la composición de las aguas residuales domésticas realizada por la FAO.

Tabla E-3

PRINCIPALES COMPONENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS

PRINCIPALES COMPONENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS

Concentraciones en mg/L

Parámetro	Fuerte	Medio	Debil
Sólidos Totales	1200	700	350
Sólidos Disueltos (TDS)	850	500	250
Sólidos Suspendidos	350	200	100
Nitrógeno Total	85	40	20
Fósforo Total	20	10	6
Cloruros	100	50	30
Alcalinidad como CaCO ₃	200	100	50
Grasas	150	100	50
DBO ₅	300	200	100
C/N	3,53	5,00	5,00

Fuente: FAO. Ref. E-42.

En la tesis de Maaike Hoekstra (Ref. E-32) se hacen las siguientes recomendaciones para aplicar la tecnología Anammox al tratamiento de aguas residuales municipales.

- Bajar las concentraciones de carbono previamente a la desnitrificación Anammox mediante un proceso Uasb en el caso de climas cálidos. Para aplicar el proceso Anammox al tratamiento de aguas residuales municipales, la relación C/N entre concentraciones de carbono orgánico y las de nitrógeno amoniacial, se recomienda que sean menores de 2. De acuerdo al RAS (Resolución 0330 de 2.017), cada habitante produce en promedio 50 gr DBO/hab*día y 8,40 gr NH₄/hab*día, lo cual daría una relación C/N de 5.95. Según la Tabla anterior E-3, donde se presentan los componentes de las aguas residuales domésticas según la FAO⁴², C/N varía entre 3.5 para zonas con limitaciones en el suministro de agua (condición fuerte), y 5 para condiciones de suministro normales. En el capítulo 3 sobre

41 Uwe Karg. "La tecnología de medida de proceso óptima para la degradación de N y P". Hach Lange.
https://www.interempresas.net/FeriaVirtual/Catalogos_y_documentos/87050/Tecnologia_para_degradacion_de_N_y_P.pdf

42 FAO. "1. Wastewater characteristics and effluent quality parameters".
<http://www.fao.org/3/t0551e/t0551e03.htm#TopOfPage>

caracterización de aguas residuales municipales del libro de Mogens Henze y Yves Comeau (Ref. E-26), se indica que las relaciones entre DBO₅ y nitrógeno total en aguas municipales varía entre 6 a 8 cuando se tiene alto consumo de agua o hay infiltración, y 3 a 4 de lo contrario. Por lo tanto, para cumplir con la relación C/N requerida de 2 es necesario remover previamente el carbono, y el Uasb Híbrido es bastante eficiente para este propósito.

- Evitar la formación de bacteria NOB en el proceso aeróbico mediante procesos intermitentes o secuenciales, y el control del oxígeno disuelto, lo cual se consigue con la planta USA, como se indica anteriormente.
- Utilizar bioportadores para realizar los procesos aeróbicos de nitrificación parcial, y de desnitrificación Anammox con procesos anaeróbicos, los cuales deben estar en cantidades suficientes para asegurar el desarrollo de la biomasa requerida en ambos casos. Tanto las bacterias nitrificantes como las Anammox crecen lentamente, y para darle eficiencia a estos procesos se necesita un tiempo de retención de sólidos SRT elevado. Esto implica tener una gran cantidad de biomasa estable, que no pueda ser arrastrada por el flujo (ver Numeral E-2.5.7). Por lo tanto, es necesario suministrar al RSB y al tanque anaeróbico, la cantidad de bioportadores que necesitan los cuatro procesos que se realizan en ellos. Estos procesos son la nitrificación parcial, la digestión anaeróbica, y las desnitrificaciones Anammox y convencional.

Los bioportadores tubulares porosos se consideran bastante adecuados para desarrollar el proceso Anammox, puesto que tienen un diámetro relativamente grande para albergar la biopelícula Anammox, la cual es bastante gruesa. La porosidad que tienen los bioportadores tubulares porosos provee de nichos donde se facilita el crecimiento de las bacterias Anammox en la cara exterior.

En los inicios del funcionamiento, la planta USA podría recibir aguas residuales con cantidades de nitrógeno amoniacal insuficientes para realizar el proceso Anammox, pero estas cantidades aumentarían en la medida de que se incremente la población servida, y se reduzca su consumo de agua debido a las restricciones en el abastecimiento. En ocasiones podría ser adecuado construir plantas de tratamiento USA aun cuando se tengan concentraciones de nitrógeno amoniacal relativamente bajas. De esta manera la planta estará en condiciones de afrontar el aumento de las cargas de nitrógeno hacia el futuro. Para afrontar las cargas de nitrógeno y carbono futuras, es importante darle al tanque anaeróbico y al RSB las dimensiones apropiadas, para que puedan recibir volúmenes adicionales de bioportadores, que permitan albergar mayores cantidades biomasa para la digestión anaeróbica, para el proceso Anammox, y para la desnitrificación convencional que podría ocurrir al principio.

En la Tabla E-3 a continuación se presenta la alternativa de una planta USA para tratar aguas municipales típicas en una zona tropical cerca al nivel del mar. En el cálculo se asumió una temperatura del agua de 28°C, que es propia de dichas zonas. En los cálculos se considera una concentración de nitrógeno amoniacal de 80 mg/L, la cual es algo inferior a la considerada concentración fuerte en la Tabla E-3 anterior.

En las aguas residuales municipales la concentración de nitrógeno amoniacal típica es de 40 mgNH₄/L según la Tabla A-7. Para esta concentración el proceso Anammox es

inestable. Por lo tanto se recomienda la planta USA para tratar aguas con concentraciones mayores a 80 mgNH₄/L Esta concentración se asumió en los cálculos de la Tabla E-4, Según estos cálculos, el consumo de energía de esta planta es de 0,049 kW-h/m³. Como se observa en la Tabla A-6, esta eficiencia energética se destaca entre las plantas presentadas en este sitio web, que tratan aguas con concentraciones de solo 40 mgNH₄/L. Esta eficiencia energética se explica porque en la planta USA, con la desnitrificación con bacterias Anammox, cada 1.32 moles de nitrato se consumen 1 mol de nitrógeno amoniacoal (Ecuación E-10), reduciendo así la cantidad de nitrógeno a desnitrificar. Además, la desnitrificación con el proceso Anammox es de 1.5 a 2 veces más rápida que la desnitrificación convencional, y también reduce el volumen de lodos en más de 40%.

Tabla E-4. Cálculo de Planta USA para Tratamiento de Aguas Residuales Municipales

Clasificación de la Información

Información de Entrada

Variables Principales de Entrada
Parámetros de Diseño Asumidos
Parámetros tomados de la Literatura Científica o Técnica
Información de Salida
Resultados Finales e Indicadores de Desempeño
Indicadores de Control
Parámetros y Datos de Diseño Calculados
Otros Cálculos

Parámetros de Entrada

Caudal a Tratar	1,50 Lps
Concentración DBO Afluente	220 mg/L
Carga de DBO5 Afluente	28,5 kg DBO5/día
Concentración de Nitrogeno Ammoniacal Afluente	80 mg/L
Carga de NH4 Afluente a Planta	10,37 kg NH4/día
Eficiencia Remoción de DBO	90%
Eficiencia Máxima en Remoción de Nitrógeno Ammoniacal hay proceso Anammox estricto	94%
Eficiencia en Remoción de Nitrogeno Ammoniacal asumida	90%
Concentración de Nitrogeno Ammoniacal a Remover	72 mg/L
Volumen Total de Biopartidores en la Planta	27,54 m3

Parametros del RSB

Concentración de O2 en el Tanque	Cl	1,6 mg O2/L
Proporción del Nitrógeno Ammoniacal a Converir en Nitritos		50%
Concentración de NH4 a Remover		36,00 grNH4/m3
Tasa de Consumo de Oxígeno por Kg de NH4 para producir Nitritos		3,43 grO2/gr NH4
Cantidad de O2 requerido por m3		123 gr O2/m3
Adición de Oxigeno Disuelto por Ciclo de Bombeo		60,2 gr O2/m3
Tasa de Recirculación del Agua Requerida		2,05
Tiempo Total del Ciclo	tp	40 min
Número de Ciclos Diario		36 Ciclos
Volumen tratado por Ciclo		3,60 m2
Volumen a Bombeo de Aireación por Ciclo		7,38 m3/ciclo
Volumen de Retorno de Lodos por Ciclo		3,78 m3/ciclo
Cantidad de Nitrógeno Ammoniacal a Remover por Ciclo		130 grNH4/Ciclo
Cantidad de O2 requerido por Ciclo		445 gr O2/Ciclo

Calculo del RSB

Longitud Mínima de la Parrilla	2,80 m
Separación Minima entre Parrillas	2,00 m
No de Lineas de Bombeo	1 u
No de Parrillas por Línea	3 u
No Total de Parrillas	3 u
Largo	suficiente
Ancho	suficiente
Area del RSB	18,48 m2
Remoción SARR Máxima en Biopartidores para Nitrificación Parcial	0,67 gr NH4/m ² *día 0,02 gr NH4/m ² *ciclo
Area de Biopelícula Requerida	6.917 m2
Area de Biopelícula por m3	605 m2/m3
Volumen de Biopartidores en RSB	11,42 m3
Altura de la Capa de Biopartidores Hb	Hb 0,62 m
Altura de Volumen tratado en el Ciclo	Hc 0,19 m
Altura de Volumen de Retorno de Lodos	Hr 0,20 m
Variación Total del Nivel en el RSB	0,40 m

Ciclo de Operación del RSB

1- Aireación con Llenado

Tasa de Transferencia de Oxígeno Disuelto por Parrilla	0,49	Kg O ₂ /h
Tasa de Transferencia de Oxígeno Disuelto Total	1,46	Kg O ₂ /h
Tiempo de Aireación por Ciclo	ta	18,3 min/ciclo
Tiempo de Decantación de Lodos	td	3,8 min
Tiempo de Salida de Efluente	to	5,1 min
Tiempo de Salida de los Lodos	tl	2,7 min
Tiempo Total del Ciclo Requerido	suficiente	29,9 min
Tiempo de Reposo Sobrante por Ciclo		10,1 min/ciclo
Tiempo Mínimo de Anoxia en la Biopelícula > 10 min	suficiente	21,7 min

2- Reposo con Decantación

Diámetro del Lodo	0,10	mm
Densidad Relativa del Lodo de Biopelículas	1,025	
Velocidad de Sedimentación	0,009	m/s
Profundidad del Tanque Lleno	2,05	m
Tiempo de Decantación de Lodos	td	3,78 min

3- Salida del Efluente

No de Valvulas de Flotador	2	u
Diámetro de Valvula e Flotador	Valores de 1,1.5,2 ó 3	3 pg
Diámetro del Orificio de Valvula e Flotador		43,0 mm
Coeficiente de Perdidas en Válvula de Flotador	Km	1,00
Nivel del Agua sobre Valvula de Flotador (Pérdidas en Tubería)	Hvf	2,00 m
Perdidas de Cabeza en Tubería	correcto	2,00 m
Capacidad de Cada Valvula de Flotador		7,68 Lps
Capacidad Total de las Valvulas de Flotador		15,35 Lps
Caudal Asumido en las Valvulas de Flotador	80%	12,28 Lps
Tiempo de Salida de Efluente	to	5,09 min

4- Salida de los Lodos

No de Valvulas de Solenoide	2	u
Diámetro de Valvulas		4 pg
Diferencia de Niveles (Pérdidas en Tubería)	Hvl	2,10 m
Perdidas de Cabeza en Tubería	correcto	2,10 m
Capacidad de Tubería de Lodos		23,44 Lps
Volumen de Lodos a Evacuar		3,75 m ³ /ciclo
Tiempo de Salida de los Lodos	tl	2,67 min

Tanque UASB Híbrido

Profundidad Máxima en el Tanque		3,40 m
Ancho		4,20 m
Largo		6,00 m
Área en Planta		25,20 m ²
Variación Máxima de Niveles en el Tanque por Bombeo del Ciclo		0,21 m
Depósito de Sedimentos asumido		0,10 m
Altura para Almacenamiento para Regulación Diaria	Volumen de Regulación	10%
	Altura de Almacenamiento	0,51 m
Altura Mínima de Zona de Digestión Anaeróbica		2,57 m
Altura de Biopartidores para Remoción Anaeróbica de Carbono		0,40 m
Volumen de Biopartidores para Remoción de Carbono		10,08 m ³
Volumen Zona de Digestión Anaeróbica		64,80 m ³
Carga Orgánica Volumétrica OLR <1,15	correcto	0,44 KgDBO/m ³ xd
Tiempo de Retención Hidráulica Mínima		3,40 horas
Tiempo de Retención Hidráulica Calculado	correcto	12,00 horas
Eficiencia en Remoción de Carbono mediante Digestión Anaeróbica		90%
Remoción Anaeróbica de Carga por Digestión Anaeróbica		25,7 kg DBO/día
Carga de Carbono de Salida		2,85 kg DBO/día
Relación C/N Máxima para Proceso Anammox estricto	C/N	1,00
Relación C/N Máxima para Procesos SAD o SNAD	C/N	2,50
Relación C/N de Entrada	hay proceso Anammox estricto	0,31
Carga Orgánica Superficial en Biopartidores Máxima (Surface Area Load Rate) requerida para Nitrificación Autótrofa	SALR	1,00 gr DBO/m ² *día
Carga Orgánica Especificada en Biopartidores de RSE	cumple	0,41 g DBO/m ² *día

Proceso Anammox

Temperatura del Agua		25,0 °C
Actividad Anammox Específica de Biopelícula Máxima	SAA	2,90 grN/m ² -día
Carga de Nitrogeno a Remover		4,67 kg NH ₃ /día
Área de Biopelícula Requerida por Carga de Nitrógeno		1.609 m ²
Área de Biopelícula por m ³		605 m ² /m ³
Factor de Utilización de la Biopelícula		50%
Volumen de Biopartidores para Proceso Anammox		5,31 m ³
Volumen Total de Biopartidores en Tanque Anaeróbico		15,39 m ³
Altura de Biopartidores Total en Tanque Anaeróbico		0,61 m
Velocidad Ascensional en el Filtro Anaeróbico Flotante durante Bombeo		3,19 cm/min

Transferencia de Oxígeno por las Parrillas

Condiciones de la Parrilla

Concentración de OD a la salida	Cl	1,60 mg/L
Velocidad en Chorros	V	9,00 m/s
Cabeza de Velocidad	hv	4,13 m
Chorros por Ramal		3 u
No de Ramales		18 u
No de Chorros	n	54 u
Diámetro de Orificio	1/8"	3,18 mm
Área de Flujo por Perforación		7,91 mm²
Coeficiente de Descarga	Cd	0,58
Caudal por Chorro		0,04 Lps
Caudal por Parrilla	Q	2,23 Lps

Transferencia de Oxígeno por Parrillas

Altitud		500 msnm
Temperatura	T°C	28 oC
Presión a Nivel del Mar	P	101,33 kPa
Factor de Presión		-0,06
Presión en el Sitio	Pt	95,74 kPa
Salinidad del Agua		0,00 gr/L
Concentración de Saturación de O ₂ para Temperatura	C _{sT}	7,81 mg/L
Concentración de Saturación de O ₂ para Temperatura y Altitud	C _{sTA}	7,38 mg/L
Penetración de las Burbujas Calculada	H _c	0,24 m
Altura de la Capa de Biopartidores	H _b	0,62 m
Profundidad de la Aireación	H _a	0,86 m 8,42 kPa
Concentración de Saturación de O ₂ en el Terreno	C _{st}	7,70 mg/L
Concentración de Saturación de O ₂ para 20 °C a nivel del mar	C _{s20}	9,08 mg/L
Potencia Hidráulica por Chorro	P _h	0,0017 Kw
Longitud media del Chorro		0,85 m
Eficiencia Energética del Chorro en Condiciones Estándar	SOTE	3,70 KgO ₂ /kW-h
Factor de Mayoración por Efecto de Biopartidores	F _{MB}	2,00
Eficiencia Energética del Chorro en Condiciones Estándar en Tanque con Biopartidores	SOTE	7,39 KgO ₂ /kW-h
Transferencia de O ₂ en Condiciones Estandar por Chorro en Tanque con Biopartidores	SOTR _c	0,0124 Kg O ₂ /h
Factor de Corrección por Salinidad y Tensión Superficial	β	0,95
Factor de Corrección de Transferencia de O ₂ para Aguas Residuales	α	0,95
Factor Tranferencia de O ₂ en Condiciones Reales	N	0,72
Tasa de Transferencia de Oxígeno por Aireación por Parrilla	AOTR	0,48 KgO ₂ /hora
No de Parrillas		3 u
Caudal Total de Aireación		6,69 Lps
Tasa de Transferencia de Oxígeno por Aireación Total		1,45 KgO ₂ /hora
Adición de Oxígeno Disuelto por Ciclo de Bombeo		60,21 gr O ₂ /m ³

E-3.6. Proceso de Arranque

Las bacterias Anammox pertenecen al orden Planctomycetes, y corresponden a los géneros Brocadia, Kuenenia, Jettenia, Anammoxoglobus que se desarrollan en agua dulce, y Scalindua que se desarrollan en el mar. Estas bacterias se encuentran comúnmente en lodos de aguas residuales, pero se recomienda arrancar los reactores con inóculos obtenidos de plantas que trabajen adecuadamente en condiciones ambientales y con afluentes similares.

Tanto las bacterias AOB como las Anammox se desarrollan muy lentamente. En el caso de las bacterias AOB, su biomasa se duplica cada 30 días, mientras las bacterias Anammox lo hacen cada 10 o 12 días (Razia Sultana, Ref. E-16). Por lo tanto, la implementación del tratamiento puede tomar un tiempo que puede ser del orden de 2 a 6 meses. De acuerdo a estudios adelantados por Qais Banhani et al⁴³, en procesos Anammox realizados en tanques Uasb, el arranque tarda alrededor de 4.5 meses, o sea 135 días.

Según el documento anterior, el arranque de un proceso Anammox en un tanque Uasb se hace 3 etapas. La primera etapa, llamada Cel Lysis, tiene una duración de 7 días. En ella las bacterias Anammox no tienen ninguna actividad, y la remoción de nitrógeno amoniacoal se hace totalmente a través de la desnitrificación convencional. En la etapa 2, que toma entre los días 7 y 45, la desnitrificación convencional es reemplazada paulatinamente por el proceso Anammox. En esta etapa, el desarrollo del proceso Anammox es muy inestable, debido a que el exceso de nitritos inhibe el desarrollo de las bacterias Anammox. Por lo tanto se recomienda mantener las concentraciones de nitritos por debajo de 70 mg/L para evitarlo.

Para calcular la concentración de nitritos que llega al RSB, hay que tener en cuenta que solo el 56.9 % del nitrógeno amoniacoal que entra en el afluente llega al RSB, pues el resto es removido en el proceso Anammox que ocurre en el tanque Uasb. Esto ocurre debido a que la masa molar del nitrógeno amoniacoal es de 17 y la del nitrito de 46, y a que los nitritos producidos allí se diluyen debido a la recirculación de los lodos. Para evitar una concentración excesiva de nitritos, otros autores recomiendan que durante el arranque el oxígeno disuelto se mantenga en alrededor 2 mg/L, en vez de los 1.6 recomendados, de tal forma que una parte del nitrógeno se convierta en nitratos. Estos se removerían mediante el proceso de desnitrificación convencional en el tanque Uasb.

En la etapa 3, que se extiende hasta el día 135, el proceso Anammox desplaza la desnitrificación convencional. El proceso Anammox produce nitratos, los cuales salen con el efluente. En el caso de la planta USA, estos nitratos se decantan en la parte inferior del Uasb Híbrido, donde tienen una desnitrificación convencional que asegura una remoción total de nitrógeno. Para acortar el tiempo de arranque también se puede inocular la zona donde se desarrolla el proceso Anammox, con las bacterias que lo realizan. En un estudio

⁴³ Qais Banhani et al. "Star-Up of Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) from Conventional Return Activated Sludge in Up- Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor for Autotrophic Nitrogen Removal from Wastewater". Jordan Journal of Civil Engineering. 2.012.

<https://www.iiste.org/Journals/index.php/IJCE/article/view/17983>

de Tian X et al⁴⁴ se encontró que, al inocular los bioportadores plásticos vírgenes con un lodo procedente de lodos de un proceso Anammox, la colonización de dichos bioportadores por estas bacterias se incrementó en 38.1%, lo mismo que su desarrollo, y el espesor de la biopelícula se incrementó en un 52.3%, respecto a los bioportadores que no fueron inoculados.

⁴⁴ Tian X et al. "Anammox attachment and biofilm development on surface-modified carriers with planktonic- and biofilm-based inoculation". *Bioresource Technology*, 2.2020
<https://europepmc.org/article/MED/32862102>
