

Textos Básicos

TEXTO C

SISTEMAS DE BIOPELÍCULA CONTINUOS

Edición 2.024

Autor: Carlos Alberto Páez Martínez

Tabla de Contenido

C-1. PROCESOS DE NITRIFICACIÓN	4
C-1.1. Nitrificación Heterótrofa	4
C-1.2. Nitrificación Autótrofa	5
C-1.3. Nitrificación Parcial y Proceso Sharon	7
C-1.4. Procesos de Nitrificación y Desnitrificación Simultánea SND	9
C-1.5. Planta de Lodos Activados con Boquillas de Tubo Transversal Presurizadas	10
C-2. PROCESOS DE BIOPELÍCULA DE LECHO MÓVIL	22
C-2.1. Procesos de Biopelícula con Bioportadores	22
C-2.2. Bioportadores Plásticos	24
C-2.3. Desarrollo de la Biopelícula sobre Bioportadores Plásticos	27
C-2.4. Sistemas de Lecho Móvil MBBR, IFAS y Sharon	33
C-2.5. Bioportadores Tubulares Porosos	39
C-3. LAGUNAS DE OXIDACIÓN CON BIORREACTORES FLOTANTES	42
C-3.1. Lagunas de Oxidación Facultativas Existentes	42
C-3.2. Tratamientos en Lagunas de Oxidación Utilizando Biorreactores Flotantes ⁴⁹	
C-3.2.1. Estrategia para el Mejoramiento de las Lagunas de Oxidación Facultativas	49
C-3.2.2. Funcionamiento de los Conjuntos de Biorreactores Flotantes.....	51
C-3.2.3. Control de Olores	67
C-3.2.4. Remoción de Sedimentos y Flotantes en las Lagunas.....	68
C-3.2.5. Instalación de los Conjuntos de Biorreactores Flotantes.....	71
C-4. TECNOLOGÍAS DE REMOCIÓN DE FOSFORO Y NITRÓGENO	81
C-4.1. Problemática de la Eutrofización de Cuerpos de Agua	81
C-4.2. Tecnologías de Aprovechamiento de los Nutrientes del Agua	83
C-4.2.1. Nitrificación Heterótrofa	83
C-4.2.2. Tecnología EBPR.....	84

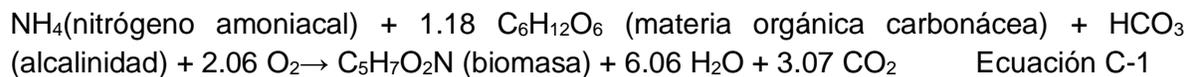
C-4.3. Utilización de Biorreactores Flotantes para Recuperación de Lagunas Eutrofizadas	89
C-4.3.1. Proceso tipo HRAP para el Cultivo Intensivo de Microalgas.....	91
C-4.3.2. Procesos EBPR y de Nitrificación Heterótrofa.....	94
C-4.3.3. Instalación de Conjuntos de Biorreactores Flotantes en Lagunas Eutrofizadas	104
C-4.3.4. Desarrollo de la Cadena Trófica Acuática.....	111
C-4.4. Planta PINCTA para la Incorporación de Nutrientes en la Cadena Trófica Acuática 113	
C-4.4.1. Generalidades	113
C-4.4.2. Cultivo de Microalgas mediante Procesos Intensivos tipo HRAP.....	121
C-4.4.3. Desarrollo de Bioflócs mediante Procesos EBPR y de Nitrificación Heterótrofa	125
C-4.4.4. Escalera para Peces en Salida de Efluente.....	129
C-4.4.5. Cálculo de una Planta Pincta	130
C-4.5. Planta PINCH para Incorporación de Nutrientes en Compost Húmico .	135
C-4.5.1. Generalidades	135
C-4.5.2. Etapa de Compostaje para la Formación de Bioflócs.....	137
C-4.5.3. Etapas de Lombricompostaje, Estabilización y Remoción	141
C-4.5.4. Operación de los Lechos de Compostaje	144
C-4.5.5. Papel de la Caña de Azúcar en los Procesos de Tratamiento.....	146
C-4.5.6. Papel de las Lombrices en la Producción y Utilización del Compost Húmico 149	
C-4.5.7. Remoción de Fósforo en el Lombricompostaje	150
C-4.5.8. Condiciones Físicas y Nutricionales del Compost	151
C-4.5.9. Ejemplo de Diseño de una Planta Pinch.....	152
C-4.5.10. Efectos de la Planta Pinch en Suelos, Ecosistemas y el Clima.....	160

C-1. PROCESOS DE NITRIFICACIÓN

C-1.1. Nitrificación Heterótrofa

Los procesos de nitrificación buscan remover del agua el nitrógeno amoniacal y otros nutrientes. El nitrógeno amoniacal NH_4 es la suma de ion amonio y amoniaco, que son productos finales de la descomposición, en condiciones anaeróbicas, de las proteínas y de otras sustancias orgánicas que contienen nitrógeno. Cuando el pH del agua es superior a 9 predomina el amoniaco, y de lo contrario predomina el ion amonio. El nitrógeno orgánico es el que se origina en seres vivos, y está compuesto por nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos. El nitrógeno total Kjeldhal NTK incluye en el nitrógeno orgánico, y el que hace parte de la materia orgánica que está en proceso de descomposición. Este parámetro es importante en la caracterización de aguas residuales, porque corresponde al nitrógeno que es necesario remover. En las aguas residuales, luego de cierto tiempo todo el nitrógeno orgánico se transforma en nitrógeno amoniacal debido a la hidrólisis y la descomposición, de modo que para el cálculo del tratamiento de estas aguas, el nitrógeno total Kjeldhal NTK equivale al nitrógeno amoniacal.

La forma más utilizada para remover el nitrógeno de las aguas es mediante procesos nitrificación, que utilizan el oxígeno para incorporarlo en compuestos que faciliten dicha operación. Existen dos clases de procesos de nitrificación: heterótrofa y autótrofa. La nitrificación heterótrofa es un proceso de síntesis celular realizado por bacterias aeróbicas, que consumen materia orgánica disuelta en el agua, y por otros organismos que se alimentan de ellas. Estos consumen principalmente carbono, nitrógeno, y fósforo, para producir una biomasa que puede servir de alimento a la cadena trófica acuática, y para procesos de compostaje que la convierte en humus. En la siguiente ecuación se representa la relación entre los elementos que intervienen en la formación de la biomasa heterótrofa, según James M. Ebeling et al¹:



De acuerdo con la estequiometría de la ecuación anterior, 1 gramo de nitrógeno amoniacal requiere de 15.17 gr de carbohidratos, 3.57 gr de alcalinidad y 4.71 gr de oxígeno, para producir 8.07 gr de biomasa. Considerando que la proteína tiene 16% de nitrógeno (Yoram Avnimelech, Ref. C-43), entonces esa biomasa tendría un 78% de proteínas.

La biomasa que se produce en este proceso de síntesis celular asimila los nutrientes carbono, nitrógeno y fósforo en una relación C:N:P aproximada de 100:5:1. Actualmente,

¹ James M. Ebeling et al. "Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems". Science Direct. Aquaculture. Elsevier-2.006.

https://www.researchgate.net/publication/222912406_Engineering_analysis_of_the_stoichiometry_of_photoautotrophic_autotrophic_and_heterotrophic_removal_of_ammonia-nitrogen_in_aquaculture_systems

el propósito principal de la nitrificación heterótrofa la producción de bioflócs para la acuicultura, puesto que la biomasa que se produce es un alimento muy adecuado para el cultivo de las especies acuáticas (ver Texto B). También se utiliza en la planta Pincta que se trata en el Numeral C-4.4 para convertir los nutrientes contenidos en el agua en alimento para la cadena trófica acuática, y en la planta Pinch que se trata en el Numeral C-4.5 para transformar el carbono y los nutrientes en humus. En estos procesos de nitrificación se utilizan los bioportadores vegetales para promover el desarrollo de la biomasa en forma de biopelículas, formando así bioflócs que son utilizados ya sea en la alimentación de especies acuáticas, o para producir abonos mediante procesos de lombricompostaje.

C-1.2. Nitrificación Autótrofa

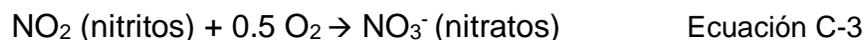
La nitrificación autótrofa se utiliza para la remoción de nitrógeno amoniacal en las plantas de aguas residuales. En este caso, la biomasa producida toma la forma de lodos que luego se digieren o desnitrifican anaeróbicamente, con lo cual el nitrógeno sale hacia la atmósfera en forma de gas.

Este proceso es realizado por bacterias autótrofas de los géneros nitrosomonas y nitrobacter, que consumen oxígeno y convierten el nitrógeno amoniacal y otros nutrientes, en biomasa formada esencialmente por nitratos y nitritos, y una pequeña cantidad de bacterias. Para desarrollarse, las bacterias autótrofas se adhieran a superficies sólidas para desarrollarse, formando biopelículas al igual que las heterótrofas. A diferencia de la nitrificación heterótrofa, la nitrificación autótrofa solo ocurre a partir de nitrógeno amoniacal, y requiere de la restricción en la concentración de carbono. Cuando hay importantes concentraciones de carbono, la nitrificación heterótrofa reemplaza la autótrofa.

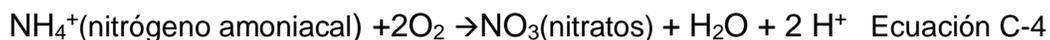
De acuerdo a Javier Alfonso Claros Bedoya (Ref. C-5), la nitrificación autótrofa se produce en dos etapas. En la primera, el nitrógeno amoniacal es convertido en nitritos mediante las bacterias llamadas AOB (Ammonia Oxidizing Bacteria), que asimilan el nitrógeno amoniacal generando nitritos, de acuerdo con la siguiente ecuación:



En una segunda etapa, los nitritos son convertidos en nitratos mediante las bacterias llamadas NOB (Nitrite Oxidizing Bacteria) que asimilan los nitritos para producir nitratos:



La ecuación que combina las dos etapas de la nitrificación se presenta a continuación²:



Según la estequiometría de la Ecuación C-2, para convertir un gramo de nitrógeno amoniacal en nitrito se requiere 3.43 gr de oxígeno, y según la Ecuación C-4, para

² Metcalf & Eddy. "Wastewater Engineering. Treatment and Reuse" Mac Graw Hill. 4a Edición 2.003.

convertir dicho nitrito en nitrato se requieren 1.14 gr oxígeno adicionales, para un total de 4.57 gr O₂ /gr NH₄ en el proceso de nitrificación completa.

El ion hidrógeno H⁺ ocasiona una baja en el pH del agua. Este ion generalmente se combina con el CO₂ captado de la atmósfera para formar ácido carbónico H₂CO₃, el cual ocasiona acidez en el agua y baja en su pH, afectando así el proceso de nitrificación. Una forma de controlarla dicha baja es añadir una cantidad estimada de 3.57 gramos de alcalinidad como carbonato de calcio por cada gramo de nitrógeno amoniacal convertido en nitritos, o de 7.14 gramos de alcalinidad como carbonato de calcio por cada gramo convertido en nitratos. Esta alcalinidad también se necesita para cumplir con el pH requerido en los procesos de nitrificación, que está entre 7.2 y 8.5.

Para que se produzca proceso de nitrificación autótrofa, se requiere que la relación C/N, entre DQO biodegradable y nitrógeno amoniacal, sea bastante baja, o de lo contrario, se produce la nitrificación heterótrofa descrita anteriormente. Esto se debe a que las bacterias heterótrofas tienen tasas de crecimiento mucho más altas, y tienden a desplazar las bacterias autótrofas de las superficies de los bioportadores. Se estima que la nitrificación autótrofa se produce adecuadamente cuando la relación C/N entre la DBO₅ y el nitrógeno amoniacal es menor a 2, y ésta se reduce en 50% cuando C/N es de 5³.

La nitrificación autótrofa se utiliza para remover el nitrógeno de las aguas residuales. Los nitratos y nitritos producidos en este proceso son sometidos a un proceso de desnitrificación en un medio anaeróbico, donde cierta clase de bacterias los convierten el nitrógeno que contienen en gas que sale hacia la atmósfera. Algunas de las plantas que realizan estos procesos son los MBBR que se tratan en el Numeral C-2.4, los Biorreactores Flotantes utilizados en lagunas de oxidación, que se tratan en el Capítulo C-3, y el Reactor Secuencial de Biopelícula RSB que se trata en el Capítulo D-2.

Para proveer suficiente espacio para la nitrificación autótrofa se requiere tener superficies que provean de gran cantidad de área para albergarlas. Esto puede hacerse en sistemas de lecho fijo, que utilizan filtros o dispositivos rotatorios, o en los sistemas de lecho móvil que se tratan en el Capítulo C-2, que utilizan partículas que se mantienen en suspensión en el agua, llamadas bioportadores.

La nitrificación autótrofa ocurre solo cuando las cargas orgánicas en los bioportadores SALR (en inglés Surface Área Load Rate), en gr DBO₅/día por m² de área de bioportadores, son menores a lo establecido en la Figura C-8 de Bjorn Rusten et al (Ref. C-23). Otra condición para la nitrificación autótrofa es que relación C/N sea menor de 2. Las aguas residuales tienen un valor de C/N de entre 7 y 12 (Metcalf & Eddy. Ref. C-2), y por lo tanto, generalmente se requiere remover carbono antes del tratamiento.

³ S.J. Ballinger et al. "The effect of C/N ratio on ammonia oxidizing bacteria community structure in a laboratory nitrification-denitrification reactor". Water Science & Technology. 2002
<https://www.researchgate.net/publication/11171946> The effect of CN ratio on ammonia oxidising bacteria community structure in a laboratory nitrification-denitrification reactor

Dicha reducción de carbono generalmente se hace colocando un tanque anaeróbico antes del proceso de nitrificación, donde se realizan procesos de digestión que convierten el carbono en forma de DBO_5 en metano y CO_2 , con lo cual se reduce el valor de C/N. Luego de los procesos de nitrificación autótrofa, los nitratos producidos allí son devueltos al tanque anaeróbico para su desnitrificación, que requiere condiciones anaeróbicas y suministro de carbono. A través de este proceso el nitrógeno adopta la forma de gas N_2 que sale hacia la atmósfera. El proceso de desnitrificación que se lleva a cabo en el tanque anaeróbico no solo gasifica el nitrógeno, sino que remueve una porción importante de carbono adicional. Este proceso se trata en el Numeral E-1.2.

A continuación, se presentan las diferencias entre nitrificación heterótrofa y autótrofa.

- Para realizar la nitrificación autótrofa es importante tener valores de C/N entre la DBO_5 y el nitrógeno Kjeldhal NTK lo más bajos posible, y siempre inferiores a 2. En la nitrificación heterótrofa a relación estequiométrica C/N es de 15.17, pero se recomienda tener valores del orden de 20. Esto implica que, mientras en el caso de la nitrificación autótrofa se requiere remover carbono previamente, para realizar nitrificación heterótrofa generalmente se requiere añadirlo.
- En la nitrificación autótrofa la producción de lodos es bastante menor que en la nitrificación heterótrofa, y éstos son menos putrescibles y más fáciles de manejar. Esto hace que la nitrificación autótrofa sea una de las mejores formas de remover nitrógeno de aguas residuales.
- El metano generado por los procesos anaeróbicos que se requieren en la nitrificación autótrofa puede aprovecharse como combustible para generar energía, lo cual evita que se convierta en gas de efecto invernadero.
- La nitrificación autótrofa no remueve cantidades importantes de fósforo, el cual puede causar la eutrofización de los cuerpos de agua. Ese se remueve en forma importante en la nitrificación heterótrofa, y se pueden aumentar si se combina con procesos EBPR como se indica en el Numeral C-4.2.2.
- A través de la nitrificación heterótrofa, el nitrógeno, el fósforo y el carbono son asimilados en los bioflócs para producir un alimento de gran valor alimenticio, que puede ser aprovechados para alimentar la fauna acuática. También se pueden producir biosólidos para abonar las plantas. Esto permite obtener importantes beneficios económicos y ambientales, y además reducir las emisiones de nutrientes a las corrientes naturales, y de gases olorosos o con efecto invernaderos a la atmósfera.

C-1.3. Nitrificación Parcial y Proceso Sharon

El proceso Sharon, llamado así por las siglas en inglés de Single Reactor High Activity Ammonia Removal over Nitrite, realiza solo la primera etapa de la nitrificación autótrofa, la cual produce nitritos en vez de nitratos (ver Ecuación C-2). En el proceso Sharon, estos nitritos son consumidos por las bacterias desnitrificantes similares a los que consumen nitratos en procesos de nitrificación completa, con lo cual el nitrógeno es convertido a su forma gaseosa y sale del agua. Los nitritos también se pueden utilizar en el proceso Anammox que se describen en el Capítulo E-2.

Los nitritos (NO_2^-) se producen cuando las bacterias aeróbicas AOB (Ammonia Oxidizing Bacteria) consumen el nitrógeno amoniacal NH_4^+ , pero el oxígeno disuelto en el agua no es suficiente para que se desarrollen bacterias NOB (Nitrite Oxidizing Bacteria), que conviertan dichos nitritos en nitratos NO_3 . Las bacterias AOB corresponden principalmente a los géneros Nitrosomonas y Nitrobacter, que se encuentran comúnmente en hábitats acuáticos y terrestres, y en sistemas de tratamiento de agua residual, de modo que generalmente no se requiere la inoculación. Para realizar este proceso se requiere el control de la concentración de oxígeno disuelto. Según Andreas Bertino⁴, el valor óptimo de dicha concentración C_l está entre 0.5 y 1.6 $\text{mg O}_2/\text{L}$, mientras que para la nitrificación completa se recomienda que este valor sea superior a 2 $\text{mg O}_2/\text{L}$. En el proceso de nitrificación parcial se consume 3.43 gramos de oxígeno por gramo de nitrógeno amoniacal removido, en vez de 4.57 gr del proceso la nitrificación completa que se utiliza en el proceso convencional. Esto significa un ahorro del 25% del consumo de oxígeno por este concepto.

En la mayoría de los tratamientos que se presentan en este texto, el oxígeno es proporcionado a través de la aireación mediante chorros emergidos con bioportadores, que es un sistema muy económico, y que tiene la mayor eficiencia exegética en la transferencia de oxígeno al agua como se indica en la Tabla A-5. En las Tablas C-1 y C-2 se encuentra el cálculo de la transferencia de oxígeno de la parrilla de aireación por chorros emergidos. Allí se observa que cuando la concentración de oxígeno disuelto final es de 3 mg/L , la transferencia es de 0.29 KgO_2/hora , y cuando dicha concentración se reduce a 1 mg/L , la transferencia se aumenta a 0.44 KgO_2/hora , o sea que hay un aumento sustancial del oxígeno transferido al agua utilizando la misma cantidad de energía. Lo anterior se debe a que al reducirse la concentración requerida de oxígeno en el agua C_l , se aumenta la diferencia entre ésta y $\beta x C_{st}$, donde C_{st} es la concentración de saturación de O_2 en el agua (Ecuación A-3), y por lo tanto también se aumenta la tasa de transferencia de oxígeno AOTR (Actual Oxygen Transfer Rate).

A partir de la nitrificación parcial se pueden desarrollar dos tipos de procesos. En primero de ellos es la desnitrificación convencional Sharon, que es realizado por bacterias heterótrofas en un medio anaeróbico, para convertir en nitrógeno en gas que sale hacia la atmósfera (ver Capítulo E-1.2). El segundo es mediante el proceso Anammox se trata en el Capítulo E-2, realizado por bacterias autótrofas de este género, las cuales convierten los nitritos en gas nitrógeno y consumen nitrógeno amoniacal en el proceso, lo cual se traduce en un gran ahorro en energía para nitrificación. En el proceso de desnitrificación de nitritos se consume 1.71 gr de DBO_5 por gramo de nitrógeno removido. Cuando se

4 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.

[Study on one-stage partial nitritation-Anammox process in Moving Bed Biofilm Reactors. A sustainable nitrogen removal. \(ivl.se\)](#)

desnitrifican los nitratos, se consumen 2.86 gr de DBO_5 por gramo de nitrógeno⁵. Esto es importante para el tratamiento con aguas residuales con bajo contenido de DBO_5 . Los procesos de desnitrificación se tratan en los numerales E-1.2 y E-1.3.

C-1.4. Procesos de Nitrificación y Desnitrificación Simultánea SND

El proceso de Nitrificación y Desnitrificación Simultánea, llamado SND por sus siglas en inglés, es bastante complejo y difícil de controlar, puesto que pretende hacer en un mismo reactor un proceso de nitrificación autótrofa que requiere condiciones aeróbicas y bajo contenido de carbono, simultáneamente con una desnitrificación que requiere condiciones anaeróbicas y presencia de carbono, y por lo tanto ambos procesos se realizan en forma deficiente. Además, se requieren reactores que tengan zonas aeróbicas y anóxicas, y por lo tanto un tiempo de retención muy grande, como lo indica Metcalf & Eddy (Ref. C-2). Este autor también señala que las tasas de nitrificación son bajas debido a las bajas concentraciones de oxígeno, y también lo son las tasas de desnitrificación debido a las deficiencias en la provisión de carbono. Las relaciones C/N apropiadas para realizar el proceso SND se encuentran entre 7.5 y 11.1⁶. Sin embargo, como se indica en el Numeral C-1.2, cuando la relación C/N es mayor de 5 la nitrificación autótrofa se reduce a la mitad. Cuando se supera este valor, las bacterias heterótrofas desplazan a las autótrofas, que son necesarias para la remoción de nitrógeno.

Sin embargo, se han registrado procesos SND exitosos, especialmente cuando se utilizan bioportadores consistentes en cubos de espuma de poliuretano flexible (ver Numeral C-2.3), que desarrollan biopelículas muy gruesas, de hasta 7 mm, donde probablemente las bacterias nitrificantes AOB, que se producen en la superficie de la biopelícula gracias al acceso al oxígeno, realizan la nitrificación. Los nitratos producidos se desnitrifican en la zona anaeróbica que ocurre en la parte interior de la biopelícula⁷.

⁵ Javier Alfonso Claros Bedoya. "Estudio del Proceso de Nitrificación y Desnitrificación Vía Nitrito para el Tratamiento Biológico de Corrientes de Agua Residual don Alta Carga de Nitrógeno Amoniacal". Tesis Doctoral. Univesitat Politecnica de Valencia. 2.012. <https://www.semanticscholar.org/paper/ESTUDIO-DEL-PROCESO-DE-NITRIFICACION-Y-VIA-NITRITO-Bedoya-Alfonso/0480b679b9a916aab361964439221e96562eaf3e>

⁶ Guichun Liu y Xiuhua Peng. "Effect of Carbon Nitrogen Ratio on Simultaneous Nitrification and Denitrification via Nitrite Technology in Sequencing Batch Biofilm Reactor and the Process Control". Advanced Materials Research (Volume 777) . 2.013. <https://www.scientific.net/AMR.777.232>

⁷ Dahu Ding et al. "Domestic sewage treatment in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) with an intelligent controlling system". Desalination 216. Elsevier. 2,011. https://www.researchgate.net/publication/241090002_Domestic_sewage_treatment_in_a_sequencing_batch_biofilm_reactor_SBBR_with_an_intelligent_controlling_system

C-1.5. Planta de Lodos Activados con Boquillas de Tubo Transversal Presurizadas

Como se indica en el Capítulo A-4, las boquillas de tubo transversal tienen la capacidad de airear tanque de cualquier profundidad, donde generan turbulencia y condiciones de mezcla completa que facilitan los procesos de nitrificación. Según la Tabla A-4, su eficiencia en la transferencia de oxígeno es bastante superior a la de tecnologías de aireación existentes.

Esta planta consiste en un tanque Uasb, a donde entra el agua procedente de los tratamientos preliminares, los cuales se tratan en el Numeral F-1. El tanque Uasb se diseña de acuerdo a lo indicado en el Numeral E-1.4. Allí se encuentra una parrilla de tuberías perforadas ubicadas en el fondo, que distribuyen el afluente en el manto de lodos que se encuentran sobre ella. El flujo asciende hacia la superficie, donde es captado por una parrilla de tuberías ranuradas flotante. Con este sistema, el agua tiene un proceso de filtración a través del manto de lodos, está constituido por microorganismos anaeróbicos que generan los procesos de digestión que se describen en el Numeral E-1.2. Estos procesos convierten la materia orgánica carbonácea en metano y CO₂, que son gases que salen a la atmósfera. Los microorganismos que realizan la digestión anaeróbica tienden a aglomerarse en forma de gránulos, que forman el manto de lodos. El flujo lento tipo pistón impide que estos gránulos sean arrastrados hacia la superficie.

En la superficie del tanque Uasb se colocan tuberías ranuradas flotantes, que permiten captar el efluente uniformemente en toda la superficie, de la misma forma que las tuberías perforadas lo distribuyen en el fondo. De esta forma se genera un flujo lento tipo pistón que evita la salida de los gránulos del manto de lodos. En estas condiciones se puede retener una gran cantidad de biomasa anaeróbica que contribuye a una remoción muy eficiente de la DBO₅. Al tanque Uasb también se conducen los lodos generados en el reactor aeróbico, que contienen los nitritos y nitratos que se desnitrifican en dicho tanque. Estos lodos se entregan en una cámara, donde también llegan las aguas residuales afluentes al tanque Uasb, las cuales contienen suficiente carbono para el proceso de desnitrificación. La mezcla de dichas aguas con los lodos facilitan dicho proceso.

En caso de que se tenga una carga orgánica muy alta, se puede añadir bioportadores tubulares porosos al tanque Uasb para convertirlo en Uasb Híbrido, también llamado HUASB, con lo cual aumenta notoriamente la tasa de remoción de carbono. Los bioportadores forman en la parte superior del tanque un filtro anaeróbico con flujo ascendente. El agua entra por la parte inferior del tanque Uasb a través de la tubería que la distribuye uniformemente en el fondo, y sale por el filtro flotante de bioportadores, formando así un flujo lento tipo pistón. Cuando este flujo ascendente, atraviesa un manto de lodos ubicado en dicho fondo, se produce el proceso de digestión anaeróbica. Luego, el flujo atraviesa el filtro anaeróbico que se encuentra cerca de la superficie, donde ocurren procesos adicionales de digestión anaeróbica, y también de decantación dentro de las cámaras internas que tienen los bioportadores tubulares porosos, descritos en el Numeral C-2.5, que pueden almacenar gran cantidad de biomasa. Mediante estos dos

procesos se logra la remoción muy eficiente de aguas con un DBO_5 muy alto. En el caso de que se implemente un tanque Uasb híbrido, se pueden tener eficiencias en remoción del DBO_5 de hasta 90%, de acuerdo a los análisis realizados por M.Priya (Ref. E-2) y Praba Rajathi (Ref. E-3), como se indica en el Numeral E-1.1.

En la etapa de acidogénesis que ocurre en el tanque Uasb durante los procesos de digestión anaeróbica, el pH del agua tiende a caer, lo cual puede afectar a estos procesos, lo mismo que a los procesos de nitrificación que ocurren en el reactor aeróbico. Por lo tanto, puede ser conveniente colocar un sistema de dosificación de álcalis a la entrada del Uasb, que generalmente consisten en cal, con el fin de controlar el pH. Ambos procesos requieren valores de pH cercanos a 7. La cal también contribuye a reducir la DBO_5 , puesto que reacciona con los Ácidos Grasos Volátiles AGV que se generan en la acidogénesis, para producir compuestos inocuos para el medio ambiente, como se explica en el Numeral D-7.3. La solución de cal se entrega en la tubería vertical por donde entra el afluente al tanque Uasb, de modo se mezcla allí con dicho afluente antes de llegar al manto de lodos. El sistema de dosificación se describe en el Numeral D-8.10. Las aguas residuales municipales generalmente contienen la alcalinidad necesaria para los dos procesos, de modo que generalmente no se requiere añadirlos.

El efluente del tanque Uasb se toma a través de una parrilla de tuberías flotantes, provista de una válvula de cheque, ubicada en su conexión con la bomba elevadora que lleva el agua hacia el reactor aeróbico. Esta bomba está controlada por dos sensores de nivel, que la prende cuando se alcanza el nivel máximo en el tanque Uasb, y la apagan cuando se alcanza el nivel mínimo. El agua bombeada es distribuida a través de una línea de boquillas de tubo transversal ubicada en un costado del tanque de aireación. En este tanque se encuentra un sistema de aireación constituido por bombas que hacen funcionar procesos de recirculación a través de las boquillas. Cada bomba de recirculación abastece una línea de bombeo, consistente en un tubo ubicado cerca del fondo, con boquillas espaciadas uniformemente a lo largo de éste, las cuales están inclinadas a 45° hacia abajo. En cada línea, el agua es captada a través de una tubería ranurada ubicada cerca de la superficie. De esta forma se forma una circulación entre las tuberías de succión y descarga, que facilita las condiciones de mezcla en todo el volumen del reactor, con excepción de la zona de decantación que se encuentra al final. Es estas condiciones, la tubería ranurada de succión capta agua bastante limpia, evitando que los flóculos del lodo sean destruidos en la bomba. Estos efectos se pueden ver en la Figura C-1.b) a continuación.

Las boquillas de tubo transversal se disponen alternadamente hacia la izquierda y la derecha, de tal forma que cada boquilla apunte hacia el punto medio de las boquillas ubicadas en la línea contigua, como se aprecia en la Figura C-1 c) a continuación. Esta disposición de las boquillas en el espacio entre líneas, hace que los chorros formen remolinos allí, que contribuyen a generar una mezcla completa en esta zona del reactor. A continuación de esta zona se encuentra la zona de decantación, donde no se encuentran boquillas que generen turbulencias. Allí los sólidos suspendidos se decanta en el fondo, donde se encuentran las entradas a la tubería de purga, que lleva los lodos hacia una

cámara ubicada la entrada del afluente en el tanque Uasb. Antes de entrar a dicho tanque, los lodos se mezclan en la cámara con el agua residual afluente a la planta. Esta agua contiene el DBO_5 que sirve de fuente de carbono para la desnitrificación. Las condiciones de mezcla que se producen allí facilitan este proceso.

La purga de lodos se debe realizar periódicamente, y se hace por gravedad, abriendo una válvula de compuerta ubicada en la salida de lodos hacia el tanque Uasb. A la salida de dicha válvula se encuentra una caja de inspección que permite observar y tomar muestra del agua de salida, con el fin de determinar el momento del cierre de la válvula. El descenso de la turbiedad del agua de salida indica que la salida de los lodos ha terminado.

El soplador proporciona el aire comprimido que se suministra a todas las boquillas. El tubo de aire comprimido es de PVC y se encuentra aledaño al tubo que distribuye el agua en las boquillas. El suministro del aire comprimido a dichas boquillas se hace mediante mangueras de PVC de $\frac{1}{4}$ " de diámetro interno, las cuales se conectan mediante niples de cobre al tubo que conduce dicho aire. En el Capítulo A-4 se encuentra lo referente a los diseños y cálculos del sistema de aireación por boquillas de tubo transversal presurizadas. En el cálculo del soplador de la Tabla C-1 se tuvieron en cuenta las boquillas conectadas a la bomba elevadora, a pesar de que ésta funciona solo un porcentaje del tiempo, con lo cual se tiene una potencia un poco mayor a la requerida. Cuando la bomba elevadora no funciona, el aire no sale por las boquillas a las cuales está conectada, puesto que en ellas no se tiene la caída de presión debido al efecto venturi.

Se recomienda que la remoción de nitrógeno se haga mediante el proceso Sharon (Single Reactor High Activity Ammonia Removal over Nitrite) que se describe en el Numeral C-1.3. Este proceso requiere de una nitrificación parcial que produce nitritos, el cual consume solo 3.43 gramos de oxígeno por gramo de nitrógeno amoniacal removido, en vez de 4.57 gr del proceso la nitrificación completa. Esto significa un ahorro del 25% del consumo de oxígeno por este concepto. Debido a que la tasa de transferencia de oxígeno al agua AOTR (Actual Oxygen Transfer Rate) es proporcional a la diferencia entre la concentración de saturación C_{st} y la del oxígeno disuelto C_l (ver ecuaciones A-1 y A-3), al reducir C_l se incrementa la tasa de suministro de éste AOTR. Esto indica que con el proceso Sharon se reduce sustancialmente la energía requerida en la aireación, y por esta razón se recomienda que en la planta de lodos activados se realice la nitrificación mediante este proceso.

Para realizar el proceso de nitrificación parcial se requiere el control de la concentración de oxígeno disuelto C_l en el reactor aeróbico. Por lo tanto es importante regular el funcionamiento del sistema de aireación. Esto se haría colocando sensores de oxígeno disuelto OD en la zona de decantación, que se encuentra a continuación de la zona de mezcla completa donde se realiza la aireación. En el inicio del ciclo de tratamiento se prenden simultáneamente el soplador, las bombas de recirculación, la bomba de diafragma que dosifica el álcali, y la bomba elevadora. Esta última se apaga cuando el nivel en el tanque Uasb haya llegado a su mínimo, mientras que la bomba dosificadora se

apaga cuando haya suministrado la cantidad de álcalis requerida por el volumen bombeado. El sistema de aireación, que está activado por el soplador y las bombas de recirculación, se apaga cuando los sensores detecten que valor del OD alcanza el máximo recomendado para el efluente. Con este sistema de control se puede garantizar que toda la nitrificación sea parcial, con lo cual se tiene un importante ahorro de energía, como se indica en el Numeral C-1.3.

Según la Figura C-9 del Numeral C-2.4 de Andrea Bertino. (Ref. C-4), cuando el oxígeno disuelto está entre 1.3 y 2 mg O₂/L, el valor de la SARR (Surface Área Removal Rate) en procesos de biopelícula se mantendrá por encima de 0.64 g N/m²-día, que se considera adecuado. Por lo tanto se recomienda que se adopten valores mínimo y máximo de oxígeno disuelto de 1.3 y 2 mg O₂/L, con un promedio de 1.6 mg O₂/L, para garantizar que este parámetro se mantenga en el rango óptimo para el proceso de nitrificación parcial. El reactor de lodos activados carece de bioportadores, y por lo tanto allí no se tiene un proceso de biopelícula, para los cuales se aplica la Figura C-9. Sin embargo, la concentración óptima de DO para la nitrificación es la misma que en dicho proceso.

En las figuras a continuación se presentan los diseños de la planta de Lodos Activados.

Figura C-1 a). Reactor de Lodos Activados

Vista de Corte Longitudinal A-A

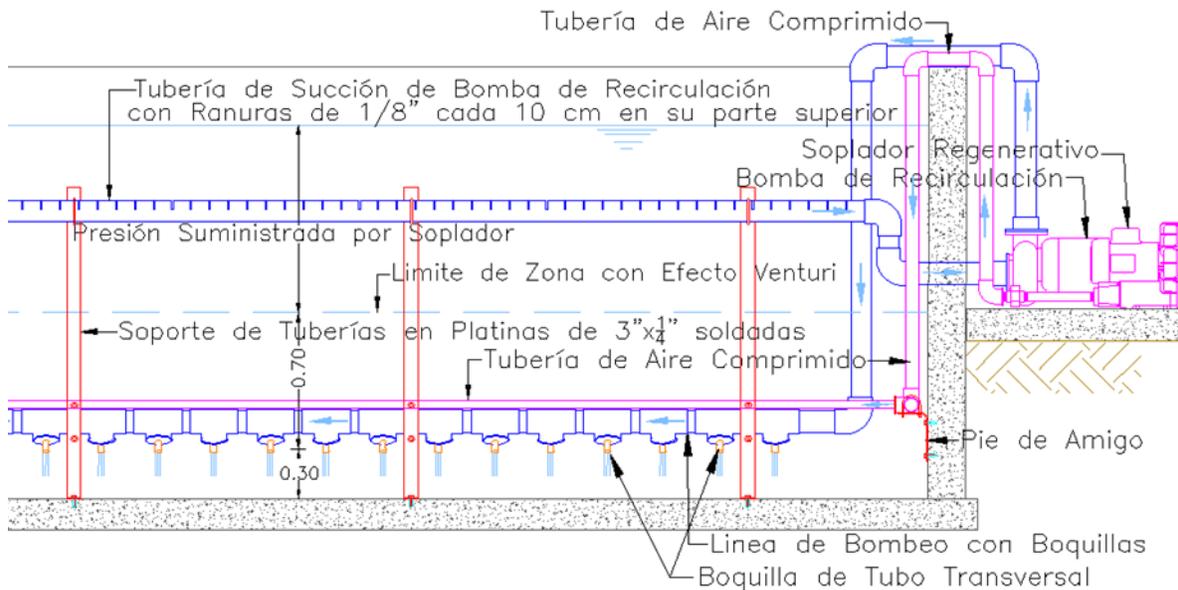


Figura C-1 b). Reactor de Lodos Activados

Vista del Corte Trasversal B-B

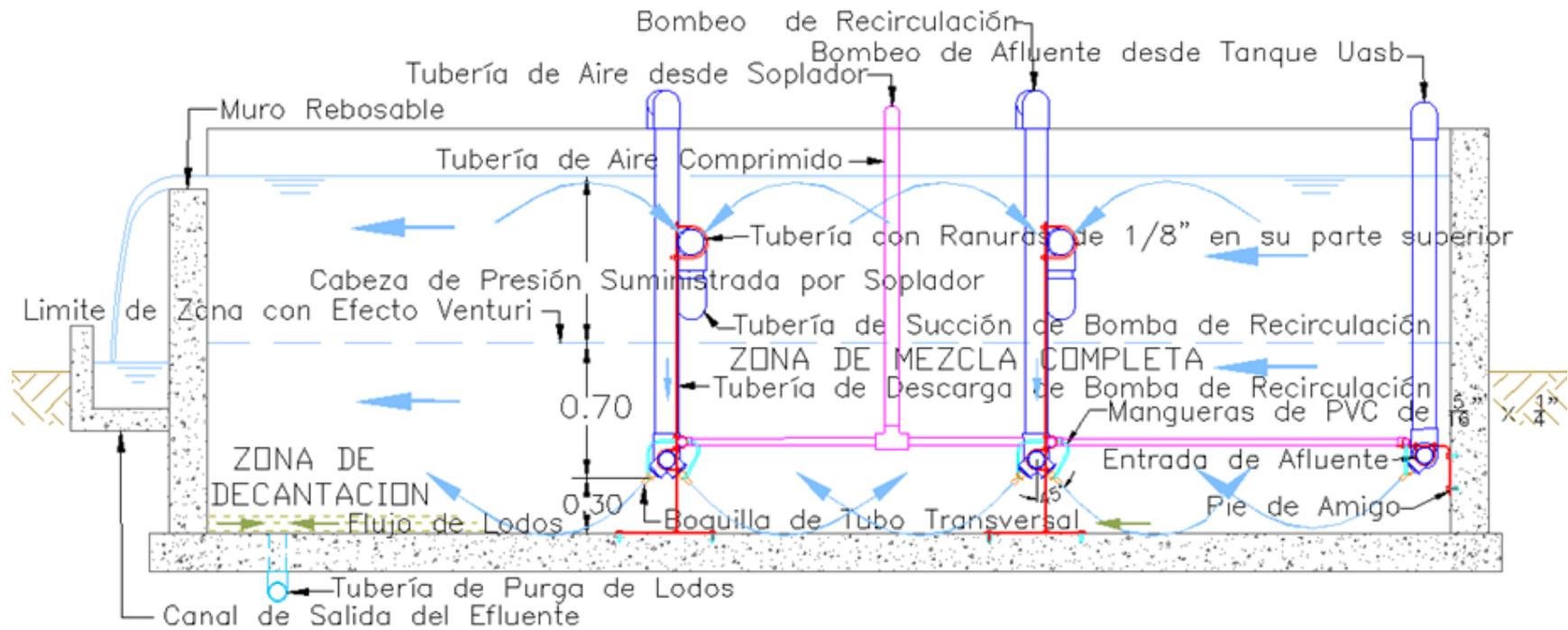


Figura C-1 c). Vista en Planta de la Planta de Lodos Activados

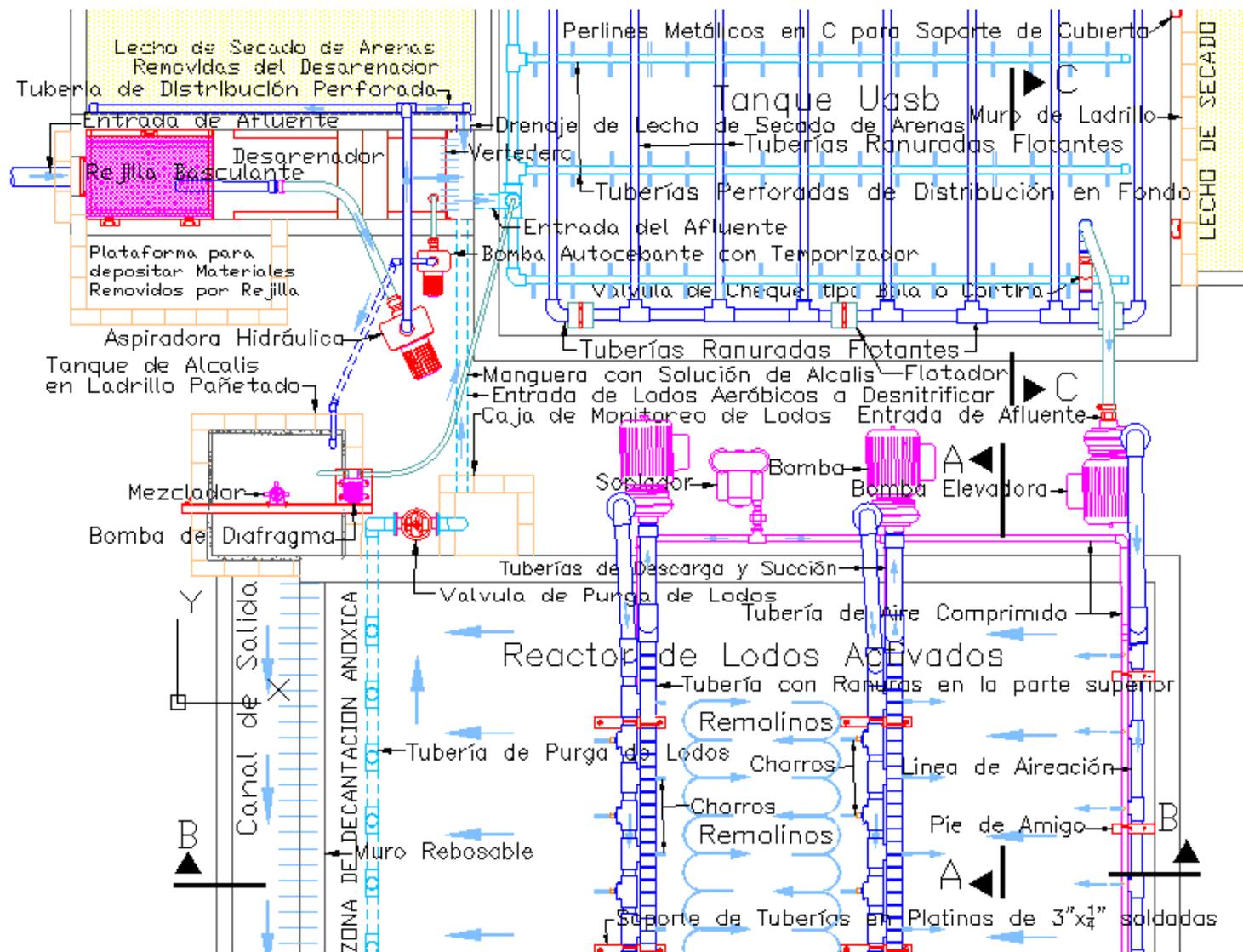
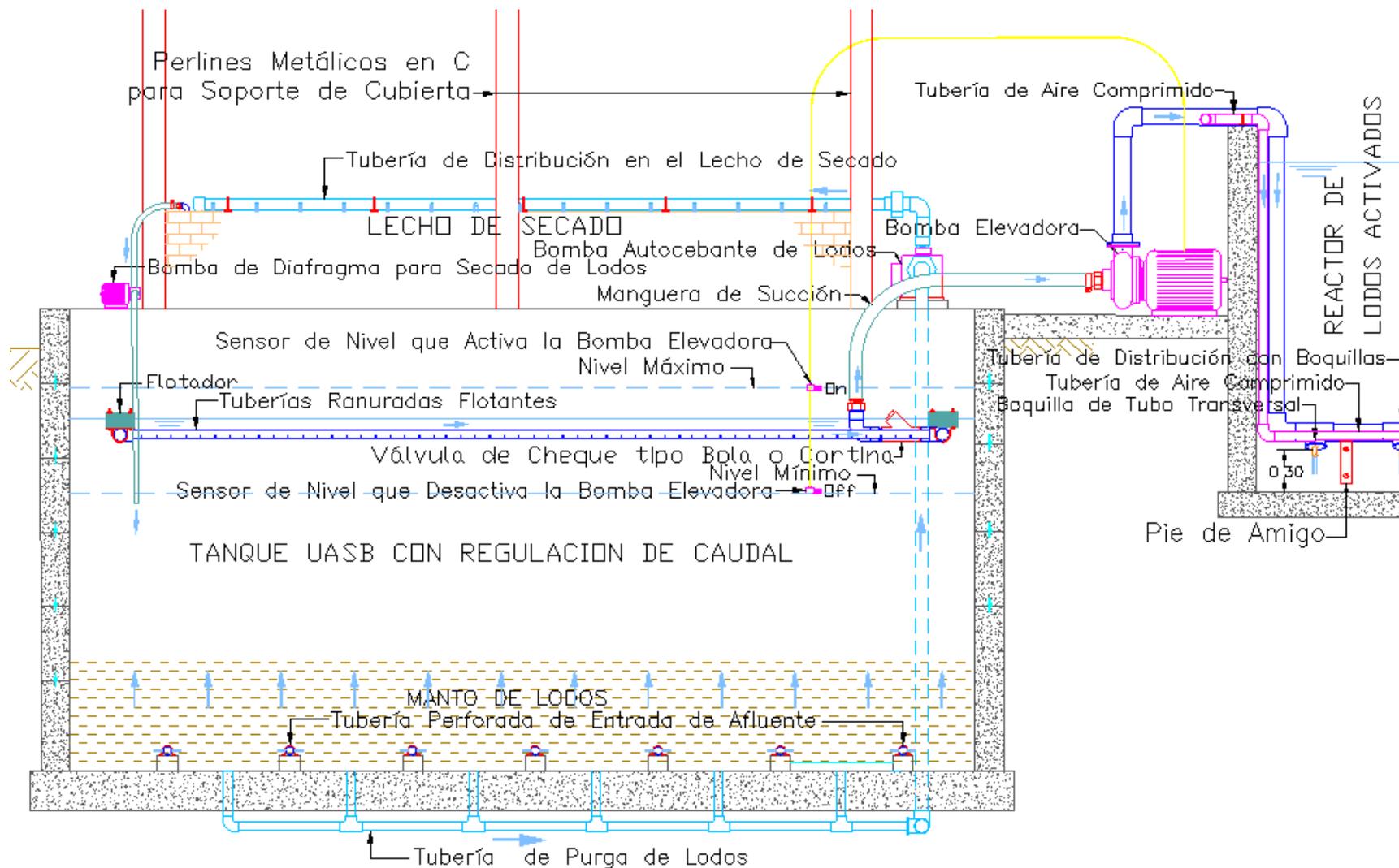


Figura C-1 d). Vista del Corte Transversal C-C de la Planta de Lodos Activados



Se deberá implementar un sistema que purgue periódicamente los lodos acumulados en el tanque Uasb hacia el lecho de secado, que estaría constituido por una parrilla de tuberías que recoge las salidas de fondo, la cual se conecta a una bomba autocebante. Esta bomba distribuye los lodos mediante una tubería perforada ubicada al costado del lecho. Se recomienda un lecho de secado de un módulo, el cual se describe en el Capítulo F-2, y se muestra en las figuras F-6 a F-8. Este lecho consiste en una capa de arena, bajo la cual se encuentran geodrenes planares, a través de los cuales sale el agua contenida en los lodos hacia tuberías perforadas de 2 ½" de diámetro. El agua se extrae de estas tuberías mediante una bomba de diafragma, que tiene una cabeza de succión importante, a la cual se suma el efecto de sifonaje de la manguera que conduce el agua de drenaje hacia el tanque Uasb.

A continuación se presentan los cálculos de una planta de Lodos Activados con boquillas de tubo transversal presurizadas. Aunque el consumo de energía es superior al de las demás plantas presentadas en este sitio web (ver Tabla A-6), sus costos son bastante reducidos, debido a que no requieren bioportadores y equipos sofisticados, y además utiliza estructuras relativamente simples. El desempeño energético podría ser mejor al calculado, considerando que la eficiencia energética de las boquillas rectangulares con expansión abrupta es bastante superior a la estimada, que se aplica para los venturis tradicionales, de acuerdo a los estudios realizados por Jian Huang et al. (Ref. A-20) que se presentan en el Capítulo A-4.

Tabla C-1. Cálculo de Planta de Lodos Activados con Boquillas de Tubo Transversal Presurizadas

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	

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

Condiciones de Entrada y Salida		
Caudal de Diseño de la Planta		4,80 Lps
Concentración de DBO5 Afluente		220 mg DBO5/L
Concentración de NH4 Afluente		40 mg NH4/L
Relación C/N en el Afluente		5,50
Eficiencia en Remoción de NH4		89,7%
Eficiencia Remoción de DBO5		97,9%
Tanque UASB		
Longitud del Tanque		8,00 m
Ancho del Tanque		8,00 m
Area en Planta del Tanque		64,00 m ²
Profundidad del Agua		2,50 m
Almacenamiento Regulador como % del Volumen Diario		20%
Altura Media para Almacenamiento Regulador		1,30 m
Profundidad de Zona de Procesos Anaeróbicos		1,85 m
Volumen Zona de Digestión Anaeróbica		118,53 m ³
Periodo de Detención Hidráulica HRT > 5 h	correcto	6,86 horas
Carga de DBO5 Afluente		91,24 kg DBO5/día
Carga Orgánica Volumétrica OLR (Organic Load Rate) < 4	correcto	0,77 Kg DBO5/m ³ -d
Velocidad Ascensional Media < 0.6 m/h	correcto	0,27 m/h
Remoción de Carbono en Tanque Uasb		70%
Carga de Carbono Removida por Digestión Anaeróbica	71,51%	63,9 Kg DBO5/d
Tasa de Consumo de Carbono por Kg de Nitritos Desnitrificados		1,71 gr DBO ₅ /gr NH ₄
Carga de Carbono Removida por Desnitrificación	28,49%	25,4 Kg DBO5/día
Remoción de Carbono Total		89,31 Kg DBO5/día
Eficiencia Remoción de DBO5		97,89%
Concentración DBO Efluente		0,84 mg/L
Carga Orgánica Efluente		0,35 Kg DBO5/día
Dimensionamiento del Sistema de Aireación		
No de Líneas de Aireación		2 u
No de Boquillas por Línea		20 u
No Total de Boquillas		40 u
Separación entre Boquillas		0,30 m
Longitud de las Líneas		6,00 m
Distancia entre Tubería de Succión y el Muro de Entrada		0,50 m
Distancia entre Tubería de Succión y el Muro de Salida		0,50 m
Largo de Estanque		7,00 m
Distancia entre Líneas de Aireación		2,00 m
Ancho de Zona de Aireación		5,00 m
Ancho de Línea de Bombeo de Llenado		1,00 m
Ancho de Zona de Decantación		1,50 m
Ancho del Estanque		7,50 m
Area Superficial		52,50 m ²
Altura de Zona de Aireación		2,50 m
Volumen de la Zona de Aireación		75,00 m ³
Periodo de Detención Hidráulica HRT Mínima	3 a 5 horas	4,00 horas
Periodo de Detención Hidráulica HRT Calculada	correcto	4,34 horas

Cálculo de la Bomba Elevadora		
Volúmen Diario de Agua Afluyente		415 m ³ /día
Proporción del Caudal de Lodos		10%
Volúmen Diario de Agua a Bombear		456 m ³ /día
Factor de Operación de Bomba Elevadora		70%
No de Boquillas de Bomba Elevadora		10
Caudal de Bomba Elevadora hacia Estanque		6,45 Lps
Factor de Operación de Bomba Elevadora		81,8%
Diámetro de Tuberías		3,00 pg
Longitud de Tubería de Distribución		6,00 m3
Separación entre Perforaciones		0,30 m3
Perdidas en Tuberías de Bomba Elevadora		3,90 m
Diferencia de Altura		2,40 m
Cabeza de Bombeo de Bomba Elevadora		6,30 m
Eficiencia de Bomba Elevadora		68%
Potencia de Bomba Elevadora		0,59 Kw
Consumo Anual de Energía por Bomba Elevadora		3.597 Kw-h/año
Suministro de Oxígeno por Recirculación		
Factor de Utilización		100%
Tasa de Oxígeno Suministrada por Recirculación		1,77 Kg O ₂ /hora
Tasa de O ₂ Media de Bomba Elevadora		0,36 Kg O ₂ /hora
Tasa de Oxígeno Total Suministrada	AOTR	2,13 Kg O ₂ /hora
Tasa de Consumo de Oxígeno para Nitrificación Parcial	Fco	3,43 KgO ₂ /KgNH ₄
Tasa de Remoción de NH ₄		0,620 KgrNH ₄ /hora
Tasa de NH ₄ Afluyente		0,691 KgrNH ₄ /hora
Eficiencia en Remoción de NH ₄		89,7%
Consumo de Energía e Indicadores		
Consumo Anual de Energía por Soplador		3.415 Kw-h/año
Consumo Anual de Energía por Sistema de Recirculación		12.974 Kw-h/año
Consumo Total Anual de Energía		19.987 Kw-h/año
Consumo de Energía Específico (por m ³ de agua)		0,132 kW-h/m ³

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

AIREACION POR BOQUILLAS DE TUBO TRANSVERFSAL PRESURIZADAS			
Datos de Entrada			
Concentración de OD en Estanque para Nitrificación Parcial	Cl	1,60	mg/L
No Total de Boquillas por Línea de Bombeo		20	u
No de Líneas de Bombeo		2	
No de Boquillas de Recirculación		40	u
Altitud		1.000	msnm
Temperatura	T°C	25	oC
Componente de Aireación por Boquillas de Tubo Transversal			
Salinidad del Agua		0,00	gr/L
Concentración de Saturación de O ₂ para Temperatura	C _{sT}	8,24	mg/L
Concentración de Saturación de O ₂ para Temperatura y Altitud	C _{sTA}	7,35	mg/L
Profundidad de las Boquillas a 45°		0,70	m
Penetración Adicional del Chorro		0,30	m
Altura del Chorro sobre el Fondo		0,20	m
Profundidad de Aireación con Boquillas		1,00	m
	Phe	9,80	kPa
Concentración de Saturación de O ₂ en el Terreno	C _{st}	7,75	mg/L
Velocidad de Flujo en la Garganta	V _t	8,00	m/s
Cabeza de Velocidad en Garganta	h _v	3,27	m
Area de Flujo en Gargantas		80,65	mm ²
Caudal por Boquilla		0,65	Lps
No de Líneas de Aireación		2	u
Longitud de la Línea de Aireación		6,00	m
Caudal por Línea de Bombeo		12,90	Lps
Potencia Hidráulica por Boquilla	Ph	0,021	Kw
Diámetro Equivalente de la Boquilla D	2*H	6,35	mm
Eficiencia en Transferencia de O ₂ en Condiciones Estándar	SOTE	2,13	Kg O ₂ /Kw-h
Transferencia de O ₂ en Condiciones Estándar por Boquilla	SOTR	0,044	Kg O ₂ /hora
Factor de Corrección de Transferencia de O ₂ para Aguas Residuales	α	0,95	
Tipo de Aguas a Tratar	Aguas Residuales Municipales		
Factor de Corrección por Salinidad y Tensión Superficial	β	0,95	
Saturación de O ₂ en Condiciones Standard (nivel del mar y 20°C)	C _{s20}	9,08	mg/L
Factor Tranferencia de O ₂ en Condiciones Reales	N	0,678	
Tasa de Transferencia de O ₂ en el Sitio por Boquilla	SOTR	0,030	Kg O ₂ /h
Cabeza de Velocidad en la Boquilla		3,27	m
Perdidas en Tubería de Succión		0,40	m
Perdidas en Tuberías de Aireación		0,43	m
Diferencia de Altura		-	m
Total Cabeza de Bombeo de Recirculación		4,10	m
Eficiencia de Bombeo		70%	
Potencia de Bomba de Recirculación		0,74	Kw
		0,99	HP
Potencia de Bombeo Total		1,48	Kw
Caudal Total de Recirculación	Q _w	25,81	Lps

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

Componente de Aireación por Burbujas		
Profundidad del Estanque		2,70 m
Factor de Corrección de Transferencia de O ₂ para Aguas Residuales	α	0,60
Profundidad de Aireación con Burbujas	Pa	1,50 m
	Phe	14,70 kPa
Concentración de Saturación de O ₂ para Temperatura	Cs _T	8,24 mg/L
Factor de Presión		-0,11
Concentración de Saturación de O ₂ para Temperatura y Altitud	Cs _{TA}	7,35 mg/L
Factor Transferencia de O ₂ en Condiciones Reales	N	0,400
Eficiencia de Transferencia de O ₂ por m de Profundidad	E	6,56% por m
Eficiencia de Transferencia de O ₂		9,84%
Relación entre Caudal de Aire y de Agua	Qa/Qw	60%
Caudal de Aire de Compresores a la Profundidad	Qa	15,48 Lps
Presión del Aire a la Altitud del Sitio	Pt	90,35 kPa
		9,21 m.c.a.
Presión del Aire en Tubería del Soplador		10,71 m.c.a.
Caudal de Aire Descomprimido en el Sitio		18,01 Lps
Presión a Nivel del Mar	Pnm	101,33 kPa
		10,34 m.c.a.
Caudal de Aire a la Presión de Nivel del Mar	Qa	16,04 Lps
Densidad del Aire al Nivel del Mar		1,20 Kg/m ³
Porcentaje de Oxígeno al Nivel del Mar		20,90%
Contenido de Oxígeno al Nivel del Mar	COx	0,25 Kg/m ³
Tasa de Flujo de Oxígeno Total en Condiciones Standard		14,53 Kg O ₂ /h
Tasa de Transferencia de O ₂ en Condiciones Standard	SOTR	1,43 Kg O ₂ /h
Tasa de Transferencia de O ₂ en el Sitio por Burbujas	AOTR	0,57 Kg O ₂ /h
Tasa de Transferencia de O ₂ por Efecto Venturi	AOTR	1,19 Kg O ₂ /h
Tasa de Transferencia de O ₂ Total en el Sitio	AOTR	1,77 Kg O ₂ /h
Tasa de Transferencia de O ₂ Total en el Sitio por Boquilla	AOTR	0,088 Kg O ₂ /h
Calculo del Soplador		
Perdidas de Cabeza en la Tubería de Aire Presurizado		0,01 m
Cabeza de Presión en Soplador		1,51 m
		14,78 kPa
Densidad del Aire en el Sitio	γ	1,07 kg/m ³
No de Boquillas de Bomba Elevadora		10 u
No Total de Boquillas		50 u
Caudal Total de Aire Descomprimido en el Sitio		22,51 Lps
Eficiencia del Soplador		80%
Potencia Total del Soplador		0,39 Kw

C-2. PROCESOS DE BIOPELÍCULA DE LECHO MÓVIL

C-2.1. Procesos de Biopelícula con Bioportadores

Los procesos de biopelícula pueden ser de lecho fijo, tales como los filtros percoladores y los biodiscos, donde el agua fluye a través del sustrato que está inmóvil o gira. También se encuentran los procesos de lecho móvil, donde el sustrato está formado por partículas inertes que se mantienen en suspensión en el agua, llamadas bioportadores. En los sistemas de lecho móvil, los bioportadores son mantenidos en suspensión debido a la turbulencia que genera el proceso de aireación del reactor, o mediante dispositivos mecánicos generadores de flujo. La biopelícula es una capa de biomasa que crece sobre los bioportadores, la cual periódicamente se desprende, formando un lodo aeróbico que se decanta. De acuerdo al tipo de tratamiento, este lodo puede ser conducido a sistemas anóxicos para su desnitrificación, recirculado para aumentar la biomasa en el reactor, o extraído hacia el lecho de secado.

Para facilitar el desarrollo de las bacterias en los procesos de nitrificación autótrofa y heterótrofa, se recomienda la utilización de bioportadores, puesto que las bacterias autótrofas y heterótrofas no se desarrollan adecuadamente en suspensión en el agua, y necesitan adherirse en un soporte sólido. Para ello segregan sustancias pegajosas llamadas EPS por sus siglas en inglés Extracellular Polimeric Substances. Estas sustancias también le permiten a la biopelícula capturar y asimilar toda clase de microorganismos planctónicos (que crecen en suspensión en el agua), y sólidos suspendidos, que les sirven de alimento a los microorganismos que se encuentran en dicha biopelícula. Las biopelículas constituyen ecosistemas bastante complejos, que tienen la capacidad de asimilar y degradar numerosas sustancias orgánicas e inorgánicas, cuyo desarrollo se analiza en el numeral C-2.3. A través de mecanismos de floculación, adsorción y degradación que realizan las biopelículas, es posible la remoción de patógenos, metales, hidrocarburos y otras sustancias xenobióticas difíciles de degradar.

De acuerdo con el estudio de Debdeep Dasgupta et al⁸, el petróleo puede degradarse mediante biopelículas compuestas por bacterias del género *Pseudomonas*, especialmente las de la familia *Otitidis*, que son bastante comunes en el medio ambiente. La degradación mediante la biopelícula es de 20% a 40% mayor a la que se realiza mediante el plancton, que se utiliza actualmente. En este proceso se forma una biopelícula bastante gruesa, que incrementa la cantidad de biomasa y el tiempo de retención de sólidos SRT (Solids Retention Time). El SRT, también llamado edad de lodos, se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{SRT (días)} = \frac{M(Kg VSS)}{F \left(\frac{Kg VSS}{día} \right)} = \frac{S_{bp} \times B_{bp}}{Y_n \times Q \times (S_i - S_o)} \quad \text{Ecuación C-5}$$

⁸ Debdeep Dasgupta et al. "Biofilm-Mediated Enhanced Crude Oil Degradation by Newly Isolated *Pseudomonas* Species". Hindawi Publishing Corporation. India. 2013.
<https://www.hindawi.com/journals/isrn/2013/250749/>

El parámetro M es la cantidad de materia seca de biomasa Vss (Sólidos Suspendidos Volátiles, en inglés Volatile Suspended Solids), que en el caso de sistemas de biopelícula corresponde a la biomasa adherida a dicha biopelícula, que es igual a la superficie útil de bioportadores Sbp, multiplicada por la biomasa seca de biopelícula por m² de éstos Bbp.

El valor de F corresponde a la tasa de producción de lodos en el reactor, que se calcula como el Coeficiente de Producción de Lodos Yn (en inglés Biomass Yield), multiplicado por la tasa de remoción del compuesto de nitrógeno o carbono que origina los lodos, que corresponde al caudal Q multiplicado por la diferencia entre las concentraciones de entrada y de salida de NH₄ Si-So, en el caso de procesos de nitrificación. Los valores de SRT recomendados por Metcalf & Eddy para procesos de nitrificación completa son de 3 a 18 días (Tabla 8-6, Ref. C-2). En la Tabla 7-8 de Metcalf & Eddy se indica que en procesos de nitrificación el valor de Yn es de 0.12 g Vss/g NH₄.

De acuerdo a un estudio realizado por T. Stephenson et al⁹, la biomasa de las biopelículas desarrolladas depende del material de los bioportadores. Según la Tabla 1, para PVC la biomasa seca es de 22 gr/m², para polietileno es de 40.6 gr/m², y para polipropileno de 42.2 gr/m². En otro estudio que fue realizado por INFO-RAS¹⁰, se encontró que los biofiltros con bioportadores de polipropileno tuvieron un tiempo de maduración más corto, puesto que alcanzaron su tasa máxima de eliminación de nitrógeno en la semana 4, mientras que los biofiltros con bioportadores de polietileno la alcanzaron en la semana 6. El polipropileno es un material durable, económico, y se puede extruir en capas delgadas. Por lo tanto se considera que es muy adecuado para los bioportadores.

Mediante sistemas de biopelícula se puede obtener una alta concentración de biomasa, lo cual permite reducir las dimensiones de los tanques o estructuras donde se realizan los procesos. Además, la fijación de las bacterias a los bioportadores evita que éstas sean arrastradas por el flujo que sale del tanque, lo cual reduciría la calidad del efluente, y ocasionaría una pérdida en la capacidad de tratamiento.

En el caso de nitrificación heterótrofa es necesario suministrar carbono, puesto que ésta requiere en una relación C/N de alrededor de 20. En este caso se utilizan bioportadores vegetales para la producción de bioflócs, que son utilizados en la alimentación en estanques de acuicultura que se trata en el Texto B. La degradación de los vegetales proporciona gran parte del carbono requerido. Un proceso de bioflócs similar se utiliza en

⁹ T. Stephenson et al. "Media Surface Properties and the Development of Nitrifying Biofilms in Mixed Cultures for Wastewater Treatment". Process Safety and Environmental Protection, Cranfield University, UK.2.013.

https://dspace.lib.cranfield.ac.uk/bitstream/handle/1826/8183/Media_surface_properties-2013.pdf?sequence=1&isAllowed=y

¹⁰ INFO-RAS. "Los bioportadores de polipropileno alcanzan la eliminación máxima de TAN más rápido que los de polietileno". . Pharmaq Zoetis. 2.022.

[Los bioportadores de polipropileno alcanzan la eliminación máxima de TAN más rápido que los de polietileno. - info-ras.cl](#)

la planta Pincta que se trata en el Numeral C-4.4), donde se busca convertir los nutrientes que contaminan en agua en alimento para la cadena trófica acuática, o en biosólidos para abonar plantas, como lo hace la planta Pinch que se trata en el Numeral C-4.5.

La remoción de nitrógeno de las aguas residuales mediante las bacterias autótrofas produce menos lodos que deban ser estabilizados y dispuestos. Sin embargo, estas bacterias tienen tasas de crecimiento de la décima parte de la tasa que tienen las heterótrofas. Por lo tanto, cuando hay suficiente carbono, las bacterias heterótrofas desplazan a las autótrofas de la superficie de los bioportadores. Para implementar la nitrificación autótrofa se requiere controlar a las bacterias heterótrofas, reduciendo previamente la DBO_5 mediante un tanque anaeróbico, o disponer de superficies de soporte bastante grandes para remover tanto carbono como nitrógeno.

Los Biorreactores Flotantes, que se tratan en el Capítulo C-3 y el Numeral C-4.3, son sistemas de lecho móvil aplicados a cuerpos de agua. Los sistemas secuenciales que se tratan en el Texto D tienen etapas de lecho móvil, en el cual la turbulencia ocasionada por la aireación mantiene a los bioportadores en suspensión, seguidas de etapas de lecho fijo, en las cuales se suspende la aireación, y el flujo sale a través del filtro flotante que forman los bioportadores. Por lo tanto, allí se combinan procesos de lecho móvil y fijo.

Para la realización de los procesos de biopelícula se ha desarrollado un nuevo tipo de bioportadores, los bioportadores tubulares porosos, que tienen un buen desempeño tanto en condiciones de lecho móvil como de lecho fijo, donde tienen una excelente capacidad de filtración con retención de biomasa. Estos bioportadores, que se describen en el Numeral C-2.5, también se utilizan en los procesos anaeróbicos de tipo UASB Híbridos y Anammox, que se tratan en el Texto E.

C-2.2. Bioportadores Plásticos

Generalmente los bioportadores disponibles en el mercado son fabricados con plásticos, debido a su bajo costo, estabilidad ante la abrasión y la acción de los elementos corrosivos, y a que éstos tienen densidades apropiadas para favorecer su movilidad en el agua. En el mercado existen esencialmente 2 clases de bioportadores:

Bioportadores de Cámaras Internas

Figura C-2. Bioportadores Anox Kaldnes tipo K1 de Veolia



Fuente: Gustavo Adolfo Sagrario Ref. (C-13)

Estos bioportadores son hechos con materiales rígidos, donde la biopelícula se desarrolla principalmente en las paredes internas, en las cuales se encuentra protegida de la turbulencia y la abrasión producida por el choque entre ellos. Los bioportadores con cámaras internas son los más utilizados en este momento debido a que ofrecen una gran área disponible para el crecimiento de la biopelícula por unidad de volumen, llamada área específica. Los bioportadores más conocidos son los de tipo Kaldnes desarrollados por la firma Veolia, que se muestran en la imagen anterior. De estos bioportadores los más utilizados son los K1 y K2, cuyas celdas tienen diámetros de entre 6.4 y 7 mm.

En el caso de aguas con una relación C/N tiende a predominar la nitrificación heterótrofa, con la cual la biomasa tiende a alcanzar grandes espesores. Para evitar de taponamiento de las cámaras internas, se requiere darle a los bioportadores un diámetro suficiente para que pueda albergar la biopelícula.

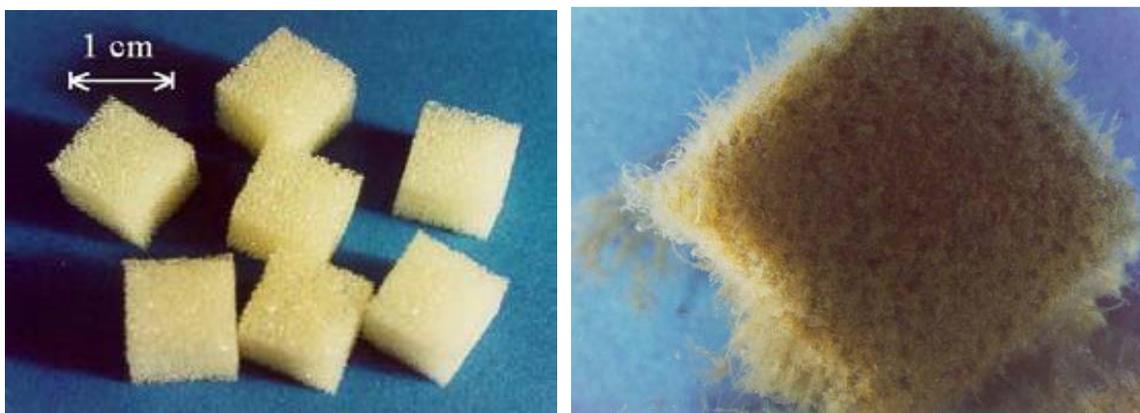
Bioportadores de Espuma de Poliuretano

Estos bioportadores fueron desarrollados inicialmente bajo la marca Limpor, y consisten en pequeños cubos de espuma de poliuretano, que presentan una superficie muy porosa. El bajo peso y la flexibilidad reducen la erosión por colisiones, y facilita el desarrollo de biopelículas bastante gruesas, que se extienden tanto en el exterior como hacia el interior de los bioportadores, como se comprobó en un estudio de Simón González Martínez¹¹.

¹¹ Simón González Martínez. "Tratamiento de Aguas Residuales Utilizando Biopelículas sobre un Material Poroso"- Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. 2.002.

Con estos bioportadores se puede tener los procesos de nitrificación y desnitrificación simultáneos que se tratan en los numerales C-1.2 y E-1.2, pues en la parte interna de la biopelícula se tiene condiciones anaeróbicas que facilitan esta última. Allí el oxígeno no puede penetrar, pero los nitratos y nitritos sí, y por lo tanto se presenta su desnitrificación en condiciones anaeróbicas.

Figura C-3. Bioportadores de Espuma de Poliuretano flexible



Fuente: Simón González Martínez (Ref. C-12)

Los bioportadores de espuma de poliuretano pueden desarrollar un espesor de biopelícula de 7 mm, tal como se aprecia en la Figura C-3, mientras que el de los bioportadores de tipo Kaldnes es del orden de 1.2 mm¹², lo cual hace a estos últimos más eficientes para la remoción de nitrógeno en procesos de nitrificación – desnitrificación convencionales. En el caso de los bioportadores de espuma de poliuretano, el desprendimiento de la biopelícula se debe a que en la zona anaeróbica que ocurre entre el bioportador y la biopelícula no se producen las sustancias EPS que la mantenga unida a éste.

Como se indica en la tesis de Gustavo Adolfo Sagrario¹³, los bioportadores plásticos son superiores a los de espuma de poliuretano en los procesos de nitrificación parcial, puesto que con la restricción en la altura de la biopelícula, solo se permite el desarrollo de bacterias AOB que producen nitritos, y restringen las bacterias NOB de los convierten en nitratos.

<https://docplayer.es/82294257-Tratamiento-de-aguas-residuales-utilizando-biopelículas-sobre-un-material-poroso.html>

¹² Carlos Alberto Valdivia-Soto. "Tratamiento de Aguas Residuales Municipales Utilizando Tres Diferentes Medios de Soporte en Lechos Empacados". Tesis de Doctorado UNAM. Ciudad de México, 2.005.

<https://docplayer.es/95304297-T-e-s-i-s-universidad-nacional-autonoma-de-mexico-programa-de-maestria-y-doctorado-en-ingenieria-tratamiento-de-aguas-residuales.html>

¹³ Gustavo Adolfo Sagrario Castillo. "Eliminación de Nutrientes Mediante Tratamientos Biopelícula". Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. 2.015.

https://oa.upm.es/39458/1/Gustavo_Sagrario_Castillo.pdf

Criterios de Diseño de los Bioportadores para el Tratamiento de Aguas

El diseño de los bioportadores juega un papel muy importante en la efectividad del proceso de nitrificación. Estos deben cumplir los siguientes requisitos¹⁴:

- Ofrecer la mayor área específica posible para el soporte de los microorganismos por metro cúbico de bioportadores. En área específica se define como la superficie propicia para el desarrollo de la biopelícula, en m² por m³ de bioportadores.
- Los bioportadores se deben mantener en suspensión en todo el tanque, mediante la acción del sistema de aireación. Para ello la densidad del material debe ser ligeramente inferior o superior a la del agua. Si tienen densidad muy inferior, los bioportadores tenderán a quedarse en la superficie, y si ésta es muy superior, tenderán a quedarse en el fondo. Los más utilizados son los bioportadores plásticos más ligeros que el agua.
- El material de los bioportadores debe ser resistente a la abrasión y a la degradación biológica.
- La cámara interna debe tener el ancho suficiente para evitar su obstrucción por la biopelícula.
- El costo de los bioportadores debe ser reducido, pues tiene un peso importante en el costo total de los sistemas de tratamiento.

Los anteriores requerimientos no se aplican a los bioflócs, en los cuales la biopelícula crece sobre sustratos orgánicos que forma parte de la alimentación de las especies acuáticas: Además, tienen densidades mayores que el agua, y para ponerlos en suspensión se requieren sistemas de aireación que produzcan turbulencias que lleguen hasta el fondo.

C-2.3. Desarrollo de la Biopelícula sobre Bioportadores Plásticos

Los bioportadores se utilizan tanto para nitrificación autótrofa como heterótrofa. La primera se emplea para remover nitrógeno amoniacal, y ocurre cuando la relación C/N entre la DBO₅ y el nitrógeno amoniacal es menor a 2, y ésta se reduce en 50% cuando C/N es de 5 (Metcalf & Eddy. Ref. C-2).

Las biopelículas que se forman sobre los bioportadores albergan una comunidad de microorganismos, principalmente microalgas, hongos, bacterias y protozoos, que adsorben microorganismos, partícula y sustancias disueltas en el agua. La adsorción de partículas y microorganismos se hace mediante las sustancias pegajosas EPS que desarrollan algunas bacterias. Todos estos elementos adsorbidos sirven de alimento al

¹⁴ Prendes Gero, et. al. "Diseño Gráfico de Bioportadores para Tratamiento de Aguas Residuales".
Universidad de Oviedo, España.

https://www.researchgate.net/publication/242410440_DISENO_GRAFICO_DE_BIOPORTADORES_PARA_TRATAMIENTO_DE_AGUAS_RESIDUALES

diverso ecosistema de la biopelícula. En los efluentes de reactores de biopelícula normalmente se alcanzan valores de sólidos suspendidos menores de 10 mg/L.

La biopelícula tiene la capacidad de asimilar eficientemente los nutrientes contenidos en el agua, especialmente nitrógeno y fósforo, los cuales no son removidos adecuadamente en los procesos anaeróbicos. Los procesos de nitrificación heterótrofa y autótrofa convierten el nitrógeno en proteínas, que constituyen entre el 23 y el 30% de de las biopelículas, de acuerdo a la revisión de P. K. Pandey et al (Ref. C-83), mientras que el proceso EBPR utiliza bacterias PAO para fijar el fósforo en las biopelículas (ver Numeral C-4.2.2). Esto les confiere a las biopelículas un gran valor en la alimentación de especies acuáticas.

Las biopelículas también remueven patógenos y sustancias difíciles de degradar, tales como fenoles, hidrocarburos, desinfectantes, pesticidas, colorantes, productos farmacéuticos y sustancias activas al azul de metileno SAAM. La aireación que se realiza en los procesos de biopelícula oxida y decanta metales difíciles de remover en procesos anaeróbicos, tales como hierro y manganeso.

La biopelícula alcanza alrededor de 1.2 mm de grosor, y está compuesta de una mezcla de microorganismos, coloides, polímeros orgánicos, cationes, células muertas y partículas inorgánicas. Esto se debe a su capacidad de adsorber sólidos suspendidos y sustancias disueltas en el agua. La máxima penetración del oxígeno en la biopelícula es del orden de 100 μ (Guiseppe Pastorelli et al¹⁵), de modo que este es el espesor mínimo recomendado para biopelículas utilizadas en la nitrificación autótrofa.

Entre los estudios realizados sobre los procesos de nitrificación heterótrofa que utilizan bioportadores, se destacan los realizados por Sofia Andersson¹⁶. De estos estudios se concluye que con los bioportadores plásticos, se obtienen biopelículas eficientes en el tratamiento de agua, y que los factores que influyen en la formación de la biopelícula, y en la remoción eficiente de la carga orgánica, son el control de espesor de las biopelículas, y la adecuada formación de sustancias EPS.

En otro estudio realizado por María Piculell en la Universidad de Lund en Suecia¹⁷ sobre las biopelículas de bacterias autótrofas, se analiza su estructura, composición y dinámica. Allí se explica la relación de estas biopelículas con el contenido de oxígeno, con la turbulencia y con la relación C/N entre carbono y nitrógeno, entre otros. Allí también se establecen los principales factores que intervienen en la eficiencia en la transferencia de

¹⁵ Guiseppe Pastorelli et al. "Phosphorus and Nitrogen Removal in Moving-Bed Sequencing Batch Biofilm Reactors", Research Gate. 1.999
https://www.researchgate.net/publication/229216725_Phosphorus_and_Nitrogen_Removal_in_Moving-Bed_Sequencing_Batch_Biofilm_Reactors

¹⁶ Sofia Andersson. "Characterization of Bacterial Biofilms for Wastewater Treatment". Royal Institute of Technology. Stockholm. 2,009. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:209486/FULLTEXT01.pdfSofia>

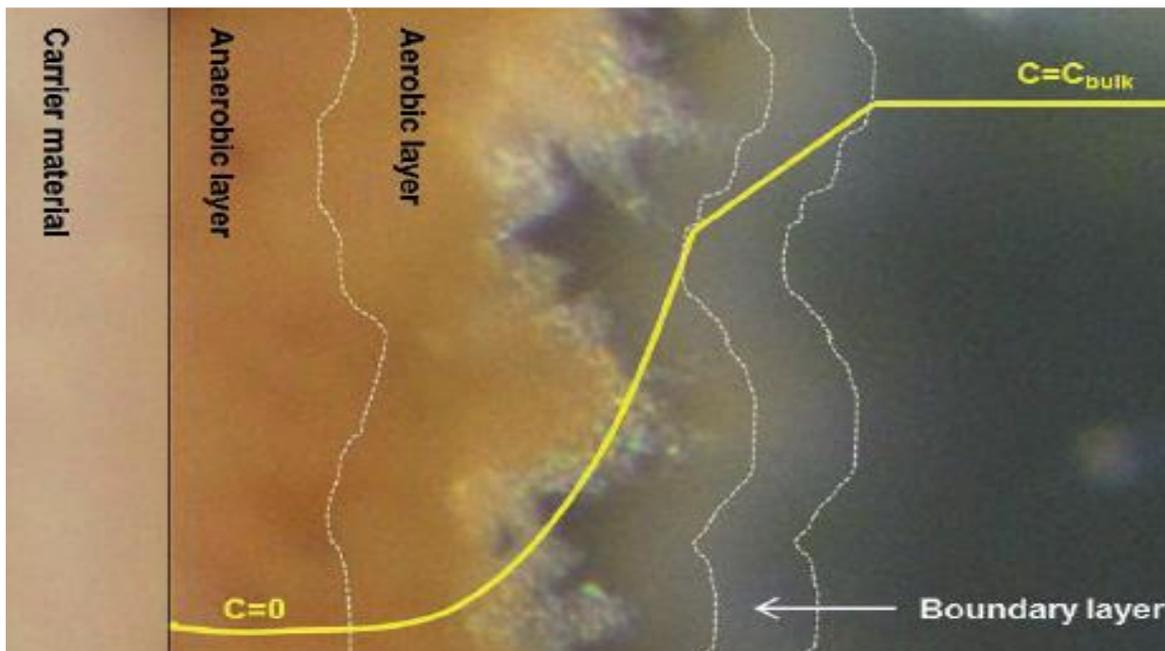
¹⁷ Piculell, Maria. "New Dimensions of Moving Bed Biofilm Carriers: Influence of biofilm thickness and control possibilities". Doctoral Thesis. Department of Chemical Engineering, Lund University. 2016.
https://lup.lub.lu.se/search/ws/files/7673290/Maria_Piculell_Webb_kappa.pdf

oxígeno OTE en los reactores de lecho móvil para nitrificación autótrofa. Estas son sus principales conclusiones:

- Los organismos nitrificantes solo se desarrollan hasta donde puede penetrar el oxígeno mediante procesos de difusión.,.
- Cuando hay una relación C/N baja, la superficie de biopelícula está compuesta por una capa de bacterias AOB aledaña al flujo, de donde toman directamente el oxígeno. Detrás de ellas se ubican las bacterias las bacterias NOB. Si la biopelícula es delgada, se restringe el desarrollo de las bacterias NOB, produciendo nitrificación parcial. y por eso es importante controlar el espesor de la biopelícula para mejorar la nitrificación parcial y el uso eficiente del oxígeno disuelto.
- En este control del espesor es fundamental el efecto abrasivo generado por la turbulencia.
- Detrás de las capas anteriores, en la zona donde no hay oxígeno, se encuentra una capa con bacterias anaeróbicas, donde pueden ocurrir procesos de desnitrificación cuando tiene un suministro de carbono adecuado.
- Cuando se incrementa la relación C/N, las bacterias heterótrofas, que consumen carbono, desplazan las bacterias nitrificantes AOB y NOB de la capa aledaña al flujo, y además producen un aumento en el espesor la biopelícula que puede obstruir la cámara interna de los bioportadores.
- En el flujo sobre la biopelícula se forma una capa límite con flujo laminar. Al aumentar la turbulencia se reduce el espesor de ésta, lo cual propicia el intercambio de masas, que promueve el contacto entre la biomasa, el oxígeno y los nutrientes, lo cual facilita los procesos de nitrificación. Además, la turbulencia en el tanque promueve el aumento en Factor Transferencia de Oxígeno en Condiciones Reales N según a Ecuación A-3, pues aumenta el factor α de Corrección de Transferencia de O₂.
- La concentración de bioportadores en el tanque determina la cantidad de biomasa por unidad de volumen del reactor, y por lo tanto la tasa de un consumo de oxígeno. Al reducirse la concentración de éste, se aumenta el gradiente entre la concentración de oxígeno del agua y del aire, y por lo tanto la eficiencia en su transferencia al agua OTE. A partir de cierto punto, el aumento de la concentración de bioportadores dificulta el desarrollo de la turbulencia y reduce la OTE.
- Existe la posibilidad de que la biopelícula se desarrolle en las paredes externas de los bioportadores bajo circunstancias tales como la turbulencia y la relación C/N.

En la siguiente figura del estudio de María Piculell (Ref. C-17) se muestra un corte de una biopelícula, donde se observa el gradiente de concentración de oxígeno C, el cual promueve su difusión hacia el interior de dicha película.

Figura C-4 – Imagen de Corte de Biopelícula



Fuente: Maria Piculell, (Ref. C-17. Figura 2)

En la imagen anterior de una biopelícula, se indican de izquierda a derecha la superficie del bioportador, las capas anaeróbica y aeróbica, y la capa límite del flujo. La línea amarilla muestra la concentración de oxígeno C en dichas capas.

De acuerdo con Mona Chaali et al¹⁸ para optimizar la nitrificación autótrofa en procesos de biopelícula, la concentración del oxígeno disuelto debe mantenerse cerca de 2 mg/L. En el documento de B. Rusten et al (Ref. C-23) se indica que, para aguas con alta carga de nitrógeno, en oxígeno disuelto se debe mantener en 3 mg/L. Se recomienda adoptar este último valor, puesto que así se aumenta la tasa de remoción superficial SARR de los bioportadores, lo cual reduce la cantidad requerida de éstos (Ver Figura C-8 de Bjorn Rusten et al, Ref. C-23), y además el efluente tiene mayor cantidad de oxígeno disuelto, que es importante para mantener el ecosistema acuático saludable.

Otro aspecto a tener en cuenta en los procesos de biopelícula de lecho móvil es el gradiente de velocidad G, definido por la siguiente ecuación:

$$G = \sqrt{\frac{P_w}{\mu \times V}} \quad \text{Ecuación C-6}$$

Donde: G= Gradiente de velocidad (s^{-1}).

P_w = Potencia hidráulica aplicada (vatios).

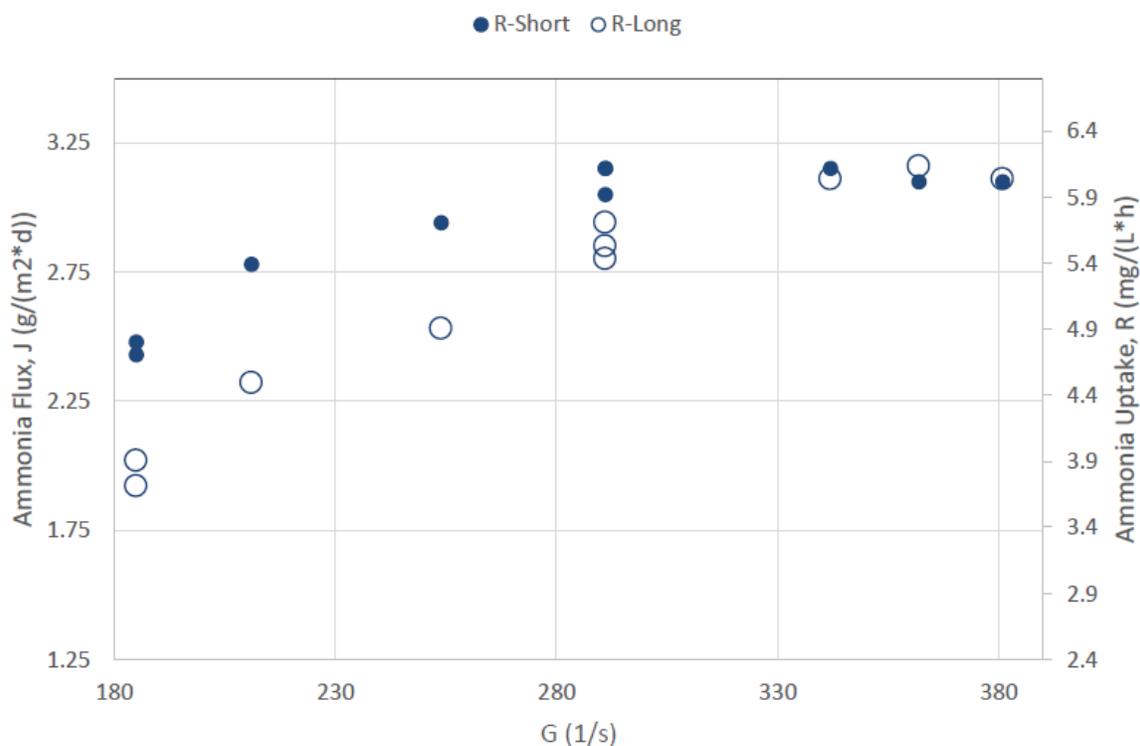
¹⁸ Mona Chaali et. al. "Review on the advances of nitrifying biofilm reactors and their removal rates in wastewater treatment". <http://espace.inrs.ca/7279/1/P3339.pdf>

V = Volumen de la cámara de floculación (m³).

μ = Viscosidad dinámica (N.s/m²)

El gradiente de velocidad también se conoce como intensidad de mezcla e indica el grado de turbulencia que es necesario para poner en contacto la biopelícula con el agua que contiene los nutrientes. Según el estudio de Kody García¹⁹, para realizar procesos de nitrificación se requieren valores de G de entre 185 y 342 1/sg, con un valor máximo de este último valor, a partir del cual el valor de G se mantiene estable. En la Figura a continuación se muestran las tasas de remoción de NH₄ en los bioportadores SARR (Surface Area Removal Rate) en g/m²*día, en función de G. Los ensayos se hicieron para bioportadores tipo Kaldnes cortos, de 8 mm de diámetro y 8.5 mm de largo, de dimensiones similares a los bioportadores tubulares propuestos, y bioportadores largos de diámetro similar y longitud de 22.5 mm. Como se puede apreciar en la figura a continuación, los bioportadores cortos son más efectivos en remover nitrógeno amoniacal.

Figura C-5 Tasa de Remoción de Nitrógeno Amoniacal por m² de Bioportadores en función del Gradiente de Velocidad G

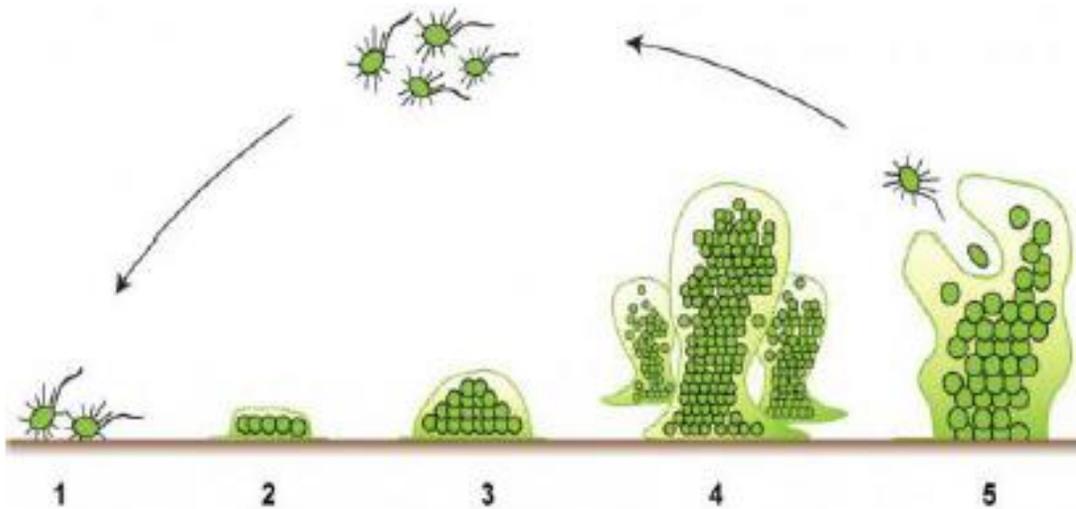


Fuente: Kody García, Referencia C-19.

¹⁹ Kody García. "THE EFFECT OF BIOFILM CARRIER LENGTH ON NITRIFICATION IN MOVING BED BIOFILM REACTORS: AN EXAMINATION OF MIXING INTENSITY, SHOCK LOADINGS, AND PH CHANGES." . Digital Repository. University of New Mexico. 2.016
https://digitalrepository.unm.edu/ce_etds/115

En la siguiente figura se ilustra las fases en formación de las biopelículas sobre la superficie de los bioportadores (Jamal Ali Kawan. Ref. C-20).

Figura C-6. Formación de Biopelículas sobre los Bioportadores



Etapas en la Formación de la Biopelícula

- 1- Acimatación – Los microorganismos en estado planctónico se adaptan a un nuevo ambiente acuático
- 2- Fijación - Cuando los microorganismos encuentran un refugio sobre la superficie del bioportador y se adhieren a este mediante sustancias EPS.
- 3- Al encontrar nutrientes, oxígeno y espacio en el bioportador, la biomasa crece rápidamente
- 4- El crecimiento se ralentiza cuando se produce una competencia con otros microorganismos por los nutrientes, el oxígeno y el espacio disponible.
- 5- Cuando los anteriores elementos se agotan, los microorganismos mueren, o se desprenden y adoptan un estado planctónico para encontrar otro sitio donde afincarse

Fuente: Jamal Ali Kawan, Hassimi Abu Hasan, et al (Ref. C-20).

El proceso de aireación por chorros emergidos en tanques que contienen bioportadores se trata en el Capítulo A-3. Este proceso es bastante eficiente en transferir oxígeno al agua, pues los bioportadores dispersan las burbujas en un gran volumen de agua, y las retienen por largo tiempo. Los chorros también realizan lavados periódicos de los bioportadores, que permiten controlar el espesor de la biopelícula, lo cual es necesario para mejorar los procesos de nitrificación, como se indicó anteriormente. Este efecto se muestra en la Figura A-8 del Capítulo A-3., donde se observa que, luego de ser impulsados por los chorros emergidos, los bioportadores se dispersan y luego ascienden lentamente hasta la superficie, formando una capa flotante. Posteriormente éstos se aproximan al chorro donde son impulsados nuevamente hacia abajo. De este modo, los

bioportadores tienen un movimiento rotatorio que dura cierto tiempo, y cada vez que pasan bajo el chorro sufren un importante lavado que remueve el exceso de biopelícula.

C-2.4. Sistemas de Lecho Móvil MBBR, IFAS y Sharon

Actualmente, los procesos de biopelícula de lecho móvil se realizan principalmente a través de plantas conocidas como MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor por sus siglas en inglés). Los MBBR pueden utilizarse para la remoción de DBO_5 mediante nitrificación heterótrofa, o la remoción de nitrógeno mediante la nitrificación autótrofa. La nitrificación heterótrofa genera un gran volumen de lodos putrescibles, por eso generalmente se prefieren la nitrificación autótrofa, en donde la planta MBBR está precedida de un tanque anaeróbico, en el cual se remueve carbono para reducir la relación C/N, que es necesario para realizar esta nitrificación. Los lodos producidos se remueven en un decantador y se retornan al tanque anaeróbico, donde aprovechan el carbono que entra con las aguas residuales, y las condiciones anaeróbicas, para realizar una desnitrificación que convierte el nitrógeno de los nitritos y nitratos en gas. Las plantas MBBR genera escaso volumen de lodos y con bajo contenido de materia orgánica, debido a que gran parte de dicha materia es transformada de gases en los procesos de digestión anaeróbica y desnitrificación.

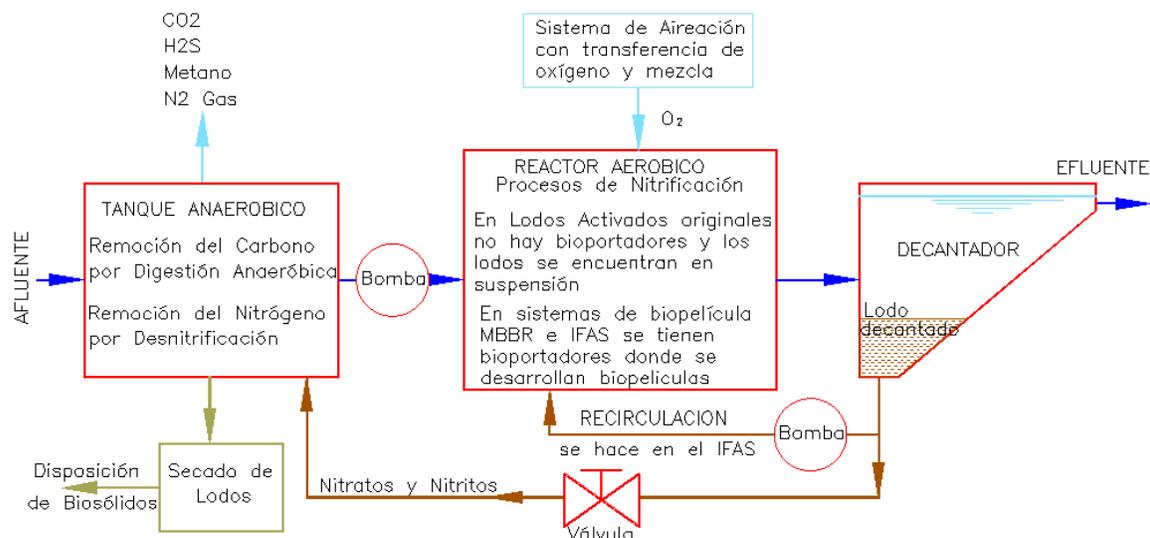
Otro tipo de plantas con procesos de película de lecho móvil son las IFAS (Integrated Fixed Film/Activated Sludge), que tienen la capacidad de recircular los lodos decantados hacia el reactor de biopelícula, con el fin de incrementar la biomasa allí. De esta forma se tiene un sistema de lodos activados paralelo al de biopelícula, que incrementa la capacidad de tratamiento. Según Jamal Ali Kawan²⁰, en sistemas de biopelícula de lecho móvil, más del 90% de la biomasa se encuentra adherida a los bioportadores, y el resto son sólidos suspendidos. Por lo tanto, con la implementación de la recirculación de estos últimos, que realiza el sistema IFAS, el aumento en la capacidad de tratamiento es relativamente limitado.

Un resumen de la tecnología de biopelícula de lecho móvil se presenta en un documento de Yang Qiqi et al²¹, cuyo esquema se muestra en la siguiente figura.

²⁰ Jamal Ali Kawan, Hassimi Abu Hasan, et al. "A Review on Sewage Treatment and Polishing Using Moving Bed Bioreactor (MBBR)". Taylor's University, School of Engineering. Journal of Engineering Science and Technology Vol. 11, 2.016.
https://www.researchgate.net/publication/308138755_A_review_on_sewage_treatment_and_polishing_using_moving_bed_bioreactor_Mbbr

²¹ Yang Qiqi, et. al. "Review on Moving Bed Biofilm Processes". Asian Network for Scientific Information, 2012.
https://www.researchgate.net/publication/272936300_Review_on_Moving_Bed_Biofilm_Processes/download

Figura C-7 - Esquema de Tratamientos de Lodos Activados para Remoción de Nitrógeno (Convencional, IFAS y MBBR)



Los reactores MBBR se han hecho populares debido a las importantes ventajas que tienen sobre los procesos de lodos activados convencionales, que se mencionan a continuación.

- Reducción en el volumen de los reactores debido a las altas concentraciones de biomasa. El MBBR tiene el 20 y el 33% del volumen correspondiente al del reactor de lodos activados convencional (Jamal Ali Kawan et al Ref. C-20)
- La biomasa se fija sobre los bioportadores, y no puede ser arrastrada por el flujo como puede ocurrir en los lodos activados convencionales. Esto le da al reactor resistencia a choques producidos por variaciones en la afluencia o la calidad del afluente, o por factores ambientales que afectan la biomasa. Los reactores MBBR pueden remover el nitrógeno amoniacal con eficiencias en un rango del 85 a 95%.
- El aumento de la concentración de biomasa respecto a los lodos activados convencionales, le permite al MBBR tener una mayor capacidad de tratamiento en estructuras más pequeñas.
- El largo tiempo de retención de biomasa, y la diversidad de nichos que se encuentran en las biopelículas, las convierten en ecosistemas con gran complejidad y diversidad biológica. Esto les permite a las biopelículas remover sustancias xenobióticas difíciles de degradar.
- Existe una remoción eficiente de sólidos suspendidos, debido a que éstos son atrapados por las sustancias poliméricas extracelulares EPS de la biopelícula, que tienen consistencia pegajosa.

- f) Se reduce el riesgo de obstrucción que ocurre por el crecimiento de la biomasa en sistemas de lecho fijo, tales como filtros percoladores o humedales de flujo subsuperficial. La turbulencia generada por la aireación permite controlar el espesor de la biopelícula en los bioportadores.

Como consecuencia de lo anterior, en los reactores de lecho móvil tipo MBBR se puede esperar efluentes clarificados y libres de turbiedad, y con alto contenido de oxígeno. Los lodos aeróbicos resultantes se decantan fácilmente, y su retiro no tiene complicaciones. En una revisión de los sistemas MBBR realizada por M S Lariyah et al²² en 2016, se anota que en los sistemas MBBR aplicados a aguas domésticas, se pueden alcanzar tasas de nitrificación y remociones de carbono y nitrógeno amoniacal del orden del 90%, con periodos de retención hidráulica de entre 3 y 12 horas. En todos los casos, el factor determinante en el tratamiento es el área de la superficie efectiva de los bioportadores, donde se desarrolla la biopelícula, que generalmente es el área interna de los bioportadores huecos.

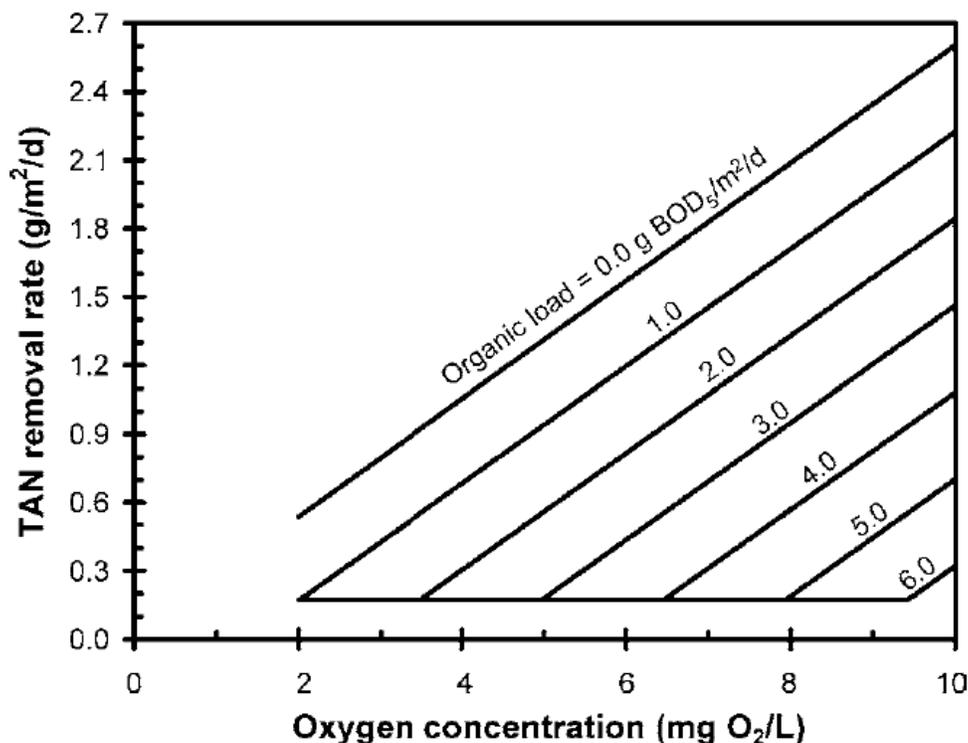
Los bioportadores más utilizados en los reactores MBBR están hechos de plásticos con densidad ligeramente menor a la del agua, lo cual les permite mantenerse en suspensión con la turbulencia generada por el sistema de aireación, y tienen cámaras internas con áreas protegidas, donde puede crecer la biopelícula, puesto que en las áreas exteriores ésta es removida por la abrasión producida por los choques entre bioportadores rígidos. Estos bioportadores se describen en el Numeral C-2.2. Algunos criterios y parámetros de diseño de los MBBR se pueden consultar en las referencias de Yang Qiqi et al (Ref. C-21), y Bjorn Rusten et al²³. En el documento de Bjorn Rusten et al se presentan las siguientes figuras obtenidas en ensayos con bioportadores de la marca Kaldnes. En la Figura C-8 se muestra las relaciones entre las tasas de remoción de nitrógeno total TAN, que equivale a la SARR (Surface Área Removal Rate) y las concentraciones de oxígeno disuelto para varias cargas de DBO₅ SALR (Surface Área Load Rate).

²² M S Lariyah et al. "Application of Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) and Integrated Fixed Activated Sludge (IFAS) for Biological River Water Purification System: A Short Review". International Conference on Advances in Renewable Energy and Technologies ICARET 2016.

<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/32/1/012005/pdf>

²³ Bjorn Rusten, et. al.. "Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors". Aquacultural Engineering. 2.001. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0144860905000531>

Figura C-8 - Relación Tasa de Remoción de Nitrógeno SARR, Concentración de Oxígeno Disuelto, y Carga Orgánica sobre los Bioportadores SALR



Fuente: Bjorn Rusten et al (Ref. C-23)

En el documento de Bjorn Rusten et al también se hace énfasis en la necesidad de adicionar la alcalinidad que se pierde en el proceso de nitrificación según la Ecuación C-4, y mantener el pH requerido para el desarrollo de las bacterias.

Según el documento de Harlan H. Bengtson²⁴, la tasa de remoción de nitrógeno en los bioportadores SARR es de 0.61 gr NH₄/m²-día cuando se tiene 2 mg/L de oxígeno disuelto, y sube a 0.88 NH₄/m²-día cuando el oxígeno disuelto es de 3 mg/L. En la siguiente Tabla se indica los valores máximos de SARR en grNH₄/m²-día, y del SALR en grDBO₅/m²-día recomendados.

²⁴ Harlan H. Bengtson. "Biological Wastewater Treatment Processes II: MBBR Processes". CED Engineering. Continuing Education and Development, Inc. <https://pdhstar.com/wp-content/uploads/2019/06/CE-084-Wastewater-Treatment-II-MBBR.pdf>

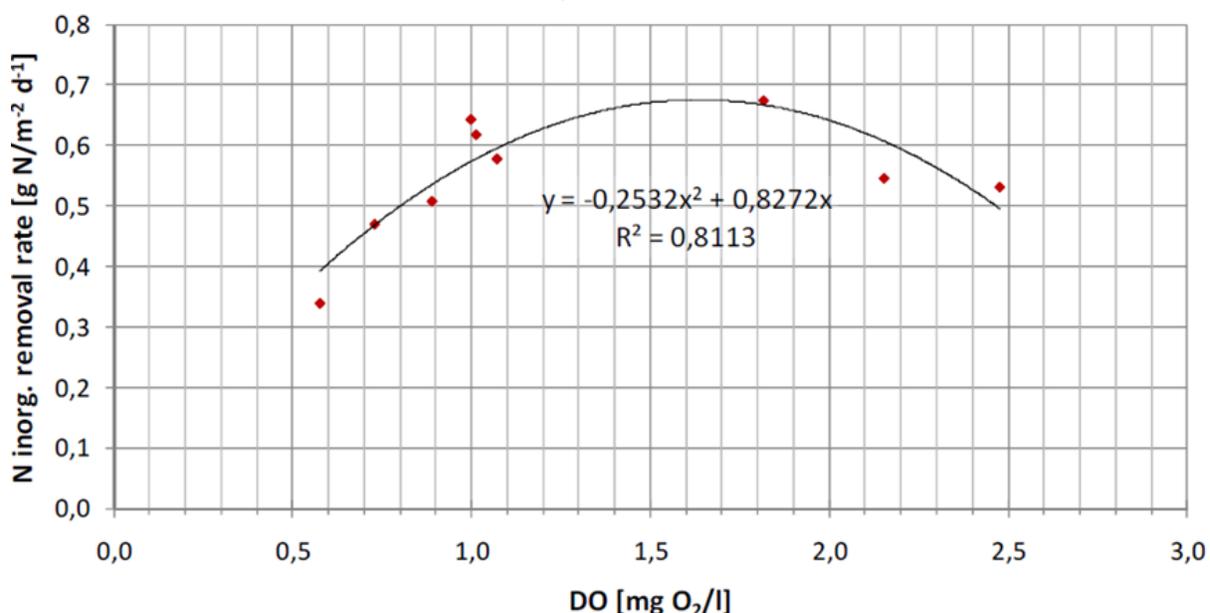
Tabla C-2 - Valores Máximos de la Tasa de Remoción de Nitrógeno y de Carga Orgánica Superficial en Función del Oxígeno Disuelto

Concentración de Oxígeno Disuelto mg/L	SARR máximo grNH ₄ /m ² -día	SALR orgánica máxima grDBO ₅ /m ² -día
2	0,61	1
3	0,88	1,6
4	1,03	2,2
5	1,23	3
6	1,41	3,6

Fuentes: Harlan H. Bengtson (Ref. C-24) y Bjorn Rusten et al (Ref. C-23)

Como se explica en el Numeral C-1.3, en el proceso Sharon se realiza una nitrificación parcial en el cual se producen nitritos en vez de nitratos, como ocurre en los procesos MBBR e IFAS. Para obtener dicha nitrificación, se requiere limitar el oxígeno disuelto. Se recomienda que éste se encuentre en un rango de 1.2 y 2.2 mg O₂/L, con lo cual el valor de la SARR se mantiene entre 0.60 y 0.68 g N/m²-día, con un promedio de unos 0.65 g N/m²-día. Para los procesos de nitrificación parcial, Andrea Bertino estableció la ecuación que se muestra en la Figura C-9 a continuación, la cual relaciona la tasa de conversión de nitrógeno amoniacal a nitritos en un sistema de biopelícula SARR, en función de la concentración de oxígeno disuelto DO (Disolved Oxygen).

Figura C-9. Tasa de Nitrificación Parcial SARR (Surface Área Removal Rate) en Función del Oxígeno Disuelto



Fuente. Andrea Bertino. (Ref. C-4. Figura 30).

En la figura anterior se encuentra la ecuación que permite calcular el valor de SARR (parámetro Y) en función del DO (parámetro X). De acuerdo a la figura anterior, la concentración de oxígeno óptima para la nitrificación parcial es de 1.6 mg O₂/L, con la cual la tasa de remoción de nitrógeno amoniacal SARR máxima es de 0.67 g N/m²-día, que es superior a la establecida en la tabla anterior para una concentración de 2 mg O₂/L con nitrificación completa.

En las zonas tropicales, las tasas de remoción de nitrógeno SARR indicadas en la tabla anterior pueden estar bastante subestimadas, considerando que el aumento de la temperatura facilita el desarrollo de bacterias AOB que producen nitritos, pero no el de las NOB que los convierten en nitrados. De acuerdo a Mehdi Sharif et al²⁵, la tasa de crecimiento específica de las bacterias AOB varía desde 0.81/día a temperaturas de 8°C hasta 0.85/día a temperaturas de 30°C. Con el incremento de temperatura, la tasa de crecimiento de las bacterias NOB es reducida, lo cual permite una nitrificación parcial con concentraciones de oxígeno mayores, y por lo tanto se tiene un aumento en el valor de SARR para nitrificación parcial. En el documento de Mehdi Sharif et al (Ref.C-24) 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:

$$\mu_T = \mu_{20^\circ\text{C}} \times \exp(-E_a/(R \times T)) \quad \text{Ecuación C-7}$$

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.

La aireación intermitente es otro de los factores que ayudan al control de las bacterias NOB. Según Wen-Ru Liu et al²⁶, 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. Esto se hace en el sistema de biopelícula secuencial que se presenta en el Numeral D-3.

La nitrificación parcial es analizada en estudio realizado por A. Zafarzadeh et. al²⁷ en un MBBR que utiliza bioportadores Kaldnes K1. Allí se tuvieron concentraciones de oxígeno disuelto de entre 1.1 y 1.5 mg/L, consideradas óptimas para este proceso, con las cuales se lograron remociones de más del 98% del nitrógeno amoniacal. En el estudio se estableció una relación entre la carga superficial de nitrógeno amoniacal sobre los bioportadores $SALR_N$, y la tasa de remoción de éste por m² de superficie de éstos SARR, que se muestra a continuación. Durante los ensayos, las cargas de nitrógeno amoniacal

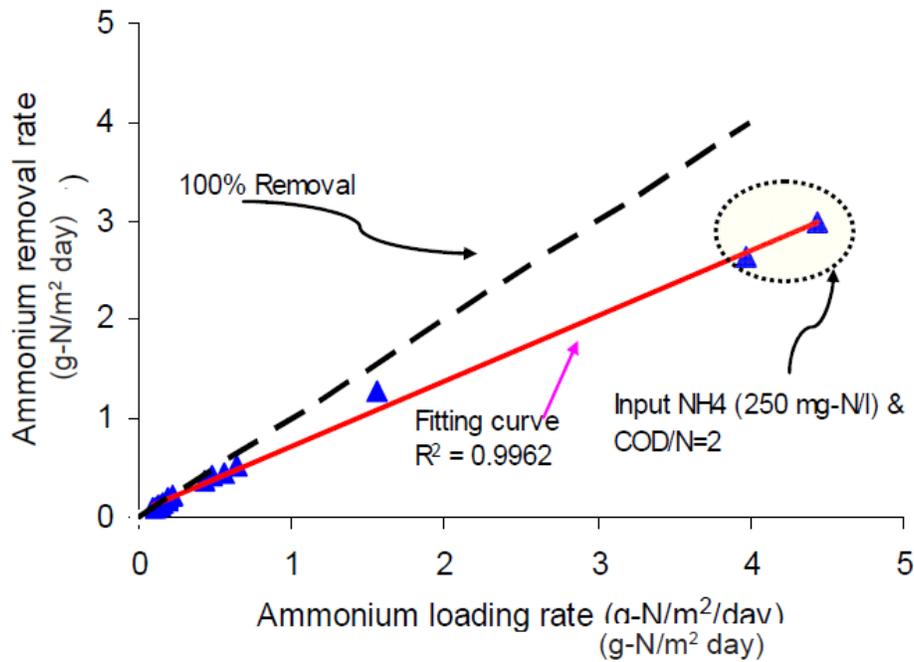
²⁵ Mehdi Sharif Shourjeh et al. "Development of Strategies for AOB and NOB Competition Supported by Mathematical Modeling in Terms of Successful Deammonification Implementation for Energy-Efficient WWTPs". Processes 2021, MDPI. <https://www.mdpi.com/2227-9717/9/3/562>

²⁶ 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

²⁷ A. Zafarzadeh et al. "PERFORMANCE OF MOVING BED BIOFILM REACTORS FOR BIOLOGICAL NITROGEN COMPOUNDS REMOVAL FROM WASTEWATER BY PARTIAL NITRIFICATION-DENITRIFICATION PROCESS". Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng., Vol. 7. 2.010. <http://www.bioline.org.br/pdf?se10041>

sobre los bioportadores variaron entre 0.1 y 4.43 grNH₄/m²-día, y las tasas de remoción de éste entre 0.09 y 2.98 grNH₄/m²-día. De acuerdo a esta gráfica, la relación SARR/SALRN es de 67.2%. Las plantas donde se realiza la nitrificación parcial tienen procesos secuenciales, donde el volumen del reactor de biopelícula determina el tiempo HRT requerido. Estas plantas son el MBBR Secuencial que se trata en el Capítulo D-3, y la planta USA que se trata en el Capítulo E-3.

Figura C-10 – Relación entre tasa de remoción de nitrógeno SARR y la carga superficial de nitrógeno amoniacal sobre los bioportadores SALR_N



Fuente: A. Zafarzadeh et al. (Ref. C-27)

C-2.5. *Bioportadores Tubulares Porosos*

Los sistemas de lecho móvil tienen gran importancia en el tratamiento de aguas, debido a las numerosas ventajas que se explican en el numeral anterior, y el elemento fundamental para realizarlos son los bioportadores. A partir de las consideraciones expuestas en dicho numeral, se diseñaron bioportadores tubulares porosos, que consisten esencialmente en pitillos cortos de polipropileno poroso, que se pueden producir en una extrusora dotada de un sistema de corte de alta velocidad.

Estos bioportadores tienen la flexibilidad y el bajo peso, lo cual les permite albergar biopelícula en su cara externa como ocurre con los de espuma de poliuretano. Los bioportadores plásticos tradicionales son rígidos y tienen un gran peso, lo cual impide que se forme la biopelícula sobre las caras externas.

En condiciones, los bioportadores tubulares porosos constituyen un filtro flotante, a través del cual sale el efluente. Dicho filtro funciona como un sistema de biopelícula de lecho fijo que realiza procesos de filtración y floculación, que son muy eficientes debido a que los

bioportadores cuentan con una cámara interna, que facilita dichos procesos. Esto se utiliza en las plantas de tratamiento secuencial que se tratan en el Texto D.

Para darle porosidad al polipropileno, se mezcla éste con almidón de yuca antes del proceso de extrusión para la fabricación de los bioportadores. Dicha porosidad le confiere al polipropileno flexibilidad y bajo peso. Estas propiedades mitigan la abrasión que se puede producir por los choques entre bioportadores en procesos de lecho móvil. Además, la porosidad crea nichos protegidos de las turbulencias, donde pueden fijarse las bacterias que colonizan la superficie. Esto facilita el desarrollo de la biopelícula en la cara externa, en forma similar a lo que ocurre con los bioportadores hechos con espuma de poliuretano flexible, los cuales tienen excelentes condiciones para la formación de biopelículas (Mona Chaali et al Ref. C-18). Según un estudio de Meta Levstek²⁸, la porosidad de la superficie de los bioportadores puede incrementar su área específica hasta en 2.5 veces. El polipropileno es reciclable, y por lo tanto puede obtenerse de residuos. También debe considerarse que la superficie del polipropileno facilita la formación de la biopelícula, de acuerdo a los estudios de Pharmaq Zoetis (Ref. C-31), como se indica a continuación.

El tamaño de los granos de almidón es de solo 0.075 mm, pero son higroscópicos y absorben la humedad ambiental. En el proceso de extrusión, el aumento de la temperatura convierte la humedad en vapor²⁹, lo cual aumenta el volumen del agua y ocasiona la formación de poros de mayor tamaño, que serían más adecuados para el desarrollo de la biopelícula. El almidón de yuca es un polímero vegetal, que actúa como un plastificante para facilitar el proceso de extrusión del polipropileno. El almidón de yuca es una fuente de carbono que contribuye al proceso de colonización de la biopelícula. De esta manera puede reducirse el tiempo de arranque de un reactor MBBR, que con bioportadores plásticos corrientes toma entre 6 y 8 semanas en climas templados³⁰.

Se recomienda que el diámetro de la cámara interna de los bioportadores tubulares sea lo suficientemente grande, del orden de 8 mm, para evitar que una biopelícula demasiado gruesa los tapone. El mayor riesgo taponamiento se presenta cuando los altos contenidos de carbono promueven la nitrificación heterótrofa. Los bioportadores diseñados tienen un diámetro de 8 mm y una longitud de 1.6 cm. Se estima que el área específica de los

²⁸ Meta Levstek et al. "Estimation of the Specific Surface Area for a Porous Carrier". Acta Chimica Slovenica. 2010.

https://www.researchgate.net/publication/228807277_Estimation_of_the_Specific_Surface_Area_for_a_Porous_Carrier

29 Obasi, H. C. y Igwe, I. O. "Effects of Native Cassava Starch and Compatibilizer on Biodegradable and Tensile Properties of Polypropylene". American Journal of Engineering Research (AJER). 2.014.

https://www.researchgate.net/publication/319163170_Effects_of_Native_Cassava_Starch_and_Compatibilizer_on_Biodegradable_and_Tensile_Properties_of_Polypropylene/citation/download

³⁰ Bradley Young. "Nitrifying MBBR Performance Optimization in Temperate Climates Through Understanding Biofilm Morphology and Microbiome". Tesis doctoral Universidad de Ottawa. 2.017.

https://ruor.uottawa.ca/bitstream/10393/36001/3/Young_Bradley_2017_thesis.pdf

bioportadores tubulares porosos descritos anteriormente, incluyendo las superficies exteriores, es de 605 m² por m³ de éstos. La relación entre la longitud del bioportador y su diámetro es de 2, y el área seccional es circular, lo cual le da a su parte interna central un acceso adecuado al flujo del agua.

En las etapas de reposo de los sistemas secuenciales, los bioportadores ascienden a la superficie, formando un filtro a través del cual sale el agua realizando los siguientes procesos:

- Remoción de contaminación orgánica a través de un sistema de biopelícula de lecho fijo, similar a la realizada en un filtro percolador.
- Filtración del efluente que sale a través de la capa de bioportadores, mediante procesos de interceptación en los intersticios de los bioportadores, y de decantación de sólidos suspendidos gruesos en las cámaras internas de los bioportadores.
- Almacenamiento de los lodos en las cámaras internas de los bioportadores. Los filtros flotantes que conforman tienen una porosidad que se estima en 89%, lo que quiere decir que solo el 11% es polipropileno y el resto es agua. De modo que puede soportar un flujo alto, sin que se produzcan velocidades excesivas que puedan arrastrar del material retenido en éste. En los filtros tradicionales formados por grava y otros materiales, la porosidad es muy baja, y no hay una retención importante de biomasa.
- Adsorción de sólidos suspendidos finos debido a la consistencia pegajosa de la biopelícula, como ocurre en el FBF (ver Floating Beads Filter en el Capítulo D-1).

Existe la posibilidad de añadir nanopartículas de magnetita como carga al polipropileno con el cual se hacen los bioportadores, con dos propósitos. Uno de ellos es elevar el peso específico del polipropileno de 0.91 a 0.95 con la adición de 1% de nanopartículas de magnetita, que tienen un peso específico de 5.18, con el fin de reducir la fuerza de flotación y dar mayor movilidad a los bioportadores, puesto que se aumenta la profundidad a la que se sumergen cuando son golpeados por los chorros. Esto facilita su dispersión en un mayor volumen de agua, donde los bioportadores realizan una mezcla del agua oxigenada.

Actualmente, los bioportadores están hechos generalmente de polietileno, pero los fabricados con polipropileno se comportan bastante mejor, de acuerdo a un estudio de Pharmaq Zoetis ³¹. En este estudio se encontró que las características de la superficie del polipropileno facilitan el desarrollo de la biopelícula, de tal forma que ésta alcanza la tasa máxima de remoción de nitrógeno a las 4 semanas del inicio, mientras que en los bioportadores de polietileno, esta tasa se conseguía solo hasta las 6 semanas.

³¹ Pharmaq Zoetis “ Los bioportadores de polipropileno alcanzan la eliminación máxima de TAN más rápido que los de polietileno”. Universidad Técnica de Dinamarca, DTU. 2.022. [Los bioportadores de polipropileno alcanzan la eliminación máxima de TAN más rápido que los de polietileno. - info-ras.cl](#)

Los composites como el polipropileno, al ser adicionados con nanopartículas de magnetita adquieren propiedades hidrofílicas, las cuales facilitan la adhesión de las bacterias y otros microorganismos que conforman las biopelículas. Estas propiedades son útiles en los bioportadores que se utilizan en los procesos TPQA para potabilizar el agua, puesto que facilitan la remoción de los patógenos (ver Capítulo D-5). Los fundamentos de esta tecnología y su aplicación en la remoción de bacterias, se explica en los documento de Aneela Hameed et al, y de Youli Zhu.³². En el documento de Youli Zhu se indica que la utilización de las nanopartículas de magnetita en los bioportadores ha sido bastante exitosa.

Lo anterior hace a los bioportadores tubulares porosos muy eficientes para el tratamiento de aguas residuales y para la potabilización. En estos últimos se utilizan procesos TPQA para la remoción de turbiedad mediante la adición de coagulantes, y posteriormente se realizan procesos adicionales de floculación y decantación cuando el flujo sale del reactor a través del filtro flotante. Esta floculación se hace aprovechando la sucesión de flujo lento en las cámaras internas, y rápido en los intersticios, que facilita la formación y el crecimiento de los flóculos, los cuales se decantan en dichas cámaras. Estos procesos se presentan en los capítulos D-4 y D-5.

Con los bioportadores tubulares porosos también pueden conformar filtros anaeróbicos flotantes. Esto ocurre en tanques Uasb Híbridos, en los cuales se realizan procesos muy eficientes de digestión anaeróbica que remueven carbono. En dichos tanques, la cámara interna de los bioportadores tubulares porosos les confiere a los filtros flotantes la capacidad de flocular y decantar la biomasa anaeróbica, para formar los gránulos que realizan los procesos de digestión anaeróbica, como ocurre en el manto de lodos. Con el incremento de la biomasa se aumenta la eficiencia en la remoción de carbono. Los sistemas secuenciales con filtros flotantes también se utilizan en las plantas Anammox para remover nitrógeno a partir de nitritos y nitrógeno amoniacal (ver Texto E).

C-3. LAGUNAS DE OXIDACIÓN CON BIORREACTORES FLOTANTES

C-3.1. Lagunas de Oxidación Facultativas Existentes

De acuerdo con estudios de importantes entidades tales como Cepis, OPS y el Banco Mundial, entre otras, las lagunas de oxidación constituyen el sistema de tratamiento más recomendable para las pequeñas comunidades apartadas, debido a su capacidad de remover eficientemente DBO_5 y patógenos, con bajos costos de operación y

³² Aneela Hameed et al. "Review Article - Magnetite (Fe_3O_4) - Synthesis, Functionalization and its Application". International Journal of Food and Allied Sciences, 2.017.

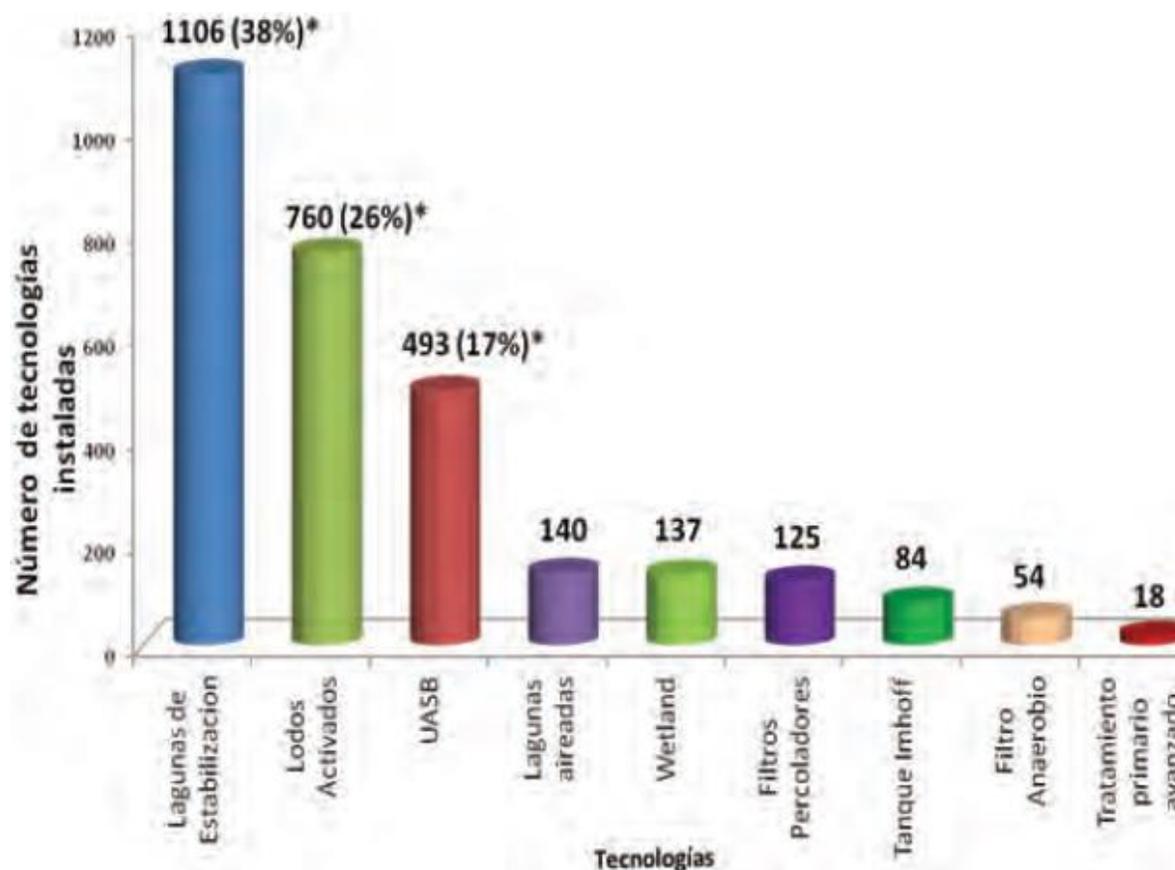
[.https://ijfaas.com/index.php/ijfaas/article/view/97](https://ijfaas.com/index.php/ijfaas/article/view/97)

Youli Zhu. "Preparation and characterization of a new hydrophilic and biocompatible magnetic polypropylene carrier used in wastewater treatment".

<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09593330.2017.1365940>

mantenimiento. En un estudio realizado por Sergio Rolim Mendonça³³ se indica que las lagunas de oxidación facultativas son una alternativa más factible que las otras tecnologías disponibles, y sus mayores desventajas es la generación de olores, y que requieren gran extensión de terreno. Estas restricciones se pueden eliminar con instalación en las lagunas de oxidación de los Biorreactores Flotantes que se describen en el Numeral C-3.2, que incrementan notablemente su capacidad de tratamiento, y pueden controlar los olores. Debido a las ventajas mencionadas en el estudio, existe una gran cantidad de lagunas de oxidación el Latinoamérica, como se muestra en la siguiente gráfica.

Figura C-11. Número de Plantas de Tratamiento en Función del Tipo de Tecnología en América Latina y el Caribe



Fuente: Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ingeniería. "Selección de Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales". 2.013

³³ Sérgio Rolim Mendonça, "Lagunas de Estabilización".

<http://cidbimena.desastres.hn/docum/crid/Febrero2006/CD-2/pdf/spa/doc13030/doc13030-1.pdf>

La problemática y el diseño de las lagunas de oxidación han sido analizadas en un Texto de Duncan Mara, donde se concluye que es la mejor tecnología para el tratamiento de aguas municipales de países en desarrollo³⁴. Debido a su gran volumen de agua y alto tiempo de detención en condiciones anaeróbicas, las lagunas de oxidación son bastante eficientes para la remoción de carbono en forma de DBO_5 , y por lo tanto se diseñan generalmente para reducir este parámetro.

Las lagunas facultativas también tienen una capacidad importante de remover nitrógeno amoniacal. De acuerdo con la EPA³⁵, existen 2 mecanismos de remoción de nitrógeno amoniacal en las lagunas facultativas, todos los cuales ocurren solo durante el día, que orden de importancia son:

- a) Asimilación por las algas, las cuales también remueven otros nutrientes como el fósforo, y además incorporan oxígeno al agua. Esto se debe a la fotosíntesis que solo ocurre durante el día. En la noche, la descomposición de la materia orgánica agota el oxígeno disuelto de la laguna. Gran parte de estas algas salen con el efluente contribuyen a su contenido de DBO_5 .
- b) Stripping, que consiste en la salida de gas amoniacal a la atmósfera a través de la interfase agua-aire debido al mecanismo de difusión de gases. Este fenómeno ocurre de día, cuando la fotosíntesis de las algas remueve el CO_2 disuelto en el agua, lo cual eleva el pH, y nitrógeno amoniacal toma la forma de amoniacal, que es un gas que sale hacia la atmósfera. La remoción de nitrógeno mediante stripping se puede calcular mediante las ecuaciones C-8 y C-9 del Numeral C-3.2.2 de Joe Middlebrooks et al (Ref. C-40)

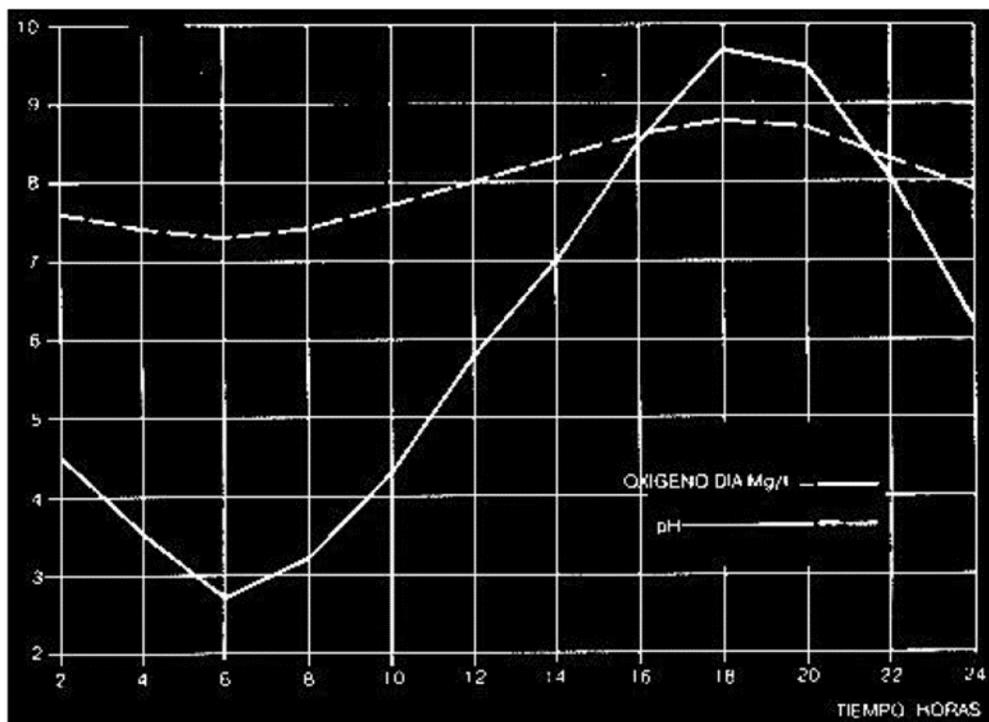
Las algas son organismos que tienden a acumularse en la superficie de las lagunas, donde reciben la radiación solar, que es aprovechada a través de la fotosíntesis para generar nuevas células y crecer. En este proceso, las algas transfieren oxígeno al agua, y además asimilan diversos contaminantes, tales como carbono, nitrógeno y fósforo. Para desarrollarse, las algas toman ácido carbónico del agua, elevando el pH a valores cercanos a 10. Esto facilita la salida del nitrógeno amoniacal en forma de amoniacal hacia la atmósfera, puesto que cuando el pH del agua es superior a 9 predomina el gas amoniacal. Con valores inferiores de pH predomina el ion amonio, que se solubiliza en el agua. Además del pH, el viento es otro factor que favorece el stripping (salida del amoniacal hacia la atmósfera).

³⁴ Duncan Mara. "Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries". Earthscan. London U.K. 2.003, https://www.pseau.org/outils/ouvrages/earthscan_ltd_domestic_wastewater_treatment_in_developing_countries_2003.pdf

³⁵ EPA. "Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers". 2.011. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/lagoon-pond-treatment-2011.pdf>

En la siguiente figura, tomada de un documento de Cidta³⁶ se observan las fluctuaciones típicas del oxígeno y el pH en una laguna facultativa a lo largo del día.

Figura C-12. Variación Diaria en la Concentración de Oxígeno y el pH en una Laguna Facultativa



Fuente: Cidta. (Ref. C-36, Figura 6.3)

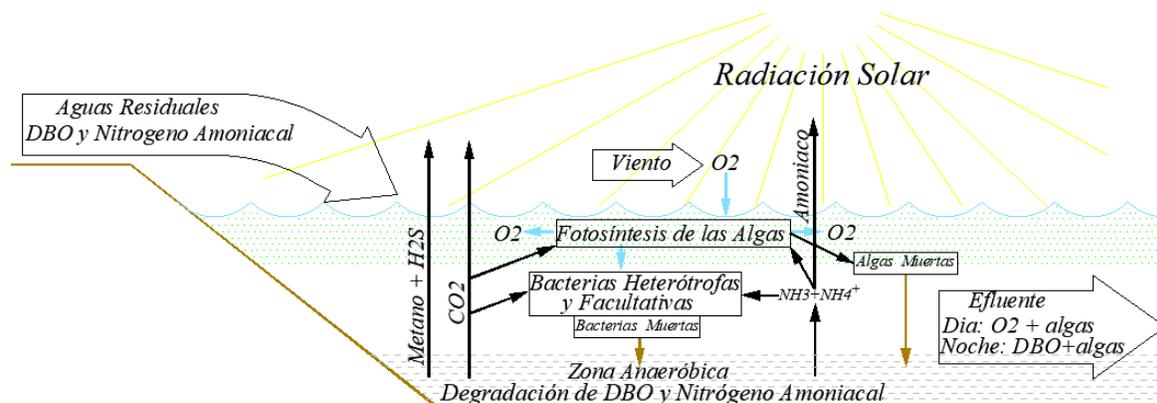
El oxígeno que suministra la fotosíntesis de las algas crea una capa aeróbica en la superficie, que oxida el gas sulfuro de hidrógeno H_2S , convirtiéndolo en sulfatos que se precipitan, con lo cual se controla la emisión de olores. Por lo tanto, las algas tienen un papel fundamental en el tratamiento en las lagunas facultativas, pero también pueden ocasionar graves problemas, como se explica a continuación.

Al interrumpirse la radiación solar durante la noche, la respiración y la descomposición de las algas agotan el oxígeno y toda la laguna adquiere condiciones anaeróbicas, y por lo tanto los compuestos de azufre se transforman en anhídrido sulfuroso H_2S , que es un gas altamente oloroso. Cuando las lagunas facultativas tienen cargas orgánicas moderadas, remueven eficientemente los contaminantes, y mantienen adecuadamente el oxígeno disuelto y el control de olores. Pero cuando la población crece, aumenta la carga orgánica, y estos efectos benéficos cesan, y se ocasionan los problemas anotados. Estos problemas afectan las áreas vecinas a las lagunas, donde puede ubicarse una parte

³⁶ Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua Cidta. Universidad de Salamanca. "Lagunas Facultativas". <https://cidta.usal.es/cursos/etap/modulos/libros/facultativas.PDF>

importante de dicha población. Debido a esto, en el artículo 183 de la Resolución 0330 de 2017 se recomienda adoptar una franja de aislamiento de 200 m alrededor de las lagunas facultativas y reactores anaeróbicos, donde no pueden hacerse desarrollos urbanísticos debido a los olores. En la siguiente figura se muestra un esquema del funcionamiento de las lagunas facultativas.

Figura C-13 - Diagrama del Funcionamiento de una Laguna Facultativa



A través de las lagunas facultativas es posible lograr remociones de carbono del orden del 80%, y remociones de nitrógeno amoniacal que pueden ser importantes, aunque muy variables. Estas lagunas pueden ser una alternativa económica en lugares con bajo costo del suelo, pues requieren obras sencillas, utilizan poca energía, y su operación no tiene complejidades. Sin embargo, en todos los estudios se enfatiza que las mayores limitaciones en esta tecnología son la gran cantidad de área que ocupan, y la generación de olores ocasionados principalmente por el sulfuro de hidrógeno H_2S . Esto último conduce al rechazo de las comunidades vecinas. De acuerdo con la EPA, otra de las deficiencias de las lagunas facultativas es la alta concentración de algas que salen con el efluente, que representan una concentración de sólidos suspendidos totales del orden de 30 mg/L (EPA, Ref. C-35). Las algas en concentraciones moderadas contribuyen a la remoción de nutrientes dentro de ellas, y a la oxigenación de las lagunas de oxidación. Una estrategia para dicho control se presenta en el Numeral C-3.2.1. En la figura a continuación se muestra el efluente de una laguna de oxidación, donde se aprecia su color verde debido a la proliferación de algas. En el Numeral E-4.8.7 del Título E del RAS se encuentra lo relacionado con el diseño de las lagunas facultativas, las cuales también debe cumplir con los requerimientos de la Resolución 0631 de 2.015.

Se estima que con la colocación de Biorreactores Flotantes que se describen en el siguiente numeral, la capacidad de las lagunas facultativas actuales se puede incrementar hasta en 5.4 veces, y reducir las concentraciones de carbono y nitrógeno del efluente, como se observa en la Tabla C-3.

En las lagunas de oxidación existe abundancia de nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo, que producen una proliferación de algas, en un fenómeno conocido como "algas

bloom”, Este fenómeno se produce también en cuerpos de agua eutrofizados que se tratan en el Numeral C-4.1. Dicho fenómeno ocasiona los siguientes efectos adversos:

- La fotosíntesis de las algas genera una sobresaturación de O_2 que no se difunde hacia el resto del agua debido a la estratificación de la laguna que ocurre durante el día. Dicha estratificación se debe a que la radiación solar calienta el agua de la superficie y la hace más liviana, entonces permanece allí sin que se mezcle con el resto del agua, lo cual es necesario para distribuir el oxígeno generado por la fotosíntesis.
- La capa de algas restringe de entrada de la radiación solar ultravioleta que elimina los patógenos ubicados bajo de la superficie.
- El rápido decrecimiento del oxígeno disuelto durante la noche debido a la respiración y descomposición de las algas muertas lleva a toda la laguna a condiciones anaeróbicas, lo cual convierte el azufre en sulfuro de hidrógeno H_2S , que es un gas oloroso y tóxico para la fauna acuática.

Figura C-14 - Efluente de Laguna de Oxidación de Zipaquirá.



Las lagunas aireadas son alternativas que se ha utilizado comúnmente para mejorar la capacidad de tratamiento de las lagunas de oxidación, y consiste en implementar sistemas de aireación que oxigenan y mezcla el agua, con lo cual se logra la transferencia de oxígeno necesaria para remover nitrógeno y DBO_5 y activar el mecanismo de stripping que remueve nitrógeno amoniacal. Existen dos clases de lagunas:

- Laguna aireada de mezcla parcial, también llamada laguna facultativa aireada, en la cual la aireación y mezcla se realiza en parte de la laguna, y en el resto se presenta decantación y digestión anaeróbica.
- Laguna aireada de mezcla completa, en la cual los lodos se encuentran en suspensión. La cantidad de energía que se requiere para ello es superior a la necesaria para suministrar en oxígeno requerido, y puede ser del orden de 10 veces la requerida en la laguna de mezcla parcial. Esta laguna generalmente requiere a continuación una laguna de decantación, debido a la gran concentración de sólidos suspendidos que tiene el efluente.

La oxigenación del agua en las lagunas aireadas permite controlar los olores y reducir los patógenos. Las lagunas aireadas se tratan en documentos de la EPA ³⁷, e Inditex³⁸. Las lagunas aireadas normalmente tienen profundidades mayores, de hasta 6 m, con el fin que el sistema de aireación tenga una transferencia de oxígeno aceptable. En un documento de la EPA se encuentran los principios de diseño de las lagunas aireadas. Estas lagunas tienen procesos de nitrificación autótrofa para remover el nitrógeno amoniacal. Estos procesos requieren una aireación que consume gran cantidad de energía.

En el caso de las lagunas con Biorreactores Flotantes, esta nitrificación se facilita con la utilización de bioportadores, en un proceso que produce lodos que se decantan en el fondo anaeróbico de la laguna, donde se realiza la desnitrificación que convierte el nitrógeno en gas que sale hacia la atmosfera. El consumo de energía se reduce con la alternativa de Biorreactores Flotantes, puesto que utilizan aireación por chorros emergidos, que tienen una eficiencia energética superior a los sistemas de burbuja fina y a los aireadores que se utilizan en las lagunas aireadas, como se observa en la Tabla A-5.

En el documento de la EPA (Ref. C-37) se indica que en las lagunas aireadas la remoción de DBO₅ puede llegar al 95%, pero la remoción de fósforo solo llega del 15 al 25%, y la concentración de sólidos suspendidos totales en el efluente oscila entre 20 y 60 mg/L. En este documento se recomiendan varias tecnologías para controlar las algas en los efluentes, principalmente el filtro de arena, y se describen algunos equipos para realizar procesos de biopelícula in situ en lagunas de oxidación, los cuales no incluyen procesos de recirculación y aireación por chorros como los que realizan los Biorreactores Flotantes propuestos.

³⁷ EPA. "Wastewater Technology Fact Sheet. Aerated, Partial Mix Lagoons". 2.011.
<https://www3.epa.gov/npdes/pubs/apartlag.pdf>

³⁸ Alfredo Jácome Burgos et al. "Lagunas Aireadas (FT-BIO-011)". Inditex – Universidade da Coruña.
<https://www.wateractionplan.com/documents/177327/558161/Lagunas+aireadas.pdf/9c714483-d624-b290-42f7-901dc59939b2>

C-3.2. Tratamientos en Lagunas de Oxidación Utilizando Biorreactores Flotantes

C-3.2.1. Estrategia para el Mejoramiento de las Lagunas de Oxidación Facultativas

De acuerdo al capítulo anterior, las lagunas facultativas tienen importantes ventajas, tales como ofrecer grandes volúmenes y áreas a bajo costo, que les da la capacidad de realizar eficientemente los procesos anaeróbicos para remover carbono, y captar gran cantidad de radiación solar, con la cual se desarrollan algas, cuya fotosíntesis les permite introducir oxígeno al agua, y asimilar el nitrógeno y el fósforo a su biomasa. Sus principales desventajas son las siguientes:

- Las lagunas facultativas son sistemas extensivos que demandan gran cantidad de área, que debe ubicarse cerca a los centros poblados que sirven, lo cual implica un costo bastante grande, que se incrementa con el desarrollo económico de la zona.
- La generación de olores afecta los alrededores e impide el desarrollo urbanístico, lo cual extiende considerablemente el impacto económico.
- El efluente contiene gran cantidad de algas, que deterioran gravemente la calidad del agua, y representan una carga orgánica importante.

La estrategia que se recomienda para superar estas desventajas es la colocación de Biorreactores Flotantes en las lagunas facultativas. Dichos biorreactores consisten en canastas flotantes que contienen bioportadores tubulares porosos. Mediante una bomba se toma el agua a través de una manguera perforada, que se encuentra suspendida en la laguna mediante flotadores, y se inyecta sobre el biorreactor a través de chorros emergidos, los cuales realizan allí procesos de aireación y de nitrificación mediante biopelículas de lecho móvil (ver capítulos A-3, C-1 y C-2). En estos procesos, se desarrollan biopelículas compuestas por las bacterias asimilan el nitrógeno amoniacal y otros contaminantes orgánicos del agua, para producir biopelículas. La erosión de dichas biopelículas, causada por la turbulencia, genera lodos aeróbicos ricos en nitratos, los cuales salen del reactor junto con el agua, y se decantan en el fondo de la laguna. Allí se tienen condiciones anaeróbicas e importantes concentraciones de carbono, lo cual facilita la desnitrificación de los nitratos, y el nitrógeno que contienen sale hacia la atmósfera en forma de gas. En las lagunas facultativas actuales la remoción de nitrógeno amoniacal mediante procesos de nitrificación no es significativa, puesto que no se encuentran nitratos o nitritos en los efluentes.

La manguera de succión del sistema de bombeo se encuentra suspendida a cierta altura del fondo, de modo que el agua cercana a la superficie se recircula a través del biorreactor, y se mantiene en condiciones aeróbicas, lo cual permite controlar los olores, mientras que el agua cercana al fondo permanece en condiciones anaeróbicas. De esta forman en el fondo de la laguna con Biorreactores Flotantes se realiza tanto la desnitrificación, como la digestión anaeróbica del afluente a la laguna, la cual permite

reducir la concentración de carbono, y de esta forma reducir la relación C/N a los valores requeridos para tener una nitrificación autótrofa eficiente en los Biorreactores Flotantes. Para dicha digestión anaeróbica se aprovecha el gran volumen de agua que se encuentra bajo la manguera de succión de la bomba, lo cual permite tener un tiempo de retención hidráulico muy grande, que se traduce en una alta eficiencia en la remoción de la DBO₅. En este proceso el carbono se convierte en metano y CO₂ que salen a la atmósfera, lo cual reduce el volumen de los lodos. Con la desnitrificación que ocurre en la zona anaeróbica, los nitratos se convierte en nitrógeno gaseoso, lo cual también contribuye a la remoción del volumen de lodos.

Los grandes volúmenes de las lagunas facultativas permiten que su fondo se acumulen los lodos durante cerca de 10 años antes de ser removidos, con lo cual se elimina casi toda la materia orgánica que contienen, y se tiene un proceso de estabilización y compactación que reduce el volumen de los biosólidos y facilita su disposición. Sin embargo, estos biosólidos son difíciles de remover del fondo de la laguna, y pueden afectar su capacidad de tratamiento. Existe la posibilidad de realizar este proceso de decantación y estabilización de los lodos en una dársena ubicada a la entrada de la laguna, donde se cuente con el acceso de una retroexcavadora que facilite la remoción de los biosólidos estabilizados. Esta dársena se trata en el Numeral C-3.2.4.

En los Biorreactores Flotantes ocurre una remoción importante de nitrógeno amoniacal, mediante el proceso conocido como 'stripping', que se describe en el Numeral C-3.2.2. Este proceso se realiza a través del sistema de aireación por chorros emergidos, cuyas burbujas proporcionan un área de interfase aire-agua, que no solo sirve para transferir oxígeno al agua, sino para que el amoníaco del agua salga hacia el aire. Esta remoción es similar al que ocurre en las lagunas aireadas, que se calcula mediante la Ecuación C-9 de Joe Middlebrooks et al (Ref. C-40).

En las lagunas facultativas también se utilizan las importantes capacidades que tiene las algas para remover carbono y nitrógeno a través de la fotosíntesis. En este proceso las algas también introducen oxígeno al agua. El alga más importante en las lagunas facultativas es la clorela (*Chlorella vulgaris*), que es un organismo microscópico que les da su color verde intenso. Esta alga se encuentra comúnmente todos los climas de Colombia, y tiene la eficiencia fotosintética más alta, pues utiliza alrededor del 20% de la energía solar, según Alexis Hernández-Pérez y José I. Labbe³⁹.

Alrededor de los Biorreactores Flotantes se dan condiciones aeróbicas permanentes donde podría criarse el zooplancton, con el cual se podría controlar la proliferación de algas, y reducir así la carga orgánica en el efluente. El zooplancton está constituido por organismos filtradores que tienen la capacidad de consumir las microalgas, y salen con el efluente de la laguna hacia las corrientes naturales, donde se constituyen en la base de la alimentación de la cadena trófica acuática.

³⁹ Alexis Hernández-Pérez y José I. Labbe . "Microalgas, cultivo y beneficios". Revista de Biología Marina y Oceanografía. 2.014. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/revbiolmar/v49n2/art01.pdf>

En conclusión, con la instalación de Biorreactores Flotantes en las lagunas facultativas, se aumenta sustancialmente su capacidad de tratamiento, y se superan las importantes deficiencias que éstas tienen dichas lagunas, puesto que éstas se convertirían en sistemas de tratamiento intensivos similares al MBBR, que actualmente se emplean ampliamente. Las lagunas con Biorreactores Flotantes tienen la ventaja sobre las plantas MBBR, de contar con procesos de digestión anaeróbica, y de estabilización de lodos más eficientes. Además, los MBBR deben tener una bomba para llevar el agua hasta el reactor, y un soplador para la aireación, mientras que en la laguna con Biorreactores Flotantes la bomba realiza tanto la recirculación a través de éstos, como la aireación por chorros emergidos, que es muy eficiente energéticamente.

C-3.2.2. Funcionamiento de los Conjuntos de Biorreactores Flotantes

Los Biorreactores Flotantes están conformados por canastas que contienen bioportadores tubulares porosos, y que están sostenidas sobre la superficie del agua mediante flotadores. Una bomba toma agua a través de una manguera perforada, que también se encuentra suspendida cerca de la superficie de la laguna mediante flotadores, y la distribuye a través de una parrilla de chorros emergidos sobre los Biorreactores Flotantes.

El fondo y las paredes del Biorreactor Flotante está recubierto por mallas de polietileno de alta densidad de 3 mm de abertura, llamada malla cafetera, a través de la cual sale el agua. Sobre el Biorreactor Flotante se encuentra la parrilla de tuberías perforadas, por donde salen los chorros que oxigenan el agua dentro del Biorreactor, y ponen en suspensión los bioportadores, realizando allí un proceso de biopelícula de lecho móvil. Este proceso es similar al del MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) descrito en el Numeral C-2.4, que permite el desarrollo de biopelículas sobre las superficies de los bioportadores, las cuales están compuestas por bacterias y otros microorganismos que asimilan el carbono, el nitrógeno, el fósforo y otros nutrientes que contaminan el agua. Por la acción de los chorros, esta biopelícula se erosiona, formando lodos aeróbicos que salen del reactor, junto con el agua, a través de las mallas que conforman sus paredes laterales. Estos lodos se decantan en el fondo de la laguna, donde se desnitrifican en condiciones anaeróbicas.

La bomba de aireación se instalada en la margen o en una plataforma flotante ubicada dentro de la laguna, y a su alrededor se colocan 6 Biorreactores Flotantes, que se conectan a ésta mediante mangueras. Entre la manguera de succión de la bomba y los Biorreactores Flotantes se crea una recirculación sobre la superficie de la laguna, lo cual genera una capa de agua oxigenada que controla los olores, como se explica en el Numeral C-3.2.2. La manguera de succión a utilizar es la que se denomina comercialmente tubería corrugada de drenaje, cuyas perforaciones son suficientemente pequeñas para prevenir la entrada de partículas que puedan obstruir las parrillas de chorros emergidos. En el caso de las mangueras perforadas de drenaje producidas por Pavco, estas perforaciones tienen 1.3 mm de ancho por 5 mm de largo. El diámetro de la manguera de succión debe ser suficientemente grande para que las pérdidas de cabeza

sean reducidas, con el objeto de que el caudal captado se distribuya uniformemente a lo largo de la manguera. Si ocurren diferencias importantes de cabeza a lo largo de dicha manguera, el caudal captado por metro de longitud se incrementaría cerca a la entrada a la tubería de succión. En el caso de los conjuntos de 6 Biorreactores Flotantes se recomienda utilizar una manguera perforada de succión de 160 mm de diámetro, en donde las pérdidas máximas se estiman en 5 cm. Las velocidades en las perforaciones son del orden de 7 cm/sg, que tienen pérdidas de cabeza negligibles.

La bomba a debe tener una alta eficiencia energéticas debido al peso de la energía en los costos de operación. Para los conjuntos de Biorreactores Flotantes se recomiendan bombas de baja cabeza y alto caudal, con diámetros de 4 a 6" y velocidades rotacionales de 1.150 a 1.750 rpm, que pueden tener eficiencias energéticas del más de 80% para caudales de 14 a 20 Lps, que son adecuados para el conjunto. Para facilitar el cambio o la reparación del motor sin tener que desmotar la carcasa, es recomendable la utilización de bombas de eje libre. El rodete puede tener alta duración, puesto que su velocidad rotacional es baja, y el agua no contiene partículas abrasivas.

Como se observa en la Figura C-16, la manguera perforada de succión de la bomba se encuentra suspendida en la superficie de la laguna, y hacia aguas abajo de los Biorreactores Flotantes, de modo que las aguas residuales que entran a la laguna fluyen bajo estos antes de ser succionadas por dicha manguera, y el carbono que contienen desnitrifican los nitritos y nitratos que caen desde dichos Biorreactores. El agua tratada que sale de los Biorreactores puede ser captada nuevamente por la manguera de succión y recirculada hacia éstos. De esta forma se optimizan los diferentes procesos de tratamiento en la laguna. Los Biorreactores Flotantes se colocan entre las márgenes de la laguna formando una hilera perpendicular a flujo, de modo que se intercepte y se trate todo el caudal de agua.

La laguna facultativa con Biorreactores Flotantes es similar al MBBR, el cual es quizá el sistema de biopelícula de lecho móvil más utilizando debido a su excelente desempeño y bajo costo. En la Figura C-7 del Numeral C-2.4 se muestra en el esquema del MBBR. En ambos casos las aguas residuales tienen un proceso de tratamiento aeróbico con biopelículas, seguida de la decantación de los lodos y de la desnitrificación anaeróbica de éstos. El tratamiento con lagunas provistas de Biorreactores Flotantes tiene las siguientes ventajas sobre el MBBR tradicional:

- En el tratamiento propuesto, la laguna y los conjuntos de biorreactores son las únicas estructuras de tratamiento, mientras que en el MBBR tradicional se requieren cuatro estructuras separadas: tanque anaeróbico, reactor aeróbico, decantador y lecho de secado. Estas estructuras tienen costos importantes
- Para su funcionamiento, el MBBR tradicional requiere al menos 3 bombas, como se observa en la Figura C-7, y además un equipo de aireación. En el sistema de laguna con Biorreactores Flotantes solo se requiere un equipo electromecánico, que es la bomba que realiza tanto la aireación como la recirculación entre el proceso aeróbico y los procesos anaeróbicos. Según los cálculos, el consumo de energía es de 0.063 kW-

h por m³ de agua tratada, muy inferior al de las tecnologías existentes, como se aprecia en la Tabla A-6.

- Las lagunas facultativas tienen condiciones anaeróbicas, donde no solo se remueve DBO₅ mediante la digestión anaeróbica, sino que facilitan la desnitrificación de nitritos y nitratos. En ellas se tienen grandes volúmenes a bajos costos, con elevados periodos de retención hidráulica, lo cual hace bastante eficientes los procesos mencionados. Además retienen los lodos durante largo tiempo, lo cual facilita la reducción de su volumen y su estabilización. Estas condiciones no se pueden tener en tanques en concreto.
- La radiación solar sobre las lagunas facultativas ocasiona efectos benéficos que no se tienen en los MBBR actuales, como son la eliminación de patógenos por la radiación ultravioleta, y la producción de algas en cantidades moderadas, que contribuyen a la remoción de contaminantes y a la transferencia de oxígeno al agua. Mediante la fotosíntesis las algas producen bastante oxígeno durante el día, con lo cual se podría reducir la aireación por sistemas electromecánicos.
- Los Biorreactores Flotantes son equipos estandarizados de tipo “plug and play”, que pueden colocarse fácilmente de la laguna, para ajustar la capacidad de tratamiento a los aumentos de población o de carga contaminante.

Para la remoción de nitrógeno amoniacal mediante nitrificación autótrofa, se debe tener en cuenta que la relación C/N debe ser lo más baja posible, preferiblemente menor de 2, y que la carga orgánica por unidad de superficie SARL (en inglés Surface Area Removal Load) debe ser menor a la indicada por Bjorn Rusten et al (Ref. C-23) en la Tabla C-2. Esto se logra mediante dos procesos anaeróbicos que ocurren en el fondo de la laguna, que son la digestión anaeróbica y la desnitrificación. Según el documento de Javier Alfonso Claros (Ref. C-5). en la desnitrificación de los nitritos se consume 1.71 gr de DBO₅ por gramo de nitrógeno removido, mientras que en la desnitrificación de nitratos se consumen 2.86 gr de DBO₅. En el ejemplo de cálculo de la Tabla C-3, la digestión anaeróbica representa el 69.54% de la remoción de carbono, mientras la desnitrificación el 30.46%.

El stripping, que consiste en la salida de nitrógeno hacia la atmósfera en forma de gas amoniacal, es otra forma de remover dicho nitrógeno de las lagunas facultativas. Las algas tienen un papel muy importante en el stripping puesto de al tomar el ácido carbónico incrementan el pH del agua hasta valores cercanos a 10, lo cual convierte la mayor parte del nitrógeno amoniacal en amoniacal gaseoso, que puede salir del agua mediante el stripping. El gas amoniacal emitido hacia la atmósfera por el stripping, asciende y parte de este regresa en forma de ion amonio disuelto en las gotas de agua de la lluvia. Otra parte del amoniacal reacciona ácidos como el sulfúrico, que se originan en las emisiones de combustibles con alto contenido de azufre, formando sulfato de amonio que cae en forma de partículas. Ambas formas de amonio contribuyen a la fertilización de los suelos. El amoniacal no tiene efecto invernadero en el clima, y la lluvia con ion amonio tienen un pH elevado y no contribuyen a la acidificación de los suelos o las aguas, y por el contrario,

neutraliza los gases que ocasionan la lluvia ácida, la cual afecta los cuerpos de agua y los suelos. El amoníaco es usado para controlar el SO_2 que emiten los combustibles fósiles cuando se calientan, el cual es convertido en sulfato de amonio que se usa como fertilizante. El amoníaco es un gas oloroso muy liviano, y que tiene un poder de levantamiento de un 60% del que tiene el hidrógeno y el helio, y por lo tanto se eleva rápidamente desde los Biorreactores Flotantes, sin ocasionar mayores problemas de olores como los que ocasiona el anhídrido sulfuroso.

En las lagunas facultativas normalmente el área de la interface agua - aire corresponde a la superficie de éstas, pero se incrementa en las lagunas aireadas, que es similar a la que ocurre con lagunas provistas de Biorreactores Flotantes. Joe Middlebrooks⁴⁰ estableció la siguiente ecuación para calcular la remoción de nitrógeno amoniacal en lagunas aireadas, que se encuentra como la ecuación 6-11 del compendio sobre lagunas facultativas elaborado por la EPA (Ref. C-37). Esta remoción se debe principalmente al stripping y a las algas, puesto que se considera que la remoción de nitrógeno por nitrificación-desnitrificación en las lagunas aireadas es nula.

$$N_e = N_o / (1 + t \times (0.000576 \times T - 0.00028)) \times e^{(1.080 - 0.042 \times T) \times (pH - 6.6)}$$

Ecuación C-8

Donde **N_e** es la concentración de nitrógeno amoniacal a la salida de la laguna y **N_o** la concentración a la entrada de ésta. El parámetro t es el tiempo de detención de días, T es la temperatura del agua en grados centígrados, y el pH del agua se puede calcular con la siguiente ecuación en función de la alcalinidad Alc en mg/L. Esta ecuación también se encuentra en el documento de la EPA (Ref. C-35). El pH se puede estimar mediante la siguiente ecuación:

$$pH = 7.3 \times e^{0.0005 \times Alc} \quad \text{Ecuación C-9}$$

La manguera de succión toma el agua de la parte superficial de la laguna, donde se encuentra una mayor concentración de algas que se produce una mayor caída del pH, y por lo tanto es de esperarse que la remoción de nitrógeno por stripping sea mayor a la estimada por la ecuación de Middlebrooks. Otra razón para ello es que en las lagunas aireadas la aireación genera gran turbulencia en todo el volumen, que ocasiona mucha turbiedad, la cual impide la entrada de la radiación solar al agua, mientras que cuando se utilizan Bioportadores Flotantes, la turbulencia que produce la aireación por chorros queda confinada a éstos, y el resto de la laguna se encuentra en relativo reposo, pues el flujo que genera la recirculación entre la tubería de succión de la bomba y los biorreactores es lento. Por las anteriores razones, se espera que la remoción de nitrógeno mediante

⁴⁰ Joe Middlebrooks et al. "Nitrogen Removal in Wastewater Stabilization Lagoons". 6th National Drinking Water and Wastewater Treatment Technology Transfer Workshop. Kansas City, Missouri 1,999.
https://www.researchgate.net/publication/238695616_Nitrogen_Removal_in_Wastewater_Stabilization_Lagoons

stripping sea más efectiva con los Biorreactores Flotantes, que con las lagunas aireadas actuales.

La remoción de DBO_5 en las lagunas facultativas es importante para reducir la relación C/N del agua es procesada en los biorreactores flotante. En el proceso de nitrificación autótrofa se requiere tener valores de C/N menores de 2. Esta reducción se realiza por dos mecanismos. El primero de ellos el proceso de desnitrificación de los nitratos producidos en los Biorreactores Flotantes, que consume 2.86 gr de DBO_5 por gramo de nitrógeno removido. Dicha reducción corresponde al 30.50% del total del carbono removido (ver Tabla C -3 a continuación). El segundo mecanismo de remoción de carbono en la laguna es la digestión anaeróbica que ocurre éstas, que equivale al 69.50% de la remoción total. La eficiencia E de dicha remoción se puede calcular mediante la ecuación de F. C. Yáñez, tomada del libro de Sergio Rolim Mendonça (Ecuación 7.10, Ref. C-33):

$$E = \frac{K1 \times t}{1 + K1 \times t} \quad \text{Ecuación C-10}$$

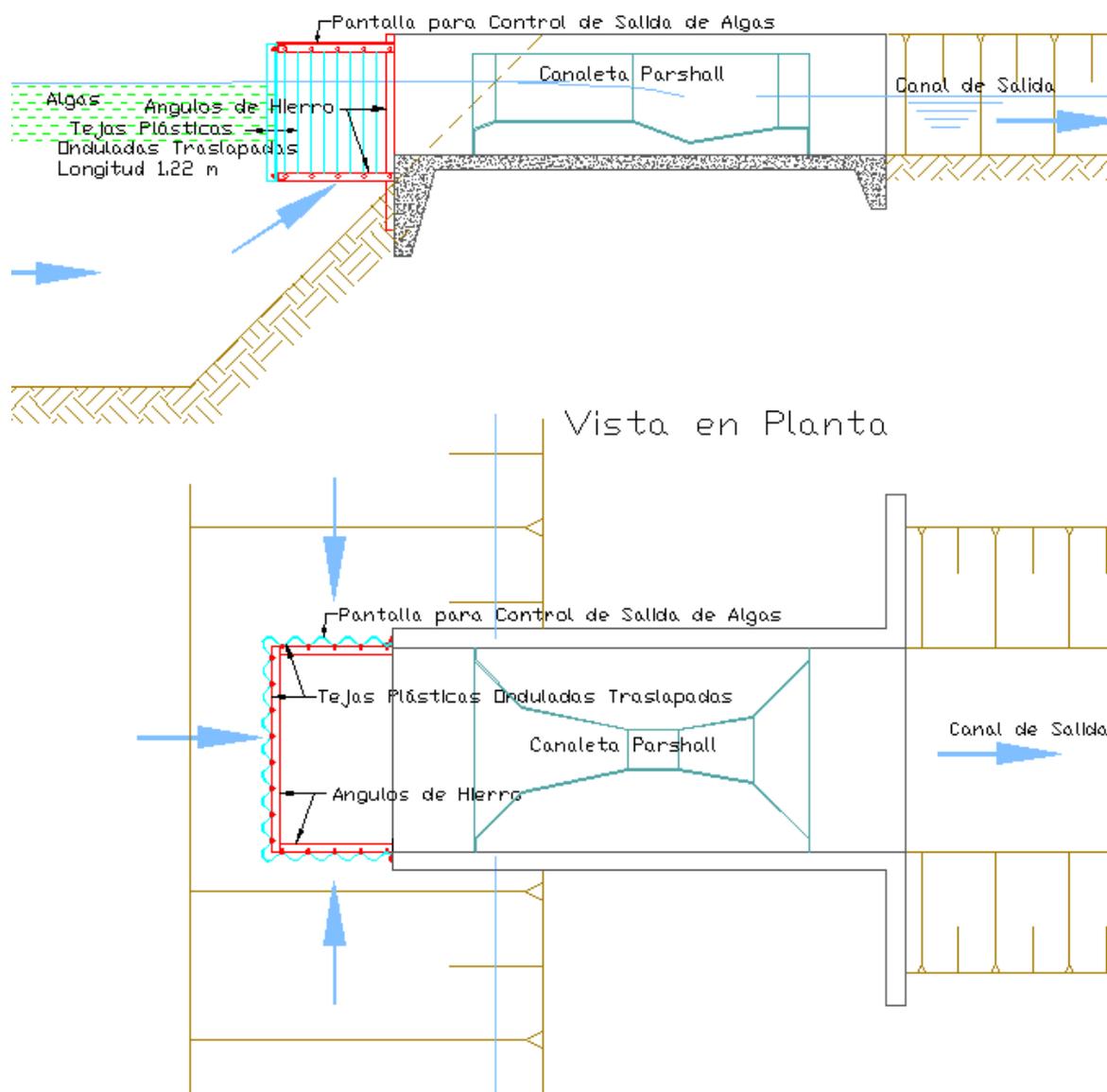
Donde K1 es el coeficiente de remoción de DBO_5 en 1/día, y t es el periodo de detención del agua en la laguna en días. El valor de K1 se puede calcular por la siguiente ecuación de Mara:

$$K1 = 0.3 \times 1.05^{T-20} \quad \text{Ecuación C-11}$$

Donde T es la temperatura del agua (Sergio Rolim Ref. C-33, Ecuación 7.45).

Las algas tienen un papel muy importante en la remoción de nitrógeno mediante stripping y en transferencia de oxígeno al agua, y por lo tanto es importante evitar su salida de la laguna. Esto también reduciría la DBO_5 en el efluente. Para ello se recomienda colocar una pantalla en la estructura de salida. En la siguiente figura se muestra una estructura de salida de la laguna, que incluye una pantalla hecha con tejas plásticas, y además una canaleta Parshall para medir el caudal del efluente.

Figura C-15 – Estructura de Salida de una Laguna de Oxidación
Vista de Corte Transversal



En Tabla C-3 a continuación se presentan los cálculos de un conjunto de Biorreactores en una laguna facultativa, en un proceso de nitrificación completa que produce nitratos. El cálculo de la transferencia de oxígeno al agua por los chorros emergidos AOTR (kgO_2/hora) se hace según la Ecuación A-15, en donde adopta un valor del Factor de Mayoración por Bioportadores FMB de 2, considerando que, aunque el porcentaje de llenado es de solo 20%, la intensidad de la aireación es mayor de 0.24 m/h (ver Figura A-10 del Capítulo A-3).

Según la Figura A-10, tomada del estudio de Jie Yin Jing et al. (Ref. A-10), la mayor eficiencia energética en la transferencia de oxígeno se obtiene con un volumen de

bioportadores está entre el 20 y el 40% del volumen del agua del tanque (ver Figura A-10). Según Jie Yin Jing, la pérdida de eficiencia en la transferencia de O_2 cuando el volumen de bioportadores es mayor al 50%, se debe a que éstos quedan inmobilizados en la superficie, pues las burbujas finas no tienen la capacidad de dispersarlas en el tanque, y por lo tanto no se produce la mezcla con el agua y el O_2 que facilita la formación de la biopelícula. Sin embargo, se considera que con los chorros emergidos la alta eficiencia en la transferencia de oxígeno se puede tener con porcentaje de llenado de bioportadores superiores al 40%, considerando dichos chorros ocasionan un efecto de dispersión de los bioportadores y de las burbujas en un gran volumen de agua, y que además dichos bioportadores forman una capa que aumenta el tiempo de permanencia de las burbujas en el agua. Estos efectos se analizan en el Capítulo A-3, y se muestran en la Figura A-8.

En los cálculos de la parrilla de aireación del Biorreactor Flotante con chorros emergidos, éstos tienen una velocidad de 9 m/s, lo cual da al conjunto de biorreactores flotantes una capacidad de transferir un estimado de 1.39 Kg O_2 /hora al agua. Se asumió una nitrificación completa, con una concentración de oxígeno disuelto de 3 mg/L, que es suficiente para el desarrollo de la fauna acuática de la laguna.

Tabla C-3 - Cálculos de una Laguna Facultativas con Biorreactores Flotantes

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	

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

Parámetros de Entrada		
Número de Conjuntos de Biorreactores		1 u
Caudal Tratar por Conjunto		4,00 Lps
Concentración de DBO5 Afluente		220 mg/L
Concentración de Nitrogeno Amoniacal Afluente		40 mg/L
Profundidad de Laguna		3 m
Relación DBO5/NH4 (C/N) en Entrada	C/N	5,50
Carga de DBO5 Afluente		76,03 kg DBO5/día
Carga de Nitrogeno Amoniacal Afluente		13,82 kg NH4/día
Parámetros de Salida e Indicadores		
Concentración de Nitrógeno Amoniacal Efluente		15,79 mg/L
Concentración de DBO5 Efluente		21,00 mg/L
Eficiencia en Remoción de Nitrógeno Amoniacal		60,54%
Eficiencia en Remoción de DBO5		90,46%
Eficiencia Energética Especifica en Remoción de Nitrógeno Amoniacal		0,38 Kg NH4/kW-h
Parámetros del Conjunto de Biorreactores Flotantes		
Ancho Superficie del Biorreactor		1,50 m
Longitud del Biorreactor		2,00 m
Profundidad de Sumergencia del Biorreactor		0,55 m
Volúmen de Agua	V	1,65 m3
Reactores por Conjunto		6 u
Separación Mínima entre Conjuntos	Transversal	20 m
	Longitudinal	22 m
Separación Transversal entre Conjuntos		25 m
Separación Longitudinal entre Conjuntos		25 m
Area Cubierta por Conjunto		625 m2
Caudal de Entrada por Conjunto		13,38 Lps
Volumen Total de Bioportadores por Conjunto		4,96 m3
Potencia Eléctrica Neta Requerida		0,91 kW
Tiempo de Operación		100%
Remoción de Nitrogeno por Stripping en el Biorrector		
Temperatura		25 °C
Alcalinidad		150 mg/L CaCO3
pH		7,87
Concentración Nitrógeno Amoniacal Efluente		36,98 mg/L
Carga Nitrógeno Amoniacal Efluente		12,78 kg NH4/día
Remoción de Nitrógeno en la Laguna por Stripping y Algas		3,02 mg/L
Carga de Nitrogeno Amoniacal removida por Stripping y Algas	12,48%	1,04 Kg N/día
Remoción de Nitrogeno por Nitrificación en el Biorrector		
Tasa de Transferencia de O2 por Conjunto		1,39 Kg O2/hora
Aporte Total de O2 por el Conjunto		33,47 Kg O2/día
Tasa de Consumo de Oxígeno por Kg de NH4 para producir Niti	Fco	4,57 grO2/gr NH4
Carga Total de NH4 Removida por Nitrificación	87,52%	7,32 Kg NH4/día
Carga Total de NH4 Removida		8,37 Kg NH4/día
Carga NH4 Efluente		5,46 Kg NH4/día

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

Remoción de Carbono en Laguna		
Profundidad de la Zona Aeróbica		0,55 m
Volúmen de la Zona Anaeróbica por Conjunto		1.531 m ³
Tiempo de Retención	HRT	4,43 días
Coefficiente K1		0,383
Eficiencia en Remoción de DBO por Digestión Anaeróbica		63%
Concentración Carga Orgánica Efluente		81,61 mg DBO5/L
Remoción Anaeróbica de Carbono en la Laguna	69,54%	47,83 Kg DBO5/d
Consumo de DBO5 por gr N O3 -N en Desnitrificación		2,86 grDBO ₅ /grNH ₄
Remoción de Carbono por Desnitrificación	30,46%	20,95 Kg DBO5/día
Remoción de Carbono Total		68,78 Kg DBO5/día
Carga de DBO Remanente	9,54%	7,26 Kg DBO5/día
Concentración de DBO5 Efluente		21,00 mg DBO5/L
Eficiencia en Remoción de DBO5 Total		90,46%
Concentración de NH4 Efluente		15,79 mg NH4/L
Eficiencia en Remoción de NH4 Total		60,54%
Relación DBO/NH4 (C/N) en Salida	OK, hay Nitrificación Autótrofa	0,52
Cálculo de Bioportadores		
Altura de la Capa de Bioportadores		0,28 m
Volumen de Bioportadores por Biorreactor		0,83 m ³
Area de Biopelícula por m ²		605 m ² /m ³
Area de Biopelícula por Conjunto		3.002 m ²
Tasa de Recirculación	R	3,35 Ciclos
Concentración de OD a la salida	Cl	3,00 mg/L
Carga Orgánica Superficial en Bioportadores Máxima (Surface Area Load Rate) requerida para Nitrificación Autótrofa	SALR	1,6 gr DBO/m ² *día
Carga Orgánica Superficial SALR en Bioportadores calculada	Cumple	0,72 gr DBO/m ² *día
Tasa de Remoción de NH4 en Bioportadores SARR Máxima para Cl		0,88 gr NH ₄ /m ² *día
Tasa de Remoción de NH4 en Bioportadores SARR Calculada	Cumple	0,73 gr NH ₄ /m ² *día
Tiempo de Retención Hidráulica mínima en Biorreactor		0,6 a 0,8 horas
Tiempo de Retención Hidráulica calculada en Biorreactor	Cumple	0,69 horas
Potencia Neta de la Parrilla	Pw	0,09 Kw
Potencia Neta del Conjunto		0,54 Kw
Viscosidad Dinámica del Agua a T°C	μ	8,91E-04 N.sg/m ²
Rango del Gradiente de Velocidad	G	184 a 342 1/s
Gradiente de Velocidad en Biorreactor Flotante	G	Cumple 248 1/s
Biomasa Seca en Bioportadores de Polipropileno		42,2 gr/m ²
Masa de Biopelícula en el Conjunto	M	126,7 Kg
Coefficiente de Producción de Lodos	Yn	0,12 g Vss/g NH4
Producción de Lodos en el Conjunto	F	0,88 Kg Vss/día
Tiempo de Retención de Sólidos	SRT	144 días

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

PARRILLA DE AIREACIÓN			
Condiciones de la Parrilla			
Concentración de OD a la salida	Cl	3,00	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
Area de Flujo por Perforación		7,91	mm ²
Coefficiente de Descarga	Cd	0,58	
Caudal por Chorro		0,04	Lps
Caudal por Parrilla	Q	2,23	Lps
Potencia Hidráulica por Parrilla	Pw	0,09	Kw
Transferencia de Oxígeno por Parrilla			
Altitud		1.000	msnm
Temperatura	T°C	25	oC
Presion a Nivel del Mar	P	101,33	kPa
Factor de Presión		-0,11	
Presión en el Sitio	Pt	90,35	kPa
Salinidad del Agua		0,00	gr/L
Concentración de Saturación de O2 para Temperatura	Cs _T	8,24	mg/L
Concentración de Saturación de O2 para Temperatura y Altitud	Cs _{TA}	7,35	mg/L
Penetración de las Burbujas Calculada	Hc	0,24	m
Altura de la Capa de Bioportadores Asumida	Hb	0,28	m
Profundidad de la Aireación		0,52	m
		5,06	kPa
Proporción de Bioportadores en Biorreactor Flotante			
Concentración de Saturación de O2 en el Terreno	Cst	7,55	mg/L
Concentración de Saturación de O2 para 20 °C a nivel del mar	Cs20	9,08	mg/L
Potencia Hidráulica por Chorro	Ph	0,0017	Kw
Longitud del Chorro		0,15	m
Eficiencia Energética del Chorro en Condiciones Estándar	SOTE	2,61	KgO ₂ /kW-h
Proporción de Bioportadores en Zona Aireada			
Factor de Mayoración por Efecto de Bioportadores	FMB	2,0	
Eficiencia Energética del Chorro en Condiciones Estándar en Tanque con Bioportadores	SOTE	5,23	KgO ₂ /kW-h
Transferencia de O2 en Condiciones Estandar por Chorro en Tanque con Bioportadores	SOTRc	0,0088	Kg O2/h
Factor de Corrección por Salinidad y Tensión Superficial	β	0,95	
Factor de Corrección de Transferencia de O2 para Aguas Residuales	α	0,95	
Factor Tranferencia de O2 en Condiciones Reales	N	0,49	
Tasa de Transferencia de Oxígeno por Parrilla	AOTR	0,23	KgO2/hora
Sistema de Bombeo de Aireación y Recirculación			
Caudal de Diseño	m3/h	GPM	Lps
	48,18	212,00	13,38
Longitud del Chorro		0,16	m
Cabeza de Velocidad en Chorros		4,13	m
Perdidas en Tuberías		0,87	m
Perdidas en Manguera de Succión		0,36	m
Total Cabeza de Bombeo		5,52	m
Eficiencia de Bombeo Neta		80%	
Potencia Eléctrica Hidráulica de Bombeo Requerida		0,91	Kw
Consumo Anual de Energía		7.934	Kw-h/año
Consumo de Energía Específico (por m3 de agua tratada)		0,063	kW-h/m3

Según la tabla anterior, la eficiencia en la remoción de la DBO_5 del 90.5%, y la de de nitrógeno amoniacal es de 60.5%. El nitrógeno amoniacal se remueve a través de la nitrificación autótrofa, y de la acción de las algas y el stripping. Para calcular esta última remoción se utilizó el procedimiento desarrollado por Joe Middlebrooks et al para las lagunas aireadas (Ref. C-40). El pH calculado fue de 7.87, y la remoción de nitrógeno amoniacal por algas y stripping, que es proporcional al pH, se estimó en 12.46% de la remoción total de nitrógeno.

Este valor puede estar subestimado, debido a que el agua es tomada de la superficie de la laguna facultativa, donde el pH puede oscilar entre 7.3 y 8.8 según la Figura C-12, y se inyecta en los biorreactores junto con burbujas finas, que tienen una gran interface que facilita la salida de amoníaco. Por lo tanto allí se tiene mayor eficiencia del stripping en la remoción del nitrógeno. El aumento del pH en la laguna con biorreactores se debe a en ellas no existe la turbiedad que tienen las lagunas aireadas, para las cuales se desarrolló la Ecuación C-8 de Middlebrooks. Dicha turbiedad dificulta la entrada de la radiación solar, que promueve el desarrollo de las algas, y por lo tanto la fotosíntesis y el aumento del pH que ocasiona el stripping.

En los cálculos se asumió una nitrificación autótrofa completa. Sin embargo, en el caso de faltar el oxígeno, y que la concentración de éste llegue a menos de 1 mg O_2/L , se produce una nitrificación parcial, en la cual se consume consume 3.43 gramos de oxígeno por gramo de nitrógeno amoniacal removido, en vez de los 4.57 gr que se consumen en el proceso la nitrificación completa. En la nitrificación parcial se producen nitritos, que también pueden ser desnitrificados en la misma forma que los nitratos. Por lo tanto, la eficiencia en la remoción de nitrógeno amoniacal de la laguna con Biorreactores Flotantes, que se calcula en 60.7%, puede ser bastante mayor.

La carga superficial de carbono SALR sobre los bioportadores es de 0.66 gr DBO_5 diarios por m^2 de área, inferior a las máximas recomendadas por Bjorn Rusten et al (Ref. C-23) de 1.6, que se requiere para que las bacterias heterótrofas no desplacen a la autótrofas y haya nitrificación. Según los cálculos, la tasa de remoción diaria de nitrógeno por los bioportadores SARR es de 0.67 gr $NH_4/día$ por m^2 de superficie, que es inferior a la capacidad que tienen estos de remover 0.88 gr NH_4/m^2 por día, de acuerdo a Harlan H. Bengtson (Ref. C-23). Por lo tanto, el volumen de bioportadores especificado tiene una capacidad holgada para realizar el proceso de nitrificación.

Según la tabla anterior, el consumo de energía en una laguna de oxidación con Biorreactores Flotantes es de 0.063 kW-h por m^3 de agua tratada, y por lo tanto tiene una eficiencia energética destacada respecto a las principales tecnologías de tratamiento de aguas municipales, y a las otras plantas tratadas en esta página web, como se observa en la Tabla A-6 al final del Capítulo A-5. El desempeño energético de los Biorreactores Flotantes solo es superado por la planta USA (Capítulo E-3), que consume en 0.049 kW-h por m^3 , y por la planta Pinbasa (Capítulo D-3) que consume 0.022 kW-h por m^3 .

En la tabla a continuación se compara el número de personas que sirve la laguna de oxidación facultativa con biorreactores flotantes, contra la laguna sin ellos.

Tabla C-4. Desempeño Comparativo con Lagunas de Oxidación Actuales

Número de Conjuntos de Biorreactores		1 u
Profundidad de Laguna	1,5 a 2,5 Res 0330 de 2,017	2,50 m
Carga de Nitrógeno per Cápita	Recomendado Res. 330 de 2,017	12 grNH ₄ /hab*día
Concentración de DBO5 Afluente	RAS Titulo E, Tabla E 3-5	220 mg/L
Concentración de Nitrogeno Amoniacal Afluente	RAS Titulo E, Tabla E 3-5	40 mg/L
Carga de DBO5 per Cápita	RAS Titulo E, Tabla E 3-5	52,14 grDBO5/hab*d
Caudal per Cápita de Aguas Residuales		237 Lt/día
Area Cubierta por Conjunto		625 m ²
Carga Orgánica Superficial en Laguna Facultativa	100 a 350 KgDBO/ha-día (Res 0330 de 2,017)	225 KgDBO/ha*día 22,5 grDBO/m ² *día
Area de Laguna Facultativa per Cápita		2,32 m ² /persona
Personas servidas con solo la Laguna de Oxidación		270 habitantes
Caudal Tratar por Conjunto		4,00 Lps
Población Servida con Conjunto		1.458 habitantes
Factor de Multiplicación de la Población Servida		5,41 veces

De acuerdo con los cálculos anteriores, con la instalación de los conjuntos de Biorreactores Flotantes en una laguna de oxidación se aumenta su capacidad de tratamiento en alrededor de 5.4 veces. Cada conjunto cubre las necesidades de alrededor de 1.458 habitantes, utilizando un área de laguna 625 m². Esta área se puede reducir hasta 440 m² si los Biorreactores se colocan con la separación mínima entre ellos. En las figuras a continuación se encuentra el diseño del Biorreactor Flotante.

Según la Tabla C-6, el conjunto tiene la capacidad de remover 8.37 Kg NH₄/día, de los cuales el 87.52% corresponden a la nitrificación y el 12.48% restante a las algas. En los cálculos se asumió que cada conjunto cubre un área de 1 hectárea, y que generan una concentración de oxígeno disuelto de 3 mg/L, lo cual es adecuado para mantener un ecosistema acuático saludable. En los cálculos no se tuvo en cuenta la remoción de nitrógeno mediante el stripping que ocurre debido a la aireación con chorros emergidos en los biorreactores.

A continuación se presentan los diseños recomendados de los conjuntos de Biorreactores Flotantes, y su instalación en una laguna de oxidación.

Figura C-16 – Conjunto de Biorreactores Flotantes para Nitrificación Autótrofa en una Laguna de Oxidación

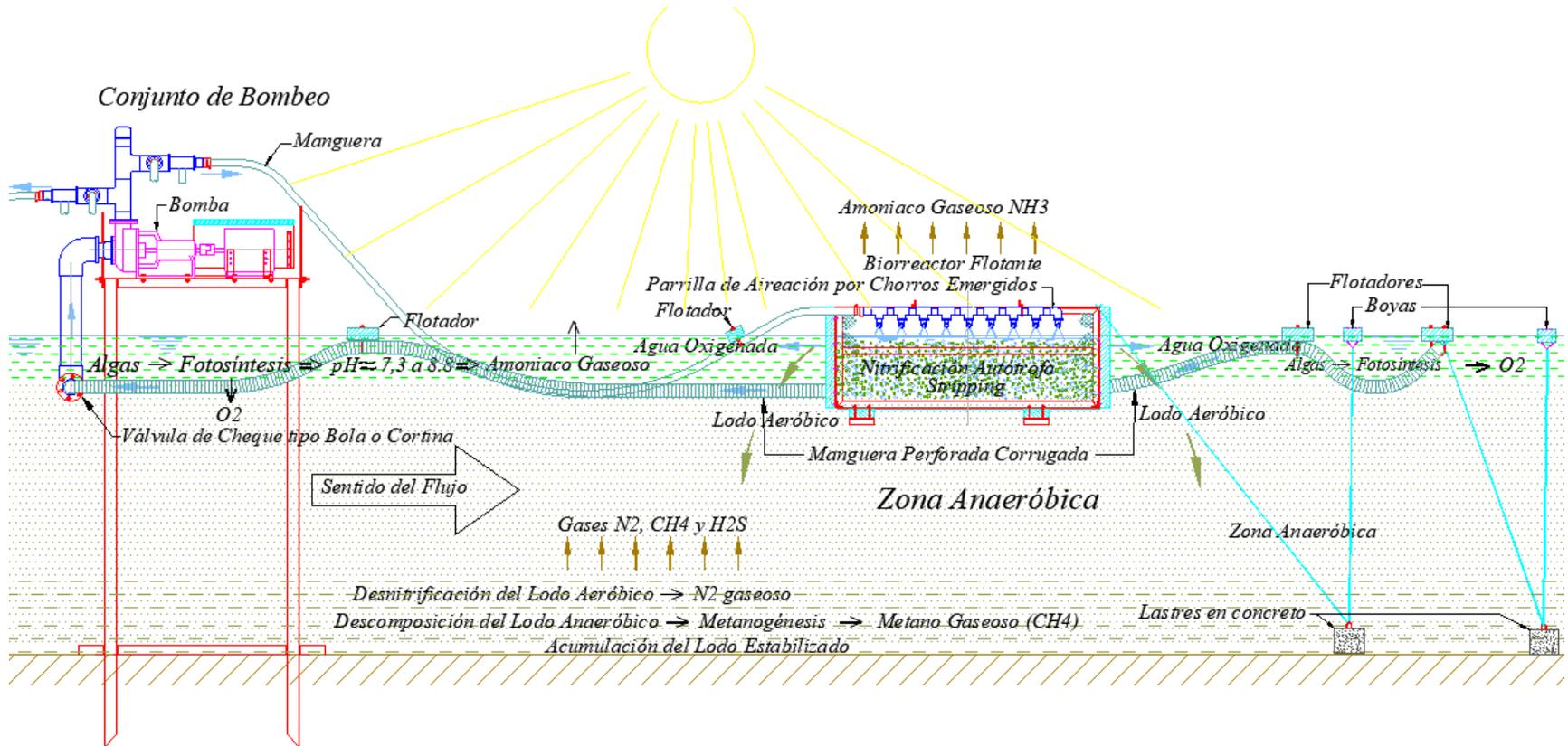


Figura C-17 - Biorreactor Flotante - Corte Longitudinal

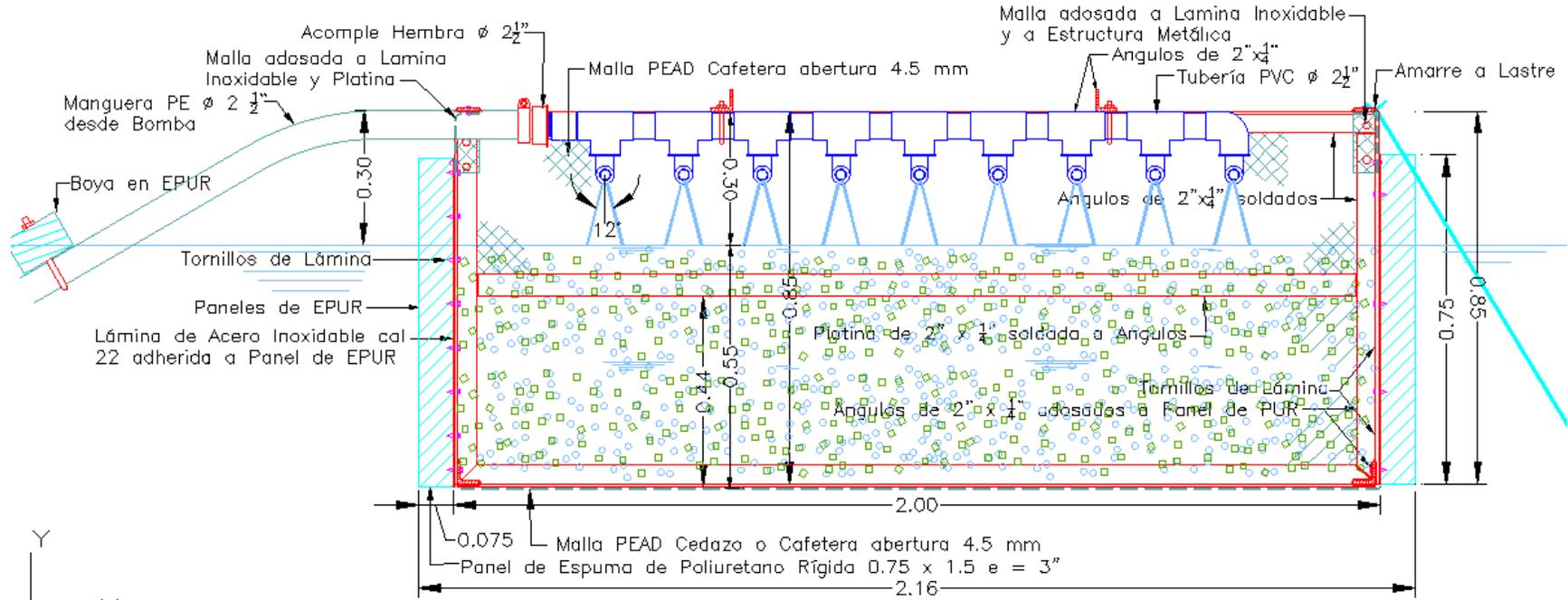


Figura C-18 - Biorreactor Flotante - Vista de Planta

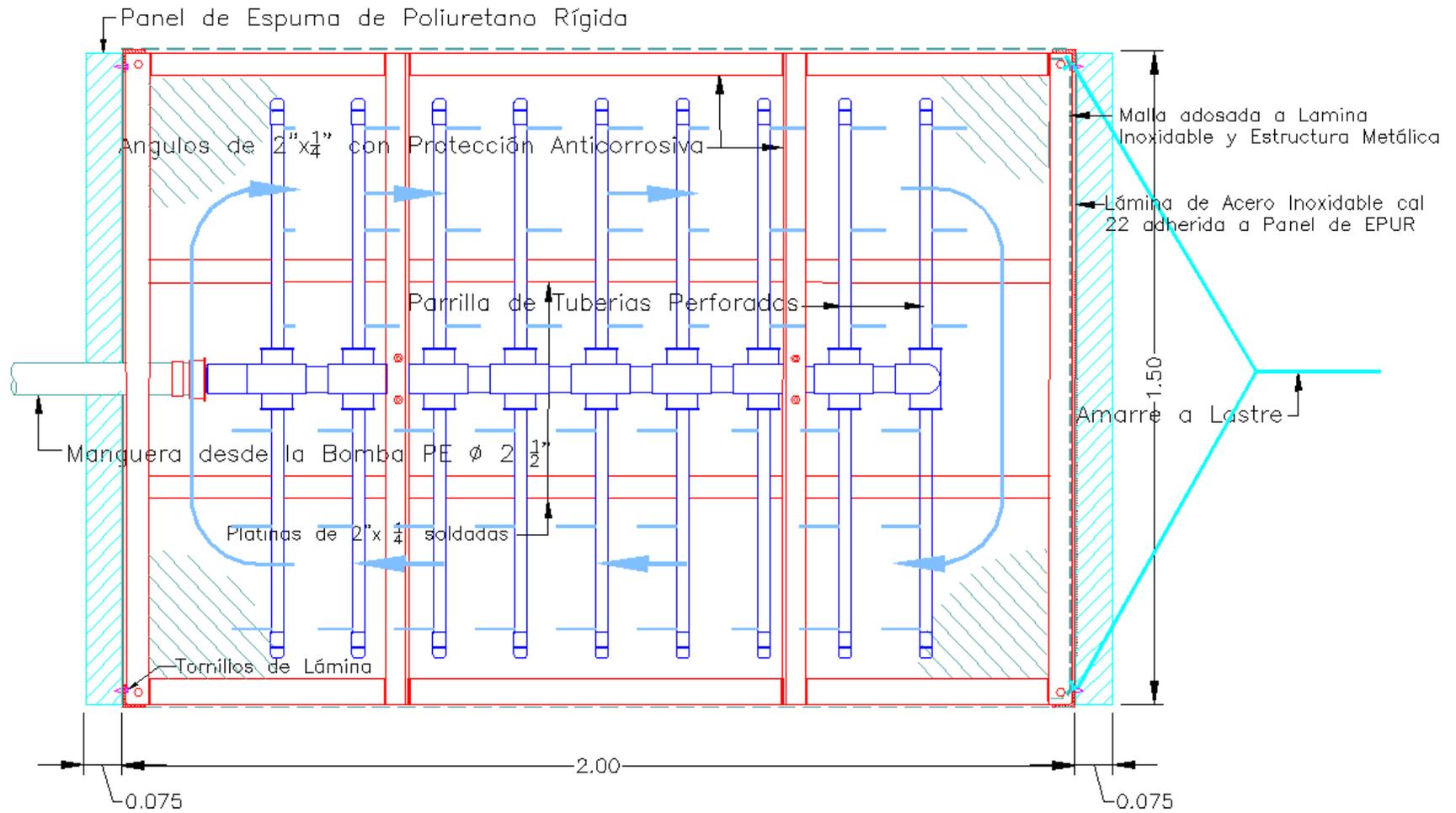
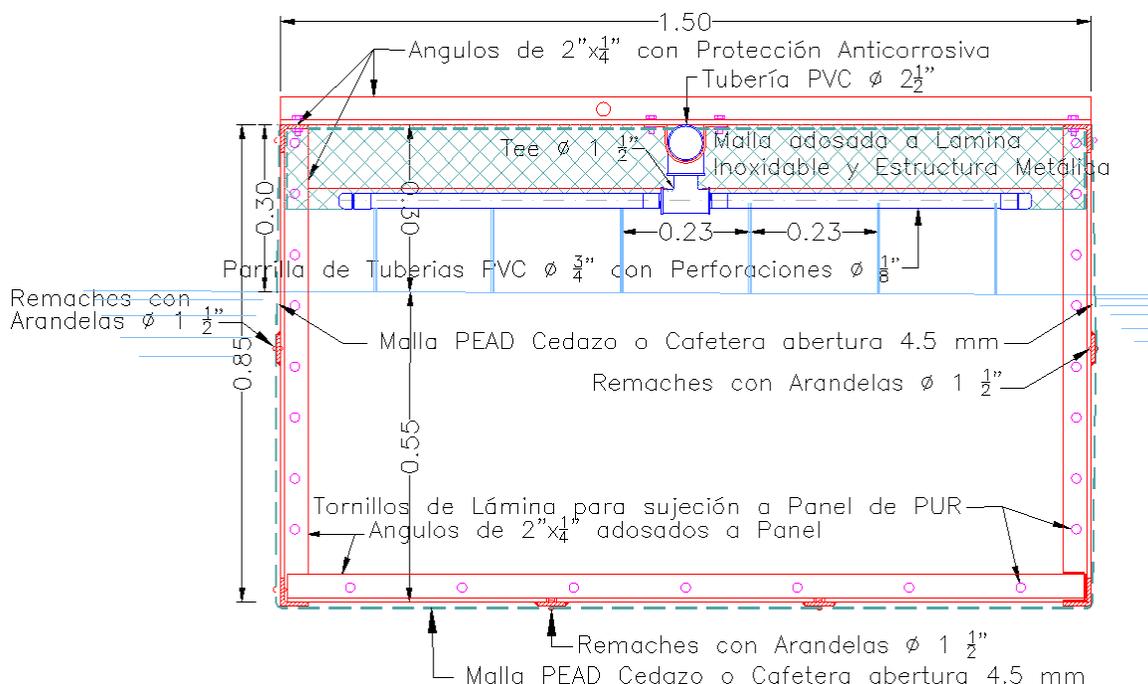


Figura C-19 - Biorreactor Flotante - Corte Transversal



En la siguiente tabla se calcula la flotabilidad del Biorreactor Flotante. Dicha flotabilidad se consigue mediante paneles de espuma de poliuretano rígido de 3" de espesor de 0.80 o 1 m de ancho. En los extremos del Biorreactor se colocan paneles de 0.80 m por 1.45 m, y bajo el Biorreactor se colocan paneles de 0.20 m x 1.45 m, que se disponen de tal forma que al ser colocado en el agua, el Biorreactor quede horizontal, y por lo tanto deben contrarrestar el peso de la manguera de succión que se ejerce en un extremo del Biorreactor. La ubicación de flotadores colocados bajo el Biorreactor debe permitir la sujeción de éste mediante las uñas de los montacargas. El borde libre del Biorreactor se estima que es de 30 cm, que se considera suficiente para evitar que uno de los costados del Biorreactor se sumerja debido a pesos adicionales, lo cual provocaría la salida de los bioportadores.

Tabla C-5. Análisis de la Flotabilidad del Biorreactor Flotante.

Espesor del Panel de Espuma de Poliuretano = 7,51 cm			
Item	Peso Unitario	Cantidad	Peso Total
Angulos de Hierro de 2"x 1/4"	4,74 Kg/m	11,40 m	54,04 kg
Platinas de Hierro de 2"x 1/4"	2,53 Kg/m	12,00 m	30,36 kg
Paneles de Espuma de Poliuretano	3,38 Kg/m ²	2,25 m ²	7,60 kg
Lamina de Acero Inoxidable cal 22	5,78 Kg/m ²	2,25 m ²	13,01 kg
Peso sin Conexiones Hidráulicas			105 kg
Tubería Llena 2"	2,37 Kg/m	2,95 m	7,01 kg
Codos Llenos de 1 1/2"	0,20 Kg	9 u	1,79 kg
Tubería Llena 3/4"	0,44 Kg/m	10,8 m	4,78 kg
Manguera 2 1/2" Llena	3,58 Kg/m	1,5 m	5,36 kg
Peso Total			124 kg
Desplazamiento Máximo			0,124 m ³
Area en Planta de Flotadores			0,23 m ²
Profundidad de Sumergencia Calculada	Hs		0,55 m
Profundidad Requerida en Biorreactor	Tabla C-4		0,55 m
Diferencia entre Profundidades anteriores			0,0 m
Borde Libre			0,30 m

C-3.2.3. Control de Olores

Uno de los problemas más importantes en las lagunas facultativas es el control de olores. Estos son ocasionados principalmente por el amoniaco y el sulfuro de hidrógeno H₂S. La descomposición anaeróbica de la materia orgánica rica en proteínas produce nitrógeno amoniacal, formado por ion amonio y amoniaco. Mientras el ion amonio se considera relativamente inocuo para la fauna acuática, el amoniaco tiene efectos tóxicos en ésta, y además sale como gas a la atmósfera, causando olores desagradables en los alrededores de la laguna.

De acuerdo con un documento de Cidta⁴¹, el umbral de olor para la detección del amoniaco es de 17 ppm, y para su identificación es de 37 ppm. Las emisiones de amoniaco son importantes cuando se realizan procesos de stripping, que se describen en el numeral anterior. El proceso nitrificación – desnitrificación que realizan los Biorreactores Flotantes en las lagunas reducen sustancialmente las emisiones de amoniaco, puesto que eliminan el nitrógeno amoniacal en forma de nitrógeno gaseoso, que no es oloroso. En las lagunas facultativas actuales generalmente no ocurre el proceso de nitrificación –

⁴¹ CIDTA Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua. "Características de las Aguas Residuales".

<https://cidta.usal.es/cursos/etap/modulos/libros/Caracteristicas.PDF>

desnitrificación, puesto que no se encuentran contenidos importantes de nitratos o nitritos en ellas, y por lo tanto tienen altas emisiones de amoníaco.

Un gas mucho más oloroso es el sulfuro de hidrógeno H_2S , que se origina en la descomposición en condiciones anaeróbicas de los sulfatos y de la materia orgánica que contiene azufre. El H_2S causa olores a huevo podrido muy desagradables, aún en concentraciones pequeñas. El umbral de olor para su detección es menor de 0.00021 ppm, y para su identificación es de 0.00047 ppm (Cidta, Ref. C-41), los cuales son muy inferiores a los umbrales del amoníaco.

Una importante estrategia para controlar las emisiones de sulfuro de hidrógeno es la implementación de una capa aireada en la superficie de la laguna, de modo que, cuando las burbujas de H_2S lleguen allí, se oxiden y se transformen en sulfatos no olorosos, que se decantan. Las algas pueden controlar estos olores durante el día, puesto que generan oxígeno durante el día. Durante la noche este control puede ser realizado por los Biorreactores Flotantes instalados en las lagunas facultativas, debido a la recirculación que se realiza en la superficie de agua entre ellos y la manguera se succión suspendida en el agua, la cual genera una capa de agua aireada donde el H_2S se oxida e hidroliza, generando ácido sulfúrico H_2SO_4 .

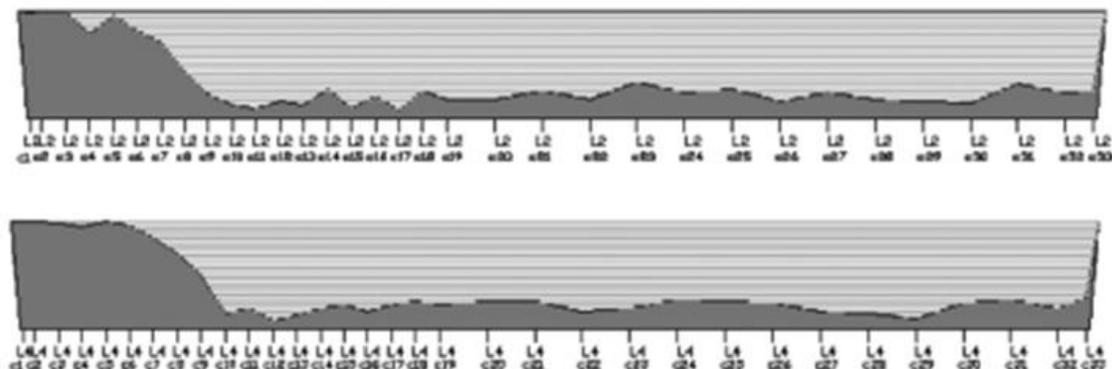
C-3.2.4. Remoción de Sedimentos y Flotantes en las Lagunas

El agua de entrada a las lagunas acarrea arenas y otros sedimentos decantables que tienden a depositarse en ella, y reducen su capacidad de tratamiento. Además, trae elementos gruesos flotantes que pueden obstruir los conductos o dispositivos por donde circula el agua, tales como los paneles de aireación. A la entrada del afluente a las lagunas facultativas usualmente se colocan rejillas y desarenadores para evitar que elementos gruesos o decantables entren en ellas, sin embargo no son muy eficientes, y los sedimentos que no son removidos en los tratamientos preliminares, se depositan en la entrada de las lagunas, restándole capacidad de tratamiento. Esto ha sido observado en la batimetría realizada en un estudio sobre el comportamiento de lagunas facultativas⁴², la cual se muestra en la siguiente figura. En el costado izquierdo se encuentra la entrada del agua, y el nivel de la sedimentación ha llegado hasta la superficie en un periodo de 9 años.

42 Iván Andrés Sánchez y Tsunao Matsumoto- "Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de ILHA Solteira (SP) por lagunas facultativas primarias". 2.012.

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=85224945005>

Figura C-20 - Perfiles de Acumulación de Lodos en una Laguna Facultativa
Ejemplo de perfiles longitudinales en la batimetría de la Laguna 2



Fuente: Iván Andrés Sánchez y Tsunao Matsumoto. (Ref. C-42).

Para evitar esta situación, se han diseñado los tratamientos preliminares que se describen en el Capítulo F-1. Uno de los componentes de dichos tratamientos es una canaleta basculante hecha en malla, ubicada sobre un tanque desarenador. Los materiales gruesos quedan retenidos en la canaleta, mientras que el agua dividida en chorros pequeños cae sobre el tanque desarenador, donde se tienen las condiciones para que se decanten las arenas. Los materiales gruesos se remueven periódicamente haciendo girar la canaleta, que cae de golpe sobre una losa aledaña, lo cual facilita su salida. La losa tiene una ligera pendiente hacia el desarenador para que el agua contenida en los materiales extraídos escurra hacia éste.

Periódicamente se extraen los sedimentos del desarenador mediante una bomba autocebante, los cuales son llevados hacia un desarenador, que también actúa como decantador, donde el agua clarificada se lleva a la planta.

Otra alternativa para los tratamientos preliminares es la implementación de una dársena a la entrada de las lagunas de oxidación, que consiste en implementar una zona profunda en la entrada de las aguas residuales a la laguna, donde se tienen las condiciones hidráulicas para la decantación de los sedimentos que traen dichas aguas. Estos sedimentos se acumulan allí, y serían removidos cada cierto tiempo mediante una retroexcavadora. Para esta operación se requiere la construcción de un muro de contención de altura importante bordeando la dársena, para que la retroexcavadora pueda acercarse a la zona profunda, donde se decantan los sedimentos. El material excavado se depositaría en volquetas para llevarlos hasta el sitio de disposición final.

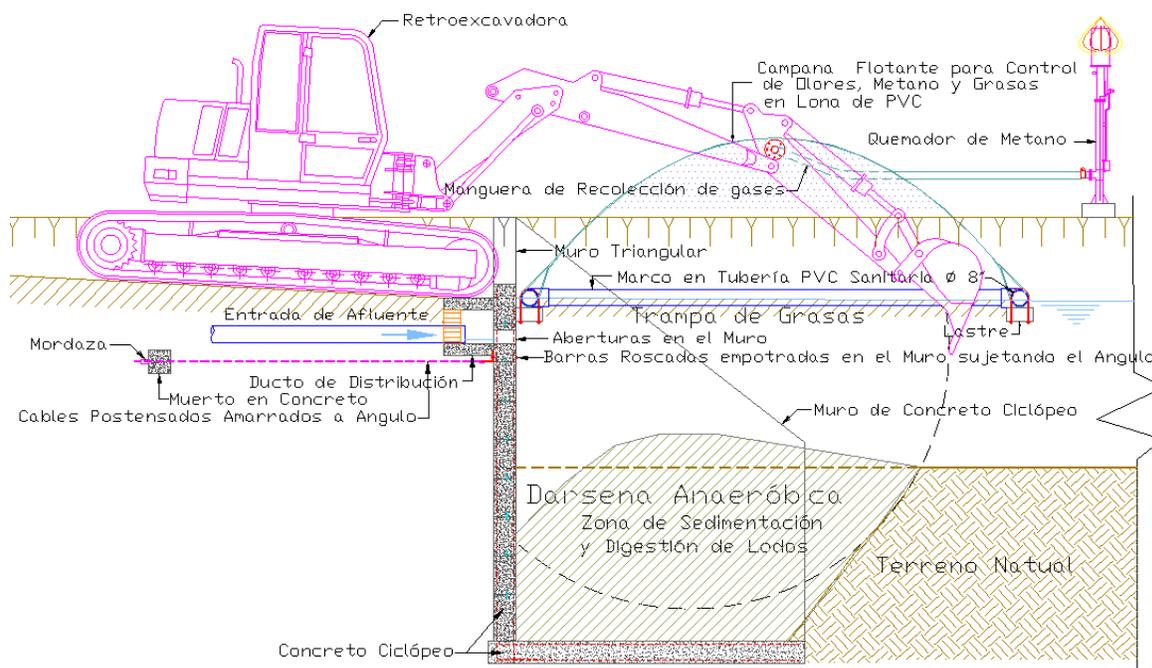
La dársena podría estar cubierta por una campana flotante, con la cual se captan los gases producto de la digestión anaeróbica. Esta campana puede hacerse en lona de PVC reforzada con poliéster, acoplada a un marco en tubería de PVC sanitaria, que actuaría como flotador. Mediante pesas adosadas al marco se obtendría la sumergencia necesaria

para impedir la fuga de gases de la campana. Cuando se requiera extraer los sedimentos, dicha campana se correría mediante cuerdas.

La campana también actúa como trampa de grasas. La materia orgánica decantada bajo la campana, y la grasa retenida en ésta, se degradan anaerómicamente originando metano y anhídrido sulfuroso. El metano puede ser aprovechado, con lo cual se evitaría el efecto invernadero que produce su emisión a la atmósfera. De lo contrario, sería necesario quemar los gases para evitar los olores producidos por el H₂S.

La dársena puede tener suficiente profundidad y amplitud para facilitar la decantación de gran parte de los sedimentos que traen las aguas residuales durante bastante tiempo. La retroexcavadora y las volquetas tienen la capacidad de remover gran cantidad de materiales a bajo costo. En la siguiente figura se muestra un perfil de la dársena anaeróbica cubierta en la entrada de una laguna de oxidación.

Figura C-21 - Dársena Anaeróbica Cubierta



Actualmente las labores de limpieza de rejillas y de desarenadores tienen un peso importante en los costos de operación de las lagunas facultativas. Se considera que la dársena anaeróbica cubierta es una alternativa que reduce sustancialmente estos costos, y es más eficiente en la remoción de materiales decantables, evitando las operaciones de desenlode de lagunas, que se requieren aproximadamente cada 10 años, las cuales son costosas y traumáticas para la prestación del servicio.

C-3.2.5. Instalación de los Conjuntos de Biorreactores Flotantes

El sistema de aireación y recirculación está conformado por conjuntos de Biorreactores Flotantes, compuestos por 6 biorreactores alimentados por una bomba centrífuga. En la descarga de dicha bomba se encuentra un múltiple, al cual se conectan los Biorreactores Flotantes mediante mangueras. Los biorreactores y las mangueras de succión estarán ancladas al fondo mediante bloques de concreto, que tendrán boyas para facilitar su ubicación y manipulación, las cuales estarán hechas con espuma de poliuretano rígida

Para proteger la bomba de la lluvia, de las inclemencias del tiempo, se ha previsto colocarle una cubierta basculante, que esta sujeta del piso mediante una bisagra tipo pistón, que se describe en el Numeral F-5.5.3, y se muestra en la Figura F-36. Dicha cubierta protege la bomba de la lluvia, a la vez que facilita la ventilación del motor. Además tiene una manta en lana de vidrio con revestimiento reflectivo, que protege la bomba de las altas temperaturas que produce la radiación solar, especialmente en climas cálidos. Esta manta también reduce el ruido que produce el motor.

Existen dos disposiciones diferentes de los Biorreactores Flotantes. La primera de ellas se utiliza cuando la zona a tratar se encuentra cerca de la margen de la laguna de oxidación. En este caso el conjunto de bombeo se ubica sobre dicha margen, y los Biorreactores Flotantes y las mangueras que los conectan se encuentran dispuestos según se aprecia en las figuras No C-22 y C-23 a continuación. Con esta disposición se facilita la instalación de las bombas y el acceso a éstas para operación y mantenimiento.

Figura C-22 - Instalación del Conjunto de Biorreactores Flotantes cerca de la Margen de la Laguna

Vista en Planta

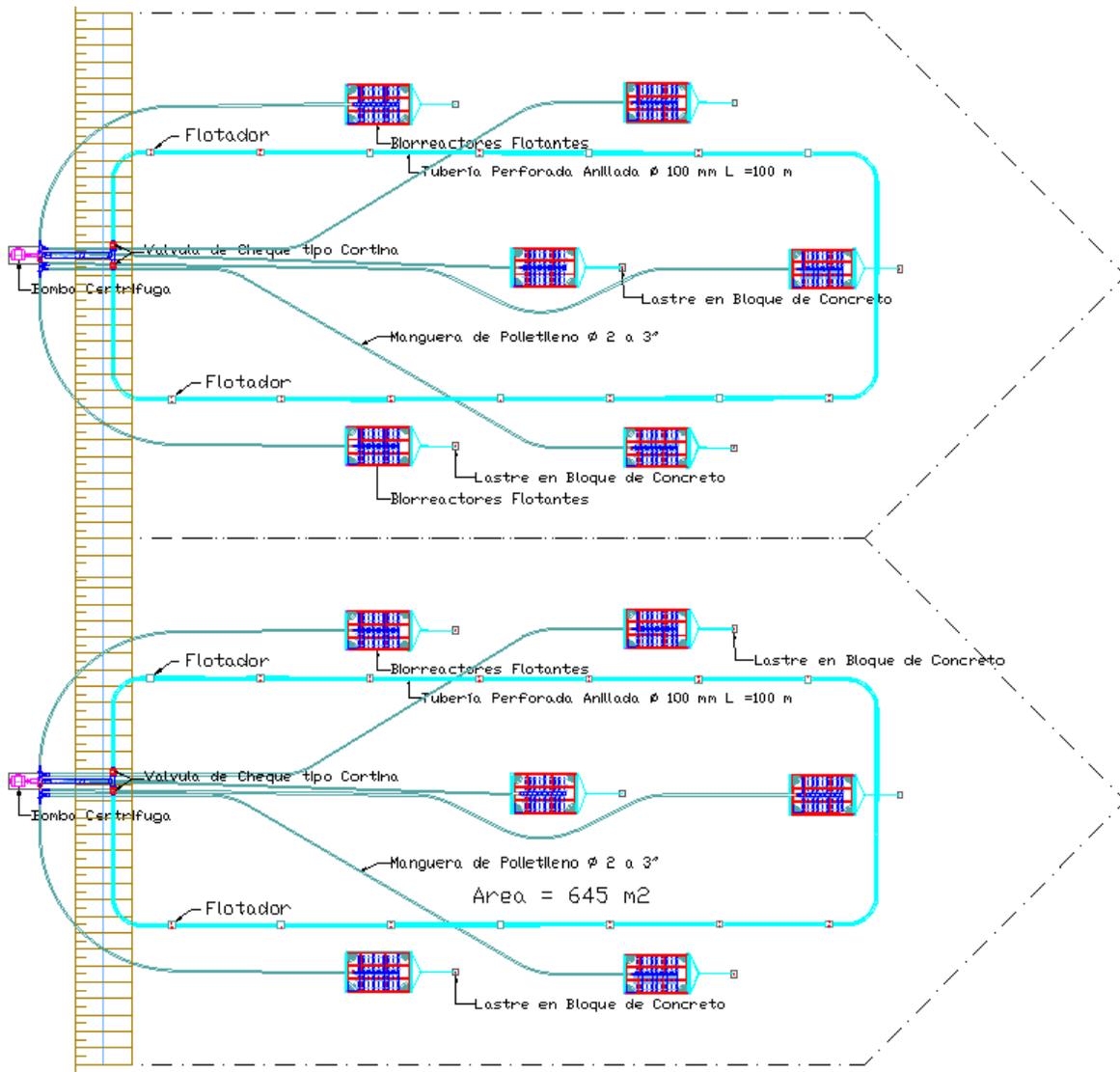
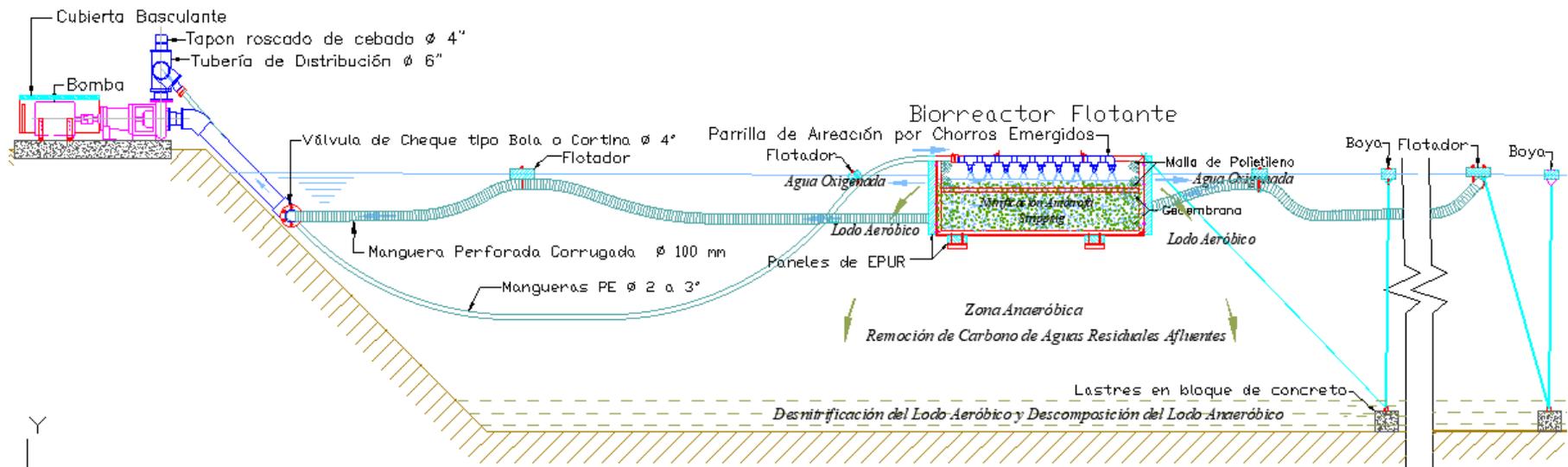


Figura C-23 - Instalación del Conjunto de Biorreactores Flotantes Cerca de la Margen de la Laguna
Vista de Corte Transversal



Cuando se requiere tratar zonas de la laguna lejanas a la margen, es necesario colocar la bomba en una plataforma, la cual consiste en un piso hecho en lámina Aluminio galvanizada, soportado en el fondo de la laguna por medio de pilotes hechos con ángulos de hierro. Estos se encuentran unidos por dos marcos metálicos horizontales. Uno de ellos facilita el empuje de los pilotes con el piso, y el otro se encuentra contra el fondo de la laguna, e impide que la plataforma se hunda debido al peso. Debajo de este marco se encuentra el tramo de los pilotes que queda hincado en el fondo, que debe ser lo suficiente para resistir sin volcarse las fuerzas transversales ocasionadas por los anclajes de los biorreactores. Toda la plataforma está constituida por elementos de hierro que deben tener protección anticorrosiva. El área mínima que cubre cada conjunto es de 500 m², y tiene un ancho de 20, una longitud de 25 m como se aprecia en la siguiente figura. La secuencia recomendada para el montaje del conjunto de bombeo en la laguna facultativa es la siguiente:

- a) La plataforma del sistema de bombeo coloca entre dos botes para transportarla hasta su ubicación proyectada. Una vez en el sitio, se retira el bote que sostiene las patas, y estas se hacen descender lentamente hasta el fondo, sujetadas por cuerdas, hasta quedar en la posición que se ilustra en la Figura C-28. A continuación, se empuja el bote que soporta la parte superior de la plataforma mediante pértigas apoyadas en el fondo, hasta que la plataforma quede en posición vertical. Debido a que la superficie de la plataforma queda bastante elevada sobre el bote, puede ser necesario colocar una escalerilla provisional cerca de la barra que sirve de asidero para abordar el bote.
- b) Una vez colocada la plataforma en posición vertical, varios trabajadores golpean los puntos de plataforma donde se ubican los pilotes, utilizando para ello mazos que se utilizan a manera de pisones, para hincarla en forma uniforme en el lecho de la laguna. La plataforma debe quedar horizontal para que la bomba funcione correctamente.
- c) Se transporta la bomba, su cubierta, y el múltiple de distribución hasta la plataforma, y se instalan sobre ella.
- d) Se remolca la tubería de succión de la bomba, junto con su manguera soportada por flotadores, y se conecta a la bomba. La manguera de succión se posiciona mediante lastres provistos de boyas, que facilitan su ubicación y manipulación.
- e) Con el bote se remolca cada biorreactor flotante hasta el conjunto de bombeo y se conecta a éste. Luego se posiciona el biorreactor en su sitio, utilizando lastres sujetos con boyas, de acuerdo con el procedimiento descrito para el caso anterior. Los biorreactores se disponen alrededor del conjunto de bombeo formando un hexágono. Al instalar los biorreactores es importante evitar las fuerzas que podrían volcar en conjunto de bombeo. En las siguientes figuras se muestra la disposición de los conjuntos de biorreactores al interior de una laguna de oxidación, y el posicionamiento de la plataforma en la laguna de acuerdo al procedimiento descrito.

Figura C-24 - Disposición de los Conjuntos de Biorreactores Flotantes dentro de Laguna de Oxidación- Vista en Planta

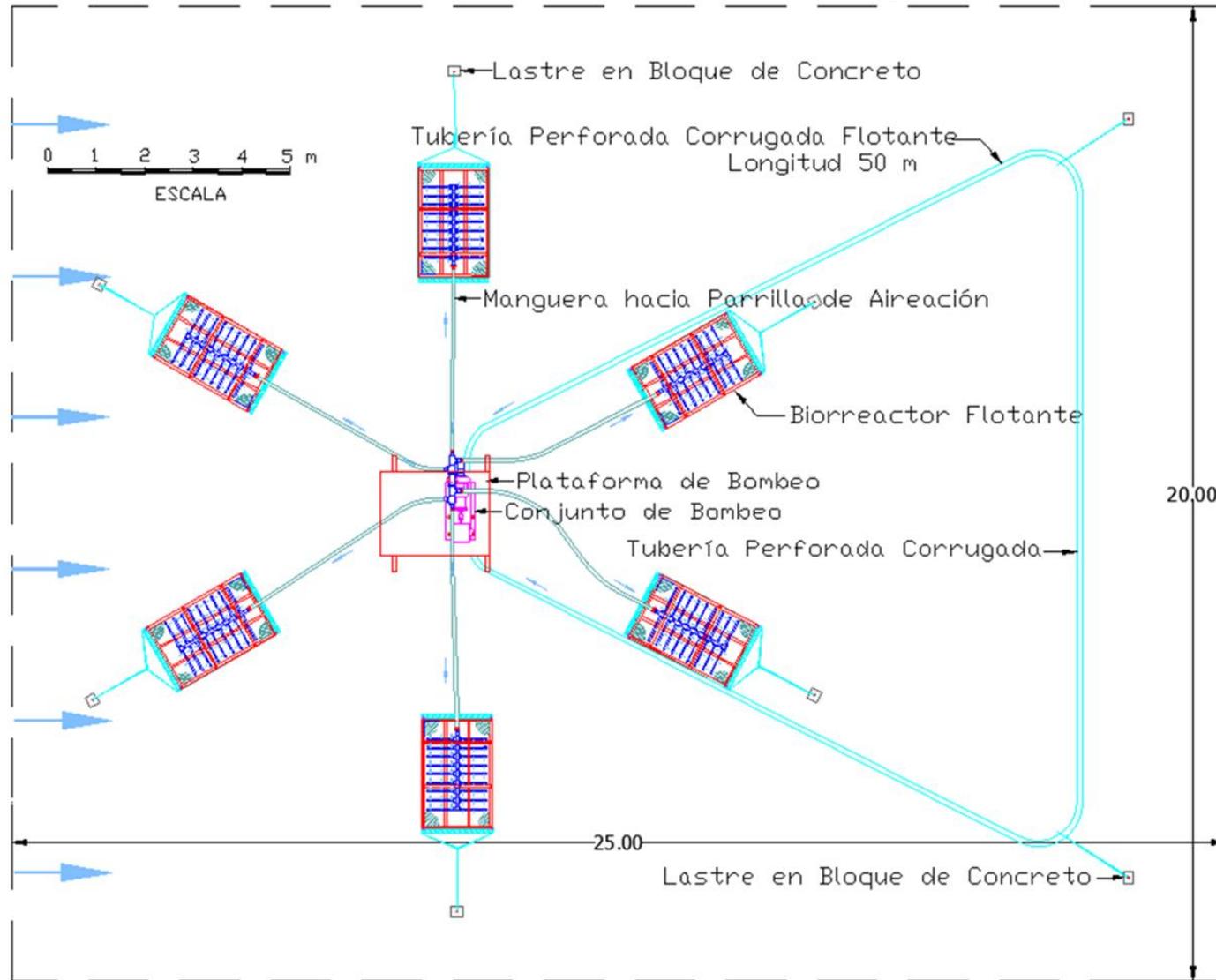


Figura C-25 - Instalación del Conjunto de Biorreactores Flotantes dentro de Laguna de Oxidación - Vista de Corte Longitudinal

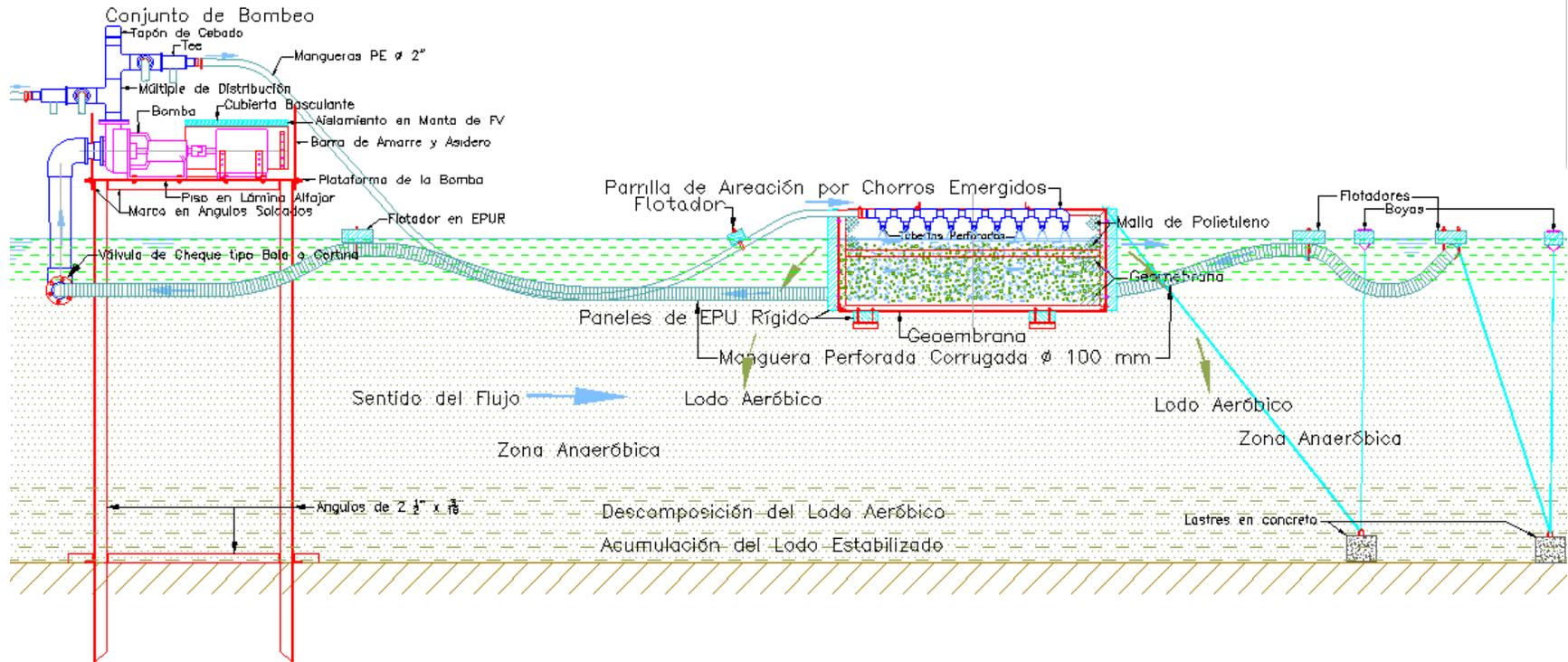


Figura C-26 - Instalación del Conjunto de Bombeo sobre Plataforma
Vista en Planta

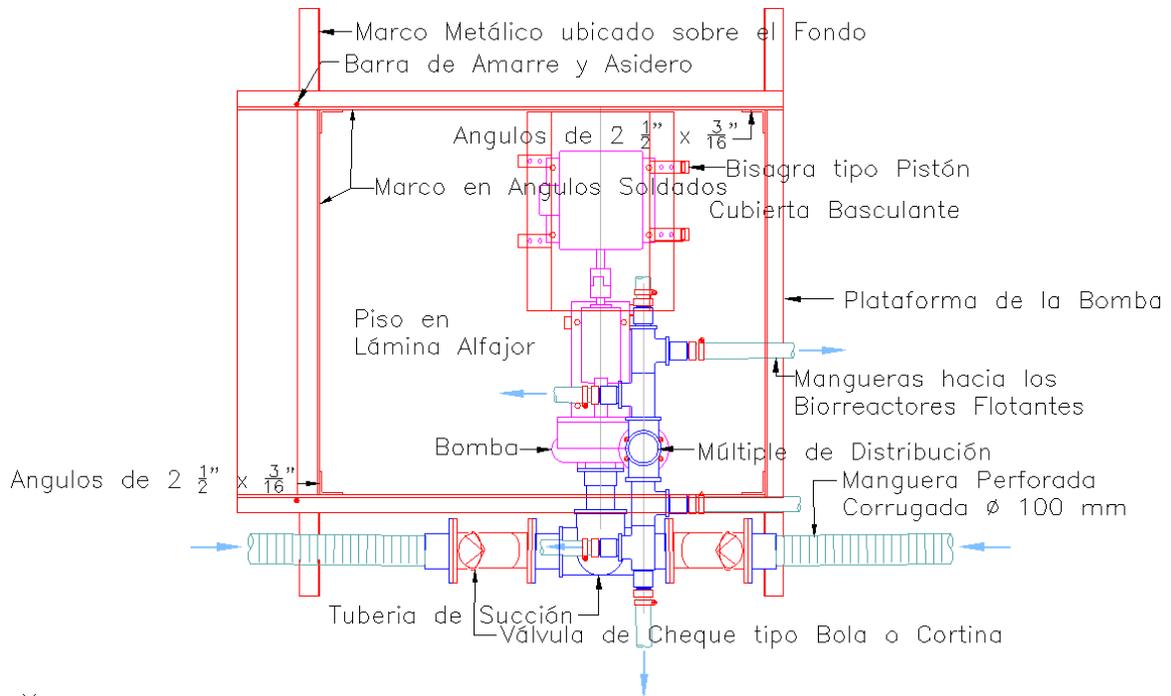


Figura C-27 - Instalación del Conjunto de Bombeo sobre Plataforma
Vista de Corte Transversal

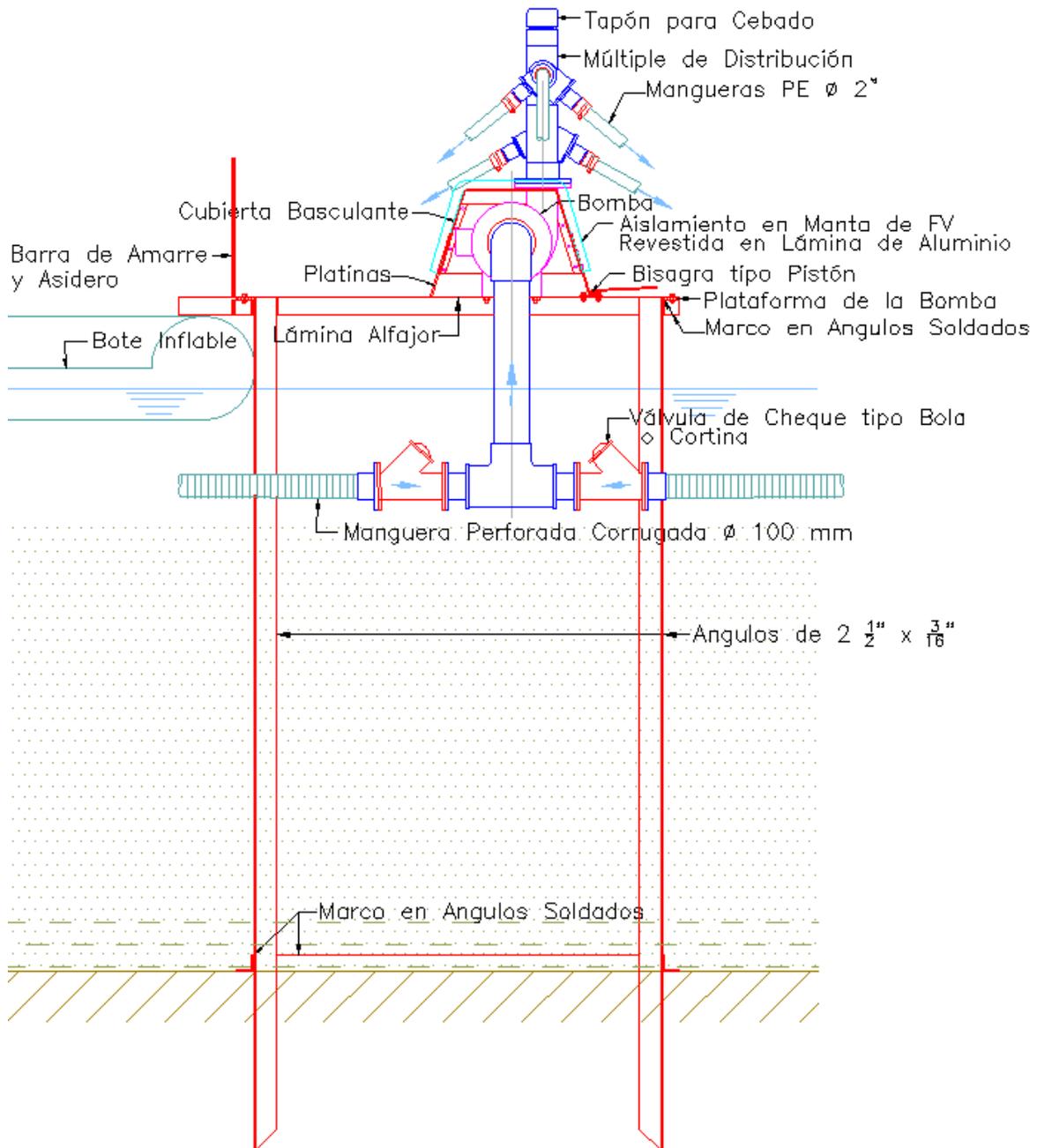
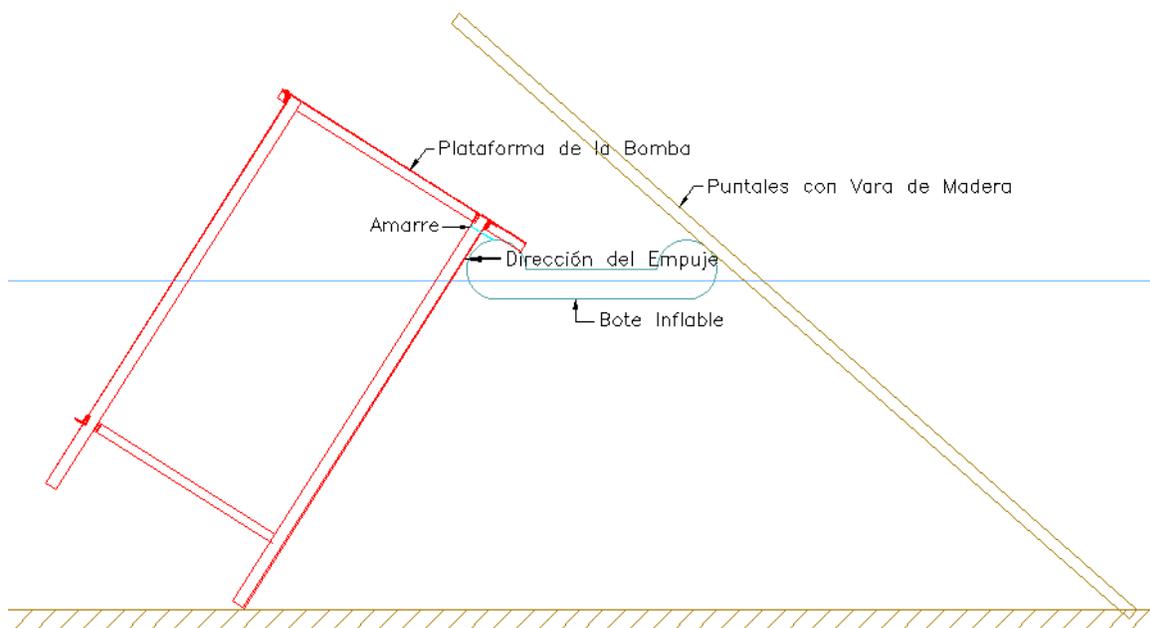


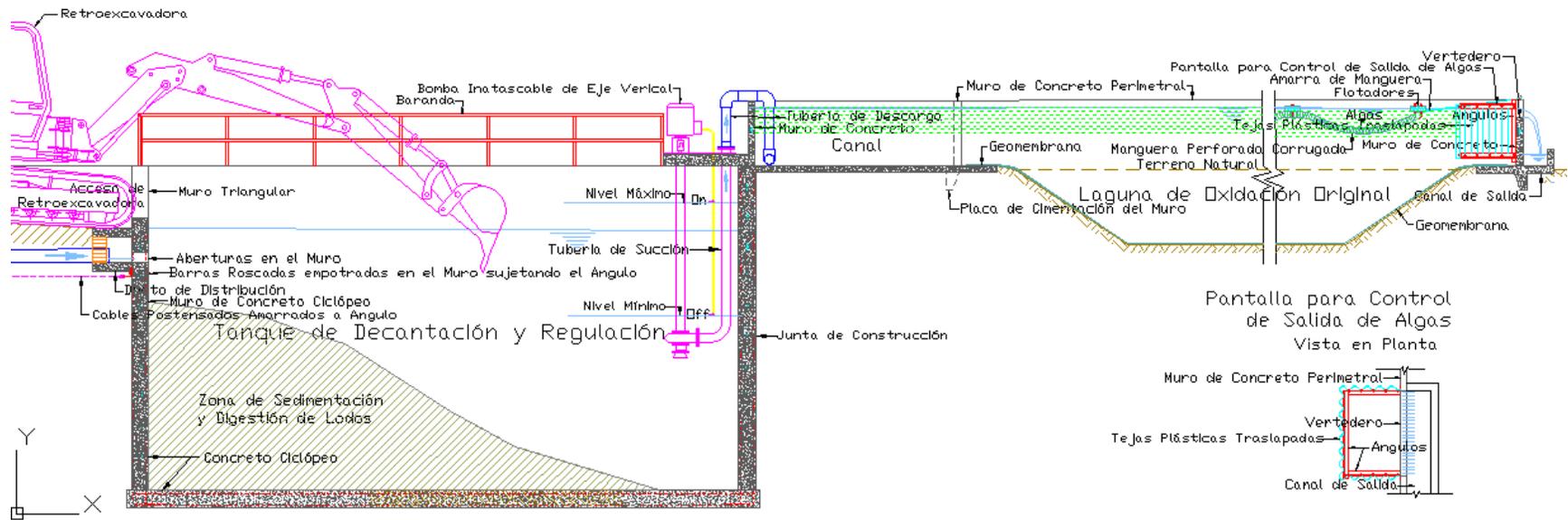
Figura C-28 - Procedimiento para Colocación de la Plataforma de Bombeo sobre el fondo de la Laguna



La plataforma deberá tener un espacio suficiente para las actividades de montaje y mantenimiento de la bomba y de sus conexiones. La superficie de la plataforma tiene un tramo en voladizo para facilitar su abordaje desde los botes. Para la conexión de los biorreactores a la tubería de distribución de la bomba se recomienda utilizar botes inflables, con los cuales se remolcan y se instalan los elementos que conforman los conjuntos, y se realiza el mantenimiento de éstos. Los conjuntos de Biorreactores Flotantes se disponen cerca de las entradas de las aguas residuales, en forma transversal al flujo, y las mangueras perforadas de succión se amarran entre sí, de tal forma que intercepten todo este flujo, y se garantice su tratamiento. La manguera de succión se coloca hacia aguas abajo, para que se recircule el agua que sale de los biorreactores.

La profundidad de las lagunas facultativas donde se colocan los Biorreactores Flotantes debe ser de más de 2 m, con el objeto de tener en el fondo un volumen adecuado para la digestión anaeróbica, y para el almacenamiento de lodos digeridos. En el caso de lagunas con profundidades menores, se recomienda elevarlas mediante muros perimetrales, cuya construcción se trata en el Capítulo F-4. La utilización de muros para conformar lagunas facultativas, o para elevar su profundidad, es una solución generalmente más económica que la excavación, que implica grandes movimientos de tierra y una mayor área. En caso de que no se puedan llevar las aguas residuales a la laguna elevada por gravedad, se recomienda que para ello se utilice una bomba inatascable de eje vertical, como la que se muestra en la siguiente figura. Las lagunas facultativas elevadas mediante muros también pueden ser una buena alternativa para las zonas inundables. Un diseño para la elevación de las lagunas se presente en la siguiente figura, donde se incluye un tanque para remover los materiales pesados y los flotantes, y una pantalla para control de la salida de las algas, la cual se detalla en la Figura C-15 del Numeral C-3.2.2.

Figura C-29 – Elevación de una Laguna Facultativa mediante Muros de Contención
Vista de Corte Transversal



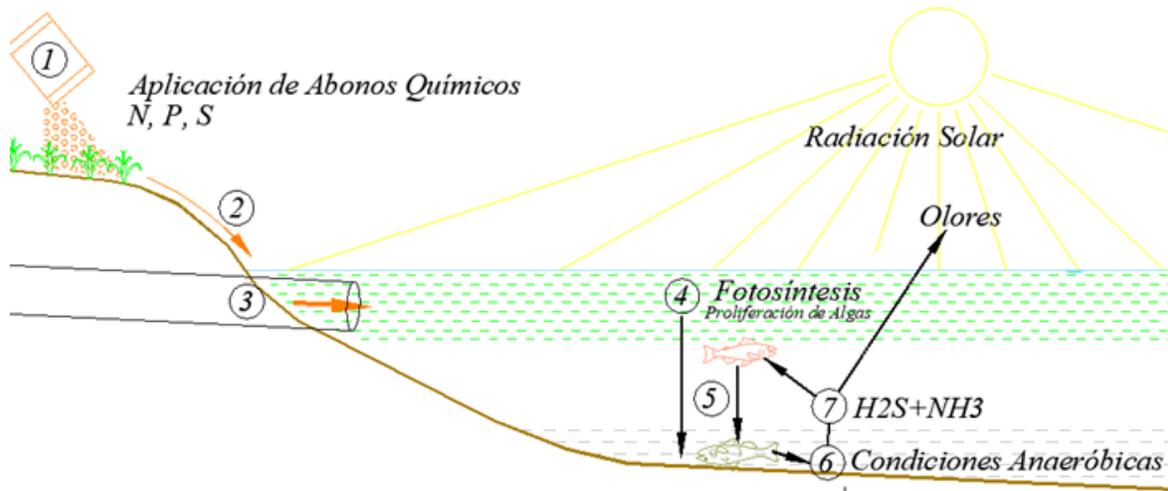
C-4. TECNOLOGIAS DE REMOCIÓN DE FOSFORO Y NITRÓGENO

C-4.1. Problemática de la Eutrofización de Cuerpos de Agua

Los cuerpos de agua eutrofizados son lagunas naturales o artificiales que reciben nutrientes compuestos principalmente por nitrógeno y fósforo, que provienen de aguas residuales, cultivos que usan abonos, y otras fuentes. Dichos nutrientes provocan una proliferación de algas, las cuales periódicamente se descomponen y consumen el oxígeno del agua. Esto ocasiona la muerte de peces y crustáceos, que también se descomponen deteriorando las condiciones del agua. Este fenómeno se denomina *algae bloom*, el cual afecta gravemente la cadena trófica que albergan los cuerpos de agua y el sistema fluvial de aguas abajo, lo cual tiene serias repercusiones ambientales.

Otros efectos importantes de la eutrofización de los cuerpos de agua son la generación de olores, que afecta amplias áreas a su alrededor, y la proliferación de patógenos y sustancias tóxicas que afectan gravemente a los animales y personas que consumen las aguas. En la siguiente figura se muestra el diagrama de una laguna eutrofizada y los elementos que intervienen en este fenómeno.

Figura C-30 - Esquema de un Cuerpo de Agua Eutrofizado



- 1- Exceso de abonos es aplicado al suelo
- 2- Drenaje de los nutrientes aplicados al suelo hacia la laguna
- 3- Vertimiento de aguas residuales en la laguna
- 4- Los nutrientes ocasionan un 'algae bloom' en el agua, que bloquea la entrada de la radiación solar hacia el fondo del lago
- 5- Las plantas bajo las algas y la fauna acuática mueren por falta de sol y de oxígeno, y se decantan en el fondo
- 6- Las algas y la fauna se descomponen, consumiendo O_2 disuelto en el agua y generando condiciones anaeróbicas allí
- 7- Lo anterior produce escasez de O_2 en el agua, y generación de patógenos y H_2S . Esto agrava la mortalidad y la descomposición de especies animales y vegetales, y ocasiona fuertes emanaciones de olores que afectan toda la zona.

Los nutrientes que tienen mayor impacto en los problemas de eutrofización de los cuerpos de agua son el nitrógeno y el fósforo. El fósforo está presente principalmente en abonos, productos de limpieza, excrementos de animales y aguas residuales. En éstas últimas tienen concentraciones de entre 4 y 9 mg/L de fósforo. Este es un nutriente escaso en la naturaleza, que generalmente controla el crecimiento de las algas. Por lo tanto, en concentraciones elevadas genera su proliferación y ocasiona graves problemas de eutrofización de las aguas residuales, que se trata en el Capítulo C-4.1. Por lo tanto es necesario remover este nutriente del agua, sin embargo, los sistemas de tratamiento actuales solo remueven un 30% del fósforo, y el resto sale hacia los cuerpos de agua naturales. Una parte importante del fósforo removido de la planta forma parte del lodo purgado hacia el lecho de secado, y cuando éste alcanza condiciones anaeróbicas, se disuelve en el agua que drena hacia las corrientes naturales, sin que éste sea registrado en los vertimientos de la planta de tratamiento.

El fósforo se encuentra en el agua en forma de ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. El ortofosfato es soluble en agua, mientras que las polifosfatos y el fósforo orgánico no lo es, pero tienden a degradarse mediante procesos de hidrólisis y de descomposición por microorganismos para convertirse en ortofosfatos. El fósforo es un elemento escaso que es fundamental para la agricultura, donde se emplea cerca del 90% de su producción. Debido al aumento de la población y de los consumos per cápita de alimentos, se requerirá un aumento en la producción agropecuaria, que deberá realizarse principalmente en suelos deficientes de fósforo. Su fuente principal es la roca fosfórica, de la cual existen pocos yacimientos en el mundo, ubicados en países con alto riesgo político. Esto puede encarecer el fósforo, y hacer redituable su recuperación de las aguas residuales.

A continuación, se mencionan las tecnologías que se recomiendan para remover nutrientes de las aguas, y utilizarlos en la fertilización de los suelos, o en la cría de especies acuáticas.

- Procesos de nitrificación heterótrofa y EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal), que tiene la capacidad de remover el nitrógeno y el fósforo, para utilizarlo en alimentar especies acuáticas, o incorporarlo en biosólidos apropiados para abonar suelos. Estos procesos se pueden llevar a cabo en las lagunas eutrofizadas con Biorreactores Flotantes (Numeral C-4.3), y en la planta Pincta para la incorporación de nutrientes en la cadena trófica acuática (Numeral C-4.4).
- Procesos de estabilización alcalina realizados en la planta Pinbasa, que incorpora el fósforo en biosólidos en forma de hidroxapatita utilizando la cal (Capítulo D-6).
- Procesos de lombricompostaje, como los realizados en la planta Pinch, donde el nitrógeno y el fosforo son incorporados en un compost, utilizando para ello materiales vegetales y lombrices, que incorporan el fósforo en el humus (Numeral C-4.5).

C-4.2. Tecnologías de Aprovechamiento de los Nutrientes del Agua

C-4.2.1. Nitrificación Heterótrofa

En los capítulos C-1.1 y C-1.2 se analizan las diferencias entre la nitrificación heterótrofa y la autótrofa. A diferencia de la nitrificación autótrofa, la nitrificación heterótrofa requiere la adición de carbono y produce gran cantidad de biomasa. Por lo tanto, resulta atractiva si se le puede dar un uso productivo a esta biomasa rica en nutrientes. Entre los usos está la alimentación de especies acuáticas en la acuicultura que se realiza en la planta Pincha, o en la recuperación de lagunas eutrofizadas utilizando Biorreactores Flotantes, que se trata en el Numeral C-3.2. La biomasa también se puede convertir abono orgánico mediante un lombricompostaje realizado en la planta Pincha (ver Numeral C-4.5). En esta planta el nitrógeno y el fósforo que contaminan las aguas se incorpora a la cadena trófica de las corrientes naturales. La nitrificación heterótrofa es realizada por bacterias, las cuales consumen carbono, nitrógeno y fósforo en una relación C:N:P de aproximadamente 100:5:1, de acuerdo a la estequiometría de la Ecuación C-1 del Numeral C-1.1, 1.

De acuerdo a la estequiometría de dicha ecuación, con la nitrificación heterótrofa, un gramo de amonio consume 15.17 gr de carbohidratos, 3.57 gr de alcalinidad, 4.71 gr de oxígeno, y produce 8 gr de biomasa. Según esto, la biomasa heterótrofa contiene 78% de proteína, pero en la revisión de P. K. Pandey et al (Ref. C-83), se indica que el contenido de proteínas en las biopelículas oscila entre 23 y 30%, puesto que también contiene bacterias autótrofas y sólidos suspendidos, lo cual es bastante adecuado para la alimentación de la cadena trófica acuática.

Una de las características de los cuerpos eutrofizados es que la relación entre carbono y nitrógeno C/N es demasiado baja, puesto que, en condiciones anaeróbicas, el carbono tiende a convertirse en metano y CO₂ y salir hacia la atmósfera, mientras que el nitrógeno permanece en el agua en forma de amoníaco y ion amonio. Este desbalance entre carbono y nitrógeno se ve agravado por la gran cantidad de abonos químicos que reciben los cuerpos de agua, que están compuestos principalmente por nitrógeno y fósforo, los cuales son aplicados a los suelos y llegan a las corrientes naturales por la escorrentía superficial y subsuperficial. Otra gran carga de nitrógeno proviene de las aguas residuales, que tienen un valor de C/N del orden de 5. Esta relación puede reducirse, debido a que los tratamientos anaeróbicos que usualmente realizan las pequeñas comunidades eliminan el carbono, pero no el nitrógeno. Por lo tanto, para llevar a cabo el proceso de nitrificación heterótrofa se requiere añadir carbono o reducir el nitrógeno. En el caso de la planta Pincha, se añade carbono en forma de materiales vegetales (ver Numeral C-4.5). En el caso de los cuerpos de agua eutrofizados, las algas toman la mayor parte del carbono de la atmósfera, y se utilizan Biorreactores Flotantes para suministrar oxígeno durante la noche a la cadena trófica que controla dichas algas. Debido a la escasez de carbono en las lagunas eutrofizadas, que tiende a gasificarse en forma de metano en condiciones anaeróbicas, generalmente se necesita la adición de este elemento en los Biorreactores Flotantes en forma de forraje picado.

Según la Ecuación C-1 de la nitrificación heterótrofa, la relación estequiométrica C/N entre la DBO₅ y el nitrógeno Kjeldhal NTK es de 15.17. Esta nitrificación no se produce cuando la relación C/N es menor a 2, y se reduce en 50% cuando C/N es de 5 (Metcalf & Eddy. Ref. C-2). De acuerdo con el análisis de Yoram Avnimelech⁴³, para las producción de bioflócs se requiere una relación C/N de 20. En el caso de los crustáceos la relación C/N recomendada es 25⁴⁴. Por lo tanto, en la producción de biomasa para la alimentación acuícola, se requiere añadir cantidades importantes de carbono. En las aguas residuales municipales típicas, la relación entre carbono, nitrógeno y fósforo es 27.5:5:1 según la Tabla A-7, pero para realizar la nitrificación heterótrofa se requiere una relación es 100:5:1. Esto quiere decir que para realizar eficientemente dicha nitrificación, se requiere añadir previamente el 72.5% del carbono requerido, pero no fósforo.

En un estudio de Lydia A. Mbwele⁴⁵ se analiza un caso de remoción exitosa de fósforo y nitrógeno en una laguna de oxidación en Kenia, mediante la nitrificación heterótrofa. Allí la solución consistió en introducir bioportadores para facilitar el desarrollo de bacterias heterótrofas, y suministrarles glucosa como fuente de carbono. En el estudio se encontró que dicha glucosa promueve la producción de bacterias heterótrofas, y por lo tanto la remoción eficiente de nitrógeno y fósforo. La fuente más adecuada de glucosa es el jugo de caña de azúcar.

C-4.2.2. Tecnología EBPR

EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal), son las siglas en inglés de remoción biológica aumentada de fósforo. Con esta tecnología se busca recuperar el fósforo de las aguas residuales, para usarlo como abono para las plantas. En el Numeral C-4.1 de explica los graves problemas de eutrofización que causa el fósforo en los cuerpos de agua. Mientras el nitrógeno tiende a volatilizarse como amoníaco, el fósforo permanece en el agua, incrementándose así las concentraciones de éste en las aguas que desembocan en ríos y lagos, donde se constituyen en la principal causa de la eutrofización.

Por otra parte, como se indica en el Numeral C-4.1, fósforo es un elemento escaso que es fundamental para la agricultura. Según un documento de EurEau, para la Unión Europea, es fundamental la recuperación del fósforo de las aguas residuales, debido a su importancia económica y ambiental, e indica que las tecnologías disponibles para ello

⁴³ Yoram Avnimelech. "Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems". Faculty of Agricultural Engineering, Technion, Israel Institute of Technology, Haifa, Israel, 1.999.

[\(PDF\) C/N ratio as a control element in aquaculture systems \(researchgate.net\)](#)

⁴⁴ Andrew J. Ray et al. "Suspended solids removal to improve shrimp (*Litopenaeus vannamei*) production and an evaluation of a plant-based feed in minimal-exchange, superintensive culture systems". Elsevier. 2.009.

https://www.researchgate.net/publication/222512192_Suspended_solids_removal_to_improve_shrimp_Litopenaeus_vannamei_production_and_an_evaluation_of_a_plant-based_feed_in_minimal-exchange_superintensive_culture_systems

⁴⁵ Lydia A. Mbwele. "Microbial Phosphorus Removal in Waste Stabilisation Pond Wastewater Treatment Systems". Royal Institute of Technology. Stockholm. 2.006.

<https://pdfs.semanticscholar.org/11a6/94e77c927cb1f65889945ccb77de5b4f02a4.pdf>

tienen serias limitaciones técnicas y económicas⁴⁶. Una de las tecnologías actuales para la recuperación de fósforo se basa en la aplicación de ácidos al lodo procedente del tratamiento de agua, generando un lixiviado que luego se mezcla con un catión para producir un fertilizante, donde el fósforo está disponible para las plantas (B. Mrowiec⁴⁷ y Nothando Cyntia Shiba⁴⁸). Según este estudio, cuando se utilizan compuestos de hierro como coagulantes se produce fosfato de hierro FePO_4 , que tienen baja solubilidad, y por lo tanto se requieren procesos de intercambio catiónico para darle solubilidad al fósforo, y posibilitar su aprovechamiento por las plantas.

Con la tecnología EBPR que se presentan a continuación, es posible remover el fósforo de lagunas eutrofizadas mediante Biorreactores Flotantes, que se describen en el Numeral C-4.2.2. La planta Pincta (Incorporación de Nutrientes en la Cadena Trófica Acuática) que se trata en el Numeral C-4.4, también se han desarrollado para realizar el proceso EBPR. La tecnología EBPR puede hacerse simultáneamente con la nitrificación heterótrofa. Esta tecnología de remoción biológica del fósforo se describe en una guía del Wisconsin Department of Natural Resources⁴⁹. En ella se utilizan microorganismos que tienen la capacidad de asimilar y acumular el fósforo, llamados PAO (Phosphate Accumulating Organisms), que pertenecen generalmente al grupo *Candidatus Accumulibacter Phosphatis*.

Para su desarrollo, estos microorganismos necesitan pasar por una fase anaeróbica con alto contenido de carbono y bajo de nitratos, donde las bacterias PAO asimilan los ácidos grasos volátiles AGV y los transforman en glucógeno, el cual les servirá como fuente de energía para la etapa aeróbica que sigue a continuación. La fuente de energía en la etapa anaeróbica procede de la descomposición de los polifosfatos producidos en la fase aeróbica anterior, la cual genera ortofosfatos que se acumulan allí.

Luego, en la etapa aeróbica, las bacterias PAO crecen y se reproducen, incorporando el fósforo en sus organismos en forma de polifosfato intracelular. Estas bacterias se desarrollan mejor en procesos de biopelícula, en donde las bacterias PAO compiten con las heterótrofas por el oxígeno y el espacio en los bioportadores. Por lo tanto, es importante proveer la cantidad necesaria de estos dos elementos para posibilitar el desarrollo de estas dos clases de bacterias simultáneamente.

⁴⁶ EurEau. Position Paper. 24 October 2014. "Phosphorus in Sewage Sludge".

<https://www.eureau.org/resources/position-papers/115-phosphorus-in-sewage-sludge-october-2014/file>

⁴⁷ B. Mrowiec et al. "Release and Recovery of Phosphates from Sewage Sludge". University of Bielsko-Biala, Polonia. Royal Institute of Technology (KTH), Suecia.

<https://businessdocbox.com/Metals/78706261-Release-and-recovery-of-phosphates-from-sewage-sludge.html>

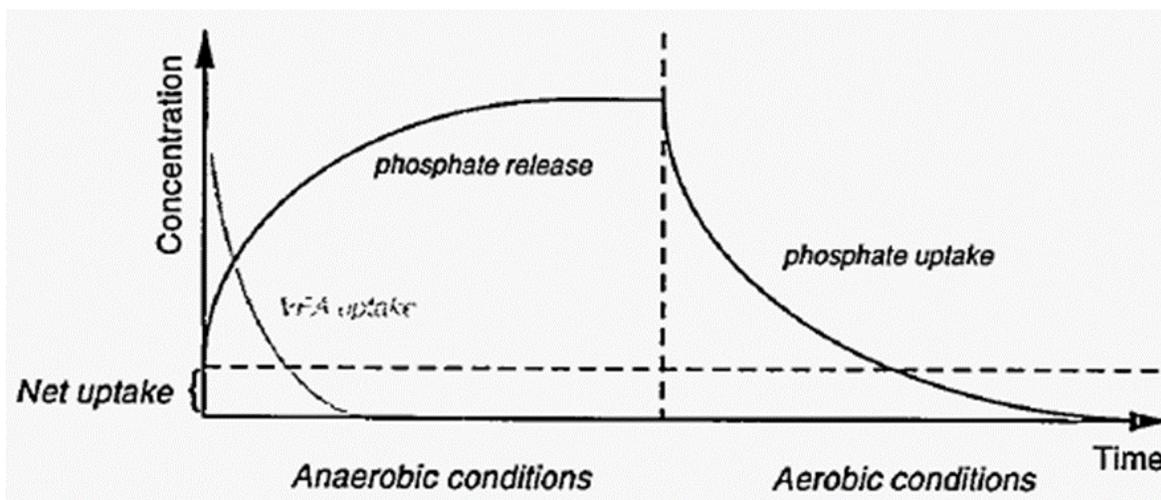
⁴⁸ Nothando Cyntia Shiba y Freeman Ntuli. "Extraction and precipitation of phosphorus from sewage sludge". Waste Management. Elsevier. 2.017.

https://www.researchgate.net/publication/305749544_Extraction_and_precipitation_of_phosphorus_from_sewage_sludge

⁴⁹ Wisconsin Department of Natural Resources. "Advanced Phosphorus Removal Study Guide". 2.009. <https://dnr.wi.gov/regulations/opcert/documents/wwsgphosphorusadv.pdf>

En otros aspectos las bacterias heterótrofas y PAO se complementan. La nitrificación heterótrofa genera una biomasa rica en carbono, que al descomponerse en la fase anaeróbica produce los AGV necesarios para el desarrollo de las bacterias PAO allí. Además, esta descomposición consume oxígeno, y promueve las condiciones anaeróbicas que necesitan las bacterias PAO para la asimilación de los AGV. En la siguiente gráfica se observa la variación de las concentraciones de fosfato en las fases anaeróbica y aeróbica, que se traduce en su remoción.

Figura C-31 - Variación de las Concentraciones de Fosfato en las Fases Anaeróbica y Aeróbica



Fuente: Magnus Christensson. (Ref. C-50).

Los ácidos grasos volátiles AGV se producen en la descomposición anaeróbica de los polihidroxialcanoatos PHA, que son los polímeros que constituyen la materia orgánica carbonácea. Esta descomposición se produce en la etapa de acidogénesis, que ocurre en los procesos anaeróbicos utilizados para remover DBO_5 , y luego, en la etapa de acetogénesis, se producen los acetatos, propionatos y otros compuestos orgánicos que son consumidos por las bacterias PAO. Es importante limitar el tiempo de retención en la fase anaeróbica para evitar la metanogénesis, que convierte estos AGV en metano.

Según los estudios de Magnus Christensson⁵⁰, la fuente de carbono más apropiadas para la producción de los AGV es el ácido acético, que se produce principalmente a partir de azúcares de la caña. En algunas plantas de tratamiento dicho ácido limitado, pero se puede producir a partir del material orgánico que queda retenidos en el tanque sedimentador anaeróbico ubicado en la entrada. La descomposición de la biomasa heterótrofa también produce AGV, de modo que los lodos aeróbicos producidos en el reactor de biopelícula pueden recircularse hacia este tanque, pero antes deben pasar por

⁵⁰ Magnus Christensson. "Enhanced Biological Phosphorus Removal -Carbon Sources, Nitrate as Electron Acceptor, and Characterisation of the Sludge Community". Department of Biotechnology Lund University Sweden. 1997. <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/591494>

una fase anóxica para evitar la introducción de oxígeno en dicho tanque anaeróbico. Los desechos de alimentos que van hacia las aguas residuales domésticas producen un alto DBO₅, el cual origina abundante cantidad de AGV, de modo que la tecnología EBPR puede ser apropiada para el tratamiento de este tipo de aguas residuales.

En la fase aeróbica, las bacterias PAO requieren un periodo de retención de sólidos SRT reducido, de 5 a 12 días, que es similar al de las bacterias que realizan la nitrificación heterótrofa. El SRT es proporcional a la cantidad de biomasa dentro del reactor, la cual es bastante grande en los sistemas de biopelícula, que garantizan un valor adecuado de este parámetro si se tienen suficientes bioportadores. En el estudio de Escuela de Ingeniería de Antioquia⁵¹ se obtuvieron buenos resultados tanto con bioportadores de espuma de poliuretano que tienen alta porosidad, como con los de tipo Kaldnes que tienen gran área superficial. Para el proceso EBPR se considera adecuado utilizar como bioportadores tanto el bagazo de caña, como los bioportadores tubulares porosos, ya que tienen porosidad y gran área superficial.

La concentración recomendable de oxígeno disuelto para la fase aeróbica es de entre 1.5 a 3 mg/L. También es importante que en esta fase haya suficiente disponibilidad de magnesio Mg y potasio K. Se recomienda tener relaciones K/P en un rango de 0.2 a 0.40, Mg/P en un rango de 0.25 a 0.39 (Magnus Christensson, Ref. C-50). La caña de azúcar aporta importantes cantidades de potasio y magnesio de acuerdo al documento de Román Jiménez et al (Ref. C-82).

Para que las bacterias PAO asimilen los AGV, el periodo de detención hidráulica recomendable en la fase anaeróbica es de 1 a 2 horas, y en la fase anóxica de 2 a 3 horas. La única diferencia entre estas fases es que en la fase anaeróbica no debe haber oxígeno, y en la fase anóxica puede haber hasta 0.1 mg/L de concentración, de modo que se puede considerar una fase anóxica-anaeróbica de 3 a 5 horas de detención hidráulica, en la cual se tolere hasta 0.1 mg/L de concentración de oxígeno en la mitad de ella. El periodo de retención de lodos SRT recomendable en esta fase es de 1.5 a 2 días, de acuerdo al manual de Minnesota Pollution Control Agency⁵². Una razón para limitar el tiempo de retención de sólidos SRT en la fase anaeróbica, es que cuando éste aumenta, existe el riesgo de que ocurra una etapa de metanogénesis que los convierta los AGV en metano (Magnus Christensson. Ref. C-50). Por esta razón las fuentes de carbono se deben degradar rápidamente, como ocurre con los lodos aeróbicos, azúcares de la caña y forrajes.

⁵¹ Maribel González y Julio César Saldarriaga. "Remoción Biológica de Materia Orgánica, Nitrógeno y Fósforo en un Sistema Tipo Anaerobio-Anóxico-Aerobio". Revista EIA, Número 10. Diciembre, 2008. Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín.

https://www.researchgate.net/publication/28293292_Remocion_biologica_de_materia_organica_nitrogeno_y_fosforo_en_un_sistema_tipo_anaerobio-anoxico-aerobio

⁵² Minnesota Pollution Control Agency. "Biological Nutrient Removal".2.011

<https://www.pca.state.mn.us/sites/default/files/wq-wwtp8-21.pdf>

Un estudio realizado por Lori Mishima y Jun Nakajima⁵³ indica que la adición de coagulantes con base en hierro mejora la remoción de fósforo mediante procesos EBPR. Esto se debe a que dicho coagulante ocasiona una disminución de la concentración de fósforo en la fase anaeróbica, y un aumento de la asimilación de éste en la fase aeróbica. En el estudio se recomienda adoptar una relación molar Fe/P de 0.2 en la adición del coagulante. El coagulante también facilita la coagulación y decantación de los lodos producidos. Sin embargo, en la reacción se produce fosfato de hierro FePO_4 , que no puede ser asimilado por las plantas debido a su baja solubilidad, y por lo tanto el biosólido producido no es muy útil en la agricultura.

El desarrollo del proceso EBPR se ve afectado a temperaturas superiores a 25°C. Sin embargo, un proceso EBPR realizado exitosamente con aguas tropicales en Singapur que tenían temperaturas del agua de entre 28.7 y 31.6°C, según estudios hechos por Guanglei Qiu⁵⁴. Esto se debe al suministro adecuado de ácidos grasos volátiles AGV proporcionados por las aguas residuales municipales. Estas fuentes de carbono producen una alta tasa de remoción de fósforo. En el estudio también se encontró que la eficiencia de los procesos EBPR es proporcional a las concentraciones de bacterias *Candidatus Accumulibacter*, aunque en el proceso participan diversos microorganismos con metabolismos versátiles que dan robustez.

En la fase anaeróbica, las bacterias PAO tienen la competencia de las bacterias GAO por el carbono. Estas bacterias no acumulan fósforo sino glucógeno, que constituye una reserva energética. Para controlar a las bacterias GAO se recomienda tener en el tanque anaeróbico tiempos de detención de lodos SRT limitados, concentraciones de DBO_5 o nitrógeno Kjeldhal NTK altas, y temperaturas menores de 28°C (Minnesota Pollution Control Agency. Ref. C-52). Sin embargo, en el estudio realizado por Guanglei Qiu et al para aguas tropicales en Singapur (Ref. C-54), se encontró que la abundante presencia de bacterias GAO no afecta la eficiencia del proceso EBPR. Para evitar la competencia por el carbono de las bacterias GAO, también se recomienda tener en el tanque anaeróbico valores de pH mayor de 7.2, preferiblemente 8. Esto se hace dosificando una solución de cal u otro alcalinizante en el afluente a dicho tanque. Esta alcalinidad también es importante para el proceso de acidogénesis, donde el pH tiende a caer, lo cual puede conducir a la falla de este proceso (Magnus Christensson. Ref. C-50). En el manual de Minnesota Pollution Control Agency (Ref. C-52) se recomienda que las aguas a tratar mediante el proceso EBPR tengan una alcalinidad de 100 mg/L como CaCO_3 , lo cual

⁵³ Iori Mishima y Jun Nakajima. "Effect of Coagulant on Phosphorus Uptake and Release in EBPR Process". *Journal of Water and Environment Technology*, Vol. 8, No.4, 2010.
<https://www.semanticscholar.org/paper/Effect-of-Coagulant-on-Phosphorus-Uptake-and-in-Mishima-Nakajima/e7ed32270a490975eb860ff520de615c097bb6a1>

⁵⁴ Guanglei Qiu, et al. "Polyphosphate-accumulating organisms in full-scale tropical wastewater treatment plants use diverse carbon sources". *Water Research – Elsevier*. 2019.
https://www.researchgate.net/publication/328843350_Polyphosphate-accumulating_organisms_in_full-scale_tropical_wastewater_treatment_plants_use_diverse_carbon_sources

corresponde al promedio en las aguas residuales domésticas. En el reactor aeróbico estos valores se reducen debido a que la nitrificación consume alcalinidad.

Para remover 1 gramo de fósforo se requieren 10 gramos de DQO biodegradable en el tanque anaeróbico (Metcalf & Eddy. Ref. C-2). Según Minnesota Pollution Control Agency (Ref. C-52), se requieren 7 a 10 mg de AGV para remover 1 mg de fósforo. Por lo tanto, se recomienda tener en el tanque anaeróbico una relación DBO_5 /Fósforo de más de 20. En las aguas residuales domésticas, según la Tabla A-7 la relación C.N:P es aproximadamente 27.5:5:1, que es bastante adecuada para el proceso EBPR.

C-4.3. Utilización de Biorreactores Flotantes para Recuperación de Lagunas Eutrofizadas

Los cuerpos de agua eutrofizados se caracterizan por recibir nutrientes compuestos principalmente por nitrógeno y fósforo, que provienen de aguas residuales, cultivos que usan abonos, y otras fuentes. Dichos nutrientes provocan una proliferación de algas, las cuales tienen la capacidad de asimilar estos nutrientes y de introducir oxígeno al agua a través de la fotosíntesis. El crecimiento incontrolado de las algas puede ocasionar el llamado 'algae bloom', que es un florecimiento de algas que se describe en el Numeral C-4.1. Dicho fenómeno ocurre cuando mueren y se descomponen tanto las algas como la cadena trófica que alimentan, se agota el oxígeno, y los nutrientes que contienen retornan al agua. La estrategia recomendada para la recuperación de cuerpos de agua eutrofizados, consiste en introducir en la laguna Biorreactores Flotantes, los cuales tienen 3 efectos importantes que facilitan dicha recuperación, que se analizan a continuación

- 1- Suministro de oxígeno a una cadena trófica que controle las algas.

La forma más efectiva de controlar la proliferación es introducir una cadena trófica que se alimente de las algas, compuesta por peces, crustáceos y zooplancton, los cuales pueden enriquecer los ecosistemas de las corrientes naturales donde desemboca el efluente, como lo hace la planta Pincta. Como se observa en la Figura C-38 del Numeral C-4.4.1 de H. Jupsin et al (Ref. C-66) sobre la modelación de un cultivo intensivo de algas HRAP (High Rate Algal Ponds), cuando no hay aireación, la concentración de oxígeno disuelto caen a casi cero entre las 6 de la tarde y las 5 de la mañana, de modo que se recomienda realizar dicha aireación entre las 6 p.m., cuando la concentración de oxígeno disuelto es cercana a 1 mg/L, y las 5. a.m., cuando dicho oxígeno es de 2 mg/L debido al inicio de la fotosíntesis. Mayor información sobre la tecnología HRAP se encuentra en el Numeral C-4.3.1.

- 2- Conversión de nutrientes en alimento para la cadena trófica

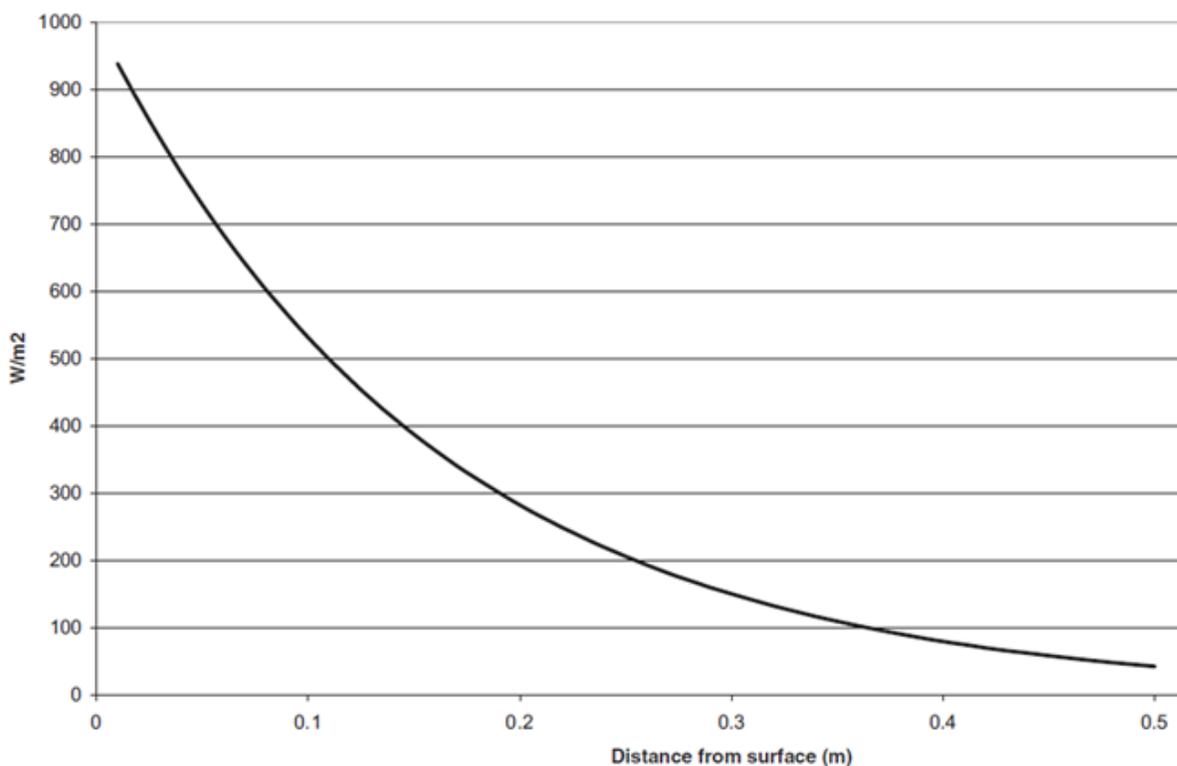
La conversión del fósforo y el nitrógeno amoniacal en alimento se realiza en los Biorreactores Flotantes mediante los procesos EBPR y de nitrificación heterótrofa. Esto se hace a través de los procesos de biopelícula que ocurren dentro de los Biorreactores Flotantes, en donde los chorros emergidos realizan la aireación, y generan una turbulencia que erosiona la biopelícula, lo cual produce lodos que salen hacia la laguna. Los procesos EBPR y de nitrificación heterótrofa se tratan en los numerales C-4.3.1 y C-

4.3.2. El oxígeno para dichos procesos es proporcionado a través de la aireación mediante chorros emergidos con bioportadores, que es un sistema muy económico, y que tiene la mayor eficiencia energética en la transferencia de oxígeno al agua, como se indica en la Tabla A-5.

- 3- Introducción de condiciones de mezcla en la laguna para destruir la estratificación de las algas y distribuir el oxígeno

Durante el día, las algas tienden a formar una capa en la superficie del agua, donde se concentra la fotosíntesis y la producción de oxígeno. Las concentraciones de oxígeno disuelto suelen ser muy altas en la superficie, y en el resto de la laguna escasea, y tiende a tener condiciones anóxicas. En la siguiente figura se muestra la variación de la intensidad de la radiación solar con la profundidad en zonas tropicales. En la figura se aprecia que la mayoría de dicha radiación se concentra en los primeros 10 cm de profundidad.

Figura C-32 – Variación de la Intensidad de la Radiación Solar con la Profundidad en un Sistema HRAP (High Rate Algal Ponds)

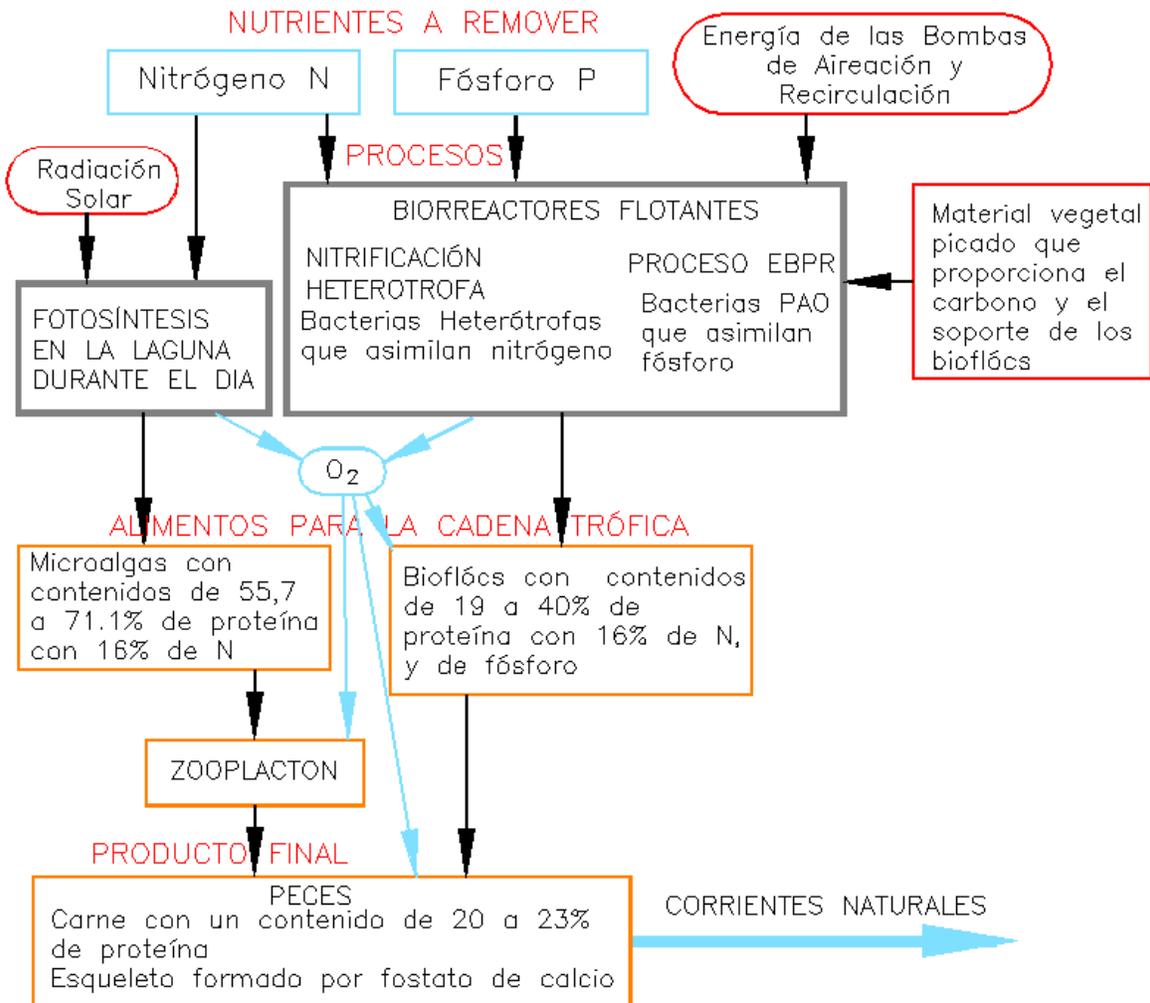


Fuente: Jupsin et al (Ref. C-66),

Por lo tanto, es importante que los Biorreactores Flotantes funcione periódicamente durante el día durante lapsos de tiempo cortos, con el objeto de introducir un efecto de mezcla que distribuya el oxígeno que generan las algas en todo el volumen de la laguna, y que impida la formación de una capa de algas que obstruye el ingreso de la radiación

solar al interior de dicha laguna. Esta mezcla hace parte de la tecnología HRAP que se trata en el siguiente numeral.

Figura C-33–Diagrama de Procesos en Lagunas Eutrofizada con Biorreactores Flotantes



C-4.3.1. Proceso tipo HRAP para el Cultivo Intensivo de Microalgas

Los Biorreactores Flotantes funcionan esencialmente durante la noche, cuando suministran el oxígeno que requieren tanto la fauna acuática, como los procesos EBPR y de nitrificación heterótrofa que se tratan en los numerales anteriores. Según Jupsin et al (Ref. C-66), en las lagunas eutrofizadas la concentración de oxígeno baja sustancialmente entre las 6 de la tarde y 6 de la mañana, y llega a ser de cero (ver Figura C-38 del Numeral C-4.4.1), lo cual impide la supervivencia de peces forrajeros y del zooplancton en el estanque. Por lo tanto se requiere que los Biorreactores Flotantes operen en este lapso. Por la noche, alrededor de los Biorreactores Flotantes se forma una isla de agua oxigenada con suministro de bioflócs, donde se concentran las especies acuáticas.

Durante el día, la laguna eutrofizada con Biorreactores Flotantes funciona como un cultivo de microalgas tipo HRAP (High Rate Algal Ponds), las cuales convierten eficientemente el nitrógeno y el fósforo contenido en el agua, en alimento para la cadena trófica, a la vez que producen oxígeno que requiere dicha cadena. En las zonas tropicales, los sistemas HRAP son bastante eficientes para este propósito debido a la alta temperatura y radiación solar. Las microalgas, junto con los bioflócs y el zooplancton, constituyen la base de la cadena trófica acuática, y de la producción de peces comerciales de las corrientes naturales a donde sale el efluente de la laguna eutrofizada.

Durante la noche, los Biorreactores Flotantes toman el agua a través de mangueras perforadas que yacen sobre el fondo, y luego se inyecta a los Biorreactores, generando procesos de aireación y recirculación. Es fundamental para el proceso HRAP mantener esta recirculación entre los Biorreactores y el fondo también durante el día, en forma intermitente, con el objeto de evitar la estratificación de las microalgas, la cual limita la penetración de la radiación solar a la laguna. Una recirculación intermitente facilita el acceso de mayores cantidades de microalgas a dicha radiación, lo cual aumenta su producción. De acuerdo a lo anterior, se recomienda que se tengan ciclos de media hora, en los cuales los Biorreactores Flotantes operen durante 5 minutos. Esto también es importante para que las biopelículas que contienen los biorreactores tengan un suministro continuo de oxígeno.

En un estudio realizado en sistemas HRAP ((High Rate Algal Ponds) por Joan García et al.⁵⁵ para tratar aguas residuales con bajo DBO₅, se encontró que la eficiencia en la remoción de nitrógeno total aumenta con el tiempo de retención de las aguas residuales HRT, la temperatura del agua, la radiación solar y la eficiencia en los medios para separar las microalgas del agua. Con un HRT de 4 días se obtuvieron efluentes con concentraciones de nitrógeno amoniacal menores de 15 mg/L.

Como lo indica Alexis Hernández-Pérez y José I. Labbe (Ref. C-39), en los sistemas HRAP, las fuentes de carbono para el desarrollo de las microalgas, pueden ser el CO₂ disuelto en el agua, y la DBO₅ proveniente de las aguas residuales. En la laguna eutrofizada con Biorreactores Flotantes, el CO₂ se encuentra disuelto en el agua como ácido carbónico, mientras que la DBO₅ es succionada del fondo por las mangueras perforadas, y llevada hacia el Biorreactor, donde es utilizada en los procesos EBPR y de nitrificación heterótrofa.

En ambientes tropicales, las microalgas más importantes para la alimentación del zooplancton son la clorela (*Chlorella vulgaris*), que es un alga unicelular de color verde intenso que prolifera en lagunas eutrofizadas, y la Spirulina (*Spirulina maxima* y *Spirulina platensis*), que es la especie con mayor contenido de aminoácidos esenciales y proteína, la cual se ha adaptado exitosamente en lagunas eutrofizadas de Colombia (María Teresita

⁵⁵ Joan García et al. "High Rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal". *Journal of Applied Phycology* 2000.
https://www.researchgate.net/publication/227230065_High_Rate_algal_pond_operating_strategies_for_urban_wastewater_nitrogen_removal

Ortiz-Villota et al. Ref. C-56). El contenido de proteína de la clorela es de 55.7% y el de la *Spirulina* es de 61.4% (Tabla C-9 del Numeral C-4.4.2). El contenido de proteína de las especies de zooplancton varía entre 54.6 y 71.1% según la Tabla C-10 del Numeral C-4.4.3. En esta tabla se indica que los requerimientos de proteína de los peces varía entre 36 y 37%, la cual es proporcionada principalmente por las microalgas. La proteína tiene un contenido de 16% de nitrógeno. Esto hace que las microalgas sean muy eficientes en la remoción de este elemento del agua.

La clorela puede desarrollarse en todos los climas, y para facilitar este desarrollo se recomienda tener pH de alrededor de 8, y temperaturas del agua de 28 a 35°C. En un estudio se reporta la utilización exitosa de cepas de clorela nativa de Colombia, y de *Spirulina* nativas de África, para biorremediación de la laguna de Ubaque⁵⁶, donde la temperatura del agua era de 20.5°C, y el pH de 7.3. La clorela tuvo una remoción máxima del 88.2% del nitrógeno amoniacal, que fue superior al 85.9% alcanzado por la *Spirulina* máxima, y al 64% alcanzado por la *Spirulina platensis*. La remoción de fósforo por la clorela y la *Spirulina* máxima superó el 90%. Los desempeños de la clorela y de la *Spirulina* máxima son considerados excelentes, a pesar de que las temperaturas y el pH del agua están lejos del óptimo, especialmente para el caso de la *Spirulina*. En el estudio se recomienda un tiempo de retención para las microalgas clorela de 3.13 días.

La *Spirulina*, que tiene un tamaño de 13 a 25 micras, y es mayor al de la clorela. Esta microalga tiene un contenido bastante superior de aminoácidos esenciales respecto a las demás microalgas. Para el desarrollo óptimo de la *Spirulina* se requiere un pH entre 8.5 y 10.5, el cual es superior al requerido por la clorela. Las principales familias son la *Spirulina* máxima, que se recomienda para climas cálidos, y la *Spirulina platensis* apropiada para climas fríos, pues puede tolerar temperaturas tan bajas como 18°C. Un cultivo exitoso de *Spirulina* máxima fue realizado por la Fundación Cipav⁵⁷, en donde el agua tenía un pH entre 7.40 y 9.04 y una temperatura entre 23°C y 29°C. Allí se adicionaron azúcares como fuente de carbono para facilitar su desarrollo. En este estudio, la Fundación Cipav recomienda la utilización de la *Spirulina* en el tratamiento de aguas residuales domésticas, debido a su capacidad de remover eficientemente nitrógeno, fósforo y otros contaminantes, y convertirlos en alimento para el consumo humano y la acuicultura.

Como se indica en el numeral C-4.1, las algas proliferan en las lagunas eutrofizadas con alta concentración de nitrógeno y fósforo, y periódicamente mueren y se descomponen

⁵⁶ María Teresita Ortiz-Villota et al. "La biorremediación con microalgas (*Spirulina* máxima, *Spirulina platensis* y *Chlorella vulgaris*) como alternativa para tratar la eutrofización de la laguna de Ubaque, Colombia". Rev. Investig. Desarro. Innov. Vol. 9, No. 1 Julio – Diciembre 2018.
https://www.researchgate.net/publication/329150414_La_biorremediacion_con_microalgas_Spirulina_maxima_Spirulina_platensis_y_Chlorella_vulgaris_como_alternativa_para_tratar_la_eutrofizacion_de_la_laguna_de_Ubaque_Colombia

⁵⁷ Gloria Ximena Pedraza. "Cultivo de *Spirulina* máxima para suplementación proteica". Fundación CIPAV, AA 20591, Cali. FAO. Livestock Research for Rural Development. 1.989.
<http://www.fao.org/ag/aga/agap/frg/lrrd/lrrd1/1/gloria.htm>

anaeróbicamente, produciendo una gran contaminación llamada marea roja o floración de algas (en inglés algae bloom). Para evitar esto, se debe suministrar suficiente oxígeno durante la noche mediante los Biorreactores Flotantes, con el objeto de mantener una cadena trófica que controle la proliferación de las algas. Las zonas aireadas alrededor de los Biorreactores Flotantes se constituyen durante la noche en refugios para la cadena trófica. Los cuerpos de agua eutrofizados se parecen a los estanques de acuicultura, puesto que éstos también reciben grandes cargas orgánicas, representadas en concentrados ricos en nutrientes. En dichos estanque, la aireación permite mantener importantes concentraciones de peces.

C-4.3.2. Procesos EBPR y de Nitrificación Heterótrofa

Aunque la función principal de los Biorreactores Flotantes en los cuerpos de agua eutrofizados es producir y distribuir el oxígeno en la laguna, allí también ocurre un proceso de biopelícula que genera procesos EBPR y de nitrificación heterótrofa, que producen lodos con alto valor alimenticio, los cuales salen hacia la laguna y son asimilados por la cadena trófica. La fuente de carbono en este caso son las algas muertas y desechos de los peces, los cuales se decantan en el fondo de la laguna, y se descomponen generando ácido carbónico y AGV, los cuales son captados por la manguera perforada de succión y enviados a los Biorreactores Flotantes. La recirculación entre el fondo de la laguna y los Biorreactores facilita de estas fuentes de carbono y las bacterias PAO, facilita el proceso EBPR que fija el fósforo en la biopelícula. La escala de estos procesos es reducida debido a que las fuentes de carbono mencionadas son limitadas.

Los Biorreactores Flotantes están en capacidad de realizar los procesos EBPR y de nitrificación heterótrofa simultáneamente, a través de un sistema de biopelícula de lecho móvil. Mediante este sistema se desarrollan las bacterias PAO y heterótrofas que asimilan el nitrógeno, el fósforo y el carbono del agua. La erosión de las biopelículas produce lodos constituidos por biomasa rica en proteínas, fósforo y carbohidratos, que es consumida por el zooplancton y por peces filtradores, que son la base de la alimentación de la cadena trófica acuática. Los lodos procedentes de la erosión de la biopelículas son consumidos por el zooplancton, que sirve de alimento a los peces. Estos fijan el fosforo en sus esqueletos de los peces en forma de fosfato de calcio, sale de la laguna con ellos.

Los procesos EBPR son realizados por bacterias acumuladoras de fósforo PAO (Phosphate Accumulating Organisms). Para su desarrollo, estas bacterias necesitan pasar por una fase anaeróbica, que en este caso se realiza en el fondo de la laguna, donde asimilan carbono en forma de AGV (Ácidos Grasos Volátiles). Luego viene una fase aeróbica, que se realiza en los Biorreactores Flotantes, donde asimilan el fósforo. Los AGV se forman en el fondo de la laguna a partir de compuestos ricos en carbono, mediante las etapas de acidogénesis y acetogénesis de los procesos de digestión anaeróbica que se describen en el Numeral E-1.1. Los AGV se producen a partir de las bacterias heterótrofas producidas por los Biorreactores, de los detritos procedentes de los peces y de las algas muertas, y del DBO_5 de las aguas residuales que entran en la laguna. El agua de la laguna se recircula entre los Biorreactores y el fondo de la laguna. En dichos Biorreactores se tienen procesos de biopelícula, en los cuales las bacterias

PAO y heterótrofas crecen y asimilan los nutrientes. En el fondo de la laguna las bacterias PAO consumen los AGV que se desarrollan allí, y las bacterias heterótrofas se convierten en AGV. Las bases de esta tecnología se tratan en el Numeral C-4.2.2.

La mayor parte del lodo no permanece en el fondo el tiempo suficiente para que se produzca metanogénesis que convierte los AGV en metano que sale a la atmosfera, como ocurre en el caso de las lagunas de oxidación. Allí la digestión anaeróbica de los lodos solo llega hasta las etapas de acidogénesis y acetogénesis, que producen los AGV que alimentan las bacterias PAO. La ausencia de metanogénesis evita que se remueva el carbono en forma de metano, y que éste pueda ser aprovechado en los procesos EBPR y de nitrificación heterótrofa.

Una laguna con Biorreactores Flotantes es similar al MBBR que se trata en el Numeral C-2.4. Estos son reactores de biopelícula que han sido recomendados en el estudio de Wisam Sabeeh Al-Rekabi⁵⁸. para realizar simultáneamente nitrificación heterótrofa junto con el proceso EBPR. Al igual que el MBBR, los Biorreactores Flotantes tiene un sistema de biopelícula de lecho móvil, con bioportadores donde se desarrolla una gran cantidad de biomasa de bacterias heterótrofas y PAO. Esto permite reducir el SRT (tiempo de retención de lodos), lo cual es importante en los procesos de nitrificación y EBPR.

Para realizar el proceso EBPR, las bacterias PAO deben ser retenidas en la fase aeróbica, que se realiza en el Biorreactor Flotante, el tiempo suficiente para crecer y multiplicarse, asimilando fósforo en el proceso. El tiempo de retención celular SRT requerido allí es de 5 a 12 días. Este tiempo está determinado por la cantidad de bioportadores que se coloca en los Biorreactores Flotantes, y se calcula como la relación entre la cantidad de biomasa que alberga dichos bioportadores, y la tasa de producción de ésta. Como se indica en el Numeral C-2.5, los bioportadores tubulares porosos tienen la posibilidad de desarrollar una biopelícula bastante gruesa en las caras interna y externa, lo cual les confiere la capacidad de albergar gran cantidad de biomasa. En la Ecuación C-1 se establece que para la nitrificación heterótrofa de cada gramo de nitrógeno amoniacal se requiere la transferencia de 4.71 de oxígeno. La estimación del consumo de oxígeno por parte de los peces se basa en los cálculos de Texto B para estanques de acuicultura.

Los procesos EBPR de nitrificación heterótrofa, y de producción de microalgas requieren una fuente de carbono. Este carbono puede ser tomado del DBO_5 que llega a la laguna y del CO_2 disuelto en el agua. Las microalgas pueden obtener dicho carbono de la atmosfera. Sin embargo, eventualmente puede requerirse la adición de carbono a los Biorreactores en forma de forraje picado. La cantidad de carbono a añadir se calcula considerando que para la nitrificación heterótrofa de un gramo de nitrógeno amoniacal, se

⁵⁸ Wisam Sabeeh Al-Rekabi. "Mechanisms of Nutrient Removal in Moving Bed Biofilm Reactors". International Journal of Scientific & Engineering Research. 2015.
<https://www.ijser.org/paper/Mechanisms-of-Nutrient-Removal-in-Moving-Bed-Biofilm-Reactors.html>

requieren 15,2 gramos de carbono en forma de DBO_5 , con lo cual se producen aproximadamente 8 gramos de biomasa heterótrofa (ver Ecuación C-1

El material vegetal más apropiado como fuente de carbono es el forraje, el cual tiene bajo contenido de lignina, la cual es un aglomerante de las fibras de celulosa que le confiere resistencia a la degradación biológica, lo cual le permite al forraje formar bioflócs donde actúa como un bioportador que puede ser consumido por los peces. Los materiales muy lignificados, tales como la madera, no son útiles como fuentes de carbono, pues tienden a acumularse en los Biorreactores. El forraje está formado principalmente por hojas, las cuales tienen solo un 7% de lignina, por lo cual se degrada en un tiempo moderado, de aproximadamente 1 semana. El forraje seco está compuesto en alrededor del 40% por fibra celulósica, mientras que las proteínas varían entre el 8 y el 15%, y el resto son carbohidratos de fácil degradación. Considerando que la proteína tiene un 16% de nitrógeno amoniacal, el contenido de éste en los forrajes oscila entre 1.3% y 2.4%, contra 67 a 77% de carbohidratos, de acuerdo con la Tabla C-6. Cuando se coloca el forraje picado en los Biorreactores Flotantes, estos se degradan, dejando carbono soluble y flóculos de celulosa que son adsorbidos por la biopelícula que se desarrolla sobre los bioportadores.

En la Tabla B-3 tomada del estudio de Eksari, Julie (Ref. B-21), se encuentra una comparación de la composición nutricional de bioflócs con los requerimientos de peces y camarones. Allí se observa que los bioflócs pueden cubrir casi todas las necesidades alimenticias de éstos, con excepción de los carbohidratos. El en caso de los bioflócs celulósicos, éstos se suplen con la degradación de la celulosa contenida en ellos. La cual se realiza gracias a la descomposición de la celulosa en el agua, y a los organismos celulolíticos que tienen los peces en su tracto intestinal. Para los procesos de nitrificación heterótrofa y EBPR que se realizan en los Biorreactores Flotantes, la fuente de carbono más apropiada es el forraje picado, que tiende a descomponerse en un tiempo moderado debido a su limitado contenido de lignina, del orden del 7%, formando flóculos de alrededor de 1 mm de grosor, como se aprecia en la Figura B-22 del Capítulo B-6. Otra alternativa como fuente de carbono son los desechos de poda de prados. Es necesario que el forraje verde se almacene el tiempo necesario para que se seque, antes de colocarlo en los Biorreactores Flotantes, con el objeto de facilitar su descomposición.

El forraje se pica en una picapastos en longitudes de 1 a 2 cm. Al colocarse en los Biorreactores Flotantes, éste se desintegra a causa de la degradación biológica y la turbulencia, y se desarrolla una biopelícula sobre los flóculos de celulosa que quedan de dichos procesos. La apertura de las mallas de las paredes de los Biorreactores es de 3 mm, de modo que solo salen hacia la laguna los bioflócs que hayan alcanzado este tamaño, donde son consumidos por el zooplancton y los peces.

El tiempo de permanencia de las partículas de forraje en el biorreactor depende del tiempo que toma su descomposición y fragmentación, el cual es función del grosor y su contenido de lignina de la partículas de forraje. Este contenido es mayor en los tallos que en las hojas, y también aumenta con la edad de los pastos. En el estudio de José Monar (Ref. C-79) se ha encontrado que la paja y el heno presentan una degradación de 6.5%

de la hemicelulosa, y de 9.1% de la celulosa, durante un periodo de compostaje de entre 4 y 8 días. Este tiempo es suficiente para generar una biopelícula.

En la siguiente tabla tomada de un estudio de R. M. Hoffman et al⁵⁹ de encuentra el contenido de carbohidratos de las pasturas, o sea pastos recién cortados, y del heno consistente en pastos secos. Estos materiales están constituidos por formas de carbono que se pueden disolver en el agua, a través de procesos de hidrolisis o fermentación, y por fibra detergente neutra FDN, que está constituida por fibras de celulosa moderadamente lignificadas. El contenido de lignina aumenta con la edad de la planta, y por lo tanto la proporción de FDN. Esto aumenta el tiempo que tarda en descomponerse, y les permite a los forrajes actuar como núcleo de bioflócs. El heno es una pastura sometida a un proceso de ensilaje, durante el cual pierde parte de la humedad, y es apropiado cuando en la zona no se tiene cerca un suministro continuo de pastura.

Tabla C-6. Contenido de Carbohidratos en Forrajes

Vegetal	Heno		Pastura	
Hidrolizable	Máximo	4,26%	Máximo	8,41%
	Mínimo	0,62%	Mínimo	1,72%
	Promedio	2,44%	Promedio	5,07%
Rápidamente Fermentable	Máximo	17,80%	Máximo	14,50%
	Mínimo	3,34%	Mínimo	2,29%
	Promedio	10,57%	Promedio	8,40%
Fibra Detergente Neutra FDN	Máximo	77,80%	Máximo	67,80%
	Mínimo	50,30%	Mínimo	40,20%
	Promedio	64,05%	Promedio	54,00%
TOTAL	Promedio	77,06%	Promedio	67,46%

Fuente: R. M. Hoffman et al. (Ref. C-59).

Los bioflócs que salen hacia la laguna pueden ser consumidos por los peces, o decantarse en el fondo. Allí, los bioflócs y otros residuos orgánicos se descomponen, originando los AGV que son captados por la manguera perforada luego de un tiempo de tránsito a través de dicho fondo, y llevadas de regreso a los Biorreactores Flotantes. Se recomienda que en la fase anaeróbica el periodo de retención hidráulica, que corresponde al tiempo que toma el agua que sale del biorreactor en hacer el tránsito por la laguna hasta volver a éste, sea de entre 3 y 5 horas. Durante su tránsito por el fondo de la laguna, las bacterias PAO deben tener un periodo de retención lodos SRT de 1.5 y 2 días, con el fin de evitar que la metanogénesis convierta los AGV en metano (Minnesota Pollution Control Agency, Ref. C-52).

⁵⁹ R. M. Hoffman et al. "Hydrolyzable carbohydrates in pasture, hay, and horse feeds: direct assay and seasonal variation". Journal of Animal Science. 2001. ResearchGate. 2001.
https://www.researchgate.net/publication/12112829_Hydrolyzable_carbohydrates_in_pasture_hay_and_horse_feeds_Direct_assay_and_seasonal_variation

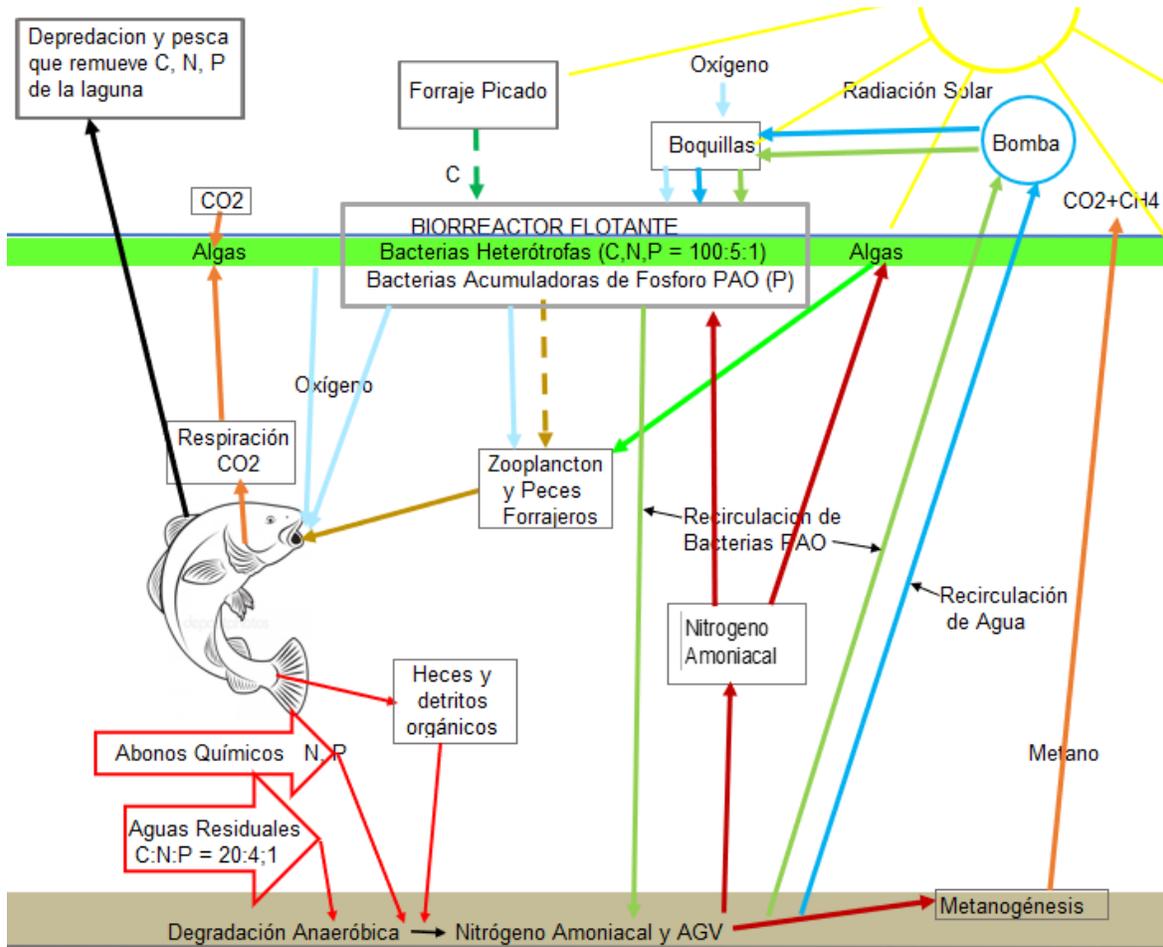
Como se indica en el Capítulo A-3, para hacer eficiente energéticamente el procesos de aireación por chorros emergidos, se recomienda que se coloque en los Biorreactores Flotantes, un volumen de bioportadores tubulares porosos correspondiente a por lo menos el 20% del volumen de agua en dichos Biorreactores. Como se observa en la Figura A-10, con este porcentaje se logra una la eficiencia es adecuada, puesto que se tiene una intensidad de la aireación superior a 0.24 m/h. En este caso se adopta un FMB de 2 en la Ecuación A-15, con el cual se calcula la trasferencia de oxígeno AOTR en kg de O₂ por hora.

Dichos bioportadores también son útiles para mantener una biomasa aeróbica y una capacidad de tratamiento en el caso de que no se suministre material vegetal a los Biorreactores por un tiempo prolongado. Con los bioportadores vegetales y plásticos, el área de biopelícula que tienen los Biorreactores es mucho más alta que la requerida, de acuerdo a los cálculos de la Tabla C-7 a continuación.

Según un estudio realizado por Nicholas Locke⁶⁰, en algunos lagos de Estados Unidos existe una remoción de fósforo mediante un proceso tipo EBPR natural. En esos estudios se observó que que sobre las rocas de las orillas se habían desarrollado grandes cantidades de bacterias PAO, lo cual fue atribuido al hecho de que en la laguna había altas concentraciones de oxígeno durante el día, debido a la fotosíntesis de las microalgas, mientras que durante la noche, la descomposición de las microalgas y otros organismos acuáticos genera condiciones anaeróbicas, y un buen suministro de carbono en forma de AGV. Estos mismos fenómenos podrían ocurrir en cuerpos de agua eutrofizados. En las lagunas estudiadas por Nicholas Locke se encontró una gran diversidad de especies acumuladoras de fósforo. Lo anterior sugiere que las bacterias PAO pueden ser bastante comunes en los cuerpos de agua eutrofizados, y no se necesitaría su inoculación. En la siguiente figura se muestra un diagrama de la utilización del biorreactor flotante en una laguna eutrofizada, y a continuación se encuentra la tabla con los cálculos de una laguna provista de reactores flotantes que controlan la eutrofización.

⁶⁰ Nicholas Locke. "Classification of Polyphosphate-Accumulating Bacteria in Benthic Biofilms". Department of Civil and Environmental Engineering. Pennsylvania State University. 2.015.
https://etda.libraries.psu.edu/files/final_submissions/11065

Figura C-34 - Ecosistema de la Laguna Eutrofizada con Biorreactores Flotantes



En conclusión, con la instalación de Biorreactores Flotantes en las lagunas eutrofizadas, se convierten el nitrógeno y el fósforo, que son los nutrientes que causan la eutrofización, en microalgas y biopelículas, alimento para la cadena trófica acuática, y además se proporciona el oxígeno que se requiere para que dicha cadena trófica, y los peces que la controlan, puedan sobrevivir durante la noche, cuando normalmente las lagunas eutrofizadas tienen condiciones anóxicas. Este oxígeno es proporcionado a través de la aireación mediante chorros emergidos con bioportadores, que es un sistema muy económico, y que tiene la mayor eficiencia energética en la transferencia de oxígeno al agua como se indica en la Tabla A-5.

Las microalgas y las biopelículas, lo mismo que el zooplancton los peces que lo consumen, tienen alto contenido de proteína, la cual está compuesta en un 16% por nitrógeno. Por lo tanto, la producción de estas especies es la mejor forma de remover el nitrógeno de las lagunas eutrofizadas, y convertirlo en peces, que tienen alto valor económico y nutricional. El fósforo es asimilado en las biopelículas por las bacterias PAO mediante el proceso EBPR, que se realiza en los biorreactores flotantes. Este fósforo se

fija en el esqueleto de los peces en forma de fosfato de calcio, y sale de la laguna con ellos.

En la siguiente tabla se hace un estimativo de la capacidad de remover nitrógeno amoniacal en una laguna eutrofizada con Biorreactores Flotantes. De acuerdo a dicha tabla, en una hectárea se pueden instalar 5 de estas unidades, que estaría en capacidad de remover 53 kg de nitrógeno amoniacal por día. La eficiencia energética en remoción de nitrógeno es de 541 gr $\text{NH}_4/\text{kW-h}$. La remoción de nitrógeno por nitrificación realizada en los Biorreactores Flotantes es del 7.9%, mientras que la remoción restante, realizada por las microalgas, corresponde al 92.1% del total, Por lo tanto la función principal de los Biorreactores es esencialmente suministrar oxígeno a las especies acuícolas que controlan las microalgas.

Como se indicó anteriormente, los bioportadores tubulares porosos se añaden en los Biorreactores Flotantes en una proporción del 20% del volumen de agua, con el fin de optimizar la transferencia de oxígeno. De acuerdo a los cálculos de la tasa de remoción diaria de nitrógeno por los bioportadores SARR, estos bioportadores están en capacidad de realizar la totalidad de la nitrificación requerida, la cual también ocurre en los bioportadores vegetales.

En los cálculos se asumió que cada conjunto cubre un área de 1 hectárea, pero puede llegar a ser de solo 20 por 25 metros, o sea 0.05 hectáreas, como se aprecia en la Figura C-24 del Numeral C-3.2.5. El sistema de aireación por chorros emergidos opera en forma continua para mantener durante la noche una concentración de 4 mg/L de oxígeno disuelto en los Biorreactores Flotantes, que se considera adecuada para la nitrificación, y para las necesidades del ecosistema acuático. Durante el día, la fotosíntesis de las microalgas generan todo el oxígeno necesario para estos propósitos, y la recirculación mediante el bombeo a través de chorros emergidos funciona de manera intermitente, con el fin de oxigenar los Biorreactores Flotantes, y de mezclar las aguas de la laguna para distribuir en oxígeno que se genera en la superficie. Esta recirculación también expone las microalgas a la radiación solar en forma intermitente, como se hace en los sistemas HRAP descritos en el Numeral C-4.3.1.

En los cálculos de la producción se asumió que el peso medio de los peces forrajeros, que determina el consumo de oxígeno, es de 8 gramos, puesto que su tamaño máximo alcanza los 15 cm. Para calcular la biomasa de zooplancton se consideró una tasa de conversión alimenticia (relación entre el alimento consumido y el peso ganado) de 1.2. Esta misma relación se asume para calcular la relación entre la biomasa de los peces forrajeros y la del plancton, y también la relación entre los consumos de oxígeno de estos. La relación entre la producción de alimento (microalgas y biomasa nitrificada), y la de peces, se calcula como el cuadrado de dicha conversión alimenticia, o sea 1.44, que es igual a la encontrada en estanques de acuicultura según la Tabla B-16.

Para el proceso de nitrificación se requiere una relación entre carbono y nitrógeno amoniacal C/N de 20. De acuerdo a los cálculos, para cumplir este requerimiento se necesita añadir cada día a cada conjunto de Biorreactores Flotantes 24.8 Kg de forraje

como fuente de carbono, con los cuales se produce 80.8 Kg de peces en la laguna eutrofizada. La adición de éste material vegetal puede hacerse una o dos veces cada semana. La eficiencia energética en la remoción de nitrógeno se estima en 541 gr NH₄/kW-h.

Tabla C-7 - Cálculo de Laguna Eutrofizada con Biorreactores Flotantes

Parámetros Principales		
Carga de Nitrógeno Amoniacal sobre la Laguna	60,00	kg NH ₄ /día
No de Conjuntos de Biorreactores Flotantes	5	u
Carga Total de Nitrógeno Amoniacal Removida	52,85	kg NH ₄ /día
Eficiencia en la Remoción de Nitrógeno Amoniacal	88,1%	
Area Mínima por Conjunto	0,05	hectáreas
Area de Laguna cubierta por Conjunto	1,00	hectáreas
Area Total de Laguna Requerida	5,00	hectáreas
Carga Orgánica en la Laguna	1,20	grNH ₄ /m ² -día
Producción de Peces	147,1	Ton/año
Consumo Anual de Energía	35.775	kW-h/año
Cantidad Diaria Total de Forraje a Suministrar	119	Kg/día
Cálculos de la Capacidad de Remoción de Nitrógeno por Conjunto de Biorreactores Flotantes		
Remoción de Nutrientes por las Algas		
Tasa de Producción de Peso Seco de Algas	40 a 70 ton/ha-año	40 Ton/ha-año
Contenido de Proteína	Clorela	55,7%
Proporción de Nitrógeno en Proteína		16%
Carga diaria de NH ₄ Removida en la Laguna por Algas por Conjunto	92,4%	9,77 Kg NH ₄ /día 0,98 gr/m ² -día
Cantidad de Algas Producidas en Area de Conjunto		4,57 Kg Biomasa/hora
Aireación y Remoción de Nutrientes por la Nitrificación Heterótrofa		
Remoción de NH ₄ por Nitrificación Heterótrofa por Conjunto		0,033 Kg NH ₄ /hora
Oxígeno para Nitrificación Heterótrofa de NH ₄		4,71 Kg O ₂ /Kg NH ₄
Consumo de Oxígeno para Nitrificación Heterótrofa	9,9%	0,16 KgO ₂ /hora
Tasa de Producción de Biomasa por Gramo de NH ₄		8,07 Kg Biomasa/Kg NH ₄
Cantidad de Biomasa Producida por Nitrificación en Conjunto		0,27 Kg Biomasa/hora
Producción Total Diaria de Biomasa Alimenticia		4,84 Kg Biomasa/hora
Alimento Diario como Proporción del Peso de Peces		5,3%
Masa de Peces por Conjunto		2.190 Kg
Peso de Peces Asumido		10 gr/pez
Consumo de Oxígeno por Peces	CO	0,65 KgO ₂ /hora
Tasa de Conversión Alimenticia para Zooplancton		1,20
Consumo de Oxígeno por Zooplancton		0,78 KgO ₂ /hora
Consumo de Oxígeno por Fauna Acuática	89,9%	1,43 KgO ₂ /hora
Tasa de Transferencia de Oxígeno por Conjunto	AOTR	1,59 KgO ₂ /hora
Tasa de Transferencia de Oxígeno por Conjunto		1,59 KgO ₂ /hora
Remoción de NH ₄ por Nitrificación Heterótrofa por Conjunt	7,6%	0,033 Kg NH ₄ /hora 0,803 Kg NH ₄ /día
Remoción Total de NH ₄ por Conjunto		10,57 Kg NH ₄ /día
Potencia Neta de la Parrilla	Pw	0,17 Kw
Viscosidad Dinámica del Agua a T°C	μ	8,91E-04 kg/m.s
Rango del Gradiente de Velocidad	G	184 a 342 1/s
Volumen de Agua del Biorreactor	V	1,65 m ³
Gradiente de Velocidad en Biorreactor Flotante Calculado	Cumple	335 1/s

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

Análisis de Producción y Consumo de Forraje		
Producción de Biomasa Alimenticia en Area del Conjunto		116,1 Kg/día
Tasa Total de Conversión Alimenticia para Peces		1,44
Producción de Peces por Conjunto		80,6 Kg/día 29,4 Ton/año
Lapso de Operación Continua de Biorreactores	6 p.m. a 5 a.m.	11 horas/día
Lapso de Operación Intermitente de Biorreactores	5 min cada 1/2 hora	1 horas/día
Tiempo Total de Operación Diaria		12 horas
Consumo Diario de Energía		19,6 kW-h/día
Eficiencia Energética en Remoción de Nitrógeno		539 gr NH4/kW-h
Cálculo de Bioportadores Tubulares Porosos		
Profundidad de Sumergencia del Biorreactor		0,55 m
Altura de la Capa de Bioportadores		0,07 m
Ancho Superficie del Biorreactor		1,50 m
Longitud del Biorreactor		2,00 m
Volumen de Bioportadores Tubulares por Biorreactor		0,21 m ³
Volumen de Bioportadores Tubulares por Conjunto		1,24 m ³
Area de Biopelícula por m ²		605 m ² /m ³
Area de Biopelícula en Bioportadores Tubulares por Conjunto		750 m ²
SUMINISTRO DE CARBONO		
Relación C/N para Asimilación del Nitrógeno	C/N	20
Consumo de Carbohidratos		16,05 Kg/día
Componente Hidrolizable (azúcares)		5,07%
Componente Rápidamente Fermentable (hojas)		8,40%
Fibra Detergente Neutra FDN		54,00%
Porcentaje de Carbohidratos de Fácil Degradación		13,5%
Cantidad Diaria de Forraje a Suministrar por Conjunto		23,8 Kg/día
Cantidad Diaria de Forraje a Suministrar por Biorreactor		3,97 Kg/día

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

Condiciones de la Parrilla		
Concentración de OD en la Laguna	Cl	4,00 mg/L
Velocidad en Chorros	V	11,00 m/s
Cabeza de Velocidad	hv	6,17 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
Area de Flujo por Perforación		7,91 mm ²
Coefficiente de Descarga	Cd	0,58
Caudal por Chorro		0,05 Lps
Caudal por Parrilla	Q	2,73 Lps
Potencia Hidráulica por Parrilla	Pw	0,17 Kw
Transferencia de Oxígeno por Parrilla		
Altitud		1.000 msnm
Temperatura	T°C	25 oC
Presion a Nivel del Mar	P	101,33 kPa
Factor de Presión		-0,11
Presión en el Sitio	Pt	90,35 kPa
Salinidad del Agua		0,00 gr/L
Concentración de Saturación de O2 para Temperatura	Cs _T	8,24 mg/L
Concentración de Saturación de O2 para Temperatura y Altitud	Cs _{TA}	7,35 mg/L
Penetración de las Burbujas Calculada	Hc	0,28 m
Proporción Mínima de Bioportadores en Zona Aireada	% Biop	20%
Proporción de Bioportadores en Zona Aireada		20%
Altura de la Capa de Bioportadores	Hb	0,07 m
Profundidad de la Aireación	Ha	0,34 m 3,37 kPa
No de Froude del Chorro	Frj	62,36
Relación Caudal de Aire/Caudal de Agua	Qa/Qw	0,59
Caudal de Aire		5,84 m ³ /h
Area en Planta de Biorreactor		3,00 m ²
Intensidad de la Aireación	Cumple	1,95 m/hora
Concentración de Saturación de O2 en el Terreno	Cst	7,48 mg/L
Concentración de Saturación de O2 para 20 °C a nivel del mar	Cs20	9,08 mg/L
Potencia Hidráulica por Chorro	Ph	0,0031 Kw
Longitud del Chorro	Li	0,15 m
Eficiencia Energética del Chorro en Condiciones Estándar	SOTE	2,19 KgO ₂ /kW-h
Factor de Mayoración por Efecto de Bioportadores	FMB	2,0
Eficiencia Energética del Chorro en Condiciones Estándar en Tanque con Bioportadores	SOTE	4,39 KgO ₂ /kW-h
Transferencia de O2 en Condiciones Estandar por Chorro en Tanque con Bioportadores	SOTRc	0,0134 Kg O2/h
Factor de Corrección por Salinidad y Tensión Superficial	β	0,95
Factor de Corrección de Transferencia de O2 para Aguas Residuales	α	0,95
Factor Tranferencia de O2 en Condiciones Reales	N	0,37
Tasa de Transferencia de Oxígeno por Parrilla	AOTR	0,27 KgO2/hora
No de Parrillas por Conjunto		6 u
Tasa de Transferencia de Oxígeno por Conjunto	AOTR	1,59 KgO2/hora

C-4.3.3. Instalación de Conjuntos de Biorreactores Flotantes en Lagunas Eutrofizadas

Los Biorreactores Flotantes se instalan en los cuerpos de agua eutrofizados en forma similar al caso de las lagunas de oxidación que se trata en el Capítulo C-4. A diferencia de éstas, en la laguna eutrofizada la manguera de succión se encuentra sobre el fondo. Con ello se oxigena gran parte del volumen de agua de la laguna, lo cual facilita el desarrollo de la fauna acuática. A diferencia de las lagunas de oxidación, las lagunas eutrofizadas pueden tener una variación de niveles importante, y la superficie de la plataforma debe quedar sobre su nivel máximo. Por lo tanto, dicha superficie puede quedar bastante elevada sobre el bote, lo cual dificultaría su abordaje, y puede ser necesario colocar una escalera cerca de la barra que sirve de asidero para abordar la plataforma desde el bote. Esta escalera podría sujetarse mediante una bisagra al borde de la plataforma con el fin de bajarla solo después de que el bote se encuentra debajo del voladizo. También es importante instalar en la plataforma una bomba de eje vertical, para aumentar la elevación del motor sobre el agua.

Se recomienda colocar los conjuntos de Biorreactores Flotantes cerca de las entradas del nitrógeno amoniacal a la laguna, con una separación entre ellos que garantice que a su alrededor se encuentre el área asignada. El área mínima recomendada que cubre cada conjunto es de 500 m², y tiene un ancho de 20 y una longitud de 25 m, como se aprecia en la Figura C-24 del Numeral C-3.2.5.

Para evitar el riesgo de que la bomba se inunde debido al aumento del nivel en la laguna, existe la alternativa de ubicar la bomba sobre una plataforma flotante, en vez de un soporte fijo, para conformar un sistema de bombeo flotante como el que se describe en al Numeral F-5.5.4. Esta plataforma flotante deberá tener la capacidad de soportar el peso de la bomba y sus conexiones, y también de las personas y los equipos que se necesitan para realizar la instalación y el mantenimiento de la estación de bombeo flotante. La plataforma flotante que se muestra en las figuras C-36 y C-37 a continuación tiene la capacidad estimada de soportar alrededor de 900 Kg de carga. El peso de la plataforma, de la bomba más pesada para el conjunto calculado en la Tabla C-8, y de las tuberías con agua, es de 410 kg. Por lo tanto queda un estimado de 490 kg disponible para las cargas ocasionales que ocurren durante las labores de instalación y mantenimiento, que pueden ser hasta 4 personas, 2 a cada lado de dicha bomba, y los equipos necesarios.

En la siguiente Tabla se encuentra el cálculo de la flotabilidad de la estación de bombeo flotante.

Tabla C-8. Análisis de la Flotabilidad de la Estación de Bombeo Flotante

Item	Peso Unitario	Peso Total
Angulos de Hierro de 2"x 1/4"	4,74 Kg/m	104,28 kg
Angulos de Hierro de 1 1/2" x 1/8" para Barandas	1,83 Kg/m	17,93 kg
Barras de Hierro de 1 1/2" para Barandas	1,00 Kg/m	7,88 kg
Paneles de Espuma de Poliuretano	14,05 Kg/m ²	112,40 kg
Lamina Alfajor e = 4 mm	31,20 Kg/m ²	124,80 kg
Peso de la Plataforma		242,49 kg
Bomba Centrífuga de Eje Libre (Frame)		75,00 kg
Cubierta de Bomba		11,27 kg
Tuberías con agua		80,88 kg
Peso Total		410 kg
Flotacion de Flotadores Inferiores (75%delvolumen total)		900 kg
Capacidad para Cargas Ocasionales		490 kg

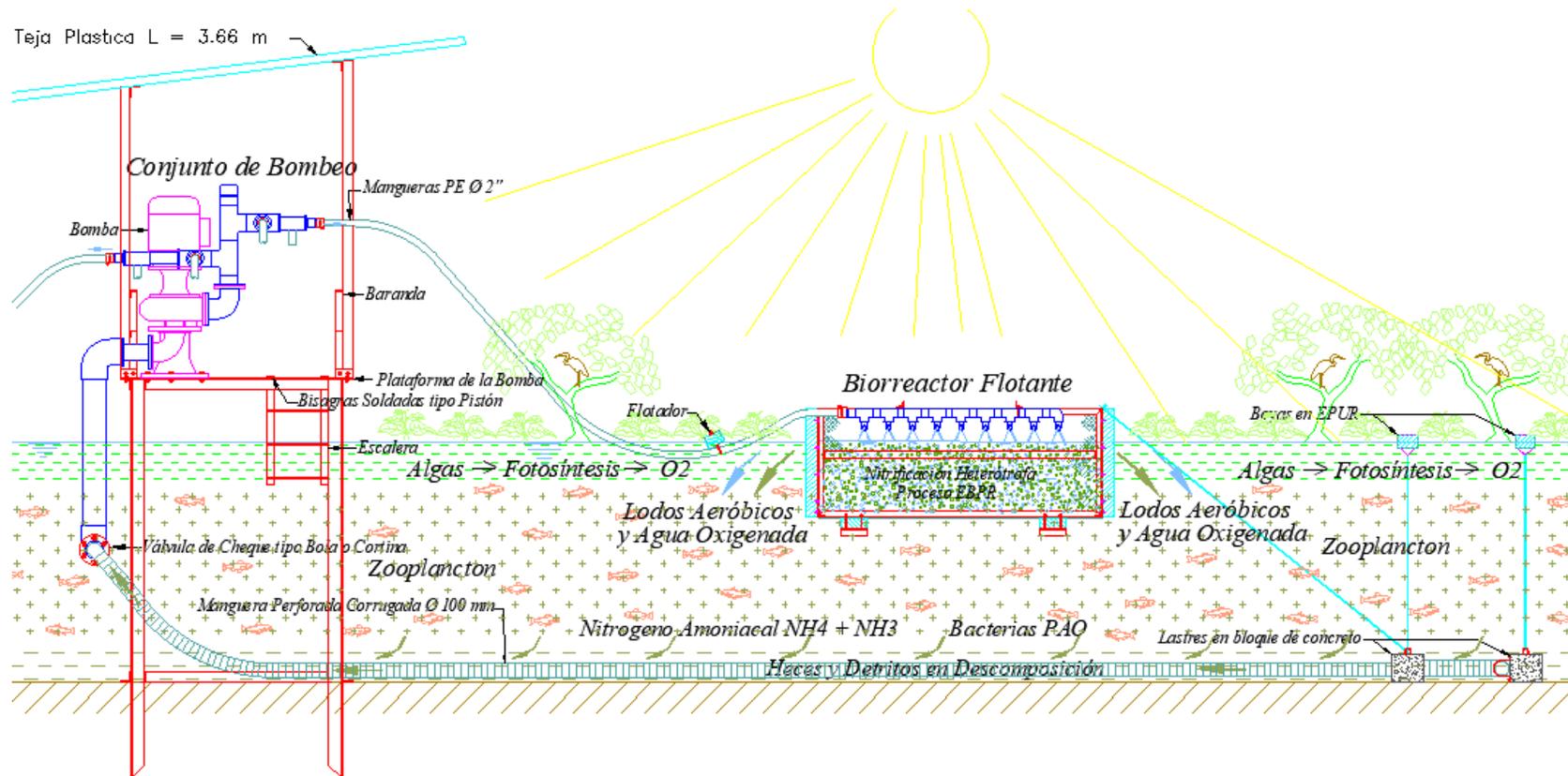
Para la instalación de un conjunto de Biorreactores Flotantes con un sistema de bombeo flotante, el primer paso es armar y ubicar en su sitio el sistema de bombeo flotante de acuerdo a lo indicado en el Numeral F-5.5.4. A continuación se coloca en la bomba el múltiple de distribución, al cual se le conectan los Biorreactores Flotantes. Cada uno de ellos se posiciona mediante amarres a bloques de concreto que actúan como lastres, los cuales están amarrados a boyas para facilitar su manejo. El finalizar esta tarea, la plataforma habrá quedado posicionada en medio del hexágono que conforman los biorreactores. Posteriormente se conecta el sistema de succión, conformado por la tubería de succión, y la manguera corrugada perforada. Esta manguera está provista de lastres amarrados a boyas para facilitar su posicionamiento en el fondo.

Para el adecuado funcionamiento de la bomba, es importante que la plataforma donde se ubica quede horizontal, y por lo tanto es necesario ubicar adecuadamente la bomba en dicha plataforma. Esto se hace instalando allí todo el conjunto de bombeo, y sus conexiones hidráulicas y eléctricas, dejando los ángulos que soportan la bomba sin atornillar a la estructura metálica de la plataforma. Luego se pone en funcionamiento, y se corre dicha bomba mediante cuerdas operadas por personas ubicadas fuera de la plataforma, hasta que ésta quede horizontal, y finalmente se atornilla en esta posición. Se recomienda que estas operaciones se realicen en zonas poco profundas cercanas a la orilla, para que las personas ubicadas en la laguna puedan posicionar la bomba mediante las cuerdas. Esta posición se aplica para todos los casos en que se utilice el mismo tipo de bomba. Bajo los ángulos que soportan la bomba sobre la plataforma se colocan unos topes, formados por tornillas, que mantienen la bomba sobre la abertura que hay entre los dos flotadores, y evitan que ésta caiga al agua durante las operaciones de

posicionamiento. Estos topes se ubican solo en los ángulos de soporte de la bomba que se encuentran en los extremos.

Se recomienda ubicar los conjuntos de Biorreactores Flotantes cerca de las entradas de las aguas residuales, y a lo largo de la margen donde se concentra la escorrentía que arrastra abonos ricos en nitrógeno y fósforo. Se recomienda que la manguera de succión quede hacia aguas abajo de la bomba, de tal forma que se produzca una recirculación del agua a través de los Biorreactores Flotantes, que aumente la remoción de los nutrientes. En las figuras C-22 a C-24 del Numeral C-3.2.5 se aprecian las vistas en planta de la disposición recomendada del conjunto de Biorreactores Flotantes. En las siguientes figuras se muestran vistas detalladas de la instalación del conjunto en una laguna eutrofizada.

Figura C-35 a) - Conjunto de Biorreactores Flotantes para Lagunas Eutrofizadas con Sistema de Bombeo sobre Soporte Fijo
Vista de Corte Longitudinal



Nota: La disposición en planta del conjunto se aprecia en las Figuras C-22 a C-24 del Numeral C-3.2.5.

Figura C-35 b) – Conjunto de Biorreactores Flotantes para Lagunas Eutrofizadas con Sistema de Bombeo Flotante
Vista de Corte Longitudinal

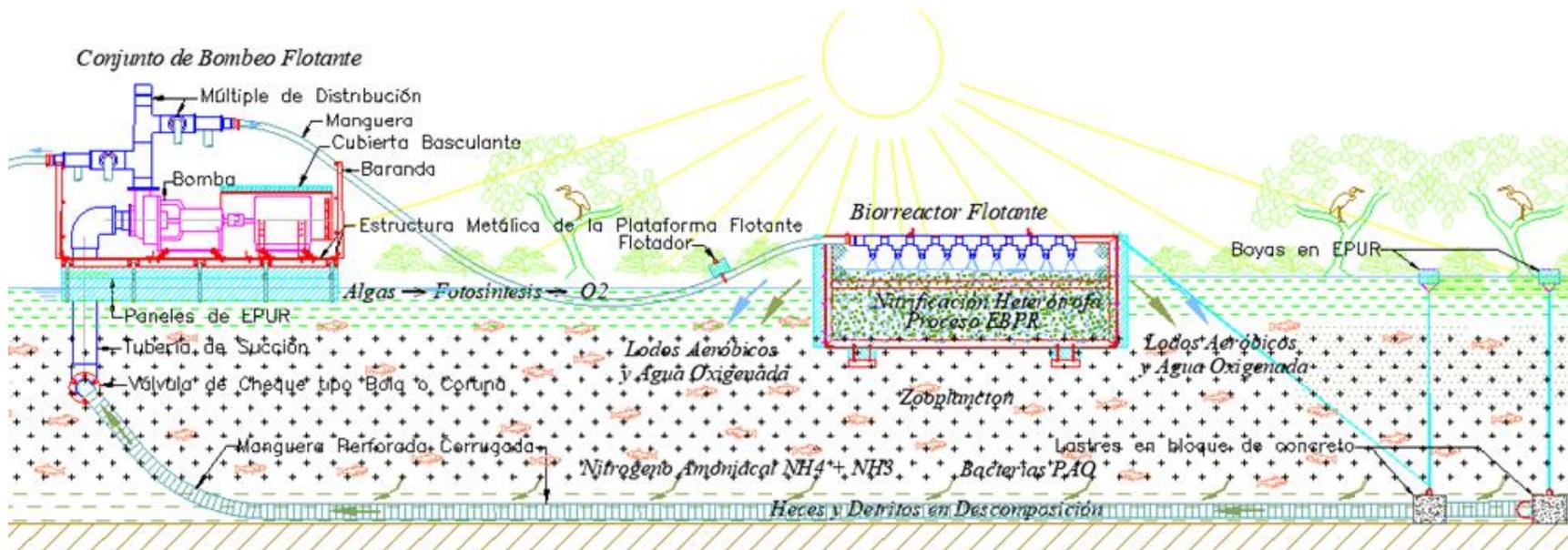


Figura C-36 – Detalle del Corte Longitudinal del Sistema de Bombeo Flotante

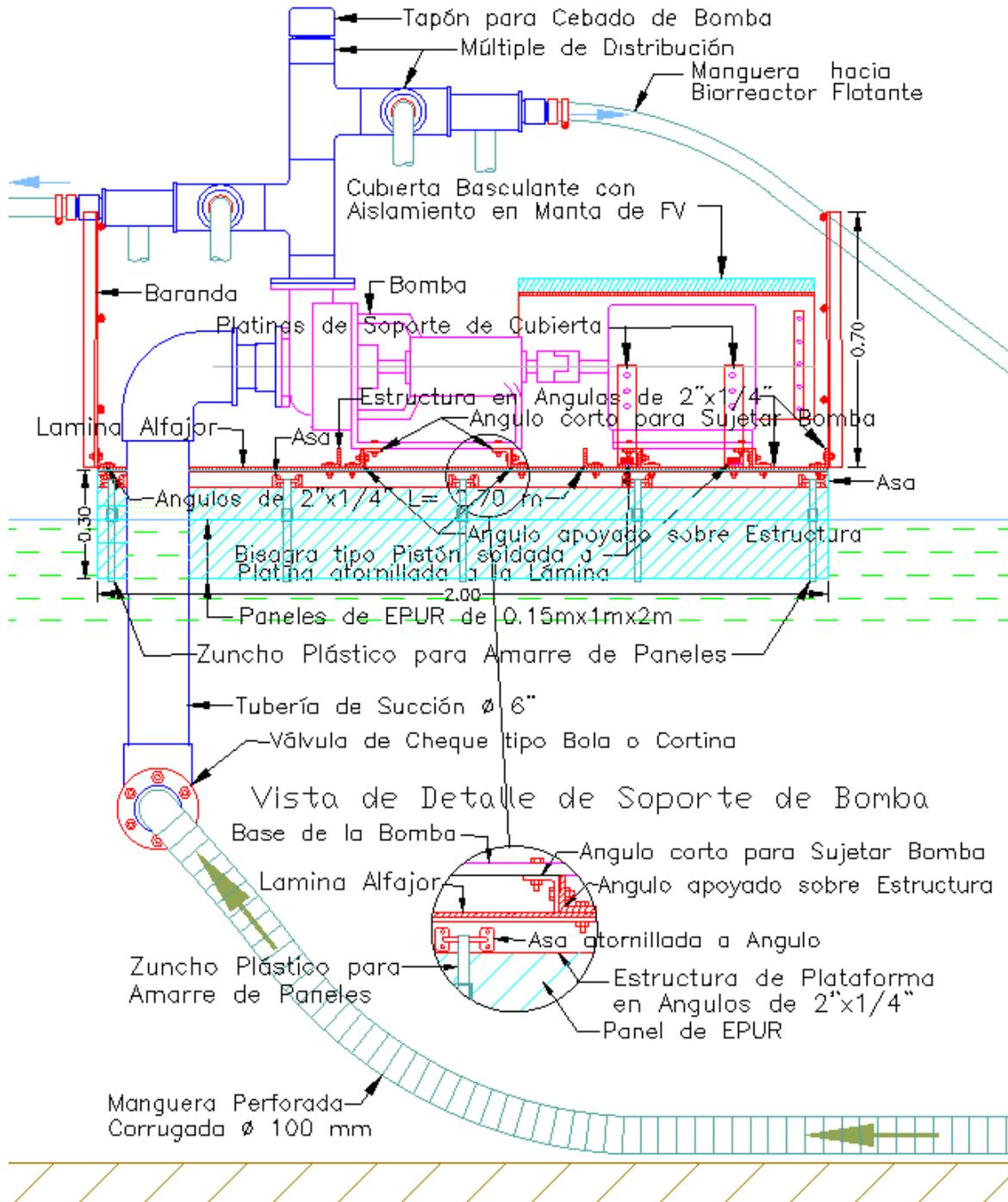
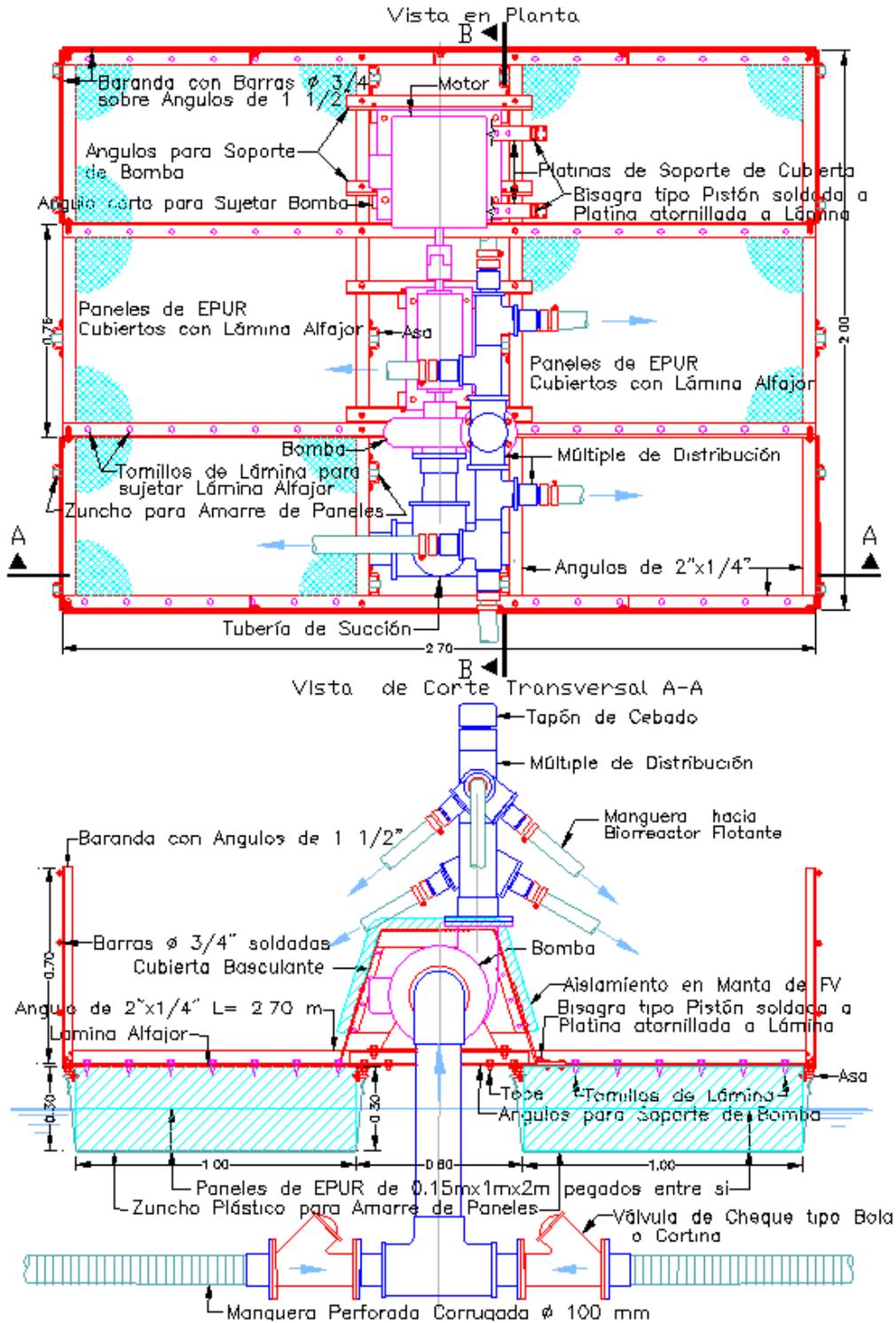


Figura C-37 - Biorreactor Flotante para Lagunas Eutrofizadas con Sistema de Bombeo Flotante - Vista de Planta y Corte Transversal A-A



C-4.3.4. Desarrollo de la Cadena Trófica Acuática

El lodo procedente de la erosión de la biopelícula dentro de los Biorreactores Flotantes sale hacia la laguna a través de la malla que retiene los bioportadores. Este lodo está constituido por bacterias heterótrofas y PAO, y otros microorganismos que se alimentan de ellas. Gran parte de estos microorganismos son consumidos por el zooplancton y los peces filtradores de la laguna, y el nitrógeno y el fósforo que contienen se incorpora a la cadena trófica.

El zooplancton es la base de la alimentación de la cadena trófica acuática, y está constituido por organismos filtradores de tamaños menores de 6 mm, tales como rotíferos, copépodos, cladóceros y nemátodos, que tienen altos contenidos de proteínas, además de carbohidratos, lípidos, aminoácidos esenciales y vitaminas. El zooplancton y los peces filtradores son capaces de consumir microalgas y lodos aeróbicos, que por su tamaño no pueden ser consumidos directamente por peces mayores o crustáceos. El zooplancton y los peces filtradores se alimentan también de detritos, bacterias, fitoplancton, levaduras y otros microorganismos, y a su vez sirve de alimento a peces y crustáceos que hacen parte de la cadena trófica acuática. Estas especies salen de la laguna, ya sea mediante la migración de las especies hacia aguas abajo, o mediante la pesca, y de esta forma extraen de la laguna los nutrientes que han asimilado.

En los cuerpos de agua eutrofizados a recuperar, se recomienda cultivar especies forrajeras. Estas son peces o camarones pequeños, que tienen menos de 15 cm de longitud, y que sirven de alimento a especies con alto valor ecológico o económico. En el Libro Rojo publicado por el Instituto Alexander von Humboldt y la Universidad Nacional de Colombia se encuentran especies que se consideran forrajeras, puesto que son omnívoras, tienen tallas pequeñas, y han sido encontradas en el tracto intestinal de peces de alto valor económico, o que están en peligro de extinción ⁶¹.

En el caso de aguas de clima frío, en un estudio de la CAR en la cuenca del río Bogotá se encontraron 13 especies, especialmente del género *Trichomycterus* como el capitán, de las cuales 3 son endémicas⁶². Las especies más adecuadas para cultivar serían las guapuchas (*Grundulus bogotensis*), el capitán de la sabana (*Eremophilus mutisii*), el capitanejo (*Trichomycterus bogotensis*), y una especie similar (*Trichomycterus steindachneri*) recientemente descubierta. Estas especies son endémicas de las zonas andinas, y algunas de ellas se han utilizado con éxito para la cría de trucha en las lagunas de Tota y Fúquene. Las truchas, que son importantes como alimento de alto valor y para la pesca deportiva. Dentro de los crustáceos se destacan los cangrejos *Neostrengeria*

⁶¹ José Iván Mojica, et al. "Texto Rojo de Peces Dulceacuícolas de Colombia 2012". Instituto Alexander von Humboldt y Universidad Nacional de Colombia. <http://humboldt.org.co/es/component/k2/item/1161-Texto-rojo-peces-dulceacuicolas-colombia>

⁶² Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR. "Inventario de Peces y Crustáceos en Tres Fuentes Hídricas de la Jurisdicción de la CAR". 2.012. <https://www.car.gov.co/uploads/files/5bfc087145bb4.pdf>

macropa y *Neostrengeria boyacensis*, que son consumidos por los pobladores de la zona, y pueden constituirse en especies forrajeras.

Para climas templados, las especies forrajeras puede ser la sardina colirroja (*Astyanax aurocaudatus*), y los gupys (*Poecilia* y caucana *Poecilia reticulata*), que son especies originarias de la zona cafetera de Colombia, de escaso tamaño, no migran, y prefieren el alimento vivo⁶³, y por lo tanto podrían ser especies forrajeras promisorias. En el caso de climas cálidos de Colombia, las especies consideradas forrajeras son las sardinias (*Astyanax* sp.), las palometas (*Mylossoma* sp.), yalúa (*Cyphocharax magdalenae*), la mazorca o rollizo (*Parodon caliensis* y *Saccodon dariensis*), totumito (*Abramites eques*), el capaz (*Pimelodus grosskopfii*), rampuche (*Pimelodus coprophagus*) y el chipe (*Hoplosternum magdalenae*). También se tienen especies de crustáceos considerados forrajeros que han sido halladas en el río Sinú⁶⁴, y de los ríos de todos los climas en jurisdicción de la CAR (Ref. C-62).

El zooplancton es un alimento vivo apropiado para camarones, y peces pequeños o que están en etapas iniciales de desarrollo. Entre el zooplancton que podría ser cultivado se encuentra la dafnia o pulga de agua, que tiene tamaños hasta de 6 mm y puede servir de alimento a especies mayores. También se encuentran varias especies de artemia de agua dulce de clima cálido, que fueron recientemente descubiertas en la Guajira⁶⁵. Las artemias son muy apreciadas para la alimentación de peces de todos los tamaños.

Es importante monitorear y controlar la proliferación de peces depredadores en la laguna, que constituyen una amenaza para los peces forrajeros que se cultivan allí. Los peces depredadores normalmente son de mayor tamaño que los forrajeros, y por lo tanto controlarlas mediante labores de pesca mediante redes que tengan ojos del tamaño adecuado para evitar la captura de las especies forrajeras. Para ello también se puede colocar a través del canal de salida de la laguna eutrofizada, una malla con el ojo adecuado para impedir la entrada a la laguna de peces depredadores desde las corrientes naturales a donde se vierte el efluente.

La adición de forraje picado a los Biorreactores Flotantes puede hacerse una o dos veces cada semana. Para el cultivo y el suministro de estos materiales pueden contratarse pescadores de la zona, que además se encargarían de pescar las especies comerciales que se desarrollan en la laguna, las cuales se alimentan de peces forrajeros y de zooplancton. Estos son necesarios para controlar el exceso de microalgas, y su reducción se traduciría en la proliferación de microalgas.

⁶³ Javier A. Maldonado-Ocampo, et, al. "Peces de los Andes de Colombia, Guía de campo". Instituto Alexander von Humboldt. 2.005.

http://awsassets.panda.org/downloads/peces_de_los_andes_de_colombia.pdf

⁶⁴ Jorge Alexander Quirós-Rodríguez et al. "Crustáceos Decápodos de la Cuenca del Río Sinú, Córdoba, Colombia". Universidad Nacional de Colombia. <https://www.redalyc.org/journal/3190/319046907014/>

⁶⁵ Ada Acevedo, Carlos A. Lasso. "Primer registro de cuatro especies de camarones de agua dulce (Palaemonidae) para Colombia". Instituto Alexander von Humboldt.

<http://revistas.humboldt.org.co/index.php/biota/article/view/465>

C-4.4. Planta PINCTA para la Incorporación de Nutrientes en la Cadena Trófica Acuática

C-4.4.1. Generalidades

La planta con Incorporación de Nutrientes en la Cadena Trófica Acuática Pincta trata aguas residuales en donde predomine la contaminación orgánica. Esto se hace convirtiendo los nutrientes que contaminan el agua en alimento para la cadena trófica acuática. Este alimento estaría constituido por las especies que se describen a continuación., las cuales juegan un papel importante en la alimentación y el desarrollo de las cadena tróficas de los ríos y lagos a donde se vierte el efluente, y en la producción piscícola de estos medios acuáticos.

- Microalgas. Son organismos microscópicos que proliferan en aguas contaminadas con nutrientes, y realizan procesos de fotosíntesis en forma eficiente.
- Zooplancton. Está constituido por especies filtradoras, que se alimentan de sólidos suspendidos orgánicos, microorganismos y microalgas que se encuentran en suspensión en el agua, realizando así importantes procesos de purificación de ésta. El zooplancton tiene tamaños que oscilan entre 30 micras y 5 mm, y se constituye en una fuente importante de aminoácidos, ácidos grasos insaturados y otros nutrientes esenciales para toda la cadena trófica.
- Peces forrajeros, que son de tamaño pequeño, consumen microalgas, zooplancton y bioflócs, y a su vez sirven de alimento para peces mayores que tienen importancia económica y ambiental. Esta clase de peces se trata en el Numeral C-4.3.4. Es necesario evitar el ingreso al estanque de peces que depredan las especies forrajeras., y para ello se recomienda colocar a la salida del estanque una escalera para los peces forrajeros, que sea estrecha y tenga velocidades suficientemente altas para impedir el ascenso de peces depredadores.

Para convertir nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo, en alimento para las especies anteriores, se realizarían en un estanque los siguientes procesos:

- Cultivo intensivo de microalgas en el estanque mediante la tecnología HRAP (High Rate Algal Ponds), en la cual se utilizan procesos de fotosíntesis a partir de la radiación solar que recibe el estanque, para transferir oxígeno al agua y generar alimento para el zooplancton y los peces forrajeros. Estas especies realizan el control de la proliferación de las algas, y luego salen hacia lagos y las corrientes naturales, donde contribuyen a alimentar la cadena trófica. La tecnología HRAP se trata en el Numeral C-4.4.2. Las principales familias de microalgas que se utilizan son clorela, la Spirulina máxima, que se recomienda para climas cálidos, la Spirulina platensis apropiada para climas fríos, pues puede tolerar temperaturas tan bajas como 18°C. La clorela puede desarrollarse en todos los climas de Colombia, donde es muy común.
- Procesos de biopelícula, que producen bioflócs celulósicos a partir de los nutrientes que contaminan del agua, y del material vegetal picado se adiciona al estanque. Allí se

forman bioflócs que sirven de alimento para las especies forrajeras presentes. La acuicultura con bioflóc celulósicos se trata en el Texto B.

La planta Pincta se aplicaría en aguas residuales que no contengan concentraciones perjudiciales de sustancias xenobióticas, especialmente de metales pesados tales como cromo, cobre, mercurio, cadmio, plomo y zinc. Estos metales proceden principalmente de actividades industriales tales como limpieza de metales, recubrimientos, curados, fabricación o reciclaje de baterías, y teñido de textiles. Los efectos que provocan sobre el agua son la mortalidad de peces, de las microalgas y del zooplancton. La planta Pincta podría ser apropiada para poblaciones o comunidades que no tengan dichos desarrollos industriales, y para agroindustrias que solo produzcan residuos orgánicos.

La planta Pincta está conformada por los siguientes elementos, los cuales se aprecian en las figuras C-39 a C-41.

- Tratamientos preliminares que se ubicarían en la entrada de la planta Pincta, los cuales son necesarios para remover los sedimentos que podrían decantarse en las estructuras de tratamiento, y los elementos gruesos que podrían obstruir las boquillas de tubo transversal utilizadas en la aireación. El efluente sale hacia un tanque de regulación, desde donde al agua es bombeada hacia el estanque donde se realizan los procesos de tratamiento. .
- Tanque de regulación y bomba elevadora.

El tanque regulador recibe el efluente de los tratamientos preliminares. El agua se lleva desde este tanque al estanque mediante un sistema de bombeo operado por sensores de nivel instalados en dicho estanque, que prende la bomba elevadora cuando éste llega a un máximo y la apagan cuando llega a un mínimo. Esto genera ciclos de bombeo de volúmenes relativamente constantes, que es importante para la dosificación de la cal, que se trata a continuación. La bomba elevadora toma el agua del tanque de regulación, y la distribuye en el estanque a través de boquillas de tubo transversal, las cuales se encuentran instaladas sobre una tubería adyacente al muro anterior del estanque. En la succión de la bomba se coloca una rejilla triangular provista de una válvula de cheque tipo cortina o bola. La rejilla y las válvulas de cheque se tratan en los numerales F-5.3 y F-5.4.

- Dosificación de Cal

En la succión de la bomba se añade la alcalinidad que se requiere en el proceso de nitrificación heterótrofa en el reactor, que consume 3.57 gramos por gramo de nitrógeno amoniacal asimilado. La adición de alcalinidad también es importante para obtener un pH de alrededor 8 que se requiere para el cultivo de clorela, y de entre 8.5 y 10.5 que se requiere para el desarrollo de la spirulina.

Esto se hace mediante el sistema de dosificación que se describe en el Numeral D-8.10, el cual está compuesto por un tanque de ladrillo pañetado, provisto de una mezclador que mantiene homogénea la solución de álcalis, y por una bomba de diafragma que arranca con el inicio del ciclo de bombeo de agua hacia el estanque, y

se apaga cuando halla suministrado la cantidad de álcalis que requiere el volumen bombeado. Dicha solución se entrega en la rejilla triangular, donde entra el agua a la tubería de succión de la bomba elevadora, y luego es mezclada en el rotor de esta, y distribuida en el estanque a través de la línea de boquillas de tubo transversal que se encuentra a lo largo del costado anterior del estanque. La turbulencia generada por estas boquillas facilita la mezcla de los álcalis con el agua del reactor. La solución se prepara vertiendo en el tanque una cantidad determinada de los insumos, y luego se acciona una bomba autocebante provista de un temporizador, que le suministra un volumen de agua establecido desde el desarenador

- Sistema de Suministro de Material Vegetal Picado.

Este material consiste en caña picada, está compuesto por jugo de caña, que constituye excelente fuente de carbono para los microorganismos, y por bagazo y hojas, los cuales se degradan y sirven de soporte para las biopelículas donde éstos, formando así los bioflócs que sirven de alimento a los peces forrajeros. El material vegetal picado se vierte sobre el costado anterior del estanque, donde se encuentra la línea de boquillas de tubo transversal de la bomba elevadora, cuyos chorros distribuyen la caña picada en el estanque. La caña se pica con una picapastos ensiladora en longitudes de 1 a 2 cm, y los deposita directamente en el estanque. La picapastos se mueve sobre rieles a lo largo del costado anterior del estanque. En paralelo a dichos rieles, se coloca una zanja en concreto donde se acopia el material vegetal a picar. Los trozos de caña picada se dispersan flotando por el estanque. y actúan como dispensadores del jugo rico en azúcares. Luego se degradan y sirven de soporte para la formación de bioflócs. Estos bioflócs consisten en fibras de celulosa originadas en la descomposición de los trozos de caña, sobre las cuales se forman biopelículas. Los bioflócs se mantienen en suspensión en el estanque debido a la turbulencia generada por la aireación, la cual facilita la formación de biopelículas sobre dichos bioflócs.

- Estanque de Acuicultura

En este estanque el material vegetal picado se descompone aportando así el carbono para el desarrollo de los bioflócs celulósicos y los microorganismos que sirven de alimento a la cadena trófica acuática, que está conformada por zooplancton y peces forrajeros. Dicha fauna sale hacia las corrientes naturales donde enriquecen el ecosistema acuático. En el estanque además se cultivan microalgas, que utilizan la radiación solar para transferir oxígeno al agua, y asimilar los nutrientes que la contaminan. Estas microalgas sirven de alimento al zooplancton.

- Sistema de Aireación y de Recirculación del Agua del Estanque.

Este sistema opera mediante líneas de tubería. Cada una de estas está conformada por una bomba que toma el agua del fondo del estanque a través de una manguera de drenaje perforada, y luego la distribuye a través de boquillas de tubo transversal, las cuales se disponen a lo largo de la tubería. Adyacente a dicha línea, se encuentra la tubería que conduce el aire comprimido, el cual se conecta los lados de cada boquilla

mediante niples de tubo de cobre de 5/16" x 1/4" insertados en éste con pegante líquido fuerte.

La manguera de succión se encuentra ubicada a cierta distancia de la línea de boquillas, de tal forma que se genere un flujo de agua oxigenada sobre el fondo del estanque, que facilita el desarrollo de los bioflócs que se decantan allí. Estos bioflócs también pueden ser puestos en suspensión por la corriente ascendente que producen las burbujas. Este flujo también facilita la mezcla del agua y del oxígeno en todo el estanque. Dicha recirculación también facilita la desestratificación de las microalgas, que las expone a una radiación solar intermitente, lo cual facilita su desarrollo. La desestratificación se practica en la tecnología HRAP (High Rate Algal Ponds), como se indica en el Numeral C-4.4.2.

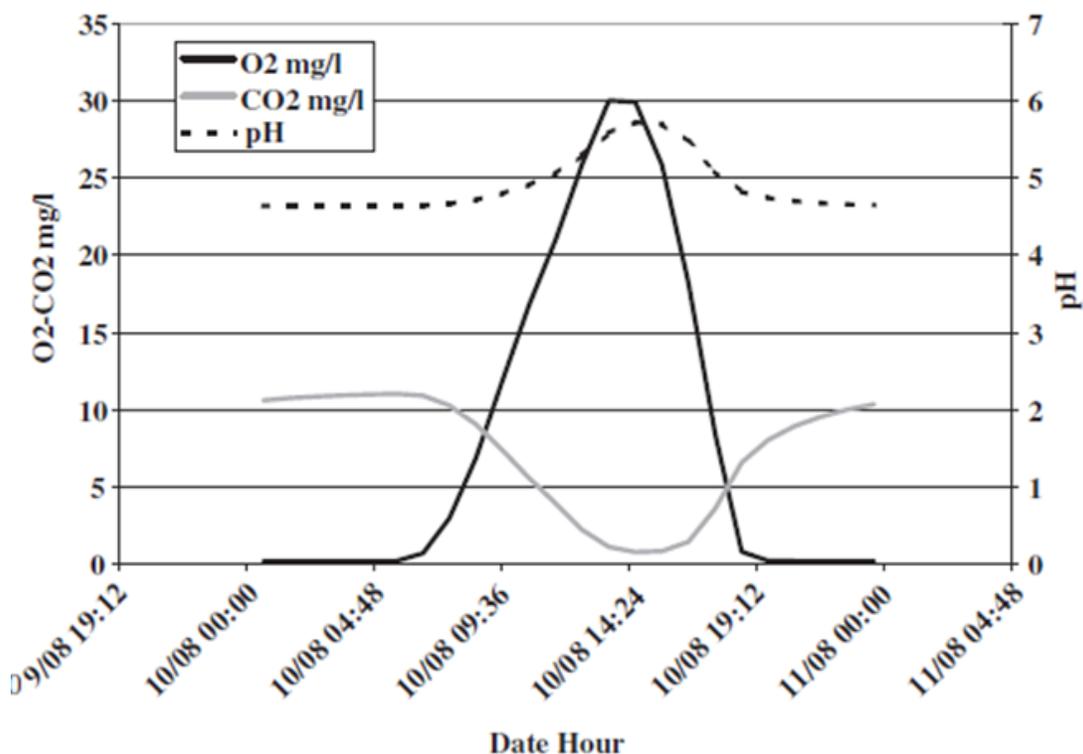
Las mangueras de succión deben tener una adecuada separación la línea de boquillas, de tal manera que se obtenga una distribución del oxígeno disuelto en todo el volumen del estanque, y se eviten las zonas anaeróbicas en el fondo, donde se decanta el material vegetal picado y los bioflócs. La manguera de succión recomendada es la llamada tubería corrugada de drenaje, que está hecha en PVC y tiene pequeñas perforaciones que previenen la entrada de sólidos gruesos que puedan obstruir las boquillas. El diámetro de dicha manguera debe ser superior al de la tubería de succión, considerando que su coeficiente C de Hazen- Williams es de solo 60, y que las pérdidas de cabeza deben en dicha manguera debe ser bajo, para que los caudales de entrada se distribuyan en forma relativamente uniforme a lo largo de ésta. Esta manguera se fija al fondo mediante abrazaderas sujetadas con clavos de 6" de largo que atraviesan la geomembrana que lo recubre.

La bomba impulsa el agua succionada a través de una tubería provista de boquillas de tubo transversal con inclinaciones de 45°, que se orientan a la izquierda y la derecha en forma alternada. La tubería que conduce el aire comprimido generado por el soplador, se ubica al lado de la tubería de agua. En esta tubería se insertan niples de cobre de 1/4" de diámetro externo, utilizando pegante líquido fuerte. Los niples se conectan con las boquillas mediante mangueras de PVC de 5/16"x1/4". Las tuberías de agua y de aire se sostienen mediante un soporte hecho con platina metálica de 3"x 1/4" doblada en forma de U invertida, cuyas patas se empotran en un bloque de concreto.

- Escalera para peces, que facilita la salida del efluente hacia las corrientes naturales de peces, zooplancton y microalgas. Estas escaleras se diseñan para permitir a los peces salvar la diferencia de altura entre el estanque y el canal que los lleva hacia las corrientes naturales. Dichas escaleras se tratan en el Capítulo F-6, y los diseños recomendados se muestran en las figuras F-49 y F-50. En el vertedero se deberá colocar una compuerta hecha con malla plástica para controlar la salida de peces, y una pantalla para evitar la salida de las microalgas. Todos estos equipos se muestran en la Figura C-15 del Numeral C-3.2.2. La altura de la primera pantalla de la escalera controla los niveles en el estanque. En la salida de la escalera al canal debe haber un salto de agua, con el fin de generar allí la velocidad suficiente para impedir el ascenso de peces depredadores hacia el estanque.

Durante el día, el suministro de oxígeno estaría a cargo de las microalgas, que producen suficiente oxígeno para el zooplancton y los peces. Durante el día la aireación funciona en forma intermitente con el objeto de mantener las condiciones de mezcla y recirculación que requieren todos los procesos, y suplir eventuales carencias de oxígeno. Como se observa en la siguiente figura de una modelación de un cultivo intensivo de microalgas HRAP sin aireación, realizado por H. Jupsin et al⁶⁶, cerca al mediodía la concentración de oxígeno y el pH son máximos, y la concentración de CO₂ baja sustancialmente, mientras que entre las 6 de la tarde y 6 de la mañana la concentración de oxígeno es de cero. Esto último impide la supervivencia del zooplancton y de los peces forrajeros en el estanque, y por lo tanto se requiere del suministro de oxígeno durante este periodo. La variación en la concentración de oxígeno disuelto es más drástica que la que se tiene en las lagunas facultativas, que se muestra en la Figura C-12 del Numeral C-3.1.

Figura C-38 - Variaciones en el Día de los Parámetros del Agua en un Sistema HRAP



Fuente: H. Jupsin et al (Ref. C-66).

En la figura anterior se observa que la concentración de oxígeno disuelto caen a casi cero entre las 6 de la tarde y las 5 de la mañana, de modo que se recomienda realizar la aireación entre las 6 p.m. y las 5. a.m. Cuando se suspende la aireación a las 5 a.m., la

⁶⁶ H. Jupsin et al. "Dynamic mathematical model of high rate algal ponds (HRAP)". Water Science and Technology Vol 48 No 2 pp 197–204, IWA Publishing. 2003
https://www.oieau.org/eaudoc/system/files/documents/37/189784/189784_doc.pdf

concentración de O₂ es de 2 mg/L, pero comienza la generación de éste por fotosíntesis. A las 6 p.m. la concentración de O₂ es cercana a 1 mg/L, y por lo tanto se requiere arrancar la aireación. Entre las 5 a.m. y las 6 p.m. se recomienda tener un lapso de aireación de 5 minutos cada media o una hora, de modo que habría en total 12 horas de aireación al día. En este periodo de tiempo las microalgas están aportando bastante oxígeno, y dicha aireación se requiere principalmente para distribuirlo en el agua, y además para tener la desestratificación de las microalgas que se requiere en la tecnología HRAP. La aireación intermitente durante el día también facilita el desarrollo de los bioflócs.

En los cálculos de la aireación, se recomienda adoptar una concentración de oxígeno en el estanque de 3 mg/L, considerando que durante la noche el metabolismo de los peces disminuye, y además solo se busca la supervivencia de éstos, y no su crecimiento óptimo como en el caso de la acuicultura. En la Figura C-38 también se observa que el pH varía alrededor de 5, cuando Alexis Hernández-Pérez et al (Ref C-39), y María Teresita Ortiz-Villota et al (Ref, C-56) indican que el pH óptimo para el cultivo de microalgas es de alrededor de 8. En las siguientes figuras se encuentra un ejemplo de diseño de una planta Pincta.

Figura C-39. Planta Pintca – Vista en Planta

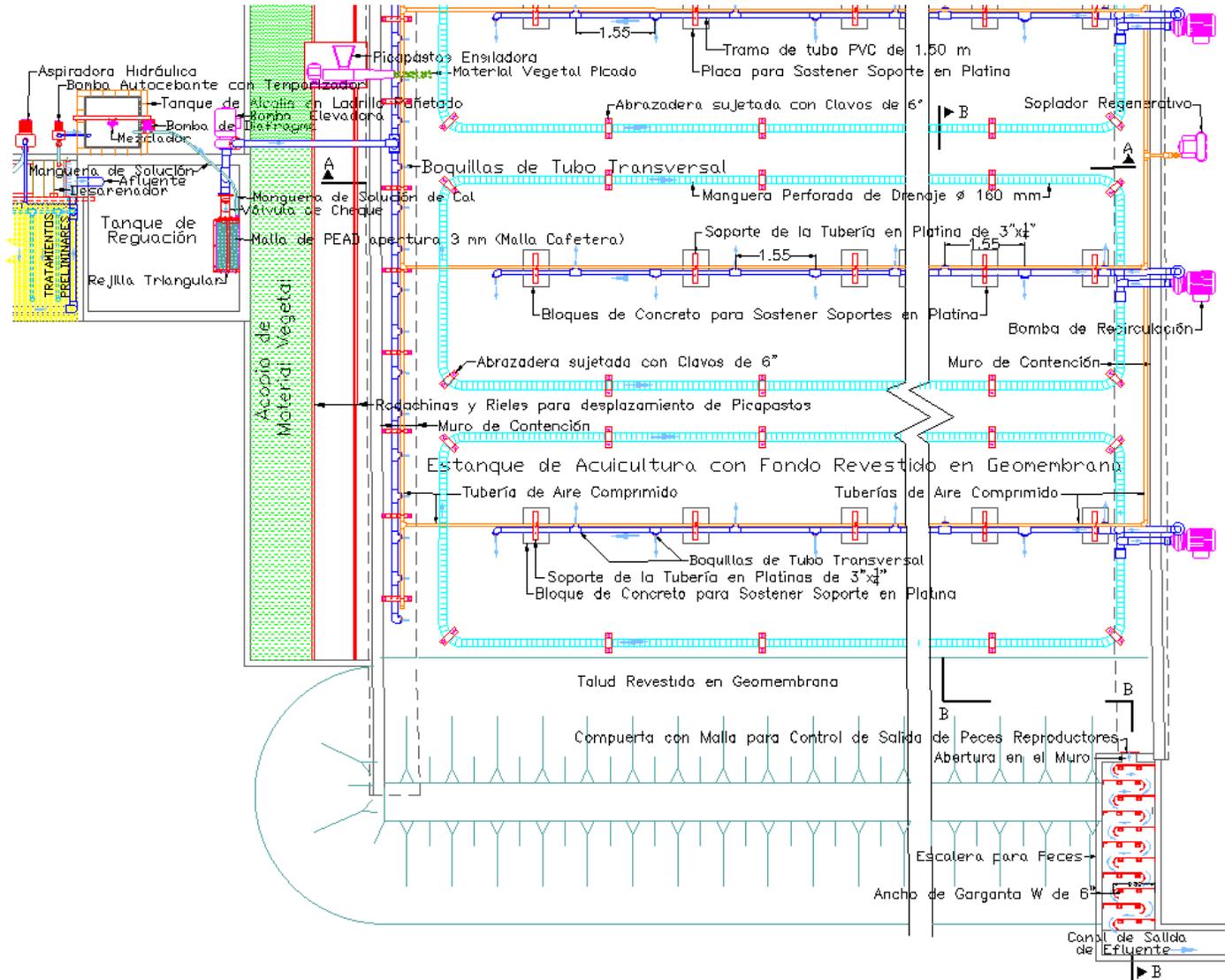


Figura C-40. Planta Pincta – Vista de Corte Longitudinal A-A

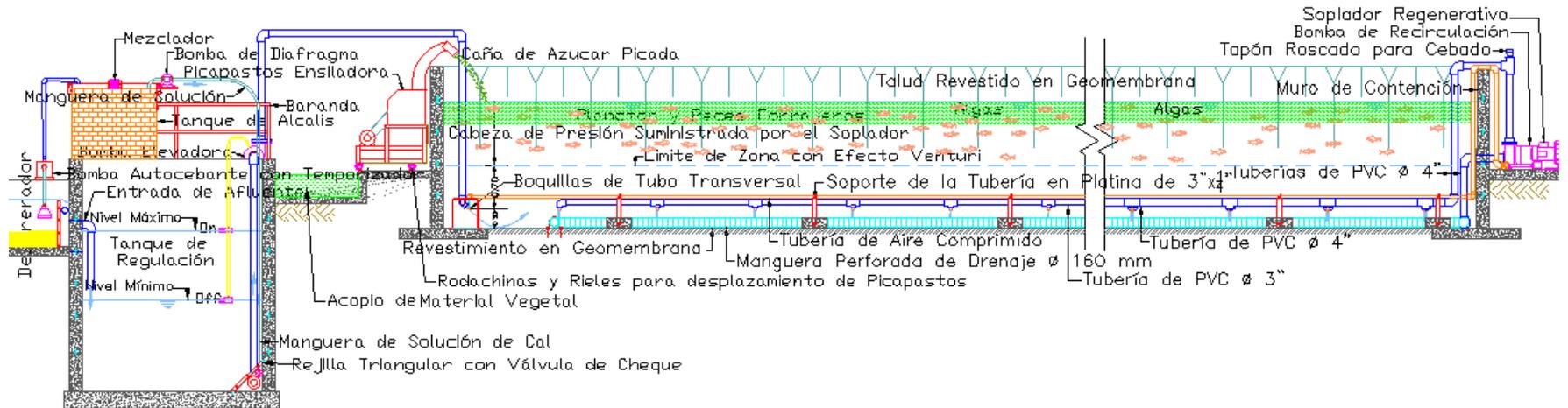
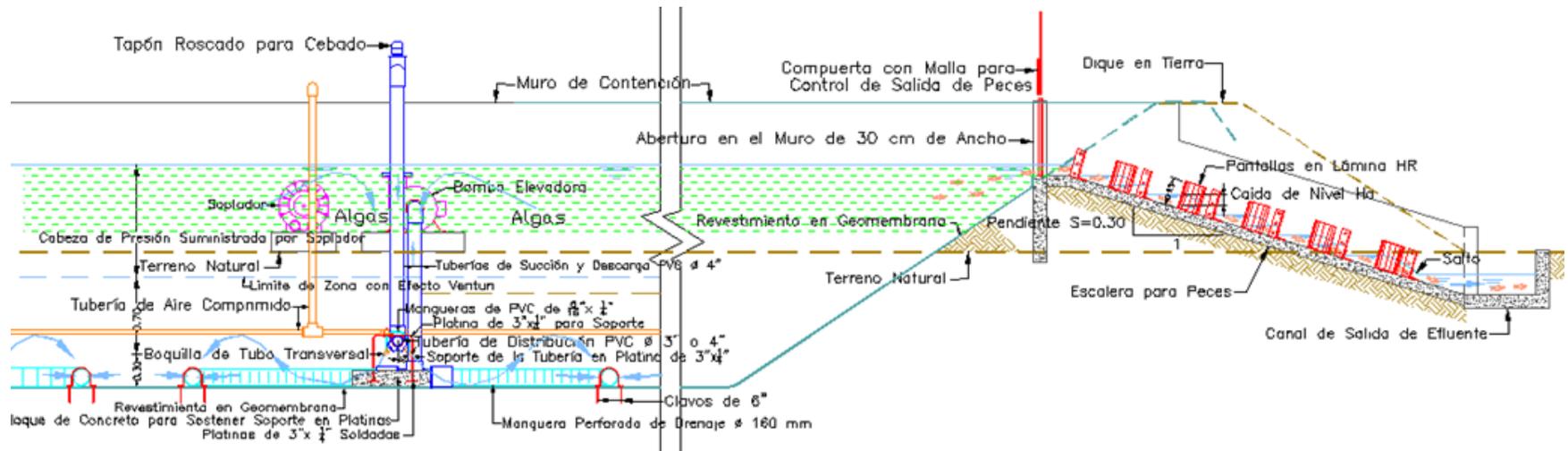


Figura C-41. Planta Pincta – Vista de Corte Transversal B-B



La aireación y el cultivo de peces que ocurren en la planta Pincta son similares a los que ocurren en los estanques de acuicultura que se tratan en el texto B, y se muestran en la Figura B- 23. En ambos casos, la acción de los chorros permite distribuir el oxígeno en todo el estanque, poner en suspensión los bioflócs y mantener el fondo en condiciones aeróbicas. En el estanque de acuicultura se utilizan boquillas no presurizadas, puesto que los estanques tienen una profundidad del orden de 1 m para facilitar las labores de manejo de los peces. En la planta Pincta se pueden tener profundidades mucho mayores, lo cual es bastante ventajoso, considerando que según la Tabla A-5, en las boquillas no presurizadas la eficiencia en la transferencia de oxígeno en condiciones standard SOTE es de 2.13 Kg O₂/kW-h, mientras que en las boquillas presurizadas, este valor es del orden de 3.35.

C-4.4.2. Cultivo de Microalgas mediante Procesos Intensivos tipo HRAP

Durante el día, la planta Pincta funciona principalmente como el sistema HRAP (High Rate Algal Ponds) que se trata en el Numeral C-4.3.1, en el cual se optimiza la producción de microalgas. Estas microalgas utilizan la radiación solar para introducir oxígeno al agua y producir alimento para la cadena trófica acuática. Según el cálculo de una planta Pincta que se presenta en la Tabla C-11, el 70.24% de la remoción del nitrógeno amoniacal la realizan las microalgas, mientras que el 29.76% restante lo realiza la nitrificación heterótrofa que ocurre en los bioflócs.

Los procesos HRAP se utilizan para la producción microalgas que tienen fines alimenticios e industriales. En los procesos HRAP existentes, las microalgas crecen en estructuras cerradas con fujo tipo pistón, las cuales consisten generalmente en paneles o tubos transparentes, o también en canales o estanques abiertos con profundidades de 30 a 40 cm. En dichas estructuras el agua se expone a la radiación solar, y tienen un sistema de recirculación que genera turbulencia y mezcla del agua, con el objeto de que las microalgas que contienen estén expuestas en forma intermitente a dicha radiación, lo cual facilita su crecimiento. La mayor productividad de los HRAP se obtiene en zonas tropicales, que tienen alta radiación solar y temperaturas entre 28 y 35°. Dicha radiación solar también permite el control de los patógenos que traen las aguas residuales.

Las microalgas producidas en las plantas HRAP existentes tienen un tamaño microscópico, y deben ser separadas del agua mediante tecnologías costosas. En el caso de la planta Pincta, las microalgas son consumidas por el zooplancton, el cual sirve de alimento para toda la cadena trófica acuática. Las características nutricionales de las diferentes clases de zooplancton se analiza en el Capítulo B-5.

En el estanque de la planta Pincta se reproducen las condiciones del HRAP, puesto que éste tiene un sistema de aireación mediante boquillas de tubo transversal, el cual realiza procesos de recirculación y mezcla dentro del estanque, que facilita la exposición intermitente de las microalgas a la radiación solar. A diferencia de los HRAP que se utilizan actualmente, en el estanque de la planta Pincta se tiene la presencia de zooplancton, que está formado por organismos filtradores que asimilan las microalgas. Este zooplancton alimenta los peces forrajeros, los cuales salen con el efluente de la

planta PICTA para servir de base de la alimentación de la cadena trófica acuática de las corrientes naturales que lo reciben. En el anterior Numeral C-4.3.4 se trata lo referente a los peces forrajeros.

En un estudio de Liliana Delgadillo-Mirquez et al⁶⁷, se analizó un sistema HRAP para tratar aguas residuales. En este sistema se utilizó un reactor abierto, formado por canales con una profundidad de unos 40 cm, y una relación entre longitud y ancho mayor de 10, en donde se hizo recircular agua con microalgas clorela en suspensión. En esta estructura se alcanzaron remociones el 73 al 83% del nitrógeno amoniacal y hasta del 100% del fósforo contenido en aguas residuales, con temperaturas del agua de 15° a 25°. En la remoción de fósforo y nitrógeno no se requirió añadir carbono, pues éste es asimilado del CO₂ atmosférico por las microalgas. En el estudio Liliana Delgadillo-Mirquez et al (Ref. C-67) se encontró que a una temperatura de 25°C, la eficiencia en la remoción de nitrógeno amoniacal de 0.32 mg N/Lt-hora, y de fósforo de 0.024 mg P/L-hora, y que a 15°C la remoción de nitrógeno se redujo a 0.19 mg N/Lt-hora, mientras que la de fósforo se mantuvo igual.

En la siguiente gráfica, elaborada por Zoe V. Finkel⁶⁸, se encuentra el valor de C/N óptimo para el cultivo de microalgas tipo Chlorophyta, que se desarrollan principalmente en agua dulce, como es el caso de la clorela y la spirulina. Para los cálculos de una planta Pincta (ver Tabla C-11) se toma el valor del C/N recomendado por Zoe V.Finkel. (Ref. C-68). El carbono requerido para cumplir con el valor de C/N puede ser tomado del agua, o del CO₂ atmosférico, de modo que para el desarrollo de las microalgas no se necesita añadir carbono, como sí ocurre en el caso de la nitrificación heterótrofa. Para realizar la nitrificación heterótrofa y el proceso EBPR se requiere la adición de carbono para obtener una relación entre los consumos C/N de 20 que es el recomendado por Yoram Avnimelech (Ref. C-43).

En el estudio de Alexis Hernández-Pérez y José I. Labbe sobre sistemas HRAP (Ref. C-39), se indica que las microalgas utilizan como fuentes de carbono la DBO₅ proveniente de las aguas residuales, y la que proviene de la descomposición de los desechos de peces y microalgas. Al igual que las plantas, las microalgas tienen la capacidad de capturar carbono que se encuentra en la atmósfera en forma de CO₂. En un estudio de Biology Ease⁶⁹, se estima que a partir del carbono atmosférico, las microalgas producen 20 gramos de materia seca por m² al día en condiciones tropicales. Esto permite la

⁶⁷ Liliana Delgadillo-Mirquez, et al. "Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture". Elsevier. Biotechnology Reports. 2.016.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2215017X16300182>

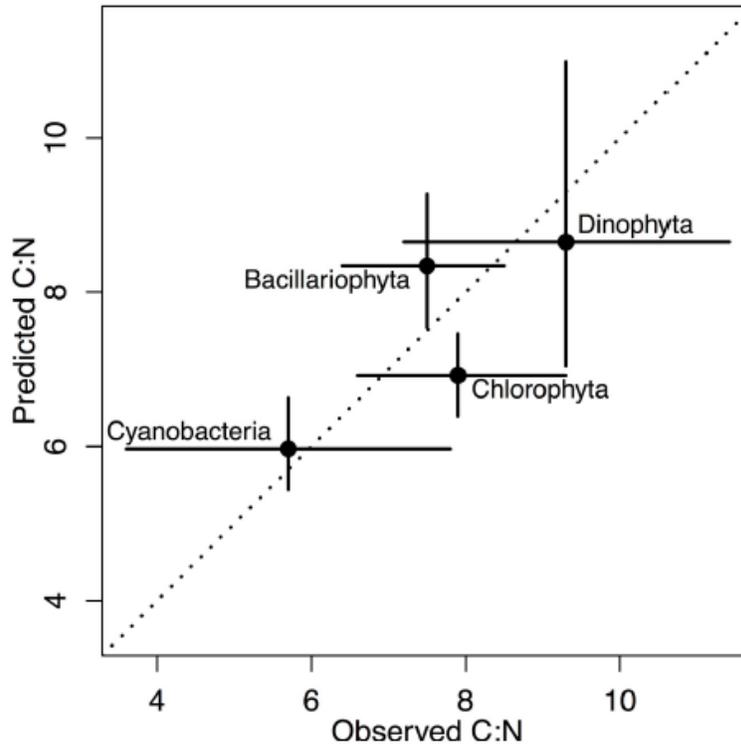
⁶⁸ Zoe V.Finkel. "Phylogenetic Diversity in the Macromolecular Composition of Microalgae". Pubmed, 2.016

[Phylogenetic Diversity in the Macromolecular Composition of Microalgae - PubMed \(nih.gov\)](#)

⁶⁹ Biology Ease. "Carbon Capture by Algae". <https://biologyease.com/carbon-capture-by-algae/>

introducción de 14.26 gramos diarios de DBO_5 por m^2 de estanque, considerando una relación C/N de 8 en la biomasa de dichas microalgas (Figura C-42). El carbono atmosférico es insuficiente para la nitrificación heterótrofa y el proceso EBPR, que consumen cantidades importantes de carbono, y por lo tanto se requiere la caña de azúcar como fuente de éste.

Figura C-42 – Relación de Consumos de Carbono y Nitrógeno C/N para las Microalgas



Fuente: Zoe V.Finkel. Ref. C-68.

Otro parámetro importante para el crecimiento de las microalgas en los cultivos HRAP es el pH. Según Alexis Hernández-Pérez y José I. Labbe (Ref C-39), el pH óptimo para ello es de 8. Según el estudio de María Teresita Ortiz-Villota et al (Ref, C-56), el pH óptimo para la clorela es de 8, y para la Spirulina máxima de 8.5 a 10.5. Para el proceso EBPR el pH óptimo es de 8 ((Minnesota Pollution Control Agency, Ref. C-52). El proceso de nitrificación consume 3.57 gramos de alcalinidad por gramo de nitrógeno amoniacal asimilado (Ecuación C-1), y por lo tanto tiende a bajar el pH. Por esta razón es importante la adición de cal u otro alcalinizante mediante el tanque donde se prepara la solución, y una bomba dosificadora de diafragma, que la hace llegar a la succión de la bomba que la lleva al reactor aeróbico. La bomba dosificadora arranca simultáneamente con la bomba elevadora, y se apaga cuando haya bombeado la cantidad de álcalis correspondiente al volumen de agua bombeado por dicha bomba.

En los sistemas HRAP en estanques existentes, la producción de masa seca de microalgas oscila entre 40 y 70 toneladas por hectárea al año (Abbas Mehrabadi et al⁷⁰). De acuerdo con la Tabla C-9 a continuación, la proteína corresponde al 61.4% de la masa seca de la spirulina, y al 55.7% de la masa de la clorela. Esta proteína contiene un 16% de nitrógeno, lo que quiere decir que la asimilación de nitrógeno del estanque puede calcularse como la tasa de producción de microalgas por m², por el área del estanque en m², por el contenido de proteínas de los tipos de alga utilizadas, y por el contenido de nitrógeno de la proteína.

Una parte de los lodos y bioflócs producidos en el reactor de biopelícula son consumidos por el zooplancton y los peces, mientras que otra parte se decanta en fondo del estanque, donde ocurre una degradación anaeróbica que los convierte en AGV₅. Esta sustancia es recirculada hacia el reactor de biopelícula utilizando la manguera perforada perimetral, y una bomba que la inyecta a este reactor a través de boquillas de tubo transversal. El tiempo de tránsito de los lodos hasta dicha manguera es importante para que la biomasa heterótrofa y los desechos orgánicos se transforme en AGV, y no ocurra la metanogénesis que los transforma en metano que escapa hacia la atmósfera. De acuerdo con el Numeral C-4.2.2, para realizar el proceso EBPR el tiempo de retención hidráulica en la fase anaeróbica debe ser de 1 a 2 horas, y el de retención de lodos SRT entre 1.5 y 2 días, con el fin de evitar que la metanogénesis convierta los AGV en metano (Minnesota Pollution Control Agency, Ref. C-52).

El principal problema de los procesos HRAP actuales, es que la spirulina tiene tamaño de solo 13 a 25 micras, y la clorela es aún menor, y por lo tanto, para removerlas del agua se requieren tecnologías bastante sofisticadas y costosas, que realizan procesos de filtración, flotación, o decantación, donde se utilizan mecanismos de centrifugación o floculación. (Alexis Hernández-Pérez y José I. Labbe, Ref C-39). La incorporación de las microalgas a la alimentación de la cadena trófica a través del zooplancton resulta una forma más económica de aprovecharlas. El zooplancton está constituido por especies filtradoras, que a su vez son la base de toda la cadena trófica acuática. En la Tabla C-9 se encuentra el contenido nutricional de las microalgas Clorela y Spirulina, de acuerdo al estudio de Radhakrishnan S. et al⁷¹

⁷⁰ Abbas Mehrabadi et al. "Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production". Bioresource Technology. Elsevier. 2.015.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S096085241401606X>

⁷¹ Radhakrishnan S. et al. "Nutritional Profile of Spirulina platensis, Chlorella vulgaris and Azolla pinnata to Novel Protein Source for Aquaculture Feed Formulation". Austin Journal of Aquaculture and Marine Biology. <https://austinpublishinggroup.com/aquaculture-marine-biology/fulltext/ajamb-v2-id1005.php>

Tabla C-9. Composición Nutricional de las Microalgas Spirulina y Clorela.

Composición	Spirulina	Clorela
Proteína	61.4%	55.7%
Carbohidratos	10.93%	15.28%
Lípidos	5.09%	10.65%
Cenizas	9.0%	9.0%
Humedad	5.6%	6.3%
Energía Bruta (Kcal/gr)	2.78	2.75
Calcio (mg/100 gr)	0.0029	0.0039
Potasio (mg/100 gr)	0.322	0.373
Fósforo (mg/100 gr)	15.2	17.2

Fuentes: Radhakrishnan S.et al, Ref. C-71.

En la tabla anterior se observa el escaso contenido de fósforo en las microalgas, a pesar de que la presencia en el agua de este elemento promueve su desarrollo. Considerando que las proteínas contienen un 16% de nitrógeno amoniacal, se puede calcular que la relación N/P para la spirulina es de 64.6 y para la clorela de 51.8. Estos valores son mucho más altos que la relación N/P de la biomasa heterótrofa, que es de 5. Por eso es tan importante el proceso EBPR, que tiene una capacidad mucho mayor de asimilar el fósforo e incorporarlo a las biopelículas, que luego proporcionan al zooplancton y los peces el fósforo requerido por ellos, especialmente para formar sus caparazones y estructuras óseas, que están hecha de fosfato de calcio. Las microalgas también contienen cantidades suficientes de aminoácidos, vitaminas, ácidos grasos insaturados y otros nutrientes esenciales. Como se anotó anteriormente, la Spirulina es la especie de alga con mayor contenido de aminoácidos esenciales, los cuales son transmitidos a toda la cadena trófica que la consume. La deficiencia en carbohidratos se suplementa con el suministro de jugo y de bagazo de caña de azúcar, que son excelentes fuentes de éste, como se indica en el siguiente numeral.

C-4.4.3. Desarrollo de Bioflócs mediante Procesos EBPR y de Nitrificación Heterótrofa

De acuerdo a los cálculos de una Planta Pincta, mediante el cultivo de microalgas en procesos tipo HRAP solo se puede remover aproximadamente el 70.24% de la carga de nitrógeno amoniacal (ver Tabla C-11 del Numeral C-4.4.5). Por otra parte, la remoción de fósforo por las microalgas es casi nula, puesto que éstas solo contienen alrededor de 1% de este elemento. Con los procesos EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal) y de Nitrificación Heterótrofa, es posible remover ambos nutrientes en forma efectiva, a través de la incorporación de estos en la biomasa que recubre los bioflócs, la cual luego alimenta a los peces y el zooplancton. Ambos procesos se hacen mediante un sistema de biopelícula de lecho móvil, que es realizado por bacterias PAO en el caso del proceso EBPR, y por bacterias heterótrofas en el caso de la nitrificación, las cuales requieren una

fuelle de carbono para su desarrollo en ambos casos. Como se indica en el Artículo 7 sobre acuicultura, para el desarrollo de los bioflócs mediante nitrificación heterótrofa, se recomienda una relación C/N, entre la DBO₅ y el nitrógeno amoniacal, de 20.

En el caso de la planta Pincta, las bacterias se desarrollan en forma de biopelículas sobre la superficie de bagazo y de hojas de caña picado, los cuales suministran carbono adicional cuando se descomponen. De esta manera se forman los bioflócs, que son consumidos por los peces. Algunas especies de peces tienen bacterias celulolíticas que permiten degradar la celulosa y asimilar el carbono que contiene.

Según la estequiometría de la Ecuación C-1, con la nitrificación heterótrofa se obtiene aproximadamente 8 gramos de biomasa heterótrofa por gramo de nitrógeno. Considerando que la proteína está compuesta en un 16% de nitrógeno, esta biomasa tendría 78% de proteína. Sin embargo, según una revisión de P. K. Pandey et al. (Ref. C-83), el contenido de proteína de las biopelículas normalmente está entre 23 y 30%, que se considera apropiado para la alimentación de los peces.

La caña de azúcar es una excelente opción para llevar a cabo la nitrificación heterótrofa y el proceso EBPR. Como se indica en el Capítulo B-6, la caña está compuesta de bagazo, que contiene la cantidad apropiada de celulosa y lignina para formar bioportadores durables, y también por azúcares y hojas, que constituyen fuentes de carbono fácilmente degradables. De acuerdo a Magnus Christensson (Ref. C-50), los azúcares de la caña son la mejor fuente de carbono para la producción de ácido acético, que es el principal AGV, el cual se requiere para el proceso EBPR. La caña tiene altas productividades en zonas tropicales, de más de 100 toneladas de materia seca anuales por hectárea, y puede ser cosechada en forma continua mediante el método de entresaca. El cultivo de caña se puede regar mediante una tubería derivada del fondo del estanque, cuya elevación facilita la conducción por gravedad.

La caña se añade en el reactor de biopelícula utilizando una picapastos ensiladora, que corta los tallos y las hojas en longitudes de 1 a 2 cm, y los deposita directamente en el estanque. Los trozos de caña picada actúan como dispensadores del jugo rico en azúcares, pues estos salen paulatinamente al agua debido a mecanismos de difusión. Estos azúcares se fermentan y generan burbujas, que hacen flotar los trozos de caña, hasta que queda un bioflóc formado por bagazo degradado recubierto de biopelícula, el cual se mantiene en suspensión gracias a la turbulencia del agua. Esta turbulencia hace que la caña picada se disperse y distribuya los azúcares en todo el estanque. Las hojas tienen escasa lignina y se degradan en un periodo de unos 7 días formando pequeños bioflócs que pueden ser adsorbidos por la biopelícula o formar parte de los lodos. La descomposición de las hojas genera flóculos pequeños como se aprecia en la Figura B-22 del Capítulo B-6. Dichas hojas tienden a ser dispersadas por los chorros que salen de las boquillas, que se encuentran a lo largo del costado del estanque por donde se desplaza la picapastos, como se aprecia en la Figura C-40 anterior.

Las bacterias acumuladoras de fósforo PAO (Phosphate Accumulating Organisms), que realizan el proceso EBPR, deben pasar por una fase anóxica y anaeróbica, que en este

caso se realiza en el fondo del estanque, donde asimilan carbono en forma de AGV (Ácidos Grasos Volátiles). Los AGV se producen en el proceso de acidogénesis que ocurre en condiciones anaeróbicas a partir de azúcares, aguas residuales afluentes, desechos de peces y microalgas muertas. Cuando se activa la aireación, los bioflócs con bacterias PAO y heterótrofas son puestas en suspensión por los chorros que salen de las boquillas, y se produce una fase aeróbica, donde dichas bacterias asimilan el nitrógeno y el fósforo. Con la erosión de las biopelículas, las bacterias heterótrofas y PAO se decantan en el fondo en forma de lodos. Con las condiciones anóxicas y anaeróbicas que se tienen allí, las bacterias heterótrofas se degradan produciendo parte de los AGV que alimentan las bacterias PAO. Las bases del proceso EBPR se tratan en el Numeral C-4.2.2.

De acuerdo a lo indicado en este Numeral, para realizar el proceso EBPR se recomienda que la fase anóxica dure de 2 a 3 horas, en la cual la concentración de O_2 es menor de 0.1 mg/L, y que la fase anaeróbica (cuando la concentración de O_2 es cero) dure de 1 a 2 horas. Se considera que con la interrupción del suministro de O_2 por 3 horas se logran estas condiciones, puesto que en la primera hora se puede consumir 0.1 mg O_2 /Lt para alcanzar las condiciones anóxicas. Es importante evitar que en las zonas anaeróbicas los bioflócs y los lodos tengan periodos de retención de más de 1.5 a 2 días, con el fin de evitar que haya una metanogénesis que convierta los AGV en metano (Minnesota Pollution Control Agency, Ref. C-52).

Para facilitar la formación de zonas anaeróbicas donde las bacterias PAO tengan un periodo de detención suficiente, se recomienda que la profundidad del estanque sea de más de 2 metros. Allí se tendrían zonas con condiciones anaeróbicas cerca del fondo, donde se pueda producir los AGV y la asimilación de estos por las baterías PAO, y un área profunda con condiciones aeróbicas cerca de la superficie, donde se desarrollan las microalgas, el zooplancton y los peces. Las corrientes producidas por la aireación hace circular los bioflócs que contienen las bacterias heterótrofas y PAO entre las zonas anóxicas y anaeróbicas del fondo, y las zonas aeróbicas de la superficie.

Debido que la profundidad del estanque de la planta Pincha es mayor de 1 m, las boquillas de tubo transversal se deben presurizar mediante sopladores. El efecto de esta presurización es proporcionar al caudal de aire de entrada a las boquillas, una presión adicional que permita airear una profundidad de agua adicional. El cálculo de la aireación de un estanque con boquillas de tubo transversal presurizado se hace de acuerdo a lo indicado en el Capítulo A-4 del Texto A. Como se observa en la Tabla A-5, la eficiencia energética en las boquillas de tubo transversal no presurizada es de 2.13 kg O_2 /kW*h, se sube a 2.99 kg O_2 /kW*h cuando se presurizan las boquillas, y la profundidad del estanque alcanza 2.50 m, y a 3.23 kg O_2 /kW*h cuando ésta llega a 3 m.

Como se indica en el Numeral C-4.4.1, el proceso de aireación funciona en forma intermitente durante el día, y en forma continua durante la noche. En la Figura No C-38 del Numeral C-4.4.1 de H. Jupsin et al (Ref. C-66), se observa que la concentración de CO_2 cae a casi cero alrededor de las 2.5 p.m., y se mantiene en valores por encima de 10

mg/L en la noche. Esto se debe al su consumo por parte de las microalgas. Dicha caída no afecta notoriamente el crecimiento de éstas, puesto que pueden tomar el CO₂ de la atmosfera. En el caso de los procesos EBPR y de desnitrificación, el lapso de aireación entre las 2 y las 2.5 p.m. genera una mezcla de los AGV del fondo con los bioflócs. Durante la noche, la amplia disponibilidad de carbono disuelto, y el oxígeno proporcionado por la aireación, favorece los procesos EBPR y de nitrificación.

El consumo de oxígeno por los peces durante la noche es reducido, debido que no están activos. El contenido nutricional de dicho zooplancton se observa en la siguiente Tabla.

Tabla C-10 - Contenido de Proteínas y Lípidos del Zooplancton

Especie		Proteína	Lípidos
Rotíferos	Brachtonus Plicantilis	60,30%	3,90%
	Rotíferos cultivados	54,60%	13,20%
Copépodos	Tigriopus Japonicus	71,10%	2,60%
	Acartia Clausi	70,90%	1,30%
Cladoceros	Moina	68,80%	2,90%
	Daphnia Pulex	0,5	0,0
Requerimiento de los Peces (*)		35-37%	6-7%

* Eksari, Julie.(Ref. B-21) Fuente. Martínez Córdova et al (Ref. B-5).

En la alimentación de los peces se requieren de 35 a 37% de proteína y hasta 40% de carbohidratos (Eksari, Julie. Ref. B-21). Según Roselien Crab⁷², los bioflócs producidos con sacarosa contienen 40% de proteína cruda y 41% de lípidos, que es muy superior a los producidos con otras fuentes de carbono. El jugo de caña contiene principalmente sacarosa. Por lo tanto, el zooplancton producido a partir de la caña de azúcar está en capacidad de suplir las necesidades alimenticias de los peces.

La alcalinidad que requieren los procesos de nitrificación y de desarrollo de los peces, se provee suministrando una lechada de cal al agua que entra al estanque. Para ello se utilizan los equipos y los procedimientos que se describen en el Numeral D-8.10. Dicha lechada se suministra desde el tanque que la contiene, al tanque de entrada, utilizando una bomba de diafragma, que está conectada a la rejilla triangular donde arranca la tubería de succión de la bomba. La bomba dosificadora opera el tiempo suficiente para entregar la cal requerida por el volumen de agua bombeada, que se estima como el área del tanque de entrada, multiplicada por la diferencia de altura entre los sensores de nivel On y Off instalados en dicho tanque. Este volumen se ajusta sumando un estimativo del volumen de agua que puede entrar en el lapso de bombeo.

⁷² Roselien Crab. "Biofloc Technology: an integrated system for the removal of nutrients and simultaneous production of feed in aquaculture". Ghent University, Belgium., 2.010.
<https://biblio.ugent.be/publication/1043318/file/1043319.pdf>

C-4.4.4. Escalera para Peces en Salida de Efluente

El efluente del estanque sale a través de la compuerta de malla, que controla la salida de peces por un canal que los lleva hacia las corrientes naturales. Entre el estanque, el canal y las corrientes naturales pueden existir caídas importantes. Por lo tanto, se requieren escaleras para peces que faciliten el tránsito de las especies acuáticas en estas caídas. La escalera recomendable es del tipo de estanques sucesivos, que se describe en el Capítulo F-6, que es bastante económica y confiable, y permite la salida de toda clase de especies acuáticas en forma continua. Para evitar la salida de microalgas del estanque, es necesario colocar una pantalla hecha con tejas plásticas onduladas, similar a la que se recomienda para las lagunas de oxidación (ver Figura C-15 del Numeral C-3.2.2).

Los diseños de la escalera para peces se encuentran en el Capítulo F-6 y se muestran en las figuras F-49 y F-50. Los principales parámetros para el diseño de la escalera para peces son la caída de nivel entre los estanques, sus profundidades, y el ancho del vertedero del muro en su entrada. Estos parámetros deben ajustarse a las características de los peces forrajeros que utilizarían la escalera para salir del estanque. Estos peces tienen hasta 15 cm de longitud y 4 cm de altura, y solo circularían hacia aguas abajo. Por lo tanto, se recomiendan anchos de aberturas del orden de 12 cm, que pueden ajustarse al caudal previsto. La pendiente recomendada de la escalera es del 30%, que puede ocasionar un flujo rápido. Esto se considera conveniente, puesto que desalentaría la migración de peces hacia aguas arriba que podría llevar especies indeseables hacia el estanque. En las siguientes figuras se encuentra un diseño sugerido para la planta Pincta.

Para facilitar la entrega del zooplancton y los peces forrajeros producidos en la planta Pincta, es importante ubicarla en cercanías a corrientes naturales y lagos. Sin embargo, éstos podrían desbordarse, y por lo tanto es necesario tomar medidas para evitar que la planta sea inundada. El reactor aeróbico y el estanque recomendados están conformados por muros de concreto, que se construyen sobre el nivel del terreno. Esta solución resulta no solo más económica que la de excavarlos en el suelo, sino que protege la planta contra las inundaciones de hasta poco más de 1 m. Estas inundaciones pueden ocasionar problemas como la pérdida de los bioportadores y de los peces forrajeros, y la entrada de especies indeseables. También se recomienda utilizar una bomba de recirculación de eje vertical, con el motor por encima del borde del estanque, para evitar que sea afectado por el agua. La bomba que sube el agua del tanque anaeróbico al reactor aeróbico también se debe colocar sobre el nivel del borde del estanque.

La planta Pincta sería bastante apropiada para comunidades ubicadas cerca a lagunas o ríos con vocación pesquera, y cuyas aguas residuales no tengan componentes tóxicos de origen industrial. La presencia en las aguas residuales de sustancias xenobióticas es bastante perjudicial, puesto que afecta los procesos de tratamiento biológico, y la producción acuícola. Las sustancias xenobióticas son aquellas de origen industrial, que son difíciles de remover, y que pueden afectar la cadena trófica acuática. Por lo tanto, es importante realizar una campaña entre la población para evitar el consumo de productos que tengan estas sustancias.

C-4.4.5. Cálculo de una Planta Pincta

En la siguiente tabla se encuentra el cálculo de una planta Pincta con capacidad de tratar 7 Lps de aguas residuales típicas, con concentraciones de nitrógeno y DBO₅ de acuerdo con la Tabla E 3-5 del Título E del RAS, y una concentración de fósforo según la Tabla 1.4 del libro de Jairo Alberto Romero Rojas⁷³. La relación C/N en estas aguas es de 5.5, que es insuficiente para la nitrificación heterótrofa, que es de 15.17, de modo que se requiere añadir carbono. Se seleccionó la caña de azúcar como fuente de carbono, considerando que es la más apropiada.

La concentración de oxígeno disuelto asumida fue de 3 mg/L, considerada suficiente para mantener la supervivencia del zooplancton y de los peces forrajeros en el estanque durante la noche. Para obtener el oxígeno disuelto necesario se requieren 56 boquillas de tubo transversal, que funcionarían el 100% del tiempo. De acuerdo con los cálculos, la remoción de nitrógeno por las microalgas en un estanque de 1.121 m² fue de 98% del total, de la cual el 70.24% fue realizada por las microalgas, y el 29.76% restante por la nitrificación heterótrofa. Para realizar esta última se añaden 139 Kg de caña de azúcar al día, que requieren 0.43 hectáreas para producirla.

La planta Pincta del ejemplo de la Tabla C-11 tiene la capacidad de tratar 7 Lps de aguas residuales municipales, y su producción de peces y zooplancton se estima en 14.43 toneladas anuales. Para realizar este último cálculo se consideró una tasa de conversión alimenticia (relación entre el alimento consumido y el peso ganado) de 1.44, similar a la encontrada en estanques de acuicultura según la Tabla B-16. De acuerdo a dicha tabla, en la planta Pincta cada kW-h de energía utilizada remueve 541 gramos de NH₄, y el consumo de dicha energía es de 0,085 kW-h por m³ de agua tratada, que es bastante inferior a la de las principales tecnologías de tratamiento de aguas municipales, como se aprecia en la Tabla A-6 al final del Capítulo A-5.

⁷³ Jairo Alberto Romero Rojas. "Tratamiento de Aguas Residuales. Teoría y Principios de Diseño". Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 1.999.

Tabla C-11 Cálculos de Planta Pincta para Tratar Aguas Residuales Municipales

Condiciones de Entrada		
Caudal de Diseño de la Planta		7 Lps
Concentración de DBO5 Afluente		220 mg DBO5/L
Concentración de NH4 Afluente		40 mg NH4/L
Relación C/N en al Afluente		5,50
Concentración de Fósforo Afluente	Tabla 1.4	8 mg P/L
Relación N/P de Entrada	No se requiere proceso EBPR	5,00
Relación DBO5/P de Entrada >20	suficiente	27,50
Eficiencia en Remoción de NH4		98%
Concentración de NH4 a remover		39,20 mg NH4/L
Concentración Nitrógeno Amoniacal Efluente		0,80 mgNH4/L
Caudal de Recirculación en el Estanque		36,30 Lps
Dimensionamiento del Sistema		
No de Lineas de Aireación		4 u
No de Boquillas por Línea calculada		14 u
No Total de Boquillas calculada		56,3 u
No Total de Boquillas asumida		56 u
Separación entre Boquillas		3,00 m
Longitud de las Líneas		39,40 m
Distancia entre la Manguera de Succión y el Muro de Entrada		3,00 m
Distancia entre la Manguera de Succión y el Muro de Salida		0,60 m
Largo de Estanque		43,00 m
Distancia entre Mangueras de Succión		2,40 m
Longitud Tramo Transversal de Mangueras		4,80 m
Longitud de Manguera de Succión		88,40 m
Ancho Mínimo de Zona Aireada Plana		19,20 m
Area Superficial de Zona Plana		826 m ²
Profundidad del Estanque		2,50 m
Talud		1,50
Area Superficial de Taludes		296 m ²
Area Superficial Total del Estanque		1.121 m ²
Remoción de Nutrientes por las Microalgas		
Temperatura		25 °C
Tasa de Producción de Microalgas	40 a 70 Ton /año	40,00 Ton/ha-año 4,00 Kg/m ² -año
Producción Anual de Microalgas		4.484 Kg/año
Contenido de Proteína	Clorela	55,7%
Proporción de Nitrógeno en Proteína		16%
Carga diaria de Nitrógeno Removida en Estanque por Microalgas		16,65 Kg N/día
Remoción de Nitrógeno en Estanque por Microalgas	70,24%	27,53 mg NH4/L
Remoción de NH4 por Nitrificación Heterótrofa	29,76%	11,67 mgNH4/L
Remoción de Nitrógeno por Nitrificación Heterótrofa		
Tasa de Remoción de NH4 Requerida		0,29 KgrNH4/hora
Tasa de Consumo de Oxígeno para Nitrificación Heterótrofa	Fco	4,71 KgO2/KgNH4
Consumo de Oxígeno Requerida para Nitrificación	CO 62,10%	1,38 KgO2/hora
Rango de Peso de los Peces	5 a 40 gramos	0,025 Kg
Consumo Diario de Concentrado para Peces como % del Peso		5% diario
Porcentaje de Proteína en Concentrado para Peces	30% a 38%	34%
Consumo de Proteína Diaria como % del Peso		1,70% Diario
Relación entre Nitrógeno Asimilado y Proteína producida		8,07
Producción de Proteína por Nitrificación		57 Kg/día
Peso de los Peces y Zooplancton en el Estanque		3.349 Kg 1,62 Kg/m ³
Consumo de O2 por Peces y Zooplancton		1,69 KgO2/hora
Suministro de O2 Requerida por Peces y Zooplancton	37,90%	0,85 KgO2/hora
Total de Suministro de Oxígeno Requerido		2,23 KgO2/hora

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

Suministro de Oxígeno por Recirculación			
Factor de Utilización de la Aireación durante el Día			100%
Tasa de Transferencia de Oxígeno suministrada	AOTR	1,87	Kg O2/hora
Tasa de Suministro de Oxígeno Requerida por Recirculación	correcto	1,87	KgO2/hora
No de Boquillas por Línea Requerida	Calculado	14,07	u
	Asumido	14	u
Lapso de Operación Continua de Biorreactores	6 p.m. a 5 a.m.	11,00	horas/día
Lapso de Operación Intermitente de Biorreactores	5 min cada 1/2 hora	1,00	horas/día
Número de Horas Diarias de Suministro de O2		12,00	horas/día
Factor de Utilización de la Aireación		50,0%	
Cálculo del Carbono Requerido			
Relación de Consumos C/N en las Microalgas	C/N	8	
Requerimiento Total de Carbono por las Microalgas		220	mgDBO5/L
Proporción del Carbono Suministrado por Atmósfera y Peces		40%	
Relación C/N Requerida en Nitrificación Heterotrofa		20	
Concentración de Carbono Requerida para Nitrificación Heterótrofa		233	mgDBO5/L
Concentración de Carbono a Añadir		101	mgDBO5/L
Cantidad Diaria de Carbono consumido por Nitrificación y Microalgas		61	Kg/día
Producción de Biomasa Seca por Microalgas		20,00	gr/m2-día
Contenido de Proteína en las Microalgas	Clorela	11,14	grNH4/m2-d
Producción de Proteína en las Microalgas		12,49	Kg/día
Contenido de Nitrógeno de las Microalgas	Clorela	1,78	grNH4/m2-d
Tasa de Asimilación de Carbono Atmosférico por las Microalgas		14,26	gr/m2-día
Introducción de DBO ₅ en Estanque a partir de Carbono Atm	26,06%	15,99	Kg/día
Cantidad Diaria de Carbono a Añadir	73,94%	45	Kg/día
Porcentaje de Carbohidratos Caña de Azucar		32,56%	
Cantidad de Caña de Azucar a Suministrar		139	Kg/día
		51	Ton/año
Productividad de Tallos de Caña		100	Ton/ha-año
Productividad de Hojas y Cogollos (17%)		17	Ton/ha-año
Productividad de la Caña en Materia Seca		117	Ton/ha-año
Area Requerida de Caña		0,43	Has
Capacidad del Picapastos		1.000	kg/h
Tiempo para Procesar Caña por Día		0,14	horas/día
Potencia de Picapastos		5	HP
Consumo de Energía por Picapastos		170	kW-h/año
Consumo de Energía e Indicadores			
Consumo Anual de Energía por Bomba Elevadora		5.191	Kw-h/año
Consumo Anual de Energía por Sopladores		4.736	Kw-h/año
Consumo Anual de Energía por Sistema de Recirculación		8.643	Kw-h/año
Consumo Total Anual de Energía		18.741	Kw-h/año
Consumo de Energía Específico (por m3 de agua)		0,085	kW-h/m3
Producción Acuícola			
Tasa de Producción de Biomasa Heterótrofa		8,07	gr Biomasa/gr
Carga de Nitrogeno Amoniacal asimilada		7,06	Kg/día
Producción de Biomasa Heterótrofa		56,94	Kg/día
Tasa de Conversión Alimenticia		1,44	Kg alimento/Kg
Producción de Peces y Zooplacton		39,54	Kg/día
		14,43	Ton/año

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

AIREACION POR BOQUILLAS DE TUBO TRANSVERFSAL PRESURIZADA			
Datos de Entrada			
Concentración de OD en el Estanque	Cl	3,00	mg/L
No Total de Boquillas calculada		56,27	u
No Total de Boquillas asumida		56	u
Altitud		1.000	msnm
Temperatura	T°C	25	oC
Componente de Aireación por Boquillas de Tubo Transversal			
Altura de la Zona con Efecto Venturi		1,00	m
Salinidad del Agua		0,00	gr/L
Concentración de Saturación de O2 para Temperatura	Cs _T	8,24	mg/L
Concentración de Saturación de O2 para Temperatura y Altitud	Cs _{TA}	7,35	mg/L
Profundidad de las Boquillas a 45°		0,70	m
Penetración Adicional del Chorro		0,30	m
Profundidad de Aireación con Boquillas		1,00	m
	Phe	9,80	kPa
Concentración de Saturación de O2 en el Terreno	Cst	7,75	mg/L
Factor de Corrección por Salinidad y Tensión Superficial	β	0,95	
Saturación de O2 en Condiciones Standard (nivel del mar y 20°C)	Cst	9,08	mg/L
Velocidad de Flujo en la Garganta	Vt	8,00	m/s
Cabeza de Velocidad en Garganta	hv	3,27	m
Area de Flujo en Gargantas		80,65	mm ²
Caudal por Boquilla		0,65	Lps
No de Lineas de Aireación		4	u
Longitud de la Línea de Aireación		39,40	m
Caudal Total de Recirculación		36,30	Lps
Caudal por Línea de Aireación	Qw	9,08	Lps
Potencia Hidráulica por Boquilla	Ph	0,021	Kw
Diámetro Equivalente de la Boquilla	D = 2*H	6,35	mm
Eficiencia en Transferencia de O2 en Condiciones Estándar	SOTE	2,13	Kg O2/Kw-h
Transferencia de O2 en Condiciones Estándar	SOTR	2,48	Kg O2/hora
Factor de Corrección de Transferencia de O2 para Aguas Residu	α	0,95	
Tipo de Aguas a Tratar	Aguas Residuales Domésticas o Municipal		
Factor de Corrección por Salinidad y Tensión Superficial	β	0,95	
Saturación de O2 en Condiciones Standard (nivel del mar y 20°C)	Cs ₂₀	9,08	mg/L
Factor Tranferencia de O2 en Condiciones Reales	N	0,513	
Tasa de Transferencia de O2 en el Sitio por Boquillas	SOTR	1,27	Kg O2/h
Cabeza de Velocidad en la Boquilla		3,27	m
Perdidas en Tubería de Succión		0,35	m
Perdidas en Tuberías de Aireación		0,38	m
Diferencia de Altura		-	m
Total Cabeza de Bombeo de Recirculación		3,99	m
Eficiencia de Bombeo		72%	
Potencia de Bomba de Recirculación		0,49	Kw
		0,66	HP
Potencia de Bombeo Total		1,97	Kw

INCREAGUA - Textos Básicos
 TEXTO C - Sistemas de Biopelícula Continuos

Componente de Aireación por Burbujas		
Profundidad del Estanque		2,50 m
Factor de Corrección de Transferencia de O2 para Aguas Res	α	0,60
Profundidad de Aireación con Burbujas	Phe	1,50 m 14,70 kPa
Concentración de Saturación de O2 para Temperatura	C_{sT}	8,24 mg/L
Factor de Presión		-0,11
Concentración de Saturación de O2 para Temperatura y Altitud	C_{sTA}	7,35 mg/L
Factor Transferencia de O2 en Condiciones Reales	N	0,296
Eficiencia de Transferencia de O2 por m de Profundidad		6,56% por m
Eficiencia de Transferencia de O2		9,84%
Relación entre Caudal de Aire y de Agua	Qa/Qw	60%
Caudal de Aire de Compresores a la Profundidad	Qa	21,78 Lps
Presión del Aire a la Altitud del Sitio	Pt	90,35 kPa 9,21 m.c.a.
Presión del Aire en Tubería del Soplador		10,71 m.c.a.
Caudal de Aire Descomprimido en el Sitio		25,33 Lps
Presión a Nivel del Mar	Pnm	101,33 kPa 10,34 m.c.a.
Caudal de Aire a la Presión de Nivel del Mar		22,56 Lps
Densidad del Aire al Nivel del Mar		1,20 Kg/m3
Porcentaje de Oxígeno al Nivel del Mar		20,90%
Contenido de Oxígeno al Nivel del Mar		0,25 Kg/m3
Tasa de Flujo de Oxígeno Total en Condiciones Standard		20,44 Kg O2/h
Tasa de Transferencia de O2 en Condiciones Standard	SOTR	2,01 Kg O2/h
Tasa de Transferencia de O2 en el Sitio por Burbujas	SOTR	0,60 Kg O2/h
Tasa de Transferencia de O2 por Efecto Venturi	SOTR	1,27 Kg O2/h
Tasa de Transferencia de O2 Total en el Sitio	SOTR	1,87 Kg O2/h
Tasa de Transferencia de O2 Total en el Sitio por Boquilla	SOTR	0,033 Kg O2/h
Calculo del Soplador		
Perdidas de Cabeza en la Tubería de Aire Presurizado		0,02 m
Cabeza de Presión en Soplador		1,52 m 14,89 kPa
Densidad del Aire Comprimido	γ	1,25 kg/m3
Eficiencia del Soplador		76%
Potencia Total del Soplador		0,54 Kw
Potencia Neta Aplicada por Soplador		0,41 kW
Potencia Neta Aplicada por Boquillas		1,16 kw
Potencia Neta Total del Sistema de Aireación		1,57 Kw
Transferencia de O2 en Condiciones Estándar por Boquillas	SOTR	2,48 Kg O2/hora
Transferencia de O2 en Condiciones Estándar por Burbujas	SOTR	2,01 Kg O2/hora
Eficiencia en Transferencia de O2 en Condiciones Estándar	SOTE	2,86 Kg O2/Kw-h

C-4.5. Planta PINCH para Incorporación de Nutrientes en Compost Húmico

C-4.5.1. Generalidades

Esta planta se basa en los procesos de nitrificación heterótrofa, los cuales se realizan haciendo circular las aguas residuales a través de lechos de compostaje formados por bagazo de caña picado, que sirve de soporte para el desarrollo de una biomasa aeróbica. En este proceso se incorporan el nitrógeno y otros nutrientes que contienen dichas aguas, en una biomasa que se forma sobre dichos materiales. El producto de este proceso son bioflócs, que luego se convierten en humus mediante el lombricompostaje. Las lombrices que contiene el lecho ayudan a mantener la porosidad y a remover el fósforo.

El agua tiene un segundo proceso de filtración a través de este humus, el cual tiene la capacidad de purificar eficientemente el agua. El humus absorbe mucha agua, y además secuestra cantidades importantes de carbono atmosférico. En el caso de los tratamientos anaeróbicos convencionales, este carbono es expulsado hacia la atmósfera en forma de metano y CO₂, que tienen un importante efecto invernadero.

El humus es un excelente fertilizante para los suelos. Al ser aplicado en el suelo, absorbe gran cantidad de agua durante las lluvias, que puede ser suministrada a las plantas en tiempos de sequía. La gran capacidad de absorción de agua del humus también regula los caudales que van hacia los ríos. Por lo tanto, el abono orgánico producido por la planta Pinch sería bastante valioso para la recuperación de la vegetación en zonas degradadas, la agricultura y la jardinería. La planta Pinch se recomienda para zonas tropicales de clima cálido o templado, debido a su dependencia del cultivo de caña de azúcar, que es la fuente más adecuada de material vegetal para el compostaje, como se explica en el Numeral C-4.5.5.

El lombricompostaje convierte la biomasa heterótrofa putrescible, en un compost estabilizado con excelentes cualidades agronómicas, donde el carbono se encuentra en forma de humus, y el nitrógeno y el fósforo se encuentran mineralizados y pueden ser asimilados rápidamente por las plantas. Estos nutrientes no son lavados y llevados hacia las corrientes naturales, como ocurre con los abonos químicos que se utilizan generalmente, los cuales son solubles en agua. Las lombrices contenidas en el compost producido barrenan los suelos donde se aplica, lo cual facilita su aireación, y además pueden ser consumidas por numerosas especies, contribuyendo al desarrollo de los ecosistemas y de los cultivos donde se aplica dicho compost. Estas lombrices también pueden ser extraídas para ser utilizadas en la alimentación de peces y aves.

Según la literatura científica, el lodo aeróbico procedentes los procesos de nitrificación heterótrofa se composta más fácilmente, y produce un mejor abono orgánico, que los lodos procedentes de las plantas de tratamiento anaeróbicas actuales. Estas últimas utilizan procesos anaeróbicos o de nitrificación autótrofa, los cuales tienen alto contenido de patógenos y tóxicos que se desarrollan en medios anaeróbicos, o menor asimilación

del nitrógeno debido a la escasez de carbono cuando se utiliza nitrificación autótrofa (V. Banegas et al⁷⁴).

De acuerdo con la literatura técnica, proceso de compostaje tiene dos etapas. En la etapa de mineralización, las moléculas complejas que componen los vegetales, y la materia orgánica que trae las aguas residuales, se fraccionan en compuestos simples tales como nitratos, carbonatos, fosfatos y sulfatos. Luego viene la etapa de humificación, en la cual se sintetizan compuestos orgánicos estables, tales como ácidos húmicos y fulvicos, y huminas, que conforman en humus. En la planta Pinch, estos procesos se desarrollan mediante sistemas de biopelícula de lecho fijo, en donde los vegetales picados actúan como bioportadores y como fuente de carbono, con lo cual se puede realizar un proceso de nitrificación heterótrofa bastante eficiente y económico.

El proceso de nitrificación heterótrofa produce un volumen de lodos muy superior al de la nitrificación autótrofa con desnitrificación, donde esta última convierte el nitrógeno en gas. Los lodos producidos por la nitrificación heterótrofa tienen mayor contenido de carbono, nitrógeno y fósforo, y son susceptibles a una putrefacción que consume oxígeno, lo cual genera condiciones anaeróbicas que ocasionan la emisión de gases olorosos como amoníaco y anhídrido sulfuroso. Por esta razón, se recomienda realizar la vermiestabilización, mediante el lombricompostaje de los bioflócs producidos. Este es un proceso aeróbico, donde las lombrices transforman la biomasa heterótrofa en abono orgánico. El lombricompostaje reduce sustancialmente el volumen de los lodos aeróbicos, y produce un abono estabilizado que no presenta olores desagradables, que está compuesto por humus rico en carbono, nitrógeno y fósforo. El compost también contiene fibras de bagazo que actúan como fuente de carbono para mantener las lombrices y los microorganismos del suelo

Los procesos de lombricompostaje se pueden consultar en el manual de Agroflor⁷⁵. En dicho documento se indica que el tiempo de compostaje es de unos 15 días para desechos que tienen origen animal, tales como el estiércol. Sin embargo, cuando se tiene bagazo de caña regado con aguas residuales este tiempo se reduce bastante, debido a que funciona en forma similar al lecho de compostaje para la formación de bioflócs, que se utilizan en procesos de acuicultura que se tratan en el Capítulo B-6. Como se indica en dicho Capítulo, esta reducción del tiempo de compostaje se debe a que el riego con aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal, y la adición de jugo de caña como fuente de carbono, promueven un rápido crecimiento de las bacterias heterótrofas y de otros microorganismos compostadores. Por otra parte, la alta porosidad del bagazo

⁷⁴ V. Banegas et. al. "Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust". Waste Management. Elsevier- 2.007.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X0600273X>

⁷⁵ Agroflor- Manual Lombricultura. <http://agro.unc.edu.ar/~biblio/Manual%20de%20Lombricultura.pdf>

facilita a éstos el acceso al oxígeno. Además, el bagazo ofrece gran área superficial para el desarrollo de la biopelícula.

En la planta Pinch, los procesos se hacen en tres etapas, que son el compostaje para la formación de bioflócs, el lombricompostaje y la estabilización, que se describen a continuación. En esta planta se tienen varios módulos ubicados en paralelo, en cada uno de los cuales se realizan las 3 etapas. Cada módulo es regado por varias tuberías en paralelo, y cuando se necesite manipular el material contenido en éste, se cierra en flujo mediante válvulas situadas en sus entradas. Se recomienda tener unidades de 6 módulos, de tal manera que en cada día laboral de la semana se realiza las labores correspondientes a uno de ellos. La permanencia de los materiales en cada módulo sería de 7 días, y por lo tanto, el tiempo total del proceso es de 21 días. Se pueden tener varias unidades para ajustar la capacidad de tratamiento al caudal de aguas residuales.

El afluente de la planta Pinch es filtrado en la primera etapa a través de un lecho de compostaje con bioflócs recubiertos de una biopelícula viscosa, que tiene la capacidad de adsorber cargas orgánicas y sólidos suspendidos. Luego, el agua es filtrada a través de los lechos de la segunda y la tercera etapa, que contiene lombricompost en proceso de producción y de estabilización respectivamente. Este lombricompost tiene la capacidad de degradar y adsorber y tanto los nutrientes, como muchas sustancias xenobióticas, debido a los microorganismos y a las lombrices que alberga, y a su capacidad de intercambio catiónico. El humus también puede actuar como agente quelante para formar aglomerados estables de metales y otras sustancias. Por esta razón, el efluente de la planta Pich tendrá una excelente calidad, y podría reutilizarse, puesto que el humus tiene un desempeño en procesos de filtración similar al del carbón activado.

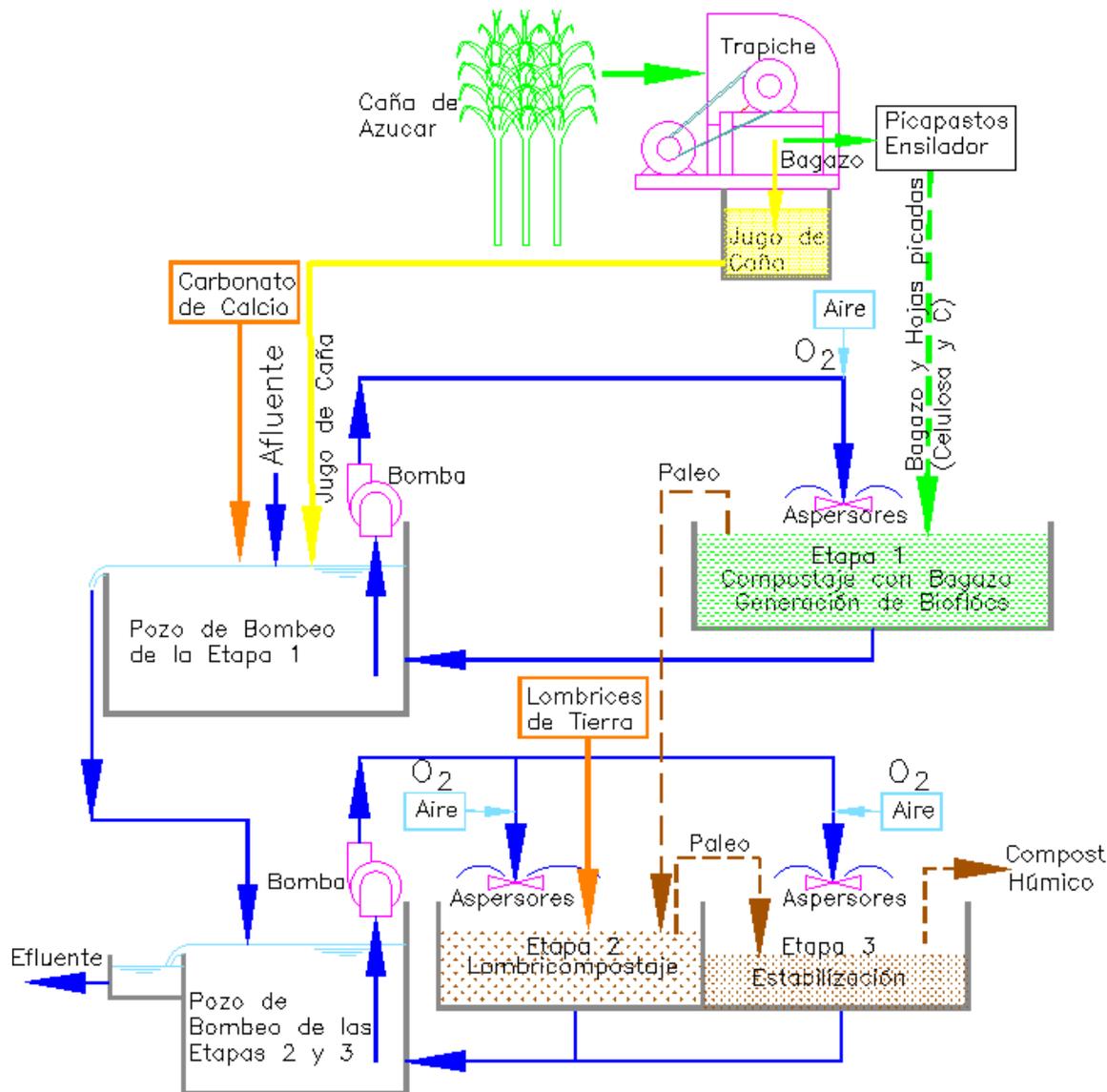
C-4.5.2. Etapa de Compostaje para la Formación de Bioflócs

En la primera etapa se realiza la formación de los llamados bioflócs en un lecho formado por bagazo de caña picado, que es regado con las aguas residuales mezcladas con jugo de caña, que aporta el carbono necesario para tener una relación C/N requerida para el desarrollo de bacterias heterótrofas. Estas bacterias forman una biomasa que se desarrolla sobre el bagazo picado, el cual se degrada lentamente, constituyendo así dichos bioflócs. Esta técnica es similar a la utilizada en acuicultura para producir bioflócs para la alimentación de peces y camarones, la cual se describe en el Capítulo B-6.

En la entrada a la primera etapa se tiene un pozo de bombeo, de donde una bomba toma para regar el lecho de compostaje mediante aspersores de hélice. Estos aspersores fueron desarrollados por Increagua para regar áreas reducidas con una cabeza hidráulica muy baja, y se tratan en el Capítulo F-3. El sistema de drenaje del lecho retorna el agua al pozo, produciendo así una proceso de recirculación del agua a través del lecho. Sobre el bagazo picado se desarrollan películas formadas por bacterias heterótrofas y otros microorganismos, las cuales tienen una consistencia pegajosa que les permite adsorber e incorporar los microorganismos y otros sólidos suspendidos que trae el agua. Estas partículas cubiertas de biopelícula son los bioflócs El oxígeno requerido para este proceso de biopelícula es tomado directamente del aire contenido dentro de lecho de bagazo, el

cual tiene una porosidad alta que facilita esta oxigenación. En la siguiente figura se muestra el diagrama de los procesos de la Planta Pinch.

Figura C-43. Diagrama de los Procesos de la Planta Pinch



En el pozo de bombeo de entrada se añade alcalinidad al agua de riego, generalmente en forma de carbonato de calcio, también llamada cal agrícola, que es requerida por los procesos de nitrificación. La cal añadida también es necesaria para el desarrollo de las lombrices. En dicho pozo también se añade el jugo de caña procedente de un trapiche, que contiene glucosa, la cual es una fuente de carbono muy apropiada para dichos procesos. El agua de riego se distribuye en los lechos a través de aspersores de hélice, y se drena hacia cajas, donde se encuentran bombas que lo recirculan a través de dichos lechos. Sobre el bagazo picado que contienen los lechos se forman los bioflócs, que consisten en conglomerados formados por las partículas de bagazo degradado

recubiertos por bacterias heterótrofas que realizan los procesos de nitrificación, y por otros microorganismos que se alimentan de ellas. Estos microorganismos forman biopelículas, que son muy eficientes en la remoción de nutrientes, y también de sólidos suspendidos debido a su consistencia pegajosa. Los bioflócs se utilizan en la acuicultura, y se tratan en el Capítulo B-6. La recirculación de aguas residuales microorganismos entre el primer pozo de bombeo y el lecho de compostaje, ocasiona la inoculación con dichos microorganismos del lecho bagazo recién colocado.

En la primera etapa de la planta Pinch también puede ocurrir el proceso EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal), que tiene la capacidad de fijar en el compost el fósforo que no alcanza a remover la nitrificación heterótrofa. En este proceso, en fondo anaeróbico del primer pozo de bombeo ocurre la fermentación del jugo de caña. Esto transforma los azúcares disueltos en el agua en ácidos grasos volátiles AGV, que sirven de alimento para las bacterias PAO. Estas bacterias son recirculadas entre esta zona anaeróbica, y el lecho de bagazo que tiene condiciones aeróbicas. Estas son las condiciones requeridas para el desarrollo del proceso EBPR que se explica en el Numeral C-4.3.2.

Para proveer la alcalinidad que requiere este proceso de nitrificación y el desarrollo de las lombrices, se suministra una lechada de cal al agua que entra al pozo de bombeo de entrada. Para ello se utilizan los equipos y los procedimientos de dosificación que se describen en el Numeral D-8.10. A través de una bomba dosificadores se suministra una lechada de cal a la rejilla triangular donde arranca la tubería de succión de la bomba que realiza la recirculación en los lechos de compostaje de la primera etapa, donde se forman los bioflócs. La bomba dosificadora opera diariamente el tiempo suficiente para entregar la cal requerida por el volumen de agua a tratar durante el día. La cantidad de cal depende esencialmente de la carga de nitrógeno amoniacal correspondiente al día, que es proporcional al volumen diario de agua a tratar y a su concentración de NH_4 .

Para la separación del bagazo del jugo de caña se utiliza un trapiche. La cantidad de caña a ser procesada está determinada por la cantidad de jugo que se requiere el proceso de nitrificación para remover totalmente el nitrógeno amoniacal contenido en las aguas residuales, partiendo de una relación requerida C/N de 20 (Ecuación C-1). El jugo sale por una tubería hacia el pozo de bombeo de la primera etapa. Cerca del trapiche se coloca una báscula de plataforma industrial, con el objeto de pesar la caña a procesar. El bagazo producido es llevado hacia la picapastos, que se desplaza sobre rieles para poder suministrarlo a todos los módulos. El bagazo en bruto se transporta desde el trapiche hasta la picapastos en una carreta que se desplaza sobre los rieles, como se muestra en la Figura C-44 del Numeral C-4.5.9. El bagazo se pica en la picapastos ensiladora en tamaños de 1 a 2 cm, que los lleva directamente al lecho de compostaje, utilizando la corriente de aire que produce para propulsar las partículas a través de un ducto hasta dicho lecho. Una vez llenado el lecho con el bagazo picado. El volumen que ocupa dicho bagazo es relativamente grande debido a su alta porosidad, pero se reduce a un 33% en el proceso de compostaje, según el Manual de Compostaje de la FAO (Ref. B-48 del

Capítulo B-6). La densidad del bagazo picado es de unos 200 Kg/m³, y la del compost producido es de unos 600 Kg/m³.

En ocasiones se recomienda inocular el material a compostar con microorganismos para mejorar la calidad del compost producido, o reducir el tiempo de compostaje. Sin embargo, en un estudio realizado en la Universidad de Antioquia por M. Acebedo et al⁷⁶ se encontró que no hubo diferencia entre estos parámetros, en ensayos donde se utilizaron 5 inoculantes microbiales comerciales en sustratos tales como mezclas de virutas con estiércol, y bananos desechados.

El riego de los lechos de compostaje se hace a través de aspersores de hélice, los cuales se describen en el Capítulo F-3. Estos aspersores consisten en una hélice ubicada a la salida de una perforación en la tubería, la cual gira por la acción del chorro y lo fragmenta en gotas. Mediante este proceso es posible distribuir el agua en los lechos de las tres etapas en forma relativamente económica y eficiente, y con bajos consumos de energía. Alrededor de los lechos se colocan revestimientos o paneles hidrófugos para que el agua lanzada por los aspersores rebote y no salgan de la zona de dichos lechos.

Los lechos funcionan como filtros percoladores, donde el riego se realiza en ciclos de aspersión y de reposo, con el fin de que los organismos compostadores tengan periodos de suministro de agua con nutrientes, y de aire que les suministra el oxígeno. Esta aireación es facilitada por la porosidad, que es debida a las fibras de bagazo que se encuentran en las tres etapas. Esta porosidad también facilita el drenaje de los lechos. Para aumentar el tiempo de contacto de las aguas residuales con el sustrato, se recomienda tener rejillas a la salida de ellos lechos con capacidad de drenaje limitada, de tal forma que el agua se acumula en el compost por un tiempo adecuado. Los ciclos de riego tienen una duración relativamente corta para evitar afectaciones por falta de oxígeno a los microorganismos y a las lombrices que realizan los procesos, en los cuales se incluyen lapsos sin riego lo suficientemente largos para que drene toda el agua de los lechos.

El drenaje de los lechos se hace a través de rejillas de 3" de diámetro hechas con malla metálica. Se recomienda la apertura de la malla esté entre 4 y 6 mm para evitar por allí salgan partículas gruesas que puedan obstruir los aspersores. Se pueden utilizar rejillas utilizadas para el desagüe de lavaplatos. Cada módulo de los lechos de cada etapa se drenan con una sola rejilla, y tiene un vertedero que permite que si dicha rejilla se tapa, el agua salga hacia los otros módulos de la misma etapa. Luego la remoción del material, se limpian todas las rejillas. Para facilitar esta operación, se recomienda utilizar rejillas removibles similares a las que se utilizan en los lavaplatos.

⁷⁶ M Acebedo, L Acebedo, N Restrepo-Sánchez and C Peláez. "The inoculation of microorganisms in composting processes: need or commercial strategy?". Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM), Instituto de Química-Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia.
[The inoculation of microorganisms in composting processes: need or commercial strategy? \(cipav.org.co\)](http://cipav.org.co)

Las bombas que realizan el riego tienen cabezas de presión bajas, del orden de 6 a 7 m, para lo cual deben tener velocidades rotacionales de alrededor de 1.200 RPM. Esta bomba está controlada por sensores de nivel, que la activan los ciclos de bombeo cuando el nivel en el pozo de bombeo llega a un máximo, y la apagan cuando llega al mínimo. Para evitar que el agua se desborde sobre los muros de los lechos, es importante controlar el caudal que se suministra a éstos mediante las válvulas que se encuentra en los 3 ramales que llevan el agua hacia los lechos, o el tiempo de los ciclos. En los lechos se encuentran vertederos que llevan estos reboses hacia los pozos de bombeo. Al terminar el proceso, los bioflócs celulósicos formados son paleados al siguiente lecho, donde se realiza la etapa de lombricompostaje que se describe a continuación.

C-4.5.3. Etapas de Lombricompostaje, Estabilización y Remoción

Al finalizar la etapa de compostaje, los bioflócs producidos se palean hacia el lecho de lombricompostaje. Para facilitar esta operación, estos lechos forman filas contiguas, las cuales tienen un ancho limitado con el fin facilitar el paleo del material entre ellas. Las longitudes de cada fila están determinadas por la capacidad de tratamiento requerida. En primer lugar, se palea la capa superior del compost, cuya degradación es menor debido a que ha tenido menos contacto con las aguas residuales. Entonces este material queda en el fondo de lecho de lombricompostaje donde pueden tener una descomposición más rápida.

Luego de colocados los bioflócs en el lecho de lombricompostaje, es importante inocularlo con lombrices, que pueden ser tomadas del lombricompostaje almacenado. Dichas lombrices pueden ser atrapadas colocando una lona sobre el lecho, puesto que en condiciones de oscuridad, y cuando les falta el alimento, éstas salen a la superficie. El área de estos lechos se reduce respecto a los de la etapa anterior, puesto que, según la Ecuación C-1, 15.17 gr de compuestos de carbono, como el bagazo picado, producen 8.07 gr de la biomasa que forman los bioflócs, los cuales producen una cantidad aún menor de humus al ser consumidas por las lombrices.

En la etapa de lombricompostaje las lombrices los ingieren los bioflócs producidos en la etapa anterior, convirtiéndolos en lombricompost, el cual es paleado hacia un tercer tipo de lecho, donde dicho material es utilizado para purificar el agua. En este último lecho la materia orgánica se estabilizada, produciendo un compost húmico que contiene lombrices y fibras cortas de celulosa, las cuales le confieren la porosidad necesaria para mantener sus condiciones aeróbicas. En esta etapa el compost húmico producido se extrae y se almacena, para luego disponerlo en suelos de cultivos o suelos degradados, en los cuales se pueden desarrollar ecosistemas forestales. El drenaje de estos lechos se recircula hacia el pozo de bombeo, utilizando para ello una tubería provista de entradas ubicadas en el fondo, donde se encuentran rejillas hechas con malla metálica. En la tubería de riego hay una válvula que permite controlar el caudal de recirculación.

A continuación del lombricompostaje se encuentra la etapa de estabilización, en la cual se termina de formar el compost húmico, que luego se extrae como producto final de la planta Pinch. En el tránsito del agua a través de los lechos de lombricompostaje y estabiliza-

ción, se realiza una purificación bastante efectiva del efluente que sale de la planta, debido a su gran superficie de biopelícula con bacterias PAO y heterótrofas que asimilan nitrógeno y fósforo, y a su consistencia pegajosa que facilita la adsorción de sólidos suspendidos. Además, en los lechos de compost húmico se realizan procesos de degradación y encapsulamiento de sustancias xenobióticas, los cuales garantizan una purificación eficiente del agua, similar a la que realiza el carbón activado, como se explica posteriormente. Por estas razones, se considera que la planta Pich podría facilitar la reutilización del agua para abastecimiento humano. Esta alternativa es importante para empresas que buscan reducir tanto el consumo de agua potable, como el vertimiento de aguas residuales. En una guía de la EPA (Ref. D-21) se encuentra lo referente al tema de la reutilización del agua.

Las lombrices se inoculan en este lecho, y allí comienzan a crecer y reproducirse, asimilando parte de esta biomasa, que es transformada en humus de consistencia granulosa. La actividad de las lombrices mejora la permeabilidad del filtro percolador. Los procesos de biopelícula que ocurren en el compostaje generan una biomasa de microorganismos, que es convertida por las lombrices en humus. El compost húmico producido presenta excelentes condiciones para ser utilizado en la agricultura, la jardinería y en la recuperación de suelos en ecosistemas forestales. Según Rajiv K. Sinha et al ⁷⁷, el vermicompost producido contiene enzimas tales como amilasa, lipasa, celulasa y chitinasa, que descomponen la materia orgánica para hacer disponibles los nutrientes a las plantas.

En el estudio de Rajiv K. Sinha et al (Ref, C-77) se encontró que vermicompost tiene una consistencia granular muy porosa, que alberga gran diversidad de organismos aeróbicos, lo cual facilita su crecimiento, y la asimilación de nutrientes mediante procesos de biopelícula. El bagazo contenido en el compost húmico producido contiene fibras cortas de bagazo, las cuales se degradan lentamente, suministrando así el carbono que necesitan las lombrices. De esta forma las fibras de celulosa facilitan el oxígeno y contribuyen a la alimentación de las lombrices. De acuerdo con Rajiv K. Sinha et al, las condiciones apropiadas para el desarrollo del lombricompostaje son las siguientes:

- Relación entre carbono y nitrógeno C/N cercana a 25, considerando las pérdidas de carbono por el metabolismo de los organismos y por eventuales procesos anaeróbicos. En la planta Pinch, este carbono procede del bagazo.
- Contenido de fósforo adecuado para el desarrollo de las lombrices.

⁷⁷ Rajiv K. Sinha et. al. "Vermistabilization of sewage sludge (biosolids) by earthworms: converting a potential biohazard destined for landfill disposal into a pathogen-free, nutritive and safe biofertilizer for farms". Griffith University, Brisbane, Australia. 2.009.
https://www.researchgate.net/publication/26770101_Vermistabilization_of_Sewage_Sludge_Biosolids_by_Earthworms_Converting_a_Potential_Biohazard_Destined_for_Landfill_Disposal_Into_a_Pathogen_Free_Nutritive_Safe_Biofertilizer_for_Farms

- Suministro de calcio en forma de carbonato de calcio o cal, para tener un pH cercano al neutro. Dicha cal se suministra el proceso de nitrificación heterótrofa, como se indicó anteriormente.
- Contenido alto de humedad, de alrededor del 75%, y evitar anegamientos que propicien condiciones anaeróbicas.
- Temperaturas entre 15 y 25°. A más de 35°C las lombrices Eisenia Foetida mueren. En Colombia, por lo general las temperaturas de las aguas están en el rango especificado .

El flujo de agua de riego y la porosidad del bagazo promueven la evaporación, lo cual evita el aumento de temperatura que ocurre en los procesos de compostaje, y mantiene el compost en condiciones mesofílicas. Para el diseño de los lechos de compostaje de las dos etapas se recomienda utilizar lo referente a filtros percoladores, que se pueden consultar en el texto de Luis Miguel España et al ⁷⁸, y en la guía de la EPA⁷⁹. En este estudio se analizan los factores que afectan la viabilidad y el rendimiento de los filtros percoladores, y se recomiendan algunos parámetros de diseño. Entre estos factores se encuentran los siguientes:

- Provisión de los nutrientes en cantidades adecuada para el desarrollo de la biomasa heterótrofa. En la planta Pinch se tiene carbono en forma de azúcares, que promueven eficientemente la nitrificación heterótrofa, como lo indica el estudio hecho por Kishore K. Krishnani et al (Ref. C-85). Pretratamiento para eliminar los elementos gruesos que puedan obstruir el filtro.
- Contacto de las biopelículas con el agua. Esto se obtiene mediante los aspersores de hélice, que fragmenta, el agua y la reparte en todo el lecho, y una tasa de recirculación adecuada, como lo recomienda el estudio.
- Cargas hidráulicas y orgánicas. Los factores anteriores les permiten a los lechos procesar cargas orgánicas e hidráulicas muy superiores a las de los filtros percoladores tradicionales. De acuerdo al estudio de Luis Miguel España et al, las cargas para filtros percoladores de baja carga orgánica son entre 0.07 y 0.22 Kg DBO₅/m³-día, los de carga media están entre 0.22 y 0.48 Kg DBO₅/m³-día, y los de alta carga están entre 0.48 y 2.4 Kg DBO₅/m³-día. En el documento de la EPA sobre filtros percoladores (Ref. C-79), se recomienda utilizar cargas orgánicas de 0.096 a 0.16 Kg DBO₅/m³-día cuando se utiliza grava como sustrato, de 0.096 a 0.192 Kg DBO₅/m³-día con sustratos tipo tower, y de 0.196 a 0.288 Kg DBO₅/m³-día con bioportadores plásticos tipo Kaldnes.
- Sustrato. Este sustrato debe tener bastante porosidad para facilitar el contacto del agua con el aire que proporciona el oxígeno, y además ofrecer suficiente área superficial para

⁷⁸ Luis Miguel España et al. "Sistemas Aerobios Adheridos: Filtros Percoladores". Universidad del Valle, Facultad de Ingeniería. 2.017.

https://www.academia.edu/35127317/SISTEMAS_AEROBIOS_ADHERIDOS_FILTROS_PERCOLADORES

⁷⁹ EPA United States Environmental Protection Agency. " Wastewater Technology Fact Sheet. Trickling Filter Nitrification". https://www3.epa.gov/npdes/pubs/trickling_filt_nitrification.pdf

el desarrollo de la biopelícula. Ambas condiciones las tiene el bagazo. Según P. K. Pandey et al (Ref. C-83), el bagazo tiene una porosidad del orden de 0.89%, y una superficie específica muy alta, estimada en 0.63 m² por gramo, lo que quiere decir que cada gramo de bagazo tiene 0.63 m² de superficies donde puede crecer la biopelícula. En los lechos de la planta Pinch el sustrato se remueve en cada ciclo, y por lo tanto no existe el problema de la obstrucción del filtro con la biomasa, como ocurre con los filtros percoladores actuales.

C-4.5.4. Operación de los Lechos de Compostaje

En la primera etapa de compostaje, los materiales vegetales permanecen en el lecho el tiempo necesario para que el carbono fácilmente degradable se descomponga, y sobre los residuos de bagazo picado se formen biopelículas, generando así los bioflócs. En este proceso se asimilan el carbono, el nitrógeno, los sólidos suspendidos y otros contaminantes que traen las aguas residuales y el agua que se recircula.

De acuerdo con un estudio de José Monar⁸⁰, los tiempos de degradación de las hojas y cogollos se estima en 4 a 8 días, los cuales se reducen cuando se añade una fuente de nitrógeno. Por lo tanto, se recomienda un tiempo del ciclo de 7 días para la etapa de producción de bioflócs, con el fin de que garantizar que dichos bioflócs, y biomasa heterótrofa que albergan, se desarrollen completamente. Este lapso de tiempo también es adecuado para la segunda y la tercera etapa, en el cual los bioflócs se convierten en humus mediante el lombricompostaje, y luego éste se estabiliza y es removido.

Según Rajiv K. Sinha et al (Ref. C-77). el tiempo que duran las lombrices en consumir la biomasa que contienen los bioflócs se estima en 14 días, que la duración prevista en los procesos de lombricompostaje de las etapas 2 y 3. Para el diseño de la planta Pinch, en cada unidad se tiene un número de módulos que es múltiplo de 6, cada uno de los cuales consta de un lecho para cada una de las 3 etapas. De esta forma, se tienen ciclos de una semana, donde cada día laboral de la semana se realizan los movimientos de materiales en uno de los módulos. De este modo, el tiempo que demora la caña picada en convertirse en compost húmico es de 3 semanas. Estos elementos constituyen un conjunto, y se pueden tener varios de estos para atender la demanda.

Los movimientos de materiales que se realizan diariamente consisten en el traslado del compost producido en el tercer lecho al sitio de acopio, el paleo del compost del segundo lecho al tercero, luego del primero al segundo, y finalmente rellenar con caña picada el primer lecho. Los movimientos de materiales se hacen en el siguiente orden. Primero se cierran las válvulas de corte de las tuberías correspondientes al módulo. luego se remueve el compost húmico producido en el último lecho, a continuación se patea el lombricompost inicial a este lecho, y luego los bioflócs al segundo lecho. Estos bioflócs se inoculan con lombrices tomadas del compost húmico producido. Finalmente se llena el

⁸⁰ José Monar . "Biodegradabilidad de los elementos vegetales de sostén".

https://www.academia.edu/20797956/Biodegradabilidad_de_los_elementos_vegetales_de_sosten_1

primer lecho con bagazo picado mediante la picapastos y se abren las válvulas para restablecer el riego a los lechos.

Una de las bombas que abastecen los aspersores recircula el agua a través de los lechos de compostaje (etapa 1), mientras que la otra la recircula a través de los lechos de lombricompostaje y estabilización (etapas 2 y 3). El agua afluyente entra al pozo de la bomba que hace la aspersión en la etapa 1. Este pozo tiene un muro rebosable que lo separa del segundo pozo, donde se encuentra la bomba que recircula el agua a través de las etapas 2 y 3. El efluente de la planta sale de este segundo pozo a través de un muro rebosable y de una caja de salida, sale hacia el pozo de la bomba que realiza la aspersión en las etapas 2 y 3.

Los dos pozos de bombeo actúan como sedimentadores, y los sólidos suspendidos que se decantan allí, son captados por las bombas a través de rejillas triangulares, y recirculados hacia los lechos. En la etapa 1 se forma una biopelícula pegajosa sobre el bagazo de caña picado, que tiene la capacidad de remover tanto sólidos suspendidos como nutrientes disueltos en el agua. Por lo tanto, puede esperarse una buena calidad del efluente que sale de la Etapa 2. En esta etapa, y en la etapa 3, se encuentra humus, que tiene la capacidad de adsorber nutrientes, sustancias xenobióticas y metales pesados, debido a que alberga numerosos microorganismos aeróbicos y además actúa como agente quelante, como se explica en el Numeral C-4.5.10. Todo esto hace que el efluente de la planta Pinch pueda considerarse de calidad excepcional, similar a la que es filtrada a través de carbón activado.

Según el estudio de Kishore K. Krishnani et al (Ref. C-86), sobre un filtro hecho con bagazo de caña para tratar efluente de un estanque de camarones, su capacidad de asimilar nitrógeno amoniacal es del orden de 4.17 mg/L por minuto de contacto. Por lo tanto, en la planta Pinch se requiere un tiempo de contacto reducido entre las aguas residuales y el sustrato de bagazo para lograr una asimilación eficiente de dicho nitrógeno. En el caso de la planta Pinch calculada en la Tabla C-12, el periodo de contacto requerido es de 9.59 minutos según el documento de Kishore K. Krishnani et al. El tiempo de contacto depende de la tasa de recirculación del agua a través del sistema de riego, que indica el número de veces que el agua pasa a través de los lechos, y del tiempo de permanencia del agua en ellos, que depende del flujo que se tenga allí. Las acciones que se pueden tener para aumentar el tiempo de contacto son las siguientes:

- Aumento del caudal en los aspersores, mediante las válvulas que se encuentran a la salida de las bombas de riego, con lo cual se aumenta la tasa de recirculación. El efecto anterior también se logra mediante el aumento del porcentaje del tiempo en el que funciona el riego con los aspersores. En los cálculos de la Tabla C-12 se adoptó un porcentaje del 50%, que podría aumentarse hasta un máximo recomendado de 80%.
- Limitación en la capacidad de las rejillas por donde el agua sale de los lechos, lo cual crea un empozamiento temporal en ellos que alarga el tiempo de contacto.

Los empozamientos deben tener una duración limitada, considerando que este tiempo puede afectar el desarrollo de los organismos compostadores y las lombrices, que no pueden tolerar mucho tiempo sin el suministro de oxígeno. La duración de los empozamientos se puede registrar midiendo el tiempo de la salida del flujo hacia los pozos de bombeo.

En el estudio de IMTA (Ref. C-92 del Numeral C-4.5.8) se encontró que efluente del lombricompostaje tiene un contenido de oxígeno disuelto superior en alrededor de 2 mg/L al del afluente. Este contenido puede ser bastante superior en el caso de los tres lechos de la planta Pinch, puesto que contienen fibras de bagazo que les dan una mayor porosidad. Esto convierte a dichos lechos en sistemas eficientes de aireación, que mantiene las concentraciones de oxígeno disuelto en el compost, aún en condiciones de empozamiento en el lecho.

Se recomienda que los pozos de bombeo tengan un volumen importante, con el propósito de regular el caudal afluente a la planta, y evitar que en los periodos de bombeo hacia los lechos se baje demasiado el nivel. En estos pozos se presentan zonas anóxicas que facilitan el proceso EBPR, que permite la asimilación de fósforo en las biopelículas, como se indicó en el Numeral C-4.2.2. Las bacterias PAO, que realizan este proceso, deben permanecer sucesivamente en una fase aeróbica, donde éstas bacterias crecen en biopelículas y se reproducen, y una fase anóxica y anaeróbica, donde asimilan los ácidos grasos volátiles AGV, que les sirve de fuente de energía. Estas condiciones se facilitan con la recirculación del agua entre el fondo de los pozos de bombeo, que tienen condiciones anaeróbicas y anóxicas, y los lechos de compostaje, que son procesos de biopelícula aeróbicos. Estos lechos ofrecen amplias superficies para el desarrollo de la biopelícula, donde pueden crecer las bacterias PAO y heterótrofas, y ofrecen el carbono necesario que necesitan ambos procesos.

En la primera etapa, donde se producen los bioflócs, el agua junto con las bacterias son recirculadas entre el lecho de compostaje, y el fondo del pozo de bombeo, que tiene condiciones anóxicas y anaeróbicas. A este fondo también llega la tubería que trae el jugo de caña, cuyos azúcares se fermentan produciendo principalmente ácido acético, es uno de los AGV más apropiados para alimentar las bacterias PAO que realizan el proceso EBPR para la remoción de fósforo.

C-4.5.5. Papel de la Caña de Azúcar en los Procesos de Tratamiento

Como se indica anteriormente, para llevar a cabo la nitrificación heterótrofa se requiere añadir carbono. En las plantas Pinch es importante que parte de los vegetales a compostar tengan la cantidad apropiada de lignina para actuar como bioportadores durables, que mantengan una estructura de filtro percolador que facilite el flujo de agua y aire a través de ésta, y también que otra parte de ellos contenga suficientes compuestos de carbono fácilmente degradables, que facilite el suministro del carbono requerido. En el compostaje de lodos aeróbicos se ha utilizado exitosamente las virutas de madera. (V. Banegas et al Ref. C-74). Se considera que, en climas cálidos y templados ubicados en

zonas tropicales, la fuente más apropiada de carbono es la caña de azúcar, que está formada por las siguientes formas de carbono:

- Jugo de caña. Este es rico en glucosa y otros azúcares, que son apetecidos por toda clase de microorganismos como fuente de carbono inmediata. Los azúcares se fermentan rápidamente para producir ácido acético, que es un AGV que constituye una excelente fuente de alimento para bacterias PAO y heterótrofas.
- Bagazo. Está constituido por fibras de celulosa, cuyo contenido de lignina de entre 18 y 24% le da resistencia mecánica, y permite retardar su degradación biológica⁸¹. Esto es importante para que los bioportadores hechos con bagazo duren lo suficiente, y los bioflócs que se forma alrededor de ellos soporten las fases de compostaje, donde es necesario que la biomasa heterótrofa se aglutine en bioflócs para mantener una permeabilidad que facilite el flujo de agua y aire. Posteriormente, en el lecho de vermiestabilización el bagazo se convierte en fuente de carbono para las lombrices, que tienen la capacidad de descomponer la celulosa para aprovecharlo. Según P. K. Pandey et al (Ref. C-84), el bagazo picado tiene una porosidad estimada de 89%, lo cual facilita el flujo del aire necesario para mantener las condiciones aeróbicas en los lechos de compostaje para la formación de bioflócs. Dicho autor indica que cada gramo de bagazo tiene 0.63 m² de superficies donde puede crecer la biopelícula, lo cual facilita el desarrollo de gran cantidad de biomasa.
- Hojas y cogollos de la caña de azúcar. Estos tienen un contenido de lignina del orden de 7% (José Monar Ref. C-80), por lo cual se degradan en un periodo de 4 a 8 días o menos. Al degradarse aportan carbono para el desarrollo de los microorganismos durante la primera etapa de compostaje, que tienen una duración de una semana .

Según Román Jiménez et al⁸², el tallo de la caña contiene aproximadamente 16% de bagazo y el resto es jugo, el cual contiene alrededor de 14% de azúcares, principalmente sacarosa. Las hojas y cogollos corresponden a un 17% del bagazo. Estos componentes contienen el carbono que se utiliza en el proceso de nitrificación en el lecho y el tanque de regulación de la primera etapa, donde se forman los bioflócs. El 54% restante corresponde al bagazo, que aporta carbono adicional para nitrificación, alimento para las lombrices, y además contribuye a facilitar la aireación del compost húmico.

Este cultivo se puede consultar en un manual de la caña panelera editado por la FAO y Corpoica⁸³. Según dicho manual, la productividad de tallos de la caña de azúcar se estima en 100 toneladas de materia seca por hectárea, según el manual de la FAO-Corpoica, sin incluir las hojas y cogollos que pueden representar un 17% adicional. Esta productividad

⁸¹ Sachin Yadav, Gourav Gupta, Ravi Bhatnagar. "A Review on Composition and Properties of Bagasse Fibers". International Journal of Scientific & Engineering Research, Volume 6, Issue 5, May-2015.
<https://www.ijser.org/researchpaper/A-Review-on-Composition-and-Properties-of-Bagasse-Fibers.pdf>

⁸² Román Jiménez et. al. "La caña de azúcar como alimento funcional". Revista Iberoamericana de Ciencias. 2.014. <http://reibci.org/publicados/2014/agosto/3300112.pdf>

⁸³ Guillermo Osorio Cadavid. "Manual Técnico en la Producción de Caña Panelera" FAO -Corpoica.
<http://www.fao.org/3/a-a1525s.pdf>

es la más alta de todos los cultivos. La caña solo se cultiva en climas cálidos y templados, y por lo tanto, la planta Pinch se recomienda para zonas con estos climas, debido a su dependencia del cultivo de caña. Este cultivo podría estar situado cerca a los lechos de compostaje, lo cual facilita no solamente el transporte de la caña hacia dichos lechos, sino el riego del cultivo con el agua efluente de los lechos.

En un estudio de P. K. Pandey et al⁸⁴ se analiza el complejo ecosistema de las biopelículas. Allí se indica que éstas tienen una alta diversidad biológica, además de un gran valor nutritivo para los peces y crustáceos. También se encontró que dichas biopelículas tienen la capacidad de purificar el agua muy eficientemente. El bagazo picado es un sustrato muy adecuado para el desarrollo de la biopelícula, puesto que tiene una consistencia fibrosa que ofrece una gran área superficial para el desarrollo de ésta. Además, el jugo, las hojas y los cogollos de caña, constituyen una excelente fuente de carbono para toda clase de microorganismos.

En el estudio de Glauber Cruz et al⁸⁵, se indica que el bagazo tiene una superficie de soporte estimada en 0.63 m² por gramo, y además una alta porosidad. Todo esto permite el desarrollo de una gran cantidad de biopelícula, y el suministro de suficiente oxígeno a ésta, puesto que la porosidad facilita el contacto del aire con el agua, y por lo tanto la transferencia de oxígeno cuando ésta fluye a través del bagazo.

El bagazo contiene alrededor del 4% de su peso en azúcares, lo cual promueve el desarrollo de las biopelículas sobre éste. Esto agiliza la asimilación del nitrógeno y de otros nutrientes, y la producción de la biomasa. Esto se comprobó en el estudio hecho por Kishore K. Krishnani et. al⁸⁶ sobre un filtro hecho con bagazo de caña para tratar efluente de un estanque de camarones. Allí se encontró que este filtro tenía una capacidad de asimilar nitrógeno amoniacal a tasas de hasta 6 g/L en 24 horas lo cual equivalen a 4.17 mg/L por minuto de contacto. Este valor se asumió en la Tabla C-12. En el caso de la planta Pinch, esta remoción puede ser superior, debido a que la adición de jugo de caña acelera el proceso de nitrificación que ocurre en los lechos de compostaje.

La capacidad de remoción de nitrógeno en el proceso de biopelícula, se complementa con la capacidad de las lombrices de convertir ésta en humus, en el proceso de lombricompostaje que sigue a continuación. En un estudio realizado por el IMTA (Ref. C-91 del Numeral C-4.5.8) se encontró una remoción del nitrógeno Kjeldhal NTK del 97% en un sistema de lombricompostaje. En la planta Pinch, el agua se recircula a través de

⁸⁴ P. K. Pandey, Bharti K. Kumar. "Biofilm in aquaculture production" Academic Journals. African Journal of Microbiology Research. 2.014.

http://www.academicjournals.org/article/article1396286434_Pandey%20et%20al.pdf

⁸⁵ Glauber Cruz et. al. "Investigation of Porosity, Wettability and Morphology of the Chemically Pretreated Sugarcane Bagasse". 22nd International Congress of Mechanical Engineering. Ribeirão Preto, Brazil. 2.013

<https://www.researchgate.net/publication/261872294>

⁸⁶ Kishore K. Krishnani, et. al. "Bagasse-Assisted Bioremediation of Ammonia from Shrimp Farm Wastewater". Water Environment Research Vol. 78, No. 9, 2006.

https://www.jstor.org/stable/25053606?seq=1#page_scan_tab_contents

lechos que tienen ambos tipos de procesos, lo cual garantiza la alta calidad de su efluente. Esta calidad se debe también a que el lecho de compostaje de la planta Pinch también tiene la capacidad de remover eficientemente metales pesados. En un estudio de Wan Haslinda Wan Ahmad et al⁸⁷, se encontró que con la filtración de aguas contaminadas con cromo a través de bagazo, se obtiene una remoción de entre 92 y 99% de cromo VI, para concentraciones de entre 10 y 100 mg/L. La remoción completa del cromo VI del agua con una concentración de 25 mg/L tomó un tiempo de 4 horas.

C-4.5.6. Papel de las Lombrices en la Producción y Utilización del Compost Húmico

Las lombrices de tierra convierten la biopelícula y el resto de la materia orgánica en humus mediante el proceso conocido como vermiestabilización. Dichas lombrices se alimentan de bacterias aeróbicas y anaeróbicas, y de materia orgánica en descomposición, que son transformadas en humus. En este proceso, los nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo son mineralizados, facilitando así su asimilación por las plantas, mientras que el exceso de carbono es removido, y el resto incorporado al humus. Una vez aplicado el compost al suelo, las lombrices excavan túneles dentro de este, lo cual permite el acceso del oxígeno y lo mantiene en condiciones aeróbicas.

Debido a estos efectos, el compost bien realizado no presenta olores ofensivos. Los bioflócs les proporcionan a las lombrices un alimento muy apropiado para el lombricompost, pues contienen biopelículas ricas en proteínas, y fibras de bagazo que se degradan lentamente debido a su contenido de lignina, las cuales cumplen las siguientes funciones:

- El bagazo es un material celulósico que puede ser digerido por las lombrices para obtener el carbono que necesitan. Como este bagazo toma un tiempo en degradarse, le sirve de alimento a las lombrices durante el tiempo que dure la aplicación al suelo y el crecimiento de la vegetación.
- Posteriormente, las lombrices que contiene el compost húmico desempeñan un importante papel al degradar la hojarasca de los bosques, facilitando así la recirculación de los nutrientes.
- Las fibras de celulosa dan mayor porosidad al lombricompost producido, que facilita la entrada de oxígeno al interior de ésta, en forma similar a la cascarilla de arroz. Esto es importante para el desarrollo de las plantas, y para la supervivencia de las lombrices y de numerosos microorganismos que contiene el suelo

⁸⁷ Wan Haslinda Wan Ahmad et al. "Sugarcane bagasse as nutrient and support material for Cr(VI)-reducing biofilm". International Biodeterioration & Biodegradation. 2.015.

[Sugarcane bagasse as nutrient and support material for Cr\(VI\)-reducing biofilm - PubAg \(usda.gov\)](https://www.usda.gov/press-release/2015/01/20150128-usda-releases-new-report-sugarcane-bagasse-nutrient-support-material-crvi-reducing-biofilm)

Las lombrices contenidas en el compost producido tienen las siguientes ventajas al ser aplicados a los suelos:

- Las lombrices cumplen funciones importantes como barrenadoras que facilitan la aireación los suelos degradados, los cuales suelen ser muy compactos.
- Debido a su alto valor nutricional, las lombrices también son importantes como alimento para la cadena trófica de los ecosistemas forestales

Actualmente, la especie de lombriz de tierra más utilizada en la lombricultura es la roja californiana (*Eisenia Foetida*). Sin embargo, se recomienda utilizar especies nativas, que se encuentran mejor adaptadas a los ecosistemas naturales, e integradas a sus cadenas tróficas de los lugares donde se dispone el compost húmico. Además, a diferencia de la roja californiana, tienden a migrar, lo cual es importante para la recuperación de los suelos donde se utilizan. En una publicación de Alexander Feijoo et al se encuentra información sobre la distribución de estas especies en Colombia⁸⁸. Según este documento, en Colombia se han encontrado 113 especies, de las cuales 90 son nativas y 23 exóticas. La mayoría de las especies nativas pertenecen a la familia Glossoscolecidae, y se encuentran en ambientes restringidos, lo cual limita su utilización en lombricompostaje.

Las lombrices más apropiadas para lombricompostaje en plantas Pinch serían las de la familia Martiodrilus, puesto que se adaptan a gran diversidad de ambientes, desde selvas y pastizales hasta el páramo. Esta familia tiene 19 especies, de las cuales dos de ellas, *Pontoscolex corethrurus* y *Onychochaeta elegans*, se consideran cosmopolitas, puesto que han sido difundidas ampliamente en el país por el hombre. También puede ser adecuado seleccionar las lombrices que se encuentren en ecosistemas de la zona donde se van a introducir, que tengan condiciones climáticas similares. Hay que tener en cuenta que las lombrices nativas normalmente tienen mayor movilidad que la roja californiana, y se recomienda que los almacenamientos de compost húmico estén confinados por muros para evitar que escapen.

C-4.5.7. Remoción de Fósforo en el Lombricompostaje

El proceso EBPR facilita la asimilación de fósforo, como se indica en en Numeral C-4.2.2, el cual es fijado en las biopelículas que se desarrollan sobre el bagazo de caña. En los lechos de lombricompostaje de la segunda etapa, el fosforo que no es removido en el proceso EBPR, es asimilado por las lombrices, cuya masa seca tiene entre 0.6 y 1% de fósforo, según un documento de Ricardo Neves Guimarães⁸⁹. Este fósforo es fijado dentro del humus producido por las lombrices, y no puede ser arrastrado de allí por el flujo del agua, como ocurre con los fertilizantes hechos con fosfatos acidificados que se utilizan

⁸⁸ Alexander Feijoo et al. "Patrón de distribución y listado de especies de las lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) en Colombia". Acta Zoológica Mexicana. 2.004.

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372004000200013

⁸⁹ Ricardo Neves Guimarães et al. "Production of phosphate biofertilizer through composting and vermicomposting process". Comunicata Scientiae, 2017.

<https://core.ac.uk/download/pdf/327127855.pdf>

actualmente. Ricardo Neves concluye que, a través del proceso de lombricompostaje, el fósforo procedente de fosfatos naturales tales como la roca fosfórica y el fosfato de calcio, se incorpora al humus producido por las lombrices, y se hace disponible para su aprovechamiento por parte de las plantas. En una revisión de la tecnología del lombricompostaje para tratar aguas residuales, se mencionan remociones del fósforo de entre 86.7 y 98.3% mediante el lombricompostaje, lo cual se traduce en abonos con alto contenido de éste⁹⁰. Otra técnica que se emplea para remover el fósforo de las aguas residuales es la floculación con cloruro férrico, la cual origina fosfato de hierro, que tiene baja solubilidad en el agua y no puede ser asimilado por las plantas (Nothando Cyntia Shiba, Ref. C-48).

C-4.5.8. Condiciones Físicas y Nutricionales del Compost

Los procesos de lombricompostaje convierte la materia orgánica en humus, que tiene un volumen reducido y alto valor como abono orgánico. Las condiciones aeróbicas en el compost impiden la generación de olores, y facilitan la rápida degradación de la materia orgánica, que 10 veces más rápida que en medios anaeróbicos. Dichas condiciones aeróbicas, y el consumo de organismos anaeróbicos por las lombrices, controla la proliferación de patógenos en el compost.

En el estudio de un proceso de lombricompostaje utilizando *Eisenia Foetida*, hecho por Sharmila K. J.⁹¹, en el vermicompost producido los contenidos de nitrógeno, fósforo y potasio fueron de 0.98%, 17.8% y 2.34%, que en todos los casos fueron superiores a los contenidos en un compost producido con la especie de lombriz *Perionyx Excavatus*. Estos nutrientes quedan disponibles para su utilización por parte de las plantas

Las lombrices degradan pesticidas organoclorados e hidrocarburos aromáticos policíclicos PAH (Rajiv K. Sinha et al Ref. C-77). Estas sustancias xenobióticas son tóxicas para plantas y animales. En un estudio realizado por el IMTA en un sistema de lombricompostaje⁹², se encontró que el compost producido tiene 55.1% de materia orgánica, un 1.27% de nitrógeno total, y una humedad de 57.4%. En este lombricompostaje se obtuvo una remoción del nitrógeno Kjeldhal NTK del 97%, del DBO₅ del 94%, de los sólidos suspendidos totales del 95% y de los sólidos volátiles del 95%.

⁹⁰ Jatin Patel et. Al. "Treatment of Sewage by Vermifiltration: A Review". College of Engineering Ahmedabad. <http://iwwa-ahmedabad.org/images/downloads/papers/2018/1808.pdf>

⁹¹ Sharmila K. J. et al. "Nitrogen, Phosphorus, and Potassium Range of Vermicompost Using *Eisenia Fetida* and *Perionyx Excavatus*". Innovare Journal of Agriculture Science. India. 2.019. <https://innovareacademics.in/journals/index.php/ijags/article/view/29425>

⁹² Instituto Mexicano de Tecnología del Agua IMTA. "Vermifiltración para Tratamiento de Aguas Residuales Industriales y Municipales. Proyecto TC-1107". 2.011. <http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/1448/TC-1107.1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

C-4.5.9. Ejemplo de Diseño de una Planta Pinch

En las siguientes figuras se presenta el diseño de una planta Pinch, cuyos cálculos se encuentra en la Tabla C-12 a continuación.

Figura C-44 - Planta Pinch - Vista en Planta de un Conjunto

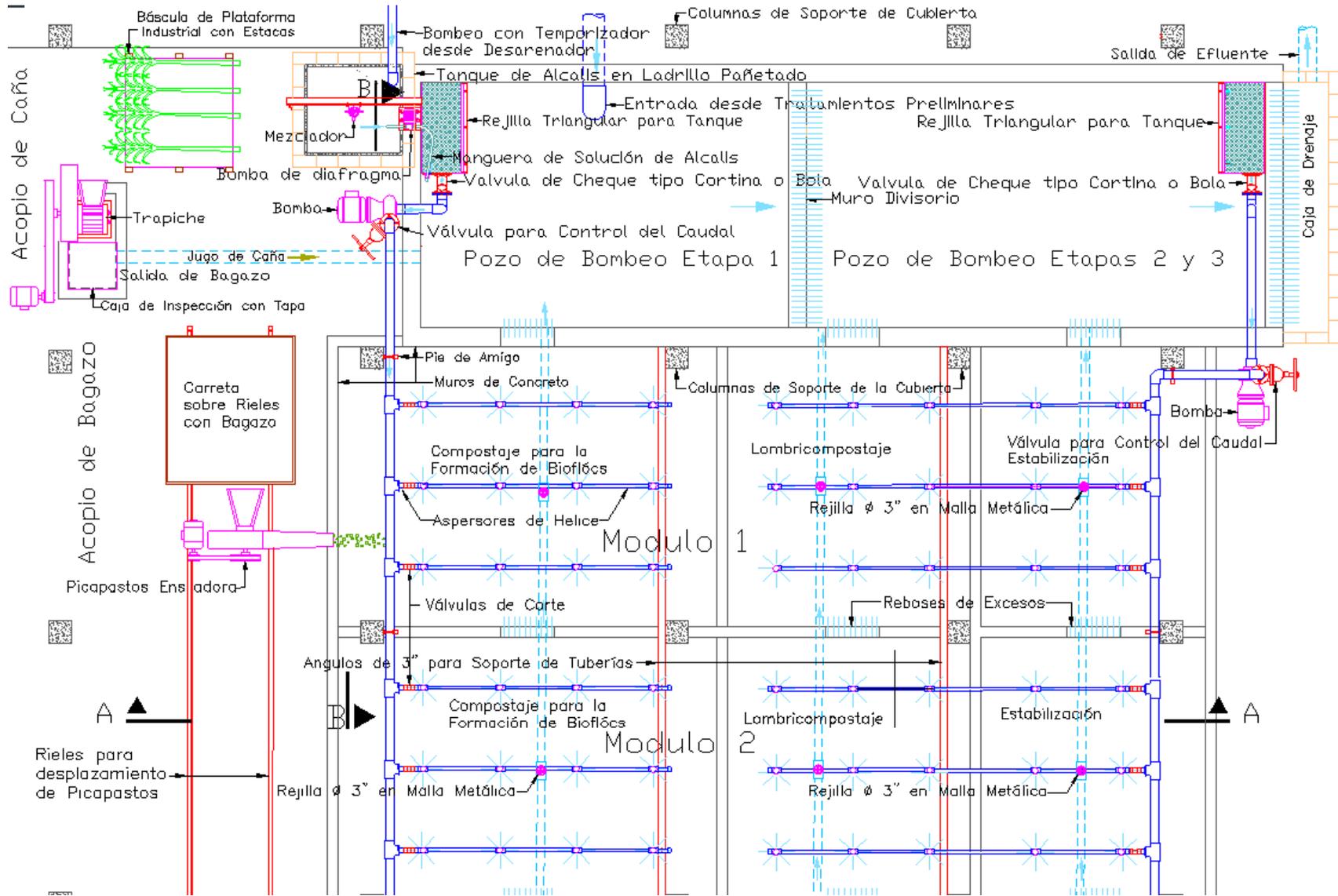


Figura C-45 - Planta Pinch - Vista de Corte Transversal A-A

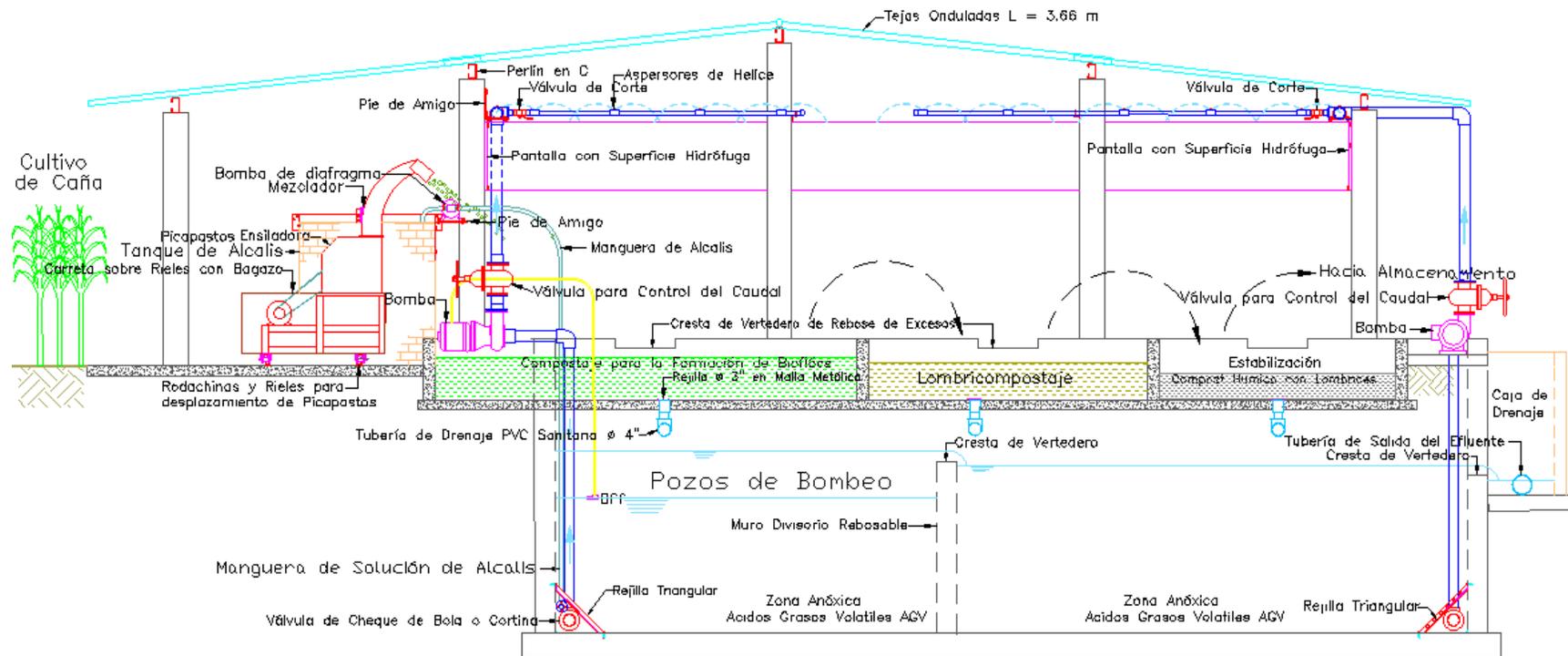


Figura C-46 - Planta Pinch - Vista del Corte Longitudinal B-B de la Unidad

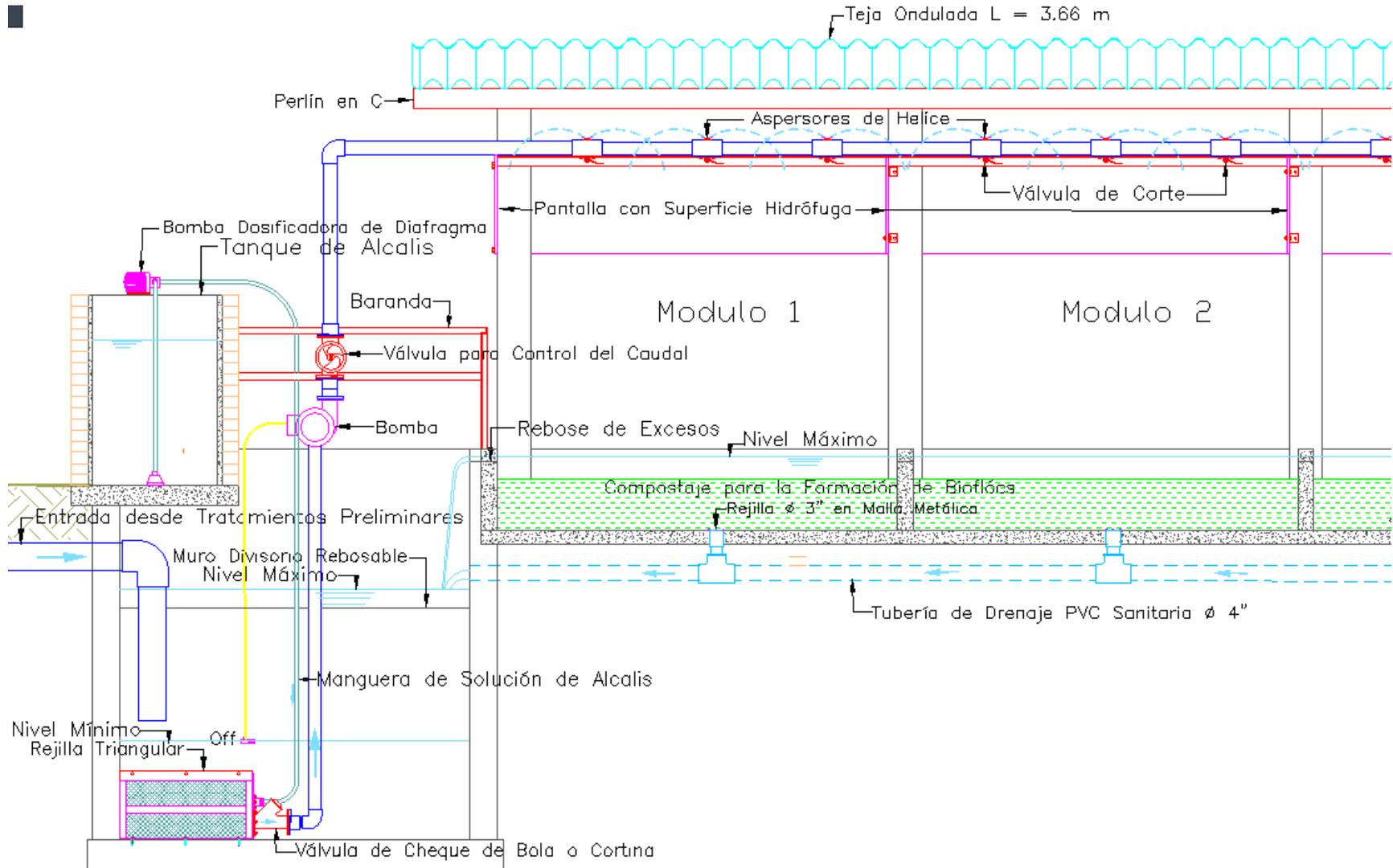


Tabla C-12. Ejemplo de Diseño de una Planta Pinch

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

Condiciones de Entrada		
Caudal de Diseño de la Planta		6,00 Lps
No de Conjuntos		1 u
Caudal de Diseño por Conjunto		6,00 Lps
Concentración de DBO5 Afluente		220 mg DBO5/L
Carga de DBO5 Afluente		114,05 kg DBO5/día
Concentración de NH4 Afluente		40 mg NH4/L
Carga de NH4 Afluente		20,74 kg NH4/día
Concentración de Fósforo Afluente		8 mg P/L
Relación C/N de Entrada	No se requiere EBI	5,50
Relación N/P de Entrada		5,00
Parámetros de la Caña de Azucar		
Relación C/N Requerida en Compostaje		25
Cantidad de Carbono Requerida para Nitrificación Heterótrofa		518 kg DBO5/día
Cantidad de Carbono a Añadir		404 kg DBO5/día
Porcentaje de Bagazo Seco en la Caña		16%
Proporción de Hojas y Cogollos respecto al Bagazo Seco		30%
Porcentaje de Sacarosa del Jugo de Caña	12 a 16%	14,0%
Porcentaje de Sacarosa en la Caña		11,8%
Porcentaje de Hojas y Cogollos en Carbohidratos de la Caña		4,8%
Total de Carbohidratos en la Caña		32,6%
Porcentaje de Carbohidratos de Fácil Degradación en la Caña		16,6%
Cantidad de Caña de Azucar Requerida		1.242 Kg caña/día
Tiempo del Ciclo de Compostaje asumido		7 Días
No de Dias Laborales		6 Días
Numero de Modulos por Conjunto		6 u
Cantidad de Caña de Azucar a Procesar por Semana		8.693 Kg
Cantidad de Bagazo Seco por Semana		1.391 Kg
Densidad del Bagazo Picado		200 Kg/m3
Volumen de Bagazo a Procesar por Semana		43,47 m3
Volumen de Bagazo a Procesar por Modulo y por Día Hábil		7,24 m3
Densidad del Lombricompost producido		400 Kg/m3
Volumen del Compost a Procesar por Día Hábil		3,62 m3
Densidad del Compost producido		600 Kg/m3
Volumen del Compost a Procesar por Día Hábil		2,41 m3

Parámetros de los Lechos		
Longitud de Modulo		3,50 m
Altura de Muros		0,60 m
Borde Libre		0,05 m
Altura de Agua y Compost Máxima en los Lechos		0,50 m
Ancho de Lecho de Compostaje		4,20 m
Area en Planta de Lechos de Compostaje		88,20 m ²
Altura de la Caña calculada	adecuada	0,49 m
Ancho de Lecho de Lombricompostaje		2,70 m
Area en Planta de Lechos de Lombricompostaje		56,70 m ²
Altura de Material en Lecho de Lombricompostaje	adecuada	0,38 m
Ancho de Lecho de Estabilización		2,50 m
Area en Planta de Lechos de Estabilización		52,50 m ²
Altura de Material en Lecho de Estabilización	adecuada	0,28 m
Parámetros del Aspersor de Hélice		
Diámetro de Orificio	1/2"	12,70 mm
Diámetro de Eje	1/8"	3,18 mm
Area de Flujo por Perforación		118,70 mm ²
Coefficiente de Descarga	Cd	0,58
Tiempo del Ciclo de Riego		30 min
Sistema de Bombeo de Recirculación de Etapa 1 (Producción de Bioflócs)		
Cabeza de Velocidad en Aspersores		0,78 m
Velocidad en Perforaciones		3,91 m/s
Caudal por Aspersor		0,27 Lps
Número de Aspersores por Línea		4 u
Número de Líneas por Módulo		3 u
Número Total de Aspersores por Bomba		72 u
Caudal de Riego		19,38 Lps
Factor de Operación del Bombeo		50%
Tiempo de Aspersión por Ciclo de Riego		15 min
Diámetro de Malla Metálica de Drenaje		3 pg
Espaciamiento de Alambres	de 4 a 6 mm	4,00 mm
Grosor del Alambre		1,60 mm
Porcentaje del Area de Flujo		36,0%
Area de Flujo de Malla		0,0016 m ²
Velocidad del Flujo para Drenaje Total de Caudal Medio		1,97 m/s
Cabeza de Velocidad para Drenaje Total		0,20 m
Perdidas en Tuberías Totales		2,22 m
Diferencia de Altura		3,20 m
Total Cabeza de Bombeo de Recirculación		6,20 m
Eficiencia de Bombeo		80%
Potencia de Bomba de Recirculación		1,47 Kw
		1,98 HP
Consumo Anual de Energía por Bomba de Etapa 1		6.459 Kw-h/año

Bombeo de Recirculación de Etapas 2 y 3 (Lombricompostaje y Estabilización)	
Factor de Operación del Bombeo	50%
Tiempo de Aspersión	15 min
Cabeza en Aspersores	0,77 m
Velocidad en Perforaciones	3,88 m/s
Caudal por Aspersor	0,27 Lps
Número de Aspersores por Línea en Etapa 2	3 u
Número de Aspersores por Línea en Etapa 3	2 u
Número de Aspersores por Línea	5 u
Número de Líneas por Módulo	3 u
Número de Aspersores en Etapa 2	54 u
Caudal en Etapa 2	14,44 Lps
Número de Aspersores en Etapa 3	36 u
Caudal en Etapa 3	9,63 Lps
Número de Aspersores por Bomba	90 u
Caudal de Bombeo	24,07 Lps
Perdidas en Tuberías Totales	1,88 m
Diferencia de Altura	3,20 m
Total Cabeza de Bombeo de Recirculación	5,86 m
Eficiencia de Bombeo	80%
Potencia de Bomba de Recirculación	1,73 Kw 2,32 HP
Consumo Anual de Energía por Bomba de Etapas 2 y 3	7.571 Kw-h/año
Remoción de Nitrógeno Amoniacal	
Volumen Diario de Agua Tratada por Día	21,60 m3
Volumen de Agua Diaria Bombeada a Etapa 1	34,89 m3
Volumen de Agua Bombeada por Ciclo de Tratamiento	226,76 m3
Tasa de Recirculación de Etapa 1	10,50
Volumen de Agua Diaria Bombeada a Etapa 2	26,00 m3
Volumen de Agua Bombeada por Ciclo de Tratamiento	168,98 m3
Tasa de Recirculación de Etapa 2	7,82
Volumen de Agua Diaria Bombeada a Etapa 3	17,33 m3
Volumen de Agua Bombeada por Ciclo de Tratamiento	112,65 m3
Tasa de Recirculación de Etapa 3	5,22
Tasa Total de Recirculación	23,54
Tasa de Remoción de Nitrógeno Amoniacal	4,17 mg/Lt-min
Concentración de Nitrógeno Amoniacal	40 mg NH4/L
Tiempo de Contacto Requerido para Remoción Total	9,59 min

Consumo de Energía		
Consumo Anual de Energía por las Bombas de Recirculación	14.030	Kw-h/año
Capacidad del Trapiche	250	kg/h
Tiempo para Procesar Caña por Día	4,97	horas/día
Potencia de Trapiche	3	HP
Consumo de Energía por Trapiche	3.644	kW-h/año
Capacidad del Picapastos	2.000	kg/h
Tiempo para Procesar Caña por Jornada	0,62	horas/día
Potencia de Picapastos	5	HP
Consumo de Energía por Picapastos	759	kW-h/año
Consumo Anual de Energía Total	18.433	Kw-h/año
Consumo de Energía Específico (por m ³ de agua)	0,097	kW-h/m ³
Secuestro de Carbono Atmosférico por la Planta Pinch		
Carbono requerido para el Compostaje	25	gr DBO5/gr NH ₄
Carbono aportado por Aguas Residuales	5,5	gr DBO5/gr NH ₄
Adición de Carbono procedente de la Caña	19,5	gr DBO5/gr NH ₄
Relación C/N en Lombricompostaje	12	gr DBO5/gr NH ₄
Carbono perdido en Compostaje	13	gr DBO5/gr NH ₄
Proporción del Carbono incorporado en Compostaje	61,5%	
Porcentaje de Bagazo Seco en la Caña	16%	
Proporción de Hojas y Cogollos en la Caña Seca	30%	
Porcentaje de Sacarosa del Jugo de Caña	12 a 16%	14%
Porcentaje de Sacarosa en la Caña	11,8%	
Porcentaje Carbono de Hojas y Cogollos	4,8%	
Porcentaje de Carbono en la Caña	32,6%	
Consumo Anual de Caña de Azúcar	453	Ton caña/año
Total de Carbono aportado por la Caña	147,59	Ton C/año
Secuestro de Carbono por la Planta Pinch	61,5%	90,82 Ton C/año
Productividad de Tallos de Caña	100	Ton/ha-año
Productividad de Hojas y Cogollos (17%)	17	Ton/ha-año
Productividad de la Caña en Materia Seca	117	Ton/ha-año
Area de Cultivo de Caña Requerida	3,87	hectáreas
Secuestro de Carbono por Hectárea de Caña al Año	23,44	Ton C/año-ha

La planta Pinch del ejemplo de la tabla anterior se diseñó para tratar 6 Lps de aguas residuales municipales típicas, y según la Tabla C-14, esta planta puede secuestrar 90.82 toneladas de carbono atmosférico al año. Para ello se emplean 3.87 hectáreas de caña de azúcar, o sea que con cada hectárea se secuestran 23.44 toneladas de carbono al año. Esto supera ampliamente las tasas de secuestro de carbono correspondiente a todos los ecosistemas, las cuales se indican en la Tabla C-12. El humus donde queda fijado el carbono es muy estable, y existe poco riesgo de que éste retorne rápidamente a la atmosfera.

En las tablas anteriores se puede observar el desempeño energético de la planta Pinch, con un consumo de energía es 0.097 kW-h por m³ de agua tratada, que es bastante

competitivo comparado con las tecnologías de tratamiento de aguas existentes, y similar al de las otras plantas tratadas en esta página web. Una de las grandes ventajas de la planta Pinch respecto a éstas, es que puede lograr un alto grado de purificación del agua, debido a la doble filtración en el lecho de compostaje de caña picada, y en el de lombricompostaje, lo cual puede permitir el reuso de su efluente. La otra gran ventaja es la producción de humus, cuyo valor se analiza en el siguiente Numeral.

La eficiencia en la remoción de nitrógeno amoniacal por la planta Pinch puede ser de más del 97%, considerando la alta remoción encontrada por Kishore K. Krishnani, et. al (Ref. C-86) en el efluente de un cultivo de camarones, realizada por un filtro de bagazo en caña, y un estudio realizado por el IMTA (Ref. C-92 del Numeral C-4.5.8), donde se encontró una remoción del nitrógeno Kjeldhal NTK del 97% en un sistema de lombricompostaje. La remoción de fósforo puede ser del 100% considerando el proceso EBPR que se trata en el Numeral C-4.3.2, y la asimilación por parte de las lombrices que se trata en el Numeral C-4.5.7.

C-4.5.10. Efectos de la Planta Pinch en Suelos, Ecosistemas y el Clima

Fertilización y Acondicionamiento de Suelos Agrícolas y Forestales

Los tratamientos de aguas residuales actuales generalmente tienen procesos de digestión anaeróbica, que expulsan el carbono a la atmósfera en forma de CO₂ y metano, y procesos de nitrificación autótrofa y desnitrificación, que expulsa el nitrógeno en forma de gas. Con la planta Pinch se incorporan el carbono, el nitrógeno, y otros nutrientes a un compost con alto contenido de humus, que es un fertilizante con alto valor económico y ambiental. El humus es el producto final de la degradación de la materia orgánica, principalmente de origen vegetal, y está compuesto esencialmente por sustancias húmicas, que son los ácidos húmicos y fúlvicos, y las huminas. Las sustancias húmicas son relativamente estables, y en ellas no ocurren procesos de descomposición realizados por microorganismos que consumen oxígeno, y por lo tanto no generan malos olores. Estas sustancias son las responsables de darle al humus las siguientes características que lo hacen muy valioso para la agricultura y el medio ambiente:

El humus es un excelente fertilizante y acondicionador de suelos agrícolas por capacidad de retener agua y nutrientes, los cuales están disponibles para el consumo por las plantas (Fertilab⁹³). De acuerdo al estudio de Md. Aminul Islam et al⁹⁴, los ácidos húmico y fúlvico adsorben partículas de arcilla, con lo cual crean aglomerados que facilitan el drenaje y la

⁹³ Fertilab. "Importancia de los Ácidos Húmico y Fúlvico".

<https://www.fertilab.com.mx/Sitio/notas/Importancia-de-los-acidos-humicos-y-fulvicos.pdf>

⁹⁴ Md. Aminul Islam et al. "Adsorption of humic and fulvic acids onto a range of adsorbents in aqueous systems, and their effect on the adsorption of other species: A review". Elsevier. Separation and Purification Technology. 2020.

https://www.researchgate.net/publication/338402162_Adsorption_of_humic_and_fulvic_acids_onto_a_range_of_adsorbents_in_aqueous_systems_and_their_effect_on_the_adsorption_of_other_species_A_review

aireación, a que además retienen mucha agua. Dichos aglomerados también mejoran la resistencia a la erosión de los suelos. Debido a su capacidad de intercambio catiónico, los ácidos húmicos y fúlvicos adsorben diversos nutrientes que se aplican al suelo, tales como nitrógeno, fósforo y potasio, los cuales quedan disponibles para su utilización por las plantas en la medida de sus necesidades, pero no son arrastrados por el agua.

De acuerdo al manual de compostaje de la FAO (Ref. B-48 del Capítulo B-6) una característica importante del lombricompost es que contiene muchos microorganismos para los suelos agrícolas. Además, estos microorganismos y las lombrices de tierra contribuyen a aflojar los suelos compactados, lo cual facilita la penetración del agua y el aire en ellos, y el desarrollo de las raíces. En dicho manual se recomienda aplicar una dosis de 5 a 7 ton/ha en cultivos extensivos, y de 40 a 50 ton/ha en horticultura.

El lombricompost también es importante en los ecosistemas naturales. Las cualidades anteriores, le dan al suelo con humus la capacidad de albergar microorganismos aeróbicos y lombrices, que degradan la materia orgánica de origen vegetal o animal, y reciclan los nutrientes. El lombricompost también tiene la capacidad de prevenir la erosión de suelos ubicados en laderas, como se indicó anteriormente, y de regular el agua lluvia, como se indica a continuación.

Degradación y Encapsulamiento de Sustancias Xenobióticas

Los ácidos húmicos y fúlvicos le dan al suelo la capacidad de encapsular o degradar sustancias xenobióticas. Según Kalebaila K. Kennedy et al (Ref. C-97), al pasar el agua a través de filtros hechos con humus producido con desechos agrícolas, tales como el bagazo de caña, se produce la remoción de metales pesados y colorantes catiónicos, pues dicho humus contiene hidroxilos (OH⁻) y carboxilos (HCOO⁻), que actúan como agentes quelantes que estabilizan dichos metales y colorantes, y luego los adsorbe mediante procesos de intercambio catiónico. La remoción de colorantes que se realiza con humus producido con bagazo de caña es importante, debido a que son cancerígenos, fotoestables, y muy difíciles de degradar por medios biológicos.

Los ácidos húmicos también degradan los hidrocarburos, convirtiéndolos en ácidos grasos y en azúcares mediante reacciones químicas y procesos biológicos (Randy Mosley ⁹⁵). Los ácidos húmicos y fúlvicos son agentes quelantes, o sea que forman complejos con iones de metales, llamados quelatos (Martina Klučáková y Marcela Pavlíková ⁹⁶ y Kalebaila K. Kennedy et al ⁹⁷). Estos quelatos son bastante estables e insolubles en agua, lo cual

⁹⁵ Randy Mosley. "The Effects of Humates On Remediation of Hydrocarbon and Salt Contaminated Soils". Morris and Mosley, Inc. 5th International Petroleum Environmental Conference. Albuquerque, 1998.

https://www.bioag.com/wp-content/uploads/2018/05/Effects_of_Humate_on_Salt_Contaminated_Soil.pdf

⁹⁶ Martina Klučáková y Marcela Pavlíková. "Lignitic Humic Acids as Environmentally-Friendly Adsorbent for Heavy Metals". Hindawi. Research Article | Open Access. Volume 2017 | Article ID 7169019

<https://www.hindawi.com/journals/jchem/2017/7169019/>

⁹⁷ Kalebaila K. Kennedy et al. "Selected Adsorbents for Removal of Contaminants from Wastewater: Towards Engineering Clay Minerals". Scientific Research, 2.018.

<https://www.scirp.org/journal/PaperInformation.aspx?PaperID=87032>

facilita la remoción de dichos metales a través de procesos de adsorción por intercambio catiónico, con eficiencias mayores del 90%. Uno de los metales que remueve el humus es el sodio de la sal, con lo cual el cloro sale hacia la atmósfera. Lo anterior hace del humus un elemento importante para la remediación de suelos salinizados.

Regulación de los Caudales de Escorrentía

El humus producido por la planta Pinch regula el agua lluvia debido a su porosidad y su capacidad de adsorberla. Se considera que el humus tiene la capacidad de retener un 80 a 90% de su peso en agua⁹⁸, la cual se suministra a las plantas de acuerdo con sus necesidades, lo cual les permite sobrevivir durante las sequías. Esta capacidad de adsorción de agua también ocasiona un importante efecto regulador sobre las aguas lluvias, que reduce las crecientes en los ríos.

Secuestro de Carbono Atmosférico

Por su alto contenido de carbono estabilizado, el humus puede constituirse en un excelente sumidero del carbono atmosférico. El humus presente en los suelos hace que éstos sean el tercer sumidero de carbono más grande del mundo, después de los océanos, y de los yacimientos de minerales calcáreos y otras formaciones geológicas. La cantidad de carbono almacenado en los suelos es de 2 a 4 veces la cantidad que se encuentra en la atmósfera, y aproximadamente 4 veces el carbono contenido en toda la vegetación (Mike Bell y David Lawrence⁹⁹).

Además del humus, en el suelo están presentes otras formas de carbono, tales como raíces, desechos vegetales, y organismos diversos que constituyen la biota, la cual se degrada en cuestión de meses o años, dando origen a material particulado que puede durar años a décadas. Este material se convierte luego en humus, que se conserva en el suelo por décadas o siglos, y constituye el gran receptor de carbono. Luego de siglos o milenios, el humus presente en el suelo puede transformarse en carbón o en sus precursores, que son minerales que no pueden ser aprovechados por las plantas, y se conocen como materia orgánica resistente. Esta materia también se produce cuando la vegetación se quema en ausencia de oxígeno, y la pirolisis produce carbón de leña (en inglés charcoal). En las siguientes figuras de Mike Bell y David Lawrence se muestra este proceso, y la proporción del carbono contenido en el humus.

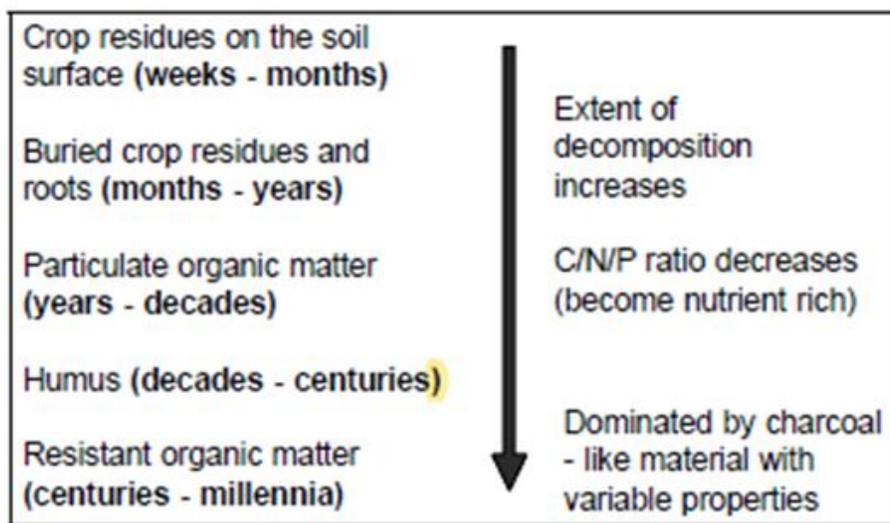
⁹⁸ Wikipedia. "Humus".

<https://en.wikipedia.org/wiki/Humus#:~:text=Humus%20is%20a%20colloidal%20substance,to%20store%20nutrients%20by%20chelation.&text=Humus%20can%20hold%20the%20equivalent,soil%27s%20capacity%20to%20withstand%20drought>.

⁹⁹ Mike Bell y David Lawrence. "Oil carbon sequestration- Myths and Mysteries". Tropical Grasslands, Vol. 43. 2.009

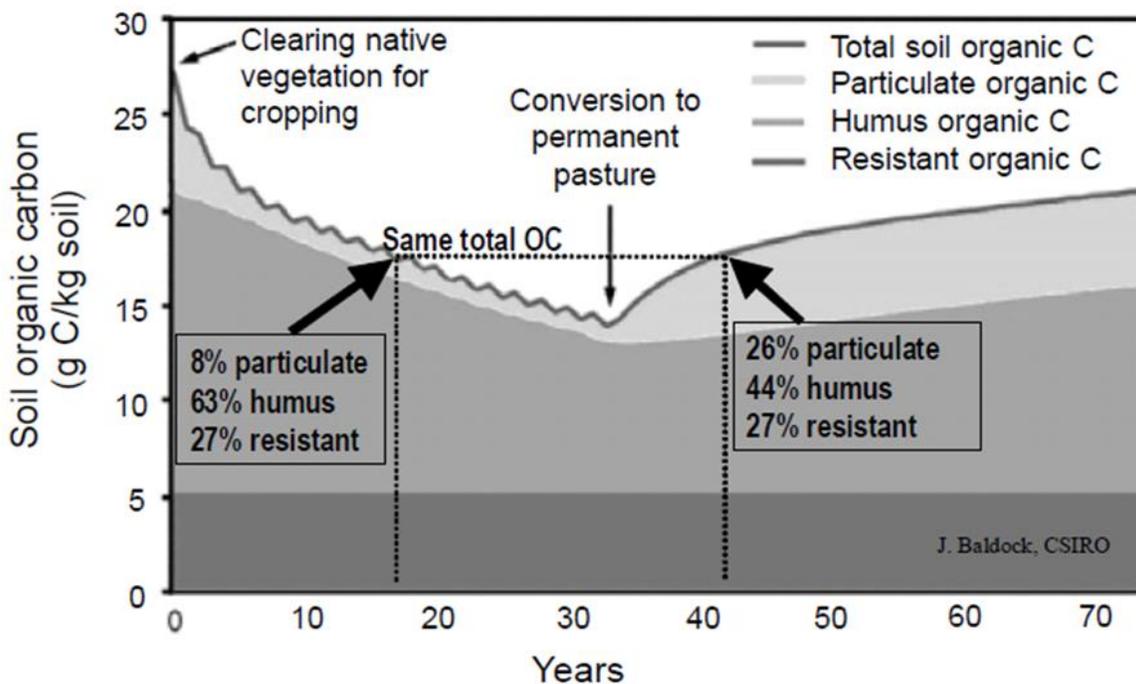
https://www.tropicalgrasslands.info/public/journals/4/Historic/Tropical%20Grasslands%20Journal%20archive/PDFs/2009%20issue%20pdfs/Vol_43_04_2009_p227_231%20Bell%20and%20Lawrence.pdf

Figura C-47. Esquema de la Evolución del Carbono en el Suelo



Fuente: Mike Bell y David Lawrence. Ref. C-98

Figura C-48. Distribución del Carbono Contenido en el Suelo y su Evolución con el Uso de éste



Gris claro: Material particulado orgánico (Vegetación)
 Gris medio: Humus
 Gris oscuro: Materia Orgánica Resistente (Turba o carbón mineral)

Fuente: Mike Bell y David Lawrence. Ref. C-99

Como se observa en la figura anterior, los suelos con vegetación nativa tienen un alto contenido de humus, y de material orgánico particulado que está formado esencialmente por la vegetación. Cuando la vegetación nativa se convierte en cultivo, el contenido de carbono del material particulado se reduce, y se mantiene en solo un 8% del carbono total del suelo, mientras que el humus contiene pasa del 63% al menos del 44% del carbono. Al convertirse los cultivos en pasturas, el material particulado (vegetación) se incrementa inicialmente a una tasa alta, y luego se mantiene a un valor inferior a que tenía antes de la tala de la vegetación natica. La cantidad humus se incrementa a una tasa muy baja. En la etapa de cultivo, el suelo pierde carbono, pero al establecerse las pasturas, el carbono asimilado por las plantas es transferido al suelo, y el contenido de humus en el suelo aumenta lentamente.

El secuestro de carbono atmosférico es fundamental para reducir el calentamiento global que producen las emisiones de CO₂, que es el principal gas de efecto invernadero. En la siguiente tabla se encuentra la captura de carbono estimada para algunas especies forestales, que están presentes en bosques con edades de 0 a 20 años, puesto que después de este tiempo su tasa de asimilación de carbono se reduce sustancialmente (Blanca Bernal et al. ¹⁰⁰).

Tabla C-13. Captura de Carbono Atmosférico por Especies utilizadas en Reforestación de Zonas Tropicales

Especie Arbórea Cultivada o Ecosistema	Condiciones Climáticas	Tasa de Remoción de CO₂ de la Atmósfera Ton/ha-año	Tasa de Remoción de Carbono de la Atmósfera Ton/ha-año
Roble	Tropical Seco	18,40	5,03
Teca	Tropical Húmedo	30,80	8,42
Eucalipto	Tropical Seco	37,90	10,36
Eucalipto	Tropical Húmedo	40,70	11,12
Pino	Tropical Seco	21,00	5,74
Otras Coníferas	Tropical Seco	38,70	10,57
Otras Coníferas	Tropical Húmedo	23,60	6,45
Regeneración Natural de Sistemas Agroforestales en Suramerica	Tropical Húmedo	18,80	5,14
Regeneración Natural de Sistemas Agroforestales en Suramerica	Tropical Seco	13,80	3,77

Fuente: Bernal Blanca et al. Ref. C-100. Tablas 1 y 2.

¹⁰⁰ Blanca Bernal et al. "Global carbon dioxide removal rates from forest landscape restoration activities". Carbon Balance and Management. 2.018. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6246754/>

La mayor parte carbono capturado por la vegetación vuelve a la atmósfera cuando ésta se descompone. Por lo tanto, la remoción neta de carbono corresponde esencialmente al crecimiento de la vegetación, al carbono que ha sido incorporado al suelo, y al que se encuentra en forma de productos durables de dicha vegetación. Se considera que los bosques maduros tienen una tasa de remoción de carbono casi nula, y su importancia se debe principalmente a que constituyen reservorios de carbono. La relación C/N en la vegetación forestal es de alrededor de 100, pero en el humus producido por ésta, la relación es del orden de 12, por lo cual se considera que, en condiciones naturales, y si el nitrógeno se mantiene constante, solo un 12% del carbono de la vegetación muerta se incorpora al humus, y el resto sale hacia la atmósfera en forma de CO₂.

Se estima que el cultivo de caña de azúcar tiene una capacidad de secuestrar carbono atmosférico a una tasa de 50 a 60 ton C/ha-año (L. Moundzeo et al ¹⁰¹). Esta tasa es muy superior a la de los bosques plantados tropicales, como se indica en la tabla anterior. Sin embargo, esta caña y sus productos se descomponen rápidamente, y la mayor parte del carbono retorna a la atmósfera. Con la planta Pinch es posible secuestrar el carbono atmosférico por largo tiempo, al fijarlo en el humus.

El carbono fijado por la planta Pinch corresponde a la totalidad del que trae las aguas residuales, más la parte que es aportado por la caña. En la planta Pinch se utilizan las aguas residuales municipales, que tienen una relación C/N estimada de 5.5 (ver Tabla A-7). Para el proceso se compostaje se requiere añadir carbono en forma de caña de azúcar para obtener un C/N de 25, que es el requerido según Rajiv K. Sinha et al (Ref. C-77 del Numeral C-4.5.3), Por cada gramo de NH₄ que traen las aguas residuales, éstas traen 5.5 gr de DBO₅, y hay que añadir 19.5 gr de carbono en forma de caña. Luego del compostaje se obtiene un compost donde el C/N se reduce a 12 según Rajiv K. Sinha, o sea que se pierden 13 gr de DBO₅ por gramo de NH₄ en el proceso de compostaje. Por lo tanto, la adición de 19.5 gramos de carbono en forma de caña permite secuestrar 12 gramos de éste, que equivalen al 61.5% del carbono añadido.

La caña de azúcar tiene tres componentes principales. En primer lugar está la celulosa, que según Teboho C. Mokhena¹⁰² et representa entre el 40 y el 50% de la caña, y tiene la fórmula (C₆H₁₀O₅)_n, donde n es el grado de polimerización. De acuerdo a la estequiometría de la fórmula, la celulosa contiene un 44.44% de carbono. Otro componente es la hemicelulosa, que represente entre el 17 y el 20% de la caña y tienen un contenido de carbono similar. El tercer elemento son los azúcares, principalmente la sacarosa, cuya fórmula es C₁₂H₂₂O₁₁, que tiene un contenido de 42.1% de carbono y

¹⁰¹ L. Moundzeo et al. "Carbon Sequestration in Sugarcane Plantation in the Niari Valley in Congo". Journal of Environmental Science and Technology, 2011.
<https://scialert.net/fulltext/?doi=jest.2011.411.418#:~:text=The%20sugarcane%20industrial%20plantations%20of,about%2050%20tons%20per%20hectare.&text=These%20authors%20showed%20that%20the,is%20better%20than%20forest%20one.>

¹⁰² Teboho C. Mokhena et al. "Sugarcane Bagasse and Cellulose Polymer Composites". Open access peer-reviewed. 2.017.
<https://www.intechopen.com/chapters/57762>

constituye el 11.8% de la caña¹⁰³. Se estima que cada hectárea produce por lo menos 100 toneladas de caña de azúcar, más 17 toneladas de hojas y cogollos (FAO -Corpoica, Ref. B-42). En la siguiente tabla se presenta un cálculo del carbono atmosférico que se puede secuestrar mediante la planta Pinch, por área de cultivo de caña empleada.

Tabla C-14. Secuestro de Carbono Atmosférico por la Planta Pinch

Carbono requerido para el Compostaje	25	gr DBO5/gr NH4
Carbono aportado por Aguas Residuales	5,5	gr DBO5/gr NH4
Adición de Carbono procedente de la Caña	19,5	gr DBO5/gr NH4
Relación C/N en Lombricompostaje	12	gr DBO5/gr NH4
Carbono perdido en Compostaje	13	gr DBO5/gr NH4
Proporción del Carbono incorporado en Compostaje	61,5%	
Porcentaje de Bagazo Seco en la Caña	16%	
Proporción de Hojas y Cogollos respecto al Bagazo Seco	30%	
Porcentaje de Sacarosa del Jugo de Caña	12 a 16%	14%
Porcentaje de Sacarosa en la Caña		11,8%
Porcentaje de Hojas y Cogollos en Carbohidratos de la Caña		4,8%
Porcentaje de Carbono en la Caña		32,6%
Consumo Anual de Caña de Azúcar	604	Ton caña/año
Total de Carbono aportado por la Caña	196,78	Ton C/año
Secuestro de Carbono por la Planta Pinch	61,5%	121,10 Ton C/año
Productividad de Tallos de Caña	100	Ton/ha-año
Productividad de Hojas y Cogollos (17%)	17	Ton/ha-año
Productividad de la Caña en Materia Seca	117	Ton/ha-año
Area de Cultivo de Caña Requerida	5,17	hectáreas
Secuestro de Carbono por Hectárea de Caña al Año	23,44	Ton C/año-ha

Si el compost húmico producido en la planta Pinch es aplicado en recuperación de ecosistemas forestales, el efecto en el secuestro de carbono atmosférico se incrementa grandemente, puesto que esto facilita el crecimiento de una vegetación exuberante, especialmente en zonas tropicales. En la siguiente tabla se muestra la capacidad de almacenamiento de carbono en la vegetación y en el suelo para diversos ecosistemas, la cual es máxima en el caso de los bosques del trópico húmedo. Con el compost se podría convertir un sistema degradado, que puede almacenar en la vegetación una cantidad de carbono similar a la de una sabana tropical (29.3 Ton C/ha), o la de chaparral, (32 Ton C/ha), en un bosque tropical, la vegetación almacena 165 Ton C/ha, que es una cantidad mucho mayor que cualquier tipo de vegetación. En su suelo, el bosque tropical solo almacena unas 83 Ton C/ha, que es una cantidad inferior a la de todos los suelos, excepto los de los cultivos. Por lo tanto, su tala ocasiona una gran emisión de carbono atmosférico. Por esta razón, en compost húmico se aplicaría especialmente para la

¹⁰³ Answers Google.

https://www.answers.com/Q/What_is_the_percent_composition_of_carbon_in_the_compound_sucrose

recuperación de los bosques tropicales degradados, lo cual aumenta no solo la captura de carbono, sino la biodiversidad.

Tabla C-15. Capacidad de Ecosistemas de Almacenar Carbono

Ecosistema	Reservorio de Carbono en Vegetación (Ton/ha)	Reservorio de Carbono en el Suelo (Ton/ha)	Reservorio de Carbono Total (Ton/ha)
Bosque Tropical	165,0	83,0	248,0
Bosque Templado Natural	122,7	120,0	242,7
Bosque Templado Plantado	80,0	120,0	200,0
Bosque Boreal	24,4	150,0	174,4
Chaparral	32,0	120,0	152,0
Sabana Tropical	29,3	117,0	146,3
Cultivos	2,0	79,0	81,0

Fuente: Maren Oelbermann et al¹⁰⁴, Tabla 1.

.De acuerdo a la tabla anterior, la capacidad de almacenar carbono en el bosque tropical es muy superior a la que se tiene en cualquier otro ecosistema, a pesar de que allí se tienen los suelos con menor contenido de carbono, con excepción de los cultivos. En la Tabla C-13 se aprecia que en climas tropicales húmedos la tasa de remoción de carbono con especies de la región, tales como roble, teca, o con regeneración natural, es superior a la que ocurre en climas tropicales secos. Por lo tanto, la aplicación de humus en los suelos tropicales puede incrementar notablemente la captura de carbono.

¹⁰⁴ Maren Oelbermann et al. "Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada". Agriculture, Ecosystems and Environment 104. 2.004. Elsevier.

https://www.researchgate.net/publication/223039321_Carbon_sequestration_in_tropical_and_temperate_agroforestry_systems_A_review_with_examples_from_Costa_Rica_and_southern_Canada