



UNIVERSIDAD
SAN SEBASTIAN
VOCACIÓN POR LA EXCELENCIA



FACULTAD INGENIERÍA, ARQUITECTURA Y DISEÑO
INGENIERÍA CIVIL
SEDE BELLAVISTA

**Evaluación del desempeño de lagunas aireadas reacondicionadas con
reactores de biopelícula de membrana aireada (MABR) frente a
eventos climáticos extremos**

Tesis para optar al título de Ingeniero Civil

Profesor tutor: PhD Marcelo Aybar

Estudiante: Matias Ignacio Olivares Mardones

© Matias Olivares Mardones

Se autoriza la reproducción parcial o total de esta obra con fines académicos, por cualquier forma, medio o procedimiento, siempre y cuando se incluya la cita bibliográfica del documento.

Santiago, Chile

2025

Dedicatoria

Esta investigación está dedicada a la gente que siempre creyó en mí a pesar de las caídas, y los problemas que el tiempo me dio.

En especial quiero dedicar este trabajo a la persona más importante en mi vida, quién me dio el aliento, las fuerzas y la luz en los momentos que más necesité. Sin ti, este trabajo y muchas otras actividades de mi vida no habrían podido ser completadas. Una excelente mujer, hija, amiga, odontóloga, novia, eres la mujer de mis sueños, y la mujer que amo, muchas gracias por todo y bienvenido sea nuestro futuro juntos.

Quiero dedicar este trabajo también a mi familia, quienes siempre me dieron una mano y el confort de un dulce hogar para liberar mis emociones, gritar, llorar, ser feliz, relajarme y dar todo de mí.

Agradecimientos

En primer lugar, quiero expresar mi más sincero agradecimiento a los docentes de mi universidad, quienes, con su dedicación, conocimientos y apoyo, han sido pilares fundamentales en mi formación académica. Su guía y paciencia han sido invaluable, no solo en la elaboración de este trabajo, sino a lo largo de toda mi carrera. En especial, agradezco a Marcelo Aybar, Fernanda Palacios, Marco Alsina, Felipe Vicencio, Gustavo Huerta, Margareth Gutiérrez, Felipe Flores, cuyo compromiso y sabiduría han dejado una huella profunda en mi desarrollo profesional y personal.

También deseo extender mi gratitud a los profesores de mi etapa escolar, quienes sembraron en mí la curiosidad y el amor por el aprendizaje. Su influencia ha sido determinante en mi camino hacia la universidad y en la consolidación de mis aspiraciones académicas. A Alexis Soto, gracias por creer en mí desde el principio y por inspirarme a alcanzar metas que alguna vez parecieron lejanas.

A mi familia, palabras no son suficientes para expresar lo agradecido que estoy por su apoyo incondicional. A mis padres, Alicia y Luis, mis abuelos Rosa, Luis, y mi tía Mónica gracias por ser mi mayor motivación y por brindarme las oportunidades que me han

llevado hasta aquí. A mis hermanos/as, Martín, Sofía y Macarena, por su compañía y ánimo en los momentos más desafiantes. Su amor y comprensión han sido mi fortaleza en este proceso.

Quiero agradecer a mis compañeros de trabajo y amigos, quienes han sido parte fundamental de este recorrido. Su colaboración, consejos y momentos de distensión han hecho que este camino sea más llevadero y enriquecedor. En especial, a José, Seba, Toño, gracias por estar siempre dispuesto a escuchar y apoyar.

Por último y más importante, a mi novia Javiera, mi pilar y mi más grande compañía, muchas gracias por todo tu esfuerzo y todas las muestras de apoyo incondicional, te amo. Este logro no sería posible sin la contribución de cada una de estas personas, y les estaré eternamente agradecido/a por su influencia en mi vida.

Tabla de Contenidos

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUCCIÓN | 1 |
| 2. OBJETIVO GENERAL..... | 5 |
| 3. OBJETIVOS ESPECIFICOS | 5 |
| 4. MARCO TEORICO..... | 6 |
| 4.1 Cinética microbiológica | 6 |
| 4.2 Tipos de Microorganismos | 7 |
| 4.2.1. Bacterias Heterótrofas..... | 7 |
| 4.2.2 Bacterias Nitrificantes..... | 7 |
| 4.2.3 Bacterias oxidantes de compuestos reducidos | 7 |
| 4.2.4 Microorganismos Desnitrificantes..... | 8 |
| 4.3 Ecuación Oxido – Reducción | 8 |
| 4.3.1 Degradación de materia orgánica por bacterias heterótrofas..... | 8 |
| 4.3.2 Nitrificación (oxidación de amonio a nitrato)..... | 9 |
| 4.3.3 Desnitrificación (reducción de nitrato a nitrógeno gaseoso)..... | 10 |
| 4.3.4 Balance de masas y crecimiento microbiano | 10 |
| 4.4 Lodos activos | 11 |
| 4.5 Lagunas Aireadas | 13 |
| 4.5.1 Características de las lagunas aireadas..... | 14 |
| 4.5.2 Otros estudios sobre lagunas aireadas | 15 |
| 4.6 REACTOR DE BIOPELICULA DE MEMBRANA AIREADA (MABR)..... | 17 |
| 4.6.1 Aireación por membrana para el tratamiento de aguas residuales..... | 17 |
| 4.6.2 Biopelículas | 19 |
| 4.6.3 Caracterización de Biopelículas Convencionales | 20 |

| | | |
|-------|--|----|
| 4.6.4 | Caracterización de biopelículas aireadas por membrana..... | 21 |
| 4.7 | PROCESOS BIOLÓGICOS Y FÍSICOS..... | 23 |
| 4.7.1 | Procesos en una laguna de aireación | 24 |
| 4.7.2 | Procesos en un reactor MABR | 25 |
| 4.7.3 | Otros procesos a considerar | 26 |
| 4.8 | EFFECTOS DE LLUVIAS EXTREMAS EN PTAS..... | 27 |
| 4.9 | ESTADO DEL ARTE SUMO©..... | 31 |
| 5. | METODOLOGÍA..... | 32 |
| 5.1 | Materiales y método..... | 32 |
| 5.1.1 | Sumo© | 32 |
| 5.2 | PTAS Florida..... | 33 |
| 5.3 | Descripción de modelo en SUMO©. | 37 |
| 5.4 | Esquema, caracterización del modelo y escenarios | 39 |
| 6. | RESULTADOS..... | 46 |
| 7. | DISCUSIÓN | 54 |
| 8. | CONCLUSIÓN | 56 |
| 9. | REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS | 58 |

Índice de figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1 Representación esquemática del concepto de Reactor de Biopelícula de membrana aireada (WERF, 2014)..... | 18 |
| Figura 2 Perfiles teóricos de concentración y estratificación en Biopelículas de Membranas Aireadas (a) y convencionales (b). (WERF, 2014)..... | 22 |
| Figura 3 Diferentes procesos en una Biopelícula. (WERF, 2014)..... | 25 |
| Figura 4 Esquema Laguna aireada SUMO©..... | 39 |
| Figura 5 Configuración inicial afluyente SUMO©..... | 40 |
| Figura 6 Configuración inicial Laguna de aireación SUMO©..... | 41 |
| Figura 7 Configuración inicial MABR SUMO©..... | 43 |
| Figura 8 Esquema Laguna aireada + MABR (SUMO©)..... | 44 |
| Figura 9 Resultados DBO y DQO verano..... | 47 |
| Figura 10 Resultados SST y SSV verano..... | 48 |
| Figura 11 Resultados NKT, Fosforo total y Amonio verano..... | 48 |
| Figura 12 Resultados DBO y DQO invierno..... | 49 |
| Figura 13 Resultados SST y SSV invierno..... | 49 |
| Figura 14 Resultados NKT, Fosforo total y Amonio invierno..... | 50 |
| Figura 15 Resultados DBO y DQO verano con caudal aumentado..... | 50 |
| Figura 16 Resultados SST y SSV verano con caudal aumentado..... | 51 |
| Figura 17 Resultados NKT, Fosforo total y Amonio verano con caudal aumentado..... | 52 |
| Figura 18 Resultados DBO y DQO invierno con caudal aumentado..... | 52 |
| Figura 19 Resultados SST y SSV invierno con caudal aumentado..... | 53 |
| Figura 20 Resultados NKT, Fosforo total y Amonio invierno con caudal aumentado..... | 53 |

Índice de Tablas

| | |
|--|----|
| Tabla 1 Parámetros Afluente PTAS Florida..... | 34 |
| Tabla 2 Parámetros del modelo, SUMO©..... | 38 |
| Tabla 3 Especificaciones técnicas Laguna aireada | 40 |
| Tabla 4 Promedio concentraciones verano..... | 42 |
| Tabla 5 Promedio concentraciones invierno | 42 |
| Tabla 6 Especificaciones técnicos MABR..... | 45 |
| Tabla 7 Escenarios de simulación | 45 |
| Tabla 8 Concentraciones con caudal aumentado | 46 |

Resumen

Introducción: En los sistemas de tratamiento de aguas residuales, como las lagunas aireadas y los sistemas de lodos activos, uno de los principales desafíos es el manejo de los incrementos de caudal debido a eventos de lluvia. Estos incrementos pueden afectar significativamente la eficiencia del tratamiento biológico, ya que alteran las condiciones óptimas para el crecimiento y mantenimiento de la biomasa microbiana, que es responsable de la degradación de los contaminantes. La tecnología MABR (Membrane Aerated Biofilm Reactor) ofrece una solución innovadora para estos desafíos, especialmente en lo que respecta al manejo de los incrementos de caudal y la estabilidad de la biomasa.

Metodología: Para llevar a cabo este estudio, se utilizó el software SUMO®, una herramienta avanzada de simulación que permite modelar y optimizar procesos de tratamiento de aguas residuales. El modelo de estudio fue la PTAS Florida de ESSBIO, ubicada en la región del Biobío, donde se construyó un modelo base que representó la planta con lagunas aireadas convencionales. Luego, se incorporó un reactor MABR en el modelo para comparar su desempeño en comparación al sistema original. Se simularon diferentes escenarios, variando el número de casetes del MABR (5, 10 y 20) y se consideraron condiciones de verano, invierno y aumentos de caudal debido a lluvias extremas. Los parámetros clave, como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos totales (TSS) y nutrientes, fueron monitoreados para evaluar la eficiencia de cada sistema y el efecto de los distintos escenarios.

Resultados: Los resultados mostraron que la implementación de MABR mejoró en cerca de un 20% la eficiencia en la depuración de algunos contaminantes de la planta, como los sólidos suspendidos totales, demanda biológica de oxígeno, etc. En todos los escenarios, las lagunas aireadas con MABR superaron a las tradicionales en la remoción de DBO, TSS y nutrientes. Incluso en condiciones de aumento de caudal, el sistema con MABR mantuvo un rendimiento estable, mientras que las lagunas convencionales superaron los límites permitidos por el Decreto Supremo 90 en algunos casos. El escenario con 20 casetes de MABR demostró ser el más eficiente, logrando una remoción óptima de contaminantes incluso bajo condiciones extremas.

Conclusiones: Se concluye que la integración de MABR en lagunas aireadas es una solución viable y eficiente para mejorar el tratamiento de aguas residuales, especialmente en regiones con climas extremos como el Biobío. Esta tecnología no solo aumenta la capacidad de remoción de contaminantes, sino que también reduce los costos operativos y energéticos. El uso de SUMO© demostró ser una herramienta invaluable para la simulación y optimización de plantas de tratamiento, permitiendo anticipar y mitigar los efectos de eventos climáticos extremos. Este estudio aporta evidencia valiosa para la implementación de MABR en Chile y otras regiones, promoviendo soluciones sostenibles en el tratamiento de aguas residuales.

Abstract

Introduction: In Wastewater treatment systems, such as aerated lagoons and activated sludge systems, one of the main challenges is managing flow increases due to rainfall events. These increases can significantly affect the efficiency of biological treatment, as they alter the optimal conditions for the growth and maintenance of microbial biomass, which is responsible for the degradation of contaminants. MABR (Membrane Aerated Biofilm Reactor) technology offers an innovative solution to these challenges, particularly in terms of managing flow increases and biomass stability.

Methodology: To carry out this study, the SUMO© software was used, an advanced simulation tool that allows for the modeling and optimization of wastewater treatment processes. The focus of the study was the Florida WWTP (Wastewater Treatment Plant), located in the Biobío region, where a base model representing the plant with conventional aerated lagoons was constructed. Subsequently, an MABR reactor was incorporated into the model to compare its performance. Different scenarios were simulated, varying the number of MABR cassettes (5, 10, and 20), and conditions such as summer, Winter, and increased Flow due to extreme rainfall were considered. Key parameters, such as Biochemical Oxygen Demand (BOD), Total Suspended Solids (TSS), and nutrients, were monitored to evaluate the efficiency of each system.

Results: The results showed that the implementation of MABR significantly improved the plant's efficiency. In all scenarios, aerated lagoons with MABR outperformed traditional ones in the removal of BOD, TSS and nutrients. Even under increased flow conditions, the MABR system maintained stable performance, while conventional lagoons exceeded the limits allowed by Supreme Decree 90 in some cases. The scenario with 20 MABR cassettes proved to be the most efficient, achieving optimal removal of contaminants even under extreme conditions.

Conclusions: It is concluded that the integration of MABR into aerated lagoons is a viable and efficient solution for improving wastewater treatment, especially in regions with extreme climates like Biobío. This technology not only increases the capacity for contaminant removal but also reduces operational and energy costs. The use of SUMO© proved to be an invaluable tool for the simulation and optimization of treatment plants,

allowing for the anticipation and mitigation of the effects of extreme weather events. This study provides valuable evidence for the implementation of MABR in Chile and other regions, promoting sustainable solutions in wastewater treatment.

1. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de las aguas servidas presenta un constante desafío para las ingenierías sanitaria, civil y ambiental. El ciclo de depuración de aguas ha pasado por diversas etapas de funcionamiento, desde la canalización de aguas residuales en la antigua Roma, la reintegración de aguas de uso industrial a cauces naturales, hasta la potabilización de aguas grises y negras para el uso minero, agrícola y el consumo humano (Angelakis & Snyder, 2015).

La escasez hídrica ha llevado a la ingeniería a integrar un uso más eficiente de los recursos disponibles. A su vez, las demandas impulsadas por los objetivos de desarrollo sostenible (Organización de las Naciones Unidas, 2017), han llevado al desarrollo de nuevos sistemas para la captación y distribución de agua, incluyendo procesos de saneamiento y creación de nuevas fuentes energéticas. Actualmente, uno de los sistemas con mayor alcance son las plantas de tratamiento de aguas servidas, que en su mayoría cuentan con procesos de lodos activos para la depuración de contaminantes (Guo, et al. 2013). Con un nivel alto de rendimiento y gran presencia a nivel mundial, esta técnica elimina alrededor del 85% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y de sólidos suspendidos; no obstante, presenta menor eficiencia frente a cantidades significativas de fósforo, metales pesados, compuestos orgánicos no biodegradables, bacterias y virus (Chu, et al. 2009). Por otro lado, existen sistemas alternativos como las lagunas aireadas, que utilizan equipos de aireación mecánica para suministrar oxígeno al agua. Estas lagunas operan bajo condiciones principalmente aeróbicas, lo que significa que los procesos de depuración se llevan a cabo mediante la oxigenación del agua, facilitando la degradación de materia orgánica y la sedimentación de sólidos suspendidos. Un sistema de tratamiento de aguas residuales que emplea lagunas aireadas puede alcanzar eficiencias de remoción de DBO superiores al 90%, dependiendo del diseño, el tiempo de retención y las condiciones operativas (Metcalf & Eddy, 2014). Sin embargo, estos sistemas presentan desafíos que resolver de cara al futuro. En este sentido, la remoción de nutrientes como nitrógeno y fósforo puede ser inconsistente en estos sistemas, lo que puede llevar a la eutrofización de cuerpos de agua receptores (Henze et al. 2008). Además, Tchobanoglous et al. (2014) comentan que los sistemas de lodos activos y lagunas aireadas requieren una gran cantidad de energía para la aireación, lo que

aumenta los costos operativos y la huella de carbono. Otro desafío es la generación de lodos por parte de ambos sistemas, requiriendo su manejo y disposición adecuada, lo que puede ser costoso y tener impactos ambientales negativos (Metcalf & Eddy, 2014). Por otro lado, como comentan Crites et al. (2006) las lagunas aireadas requieren grandes áreas de terreno, lo que puede ser un desafío en zonas urbanas o con espacio limitado. Y finalmente, estos sistemas pueden emitir gases como metano y óxido nitroso producto de procesos anaeróbicos en sedimentos de las lagunas, contribuyendo al cambio climático (Cakir & Stenstrom, 2005).

En este contexto, los reactores de biopelículas de membrana aireada (MABR), han demostrado un gran desempeño y resultados sobresalientes en el tratamiento de aguas servidas (Martin & Nerenberg, 2012), posicionándose como una tecnología líder en procesos de saneamiento. Esta tecnología combina la aireación por membrana con el crecimiento de biopelículas, lo que permite una transferencia de oxígeno altamente eficiente y una remoción superior de contaminantes. Estudios recientes (Stricker et al. 2019) han reportado eficiencias de remoción de DBO y nitrógeno de hasta un 90-95%, con un consumo energético significativamente menor en comparación con tecnologías convencionales como los lodos activados. Además de ser una innovación para el tratamiento de aguas, los MABR llegan como una alternativa para llevar a cabo los desafíos que plantean otros sistemas de tratamiento. En este sentido un reactor de biopelícula puede ayudar a reducir el consumo energético dado que utilizan membranas que permiten una transferencia de oxígeno más eficiente, reduciendo significativamente el consumo de energía en comparación con los sistemas convencionales (Stenstrom et al. 2018). A su vez, como explican Martin & Nerenberg (2012), los sistemas MABR promueven un crecimiento más lento de biomasa, lo que reduce la producción de lodos y los costos asociados con su manejo. Otro desafío en el que los MABR pueden aportar significativamente, es en la remoción de nutrientes, debido a que estos sistemas permiten una remoción simultánea de nitrógeno y fósforo, con mayor eficiencia en relación con otros sistemas debido a la formación de biopelículas estratificadas que facilitan procesos como la nitrificación y desnitrificación (Lackner et al. 2010). Siguiendo este sentido, Syron & Casey (2008) afirman que los sistemas MABR son compactos y pueden instalarse en espacios reducidos, lo que los hace ideales para áreas urbanas o donde el terreno es

limitado. Finalmente, al optimizar los procesos biológicos, los sistemas MABR minimizan la producción de metano y óxido nitroso, contribuyendo a una operación más sostenible (Cakir & Stenstrom, 2005).

Por otro lado, en los últimos 20 años, gran parte del país se ha visto afectado por mega sequías, provocadas por la falta de precipitación y bajos índices de lluvia. Sin embargo, desde el año 2022, según cifras señaladas por la Dirección General de Aguas (DGA, 2024) regiones como el Maule, Ñuble, Biobío, Metropolitana e incluso Coquimbo han sido afectadas por torrenciales tormentas, donde en el peor de los casos las precipitaciones han alcanzado más de 100 milímetros ($>100 \text{ mm}/\text{m}^2$ en 24 horas), provocando gran daño a la productividad de las plantas de tratamiento. El incremento de las precipitaciones representa un desafío significativo para los sistemas de tratamiento basados en lagunas aireadas, ya que reduce drásticamente el periodo de retención hidráulica (HRT). Este fenómeno afecta negativamente los procesos biológicos y físicos necesarios para la depuración del agua, lo que se traduce en una disminución de la eficiencia del tratamiento y un mayor consumo energético. Además, el aumento de caudal diluye la biomasa activa en el sistema, limitando la capacidad de los microorganismos para degradar los contaminantes de manera efectiva (Benscik, 2023). Como consecuencia, las concentraciones de contaminantes en el efluente final pueden superar los límites establecidos por normativas vigentes, como el Decreto Supremo N°90/2001, “Normas de emisión de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales”, Ministerio Secretaría General de la Presidencia (MISEGPRES, 2001), lo que compromete el cumplimiento de los estándares de calidad ambiental y la protección de los cuerpos receptores.

El efecto de estos eventos climáticos extremos supone mayores desafíos para los sistemas de tratamiento de agua; por ejemplo, cuando el caudal aumenta debido a las lluvias, el afluente se diluye, reduciendo la concentración de sustratos disponibles para la biomasa microbiana. Esto puede provocar una disminución en la tasa de crecimiento microbiano, dado que la biomasa no recibe suficiente alimento para mantener su actividad metabólica, resultando en una depuración de contaminantes deficiente (Metcalf & Eddy, 2014). Por otro lado, hay algunos casos en que el incremento de caudal puede traer consigo una mayor carga de contaminantes, es decir, más comida al sistema que la

biomasa existente en el sistema pueda procesar. Esto puede llevar a una saturación del sistema, donde la biomasa no es capaz de degradar eficientemente los contaminantes debido a la sobrecarga, resultando en una menor depuración y, en algunos casos, en la acumulación de contaminantes no tratados en el efluente (Rittmann & McCarty, 2001).

En este contexto, la integración de sistemas MABR ofrece una solución innovadora para estos desafíos, especialmente en el manejo de los incrementos de caudal y la estabilidad de la biomasa. En un MABR, al estar la biomasa adherida a las membranas, no se ve afectada por los incrementos de caudal, lo que evita el lavado de microorganismos. Esto asegura que la biomasa permanezca en el sistema y continúe degradando los contaminantes de manera eficiente, incluso durante eventos de lluvia (Casey et al., 2017).

Los MABR permiten tasas de transferencia de gas altamente eficiente, incluso en condiciones de alta carga hidráulica, gracias a su diseño de membranas que facilitan la difusión directa de aire a la biopelícula. Esto reduce la dependencia de la aireación mecánica y, por ende, el consumo energético. Además, los MABR son capaces de realizar procesos simultáneos de nitrificación y desnitrificación en un solo reactor, lo que mejora la remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) incluso en condiciones de flujo variable (Nerenberg, 2016). Su capacidad para operar de manera estable bajo cargas fluctuantes, condición de operación de biomasa fija y menor sensibilidad a la dilución causada por precipitaciones extremas los convierte en una alternativa robusta para mejorar el desempeño de las lagunas aireadas en escenarios climáticos adversos.

Para facilitar la investigación de los efectos en la implementación de sistemas MABR en lagunas de aireación, es necesario contar con software de análisis y modelamiento matemático. En concreto, el sistema con viabilidad ideal para el desarrollo de diferentes escenarios relativos a una planta de tratamiento de aguas residuales a usar será SUMO©, aplicación desarrollada por la empresa Dynamite.

2. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el desempeño de lagunas aireadas reacondicionadas con MABR frente a eventos climáticos extremos mediante simulación matemática.

3. OBJETIVOS ESPECIFICOS

- a) Identificar principales problemas en términos de operación generados en lagunas aireadas debido a lluvias extremas.
- b) Construir un modelo de laguna aireada reacondicionada con sistemas MABR, mediante la aplicación SUMO©.
- c) Predecir y comparar el comportamiento del sistema de laguna aireada con y sin MABR.
- d) Demostrar eficiencia de un sistema de laguna aireada acoplada con un reactor MABR en los procesos biológicos de una PTAS frente a las exigencias del Decreto Supremo 90.

4. MARCO TEORICO

4.1 Cinética microbiológica

Los microorganismos son fundamentales en los sistemas biológicos de tratamiento de aguas. En su desarrollo, estos producen catalizadores enzimáticos que potencian el funcionamiento de sus procesos esenciales, alcanzando velocidades aptas para explotar la riqueza de recursos químicos en su entorno. La ingeniería sanitaria aprovecha estas funciones de los microorganismos, debido a que estos recursos químicos son, generalmente, los contaminantes que se desean controlar (Madigan et al., 2018). Por un lado, tenemos la demanda biológica de oxígeno (DBO), que actúa como donante orgánico de electrones para bacterias heterótrofas, por otro lado, NH_4^+ (amonio) es un donante inorgánico de electrones para bacterias nitrificantes y finalmente NO_3^- (nitrato) es un receptor de electrones para bacterias desnitrificantes. Al usar microorganismos en los sistemas de aguas tratadas, se deben entender dos principios directamente relacionados. En primer lugar, los microorganismos metabólicamente activos tienen la función de acelerar los procesos de eliminación de contaminantes. Así mismo, el índice de eliminación de estos depende de la concentración de biomasa activa en el sistema. Secuencialmente, la biomasa activa crece gracias al uso de sustratos primarios generadores de energía y electrones (donantes y aceptores de electrones). A su vez, la tasa de la biomasa es proporcional al uso de sustratos primarios. Debido a este concepto de proporción, una de las herramientas más importantes para comprender un sistema de tratamiento de aguas es el modelado de balance de masa del sistema.

Para entender la relación entre la biomasa del sistema, y el sustrato usado como alimento, es necesario describir ciertas ecuaciones que representen las tasas de crecimiento para cada tipo de microorganismo.

4.2 Tipos de Microorganismos

4.2.1. Bacterias Heterótrofas

Estas bacterias son responsables de la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual. Utilizan el carbono orgánico como fuente de energía y carbono elemental para su crecimiento.

En condiciones aeróbicas, como las que se promueven en una laguna aireada o lodos activos, oxidan la materia orgánica convirtiéndola en dióxido de carbono, agua y biomasa microbiana. Su actividad está descrita por la ecuación cinética de Monod, donde la tasa de crecimiento depende de la concentración de sustrato (materia orgánica) y la disponibilidad de oxígeno (Madigan et al, 2018).

4.2.2 Bacterias Nitrificantes

Este grupo incluye bacterias autótrofas que oxidan el amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) y luego a nitrato (NO_3^-). Las especies más comunes son “Nitrosomas” (oxidación de amonio a nitrito) y “Nitrobacter” (oxidación de nitrito a nitrato). Estas bacterias son sensibles a las condiciones ambientales, como el pH, la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto. Su crecimiento es más lento en comparación con las bacterias heterótrofas, lo que las convierte en un factor limitante en la eficiencia del proceso de nitrificación (Kowalchuk & Stephen, 2001).

4.2.3 Bacterias oxidantes de compuestos reducidos

Algunas bacterias, como “Thiobacillus”, oxidan compuestos reducidos como el sulfuro de hidrogeno (H_2S) a sulfato (SO_4^{2-}), contribuyendo a la eliminación de olores y compuestos tóxicos en el sistema (Kelly & Wood, 2000).

4.2.4 Microorganismos Desnitrificantes

En zonas anóxicas o con bajo oxígeno, bacterias facultativas como “Pseudomonas” y “Paracoccus” pueden reducir el nitrato (NO_3^-) a nitrógeno gaseoso (N_2), completando el ciclo del nitrógeno. Este proceso es crucial para la eliminación total de nitrógeno del sistema (Shapleigh, 2013).

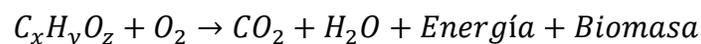
La adición de un sistema MABR optimiza la transferencia de oxígeno y promueve la formación de biopelículas, lo que mejora la actividad microbiana y la eficiencia del tratamiento. En estas biopelículas, los microorganismos se organizan en capas, donde las bacterias nitrificantes se localizan cerca de la membrana (donde el oxígeno es más abundante), mientras que las bacterias desnitrificantes se ubican en zonas más profundas, donde el oxígeno es limitado.

4.3 Ecuación Oxido – Reducción

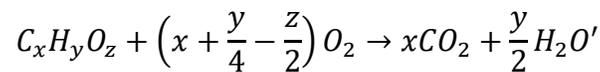
En los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales, los microorganismos utilizan reacciones redox para obtener energía y sintetizar nueva biomasa. Estas relaciones implican transferencia de electrones desde un donador (sustrato) a un aceptor (oxígeno, nitrato, etc.).

4.3.1 Degradación de materia orgánica por bacterias heterótrofas

Las bacterias heterótrofas oxidan la materia orgánica (representada como $\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z$) utilizando oxígeno como aceptor de electrones. La reacción global es:



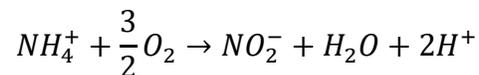
- Balance de masas; la materia orgánica se convierte en dióxido de carbono (CO_2), agua (H_2O) y nueva biomasa microbiana. La energía liberada se utiliza para el crecimiento celular y el mantenimiento de las funciones vitales (Rittmann & McCarty, 2001).
- Ecuación estequiométrica (Madigan, Martinko & Parker, 2014); para un sustrato genérico $C_xH_yO_z$, la ecuación balanceada puede escribirse como:



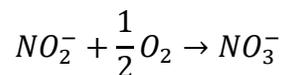
4.3.2 Nitrificación (oxidación de amonio a nitrato)

La nitrificación es un proceso en dos etapas llevado a cabo por bacterias autótrofas.

- Oxidación de amonio a nitrito (Prosser, 1989): realizada por bacterias como “Nitrosomas”.



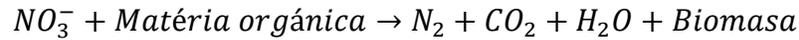
- Oxidación de nitrito a nitrato (Prosser, 1989): realizada por bacterias “Nitrobacter”.



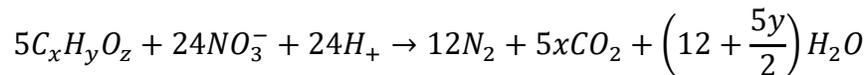
- Balance de masa global: la nitrificación consume oxígeno y produce protones (H^+), lo que puede acidificar el medio si no se controla.

4.3.3 Desnitrificación (reducción de nitrato a nitrógeno gaseoso)

En condiciones anóxicas, bacterias facultativas como “Pseudomonas” utilizan nitrato (NO_3^-) como aceptor de electrones, reduciéndolo a nitrógeno gaseoso (N_2) (Tiedje, 1988):



- Ecuación estequiométrica (Rittmann, & McCarty, 2001); para un sustrato genérico $C_xH_yO_z$.



4.3.4 Balance de masas y crecimiento microbiano

El crecimiento de la biomasa microbiana puede describirse mediante la ecuación de “Monod”, que relaciona la tasa de crecimiento (μ) con la concentración de sustrato (S), además la siguiente ecuación es una versión simple de la original ecuación de Monod, esta es limitante por un solo sustrato, es decir, que el crecimiento microbiano está restringido únicamente por la disponibilidad de este sustrato en el medio (Monod, 1949).

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S}$$

μ_{max} : Tasa máxima de crecimiento microbiano [1/d].

K_s : Constante de saturación (concentración del sustrato a la cual $\mu = \frac{\mu_{max}}{2}$) [mg/L].

S: Concentración de sustrato [mg/L].

El balance de masas para la biomasa contenida en un reactor sin entrada ni salida de biomasa (Rittmann & McCarty, 2001) se expresa como:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X - K_d X$$

X: Concentración de la biomasa [mg/L].

K_d: Coeficiente de degradación endógena [1/d].

En un reactor MABR, las biopelículas permiten la coexistencia de condiciones aeróbicas y anóxicas en capas cercanas y lejanas a la membrana, respectivamente. Esto optimiza la nitrificación y desnitrificación simultáneas. Las ecuaciones de balance de masas deben considerar (Martin & Nerenberg, 2012):

- Transferencia de oxígeno a través de la membrana
- Difusión de sustratos (orgánicos e inorgánicos) en la biopelícula.
- Producción y consumo de biomasa en cada capa de la biopelícula.

4.4 Lodos activos

Uno de los procesos predominantes y más usados para el tratamiento de aguas residuales son lodos activos. Los sistemas basados en lodos activos en gran parte realizan procesos aeróbicos, sin embargo, en ánimos de modernización, se han implementado también procesos anóxicos para la desnitrificación, como los procesos “Anammox”. En su estructura, un sistema de lodos activos consta de un reactor denominado tanque de aireación, un tanque de sedimentación, reciclaje de sólidos, y canal de desperdicio de lodos (Metcalf & Eddy, 2014). El tanque de aireación es un reactor de crecimiento suspendido que contiene agregados microbianos. Estos microorganismos tienen la función de degradar y oxidar los donantes de electrones orgánicos de entrada, denominados en conjunto como demanda biológica orgánica.

Debido a la aireación del sistema, los lodos quedan en suspensión en el reactor. El proceso de tratamiento continua cuando la suspensión de aguas residuales tratadas y la concentración microbiana pasan al tanque de sedimentación, estos últimos se eliminan de las aguas residuales tratadas a través de la sedimentación y luego vuelven al tanque de aireación o se desperdician para controlar el tiempo de retención de sólidos (SRT). Finalmente, el efluente tratado y ya limpio es descargado a corrientes naturales, o es enviado a otros tratamientos como la potabilización. La captación de los flóculos microbianos, y su posterior reúso en el reactor, son la parte esencial de un proceso de lodos activos, debido a que permiten una alta demanda de microorganismos al reactor. Por lo tanto, la denominación de activación se da en el sentido de que se acumula a una concentración mucha más alta de lo que podría lograr sin el sedimentador y la reutilización. Contar con una acumulación de biomasa permite que el tiempo de retención hidráulico sea pequeño en términos de horas, lo que determina una gran factibilidad del proceso.

Tanto lodos activos como lagunas aireadas se caracterizan por tener procesos biológicos donde actúan microorganismos como consumidores de los contaminantes en el afluente que llega a las plantas de tratamiento. Entre los principales consumidores de estos residuos orgánicos son las bacterias heterótrofas. Es común hallar diversas familias de bacterias de este tipo en los sistemas de lodos activos, sin embargo, estas cuentan con características comunes que son claves para el estudio y diseño de estos sistemas.

Los parámetros estequiométricos y cinéticos son parte de estas características que describen el comportamiento de bacterias y la capacidad de crecimiento en diversas condiciones. Algunas especies bacterianas pueden consumir gran variedad de compuestos orgánicos diferentes, también, existen otras especies más especializadas que consumen una pequeña fracción de estos compuestos. La mayoría de otras especies, se presentan como consumidores secundarios, entre ellos se encuentran las bacterias procariotas, que se degradan como consecuencia de la degradación de DBO en el sistema y de la muerte y lisis de otros organismos. También, están presentes las bacterias eucariotas que se alimentan de otras bacterias y bacteriófagos.

Una característica para controlar la eficiencia del tratamiento de aguas residuales es el tiempo de retención de sólidos, SRT, el cual permite mantener el control de las características físicas y biológicas de los lodos. Basado en la teoría cinética, un SRT más prolongado logra un mayor grado de eliminación de sustrato. Por otro lado, un mal control del SRT puede ser desfavorable para el sistema en términos de la capacidad de remoción de sustrato. El SRT afecta de manera no lineal las concentraciones de productos microbianos solubles (SMP), los cuales suelen determinar la calidad del efluente soluble medida por DBO o DQO. A su vez, la alteración del SRT puede provocar cambios en las características de sedimentación de los lodos. Si se genera un aumento excesivo del SRT, causaría una peor captura de sólidos en suspensión y en consecuencia las eliminaciones generales de DBO terminarían por deteriorarse. Bajo la conclusión de muchos años de estudios, el SRT se limita en un rango óptimo de entre 4 y 10 días.

4.5 Lagunas Aireadas

Las lagunas aireadas o de aireación forman parte de sistemas tradicionales de tratamiento de aguas residuales. Antes, los aireadores tenían como única función, aliviar los problemas originados en lagunas de oxidación muy cargadas de contaminantes, y así mejorar la calidad del efluente. Sin embargo, cuando agregaron aireadores en estas lagunas, se encontró gracias a la turbidez, la turbulencia y otros factores, que los crecimientos normales de algas se retrasaron o concretamente se eliminaron (Tchobanoglous et al., 2003). Gracias a este descubrimiento, se dio nacimiento a lo que hoy se conoce como laguna aireada.

La laguna aireada proporciona una buena remoción bioquímica de la demanda de oxígeno, con un tiempo de retención hidráulica significativamente más corto que la laguna de oxidación. Una laguna aireada se define generalmente como un estanque, aproximadamente de 1.8 a 4.6 metros de profundidad, en la que la oxigenación se logra mediante unidades de aireación mecánica o difusa y por aireación superficial inducida. Desde el punto de vista del proceso, las lagunas aireadas pueden ser de dos tipos: laguna

aeróbica o facultativa. Cabe destacar que, en este estudio se tomará en cuenta lagunas de tipo aeróbica.

La laguna aireada está diseñada con caudal de entrada suficiente para crear un grado de turbulencia, logrando mantener los sólidos en suspensión. Por lo general, estos niveles de caudal son menores que en las plantas de lodos activados. La laguna aeróbica trabaja de manera similar a un lodo activado con aireación prolongada y sin retorno de lodos. Sin embargo, la laguna aeróbica es más sensible a la temperatura que los lodos activos debido a la falta de reutilización de lodos. La laguna aeróbica requiere niveles de potencia en la magnitud de $0.02 \frac{Kw}{cu} m$ de volumen del estanque.

4.5.1 Características de las lagunas aireadas

Las lagunas de aireación necesitan un gran tiempo de retención hidráulica, debido a que no cuentan con reciclaje de lodos. El tiempo de retención de sólidos, es aproximadamente igual que el tiempo de retención hidráulica (HRT). En síntesis, los SRT típicos para la eliminación de DBO heterotrófica de 5 días o de 25 días para la nitrificación requieren de HRT de 5 y 25 días respectivamente. Cuando se dispone de un terreno abundante, a veces se emplean tiempos de retención muy largos, de hasta 100 días. Una consecuencia de tener gran tiempo de retención hidráulica es una pequeña carga volumétrica, a menudo inferior a $0.01 Kg BOD_5/m^3$.

En promedio la profundidad de una laguna aireada puede ser de hasta 1 a 5 metros. Estas profundidades relativamente poco profundas permiten maximizar la relación entre el área de superficie de la planta y el volumen del líquido entrante.

Aunque a veces se utiliza aireación difusa, la mayoría de las lagunas aireadas utilizan aireadores de superficie mecánicos de alta velocidad.

Las lagunas comparten características importantes, sin embargo, sus composiciones físicas pueden variar considerablemente. Los sistemas de menor envergadura se componen de una sola laguna con aireación y mezcla uniformes. Por otro lado, los

sistemas más grandes usualmente están constituidos con dos o más celdas en serie, lo que entrega una apariencia y flujo de conexión al sistema. Los estanques deben estar revestidos con arcilla y/o membranas geo sintéticas para evitar la infiltración fuera de la laguna y hacia las aguas subterráneas.

Una característica importante de las lagunas es que el afluente contiene concentraciones esenciales principalmente de biomasa activa e inerte, además de sustrato residual, y más. Por lo tanto, la DBO, DQO y los sólidos suspendidos del efluente pueden aumentar significativamente por sobre los que normalmente se obtienen con lodos activos. Por otro lado, contar con tiempos de retención muy largos, permiten reducir los efectos negativos, dado que la respiración endógena y la depredación bacteriana oxidan gran parte de la biomasa activa, impactando positivamente en la reducción de sólidos suspendidos, y la DQO, además reduciendo significativamente el impacto sobre la DBO del efluente.

La combinación de una gran superficie en planta, sumado a la aireación de ésta, provoca que las lagunas aireadas sean muy propensas a la pérdida de calor mediante evaporación y enfriamiento advectivo. En zonas con climas más fríos, donde la temperatura puede descender bajo los 5°C, existe la posibilidad que sucedan dos problemas. Primero, cuando la temperatura disminuye, toda la actividad microbiana se ralentiza, así mismo, los procesos biológicos de oxidación de DBO y $NH_4^+ - N$ también sufren efectos de ralentización, poniendo en peligro la calidad del efluente. De lo anterior se infiere que, el contenido de calor que ingresa a la laguna es proporcional al producto del caudal afluente.

4.5.2 Otros estudios sobre lagunas aireadas

Bencsik (2023) aborda la importancia de la gestión de emergencias en plantas de tratamiento de aguas residuales frente a eventos climáticos extremos, como intensas lluvias y tormentas que pueden afectar la estabilidad del proceso de tratamiento biológico. El estudio propone estrategias basadas en modelos matemáticos para gestionar estas emergencias, con el fin de mantener la calidad del efluente y evitar la violación de los límites de contaminantes establecidos. Se utilizó un modelo matemático dinámico adaptado a las condiciones de las plantas de tratamiento de aguas residuales en Europa

central. El modelo simuló diferentes escenarios de carga hidráulica y de contaminantes, incluyendo eventos de lluvia única, lluvias prolongadas y lluvias frecuentes e intensas. Finalmente, se analizaron los efectos de estos eventos en la estabilidad del proceso de tratamiento, especialmente en la nitrificación, desnitrificación y eliminación de fósforo. La investigación utilizó el software SUMO© para realizar las simulaciones dinámicas de la planta de tratamiento de aguas residuales. Entre los resultados que Bencsik obtuvo, se definió que, para mantener una desnitrificación efectiva durante eventos de lluvia prolongada, se recomienda aumentar el flujo de recirculación interna. Sin embargo, un aumento excesivo puede provocar problemas hidráulicos como cortocircuitos.

Bencsik concluye que las estrategias propuestas, basadas en simulaciones dinámicas, permiten gestionar eficazmente las emergencias causadas por eventos climáticos extremos en las plantas de tratamiento de aguas sanitarias, y que es crucial dimensionar correctamente los equipos para manejar los picos de carga hidráulica y de contaminantes.

En otra investigación de Bencsik (2024) presenta un estudio sobre la optimización del tratamiento y reutilización de aguas residuales contaminadas con compuestos BTEX (Benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos), utilizando modelos de simulación de escala de planta completa. Bencsik caracteriza los compuestos BTEX como contaminantes emergentes en aguas residuales municipales, y su eliminación es crucial debido a regulaciones más estrictas y la escasez de agua. También, explica que, aunque el tratamiento biológico reduce parcialmente los niveles de BTEX, se necesitan métodos fisicoquímicos adicionales para una reducción significativa. El estudio propone un modelo de simulación para optimizar la operación y el mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales contaminadas con BTEX. El modelo usado se basa en el MiniSumo, un modelo de procesos que simula la eliminación de BTEX mediante biodegradación y transferencia de gases.

En los resultados obtenidos por Bencsik se analizan diferentes escenarios operativos, como la variación del SRT y la intensidad de la aireación, para evaluar su impacto en la eliminación de BTEX y el consumo de carbón activado. Se observa que la biodegradación

es el principal mecanismo de eliminación de BTEX, pero la aireación también juega un papel importante en la eliminación de compuestos volátiles.

Bencsik concluye que el modelo propuesto es una herramienta útil para la estimación de la calidad del efluente y la optimización de costos en plantas de tratamiento de aguas residuales.

4.6 REACTOR DE BIOPELICULA DE MEMBRANA AIREADA (MABR)

4.6.1 Aireación por membrana para el tratamiento de aguas residuales

La aireación de aguas residuales mediante membranas permeables permite una rápida colonización microbiana. Sin embargo, el crecimiento microbiano en la superficie de la membrana consume oxígeno. En consecuencia, una biopelícula aumentará la eficiencia de la transferencia de oxígeno de la membrana. Este fenómeno es causado por la respiración microbiana, que puede producir un grado de concentración de oxígeno disuelto mayor a través de la membrana (Martin, & Nerenberg, 2012). La biopelícula logra alcanzar un espesor de varios milímetros, provocando un decaimiento en su funcionamiento.

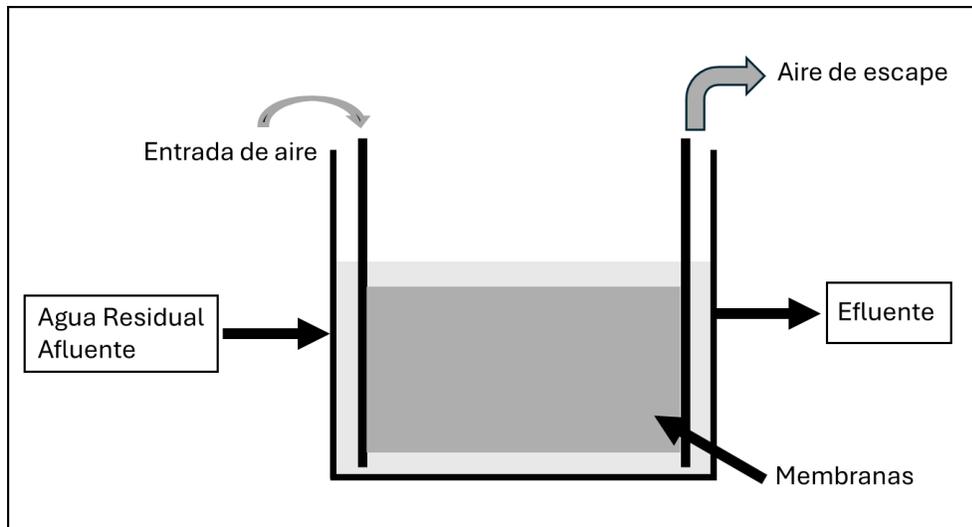


Figura 1 Representación esquemática del concepto de Reactor de Biopelícula de membrana aireada (WERF, 2014)

El material orgánico y el oxígeno se difunden desde diferentes direcciones por medio de la biopelícula, permitiendo que en la biopelícula ocurran simultáneamente procesos aeróbicos como anaeróbicos. En base a estudios realizados por Timberlake et al. (1998), se demostró que, en las condiciones óptimas, dentro de la misma biopelícula se podría dar lugar a dos procesos biológicos al mismo tiempo, la nitrificación y la desnitrificación. Gracias a este hallazgo, se concluyó que en un reactor de biopelícula de membrana aireada era posible eliminar simultáneamente la DBO y nitrógeno.

Una membrana tiene la función de actuar como barrera para separar dos fluidos, permitiendo que uno o más compuestos solubles la atraviesen. Las membranas pueden ser usadas en el tratamiento de aguas y aguas residuales en diferentes áreas. Entre ellas podemos encontrar; la desalinización de agua salada para potabilización y la separación de biomasa suspendida en aguas residuales tratadas (Mulder, 1996).

Una característica funcional importante de las membranas es el transporte de gas, en el cual la velocidad de este depende de las características físicas, como el espesor de la membrana, el espesor de la capa gaseosa y del espesor de la capa líquida en el exterior de la membrana (Baker, 2012).

Las membranas micro porosas aireadas suelen ser fabricadas con polímeros hidrófobos, como polietileno o polipropileno, logrando una transferencia gaseosa a velocidades que

varían entre 0.42 y 8.0 $g O_2/m^2 * hr$, cuando se le suministra a 1 atm (Côté, Bersillon & Huyard, 1988).

Según Phattaranawik et al. (2005), con las membranas micro porosas surgen dos problemas de funcionamiento: humectación y proliferación de burbujas. La porosidad de las membranas usualmente suele ser inferior a 0.1 μm para no sobrepasar los límites de humectación de los poros, permitiendo que el agua logre traspasar las paredes de la membrana.

Gracias a la capacidad de transferir alto contenido de oxígeno y a no necesitar la presurización para su funcionamiento, las membranas cuentan con gran potencial para usarse como un método de aireación de lodos activos y lagunas aireadas supliendo la aireación por burbujas convencional. Sin embargo, las membranas pueden verse fácilmente contaminadas por especies biológicas, esto debido al crecimiento de población bacteriana sobre la superficie de la membrana, que agota el oxígeno antes de lograr difundirse en el líquido. Por otro lado, se descubrió que la transferencia de oxígeno a una biopelícula por medio de la membrana puede ser alta y algunos investigadores observaron que esta adhesión de microorganismos podría aprovecharse para la creación de un reactor de biopelícula de membrana aireada (Syron & Casey, 2008).

En estudios de Lackner et al. (2010) se ha demostrado una tasa de eliminación favorable con la integración de MABR, muy cercana a los procesos de tratamiento dominantes, sin embargo, hay muchos puntos que deben ser investigados y analizados para la aplicación de este sistema, cuestiones como la necesidad de pretratamiento de las aguas, el tipo y configuración de la membrana y si se debe usar aire u oxígeno son primordiales para un óptimo funcionamiento.

4.6.2 Biopelículas

Flemming & Wingender (2010), describen que las biopelículas se presentan en cualquier sitio de la naturaleza debido a que los microorganismos tienen una alta capacidad para proliferar en ambientes con un mínimo porcentaje de humedad. Se pueden encontrar en la superficie de rocas en lagos y ríos, material particulado del suelo, en tuberías de

distribución de aguas, etc. En consecuencia, las biopelículas han estado presente en el tratamiento de aguas durante años. Los reactores de biopelícula estándar logran llegar a tasas de eliminación de DBO de aproximadamente 85-90%, similar a los reactores de lodos convencionales (Tchobanoglous et al., 2014).

Una biopelícula se define como “células inmovilizadas en un sustrato y frecuentemente incrustadas en una matriz polimérica orgánica de origen microbiano”. Estudios diversos han demostrado que las biopelículas están conformadas por poblaciones de microorganismos, compuestos orgánicos (sustancias poliméricas extracelulares, EPS), cationes y otros compuestos orgánicos e inorgánicos. Algunos de los microorganismos pueden incluir familiar de bacterias, diferentes tipos de algas y hongos (Donlan, 2002). Así mismo, Flemming et al. (2007) profundizan que los EPS están formados por polisacáridos, proteínas y fosfolípidos, los que pueden conformar el 50 y hasta 90% de la materia orgánica total de una biopelícula. Estas pueden contener diversos microambientes dependiendo de ciertos elementos como el sustrato, pH, temperatura y otros factores ambientales. Estos microambientes fomentan la estratificación de poblaciones microbianas dentro de la biopelícula.

Las biopelículas tienen características únicas entre sí, como su estructura general, espesor, densidad, porosidad, EPS, y otros contenidos o comunidad microbiana (Stewart & Franklin, 20008). Estas características dependen unas de otras, como caracterizan en su investigación Beyenal & Lewandowski, (2002) por ejemplo: la velocidad del fluido que atraviesa una biopelícula afecta las tasas de transferencia de masa del sustrato a la biopelícula, lo que a su vez termina afectando el espesor, densidad y la comunidad microbiana de la biopelícula.

4.6.3 Caracterización de Biopelículas Convencionales

En la naturaleza se pueden hallar biopelículas con espesores que rondan los 300 a 400 μm . Por otro lado, en un sistema de tratamiento de aguas residuales, los espesores de una biopelícula son necesariamente mayores. Además, la densidad de una biopelícula está inversamente ligada a la porosidad; cuanto mayor es la porosidad, menor es la

densidad. En estudios se han definido valores típicos para la densidad de biopelículas, que varían entre 5 y 130 $\frac{gr}{l}$ (masa por unidad de volumen húmedo) (Characklis & Marshall, 1990).

Las diferentes tasas de concentración de sustratos pueden significar una alteración en las propiedades de una biopelícula. En estudios de Beer et al. (1994), se obtuvieron micro perfiles de oxígeno disuelto (OD) en la capa límite líquida sobre una biopelícula convencional en función de la concentración de glucosa. Debido a esto, se concluyó que el flujo de oxígeno hacia la biopelícula aumentaba con la concentración de glucosa y la concentración total de OD.

La presencia de microambientes diversos dentro de una biopelícula favorece la estratificación de las poblaciones microbianas (Okabe et al., 1996). Estudios han demostrado que las bacterias heterótrofas aerobias, caracterizadas por su rápido crecimiento, tienden a predominar en las capas superiores de la biopelícula (van Benthum et al., 1997). En una investigación de Zhang & Bishop (1994) se analizó la distribución de bacterias heterótrofas y nitrificantes en biopelículas mediante el corte de estas en capas para cuantificar las poblaciones microbianas. Los resultados mostraron que las bacterias heterótrofas superaban en número a las nitrificantes; sin embargo, la población de nitrificantes aumentaba progresivamente a medida que disminuía la concentración de demanda química de oxígeno.

4.6.4 Caracterización de biopelículas aireadas por membrana

Estudios (Casey et al., 2000) han demostrado que las biopelículas aireadas por membrana (MAB) tienden a ser más gruesas que las biopelículas convencionales. Aunque se podría pensar que el espesor depende de la presión de oxígeno aplicada, en muchos casos se ha observado que las MAB crecen hasta espesores que pueden llegar a obstruir el reactor (Dahm et al., 2000). Además, de los problemas de obstrucción, las biopelículas más gruesas pueden actuar como una barrera para la difusión, reduciendo

significativamente las tasas de transferencia de masa a través de la biopelícula (Syron, & Casey, 2008).

La estratificación microbiana en biopelículas aireadas por membrana difiere teóricamente de la observada en biopelículas convencionales debido a la contra difusión de oxígeno, sustratos orgánicos y nitrógeno amónico (Lackner et al., 2010). En investigaciones de Yamagiwa & Ohkawa (1994), se cuantificaron las poblaciones de bacterias nitrificantes y desnitrificantes cultivadas en una membrana de silicona densa con soporte fibroso. Los resultados mostraron que las bacterias nitrificantes predominaban en las zonas internas del soporte fibroso, donde las concentraciones de oxígeno eran más altas y la demanda química de oxígeno más baja. Por el contrario, las bacterias desnitrificantes se concentraban en las regiones externas de la biopelícula, donde el oxígeno era escaso y la DQO más elevada.

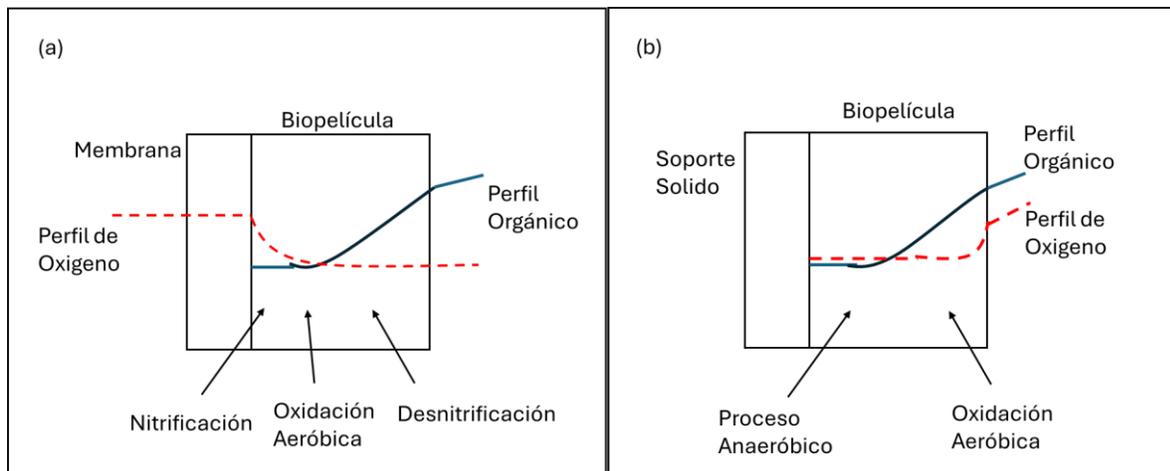


Figura 2 Perfiles teóricos de concentración y estratificación en Biopelículas de Membranas Aireadas (a) y convencionales (b). (WERF, 2014)

En un estudio de Schramm et al. (2000) se analizó el crecimiento de bacterias nitrificantes en una membrana de fibra hueca de silicona, aireada constantemente a una presión de 3 bar, utilizando aguas residuales sintéticas con alto contenido de amoníaco. Se midieron parámetros como oxígeno disuelto (OD), pH, amonio, nitrato y nitrito en la biopelícula del reactor. Después de 10 semanas, se observó que la biopelícula alcanzó un espesor de entre 500 y 600 μ_m , con una penetración de oxígeno de 150 y 250 μ_m . Las

concentraciones de bacterias oxidantes de amoníaco y nitrito alcanzaron su punto máximo en la zona cercana a la membrana y disminuyeron logarítmicamente hacia el exterior, coincidiendo con la profundidad de penetración del oxígeno.

4.7 PROCESOS BIOLÓGICOS Y FÍSICOS

En una laguna aireada, los procesos biológicos y físicos clave incluyen la remoción de la demanda biológica de oxígeno, la nitrificación, desnitrificación y la remoción de fósforo. La aireación proporciona el oxígeno necesario para la degradación aeróbica de la materia orgánica por microorganismos, lo que resulta en una reducción significativa de la DBO. La nitrificación, llevada a cabo por bacterias nitrificantes, convierte el amonio en nitrato, mientras que la desnitrificación, en condiciones anoxias, reduce los nitratos a nitrógeno gaseoso, liberándolo a la atmósfera. La remoción de fósforo puede lograrse mediante la precipitación química o la absorción biológica.

En el reactor MABR, estos procesos se optimizan mediante el uso de membranas que suministran oxígeno directamente a las biopelículas adheridas. Esto permite una alta eficiencia en la remoción de DBO y una nitrificación efectiva. Además, la estructura de la biopelícula facilita la desnitrificación en las zonas anaeróbicas internas. La remoción de fósforo puede mejorarse mediante la adición de coagulantes químicos o mediante la absorción biológica en la biopelícula.

Otros procesos importantes para considerar incluyen la remoción de patógenos, que puede ocurrir mediante sedimentación y actividad microbiana, y la producción de lodos, que debe ser manejada adecuadamente para mantener la eficiencia del sistema. Así mismo, un MABR destaca por su eficiencia energética, ya que la transferencia directa de oxígeno a la biopelícula reduce el consumo de energía en comparación con los sistemas de aireación convencionales.

4.7.1 Procesos en una laguna de aireación

a. Remoción de DBO

En estudios realizados por Metcalf y Eddy, 2014, afirman que, en una laguna aireada, la remoción de DBO se lleva a cabo principalmente por bacterias aerobias que utilizan el oxígeno disuelto para descomponer la materia orgánica en dióxido de carbono, agua, y biomasa.

b. Nitrificación

La nitrificación es un proceso de dos etapas realizado por bacterias nitrificantes (Nitrosomonas y Nitrobacter). En la primera etapa, el amonio (NH_4^+) se oxida a nitrito (NO_2^-), y en la segunda etapa, el nitrito se oxida a nitrato (NO_3^-). Tchobanoglous, Burton & Stensel (2003).

c. Desnitrificación

En 2011, Grady, Daigger & Love, confirmaban que la desnitrificación ocurre en condiciones anoxias, donde bacterias heterótrofas utilizan nitrato (NO_3^-), como aceptor de electrones en lugar de oxígeno, reduciéndolo a nitrógeno gaseoso (N_2), que se libera a la atmosfera.

d. Remoción de fósforo

Los investigadores Henze, Van Loosdrecht et al. (2008), concluyeron que la remoción de fosforo en lagunas aireadas puede ocurrir mediante la precipitación química o la asimilación biológica. Algunas bacterias, conocidas como PAOs (Phosphorus Accumulating Organisms), pueden acumular fósforo en forma de polifosfatos.

4.7.2 Procesos en un reactor MABR

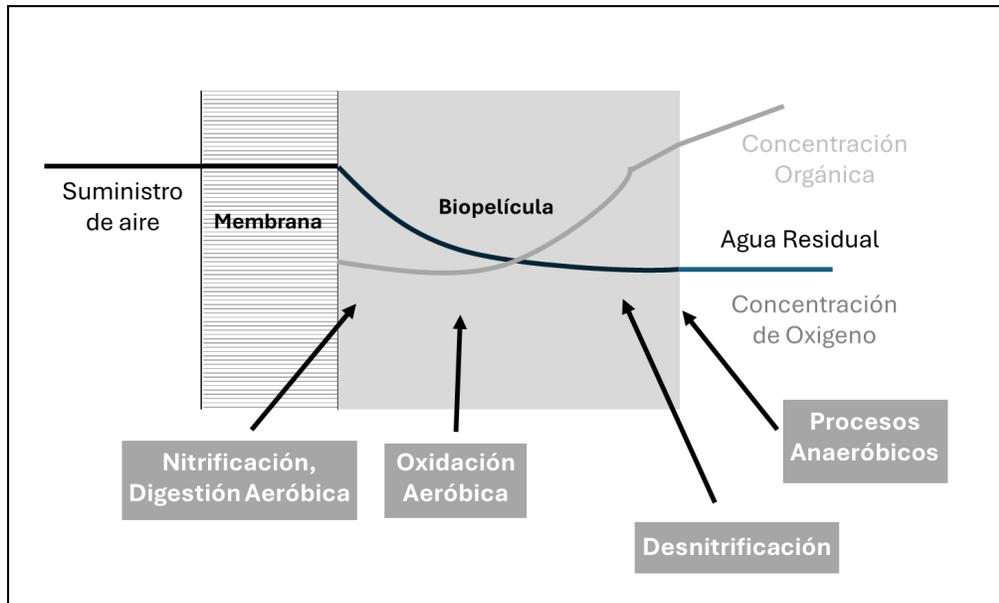


Figura 3 Diferentes procesos en una Biopelícula. (WERF, 2014)

i. Remoción de DBO

Como definieron Casey, Glennon & Hamer (1999), en un MABR, la remoción de DBO se realiza mediante biopelículas que crecen en membranas suministradas con oxígeno. En ella, se generan poblaciones de bacterias aerobias que finalmente, se encargan de descomponer la materia orgánica.

ii. Nitrificación

Por otro lado, en 2008, Syron & Casery afirman que, en un reactor MABR, la nitrificación ocurre en la biopelícula, donde las bacterias nitrificantes oxidan el amonio a nitrato. Dado que existe una transferencia de oxígeno controlada a través de la membrana, es posible una alta eficiencia en este proceso.

iii. Desnitrificación

La desnitrificación en un reactor MABR puede ocurrir en las zonas anoxias de la biopelícula, donde las bacterias heterótrofas reducen el nitrato a nitrógeno gaseoso (Pellicer-Nacher, Sun et al., 2010).

iv. Remoción de fosforo

Martin & Nerenberg, basados en sus estudios (2012), concluyeron que la remoción de fosforo en un MABR puede ser menos eficiente que en otros sistemas, pero puede mejorarse mediante la adición de coagulantes o la promoción de PAOs en la biopelícula.

4.7.3 Otros procesos a considerar

A. Remoción de Patógenos

Tanto en lagunas aireadas como en MABR, la remoción de patógenos puede ocurrir mediante la sedimentación, la exposición a la luz (en lagunas) y la actividad microbiana (Crites & Tchobanoglous, 1998).

B. Eficiencia Energética

Casey et al. (1999), afirman que el MABR es conocido por su eficiencia energética debido a la transferencia directa de oxígeno a la biopelícula, lo que reduce el consumo de energía en comparación con los sistemas de aireación convencionales.

C. Producción de lodos

En estudios de 2011, Grady, Daigger & Love, sugieren que en ambos sistemas se produce lodo como resultado de la actividad microbiana. Este lodo puede ser manejado con diversas técnicas, incluyendo lo más básico, como el retiro de lodos manualmente, así mismo, debe ser manejado adecuadamente y tomando todas las precauciones posibles para evitar problemas operativos.

4.8 EFECTOS DE LLUVIAS EXTREMAS EN PTAS

El efecto de las lluvias extremas en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAS) es un tema crítico en la gestión de recursos hídricos y en la ingeniería ambiental. Las lluvias intensas pueden generar diversos problemas en la operación, mantención y en las estructuras de estas instalaciones, comprometiendo significativamente su eficiencia y, en casos más extremos, provocar fallas en los procesos biológicos y físicos en los tratamientos de las aguas residuales.

- Aumento en el caudal de afluente

Las lluvias extremas incrementan significativamente el volumen de agua que llega a las plantas, debido al aumento del flujo de aguas residuales como también la infiltración de agua pluvial en las redes de alcantarillado. Metcalf & Eddy (2014) señalan que el exceso de caudal puede reducir el tiempo de retención en los procesos de tratamiento, afectando en gran medida la eficiencia en la remoción de contaminantes. Esto, en consecuencia, puede superar la capacidad de diseño de la planta, lo que se conoce como “sobrecarga hidráulica”.

- Dilución de las aguas residuales

El agua lluvia diluye las aguas residuales, reduciendo la concentración de contaminantes. Esto puede afectar negativamente a procesos biológicos como la digestión aeróbica y anaeróbica, que dependen directamente de concentraciones específicas de materia orgánica proveniente del afluente. En 2003, Tchobanoglous et al., afirman que la dilución puede dificultar la operación de reactores biológicos y reducir la eficiencia de los tratamientos.

- Desbordes y vertidos no controlados

En estudios de 2018, Zhang et al., analizan los impactos ambientales de los desbordes, incluyendo a contaminación de cuerpos de agua receptores, como lagunas, pozos, norias y los riesgos que esta contaminación implica para la salud pública. Cuando el caudal supera la capacidad de la planta, es cuando ocurren

desbordes en los sistemas de alcantarillado combinados (que transportan aguas residuales y pluviales en un mismo flujo), que finalmente resultan de descargas de aguas no tratadas al medio ambiente.

- Daños estructurales

En 2019, el organismo profesional “American Society of Civil Engineers” (ASCE), enfatiza la vulnerabilidad de las infraestructuras críticas ante eventos climáticos extremos. Las lluvias extremas pueden causar inundaciones en los sistemas e infraestructura de las plantas, dañando equipos eléctricos, motores y estructuras físicas.

- Sobrecarga de sólidos

Las lluvias extremas pueden arrastrar sedimentos, basura y otros metales sólidos hacia las plantas de tratamiento, generando problemas de obstrucción en sistemas de tratamientos primarios como, baipás, rejillas, desarenadores, etc. En 2015 la agencia norteamericana Environmental Protection Agency (EPA) menciona que la acumulación de sólidos puede generar paradas no programadas y aumentar los costos de mantenimiento.

En los últimos años, Chile ha experimentado un aumento significativo en la frecuencia e intensidad de eventos climáticos extremos, incluyendo lluvias intensas. La región del Biobío, en particular, ha sido afectada por estos fenómenos lo que ha causado repercusiones en el óptimo funcionamiento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

La Dirección Meteorológica de Chile (2023) reportó que estos eventos han sido más intensos y frecuentes en comparación con décadas anteriores. Entre 2015 y 2023, la región del Biobío ha registrado varios eventos de lluvias extremas, especialmente durante los meses de invierno. Por ejemplo, en junio de 2022, un sistema frontal provocó precipitaciones que superaron los 200 mm en menos de 48 horas en algunas zonas de la región.

Según un reportaje del diario el Sur (2021), las intensas lluvias en 2021 causaron inundaciones en la PTAS de los Ángeles, dañando equipos eléctricos, obligando a

paralizar temporalmente las operaciones. Un estudio realizado por la Universidad de Concepción (2023), destaca la necesidad de modernizar infraestructuras y separar redes de alcantarillado.

Un caso más crítico ocurrió en la región del Biobío, es de la PTAS de Concepción, la cual en 2022 fue oficiada por la Superintendencia de Servicios Sanitarios, debido a que, durante las lluvias extremas en 2022, la PTAS experimentó una sobrecarga hidráulica, lo que obligo a derivar parte del flujo sin tratar al río Biobío. Las lluvias extremas representan un desafío significativo para las PTAS, especialmente en regiones del centro sur y sur de Chile, como el Biobío, donde los eventos climáticos intensos y sin precedentes se han vuelto más frecuentes. Estos fenómenos son propensos a provocar sobrecargas hidráulicas, dilución de aguas residuales, daños estructurales y desbordes, comprometiendo la eficiencia del tratamiento y generando severos impactos ambientales. Para mitigar estos efectos, es fundamental implementar medidas preventivas y de seguridad, como la modernización de infraestructura crítica, la separación de redes de alcantarillado y aguas pluviales, y la implementación de sistemas predictivos y alerta temprana. Frente a todo lo planteado, uno de los problemas más graves y que suponen un gran desafío en el tratamiento de aguas sanitarias, especialmente en el contexto de eventos climáticos extremos como lluvias intensas, es el repentino aumento de caudal y sus efectos sobre la biomasa microbiana. Además de alterar las condiciones operativas del sistema, pone en riesgo la estabilidad y eficiencia del proceso biológico de depuración. El problema se agrava cuando se considera el lavado de la biomasa, un efecto que puede comprometer seriamente la capacidad del sistema para tratar todo el afluente de manera efectiva.

Cuando el caudal aumenta debido a lluvias intensas, el agua residual se diluye, lo que reduce drásticamente la concentración de sustratos disponibles para la biomasa microbiana. Este escenario es particularmente preocupante porque, según la ecuación de Monod (Monod, 1949), la tasa de crecimiento microbiana depende directamente de la concentración de sustrato. Al disminuir la concentración, la biomasa no recibe suficiente alimento para mantener su actividad metabólica, lo que resulta en una disminución significativa de la tasa de

crecimiento microbiano. En consecuencia, la eficiencia de depuración de contaminantes se ve gravemente afectada (Metcalf & Eddy, 2014).

Sin embargo, el problema más crítico en estos escenarios es el lavado de biomasa. En sistemas convencionales como lodos activos o lagunas aireadas, el incremento de caudal puede provocar la pérdida de biomasa comúnmente llamada flóculos, ya que los microorganismos son arrastrados por el flujo de agua. Este fenómeno reduce drásticamente la concentración de microorganismos disponibles para la degradación de los contaminantes, lo que compromete gravemente la eficiencia del tratamiento. El lavado de biomasa es particularmente problemático en sistemas que no tienen capacidad de retención de sólidos adecuada, ya que la biomasa no puede ser recuperada fácilmente y el sistema tarda en estabilizarse operativamente (Tchobanoglous et al., 2003).

Ante los desafíos planteados por el incremento de caudal, los sistemas MABR surgen como una solución innovadora y eficaz. Este sistema no solo aborda los problemas de dilución y sobrecarga de contaminantes, sino que también resuelve el crítico efecto de lavado de biomasa, asegurando una operación estable y eficiente incluso bajo condiciones adversas.

En un sistema MABR, la biomasa crece en forma de biopelícula adherida a membranas, lo que representa una ventaja fundamental frente a los sistemas convencionales de lodos activos, donde la biomasa está suspendida en el agua. Esta característica evita el lavado de microorganismos, incluso ante incrementos significativos de caudal. Al estar la biomasa fijada en las membranas, no es arrastrada por el flujo de agua, lo que garantiza que permanezca en el sistema y continúe degradando los contaminantes de manera eficiente (Martin & Nerenberg, 2012).

Otra ventaja clave del MABR es su capacidad para suministrar oxígeno directamente a la biopelícula a través de las membranas. Esto permite una mayor eficiencia en la transferencia de oxígeno en comparación con los sistemas convencionales, donde el oxígeno debe dispersarse en el agua. En situaciones de alta carga orgánica, como las que pueden ocurrir durante fuertes lluvias, esta característica permite que la biomasa tenga suficiente oxígeno para mantener su

actividad metabólica, optimizando así la degradación de contaminantes (Syron & Casey, 2008).

El MABR también destaca por su capacidad para manejar cargas variables de contaminantes. Durante eventos de lluvia, es común que el crecimiento de caudal traiga consigo una mayor carga de contaminantes. En un MABR, la biopelícula puede ajustarse a estos cambios en la concentración de sustratos, evitando la saturación del sistema y manteniendo una alta eficiencia de depuración (Casey et al., 2017).

4.9 ESTADO DEL ARTE SUMO©

En 1998, Timberlake et al., desarrollaron un reactor de biopelícula para demostrar el uso e innovación de estos sistemas para la eliminación de contaminantes en aguas residuales. A diferencia de otros reactores, el desarrollado por Timberlake et al., el oxígeno se suministra a través de una superficie de soporte permeable al gas, con el objetivo de alcanzar tasas mayores de nitrificación en el sistema. El estudio, además, demostraba que los procesos podrían incluir varias combinaciones de oxidación heterótrofa aeróbica, fermentación anaeróbica, desnitrificación y nitrificación.

Por otro lado, en 2007, Matsumoto et al., construyeron un modelo multi poblacional de una biopelícula aireada por membrana, considerando diversas poblaciones de bacterias, para evaluar la factibilidad en implementar un MABR en el tratamiento de aguas residuales, considerando rangos operativos con mayores exigencias. En este estudio se habla de la importancia que radica en la implementación de MABR, debido a que este logra suplir los inconvenientes ocasionados por la baja concentración de biomasa o por largos tempos de retención hidráulica en otros sistemas y que, el mayor problema, se origina porque, las bacterias nitrificantes tienen una tasa mucho más baja que las heterótrofas, lo que lleva a que su supervivencia sea dentro del área más interna de una biopelícula convencional.

Ambos estudios relacionan el trabajo de los reactores de biopelículas, y los procesos dominantes en el desarrollo de sistemas de tratamientos de aguas, los cuales en la

actualidad buscan optimizar costos y energía, maximizando la capacidad de degradar concentraciones de contaminantes. Por ello, este estudio, que busca simular una PTAS de la empresa ESSBIO frente a eventos climáticos extremos, y comparar la eficiencia de la implementación de MABR con una laguna convencional, será desarrollado con foco en los procesos biológicos típicos.

5. METODOLOGÍA

5.1 Materiales y método

5.1.1 Sumo©

Para poder analizar correctamente el funcionamiento de los sistemas de lagunas aireadas y MABR, planteando diferentes escenarios, es necesario contar con algún modelo de simulación que cumpla con estas necesidades. Por ello, el software SUMO©, gracias a su completa configuración para simular plantas de tratamiento, nos facilitará el entorno para obtener los resultados necesarios y poder validar nuestros objetivos planteados.

Sumo© (The Super Model), creado por la empresa Dynamita, es un software para modelar y optimizar procesos de tratamiento de aguas residuales, especialmente en plantas que emplean tecnologías avanzadas como la “Remoción Biológica de Nutrientes” (BNR). Este software permite al simulador probar diferentes configuraciones y escenarios operativos en un entorno virtual, antes de implementarlos en la vida real. Esto ayuda a mejorar la eficiencia, reducir costos y garantizar el cumplimiento de normativas ambientales.

Sumo© permite modelar y analizar diferentes escenarios y operaciones de plantas BNR, como diferentes tipos de reactores biológicos, probar variaciones en parámetros como el tiempo de retención hidráulica, edad del lodo, dosificación de químicos, concentración de biomasa, etc. También, permite evaluar la respuesta de la planta modelada a cambios en la carga de contaminantes, caudales, temperatura y la optimización de procesos, con el fin de identificar la configuración más eficiente para cumplir con los límites de descarga de nutrientes.

La simulación de diferentes configuraciones de plantas de tratamiento de aguas en Sumo© permite:

- Reducir riesgos: probar diseños y operaciones en un entorno virtual antes de implementarlos físicamente.
- Ahorrar costos: identificar la configuración más eficiente sin necesidad de experimentación a escala real.
- Cumplir normativas: asegurar que la planta cumpla con los límites de descarga de nutrientes establecidos por las autoridades ambientales, en este caso el DS90.
- Adaptarse a cambios: evaluar como la planta puede responder a cambios futuros, como aumentos en la demanda población o variaciones climáticas.

5.2 PTAS Florida

El área de investigación corresponde a la planta de tratamientos de agua residual (PTAS) Florida propiedad de ESSBIO, la cual cuenta con lagunas aireadas en la región del Biobío, destinadas al control de aguas locales e industriales del sector.

En términos sencillos, el estudio estará orientado en la simulación de la PTAS Florida considerando parámetros claves de diseño. Se recreará un modelo base y otro donde se visualice la inclusión de un reactor MABR, de estos se plantearán diferentes escenarios con el fin de comparar la eficiencia de los supuestos de modelo.

El primero de ellos es la planta tal cual está diseñada, donde se considera solo un sistema de laguna de aireación. El otro modelo considera la misma planta con laguna de aireación, sin embargo, se incluirá en el sistema un reactor de biopelícula de membrana aireada, el cual también contará con sus propios parámetros de diseño, los que irán variando, dependiendo de los escenarios a plantear.

Las variables base para ambos modelos, fueron entregadas por personal de la PTAS Florida. Dado que la información entregada contempla datos diarios de 3 años consecutivos, fue necesario calcular el promedio de cada concentración en el afluente,

con esto tener un acercamiento más general del comportamiento de la planta para los 3 años de estudio.

Tabla 1 Parámetros Afluente PTAS Florida

| Año | Mes | Prom DBO g O2/m3 | Prom DQO g COD/m3 | Prom NKT g N/m3 | Prom SST m3/d | Prom PT g P/m3 | Caudal m3/d | Temperatura °C |
|------|------------|---------------------|----------------------|--------------------|------------------|-------------------|----------------|-------------------|
| 2019 | Enero | 206.4 | 469.5 | 37 | 190.35 | 7.015 | 700 | 23.2 |
| | Febrero | 206.2 | 483 | 53.5 | 235.85 | 5.355 | 658 | 23.9 |
| | Marzo | 341.9 | 706.5 | 16.1 | 276.5 | 7.36 | 612 | 24.0 |
| | Abril | 290.665 | 586.5 | 63.3 | 344.7 | 7.425 | 640 | 23.0 |
| | Mayo | 257.115 | 621.5 | 56.25 | 244.5 | 5.34 | 694 | 19.7 |
| | Junio | 205.365 | 411 | 31.6 | 167.15 | 4.19 | 845 | 13.9 |
| | Julio | 107.32 | 215 | 18.15 | 88 | 0.125 | 1130 | 11.6 |
| | Agosto | 130.865 | 295 | 19.2 | 122.5 | 2.94 | 1044 | 12.5 |
| | Septiembre | 164.215 | 389.5 | 32.3 | 159.85 | 2.93 | 914 | 13.7 |
| | Octubre | 184.2 | 415 | 29.35 | 200.35 | 5.195 | 753 | 16.8 |
| | Noviembre | 245.1 | 602 | 47.4 | 233.15 | 4.465 | 700 | 19.0 |
| | Diciembre | 259.5 | 547.5 | 64 | 246.6 | 5.485 | 710 | 21.2 |
| 2020 | Enero | 302.4 | 575 | 43.75 | 247.75 | 4.045 | 659 | 23.2 |
| | Febrero | 163.45 | 340.5 | 54.25 | 130.25 | 4.8 | 588 | 23.9 |
| | Marzo | 294.25 | 586.5 | 53.05 | 260.65 | 2.04 | 612 | 24.0 |
| | Abril | 267.13 | 547 | 64.95 | 237.65 | 5.985 | 640 | 23.0 |
| | Mayo | 265.4 | 536.5 | 34.3 | 157.3 | 3.165 | 694 | 19.7 |
| | Junio | 230.635 | 459.5 | 56.95 | 213.5 | 3.81 | 845 | 13.9 |
| | Julio | 138.8 | 291 | 13 | 78.7 | 2.61 | 1130 | 11.6 |
| | Agosto | 140.415 | 288.5 | 22.3 | 136.4 | 3.365 | 1044 | 12.5 |
| | Septiembre | 189.535 | 387 | 41.3 | 127.1 | 3.845 | 914 | 13.7 |
| | Octubre | 347.9 | 674.5 | 42.65 | 416.65 | 5.635 | 753 | 16.8 |
| | Noviembre | 271.6 | 548 | 61.75 | 193.25 | 5.68 | 700 | 19.0 |
| | Diciembre | 182.385 | 400.5 | 44 | 201.85 | 4.015 | 710 | 21.2 |
| 2021 | Enero | 224 | 453.5 | 41.85 | 109.4 | 6.985 | 755 | 23.4 |
| | Febrero | 191.735 | 400.5 | 38.95 | 78.6 | 4.365 | 753 | 22.3 |
| | Marzo | 203.285 | 413.5 | 52.6 | 96.35 | 5.12 | 690 | 25.6 |
| | Abril | 204.385 | 408.5 | 55.85 | 83.2 | 5.68 | 727 | 23.3 |
| | Mayo | 162.185 | 305.5 | 36.9 | 61.75 | 4.985 | 703 | 22.5 |
| | Junio | 118.6 | 239 | 30.8 | 58.9 | 4.185 | 792 | 13.8 |
| | Julio | 254.25 | 536 | 58.4 | 168.7 | 5.355 | 651 | 12.8 |
| | Agosto | 134.8 | 277 | 29.35 | 64.1 | 2.655 | 840 | 11.0 |
| | Septiembre | 103.615 | 220 | 30.9 | 97.7 | 3.96 | 958 | 11.0 |
| | Octubre | 173.45 | 373.5 | 62.75 | 84.4 | 6.405 | 989 | 14.1 |
| | Noviembre | 160.4 | 338.5 | 41.45 | 0 | 6.32 | 700 | 19.0 |
| | Diciembre | 182 | 371 | 182 | 87.6 | 5.57 | 710 | 21.2 |

El software de modelación SUMO© cuenta con opciones de modelos predeterminados, en donde es posible configurar los procesos biológicos y otros parámetros para la planta que queramos simular. Para diseñar nuestros dos supuestos de modelo, usaremos la configuración Sumo1. En esta configuración, el sistema podrá realizar los siguientes procesos biológicos:

- Eliminación de DBO

La eliminación de DBO se caracteriza por la absorción o degradación de componentes de sustratos solubles realizada por la biomasa presente en el sistema, y que se utiliza para el crecimiento y la respiración microbiana. Además, los componentes biodegradables coloidales presentes en los flujos de aguas se floculan en componentes particulados. Finalmente, los componentes de las partículas se hidrolizan en componentes solubles, por lo que la biomasa puede metabolizarlos.

- Organismos heterótrofos ordinarios, Xoho (Organismos heterotróficos ordinarios); estos organismos pueden consumir diferentes compuestos orgánicos biodegradables solubles, además, pueden realizar la eliminación biológica en ambientes aeróbicos, anoxias y anaeróbicos.
- Utilizadores de metanol anóxico, Xmeolo (Utilizadores de metanol anóxico); son responsables de la eliminación de Xmeol. Solo se encuentra en sistemas con adición de metanol y compite con los organismos OHO durante el proceso de desnitrificación. En Sumo1, realizan el proceso de desnitrificación en un solo paso, es decir, de S_{NOx} a S_{N2} .

- Eliminación de Nitrógeno

La tasa de nitrificación es el parámetro más importante en el diseño y la simulación óptima de plantas de eliminación biológica de nutrientes (BNR). La tasa máxima de crecimiento específico de los nitrificantes oscila entre 0.2 y 1 d^{-1} para diferentes tipos de aguas residuales.

- Organismos nitrificantes aeróbicos, XNITO; responsable de todo el proceso de nitrificación en Sumo1 de S_{NHx} a S_{NOx} .

- Modelo de desnitrificación

La desnitrificación es el proceso de reducción de las formas oxidadas de nitrógeno, utilizadas como aceptores de electrones en el proceso de crecimiento de organismos heterótrofos. Si la desnitrificación es completa, estos aceptores de electrones se reducen secuencialmente a gas nitrógeno S_{N_2} .

- Eliminación de Fósforo

En Sumo1, la remoción de fósforo se modela principalmente a través de la eliminación de fósforo (EBPR, Enhanced Biological Phosphorus Removal). Este proceso depende de la actividad de bacterias específicas, conocidas como PAOs (Phosphorus Accumulating Organisms), que tienen la capacidad de absorber y almacenar fósforo en forma de polifosfatos en condiciones anaeróbicas y aeróbicas.

En una laguna aireada o un MABR, las condiciones aerobias favorecen la absorción de fósforo por parte de estas bacterias, lo que permite su remoción de del agua.

Algunos parámetros que pueden influenciar en la remoción de fósforo pueden ser la relación DQO/fósforo, donde una mayor disponibilidad de materia orgánica (DQO) favorece la acumulación de fósforo. También un tiempo de retención hidráulica (HRT) adecuado permite que los PAOs completen su ciclo de absorción y almacenamiento de fósforo.

5.3 Descripción de modelo en SUMO®.

El fin concreto de las simulaciones, es evaluar el comportamiento de la planta bajo diferentes condiciones operativas, las que serán planteadas más adelante. Para esto, debemos en primera instancia, realizar un sondeo de la planta a escala real y recopilar la mayor cantidad de datos de funcionamiento, operación y características físicas. Los datos usados fueron entregados por personal de planta y contemplan los caudales y concentraciones de afluente y efluente de los años 2019, 2020 y 2021. Los datos contemplan un seguimiento diario de las concentraciones de DBO, NKT, DQO, Caudal, etc., en el afluente. Este modelo se centra en los componentes principales del sistema, laguna de aireación (Gen2), salida de lodos y el efluente. Estos componentes son los esenciales para comprender la dinámica del tratamiento de aguas en la planta de tratamientos.

- Afluente: El afluente fue configurado para representar las características típicas de las aguas residuales que ingresan a una planta. Se definieron parámetros clave como el caudal promedio, concentración de materia orgánica (DBO), sólidos suspendidos totales (SST), nutrientes (nitrógeno y fósforo) y temperatura.
- Laguna aireada: La laguna aireada fue modelada utilizando el módulo Gen2 de SUMO®, el cual permite simular procesos biológicos avanzados.
- Salida de lodos: La salida de lodos fue configurada para simular la extracción periódica de biomasa del sistema. Dada la envergadura de esta planta, no se consideró recirculación de lodos.
- Efluente: Dentro de la estructuración del modelo, el efluente fue configurado para monitorear la calidad del agua tratada. Los principales parámetros evaluados fueron la DQO, DBO, NKT, Nitrógeno total, SST, Nitrato, Nitrito y Fósforo.

SUMO® permite definir una gran variedad de parámetros y variables, desde la tasa de crecimiento de las poblaciones microbianas, la cantidad de biomasa contenida en el efluente, etc. En la siguiente tabla se visualizan los parámetros clave del modelo:

Tabla 2 Parámetros del modelo, SUMO©

| Parámetros del modelo | Símbolo | Valor | Unidad |
|--|------------------------------|--------|---------------|
| Kinetic parameters | | | |
| Ordinary heterotrophic organism kinetics (OHO) | | | |
| Maximum specific growth rate of OHOs | μ_{OHO} | 4 | 1/d |
| Decay rate of OHOs | b_{OHO} | 0.62 | 1/d |
| Reduction factor for anoxic growth of OHOs | $\eta_{\text{OHO,anox}}$ | 0.6 | - |
| Half-saturation of O2 for OHOs (AS) | $K_{\text{O2,OHO,AS}}$ | 0.15 | g O2/m3 |
| Half-saturation of R. B. S. for OHOs (AS) | $K_{\text{SB,AS}}$ | 5 | g COD/m3 |
| Half-saturation of methanol for OHOs (AS) | $K_{\text{MEOL,OHO,AS}}$ | 0.1 | g COD/m3 |
| Half-saturation of NOx for OHOs (AS) | $K_{\text{NOx,OHO,AS}}$ | 0.03 | g N/m3 |
| Anoxic methanol utilizer kinetics (MEOLO) | | | |
| Maximum specific growth rate of MEOLOs | μ_{MEOLO} | 1.3 | 1/d |
| Decay rate of MEOLOs | b_{MEOLO} | 0.05 | 1/d |
| Half-saturation of methanol for MEOLOs (AS) | $K_{\text{MEOL,AS}}$ | 0.5 | g COD/m3 |
| Half-inhibition of O2 for MEOLOs (AS) | $K_{\text{iO2,MEOLO,AS}}$ | 0.05 | g O2/m3 |
| Half-saturation of NOx for MEOLOs (AS) | $K_{\text{NOx,MEOLO,AS}}$ | 0.03 | g N/m3 |
| Aerobic nitrifying organism kinetics (NITO) | | | |
| Maximum specific growth rate of NITOs | μ_{NITO} | 0.9 | 1/d |
| Decay rate of NITOs | b_{NITO} | 0.17 | 1/d |
| Half-saturation of NHx for NITOs (AS) | $K_{\text{NHx,NITO,AS}}$ | 0.7 | g N/m3 |
| Half-saturation of CO2 for NITOs (AS) | $K_{\text{CO2,NITO,AS}}$ | 48 | g TIC/m3 |
| Half-saturation of O2 for NITOs (AS) | $K_{\text{O2,NITO,AS}}$ | 0.25 | g O2/m3 |
| Half-saturation of NOx for NITOs (AS) | $K_{\text{NOx,NITO,AS}}$ | 0.03 | g N/m3 |
| Half-inhibition of NH3 for NITOs (AS) | $K_{\text{iNH3,NITO,pH,AS}}$ | 9999 | mol [NH3].L-1 |
| Hydrolysis | | | |
| Rate of hydrolysis | q_{HYD} | 2 | 1/d |
| Reduction factor for anoxic hydrolysis | $\eta_{\text{HYD,anox}}$ | 0.5 | - |
| Reduction factor for anaerobic hydrolysis | $\eta_{\text{HYD,ana}}$ | 0.5 | - |
| Half-saturation of colloids in FI (AS) | $K_{\text{FLOC,AS}}$ | 0.001 | COD.g COD-1 |
| Half-saturation of particulates in Hy (AS) | $K_{\text{HYD,AS}}$ | 0.05 | COD.g COD-1 |
| Half-saturation of particulate U. O. | K_{XU} | 10 | g COD/m3 |
| Half-inhibition of NHx in NOx A. R. | $K_{\text{iNHx,ASSIM,AS}}$ | 0.0005 | g N/m3 |
| Half-saturation of NOx in Nox (AS) | $K_{\text{NOx,ASSIM,AS}}$ | 0.001 | g N/m3 |
| Stoichiometric yields | | | |
| Yield of OHOs on VFA under A. C. | $Y_{\text{OHO,VFA,ox}}$ | 0.6 | COD.g COD-1 |
| Yield of MEOLOs on methanol | Y_{MEOLO} | 0.4 | COD.g COD-1 |
| Yield of NITOs on NHx | Y_{NITO} | 0.24 | g COD.g N-1 |
| Yield of AMETOs on VFA | Y_{AMETO} | 0.1 | COD.g COD-1 |
| Yield of HMETOs on H2 | Y_{HMETO} | 0.1 | COD.g C |

Estos parámetros son esenciales para representar fielmente el funcionamiento de una planta real. Los valores dados para las concentraciones fueron tomados desde las tablas pertenecientes a la configuración de SUMO©. Cabe considerar que estos valores están por defecto en la configuración del programa y están basados en la librería “Simuslang”,

donde se realizan todos los cálculos para la evaluación de parámetros de cada componente del sistema. Posteriormente, el modelo fue validado mediante la comparación de los resultados simulados con los datos entregados oficialmente por personal de PTAS Florida.

El modelo base desarrollado, representa de manera efectiva los componentes principales de la PTAS Florida, proporcionando una base sólida para la evaluación de diferentes escenarios operativos. Los resultados preliminares, usados para la validación del modelo, demuestran que este es capaz de simular con precisión los procesos de tratamiento, lo que permitirá analizar el impacto de la implementación de un reactor MABR en la laguna aireada.

5.4 Esquema, caracterización del modelo y escenarios

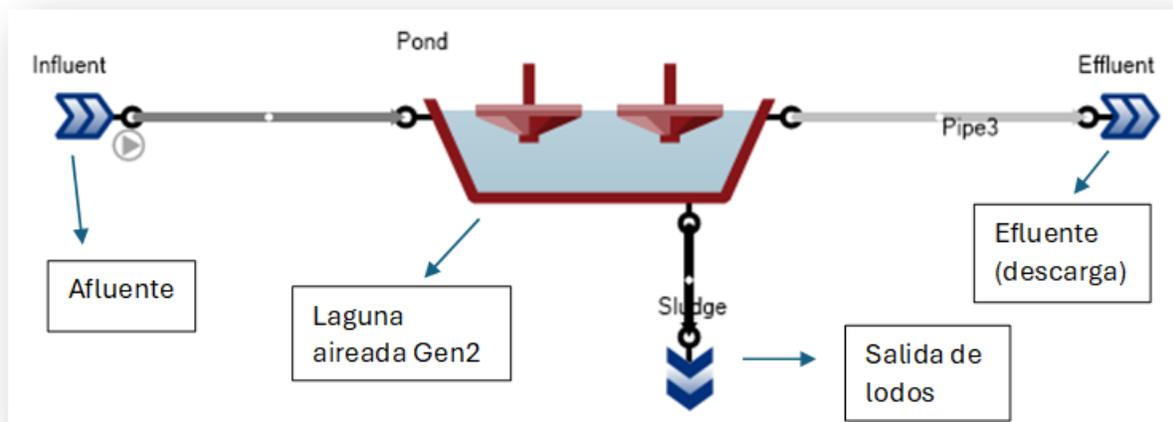


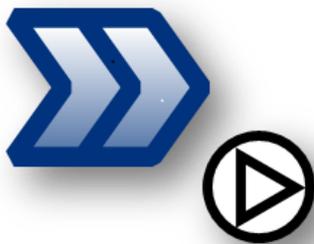
Figura 4 Esquema Laguna aireada SUMO©

Tabla 3 Especificaciones técnicas Laguna aireada

| Nombre | Valor | Unidad |
|-------------------------------------|-------|--------|
| Volúmen máximo | 6714 | m3 |
| Profundidad del estanque | 2.5 | m |
| Número de trenes | 1 | |
| Nivel mínimo de agua en el estanque | 0.05 | m |
| Potencia del sistema de aireación | 30 | kW |
| Elevación sobre el nivel del mar | 285 | m |

Cada unidad de proceso tiene una configuración primaria, esta configuración será clave para la simulación del modelo.

Influente



- Influent type
 - Concentration based
 - Mass flow based
 - State variable based
- Measurement type
 - COD based
 - BOD based
 - TSS based
- pH specification
 - Input pH and alkalinity (valid if pH is calculated)
 - Input Cations and CO2

Figura 5 Configuración inicial afluente SUMO©

Laguna de aireación

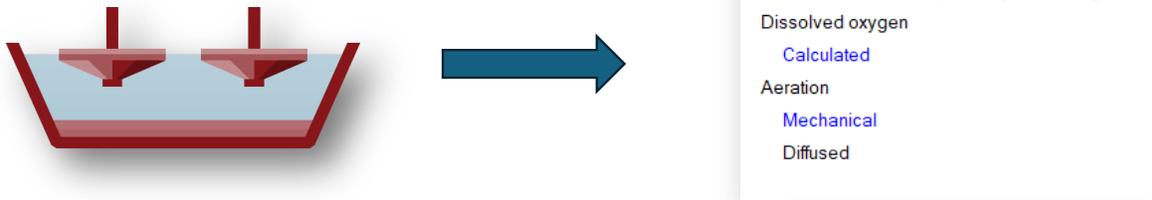


Figura 6 Configuración inicial Laguna de aireación SUMO©

Antes de llegar al modelo base, se realizaron simulaciones probando diferentes concentraciones y modelos hasta llegar a los valores de efluente más cercanos a los muestreados. Estas simulaciones contemplaron los tres años de datos, en diferentes configuraciones y combinaciones, desde realizar una simulación estacionaria con promedios mensuales, promedios estacionarios o con un dato unitario diario. También, se simuló la planta con tablas dinámicas. Estas tablas representaban las concentraciones en el tiempo. Los periodos de simulación para estas tablas fueron de 10, 30, 60, 180 y 365 días, con este tipo de simulación se pudo analizar el comportamiento de la planta a través del tiempo. Si bien, poder observar los resultados diarios de la simulación, la alta cantidad de datos podría mermar la fidelidad del modelo, por otro lado, poder realizar todo este tipo de simulaciones permitió encontrar una representación más cercana a la realidad. Debido a esta conclusión, se asumió que el modelo era capaz de representar fielmente a la PTAS Florida, de esta forma, se decidió que los datos para la modelación final serían un promedio de datos que pueda representar dos estaciones del año (invierno y verano), tomando los meses de diciembre, enero, febrero para verano, y junio, julio, agosto para invierno, tal como representan las siguientes tablas:

Tabla 4 Promedio concentraciones verano

| | Promedio concentraciones verano |
|---------------|---|
| Caudal | 652.33 m ³ /d |
| DBO | 216.08 g O ₂ /m ³ |
| NKT | 47.33 g N/m ³ |
| TSS | 193.28 m ³ /d |
| T | 22.77 °C |
| TP | 4.29 g P/m ³ |

Tabla 5 Promedio concentraciones invierno

| | Promedio concentraciones invierno |
|---------------|---|
| Caudal | 1006.33 m ³ /d |
| DBO | 169.95 g O ₂ /m ³ |
| NKT | 30.75 g N/m ³ |
| TSS | 142.87 m ³ /d |
| T | 12.66 °C |
| TP | 3.26 g P/m ³ |

DBO: Demanda Biológica de Oxígeno total

NKT: Nitrógeno total Kjeldahl

TSS: Solidos Suspendidos Totales

T: Temperatura

TP: Fosforo total

La DBO es un término general que se refiere a la cantidad de oxígeno disuelto consumido por microorganismos para descomponer la materia orgánica en el agua. Por otro la DBO5 es una medida estándar que cuantifica el oxígeno consumido por los microorganismos en un periodo fijo de 5 días a una temperatura de 20 °C.

El Nitrógeno Total Kjeldhal es un parámetro usado para medir el nitrógeno orgánico y amoniacal, pero excluye las formas oxidadas de nitrógeno como nitritos, nitratos y nitrógeno gaseoso.

Con el modelo base ya construido y probado, el siguiente paso para la modelación de la planta de tratamientos, fue implementar a la estructura del modelo, un reactor MABR, con el cual se buscará optimizar y mejorar los resultados de las concentraciones liberadas en el efluente. Este reactor es una de las distintas opciones que nos entrega SUMO©. En la siguiente imagen, se ilustra la unidad de proceso (MABR) y sus parámetros iniciales:

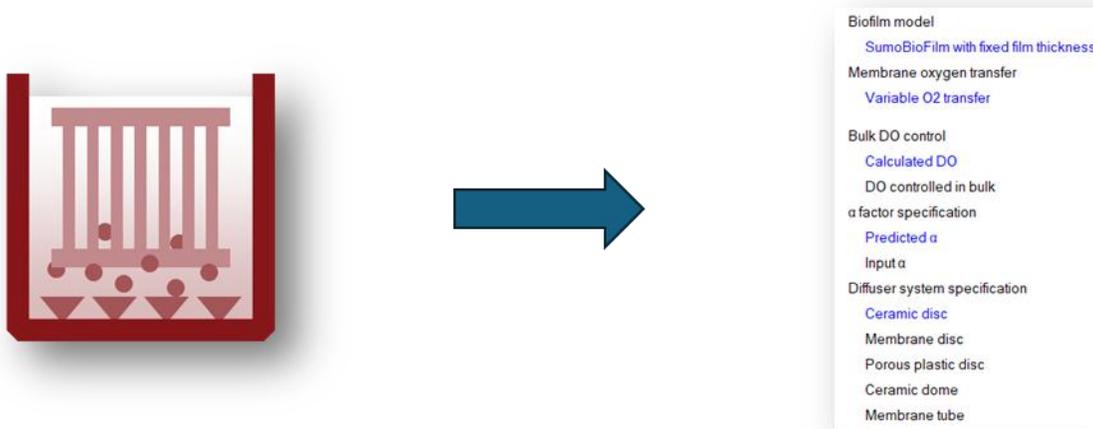


Figura 7 Configuración inicial MABR SUMO©

Finalmente, el esquema del modelo quedaría de la siguiente forma:

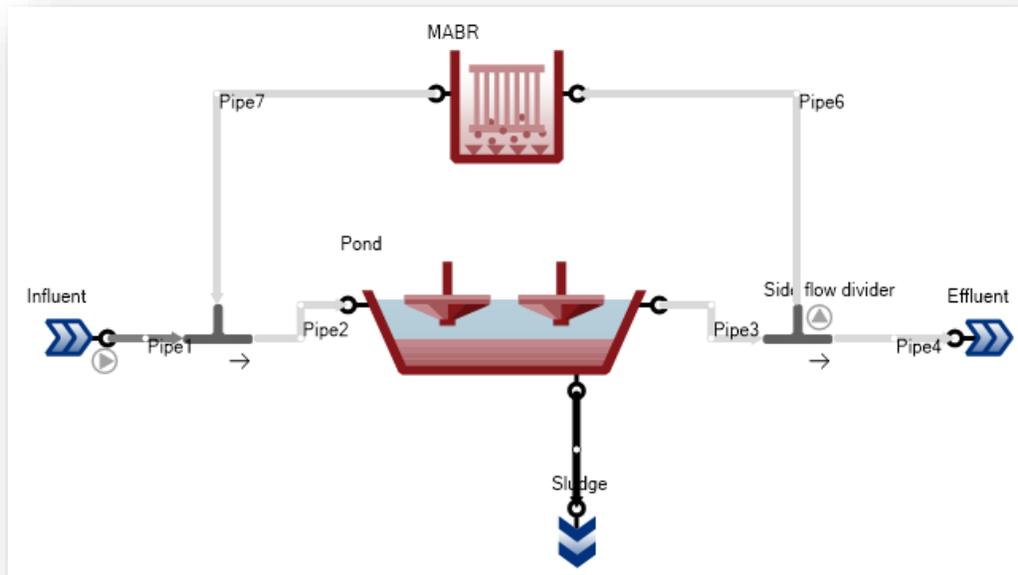


Figura 8 Esquema Laguna aireada + MABR (SUMO©)

Físicamente, la estructura de una laguna aireada cuando el sistema tiene más componentes es en serie, es decir todos los componentes se conectan secuencialmente por las cañerías, en el caso del reactor MABR, este podría estar dentro de la laguna o a un lado de esta, formando un sistema secuencial. Sin embargo, en SUMO© no se puede introducir el reactor dentro de la laguna, para ello, la solución fue realizar una recirculación del caudal mediante las cañerías y con una unidad denominada “Side Flow Divider”, la cual redirecciona el flujo en dos direcciones, además, este componente cuenta con un bombeo extra al sistema. Este bombeo es necesario para que la recirculación de caudal entre la laguna y el reactor sea a una velocidad lo suficientemente rápida para que este flujo se convierta en una mezcla entre el flujo que entra por la laguna y el que entra por el reactor, de este modo el sistema se convierte en uno solo y no las unidades por separado. En la calibración del modelo se llegó a un valor del flujo bombeado de $80.000 \frac{m^3}{s}$.

Los parámetros físicos del MABR son los siguientes:

Tabla 6 Especificaciones técnicas MABR

| Parámetro | Valor |
|-----------------------------------|-------------------------|
| Volumen por tren | 30 m ³ |
| Profundidad de tanque | 3 m |
| Número de trenes | 1 u |
| Superficie de área por casete | 2000 m ² |
| Espesor de la biopelícula | 400 micrón |
| Espesor de la capa límite | 300 micrón |
| Masa específica de la biopelícula | 40 g TSS/m ² |

Tabla 7 Escenarios de simulación

| |
|--|
| 1- Caso base sin MABR - Concentraciones verano/invierno |
| 2- Caso MABR con 5 casetes - Concentraciones verano/invierno |
| 3- Caso MABR con 10 casetes - Concentraciones verano/invierno |
| 4- Caso MABR con 20 casetes - Concentraciones verano/invierno |
| 5- Caso base sin MABR – Concentraciones verano/invierno – Caudal aumentado por lluvias |
| 6- Caso MABR con 5 casetes - Concentraciones verano/invierno - Caudal aumentado por lluvias |
| 7- Caso MABR con 10 casetes - Concentraciones verano/invierno - Caudal aumentado por lluvias |
| 8- Caso MABR con 20 casetes - Concentraciones verano/invierno - Caudal aumentado por lluvias |

Para todos los escenarios se cumplen los mismos parámetros físicos de laguna aireada y MABR. Escenarios 1 y 5 se contemplan sistemas basados solo en lagunas aireadas manteniendo las mismas especificaciones técnicas, es decir, una laguna con volumen de 6714 m³ y profundidad de 2.5 m, manteniendo una potencia al sistema de aireación de 30 kW, la cual está dividida en 6 aireadores de 5 kW cada uno. Además, la eficiencia de la aeración es de 1.5 kg O₂/kWh.

Para el resto de los escenarios se adhiere un MABR al sistema el cual mantiene las mismas especificaciones exceptuando el número de casetes del reactor, el cual va variando para cada escenario; 30 m³ de volumen y 3 m de profundidad. La presión absoluta del suministro de aire es de 1.5 bar.

Tabla 8 Concentraciones con caudal aumentado

| Caudal aumentado | | |
|------------------|--|--|
| Parametro | Verano | Invierno |
| Caudal | 848.03 m ³ /d | 1308.23 m ³ /d |
| DBO | 93.95 g O ₂ /m ³ | 73.89 g O ₂ /m ³ |
| NKT | 20.58 g N/m ³ | 13.37 g N/m ³ |
| Fósforo | 1.86 g P/m ³ | 1.42 g P/m ³ |

Para llegar a las concentraciones de caudal aumentado por lluvia, se aumentó el caudal inicial de verano e invierno en un 30% (porcentaje estimado para la variación de caudal afluente por lluvias en condiciones reales). A partir del caudal, se realizó un balance de masas simple considerando que el caudal de agua en exceso no contiene sustratos, y así determinar las demás concentraciones como, DBO, NKT, Fósforo, etc.

6. RESULTADOS

Para llevar a cabo la simulación de los distintos escenarios, se utilizaron datos correspondientes al año 2020. A partir de estos, se calcularon los promedios de las concentraciones requeridas por SUMO©. Dichas concentraciones están reguladas por el Decreto Supremo N°90/2001, Ministerio Secretaría General de la Presidencia (MISEGPRES, 2001), el cual establece los límites máximos permitidos para la emisión de contaminantes en efluentes descargados a cauces naturales.

Al programa se le solicitaron tablas con estas concentraciones pedidas, las que fueron analizadas para cada escenario.

En los siguientes gráficos se muestran los resultados de las concentraciones en temporada de verano, y para cada uno de los cuatro casos planteados (sin MABR, 5, 10 y 20 casetes).

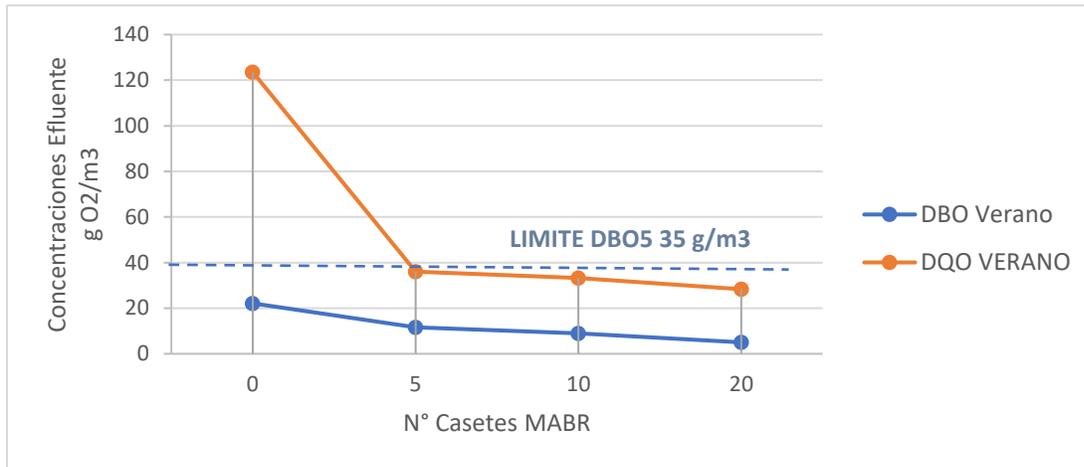


Figura 9 Resultados DBO y DQO verano

El gráfico anterior muestra las concentraciones de DBO y DQO para la temporada de verano en los cuatro casos propuestos. También se añade el límite de DBO para descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales y lacustres (35 g/m³). Como se puede observar en ninguno de los casos el DBO es mayor al límite impuesto por el DS90, demostrando que, para esta configuración de verano, todos los casos son aprobados. Sin embargo, cuando la laguna actúa sin un reactor MABR la eficiencia en la remoción de DBO y DQO es menor que en los casos con MABR, donde la DBO llega a ser hasta 15 g/m³ menor en relación con el sistema convencional. Por otro lado, la DQO alcanza una diferencia de al menos 80 g/m³ entre ambos sistemas.

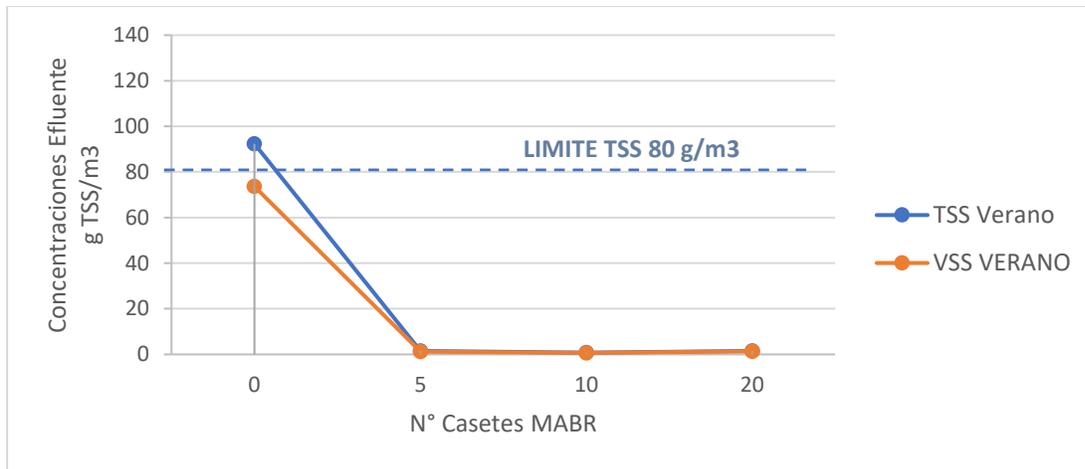


Figura 10 Resultados SST y SSV verano

En el grafico de solidos suspendidos totales y solidos suspendidos volátiles, podemos observar que para el caso sin MABR los TSS superan el límite de 80 g/m³, indicando que la laguna no es tan eficiente por si sola para remover TSS.

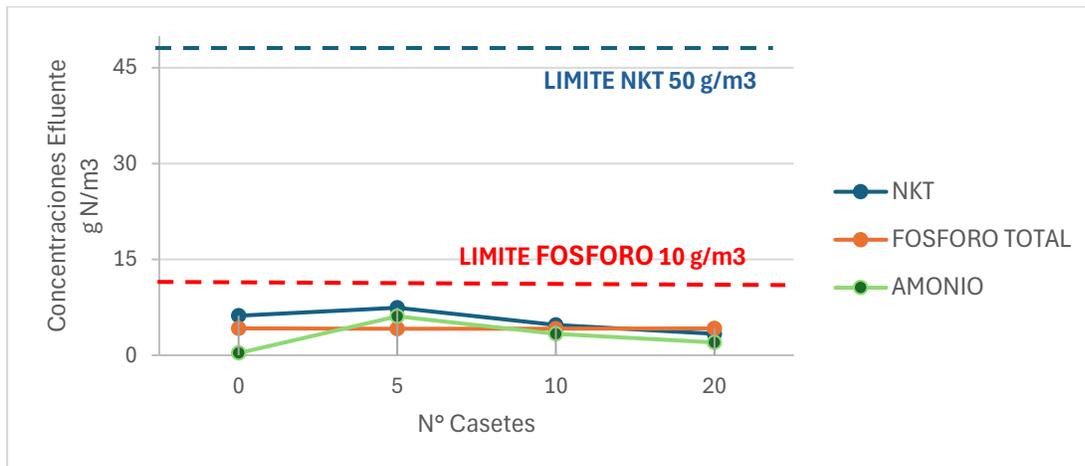


Figura 11 Resultados NKT, Fosforo total y Amonio verano

En la Fig. 16 analizamos las concentraciones en afluente de NKT (Nitrógeno Total Kjeldhal), Fosforo y Amonio. Vemos también los límites para NKT (50 g/m³) y Fosforo (10 g/m³) en el efluente. Ambos componentes están por debajo de los límites en los 4 casos propuestos.

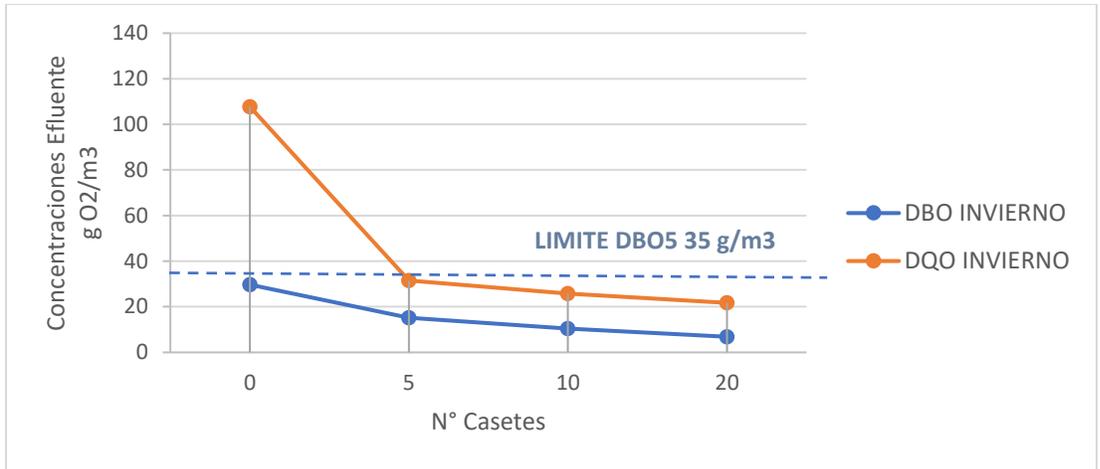


Figura 12 Resultados DBO y DQO invierno

Para las simulaciones de invierno vemos que las concentraciones aumentan respecto a verano. Esto puede pasar dado que en invierno aumenta el caudal afluente, por lo que las concentraciones se diluyen y el HRT es teóricamente menor, provocando que el tiempo de depuración sea menos controlado. Sin embargo, se puede observar que, aunque aumente el caudal, si la laguna contiene un MABR este puede suplir los HRT menores con su eficiencia en la remoción de contaminantes.

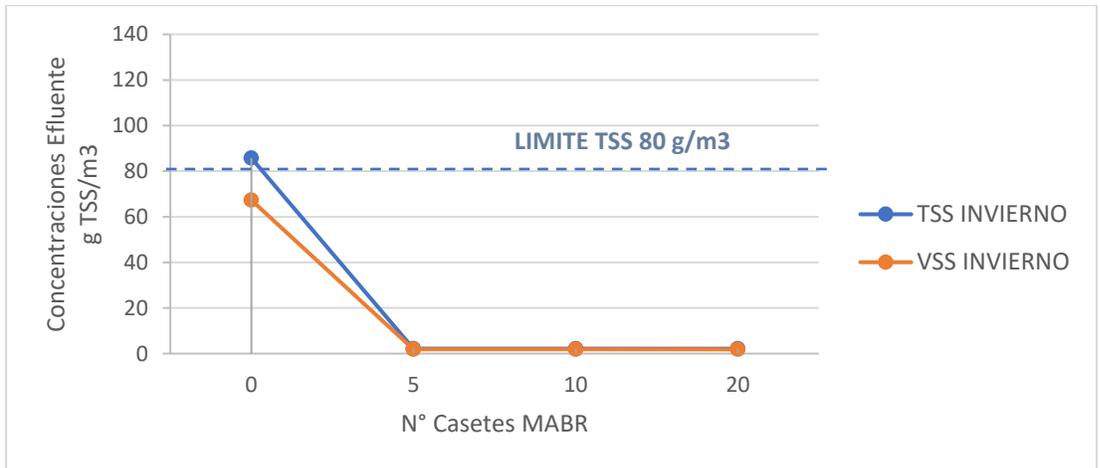


Figura 13 Resultados SST y SSV invierno

En el caso de los TSS se mantiene la tendencia en que la laguna no logra suplir los límites del DS90.

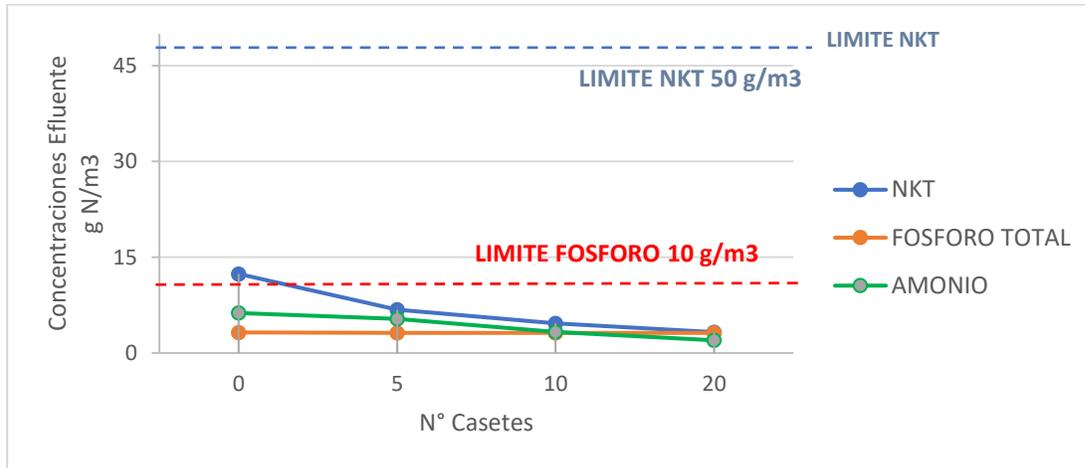


Figura 14 Resultados NKT, Fosforo total y Amonio invierno

En la fig. 19 podemos observar un notorio aumento en el NKT liberado por la laguna, sin embargo, en los otros escenarios no se ve un efecto, debido a que un MABR puede realizar nitrificación y desnitrificación simultánea, logrando sobreponerse al aumento de caudal ($1006.33 \text{ m}^3/d$) provocado por las lluvias de invierno.

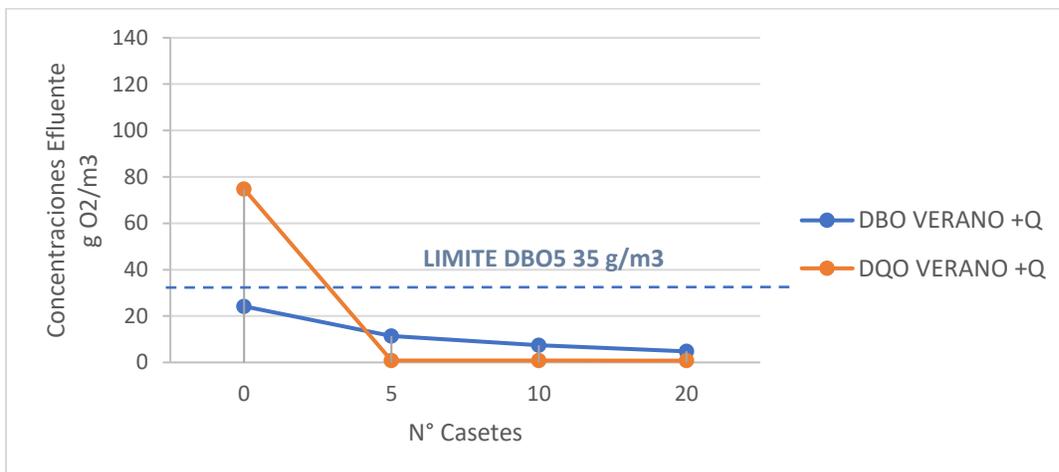


Figura 15 Resultados DBO y DQO verano con caudal aumentado

En la fig. 20 observamos los resultados de DBO y DQO en verano con aumento de caudal ($804 \text{ m}^3/d$). Podemos apreciar que la DBO en todos los escenarios se mantiene por debajo de los límites. A pesar del aumento de caudal, las concentraciones en el efluente no se ven mayormente afectadas.

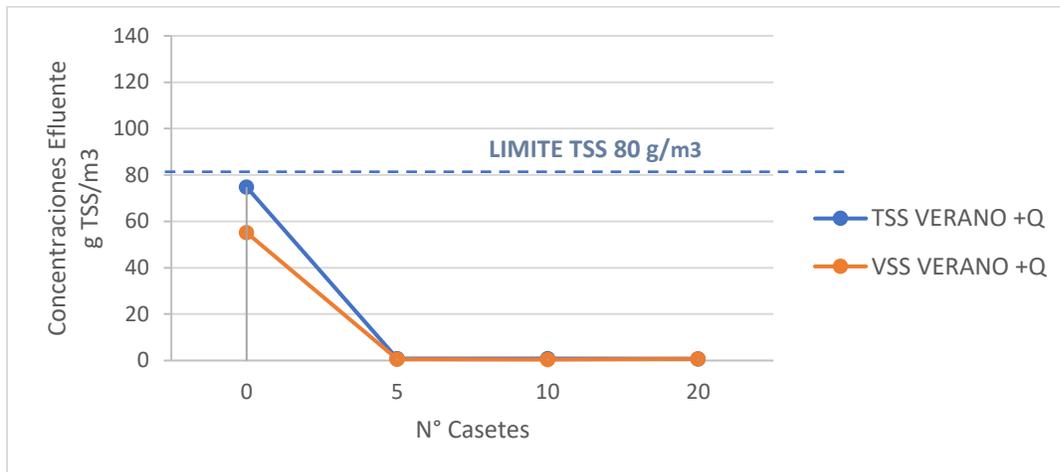


Figura 16 Resultados SST y SSV verano con caudal aumentado

Lo mismo ocurre con los TSS, en la fig. 21 vemos por primera vez que las concentraciones no superan los límites establecidos.

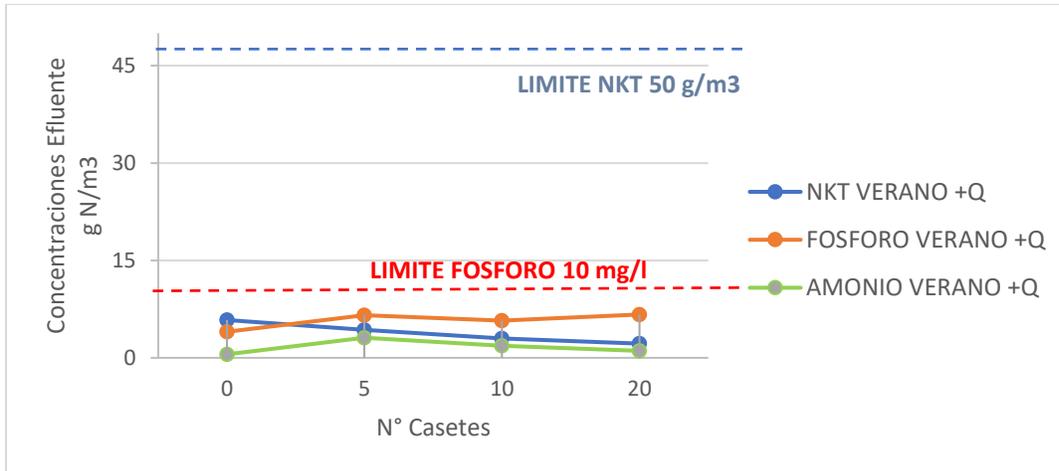


Figura 17 Resultados NKT, Fosforo total y Amonio verano con caudal aumentado

En la fig. 22 observamos un leve incremento de fosforo. Este componente es de los pocos que se vio afectado negativamente debido al aumento de caudal.

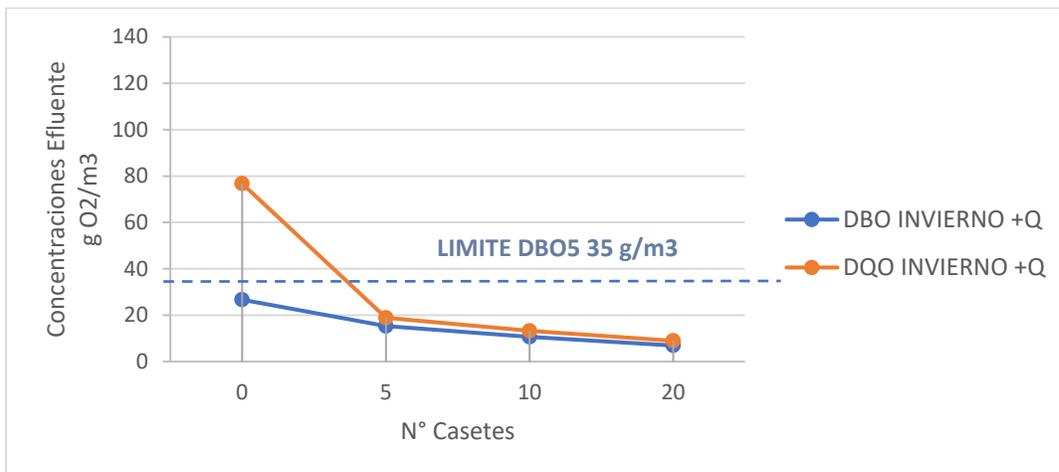


Figura 18 Resultados DBO y DQO invierno con caudal aumentado

A pesar de aumentar considerablemente el caudal respecto al anterior escenario, en la fig. 23 no se observa un cambio brusco en DBO y DQO. Se mantiene la tendencia de entre más casetes tenga el MABR mejor será la eficiencia en la remoción de contaminantes.

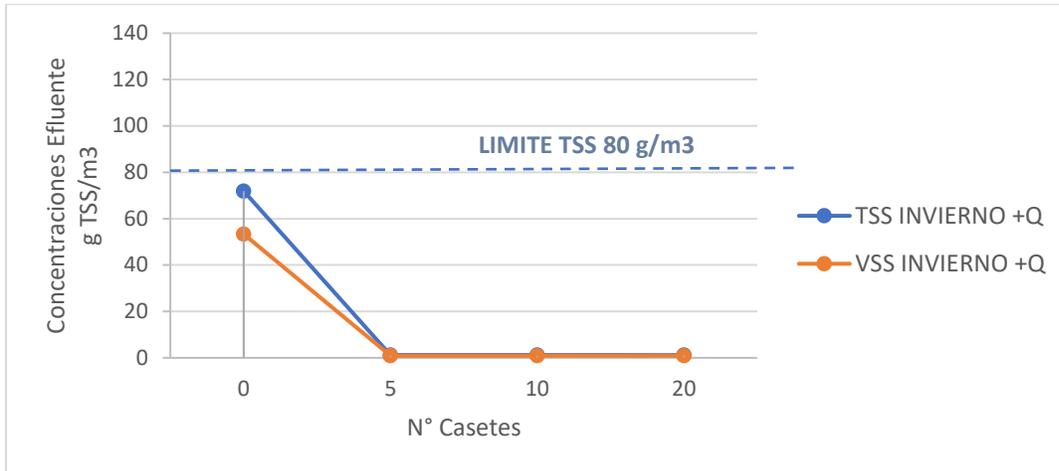


Figura 19 Resultados SST y SSV invierno con caudal aumentado

En el caso de los TSS, se mantiene la tendencia; el aumento de caudal diluye los sólidos, facilitando su dispersión. Sin embargo, como se observa, la laguna sigue presentando dificultades para remover sólidos por si sola.

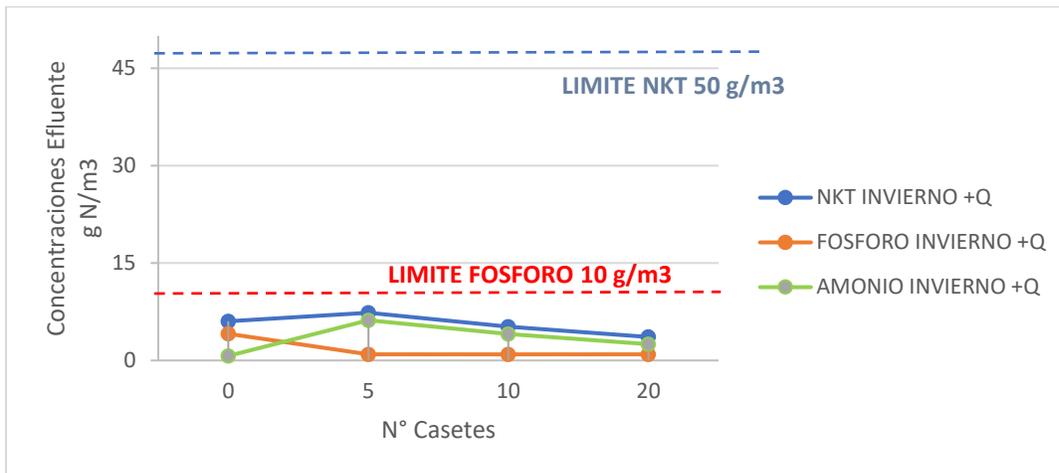


Figura 20 Resultados NKT, Fosforo total y Amonio invierno con caudal aumentado

A diferencia de verano, en la fig. 25 el aumento se produce en el NKT y amonio, si bien, se mantienen muy por debajo de los límites, estos tienden a subir dado que, en la biopelícula, los microorganismos nitrificantes y desnitrificantes tardan más en crecer debido a la reducción de HRT.

7. DISCUSIÓN

Es importante mencionar que existe una notable tendencia para el caso base de laguna aireada (caso #1), el cual es menos eficiente en términos de remoción general de compuestos en relación con los casos que incluyen módulos MABR. Además, podemos observar que en los escenarios de caudal típico para invierno y verano el caso #1 supera el límite de TSS impuesto por el Decreto Supremo N°90 (SISS, 2001). Esto se debe a que, en un MABR la biomasa crece adherida a membranas en forma de biopelícula, lo que permite una mayor concentración de microorganismos activos en un volumen reducido. En cambio, en una laguna aireada, la biomasa está suspendida en el agua, lo que resulta en una menor concentración de microorganismos por unidad de volumen. En consecuencia, la mayor densidad de biomasa en el MABR mejora la eficiencia en la remoción de TSS, ya que los microorganismos capturan y metabolizan más eficientemente los sólidos suspendidos. Además, el MABR tiene un tiempo de retención de sólidos (SRT) más alto debido a la retención de la biopelícula en las membranas. Esto permite que los microorganismos tengan más tiempo para degradar y asimilar los TSS. Finalmente, en un MABR, el efluente se separa de la biopelícula, lo que reduce el arrastre de sólidos suspendidos hacia la salida. En una laguna aireada el efluente puede arrastrar partículas suspendidas debido a la falta de una barrera física que retenga los sólidos (Dynamita, 2023; Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2014).

Por otro lado, también es posible observar en los resultados que un aumento significativo del caudal afluente puede provocar dos fenómenos críticos para el correcto funcionamiento de una planta. En el caso de la DBO, entre más caudal entra a la planta más difícil hace la remoción de esta concentración, debido a los menores tiempos de retención hidráulica (Nerenberg, 2016), provocando que el sistema tenga un menor tiempo para desarrollar los procesos microbianos necesarios para la remoción de DBO. Sin embargo, esta situación mejora cuando la planta cuenta con un sistema MABR, ya que, en una biopelícula, la nitrificación y desnitrificación pueden ocurrir simultáneamente aun con un HRT menor, logrando así una tasa de remoción óptima.

En el caso de los sólidos suspendidos totales, ocurren dos fenómenos visibles, en los que involucra tanto el aumento de caudal como la temperatura en que ocurren las simulaciones. Con un aumento de caudal en invierno y en verano, las concentraciones

de TSS disminuyeron por bajo el Decreto Supremo 90 para el caso sin MABR. Si bien, un aumento del caudal también provoca un menor tiempo de retención de sólidos, las partículas de mayores dimensiones son diluidas y reducen su tamaño debido al incremento del flujo de agua.

Si bien las lagunas aireadas tienen un buen rendimiento en general, hay situaciones que pueden empeorar el rendimiento en la remoción de las cargas contaminantes. Por ejemplo, un parámetro sumamente importante para cumplir las exigencias del DS90 son los TSS, en el caso de la simulación solo laguna, hay dos escenarios en los que estos superan el límite.

Es así, como se demostró en artículos presentados en el estudio que en los años en que hubo un aumento estrepitoso de lluvias en ciertas regiones del país, es donde las PTAS de las regiones afectadas, vieron problemas significativos en el funcionamiento de sus plantas. Además de un déficit en la remoción, el aumento de caudal genera caídas totales en la energización de las plantas, ya que la aireación mecánica funciona 100% con energía eléctrica. Si falla la energía, las plantas serían afectadas enormemente, generando aún mayores problemas para operar.

Con los resultados, se demostró que agregar un reactor de biopelícula de membrana aireada mejora en gran medida la eficiencia de las plantas, además, todos los casos simulados con MABR solo varían en la cantidad de casetes con membranas por reactor, facilitando las mantenciones o mejoras del sistema.

Los beneficios más importantes del MABR son la alta capacidad de remoción, similar a los sistemas de lodos activados, la nitrificación y desnitrificación simultánea, la disminución de HRT, y las posibles rebajas en los costos para el funcionamiento de la planta. En este sentido, y en todos los escenarios propuestos, el caso con 20 casetes es evidentemente más efectivo al intervenir las lagunas aireadas de ESSBIO, debido a que con las concentraciones usadas tuvo un comportamiento constante, en donde, bajo todas las exigencias que se plantearon, no tuvo un alza en las concentraciones estudiadas y que por norma se les exige a las PTAS para poder funcionar correctamente.

Cabe destacar que la simulación de la planta no tomó en cuenta otros procesos biológicos y físicos como la decantación, debido a que se buscó comprender el funcionamiento y la

eficiencia de una laguna aireada en condiciones poco favorables y como un sistema MABR podría mejorar la eficiencia en dichas condiciones.

8. CONCLUSIÓN

Este estudio evaluó el desempeño de lagunas aireadas reacondicionadas con tecnología MABR (Reactores de biopelículas de membranas aireadas) mediante simulación numérica. Los resultados demostraron que la implementación de un reactor MABR incrementa significativamente la capacidad de remoción de contaminantes en comparación con las lagunas aireadas convencionales. El sistema MABR demostró un desempeño robusto incluso bajo incrementos significativos de caudal, lo que refuerza su eficiencia como solución para plantas de tratamiento de aguas residuales. En comparación con lagunas aireadas convencionales, el sistema híbrido (laguna aireada + MABR) presentó ventajas operativas, posicionándose como una alternativa sostenible y técnicamente viable.

El uso del software de simulación SUMO© resultó ser una herramienta complementaria determinante para la gestión de plantas de tratamiento. Esta herramienta permitió simular diversas condiciones climáticas, lo que facilita la anticipación a eventos extremos de lluvias y la optimización del funcionamiento de las plantas de tratamiento. Esto no solo mejora la eficiencia operativa, sino que también contribuye a la toma de decisiones informadas y proactivas en la gestión de recursos hídricos.

Como aporte, esta investigación entrega antecedentes valiosos sobre el uso de MABR en una región centro-sur de Chile como Concepción, evaluando su calidad y eficiencia para su implementación en plantas de tratamiento a nivel nacional. Dado que estos sistemas son poco utilizados en Chile y en Sudamérica, este estudio representa un avance significativo en la difusión y validación de tecnologías innovadoras para el tratamiento de aguas residuales en contextos locales.

Sin embargo, una de las principales limitaciones del estudio fue la disponibilidad de datos, ya que solo se contaba con información de los años 2019, 2020, 2021, lo que podría alejarse el comportamiento actual de la planta. Futuras investigaciones deberían

considerar la recopilación de datos más recientes y ampliar el análisis a otras regiones y condiciones operativas para consolidar los hallazgos y promover la adopción de esta tecnología a mayor escala.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Angelakis, A. N., & Snyder, S. A. "Wastewater Treatment and Reuse: Past, Present, and Future." (2016). *Water*, 7(9), 4887-4895.

ASCE. "Climate-Resilient Infrastructure: Adaptive Design and Risk Management." (2019). American Society of Civil Engineers.

Baker, R. W. (2012). "Membrane Technology and Applications". Wiley.

Beer, D., Stoodley, P., & Lewandowski, Z. (1994). "Liquid Flow in Heterogenous Biofilms." *Biotechnology and Bioengineering*, 44(5), 636-641.

Dániel, B. (2023). Modellszintű stratégiák szélsőséges időjárás által előidézett káresemények elhárítására szennyvíztisztító telepeken. [Model-Based Strategies for Managing Extreme Weather-Related Emergencies at Wastewater Treatment Plants] *Muszaki Katonai Kozlony*, 33(1), 67-83.

Benscik, D., Wadhwan, T., Házi, F., & Karches, T. (2024). "Plant-Wide Models for Optimizing the Operation and Maintenance of BTEX-Contaminated Wastewater Treatment and Reuse." *Environments*, 11(5), 88.

Beyenal H., Lewandowski Z. (2002). "Internal and External Mass Transfer in Biofilms Grown at Various Flow Velocities." *Biotechnology Progress*.

Cakir, F. Y., & Stenstrom, M. K. (2005). "Greenhouse gas production: Acomparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology." *Water Research*, 39(17), 4197-4203.

Casey, E., Glennon, B., Hamer, G. (1999) "Membrane Aerated Biofilm Reactors for Wastewater Treatment: A Review.". *Water Research*, 33(18), 3605-3615.

Casey, E., Glennon, B., & Hamer, G. (2000) "Biofilm Development in a Membrane-Aerated Biofilm Reactor: Effect of Flow Velocity on Performance." *Biotechnology and Bioengineering*.

Characklis, W. G. & Marshall, K. C. (1990). "Biofilms."

Côté, Pierre, Jean-Luc Bersillon, Alain Huyard, and Gérard Faup. (1998). "Bubble-Free Aeration Using Membranes: Process Analysis." *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 60(11), 1986-1992.

Crites, R., & Tchobanoglous, G. "Small and Decentralized Wastewater Treatment Management Systems." (1998). McGraw-Hill.

Dahm, K, Hanus, D. and Semmens, M. J. (2000). "Membrane Technology: An Innovative Alternative in Wastewater Treatment." *Water Environment Research Foundation Report*, Project # 97-CTS-10.

Diario El Sur (2021). "Inundaciones en PTAR de Los Ángeles generan vertido de aguas no tratadas al río Laja."

Donlan, R. M. (2002). "Biofilms: Microbial Life on Surfaces." *Emerging Infectious Diseases*, 8(9), 881-890.

Dynamita. (2023). SUMO Software: MABR Technology.

EPA. "Climate Resilience Evaluation and Awareness Tool (CREAT)." (2015). U.S. Environmental Protection Agency.

Flemming, H.-C., Neu, T. R., & Wozniak, D. J. (2007). "The EPS Matrix: The "House of Biofilms Cells"." *Journal of Bacteriology*, 189(22), 7945-7947.

Flemming, H.C., Wingender, J. (2010). "The Biofilm Matrix." *Nat Rev Microbiol* 8, 623-633.

Grady, C. P. L., Daigger, G.T., & Love, N. G. "Biological Wastewater Treatment." (2011). CRC Press.

Guo, Wan-Qian et al. "Minimization of Excess Sludge Production by In-Situ Activated Sludge Treatment Processes — A Comprehensive Review." *Biotechnology advances* 31.8 (2013): 1386–1396.

Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. "Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design." (2008). IWA Publishing.

Howard D. Robinson, Gary Grantham, The treatment of landfill leachates in on-line aerated lagoon plants: Experience in Britain and Ireland, *Water Research*, Volume 22, Issue 6, 1988, Pages 733-747, ISSN 0043-1354.

Huanqi He, Brett M. Wagner, Avery L. Carlson, Cheng Yang, Glen T. Daigger; Recent progress using membrane aerated biofilm reactors for wastewater treatment. *Water Sci Technol* 1 November 2021; 84 (9): 2131–2157.

Kelly, D.P., & Wood, A.P. (2000). "Reclassification of Some Species of *Thiobacillus* to the Newly Designated Genera *Acidithiobacillus*, *Halothiobacillus*, and *Thermithiobacillus*." *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 50(2), 511-516.

Kowalchuk, G. A., & Stephen, J. R. (2001). "Ammonia-Oxidizing Bacteria: A Model for Molecular Microbial Ecology." *Annual Review of Microbiology*, 55, 485-529.

Lackner, S., Gilbert, E. M., Vlaeminck, S. E., Joss, A., orn, H., & van Loosdrecht, M. C. M. (2010). "Full-scale evaluation of combined nitrification and anammox for the treatment of municipal wastewater." *Water Research*, 44(5), 1610-1618.

Madigan, M. T., Martinko, J. M., Bender, K. S., Buckley, D. H., & Stahl, D. A. (2018). "Brock Biology of Microorganisms (14th ed.). Pearson.

Martin, K. J., & Nerenberg, R. "The Membrane Biofilm Reactor (MBfR) for Water and Wastewater Treatment: Principles, Applications, and Recent Developments." (2012). Bioresource Technology.

Metcalf & Eddy, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery." (2014). McGraw-Hill Education.

Mulder, M. (1996). "Basic Principles of Membrane Technology." Springer.

Nerenberg, Robert. "The Membrane-Biofilm Reactor (MBfR) as a Counter-Diffusional Biofilm Process." *Current opinion in biotechnology* 38 (2016): 131–136.

Okabe, S., Hiratia, K., Ozawa, Y., & Watanabe, Y. (1996). "Spatial Microbial distributions of nitrifiers and Heterotrophs in mixed-population Biofilms." *Biotechnology and Bioengineering*, 50(1), 24-35.

Pellicer-Nacher, C., et al. "Structure and Activity of Nitrifying Biofilms in a Membrane-Aerated Biofilm Reactor." (2010). *Environmental Science & Technology*, 44(23), 8941-8947.

Pellicer-Nacher, C., Sun, S., Lackner, S., Terada, A., & Smets, B. F. "Sequential Aeration of Membrane-Aerated Biofilm Reactors for High-rate Autotrophic Nitrogen Removal: Experimental Demostration." (2010). *Environmental Science & Technology*.

Schramm, A., de Beer, D., Gieseke, A., and Amann, R. (2000). "Microenvironments and Distribution of Nitrifying Bacteria in a Membrane-bound Biofilm." *Environmental Microbiology*, 2(6): 680-686.

Shapleigh, J. P. (2013). "The denitrifying prokaryotes. In the Prokaryotes." (pp. 405-425). Springer.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) de Chile (2022). "Informe de Fiscalización de la PTAR Concepción."

Stenstrom, M. K., Rosso, D., & Melcer, H. (2018). "Aeration and mixing in biological wastewater treatment." *Water Environment Research*, 90(10), 896-909.

Stewart, P., Franklin, M. (2008). "Physiological Heterogeneity in Biofilms." *Nat Rev Microbial* 6, 199-210.

Syron, E., & Casey, E. (2008). "Membrane-Aerated Biofilms for High Rate Biotreatment: Performance Appraisal, Engineering Principles, Scale-up, and Development Requirements." *Environmental Science & Technology*.

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse." McGraw-Hill.

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2014). "Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery. McGraw-Hill Education.

Universidad de Concepción (2023). "Gestión de PTAR en Contexto de Cambio Climático: Caso Región del Biobío."

van Benthum, W. A. J., van Loosdrecht, M. D. M., Heijnen, J. J. (1997). "Control of Heterotrophic Layer Formation on Nitrifying Biofilms in a Biofilm Airlift Suspension Reactor." *Biotechnology and Bioengineering*, 53(4), 397-405.

Wan-Qian Guo, Shan-Shan Yang, Wen-Sheng Xiang, Xiang-Jing Wang, Nan-Qi Ren, Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes — A comprehensive review, *Biotechnology Advances*, Volume 31, Issue 8, 2013, Pages 1386-1396, ISSN 0734-9750.

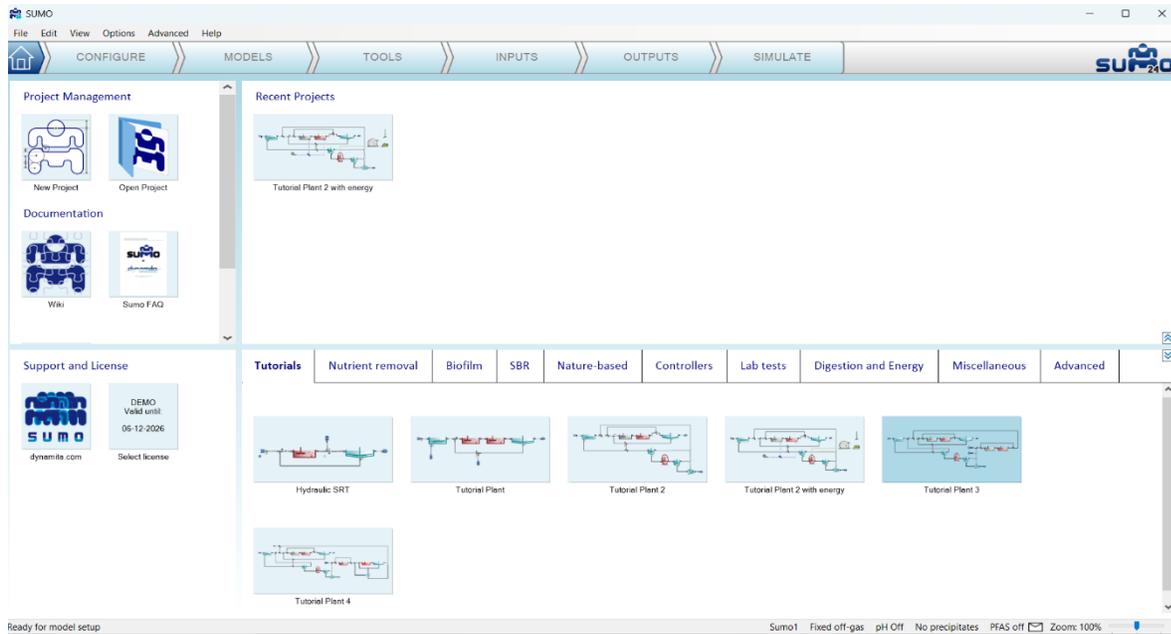
Rongwong W., Jiraratananon R., Atchariyawut S. (2009). "Experimental Study on Membrane Wetting in gas-liquid Membrane Contacting Process for Co₂ Absorption by Single and Mixed Absorbents, *Separation and Purification Technology*."

Yamagiwa, K. and Ohkawa, A. (1994). "Pure Oxygen Fixed Film Reactor." *Journal of Environmental Engineering Division ASCE*, 104:611-623.

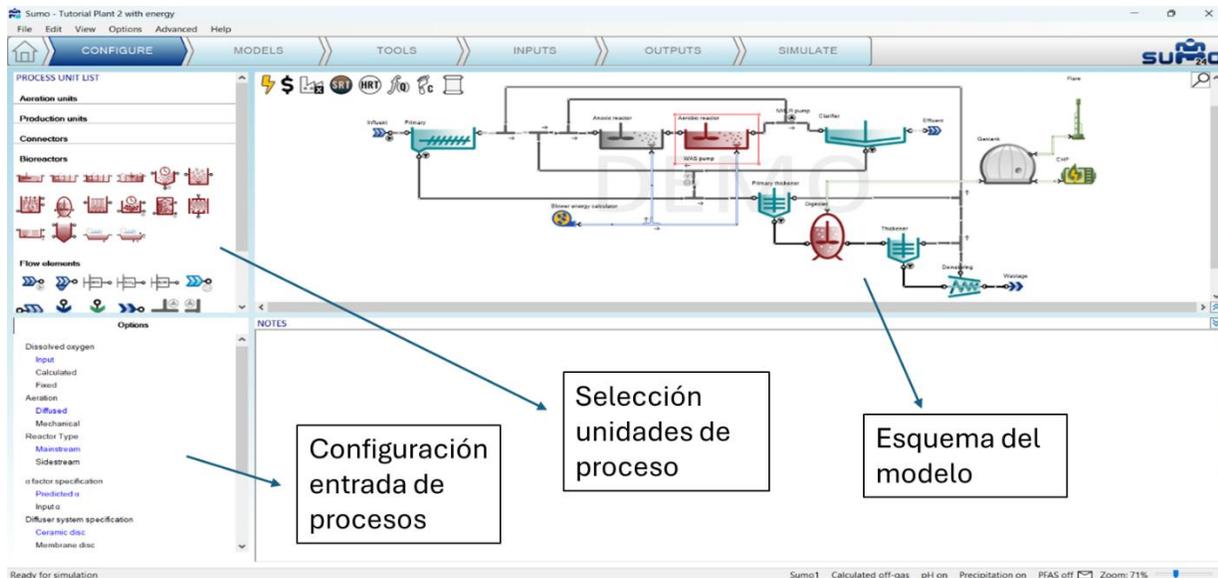
Zhang H., Yang, Z., Cai, Y., Qui, J., & Huang, B. (2021). "Impacts of Climate Change on Urban Drainage Systems: A Review." (2018). *Water Science and Technology*, 78(6), 1261-1272.

Zhang, T. C. & Bishop, P. L. (1994). "Experimental Determination of the Dissolved Oxygen Boundary Layer and Mass Transfer Resistance Near the Fluid-biofilm Interface." *Water Science and Technology*, 30(11), 47-58.

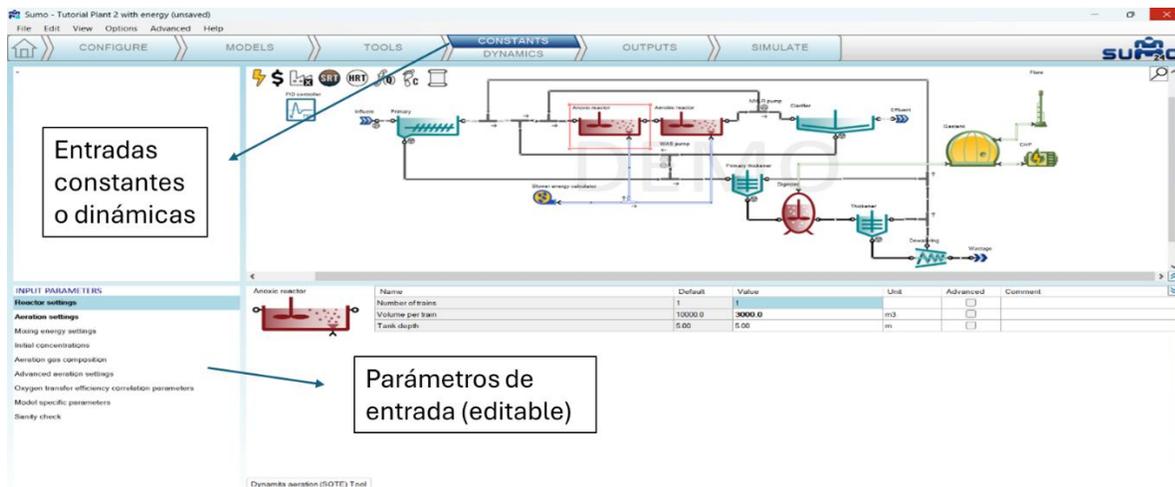
ANEXOS



En esta sección del programa, se tiene la opción de abrir un archivo compatible con SUMO© o bien crear un proyecto desde cero.



En esta pantalla, se configura el modelo creado, en donde se pueden seleccionar los procesos a modelar, visualizar el esquema y configurar los parámetros de trabajo de cada unidad de proceso.



En esta sección se determinan las variables de cada unidad, desde las variables más importantes, características físicas, energía del sistema, etc.

Múltiples opciones de visualización de resultados

Parámetros de salida

Pestañas de resultados

| Name | Influent | Anoxic reactor | Anaerobic reactor | Digester | Effluent | Plant | Unit |
|--|------------|----------------|-------------------|------------|----------|-------|-------------------------------------|
| Total chemical oxygen demand | 420 | 3015 | 3015 | 24698 | 32 | | g CODm ³ |
| Total suspended solids (TSS) | 183 | 2040 | 2040 | 25691 | 10.0 | | g TSSm ³ |
| Volatile suspended solids (VSS) | 155 | 2169 | 2169 | 18329 | 7.6 | | g VSSm ³ |
| Total biochemical oxygen demand (5 days) | 183 | 568 | 568 | 1648 | 3.1 | | g O ₂ m ³ |
| Dissolved oxygen (O ₂) | Non-detect | 2.0 | 2.0 | Non-detect | 2.0 | | g O ₂ m ³ |
| pH | 7.2 | 8.0 | 8.0 | 6.7 | 8.0 | | pHunit |
| Oxygen uptake rate (OUR) | | 33 | 33 | | | | mg O ₂ L ⁻¹ h |
| Total nitrogen | 34 | 147 | 147 | 1631 | 7.2 | | g Nm ³ |
| Total ammonia (NH ₃) | 24 | 1.0 | 1.0 | 990 | 1.0 | | g Nm ³ |
| Nitrite and nitrate (NO _x) | Non-detect | 5.0 | 5.0 | 0.10 | 5.0 | | g Nm ³ |
| Total phosphorus | 4.3 | 101 | 101 | 615 | 0.91 | | g Pm ³ |
| Orthophosphate (PO ₄) | 2.5 | 0.50 | 0.50 | 300 | 0.50 | | g Pm ³ |
| Dissolved gas (O ₂) | | 3.0 | 3.0 | Non-detect | | | g O ₂ m ³ |

En esta pantalla se seleccionan los parámetros a analizar de cada unidad, con la opción de salida por tablas, gráficos, dando un análisis detallado de los resultados del modelo.

Opción para guardar modelo y exportar a Excel resultados

Control de simulación; Estado estacionario o dinámica. Intervalos de tiempo

Visualización de resultados.

| Name | Influent | Anoxic reactor | Anaerobic reactor | Digester | Effluent | Plant | Unit |
|--|------------|----------------|-------------------|----------|----------|-------|-------------------------------------|
| Chemical oxygen demand | 420 | 3079 | 3058 | 24423 | 32 | | g CODm ³ |
| Suspended solids (TSS) | 183 | 3468 | 3459 | 25719 | 10.0 | | g TSSm ³ |
| Volatile suspended solids (VSS) | 155 | 2635 | 2626 | 18150 | 8.2 | | g VSSm ³ |
| Biological oxygen demand (5 days) | 183 | 526 | 514 | 1481 | 2.3 | | g O ₂ m ³ |
| Dissolved oxygen (O ₂) | Non-detect | 0.015 | 2.0 | 6.18E-07 | 2.0 | | g O ₂ m ³ |
| pH | 7.2 | 7.1 | 6.9 | 7.4 | 6.9 | | pHunit |
| Oxygen uptake rate (OUR) | | 3.3 | 22 | | | | mg O ₂ L ⁻¹ h |
| Total nitrogen | 34 | 152 | 152 | 1651 | 7.2 | | g Nm ³ |
| Total ammonia (NH ₃) | 24 | 5.5 | 0.35 | 988 | 0.35 | | g Nm ³ |
| Nitrite and nitrate (NO _x) | Non-detect | 0.22 | 5.3 | 8.66E-07 | 5.3 | | g Nm ³ |
| Total phosphorus | 4.3 | 45 | 45 | 351 | 3.0 | | g Pm ³ |
| Orthophosphate (PO ₄) | 2.5 | 2.7 | 2.8 | .38 | 2.6 | | g Pm ³ |
| Dissolved gas (O ₂) | | 0.00048 | 2.9 | 8.49E-06 | | | g O ₂ m ³ |

Esta es la última interfaz para visualizar, donde se tiene la opción de la modelación estacionaria o dinámica, con la opción de agregar el periodo de análisis. En este apartado, se podrán exportar los resultados a una planilla de Excel, donde se visualizará con detalle cada información que solicitamos en las anteriores pantallas