



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE  
MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA**

**DESEMPEÑO DE UN BIORREACTOR CON  
ACARREADORES DE NANOFIBRA PARA EL  
TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL TEXTIL**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:  
BIÓLOGO**

**P R E S E N T A:**

**ESQUIVEL BAUTISTA JUAN ANDRÉS**

**DIRECTOR DE TESIS:**

**DR. TORNER MORALES FRANCISCO JOSÉ**



**Los Reyes Iztacala, Edo. De México, 2023**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE:	Dr. Diego de Jesús Chaparro Herrera
VOCAL:	Dra. Patricia Bonilla Lemus
SECRETARIO:	Dr. Francisco José Torner Morales
1er SUPLENTE:	Mtro. Iván Andrés Arredondo Fragoso
2do SUPLENTE:	Biól. Reynaldo Ayala Patiño

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

Laboratorio de Microbiología Ambiental  
Unidad de Investigación Interdisciplinaria en Ciencias de la Salud y Educación (UIICSE)  
Facultad de Estudios Superiores Iztacala U.N.A.M.

ASESOR: Dr. FRANCISCO JOSÉ TORNER MORALES

SUSTENTANTE: JUAN ANDRÉS ESQUIVEL BAUTISTA

## DEDICATORIA

A mi familia,

ríos convergentes que conducen y meteorizan la roca.

A los amigos,

misteriosa forma del tiempo.

A la biología,

que ningún hombre puede mirar sin sentir asombro.

Al misterio y la curiosidad,

que nos repite y nos confirma.

Al divino laberinto de los efectos y las causas,

por la diversidad de criaturas que forman este singular universo.

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Dr. Francisco Torner, por su apoyo durante este proyecto.

A Lukás Dvorák PhD, por aportar los acarreadores de biomasa, base de este experimento.

Al CyMA, por el acceso a las instalaciones y fomento a la investigación.

A la DGAPA de la UNAM, por el financiamiento otorgado a través del proyecto PAPIIT IN223020 que hizo posible la realización de esta tesis.

A los miembros del comité:

Dr. Diego de Jesús Chaparro Herrera,

Dra. Patricia Bonilla Lemus,

Mtro. Iván Andrés Arredondo Fragoso,

Biól. Reynaldo Ayala Patiño,

por su tiempo, observaciones y seguimiento brindado.

A los compañeros de la UIICSE y amigos de la Facultad.

## RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue conocer la capacidad de descontaminación que tiene un reactor de biopelícula de lecho móvil en lote (SB-MBBR, por sus siglas en inglés), alimentado con agua residual de una industria textil; los acarreadores de lecho móvil en el biorreactor fueron hechos de nanofibra de poliuretano. La eficacia del proceso fue medida con pruebas de DQO, sólidos volátiles, nitrógeno amoniacal, pruebas respirométricas y toxicidad. Además, se dio seguimiento al grupo de los protozoa y metazoa presentes en el proceso para conocer su estado; todos los valores obtenidos se compararon con un biorreactor de lodos activados como método convencional un biorreactor de lodos activados como método convencional. Ambos procesos fueron operados durante 55 días y los resultados fueron divididos en dos etapas según el tiempo de tratamiento que, para este caso, fueron de 12 y 24 horas. Se obtuvo que el biorreactor de lecho móvil en lote mostró una eficacia alta en todas las pruebas comparado con el biorreactor convencional. Se encontró que el SB-MBBR ofreció mayor estabilidad respecto a los cambios en la calidad del agua alimentada. Igualmente, se compararon dos tiempos de ciclo de alimentación, donde el de 12 horas mostró una mayor eficacia para tratar el agua residual, con una tasa de remoción de DQO de 8.29 mg/L/h y de 15.4 mg/L/h para los tiempos de 12 y 24 horas, respectivamente; mientras que la tasa de eliminación de amonio lograda por el proceso fue de 1.2 mg/L/h para los ciclos de 12 horas. Otras pruebas como el seguimiento de los grupos metazoa y protozoa del sistema, así como la toxicidad aguda en el efluente del mismo, confirmaron la estabilidad del proceso basado en biopelícula con los acarreadores de biomasa utilizados, dejando ver que se trata de un material eficiente y viable para realizar estudios de optimización y escalamiento en un proceso de tratamiento de agua residual textil.

**Palabras clave:** nanofibra de poliuretano, SB-MBBR, agua residual textil, microbiota, acarreadores de biopelícula, lodos activados, biorreactor, tratamiento de agua.

## ABSTRACT

The objective of this work was to determine the decontamination capability of a sequencing batch moving bed biofilm reactor (SB-MBBR) fed with textile wastewater; the carriers in the bioreactor were made of polyurethane nanofiber. The efficiency of the process was measured with COD removal results, volatile solids as biomass content, ammonia reduction, oxygen consumption as an aerobic activity indicator, and toxicity tests. In addition, the screening of protozoa and metazoa present in the process was followed up to know their status; in turn, all the values obtained were compared with an activated sludge bioreactor, taken as the conventional process. Both processes were tested during 55 days and the experimental time was divided into two stages given according to the treatment time: 12 and 24 hours. The results showed that the batch moving bed bioreactor performance was as high as that of the conventional bioreactor. It was found that the SB-MBBR was more stable and reliable against the inlet water quality changes. Moreover, feeding cycles were compared, where the 12-hour cycle showed greater efficiency in treating wastewater than the 24-hour one. The COD removal rate was 8.29 mg/L/h and 15.4 mg/L/h for cycle-time of 12 and 24 hours, respectively; while the ammonium removal rate was 1.2 mg/L/h for a 12 hour-cycle. Other tests like protozoan and metazoan abundance as well as acute toxicity were also performed, showing that the biofilm process presented significant stability, compared to the conventional activated sludge process, and concluding that the biomass carriers that we have used in this project are fit to continue on further optimization and scale-up studies for textile wastewater treatment.

**Keywords:** Polyurethane nanofiber, SB-MBBR, textile wastewater, microbiota, biofilm carriers, activated sludge, bioreactor, wastewater treatment.

## ÍNDICE

I.	Introducción	15
II.	Antecedentes	17
	2.1 Problemática	17
	2.2 Composición de las aguas residuales	19
	2.3 Industria	21
	2.4 La industria textil y sus aguas de desecho	22
	2.5 Colorantes en aguas residuales	23
	2.6 Normatividad	28
	2.7 Procesos de tratamiento de agua	32
	2.8 Componentes microbianos de lodos activados	35
	2.9 Colaterales del tratamiento de agua con biomasa suspendida	39
	2.9.1 Producción de lodos, tiempos de retención hidráulica (TRH) y residencia de sólidos	41
	2.10 Remoción de nitrógeno	43
	2.11 Procesos de tratamiento con biomasa soportada	47
	2.12 Ventajas y desventajas de los acarreadores de biopelícula	53
	2.12.1 Procesos de tratamiento de agua residual textil mediante MBBR	57
III.	Hipótesis	60
IV.	Objetivos	61
	4.1 General	61
	4.2 Particulares	61
V.	Materiales y métodos	62
	5.1 Generalidades de la experimentación	62
	5.2 Actividad respirométrica	64
	5.3 Determinación de biomasa	68
	5.4 Remoción de demanda química de oxígeno (DQO)	69
	5.5 Nitrógeno amoniacal	72
	5.6 Nitrógeno total	74
	5.7 Prueba de toxicidad	76
VI.	Resultados y discusión	79
	6.1 Sólidos suspendidos volátiles	83



6.2 Cinéticas de remoción de DQO	84
6.3 Actividad respirométrica de los biorreactores	87
6.4 Remoción de demanda química de oxígeno (DQO)	90
6.5 Tasa de remoción de DQO	94
6.6 Nitrogenados	95
6.7 Protozoa y metazoa	97
6.8 Toxicidad	99
6.9 Resumen	100
VII. Conclusiones	101
VIII. Perspectivas y recomendaciones	103
IX. Referencias	104
ANEXOS	121
ANEXO 1. Tasas respirométricas de biomasa suspendida etapa SBR-IFAS	121
ANEXO 2. Tasas respirométricas en acarreadores etapa SBR-IFAS	124
ANEXO 3. Protozoa y metazoa	126

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución del agua dulce .....	17
Figura 2. Biorreactor en lote.....	34
Figura 3. Biorreactor continuo.....	35
Figura 4. Quorum sensing.....	48
Figura 5. Apariencia física de los medios utilizados en los procesos MBBR .....	52
Figura 6. Sucesión de microorganismos en un sistema biopelícula.....	55
Figura 7. Sucesión de la colonización por organismos en biopelícula .....	56
Figura 8. Montaje experimental de alimentación de biorreactor en lote de 3 litros.....	63
Figura 9. Biorreactor SB-MBBR y acarreador de nanofibra .....	64
Figura 10. Medidor de oxígeno disuelto Hanna®.....	66
Figura 11. Espectrofotómetro Hach® UV-Visible DR6000.....	71
Figura 12. Viales y digestor para la reacción de Demanda Química de Oxígeno .....	72
Figura 13. Kit Hach® de pruebas de nitrógeno y amoníaco .....	74
Figura 14. Vista general de Daphnia pulex.....	77
Figura 15. Microorganismos en el biorreactor .....	82
Figura 16. Sólidos suspendidos volátiles.....	84
Figura 17. Cinética de ciclo de alimentación de 24 horas .....	85
Figura 18. Cinética de DQO para el ciclo de alimentación de 12 horas .....	86
Figura 19. Tasa global del consumo de oxígeno disuelto .....	88
Figura 20. Tasa específica de consumo de oxígeno disuelto (SOUR) .....	89
Figura 21. Valor promedio de DQO en mg/L obtenida en el agua de entrada y efluente según los tratamientos: biorreactor de lodos activados (SBR-CAS) y biopelícula de lecho móvil (SB-MBBR). Durante los 55 días de operación del experimento con dos distintos ciclos de alimentación: 12 y 24 horas .....	91
Figura 22. Porcentaje de remoción de DQO .....	92
Figura 23. Comparativa del promedio de remoción de DQO .....	93
Figura 24. Seguimiento de protozoa y metazoa.....	98
Figura 25. Prueba de toxicidad sobre Daphnia pulex.....	99

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales componentes de las aguas residuales .....	20
Tabla 2. Clasificación de colorantes según la disposición del grupo cromóforo en su estructura química.....	24
Tabla 3. Clasificación de colorantes según su aplicación .....	26
Tabla 4. Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con el tratamiento de las aguas residuales.....	30
Tabla 5. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 .....	31
Tabla 6. Componentes microbianos de lodos activados .....	36
Tabla 7. Espesores normales de las biopelículas según el proceso.....	50
Tabla 8. Procesos de tratamiento mediante MBBR .....	58
Tabla 9. Desempeño por separado de acarreadores y biomasa.....	80
Tabla 10. Sólidos suspendidos volátiles en acarreadores y biomasa.....	80
Tabla 11. Tasas de remoción de DQO (mg/L/h) .....	95
Tabla 12. Tasas de remoción de amonio.....	96
Tabla 13. Tasa de remoción de nitrógeno total.....	97
Tabla 14. Resumen de biorreactor SB-MBBR.....	100

## GLOSARIO

**Adsorción.** Proceso por el cual átomos, iones o moléculas son atrapadas o retenidas en la superficie de un material, en contraposición a la absorción, que es un fenómeno de volumen.

**Aerobio.** Organismo que realiza sus funciones metabólicas en presencia del oxígeno, utilizándolo como aceptor de electrones.

**Anóxico.** Condición de un ambiente en el que el oxígeno libre es escaso o inexistente.

**Afluente.** Es la entrada del agua residual al sistema depurativo. Por lo general entra sin tratamiento previo.

**Aguas residuales según la NOM-001-SEMARNAT-2021.** Aguas de composición variada, provenientes de las descargas de uso municipales, industriales, comerciales, de servicios agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamiento y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

**Biodegradabilidad.** Es la capacidad de una sustancia a ser transformada en una estructura química más simple por vía microbiana. Esta biodegradación puede ser primaria o última. La última o completa se refiere a la desaparición de la sustancia original y por lo tanto a los estados iniciales de este proceso. En consecuencia, es la transformación completa de una sustancia orgánica compleja en  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , agua y en constituyentes de materiales celulares (biomasa).

**Biomasa.** Es toda la materia orgánica susceptible de ser utilizada como fuente de energía.

**Biopelícula.** Conglomerado de microorganismos que posee gran heterogeneidad y que se forma con capas de células microbianas (aunque también pueden asociarse organismos mayores) y productos celulares, que son capaces de adherirse a una superficie sólida, o bien a una interfaz.

**CAS.** Sistema Convencional de Lodos Activados (Conventional Activated Sludge, por sus siglas en inglés).

**Coloide.** Son mezclas a escala microscópica, en donde las partículas de una o más sustancias se dispersan en otra sustancia llamada medio dispersor o fase dispersante. Las partículas de la fase dispersa son suficientemente grandes como para dispersar la luz, pero demasiado pequeñas como para precipitar.

**Compuestos recalcitrantes.** Son aquellos que, por tener una estructura muy estable químicamente, se resisten al ataque de los microorganismos o de cualquier mecanismo de degradación, sea biológico o químico.

**Cuenca hidrológica.** Se le puede concebir como el territorio donde las aguas corren al mar. Según la ley de aguas nacionales, las cuencas hidrológicas constituyen junto con los acuíferos “unidades de gestión”.

**Cuerpo receptor.** Corriente o depósito natural de agua, presas, cauces, zonas marítimas o bienes nacionales donde se descargan aguas residuales, así como los terrenos en donde se infiltran dichas aguas, cuando pueden contaminar el suelo o los acuíferos.

**Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).** Los organismos que se encuentran en las aguas residuales consumen una cierta cantidad de oxígeno a lo largo de un periodo (por lo general 5 días). A la cantidad de oxígeno disuelto en agua que consumen los microorganismos a lo largo de ese periodo se le conoce como  $DBO_5$

**Demanda Química de Oxígeno (DQO).** Además de los microorganismos que se encuentran en las aguas residuales, existen también sustancias químicas las cuales se oxidan en presencia del oxígeno disuelto en agua. A la suma de oxígeno consumido por la DBO con el oxígeno consumido por estas sustancias se le llama DQO.

**EDAR.** Estación Depuradora de Aguas Residuales.

**EDTA.** Ácido Etilendiaminotetraacético; sustancia química que se adhiere a los iones de ciertos metales como el calcio, magnesio, plomo y hierro

**Efluente.** Es la salida del agua después de un tratamiento, con una menor cantidad de materia orgánica, patógena y parásita. A este líquido se le conoce como agua tratada.

**Eutrofización.** Se refiere al aporte en exceso de nutrientes inorgánicos (procedentes de actividades humanas), principalmente Nitrógeno (N) y Fósforo (P), en un ecosistema acuático, produciendo una proliferación descontrolada de algas fitoplanctónicas y provocando efectos adversos en las masas de agua afectadas.

**Fase Endógena.** Momento en el que cesa el crecimiento microbiano como consecuencia de una concentración de alimento mínima, como la demanda de alimento incrementa, son forzados a metabolizar su propio protoplasma.

**Floculación.** Proceso de agregación de partículas en dos pasos en el que un gran número de partículas pequeñas forman una pequeña cantidad de grandes flóculos.

**GOUR.** Tasa de consumo global de oxígeno, por sus siglas en inglés.

**IFAS.** Lodos Activados con Biopelícula Fija Integrada (Integrated Fixed Film Activated Sludge, por sus siglas en inglés).

**Lisis celular.** Rotura de la membrana celular.

**Lixiviado.** Es un líquido percolado producido por la descomposición de la materia orgánica y por las lluvias que se infiltran en el relleno sanitario, mediante un sistema de drenaje se conduce fuera del relleno a un lugar donde se puedan tratar correctamente. Las características de este lixiviado varían dependiendo de la composición de los desechos que ahí se confinan.

**Lodos Activados.** Proceso de tratamiento de aguas residuales que se fundamenta en la utilización de un consorcio microbiano (sobre todo bacterias heterótrofas facultativas), que crecen en el agua residual, convirtiendo la materia orgánica disuelta en productos más simples como nuevas bacterias o dióxido de carbono.

**MBBR.** Biorreactor de lecho móvil (Movil Bed Biofilm Reactor, por sus siglas en inglés).

**Nitrificación.** Es un proceso biológico aireado en donde se oxida el amoníaco hasta su conversión a nitrato. Se divide en dos etapas, la primera está definida por la oxidación de  $\text{NH}_4^+$  a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y la segunda etapa definida por la oxidación de (nitritos)  $\text{NO}_2^-$  a (nitratos)  $\text{NO}_3^-$ .

**Normas oficiales mexicanas (NOM).** Son regulaciones técnicas de observancia obligatoria expedidas por las dependencias competentes, que tienen como finalidad establecer las características que deben reunir los procesos o servicios cuando estos puedan constituir un riesgo para la seguridad de las personas o dañar la salud humana; así como aquellas relativas a terminología y las que se refieran a su cumplimiento y aplicación

**Organismo Anaerobio.** Organismo que realiza sus funciones metabólicas en un ambiente libre de oxígeno; es decir, usando como oxidantes al azufre o al carbón.

**Oxígeno Disuelto (OD).** Es la cantidad de oxígeno gaseoso que está disuelto en el agua.

**Respiración Anaerobia.** Respiración en la que los principios inmediatos se oxidan parcialmente, liberando energía, este proceso no utiliza oxígeno sino otro oxidante como sulfato o nitrato.

**Respiración Endógena.** Autooxidación producida por organismos en los procesos biológicos.

**Saprozoico.** Organismo que se alimenta de materia orgánica en descomposición.

**SBR.** Sequencing batch Reactor, por sus siglas en inglés. Biorreactor Discontinuo (o en lotes).

**Sólidos totales disueltos (STD).** Sólidos disueltos de un tamaño menor a 2 micras, referidos como cualquier mineral, sal, metal en forma molecular, catiónica, aniónica o átomos disueltos en agua.

**Sólidos suspendidos totales (SST).** Concentración de partículas que son retenidas en un medio filtrante de microfibra de vidrio, con un diámetro de poro de 1.5 micrómetros o su equivalente.

**SOUR.** Tasa específica de consumo de oxígeno, por sus siglas en inglés.

**Tiempo de Retención Celular (TRC).** Número de días que las bacterias o la masa de bacterias permanecen en el tren de tratamiento secundario.

**Tiempo de Retención Hidráulica (TRH).** Describe el tiempo durante el que se almacena un volumen de aguas residuales en la instalación de bombeo, el sumidero de la bomba, la tubería, el tanque de retención, etc.

## I. INTRODUCCIÓN

El agua es el elemento esencial de la vida, aproximadamente, 70% de superficie terrestre se encuentra cubierta por el líquido. Sin embargo, apenas el 1% es agua dulce aprovechable para los sistemas terrestres; entre estos sistemas, se ubica el hombre y todas sus actividades (UNESCO, 2015). La crisis hídrica actual debe sus causas a problemas como el aumento desmedido de la población, la variación climática, la contaminación ambiental, la urbanización, la industrialización y la contaminación de los depósitos de agua existentes. La calidad del agua dulce en ríos y arroyos se ve afectada a causa del vertimiento de aguas residuales no tratadas, mismas que contienen desechos domésticos junto con productos de excreción humana y animal, generando enfermedades y otros factores ambientales, como la reducción de la biodiversidad. Según la organización mundial de la salud (OMS), aproximadamente el 30% de todas las enfermedades y el 40% de las muertes en todo el mundo se deben al agua contaminada (Kantawanichkul *et al.*, 2009).

Actualmente, uno de los grandes desafíos hídricos, es dotar de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento a la población. Estos factores están relacionados con aspectos políticos, económicos, sociales y culturales (CONAGUA, 2014). Ante este panorama, las aguas cuya calidad ha sido afectada por interferencia antropogénicas (aguas residuales) resultan de gran importancia, ya que pueden ser reutilizadas, siempre y cuando hayan recibido un tratamiento previo al vertimiento, en el cual se reduzca la carga de los contaminantes a niveles tolerables por el cuerpo de agua receptor (Gil *et al.*, 2012).

Las tecnologías más usadas en el tratamiento de agua residuales, consisten en filtros de goteo y sistemas de lodos activados (Jenkins y Sanders, 2012). Estos tratamientos biológicos eliminan la materia orgánica disuelta, sustancias inorgánicas, sólidos no sedimentables y materia coloidal. Sin embargo, dichas tecnologías, llevan más de un siglo en uso; por ello, requieren ser actualizadas y/o reemplazadas pues presentan diversos inconvenientes, como el hecho de que su eficiencia depende del grado de aclimatación de la biomasa al medio de tratamiento, así como el estado del proceso (Sánchez-Viveros, 2016). A nivel mundial se han desarrollado varias alternativas como efecto de la búsqueda de sistemas de tratamiento más eficientes, de menor tamaño, de menor costo de inversión inicial, así como de menor costo de operación. Uno de los tratamientos de mayor estudio son los procesos de biopelícula la cual se forma en un medio de soporte que puede ser fijo



o móvil, y que se han venido proponiendo debido a su contribución con la reducción de costos de operación, el menor requerimiento de área de trabajo (Lapo, 2014), y la posibilidad de adaptar la biopelícula de mejor manera para la degradación de contaminantes específicos a diferencia de los lodos activados que son más susceptibles a cambios fisicoquímicos (Garzón *et al.*, 2017).

Una diferencia clave entre el cultivo en suspensión y los procesos de biopelícula es la presencia de distintas fases de medio de cultivo a granel y microorganismos inmovilizados en el último sistema (Menéndez y Dueñas, 2020). Los sustratos (oxígeno, carbono y fuentes de nitrógeno) tienen que cruzar la interfaz líquida de la biopelícula por difusión, como resultado, las condiciones en un biorreactor no son homogéneas; los organismos en la biopelícula experimentan condiciones diferentes de las del líquido en masa dentro de la biopelícula. Habrá diferencias considerables en el microambiente de los organismos, dependiendo de la distancia desde la superficie de la biopelícula, como resultado de la difusión (González-Brambila, 2008), lo que también contribuye a incrementar la diversidad de géneros microbianos adaptados a la degradación de contaminantes específicos, aspecto que puede contribuir a mejorar la calidad del tratamiento (Ortega y Hernández, 2018)

## II. ANTECEDENTES

### 2.1 PROBLEMÁTICA

Se ha estimado que existen alrededor de 1,400 millones de kilómetros cúbicos de agua en el planeta y de estos, sólo 2.5% corresponden a agua dulce (PNUMA-GEMS, 2007). Este pequeño porcentaje se localiza principalmente en los ríos, lagos, glaciares, mantos de hielo y acuíferos del mundo. Casi tres cuartas partes del agua dulce están contenidas en los glaciares y mantos de hielo; sin embargo, alrededor de 97% son prácticamente inaccesibles para su uso, ya que se encuentran en la Antártida, el Ártico y Groenlandia (SEMARNAT, 2012).

Del total de agua en el planeta, sólo el 0.01% es agua dulce disponible para ecosistemas y humanos, lo que representa aproximadamente 200,000 km<sup>3</sup> del líquido. Esto debido a que el 68.7% del agua dulce se encuentra en glaciares, el 30.1% en forma de agua subterránea, el 0.4% agua superficial y atmosférica y el 0.8% corresponde al permafrost (Blanco y de la Torre, 2017)

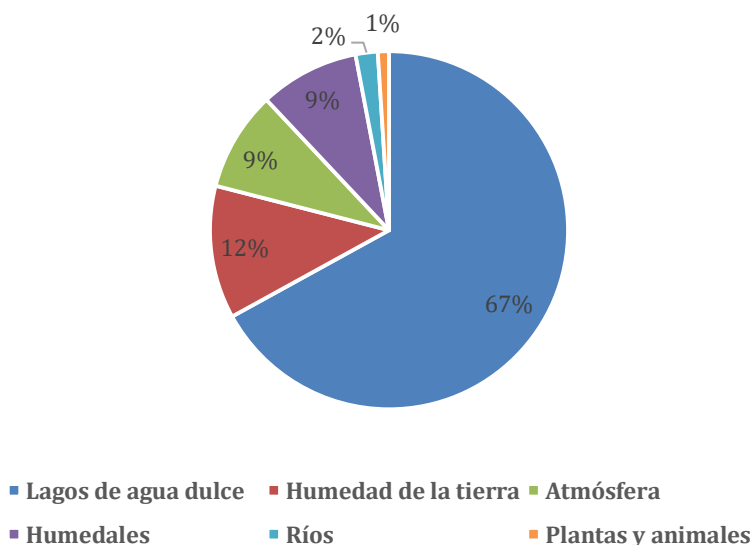


Figura 1. Distribución del agua dulce (Blanco y de la Torre, *op. cit.*).

Las problemáticas que se suman con el cambio climático dejan ver un panorama desalentador. Al menos mil millones de personas carecen de agua potable y más de dos mil millones que no cuentan con la infraestructura de saneamiento a nivel global. 80% de las enfermedades en los países en vías de desarrollo se deben al agua contaminada; 40% de las personas viven en condiciones de estrés hídrico; 70% del agua utilizada es para la agricultura y más de la mitad se pierde por fugas (Carabias, 2017).

En México, el panorama del recurso deja entrever una situación en igual o peor circunstancia dadas las características orográficas y políticas del país: 12 millones de personas carecen de acceso al agua potable, 102 de los 653 acuíferos de la nación se encuentran sobreexplotados; 46% del líquido se pierde por fugas en las redes de abastecimiento, 80% de los cuerpos de agua del país presenta algún tipo de contaminación por descargas industriales (Perevochtchikova, 2016). Sólo 1 de cada 100 litros de agua que caen por concepto de lluvia es captado para su utilización en distintas actividades. Debido a la pobre calidad del agua en la mayoría de las cuencas, México es el país número uno en consumo de agua embotellada del mundo; a pesar de esto, en Oaxaca 33% de la población no tiene acceso al agua en sus hogares y el gobierno federal decidió reducir en un 80% el presupuesto de la Comisión Nacional del Agua para esa cuenca hidrológica en 2016 (López *et al.*, 2017).

Si se compara internacionalmente, la oferta renovable nacional ubica a México entre los países de oferta media-alta por sus valores absolutos (lugar 25), sobre todo por sus recursos subterráneos, pero media-baja en términos per cápita (lugar 94) (FAO, 2016). Los datos oficiales disponibles indican, por ejemplo, que los porcentajes de sitios con calidad “excelente” han disminuido de 40% a 31% (para DBO), o de 23% a 4% (para DQO) entre 2008 y 2016 (CONAGUA, 2017). Y mientras que el esfuerzo de monitoreo de calidad del agua se ha intensificado en los últimos años, aún se estima como insuficiente (Jiménez, 1998).

La disponibilidad del agua es un problema en el que intervienen una serie de factores que van más allá del incremento poblacional (Jiménez *et al.*, 2010 y 2012; Aboites *et al.*, 2008). Toledo en 2002, menciona que, para atender los problemas de contaminación del agua, las medidas de solución se orientan al estudio de la química de las aguas de desecho, en vez de considerar los procesos y tecnologías de producción que generan la contaminación desconociendo el funcionamiento y la hidrodinámica de los ecosistemas receptores.

En el 2015, los gastos generados por la contaminación del agua fueron de 57,403 millones de pesos (0.3 % del PIB nacional). Además, se calcula que los daños al territorio nacional por agotamiento y degradación ambiental ascendieron a poco más de 900 mil millones de pesos, o 5 % del PIB nacional (Vázquez, 2017). Algunas consecuencias dañinas al medio que resultan por la falta de tratamiento de las aguas residuales, son:

- Toxicidad: afecta directamente a la flora y fauna de los cuerpos que reciben el agua contaminada y a quien la consume.
- Infecciones: diferentes organismos patógenos son transmitidos a través del agua, que afectan a los organismos terrestres, dulceacuícolas y marinos con los que entran en contacto.
- Contaminación térmica: los líquidos industriales pueden elevar la temperatura de las zonas donde son descargadas.
- Malos olores: las bacterias y sustancias contenidas en aguas residuales generan gases, resultado de la descomposición.

## 2.2 COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las normas que regulan los tratamientos secundarios (o biológicos) están basadas en las tasas de eliminación de la materia orgánica, sólidos en suspensión y patógenos contenidos en el agua residual (Metcalf & Eddy, Inc., 1995). Las normas establecidas recientemente, abarcan también el control de la remoción de nutrientes y contaminantes prioritarios (Tabla 1).

Tabla 1. Principales componentes de las aguas residuales

Composición	Impacto
Materia orgánica biodegradable	Si es vertida directamente sin tratar, su estabilización biológica puede ocasionar el déficit de oxígeno en los recursos naturales y producir condiciones sépticas.
Sólidos en Suspensión	Pueden dar lugar a la producción de depósitos de lodo y de condiciones anaerobias cuando se descarga agua residual sin tratar al entorno acuático.
Nutrientes	El nitrógeno y el fósforo, así como el carbono, son nutrientes fundamentales para el crecimiento. Al verterse al medio acuático en cantidades excesivas estos nutrientes pueden inducir desequilibrios en la vida acuática perjudicial, así como provocar contaminación del agua subterránea.
Patógenos	Pueden transmitir enfermedades infecciosas y contagiosas a través de los organismos patógenos contenidos en el agua residual.
Materia orgánica no Biodegradable	Difícilmente degradados por los microorganismos debido a sus características químicas. En el grupo se encuentran la celulosa, lignina, metales pesados, plaguicidas, compuestos del petróleo etc.

---

(Metcalf & Eddy, Inc., *op. cit.*)

## 2.3 INDUSTRIA

La industria consume entre 5 a 20% del agua disponible, y a su vez genera una significativa parte de la contaminación de las aguas (WWAP Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos, 2009). Si bien, se prevé que el uso de agua por parte del sector agrícola disminuya, seguirá siendo el mayor usuario general en las próximas décadas en términos de extracción y consumo de agua (WWAP, 2019). Aunque el sector industrial usa significativamente menos que el sector agrícola, el crecimiento en el consumo de agua ha sido rápido y las extracciones globales se cuadruplicaron entre 1950 y 1995 (Rosegrant *et al.*, 2002; WWAP, *op. cit.*).

El uso de agua cubre diversas actividades como la minería, refinerías de petróleo, plantas manufactureras, así como la refrigeración de instalaciones en centrales eléctricas (WBCSD, 2006; Jin *et al.*, 2019; Gil *et al.*, 2012) entre otras muchas. El agua industrial se utiliza en última instancia para fabricar, procesar, lavar, diluir, enfriar o transportar un producto (CONAGUA, *op. cit.*).

Limitar el agua significa limitar las empresas (du Plessis, 2019). Hoy en día, el consumo de agua industrial se describe como un drenaje importante del limitado suministro de agua del mundo y se espera que la demanda de agua supere el suministro actual en un 40% para 2030 (Schelmetic, 2012). La era industrial se ha caracterizado principalmente por considerar el agua como un bien gratuito y/o de bajo costo. Pero esta percepción está cambiando rápidamente a medida que las comunidades de todo el mundo se enfrentan a limitaciones en el suministro de agua (Byers *et al.*, 2010). Hasta el 45% de la demanda de agua es generada por industrias en economías avanzadas (Rosegrant *et al.*, 2002).

Se estima que el nivel de intensidad del uso de agua industrial disminuirá a nivel mundial como resultado de las mejoras en la tecnología de ahorro de agua y la política de demanda (Rosegrant *et al.*, *op. cit.*; WBCSD, 2006). Y es que la escasez de agua puede ir acompañada de una mayor competencia por el recurso y una mayor contaminación si las aguas residuales son continuamente vertidas en los cuerpos de agua circundantes (Kibona *et al.*, 2009; Lui *et al.*, 2011).

La contaminación industrial del agua tiene un doble efecto, ya que repercute tanto en el nivel de vida de las personas como en el ambiente, ya que el daño directo a los ambientes acuáticos también afecta la salud humana (Owa, 2013).

## 2.4 LA INDUSTRIA TEXTIL Y SUS AGUAS DE DESECHO

La industria textil se caracteriza por ser una de las actividades que tiene altos consumos de: agua, energía y reactivos químicos. Cada planta usa distintos procesos de producción, químicos y cantidad agua. En 2015, la población ha alcanzado los 7400 millones de personas y el consumo textil per cápita llegó a los 13.1 kg/hab/año (Carrera, 2016). A continuación, datos importantes que resaltar de esta industria:

- Se consumen 54 millones de toneladas de fibras naturales/año, un millón de toneladas de colorantes y siete millones de químicos para procesamiento textil/Año (Brañez *et al.*, 2018).
- El algodón es la fibra que más consume agua en su proceso de tintura: 30-150 L/kg de material textil (Castells, 2012).
- Un par de jeans necesita un mínimo de 42 litros de agua para ser teñidos, lavados y acabados. Una vez en casa, usamos todavía más agua, cuidándolos; usando 21 litros cada vez que los lavamos (Villegas y Gonzales, 2013).
- Por cada kilo de producto acabado (prenda) se emite 3,6 kg de CO<sub>2</sub> equivalente (Sala y Condorhuan, 2014)

Los efluentes de la industria textil se caracterizan por fluctuaciones extremas en parámetros, tales como: la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), pH, color y salinidad. Algunos de los parámetros característicos de estos efluentes son los siguientes (Dos Santos *et al.*, 2007 y Ranganatha *et al.*, 2007):

- Color visible (1100-4500 unidades)
- Demanda química de oxígeno (800-1600 mg/L)
- pH muy variable según la secuencia de procesos, aunque es más común el alcalino (9-11)
- Sólidos máximos totales (máximos típicos 6000-7000 mg/L)

La composición del agua residual de una industria textil dependerá de las sustancias químicas que se usen durante el proceso (Manu y Chaudhari, 2002 y Kuhad *et al.*, 2004). Los efluentes de la industria textil contienen una gran variedad de contaminantes provenientes de los diferentes procesos involucrados en la fabricación de fibras.

Algunas causas de la toxicidad acuática son las sales como NaCl y Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (provenientes del teñido), agentes tensoactivos como fenoles, metales pesados que están presentes en los colorantes, compuestos orgánicos como solventes clorados (provenientes del lavado y la limpieza de máquinas), biocidas como el pentaclorofenol (proveniente de fibra de lana contaminada) y aniones tóxicos como el sulfuro (presente en algunos colorantes), entre otros (Bae *et al.*, 2006).

## 2.5 COLORANTES EN AGUAS RESIDUALES

Los colorantes son compuestos orgánicos que tienen como objetivo otorgar a un sustrato uno o más colores, en la medida de lo posible, de forma permanente. Un colorante se aplica en emulsión o disolución y el sustrato debe tener cierta afinidad para absorberlo. Los colorantes más consumidos son los azoicos, y se caracterizan por la presencia de grupos azo (-N=N-) en la molécula que une a, al menos, dos anillos aromáticos. La mayoría de los colorantes tienen un grado de agotamiento limitado (Vilaseca, 2015), lo que significa que una parte del colorante añadido no queda fijado en la fibra y va a parar a las aguas

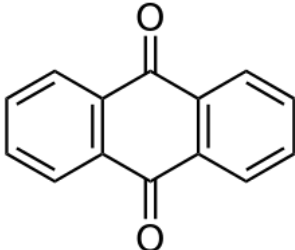


residuales aportando cierta coloración a las mismas. La coloración residual de algunos efluentes es uno de los principales problemas ambientales de la industria textil pues los colorantes modernos ofrecen una gran resistencia a la degradación química y fotoquímica. La gran estabilidad de estos colorantes hace que no sean degradados en las plantas de tratamiento biológico bajo condiciones aerobias o anaerobias y que los efluentes tengan presencia de colorantes (López y Crespi, 2015).

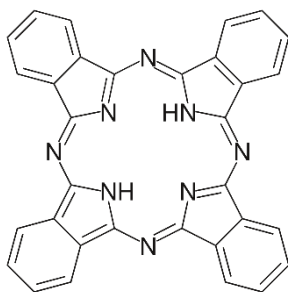
### Clasificación

Existe una gran cantidad de colorantes comerciales disponibles en el mercado. Las principales clasificaciones se dan según su estructura química (Tabla 2) o también por el método de aplicación al que están sujetos en la industria (Tabla 3).

Tabla 2. Clasificación de colorantes según la disposición del grupo cromóforo en su estructura química

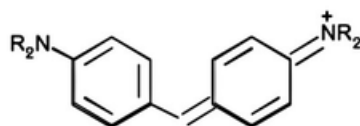
Familia	Grupo Cromóforo	Descripción
Azoicos	$\begin{array}{c} R \\ \diagdown \\ N=N \\ \diagup \\ R' \end{array}$	Comprenden aproximadamente el 70% de los colorantes orgánicos del mercado, lo que los convierte en el grupo más importante para la industria textil.
Antraquinonas		Quinonas tricíclicas derivadas del antraceno suelen tener uno o más grupos hidroxilo.

Ftalocianina



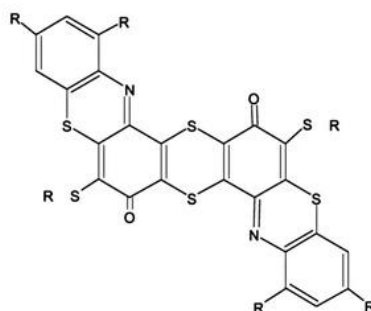
Colorantes formados por cuatro grupos isoindol, unidos a través de cuatro átomos de nitrógeno. Dando como resultado, un anillo de 16 átomos: 8 de carbono, alternados con dobles enlaces conjugados (Pinto, 2015).

Ion arilcarbonio



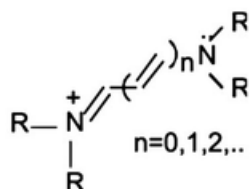
Tiene un átomo carbonilo unido a dos o tres anillos aromáticos.

Sulfuro



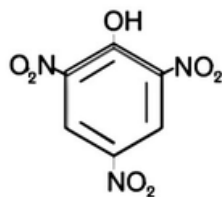
Este grupo es insoluble en agua, pero solubilizable mediante reducción. Tiene como característica principal su gama de colores bajos y apagados.

Polimetino



Para este caso, existen tres clasificaciones: tintes neutros, catiónicos y aniónicos. En los extremos de su cadena, poseen un grupo donador y un sustractor de densidad electrónica.

Nitro



Incoloros cuando se encuentran aislados. Su absorción se encuentra muy cerca del campo visible por combinación de grupos auxocromos débiles, adquiriendo una tonalidad amarillenta.

(Zaruma *et al.*, 2018)

La familia más usada es la del cromóforo azo; sin embargo, estos resultan muy difíciles de degradar debido a su doble enlace entre nitrógenos (González & Escamilla, 2008). Además, se ha demostrado que estos compuestos tienen efectos mutagénicos y cancerígenos (Manu y Chaudhar, *op. cit.*). En la industria textil existen diversos tipos de fibras (lana, algodón, nylon, poliéster, etc.) a las cuales aplican diferentes métodos de teñido por su capacidad y grado de fijación de los colorantes (Tabla 3), dichos métodos pueden a su vez aportar condiciones adicionales de contaminación como la temperatura, cambios de pH y la presencia de aditivos químicos como parte del proceso para que el color se fije.

Tabla 3. Clasificación de colorantes según su aplicación

Tipo	Fibras	Método de Aplicación	Grupos Cromóforos
Ácidos	Nylon, lana, seda, papel, tintas y piel	Normalmente para baños de tinte neutros a ácidos	Azo, antraquinona, trifenilmetano, nitro y nitroso
Básicos	Papel, poliacrilonitrilos, nylon, poliéster y seda	Para baños de teñido básicos	Azo, trimetilmetano, antraquinona
Directos	Algodón, rayón, piel y nylon	Inmersión de la fibra en un baño con un electrolito. Forma enlaces de hidrógeno.	Azo
Dispersos	Poliéster, poliamida, acetato, acrílico y plásticos	En forma de presión coloidal con altas temperaturas y presión. Unión del colorante por interacciones dipolares	Azo, antraquinona y nitro
Mordaz	Lana, piel y algodón	Aplicado en conjunto con sales de Cromo	Azo y antraquinona

Reactivos Algodón, lana, seda y nylon Los grupos reactivos del Azo y antraquinona colorante reaccionan con los grupos funcionales de la fibra para enlazarse covalentemente bajo la influencia de la temperatura y el pH

A la tina Algodón, rayón y lana Reducción con hidrosulfito de sodio, Antraquinona e índigos después de la impregnación se oxida

---

(Castillo, 2015).

Los colorantes no son biodegradables y pueden causar diversas enfermedades, así como trastornos en la biota, esto debido a que tienden a acumularse en los organismos. El rango de presencia de los colorantes en las aguas residuales textiles, suele oscilar entre los 100 y 500 mg/L (Sponza e Isik, 2004). Si se considera el volumen y composición que generan las aguas residuales de esta industria, es posible considerar a estas como las más contaminantes en todo el sector industrial (Khelifi *et al.*, 2008)

#### *Grupos químicos nocivos asociados a las moléculas de colorante*

Alquifenoles. Se utilizan en la industria textil para procesos de lavado y teñido. Son tóxicos para la vida acuática, recalcitrante en el ambiente y bioacumulativos en los tejidos corporales. Son similares a las hormonas naturales como el estrógeno, es decir, que pueden estar involucrados en disrupciones hormonales de carácter sexual en algunos organismos (por ejemplo, la feminización de peces).

Ftalatos. Pueden abandonar el material y provocar daños a la salud y al ambiente. Aunque, es importante considerar que actualmente no existe evidencia clara sobre su toxicidad en seres humanos (Bustamante *et al.*, 2011).

Retardantes de llama, bromados y clorados. Aumentan la liberación de monóxido de carbono, gases tóxicos y hollín, causantes de la mayoría de las muertes y afecciones causadas por los incendios (Digangi, 2013).

Perfluorados. Se han encontrado diversas enfermedades relacionadas, hipercolesterolemia, colitis ulcerosa, enfermedades tiroideas, cáncer testicular y de riñón, hipertensión inducida por el embarazo (preeclampsia) (Amorós, 2019).

Parafinas cloradas de cadena corta (PCCC). Producen efectos tóxicos en los mamíferos y pueden afectar el hígado, el sistema hormonal de la tiroides y los riñones (Manciulea y Dumitrescu, 2017).

Clorofenoles. La exposición prolongada genera problemas al sistema nervioso, produciendo convulsiones, temblores, somnolencia, falta de coordinación; aunado a esto, también pueden producir pérdida de peso y daños hepáticos (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2016).

Clorobencenos. Se ha llegado a presentar somnolencia, dolor de cabeza, dolor palpitante en ojos y garganta (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 2020).

Colorantes azoicos. Algunos tintes azoicos al degradarse durante el uso liberan sustancias químicas conocidas como aminas aromáticas, algunas de las cuales pueden causar cáncer al entrar en contacto con la piel (Anjaneyulu *et al.*, 2005).

Las aguas residuales contaminadas con colorantes sintéticos son unas de las más complicadas de tratar (Kim *et al.*, 2004). Es por ello que los efluentes deben recibir un tratamiento adecuado antes de ser descargados a los cuerpos de agua. El proceso de tratamiento de efluentes seleccionado dependerá de las características de las aguas residuales. Un compuesto químico seguro usado inadecuadamente es más contaminante que un químico dañino usado adecuadamente (Sánchez *et al.*, 2018).

## 2.6 NORMATIVIDAD

La utilización del agua crea derechos y obligaciones entre los usuarios y, por lo tanto, es necesario establecer normas que regulen unos y otras para de esta manera, hacer racional el uso del agua y evitar conflictos en lo posible, considerando que el agua es un recurso natural de usos múltiples.

En México, los servicios públicos relacionados con los servicios del agua se presentan en el artículo 115 constitucional, que menciona lo siguiente:

I Los Municipios tendrán a su cargo las funciones y servicios públicos siguientes:

a) Agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales.

Esta facultad se ejerce en el marco de las leyes federales y estatales. Por otro lado, la Ley de Aguas Nacionales tiene por objeto regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo integral sustentable

*Ley General Del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, Artículo 123*

Establece que todas las descargas en las redes colectoras, ríos, acuíferos, cuencas, cauces, vasos, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua y los derrames de aguas residuales en los suelos o su infiltración en terrenos, deberán satisfacer las normas oficiales mexicanas que para tal efecto se expidan, y en su caso, las condiciones particulares de descarga que determine la Secretaría o las autoridades locales. Corresponderá a quien genere dichas descargas, realizar el tratamiento previo requerido.

En la Tabla 4 se presentan las Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con el tratamiento de las aguas residuales

Tabla 4. Normas Oficiales Mexicanas relacionadas con el tratamiento de las aguas residuales

No	Nombre
1	<b>NOM-001-SEMARNAT-2021.</b> Establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación
2	<b>NOM-002-SEMARNAT-1996.</b> Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal
3	<b>NOM-003-SEMARNAT-1997.</b> Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público
4	<b>NOM-004-SEMARNAT-2002.</b> Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición fina
5	<b>NOM-014-CONAGUA-2003.</b> Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada
6	<b>NOM-015-CONAGUA-2007.</b> Características y especificaciones de las obras y del agua para infiltración artificial a acuíferos

#### *Especificaciones de Calidad para las Aguas Residuales*

Los límites permisibles establecidos para valor instantáneo, promedio diario y mensual en la Tabla 5, según corresponda al tipo de cuerpo receptor. El valor instantáneo será verificado ya sea por la Comisión o la Procuraduría.

Tabla 5. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS															
Parámetros (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	Ríos, arroyos, canales, drenes			Embalses, lagos y lagunas			Zonas marinas mexicanas			Riego de áreas verdes			Infiltración y otros riegos		
	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.
Sólidos Suspendidos Totales	60	72	84	20	24	28	20	24	28	30	38	42	100	12	140
Nitrógeno total	25	30	35	15	25	30	25	30	35	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
DQO	150	180	210	100	120	140	85	100	120	60	72	84	150	180	210

N.A: No Aplica  
P.M: Promedio Mensual  
P.D: Promedio diario  
V.I.: Valor instantáneo  
Valores de DQO

Existen diferentes niveles de limpieza en los procesos de remoción de los principales contaminantes contenidos en las aguas residuales. La calidad del agua se mide a través de tres indicadores:

- 1 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>): es el parámetro más usado para estimar el grado de contaminación orgánica en el agua. Es un indicador de la biodegradabilidad de la materia orgánica, además sirve para calcular la cantidad de oxígeno necesario para la estabilización de la materia orgánica mediante un tratamiento biológico, los datos de DBO se emplean para medir la eficiencia de algunos procesos de tratamiento de aguas, y en general, la DBO<sub>5</sub> es un índice importante de la calidad de los cuerpos de agua.
- 2 Demanda química de oxígeno (DQO), que se utiliza como indicador de contaminantes en el efluente, es decir provenientes de descargas industriales. A su vez, permite medir indirectamente el contenido de materia orgánica.



- 3 Sólidos suspendidos totales (SST), que provienen principalmente de las aguas residuales y la erosión del suelo.

Estos contaminantes presentan altas concentraciones en las aguas residuales del país y la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) los mide regularmente en diferentes puntos. En 2016, la Red Nacional de Monitoreo contaba con 5,068 sitios y de estos, sólo 2,772 eran monitoreados con DBO<sub>5</sub>, 2,779 con DQO y 3,810 con SST. Según la CONAGUA, en 2011, cada año se retiran 0.65 millones de toneladas de DBO<sub>5</sub> de los 2 millones de agua residual que se generan.

## 2.7 PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA

Los principales procesos de tratamiento de aguas residuales en los municipios se componen por lodos activados, lagunas de estabilización, lagunas aireadas y filtros biológicos, entre otros. Del total de las plantas en el país, 56% son lodos activados y 11.6% lagunas de estabilización (CONAGUA, 2013).

### *Biomasa Suspendida*

Los procesos de biomasa suspendida se caracterizan porque los organismos encargados de la transformación bioquímica de la materia contaminante se encuentran dispersos (debido a fuerzas que generan turbulencia y mezcla) en el medio sometido a tratamiento. Los ejemplos más comunes de tratamiento de agua residual con biomasa suspendida son el de lodos activados; lagunas aireadas; reactor anaerobio de mezcla completa; contacto anaerobio y reactor secuencial anaerobio (CONAGUA, 2019; Luna, 2014).

## *Lodos Activados*

El tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados se desarrolló por primera vez en Inglaterra en el año 1914, por Arden y Lockett. Actualmente es el método biológico de tratamiento de aguas residuales más usado en muchos países, tiene como objetivo la remoción de materia orgánica de las aguas residuales. Permiten la depuración del agua empleando microorganismos que permanecen suspendidos dentro del biorreactor, en el cual se dota a los microorganismos del aire requerido para la oxidación de la materia orgánica, así como también se realiza la mezcla necesaria para mantener a los microorganismos en suspensión, lo que les permite tener mayor área de contacto con el agua a depurar (Amador-Díaz *et al.*, 2015).

Los tiempos de retención del agua en el biorreactor van de las 18 a 36 horas logrando una oxidación completa (depuración) de la materia orgánica contenida en el agua residual y permitiendo además que los microorganismos entren en una fase llamada “endógena”, en la cual al agotar la fuente de alimento los microorganismos empiezan a consumir sus reservas alimentarias y terminan por llegar a un proceso de lisis celular, lo que lleva a tener una baja producción de lodo (Toledo, 2020).

### *Reactor en Lote y Continuo de Lodos Activados*

Un reactor discontinuo secuencial o lote (SBR, por sus siglas en inglés) se puede definir como un sistema de lodos activados, cuyo funcionamiento se basa en la secuencia de llenado y vaciado (Figura 2). El proceso consta de cuatro etapas, las cuales se llevan a cabo de la siguiente forma: etapa de llenado, para la adición de sustrato al reactor; etapa de reacción, en la cual el reactor trata los contaminantes ya sea sometido o no a aireación, según si es un esquema aerobio o anaerobio; dependiendo de las necesidades del tratamiento, etapa de sedimentación que permite la separación de sólidos para lograr un sobrenadante clarificado como efluente y también para recuperar la biomasa activa del proceso; y etapa de vaciado, cuyo propósito es la extracción del agua clarificada del biorreactor (Cárdenas *et al.*, 2006).

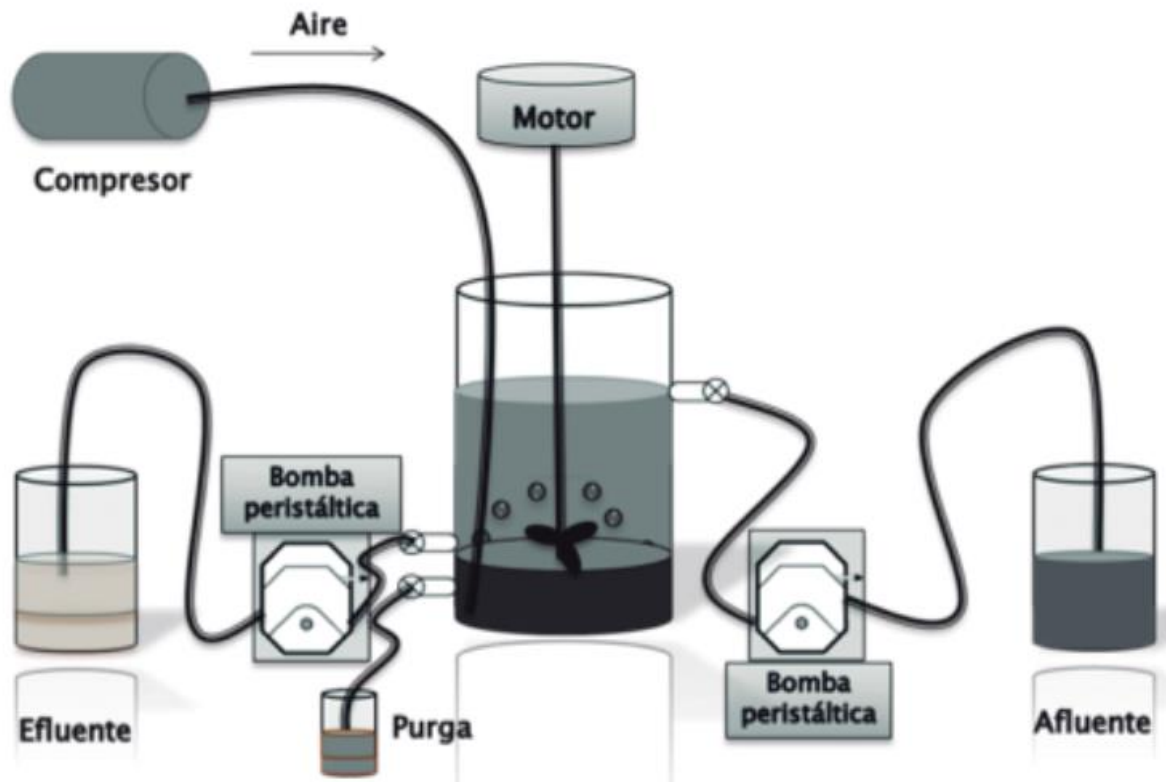


Figura 2. Biorreactor en lote (Carrasquero *et al.*, 2017)

Por otra parte, el biorreactor continuo (figura 3), obedece a una secuencia espacial. Es decir, un tratamiento de tipo continuo consta de diferentes depósitos, cada uno con características particulares, por los que fluye el agua y en los cuales tiene lugar una fase determinada del tratamiento. Las etapas del proceso son secuenciales y se repiten periódicamente, para conseguir la degradación de la materia orgánica y la eliminación de nitrógeno y fósforo (Muñoz y Ramos, 2014).

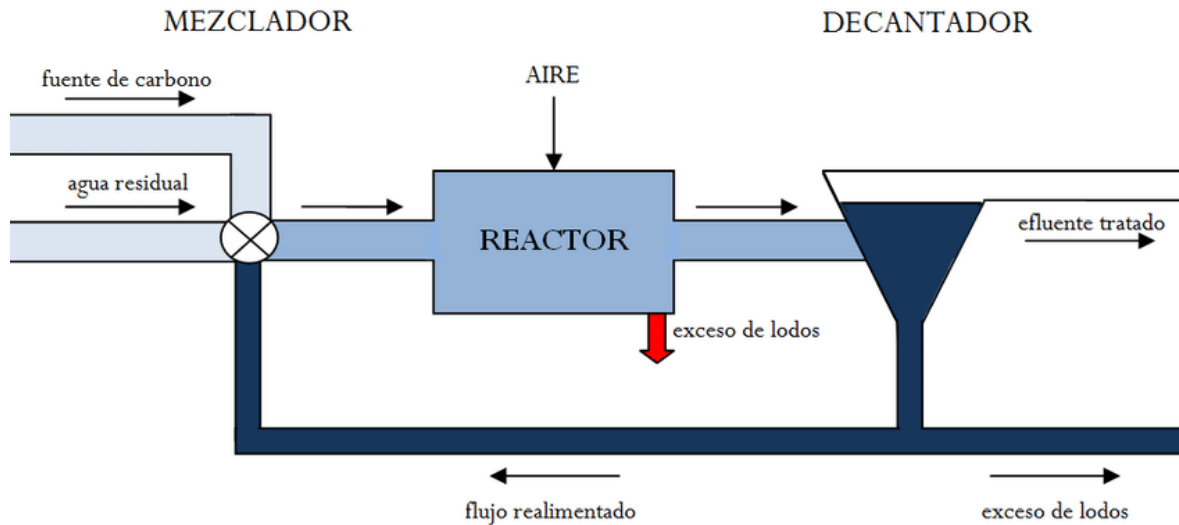


Figura 3. Biorreactor continuo (Cegarra *et al.*, 2014)

## 2.8 COMPONENTES MICROBIANOS DE LODOS ACTIVADOS

Los microorganismos que constituyen los lodos activados son protozoos, hongos, rotíferos, algas, organismos filamentosos y bacterias (tabla 6), siendo estas últimas el grupo dominante que constituye la mayor parte del proceso (90% a 95%). Se estima que hay alrededor de 5 millones de especies de microorganismos en el ambiente, de los cuales menos del 5% han sido catalogadas, de los cuales 3,500 son bacterias, 90,000 son hongos, 100,000 son protistas y 4,000 son virus (Cloete, 1997; Aonofriesl y Petrosanu, 2007). Los microorganismos transforman los compuestos orgánicos, contribuyendo a la depuración de los desechos en ambientes acuáticos y terrestres. No existe un único organismo capaz de utilizar todos los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales; por tanto, un proceso biológico constituye un ecosistema diverso que se alimenta directamente del agua residual cruda que entra al mismo y que depende de la disponibilidad de  $O_2$ , del pH y de las condiciones de mezcla (Knobelsdorf, 2005).

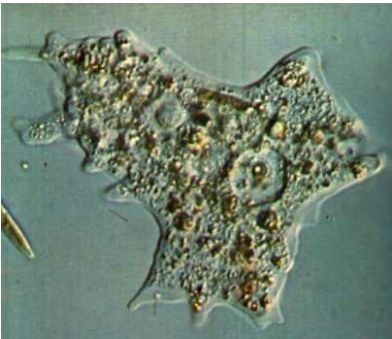
Los hongos y las algas generalmente tienen una importancia marginal dentro del proceso, mientras que los protozoos, los organismos filamentosos y las bacterias participan activamente en el tratamiento biológico del agua residual (Muyima *et al.*, 1997). Las bacterias constituyen la mayor parte de la biomasa del proceso (3-16 millones/ml) siendo,

por tanto, el grupo dominante dentro de la comunidad biótica de los lodos activados. Su pequeño tamaño y su elevada relación superficie/volumen favorecen el intercambio de nutrientes y catabolitos con el medio que los rodea (Knobelsdorf, *op. cit.*).


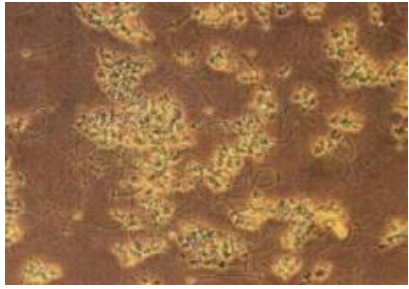
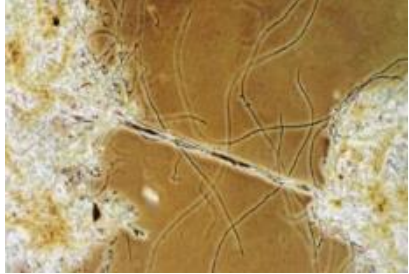
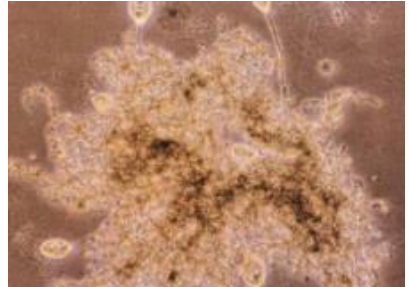
Las bacterias predominantes son saprofitas, responsables de la degradación y mineralización de los compuestos orgánicos bioasimilables, y pertenecen en su mayoría a géneros aerobios gram negativos; también las hay quimiolitotrofas, capaces de oxidar el amoníaco y los nitritos (Fernández-Galiano *et al.*, 1996). La presencia de ciertas bacterias también puede tener efectos desfavorables sobre los lodos activados, como el desarrollo incontrolado de muchas bacterias de tipo filamentoso impide una sedimentación eficaz de los lodos y produce el fenómeno de bulking o lodos voluminosos o esponjosos (Rodríguez y Molina, 2018).

Los hongos también son eficaces para la eliminación de la materia orgánica de las aguas residuales. No obstante, estos microorganismos son poco abundantes en los lodos activados, a no ser que se inhiba el crecimiento bacteriano. En general, la aparición de los hongos suele estar asociada a afluentes con gran cantidad de vertidos industriales (Fernández-Galiano *et al.*, *op. cit.*).

Tabla 6. Componentes microbianos de lodos activados

Microorganismo	Imagen	Descripción
		<p>Amebas: Varían de forma y tamaño (10-200µm). Crecen sobre materia orgánica particulada, toleran medias de oxígeno disuelto bajo. Dentro de las amebas podemos distinguir las amebas desnudas, que suelen estar relacionadas con cargas de entrada de alta carga orgánica, y las amebas testáceas que pueden aparecer en instalaciones con buena nitrificación y carga orgánica baja.</p>

		<p><i>Opercularia sp.</i>: Comunes en medios con elevada carga de materia orgánica y baja concentración de oxígeno</p>
<p>Protozoa</p>		<p><i>Vorticella sp.</i>: Se encuentran en sistemas de lodos activados con funcionamiento estable</p>
		<p>Ciliados libres: Tienen formas ovales, redondeadas, alargadas (20-400µm). Suelen presentarse bajo condiciones de formación de flóculos e indican un buen proceso de fangos activados. Cuando hay un número elevado de ciliados, el efluente de salida tiene menor turbidez y menor DBO. Normalmente es posible encontrar géneros como: <i>Paramecium, Blepharisma, Litonotus</i></p>
<p>Rotíferos</p>		<p>Poseen distintas formas y tamaños (50-500µm). Se encuentran en sistemas con una estabilización buena y con oxígeno disuelto sobrante. Metabolizan partículas sólidas y se alimentan de protozoos y bacterias. Contribuyen a la clarificación del efluente. Indican tiempos de retención medio-altos. Algunas especies contribuyen a la formación del flóculo por secreción de mucus</p>

Nemátodos		<p>Generalmente asociados a plantas de tratamiento con alto tiempo de retención. Los nemátodos más comunes en procesos de lodos activados corresponden todos a la clase <i>Phasmidia</i></p>
Bacterias		<p>Dispersas: Son aquellas bacterias libres en el líquido intersticial. La presencia de grandes concentraciones de estas bacterias en el líquido intersticial causa un aumento de los niveles de sólidos en suspensión, DQO y DBO<sub>5</sub>.</p>
		<p>Filamentosas: Pueden aparecer formando parte de los flóculos, en la interfase y puentes interfoculares o libres. Su proliferación causa esponjamiento de los lodos en los sedimentadores o la formación de espumas y natas en reactores biológicos y sedimentadores.</p>
		<p>Formadoras de flóculo: Se trata de aquellas bacterias que se aglomeran en cúmulos tridimensionales formando flóculos. Estas bacterias son las principales responsables del proceso de tratamiento.</p>

(Díaz, 2014; López *et al.*, 2012; Vilaseca, 2001).

Los nematodos que aparecen en los lodos activados son principalmente depredadores de bacterias dispersas y protozoos. Sin embargo, también suelen encontrarse en formas saprozoicas capaces de alimentarse de la materia orgánica en descomposición del agua residual. Su papel dentro de los lodos activados no es relevante, pero guardan relación con

la edad del lodo en el tratamiento biológico, es decir, el tiempo que las bacterias pasan en el tren de tratamiento (Tiempo de Retención Celular “TRC”) (Czapluk, 2018).

Los rotíferos eliminan bacterias dispersas, protozoos y contribuyen a la formación del flóculo por la secreción de mucus. Se les considera indicadores de un buen funcionamiento del proceso de depuración, siempre y cuando no alcancen densidades excesivas. Una gran concentración de rotíferos indica un elevado tiempo de retención del lodo (Fernández-Galiano *et al.*, *op. cit.*).

Dependiendo de la presencia o ausencia de oxígeno en los reactores o tanques de aireación, existen tres categorías básicas del tratamiento biológico: aerobio, anaerobio y anóxico. Los tres tipos individuales de tecnologías de tratamiento biológico pueden manejarse de manera combinada o en una secuencia para ofrecer mejores resultados en el tratamiento (Escaler y Mujeriego, 2001).

El contenido de sólidos debe ser considerado en el diseño y dimensionamiento de las bombas, tuberías y equipos utilizados para su manejo y tratamiento. Los lodos producidos en las plantas de tratamiento, principalmente los primarios, generalmente contienen basuras que no fueron removidas en las cribas del pretratamiento. Para remover estas basuras y evitar que dañen equipos, se requiere un pretratamiento, como puede ser una criba o molino. Antes de poder aprovechar o disponer los lodos, éstos deben ser estabilizados para reducir la atracción de vectores, los olores y los riesgos a la salud. Además, los lodos deben ser desaguados para reducir su volumen (Macias y Guadalajara, 2013).

## 2.9 COLATERALES DEL TRATAMIENTO DE AGUA CON BIOMASA SUSPENDIDA

### *Abultamiento o “Bulking”*

Es un fenómeno común en tratamientos convencionales de aguas residuales; ocurre cuando los lodos activados pierden la capacidad de ser decantado debido a una pérdida de floculación. Esto suele ocurrir como consecuencia de una proliferación excesiva de bacterias filamentosas, que trae consigo una pérdida en la biomasa en el sistema y, por ende, en la eficiencia de descontaminación (Bitton, 2005).



### *Formación de Espuma o "Foaming"*

Algunos organismos filamentosos pueden formar espumas; en estos casos, los microorganismos se acumulan por flotación en la superficie del sistema biológico al ser empujados por las burbujas de aire; situación que se ve favorecida por la presencia de grasas en el reactor, lo que genera espumas densas muy difíciles de eliminar. No todas las espumas son producto de bacterias filamentosas, también tienen origen en tensoactivos y detergentes presentes en el agua de tratamiento, estas espumas suelen ser blancas (Agridiotis *et al.*, 2006).

### *Sedimentación*

Una parte integral y un factor que resulta sumamente limitante en el tratamiento de lodos activados, es la separación de los lodos del agua residual ya tratada, para el reciclaje de lodos y la clarificación del efluente. Uno de los métodos más usados por su bajo costo y facilidad, es la sedimentación, aunque la aplicación de un sistema de flotación ha adquirido popularidad. Ambas sedimentación y flotación también se utilizan en el espesamiento de lodos (Ferrara-Giner y Ramírez, 2013).

La sedimentación consiste en la separación de lodos activados del agua por la fuerza de gravedad, esto resulta posible debido a que los flóculos, ya sea biológicos o formados por tratamiento fisicoquímico, poseen una densidad específica más alta que el agua. Este proceso se realiza en un sedimentador, llamado clarificador o sedimentador secundario. Las características de sedimentación y espesamiento de lodos activados, varía generalmente con la modificación del proceso, tipo de agua residual y concentración del licor mezclado (Arcos y Fernández, 1993).

### 2.9.1 PRODUCCIÓN DE LODOS, TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICA (TRH) Y RESIDENCIA DE SÓLIDOS

Para mantener el sistema en equilibrio, en el caso de lodos activados, después del crecimiento de nueva biomasa, se hace un balance para la eliminación de sólidos biológicos como residuos del sistema. La cantidad de sólidos volátiles y sólidos suspendidos, se relacionan con la biomasa activa en el agua residual y con la edad de los lodos, lo cual tiene relación directa con el tipo de nutrientes que recibe el bioproceso (Arcos y Fernández, *op. cit.*). Es pues que el tiempo de residencia de sólidos (TRS) es una variable de importancia en los bioprocesos pues determina el ritmo al cual la biomasa se reproduce, pues es el tiempo que tarda la biomasa en renovarse dada su tasa de reproducción. Por otro lado, el tiempo de residencia hidráulico (TRH) corresponde al lapso que tarde en renovarse el volumen total del biorreactor dado el flujo volumétrico del afluente y es una variable descriptiva de la hidráulica de los procesos de tratamiento continuos (Sandri, 2021).

#### *Estabilización de Lodos*

La estabilización de lodos es un proceso que tiene las ventajas de reducir la masa y volumen de éstos, facilitar el desaguado y reducir los organismos patógenos, olores y atracción de vectores. Los cuatro métodos más comunes para estabilizar los lodos son:

- **Digestión anaerobia:** En este proceso se propicia la degradación de la materia orgánica contenida en ausencia de oxígeno molecular. Los dos tipos de digestores más empleados son los de alta y baja carga. En el proceso de digestión de baja carga, no se suelen calentar ni mezclar el contenido del digestor, y los tiempos de retención varían entre 30 y 60 días. En los procesos de digestión de alta carga el contenido del digestor se calienta y mezcla completamente. El lodo se mezcla mediante recirculación de gas, mezcladores mecánicos, bombeo o mezcladores con tubos de aspiración, y se calienta para optimizar la velocidad de digestión. El tiempo de retención generalmente es menor a 15 días.

- Digestión aerobia: La digestión aerobia se emplea generalmente en plantas de tratamiento con capacidad inferior a 20,000 m<sup>3</sup>/día, sin embargo, en algunas ocasiones se ha empleado en plantas con mayor capacidad. Las ventajas principales de este proceso, comparado con la digestión anaerobia, son:
  1. Se consiguen menores concentraciones de DBO en el líquido sobrenadante.
  2. Puede requerir menores costos iniciales.
  3. La producción de un producto final biológicamente estable, sin olores.

No obstante, sus desventajas pueden resultar significativas:

1. Un mayor costo energético asociado al suministro de oxígeno necesario.
  2. Se produce un lodo digerido de pobres características para la deshidratación mecánica.
  3. La digestión aerobia es muy delicada en cuanto a operación (Marín, 2019).
- Compostaje: Consiste en la transformación de la materia orgánica en abono, mediante un proceso biológico exotérmico, realizado por la actividad secuencial de una diversidad de microorganismos descomponedores que comen, degradan y digieren las células y las moléculas que componen la materia orgánica. Estos requieren de ciertas condiciones ambientales controladas que faciliten el incremento de la temperatura (usualmente entre 55-60 °C) para la destrucción de patógenos y para garantizar un producto con pH entre 6,5 y 8 unidades que favorezca el crecimiento de las plantas, reduzca la movilidad de metales pesados y pueda ser usado como acondicionador de suelos (Marín, *op. cit.*)
  - Adición de cal: Durante este proceso se añade suficiente cal a los lodos para elevar el pH arriba de 12, condiciones a las cuales los microorganismos no mantienen sus funciones metabólicas, como consecuencia de ello, mientras se mantenga este valor de pH, los lodos no despedirán olores, no serán vectores infecciosos y se eliminará su potencial de putrefacción (Torres *et al.*, 2007). El proceso de estabilización con cal puede ser previo a un proceso de deshidratación o posterior a él, y se utiliza tanto cal hidratada (Ca (OH)<sub>2</sub>), como cal viva, (CaO).

No obstante, las ventajas que trae la estabilización de lodos, estos procesos presentan varias dificultades, siendo la más importante, el costo de inversión y operación, razón por la cual se estudia la capacidad de los procesos de biomasa soportada, al reducirse significativamente la producción de lodos de desecho.

## 2.10 REMOCIÓN DE NITRÓGENO

Nutrientes como el nitrógeno y el fósforo generan importantes impactos sobre los cuerpos de agua ya que pueden incidir en la estabilidad de los ecosistemas acuáticos, la eutrofización y la incorporación de niveles tóxicos que pueden afectar a las comunidades biológicas y a la salud humana, inclusive en muy bajas concentraciones (Cárdenas y Sánchez, 2013).

Por tal razón, es fundamental la transformación y preferiblemente la eliminación del nitrógeno del agua a sus formas menos tóxicas a través de la aplicación de las tecnologías encaminadas al mejoramiento de la calidad del agua, que involucran la acción de fuerzas físicas, procesos químicos, procesos biológicos o la combinación de ellos. Los compuestos nitrogenados inorgánicos más comunes son amonio, nitrito y nitrato; de ellos el principal es el amonio que se origina por la descomposición de materiales proteicos. Sin embargo, en algunos casos cuando la contaminación es producida por fertilizantes inorgánicos o por algún proceso industrial, pueden encontrarse cantidades significativas de nitritos y nitratos (Bolaños *et al.*, 2017).

El amonio total es la suma del amonio no ionizado o amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) y el amonio ionizado ( $\text{NH}_4^+$ ), que en solución acuosa establecen un equilibrio mediante la reacción :

*Ecuación 1*



### *Toxicidad acuática de compuestos nitrogenados*

Los compuestos nitrogenados pueden alcanzar niveles de toxicidad que afectan la capacidad de los organismos para sobrevivir; sus niveles altos pueden presentarse tanto en fuentes naturales contaminadas como ríos, lagos y embalses o en sistemas de cultivo intensivo de organismos acuáticos, donde el factor limitante es la calidad del agua debido a la acumulación principalmente de desechos orgánicos (Cárdenas y Sánchez, 2013).

La forma no ionizada, es decir, el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), es más tóxica para los organismos acuáticos pues las membranas branquiales de los peces son permeables al  $\text{NH}_3$  mas no al amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), tiene una elevada solubilidad en lípidos lo que facilita su paso a través de las membranas biológicas causando daños en las superficies respiratorias (Leiva y Robles, 2020). El nitrito se encuentra presente como ion nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) o como ácido nitroso ( $\text{HNO}_2$ ); la concentración de cada uno de ellos depende del pH del agua de manera directa para el ion y de manera inversa para el ácido; ambos compuestos son extremadamente tóxicos, pero en la naturaleza el ion es más común. Los efectos toxicológicos en exposiciones prolongadas disminuyen la respuesta inmunológica de los organismos acuáticos induciendo a patologías que pueden conducir a la muerte de las especies, en organismos marinos reduce la habilidad de osmorregulación manifestándose en inhibición de los ciclos reproductivos (Cárdenas y Sánchez. *Op. cit.*).

### *Efectos en la Salud Humana*

La ingesta de sustancias como nitratos y nitritos puede producir efectos negativos sobre la salud humana. Se ha reportado que niños menores de cuatro meses pueden llegar a contraer la enfermedad denominada metahemoglobinemia, manifestando los síntomas típicos de cianosis, taquicardia, convulsiones, asfixia, y la muerte. Por otro lado, la ingesta prolongada de compuestos nitrogenados podría contribuir al desarrollo de linfomas y cánceres, enfermedades coronarias, infecciones del tracto respiratorio, y malformaciones en neonatos (Basulto *et al.*, 2014). El cáncer gástrico se da por la formación de nitrosaminas, producidas por la presencia de nitrito de sodio, facilitada por el bajo pH del estómago, a dicho compuesto también se le atribuye la dilatación y adelgazamiento de los

vasos coronarios intramusculares; las neoplasias malignas están asociadas entre otros a dietas ricas en contenido de nitritos y nitratos; altas concentraciones de nitratos en agua potable se han relacionado al incremento de abortos espontáneos, nacimientos prematuros y retardo en el crecimiento intrauterino (Jakszyn *et al.*, 2006).

De manera indirecta, también se pueden generar daños a la salud; la proliferación de algas tóxicas que pueden ocasionar trastornos fisiológicos e intoxicación de la persona afectada por su ingesta o contacto. La eutrofización puede favorecer el desarrollo de organismos patógenos y vectores; ello trae consigo la transmisión de enfermedades como el cólera (Moreta, 2011).

### *Procesos de Remoción de Compuestos Nitrogenados en Aguas Residuales*

La remoción de compuestos nitrogenados incluye la utilización de métodos de tratamientos fisicoquímicos, biológicos o la combinación de estos, por ejemplo:

Nitrificación: es el proceso biológico de utilización y transformación del amonio a nitrato por la acción de microorganismos aerobios que utilizan el oxígeno disuelto en el agua para oxidar el ion amonio. La nitrificación se lleva a cabo en dos etapas; en primer lugar, las bacterias nitrosas (del género *Nitrosomonas*) utilizan y transforman el ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitritos (fenómeno conocido como nitritación). Posteriormente, las bacterias nítricas utilizan y transforman los nitritos en nitratos (nitratación). La nitratación es catalizada generalmente por microorganismos del género *Nitrospira* (Sánchez y Sanabria, 2009).

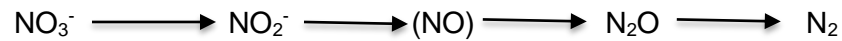
Ecuación de la nitrificación:

*Ecuación 2*



Desnitrificación: Es un proceso de reducción no asimilatoria de  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$  en nitrógeno molecular, la ecuación es:

Ecuación 3



La desnitrificación tiene como objetivo la eliminación del nitrógeno que hay en un residuo. Este proceso es llevado a cabo por bacterias aerobias facultativas que utilizan el oxígeno molecular como aceptor final de electrones; estos microorganismos cuando se encuentran en ausencia de  $\text{O}_2$  y en presencia de nitratos o de nitritos (medio anóxico), son capaces de cambiar su metabolismo y de utilizar los óxidos de nitrógeno como aceptores de electrones. La desnitrificación puede ser llevada a cabo por un grupo de bacterias muy diverso, pero en general se trata de microorganismos heterótrofos y menos frecuentemente de organismos autótrofos como por ejemplo *Thiobacillus denitrificans* y *Mocrococcus denitrificans* (González *et al.*, 2022).

### Eliminación de Nitrógeno

El nitrógeno ingresa a las plantas de tratamiento de aguas residuales como amoníaco y generalmente se elimina biológicamente. Usando aireación, la etapa de nitrificación utiliza bacterias aeróbicas para convertir el amoníaco en nitrito y luego en nitrato. La eliminación de nitrógeno ocurre cuando bacterias desnitrificantes consumen el oxígeno del nitrato y lo convierten en gas nitrógeno que se escapa a la atmósfera (Alzate, 2019). La aireación puede representar el 70 % de los costos operativos porque la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales hacen funcionar sus ventiladores a toda velocidad las 24 horas del día, los 7 días de la semana para cumplir con los límites máximos permisibles (Peñafiel *et al.*, 2016).

## 2.11 PROCESOS DE TRATAMIENTO CON BIOMASA SOPORTADA

### *Biopelículas*

Una biopelícula se puede definir como un conglomerado de naturaleza biológica que posee gran heterogeneidad y que se forma con capas de células microbianas (aunque también pueden asociarse organismos mayores) y productos celulares, que son capaces de adherirse a una superficie sólida (viva o inerte), o bien a una interfaz (líquido-sólido, líquido-gas). Estas estructuras biológicas se forman a partir de microorganismos sésiles que producen una matriz (glicocálix) de sustancias poliméricas extracelulares (SPE), la cual les brinda posibilidades de adhesión, soporte y protección ante las diferentes formas de estrés a las que los microorganismos pueden estar expuestos (Domínguez, 2007).

El crecimiento en una biopelícula provee grandes ventajas en comparación con el crecimiento planctónico, pues la proximidad física de distintas células favorece las interacciones sinérgicas (especialmente cuando se forman consorcios microbianos complejos) cuyas células se distribuyen naturalmente de acuerdo con sus requerimientos de crecimiento (Avellaneda y Sánchez, 2012; Harrison *et al.* 2005).

### *Formación de Biopelícula*

La formación de biopelículas microbianas es un proceso dinámico en el que las células flotantes (planctónicas) se transforman en una forma de crecimiento inmóvil (sésil) (Okada *et al.* 2005). El proceso comienza con la acumulación de nutrientes en una superficie (o una interfaz) debido a la porosidad del material, a las interacciones electrostáticas, a fenómenos de adsorción y a factores electroquímicos, que propician que haya un aumento en la concentración de nutrientes. Posteriormente ocurre la adsorción reversible de algunas células planctónicas a la superficie preacondicionada; en un principio las células se adsorben débilmente, posteriormente se forman pequeñas colonias que, si no son rápidamente removidas, comienzan un proceso de adhesión irreversible a la superficie (Domínguez y Ramírez, 2007)



Cuando la biopelícula ha alcanzado un estado maduro y una determinada concentración de microorganismos ocurre el desprendimiento de algunas células o conglomerados celulares proceso principalmente activado por moléculas de señalización (fenómeno de percepción de *quórum* o *quorum sensing*, descrito en la figura 4); dichas células migran para repetir el proceso y formar nuevas biopelículas o asociarse a otras ya establecidas, de las cuales incrementan su complejidad (Center for Biofilm Engineering, 2005).

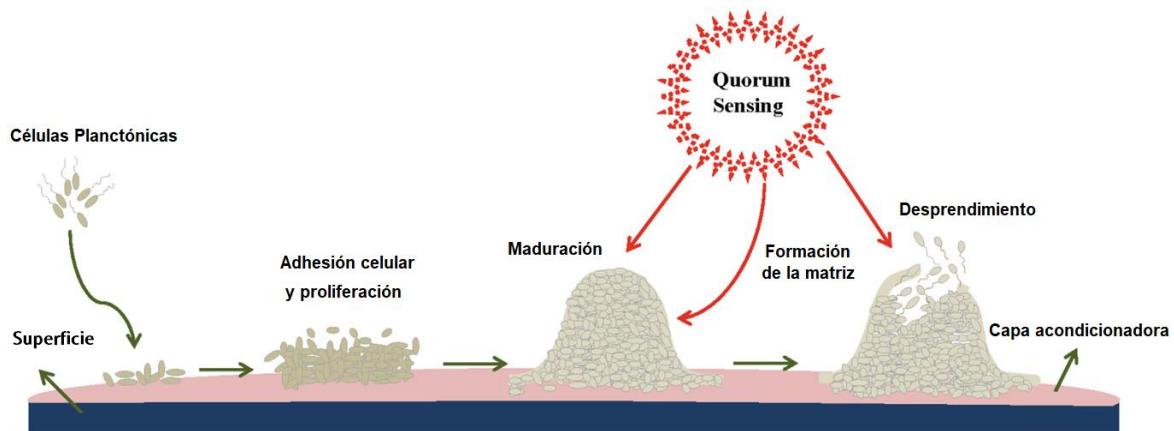


Figura 4. *Quorum sensing*. La formación de biopelículas ocurre a través de una serie de etapas: (1) acumulación de organismos en la superficie de un sustrato (deposición); (2) la unión a una superficie para la formación de puentes poliméricos; (3) proliferación celular o crecimiento de organismos en la superficie del sustrato; (4) formación y maduración de biopelículas; y (5) desprendimiento o dispersión (Subramani R. & Jayaprakashvel M., 2019)

Estas propiedades específicas de las biopelículas son muy atractivas para su aplicación en tratamientos biológicos, no obstante, los tratamientos de biopelícula no están exentos de limitaciones.

Clasificación: En función del aceptor de electrones se pueden clasificar en: Aerobio, Anóxico y Anaerobio. En función del cultivo de microorganismos:

- Cultivos en suspensión. Los microorganismos forman colonias que se mantienen en suspensión en el seno del fluido. Este tipo de cultivo es característico de los lodos activados.

- Cultivo en biopelícula. Los microorganismos forman colonias laminares que se mantienen adheridas a un soporte.
- Cultivo mixto. En el reactor existen colonias en suspensión en el fluido y biopelículas que se mantienen adheridas a soportes que se introducen en el fluido.
- Lodos granulares. Los microorganismos se auto inmovilizan formando biopelículas con formas esféricas.

La diferencia con los cultivos en biopelícula es que los lodos granulares no se adhieren a un soporte.

Soportes: Los soportes a los que se adhieren las biopelículas se clasifican:

- Soportes en suspensión. El conjunto soporte-biomasa se mantiene en suspensión mediante agitación. Estos soportes pueden construir con espuma de poliuretano (soportes expandidos) o por extrusión con termoplásticos (soportes extruidos). En líneas generales los soportes más empleados presentan una gravedad específica de 0.94 a 0.96 g/cm<sup>3</sup> (Mcquarrie & Boltz, 2001) y son de diversos materiales como el poliuretano de alta densidad. A estos procesos se les denomina procesos de biopelícula de lecho móvil (En inglés MBBR, Mobile Bed Biofilm Reactor).
- Soportes fijos. Son soportes que no tienen libertad de movimiento. Se fabrican de diferentes materiales y configuraciones.
- Medios filtrantes. Los soportes son de material granular de diversa naturaleza según el tipo de proceso: fluidizado, no fluidizado, contra lavado, grado de expansión, etc.

Tabla 7. Espesores normales de las biopelículas según el proceso

Procesos	Espesor Biopelícula ( $\mu\text{m}$ )
Lechos Bacterianos	200 – 10.000
Biodiscos	200 – 10.000
Biofiltros	200 – 300
MBBR e IFAS	20 – 150

*Fuente.* Henze, Van Loosdrecht, Ekama y Brdjanovic, 2008

Generalmente los soportes que se usan en los MBBR poseen canales a lo largo del interior de los anillos, es allí donde las biopelículas se desarrollan y van quedando adheridas (Boltz & Daigger, 2010).

#### *Reactor de Biopelícula de Lecho Móvil*

El proceso del reactor de biopelícula de lecho móvil (MBBR, por sus siglas en inglés) se basa en el principio de la biopelícula. Los materiales para la realización de los medios se seleccionan en función de varios criterios como: la porosidad, la resistencia a la erosión, el tamaño y la densidad. Utilizando un volumen de reactor relativamente pequeño se puede mantener una alta actividad biológica utilizando acarreadores con una gran superficie específica ( $\text{m}^2/\text{m}^3$ ) (Wang *et al.*, 2006). Los acarreadores se mezclan dentro de los tanques de aguas residuales con la ayuda de las burbujas producidas por los difusores del sistema de aireación (Zhan *et al.*, 2006; Yan *et al.*, 2009). Este tipo de medios libres son más eficientes ya que no ocurren, como tal, obstrucciones pues tienen una zona interna, donde se crea y protege la biopelícula. Los MBBR son una opción para los tratamientos de descontaminación biológica que se centra en eliminar la demanda biológica y química de oxígeno (DBO y DQO) de las corrientes de aguas residuales, así como la presencia de otros nutrientes como los nitrogenados. Las plantas de tratamiento de aguas residuales de lodos activados existentes pueden mejorarse utilizando acarreadores, para lograr una mayor eficiencia en la eliminación de DQO, DBO, nitrógeno y fósforo (Moga *et al.*, 2018).

### *Acarreadores de Biopelícula*

Los medios sobre los que se desarrolla la biopelícula están cuidadosamente diseñados con una gran superficie interna y una densidad ligeramente menor; ello con el fin de proporcionarle una mayor flotabilidad en el medio. Las superficies sólidas más comúnmente utilizadas para procesos de crecimiento adheridos son: piedras, arena, carbón activado, tierra de diatomeas, metales, láminas de plástico y espumas. La apariencia física y las características de estos medios se muestran en la Figura 5. El acarreador se selecciona para tener baja densidad en el medio acuoso (esponja o acarreadores de plástico), alta superficie específica, buena capacidad de retención y debe evitar la obstrucción por aumento de biomasa. Por medio de los acarreadores de biomasa, es posible obtener un aumento de dos veces en la concentración de biomasa en los tanques de aireación en comparación con el proceso convencional de lodos activados (Jianlong *et al.*, 2000).

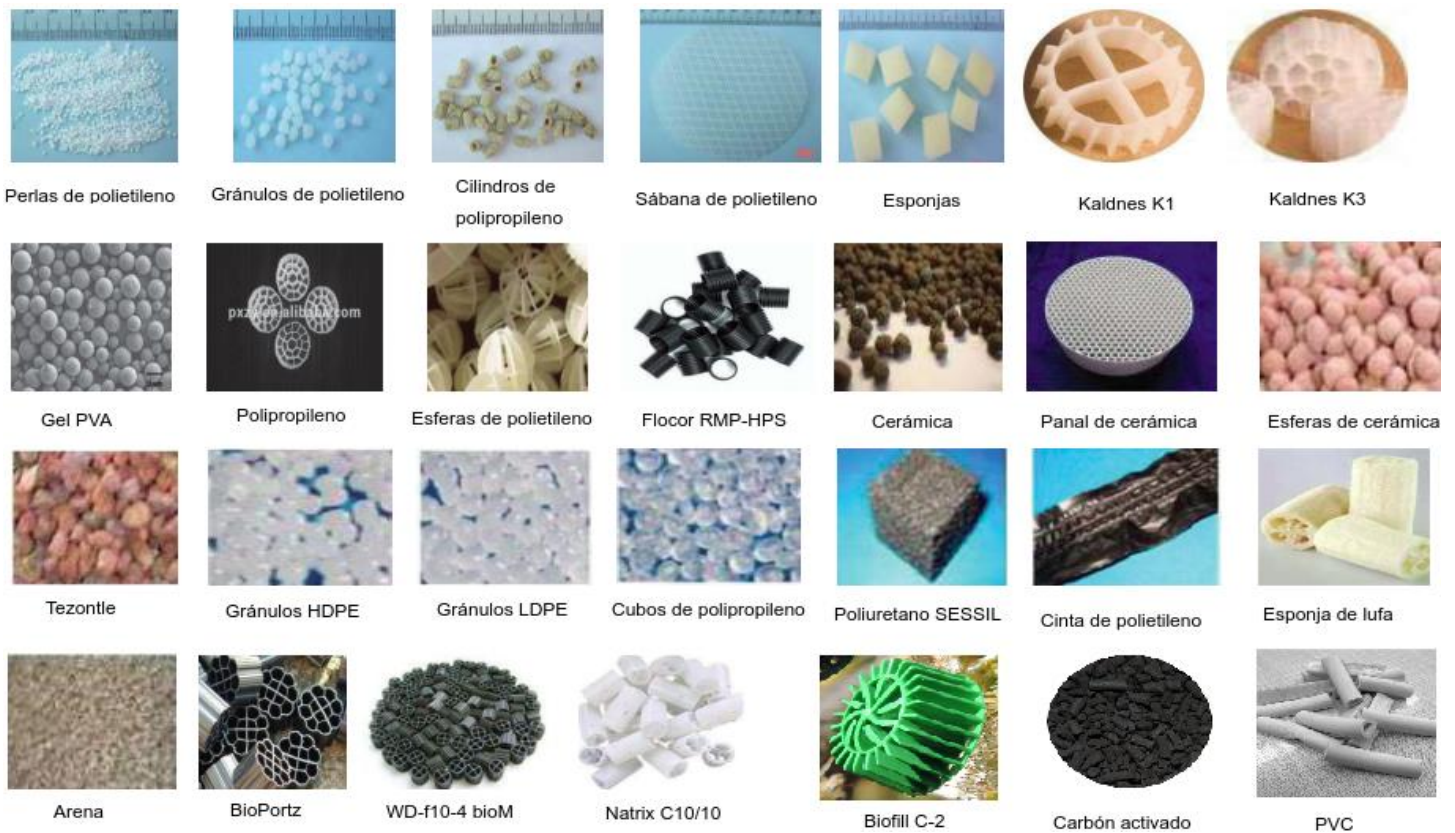


Figura 5. Apariencia física de los medios utilizados en los procesos MBBR (Shrestha, 2013). Siglas. PVA (Hidrogel de alcohol polivinílico, por sus siglas en inglés), HDPE (Polietileno de alta densidad, por sus siglas en inglés), LDPE (Polietileno de baja densidad, por sus siglas en inglés) y PVC (Cloruro de vinilo, por sus siglas en inglés).

Los acarreadores deben proporcionar un área de superficie interna más grande y una buena textura de superficie para un rápido crecimiento de la biomasa y además de proteger la biomasa contra el cizallamiento y desprendimiento (Chaudhary et al., 2003).

### *Nanofibras*

La ciencia de interfases y coloides ha tenido un gran desarrollo, dando lugar al surgimiento de varios materiales los cuales pueden ser usados en nanotecnología, entre los que están nanotubos de carbono y otros fullerenos, varios metales, óxidos metálicos, nanotubos y dendrímeros. Las propiedades de los nanomateriales pueden ser consistentemente diferentes, comparados a las que exhiben en escala macroscópica, debido a la mayor área

de superficie, a la proporción de volumen y a los efectos cuánticos. Estos factores pueden cambiar la reactividad, las propiedades catalíticas, la fuerza mecánica y las características eléctricas (Chaturvedi *et al.* 2012). Por lo tanto, sustancias opacas se convierten en transparentes (cobre); materiales estables se convierten en combustibles (aluminio), sólidos se convierten en líquido a temperatura ambiente, y aumentan su actividad catalítica (oro) y aislantes se convierten en conductores (silicona). Las nuevas propiedades de los nanomateriales prometen proveer nueva tecnología y la nanotecnología, ya está siendo usada en cientos de productos en varias industrias, con un crecimiento bastante rápido expandiendo el mercado (Morose 2010). Dvorák y colaboradores (2014) han desarrollado un acarreador construido a base de nanofibra de poliuretano (Patente PUV20140-29766), el cual forma parte de la propuesta de prueba del presente trabajo.

## 2.12 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS ACARREADORES DE BIOPELÍCULA

Los siguientes son las ventajas de la vida bacteriana en biopelículas según Marshall, 2013 y Marin, 2019.

- Mayor disponibilidad de nutrientes, en comparación con el modo de vida planctónico. Los productos químicos, incluidas las macromoléculas, están sujetos a adsorción en diferentes superficies (limpias) inmersas en un ecosistema natural o diseñado.
- La diversidad biológica de biopelículas que ocurren en ecosistemas naturales y artificiales favorece interacciones muy complejas entre células individuales, incluyendo reacciones catabólicas y anabólicas complejas, basadas en asociaciones nutricionales y fisiológicas complementarias entre bacterias, permitiendo así la biopelícula con capacidades mejoradas. Este aspecto es esencial para las biopelículas activas en diferentes tipos de plantas de aguas residuales.

- La densa estructura de la biopelícula y el estrecho contacto físico entre las células individuales promueven un aumento de los intercambios genéticos entre células, así como los procesos de señalización célula-célula (*Quorum sensing*).
- Protección frente a factores nocivos como antibióticos, cloro (desinfectantes, en general) y metales pesados, el aumento de la resistencia se basa en estructuras parietales extra de bacterias y matrices intercelulares complejas, así como en los mecanismos que ocurren a nivel individual. Existe evidencia de que las bacterias, especialmente las que se encuentran debajo de la interfaz de la biopelícula-agua, más cerca del sustrato sólido, son protegidas contra el pastoreo por protozoos y metazoos, el parasitismo por bacteriófagos o por bacterias (por ejemplo, *Bdellovibrio*).

Las siguientes son las desventajas de la vida bacteriana en las biopelículas (Marshall, *op. cit.*; Marín, *op. cit.*)

- Como están fijadas (en un tiempo de escala determinado) en las biopelículas, las bacterias parecen estar más expuestas al pastoreo en comparación con las bacterias planctónicas libres o activas (por ejemplo, los flagelos, etc.) bacterias en movimiento.
- Debido a la compleja estructura y dimensiones de las biopelículas (espesor de micrómetros a milímetros o más) ocurren diferentes tipos de gradientes. Los microorganismos aeróbicos se producen en la interfase biopelícula-agua que consumen el oxígeno molecular que, en una posición más profunda en la biopelícula, se vuelve ausente, creando así las condiciones para las bacterias anaeróbicas, capaces de realizar respiración anaeróbica (por ejemplo, en nitrato) o fermentación.
- Al estar sometida a condiciones mecánicas como aireación excesiva, llega a ocurrir un desprendimiento de biopelícula.

## Consideraciones Microbiológicas en Biopelículas

Debido a que el tiempo de estancia de los microorganismos en las biopelículas, en general, es muy elevado, pueden coexistir muchas especies de microorganismos e incluso macroorganismos. Los protozoos y los metazoos pueden cambiar rápidamente sus comunidades (Figura 6) como reacción a las condiciones cambiantes de operación de la planta, como se ha demostrado al comparar reactores a escala de laboratorio y a escala piloto. Incluso los cambios operativos más leves están provocando cambios importantes en las comunidades de biopelículas. Los intervalos de tiempo de monitoreo no deben exceder el rango de días para una interpretación adecuada y la prevención de problemas importantes como obstrucciones (Tribun y Zhukov, 2022).

La mayoría de estos organismos forman colonias. La colonización irregular del material portador podría crear problemas en el seguimiento cuantitativo y cualitativo de protozoos; los nematodos y rotíferos a escala de laboratorio y los reactores a gran escala suelen competir con los ciliados periticos y pueden aumentar su población rápidamente (Chan *et al.*, 2021).

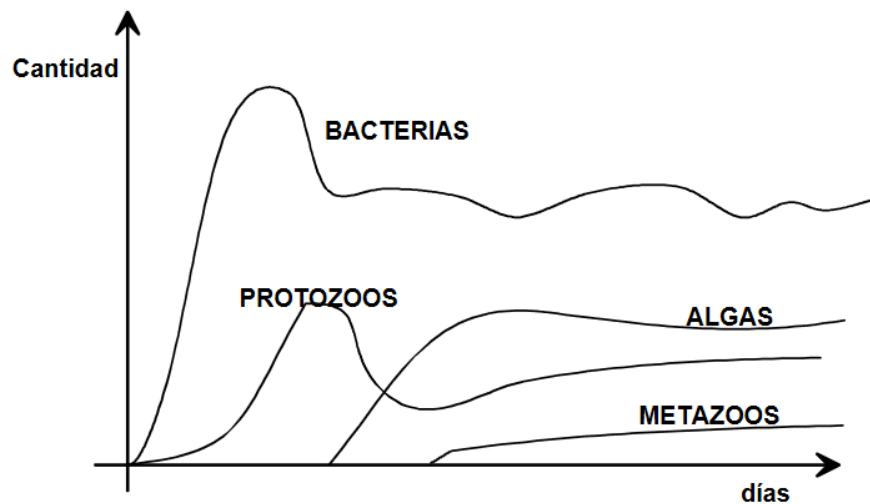


Figura 6. Sucesión de microorganismos en un sistema biopelícula (Iwai y Kitao, 1994)



En la etapa inicial de la colonización, la tasa de inmigración de especies al sustrato es alta y la tasa de extinción es baja. A medida que avanza la colonización, la tasa de inmigración disminuye y la tasa de extinción aumenta, alcanzando un equilibrio, donde ambas tasas son iguales. Con la colonización en curso, la intensidad de las interacciones biológicas (por ejemplo, competencia, depredación) aumenta y, por lo tanto, la composición cambia de especies que pueden colonizar rápidamente el sustrato a especies con alta capacidad competitiva (Li *et al.*, 2022). Las biopelículas generalmente están fuertemente influenciadas por factores ambientales como la temperatura, la intensidad de la luz, la actividad de los herbívoros y la composición de los organismos planctónicos (que colonizan la biopelícula y pueden ser una fuente de alimento para los protozoos que habitan en la misma) (Fried *et al.* 2000). En consecuencia, los protozoos que habitan en biopelículas exhiben fuertes diferencias estacionales en la composición y abundancia de especies (Figura 7).

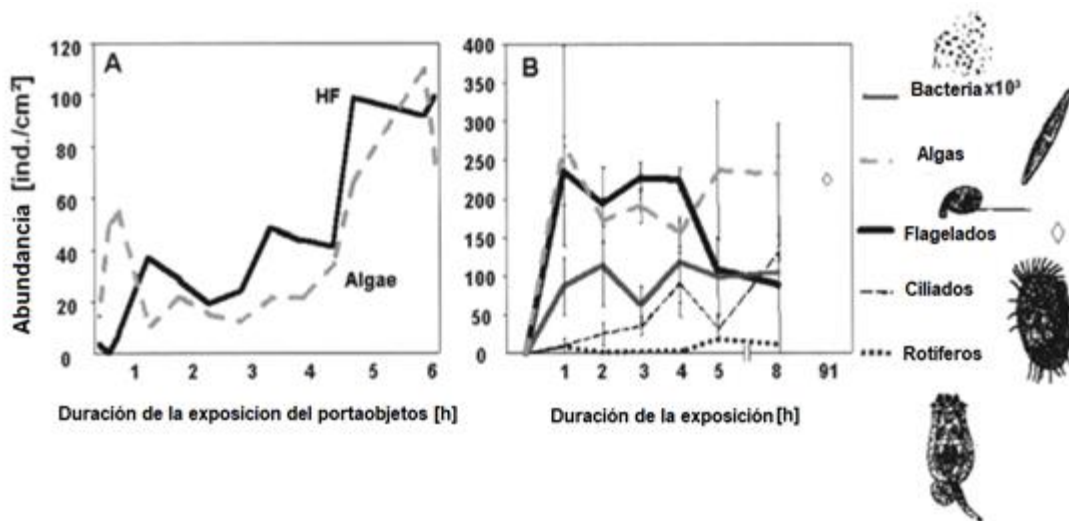


Figura 7. Sucesión de la colonización por organismos en biopelícula, abundancia según las horas (h) de exposición del portaobjetos. A: Colonización en las primeras horas. B: Colonización en los primeros días de exposición. Flagelados heterotróficos (HF) (Arndt *et al.*, 2003)

## *Indicadores*

Dados los cambios bruscos en las condiciones ambientales externas, variaciones en el agua residual, niveles de oxígeno etc. Resulta complicado mantener una población de microorganismos homogénea; sin embargo, conocer la abundancia, diversidad y estructura de la comunidad es fundamental para evaluar el grado de depuración y la calidad del efluente, permitiendo prever la aparición de problemas en el funcionamiento del sistema (Chamorro y Vidal, 2013; WEF, 2008).

Analizar la abundancia y frecuencia de algunos microorganismos permite establecer criterios sobre la estabilidad de la biopelícula. Un sistema estabilizado tendrá abundancia de especies sésiles frente al resto, debido al hecho de que permanecen asociadas a los flóculos. Así, especies de ciliados fijos y rotíferos son consideradas un indicador de estabilidad en un sistema de lodos activados (Mas *et al.*, 2008).

### 2.12.1 PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL TEXTIL MEDIANTE MBBR

Como se ha comprobado, las aguas residuales textiles resultan uno de los desechos más contaminantes de la industria; por ello, no son pocos los trabajos realizados con el fin de encontrar una solución o bien, minimizar el impacto de estas sobre los ecosistemas. Es importante conocer el alcance que se ha logrado previamente pues nos ofrece un campo de oportunidades y a su vez, nos ayuda a conocer el alcance real del experimento que se puso en marcha. Los experimentos presentados en la Tabla 8, ofrecen un panorama de la capacidad que tienen los MBBR en diversos casos de estudio con agua residual textil.

Tabla 8. Procesos de tratamiento mediante MBBR

Tipo de Acarreador	Ciclo (h)	Tasa de remoción de DQO mg/L/h	Tasa de remoción de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L/h	Biomasa por acarreador (mg)	Autor
Carbón activado	44	11.182	NR	NR	Shin <i>et al.</i> 2006
Polietileno	60	7.083	NR	NR	Dong <i>et al.</i> 2013
PBG (biogel poroso)	14	28.007	0.883	16.23g	Liu <i>et al.</i> 2020
Cloruro de polivinilo (PVC)	72	6.16	NR	NR	Anju y Sosamony, 2016
Polietileno	12	12.465	0.982	NR	Gong, 2016
Carbón activado	44	9.16	NR	0.105	Park <i>et al.</i> 2010
Polietileno	7	12.84	NR	NR	Choi, 2012
Plástico	36	4.47	NR	NR	Cantarero, 2019
Plástico (BIOFILL C2)	24	4.16	1.916	1.045	Yang <i>et al.</i> 2021

NR: No Reportado. Tabla de elaboración propia.

El sistema MBBR ha comprobado su eficacia en la descontaminación de aguas residuales de origen textil, obteniendo tasas de remoción de DQO que varían de 7.083 mg/L/h (Dong *et al. Op. cit.*) a 28.007 mg/L/h (Liu *et al. Op. cit.*); valores que se ubican por debajo de la mayoría de rangos de los límites permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-2021. Las causas de la variación parecen no estar relacionados con el ciclo de alimentación pues como se puede comprobar en los resultados obtenidos por Anju y Sosamony, un período más amplio, no es sinónimo de una mayor degradación de la DQO, logrando una tasa de remoción de 6.16 mg/L/h con un ciclo de 72 horas en comparación con Choi que en 7 horas alcanzó una tasa de 12.84 mg/L/h. Si bien, esto podría resultar lógico, es un indicativo de el tiempo que le toma al biorreactor degradar la DQO menos tóxica y si en las horas posteriores habrá una descontaminación significativa. Otra variación importante está en el material elegido para el acarreador, el origen del agua de alimentación, o bien a la

naturaleza del MBBR, ya que puede ser en lote o continuo. Por ejemplo, Liu y colaboradores en 2020, usaron un sistema continuo que combina un reactor MBBR con un biorreactor anaeróbico de flujo ascendente, lo que otorga un tren de tratamiento más amplio; mismo caso ocurre con Yang y colaboradores que, en el año 2021, emplearon un sistema de tratamiento basado en un biorreactor de membrana y de lecho móvil (MBR-MBBR). Otro factor a señalar, es el agua cruda, que en algunos casos puede ser sintética como la usada por Choi en 2012. También, es necesario señalar que estudios como los de Gong y colaboradores, cuentan con otros tratamientos aunados al biológico, en su caso es un proceso de ozonificación. Estos sistemas complementarios podrían generar la idea errónea de que el sistema MBBR no es lo suficientemente robusto para tratar un agua tan tóxica como lo es la textil, sin embargo existen incluso ya ejemplos a gran escala de MBBR utilizados con aguas residuales de alta toxicidad; en el 2014, Dvorák y colaboradores evaluaron la eliminación de anilina, cianuros y difenilguanidina de las aguas residuales de la planta química Lucební závody Draslovka en República Checa durante un período de cinco años. Para ello, hicieron uso de un biorreactor de lecho móvil a gran escala (520 m<sup>3</sup>) con acarreadores Kaldnes K3. Demostrando la capacidad del biorreactor para tratar grandes cantidades de agua residual, al obtener una eliminación de cianuro de 75% a 99%, de 85% para anilina y una eliminación de DQO que pasó de 31% a 87% conforme la biomasa se aclimató en un periodo de 5 años; todo esto con una baja producción de lodos. Por ello, en este trabajo se ha propuesto conocer las capacidades de un biorreactor de lecho móvil basado en un material novedoso (acarreador de nanofibra de poliuretano) y comparar su desempeño en eliminación de nitrógeno, tiempos de ciclo, así como con respecto al método convencional de lodos activados pues es el que representa un menor costo.

### **III. HIPÓTESIS**

El biorreactor discontinuo de biopelícula lecho móvil (SB-MBBR), basado en acarreadores de nanofibra de poliuretano, tendrá una tasa mayor de remoción de contaminación con una baja producción de biomasa respecto al proceso convencional de lodos activados, durante el tratamiento de agua residual textil a escala laboratorio.

## IV. OBJETIVOS

### 4.1 GENERAL

Evaluar el desempeño de un SB-MBBR con acarreadores de nanofibra de poliuretano como soportes de biopelícula en la descontaminación de agua residual textil real.

### 4.2 PARTICULARES

- Conocer el desempeño de acarreadores de nanofibra en combinación con un proceso de lodos activados para tratar agua residual textil (SBR-IFAS).
- Determinar la capacidad específica de los acarreadores de nanofibra en el tratamiento de agua residual textil (SB-MBBR).
- Probar la actividad degradadora de la biopelícula en distintos tiempos del proceso (inicio de ciclo, ciclo medio y fin de ciclo) en un SBR-IFAS.
- Revisar el estado de la microbiota asociada al proceso de acarreadores de nanofibra a lo largo de la operación.

## V. MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.1 GENERALIDADES DE LA EXPERIMENTACIÓN

El desarrollo experimental fue dividido en dos etapas, para la primera se utilizó un biorreactor discontinuo secuencial de 3 litros híbrido con lodos activados y acarreadores de lecho móvil (Figura 8) SBR-IFAS, por sus siglas en inglés, con cincuenta acarreadores que habían sido previamente colonizados. Para la segunda etapa se separaron las biomasas (acarreadores y biomasa suspendida) a fin de operar dos procesos de manera independiente, el primero siendo un SBR-CAS (por sus siglas en inglés reactor discontinuo secuencial de lodos activados convencionales) con capacidad de 2 litros y el segundo un SB-MBBR (por sus siglas en inglés, reactor discontinuo secuencial de biopelícula de lecho móvil) con tres litros de volumen de trabajo, los detalles de cada etapa se especifican a continuación.

#### *Experimentos Preliminares. Biorreactor Discontinuo Secuencial Híbrido (SBR-IFAS)*

Para poder hacer las determinaciones de actividad biológica en dos diferentes procesos, se realizaron experimentos preliminares en un proceso híbrido (SBR-IFAS, por sus siglas en inglés), el cual es un sistema de lodos activados integrado con un proceso MBBR de biopelícula soportada (Figura 8). Es decir, durante este período, los lodos activados y los acarreadores de nanofibra trabajaron en conjunto, tratando el mismo volumen de agua y se evaluó su actividad degradadora para distintos tiempos del ciclo de alimentación: ayuno (al término del ciclo de alimentación), en el punto medio del ciclo, y en el inicio del ciclo para determinar en qué momento del mismo se presentaban mayores diferencias en la medición de la actividad degradadora; para ello, se dio seguimiento a la actividad degradadora mediante determinaciones de consumo de oxígeno (respirometrías) y cuantificación de sólidos volátiles presentes en las biomasas involucradas, dichos métodos, se describen más adelante.

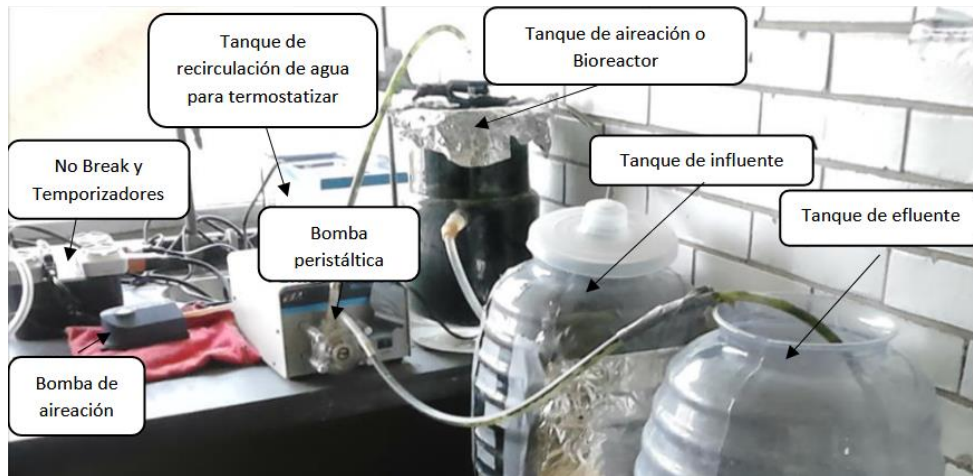


Figura 8. Montaje experimental de alimentación de biorreactor en lote de 3 litros

#### *Estudio de dos procesos: SBR-CAS y SB-MBBR*

A partir del biorreactor híbrido (SBR-IFAS) se realizó un estudio en el que los acarreadores de nanofibra y la biomasa suspendida fueron separados para que funcionaran de manera independiente, quedando en operación dos procesos: SBR-CAS (Reactor discontinuo secuencial de lodos activados convencionales, por sus siglas en inglés) y SB-MBBR (Reactor discontinuo secuencial con biopelícula en lecho móvil, por sus siglas en inglés) (Figura 9). De esta forma, fue posible comparar la capacidad de descontaminación que poseía cada modalidad de tratamiento. Para ello, se realizaron mediciones de diversos parámetros de calidad de agua como la demanda química de oxígeno para medir la descontaminación del agua por materia orgánica soluble, los nitrogenados disueltos, la biomasa presente en dichos procesos, la presencia de protozoa y metazoa así como la actividad respirométrica de la biomasa suspendida y de la biopelícula de los acarreadores en cada caso. Asimismo, ambos procesos fueron evaluados bajo dos condiciones de tiempo de ciclo de alimentación: al inicio de 24 Horas y posteriormente de 12 horas.



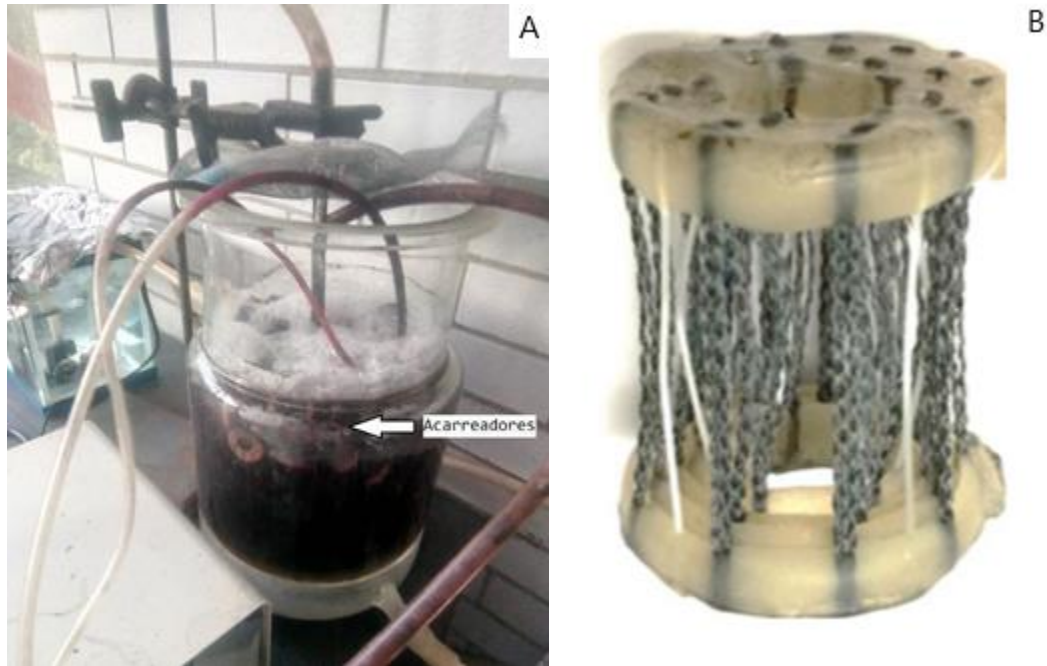


Figura 9. A: Biorreactor MBBR de 3L en lote. B: acarreador de nanofibra de poliuretano (Patente PUV20140-29766 Institute for nanomaterials, advanced technology and Innovation; Technical University Liberec, República Checa)

## 5.2 ACTIVIDAD RESPIROMÉTRICA

### *Fundamento*

La tasa de respiración, en términos convencionales, se refiere a la velocidad con la que los microorganismos presentes en los lodos activados o en cualquier proceso biológico, se encuentran consumiendo oxígeno para sobrevivir (respiración endógena), así como durante el consumo o transformación de la materia biodegradable (respiración exógena). De tal modo que esta tasa de respiración nos sirve como indicador de la actividad de un lodo biológico o biomasa presente en una muestra, tanto en lo que se refiere a su supervivencia, como a la capacidad de degradación de un sustrato biodegradable (Pérez, 2021). Dado lo anterior, la actividad respirométrica también puede ser un indicador de colonización de un material que ha sido poblado por un conjunto de bacterias (Beebout *et al.*, 2019).

El funcionamiento de todos los respirómetros involucra algún procedimiento para evaluar la velocidad a la cual el oxígeno, o aceptor de electrones, es removido o bien produce un componente que es expulsado al medio líquido en el cual se encuentra la biomasa de interés. La mayoría de los procedimientos basados en mediciones realizadas en la fase líquida utilizan un electrodo o sensor específico. Una medición confiable de la velocidad (tasa cinética) de respiración sólo es posible si el sensor está calibrado correctamente y si se tienen en cuenta diversas variables ambientales, como la temperatura, la presión atmosférica y las condiciones generales de estado y nutrición de la biomasa a la que se le determinará esta actividad. Los sensores o electrodos también tienen un tiempo de respuesta que debe tomarse en cuenta en algunas configuraciones respirométricas (Spanjers y Vanrolleghem, 2016).

Con la respirometría podemos evaluar la actividad biológica del lodo activo en su relación con la biomasa, el nivel de contaminación del agua residual (demanda bioquímica de oxígeno), la toxicidad relativa de un medio específico, principalmente. El consumo de oxígeno se mide principalmente bajo dos variantes:

- a) La velocidad de consumo de oxígeno ( $r_{O_2}$ ) es igual a la tasa de respiración o captura de oxígeno (OUR, por sus siglas en inglés)

*Ecuación 4*

$$r_{O_2} = \text{OUR}$$

- b) La cantidad total de oxígeno consumido para degradar una muestra durante un determinado período es igual a la Demanda Bioquímica de Oxígeno de período corto (DBO<sub>st</sub>).

## Procedimiento

Se siguió el método descrito por Hasson (2001). Para ello, se usó un medidor de oxígeno disuelto (OD) Hanna® (HI98193) como el que se muestra en la Figura 10; mismo que fue calibrado al aire antes de ser introducido a cualquier medio, siempre a 6-7 mgO<sub>2</sub>/L y 588 mmHg de presión atmosférica.



Figura 10. Medidor de oxígeno disuelto Hanna®

Para la Medición de la Respiración o Tasa de consumo de Oxígeno (OUR, por sus siglas en inglés) era necesario tomar muestras de la biomasa de los procesos, por lo que los experimentos preliminares se realizaron para conocer el momento óptimo de extracción de la biomasa dentro de los ciclos de alimentación para poder tener resultados más confiables. Estos ensayos se hicieron en el biorreactor en su etapa híbrida (SBR-IFAS); dentro de dicho

procedimiento se le separaban los acarreadores con biopelícula, la biomasa suspendida y el agua residual cruda de entrada del proceso, para realizar respirometrías por separado a cada componente; tanto la biomasa suspendida como los acarreadores eran sumergidos en agua de dilución para bacterias, previamente saturada con oxígeno, al momento de realizar la medición. Para la preparación del agua de dilución, se agregó 1mL de tampón fosfato,  $MgSO_4$ ,  $CaCl_2$ , y  $FeCl_3$  por cada litro de agua destilada.

La tasa neta de respiración de la microbiota, fue obtenida sustrayendo el valor de la tasa de respiración del agua residual cruda. Posteriormente, y teniendo conocida la cantidad de biomasa involucrada en cada prueba respirométrica (determinación de sólidos suspendidos volátiles), se procedió a calcular la tasa de consumo global de oxígeno (GOUR, por sus siglas en inglés).

*Ecuación 5*

$$GOUR = Tasa\ neta \times volumen\ del\ biorreactor$$

*Ecuación 6*

$$Tasa\ neta = Tasa\ respirométrica\ original - Tasa\ de\ respiración\ del\ agua\ residual$$

Finalmente, con los datos de biomasa y acarreadores totales en cada biorreactor, se estimó la tasa específica de consumo de oxígeno (SOUR, por sus siglas en inglés) la cual fue siempre obtenida para ambas poblaciones: la biomasa suspendida y la biopelícula en los acarreadores.

*Ecuación 7*

$$SOUR = \frac{GOUR}{Biomasa\ neta}$$

Las pruebas preliminares permitieron afinar la técnica de respirometría, y ya en la etapa de estudio de los dos biorreactores de lodos y biopelícula se realizaron tres corridas por tratamiento: Respirometría al tanque con agua y acarreadores o biomasa suspendida, al agua residual textil cruda y, por último, respirometría endógena a los acarreadores o biomasa suspendida en un medio libre de nutrientes.

### 5.3 DETERMINACIÓN DE BIOMASA

La determinación de biomasa se ha realizado de diversas formas, pero la más aceptada es la determinación de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en una muestra de agua. Para esta técnica, se determinan los sólidos suspendidos totales (SST) cuyos componentes fijos (material mineral) y volátiles (materia orgánica) pueden ser determinados a través de la primera deshidratación de la muestra a 100°C y posteriormente la ignición de la muestra, esto a una temperatura de  $550 \pm 25$  °C. La determinación ofrece una aproximación de la cantidad de materia orgánica presente en la fracción sólida del agua la cual se identifica, en el caso de las muestras de lodo o de biopelícula, con la cantidad de biomasa presente (APHA, AWWA, WEF, 2017).

#### *Procedimiento*

Para conocer la cantidad de biomasa aproximada para las actividades respirométricas específicas; así como la biomasa que se formó en el biorreactor con acarreadores, se realizaron mediciones de sólidos suspendidos volátiles (SSV). En el caso de la biomasa suspendida, se tomaron muestras de 10mL directamente del licor mezclado del biorreactor una vez por semana; para conocer la biomasa presente en la biopelícula de los acarreadores, se tomaron 3 acarreadores de los utilizados en las pruebas, una vez cada quince días; para ser colocados en agua de dilución isotónica para bacterias en donde eran enjuagados del exceso de biomasa que estaba mecánicamente atrapada por los mismos. Posteriormente, fueron sometidos a vórtex por 10 minutos con el fin de desprender la biomasa que estuviera fuertemente adherida al material. Finalmente, tanto la biomasa suspendida del licor mezclado como aquella obtenida de la biopelícula fue filtrada por vacío

en un matraz Kitasato usando un filtro de fibra de vidrio Whatman® 934-AH (previamente enjuagados y llevados a peso contante a fin de descartar su interferencia en la medición de biomasa) por separado y por triplicado. El contenido de los filtros fue secado por una hora en estufa a 100 °C, posteriormente los filtros se pasaron a un desecador con el fin de ser pesados y obtener los sólidos suspendidos totales (SST). Por último, se sometieron a una temperatura de 550 °C durante 15 min en mufla y vueltos a pesar para conocer los sólidos suspendidos fijos (SSF) y por diferencia de pesos con el paso anterior, la cantidad de materia orgánica volatilizada (SSV) la cual fue considerada como el equivalente a la biomasa de las muestras; finalmente esta biomasa fue asociada al volumen original de las muestras o a la cantidad de acarreadores asociados para presentarla como concentración en mgSSV/L o bien en mgSSV/acarreador.

*Ecuación 8*

$$SSV = SST - SSF$$

Donde:

SSV= Sólidos volátiles

SST= Sólidos suspendidos totales

SSF= Sólidos suspendidos fijos

#### 5.4 REMOCIÓN DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), a través del método espectrofotométrico con dicromato de potasio de acuerdo con los métodos estándar (APHA, AWWA, WEF, *op. cit.*), fue la técnica principal utilizada con el fin de conocer los valores de materia orgánica en la entrada y salida del proceso de tratamiento de agua residual textil.

Asimismo, para conocer la eficiencia de remoción dentro de cada ciclo de descontaminación se realizaron cinéticas de degradación de DQO en ambos reactores a ciclos de alimentación de 12 y 24 horas. Ello con el interés de conocer la velocidad de remoción de sustrato y la

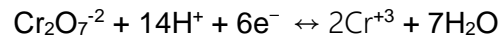
tasa de aumento de biomasa; en ambos casos se tomaron muestras en distintos tiempos y se comparó la eficiencia de los reactores.

### *Fundamento*

El fundamento teórico de este método consiste en que muchos contaminantes se pueden oxidar rápidamente a alta temperatura con dicromato ( $K^{+2}Cr_2O_7^{-2}$ ) en medio ácido. La DQO se define como la cantidad de oxígeno químicamente equivalente al  $K^{+2}Cr_2O_7^{-2}$  consumido en este proceso (Harris, 2007).

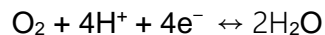
Semirreacción para el dicromato:

*Ecuación 9*



Semirreacción para el oxígeno:

*Ecuación 10*



Cada  $Cr_2O_7^{-2}$  consume 6 electrones al reducirse para formar  $2Cr^{+3}$ , mientras que cada molécula de  $O_2$  consume 4 electrones. Esto establece una equivalencia: 1 mol consumido de  $Cr_2O_7^{-2}$  en la oxidación equivale al consumo de 1.5 moles de  $O_2$  (Harris, *op. cit.*). En este caso, el método 5220 D (APHA, AWWA, & WEF, *op. cit.*) indica que para DQO superiores a 100 mg  $O_2/L$  se determine la cantidad de iones  $Cr^{+3}$ , por lo tanto, se medirá mediante espectrofotometría el incremento de la concentración de los iones  $Cr^{+3}$ . Cuanta más DQO en la muestra más dicromato se oxida, lo cual provoca un incremento de la presencia de iones  $Cr^{+3}$ , que absorben en torno a la región de 600 nm (Echezarreta, 2018).

## Procedimiento

Se tomaron muestras de 2mL cada una, del afluente, otra del efluente y un blanco con agua destilada, las muestras de afluente y efluente fueron recuperadas por triplicado. Posteriormente, las muestras fueron filtradas mediante vacío individualmente a través de un matraz Kitasato con filtros de fibra de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y tamaño de poro 0.45  $\mu\text{m}$ . Las muestras filtradas se pasaron a tubos Hach® y fueron mezcladas con una disolución de digestión compuesta de sulfato de plata (Previamente preparada con 5.5g de  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  por cada Kg de ácido sulfúrico concentrado (APHA, AWWA, & WEF, *op. cit.*) para incrementar la reactividad; y otra de dicromato de potasio adicionada con cloruro mercúrico a fin de evitar la interferencia por cloruros. La disolución se llevó a una temperatura de 150 °C con ayuda de un digestor Hach® durante 2 horas. Finalmente, la muestra digerida fue pasada a un espectrofotómetro UV/Visible Hach®, a una absorbancia de 600 nm.



Figura 11. Espectrofotómetro Hach® UV-Visible DR6000 (Hach, s.f.)



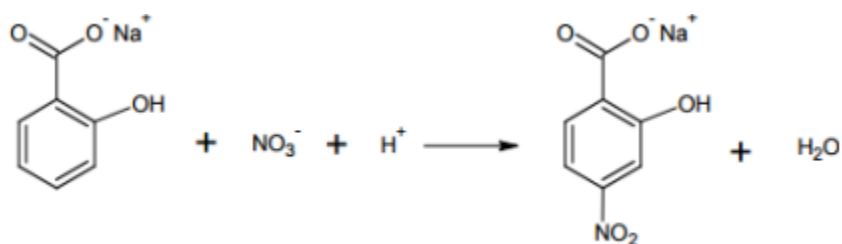


Figura 12. Viales y digester para la reacción de Demanda Química de Oxígeno (Hach, s.f.)

## 5.5 NITRÓGENO AMONICAL

### *Fundamento*

Se utilizó el método del salicilato. Este método está basado en la formación de iones nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) a partir de la nitración del salicilato de sodio en medio ácido y calentamiento. Los iones nitrito sufren reacciones de diazotación con hidróxido de sodio y tartrato de sodio y potasio, formando el p-nitrosalicilato de sodio evidenciado por una coloración amarilla que se mide por espectrofotometría a una longitud de onda de 415 a 420 nm (Almeida, 2016).



Mecanismo de reacción de nitratos empleando el método del salicilato de sodio (Molina, 2010).

#### *Procedimiento*

Se usó el kit Hach® a fin de facilitar el desarrollo de la prueba. Para ello, fue seleccionado el programa 385 N en el espectrofotómetro. Se filtraron 10 mL de muestra a través de un matraz Kitasato con filtros de fibra de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y tamaño de poro 0.45  $\mu\text{m}$ . Para la preparación de la muestra, el contenido fue vaciado en una celda y en otra, se colocaron 10 mL de agua destilada para preparar el blanco. A estas, se añadió el contenido de un sobre del reactivo 1 (Ammonia Salicylate powder) en cada celda, se homogenizó durante 30 segundos y se dejó reposar por 3 minutos. Finalizado el tiempo, se agregó el reactivo 2 (Ammonia Cyanurate powder) a cada celda y se agitó; posteriormente, se dejó reposar durante 15 minutos, como periodo de reacción.



Figura 13. Kit Hach® de pruebas de nitrógeno y amoníaco (Hach, s.f.)

## 5.6 NITRÓGENO TOTAL

### *Fundamento*

Una digestión de persulfato alcalino convierte todas las formas de nitrógeno en nitrato. Se añade metabisulfito de sodio después de la digestión para eliminar las interferencias de óxido halógeno. En condiciones muy ácidas, el nitrato reacciona con el ácido cromotrópico para convertir en nitrato los anillos de bifenilo de varias ubicaciones y formar varios productos nitrados (Sánchez, 2020).

### *Procedimiento*

Se filtró la muestra a través de un matraz Kitasato con filtros de fibra de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro a fin de obtener al menos 2mL. Al mismo tiempo, se añadió el sobre de

*Nitrogen Persulfate Reagent* en un tubo Hach® y posteriormente, se añadieron los 2mL de muestra; tras agitar vigorosamente, se dejaron en el digestor por 30 minutos a 105°C. Pasado el tiempo y una vez que los tubos estén fríos, se añadió el contenido del sobre de *Reactivo A* (Reagent A Powder Pillow), se agitó por 15 segundos y se dejó reposar por 3 minutos. Seguidamente se agrega el sobre de *Reactivo B* (TN Reagent B), se agitó y se dejó reposar por 2 minutos. Por último, se agregaron 2mL del *Reactivo C* (TN Reagent C) y tras mezclar cuidadosamente, se dejó reposar por 5 minutos. Para finalizar, las muestras se midieron en espectrofotómetro, con el programa 350N, Total LR TNT.

## 5.7 MICROSCOPIA

### *Fundamento*

El microscopio óptico, combina dos sistemas de lentes (el lente ocular y los objetivos) que le permiten aumentar la imagen de un objeto. El lente más cercano a la muestra, el objetivo, posee una distancia focal muy corta, por lo cual la luz lo atraviesa y la imagen formada se invierte en cada ocular; la imagen de cada ocular finalmente se integra en el cerebro convirtiéndose en una imagen bidimensional (Epelbaum, 2010). Otra característica del microscopio es su poder de resolución, cuanto mayor sea el poder de resolución de un equipo, mayor será la definición de la muestra. Esta resolución depende de la longitud de onda que se utiliza y la apertura numérica (Montalvo, 2010). El sistema de iluminación cumple un papel importante, la luz se debe enfocar sobre la muestra y para ello se utiliza otro sistema de lentes llamado condensador, el cual focaliza la luz, y con ayuda del diafragma que posee controla el diámetro de luz que será dirigido hacia la muestra (Gómez, 2018).

### *Procedimiento*

Se tomaron 20 µL de licor, directamente de los reactores y fueron colocados en un cubreobjetos para ser visualizados a 40X en un microscopio óptico. El conteo de organismos se realizó por triplicado una vez por semana, durante el período experimental. Una vez que se obtuvieron los datos, se promedió el resultado de las repeticiones y fue

multiplicado por la capacidad del reactor en cuestión, 3 L para el SB-MBBR y 2 L para el SB-CAS. Por último, los datos fueron convertidos a logaritmo natural para facilitar su manejo.

## 5.8 PRUEBA DE TOXICIDAD

### *Fundamento*

*Daphnia* es un género del grupo de los cladóceros con relevancia en el tema del tratamiento de aguas residuales pues han sido utilizados como indicadores biológicos en pruebas de toxicidad de las aguas residuales y aguas tratadas. Esto es debido, principalmente a su amplia distribución geográfica, la facilidad de cultivo en el laboratorio, la reproducción partenogenética (lo que asegura la uniformidad de respuesta), y el corto ciclo de vida con la producción de un alto número de crías (Díaz-Báez & Pica-Granados, 2004).

Existe una extensa información sobre las técnicas de cultivo, los requisitos de temperatura, luz y nutrientes, así como su respuesta a muchos compuestos tóxicos. Específicamente, los ensayos de toxicidad con *Daphnia pulex* (figura 14), lo que permite determinar la letalidad potencial de sustancias puras, aguas residuales domésticas e industriales, lixiviados, aguas superficiales o subterráneas, agua potable, entre otros.



Figura 14. Vista general de *Daphnia pulex* (Abrica-González *et al.*, 2020)

### *Procedimiento*

Primeramente, se preparó el medio EPA, siguiendo el método descrito en la norma mexicana NMX-AA-087-SCFI-2010, con las soluciones stock descritas a continuación:

- Disolución de cloruro de calcio dihidratado ( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ). Se disolvieron 11.76 gr del reactivo en agua destilada y se aforó a 1 L.
- Disolución de sulfato de magnesio pentahidratado ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ). Se disolvieron 4.93 gr del reactivo en agua destilada y se aforó a 1 L.
- Disolución de bicarbonato de sodio ( $\text{NaHCO}_3$ ). Se disolvieron 2.59 gr del reactivo en agua destilada y se aforó a 1 L.
- Disolución de cloruro de potasio (KCl). Se disolvieron 0.23 gr del reactivo en agua destilada y se aforó a 1 L.

Por cada litro de medio preparado, se requirieron 25 mL de cada solución stock y se aforó a 1 L con agua destilada. A fin de conocer la calidad del efluente y la dosis letal media, se usaron 10 juveniles de *D. pulex* repartidas en 7 tratamientos con 150 mL de medio EPA por triplicado: Agua residual textil de entrada al proceso en 100, 50, 25 y 10 por ciento, diluyendo para los casos necesarios en medio EPA. Dos tratamientos más fueron con el efluente del SB-MBBR; sin embargo, en un caso se le adicionó un coagulante de policloruro de aluminio ( $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{(3n-m)}$ ) como removedor de color. Por último, como control negativo, se tuvo un medio con 150 mL de medio EPA.

## VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 6. 1 Experimentación Preliminar

Se realizaron pruebas para determinar en qué punto del ciclo de alimentación era más confiable la medición respirométrica antes del experimento de biomasa separadas, por lo que estos ensayos, se realizaron en el reactor híbrido en operación con biomasa suspendida y acarreadores previamente colonizados (SBR-IFAS). En esta etapa previa, los acarreadores, con cantidades de biopelícula mucho menores en biomasa que los lodos suspendidos, tuvieron aproximadamente el 39% de la actividad respirométrica global del biorreactor. Los resultados obtenidos, se detallan a continuación:

#### *Desempeño de acarreadores y biomasa*

Se obtuvieron las tasas respirométricas del biorreactor y se compararon los promedios, así como el desempeño por separado de biomasa y acarreadores (Tabla 9), esto con el fin de conocer la efectividad de estos últimos en la descontaminación del agua residual textil. De este modo, se observó que el biorreactor durante las semanas de estudio presentó una eficiencia de descontaminación promedio de  $43.23\% \pm 13.98$ ; del cual, el 15.97% vino de los acarreadores; lo que corresponde a una degradación promedio neta de DQO de 38.91 mg O<sub>2</sub>/L por cada ciclo de tratamiento. Destaca el hecho de que la biopelícula posee 1.48% de la materia orgánica total del biorreactor.



Tabla 9. Desempeño por separado de acarreadores y biomasa

Actividad Respirométrica		
	Biomasa suspendida	Biomasa en Acarreadores
Promedio de Tasa Respirométrica Global (GOUR) (mgO <sub>2</sub> /min)	0.49 ± 0.07	0.31 ± 0.04
Promedio de Tasa Respirométrica Específica (SOUR) (mgO <sub>2</sub> /g SSV min)	0.23 ± 0.06	1.89 ± 0.35
Porcentaje de materia orgánica en el reactor	98.52%	1.48%
Porcentaje de actividad	60.68%	39.31%

*Sólidos suspendidos volátiles en acarreadores y biomasa*

Con los datos de sólidos suspendidos volátiles, se calculó el promedio para biomasa y acarreadores, los resultados se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 10. Sólidos suspendidos volátiles en acarreadores y biomasa

Promedio de Sólidos Suspendidos Volátiles	
Biomasa Suspendida(g/L)	Por Acarreador (mg)
1.42 ± 1.26	4.28 ± 1.13

Dentro de nuestros mismos resultados, se llevaron a cabo estimaciones de la DBO a través de las tasas respirométricas, así como un análisis de influencia del ayuno sobre la microbiota. En el caso de la DBO se obtuvo un promedio de 67.56 ± 27.05 mg O<sub>2</sub>/L para el agua no tratada; con el promedio de demanda química de oxígeno (DQO) se calculó la

relación de biodegradabilidad  $DBO_5/DQO$ ; la cual tuvo un valor promedio de 0.29. Ello indicaría que el agua residual textil se encuentra en el rango de baja biodegradabilidad (Ardila, 2012). En el caso de la actividad respirométrica bajo condiciones de ayuno (al final del ciclo de alimentación), se manifiesta una reactivación más lenta en acarreadores comparado con la biomasa suspendida tras un período de ayuno. Sin embargo, una vez iniciada su actividad, presentan una menor variación con respecto a los lodos suspendidos, resultando en valores más constantes a lo largo de las semanas estudiadas, lo que habla por un lado de menor susceptibilidad de la biopelícula a posibles cambios a lo largo del periodo estudiado, pero también de un estado de equilibrio de la biopelícula con su entorno lo que se puede traducir en que posiblemente bajo la presencia de la biomasa suspendida, la biopelícula en los acarreadores ha alcanzado un estado estacionario y por tanto, bajo condiciones similares, no presentará ya cambios significativos en cuanto a su eficiencia.

Por último, el conteo de organismos dio como resultado una mayor presencia de ciliados, flagelados y rotíferos en esta fase preliminar (Figura 15). Sin embargo, en los últimos conteos se encontró un aumento en la población de nematodos y una disminución en el número de ciliados y flagelados, lo cual nos indica un envejecimiento del lodo. Esto ocurrió las últimas semanas del biorreactor SBR-IFAS lo cual concuerda con la  $DBO$  y  $DQO$  obtenidas, que fueron de 43.88 mg  $O_2/L$  y 267.66 mg  $O_2/L$ ; dando una relación de biodegradabilidad de 0.16, significando que, en este período, la biodegradabilidad del agua fue demasiado baja (Ardila, 2012), contribuyendo a la proliferación de microbiota nociva para el lodo, a pesar de la estabilidad mostrada por la biopelícula.

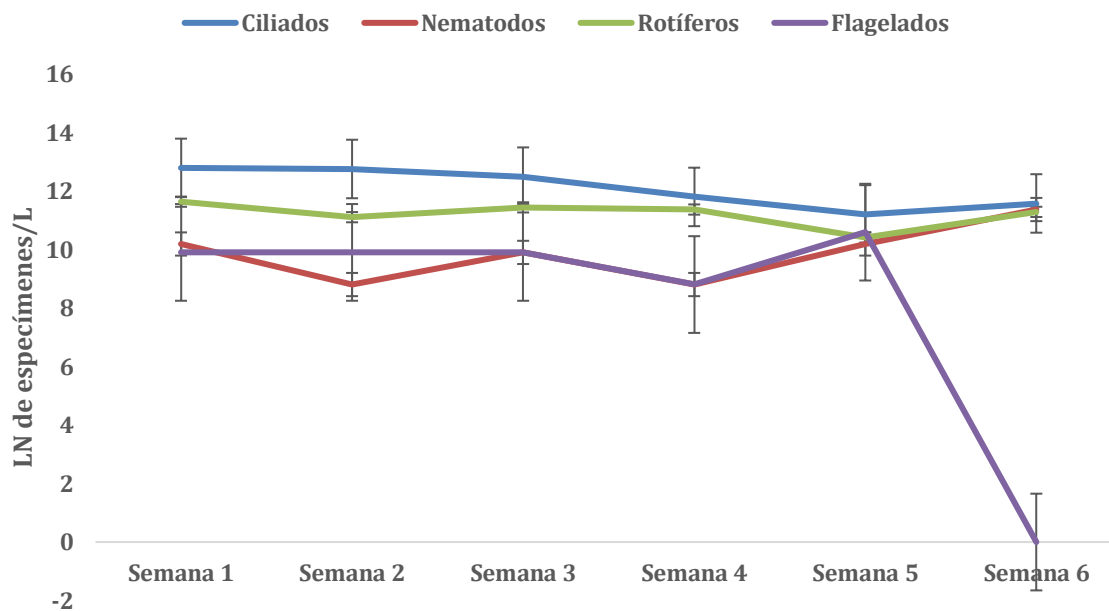


Figura 15. Microorganismos en el biorreactor integrado de biomasa suspendida y acarreadores (SBR- IFAS). Los datos fueron transformados a logaritmo natural con el fin de facilitar su manejo.

## 6.2 Comparación del Desempeño del SB-MBBR y el SBR-CAS

En esta sección se presentan los resultados relativos al desempeño de los dos procesos separados, el proceso MBBR en lote basado en acarreadores de biopelícula y el proceso de lodos activados convencional. Para ambos procesos se presentan los resultados por cada análisis realizado para dos ritmos diferentes de alimentación, para los primeros 40 días del experimento el ciclo de alimentación fue de 24 horas con un recambio del 50% del volumen de trabajo para ambos procesos, mientras que posterior a los 40 días el ciclo de alimentación fue de 12 horas. Así se presenta una comparación no sólo la efectividad de los dos biorreactores, sino también de los ciclos de alimentación.

## 6.1 SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

La producción de sólidos suspendidos volátiles (SSV) fue monitoreada en distintos tiempos; semanalmente para el SBR-CAS y los sólidos formados en el SB-MBBR, mientras que la biomasa acumulada en los acarreadores se midió cada 15 días (Figura 16). Durante el ciclo de 24 horas, el SBR-CAS presentó un pico en la producción de sólidos el día 13, siendo de  $2.13 \pm 0.88\text{g/L}$ ; por otro lado, el SB-MBBR presentó mayor producción el día 27 de operación, con  $0.14 \pm 0.05\text{ g/acarreador}$  teniendo en promedio  $0.0081 \pm 0.0063\text{ g}$  por cada acarreador. Para el caso de la biomasa suspendida formada en el SB-MBBR, el valor más alto se registró también el día 13, con  $0.7 \pm 0.06\text{ g/L}$ . Sin embargo, para el día 27, la biomasa formada y del SBR-CAS presentaron un marcado descenso como consecuencia de un alargamiento de ciclo de alimentación (72 horas), llegando a  $0.04 \pm 0.03$  y  $1 \pm 0.28\text{ g/L}$ , respectivamente. Esto contrasta con la biomasa en acarreadores, pues en lugar de verse reducida, incrementa; lo que nos sugiere una mayor resistencia al envejecimiento y la formación de bacterias filamentosas (*bulking*) y, por último, a períodos prolongados de estrés por falta de alimentación.

Una vez que el ciclo de alimentación fue cambiado a 12 horas, se obtuvo un descenso en la producción de biomasa al final del experimento, tanto en el proceso de acarreadores como en el SBR-CAS; con valores que fueron de  $0.23 \pm 0.03\text{g/L}$  a  $0.138 \pm 0.06\text{g/L}$  y de  $1.04 \pm 0.23$  a  $0.18 \pm 0.01$ , respectivamente; con un promedio de  $0.005 \pm 0.004\text{g}$  por cada acarreador de nanofibra. La producción de biomasa en el SB-MBBR, inició con  $0.16 \pm 0.2\text{g/L}$  al día 41 y teniendo su mayor aumento el día 48, con  $0.76 \pm 0.03\text{g/L}$ , siendo el valor máximo registrado en ambos tiempos de ciclo con una tasa máxima de producción de lodos de  $0.224\text{g/L/día}$ ; por último, registró una reducción en la producción hacia la medición final de los ciclos de 12 horas, con  $0.2 \pm 0.06\text{g/L}$ . Estos resultados nos sugieren que los lodos, por sí solos, son altamente sensibles a los efectos del bulking y el envejecimiento sin importar el ciclo de alimentación, fenómenos que no tienen repercusión en los acarreadores.

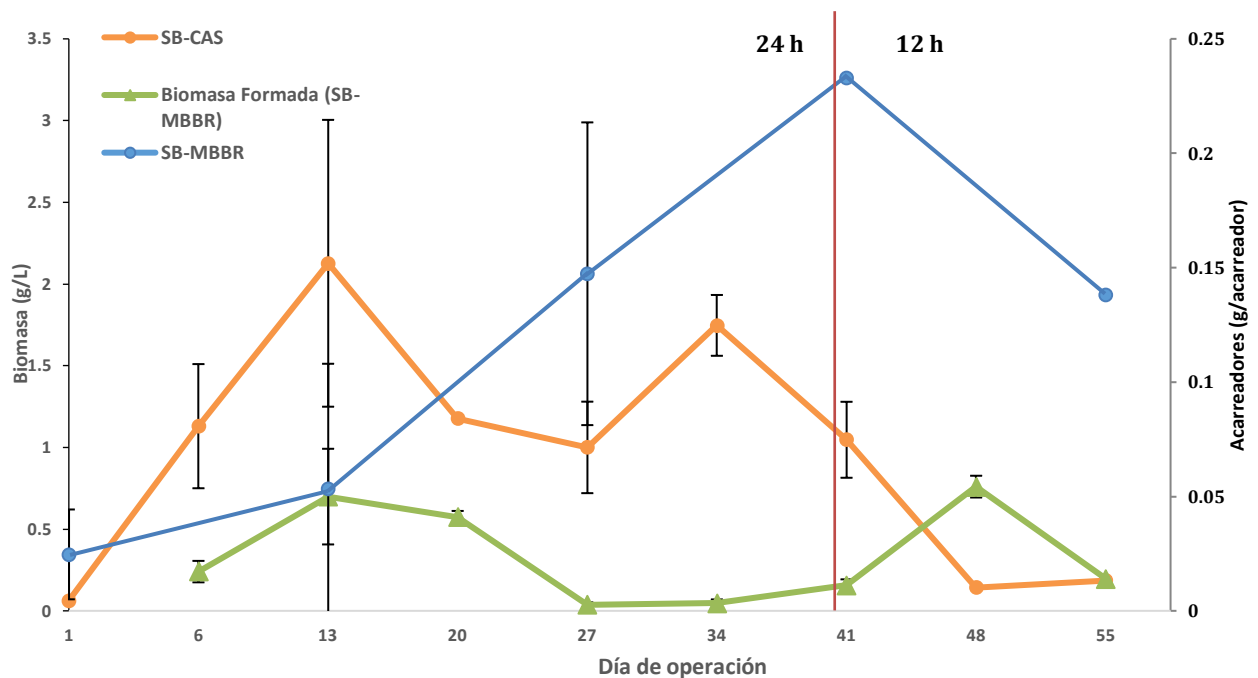


Figura 16. Sólidos suspendidos volátiles (SSV) según el proceso: acarreadores de biomasa (SB-MBBR) y lodos activados (SBR-CAS) por día de operación con ciclos de alimentación de 24 y 12 horas. También se reporta la biomasa formada en el proceso con acarreadores

## 6.2 CINÉTICAS DE REMOCIÓN DE DQO

Para evaluar la eficiencia de descontaminación en los distintos ciclos, se realizaron mediciones continuas de demanda química de oxígeno (DQO) de ambos biorreactores; en los primeros días del ciclo de alimentación de 24 horas. La mayor parte de la degradación ocurre dentro de las primeras 6 horas del ciclo, pues se obtenía una DQO de  $110.5 \pm 2.12$  mg/L para el SB-MBBR y  $174 \pm 4.24$  mg/L para el SBR-CAS (Figura 17). Sin embargo, la DQO vuelve a aumentar a las 8 horas para el caso de ambos biorreactores:  $153.33 \pm 12.9$  mg/L en SB-MBBR y  $180.17 \pm 16.73$  mg/L en SBR-CAS posiblemente como consecuencia de desorción de materia orgánica que no pudo ser metabolizada por los microorganismos de los biorreactores (procesos de adaptación a los compuestos menos biodegradables que quedan); terminado el ciclo, la descontaminación vuelve a un punto cercano a las 6 horas tanto en el SB-MBBR como en el CAS, obteniendo una DQO de  $146 \pm 12.5$  mg/L y  $132.08 \pm 9.31$  mg/L respectivamente. De modo que al final de cada cinética, se obtuvo un porcentaje de descontaminación de 38.6% para el SB-MBBR y 46.6% para el SBR-CAS.

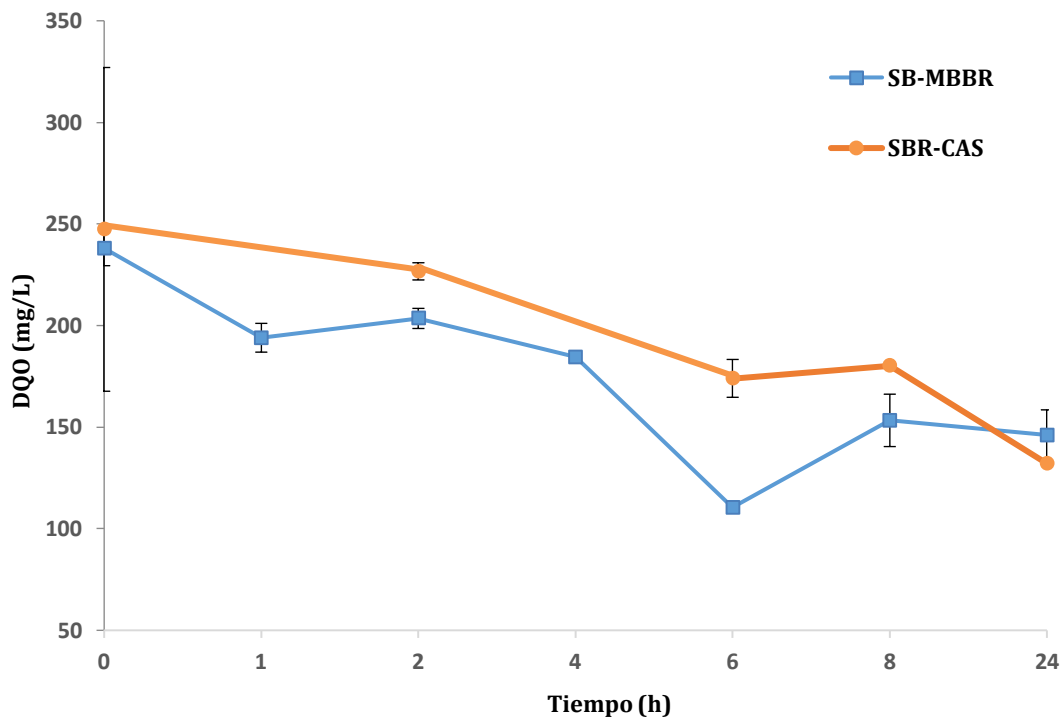


Figura 17. Cinética de ciclo de alimentación de 24 horas de demanda química de oxígeno (DQO) en mg/L para el proceso de lodos activados (SBR-CAS) y para el proceso de lecho móvil (SB-MBBR)

Cuando el ciclo de alimentación fue ajustado a 12 horas, se halló un patrón similar al que se presentó con los ciclos de 24 horas, con algunas variaciones, como el aumento en la DQO a las 6 horas de iniciado el tratamiento y no 8 como en el tratamiento anterior; además, dicho aumento sólo ocurrió en el SB-MBBR. También, se pudo observar que el SB-MBBR tiene dos períodos donde la actividad degradadora es mayor, esto es apreciable al principio y final de ciclo donde el agua de entrada posee una DQO de  $201.167 \pm 36.06$  mg/L y al cabo de una hora esta se reduce a  $153.167 \pm 11.54$  mg/L; tras un período de latencia y el posterior aumento en la DQO ( $166.33 \pm 11.78$  mg/L), ocurre una nueva degradación de nutrientes, pues al final del ciclo se obtiene una DQO de  $97.5 \pm 24.74$  mg/L, lo que podría representar a una fracción de la DQO más difícil de remover. Para el caso del SBR-CAS, se tiene una degradación más lenta y menos efectiva que en el SB-MBBR, pero a cambio, esta resulta más constante, ya que no se encontraron fluctuaciones en la DQO a mitad de

ciclo, pero con una reducción menor de la DQO por parte del SBR-CAS, la cual pasó de  $204.5 \pm 22.4$  mg/L para el agua de entrada y a  $121.5 \pm 20.51$  mg/L para el efluente. Este comportamiento visto de manera general puede estar relacionado a una más lenta tasa de difusión de los nutrientes en la biopelícula respecto de los flocúlos de la biomasa suspendida, pero en el caso del CAS su menor capacidad de adaptarse al cambio de tiempos de ciclo, por lo que le tomaría probablemente más tiempo aclimatarse al ciclo de 12 horas para una mayor reducción de la DQO de salida. Por último, el porcentaje de descontaminación cambió en ambos casos, teniendo un 51.53% para el SB-MBBR y 40.58% en el caso del SBR-CAS (Figura 18); esta diferencia sugiere que los acarreadores son capaces de consumir a una mayor velocidad la DQO fácilmente biodegradable en un lapso más corto.

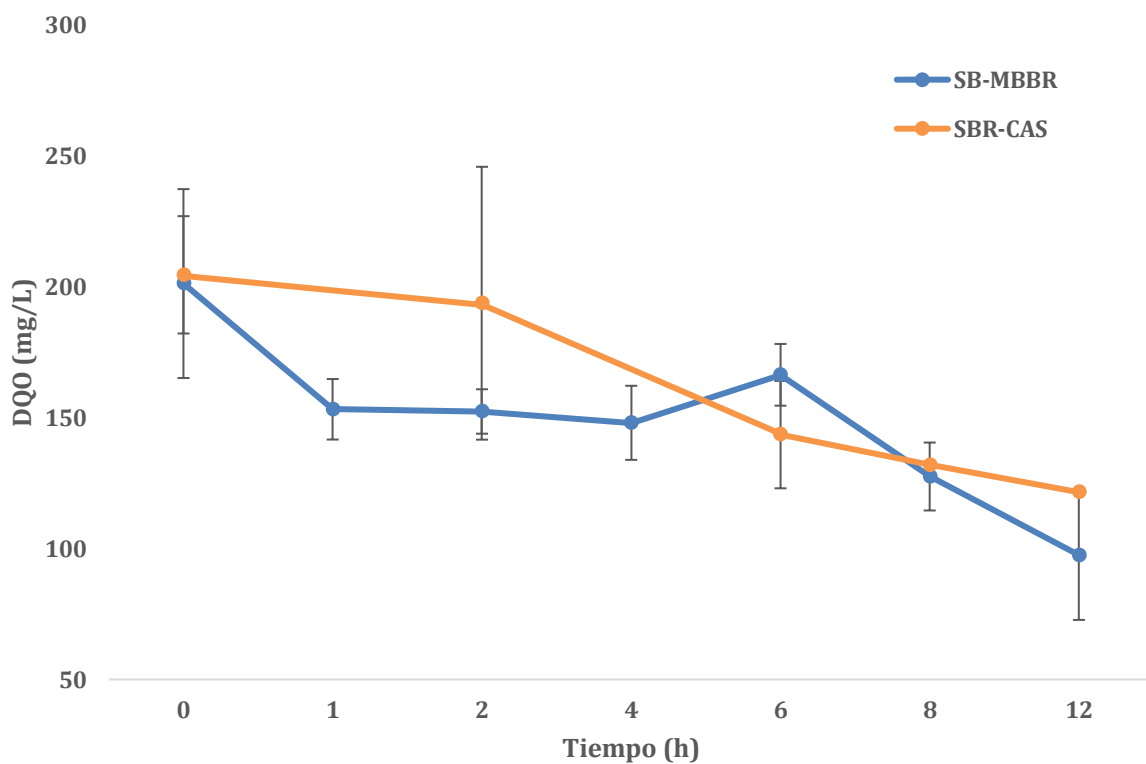


Figura 18. Cinética de DQO (mg/L) para el ciclo de alimentación de 12 horas. Comparación del proceso en el reactor lecho móvil (SB-MBBR) respecto del de lodos activados (SBR-CAS)

### 6.3 ACTIVIDAD RESPIROMÉTRICA DE LOS BIORREACTORES

Una vez que la actividad respirométrica total fue registrada, y de la cual se obtuvo la tasa de respiración global (GOUR, por sus siglas en inglés) restándole a la actividad total la actividad específica del agua de prueba y la respiración endógena de la biomasa, considerando el volumen total de cada biorreactor y comparando los distintos ciclos de alimentación de 24 horas los primeros 40 días y de 12 horas en los ciclos finales.

Durante el ciclo de 24 horas (Figura 19), la tasa global (GOUR) del SBR-CAS se incrementó en los primeros días de operación y para el día 6, se obtuvo 0.41 mg O<sub>2</sub>/min de tasa de consumo, lo que representó su valor máximo; mientras que su valor mínimo fue de 0.08 mg O<sub>2</sub>/min en el día 34 de operación; el promedio de la GOUR fue de 0.2 ± 0.14 mg O<sub>2</sub>/min. El SB-MBBR tuvo un comportamiento más estable hasta el día 34, pues la siguiente semana se registró un descenso en su consumo de oxígeno, siendo de 0.046 mg O<sub>2</sub>/min su valor mínimo. El promedio de la GOUR para este caso fue de 0.16 ± 0.06 mg O<sub>2</sub>/min.

Por otro lado, el ciclo de alimentación de 12 h, los resultados fueron similares, con un SB-MBBR más estable, con un consumo promedio de 0.16 ± 0.02 mg O<sub>2</sub>/min; por su parte, el SB-CAS registró un descenso el día 48, con un consumo de 0.13 mg O<sub>2</sub>/min y para el día 55 de operación un aumento, con 0.34 mg O<sub>2</sub>/min. El promedio de la GOUR para dicho tratamiento, fue de 0.24 ± 0.11 mg O<sub>2</sub>/min. En términos generales, se aprecia que la demanda de oxígeno disuelto es mayor para el caso del SBR-CAS debido a que la biomasa en lodos es mayor que en acarreadores; sin embargo, como se muestra en la figura 13 de sólidos suspendidos, estos se redujeron en el día 27 de operación, lo que sugiere que las fluctuaciones de la GOUR están directamente ligadas a las fluctuaciones de la biomasa en el caso del esquema de lodos activados. Por su parte, tal como se demostró con la biomasa de los acarreadores, la tasa global del SB-MBBR resulta más estable a lo largo de los ciclos de alimentación. Por otro lado, en este punto de reducción de actividad se tiene el momento de cambio de lote de agua, lo que implicó el punto de menor biodegradabilidad del periodo experimental, lo cual se confirma por el incremento de nemátodos (ver sección 6.7 de Protozoa y Metazoa) que a su vez nos sugiere que durante estos días se pudo dar la



proliferación de bacterias filamentosas reduciéndose la capacidad de oxidar parte de la materia orgánica remanente.

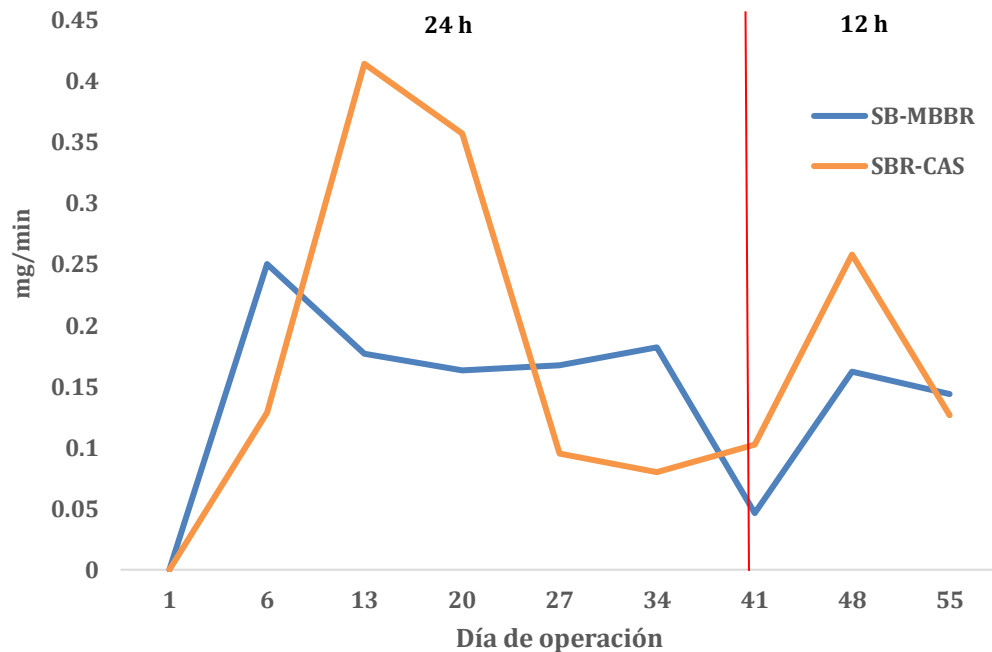


Figura 19. Tasa global del consumo de oxígeno disuelto total en biorreactores (GOUR) en mg  $O_2$ /min, durante los dos distintos ciclos de alimentación: 24 y 12 horas para los tratamientos con lodos activados (SBR-CAS) y de biopelícula de lecho móvil (SB-MBBR) a lo largo de los 55 días de operación.

Con los datos obtenidos en las pruebas de sólidos volátiles y la tasa global GOUR, se obtuvo también la tasa de consumo de oxígeno específica (SOUR, por sus siglas en inglés); sobre la cual se pudo observar una disminución conforme los días de operación avanzaron en ambos reactores (Figura 20), pasando de valores iniciales altos por la baja cantidad de biomasa en los primeros ciclos:  $3.38 \text{ mg } O_2/\text{g SSV}/\text{min}$  en el día 1 y de  $2.38 \text{ mg } O_2/\text{g SSV}/\text{min}$  para el día 6 en el SB-MBBR y  $1.07 \text{ mg } O_2/\text{g SSV}/\text{min}$  en el SBR-CAS a un periodo de estabilización con valores promedio de  $0.24 \pm 0.12 \text{ mg } O_2/\text{g SSV}/\text{min}$  y  $0.24 \pm 0.41 \text{ mg } O_2/\text{g SSV}/\text{min}$  respectivamente, y cuyo valor se ve poco afectado sobre todo para el SB-MBBR dada la estabilidad en la biomasa de los acarreadores. El fenómeno de estabilización de la

SOUR muestra cómo la biomasa de acarreadores se adaptó a su periodo de tratamiento después de haber sido separada de la biomasa suspendida cuando se operaba el proceso como SBR-IFAS.

Con el cambio de ciclo, el consumo de oxígeno aumentó en el SB-MBBR, teniendo un consumo inicial de  $0.23 \text{ O}_2/\text{g SSV}/\text{min}$  y para el final del experimento, el consumo fue de  $0.46 \text{ O}_2/\text{g SSV}/\text{min}$ . En el SBR-CAS, el consumo tuvo mayor variación, comenzando con  $0.11$ , llegando a un pico de  $0.49$  y terminando con una disminución al final, con  $0.19 \text{ O}_2/\text{g SSV}/\text{min}$ . Durante este período, el consumo de oxígeno fue más estable, teniendo un promedio de consumo de  $0.35 \pm 0.11 \text{ O}_2/\text{g SSV}/\text{min}$  en el SB-MBBR y de  $0.26 \pm 0.2 \text{ O}_2/\text{g SSV}/\text{min}$  en el SBR-CAS.

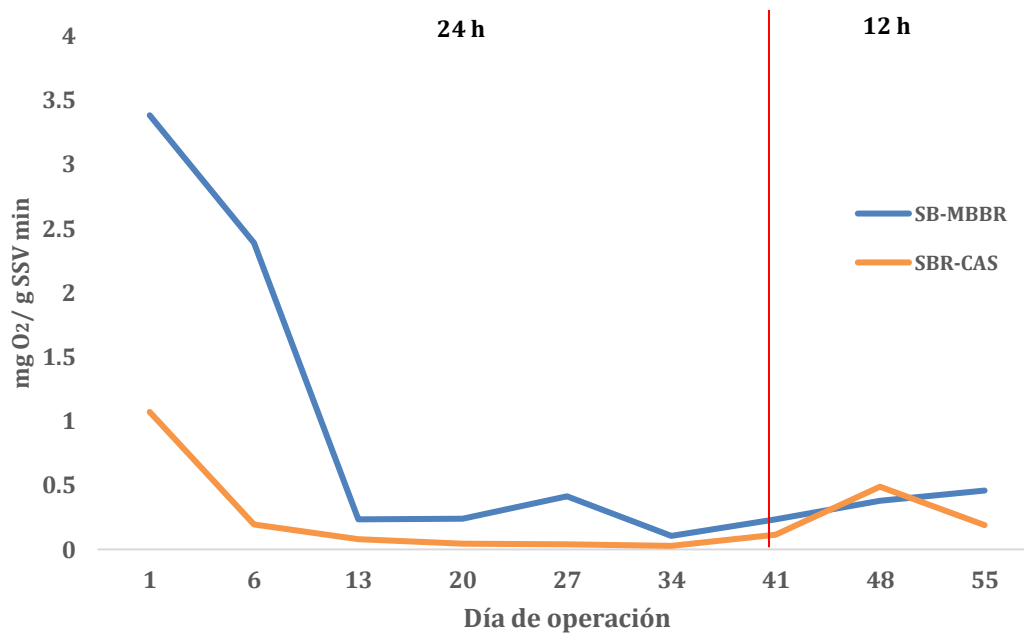


Figura 20. Tasa específica de consumo de oxígeno disuelto (SOUR) en  $\text{mg O}_2/\text{gSSV min}$ , durante los ciclos de alimentación de: 24 y 12 horas para los tratamientos con lodos activados (SBR-CAS) y biopelícula de lecho móvil (SB-MBBR) a lo largo de 55 días de operación.

#### 6.4 REMOCIÓN DE DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

Para monitorear la efectividad de descontaminación de los biorreactores, se realizaron semanalmente determinaciones de DQO al agua de entrada y al efluente. A su vez, se compararon los dos periodos con distinta duración de ciclo de alimentación y los dos diferentes tratamientos. El valor de entrada promedio para el ciclo de 24 horas fue de  $339.6 \pm 91.7$  mg/L, teniendo sus dos puntos más bajos en el día 1 y 29 del experimento, presentando valores de  $252 \pm 16.5$  y  $253 \pm 23.06$  mg/L, respectivamente (Figura 21). Por otro lado, el agua de salida durante el mismo ciclo de alimentación tuvo un valor promedio de  $174.25 \pm 27.76$  mg/L para los acarreadores y  $216.33 \pm 68.22$  mg/L para el SBR-CAS. Los valores de mayor descontaminación se dieron en la primera semana, pues al día 6 se obtuvo una salida de  $135.66 \pm 8.08$  mg/L en acarreadores y  $145 \pm 9$  mg/L con el tratamiento de lodos activados; es importante recalcar que en ninguno de los dos tratamientos con 24 horas de ciclo se cumple con el límite máximo permitido en la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021 para descarga en embalses o para riesgo agrícola, si bien sí la cumple para descarga en drenes y canales, por lo que se requeriría de un proceso complementario para lograr cumplir con los estándares de calidad que exige la norma, o bien una mejora en la dinámica del proceso biológico.

Por su parte en la etapa con el ciclo de alimentación de 12 horas, el agua residual textil tuvo una DQO de entrada con promedio de  $325.44 \pm 41.45$  mg/L, presentando su punto más alto en el día 42, coincidiendo con el cambio de ciclo (de 24 a 12 horas), en ese momento, la DQO tuvo un valor de  $377.33 \pm 22$  mg/L en la entrada de los procesos; la degradación promedio de DQO para el SB-MBBR y el SBR-CAS fue de  $135.44 \pm 41.9$  mg/L y  $178.66 \pm 9.59$  mg/L, respectivamente; teniendo su mayor eficiencia en el día 42 para el SB-MBBR, con una DQO de  $87 \pm 21.21$  mg/L, representando una descontaminación del 76.94%; mientras que, para el SBR-CAS se presentó el día 52, con un valor de  $172 \pm 9$  mg/L. Es destacable que, en el ciclo de 12 horas, el SB-MBBR logra cumplir mejor con algunos apartados de la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021 (Tabla 5, página 31), pues presenta resultados por debajo de los límites máximos permitidos, como el uso en riego agrícola.

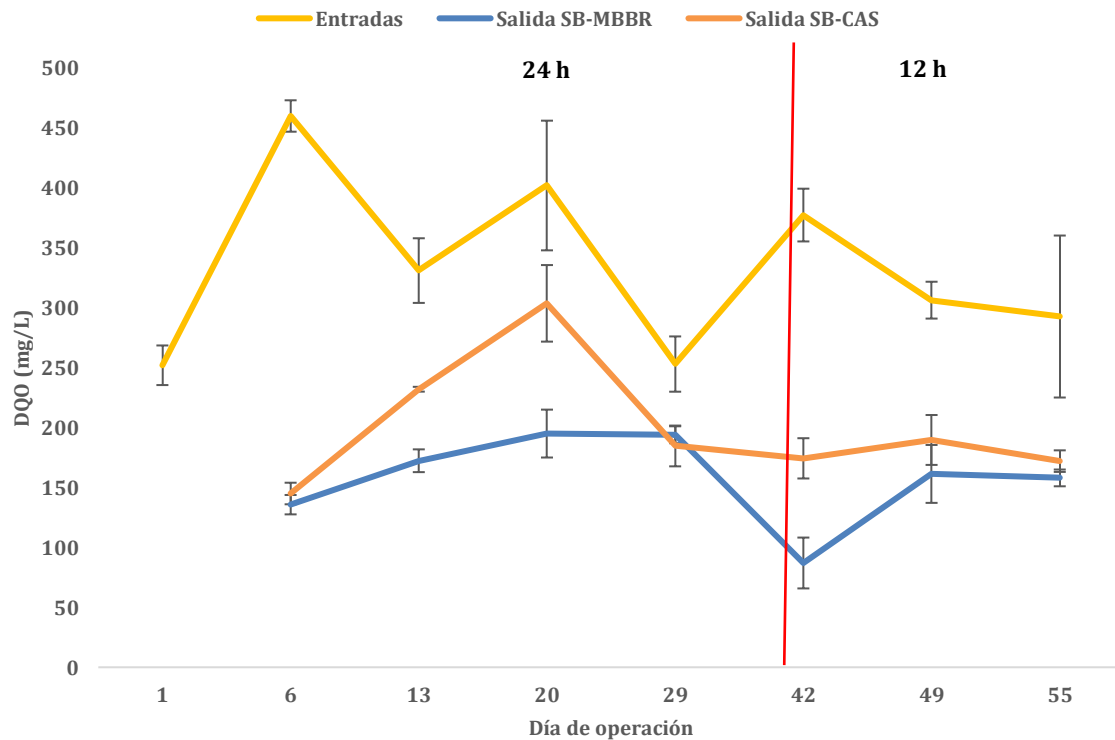


Figura 21. Valor promedio de DQO en mg/L obtenida en el agua de entrada y efluente según los tratamientos: biorreactor de lodos activados (SBR-CAS) y biopelícula de lecho móvil (SB-MBBR). Durante los 55 días de operación del experimento con dos distintos ciclos de alimentación: 12 y 24 horas

Con los valores de descontaminación de ambos biorreactores, se obtuvo el porcentaje de descontaminación durante el experimento (Figura 22). El ciclo de 24 horas, comenzó con un 70.5% para el SB-MBBR y tuvo su punto más bajo el día 13 con 47.93% pero se recuperó en la siguiente medición, llegando a 51.5% el día 20; por otro lado, el SBR-CAS pasó de 68.47% a 24.46% de descontaminación el día 20; es decir, que este no se recuperó como ocurrió con el SB-MBBR, situación atribuible al *bulking* y al envejecimiento del lodo debido a la disminución en la biodegradabilidad del lote de agua, lo que muestra que el proceso SB-MBBR fue un proceso mucho más resiliente que el SBR-CAS.

El porcentaje de descontaminación con un ciclo de alimentación de 12 horas tuvo un repunte en ambos reactores, durante la primera semana, arrancando con 72.83% en el SB-

MBBR y 53.8% en el SBR-CAS; posteriormente, pese a tener un ligero descenso, los porcentajes se mantuvieron estables;

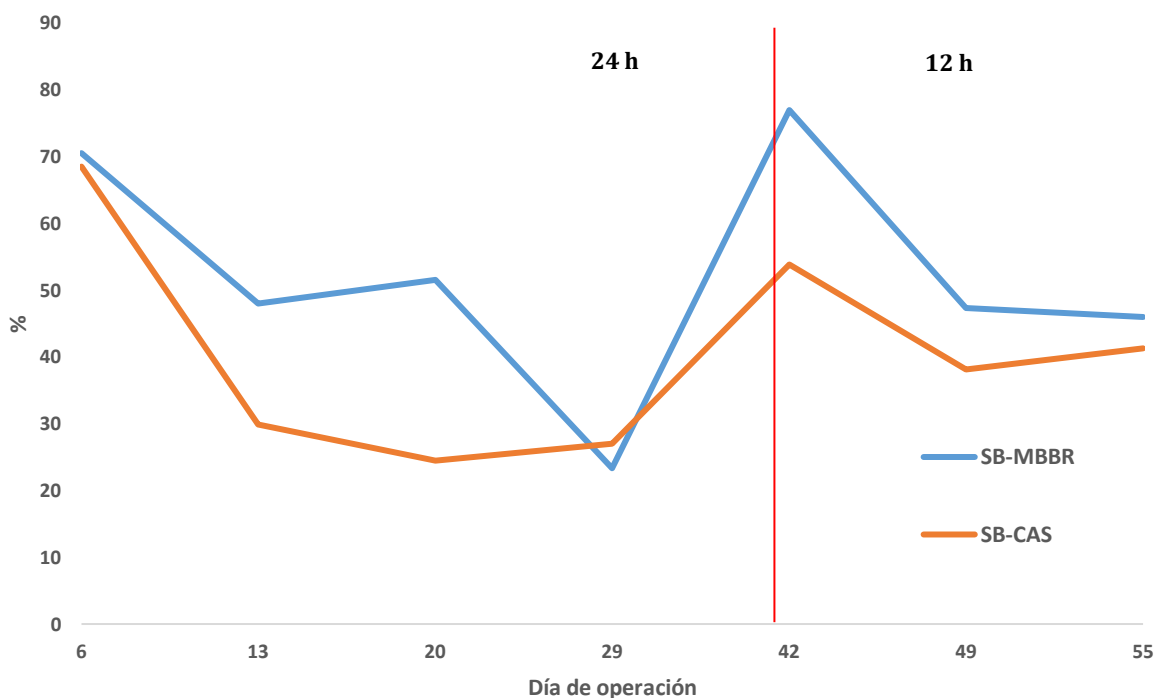


Figura 22. Porcentaje de remoción de DQO del agua residual textil obtenido según el tratamiento realizado: lodos activados (SBR-CAS) y biopelícula de lecho móvil (SB-MBBR) a lo largo de los 55 días de operación del experimento con ciclos de alimentación de 12 y 24 horas.

Por último, se obtuvo el promedio del porcentaje de descontaminación para los tratamientos de 24 horas; siendo de  $56.64 \pm 12.13\%$  para el SB-MBBR y de  $40.94 \pm 24\%$  en el SBR-CAS. Durante el ciclo de 12 horas, el porcentaje de descontaminación tuvo un comportamiento muy similar, pues el SB-MBBR tuvo un porcentaje de  $55.4 \pm 15.11$  y de  $44.37 \pm 8.31$  para el SBR-CAS (Figura 23). Estos porcentajes no son muy distintos entre ciclos, sin embargo, hay una diferencia marcada entre el SB-MBBR y el SBR-CAS; por otro lado, el hecho de que el porcentaje no haya variado mucho entre los ciclos de alimentación hace que el ciclo de 12 horas sea la mejor opción si se desea tratar la mayor cantidad de agua en el menor tiempo posible sin descuidar la descontaminación. Estos resultados son

atractivos teniendo en cuenta el poco tiempo de tratamiento y que el agua no recibe ningún auxiliar en su descontaminación, casos como el de Liu y colaboradores en el 2020, o Gong en el 2016 con 14 y 12 horas de ciclo de alimentación, respectivamente; obtuvieron el  $53.6 \pm 1.7\%$  y  $62.1\%$  de descontaminación, contando con elementos adicionales como un reactor de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) o bien, una fase anaerobia. Ciclos de 24 horas también fueron presentados por Yang y colaboradores en el 2021, con un porcentaje de descontaminación de 78%. Sin embargo, este trabajo presentó un reactor MBBR-MBR, por ello, los resultados obtenidos en el presente experimento podrían presentar alcances mucho mayores, además si se considera que el lote de agua fue uno mismo durante el lapso de la experimentación, lo que podría bajo condiciones de operación de flujo continuo garantizar aún mejores desempeños de los acarreadores.

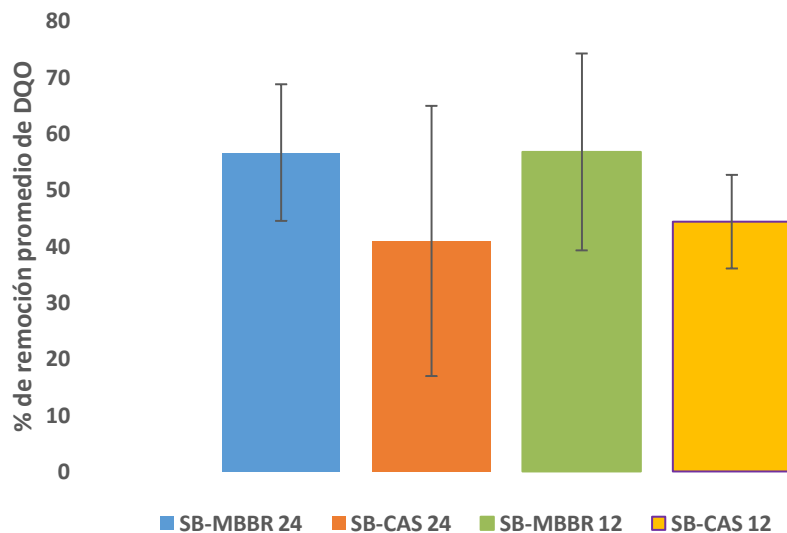


Figura 23. Comparativa del promedio de remoción de DQO del agua residual textil obtenido según el tratamiento realizado: para los tratamientos de 24 horas fue de  $56.64 \pm 12.13\%$  para el SB-MBBR y de  $40.94 \pm 24\%$  en el SBR-CAS. Durante el ciclo de 12 horas, el SB-MBBR tuvo un porcentaje de  $55.4 \pm 15.11$  y de  $44.37 \pm 8.31$  para el SBR-CAS, a lo largo de los 55 días de operación del experimento.

## 6.5 TASA DE REMOCIÓN DE DQO

Con el fin de conocer el desempeño del reactor durante el ciclo de tratamiento, se obtuvo la tasa de remoción de DQO (Tabla 11), la cual varió dependiendo del ciclo de alimentación, teniendo un promedio de 8.29 mg/L/h para el SB-MBBR durante el ciclo de 24 horas y de 6.04 mg/L/h en el SBR-CAS. Es importante recalcar que su tasa máxima fue de 13.51 y 13.12 mg/L/h para el SB-MBBR y el SBR-CAS respectivamente; la cual otorga una idea de cuan eficiente puede ser el reactor comparado con trabajos como los de Yang y colaboradores, *op. cit* que con el mismo ciclo de alimentación obtuvo una tasa de 4.16 mg/L/h y que, como se mencionó anteriormente contó con un MBR como auxiliar. Cuando el ciclo fue ajustado, la tasa de remoción aumentó, teniendo en promedio 15.4 mg/L/h para el SB-MBBR y un máximo de 22.9 mg/L/h; para el caso del SBR-CAS, el promedio fue de 12.4 mg/L/h y se obtuvo un máximo de 16.91 mg/L/h, valores más altos que los del estudio con condiciones más cercanas, Gong, *op. cit.* obtuvo una tasa de remoción de DQO de 12.465 mg/L/h. Se han reportados trabajos previos donde se obtiene una tasa parecida a los promedios presentados en este experimento, por ejemplo, Choi en el 2012, usó acarreadores de plástico y en un ciclo de alimentación de sólo 7 horas logró una tasa de 12.84 mg/L/h o bien, Liu y colaboradores, *op. cit.* quienes obtuvieron una tasa mayor que el máximo obtenido por nuestro MBBR, siendo de 28.007 mg/L/h con un ciclo de 14 horas; por último, Shin y colaboradores en el 2006, con un ciclo de 44 horas, registraron una tasa de 11.18 mg/L/h. Estos resultados podrían parecer más atractivos al presentar tasas superiores, tiempos de retención más bajos o ambos; sin embargo, los citados trabajos cuentan con tratamientos auxiliares que podrían enmascarar el alcance real del MBBR presentado; Choi en el 2012, utilizó agua sintética y una fase anaeróbica, Liu y colaboradores, *op. cit.* usan un UASB como complemento, mientras que Shin y colaboradores, *op. cit.* usan un modelo trifásico, con dos fases anaerobias y una aerobia; estos auxiliares representan un aumento en el costo de operación y mantenimiento, situación que busca evitarse a toda costa en estos experimentos y en las plantas de tratamiento.

Tabla 11. Tasas de remoción de DQO (mg/L/h)

Tratamiento (mg/L/h)	Día de operación								
	Previo	1	6	13	20	29	42	49	55
SBR-IFAS 24 Hrs	4	7.17							
SB-MBBR 24 Hrs			13.51	6.61	8.62	4.45			
SBR-CAS 24 Hrs			13.12	4.12	4.1	2.84			
SB-MBBR 12 Hrs							22.9	12.08	11.22
SBR-CAS 12 Hrs							16.91	9.72	10.55

## 6.6 NITROGENADOS

Complementariamente, se midió la remoción de amonio en ambos reactores con ciclo de alimentación de 12 horas; las tasas de remoción para ambos casos fueron de 1.2 mg/L/h en el SB-MBBR y 1.15 mg/L/h en el SBR-CAS para el ciclo de 12 horas (Tabla 12). Los resultados obtenidos son superiores a los obtenidos por Liu y colaboradores, *op. cit.*; quienes con un ciclo de alimentación de 14 horas obtuvieron una tasa de 0.883 mg/L/h y los registrados por Gong *op. cit.* que con un ciclo de 12 horas obtuvo 0.982 mg/L/h. Únicamente Yang y colaboradores obtuvieron una tasa superior a la registrada en este estudio, con 1.91 mg/L/h; sin embargo, como ya se remarcó, se apoya en un MBR para su estudio. Con estos resultados no es posible atribuir a un sólo organismo o grupo de organismos el comportamiento de remoción, si bien, realizar pruebas moleculares podrían indicarnos cuantas bacterias nitrificantes se encuentran en la comunidad microbiana; esas



pruebas no entran en el alcance de este trabajo; además, estos estudios no servirían para medir que tan rápido están creciendo (Pollard, 2006). Sin embargo, la tasa de remoción de amonio es competitiva por parte de nuestro proceso SB-MBBR.

Tabla 12. Tasas de remoción de amonio

	SB- MBBR 12 h	SBR-CAS 12 h
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> en la salida (mg/L)	0.11	0.6
Tasa de eliminación de amonio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L/h)	1.2	1.15
Tasa de eliminación de amonio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/h)	3.57	3.45

Por otra parte, respecto al nitrógeno total con un valor de entrada de 16.6 mg/L, se ubica en un valor bajo, considerando los reportados por Gong, *op. cit.* y Cantarero en 2019; quienes reportan un valor de 77 mg/L y 65.5 mg/L, respectivamente. La remoción de nitrógeno amoniacal es de 99%; sin embargo, la remoción parcial de nitrógeno total, apenas alcanza un 27%, lo que muestra una nitrificación significativa. No obstante, el proceso aún se queda corto para lograr una desnitrificación, por lo que estudios posteriores de evolución de desnitrificantes en esta biopelícula serían necesarios para mejorar los resultados que este proceso MBBR ofrece.

Tabla 13. Tasa de remoción de nitrógeno total

	SB- MBBR 12 h	SBR-CAS 12 h
Nitrógeno Total en la salida (mg/L)	12.1	6
Tasa de eliminación de Nitrógeno Total (mg/L/h)	0.37	0.88
Tasa de eliminación de Nitrógeno Total (mg/h)	1.12	2.65

## 6.7 PROTOZOA Y METAZOA

Para conocer el estado de la biomasa y los acarreadores, se dio seguimiento a los microorganismos presentes en ambos reactores. En la figura 24 se muestran los que mejor reflejan el estado de la biomasa (rotíferos, ciliados y nematodos), el seguimiento completo se muestra en el ANEXO 4. Para un mejor manejo de resultados, los números del conteo fueron transformados en base logarítmica; asimismo, se compararon también los ciclos de alimentación. En el caso del SB-MBBR se mantuvo un número constante de ciliados, lo que sugiere una buena actividad biológica (Rodríguez *et al.*, 2003) pues después de las bacterias, son los segundos degradadores de materia orgánica soluble e insoluble (Arcos, 2013). Asimismo, el número de microorganismos nocivos como los nemátodos se mantiene en un número intermitente, pero bajo en términos generales. El paso del ciclo a 12 horas, presenta una comunidad estable y en plena capacidad para degradar materia orgánica pues presenta números altos de ciliados.

Durante los primeros días del experimento en el SBR-CAS, fue posible apreciar que microorganismos como nematodos y rotíferos se encuentran en números muy altos,

superando incluso a los ciliados en los días 6 y 20 de operación, ello contrasta con la baja en la capacidad de degradación de materia orgánica y la pérdida de sólidos volátiles reportada, pues estos organismos han sido asociados a altos tiempos de retención, degradación y baja estabilidad del lodo; así como a su baja floculación y oxigenación (Rodríguez *et al.*, *op. cit.*). Con el cambio de ciclo, se ve una marcada disminución en los nematodos, lo que mejora el rendimiento de descontaminación del reactor. Sin embargo, el SB-CAS muestra ser menos estable que el SB-MBBR, no sólo en su comunidad microbiana, sino también en su rendimiento.

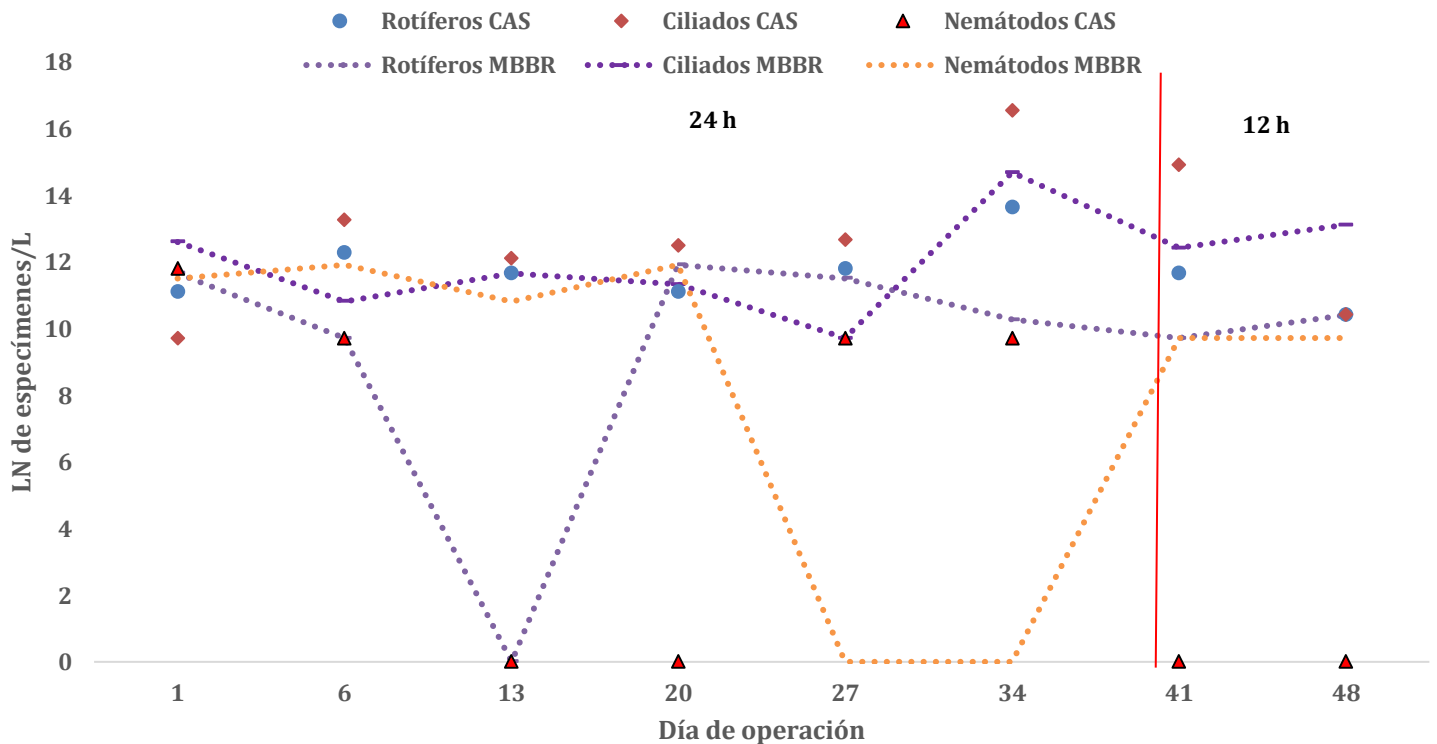


Figura 24. Seguimiento de protozoa y metazoa más relevante para la capacidad degradadora (ciliados, rotíferos y nematodos), expresada en logaritmo natural por litro, a lo largo de 48 días de experimentación con dos ciclos de alimentación (24 y 12 horas) en SBR-CAS y SB-MBBR

## 6.8 TOXICIDAD

Por último, se realizó una prueba de toxicidad con *D. pulex*. Encontrando que el porcentaje de mortalidad en el agua de entrada sin diluir tuvo una mortalidad de 100% (Figura 25); lo que nos permite clasificarla como un agua altamente tóxica pues incluso diluida al 50% presenta niveles de mortalidad de casi la mitad de la población. El agua de salida del SB-MBBR tuvo un nulo porcentaje de mortalidad, lo que es evidencia del buen trabajo de descontaminación del biorreactor, pues esa tasa se incrementó con la presencia de un coagulante de Policloruro de aluminio (en una dosis de 20 microlitros por cada 100 mililitros de agua de entrada) e incluso en el medio EPA.

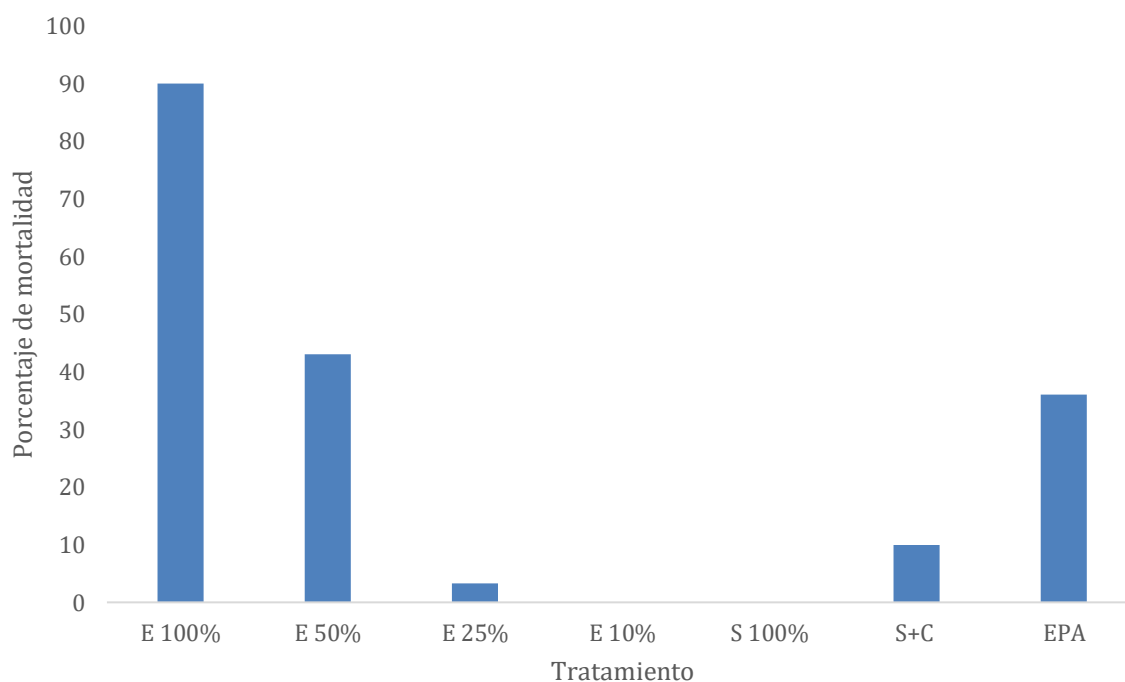


Figura 25. Prueba de toxicidad sobre *Daphnia pulex* en distintos medios: E. Agua de Entrada, S. Agua de salida, S+C. Agua de salida con un coagulante añadido de policloruro de aluminio ( $Al_n(OH)_mCl_{(3n-m)}$ ), EPA. El agua corresponde únicamente al efluente del biorreactor SB-MBBR

## 6.9 RESUMEN

Por último, a continuación, se muestra un resumen con los resultados más importantes obtenidos en el SB-MBBR durante el experimento:

Tabla 14. Resumen de biorreactor SB-MBBR

Tipo de Acarreador	Ciclo de alimentación (h)	Tasa de remoción de DQO mg/L/h	Tasa de remoción de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L/h	Biomasa máxima obtenida por acarreador (mg)	% de descontaminación (DQO)
Nanofibras	24	8.94		8.1	56.64 ± 12.13
de poliuretano	12	15.4	1.2	11.13	55.4 ± 15.11

## VII. CONCLUSIONES

En este trabajo se logró establecer la capacidad de descontaminación de los acarreadores de nanofibra de poliuretano como material para formación de biopelícula en un esquema de tratamiento de agua residual textil real; todo esto, con un proceso discontinuo secuencial a escala laboratorio. También, fue posible comparar el desempeño de descontaminación de un proceso inicial híbrido (biomasa suspendida y acarreadores de nanofibra) y uno por separado, tanto de la biomasa suspendida como de los acarreadores de nanofibra.

Lo anterior permitió probar que el proceso llevado por acarreadores es competitivo respecto al proceso de lodos activados convencional para la disminución de la demanda química de oxígeno contenida en las aguas residuales textiles, lo anterior sin haber sido el proceso enriquecido con nutrientes adicionales o complementado con otro proceso, lo cual da margen a continuar la investigación de estos MBBR en combinación con otras opciones de tratamiento para lograr mejores resultados.

El proceso llevado a cabo como MBBR muestra una robustez en cuanto a los cambios presentados por el agua de alimentación, pues fue capaz de continuar con un desempeño de degradación significativamente alto bajo condiciones cambiantes de biodegradabilidad en el influente, lo que refuerza la conveniencia de los MBBR como procesos de gran adaptabilidad.

La baja producción de lodos mostrada en el proceso MBBR, resulta uno de los aspectos más destacados del trabajo, pues representa uno de los grandes problemas de las plantas de tratamiento. Adicionalmente el proceso mostró que los grupos protozoa y metazoa asociada presentan mayor estabilidad durante los cambios en la alimentación del proceso lo cual sería otra ventaja sobre el proceso de lodos activados. Sin embargo, es necesario realizar más en torno a dicha microbiota en plazos más extensos para procesos MBBR.

El tratamiento SB-MBBR reduce la toxicidad aguda global del agua residual textil, al eliminar completamente el efecto de mortalidad sobre el modelo *D. pulex* utilizado. Esto refuerza la importancia del estudio de los bioprocesos pues reducen la necesidad de recurrir a los fisicoquímicos cuyos subproductos pueden no ser tan amigables con el ambiente.

Por otro lado, el SB-MBBR presentó tasas de nitrificación similares a las del proceso convencional de lodos activados, por lo que los acarreadores muestran capacidades competitivas para esta ruta de degradación. El MBBR presentó menores capacidades de desnitrificación al no contar con zonas o periodos anóxicos suficientes. Es importante recalcar que se requieren más estudios para determinar ritmos de aireación a fin de incrementar la capacidad desnitrificante en estos procesos.

Otro punto a resaltar del SB-MBBR, es haber mostrado que el tratamiento de agua residual textil puede obtener resultados muy similares en ciclos de alimentación de 12 horas, en lugar de 24 horas. Esto incrementa la capacidad de carga del proceso de tratamiento. Un estudio de optimización basado en las cinéticas de degradación se recomienda para futuros trabajos.

Por último, el SB-MBBR probado con acarreadores de nanofibra de poliuretano, mostró la capacidad de las biopelículas integradas por cantidades muy reducidas de biomasa para participar de manera activa e importante en la degradación de los contaminantes como lo son las aguas residuales textiles.

## VIII. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES

Si bien el tratamiento aquí presentado obtuvo resultados favorables, quedan muchos aspectos por cubrir para conocer las capacidades de un tratamiento más completo con el SB-MBBR utilizado. Concretamente se recomienda como estudios complementarios, el operar el biorreactor de manera continua en lugar de secuencial a fin de tratar una mayor cantidad de agua en el menor tiempo posible. Optimizar las condiciones para la reducción de color, así como maximizar la remoción de DQO y nitrogenados. De igual manera estudiar más fondo la combinación con otros procesos en el mismo tren de tratamiento como el uso de coagulante previo al tratamiento biológico para reducir la toxicidad a la que se somete a la microbiota.

Adicionalmente, estudios más amplios sobre la dinámica de los grupos protozoa y metazoa asociadas a un proceso MBBR y su papel en el proceso degradador. Igualmente sería deseable adaptar el nuevo ensayo de toxicidad de la norma de aguas residuales 2021 (NOM-001-SEMARNAT-2021) como parte de los resultados de estos procesos de degradación. Incrementar el estudio de las condiciones de remoción de nitrogenados y finalmente, un estudio de metagenómica para conocer la microbiota asociada a los cambios en el proceso.



## IX. REFERENCIAS

Aboites L. (2008). Pendientes nacionales del agua: Agenda. México: Academia Mexicana de Ciencias.

Abrica-González P., Balderas-López J., Zumelzu E. y Nimptsch J. (2020). Nanopartículas de oro y sus efectos sobre microorganismos acuáticos, un estudio sobre "Daphnia Pulex". Avances de investigación en Nanociencias, Micro y Nanotecnologías. 2, 171-184.

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Resúmenes de Salud Pública (2016). Clorofenoles (Chlorophenols). Atlanta: Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades; 2016 [en línea], [consultado el 4 de mayo de 2022]: [https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es\\_phs107.html](https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs107.html)

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Perfil Toxicológico del Clorobenceno. Atlanta: Agencia para la Salud [en línea], [consultado el 4 de mayo de 2022]: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=489&tid=87>

Agridiotis V., Forster C. F., Balavoine C., Wolter C., Carliell-Marquet C. (2006). An examination of the surface characteristics of activated sludge in relation to bulking during the treatment of paper mill wastewater. Water Environ J. 20, 141-149.

Almeida C. M. M. (2016). Validación de métodos analíticos para la determinación de nitratos, nitritos, ortofosfatos y nitrógeno amoniacal en aguas, en el laboratorio de Siana LTDA (Trabao de grado para optar por el título de Químico Ambiental). Universidad Santo Tomás. Bucaramanga, Colombia.

Alzate M. J. C. (2020). Remoción biológica de nitrógeno por nitrificación y desnitrificación areóbica en reactor de cargas secuenciales SBR (Tesis de maestría). Universidad Nacional de la Plata. Buenos Aires, Argentina.

Amador-Díaz A., Vellz-Lorenzo E. y Bataller-Venta M. (2015). Tratamiento de lodos, generalidades y aplicaciones. Revista CENIC. Ciencias Químicas. 46, 1-10.

Amorós E. A. (2019). Estudio del Riesgo y Posibles Efectos Derivados de la Exposición al Ácido Perfluorooctanoico (PFOA) en el Agua de Consumo Humano. Facultad de Farmacia, Universitat Miguel Hernández. España.

Anjaneyulu Y., Sreedhara-Chary N. y Suman-Raj S. (2005). Decolourization of industrial effluents – available methods and emerging technologies – a review. *Rev. Environ. Sci. Technol.*, 4, 245–273.

Anju F., Sosamony K. K. (2016). Treatment of pre-treated textile wastewater using Moving bed bio-film reactor. *Proc Techol.* 24, 248-255.

Aonofriest F., Petrosanu M. (2007). Activated Sludge Bulking Episodes and Dominant Filamentous Bacteria at Waste Water Treatment Plant Constanța Sud (Romania). *Proc. Rom. Acad., Series B.* 83-7.

APHA, AWWA, WEF, (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* USA 23<sup>rd</sup> Edition.

Arcos A. Y. (2013). Microbiología de lodos activados. *Hechos Microbiol. Universidad de Antioquia.* 4, 117-122.

Arcos S. M. E. y Fernández V. G. (1993). Procesos biológicos de tratamiento para la estabilización de residuos líquidos tóxicos. *Cenapred.*

Arden E.; Lockett W. T. (1914). Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters, *J. Soc. Chem. Ind.* 33, 523–539.

Ardila A. N. (2012). Remoción fotocatalítica de DQO, DBO5 y COT de efluentes de la industria farmacéutica. *Revista Politécnica* 15, 9 -1.

Arndt H., Schmidt-Denter K., Auer B., & Weitere M. (2003). Protozoans and Biofilms. 10.1007/978-94-017-0193-8\_10.

Avellaneda S. O. y Sánchez J. C. (2012). Aplicación de microorganismos asociados a biopelículas. *Revista Logos* 4, 153-163.

Bae S.J., Freeman S.H. y Kim D.S., (2006). Influences of new azo dyes to the aquatic ecosystem. *Fiber Polymer.* 7, 30-35.

Basulto J., Manera M. y Baladia E. (2014). Ingesta dietética de nitratos en bebés y niños españoles y riesgo de metahemoglobinemia. *Pediatría Atención Primaria,* 16, 65-69.

Beebout C. J., Eberly A. R., Werby S. H., Reasoner S. A., Brannon J. R., De S., Fitzgerald M. J., Huggins M. M., Clayton D. B., Cegelski L. y Hadjifrangiskou M. (2019). Respiratory heterogeneity shapes biofilm formation and host colonization in uropathogenic *Escherichia*

*coli*. mBio. 10(2). [en línea], [consultado el 15 de octubre de 2022]: [journals.asm.org/doi/10.1128/mBio.02400-18](https://journals.asm.org/doi/10.1128/mBio.02400-18)

Bitton G. (2005). Microbiology of wastewater treatment. En: Bitton G. Wastewater microbiology. 3a ed. New Jersey: John Wiley & Sons, INC. 211-395.

Blanco F. (2017). Los recursos hídricos en el mundo: cuantificación y distribución. El agua: ¿fuente de cooperación o de conflicto? Instituto Español de Estudios Estratégicos. Cuaderno de estrategia. 186, 21-70.

Blanco y de la Torre F. (2017). Los recursos hídricos en el mundo: cuantificación y distribución, El agua: ¿fuente de conflicto o cooperación?; Cuaderno de estrategia 186. Ministerio de defensa (Ed.). Madrid, España. 161-205.

Bolaños A., John D., Cordero C. G. y Segura A. G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). Revista Tecnología en Marcha, 30, 15-27.

Boltz J. P. y Daigger G. T. (2010). Uncertainty in bulk-liquid hydrodynamics and biofilm dynamics creates uncertainties in biofilm reactor design. Water Science and Technology 61, 307–316.

Brañez M., Gutiérrez R., Pérez R. y Valle P. (2018). Contaminación de los ambientes acuáticos generados por la industria textil. Campus XXIX 2020. 23, 129-14.

Bustamante M. P., Lizama S. B., Olaíz F. G., y Vázquez M. F. (2011). Ftalatos y Efectos en la Salud. Revista Internacional De Contaminación Ambiental, 17, 205–215. [en línea], [consultado el 13 de abril de 2022]: <https://www.revistascca.unam.mx/rca/index.php/rca/article/view/25362>

Byers W., Lindgren G., Noling C., and Peters D. (2010). Industrial Water management: A systems approach. New York: John Wiley and Sons: Technology and Engineering.

Cantarero A. D. (2019). Estudio de un sistema Moving Bed Bioreactor (MBBR) con Carriers fabricados en impresión 3D para la optimización del tratamiento de aguas residuales textiles. Tesis de Maestría. Barcelona, España.

Carabias J. y Landa R. (2017). Agua, medio ambiente y sociedad. Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México. Colegio de México, Fundación Gonzalo Ríos Arronte.

Cárdenas C., Perruolo T., Tarre Y., Flores K., Trujillo A., Saules L., Araujo I. & Yabroudi S. (2006). Remoción de nutrientes en un reactor discontinuo secuencial. *Interciencia*. 31, 787-793.

Cárdenas C. G. L. y Sánchez O. I. A. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*. 15, 72-88.

Carrasquero F. S. J., Rodríguez O. M. G., Bernal V. J. A., Díaz M. A. R. (2017). Eficiencia de un Reactor Biológico Secuencial en el Tratamiento de Efluentes de una Planta Procesadora de Productos Cárnicos. *Revista Facultad de ciencias básicas*. 14, 23-33.

Carrera E. (2016). Los retos sostenibilistas del sector textil. *Revista de Química e industria textil*. 220, 20-32.

Castells X. E. (2012). La pirolisis: Tratamiento y valorización energética de residuos. Madrid: Díaz de Santos. 119-134.

Castillo J. (2015). Remoción de colorantes tipo azo usando líquidos iónicos. 1, 53. [en línea], [consultado el 20 de mayo de 2022]: [https://www.mendeley.com/catalogue/784bf228-3eb1-3c43-9a20-d8f054652b8e/?utm\\_source=desktop&utm\\_medium=1.19.4&utm\\_campaign=open\\_catalog&userDocumentId=%7Bf0ac5994-ff46-4666-abac-d509eeb82ff6%7D](https://www.mendeley.com/catalogue/784bf228-3eb1-3c43-9a20-d8f054652b8e/?utm_source=desktop&utm_medium=1.19.4&utm_campaign=open_catalog&userDocumentId=%7Bf0ac5994-ff46-4666-abac-d509eeb82ff6%7D)

CBE, Center for Biofilm Engineering (2006), *Biofilms: The Hypertextbook*, Montana State University [en línea], [consultado el 15 de mayo de 2022]: [www.erc.montana.edu/biofilmbook](http://www.erc.montana.edu/biofilmbook)

Cegarra L., Gómez C., Máquez R., Ríos-Bolívar M. (2014). Promediación de un Proceso de Tratamiento de Aguas Residuales con Lodos Activados Basado en el Modelo ASM3. Memorias del XVI Congreso Latinoamericano de Control Automático. Cancún, Quintana Roo, México.

Chamorro S. y Vidal G. (2013). Guía práctica de observación macroscópica y microscópica de organismos indicadores del lodo. Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental. GIBA.

Chan S. Y., Liu S. Y., Seng Z. y Chua S. L. (2021). Biofilm matrix disrupts nematode motility and predator behavior. *The ISME journal*, 15(1), 260-269.

Chaturvedi S., Dave P. N., Shah N. K. (2012). Applications of nano-catalyst in new era. *J Saudi Chem Soc.* 16, 307-25.

Chaudhary D. S., Vigneswara, S., Ngo H. H., Shim W. G. and Moon H. (2003). Biofilter in Water and Wastewater Treatment. *Korean Journal Chemical Engineering.* 20, 1054-1065.

Choi H. J., Lee A. H., Lee S. M. (2012). Comparison between a moving bed bioreactor and a fixed bed bioreactor for biological phosphate removal and denitrification. *Water Sci Technol.* 65(10):1834-8. doi: 10.2166/wst.2012.847. PMID: 22546799.

Cloete T., E. (1997). Introduction. In *Microbial Community Analysis: The Key to the Design of Biological Wastewater Treatment Systems* (eds. Cloete, T. E. and Muyima, N. Y. O.), Scientific and Technical Report, IAWQ, Inglaterra.

CONAGUA, SEMARNAT (2014). Estadísticas del Agua en México. Edición 2013. México.

CONAGUA (2014). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, SEMARNAT, México.

CONAGUA (2016). Numeragua México 2016 [en línea], [consultado el 13 de febrero de 2022]: [http://201.116.60.25/publicaciones/Numeragua\\_2016.pdf](http://201.116.60.25/publicaciones/Numeragua_2016.pdf)

CONAGUA. (2017). Sistema Nacional de Información del Agua. [en línea], [consultado el 25 de marzo de 2021]: <http://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php>.

CONAGUA (2019). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Libro 25: Introducción al Tratamiento de Aguas Residuales Municipales. SEMARNAT, México.

Czapluk B., Rutkowski R., Rybak J. (2018). Microfauna composition of activated sludge in domestic and industrial sewage activated sludge systems. *Environ. Prot. Eng.* 44, 153-166.

Díaz-Báez C. & Pica-Granados Y. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con *Daphnia magna*. En: Castillo, G.C. (Ed.). *Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de*

Aguas. Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones. Instituto Mexicano de organismos. EPA/600/4-91/002. United States Environmental Protection Agency. USA.

Díaz F. K N. (2014). Importancia de los microorganismos filamentosos en el sistema de tratamiento de aguas residuales por lodos activados. Agua, Saneamiento & Ambiente. 1, 2-8.

DiGangi J. (2013). Guía de interés público sobre los Retardantes de Llama Tóxicos, México

Domínguez Benetton X. (2007). Biocomplexity and Bioelectrochemical Influence of Gasoline Pipelines Biofilms, in Carbon Steel Deterioration: A Transmission Lines and Transfer Functions Approach, Tesis de Doctorado, Instituto Mexicano del Petróleo, México.

Domínguez Benetton X., Ramírez Espinosa D. (2007). Biocomplexity and Bioelectrochemical Influence of Anaerobic Biofilms in Gasoline Distribution Pipelines, Electrochemical Society Transactions, Vol. 3., Corrosion of Infrastructure.

Dong B., Chen H., Yang Y., He Q. y Dai X. (2013). Treatment of printing and dyeing wastewater using MBBR followed by membrane separation process. Desalination and water Treatment. 52, 4562-4567.

Dos Santos A., Cervantes F. y Van-Lier J., (2007). Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: Perspectives for anaerobic biotechnology. Bioresour. Technol. 98, 2369-2385.

Dvorák L., Lederer T., Jirku V., Masák J., Novák L. (2014). Removal of aniline, cyanides and diphenylguanidine from industrial wastewater using a full-scale moving bed biofilm reactor. Process Biochemistry. 49, 102-109.

Echezarreta I., S. (2018). Tratamiento biológico para eliminación de DQO a través de un proceso BAS.

Epelbaum S. (2010). Historia de la estereoscopia y sus aplicaciones. Archivos de Oftamología, 81, 62-67.

Escaler M. y Mujeriego Rafael. (2001). Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados. Ingeniería del agua. 8. 10.4995/ia.2001.2860.

FAO-Aquastat. (2012). Sistema de información sobre el uso del agua en la agricultura y el medio rural de la FAO. [en línea], [consultado el 3 de marzo de 2022]: [www.fao.org/nr/water/aquastat/data/](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/)

FAO. (2016). AQUASTAT website. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). [en línea], [consultado el 15 de abril de 2022]: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm>

Fernández-Galiano, D., Guinea A., Serrano S., Martín M., Arregui L., Rodríguez B., Campos I., Calvo P. and Suárez J. (1996). Guía práctica de identificación de protozoos ciliados en estaciones depuradoras de aguas residuales por lodos activados de la Comunidad Autónoma de Madrid. Dpto. Microbiología, Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid.

Ferrara-Giner G. y Ramírez A. (2013). Análisis de la sedimentabilidad de los lodos biológicos producidos en un RCS durante la desnitrificación de un efluente de un biorreactor de crecimiento adherido. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ingeniería. Escuela de Ingeniería Civil. Dpto. Ingeniería sanitaria y ambiental.

Fried J., Mayr G., Berger H., Traunspurger W., Psenner, R., and Lemmer H. (2000). Monitoring protozoa and metazoa biofilm communities for assessing wastewater quality impact and reactor up-scaling effects, *Wat. Sci. Tech.* 41, 309-316

Garzón J. M., Rodríguez-Miranda J. P., Hernández-Gómez C. (2017). Aporte de la biorremediación para solucionar problemas de contaminación y su relación con el desarrollo sostenible. *Rev Univ. Salud.* 19, 309-318.

Gil M. J., Soto A. M., Usma J. I., Gutiérrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción + Limpia.* 2, 52-73.

Gómez G. G. (2018). El microscopio: fundamentos para su uso. Sello Editorial Tecnológico de Antioquia. 25-31.

Gong X. B. (2016). Advanced Treatment of Textile Dyeing Wastewater through the Combination of Moving Bed Biofilm Reactors and Ozonation. *Separation Science and Technology.* 51(9), 1589–1597.

González-Brambila M., & López-Isunza F. (2008). Comportamiento de un reactor de biopelícula para tratamiento de agua residual a diferentes velocidades de flujo. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. 7,183-193.

González L., & Escamilla E. (2008). Biodegradación anaerobia de colorantes azoicos textiles usando carbón activado. *Biotecnología*, 12(3), 14. [en línea], [consultado el 12 de enero de 2022]: <https://doi.org/10.1016/0160-7383>

González T. P., Aguilar A., Reynoso A., Durán U., Garzón Z. M., Meza E. E., Álvarez L. & Serrano D. (2022). Organic matter removal in a simultaneous nitrification-denitrification process using fixed-film system. *Scientific Reports*. 12, 1882.

Hach (s.f.). Espectrofotómetro DR6000. [en línea], [consultado el 2 de marzo de 2022]: [latam.hach.com/espectrofotometros/espectrofotometro-dr6000/family?productCategoryId=54617006121](http://latam.hach.com/espectrofotometros/espectrofotometro-dr6000/family?productCategoryId=54617006121)

Hach (s.f.). Bloque del reactor digital DRB200 para TNT plus: 21 alojamientos para viales de 13mm, 4 alojamientos para viales de 20mm, 115V CA [en línea], [consultado el 3 de abril de 2022]: [latam.hach.com/bloque-del-reactor-digital-drb200-para-tntplus-21-alojamientos-para-viales-de-13mm-4-alojamientos-para-viales-de-20-mm-115-v-ca/product?id=54617066200](http://latam.hach.com/bloque-del-reactor-digital-drb200-para-tntplus-21-alojamientos-para-viales-de-13mm-4-alojamientos-para-viales-de-20-mm-115-v-ca/product?id=54617066200)

Hach (s.f.) Kit de pruebas de nitrógeno y amoníaco, modelo NI-SA [en línea], [consultado el 3 de abril de 2022]: [latam.hach.com/kit-de-pruebas-de-nitrogeno-y-amoniaco-modelo-ni-sa/product?id=54617209353](http://latam.hach.com/kit-de-pruebas-de-nitrogeno-y-amoniaco-modelo-ni-sa/product?id=54617209353)

Harris D., C. (2007). *Análisis Químico Cuantitativo*. Sexta Edición. Editorial Reverté S.A.

Harrison J. Joe, Raymond J. Turner, Lyrium L. R., Marques, Howard Ceri, (2005). *Biofilms*, *American Scientist*, 93(6), 508.

Hasson J. A. (2001). *Respirometría: Una Herramienta Necesaria para el Operador de Plantas de Tratamiento de Lodos Activados*. XIV Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS–Chile.

Henze M., Van M. Loosdrecht, Brdjanovic D., Ekama G. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.

Iwai S. y Kitao T. (1994). *Wastewater treatment with microbial films*. Technomic Publishing Company, Inc. 27, 89-92, 155-157.



Jakszyn P., Agudo A., Berenguer A., Ibáñez R., Amiano P., Pera G., Ardanaz E., Barricarte A., Chirlague M. D. y Dorronsororo M. (2006). Intake and food sources of nitrites and N-nitrosodimethylamine in Spain. *Public Health Nutrition* 9, 785-791.

Jianlong, W., Hanchang, S. and Yi, Q. (2000). Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates. *Process Biochemistry*, 36, 297–303.

Jin Y., Behrens P., Tukker A., Scherer L. (2019). Water use of electricity technologies: A global meta-analysis. *Renew. Sustain. Energy Rev* 115.

Jiménez B. E., Garduño H. y Domínguez R. (1998). "Water Availability in Mexico Considering Quantity, Quality, and Uses." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 124(1), 1-7. doi:10.1061/(asce)0733-9496(1998)124:1(1).

Jiménez B. y Tundisi J. G. (2012). *Diagnóstico del agua en las Américas*. México: IANAS.

Jiménez B., Torregrosa, Armentia M. L. y Aboites L. (2010). *El agua en México cauces y encauces*. México, D.F.: Academia Mexicana de Ciencias

Jenkins A., M, Sanders D. (2012). *Introduction to fixed-film bioreactors for decentralized wastewater treatment*. Contech, Engineered Solutions.

Kantawanichkul S, Kladprasert S, Brix H. (2009). Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*. 35, 238–247.

Khelifi E., Gannoun H., Touhami Y., Bouallagui H. y Hamdi M. (2008). Aerobic decolourization of the indigo dye-containing textile wastewater using continuous combined bioreactors, *J. Hazard. Mater.* 152, 683-689.

Kibona D., Kidulile G., and Rwabukambara F. (2009). Environment, climate warming and water management. *Transition Studies Review*. 16, 484–500

Kim T. H., Lee Y., Yang J., Lee B., Park C. y Kim S. (2004). Decolorization of dye solutions by a membrane bioreactor (MBR) using white-rot fungi, *Desalination*. 168, 287–293.

Knobelsdorf M. J. (2005). *Depuración Biológica De Las Aguas Residuales Urbanas*. Universitat Politècnica de Catalunya. [en línea], [consultado el 7 de marzo de 2022]:<http://www.tdx.cat/handle/10803/5909>.

Kuhad R.C., Sood N., Tripathi K.K., Singh A. y Ward O.P., (2004). Developments in microbial methods for the treatment of dye effluents. *Adv. Appl. Microbiol.* 56, 185-213.

Lapo C. B. G. (2014). *Estudio de Medios de Soporte para Crecimiento Bacteriano Aplicado al Tratamiento Biológico Aerobio de Aguas Residuales (tesis de maestría)*. Escuela Politécnica Nacional. Ecuador.

Leiva B. G. I., Robles L. M. M. (2020). *Consumo de cloro por el nitrógeno amoniacal presente en el agua sintética (Tesis de ingeniería)*. Universidad Privada Antonio Guillermo Urrelo. Cajamarca, Perú.

*Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente*. (1997). México

Li L., He Z., Liang T., Sheng T., Zhang F., Wu D. y Ma F. (2022). Colonization of biofilm in wastewater treatment: A review. *Environmental pollution*, 293.

López A. T., Ahrens U. R. & Moretuzzo C. (2012). Identificación de organismos bioindicadores presentes en lodos activos de plantas de tratamiento de aguas residuales. *Investigaciones y Estudios de la UNA*, 7, 51-71.

López C. A., Zambrano L., Ruíz O. R., Guzmán M. A., Pérez E. R., Sandoval R., Hatch K. G., Pineau P. N., Pacheco V. R., Caldera A. (2017). *El agua en México. Actores, sectores y paradigmas para una transformación social-ecológica*. Fundación Friedrich-Ebert Stiftung (FES). México.

López G. V. y Crespi R. M. (2015). *Gestión de los efluentes de la industria textil*. Cuaderno tecnológico No 18. Instituto de Investigación Textil y Industrial de la Universidad Politécnica de Cataluña, España.

Liu Y., Wang N., Wei Y., Dang K., Li M., Li Y., Li Q., Mu R. (2020). Pilot study on the upgrading configuration of UASB-MBBR with two carriers: Treatment effect, sludge reduction and functional microbial identification. *Process Biochem.* 99, 211–221.

Lui J., Dorjderem A., Fu J., Lei X., Lui H., Macer D., Qiao Q., Sun A., Tachiyama K., Yu L., and Zheng Y. (2011). *Water ethics and water resource management. Ethics and climate change in Asia and the Pacific (ECCAP)*. Bangkok: UNESCO.

Luna M. M. S. (2014). Estudio del tratamiento de aireación prolongada para aguas residuales utilizando como matriz agua de mar. (Tesis de maestría). Centro de Ingeniería y Desarrollo Industrial. Querétaro, México.

Manciulea I. y Dumitrescu L. (2017). Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs). Parafinas Cloradas de Cadena Corta (PCCCs). Transilvania University of Braşov.

Manu B. y Chaudhari S., (2002). Anaerobic decolorization of simulated textile wastewater containing azo dyes. *Biores. Technol.*, 82, 225–231.

Marín B. D. (2019). Propuesta de Aprovechamiento de Lodos Residuales Provenientes de una PTAR del Municipio de Sopó Cundinamarca para la Producción de un Fertilizante Órgano-Mineral. Proyecto integral de grado para optar al título de: Ingeniero Químico. Fundación Universidad de América, Facultad de Ingenierías. Bogotá, D.C.

Marshall K.C. (2013). Planctonic versus sessile life of Prokaryotes in the prokaryotes-Prokaryotic communities and ecophysiology, In:ed. Rosenberg E., DeLong E.F., Lory S., Stackebrandt and Thompson F. 191–203.

Mas M., Gómez N., Vasco J. y Salvadó H. (2008). Caracterización de los microorganismos de depuradoras biológicas urbanas de fangos activos con tratamiento convencional y de eliminación de nutrientes de las comarcas de Lérida. *Hydrobiologia Microbiológica. Tecnología del agua.* 29, 68-78.

Mcquarrie J. & Boltz J. (2011). *Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance.*

Menéndez Gutiérrez, Carlos, & Dueñas Moreno, Jaime. (2020). Criterios de diseño y escalado de biodiscos para el tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 41(2), 64-74.

Metcalf & Eddy, Inc. (1995). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización* (Tercera ed., Vol. I). Madrid: McGraw-Hill

Moga I. C., Ardelean I., Petrescu G., Crăciun N., Popa R., (2018). The potential of biofilms from moving bed bioreactors to increase the efficiency of textile industry wastewater treatment, In: *Industria Textil*, 69, 5, 412–418, <http://doi.org/10.35530/IT.069.05.150>

Molina S. (2010). Estandarización de Métodos de Análisis nitratos, nitritos, compuestos Fenólicos, Grasas y Aceites, como Indicadores de Contaminación en Aguas naturales y residuales Industriales, Tesis de grado. UIS: Facultad de Ciencias, Escuela de Química, Bucaramanga. 29-43.

Montalvo C. (2010). Microscopia. [en línea], [consultado el 7 de marzo de 2022]: [http://histologiaunam.mx/descargas/ensenanza/portal\\_recursos\\_linea/apuntes/2\\_microscopia.pdf](http://histologiaunam.mx/descargas/ensenanza/portal_recursos_linea/apuntes/2_microscopia.pdf)

Moreta Pozo, J. C. (2011). La eutrofización de los lagos y sus consecuencias (Tesis de pregrado). Universidad Técnica del Norte.

Morose G. (2010) The 5 principles of “Design for Safer Nanotechnology”. J Clean Prod. 18(3), 285-9.

Muñoz P. J. F. & Ramos R. M. (2014). Reactores discontinuos secuenciales: una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuales. Pasto, Nariño, Colombia: Universidad Mariana.

Muyima N. Y., Momba M. N. B. and Cloete T. E. (1997). Biological methods for the treatment of wastewaters. Microbial Community Analysis: The Key to the Design of Biological Wastewater Treatment Systems. Scientific and Technical Report, IAWQ, Inglaterra.

Norma Mexicana NMX-AA-087-SCFI-2010. Análisis de agua – Evaluación de toxicidad aguda con *Daphnia magna*, Straus (Crustacea – Cladocera) – Método de prueba.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a bienes nacionales.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

Okada M, Sato I, Cho SJ, Iwata H, Nishio T, Dubnau D, Sakagami Y (2005) Structure of the *Bacillus subtilis* quorum-sensing peptide pheromone ComX. Nat Chem Biol. 1, 23–24.

Ortega-Peña S., Hernández-Zamora E. (2018). Biopelículas microbianas y su impacto en áreas médicas: fisiopatología, diagnóstico y tratamiento. *Boletín médico del Hospital infantil de México*, 75(2), 79-88).

Otte K., Fröhlich T., Arnold G. J. & Laforsch C. (2014). Proteomic analysis of *Daphnia magna* hints at molecular pathways involved in defensive plastic responses. *BMC genomics*. 15. 306. 10.1186/1471-2164-15-306.

Owa F., D. (2013). Water pollution: Sources, effects, control and management. *Mediterranean Journal of Social Sciences*. 4, 65–68.

Park H. O., Oh S., Bade R. y Shin W. S. (2010). Application of A2O moving-bed biofilm reactors for textile dyeing wastewater treatment *Korean Journal of Chemical Engineering*. 27, 893-899.

Peñafiel R. D., Moreno C. & Ochoa-Herrera V. de L. (2016). Eliminación de nitrógeno y contaminación orgánica de agua residual industrial pretratada en lagunas anaeróbicas mediante un biofiltro de arena. *ACI Avances En Ciencias E Ingenierías*, 8 (1).

Perevochtchikova M. (2016). Problemática socioambiental de la disponibilidad y la gestión del agua superficial. *Geografía de México. Una reflexión especial contemporánea*. 1, 167-180.

Pérez M. J. A. (2021). Evaluación del proceso de nitrificación en un sistema de fangos activos mediante técnicas respirométricas y su relación con bioindicadores y variables de proceso (Trabajo fin de Máster en Ingeniería). Universidad Politécnica de Valencia, España.

Pinto E. (2015). ¿Qué son las Ftalocianinas?. *Millennium Nucleus*

du Plessis A. (2019) *Water as an inescapable risk: Current water availability, quality and risks of the globe with specific focus on South Africa*. Springer Water Series. Springer Nature

PNUMA-GEMS (2007). Programa del Agua Water Quality Outlook. PNUMA Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente, Programa del Agua, Instituto Nacional de Investigación sobre el Agua. Burlington, Ontario.

Pollard, P.C. (2006). A quantitative measure of nitrifying bacterial growth. *Water research*. 40, 1569–1576

Ranganathan K., Jeyapaul S. y Sharma D., (2007). Assessment of water pollution in different bleaching-based paper manufacturing and textile dyeing industries in India. *Environ. Monit. Assess.* 134, 363–372.

Rodríguez G. E., Isac O. L., Fernández M. N., Salas R. M. D., Jiménez G. C. (2003). *Guía Metodológica para la Elaboración de Análisis Microbiológicos de Fangos Activados de E.D.A.R.s. Grupo Bioindicación Sevilla.*

Rodríguez L. M. y Molina F. J. (2018). Estrategias operacionales para el control de problemas de baja sedimentación causados por bacterias filamentosas en plantas de lodos activados. *Revista científica en ciencias ambientales y sostenibilidad CAS.* 4 (1), 1-19.

Rosegrant M., W., Cai X., and Cline S., A. (2002). *Global Water Outlook to 2025: Averting an impending crisis.* Food Policy Report. International Food Policy Institute. IWMI.

Sala, G. y Condorhuaman, C. (2014). Huella de carbono de la industria textil. *Revista Peruana de Química e Ingeniería. Química.* 12 (2), 25-28

Salcedo, V. K. L., Aspirilla G. Y. S., Ríos O. L. A. (2017). Indicadores de Calidad Microbiológicos en Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales por Lodos Activados. *Hechos Microbiol. Universidad de Antioquia.* 8, 44-55.

Sánchez J. & Sanabria J. (2009). Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno, una revisión prospectiva. *Revista Colombiana de Biotecnología,* 11 (1), 114-124.

Sánchez, M., Gutiérrez, R., Pérez, R., Uribe, C., & Valle, P. (2018). Contaminación de los ambientes acuáticos generados por la industria textil. *DOAJ DIRECTORY,* 26, 129-144.

Sánchez-Viveros, J. U. (2016). *Aclimatación de un Proceso de Lodos Activados para Tratar Aguas Residuales de la Industria Textil (tesis de licenciatura).* Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Sandri L. M. (2021). *Diseño de una planta de tratamiento de efluentes lixiviados provenientes del relleno sanitario del partido Necochea, provincia de Buenos Aires. Proyecto final integrador para obtener el título de grado en: Ingeniería ambiental.* Universidad de San Martín. Argentina.

Schelmetic T. (2012). Down the drain: Industry water use. [en línea], [consultado el 7 de marzo de 2022]: <https://news.thomasnet.com/imt/2012/04/10/down-the-drain-industry-water-use>

SEMARNAT (2012). Informe de situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental. [en línea], [consultado el 17 de marzo de 2022]: [https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe\\_12/06\\_agua/cap6\\_1.html](https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_12/06_agua/cap6_1.html)

Shin D. H., Shin W. S., Kim Y. H., Han M. H., Choi S. J. (2006). Application of a combined process of moving-bed biofilm reactor (MBBR) and chemical coagulation for dyeing wastewater treatment. *Water Sci Technol.* 54(9): 181-9.

Shrestha A. (2013). Specific Moving Bed Biofilm Reactor in Nutrient Removal from Municipal Wastewater (Tesis de maestría). University of Technology, Sydney

Spanjers H., Vanrolleghem (2016). *Respirometry*. En van Loosdrecht M. C. M., Nielsen P. H., Lopez-Vazquez C. M., Brdjanovic S. (Ed.) *Experimental Methods in Wastewater Treatment* IWA Publishing. 159-207.

Sponza D. T. e İşik M. (2004). Decolorization and inhibition kinetic of Direct Black 38 azo dye with granulated anaerobic sludge, *Enzyme Microb. Technol.* 34, 147–158.

Subramani R., Jayaprakashvel M. (2019) Bacterial Quorum Sensing: Biofilm Formation, Survival Behaviour and Antibiotic Resistance. En: Bramhachari P. (eds) *Implication of Quorum Sensing and Biofilm Formation in Medicine, Agriculture and Food Industry*. Springer, Singapore. 21-37.

Toledo A. (2002). El agua en México y el Mundo. *Gaceta Ecológica*. Instituto Nacional de Ecología (México). 64, 9-18.

Toledo C. (2020). ISA ingeniería y Servicios Ambientales. [en línea], [consultado el 7 de marzo de 2021]: <https://isa.ec/lodos-activados-vs-contactores-biologicos-rotatorios-rbcs-vs-reactores-de-lecho-fijo-movil/>

Torres P., A. Pérez J. Escobar I. Uribe y R. Imery, (2007). Compostaje de biosólidos de plantas de tratamiento de aguas residuales. *Eng. Agric.* 27(1), 267-275.

Tribun M. M. y Zhukov A. V. (2022). Participation of infusoria (*Ciliophora*, *Ciliata*) in municipal wastewater treatment.

UNESCO (2015). Science for the twenty-first century. And not a drop to drink? The freshwater crisis. [en línea], [consultado el 7 de marzo de 2022]: <http://www.unesco.org/bpi/science/content/press/anglo/10.html>

Vázquez M. (2017). Contaminación del agua: causas, consecuencias y soluciones: <https://agua.org.mx/contaminacion-del-agua-causas-con-secuencias-soluciones/>

Velasco P. A. y Solar G. R. (2011). Biorreactores de membrana: tecnología para el tratamiento de aguas residuales. Revista de Divulgación Científica y Tecnológica de la Universidad Veracruzana. 3, 24.

Vilaseca M. M. (2001). Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica. Boletín Intexter (U.P.C.).

Vilaseca V. M. (2015). Eliminación del color de las aguas residuales procedentes de la tintura con colorantes reactivos (Tesis doctoral). Universidad Politécnica de Catalunya. Barcelona, España.

Villegas M. C., & González Monroy, B. (2013). Fibras Textiles Naturales Sustentables y Nuevos Hábitos de Consumo. Revista Legado de Arquitectura y Diseño. 13, 31-45.

Wang X. J., Xia S. Q., Chen L., Zhao J. F., Renault N. J., Chovelon J. M. (2006). Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. Process Biochem. 41, 824–828.

Water Environment Federation. WEF. (2008). Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants Task Force. Manual of Practice No. 11. Sixth Edition. Volume I Management and Support Systems.

WBCSD (World Business Council for Sustainable Development) (2006). Facts and trends: Water. Geneva, Switzerland: WBCSD, Earthprint limited.

WWAP. (2009). Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2009, Reporte 3: Agua en un mundo cambiante. ONU. París: UNESCO y Londres: Earthscan.



WWAP (UNESCO World Water Assessment Programme) (2019) The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving no one behind. Paris: UNESCO.

Yan D. Z., Bai Z.H., Gu R., Mike L. K., Ren S. M., Yang P. L. (2009). Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. *J Environ Sci.* 21, 834–841.

Yang X., Crespi R., López G. (2018). A review on the present situation of wastewater treatment in textile industry with membrane bioreactor and moving bed biofilm reactor. *Desalin. Water Treat.* 103, 315-322.

Yang X., López G. V., Vilaseca V. M. M., Crespi R. M., Ribera P. J., Calderer M., Martínez L. X. (2021). Reuse of textile wastewater treated by moving bed biofilm reactor coupled with membrane bioreactor. "Coloration technology". 137, 484-492.

Zaruma P., Proal J., Salas H., & Chaires I. (2018). Los Colorantes Textiles Industriales Y Tratamientos Óptimos De Sus Efluentes De Agua Residual: Una Breve Revisión. *Revista de la Facultad de Ciencias Químicas. Durango, México.* 19, 38–47.

Zhan X. M., Michael R., O'Reilly Edmond. (2006). Biofilm growth and characteristics in an alternating pumped sequencing batch biofilm reactor (APSBBR). *Water Res.* 40, 817– 825.

## ANEXOS

### ANEXO 1. TASAS RESPIROMÉTRICAS DE BIOMASA SUSPENDIDA ETAPA SBR-IFAS

Para obtener las tasas respirométricas netas correspondientes a la biomasa de cada prueba; primero, se obtuvieron las respirometrías del agua residual utilizada en las pruebas, el valor obtenido se restó de la prueba de cada biomasa. Dichas pruebas se realizaron a lo largo de 5 semanas. En la Figura 1, se muestra la tasa respirométrica global correspondiente a la biomasa suspendida del biorreactor para las tres condiciones de alimentación: inicio de ciclo, ciclo medio y final de ciclo (punto de ayuno).

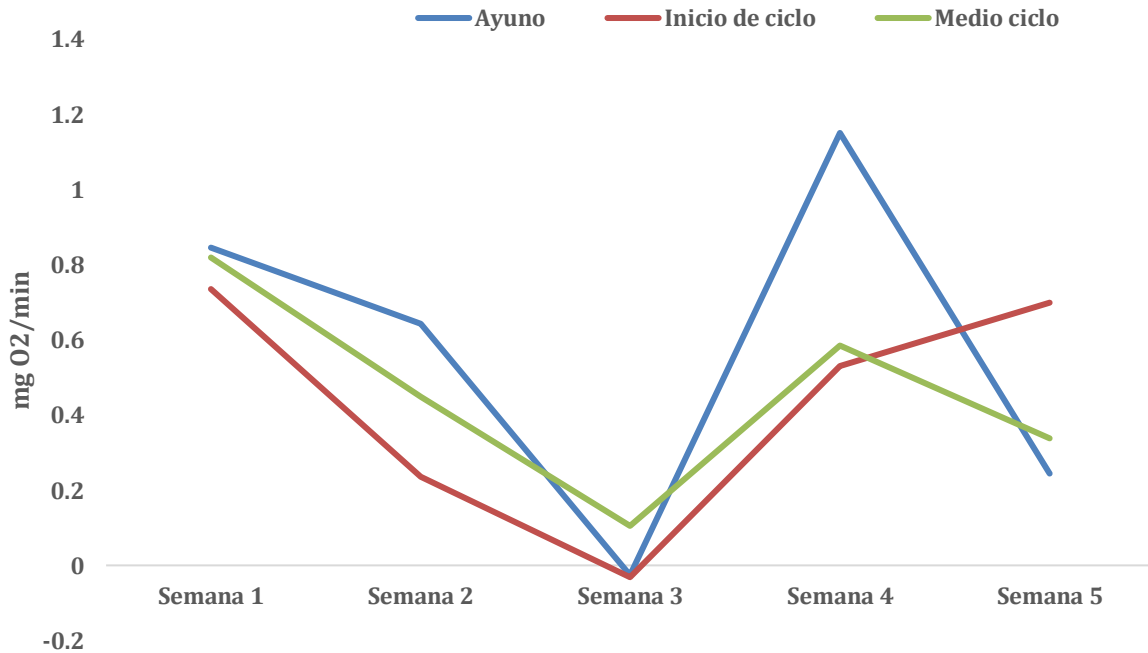


Figura 1. Comparación de la tasa global respirométrica en mg O<sub>2</sub>/min, en diferentes etapas del ciclo, a lo largo de 5 semanas.

Para calcular la tasa neta de consumo de Oxígeno (Figura 2), se restaron los valores del agua de prueba. De este modo, fue posible conocer el consumo de oxígeno únicamente de la biomasa suspendida.

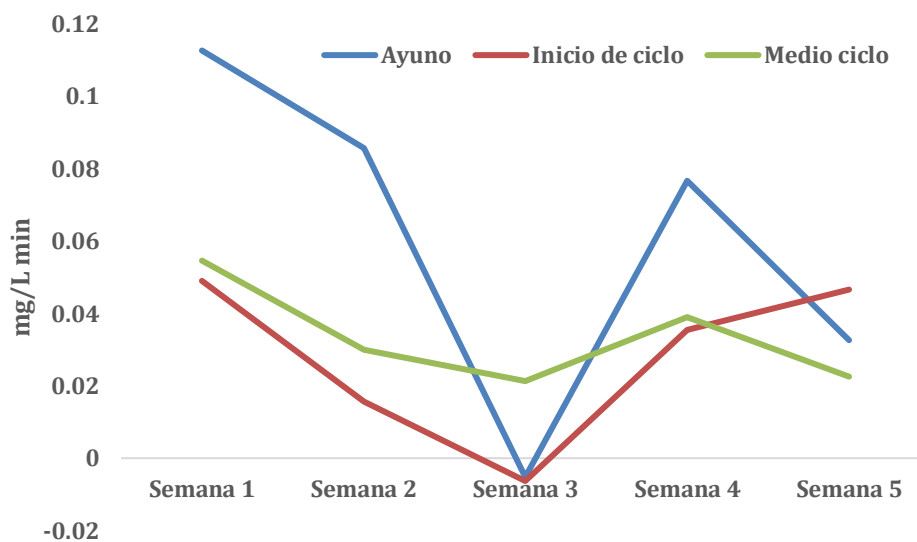


Figura 2. Comparación de la tasa respirométrica neta de biomasa suspendida durante los diferentes ciclos del reactor.

Se realizaron pruebas de sólidos volátiles para conocer la biomasa presente en los tres litros del reactor; de este modo, teniendo la tasa neta y la cantidad de biomasa, se obtuvo la tasa específica de consumo de oxígeno de todo el biorreactor por parte de la biomasa suspendida (Figura 3). Para ello, se dividió la tasa neta respirométrica entre la concentración de biomasa.

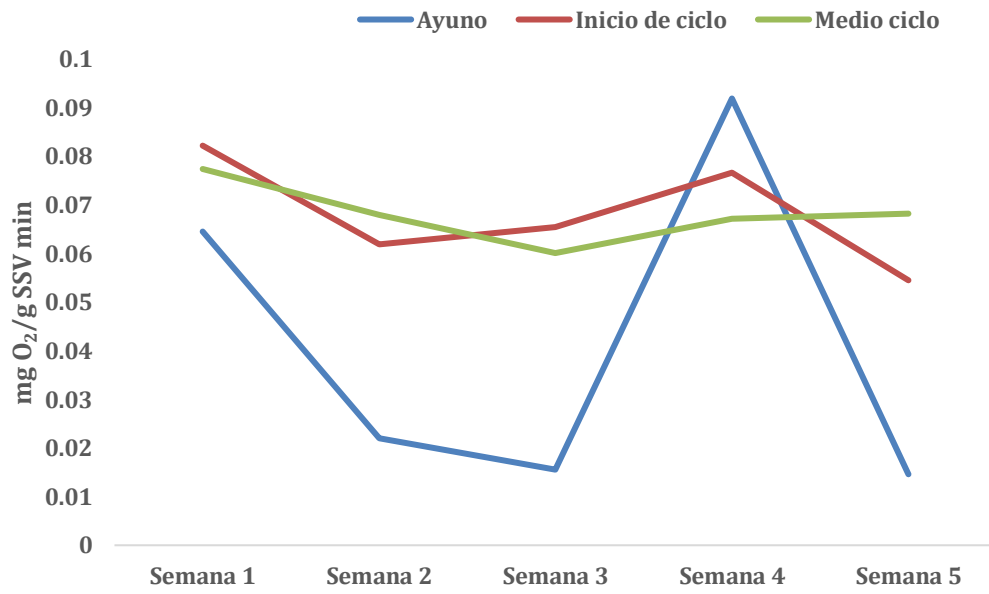


Figura 3. Tasa respirométrica específica de biomasa en distintos ciclos para los tres momentos de alimentación estudiados.

## ANEXO 2. TASAS RESPIROMÉTRICAS EN ACARREADORES ETAPA SBR-IFAS

En el caso de los acarreadores de nanofibra, para obtener la tasa respirométrica global de la biopelícula se realizó el mismo proceso que con la biomasa suspendida, restando el valor obtenido del agua de prueba. Los resultados obtenidos se muestran en la siguiente figura:

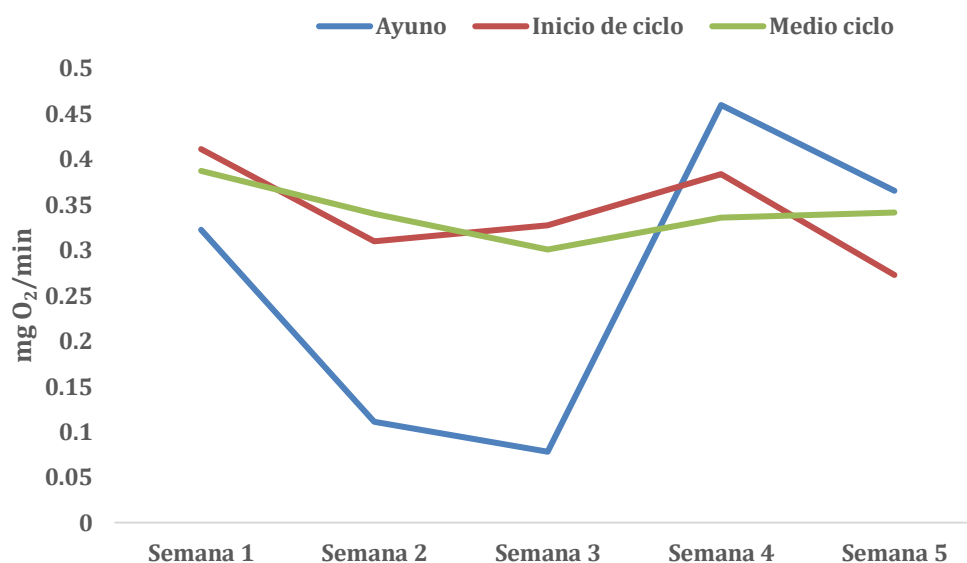


Figura 4. Comparación de la tasa respirométrica global en mg O<sub>2</sub>/min, en acarreadores, durante diferentes etapas del ciclo, a lo largo de 5 semanas.

Para obtener la tasa respirométrica neta de la biopelícula, se realizó el mismo proceso que con la biomasa suspendida, restando el valor obtenido del agua de prueba. Los resultados obtenidos se muestran en la siguiente figura:

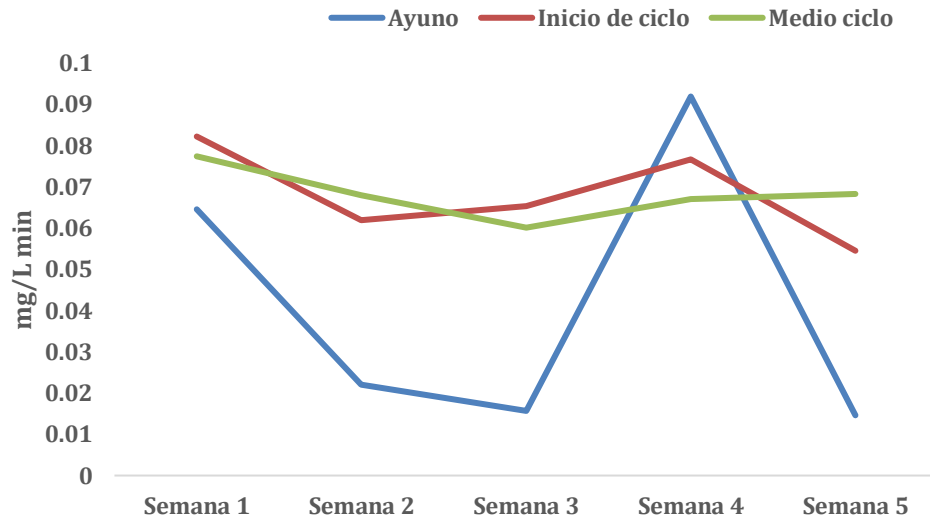


Figura 5. Comparación de la tasa específica respirométrica de acarreadores de nanofibra durante los diferentes ciclos del reactor

La tasa específica (Figura 6), fue obtenida multiplicando la tasa global por la cantidad de biomasa por acarreador y esto a su vez, por 50, que corresponde al número de acarreadores presentes en el biorreactor.

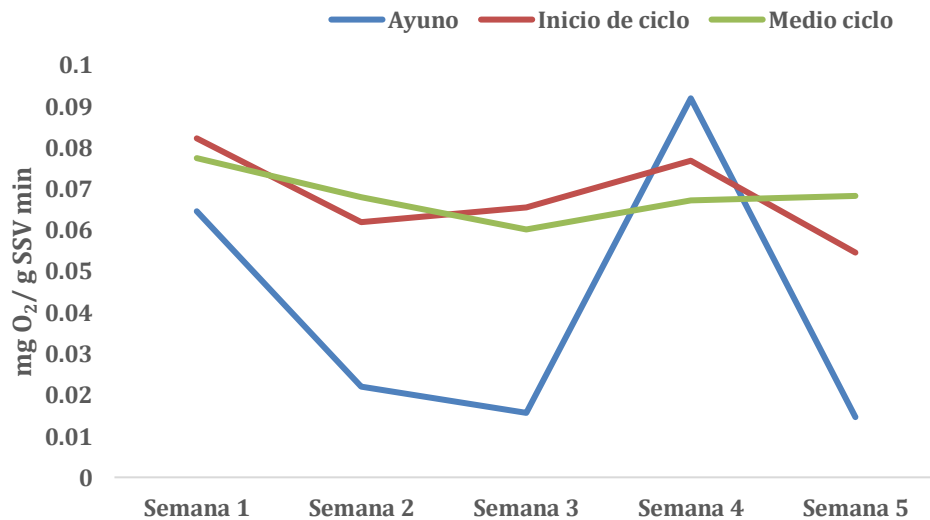


Figura 6. Tasa específica respirométrica en mg O<sub>2</sub>/ mg SSV min de acarreadores en distintos ciclos

### ANEXO 3. PROTOZOA Y METAZOA

A continuación, se muestra el seguimiento completo de microorganismos SB-CAS en la segunda etapa experimental a lo largo 48 días de experimentación y dos distintos ciclos de alimentación: 12 y 24 horas

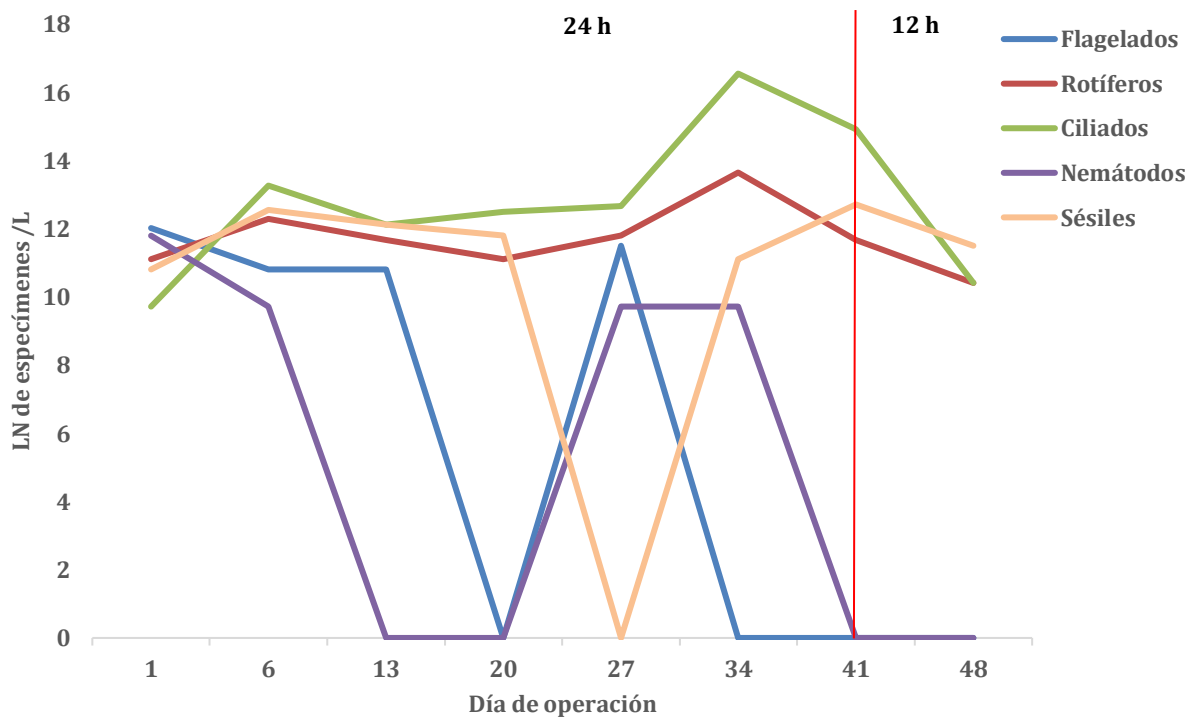


Figura 7. Seguimiento de la microbiota presente en el SB-CAS, el número de organismos fue convertido a logaritmo natural para un manejo más sencillo

También se muestra el seguimiento completo de organismos para el biorreactor SB-MBBR a continuación:

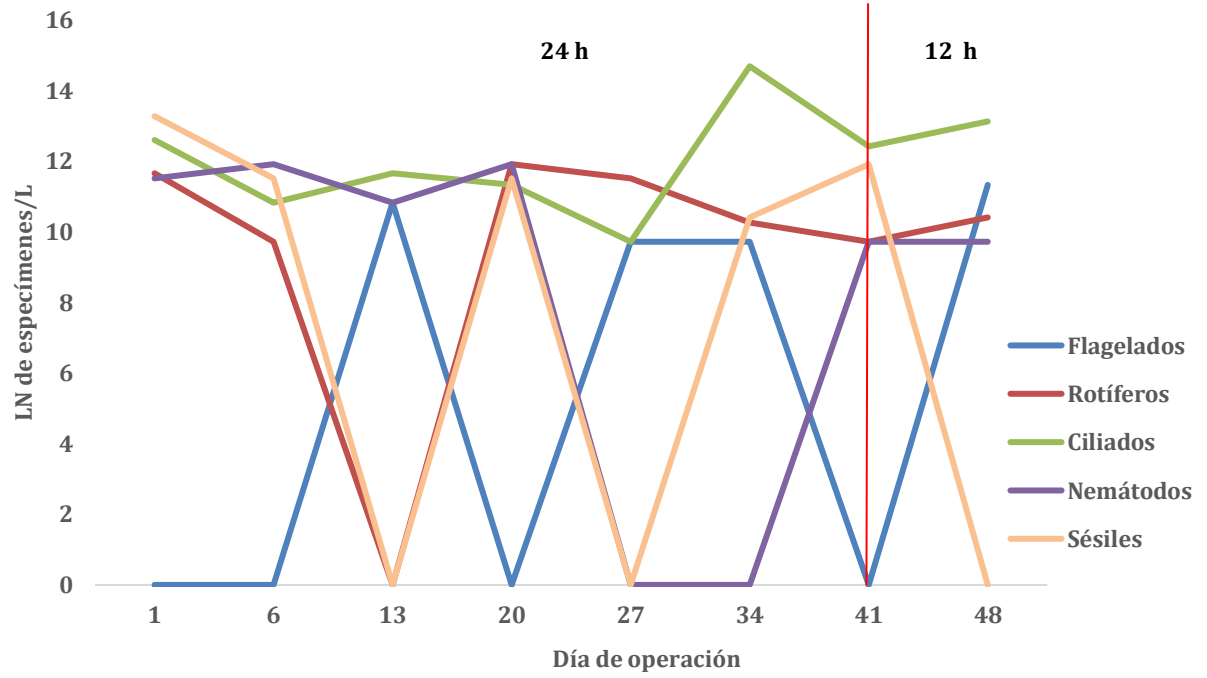


Figura 8. Seguimiento de la microbiota presente en el SB-MBBR, el número de organismos fue convertido a logaritmo natural para un manejo más sencillo