



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA  
BIOLOGÍA EXPERIMENTAL**

**Comparación de dos estrategias de colonización bacteriana sobre acarreadores de nanofibra  
para el tratamiento de agua residual textil**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

**Biól. Iván Andrés Arredondo Fragoso**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Francisco José Torner Morales  
Facultad de Estudios Superiores Iztacala**

**Comité tutorial: Dr. Justo Salvador Hernández Avilés  
Facultad de Estudios Superiores Zaragoza  
Dra. Martha Martínez García  
Facultad de Estudios Superiores Iztacala**

Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, Septiembre, 2021



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**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.





**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA  
BIOLOGÍA EXPERIMENTAL**

**Comparación de dos estrategias de colonización bacteriana sobre acarreadores de nanofibra  
para el tratamiento de agua residual textil**

**TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:**

**Biól. Iván Andrés Arredondo Frago**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Francisco José Torner Morales  
Facultad de Estudios Superiores Iztacala**

**Comité tutorial: Dr. Justo Salvador Hernández Avilés  
Facultad de Estudios Superiores Zaragoza  
Dra. Martha Martínez García  
Facultad de Estudios Superiores Iztacala**

**Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, 2021**

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

OFICIO CPCB/741/2021

ASUNTO: Oficio de Jurado

**M. en C. Ivonne Ramírez Wence**  
**Directora General de Administración Escolar, UNAM**  
**Presente**

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Subcomité de Biología Experimental y Biomedicina del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **21 de junio de 2021** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **(Biología Experimental)** del estudiante **ARREDONDO FRAGOSO IVÁN ANDRÉS** con número de cuenta **309062675** con la tesis titulada **“Comparación de dos estrategias de colonización bacteriana sobre acarreadores de nanofibra para el tratamiento de agua residual textil”**, realizada bajo la dirección del **DR. FRANCISCO JOSÉ TORNER MORALES**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DRA. PATRICIA BONILLA LEMUS  
Vocal: DRA. AURORA MARGARITA PAT ESPADAS  
Vocal: DR. DIEGO DE JESÚS CHAPARRO HERRERA  
Vocal: DRA. ROSA LAURA CAMARENA MEJÍA  
Secretario: DR. JUSTO SALVADOR HERNÁNDEZ AVILÉS

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**ATENTAMENTE**  
**“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”**  
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 13 de agosto de 2021

**COORDINADOR DEL PROGRAMA**



**DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA**



**COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Unidad de Posgrado, Edificio D, 1º Piso. Circuito de Posgrados, Ciudad Universitaria  
Alcaldía Coyoacán. C. P. 04510 CDMX Tel. (+5255)5623 7002 <http://pcbiol.posgrado.unam.mx/>

## **AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES**

Al posgrado en Ciencias Biológicas, U.N.A.M. por permitirme continuar con mis estudios.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo brindado a través de la beca de posgrado para poder estudiar la Maestría en Ciencias Biológicas (CONACYT-PNPC, 958928)

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) por el financiamiento que permitió la realización y término de la investigación desarrollada en mi tesis, a través del proyecto UNAM DGAPA-PAPIIT-IN223020.

Al Programa de Apoyo a los Profesores de Carrera (PAPCA) de la FES Iztacala por el financiamiento FESI-DIP-PAPCA-2016-1 que coadyuvó al arranque de este proyecto.

Al Dr. Francisco José Torner Morales director de esta tesis por el apoyo y seguimiento en este proceso.

A los miembros de mi comité tutorial: Dr. Justo Salvador Hernández Avilés y a la Dra. Martha Martínez García por sus observaciones y aportaciones a la investigación.

## **AGRADECIMIENTOS PERSONALES**

En primer lugar, a mi familia por siempre estar atentos a mi desarrollo y ayudarme personalmente, así como profesionalmente.

A Lukáš Dvořák PhD, del Centro de Nanomateriales, Tecnologías Avanzadas e Innovación de la Universidad Técnica de Liberec (Centre of Nanomaterials, Advanced Technologies and Innovation of the Technical University of Liberec) por aportar a este proyecto los soportes de biomasa que se emplearon para esta investigación.

Al Grupo de Investigación CyMA de la FES Iztacala por el acceso a las instalaciones y su interés en esta investigación, particularmente a la maestra Esperanza del Socorro Robles Valderrama y su Grupo de Calidad de Agua por su colaboración y apoyo para este proyecto.

A mis compañeros del Laboratorio de remoción de contaminantes en agua, los estudiantes de la carrera de Biología Andrea Guadalupe Rojo Padua y Juan Andrés Esquivel Bautista por su apoyo en la parte experimental del proyecto.

# ÍNDICE

1. RESUMEN .....	1
2. MARCO TEÓRICO.....	3
2.1 Problemática actual del agua .....	3
2.2 Estado actual del agua en México.....	4
2.3 Agua residual.....	5
2.4 La industria textil en México .....	5
2.5 Procesos textiles.....	6
2.6 Impacto del agua residual textil.....	9
2.7 Tratamiento de aguas residuales .....	11
2.8 Calidad del agua .....	13
2.9 Tratamiento biológico de aguas residuales.....	17
2.10 Biorreactores de biomasa suspendida .....	22
2.11 Biorreactores de biomasa soportada.....	23
2.12 Antecedentes de desempeño de MBBR en tratamientos de agua residual textil .....	26
3. JUSTIFICACIÓN.....	31
4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	31
5. HIPÓTESIS.....	32
6. OBJETIVO .....	32
7. MATERIALES Y MÉTODO .....	33
7.1 Determinación de rampa de alimentación para la aclimatación del biorreactor doméstico .....	34
7.2 Protocolo experimental para la comparación de las dos estrategias de colonización de acarreadores de nanofibra.....	38
7.3 Diseño de los biorreactores .....	41
7.4 Cuantificación de biomasa suspendida en procesos biológicos .....	42
7.5 Seguimiento de la biopelícula .....	43
7.6 Parámetros físicoquímicos de control.....	44
Demanda Química de Oxígeno (DQO) .....	45
Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día (DBO <sub>5</sub> ).....	46
7.7 Técnicas para determinar colonización de acarreadores .....	46
7.7.1 Determinación de tasas respirométricas .....	46
7.8 Comparación de resultados .....	52
8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	54
8.1 Seguimiento de biomasa .....	55



8.2 Tasas Respirométricas.....	61
8.2.1 Tasa Específica de Consumo de Oxígeno (SOUR).....	61
8.2.2 Tasa Global de Consumo de Oxígeno (GOUR).....	65
8.3 Desempeño de los Biorreactores .....	69
9. CONCLUSIONES .....	74
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	76
11. ANEXOS.....	92

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Precipitación pluvial anual en México (CONAGUA, 2018) .....	4
Figura 2. Procesos de la industria textil, sus componentes y efluentes. (modificado de Verma et al., 2012, Yaseen y Scholz, 2019, Lu, et al., 2010). .....	8
Figura 3. Clasificación del tratamiento biológico de aguas residuales (Tchobanoglous et al., 2003) .....	22
Figura 3 bis. Ejemplos de soportes utilizados en los MBBR.....	26
Figura 4. . Acarreador de nanofibras de poliuretano a escala (2:1). .....	34
Figura 5. Imagen del montaje experimental para la rampa de aclimatación. Cada matraz fue colocado como un biorreactor de lodos activados con 180 ml de volumen de trabajo, bajo un esquema discontinuo secuencial. ....	37
Figura 6. Montaje de los biorreactores. A la izquierda se observa el MBBR de aclimatación doméstica y a la derecha el MBBR textil. ....	39
Figura 7. Diagrama de flujo del protocolo experimental para la comparación de dos estrategias de colonización.....	40
Figura 8. Diseño del MBBR utilizado en la comparación de estrategias de colonización. ....	41
Figura 9. Acarreadores con biopelícula formada. ....	44
Figura 10. Ejemplo de la tasa respirométrica. ....	48
Figura 11. SSV expresados en $\text{mg l}^{-1}$ de biomasa suspendida para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera .....	56
Figura 12. SSV de biopelícula para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.....	57
Figura 13. Concentración de $\text{DBO}_5$ en el influente de ambos MBBR a través del tiempo en el segundo lote muestreado para las últimas etapas de alimentación. Las verticales rojas representan el cambio de etapa. ....	58
Figura 14. SOUR de biopelícula para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.....	62
Figura 15. Diagrama de medias entre etapas en el biorreactor de aclimatación para la SOUR de biopelícula. ....	63
Figura 16. SOUR de biomasa suspendida para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera. ....	65
Figura 17. GOUR de biopelícula para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.....	66
Figura 18. Diagrama de medias entre etapas en el biorreactor de aclimatación para la GOUR de biopelícula. ....	68
Figura 19. GOUR de biomasa suspendida para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera. ....	69
Figura 20. Porcentajes de Remoción de DQO en ambos biorreactores. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.....	70
Figura 21. DQOs removidas y $\text{DBO}_5$ de entrada a través del tiempo de operación de ambos biorreactores. ....	71
Figura 22. Biopelícula en los ensayos de la rampa de aclimatación. ....	92
Figura 23. GOUR en los ensayos de la rampa de aclimatación. ....	93
Figura 24. SOUR en los ensayos de la rampa de aclimatación .....	93
Figura 25. Comparación de SSV, SOUR y GOUR de la rampa de aclimatración y la repetición .....	95

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Niveles de tratamiento de aguas residuales (Gupta et al., 2012; Riffat, 2013; Morató, 2009).....	13
Cuadro 2. Normas Oficiales Mexicanas en calidad del agua. ....	14
Cuadro 3. Primer Ensayo de tratamientos de aclimatación de agua residual doméstica a textil para determinar la rampa óptima de cambio de alimentación. ....	36
Cuadro 4. Repetición de la rampa de aclimatación. ....	38
Cuadro 5. Remoción de DQO en investigaciones previas. ....	73

## ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1. Medición de sólidos suspendidos totales. ....	43
Ecuación 2. Obtención de los sólidos suspendidos volátiles en $\text{mg l}^{-1}$ ....	43
Ecuación 3. Fórmula para determinar el consumo de $\text{DBO}_5$ . ....	46
Ecuación 4. Tasa de consumo de oxígeno. ....	49
Ecuación 5. Tasa de consumo del agua de prueba. ....	49
Ecuación 6. Tasa de consumo de oxígeno corregida. ....	50
Ecuación 7. Medición de la SOUR de la biopelícula en acarreadores. ....	51
Ecuación 8. SSV de la prueba de biopelícula. ....	51
Ecuación 9. SOUR de la biomasa suspendida. ....	51
Ecuación 10. SSV de la prueba de biomasa suspendida. ....	51
Ecuación 11. GOUR de biopelícula de los acarreadores. ....	52
Ecuación 12. GOUR de la biomasa suspendida. ....	52

## ÍNDICE DE ABREVIATURAS

COT: Carbono Orgánico Total
DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO: Demanda Química de Oxígeno
EPS: Sustancias Poliméricas Extracelulares (por sus siglas en inglés)
GOUR: Global Oxygen Uptake Rate (Tasa Global de Consumo de Oxígeno)
LMP: Límite Máximo permisible
MBBR: (Moving Bed Bioreactor), Reactores de biopelícula de lecho móvil
MBR: (Membrane Bioreactor), Rectores biológicos de membrana
NOM: Norma Oficial Mexicana
OD: Oxígeno Disuelto
SSF: Sólidos suspendidos Fijos
SST: Sólidos suspendidos Totales
SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles
SBR: Reactor discontinuo secuencial
SB-MBBR: Biorreactores discontinuos secuenciales de lecho móvil
SOUR: Specific Oxygen Uptake Rate (Tasa específica de consumo de oxígeno)
TRH: Tiempo de retención/residencia hidráulico
TRL: Tiempo de retención/residencia de lodos

## 1. RESUMEN

Los reactores de biopelícula de lecho móvil (por sus siglas en inglés MBBR) se utilizan en procesos de tratamiento biológico de aguas residuales, donde la biomasa bacteriana crece sobre soportes de libre movimiento formando biopelículas. Sin embargo, los soportes han presentado problemas relacionados con su forma y material para ser colonizados. En este estudio se compararon dos estrategias de colonización bacteriana sobre acarreadores de nanofibra de poliuretano para el tratamiento de agua residual textil. Con un ensayo preliminar se determinó una rampa de aclimatación de lodo doméstico de 9 días, para tratar agua residual textil pura. Posteriormente se utilizaron dos biorreactores en modalidad discontinua secuencial (por sus siglas en inglés SBR) para comparar la colonización de los acarreadores entre un lodo activado doméstico en proceso de aclimatación y un lodo activado ya aclimatado al agua residual textil (SB-MBBR de aclimatación y SB-MBBR textil respectivamente). Dicho experimento se dividió en 5 etapas: crecimiento, colonización, estabilización, biopelícula y tiempo de ciclo. Se dio seguimiento a la biomasa midiendo los Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), las tasas de consumo de oxígeno específica y global (por sus siglas en inglés SOUR y GOUR respectivamente) y la degradación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Los resultados mostraron que la biopelícula para ambos MBBR tuvo el mismo patrón de formación de biomasa, con una concentración máxima de 21.2 y 37.7 mg de SSV por acarreador para el MBBR de aclimatación y textil respectivamente. Esto, junto con las tasas respirométricas, sugiere que: el proceso de colonización puede partir de cualquiera de las dos estrategias utilizadas llegando a un desempeño similar; que un lodo activado doméstico con tiempo corto de aclimatación puede colonizar acarreadores de nanofibra, y que la estrategia de diseño de los SB-MBBR pudo coadyuvar a la exitosa colonización de los acarreadores, los cuales además mostraron que la biopelícula fue capaz de adaptarse a cambios en la calidad del influente del proceso.

**Palabras clave:** MBBR, SBR, acarreadores de biomasa, nanofibra de poliuretano, colonización, aclimatación, agua residual textil.

## ABSTRACT

Moving bed biofilm reactors (MBBR) have been used in biological wastewater treatment processes, where bacterial biomass grows over free-moving carriers forming biofilms. However, carriers have presented problems to be colonized related to their shape and materials. In this study we compared two colonization strategies over polyurethane nanofiber carriers for textile wastewater treatment. With a preliminary test, a 9-day slope for domestic activated sludge acclimation was determined to achieve pure textile wastewater treatment. Subsequently two sequencing batch reactors (SBR) were used to compare the colonization of the carriers by the domestic sludge in the aforementioned acclimation process and by an activated sludge already treating textile wastewater (acclimation SB-MBBR and textile SB-MBBR respectively). Such experiment was divided in 5 stages: growth, colonization, stabilization, biofilm and cycle time. Biomass (as VSS), oxygen uptake rates (specific, SOUR and global, GOUR) and degradation performance (COD removal) were measured. It was found that the biofilm for both MBBR had the same biomass formation pattern, with a maximum biofilm content of 21.2 y 37.7 mg VSS per carrier for acclimation MBBR and textile MBBR, respectively. This findings along with the oxygen uptake rates, suggest that: the colonization process was successful starting from either of the two strategies tested and achieving a similar performance; a domestic activated sludge with short acclimation time was able to colonize the nanofiber carriers, due to quick biofilm formation; and that the designed strategy of communicating concentric tanks could contribute to the successful colonization of the carriers, which also showed that the biofilm was able to adapt to the changes in the influent quality. Further research is suggested especially in population dynamics studies of these processes and their changes.

**Keywords:** MBBR, SBR, biomass carriers, polyurethane nanofibers, colonization, acclimation, textile wastewater.

## 2. MARCO TEÓRICO

### 2.1 Problemática actual del agua

El volumen total de agua aproximado que existe en la tierra es de 1386 millones de km<sup>3</sup>, pero se estima que solo 1500 km<sup>3</sup> es agua dulce (UNESCO, 2019). Lo anterior implica que el 97 por ciento es salada, mientras que el 2.5 por ciento es dulce, de la cual la mayoría se encuentra inaccesible en glaciares o en los polos, así que se dispone del 0.5 por ciento para consumo ya sea en forma subterránea o superficial (CONAGUA, 2016).

Aunado a lo anterior, la escasez de los recursos naturales en el mundo ha aumentado durante los últimos años, debido al incremento demográfico de la población mundial y de los servicios o productos que esta necesita, como se observa con el abasto de agua. La demanda de agua se da principalmente por la urbanización, la industrialización y aumento en la producción agrícola (Jiménez *et al.*, 2010). El uso del agua ha venido aumentando en todo el mundo desde los años 80 del siglo pasado (UNESCO, 2018). Se ha estimado que en los últimos cien años el consumo de agua mundial se ha incrementado alrededor de seis veces y esta cifra continua en crecimiento (Wada *et al.*, 2016). Burek *et al.* (2016) han desarrollado un estudio de pronóstico del consumo mundial de agua, en donde se evalúa que el aumento en el consumo sea de un 20% a 30% respecto al actual (4.600 km<sup>3</sup> al año).

Por su parte la demanda industrial y doméstica de agua aumentará mucho más rápidamente que la agrícola, aunque este último sector seguirá siendo el principal consumidor de agua en el mundo, llevando a que el mayor incremento de la demanda de agua se produzca en países con economías emergentes o en desarrollo (UNESCO, 2018). La agricultura representa aproximadamente el 70% de la captación total de agua dulce global, el 15% es empleada para la generación de energía, el 5% para la industria y el último 10% para uso doméstico incluyendo agua potable, saneamiento e higiene (UNESCO, 2018).

## 2.2 Estado actual del agua en México

Anualmente México recibe aproximadamente 1,449,471 millones m<sup>3</sup> de agua en forma de precipitación, existiendo una distribución diferenciada en el país (Figura 1). De esta agua, se estima que el 72.1% se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 21.4% escurre por los ríos o arroyos, y el 6.4% restante se infiltra al subsuelo de forma natural y recarga los acuíferos (CONAGUA, 2018).

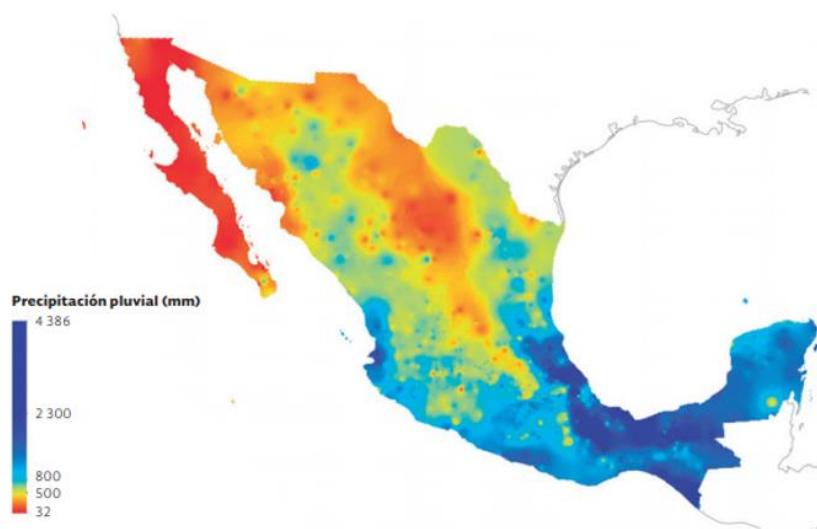


Figura 1. Precipitación pluvial anual en México (CONAGUA, 2018)

En México los usos y volúmenes concesionados a los distintos usos es por el Registro Público de Derechos del Agua (REPDA), donde el principal es para uso agrícola con 76%, seguido de abastecimiento público (14.4%), que consiste en aprovechar el agua entregada por las redes de agua potable, en el abastecimiento a los usuarios domésticos, así como a diversas industrias y servicio. Para el uso industrial integrado es de 4.9%; en este sector se incluye minería, generación, transmisión y distribución de energía eléctrica, suministro de agua y gas por ductos al consumidor final, construcción e industrias manufactureras, mientras que, para la energía eléctrica que refiere a las centrales de vapor duales, carboeléctricas, de ciclo combinado, de turbogás y de combustión interna, el porcentaje otorgado es de 4.7% (CONAGUA, 2018).

De estos volúmenes el 60.9% del agua utilizada para uso consuntivo proviene de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), mientras que el 39.1% restante corresponde a fuentes subterráneas (acuíferos) (CONAGUA, 2018).

### 2.3 Agua residual

Tchobanoglous *et al.* (2003) definen a las aguas residuales como una combinación de líquido que lleva consigo contaminantes generados de casas, instituciones, comercios e industrias, junto con agua subterránea, superficial y pluvial. Por aguas residuales se entiende a la acción y efecto antropogénico de introducir materias contaminantes de modo directo o indirecto implicando alteraciones perjudiciales de su calidad con relación a los usos posteriores o con su función ecológica (Díaz-Cuenca *et al.*, 2012). El agua residual se clasifica de acuerdo con la fuente de la que proviene ya sea industrial o doméstica (Tchobanoglous *et al.*, 2003)

### 2.4 La industria textil en México

La manufactura textil, es uno de los sectores productivos que más importancia ha tenido durante los últimos años, esta ha presentado apertura económica y comercial en México. Gracias a ellos, México se convirtió en el principal exportador de productos textiles de Estados Unidos en la década de los 90 (Rodríguez y Fernández, 2006). A pesar de ello, durante los últimos años, en especial 2018 y 2019 la industria textil y de calzado tuvo un decremento en el valor del Producto Interno Bruto del País (PIB) (-2.7% y -2.0% respectivamente), hecho que ocurre desde el 2016.

La industria textil y de la confección están delimitadas con base en el Sistema de Clasificación Industrial de América del Norte. De acuerdo con INEGI (2020), del 100% del PIB producido por esta industria el 40% corresponde a los procesos textiles, mientras que el 60% la industria de la confección representado 133 028 millones de pesos. En el nivel nacional el Estado de México registró la mayor producción textil del país, seguido por Puebla e Hidalgo. Dentro de los municipios con mayor producción destacan Tepeji del Río, Puebla y Tlalnepantla de Baz, , entre otros (INEGI, 2020).



## 2.5 Procesos textiles

Las industrias textiles pueden estar clasificadas de dos maneras de acuerdo con Chandrakant *et al.* (2016), fabricación en seco y húmedo. La industria de la fabricación en seco es el que genera la mayor parte de residuos sólidos, mientras que la fabricación en húmedo es donde se genera la mayor concentración de contaminación líquida. Dentro de las industrias clasificadas con procesos en húmedo, se llevan a cabo diferentes operaciones como son aprestar, desaprestar, fregado, blanqueo, mercerización, tintado, impresión y acabado (Figura 2) (Chandrakant *et al.*, 2016).

### **Aprestador**

El algodón y algunos hilos artificiales se aprestan, es decir, se les da dureza con ciertas soluciones antes de hilar o antes de tejer, para ganar resistencia y minimizar la rotura de las fibras (Correia *et al.*, 1994). En este proceso se aplican sustancias como almidón o almidón modificado (Bisschops y Spanjers, 2003). Aunque Grau (1991) menciona que para este proceso también es utilizado alcohol polivinílico, acetato de polivinilo y carboximetilcelulosa.

### **Desaprestador**

Los residuos del paso anterior obstaculizan la molécula de tinte con la tela afectando seriamente a los siguientes procesos que son el blanqueado y la tinción, (Chandrakant *et al.*, 2016). Existen muchas técnicas para lograr el desaprestado como son simple putrefacción, uso de ácidos, por oxidación y o usando un proceso enzimático (Chand *et al.*, 2014); por ejemplo, las  $\alpha$ - y  $\beta$ -amilasas a temperaturas alrededor de 40 - 70 °C y valores de pH de 4.6 - 7.0 (Vigo, 2014).

### **Blanqueado**

Es un proceso de oxidación que generalmente se produce utilizando peróxido de hidrógeno, hipoclorito de sodio o clorito de sodio (Correia *et al.*, 1994). Los productos químicos auxiliares como el ácido sulfúrico, el ácido clorhídrico, la sosa cáustica, el bisulfito de sodio, los tensoactivos y los agentes quelantes son los que

llevan más contaminación. El agua residual de este proceso tiene niveles bajos de DBO, pero altos en sólidos suspendidos (Correia *et al.*, 1994).

### **Mercerización**

Este tratamiento preparatorio es necesario para modificar la estructura del algodón y, por lo tanto, lograr propiedades físicas (absorción de tinte y brillo) y mecánicas mejoradas como la tenacidad, alargamiento y trabajo de ruptura (Khajavi, 2015). Generalmente se aplica a telas con alta concentración de algodón, para ello se utiliza una solución de NaOH y después ácidos para neutralizarlo (Correia *et al.*, 1994).

### **Teñido e impresión**

Los colorantes son generalmente moléculas pequeñas que comprenden dos componentes clave: el cromóforo, responsable del color, y el grupo funcional, que une el colorante a la fibra. El teñido provoca una contaminación fácil de reconocer, el color (Correia *et al.*, 1994). En la industria textil se han utilizado más de 10,000 colorantes y pigmentos diferentes (Chen *et al.*, 2015); entre estos tintes existen compuestos de azufre, ácidos, básicos, dispersos, directos, reactivos y tintes de tina o balde (Varadarajan, 2016).

Existen 3 tipos de tinción: en masa, pigmento y por agotamiento. En la primera el teñido de fibra sintética se realiza antes de la formación de fibra; por pigmento el colorante insoluble se fija en la superficie de la fibra mediante aglutinantes. Mientras el agotamiento se define como la cantidad de tinte absorbida por el material, dividido por la masa total inicial de tinte en el baño, para un baño de volumen constante (Mohammad *et al.*, 2016).

### **Acabado**

Las actividades de acabado están destinadas a dar a los tejidos las propiedades visuales, físicas y estéticas que los consumidores demandan (Bullon *et al.*, 2017). El proceso de acabado se utiliza para mejorar las propiedades definidas en la tela, como suavizante, impermeabilizante, y protector contra rayos UV y antibacteriana, los cuales se añaden a la tela en el proceso de acabado (Chandrakant *et al.*, 2016).

El producto se lava en un rango de jabón abierto para eliminar los tintes no fijados. Luego, se trata con almidones para terminar el tejido. Los otros materiales pueden ser dextrinas, ceras naturales o sintéticas y resinas sintéticas (Patel y Vashi, 2015).

Cada uno de los procesos involucrados en la industria textil producen aguas residuales, cabe resaltar que la recolección de estas se hace mediante la mezcla de todas ellas, es decir, en la mayoría de las industrias textiles las aguas residuales no son separadas por proceso, sino que se tiene un solo depósito final para ellas (Jegatheesan *et al.*, 2016).

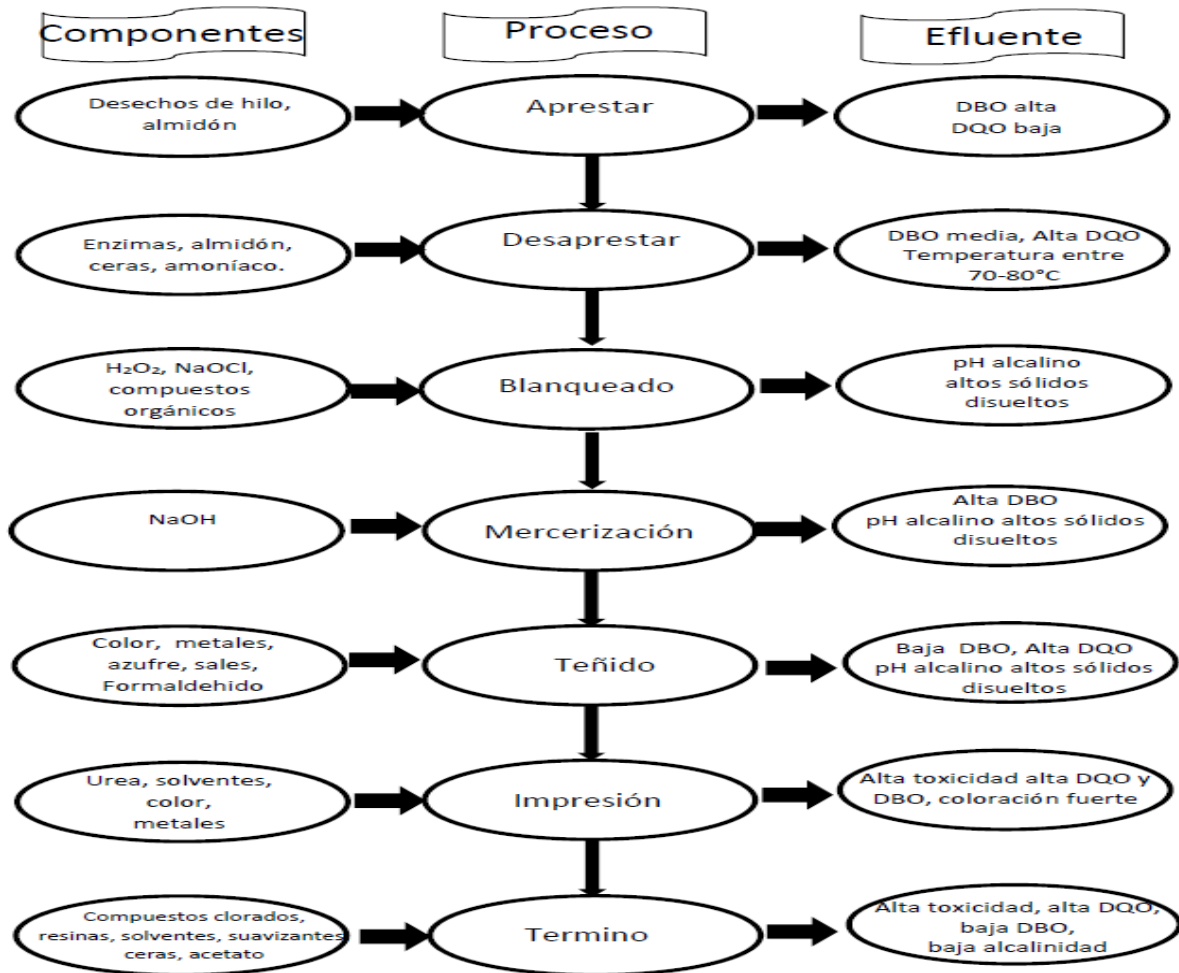


Figura 2. Procesos de la industria textil, sus componentes y efluentes. (modificado de Verma *et al.*, 2012, Yaseen y Scholz, 2019, Lu, *et al.*, 2010).

## 2.6 Impacto del agua residual textil

Dada pues su complejidad, los efluentes del agua residual de la industria textil son uno de los mayores problemas en países en vías de desarrollo (Şahinkaya, 2013), siendo esta actividad económica la que más agua y químicos utiliza para su desempeño (Soares *et al.*, 2017). Arslan-Alaton y Alaton (2007), mencionan que la industria textil consume alrededor de 3000 m<sup>3</sup> por día, y alrededor de 80 a 100 m<sup>3</sup> por kilogramo de textil terminado (Rosi *et al.*, 2007) por lo que es considerada como la industria que más contaminación aporta (Rosi *et al.*, 2007 en Bilinska *et al.*, 2016).

Debido a los procesos de la industria textil, las características del agua residual textil varían (Bisschops y Spanjers, 2003), además del origen textil depende de distintos factores como el procesamiento de los hilos, tipo de fibras, entre otros (Soares *et al.*, 2017), así como de la calidad del producto final y la demanda del consumidor (Arslan-Alaton y Alaton 2007).

Las aguas residuales vertidas tienen una fracción orgánica recalcitrante considerable, normalmente asociada con colorantes, tensoactivos y otros aditivos (Soares *et al.*, 2016). Los sitios de descarga del agua residual textil están caracterizados por incremento en la alcalinidad, salinidad, color y toxicidad (Paździor *et al.*, 2017).

Los principales productos químicos que se usan generalmente durante los procesos de tinción están compuestos por una mezcla de diferentes tipos de colorantes y diferentes productos auxiliares, como ácidos orgánicos, agentes de fijación, agentes reductores, agentes oxidantes y otros (Arslan-Alaton y Alaton; Soares *et al.*, 2017). Kant (2012) reporta que se utilizan alrededor de 8000 productos químicos; entre los que destacan el cloro, acarreadores de halógeno, aminas cancerígenas, formaldehído libre, biocidas, sales, moléculas surfactantes, desinfectantes, solventes y suavizantes (Jadhav *et al.*, 2015).

El efluente típico de la industria textil se caracteriza por una alta demanda química de oxígeno (DQO), una moderada demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos totales disueltos (STD) (Varadarajan y Venkatachalam, 2015), variaciones de pH,

salinidad y alta concentración de color (Şahinkaya, 2013). Esto debido a que contienen colorantes sintéticos, dispersantes, bases, ácidos, detergentes, sales, oxidantes, tensoactivos, compuestos inhibidores, grasas y aceites, sustancias tóxicas, o sales, dependiendo del proceso textil particular (Hayat *et al.*, 2015).

Sin embargo, el mayor problema ambiental se encuentra en los colorantes que la industria textil usa para su producción. Se ha estimado que más del 10 al 15% del colorante total utilizado en la fabricación de tintes y la industria textil se libera al medio ambiente durante su proceso de síntesis y tinción (Sarayu y Sandhya, 2012). Los tintes utilizados por las industrias textiles son principalmente sintéticos, típicamente derivados del alquitrán de hulla y productos intermedios a base de petróleo. Existen muchas clasificaciones para los tintes, ya sea por su estructura color o método de aplicación (Sen, 2013). Las moléculas que están destinadas a dar color se llaman cromóforos, compuestos por grupos etileno ( $-C=C-$ ), azo ( $-N=N-$ ), carbonilo ( $-C=O$ ), metino ( $-CHO$ ), nitro ( $-NO_2$ ) y quinoides (Bharathi y Ramesh, 2013); mientras que, las moléculas destinadas para aumentar el color o el brillo se nombran auxocromos, que funcionan como donadores o aceptores de electrones (Bhatia *et al.*, 2017). Los auxocromos más importantes son el grupo amina ( $-NH_3$ ), carboxilo ( $-COOH$ ), sulfonato ( $-SO_3H$ ) e hidroxilo ( $-OH$ ) (Verma, 2012).

Las aguas residuales que contienen colorantes pueden causar graves daños al medio ambiente y causar riesgos para la salud. Se ha documentado una gran cantidad de peligros ecotoxicológicos asociados con estos efluentes industriales, que incluyen genotoxicidad, mutagenicidad, carcinogenicidad, citotoxicidad, disrupción endocrina, fototoxicidad, inmunotoxicidad y toxicidades específicas de órganos (Akhtar *et al.*, 2016), esto debido a que los efectos adversos pueden ser causados no solo por los compuestos de la mezcla original, sino incluso por sus subproductos de degradación; por ejemplo, en ocasiones si una molécula de tinte con grupos nitrogenados no es tóxica por sí misma, puede sin embargo pasar por un proceso de reducción, generalmente formando aminas aromáticas, las cuales

pueden causar daños como enfermedades cancerígenas o mutagénicas (Abiri *et al.*, 2016).

Adicionalmente, debido a que en algunos países el agua residual generada es vertida a cuerpos de agua naturales, estos se ven afectados por el cambio de color ya que los tintes limitan el paso de la luz solar, provocando daños en la estética de los recursos hídricos, reduciendo la fotosíntesis de organismos acuáticos autótrofos como plantas y algas, además de daños en otros organismos como peces y mamíferos (Kolhe y Ingole, 2020).

## 2.7 Tratamiento de aguas residuales

Ya que los efluentes generalmente son vertidos hacia cuerpos de agua naturales, para recuperar estos ecosistemas se necesita del proceso natural de autopurificación, sin embargo, la capacidad de carga en ocasiones se ve superada por la cantidad de materia orgánica, nutrientes, materia inorgánica y patógenos que se encuentran en el agua residual. Por lo que se han diseñado sistemas de tratamiento de aguas residuales, donde se pretende disminuir estos contaminantes para después ser vertidos a los cuerpos de agua naturales (Lazcano, 2016).

Para la mejor elección de tratamiento se deben considerar las siguientes características: maximización de la eficiencia de eliminación, flexibilidad para manejar concentraciones y cargas variables, costo de capital moderado, complejidad de operación y mantenimiento, así como una huella lo más reducida posible en cuanto a generación de residuos adicionales (Andreottola *et al.*, 2009).

De acuerdo con Riffat (2013) los objetivos del tratamiento de aguas residuales son la reducción y posible eliminación de:

- 1) El nivel de sólidos
- 2) La materia orgánica biodegradable
- 3) La cantidad de patógenos
- 4) El nivel de compuestos tóxicos en las aguas residuales
- 5) Nutrientes como nitrógeno y fósforo

El tratamiento de aguas residuales se puede clasificar de acuerdo con el tipo de proceso que lleven a cabo; entre estos se encuentran el tratamiento físico, químico, biológico y mixtos. Sin embargo, los procesos de tratamiento donde se incluyen tanto los de tipo físicos, químicos y biológicos se engloban en varios niveles, que son conocidos como tratamiento preliminar, primario, secundario y terciario (Cuadro 1) (Morató, 2009).

En el tratamiento preliminar una rejilla elimina objetos grandes como basura que pueda obstruir las bombas, tuberías pequeñas y procesos posteriores (EPA, 2004). El tratamiento primario implica un tratamiento físico y químico para corregir el pH de condiciones alcalinas a uno casi neutro a través de la adición de ácido, y la sedimentación física de sólidos suspendidos en clarificadores primarios (Suárez *et al.*, 2016), para reducir la carga de DBO (entre 50-75%) los Sólidos Suspendidos (65%) y grasas (Noya *et al.*, 2013).

El tratamiento secundario tiene como objetivo eliminar la concentración de la carga orgánica, ya sea disuelta o particulada. El método es la conversión de la materia orgánica a través de procesos biológicos como bacterias, protozoos, hongos entre otros. Para ello se requiere de oxígeno como principal componente en procesos aerobios y buenas condiciones de pH y temperatura. Algunos de los tratamientos en esta etapa son lodos activados, lagunas de estabilización y reactores aerobios de biopelícula (Von Sperling y Chernicharo, 2005).

El tratamiento terciario es encargado de eliminar compuestos tales como sólidos suspendidos, nutrientes y la materia orgánica remanente no biodegradable. Por lo general, el tratamiento terciario es necesario cuando deben cumplirse condiciones de descarga estrictas (remoción de nutrientes) o cuando el agua tratada está destinada a un uso en específico (Noya *et al.*, 2013). En este paso los procesos más comunes pueden ser la remoción de nutrientes y sólidos suspendidos remanentes o la desinfección (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Cuadro 1. Niveles de tratamiento de aguas residuales (Gupta *et al.*, 2012; Riffat, 2013; Morató, 2009).

Tratamiento	Proceso			Eliminación
	Físico	Químico	Biológico	
Preliminar	Cribado	No aplica	No aplica	Sólidos grandes, remoción de arenas,
	Dilaceración			
	Desgrasado			
	Homogenización			
Primario	Flotación	Neutralización	No aplica	Sólidos suspendidos, materia orgánica
	Sedimentación	Coagulación	No aplica	
	Filtración	Floculación	No aplica	
Secundario	Sedimentación	No aplica	Humedales artificiales	Eliminación de materia orgánica biodegradable, sólidos disueltos, Nutrientes
			Lodos activados	
			Sistemas de biopelículas	
			Lagunas de estabilización	
Terciario	Filtración Sedimentación	Intercambio iónico	Lagunas de producción de biomasa	Nutrientes, materia orgánica, Patógenos, Metales pesados
		Coagulación		
		Desinfección		
		Ósmosis inversa		
	Adsorción	Precipitación		

No aplica: En este proceso no aplica el tratamiento

## 2.8 Calidad del agua

En México existen las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) que regulan las características que deben reunir los procesos o servicios cuando estos puedan ser de riesgo para la seguridad o salud humana (Secretaría de Salud, 2021) (Cuadro 2). Especialmente existen Normas que rigen los límites máximos permisibles (LMP) de contaminantes en agua, así mismo, existen criterios ecológicos de la calidad del agua.



Cuadro 2. Normas Oficiales Mexicanas en calidad del agua.

Nombre	Objetivo	Aplica
NOM-001-SEMARNAT-1996	Establece los LMP de contaminantes en aguas residuales que serán descargadas a cuerpos de aguas naturales y bienes nacionales.	Los responsables de las descargas.
NOM-002-SEMARNAT-1996	Establece los LMP de contaminantes en aguas residuales que serán descargadas a sistemas de alcantarillado urbano o municipal.	Los responsables de las descargas.
NOM-003-SEMARNAT-1997	Establece los LMP de contaminantes en aguas residuales tratadas que son para reúso en servicios humanos	Entidades públicas responsables de tratamiento y reúso
NOM-127-SSA1-1994	Establece los límites permisibles de calidad y potabilización de agua para consumo y uso humano	Sistemas de abastecimiento públicos y privados
CRITERIOS ECOLÓGICOS DE CALIDAD DEL AGUA CE-CCA-001/89	Clasificar a los cuerpos de agua como aptos para distintas actividades	x

Para comprobar la calidad del agua residual es necesario medir la concentración de contaminantes tanto químicos y biológicos que estas conllevan y distintos parámetros físicoquímicos, para que estas puedan ser vertidas a cuerpos de agua natural o ser aprovechada para reúso como lo establecen las NOM.

Entre estos parámetros se encuentran temperatura, pH, alcalinidad, nutrientes, DQO, DBO, COT, metales pesados, sólidos suspendidos, coliformes fecales, huevos de helmintos, entre otros.

### Temperatura

Este parámetro es importante en el tratamiento de aguas residuales ya que muchos procesos biológicos dependen de la temperatura. Asimismo, es determinante para el desarrollo de la actividad bacteriana, cuyo rango óptimo se encuentra entre 25 °C a 35 °C. Cuando la temperatura se acerca a los 50 °C los procesos mesófilos de digestión aerobia y nitrificación bacteriana se detienen; por otro lado, cuando la

temperatura es menor a 5 °C la actividad microbiana se inhibe (Delgadillo *et al.*, 2010).

## **pH**

El pH es definido como la concentración negativa del logaritmo de iones hidronio ( $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$ ). Las soluciones que se encuentran en un rango ácido tienen mayor concentración de iones  $\text{H}^+$ , mientras que, las soluciones con rango básico tienen mayor concentración en iones  $\text{OH}^-$ . La escala de pH es de 1 a 14 donde valores menores a 7 son considerados ácidos y valores mayores a 7 son básicos, el 7 es el valor neutral del pH. El valor de pH en agua puede inhibir el crecimiento y metabolismo de los microorganismos (Spellman, 2016).

## **Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

También conocida como DQO este parámetro se define como la cantidad de un oxidante específico que reacciona con la muestra bajo condiciones controladas (APHA, AWWA, WEF 2017). Esta es una medición de la concentración teórica de oxígeno necesaria para oxidar sustancias orgánicas e inorgánicas en el agua residual. El oxidante más utilizado es el dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ), donde el cromo es reducido de  $\text{Cr}^{6+}$  a  $\text{Cr}^{3+}$  (APHA, AWWA, WEF, 2017) bajo condiciones ácidas y se mide como miligramos de “oxígeno” equivalentes a la fracción orgánica disuelta y/o suspendida por litro de disolución (Ramírez-Burgos *et al.*, 2008). Los productos finales de la reacción son dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y agua ( $\text{H}_2\text{O}$ ) principalmente.

## **Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

Se basa en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales y se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación a 20°C de la muestra de agua en un medio rico en oxígeno disuelto (NMX-AA-028-SCFI-2001). Algunas desventajas de esta prueba son que lleva cinco días en realizarse ya que los microorganismos pueden necesitar adaptarse a la muestra, además de que bajo ciertas condiciones una parte de la materia orgánica contenida en la muestra podría

no ser biodegradable (Dionisi, 2017), lo que llevaría a un sesgo en el reporte de materia orgánica total.

### **Carbono Orgánico Total (COT)**

El carbono orgánico presente en aguas naturales y residuales es el elemento principal de múltiples compuestos orgánicos en varios estados de oxidación. Para medir el COT las moléculas orgánicas que portan carbono deben convertirse en CO<sub>2</sub>, el cual puede purgarse de la muestra, secarse y transferirse mediante gas portador a un analizador infrarrojo no dispersivo o titulador colorimétrico. Alternativamente, el CO<sub>2</sub> puede separarse de la muestra a través de una membrana selectiva de CO<sub>2</sub> en agua de alta pureza, donde el aumento de la conductividad corresponde a la cantidad de CO<sub>2</sub> que pasa a través de la membrana (APHA, AWWA, WEF, 2017). Las mediciones de COT si bien son igualmente una medida indirecta de la materia orgánica, permiten conocer directamente el grado de mineralización de la misma.

### **Sólidos suspendidos y disueltos**

Los sólidos suspendidos se refieren a la materia particulada suspendida en el agua. Pueden indicar que se trata de un agua contaminada o bien servir como un parámetro para la medición de la concentración de biomasa en un proceso de tratamiento de aguas residuales a base de lodos suspendidos (APHA, AWWA, WEF, 2017). Los sólidos se pueden clasificar de acuerdo con su tamaño o por sus características químicas. Se conoce como sólidos volátiles a la fracción orgánica de estos y que pueden eliminarse después de una calcinación a una temperatura superior a 500 °C, mientras que, los sólidos que se mantienen después de este proceso son llamados sólidos fijos y representan la fracción inorgánica de la muestra. La sumatoria de ambas fracciones son los sólidos suspendidos totales en la muestra de agua y llegan a presentar un tamaño de  $1 \times 10^{-6}$  a  $1 \times 10^{-3}$   $\mu\text{m}$ . Por otra parte, los sólidos disueltos son aquellos que se encuentran integrados con el agua y son principalmente las sales disueltas (Von Sperling, 2007).

## 2.9 Tratamiento biológico de aguas residuales

Un proceso común aplicado en la depuración de aguas residuales es el biológico, donde se intenta reproducir de manera sistemática lo que ocurre en los procesos de depuración natural. La materia orgánica es mineralizada en productos inertes por mecanismos bioquímicos (Von Sperling, 2007) como oxidación o biosíntesis (Paul y Liu, 2012) por parte de microorganismos como bacterias, protozoos, microhongos, metazoos (Yildiz, 2012). En otras palabras, la materia orgánica se toma como sustrato y es transformado por microorganismos en dióxido de carbono o metano dependiendo si se aplica un tratamiento aerobio o anaerobio (Hendricks, 2011).

Los microorganismos son unidades dinámicas, las cuales consumen materiales del ambiente, generando así, biomasa y desechos celulares. Se pueden clasificar de acuerdo con la fuente de carbono que utilizan, así como la fuente de energía, la tolerancia a la temperatura y la salinidad.

En términos de fuente de carbono los organismos se pueden clasificar de dos maneras: heterótrofos y autótrofos. Los primeros toman carbono orgánico como fuente, mientras que los segundos son los que utilizan carbono inorgánico para sus funciones metabólicas (Dezotti, 2018).

Por fuente de energía se encuentran los fotótrofos que utilizan la luz solar y los quimioautótrofos que obtienen la energía necesaria para su metabolismo, utilizando compuestos inorgánicos reducidos a través de reacciones químicas.

De acuerdo con la temperatura los organismos se clasifican en distintos rangos, donde es mayor su supervivencia y velocidad de crecimiento: psicrófilos (-5 °C a 15 °C), mesófilos (10 a 50 °C), termófilos de 40 a 70°C, los hipertermófilos (70 a 120 °C). Por salinidad se clasifican en eurihalinos y estenohalinos, los primeros pueden sobrevivir en grandes rangos de salinidad, mientras que los segundos sobreviven un rango estrecho (Castillo, 2005).

De acuerdo con la necesidad de oxígeno, se conoce como organismos aerobios a aquellos que utilizan el oxígeno libre o molecular como aceptor de electrones para la respiración, los anaerobios facultativos que son los que utilizan el oxígeno para

respirar en caso de que este se encuentre presente y organismos anaerobios estrictos que pueden utilizar las formas oxidadas del nitrógeno inorgánico, del azufre, dióxido de carbono u otros compuestos inorgánicos u orgánicos como aceptor de electrones (Dezotti, 2018).

Para el tratamiento de aguas residuales los microorganismos juegan el rol más importante por la oxidación de la materia orgánica y eliminación de nutrientes. Entre los organismos más característicos en el proceso de depuración se encuentran los hongos, fitoplancton, protozoos y bacterias (Dezotti, 2018).

### **Hongos**

Son organismos eucariontes unicelulares o multicelulares, los cuales producen filamentos largos llamados hifas, que forman una masa llamada micelio. Son cosmopolitas con capacidad de crecer en hábitats con bajo pH, la mayoría de estos organismos son mesofílicos (Mara y Horan, 2003). Este grupo presenta en gran parte metabolismo aerobio, aunque también se conocen anaerobios facultativos. La pared celular de las hifas está constituida por quitina, lo que es una de las principales diferencias además de la diferenciación celular con respecto a las plantas (Bitton, 2011). La reproducción puede ser sexual o asexual por medio de esporas. Estos organismos tienen la capacidad de metabolizar materia orgánica disuelta por lo que tienen un papel importante en el reciclaje de nutrientes en los ciclos biogeoquímicos y son conocidos como saprófitos, esto lo logran gracias a endoenzimas y exoenzimas (Gerardi, 2016), coexisten e interactúan con otro grupo de microorganismos en una variedad de entornos que controlan una amplia variedad de funciones del ecosistema (Assress *et al.*, 2019) Estos organismos son capaces de degradar lípidos, proteínas, carbohidratos complejos, heteropolímeros, hidrocarburos aromáticos y otros químicos antropogénicos recalcitrantes (Maza-Márquez, 2016).

Este grupo ayuda en el tratamiento de aguas residuales ya que pueden asimilar distintos sustratos como lípidos, almidón o proteínas, además de que también ayudan en la remoción de nutrientes (Sankaran, *et al.*, 2010)

## Fitoplancton

El término fitoplancton se refiere a un grupo de organismos que flotan en la superficie del agua y dependen de la corriente del agua para su desplazamiento. El papel ecológico de estos radica en el reciclaje de compuestos inmersos en el agua, así como en la transferencia de energía (Gil *et al.*, 2009). El fitoplancton se puede clasificar de acuerdo con su tamaño: cuando mide de 0.2 a 2  $\mu\text{m}$  se llama picoplancton, de 2 a 20  $\mu\text{m}$  es nanoplancton de 20 a 200  $\mu\text{m}$  se llama microplancton y de 200 a 2000  $\mu\text{m}$  se llama mesoplancton (Reynolds, 1996).

El fitoplancton tiene vital importancia en las redes tróficas del agua, pues es considerado como la base de estas. Para las aguas residuales estos organismos son capaces de tomar los nutrientes como el fósforo para aumentar su biomasa (Muhid, *et al.*, 2013).

## Protozoos

Los protozoos son una gran colección de organismos con considerable diversidad morfológica y fisiológica, son cosmopolitas y pueden vivir en el suelo, agua marina o dulce y aguas residuales (Glymph, 2005). Se pueden presentar como organismos de vida libre o parasitarios. Todos son eucariontes y se consideran unicelulares (Galvín, 2003). La gran mayoría tiene metabolismo quimioheterótrofo (Cervantes, *et al.*, 2006), sin embargo, algunos de ellos pueden ser autótrofos cuando presentan cloroplastos (Cervantes *et al.*, 2006). Los protozoos pueden absorber alimentos solubles que se transportan a través de la membrana citoplasmática. Otros, los protozoos holozoicos, son capaces de englobar partículas como las bacterias (Bazin, 2018), los que los convierte en una parte esencial del flujo de energía (Álvarez, 2006).

La reproducción de los protozoos es asexual principalmente por fisión binaria (Riffat, 2013). Su rango de pH óptimo es de 6 a 8, aunque pueden sobrevivir en entornos con valores de pH tan bajos como 2 y tan altos como 8.7 (Cervantes *et al.*, 2006).

En aguas residuales se ha encontrado que los grupos que más predominan son los flagelados seguidos por los ciliados y amebas. Estos microorganismos tienen

funciones importantes en el tratamiento de aguas residuales, ya sea como depredadores de bacterias, en la remoción de contaminantes o como bioindicadores para saber el estado del lodo microbiano (Sanin *et al.*, 2011).

## **Bacterias**

Organismos procariontes, unicelulares, cosmopolitas, pueden tener tanto metabolismo aerobio como anaerobio, tienen reproducción asexual y se dividen por bipartición. La talla de estos organismos varía, sin embargo, generalmente oscila entre 0.3  $\mu\text{m}$  a 2  $\mu\text{m}$ , aunque existen excepciones, por ejemplo, en las bacterias filamentosas donde la talla varía de 5 a 50  $\mu\text{m}$  (Bertrand, 2015).

Existen distintas maneras de clasificar a las bacterias, una de ellas es por su forma, las más comunes son: los cocos son bacterias con morfología redonda; con morfología en forma de bastón o varilla son llamadas bacilos; y los que tienen curvas o están de manera espiral se les llama espirilos. Los tamaños que tienen cada una de estas también son diferentes, los cocos llegan a medir 1  $\mu\text{m}$  de diámetro, los bacilos miden 1  $\mu\text{m}$  de ancho y de 5 a 10  $\mu\text{m}$  de largo, mientras que, los espirilos miden hasta 30  $\mu\text{m}$  (Bitton, 2011).

Otra forma que se utiliza para la clasificación de las bacterias es de acuerdo con la tinción gram. Se dividen en gram-positivas, las cuales se tiñen de color azul después de agregar mezcla de alcohol-acetona, mientras que las gram-negativas se tiñen de color rojo, esto debido a la pared de peptidoglicano que en las bacterias gram-positivas es más gruesa (Bitton, 2011).

Las bacterias juegan un rol central en el biotratamiento de aguas residuales, pues están inmersas en los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes como lo son el nitrógeno, fósforo y azufre y la mineralización de la materia orgánica. Por ejemplo, en el ciclo del nitrógeno se han encontrado bacterias para la fijación, asimilación, mineralización, nitrificación y desnitrificación. Por otro lado, el fósforo también puede ser mineralizado por bacterias del género *Bacillus*. El azufre puede ser reducido por bacterias sulfatoreductoras como lo son *Clostridia*, *Vellionella* (Bitton, 2011). La materia orgánica es mineralizada por dos procesos diferentes, en bacterias

autotróficas se usa la fotosíntesis, mientras que, en bacterias heterotróficas se usa la respiración (Vymazal, 2008).

Los objetivos del tratamiento biológico de aguas residuales son eliminar la materia orgánica, además de los nutrientes como el fósforo y el nitrógeno (Ferrer *et al.*, 2018). Los procesos de tratamiento biológico, en comparación con otros procesos físicoquímicos de tratamiento en el mercado, son más simples y menos costosos porque no requieren extremos de pH, temperatura o potencial de oxidación (Cervantes *et al.*, 2006).

Otros parámetros que ayudan a verificar un buen tratamiento es la medición de las tasas respirométricas, las cuales tienen como objetivo el monitoreo de la actividad metabólica de bacterias heterotróficas. Se define como la determinación experimental, de la velocidad de consumo biológico de oxígeno bajo condiciones experimentales bien definidas (Vilaseca, 2007). En esta técnica se registra el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos, mismo que es utilizado para la asimilación de sustratos que se encuentran en el agua residual.

La Tasa Específica de Consumo de Oxígeno o bien *SOUR* por sus siglas en inglés es una medida que determina la cantidad de  $O_2$  consumida por las bacterias durante la descomposición de la materia orgánica fácilmente biodegradable (Mancebo *et al.*, 2014). Este parámetro se mide por unidad de biomasa con el objetivo de caracterizar la actividad microbiana (Huang *et al.*, 2019).

Existen muchas maneras de clasificar los tratamientos biológicos, ya sea por el metabolismo de los microorganismos participantes, o si éstos se encuentran en suspensión o adheridos a un soporte (Figura 3) (Tchobanoglous *et al.*, 2003; Ferrer *et al.*, 2018)



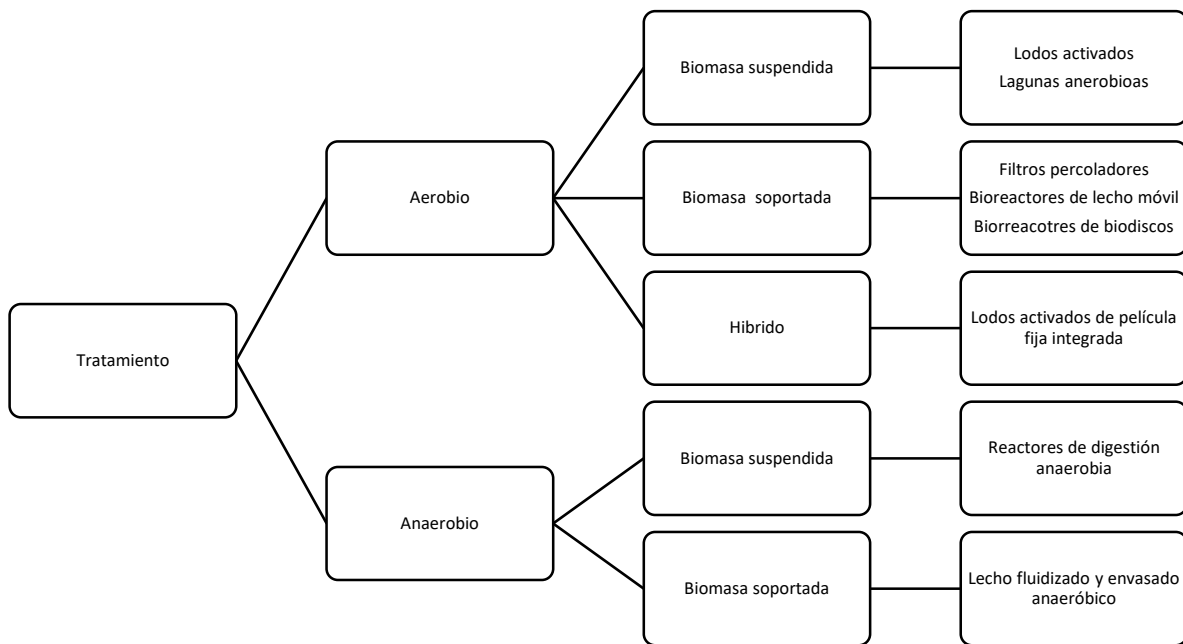


Figura 3. Clasificación del tratamiento biológico de aguas residuales (Tchobanoglous *et al.*, 2003)

## 2.10 Biorreactores de biomasa suspendida

Dentro de este tipo de reactores los más utilizados son los de lodos activados, esta tecnología se desarrolló en Inglaterra por Arden y Lockett en 1914 (Varilas y Díaz, 2008). A pesar de que ha sufrido muchas modificaciones en el proceso de tratamiento cuenta con cinco funciones básicas (Jenkins y Wanner, 2014):

- 1) Mantener en suspensión la biomasa floculante mediante aireación o por mezcla.
- 2) Oxidación de materia orgánica y particulada para producir biomasa y subproductos de la degradación.
- 3) Separación de la fase líquida y sólida para tener efluentes de mejor calidad.
- 4) Recirculación de lodos hacia el tanque de agitación.
- 5) Eliminación del exceso de biomasa suspendida a través de purgas del proceso.

## 2.11 Biorreactores de biomasa soportada

Para el tratamiento de aguas residuales con biomasa soportada los microorganismos suelen agruparse en colonias llamadas biopelículas. En el 2012 la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC) los definió como “agregados de microorganismos en donde las células son frecuentemente envueltas en una matriz extracelular de sustancias poliméricas producidas por sí mismos y adherida a otra o a algún sustrato” (Teh *et al.*, 2015). La formación de la biopelícula o *biofilm* se da por cambios fisiológicos, microorganismos con forma de vida unicelular nómada cambian a una forma sedentaria donde forman colonias con otro conjunto de células. Existen características comunes para la formación de *biofilms* (Romero, 2008):

1. Las células que los constituyen ayudan a su adhesión mediante la formación de la matriz de sustancias poliméricas extracelulares (EPS, por sus siglas en inglés).
2. La formación ocurre como respuesta a señales externas ya sea por el ambiente o por señales extracelulares.
3. El *biofilm* aporta protección a los microorganismos de las condiciones externas como la presencia de antibióticos u otros compuestos inhibitorios, depredadores o condiciones físicas o químicas destructivas, y del sistema inmune en el caso de invasión en seres vivos.

La formación del *biofilm* consta de distintos pasos, los cuales están regidos principalmente por factores externos, como la superficie o las condiciones del ambiente (Khaled *et al.*, 2014). Muchos autores difieren de los pasos sin embargo los más señalados son los siguientes:

Primero la interacción entre las bacterias de vida libre y la superficie, que está dada por la forma física y química del sustrato, también por las condiciones de pH, temperatura y nutrientes en el sistema (Teh *et al.*, 2015).

Después las bacterias se adhieren, algunas gracias a la motilidad que presentan por cilios y flagelos en una asociación “semipermanente”. La capacidad de adhesión

de las bacterias cambia a medida que las proteínas y carbohidratos expuestos o secretados interactúan con la superficie y modifican sus características. En algunas bacterias Gram negativas la motilidad y adherencia efectuada por flagelos, cilios, fimbrias I, IV y las proteínas curli son de vital importancia ya que ayudan a contrarrestar las repulsiones hidrofóbicas. Sin embargo, la motilidad no lo es todo. También se han encontrado proteínas que funcionan como adhesinas (AtlE, Bap, Esp) y cumplen el papel en la de unión a la superficie (Lasa *et al.*, 2006).

Posteriormente comienza la formación de los EPS que puede incluir polisacáridos, proteínas y lípidos; los EPS y la asimilación de material externo a la célula contribuyen a la complejidad y a la construcción de la biopelícula (Teh *et al.*, 2015). En el último paso los primeros microorganismos colonizadores empiezan la división celular para la formación de microcolonias y eventualmente, debido al crecimiento, producen macrocolonias que forman una especie de capa tridimensional de bacterias con la producción de EPS asociados con la difusión de gases (Lasa *et al.*, 2006).

Como se mencionó anteriormente un tipo de tratamiento que se ha utilizado durante los últimos años es el de biomasa soportada. Los biorreactores para biopelículas se categorizan según el flujo, por ejemplo, los reactores de tanque agitado, los reactores de lecho fijo y los reactores de lecho fluidizado (Muffler y Ulber, 2014). El principio básico es que la biopelícula se va a encontrar adherida a soportes formando una pequeña capa de microorganismos y el agua residual fluye a través de la biopelícula estando ambos en contacto permanente, permitiendo así la remoción de cargas orgánicas y de nutrientes (Gray, 2021). Este tipo de sistemas tienen ventajas sobre los de biomasa suspendida, por ejemplo, el requerimiento de menor espacio, el manejo es más sencillo, y no requiere de recirculación de lodo (Loupasaki y Diamadopoulou, 2012).

A lo largo de la historia del tratamiento con reactores de biopelícula han existido diferentes tecnologías como los filtros percoladores, discos biológicos rotatorios, humedales artificiales, reactores biológicos de membrana (MBR, Membrane

Biological Reactor), reactores de biopelícula de lecho móvil (por sus siglas en inglés MBBR, Moving Bed Biofilm Reactor) (Shahot *et al.*, 2014).

Los MBBR han tenido gran relevancia en los últimos años, estos fueron creados en 1990 en Noruega dentro de una corporación conocida como Kaldnes Miljøteknologi o Anox Kaldnes (Kawan *et al.*, 2016). El principio es aprovechar las ventajas de los sistemas de lodos activados y los sistemas de biomasa soportada (Ødegaard *et al.*, 1994). La biomasa crece y forma biopelículas dentro de soportes que se encuentran sumergidos (Qiqi *et al.*, 2012, Di Biase *et al.*, 2019), y se mueven libremente por todo el volumen del biorreactor ya sea por agitación mecánica en el caso de que sea tratamiento anaerobio o anóxico, o bien por difusión de aire en tratamientos aerobios (Ødegaard, 2006, McQuarrie y Boltz 2011), lo que permite un mejor crecimiento de biopelículas en los sistemas de tratamiento biológico de diferentes influentes como aguas residuales domésticas e industriales.

Entre las ventajas más destacables de los MBBR se encuentran: mayor capacidad de remoción de cargas orgánicas, Tiempos de Retención Hidráulico (TRH) más cortos y Tiempo de Retención de Lodo (TRL) más largos, no necesitan recirculación de biomasa, existe una mayor transferencia de oxígeno, menor espacio para su operación, permiten minimizar la dependencia de los sólidos suspendidos, reduce la pérdida de biomasa por lavados, y permite la eliminación de nutrientes (Abu *et al.*, 2018).

Los acarreadores o soportes deben estar configurados para que la densidad de estos sea menor que la del agua y puedan estar flotando libremente, ofrecer áreas de protección para el crecimiento gradual de la biopelícula, y deben permitir el libre flujo y contacto con el licor mezclado del biorreactor (Kruszelnicka *et al.*, 2018). Idealmente no deben tener zonas donde existan limitaciones de oxígeno y transferencia de masa, y el material con el que sean diseñados debe ser duradero y favorecer a la formación de la biopelícula (Morgan-Sagastume, 2018).

Los materiales más utilizados para fungir como acarreadores son plásticos como poliuretano o polietileno, pero también se han utilizado materiales minerales como arena, carbón activado, zeolita, cerámicas o rocas diversas; mientras que las formas

más utilizadas son esferas, esponjas cúbicas, ruedas, sillas, entre otras (Deng *et al.*, 2016).

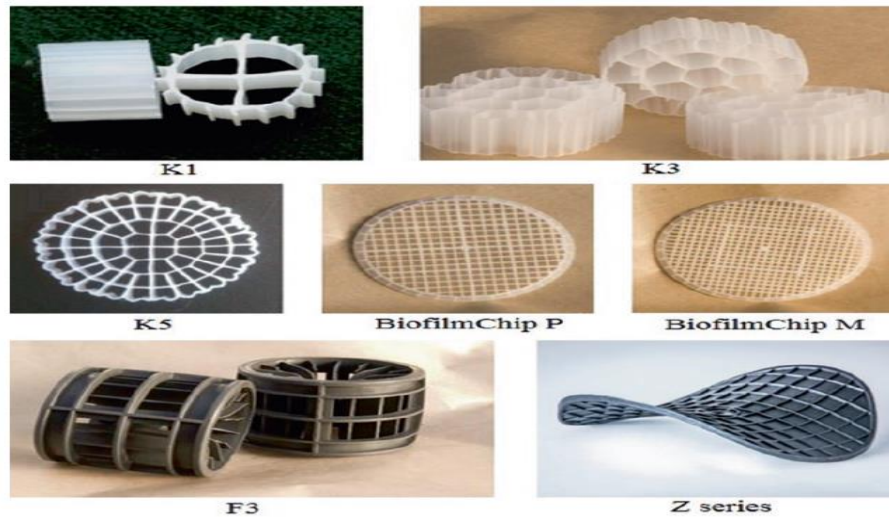


Figura 3 bis. Ejemplos de soportes utilizados en los MBBR.

## 2.12 Antecedentes de desempeño de MBBR en tratamientos de agua residual textil

Los MBBR son sistemas con alta capacidad de resistencia a contaminantes diversos, es por ello su alta eficiencia en distintos tipos de agua residual. Por ejemplo, Di Trapani *et al.* (2013) utilizaron un sistema de dos biorreactores de lodos activados y un MBBR todos de la misma capacidad para el tratamiento de aguas urbanas, evaluando si había diferencias en la eficiencia del sistema cuando se cambiaban los tiempos de retención de lodo, para ello midieron las remociones de DQO filtrado y la remoción de amonio. Encontraron que para las cargas orgánicas no hubo diferencias en el tratamiento ya que todas se mantuvieron entre el 62-39%, sin embargo, para la remoción de amonio la mayor tasa fue del 97% cuando el tiempo de retención de lodos fue de 3.42 días.

Dong *et al.* (2013) prepararon agua sintética para simular agua residual proveniente de la industria textil, para ello usaron un MBBR seguido de un biorreactor de membrana (MBR) de 60 l con proceso aerobio y anaerobio, durante la etapa de colonización el sistema operó en flujo discontinuo y después de ver formada la biopelícula comenzó a trabajar en flujo continuo (90 l día<sup>-1</sup>). Comprobaron la

eficiencia del reactor midiendo la remoción de DQO que fue del 20-35% en la fase anaerobia y del 60- 70% en la fase aerobia y con remoción de color del 90%. En términos de carga orgánica el biorreactor depuraba 29.25 g DQO al día.

Castro *et. al.* (2017), hicieron un experimento donde compararon la eficiencia de dos MBBR ambos con agua sintética que contenía el colorante azo naranja reactivo 16, uno de ellos tuvo un pretratamiento de ozonación mientras que el otro no. Se comprobó el MBBR con el tratamiento previo tuvo remociones de DQO del 93% mientras el que no lo tuvo fue de 90% demostrando que los productos de la ozonación tienen mayor biodegradabilidad que el colorante *per se*, sin embargo, para el amonio ambos MBBR tuvieron 90% de remoción. Se midió también la biomasa sujeta a los soportes, en el caso del MBBR que no tuvo tratamiento previo fue de 1.8 g l<sup>-1</sup> de SSV (sólidos suspendidos volátiles), lo que fue mayor al MBBR con tratamiento previo (1.7 g l<sup>-1</sup>). En términos de eficiencia la tasa global de consumo de oxígeno (GOUR) fue de 68 mgO<sub>2</sub> día<sup>-1</sup> y la tasa específica de remoción de DQO de 37.7 mg DQO gSSV<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> para el biorreactor que no sufrió un pretratamiento físicoquímico.

Fu *et al.* (2010), usaron tres MBBR con soportes de polietileno para el tratamiento de agua residual sintética con diferentes DQO en el influente (1500, 1000 y 500 mg L<sup>-1</sup>) para tener distintas tasas en la relación de carbono/ nitrógeno (C/N), para ello. Encontraron que con los cambios en C/N las remociones fueron de 91, 92.8 y 95.7% con tasas C/N de 4.5, 8.9 y 13.4 respectivamente, Para el nitrógeno observaron remociones de amonio de 60.3%, 49.6% y 43.3% para cada biorreactor. También se observó el proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea dentro de los MBBR que fue encima del 90% para los tres casos. Reportaron una tasa global de consumo de oxígeno (GOUR) de 73 g día<sup>-1</sup>. Por lo que concluyen que los ratios de C/N utilizados fueron ideales para la eliminación de la materia orgánica y para aumentar el proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea.

Hassani *et al.* (2013) estudiaron como afecta el etilenglicol (glicol de etileno), que es ampliamente usado en la industria, en el funcionamiento de dos MBBR. Para ello utilizaron diferentes concentraciones de este compuesto (600-1800 mg l<sup>-1</sup>), y

también a diferentes tiempos de residencia hidráulicos (TRH) que fueron 4, 6, 8, 10 y 12 horas. Para la formación de biopelícula se inició con glucosa como fuente de carbono y se cambió gradualmente por el etilenglicol. Registraron la mayor remoción (95%) de etilenglicol y de DQO cuando se tenían 12 h de TRH y concentración de 600 mg L<sup>-1</sup>, consumiendo 111.378 mg DQO día<sup>-1</sup>. Por lo que se concluye que aun mayor TRH se tiene una mayor reducción de este compuesto en un MBBR a pesar de tener diferentes concentraciones.

Seyedsalehi *et al.* (2018) investigaron la eficiencia de los MBBR con distintos TRH (1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4, 4.5 y 5 horas) y distintas DQO (300, 500, 800, 100 mg l<sup>-1</sup>), utilizando glucosa como fuente de carbono. La mayor remoción de DQO fue del 95% cuando se tenía 300 mg l<sup>-1</sup> DQO y un TRH de 3 horas, la remoción del nitrógeno total fue 98.8% y el fósforo total fue de 72.3% a 1000 mg l<sup>-1</sup> de DQO y 3 horas de TRH.

Minegatti *et al.*, (2014) investigaron el desempeño que tienen los MBBR para el tratamiento de agua residual proveniente de la industria de la pulpa y papel. En este trabajo encontraron bajas remociones en la DQO donde el promedio fue de 35%, la DBO<sub>5</sub> tuvo remociones de 56% y de COT del 13%. También tomaron muestras de biopelícula y encontraron una concentración de 14.6 mg m<sup>-2</sup>. Con remociones de 357.4 g DQO al día y una SOUR de 24.47 g O<sub>2</sub> g SSV m<sup>-2</sup>. Este trabajo mostró que algunas aguas reales presentan retos diferentes a las de aguas sintéticas utilizadas en trabajos previamente descritos.

Keluskar *et al.*, (2019) utilizaron MBBR para el tratamiento de agua proveniente de la industria alimentaria de la producción del surimi, donde usaron tres MBBR con dos cepas de microorganismos (*Alcaligenes* sp. y *Proteus* sp.) en un biorreactor pusieron *Alcaligenes* sp, en el segundo *Proteus* sp y en el tercero ambas, para tratar agua con 1664 mg L<sup>-1</sup> de DQO. Reportaron remociones de este parámetro de 75, 77.69, 61.4% para cada tanque y remociones de nitrógeno total de 91.81, 80,70%, además de que tuvieron formaciones de biomasa de 95, 39.6, 201 mg l<sup>-1</sup>. Encontraron que la combinación de las dos cepas reduce en menor cantidad los contaminantes del agua residual de la producción de surimi.

Park *et al.*, (2011) reportan que la configuración y el material son esenciales para una buena adhesión de la biopelícula es por ello que algunos MBBR usan soportes modificados. En su investigación usaron material carbonoso de lodo teñido con poliuretano, para el tratamiento de agua residual proveniente de la etapa de tinción de la industria textil. Encontraron remociones del 79% de DQO y del 54% para color cuando se tenía una concentración de 2.9 g L<sup>-1</sup> de biopelícula adherida a los soportes.

Sonwani *et al.* (2019) usaron también tres soportes modificados policaprolactona, polietileno-polipropileno, y esponjas de polipropileno-poliuretano, para ello usaron tres MBBR (uno para cada soporte) donde variaron los pH (5 a 9) y los TRH (1 a 9 días), encontrando remociones de DQO del 70.1, 75.6, 86.4% para cada soporte respectivamente, cuando el pH era 7 y el TRH de cinco días. Después de esto se optimizaron las condiciones a pH de 6.74 y TRH de 4.56 días y encontraron el MBBR que tenía las esponjas de polipropileno-poliuretano era el que registraba la mayor remoción de DQO con 90.2%.

Chu y Wang (2011) desarrollaron un trabajo similar usando acarreadores de esponja de poliuretano y de poliprocacrolactona, que fueron comparados en dos MBBR para tratar aguas con bajas tasas de C/N. Para ello usaron diferentes tasas de DQO/nitrógeno total. Gracias a este sistema de tratamiento obtuvieron 90% de remoción de COT y 65% de remoción de amonio para el MBBR con soportes de esponja de poliuretano. Las remociones de DQO fueron del 55, 57, 78% para el MBBR con procacrolactona y del 73, 73, 87% para el MBBR con esponjas de poliuretano, mostrando este material resultados competitivos para bajas tasas de C/N.

Yang *et al.* (2009) utilizaron sistemas combinados de MBBR con un reactor de membrana (MBR) y lo compararon con un MBR para el proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea, usando agua residual sintética y para ello usaron diferentes tasas de C/N. Registraron remociones de DQO arriba de 90% para ambos procesos. En las remociones de nitrógeno total no encontraron diferencias ya que el MBBR combinado removió 65% mientras que el MBR removió 62.3%. Además,



midieron las tasas respirométricas de las bacterias heterotróficas donde la mayor la se obtuvo en el MBBR con  $80 \text{ mg O}_2 \text{ g SSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

Yin *et al.*, (2015) se propusieron observar la remoción de fósforo y la nitrificación-desnitrificación simultánea con un MBBR que tenía flujo discontinuo. Para comparar en cual se daba el mejor rendimiento del MBBR usaron diferentes tiempos de fase anaerobia/aerobia/anóxica. Encontraron que el mejor rendimiento del sistema fue de 90 minutos de fase anaerobia, 210 de fase aerobia y 90 de fase anóxica donde obtuvieron remociones del 95, 94 y 97% para DQO, nitrógeno y fósforo totales, mostrando la plasticidad de las biopelículas para mantener una diversidad de poblaciones en cuanto a requerimientos nutrimentales.

Maslon y Tomaszek (2015) trabajaron un MBBR con flujo discontinuo usando bioesferas (BioBall®) donde usaron un proceso aerobio/anaerobio/anóxico. Se encontró que a partir del día 36 de operación creció biopelícula sobre las Bio Ball donde obtuvieron  $0.48\text{-}1.36 \text{ g L}^{-1}$  de biomasa, equivalente a  $7.35 \text{ mg}$  de biopelícula por BioBall. Registraron remociones de DQO por encima del 96%, para el nitrógeno total entre 81% - 92% y de ortofosfatos entre 87 a 97%. En cinéticas de consumo de DQO reportaron que la mayor parte de la remoción de este se da durante la primera fase aerobia (que inicia después de una fase anaerobia posterior al llenado), por lo que las determinaciones respirométricas para fase aerobia podrían ser un referente de importancia para establecer tasas máximas de remoción de DQO.

### **3. JUSTIFICACIÓN**

Se han señalado las ventajas que tienen los reactores de biopelícula de lecho móvil (MBBR) sobre otros sistemas de tratamiento biológico, como son el tratamiento de un mayor volumen de agua residual, menor espacio de operación, tiempos de tratamiento más cortos, resistencia a cambios en las cargas de contaminantes y menor pérdida de biomasa. Asimismo, los acarreadores de nanofibra fabricados con nanotecnología podrían favorecer una mayor superficie de contacto por el material y la morfometría que tienen, lo cual permite una mejor formación de biopelículas, beneficiando la retención de microorganismos y el menor reciclaje de estos.

Con un proceso donde existan cambios en las condiciones ambientales en un MBBR que inicia tratando agua residual doméstica y se alimenta paulatinamente con agua textil hasta alcanzar el cien por ciento del volumen del biorreactor con esta última, se espera favorecer la migración, colonización y desarrollo de biopelículas como estrategias de adaptación, brindando protección contra agentes externos y logrando un desempeño de remoción de contaminantes competitivo con respecto a un proceso de lodos activados convencional.

### **4. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN**

¿Un proceso de aclimatación de lodos domésticos de agua residual doméstica a textil, favorecerá la colonización de acarreadores de nanofibra de poliuretano con respecto a utilizar lodos textiles aclimatados?

¿Existirán diferencias en el proceso de tratamiento de agua cuando se retiren los lodos suspendidos de los dos reactores de biopelícula de lecho móvil (MBBR)?

## **5. HIPÓTESIS**

Si se utilizan lodos activados domésticos durante un proceso de aclimatación a agua residual textil para colonizar acarreadores de nanofibra, se tendrá una mayor formación de biopelícula sobre estos y un mejor rendimiento en el MBBR resultante, en comparación con uno cuya biopelícula se formó a partir de lodos activados que ya estaban adaptados al proceso de tratamiento de agua residual textil.

## **6. OBJETIVO**

Comparar dos reactores de biopelícula de lecho móvil bajo dos estrategias de colonización diferentes, utilizando biomasa suspendida aclimatada y no aclimatada al tratamiento de agua residual textil como punto de partida para la formación de biopelícula en acarreadores de nanofibra de poliuretano.

### 6.1 Objetivos específicos

- Determinar una estrategia de aclimatación de un lodo de origen doméstico para tratar agua residual textil, que sea aplicable a un proceso a escala laboratorio con la finalidad de lograr colonizar un conjunto de acarreadores de nanofibra de poliuretano.
- Determinar y comparar la formación de una biopelícula en dos reactores de biopelícula de lecho móvil con las distintas estrategias de colonización de los acarreadores.
- Evaluar la actividad degradadora de la biopelícula y de la biomasa suspendida de dos biorreactores discontinuos secuenciales, uno iniciando con proceso de aclimatación de lodos domésticos y otro con lodos ya aclimatados al agua residual textil.
- Establecer el desempeño en el tratamiento del agua residual textil que pueden proveer los dos biorreactores operando con los acarreadores de nanofibra.

## 7. MATERIALES Y MÉTODO

El proyecto se llevó a cabo en el laboratorio de Procesos de remoción de contaminantes en agua dentro del Grupo de Conservación y Mejoramiento del Ambiente de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala.

El interés principal, en línea con los objetivos de este proyecto, consistió en establecer las capacidades de un acarreador, construido a partir de nanofibras de poliuretano (Figura 4) para acumular biomasa que contribuyera en un proceso biológico de descontaminación de agua residual textil. Para esto se planeó un diseño experimental basado en dos biorreactores discontinuos secuenciales (SBR por sus siglas en inglés) a escala laboratorio, operando inicialmente como lodos activados (biomasa suspendida en aireación continua) y donde cada uno sería sometido en su momento a un período de colonización de los acarreadores a partir de biomasa distinta. Uno de ellos a partir de biomasa suspendida ya aclimatada al agua de tratamiento objetivo (agua residual textil) y el otro de biomasa suspendida doméstica adaptada a tratar aguas residuales crudas domésticas y por tanto no aclimatada al agua residual textil. Este segundo biorreactor fue paulatinamente alimentado con agua residual textil a fin de llevar a cabo un proceso de aclimatación de la biomasa a la par que se le colocaron los acarreadores para ser colonizados, bajo la hipótesis que de que el cambio en la toxicidad del agua de alimentación podría favorecer la colonización de los acarreadores a diferencia del primer biorreactor que siempre tuvo biomasa ya adaptada al proceso de tratamiento textil.

Antes de comenzar la experimentación mencionada, fue necesario establecer qué tan rápido sería el cambio de alimentación de agua residual doméstica a textil para el segundo biorreactor. Por lo cual, se llevaron a cabo ensayos para determinar la rampa de alimentación en cuanto a porcentaje de incremento diario de agua residual textil respecto de la doméstica, a fin de propiciar tanto la aclimatación de lodo doméstico como sus posibilidades de ser medio biológico colonizador de los acarreadores.

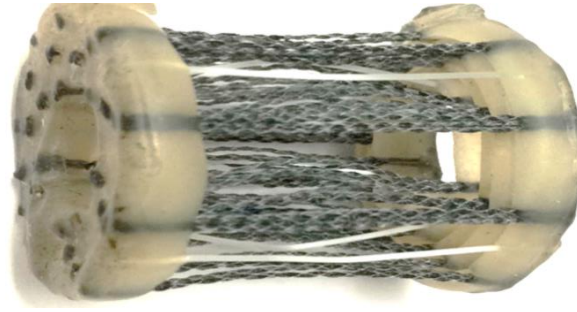


Figura 4. Acarreador de nanofibras de poliuretano a escala (2:1).

## 7.1 Determinación de rampa de alimentación para la aclimatación del biorreactor doméstico

Se realizó un primer ensayo para establecer cómo la duración y ritmo en el cambio de agua residual doméstica a agua residual textil en la alimentación de un lodo doméstico influía en la colonización de los acarreadores de nanofibra.

Se colectó agua residual doméstica y lodos activados del mismo origen en una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas en el municipio de Tlalnepantla, Estado de México; mientras que, el agua residual textil se obtuvo de una fábrica dedicada al procesamiento de telas sintéticas que se ubica en el municipio de Jilotepec, Estado de México.

Se realizaron 6 tratamientos diferentes (Cuadro 3) dentro de matraces de 250 ml de capacidad con un volumen de trabajo de 180 ml, como proceso discontinuo, con un ciclo de alimentación de 24 horas y 50% de volumen de recambio. Estos comenzaron con 90 ml de inóculo y 90 ml de agua residual doméstica y tres acarreadores de nanofibra de poliuretano (la morfometría que presentan es de un largo de 5 cm, diámetro de 3 cm y un peso promedio de 2.66g por pieza, y cuentan con 107 fibras en promedio, (Patente PUV20140-29766) (Figura 4), en una proporción de un acarreador por cada 60 ml de volumen de trabajo. Dentro del ciclo de tratamiento de 24 horas de estos ensayos se tuvieron 30 minutos para la sedimentación de la biomasa previo a la descarga del 50% del volumen con el agua

tratada. Para la oxigenación se aéreo con bombas de aire Resun air-pump Ac-9602de 4.5W de potencia y piedras aireadoras Lomas FL8403, teniendo control sobre el tamaño de la burbuja para no afectar a la biopelícula. La temperatura se mantuvo en un rango de 22 a 25 °C y el oxígeno disuelto a 6.3 mg l<sup>-1</sup> (±0.5), esto se midió con un oxímetro marca HANNA HI98193.

El agua de entrada para los tratamientos fue con diferentes incrementos de agua residual textil dependiendo del tratamiento, hasta llegar al 100% del volumen total del biorreactor, con el objetivo de evaluar en cuál de estos se formaba una mayor biomasa alrededor de los acarreadores. Así pues, tal como se describe en el Cuadro 3.

Para el tratamiento 1 el influente aumentó 1.5% de agua residual textil cada día (misma cantidad que se reducía de agua residual doméstica), abarcando así un periodo de 65 días para llegar al 100% de agua residual textil en su volumen de alimentación.

Para el tratamiento 2 se incrementó 3.1% adicional diariamente, llegando al 100% en 33 días, y así consecuentemente con cada uno de los seis tratamientos de tal forma que se probaron tiempos muy diferentes para el proceso de aclimatación/colonización a pequeña escala, empezando con el tratamiento 1 de dos meses de incrementos y finalizando con el tratamiento 6, el más rápido de todos, que pasó de 0% a 100% de agua residual textil en tres días. Dado que, para los diversos tratamientos, se tuvo que evaluar periódicamente la cantidad de biomasa que se había adherido a los acarreadores, y que dicha prueba era destructiva por el desprendimiento de la biomasa, los tratamientos contaron con varios matraces como repeticiones las cuales eran retiradas según el calendario de muestreo, por ejemplo, en el tratamiento 1 cada dos semanas un matraz salía de circulación pues se debía contabilizar la biomasa que los acarreadores contenían para el seguimiento de la biopelícula, para el tratamiento 2 se hizo este proceso en la semana 1 y en la semana 3, etc. (Figura 5).

Para todos los tratamientos, los periodos de muestreo fueron a lo largo de las rampas de aclimatación, pero el último matraz de repetición fue utilizado para 15

días de estabilización final posterior a que dicho tratamiento había llegado al 100% de agua residual textil en su alimentación.

Durante todo este proceso se dio seguimiento a la capacidad de los biorreactores para la remoción de la contaminación en el agua residual que se les alimentaba, a saber, demanda química de oxígeno, la cantidad de sólidos suspendidos en el matraz (sólidos con potencial de colonizar los acarreadores), así como, de la biopelícula en los acarreadores y tasas respirométricas tanto de la biopelícula de los acarreadores.

Cuadro 3. Primer Ensayo de tratamientos de aclimatación de agua residual doméstica a textil para determinar la rampa óptima de cambio de alimentación.

Etiqueta del Tratamiento	Porcentaje de incremento diario de agua residual textil en influente	Lapso de duración de la rampa de aclimatación*	Número repeticiones (matraces)
T1	1.5	65 días	5
T2	3.1	33 días	4
T3	6.2	17 días	3
T4	12.5	9 días	2
T5	25	5 días	2
T6	50	3 días	2

\*No se incluyen los 15 días de estabilización final



Figura 5. Imagen del montaje experimental para la rampa de aclimatación. Cada matraz fue colocado como un biorreactor de lodos activados con 180 ml de volumen de trabajo, bajo un esquema discontinuo secuencial.

Tras la obtención de los resultados de este experimento se tomó la decisión de repetir, en un segundo ensayo de la rampa de aclimatación, los tratamientos más cortos (es decir, los tratamientos numerados como 4, 5 y 6) (Cuadro 4) con las mismas características del diseño experimental. Se utilizaron siete matraces para cada tratamiento. Se contó con dos repeticiones por cada prueba destructiva con el fin de tener mayor número de datos. Los primeros dos matraces de cada experimento salían de circulación por la prueba destructiva de sólidos al llegar al 50% de agua residual textil en su alimentación, otros dos al llegar al 100% y dos más terminando la etapa de estabilización que duró quince días con el 100% de agua residual textil como influente. El séptimo matraz de cada tratamiento se utilizó para tomar muestras de la biopelícula y de los lodos para un análisis metagenómico posterior y que no es parte de los objetivos de esta tesis (Cuadro 4).



Cuadro 4. Repetición de la rampa de aclimatación.

Etiqueta del Tratamiento	Porcentaje de incremento diario de agua residual textil en influente	Lapso de duración de la rampa de aclimatación*	Número repeticiones (matraces)
Tr 4	12.5 %	9 días	7
Tr 5	25 %	5 días	7
Tr 6	50 %	3 días	7

\*No se incluyen los 15 días de estabilización final

## 7.2 Protocolo experimental para la comparación de las dos estrategias de colonización de acarreadores de nanofibra

Consistió, en dos biorreactores SBR (Figura 6), con ciclos de alimentación de 24 h y 50% de volumen de recambio, más específicamente la secuencia de dichos biorreactores consistió en 30 minutos de sedimentación de biomasa suspendida, 10 minutos de descarga, 10 minutos de alimentación y el resto como tiempo de reacción o tratamiento hasta completar las 24 horas.

Así pues, estos dos biorreactores iniciaron el proceso experimental bajo condiciones distintas: El primer reactor comenzó con biomasa suspendida como lodos activados que ya trataban agua residual textil y por tanto dichos lodos se consideraban ya aclimatados al proceso de tratamiento (de aquí en adelante será llamado “biorreactor textil”). El segundo reactor inició alimentado con agua residual doméstica y los lodos activados del mismo origen (biorreactor doméstico) y fue sometido durante el proceso de colonización de acarreadores a una rampa de incremento del agua residual textil en su alimentación (rampa de aclimatación).



Figura 6. Montaje de los biorreactores. A la izquierda se observa el MBBR de aclimatación doméstica y a la derecha el MBBR textil.

De esta manera tanto el biorreactor textil como el doméstico pasaron por las mismas etapas excepto que el textil no fue sometido a una rampa de cambio de agua de alimentación para aclimatarlo (Figura 7). Las etapas fueron: 1) crecimiento de biomasa; en esta los dos biorreactores comenzaron a operar solo con biomasa sin acarreadores, es decir, operando como lodos activados; 2) aclimatación (solo para el biorreactor doméstico) y colonización de biopelícula; en esta etapa se introdujeron los acarreadores a ambos SBR, y se llevó a cabo el proceso de aclimatación en el biorreactor que comenzó con agua doméstica, escalonando su alimentación hasta llegar al 100% de agua residual textil en su influente; para el biorreactor textil solo se introdujeron los acarreadores para comenzar el proceso de colonización y convertirlos en SBR-MBBR (Biorreactores discontinuos secuenciales de lecho móvil); 3) estabilización: llegando al 100% de agua residual textil ambos biorreactores se mantuvieron con su biomasa suspendida y con los acarreadores simultáneamente; 4) biopelícula: terminado el proceso anterior se lavaron los biorreactores con el fin de eliminar la biomasa suspendida que se encontraba en el

licor mezclado y solo dejar los acarreadores colonizados como únicos agentes del tratamiento; 5) Cambio de tiempo de ciclo ( 12h): se modificó el ciclo de alimentación a la mitad de tiempo, es decir, de 24 a 12 horas con esto el 50% del licor mezclado salía del biorreactor cada 12 horas por lo que el 100% fue cada 24 horas, con la finalidad de observar cambios en el metabolismo y en la biopelícula y las diferencias de desempeño.

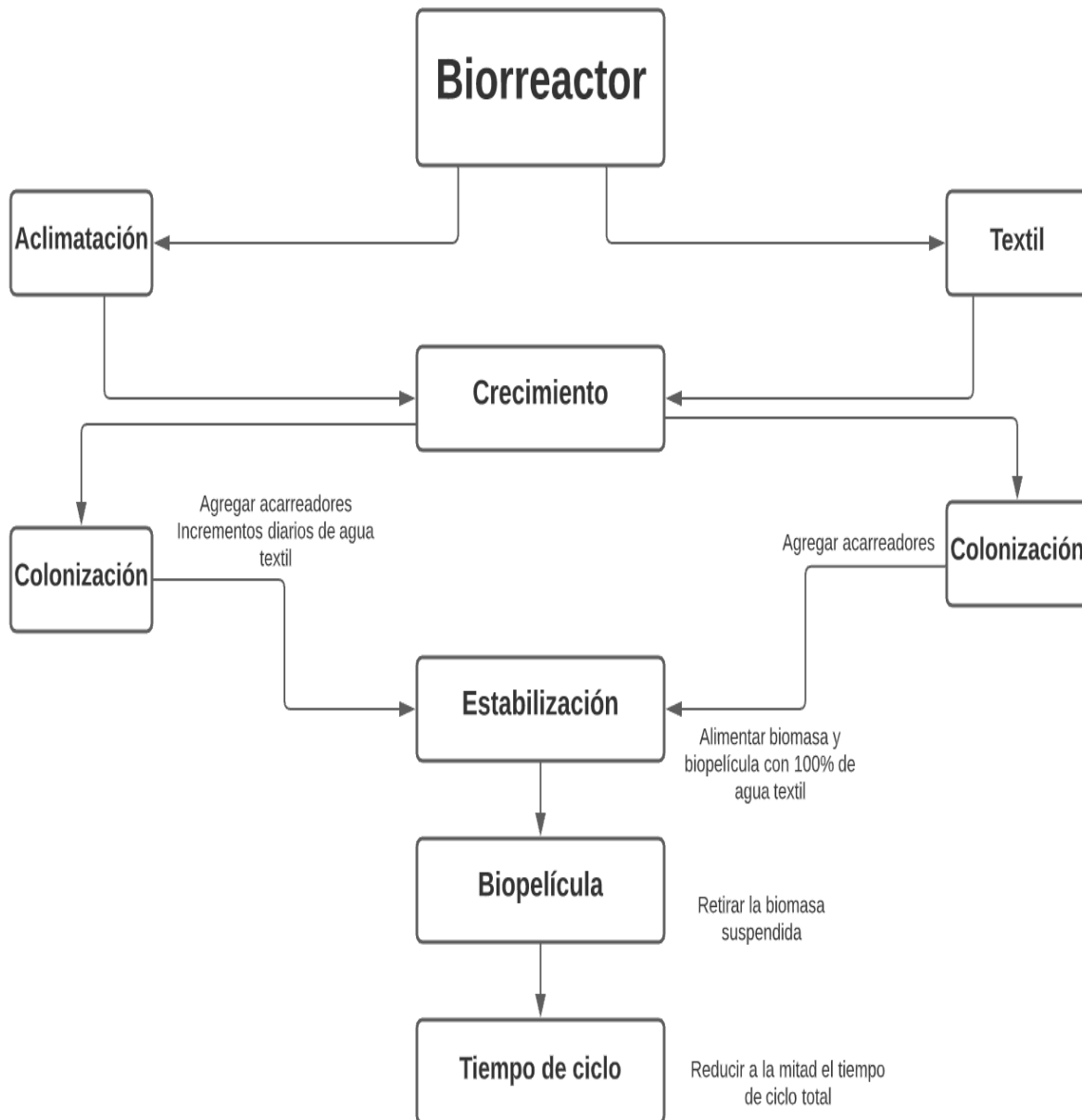


Figura 7. Diagrama de flujo del protocolo experimental para la comparación de dos estrategias de colonización.

### 7.3 Diseño de los biorreactores

Ambos biorreactores de 7 l de capacidad, fueron fabricados de vidrio y diseñados como tanque cilíndrico con dos cámaras: una exterior, por donde se colocaron las mangueras de aireación y los difusores para la oxigenación del MBBR; y una interior por donde se colocaron los acarreadores, esto con la finalidad de que las fuerzas de corte ejercidas por las burbujas no afectaran la formación de biopelícula sobre los acarreadores (Figura 8). Para mantener el libre movimiento de los soportes los biorreactores estuvieron sobre una parrilla de agitación magnética que se mantuvo trabajando excepto cuando se hacía la descarga y recarga del agua residual.



Figura 8. Diseño del MBBR utilizado en la comparación de estrategias de colonización.

Para determinar el desempeño de los biorreactores se analizaron los siguientes parámetros físico-químicos de remoción de contaminación como demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ), nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitratos; contenido de sólidos en la biomasa suspendida y en

la biopelícula para monitorear la colonización, así como actividad respirométrica mediante la obtención de tasas de consumo de oxígeno por parte de la biomasa suspendida así como de la biopelícula. Durante la etapa de aclimatación en el biorreactor doméstico se tomaron medidas para biopelícula soportada y lodos activados cuando se contaba con 50% de agua textil y cuando llegó al 100%.

#### 7.4 Cuantificación de biomasa suspendida en procesos biológicos

Para cuantificar la biomasa suspendida en los biorreactores se utilizaron filtros de fibra de vidrio de  $2\mu\text{m}$  de porosidad, llevando a cabo las pruebas de acuerdo con los métodos estándar (APHA, AWWA, WEF, 2017). En este caso se utilizaron filtros Whatman® 934H los cuales fueron enjuagados previamente con el fin de eliminar impurezas y realizar una prehidratación. Estos filtros se llevaron a peso constante, colocándolos en charolas de aluminio y secándolos en la estufa a una temperatura de  $100^{\circ}\text{C}$  durante una hora. Los filtros eran pesados en una balanza analítica Ohaus® y posteriormente pre-calcinados en una mufla a una temperatura de  $550^{\circ}\text{C}$  durante 15 minutos. Se pesaba nuevamente el filtro para saber cuál es su peso sin muestra y ver si la variación respecto del secado era mínima, cercana al límite de confianza de la balanza ( $0.0002\text{g} - 0.0001\text{g}$ ), de otra manera se repetía el proceso hasta lograr el peso constante. Una vez esto, a cada filtro se le agregaba la muestra de biomasa obtenida del licor mezclado del proceso biológico en cuestión teniendo cuidado de registrar el volumen de licor mezclado utilizado para filtrar (la mayoría de las muestras utilizaron un volumen de 5 ml o de 10 ml). Posteriormente se hicieron los pasos anteriores de secado y calcinado pesando igualmente entre etapas para obtener los sólidos en el filtro. Los sólidos después del secado corresponden a los sólidos suspendidos totales (SST); los sólidos que quedan en el filtro después del calcinado, corresponden a los sólidos suspendidos fijos (SSF) y la diferencia entre estos es considerada la determinación de la materia orgánica volátil y por eso esta se considera la medición de la biomasa seca y se denomina sólidos suspendidos volátiles (SSV).

$$SST - SSF = SSV$$

Ecuación 1. Medición de sólidos suspendidos totales.

Siempre se hicieron tres repeticiones de cada muestra. Los resultados se promediaron y se dividieron entre el volumen de la muestra, y se multiplicaron por un factor de 1000000 para obtenerlos en mg l<sup>-1</sup>.

$$\frac{SSVp}{V} * 1000000$$

Ecuación 2. Obtención de los sólidos suspendidos volátiles en mg l<sup>-1</sup>

Donde:

SSVp= promedio de los SVV (g)

V= Volumen del licor mezclado utilizado en cada filtro (ml).

100000= factor de conversión para mg l<sup>-1</sup>

La cuantificación de la biomasa suspendida se hizo semanalmente a lo largo de las etapas experimentales para todos los procesos biológicos que se estudiaron experimentalmente como un indicador de la estabilidad de dichos procesos o de su decaimiento por factores de estrés como reducción de nutrientes en la alimentación o elementos de toxicidad para la biomasa.

## 7.5 Seguimiento de la biopelícula

Semanalmente se tomaron los acarreadores que estaban en proceso de colonización para evaluar el crecimiento de la biopelícula fijada a estos mediante la determinación de sólidos, obteniendo tres datos: los sólidos fijos (SSF), volátiles (SSV) y totales (SST) similar a la técnica para la biomasa suspendida. Para ello cada uno de los acarreadores se pasaba por un enjuague con solución isotónica para desprender cualquier biomasa débilmente adherida al acarreador que pudiera ser más bien biomasa suspendida atorada entre las fibras del acarreador enjuagado en tubos de centrífuga de 20 ml llenos de agua libre de sólidos, y se agitaban con vortex marca Genie2 a máxima velocidad durante 10 minutos para lograr el desprendimiento de la biopelícula (Figura 9). Posteriormente se dejaba sedimentar

la biomasa en el tubo de centrífuga y se cuantificaban los sólidos a través de la técnica de sólidos suspendidos utilizada para la biomasa del licor mezclado y descrita previamente. Los resultados de los SSV se promediaron en cada ocasión para conocer los mg de biomasa por acarreador.



Figura 9. Acarreadores con biopelícula formada.

Este procedimiento se realizó inicialmente para la rampa de aclimatación con los matraces de 250 ml, esta técnica se realizaba con los tres acarreadores que estaban en cada matraz y la prueba era destructiva y definitiva. En el caso del biorreactor de 7 l se tomaba el 10% de los acarreadores del biorreactor, es decir, 5 acarreadores para la cuantificación y una vez desprendidos los sólidos, los acarreadores eran devueltos al biorreactor con un identificador para no repetirlos en cuantificaciones futuras y así permitiendo que fueran recolonizados en el proceso, por lo cual las mediciones de sólidos de acarreadores fueron hechas sólo en los cambios cruciales de cada etapa.

## 7.6 Parámetros físicoquímicos de control

Con ayuda de un oxímetro marca Hach HQ40d se midió la temperatura y el oxígeno disuelto periódicamente durante todo el periodo de estudio, cuando era el tiempo de

descarga y de carga del agua. La oxigenación se mantuvo estable en  $6 \text{ mg l}^{-1}$  ( $\pm 0.5$ ) con ayuda de bombas de aire Resun air-pump Ac-9602 de 4.5W de potencia y dos difusores de aire azec CH1 (uno de 90 cm y uno de 65 cm), las cuales se mantuvieron en la cámara por fuera de los acarreadores

No se realizó un control restrictivo de pH a lo largo del ciclo biológico de los biorreactores, y únicamente se ajustó el pH del influente a 7.0 cuando los lotes de agua residual textil colectados en la planta de tratamiento y que serían alimentados al proceso estaban fuera del rango de 6.5 a 7.5. En dicho caso se neutralizaba con ácido sulfúrico concentrado (J.T. Baker) o con NaOH 6M según lo necesario.

Técnicas utilizadas para determinar la remoción de los contaminantes

Se midieron tanto la Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día ( $\text{DBO}_5$ ) como la Demanda Química de Oxígeno (DQO) de acuerdo con lo establecido en métodos estándar (APHA, AWWA, WEF, 2017). Ambas mediciones se realizaron periódicamente para la entrada y la salida de los procesos trabajados, siendo la DQO la más utilizada por la confiabilidad de esta.

### Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno se hizo de acuerdo con al manual del espectrofotómetro HACH DR 6000 con los reactivos señalados en el manual de APHA, AWWA, WEF (2017). Para ello se tomaron 2 ml de muestra, 1.2 ml de solución de digestión y 2.8 ml del agente de ácido sulfúrico.

Solución de digestión. Se usó una solución para rango alto que abarca un rango de 100 a 1000  $\text{mg l}^{-1}$  de DQO, la cual consta de 10.216 g de  $\text{K}_2\text{CR}_2\text{O}_7$ , 167 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y 33.3 g de  $\text{HgSO}_4$  y se afora a 1 con agua destilada.

Agente de ácido sulfúrico. Se agrega 10 g de  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  a 1 litro de  $\text{H}_2\text{SO}_4$



## Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día (DBO<sub>5</sub>)

Para ello en un principio, se preparó el agua de dilución que consistió en dos soluciones, la primera fosfato monopotásico y la segunda cloruro de magnesio. Esta agua se dejó aireando hasta llegar a la saturación de oxígeno del 100%.

Posteriormente en botellas Winkler de 300 ml se vertieron 5 ml de muestra de entrada (la misma muestra para ambos biorreactores cuando el de aclimatación llegó al 100% de agua textil), y una muestra de salida para cada biorreactor. Las botellas se aforaron con agua de dilución saturada de oxígeno y se midió la concentración de oxígeno disuelto con un oxímetro marca HACH modelo HQ40d. Posteriormente todas las muestras se dejaron en incubadora a 25 °C durante 5 días. Al quinto día se registró el oxígeno disuelto en cada botella. La determinación de la DBO<sub>5</sub> se realizó con la siguiente fórmula:

$$\frac{([OD]_i - [OD]_f) * (V)_t}{V_m}$$

Ecuación 3. Fórmula para determinar el consumo de DBO<sub>5</sub>.

Donde:

OD<sub>i</sub>= Concentración de oxígeno disuelto al día 0 (mg l<sup>-1</sup>)

OD<sub>f</sub>= concentración de oxígeno disuelto día 5 (mg l<sup>-1</sup>)

V<sub>t</sub>= Volumen de la botella Winkler (ml)

V<sub>m</sub>= Volumen de la muestra (ml)

## 7.7 Técnicas para determinar colonización de acarreadores

### 7.7.1 Determinación de tasas respirométricas

Para dar seguimiento a la actividad metabólica de la biomasa se utilizaron las respirometrías como medida indirecta de consumo de algún sustrato, determinando la demanda de oxígeno disuelto (OD) para que se lleve a cabo dicho consumo en

un tiempo específico. De las corridas experimentales se obtuvo la tasa específica de consumo de oxígeno (SOUR, por sus siglas en inglés) en  $[\text{mg O}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ min}^{-1}]$  y con la cual se puede a su vez hacer una estimación de la tasa global de consumo de oxígeno (GOUR, por sus siglas en inglés) en  $[\text{mg O}_2 \text{ min}^{-1}]$ , siendo la primera el consumo de OD por unidad de biomasa en el tiempo la cual es producto de una medición directa del consumo de oxígeno ya sea de la biomasa suspendida o de la biopelícula, y la segunda es un cálculo de estimación de consumo global de toda la biomasa (suspendida o biopelícula) presente en el biorreactor.

Consistió en tomar una cantidad conocida de biomasa suspendida o de acarreadores del biorreactor cuya actividad de demanda de oxígeno fuera a ser determinada. En el caso de los acarreadores, primero se vertían en un vaso de precipitado con solución isotónica para dejar lavar sin agitación y sedimentar la biomasa que no estuviera sujeta al acarreador. En el caso de la biomasa suspendida se tomaba un volumen conocido (90 ml de volumen de licor mezclado, por ejemplo) se dejaba sedimentar en una probeta de 100 ml por 30 minutos hasta compactar los lodos significativamente. Una vez con los acarreadores o la biomasa suspendida lista, en cada caso se agregaban a un volumen conocido de agua residual cruda previamente saturada de oxígeno disuelto (OD arriba de  $6 \text{ mg l}^{-1}$ ), y se dejaban en agitación sin airear midiendo con un sensor de oxígeno marca HACH modelo HQ40d la disminución por 30 minutos. Se registraron los datos del oxígeno cada minuto en  $\text{mg l}^{-1}$ . A la curva de concentración obtenida con respecto al tiempo se le considera el producto de una prueba respirométrica y su pendiente sería la tasa respirométrica, un indicador de demanda de oxígeno ya sea por motivos biológicos o físico-químicos. En este caso tomada principalmente como un efecto de la actividad microbiana de la biomasa y debido también al consumo de nutrientes proveído por el agua residual cruda utilizada en la prueba, la cual consistió siempre del agua residual del proceso de tratamiento que en el momento realizaba la biomasa en cuestión.

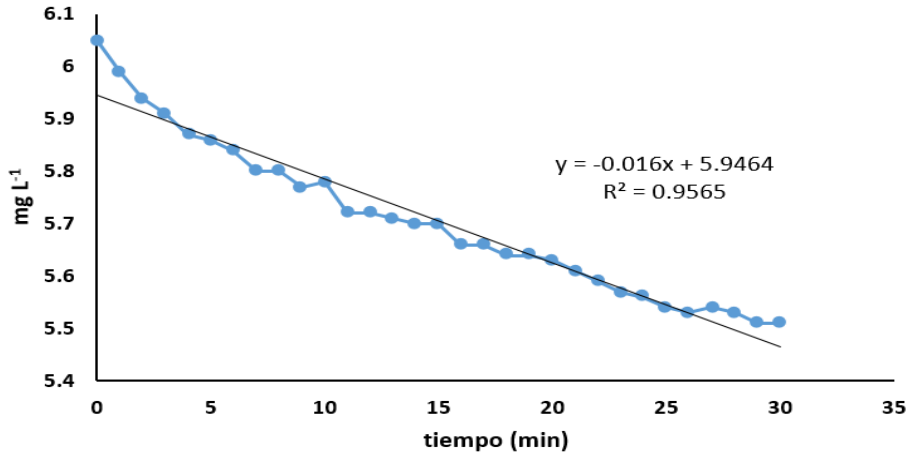


Figura 10. Ejemplo de la tasa respirométrica.

A la corrida respirométrica original mencionada se añadió siempre una corrida adicional que fue solamente con el agua residual utilizada en la prueba original. Esto porque el agua residual *per se* contiene o podría contener una actividad microbiana propia, la cual debía ser restada a la actividad total de la prueba con la biomasa en estudio, a fin de tener la demanda neta de oxígeno propia solo de la biomasa de interés. Esta corrida se realizaba generalmente antes de la prueba respirométrica principal y se usaba el mismo volumen de agua, mismo recipiente y régimen de agitación para minimizar diferencias debidas a la hidrodinámica y eliminar a su vez la influencia del factor atmosférico.

Finalmente, en algunas corridas se realizó una corrida adicional: la prueba de respiración endógena que se hacía con la biomasa de interés, pero sin nutrientes, es decir, con solamente una solución isotónica saturada de oxígeno. Esto con la intención de ver el consumo de oxígeno bajo un régimen libre de nutrientes, sin embargo, dada la naturaleza de la prueba, garantizar la ausencia de nutrientes se juzgó complicado, por lo que, si bien la mayoría de los valores obtenidos fueron coherentes (una respiración endógena significativamente pequeña comparada con la prueba respirométrica con nutrientes), éstos solo se reportan en el anexo (Sección 11).

En concreto para las tasas respirométricas de la experimentación de la rampa de aclimatación hecha con matraces, preparada en los tratamientos 1 y 2 se hizo cada

dos semanas, para el tratamiento 3 cada semana, para los tratamientos 4, 5 y 6 se realizaron al final de la experimentación y para cada uno de ellos quince días después de que el tratamiento tuvo el 100% de agua textil (Cuadro 3). Todas las pruebas respirométricas se hicieron con el total de la biomasa suspendida y con los tres acarreadores en cada matraz. En cambio, en el caso de las tasas respirométricas de la experimentación con los biorreactores de 7 l del experimento de la estrategia de colonización se tomaban solamente partes del licor mezclado y solo 3 acarreadores para las pruebas.

Para determinar la tasa de consumo de oxígeno promedio de las corridas respirométricas, se tomaron los datos como regresión lineal y se extrajo la pendiente como tasa de consumo de oxígeno tal como se visualiza en la Figura 10 y se describe en la siguiente ecuación:

$$O^m = \Delta o^m t^m + b$$

Ecuación 4. Tasa de consumo de oxígeno

Donde:

$O^m$  = concentración de oxígeno de las muestras

$\Delta o^m$  = Tasa de consumo de oxígeno de las muestras

$t^m$  = tiempo de la prueba con la muestra

$b$  = concentración de OD en el tiempo cero de la prueba

Se calculó el consumo de oxígeno debido al agua residual cruda de la prueba

$$O^c = \Delta o^c t^c + b$$

Ecuación 5. Tasa de consumo del agua de prueba

Donde:

$O^c$  = es la concentración de oxígeno en el agua residual cruda utilizada en la prueba, pero sin la biomasa

$\Delta O^c$  = es la tasa de consumo de oxígeno en dicha agua residual cruda

$t^c$  = es el tiempo que transcurre en la prueba

$b$  = es la concentración de oxígeno al tiempo cero de la prueba

Con la tasa de consumo de oxígeno del agua residual cruda y la tasa de consumo de oxígeno de dicha agua con la biomasa (prueba respirométrica ya sea de biomasa suspendida o del acarreador) se obtuvo una “tasa de consumo de oxígeno corregida” que permite eliminar el “error” debido a la actividad metabólica de las bacterias propias del agua utilizada para la prueba respirométrica quedando una tasa de consumo de oxígeno más cercana a la verdadera actividad de la biomasa de interés, en este caso de la biomasa suspendida o de los acarreadores según fuera el caso:

$$\Delta O = O^m - O^c$$

Ecuación 6. Tasa de consumo de oxígeno corregida.

Donde  $\Delta O$  es la tasa corregida de consumo de oxígeno de la biomasa de interés.

Contando con una tasa de consumo de oxígeno para acarreadores o biomasa suspendida que se le haya sustraído el efecto de la actividad del agua residual de la prueba y a su vez conociendo las cantidades de biomasa en suspensión y en acarreadores al momento de las pruebas, se pudo determinar la tasa de consumo de oxígeno específica (SOUR, por sus siglas en inglés). Esta tasa representa la actividad microbiana de la biomasa como la cantidad de oxígeno demandada por unidad de biomasa por unidad de tiempo.

Para los acarreadores la SOUR se calculó con la tasa experimental corregida ( $\Delta O$ ) dividida entre la concentración de SSV de la prueba en  $\text{mg l}^{-1}$  por un factor de corrección para que quedara como  $\text{mg de OD por gramo de SSV por minuto}$  (en algunas comparaciones experimentales en resultados y discusión se transforma en horas o días según la conveniencia). De esta manera la SOUR para pruebas con acarreadores se obtuvo de la siguiente manera:

$$SOUR^a = \left(\frac{\Delta O}{SSV^p}\right)1000$$

Ecuación 7. Medición de la SOUR de la biopelícula en acarreadores

$SOUR^a$ = tasa específica de consumo de oxígeno de biopelícula en acarreadores [mgOD gSSV<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup>].

$SSV^p$ = SSV de la prueba en mg por L<sup>-1</sup> (por litro de la prueba respirométrica).

$$SSV^p = \frac{SSV^a}{V} n$$

Ecuación 8. SSV de la prueba de biopelícula.

$SSV^a$  = Sólidos volátiles por acarreador (mg acarreador<sup>-1</sup>)

$n$  = número de acarreadores en la prueba

$V$  = volumen de la prueba

En el caso de la biomasa suspendida se obtuvo de la siguiente manera:

$$SOUR^b = \left(\frac{\Delta O}{SSV^{pb}}\right)1000$$

Ecuación 9. SOUR de la biomasa suspendida.

$SOUR^b$ = tasa específica de consumo de oxígeno de biomasa suspendida [mg OD g SSV<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup>]

$SSV^{pb}$ = Concentración de SSV en la prueba respirométrica (mg L<sup>-1</sup>), donde a su vez se calculó así:

$$SSV^{pb} = \frac{(SSV)(V^{li})}{V}$$

Ecuación 10. SSV de la prueba de biomasa suspendida.

Donde:

$SSV$ = Concentración de SSV en licor mezclado del biorreactor (mg l<sup>-1</sup>)

$V^i$ = Volumen de licor mezclado tomado del biorreactor para la prueba (ml)

$V$ = Volumen de la prueba respirométrica donde se introdujeron los sólidos sedimentados muestreados del biorreactor (ml)

Una vez con las tasas de consumo específicas fue posible determinar la actividad de la biomasa en cada caso. Y finalmente utilizar dicho número para realizar un estimado de la Tasa Global de Consumo de Oxígeno en los biorreactores (GOUR, por sus siglas en inglés) ya sea conociendo el volumen total de trabajo del biorreactor (en el caso de la actividad global de la biomasa suspendida) o usando el número total de acarreadores y la biomasa promedio por acarreador en el caso de la actividad global de la biopelícula.

Así pues, la tasa global de consumo de oxígeno en la biopelícula de acarreadores (GOUR<sup>a</sup>) se estimó de la siguiente manera:

$$GOUR^a = SOURa * N * SSVa$$

Ecuación 11. GOUR de biopelícula de los acarreadores.

$SOURa$  = Tasa de consumo específico

$SSVa$  = Sólidos volátiles por acarreador

$N$  = número total de acarreadores en el biorreactor

Y para la GOUR de la biomasa suspendida se empleó la siguiente ecuación:

$$GOUR^b = SOUR^b * \left[ \left( \frac{SSV^{pb}}{1000} \right) * V^{br} \right] * 1000$$

Ecuación 12. GOUR de la biomasa suspendida.

$V^{br}$ = volumen del biorreactor (l).

## 7.8 Comparación de resultados

Los datos fueron procesados en una base de datos de Microsoft Excel 2016 donde a los resultados obtenidos se les realizó un análisis gráfico. Se realizaron análisis estadísticos con el programa STAT GRAPHICS centurion XVI.I versión 16.01.0011.

Primero se realizó la prueba de Shapiro-Wilk para conocer si los datos presentaban normalidad, y la prueba de Levene para comprobar su homocedasticidad de estos, posteriormente se realizó la prueba de ANOVA o de Kruskal-Wallis según sea el caso (si los datos son paramétricos o no paramétricos) para ver si existían diferencias significativas entre biorreactores y entre etapas. A los parámetros que mostraron diferencias significativas se les realizó un análisis de Tuckey para conocer entre cuales tratamientos existió diferencia.



## 8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La comparación de dos estrategias de colonización se realizó en sendos SBR de 7 l de volumen de trabajo con tiempos de ciclo de alimentación de 24 horas y 50% de volumen de recambio.

Con los experimentos para definir la rampa de aclimatación del proceso con lodo doméstico (Sección 11) se determinó el tiempo y el porcentaje diario de incremento de agua textil en el influente para la etapa de aclimatación del biorreactor que partiría de un lodo activado doméstico. El tiempo de aclimatación se ajustó a 9 días con incrementos diarios de 12.5% en volumen de agua residual textil. Esto es que cada día el biorreactor en proceso de aclimatación recibiría 12.5% más de agua residual textil en su alimentación y menos de agua residual doméstica, generando una rampa de 8 días de cero a 100% de agua residual textil en su alimentación como presión de aclimatación. En el caso del biorreactor que ya venía tratando agua residual textil desde antes, no tuvo que pasar por este paso específico (Figura 7).

En el punto de inicio de la rampa de aclimatación en el SBR doméstico fueron agregados los acarreadores a ambos biorreactores. Después de dicha rampa de aclimatación/colonización, ambos biorreactores fueron sometidos a los mismos cambios donde se tuvieron tres etapas adicionales: “estabilización” del proceso con 100% de agua residual textil en la alimentación, posteriormente una etapa de “biopelícula” donde se retiró la biomasa suspendida de los SB-MBBR para establecer su desempeño sólo con los acarreadores de biomasa, y la etapa de “tiempo de ciclo” donde se redujo el tiempo de ciclo a la mitad (12 horas) para establecer posibles cambios en el desempeño o la cantidad de biomasa. Ambos biorreactores se mantuvieron a temperatura de 20 °C ( $\pm 2$  °C) y la concentración de oxígeno disuelto fue de 6 ( $\pm 0.5$ ) mg l<sup>-1</sup>. Durante todo el periodo de este experimento se utilizaron dos lotes de agua residual textil muestreados de la empresa textilera: el primero duró del día 0 al día 35 de experimentación y el segundo del día 36 hasta el día 77 de experimentación.

## 8.1 Seguimiento de biomasa

Debido a la baja concentración de biomasa suspendida doméstica al inicio de la experimentación se estableció una etapa de crecimiento que duró 15 días, con el fin de que esta biomasa producida pudiera colonizar los acarreadores de nanofibra de poliuretano. Por ello se tomaron mediciones de SSV para comprobar el crecimiento de la biomasa suspendida antes de iniciar la etapa de colonización.

Para los lodos activados el comportamiento fue variado entre los dos biorreactores (los lotes utilizados comenzaban y terminaban en donde se presentan las líneas punteadas, las líneas rojas representan el cambio de etapa (Figura 11), mientras que en la etapa de crecimiento la biomasa del biorreactor doméstico aumentó a su valor más alto teniendo una concentración de  $1493 \text{ mg SSV l}^{-1}$ , el lodo del textil se mantuvo en rangos de menor variación ( $388$  y  $193 \text{ mg SSV l}^{-1}$  respectivamente). En la etapa de crecimiento ambas biomasas tenían agua residual a la cual ya estaban adaptadas esto ayudó a que con la aireación en el biorreactor doméstico esta incrementara, ya que tenía más sustrato bioasimilable que pudieron usar para la formación de biomasa, mientras que el agua residual textil se caracteriza por tener en mayor parte contaminantes tóxicos como los colorantes los cuales causan inhibición bacteriana y limitan el crecimiento de ésta. Al transcurrir el tiempo, en la etapa de colonización se pudo observar una disminución en la biomasa suspendida del biorreactor doméstico (que a partir de este momento se llamará “biorreactor de aclimatación”) a  $363 \text{ mg SSV l}^{-1}$  (Figura 11). Esto ocurrió cuando se agregaron los acarreadores, por la colonización de los soportes móviles y debido a que la adaptación al tipo de alimentación pudo provocar muerte celular en el tanque, dado que la concentración más baja ( $360 \text{ SSV mg l}^{-1}$ ) se registró al momento de tener en la misma proporción el agua residual doméstica y la textil en la alimentación del biorreactor de aclimatación. El biorreactor textil por su parte, mostró un comportamiento mucho más estable en cuanto a las cantidades de biomasa suspendida en todas las etapas, comportamiento que ya se esperaba dado que dichos lodos ya adaptados no pasaron por un cambio en el tipo de agua residual de alimentación.

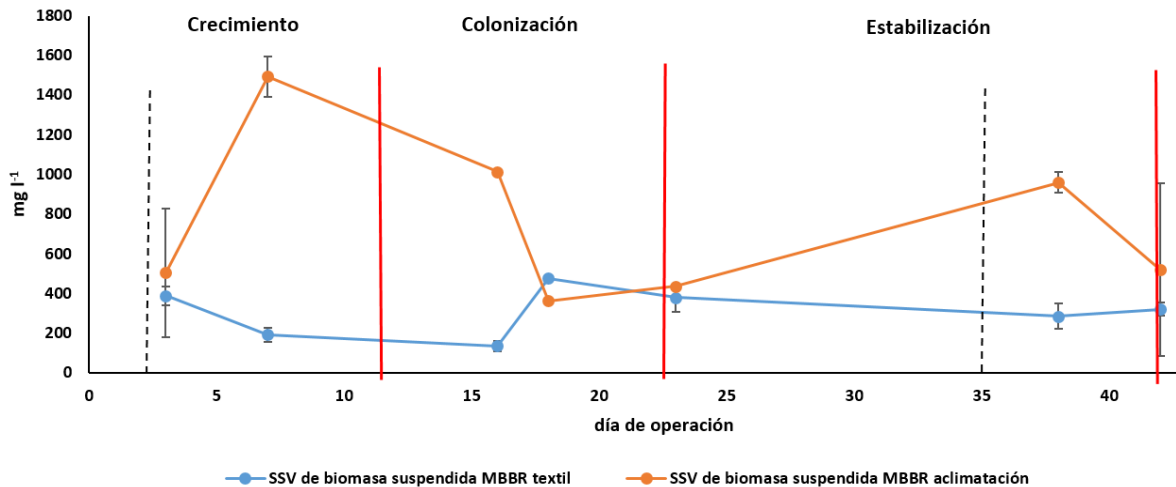


Figura 11. SSV expresados en mg l<sup>-1</sup> de biomasa suspendida para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera

Los análisis estadísticos mostraron que la distribución para ambos fue normal (P=0.9 y P= 0.17 para el textil y doméstico respectivamente). Con una prueba de ANOVA se encontraron diferencias significativas entre estos ( $F_{(1, 17)} P=0.01$ ).

Para comprobar la colonización en los acarreadores de nanofibra y conocer si había diferencias entre ambas estrategias de colonización, se midió la concentración de biomasa a través de la medición de SSV que se pudieran desprender de la biopelícula adherida a dichos acarreadores bajo condiciones estandarizadas.

Conforme transcurrieron las etapas en la experimentación, se incrementó la formación de biopelícula (Figura 12) siendo la etapa de “biopelícula”, donde la mayor formación de esta se observó para ambos biorreactores (37.72 mg de biopelícula por acarreador<sup>-1</sup> para el de aclimatación y 21.2 mg de biopelícula por acarreador<sup>-1</sup> para el textil) (Figura 12). Uno de los factores de este incremento pudo ser que, al eliminarse la biomasa suspendida en el biorreactor en dicha etapa, los sustratos presentes fueron aprovechados únicamente por el *biofilm* permitiendo un mejor crecimiento a falta de mayor competencia por los recursos y una menor depredación debido a una menor concentración de protozoos de nado libre que coexisten en la biomasa suspendida. La estrategia de colonización simultánea a la aclimatación, con base en los valores de SSV de biopelícula formada en la etapa de estabilización

y posteriores el proceso de colonización, fue exitoso en el plazo esperado mostrando una biopelícula funcional.

En la última etapa, en la que se redujo el tiempo de ciclo a la mitad (12 horas por cada ciclo de alimentación), se esperaba que la biomasa se incrementara respecto a la etapa anterior, sin embargo, no se observaron cambios significativos en la biopelícula, posiblemente compensado por el envejecimiento del lote de agua residual almacenado y utilizado para su alimentación pues en ese punto tenía más tiempo en conservación (Figura 12), la biopelícula llegó inclusive a tener valores similares a los obtenidos en la colonización inicial (4 mg acarreador<sup>-1</sup> para ambos casos).

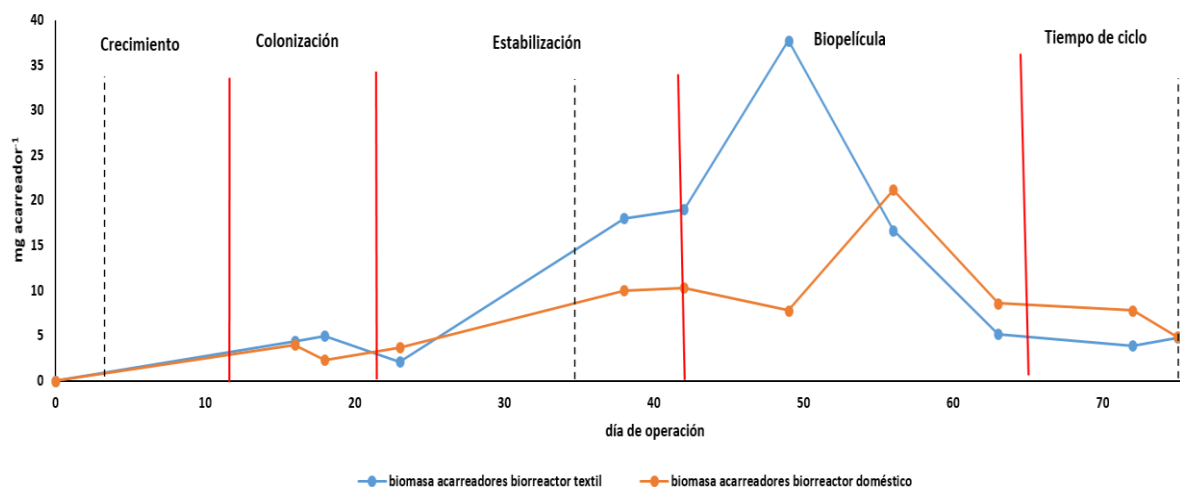


Figura 12. SSV de biopelícula para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera

Como se puede observar en la Figura 12, la biopelícula del MBBR textil llegó a niveles más altos de SSV, y que el punto de máximos valores de la biopelícula en los acarreadores del biorreactor de aclimatación se presentó cinco días más tarde respecto del máximo en el biorreactor textil.

También, se puede distinguir un perfil similar de formación y decaimiento de la biopelícula en ambos MBBR, comenzando en valores iniciales de colonización y alcanzando su máximo en la etapa en que se conjuntaron dos factores: donde a) a los MBBR se les retiró la biomasa suspendida y b) donde el lote de alimentación

aún contenía suficientes nutrientes, para luego presentar un decaimiento de la biopelícula conforme la DQO del agua de alimentación presentaba menor biodegradabilidad, pues se puede observar que a lo largo de dichas etapas el lote de alimentación si bien mantuvo ciertos niveles de DQO en la entrada, la DBO<sub>5</sub> del influente fue decayendo (Figura 13), pues donde se midió la DBO<sub>5</sub> del influente durante los días 39 al 58 de operación se presentó la mayor concentración de DBO<sub>5</sub> donde el lote tenía 20 días aproximadamente en almacenamiento coincidiendo con las fechas con las mayores concentraciones de SSV de acarreadores para ambos biorreactores.

Es así que, el retraso y el valor máximo que fue menor en biopelícula en el biorreactor de aclimatación en comparación al biorreactor textil, pudo ser provocado al mismo proceso de adaptación que sufrió la biomasa suspendida, el perfil de máximo y mínimo del gran ciclo del lote de alimentación permitiría obtener los valores más altos de la biomasa en biopelícula, así como los valores basales promedio de la misma.

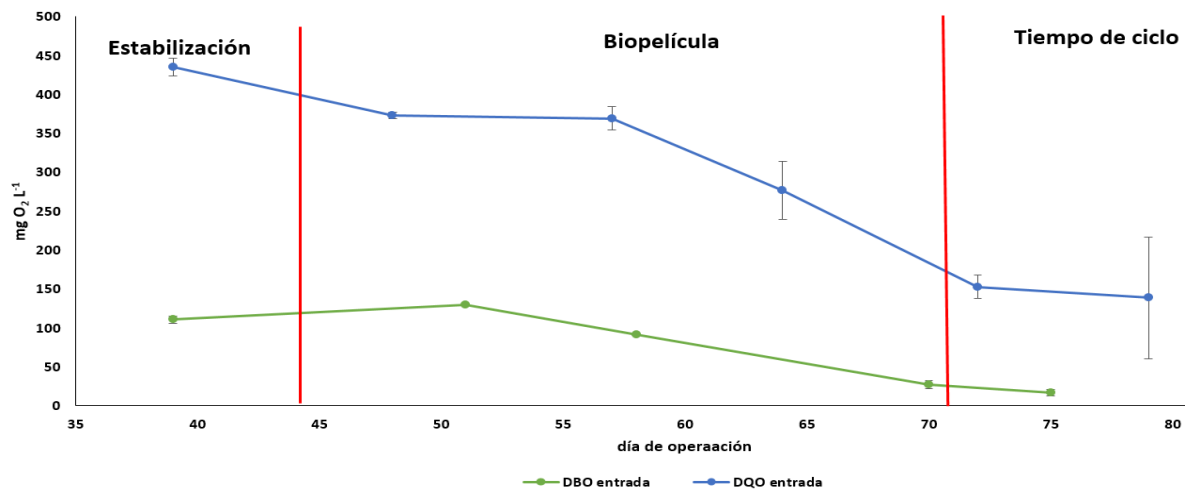


Figura 13. Concentración de DBO<sub>5</sub> en el influente de ambos MBBR a través del tiempo en el segundo lote muestreado para las últimas etapas de alimentación. Las verticales rojas representan el cambio de etapa.

La distribución de la biopelícula de ambos MBBR no siguió un comportamiento normal de acuerdo con la prueba de Shapiro-Wilk (P= 0.035 y 0.008 para el biorreactor de aclimatación y textil respectivamente), por lo que se realizó una prueba de Kruskal-Wallis para los valores de SSV de la biopelícula de la Figura 12,

donde no se encontraron diferencias significativas en lo general ( $K-W_{(10)} P=0.82$ ), lo que apoyaría el patrón de crecimiento y decaimiento que se observa para ambos procesos.

Con las concentraciones registradas y con el análisis de ANOVA se realizó una estimación de cuánta biomasa mínima funcional pudo estar presente en los acarreadores, teniendo 3.45 mg SSV acarreador<sup>-1</sup>, este valor se obtuvo promediando los valores más bajos de los datos de todas la etapas y con ambos biorreactores.

El principal objetivo de esta investigación fue el comparar dos estrategias de colonización, las cuales ayudarían a determinar si se producía una mejor formación de biopelícula sobre los acarreadores de nanofibra. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las biopelículas a lo largo de las etapas. La planeación experimental cuidó que el factor de variación fuera el tipo de biomasa de partida y su grado de adaptación al agua de tratamiento, mientras que los demás factores operativos fueron los mismos para ambos biorreactores: el agua textil con la que se alimentó fue la misma, la temperatura de operación, la concentración de oxígeno disuelto (OD) y el pH de inicio de ciclo fueron los mismos, así como los soportes utilizados.

Desde el punto de vista de los acarreadores, éstos pueden influir en la formación del *biofilm* principalmente en la adhesión de esta con el soporte, ya que esta depende de las interacciones entre el acarreador y la biopelícula, estas interacciones son fuerzas de Van der Waals, fuerzas electrostáticas, interacciones ácido base, etc. (Nguyen, 20016). Wang *et al.*, (2020), encontraron que a 25°C la biomasa en el *biofilm* permite que este se mantenga constante y no haya altas tasas de desprendimiento al contrario de lo que sucede cuando la temperatura varía; y Dhanasekaran (2017) menciona que las variaciones en el pH afectan a la adaptación de la biopelícula al medio, lo que provoca una baja adhesión al soporte o la muerte celular. En otro estudio Mahendran *et al.* (2012) encontraron que un parámetro que afectó a la formación de la biopelícula fue el tipo de acarreador, usando cinco plantas piloto con diferente tipo de soporte y encontrando que las

variaciones en la formación de biomasa en los acarreadores se habían presentado a pesar de las similares condiciones.

En esta investigación la rampa de aclimatación permitió obtener una formación de biopelícula similar a la del MBBR que ya contaba con un proceso aclimatado, lo cual permite decir que hay una consistencia en las capacidades del acarreador bajo dos circunstancias de colonización distintas, y que la colonización pudo llevarse a cabo en un tiempo relativamente corto (3 días) logrando una biomasa mínima con independencia de las dos estrategias de colonización utilizadas.

En otros estudios se han necesitado hasta de 70 días para lograr la adhesión de la biopelícula aumentando gradualmente la agitación con el propósito de que no afectara a la biomasa del *biofilm* logrando concentraciones de 8.85 mg de SSV por acarreador (Zekker *et al.*, 2012). En el presente estudio se lograron en su nivel basal cantidades menores (3.45 mg SSV acarreador<sup>-1</sup>) de biopelícula, pero también se demostró que los acarreadores dependiendo del acceso a nutrientes pueden presentar cantidades significativamente más altas de biopelícula.

Como se mencionó anteriormente, una de las principales dificultades en los MBBR es que la biopelícula sujeta a los acarreadores se puede perder por el mismo movimiento de la mezcla o la aireación que requieren los soportes para poder moverse libremente. En el caso de Klaus *et al.* (2017), se registró que los acarreadores perdieron el 25% de la biopelícula en el periodo de arranque (lo que equivaldría al periodo de aclimatación de este estudio), es por eso que en esta investigación ambos biorreactores se diseñaron para que la aireación se llevara a cabo en una camisa externa al centro del biorreactor donde se encontraban los acarreadores (Figura 8) lo que permitió cantidades mayores de biopelícula cuando las condiciones fueron favorables.

En esta investigación la hidrodinámica no afectó de manera evidente la formación de la biopelícula, reduciendo el factor de estar a merced de las fuerzas cortantes de la aireación, a diferencia de reportes en que los SSV de dos tipos de acarreadores (LEVAPOR y K3), se mantienen constantes después de que el agua de entrada tiene una baja concentración de carbono, pero con una configuración del proceso

donde no se puede distinguir si la biopelícula constante es un efecto de la alimentación o de la imposición hidrodinámica, ya que cada MBBR estuvo dividido en tres partes de forma vertical y la aireación se encuentra en la parte de abajo, lo cual afectó negativamente a la formación de la biopelícula (Guo *et al.*, 2019).

## 8.2 Tasas Respirométricas

### 8.2.1 Tasa Específica de Consumo de Oxígeno (SOUR)

En las etapas de colonización y estabilización se obtuvieron tasas respirométricas para la biomasa suspendida, así como para la biopelícula contenida en los acarreadores para diferenciar y conocer si ambas presentaban actividad metabólica y cuál era su magnitud por gramo de biomasa reportada como sólidos suspendidos volátiles (SSV).

En la biopelícula la tendencia de la SOUR (Figura 14) para ambos SB-MBBR mostró valores mayores al inicio, en la etapa en que se agregaron los acarreadores, que en las etapas sucesivas. Como se mostrará más adelante en los resultados de desempeño, éste fue similar para ambos y además se obtuvieron mediciones relativamente constantes, lo que indica que el bioproceso tuvo una capacidad de consumo de oxígeno poco variable. Bajo estas circunstancias, la etapa inicial de colonización presenta la mayor SOUR debido a que es el punto en el que tiene menos biomasa (en la etapa de aclimatación el biorreactor textil, así como el doméstico registraron 3.86 y 3.06 mg O<sub>2</sub> gSSV<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup> respectivamente).

Conforme las etapas se suceden y mayor cantidad de biomasa es albergada en el acarreador, si el consumo global de nutrientes no aumenta, se obtendrán menores valores de SOUR como de hecho ocurre; y se puede ver que los mínimos se obtienen en el punto de biopelícula, en el caso del biorreactor textil alrededor del día 51 (0.24 mg O<sub>2</sub> gSSV<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup>) cerca del punto de máxima biomasa en acarreadores (Figura 12). En el caso del biorreactor de aclimatación, se encontró que la inhibición de la biomasa suspendida debido al proceso de aclimatación lo mantuvo ligeramente atrasado en el tiempo en cuanto al desarrollo de la biopelícula; en la etapa de estabilización, cuando llegó el biorreactor de aclimatación al 100 % de



agua textil la biopelícula aún no estaba completamente adaptada a las nuevas condiciones ambientales, caso contrario sucedió en la etapa de biopelícula cuando se retiró la biomasa suspendida y cuando los soportes ya tenían veinte días alimentándose con agua textil. Aquí se observó una mayor actividad específica en el biorreactor de aclimatación dada una cantidad de biopelícula significativa pero menor a la del biorreactor textil ( $1.098 \text{ mg O}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$ ) y cómo dicho valor de SOUR alcanzó su mínimo ( $0.18 \text{ mg O}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$ ) igualmente en el máximo de biomasa del biorreactor de aclimatación alrededor del día 57. Por tanto, es fácil ver que las mediciones de SOUR son en parte consumo de oxígeno, pero también manifestación indirecta de la cantidad de biopelícula al calcularse a partir de ésta. Si bien se sabe que, en mediciones posteriores, así como en la etapa de reducción de ciclo a 12 horas, la cantidad de biopelícula se redujo con respecto a sus máximos, los valores de SOUR tuvieron un aumento modesto, incrementando a  $2.18$  y  $1.73 \text{ mg O}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$  para el biorreactor de aclimatación y textil respectivamente. Si se considera un análisis estadístico entre los datos de SOUR del biorreactor textil y aquellos del biorreactor de aclimatación, se obtuvo que la distribución fue normal para ambos casos ( $P= 0.43$  para el biorreactor doméstico y  $P=0.12$  para el textil) y la tabla de ANOVA ( $F_{(1-18)} = 0.2$   $P=0.89$ ) arroja que no hubo diferencias significativas entre ambos conjuntos de datos.

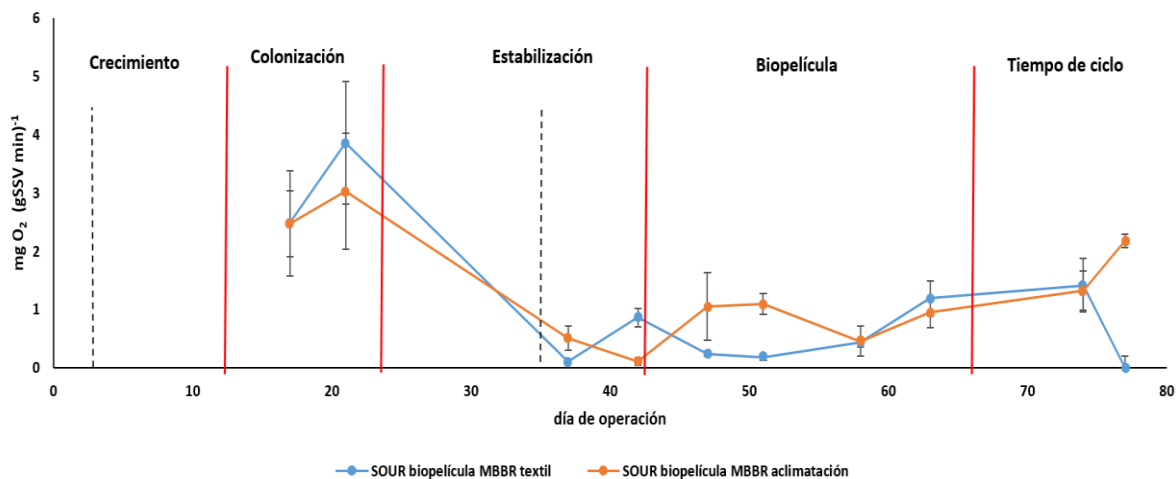


Figura 14. SOUR de biopelícula para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.

Sin embargo, al hacer un análisis estadístico entre las etapas que pasaron ambos biorreactores empezando por los datos de colonización y después con cada etapa, se obtiene que sí existieron diferencias significativas ( $F_{(3-6)}=16.39$   $P=0.0025$ ) entre las etapas de aclimatación y aquellas donde ya había biopelícula (Figura 15). Lo anterior permite sugerir que cada etapa con sus respectivos cambios generó un efecto distinguible en ambos biorreactores y la formación de biopelícula en cada etapa, las cuales también se vieron influidas por el acceso a nutrientes que se reducía día con día en la alimentación debido al envejecimiento del gran lote de muestreo.

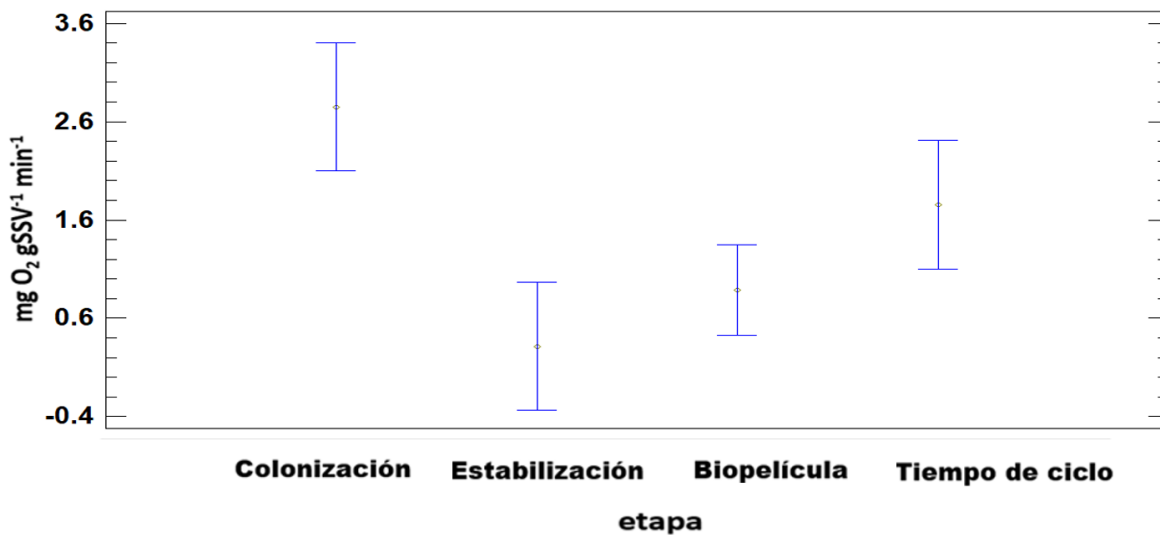


Figura 15. Diagrama de medias entre etapas en el biorreactor de aclimatación para la SOUR de biopelícula.

Ashrafi *et al.* (2019), por ejemplo comprobaron que al disminuir la tasa de carga orgánica en la entrada el valor de SOUR disminuyó de 50 a 38 mg O<sub>2</sub> g VSS<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, en el caso de este trabajo el efecto fue inverso, y dados los bajos cambios en el desempeño de remoción de DQO (Figura 14) y las bajas cantidades de biomasa en biopelícula en la últimas determinaciones es posible decir que la biopelícula en el acarreador se adaptó para mantener el consumo de sustratos en las condiciones menos favorables.

Yang *et al.* (2009), encontraron que la SOUR en un MBMBR (biorreactor de lecho móvil y membrana) aumenta cuando el *biofilm* madura y se elimina la biomasa suspendida, lo cual coincide en parte con los resultados de ligero incremento de

SOUR bajo circunstancias similares de cantidad de biopelícula, pero menores valores de DBO<sub>5</sub>. Si bien otros factores pueden influir en la actividad metabólica, el resto de las variables fisicoquímicas fueron cuidadas para no presentarle a los procesos condiciones que comprometieran la estabilidad de la biomasa. Sobre estos casos Bian *et al.* (2017), encontraron que a temperaturas de 6°C la SOUR disminuye a 0.09 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> SSV h<sup>-1</sup> cuando a 26°C la SOUR oscilaba entre 0.58 y 0.27 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> SSV h<sup>-1</sup>.

Otros factores que influyen en el comportamiento del metabolismo bacteriano son la toxicidad, por ejemplo, Bay *et al.* (2021), investigaron el efecto del antibiótico cefixina a distintas concentraciones sobre la actividad metabólica en cuatro MBBR, donde encontraron que el que tenía menos concentración de este compuesto tenía la mejor actividad metabólica y que esta no se veía afectada a lo largo de un mes. Caso contrario a lo que sucedió con el reactivo ácido rojo 18, el cual es cancerígeno, tóxico y mutagénico, que inhibió a las bacterias disminuyendo la SOUR de 31.9 09 mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> SSV h<sup>-1</sup> a 16.9 09 mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> SSV h<sup>-1</sup> cuando el compuesto presentaba una concentración de 100 y 1000 mg l<sup>-1</sup> en la entrada respectivamente.

En el caso de la biomasa suspendida, durante la etapa de crecimiento inicial se encontraron tasas (SOUR) más bajas que aquellas halladas durante la colonización (Figura 16) ya que este parámetro es dependiente de la concentración de biomasa presente en el reactor. Se registraron las menores concentraciones de SOUR en la primera etapa de la experimentación en ambos biorreactores (0.016 y 0.05 mg O<sub>2</sub> gSSV<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup> para el textil y el de aclimatación respectivamente en su etapa de crecimiento). Cuando se agregaron los acarreadores se encontraron los mayores

valores de este parámetro dadas las reducciones de esta en la etapa de colonización.

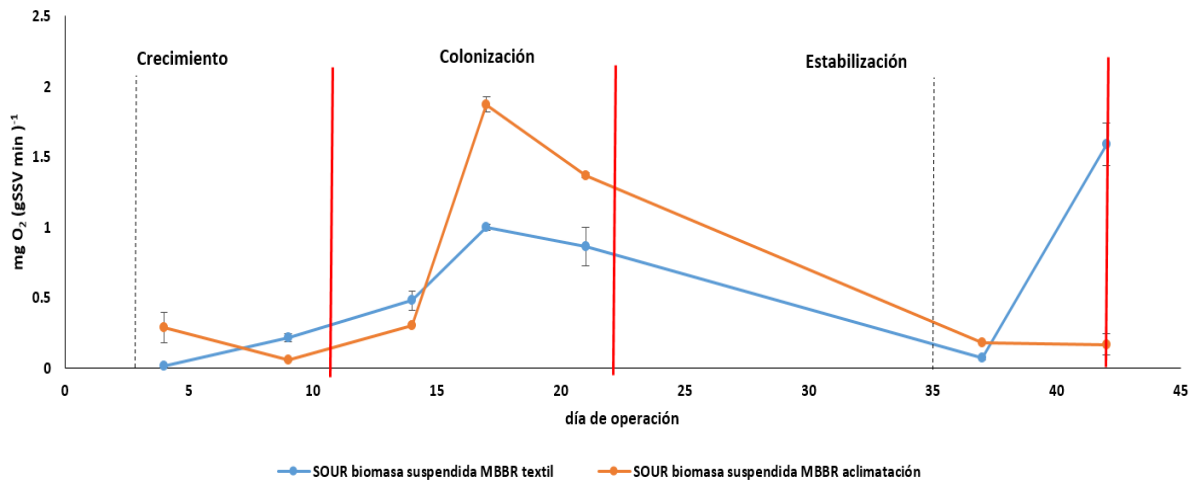


Figura 16. SOUR de biomasa suspendida para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.

Cuando tenía el biorreactor de aclimatación con el 50% de agua textil se encontró la mayor SOUR con un valor de  $1.87 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ SSV min}^{-1}$ , sin embargo, mientras pasaba el tiempo la tasa fue disminuyendo, llegando a  $0.17 \text{ mg O}_2 \text{ gSSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$  gracias a la recuperación gradual de la biomasa suspendida tras la aclimatación al agua residual textil a lo largo del periodo de estabilización.

Los análisis estadísticos arrojaron que en el biorreactor textil y en el biorreactor doméstico la SOUR de lodos activados tuvieron distribución normal ( $P=0.45$  y  $P=0.1$  respectivamente  $\alpha=0.05$ ), sin embargo, a pesar del diferente origen y la diferencia en las etapas (aclimatación en el doméstico) no se encontraron diferencias significativas con la prueba de ANOVA ( $F_{(1,12)}=0.48$   $P=0.95$ ).

### 8.2.2 Tasa Global de Consumo de Oxígeno (GOUR)

Como se ha mencionado en otras secciones, este parámetro es una estimación donde se calcula, a partir de los datos respirométricos y la totalidad de SSV presentes en los biorreactores, el consumo global del que sería capaz la biomasa a la que esté referido, ya sea la biomasa suspendida o la biopelícula. Considerando esta última, se puede observar (Figura 17) que el biorreactor textil mostró dos valores estables promedio: uno obtenido tras la colonización y mantenido durante

toda la estabilización, lo cual habla de justamente de lograr este objetivo, y una caída de la capacidad de la biopelícula tras retirar la biomasa suspendida del proceso y solamente dejar los acarreadores. En la etapa de estabilización se mantuvo constante en  $0.86 \text{ mg O}_2 \text{ min}^{-1}$ , sin embargo, la tasa global se vio afectada cuando se retiró la biomasa suspendida contenida en el biorreactor teniendo valores promedio de  $0.33 \text{ mg O}_2 \text{ min}^{-1}$ . Esto mostró que, si bien el biorreactor textil tuvo un desempeño muy estable en cuanto a su capacidad metabólica, a pesar de que la biomasa ya estaba adaptada a este tipo de agua residual no obtuvo la misma capacidad de demanda de oxígeno respecto de cuando tenía biomasa suspendida a su alrededor.

Eso permitiría establecer un límite de demanda de oxígeno por acarreador en ausencia de biomasa suspendida, pero además podría sugerir que, dado que en la etapa de biopelícula se encontraron las mayores cantidades de ésta, la microbiota colonizadora podría haber cambiado entre la etapa de estabilización y la etapa de biopelícula, lo cual llevaría a la necesidad de realizar estudios metagenómicos de este tipo de variaciones en el proceso.

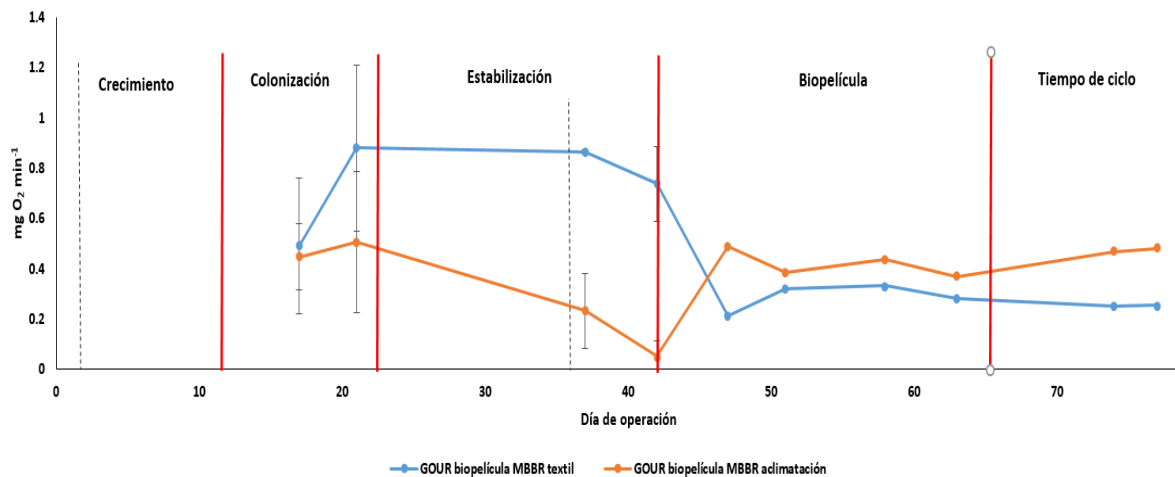


Figura 17. GOUR de biopelícula para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.

En el caso del biorreactor de aclimatación, se observa primero un periodo de inestabilidad de la GOUR de acarreadores seguido de mayor estabilidad cuando se les retira la biomasa suspendida. Explicándolo de una manera más detallada, en la

etapa de estabilización la GOUR de acarreadores tuvo una caída a comparación de la etapa de colonización cuando aún había el 50% de agua doméstica en su alimentación, (GOUR cayó de  $0.54 \text{ mg O}_2 \text{ min}^{-1}$  a  $0.14 \text{ mg O}_2 \text{ min}^{-1}$  de la colonización a la estabilización).

Este pudo verse afectado por el cambio en la alimentación y los sustratos asimilables y tóxicos para la biopelícula, sin embargo, al retirar la biomasa suspendida la GOUR del biopelícula en el reactor de aclimatación se estabilizó y así se mantuvo inclusive cuando el tiempo de ciclo se modificó a la mitad, donde la GOUR permaneció por encima de  $0.38 \text{ mg O}_2 \text{ min}^{-1}$ . Esto indica nuevamente que el retiro de la biomasa suspendida podría ser un factor de importancia en las demandas metabólicas de la biopelícula.

A pesar de que en las primeras etapas la GOUR de la biopelícula de ambos biorreactores fue muy diferente (lo cual muestra también la diferencia fundamental de la que partieron), las últimas etapas logran valores de estabilidad similares permitiéndolo establecer una línea base desempeño de los acarreadores, y para añadir confiabilidad a esta línea base entre los datos del biorreactor textil y el aclimatado para la GOUR de acarreadores no se registró diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis ( $K-W_{(10)}=0$ ,  $P=0.1$ ).

Al ver la diferencia entre los valores de la etapa de estabilización con la de biopelícula y la de tiempo de ciclo en el biorreactor de aclimatación, se realizó la misma prueba entre esos conjuntos de datos (Figura 18), y se encontraron diferencias significativas de acuerdo con una prueba de ANOVA ( $F_{(3,6)} = 53.53$   $P=0.001$ ).

La GOUR producida por la biopelícula presentó un comportamiento distinto cuando el proceso tuvo biomasa suspendida que cuando le fue retirada, es decir, que mientras el MBBBR de aclimatación contó con biomasa suspendida los valores de GOUR eran altos, al retirar la biomasa estos fueron menores). Es posible que el desempeño global de la biopelícula mejore con biomasa suspendida, bajo condiciones de adaptación ya dadas al agua residual que esté tratando el proceso. Posiblemente esto vaya acompañado de una asociación microbiana que, cuando se

retira la biomasa suspendida, se interrumpe llevando a la biopelícula a una nueva adaptación.

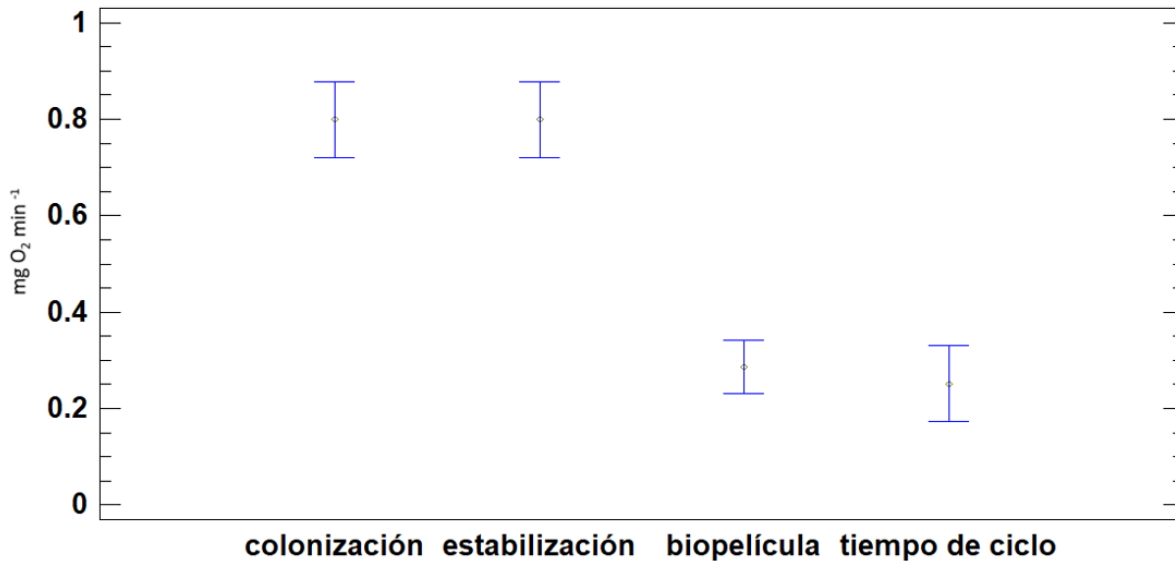


Figura 18. Diagrama de medias entre etapas en el biorreactor de aclimatación para la GOUR de biopelícula.

Para la biomasa suspendida de ambos biorreactores también se obtuvieron los valores de GOUR (Figura 19). Este parámetro en este caso solo se registra hasta el final de la etapa de estabilización pues después de esta etapa se retiró la biomasa suspendida de los tanques. Se observa que el comportamiento de ambos procesos fue muy similar, siendo ligeramente mayor para la biomasa suspendida del reactor de aclimatación, al tener este una mayor cantidad de biomasa en su arranque. En la etapa de crecimiento los valores son pequeños en comparación con la etapa de colonización, cuando los acarreadores estaban expuestos para ser colonizados y poder desarrollar diferentes comunidades microbianas, las cuales también pudieron tener mayor resistencia a las cargas de los contaminantes más tóxicos, y ayudar a mejorar la capacidad de asimilación en la biomasa suspendida, aumentando así la GOUR de esta. Además, por la naturaleza del agua residual con la que se contaba en ese momento, existía mayor carga orgánica bioasimilable, lo que permitió mayores tasas para la biomasa suspendida del reactor de aclimatación.

En la etapa de estabilización ocurre un comportamiento similar a lo que pasó con la SOUR pues son parámetros ligados aritméticamente, y se puede ver el decaimiento debido a la reducción de nutrientes en el lote de alimentación. Cuando el lote de

agua cambia la GOUR del biorreactor más aclimatado se recupera debido a que el sustrato asimilable es más fresco y está en mayor fracción que la materia orgánica más persistente.

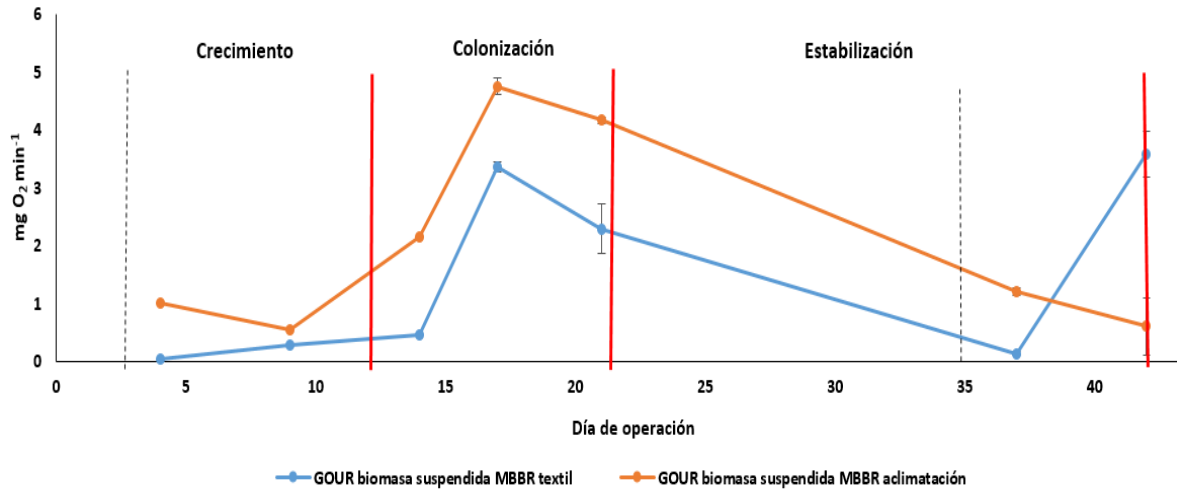


Figura 19. GOUR de biomasa suspendida para ambos MBBR a través del tiempo. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.

El análisis de Shapiro-Wilk ( $\alpha=0.05$ ), mostró que ambas GOUR para biomasa suspendida tuvieron distribución normal ( $P= 0.74$  para el biorreactor doméstico y  $P=0.52$  para el biorreactor textil). El análisis estadístico mostró que no hay diferencias significativas entre ambos conjuntos de datos (ANOVA  $F_{(1-12)} = 0.51$   $P=0.5$ )

### 8.3 Desempeño de los Biorreactores

Por último, para comprobar la adaptación se midió la remoción de DQO en ambos tanques a lo largo de las semanas de operación (Figura 21), y si la aclimatación y las distintas vías de colonización contribuyeron a tener diferencias en el desempeño de los biorreactores.

Al principio del experimento en la etapa de crecimiento ambos biorreactores tuvieron remociones bajas de DQO, el biorreactor de aclimatación tuvo 39 % ( $\pm 1\%$ ) y el textil 38% ( $\pm 2\%$ ). Al comenzar la fase de colonización el biorreactor de aclimatación se destacó por una mejor remoción (58%  $\pm 6$ ) y se mantuvo constante por encima del 50% de remoción y alcanzó los máximos de remoción durante la etapa de



biopelícula, por lo que la biopelícula se adaptó rápidamente a los cambios. Sin embargo, la remoción de DQO también decayó cuando el lote de agua tenía un mes de almacenamiento que es durante la etapa de cambio de tiempo de ciclo, se esperaba tener un mejor desempeño al tener un recambio de agua más frecuente ya que incrementaría la concentración de materia orgánica dentro del licor mezclado del biorreactor, pero los compuestos ya en dicha fase del lote de alimentación tuvieron menor biodegradabilidad, aun así, el proceso muestra resultados positivos, pero ya no son óptimos.

En el caso del biorreactor textil, se registró una remoción promedio de DQO de (54.2 % ± 30%) durante la etapa de estabilización y una remoción promedio de (59 % ± 4.5) durante la etapa de biopelícula. Del mismo modo la etapa de tiempo de ciclo no presentó resultados óptimos debido al contenido de nutrientes de la parte final del lote de alimentación.

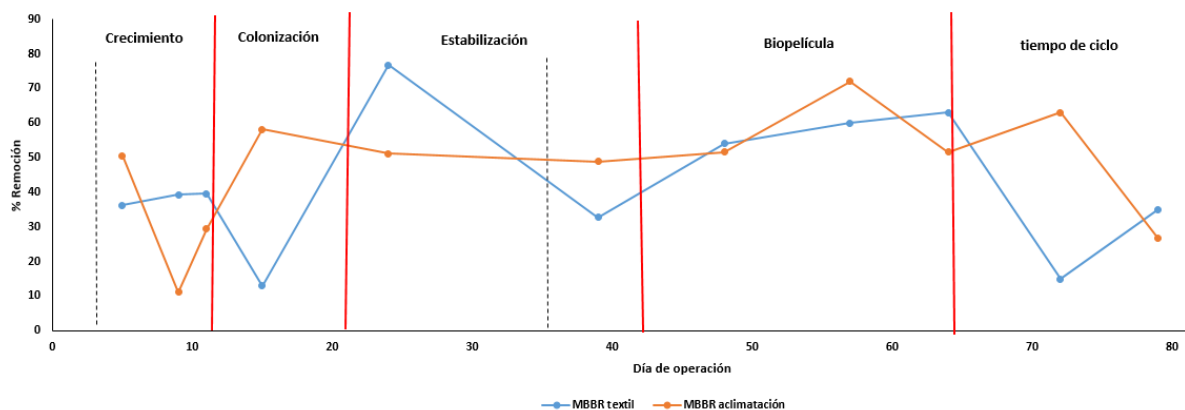


Figura 20. Porcentajes de Remoción de DQO en ambos biorreactores. Las verticales rojas representan el cambio de etapa, mientras que las líneas punteadas representan el cambio de lote de agua de alimentación muestreada de la textilera.

Los análisis estadísticos mostraron que la remoción en ambos biorreactores se comporta con distribución normal  $P= 0.62$  y  $0.21$  para el textil y el de aclimatación respectivamente, no encontrado diferencias significativas con una prueba de ANOVA ( $F_{(1-20)} = 32$   $P= 0.57$ )

Es importante mencionar que el desempeño en la remoción de DQO se mantuvo en 50 % la mayor parte del tiempo experimental, a pesar de que estos biorreactores no fueron alimentados con lotes de agua residual frescos, sino que dicha agua

permanecía refrigerada y almacenada con una consecuente pérdida gradual de nutrientes, como se probó previamente (Figura 13) y como se pudo observar en las DQO removidas en ambos procesos en conjunto con la DBO<sub>5</sub> de entrada del último lote experimental (Figura 21). Esto muestra que durante la etapa de biopelícula, por ejemplo, ambos biorreactores se mantuvieron en una remoción promedio por arriba 200 mg DQO l<sup>-1</sup> correspondiendo  $219 \pm 15$  y  $211 \pm 47$  mg DQO l<sup>-1</sup> para el biorreactor textil y de aclimatación respectivamente. Mientras que en la etapa de tiempo de ciclo dichas remociones promedio fueron de  $88.6 \pm 44$  y de  $125 \pm 35$  mg DQO l<sup>-1</sup> respectivamente, lo cual prueba que mantuvieron la capacidad de remoción, la actividad respirométrica y la biopelícula en un nivel funcional, a pesar del decaimiento del lote que es patente en la última etapa y de los valores de DBO<sub>5</sub> en el influente. Esto representa que el proceso de colonización de acarreadores y la formación de biopelícula no solamente es capaz de tratar el agua residual textil objetivo que fue propuesta en este trabajo, sino que puede adaptarse a condiciones de precariedad nutrimental y, cuando los nutrientes son suficientes, mostrar biopelículas de mayor desarrollo según las condiciones que prevalezcan en el biorreactor.

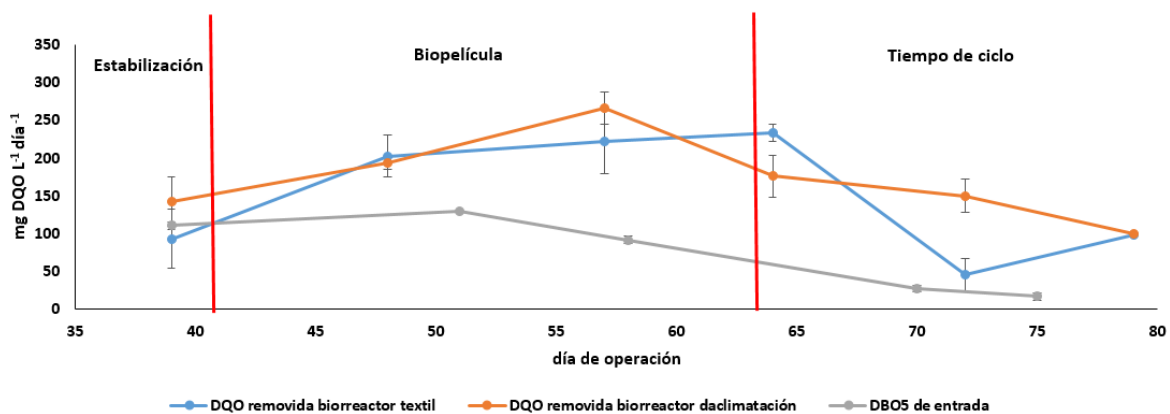


Figura 21. DQOs removidas y DBO<sub>5</sub> de entrada a través del tiempo de operación de ambos biorreactores.

Los MBBR son muy utilizados debido a su alta capacidad de resistencia a ambientes tóxicos con altas cargas de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos, es por ello por lo que en la mayoría de los estudios se usa la DQO para medir la remoción de cargas orgánicas. Desde el punto de vista general de desempeño, el presente trabajo no se enfocó en optimizar la dinámica de alimentación, y, sin embargo, el

promedio de remoción de la DQO (Cuadro 5) estuvo en los niveles previamente conocidos dado los tiempos de alimentación y el tipo de agua tratada. Otros trabajos muestran una gran variabilidad en los porcentajes de remoción de DQO o en el valor mismo de la concentración de DQO removida; lo cual es consecuencia de las grandes variaciones de calidad de agua que a veces presentan los estudios enfocados en las aguas residuales textiles, por ejemplo, muchas de las investigaciones realizadas se han hecho con agua residual sintética. Faridnars *et al.* (2016) realizaron estudios con diferentes valores de DQO en la entrada con agua sintética simulada a la industria azucarera, Duan *et al.*, (2015), realizaron una comparación entre un MBR y un MBBR-MBR con agua residual doméstica donde se demostró que el segundo tenía mayor remoción. Kermani *et al.*, (2008) usaron 4 MBBR con procesos aerobios, anaerobios y anóxicos para comprobar la remoción de nutrientes entre estos. Gong (2016), uso el mismo proceso con la diferencia de que al final del proceso biológico usaron ozonación, para probar el tratamiento de agua residual textil real. También se ha comparado el desempeño de los MBBR con SBR donde con agua residual textil real, donde encontró que los primeros tienen un mejor tratamiento (Cuadro 5).

Si se toma en cuenta lo anterior y se considera la remoción neta promedio de DQO de  $651 \text{ mg día}^{-1}$  ( $\pm 210 \text{ mg día}^{-1}$ ), es posible contrastarla con los niveles de actividad metabólica obtenidos para los acarreadores. Los resultados registraron, en los puntos más bajos y estables de contenido de biopelícula, que cada acarreador tiene el potencial de remover  $6.93 \text{ mg DQO día}^{-1} \text{ acarreador}^{-1}$ , lo que resultaría en un total aproximado de  $346.5 \text{ mg DQO día}^{-1}$  para el total de acarreadores utilizados para este experimento. Por otro lado, si se considera el punto máximo de biopelícula obtenida por el acarreador se obtiene una remoción de  $10.31 \text{ mg DQO día}^{-1} \text{ acarreador}^{-1}$  y  $13.96 \text{ mg DQO día}^{-1} \text{ acarreador}^{-1}$  para el MBBR textil y de aclimatación respectivamente, resultando en un potencial de remoción de  $515.5 \text{ mg DQO día}^{-1}$  y  $698 \text{ mg DQO día}^{-1}$  respectivamente, lo cual es un indicador de que la biopelícula podría tener un desempeño equivalente a la demanda de tratamiento que fue cuantificada, dependiendo del acceso a los nutrientes propios del agua residual textil que se recolectó de la planta real. Este trabajo mostró que los

acarreadores utilizados pueden pues ser significativamente funcionales para el tratamiento propuesto.

Cuadro 5. Remoción de DQO en investigaciones previas.

Autor	Biorreactor	Tipo de agua	DQO removida (%)	DQO removida (mg L <sup>-1</sup> )
Faridnasr <i>et al.</i> , (2016)	MBBR-SBR	Industrial sintética	80	3375
Duan <i>et al.</i> , (2015)	MBBR-MBR	Textil sintética	85	300
Kermani <i>et al.</i> , (2008)	MBBR	Textil sintética	95	475
Borghei <i>et al.</i> , (2011)	MBBR	Textil sintética	91	1800
Pratiwi <i>et al.</i> , (2018)	MBBR	Textil sintética	68	750
Shoukat (2019)	MBR	Textil real	95	299
Gong (2016)	MBBR	Textil real	22.4	207
Presente investigación	SB-MBBR textil	Textil real	57 (±17)	185 (±55)
	SB-MBBR aclimatación		55 (±9)	187 (±64)
Presente investigación	Carga promedio de DQO removida	Textil real		651 (±210) mg día <sup>-1</sup>

Los SB-MBBR probados en esta tesis utilizando acarreadores de biomasa de nanofibras de poliuretano, demostraron funcionalidad aceptable para ser propuestos para un trabajo de mayor escala. Los acarreadores fueron significativamente colonizables con biomasa funcional y adaptable a aguas residuales industriales que contengan cierta biodegradabilidad como el agua residual textil.

## 9. CONCLUSIONES

En esta investigación se buscó una estrategia de colonización que ayudara a determinar y mejorar la formación de la biopelícula en un acarreador de nanofibra con un proceso a escala de laboratorio, para ser potencialmente utilizado en procesos que pudieran adaptar un MBBR para el tratamiento de aguas residuales, en concreto de aguas residuales de la industria textil. De acuerdo con los resultados presentados se puede concluir lo siguiente:

- Para lograr un biorreactor que trate aguas residuales textiles, se puede partir de un lodo activado doméstico usando un tiempo corto de aclimatación para la colonización de acarreadores de nanofibra, sin depender de biomasa especializada. En este caso 9 días de aclimatación con un porcentaje de incremento de rampa del 12.5% de agua residual textil en la alimentación, fue suficiente para lograr un desempeño similar a un biorreactor ya aclimatado a esta escala de laboratorio.
- La rampa de aclimatación permitió mostrar que la biopelícula puede formarse en un corto plazo (9 días) en los acarreadores de nanofibra de poliuretano utilizados.
- Al retirar la biomasa suspendida, si bien no influyó negativamente en la actividad degradadora de la biopelícula, llevó a la biopelícula a presentar menores demandas de oxígeno, pero con valores más estables, lo que sugiere que las interacciones entre la microbiota de la biopelícula y la biomasa suspendida pudieron tener cambios significativos entre las etapas de presencia y ausencia de la misma, los cuales se recomienda estudiar mediante un análisis de diversidad microbiana en un trabajo posterior.
- La biopelícula en los acarreadores de nanofibra fue capaz de mantener un desempeño estable de degradación, aun cuando su acceso a nutrientes pudo ser variable a lo largo de las etapas y los lotes de alimentación.
- Ambas estrategias de colonización podrían alcanzar un punto de desempeño óptimo, si se cuenta con suministro de agua o estrategia de alimentación con

suficientes sustratos para mantener una mínima calidad de esta en el influente.

- El diseño de los SB-MBBR utilizados en este trabajo, con aireación en la zona excéntrica del biorreactor pudo coadyuvar a obtener buenos resultados en cuanto a cantidad de biomasa y desempeño en los acarreadores de nanofibra, al reducir el contacto con las fuerzas cortantes de las columnas de aireación.

## 10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abiri, F., Fallah, N., & Bonakdarpour, B. (2016). Sequential anaerobic–aerobic biological treatment of colored wastewaters: case study of a textile dyeing factory wastewater. *Water Science And Technology*, 75(6), 1261-1269.

Abu Bakar, S. N. H., Abu Hasan, H., Mohammad, A. W., Sheikh Abdullah, S. R., Haan, T. Y., Ngteni, R., & Yusof, K. M. M. (2018). A review of moving-bed biofilm reactor technology for palm oil mill effluent treatment. *Journal of Cleaner Production*, 171, 1532–1545.

Akhtar, M., Ashraf, M., Anjum, A., Javeed, A., Sharif, A., Saleem, A., & Akhtar, B. (2016). Textile industrial effluent induces mutagenicity and oxidative DNA damage and exploits oxidative stress biomarkers in rats. *Environmental Toxicology And Pharmacology*, 41, 180-186.

Álvarez, A. R. (2006). Los protozoos. Características generales y su rol como agentes patógenos. *Ciencia Veterinaria*, 8(1), 62-72.

Andreottola, G., Foladori, P., & Ziglio, G. (2009). Biological treatment of winery wastewater: an overview. *Water Science And Technology*, 60(5), 1117-1125.

APHA, AWWA, WEF (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd Ed. Washington, DC.

Arslan-Alaton, I., & Alaton, I. (2007). Degradation of xenobiotics originating from the textile preparation, dyeing, and finishing industry using ozonation and advanced oxidation. *Ecotoxicology And Environmental Safety*, 68(1), 98-107.

Ashrafi, E., Mehrabani Zeinabad, A., Borghei, S. M., Torresi, E., & Muñoz Sierra, J. (2019). Optimising nutrient removal of a hybrid five-stage Bardenpho and moving bed biofilm reactor process using response surface methodology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102861.

Assress, H., Selvarajan, R., Nyoni, H., Ntushelo, K., Mamba, B., & Msagati, T. (2019). Diversity, Co-occurrence and Implications of Fungal Communities in Wastewater Treatment Plants. *Scientific Reports*, 9(1).

Bay, A., Yazdanbakhsh, A., Eslami, A., & Rafiee, M. (2021). Investigation of sequencing batch moving-bed biofilm reactor to biodegradation of cefixime as emerging pollutant in percent of easily degradable co-substrate. *International Journal Of Environmental Analytical Chemistry*, 1, 1-10.

Bazin, M. (2018). *Physiological Models in Microbiology Volume II* (pp. 125-126). Milton: CRC Press.

Bhatia, D., Sharma, N., Singh, J., & Kanwar, R. (2017). Biological methods for textile dye removal from wastewater: A review. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*, 47(19), 1836-1876.

Bharathi, K. S., & Ramesh, S. T. (2013). Removal of dyes using agricultural waste as low-cost adsorbents: A review. *Appl. Water Sci.*, 3, 773–790.

Bian, W., Zhang, S., Zhang, Y., Li, W., Kan, R., Wang, W., ... Li, J. (2017). Achieving nitrification in a continuous moving bed biofilm reactor at different temperatures through ratio control. *Bioresource Technology*, 226, 73–79.

Bilinska, L., Gmurek, M. and Ledakowicz, S. (2016). Comparison between industrial and simulated textile wastewater treatment by AOPs – Biodegradability, toxicity and cost assessment. *Chemical Engineering Journal*, (306), 550-559.

Bitton, G. (2011). *Wastewater microbiology*. (pp. 1-83). Hoboken, NJ: Wiley-Liss, John Wiley & Sons.

Bertrand, J., Caumette, P., Lebaron, P., Matheron, R., Normand, P., & Sime- Ngando, T. (2015). *Environmental Microbiology: Fundamentals and Applications*. (pp. 3-9). Londres: Springer.

Bisschops, I., & Spanjers, H. (2003). Literature review on textile wastewater characterisation. *Environmental Technology*, 24(11), 1399-1411.



Borghei, M., Hasani, A. H. & Sharifi, R. (2011). Investigating the Performance of Biological Treatment of Textile of Wastewater by a Moving Bed Bio-Reactor (MBBR). *Journal of Enviromental Science and Tecnology*, 13 (2), 13-26

Bullon, J., González Arrieta, A., Hernández Encinas, A., & Queiruga Dios, A. (2017). Manufacturing processes in the textile industry. Expert Systems for fabrics production. *ADCAIJ: ADVANCES IN DISTRIBUTED COMPUTING AND ARTIFICIAL INTELLIGENCE JOURNAL*, 6(4), 15.

Burek, P., Saoth, Y., Fisher, G., Kahil, Taher...(2016). *Water Futures and Solution Fast Track Initiative*. (pp 5-7). Austria: International Institute for Applied Systems Analysis.

Castillo Rodríguez, F., & Roldán Ruiz, M. (2005). *Biotecnología ambiental* (15-25). Madrid: Tébar.

Castro, F. D., Bassin, J. P., & Dezotti, M. (2017). Treatment of a simulated textile wastewater containing the Reactive Orange 16 azo dye by a combination of ozonation and moving-bed biofilm reactor: evaluating the performance, toxicity, and oxidation by-products. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(7), 6307–6316.

Cervantes B, F., Pavlostathis, S., & Haandel, A. (2006). *Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters* (pp. 16-45). London: IWA Publishing.

Chand, N., Sajedi, R., Nateri, A., Khajeh, K., & Rassa, M. (2014). Fermentative desizing of cotton fabric using an  $\alpha$ -amylase-producing *Bacillus* strain: Optimization of simultaneous enzyme production and desizing. *Process Biochemistry*, 49(11), 1884-1888.

Chandrakant, R., Ananda, J., Dipak, V., Mahamuni, N. and Aniruddha, B. (2016). A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, 182, pp.351-366.

Chen, L., Wang, B., Ruan, X., Chen, J., & Yang, Y. (2015). Hydrolysis-free and fully recyclable reactive dyeing of cotton in green, non-nucleophilic solvents for a sustainable textile industry. *Journal Of Cleaner Production*, 107, 550-556.

Chu, L., & Wang, J. (2011). Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere*, 83(1), 63–68.

CONAGUA. (2016). Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento edición 2016. México: SEMARNAT.

CONAGUA. (2018). Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento edición 2018. México: SEMARNAT.

Correia, V., Stephenson, T., & Judd, S. (1994). Characterisation of textile wastewaters - a review. *Environmental Technology*, 15(10), 917-929.

Centro de Calidad Ambiental (1989). CRITERIOS ECOLÓGICOS DE CALIDAD DEL AGUA CE-CCA-001/89, UNINET.

Dhanasekaran, D., & Thajuddin, N. (2017). *Microbial biofilms - Importance and applications* (pp. 129-131). Croatia: INTECH.

Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., & Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochamba, (pp. 53-56). Bolivia: Centro Andino para la gestión y uso del agua. (Centro AGUA).

Deng, L., Guo, W., Ngo, H., Zhang, X., Wang, X., Zhang, Q., & Chen, R. (2016). New functional biocarriers for enhancing the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor–membrane bioreactor system. *Bioresource Technology*, 208, 87-93.

Dezotti, M., Lippel, G., & Bassin, J. (2018). *Advanced biological processes for wastewater treatment* (pp. 37-75). Rio de Janeiro, Brasil: Editora Interciência.

Di Biase, A., Kowalski, M. S., Devlin, T. R., & Oleszkiewicz, J. A. (2019). Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 247, 849–866.

Di Trapani, D., Christensson, M., Torregrossa, M., Viviani, G., & Ødegaard, H. (2013). Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: Influence of operating conditions. *Biochemical Engineering Journal*, 77, 214–219.

Diáz-Cuenca, E., Alvarado-Granados A. R., Camacho-Calzada, K. E. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Quivera*, 14 (1), 78-97.

Dionisi, D. (2017). *Biological wastewater treatment processes* (pp.5-7). Boca Raton, FL: CRC Press Taylor & Francis Group.

Dong, B., Chen, H., Yang, Y., He, Q., & Dai, X. (2013). Treatment of printing and dyeing wastewater using MBBR followed by membrane separation process. *Desalination and Water Treatment*, 52(22-24), 4562–4567.

Duan, L., Li, S., Han, L., Song, Y., Zhou, B., & Zhang, J. (2015). Comparison between moving bed-membrane bioreactor and conventional membrane bioreactor systems. *Part I: membrane fouling. Environmental Earth Sciences*, 73(9), 4881–4890.

Environmental Protection Agency (EPA), (2004). *Primer for municipal wastewater treatment systems* (pp. 9-11). Washington, D.C.: Office of Water, Office of Wastewater Management.

Faridnasr, M., Ghanbari, B., & Sassani, A. (2016). Optimization of the moving-bed biofilm sequencing batch reactor (MBSBR) to control aeration time by kinetic computational modeling: Simulated sugar-industry wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 208, 149–160.

Ferrer Polo, J., Seco Torrecillas, A., & Robles Martínez, A. (2018). *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. (pp. 1-10). Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.

Fu, B., Liao, X., Ding, L., & Ren, H. (2010). Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 26(11), 1981–1990.

Gerardi, M. (2016). *Wastewater bioaugmentation and biostimulation* (pp. 89-95). E.E.U.U.: DEStech Publication, Inc.

Galvín, R. (2003). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos: Tratamiento y control de calidad de aguas* (1st ed., pp. 88-90). Madrid: Díaz de Santos.

Gil, J., Labastida, E., Mineiros, R., y Tenorio, R. (2009). Estimación de la producción primaria y biomasa del fitoplancton y su relación con algunas condiciones ambientales en la laguna de Chautengo, Guerrero. *Revista Digital del Departamento del hombre y su ambiente*, 2, 1-16.

Glymph, T. (2005). *Wastewater microbiology* (1st ed., pp. 43-47). E.E.U.U.: AWWA.

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), 1–9.

Grau P. (1991). Textile industry wastewaters treatment, *Water Sci. Technol.*, 24, 97-103.

Gray, N. (2021). *Fixed-film reactors in wastewater treatment*. (pp 15-24). Cover Garden, Londres: World scientific.

Guo, X., Li, B., Zhao, R., Zhang, J., Lin, L., Zhang, G., ... Li, X. (2019). Performance and bacterial community of moving bed biofilm reactors with various biocarriers treating primary wastewater effluent with a low organic strength and low C/N ratio. *Bioresource Technology*, 287, 121424.

Gupta, V., Ali, I., Saleh, T., Nayak, A., & Agarwal, S. (2012). ChemInform Abstract: Chemical Treatment Technologies for Waste-Water Recycling - An Overview. *Cheminform*, 43(45), 6380-6388.

Hassani, A., Borghei, S., Samadyar, H., & Ghanbari, B. (2013). Utilization of moving bed biofilm reactor for industrial wastewater treatment containing ethylene glycol: kinetic and performance study. *Environmental Technology*, 35(4), 499-507.

Hayat, H., Mahmood, Q., Pervez, A., Bhatti, Z., & Baig, S. (2015). Comparative decolorization of dyes in textile wastewater using biological and chemical treatment. *Separation And Purification Technology*, 154, 149-153.

Hendricks, D. (2011). *Fundamentals of water treatment unit processes* (p. 679). London: IWA Publishing.

Huang, H., Fan, X., Peng, C., Geng, J., Ding, L., Zhang, X., & Ren, H. (2019). Linking microbial respiratory activity with phospholipid fatty acid of biofilm from full-scale bioreactors. *Bioresource Technology*, 272, 599-605.

INEGI. (2020). Colección de estudios sectoriales y regionales Conociendo la Industria textil y de la confección. México. CANAINTEX.

Jadhav, S., Chougule, A., Shah, D., Pereira, C., & Jadhav, J. (2015). Application of response surface methodology for the optimization of textile effluent biodecolorization and its toxicity perspectives using plant toxicity, plasmid nicking assays. *Clean Technologies And Environmental Policy*, 17(3), 709-720.

Jenkins, D., & Wanner, J. (2014). *Activated sludge - 100 years and counting* (pp. 33-53). London: IWA Publ.

Jegatheesan, V., Pramanik, B. K., Chen, J., Navaratna, D., Chang, C.-Y., & Shu, L. (2016). *Treatment of textile wastewater with membrane bioreactor: A critical review*. *Bioresource Technology*, 204, 202–212.

Jiménez Cisneros, B., Torregrosa y Armentia, M., & Aboites Aguilar, L. (2010). *El agua en México: Causes y encauses*. México, D.F.: Academia Mexicana de Ciencias.

Kant, R. (2012). Textile dyeing industry an environmental hazard. *Natural Science*, 04 (01), 22-26.

Kawan, A. S., Hasan H. A., Suja F, JAAFAR, O. F., ABD-RAHMAN, R. (2016). A review on sewage treatment and polishing using moving bed bioreactor (MBBR). *Journal of Engineering Science and Technology*, 11 (8) 1098-1120.

Keluskar, R. P., Ghosh, S., Mani, M. K., & Nayak, B. B. (2019). Application of a Rotating Biological Contactor and Moving Bed Biofilm Reactor Hybrid in Bioremediating Surimi Processing Wastewater. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*.

Kermani, M., Bina, B., Movahedian, H., Amin, M., & Nikaein, M. (2008). Application of Moving Bed Biofilm Process for Biological Organics and Nutrients from Municipal Wastewater. *American Journal Of Environmental Sciences*, 4(6), 675-682.

Khajavi, R., Berendjchi, A., Moghaddam, M., & Akhiani, M. (2015). Ultrasound-assisted mercerizing process of cotton fabric: A numerical model based on response surface methodology (RSM). *Fibers And Polymers*, 16(6), 1281-1288.

Khaled, S., Azni, I., Rozita, O., & M. Yusoff, H. (2014). Review on Biofilm Processes for Wastewater Treatment. *Life Science Journal*, 11(11), 1-13.

Klaus, S., Baumler, R., Rutherford, B., Thesing, G., Zhao, H., & Bott, C. (2017). Startup of a Partial Nitrification-Anammox MBBR and the Implementation of pH-Based Aeration Control. *Water Environment Research*, 89(6), 500-508.

Kolhe P.P. & Ingole, N.W. (2020). COLOUR Removal from Textile Industry Wastewater by Coagulation-Flocculation Technique. *Journal of Water Resource Engineering & Pollution Studies*, 5(1), 20-47.

Kruszelnicka, I., Kramarczyk, D., Poszwa, P., & Stręk, T. (2018). Influence of MBBR carriers' geometry on its flow characteristics. *Chemical Engineering And Processing - Process Intensification*, 130, 134-139.

Lasa, I. (2006) Towards the identification of the common features of bacterial biofilm development. *Int Microbiol*, 9, 21-28

Lazcano, C. (2016). *Biotecnología ambiental de aguas y aguas residuales* (2nd ed., pp. 261-269). Bogotá: Ecoe Ediciones.

Loupasaki, E., & Diamadopoulos, E. (2012). Attached growth systems for wastewater treatment in small and rural communities: a review. *Journal Of Chemical Technology & Biotechnology*, 88(2), 190-204.

Lu, X., Liu, L., Liu, R., & Chen, J. (2010). Textile wastewater reuse as an alternative water source for dyeing and finishing processes: A case study. *Desalination*, 258(1-3), 229-232.

Mahendran, B., Lishman, L., & Liss, S. N. (2012). Structural, physicochemical and microbial properties of flocs and biofilms in integrated fixed-film activated sludge (IFFAS) systems. *Water Research*, 46(16), 5085–5101.

Mancebo, U., Hettiaratchi, J. P. A., & Hurtado, O. D. (2014). Study on the Correlation between Dissolved Organic Carbon, Specific Oxygen Uptake Rate, and Exchangeable Nitrogen and the Performance of Granular Materials as Support Media for Methanotrophic Biofiltration. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 18(1), 11–15.

Mara, D., & Horan, N. (2003). *Handbook of water and wastewater* (pp. 77-97). San Diego, Calif.: Academic.

Masloń, A., & Tomaszek, J. (2015). A study on the use of the BioBall® as a biofilm carrier in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 196, 577-585.

Maza-Márquez, P., Vilchez-Vargas, R., Kerckhof, F., Aranda, E., González-López, J., & Rodelas, B. (2016). Community structure, population dynamics and diversity of fungi in a full-scale membrane bioreactor (MBR) for urban wastewater treatment. *Water Research*, 105, 507-519.

McQuarrie, J., & Boltz, J. (2011). Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance. *Water Environment Research*, 83(6), 560-575.

Minegatti de Oliveira, D., Dias Rabelo, M., & Nascimento Nariyoshi, Y. (2014). Evaluation of a MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) Pilot Plant for Treatment of Pulp and Paper Mill Wastewater. *International Journal Of Environmental Monitoring And Analysis*, 2(4), 220-225.

Mohammad, S., H., Habibur, R. & Abu., B., S. (2016). Comparative Study of Exhaustion and Fixation Behavior of Mono-Functional and BiFunctional Reactive Dye on Cotton Knitted Fabric. *International Journal of Multidisciplinary and Current Research*, 4, 454-461.

Morató, J. (2009). *Manual de tecnologías sostenibles en tratamiento de aguas* (pp. 31-37). México: TECSPAR.

Morgan-Sagastume, F. (2018). Biofilm development, activity and the modification of carrier material surface properties in moving-bed biofilm reactors (MBBRs) for wastewater treatment. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*, 48(5). 439-470.

Muffler, K., & Ulber, R. (2014). (pp. 1-8). *Productive biofilms*. New York: Springer.

Muhid, P., Davis, T. W., Bunn, S. E., & Burford, M. A. (2013). *Effects of inorganic nutrients in recycled water on freshwater phytoplankton biomass and composition*. *Water Research*, 47(1), 384–394.

Nguyen, V., Karunakaran, E., Collins, G., & Biggs, C. A. (2016). Physicochemical analysis of initial adhesion and biofilm formation of *Methanosarcina barkeri* on polymer support material. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 143, 518–525.

Norma Oficial Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y 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 reusen en servicios al público.

Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, "salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

Noya, A., Morgan-Sagastue, J. M., & Gürtrca, L. P. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales* (pp.12-15). México: Instituto de ingeniería, UNAM.

Ødegaard, H., Rusten, B., & Westrum, T. (1994). A new moving bed biofilm reactor - applicatioepns and results. *Water Science And Technology*, 29(10-11), 157-165.

Ødegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: –the moving bed biofilm process. *Water Science And Technology*, 53(9), 17-33.

Park, H. O., Oh, S., Bade, R., & Shin, W. S. (2011). Application of fungal moving-bed biofilm reactors (MBBRs) and chemical coagulation for dyeing wastewater treatment. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 15(3), 453–461.

Patel, H., & Vashi, R. (2015). *Characterization and treatment of textile wastewater* (pp. 2-18). Ucrania: Elsevier.

Pratiwi, R., Notodarmojo, S., & Helmy, Q. (2018). Decolourization of remazol black-5 textile dyes using moving bed bio-film reactor. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 106, 1-6.

Paul, E., & Liu, Y. (2012). *Biological sludge minimization and biomaterials/bioenergy recovery technologies*. (pp. 45-52). Hoboken, N.J: Wiley.

Paździor, K., Wrębiak, J., Klepacz-Smółka, A., Gmurek, M., Bilińska, L., & Kos, L. (2017). Influence of ozonation and biodegradation on toxicity of industrial textile wastewater. *Journal Of Environmental Management*, 195, 166-173.

Qiqi, Y., Qiang, H., & T. Ibrahim, H. (2012). Review on Moving Bed Biofilm Processes. *Pakistan Journal Of Nutrition*, 11(9), 804-811

Ramírez-Burgos, L., Durán-Domínguez-de-Bazúa, Ma. C., García-Fernández, J., Oaxaca-Grande, M. (2008). DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO DE MUESTRAS ACUOSAS. D.F., México: UNAM, Facultad de Química.

Reynolds, C. (1996). Plant life in of the pelagic. *Proceedings of the International Association for Theoretical an Applied Limnology*, 26, 97-113.

Rodríguez, C., Fernández, E. (2006). Manufactura textil en México: Un enfoque sistémico. *Revista Venezolana de Gerencia*, 11 (35), 335-351.

Riffat, R. (2013). *Fundamentals of wastewater treatment and engineering* (pp. 165). Boca Raton, FL: CRC Press.

Romero, T. (2008). *Bacterial biofilms*. (pp.4-8). Heidelberg: Springer

Rosi, O.L., Casarci, M., Mattioli, D., De Floriob, L., (2007). Best available technique for water reuse in textile SMEs (BATTLE LIFE Project). *Desalination*, 206, 614-619.

Şahinkaya, S. (2013). COD and color removal from synthetic textile wastewater by ultrasound assisted electro-Fenton oxidation process. *Journal Of Industrial And Engineering Chemistry*, 19(2), 601-605.

Sanin, F., Clarkson, W., & Vesilind, P. (2011). *Sludge engineering* (1st ed., pp. 54-57). Lancaster, Pa: DEStech Publ. Inc.

Sankaran, S., Khanal, S. K., Jasti, N., Jin, B., Pometto, A. L., & Van Leeuwen, J. H. (2010). Use of Filamentous Fungi for Wastewater Treatment and Production of High Value Fungal Byproducts: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(5), 400–449.

Sarayu, K., & Sandhya, S. (2012). Current Technologies for Biological Treatment of Textile Wastewater—A Review. *Applied Biochemistry And Biotechnology*, 167(3), 645-661.

Secretaría de Salud (2021). Normas Oficiales Mexicanas. Revisado 11 junio 2021, de <https://www.gob.mx/salud/en/documentos/normas-oficiales-mexicanas-9705>

Sen, T. (2013). Review on Dye Removal from Its Aqueous Solution into Alternative Cost Effective and Non-Conventional Adsorbents. *Journal Of Chemical And Process Engineering*, 209, 172-184.

Seyedsalehi, M., Jaafari, J., Hélix-Nielsen, C., Hodaifa, G., Manshour, M., Ghadimi, S., Hafizi, H., Barzanouni, H. (2018). *Evaluation of moving-bed biofilm sequencing batch reactor (MBSBR) in operating A2O process with emphasis on biological removal of nutrients existing in wastewater. International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(1), 199–206.

Shahot, K., Idris, A., Rozita, O., & Yusoff, H. (2014). Review on Biofilm Processes for Wastewater Treatment. *Life Science Journal*, 11(11), 1-13.

Shoukat, R., Khan, S., & Jamal, Y. (2019). Hybrid anaerobic-aerobic biological treatment for real textile wastewater. *Journal Of Water Process Engineering*, 29, 100804.

Soares, P., Silva, T., Ramos Arcy, A., Souza, S., Boaventura, R., & Vilar, V. (2016). Assessment of AOPs as a polishing step in the decolourisation of bio-treated textile wastewater: Technical and economic considerations. *Journal Of Photochemistry And Photobiology A: Chemistry*, 317, 26-38.

Soares, P., Souza, R., Soler, J., Silva, T., Souza, S., Boaventura, R., & Vilar, V. (2017). Remediation of a synthetic textile wastewater from polyester-cotton dyeing combining biological and photochemical oxidation processes. *Separation And Purification Technology*, 172, 450-462.

Sonwani, R. K., Swain, G., Giri, B. S., Singh, R. S., & Rai, B. N. (2019). A novel comparative study of modified carriers in moving bed biofilm reactor for the treatment



of wastewater: Process optimization and kinetic study. *Bioresource Technology*, 281, 335-342.

Spellman, F., R. (2016). *The science of wastewater* (pp.84-90). E.E.U.U.: Destech Publications, Inc

Suárez, J., Jácome, A., Ures, P. (2016). PRIMARY CLARIFIER (FS-PRI-002). *Technology fact sheets for effluent treatment plants on textile industry*, 1-25.

Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, H. (2003). *Wastewater engineering* (4th ed., pp. 1-23). New York: McGraw-Hill.

Teh, K., Flint, S., Brooks, J., & Knight, G. (2015). *Biofilms in the dairy industry* (pp. 1-9). Chichester, UK: John Wiley & Sons.

UNESCO. (2018). *Informe Mundial de ñas Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos: Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. CDMX: UNWATER.

UNESCO. (2019). *Informe Mundial de ñas Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos: No dejar a nadie atrás*. CDMX: UNWATER.

Varadarajan, G., & Venkatachalam, P. (2015). Sustainable textile dyeing processes. *Environmental Chemistry Letters*, 14(1), 113-122.

Varilas, J., A. & Díaz, F., E. (2008). Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala de laboratorio. *Revista de Tecnología*, 7 (2), 21-28.

Verma, A., Dash, R., & Bhunia, P. (2012). A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. *Journal Of Environmental Management*, 93(1), 154-168.

Vigo, T. (2014). *Textile Processing and Properties* (pp. 1-52). Amsterdam: Elsevier Science.

Vilaseca, M. (2007). RESPIROMETRÍA ELECTROLÍTICA EN EL DISEÑO Y EXPLOTACIÓN DE DEPURADORAS. *Boletín Intexter*, (132), 51-56.

Von Sperling, M. (2007). *Basic principles of wastewater treatment* (2nd ed., pp. 1-23). London: IWA Publishing.

Von Sperling, M. (2007). *Wastewater characteristics, treatment and disposal* (1st ed., pp. 30-35). London: IWA Publishing.

Von Sperling, M., & Chernicharo, C. (2005). *Biological wastewater treatment in warm climate regions* (pp. 182). London: IWA Publishing,

Wada, Y., Flörke, M., Hanasaki, N., Fischer, G., Tramberen, S., & Satoh, Y. (2016). Modeling global water use for the 21st century: The Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. *Geosci. Model Dev*, (9), 175-222.

Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow* (pp. 1-23). Dordrecht: Springer.

Wang, T., Wu, T., Wang, H., Dong, W., Zhao, Y., & Chu, Z. et al. (2020). Comparative Study of Denitrifying-MBBRs with Different Polyethylene Carriers for Advanced Nitrogen Removal of Real Reverse Osmosis Concentrate. *International Journal Of Environmental Research And Public Health*, 17(8), 1-17, 2667.

Yang, S., Yang, F., Fu, Z., & Lei, R. (2009). Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on organic carbon and nitrogen removal. *Bioresource Technology*, 100(8), 2369–2374.

Yaseen, D., & Scholz, M. (2018). Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. *International Journal Of Environmental Science And Technology*, 16(2), 1193-1226.

Yildiz, B. (2012). Water and wastewater treatment: biological processes (pp. 406–428). *Metropolitan Sustainability*,

Yin, J., Zhang, P., Li, F., Li, G. & Hai, B. (2015). Simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal with a sequencing batch reactor biofilm system. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 103, 2.

Zekker, I., Rikmann, E., Tenno, T., Lemmiksoo, V., Menert, A., Loorits, L., Tenno, T. (2012). Anammox enrichment from reject water on blank biofilm carriers and carriers containing nitrifying biomass: operation of two moving bed biofilm reactors (MBBR). *Biodegradation*, 23(4), 547–560.

## 11. ANEXOS

### Resultados de los Ensayos para Definir la Rampa de Aclimatación

Se llevaron a cabo seis ensayos de colonización sobre acarreadores de nanofibra de poliuretano (Sección 7.1). En estos fue de interés conseguir una estrategia de colonización/ aclimatación en la cual la biopelícula sujeta a los acarreadores pudiera ser comparada con biomasa aclimatada al proceso de tratamiento de agua residual textil. Para tal objetivo los ensayos fueron comparados entre sí para obtener la rampa de mayor eficacia.

### Seguimiento de la biopelícula

Cuando todos los ensayos llegaron al 100% de agua textil se encontró que el tratamiento más largo y el que tiene una menor concentración de entrada de dicha agua, es el que tiene la mayor biopelícula adherida al soporte con 33.6 mg SSV acarreador<sup>-1</sup>. Sin embargo, en el tiempo de estabilización se decae por lo que la adaptación y formación de biopelícula no estuvo bien establecida, el tratamiento 4 que dura 9 días fue el que mejor se adaptó a los cambios de agua mostrando la mejor estabilización después del periodo de 15 días con agua textil (Figura 22).

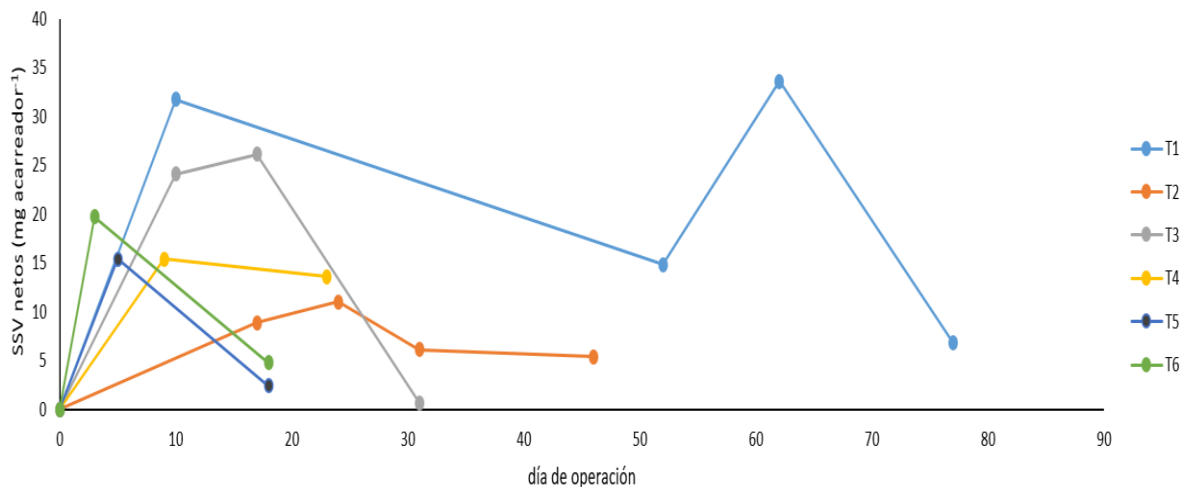


Figura 22. Biopelícula en los ensayos de la rampa de aclimatación.

## Respirometrías

Al igual que en la concentración de biopelícula, el comportamiento en las tasas metabólicas (SOUR y GOUR), el tratamiento 4 fue el que tuvo la mejor actividad global y específica después del tiempo de estabilización con el agua residual textil, La SOUR se registró en  $1.24 \text{ mg O}_2 \text{ g SSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$  y  $28 \text{ } \mu\text{g O}_2 \text{ min}^{-1}$  respectivamente (Figura 23 y 24).

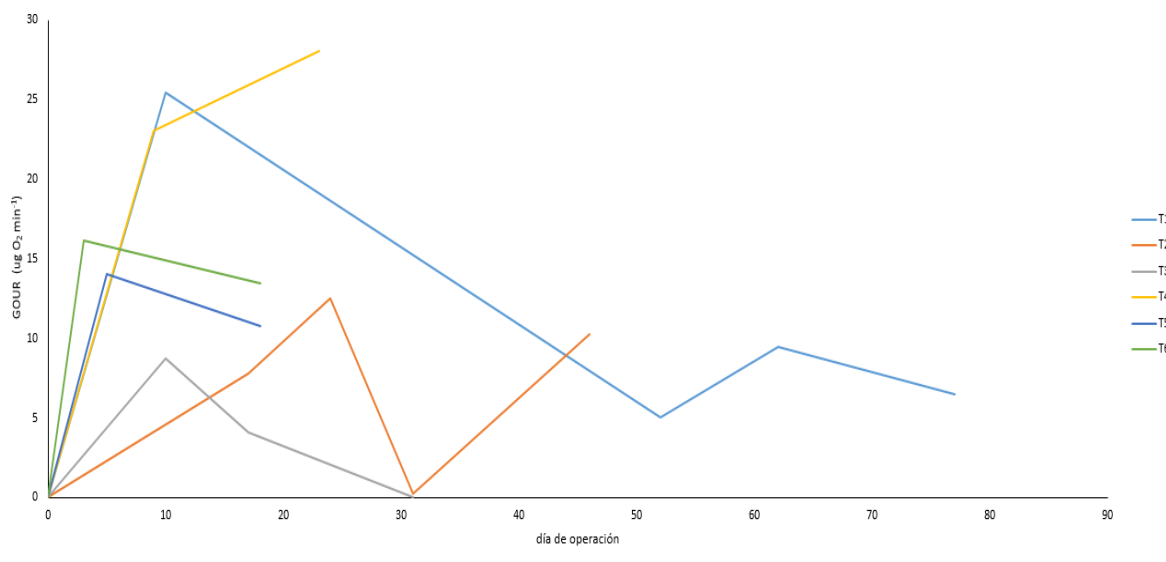


Figura 23. GOUR en los ensayos de la rampa de aclimatación.

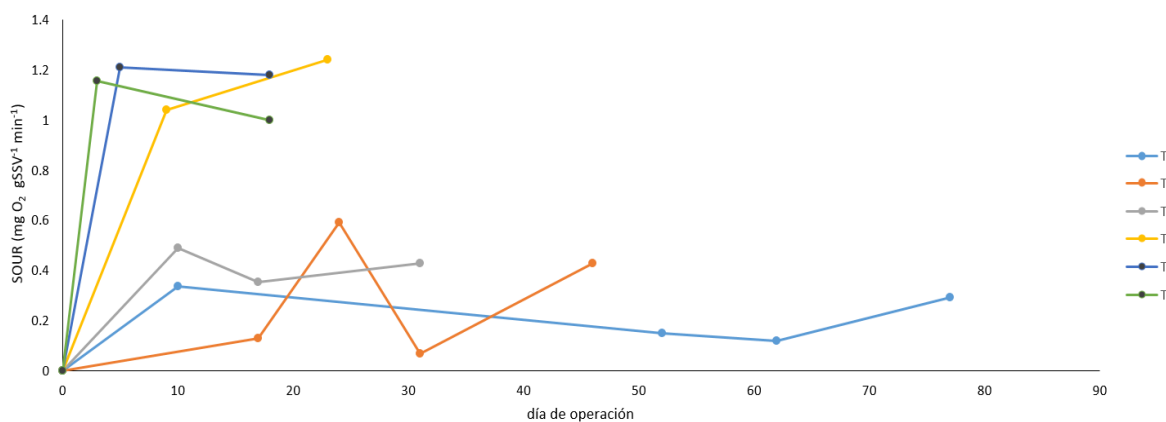


Figura 24. SOUR en los ensayos de la rampa de aclimatación

Dado los resultados anteriores se corroboró dicho comportamiento en los tratamientos de menor duración, para ello se realizaron comparaciones entre los



tratamientos de las mismas características entre ambos experimentos, por ejemplo, el T4 se comparó con su repetición (Tr4).

Para el seguimiento de la biopelícula se puede observar que el tratamiento Tr 5 que dura 5 días (25% de incremento de agua textil) tuvo un aumento en la concentración de biomasa (13.45 mg SSV netos acarreador<sup>-1</sup>) después del periodo de estabilización a pesar de que este tratamiento cuando llegó al 100% de agua textil de entrada era el menor de todos. Cabe resaltar, que tanto el T4 como el Tr4 mantienen más estables sus concentraciones de biopelícula (13.05 y 6.75 mg SSV netos acarreador<sup>-1</sup> respectivamente) sobre los acarreadores a diferencia de los otros tratamientos donde el comportamiento para T5 y Tr5 es inverso, mientras que, T6 y Tr6 disminuyeron su concentración en la última medición (al término del periodo de estabilización). En el comportamiento metabólico, para tratamiento Tr4 a pesar de no haber tenido la mayor biomasa en los acarreadores es la que presentó una mejor respuesta respirométrica, con un comportamiento similar tanto en SOUR como en GOUR (19 mg O<sub>2</sub> mgSSV<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup> y 128 µg O<sub>2</sub> min<sup>-1</sup>), donde las concentraciones de consumo de oxígeno aumentaron después del periodo de estabilización. La diferencia entre los resultados del Tr4 con respecto Tr5 y Tr6 pudo tener una mejor adaptación, la cual se demuestra con la tendencia de los SSV de la biopelícula que está sujeta al acarreador. La rampa de aclimatación que sugirió ser más eficaz para la colonización de acarreadores de nanofibra fue de 8 días con aumentos diarios en la entrada del 12.5%.

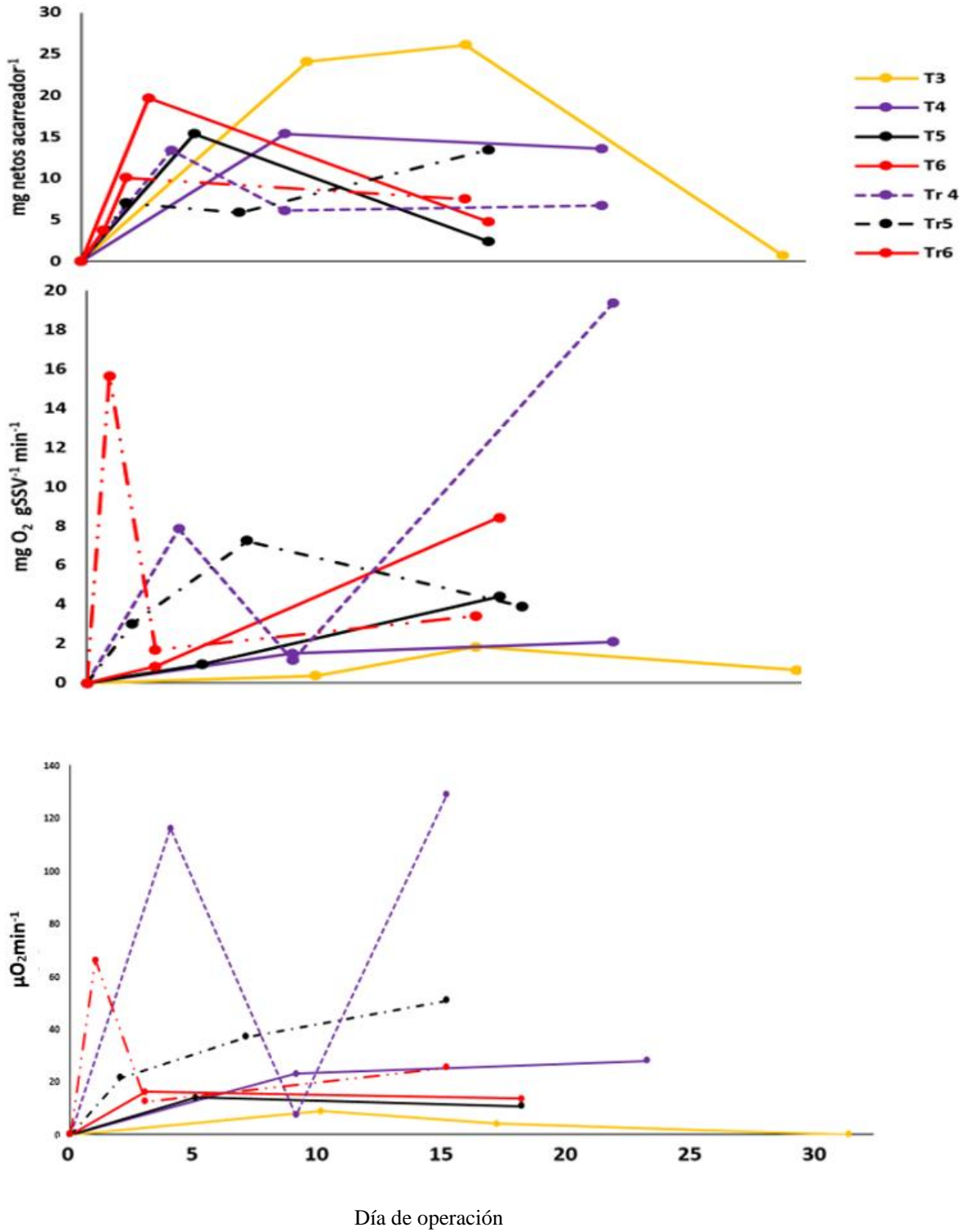


Figura 25. Comparación de SSV, SOUR y GOUR de la rampa de aclimatación y la repetición