

POSGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA



**CULTIVOS DE MICROALGAS: UNA
ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO
BIOLÓGICO DE AIRE Y
VALORIZACIÓN DE EMISIONES**

TESIS

QUE PRESENTA PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE:

**MAESTRO EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA EN LA
ESPECIALIDAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

PRESENTA

Luis Alfonso Torres Torres

DIRECTOR: Dr. José Octavio Saucedo Lucero

CODIRECTORA: Dra. Elizabeth Quintana Rodriguez

LEÓN, GUANAJUATO
AGOSTO, 2024



León, Gto., a 9 de agosto de 2024

Director de Posgrado
PICYT – CIATEC
Guanajuato

Los abajo firmantes, miembros del Comité Tutorial del alumno **LUIS ALFONSO TORRES TORRES**, una vez leída y revisada la Tesis titulada **“CULTIVOS DE MICROALGAS: UNA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AIRE Y VALORIZACIÓN DE EMISIONES”**, aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por el alumno para aspirar al grado de **Maestro en Ciencia y Tecnología** en la especialidad de **Ingeniería Ambiental** durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste firmo la presente a los 9 días del mes de agosto del año dos mil veinticuatro.



Dr. José Octavio Saucedo Lucero
Director de Tesis.



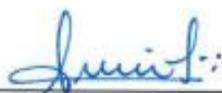
Dra. Elizabeth Quintana Rodríguez
Co-directora de Tesis.

León, Gto., a 9 de agosto de 2024

Director de Posgrado
PICYT – CIATEC
Guanajuato

Los abajo firmantes, miembros del Jurado del Examen de Grado del alumno **LUIS ALFONSO TORRES TORRES**, una vez leída y revisada la Tesis titulada “**CULTIVOS DE MICROALGAS: UNA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AIRE Y VALORIZACIÓN DE EMISIONES**”, aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por el alumno para aspirar al grado de **Maestro en Ciencia y Tecnología** en la Especialidad de **Ingeniería Ambiental** durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste firmo la presente a los 9 días del mes de agosto del año dos mil veinticuatro.



Dra. Sonia Lorena Arriaga García
Presidente



Dra. Nancy Edith Lozoya Pérez
Secretario



Dr. José Octavio Saucedo Lucero
Vocal

RESUMEN

La contaminación atmosférica por compuestos orgánicos volátiles (COVs) y el aumento de la temperatura global debido a gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO₂), afectan la calidad del aire y la salud de la población, debido a esto, se requieren alternativas de tratamiento de aire, económicas y ambientalmente viables como los procesos biológicos. El uso de cultivos de microalgas como principal herramienta de captura y aprovechamiento de carbono, ha ganado terreno como microorganismos utilizados en una gran variedad de sistemas de valorización de emisiones y biorrefinería. Sin embargo, existen limitaciones relacionadas con la operación y monitoreo de biorreactores que se están estudiando para posibles escalamientos y usos industriales. Dilucidar los diferentes fenómenos que ocurren dentro del sistema, parámetros cinéticos y posible aprovechamiento de biomasa residual son los principales retos a estudiar como biotecnologías ambientales.

En este trabajo se estudian dos diferentes sistemas de cultivos de microalgas para el tratamiento y valorización biológica de emisiones. En la primera parte, se estudia un *biotrickling filter* (BTF) inoculado con un cultivo de microalgas-bacterias, con capacidad de remover contaminantes como COVs y olores emanados de una gran variedad de compuestos. En este estudio, se evaluó el uso de un BTF para el tratamiento de vapores de acetato de etilo (EA) y control de emisiones de CO₂ derivado de la mineralización biológica de un COV modelo. El sistema presentó eficiencias de eliminación de EA (RE) de hasta el 90 % y una producción real de CO₂ con respecto a la teórica de hasta el 5 % a cargas de entrada (IL) de 34 a 54 g m⁻³ h⁻¹ y tiempo de residencia en lecho vacío (EBRT) de 45 y 106 s.

En la segunda etapa de esta investigación se evaluó el efecto de un campo magnético estático (SMF) como estimulante en la fijación de CO₂ por microalgas en un fotorreactor *AirLift* (ARL). Se evaluaron diferentes tiempos de exposición, 6, 4 y 2 h a 45 mT como post-tratamiento de un reactor de tanque agitado semi-continuo (S-CSTR) que trataba vapores de tolueno. El CO₂ producido en el S-CSTR se alimentó al ARL, que se evaluó en función de la síntesis biomasa, pigmentos y otras biomoléculas producidas, así como del rendimiento con respecto a la captura de CO₂ y la eliminación de tolueno remanente. La captura de CO₂ a las 4 h de exposición aumentó hasta un 96 % respecto al ARL control (sin SMF), mientras que eliminó hasta un 45 % del tolueno remanente. Sin embargo, la exposición a las 6 h produjo el mayor crecimiento de biomasa (12 % más) en relación con el ARL control. El contenido en pigmentos a las 4 h de exposición fue de 18.36 mg L⁻¹ como clorofila total contra 6.8 mg L⁻¹ del ARL sin SMF. Por lo tanto, la exposición a 45 mT durante 4 h fue óptima considerando la disminución de emisiones de tolueno y CO₂; así como una alta producción de pigmentos como subproducto de valor añadido.

Finalmente, los resultados presentados en este trabajo, demuestran el potencial del uso de cultivos de microalgas como solución prometedora y versátil en el tratamiento biológico de aire, así como en la valorización de emisiones, sin mencionar que son procesos fácilmente adaptables debido a sus capacidades de asimilación de diferentes fuentes de carbono, favoreciendo modelos de economía circular a través del aprovechamiento de biomasa microalgal generada para la obtención de biomoléculas de valor añadido.

Palabras clave: CO₂, COVs, acetato de etilo, tolueno, *biotrickling filter*, fotorreactor *AirLift*, microalgas, biomasa, emisiones, valorización.

ABSTRACT

Atmospheric pollution by volatile organic compounds (VOCs) and the increase in global temperature due to greenhouse gases (GHGs) such as carbon dioxide (CO₂) affect air quality and the health of the population, thus requiring economical and environmentally viable air treatment alternatives such as biological processes. The use of microalgae cultures as the main carbon capture and utilization tool, has gained ground as microorganisms used in a wide variety of emission valorization and biorefinery systems. However, there are limitations related to the operation and monitoring of bioreactors that are being studied for possible scale-up and industrial uses. Elucidating the different phenomena occurring within the system, kinetic parameters and possible utilization of residual biomass are the main challenges to be studied as environmental biotechnologies.

In this work, two different microalgae culture systems for the treatment and biological valorization of emissions are studied. In the first part, a biotrickling filter (BTF) inoculated with a microalgae-bacteria culture, with the capacity to remove pollutants such as VOCs and odors emanating from a wide variety of compounds, was studied. In this study, the use of a BTF for the treatment of ethyl acetate (EA) vapors and control of CO₂ emissions derived from the biological mineralization of a model VOC was evaluated. The system exhibited EA removal efficiencies (RE) of up to 90 % and actual CO₂ production relative to theoretical of up to 5 % at inlet loadings (IL) of 34 to 54 g m⁻³ h⁻¹ and empty bed residence time (EBRT) of 45 and 106 s.

In the second stage of this research, the effect of a static magnetic field (SMF) as a stimulant in CO₂ fixation by microalgae in an AirLift photoreactor (ARL) was evaluated. Different exposure times, 6, 4 and 2 h at 45 mT were evaluated as post-treatment of a semi-continuous stirred tank reactor (S-CSTR) treating

toluene vapors. The CO₂ produced in the S-CSTR was fed to the ARL, which was evaluated in terms of biomass synthesis, pigments and other biomolecules produced, as well as performance with respect to CO₂ capture and removal of remaining toluene. CO₂ capture at 4 h of exposure increased up to 96 % with respect to the control ARL (without SMF), while it removed up to 45 % of the remaining toluene. However, exposure at 6 h produced the highest biomass growth (12 % more) relative to the control ARL. Pigment content at 4 h of exposure was 18.36 mg L⁻¹ as total chlorophyll versus 6.8 mg L⁻¹ of the ARL without SMF. Therefore, exposure at 45 mT for 4 h was optimal considering the decrease in toluene and CO₂ emissions; as well as high pigment production as a value-added by-product.

Finally, the results presented in this work demonstrate the potential of using microalgae cultures as a promising and versatile solution in the biological treatment of air, as well as in the valorization of emissions, not to mention that they are easily adaptable processes due to their capacity to assimilate different carbon sources, favoring circular economy models through the use of microalgal biomass generated to obtain value-added biomolecules.

Keywords: CO₂, VOCs, ethyl acetate, toluene, biotrickling filter, AirLift photoreactor, microalgae, biomass, emissions, valorization.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a CONAHCYT por la beca otorgada con el número 827629 para los estudios de posgrado, a CIATEC por la oportunidad de realizar mis estudios de maestría, así como a la coordinación, administrativos, técnicos e investigadores. Al IPICYT y sus laboratorios por la oportunidad de realizar una estancia de investigación, así como a sus técnicos, investigadores y compañeros.

Por último, agradezco a mis asesores por su importante contribución en mi formación académica y profesional. A la M.C. Estheisy López Bello, la Dra. Elizabeth Quintana, a la Dra. Nancy Lozoya, al Dr. Aitor Aizpuru y a la Dra. Sonia Arriaga por recibirme en IPICYT y en su grupo de trabajo. Finalmente, agradezco a mi mentor y amigo, el Dr. Octavio Saucedo por aceptarme en su grupo de trabajo, por sus consejos, por formarme como profesional y sobre todo por su apoyo incondicional.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS.....	XIII
ÍNDICE DE TABLAS.....	XVI
GLOSARIO.....	XVIII
Capítulo 1: Introducción	1
1 Antecedentes.....	2
1.1 CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA	2
1.1.1 Efectos a la salud y medio ambiente.....	3
1.1.1.1 Compuestos orgánicos volátiles.....	7
1.1.1.2 Acetato de etilo (EA) como contaminante modelo.....	9
1.1.1.3 Tolueno como contaminante modelo.....	10
1.1.1.4 Gases de efecto invernadero (GEI).....	11
1.1.1.4.1 Dióxido de carbono (CO ₂).....	13
1.1.2 Tratamiento y utilización de contaminantes atmosféricos.....	16
1.2 Tratamiento biológico de aire.....	18
1.2.1 Biofiltración.....	22
1.2.1.1 <i>Biotrickling filter</i> (BTF).....	25
1.2.1.1.1 Biofiltración de vapores de acetato de etilo.....	27
1.2.2 Biorreactores de biomasa suspendida.....	29
1.2.2.1 Tratamiento semi-continuo de vapores de tolueno.....	30
1.2.3 Emisiones de CO ₂ por sistemas de tratamiento biológico de aire...32	
1.3 Valorización de emisiones y biorrefinería.....	34
1.3.1 Cultivos de microalgas.....	35
1.3.1.1 Captura de CO ₂	38
1.3.2 Fotorreactor <i>AirLift</i> (ARL).....	39
1.3.3 Biomasa de microalgas y biomoléculas de valor añadido.....	42
1.3.3.1 Carbohidratos.....	44
1.3.3.2 Lípidos.....	45

1.3.3.3 Proteínas.....	45
1.3.3.4 Pigmentos.....	46
1.3.4 Microalgas bajo exposición a campos magnéticos estáticos (SMF).....	48
2 JUSTIFICACIÓN	50
3 OBJETIVOS.....	53
3.1 Objetivo general.....	53
3.2 Objetivo específico	53
4 HIPÓTESIS	54
Capítulo 2: Tratamiento de vapores de acetato de etilo y control de emisiones de CO₂ en un <i>biotrickling filter</i> mediante un consorcio mixto microalgas-bacterias: monitoreo y evaluación estequiométrica.....	55
RESUMEN.....	56
1 Introducción.....	58
2 Materiales y métodos.....	62
2.1 Inóculo y medio mineral.....	62
2.2 Configuración del Biotrickling filter.....	62
2.3 Operación del sistema.....	63
2.4 Métodos analíticos.....	65
2.4.1 Monitoreo de gases.....	65
2.4.2 Ácidos orgánicos volátiles.....	65
2.4.3 Análisis elemental, TOC y SSV.....	66
2.5 Producción teórica de CO ₂ y evaluación estequiométrica.....	66
2.6 Análisis estadístico.....	68
3 Resultados y discusión.....	68
3.1 Perfil de eliminación de acetato de etilo.....	68
3.2 Evaluación estequiométrica y formula empírica de biomasa.....	72
3.3 Modelo predictivo de variables estequiométricas.....	74
3.4 Producción teórica y real de CO ₂	76

3.5 Análisis de lixiviados (TOC, DIC y SSV).....	79
4 Conclusión.....	80
Capítulo 3: Mejora de la captura de CO₂ y caracterización de la biomasa en un fotorreactor <i>AirLift</i> de microalgas bajo exposición a campos magnéticos estáticos	82
RESUMEN.....	83
1 Introducción.....	85
2 Materiales y métodos.....	91
2.1 Inóculo y medio mineral.....	91
2.2 Configuración del sistema acoplado.....	91
2.3 Caracterización del SMF.....	92
2.4 Operación del sistema acoplado.....	93
2.5 Métodos analíticos.....	94
2.5.1 Fase gas.....	94
2.5.2 Fase líquida.....	95
2.5.3 Biomoléculas.....	95
2.6 Balances de carbono y producción teórica de CO ₂	96
2.7 Parámetros cinéticos.....	97
2.8 Análisis estadístico.....	98
3 Resultados y discusión.....	99
3.1 Caracterización del SMF	99
3.2 Desempeño del sistema (CO ₂ , tolueno y pH).....	101
3.3 Balances de carbono y CO ₂ teórico	107
3.4 Influencia del SMF en la producción y composición de biomoléculas.....	111
3.5 Efecto del SMF en parámetros cinéticos	117
4 Conclusión.....	120
Capítulo 4: Conclusiones generales y perspectivas.....	120
1 Conclusiones generales.....	121

1.1 Eficacia en el tratamiento de emisiones	121
1.2 Efectos de un SMF sobre cultivos de microalgas	122
1.3 Producción de biomoléculas de valor añadido	122
1.4 Adaptabilidad y aplicabilidad a mayor escala	122
2 Perspectivas.....	123
2.1 Optimización de procesos.....	123
2.2 Investigación de mecanismos bioquímicos.....	123
2.3 Escalación y aplicación industrial.....	124
2.4 Beneficios e impacto ambiental.....	124
Referencias.....	125
Anexos.....	145

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Representación de la emisión de contaminantes atmosféricos y sus principales reacciones químicas (formación de O ₃ troposférico como contaminante secundario y principal causante del smog fotoquímico).	3
Figura 1.2. Resumen gráfico de los diferentes contaminantes en la atmosfera y sus daños a la salud.....	7
Figura 1.3. Reacciones en la atmosfera de COVs en fase gas. Modificado de (Shen et al., 2013) [122].....	9
Figura 1.4. Contribución de diferentes fuentes individuales a las emisiones totales globales de CO ₂ (Gür, 2022) [64].....	14
Figura 1.5. Procesos convencionales para el tratamiento de COVs. Modificado de Revah & Morgan-Sagastume, (2005) y Krishnamurthy et al., (2020) [72, 111].....	17
Figura 1.6. Resumen de diferentes biotecnologías empleadas en el tratamiento de aire y valorización de emisiones.....	22
Figura 1.7. Mecanismo general de emisión de contaminantes en procesos de biofiltración. Modificado de (Gabaldón et al., 2020) [60].....	23
Figura 1.8. Representación esquemática de un biotrickling filter (BTF).....	27
Figura 1.9. Representación esquemática de un reactor de tanque agitado semi-continuo (S-CSTR).....	30
Figura 1.10. Conceptualización esquemática de los posibles puntos finales del carbono en sistemas biológicos posterior a la biodegradación de COVs Bordoloi & Gostomski, (2019) [18].....	33
Figura 1.11. Representación esquemática de fotosíntesis por microalgas....	37
Figura 1.12. Diagrama de especiación del ácido carbónico (H ₂ CO ₃).....	39
Figura 1.13. Representación esquemática de un fotobiorreactor <i>AirLift</i> (ARL).....	41
Figura 1.14. Bioproductos de biomasa de microalgas.....	43
Figura 1.15. Estructura de clorofilas [36].....	47

Figura 1.16. Diferentes configuraciones de fotobiorreactores y SMF [118].....	49
Figura 1.17. Principales efectos del SMF sobre el metabolismo celular de microalgas para la síntesis de biomoléculas [118].....	50
Figure 2.1. Configuración experimental del sistema BTF.....	63
Figura 2.2. Perfil de carga orgánica de entrada (IL) y capacidad de eliminación de EA (EC).....	69
Figura 2.3. Eficiencia de remoción de EA (RE).....	69
Figura 2.4. Cambio del pH en lixiviados a través del tiempo	70
Figura 2.5. Perfil estadístico de RE y EC en las diferentes fases de la operación.....	71
Figura 2.6. Perfil real y predictivo de CO ₂ y O ₂ a través del tiempo.....	77
Figura 2.7. Fenómeno general de biodegradación de COVs en un <i>biotrickling filter</i> (BTF) por microalgas-bacterias.....	78
Figura 2.8. Contenido de biomasa como SSV en lixiviados a través del tiempo.....	79
Figura 2.9. Contenido de carbono como TOC y DIC en lixiviados a través del tiempo.....	80
Figura 3.1. Configuración experimental del sistema acoplado S-CSTR-ARL.....	92
Figura 3.2. Caracterización del campo magnético por medio de 5 zonas en la longitud total del reactor (eje Z).....	100
Figura 3.3. Perfil de captura de CO ₂	102
Figura 3.4. Perfil de remoción de tolueno.....	105
Figura 3.5. Cambio de pH en ARL expuesta y control a lo largo del tiempo para cada etapa.....	107
Figura 3.6. Distribución del carbono total en t_{final} con respecto a las diferentes fases presentes en el ARL (45 mT y Control).....	109
Figura 3.7. Perfil de teórico de CO ₂	110

Figura 3.8. Rendimiento de biomoléculas respecto a lípidos, carbohidratos y proteínas.....	112
Figura 3.9. Rendimiento de biomoléculas respecto a clorofila total (a + b) y carotenoides	113
Figura 3.10. Efecto del SMF en la distribución de biomoléculas y morfología celular del cultivo de mixto de microalgas bajo 4 h de exposición a 45 mT.....	116
Figura 3.11. Fenómeno general de asimilación de COVs y CO ₂ en un fotorreactor ARL por microalgas para la producción de biomoléculas de valor añadido bajo efecto de SMF.....	116
Figura 3.12. Cinética de biomasa y ChIT a través del tiempo.....	118

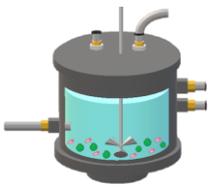
ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Principales contaminantes atmosféricos. Adaptado de Koolen & Rothenberg, (2019) [70].....	5
Tabla 1.1. Principales contaminantes atmosféricos (continuació). Adaptado de Koolen & Rothenberg, (2019) [70]..	6
Tabla 1.2. Propiedades físico-químicas del acetato de etilo [52, 116].....	10
Tabla 1.3. Propiedades físico-químicas del acetato de tolueno [108, 116, 131].....	11
Tabla 1.4. Gases de efecto invernadero y sus principales fuentes de emisión [139].....	12
Tabla 1.5. Propiedades físico-químicas del dióxido de carbono (CO ₂) [102, 116]....	13
Tabla 1.6. Principales fuentes de emisión de CO ₂ y sus métodos de prevención [139].....	15
Tabla 1.7. Trabajos previos respecto al tratamiento por biofiltración de vapores de acetato de etilo.....	28
Tabla 1.8. Trabajos previos respecto al tratamiento de vapores de tolueno por biorreactores de biomasa suspendida.....	31
Tabla 1.8. Trabajos previos respecto al tratamiento de vapores de tolueno por biorreactores de biomasa suspendida (continuación).....	32
Tabla 1.9. Ventajas y limitaciones en el uso de fotobiorreactores <i>AirLift</i> [6].....	41
Tabla 2.1. Condiciones operativas del BTF.....	65
Table 2.2. Variables utilizadas para la evaluación estequiométrica.....	67
Table 2.3. Contenido elemental en las diferentes etapas experimentales.....	73
Table 2.4. Variables estequiométricas para el modelo predictivo.....	76
Table 2.5. Estimación de variables estequiométricas mediante el modelo predictivo.....	77
Table 3.1. Condiciones de operación del ARL (control y expuesto).....	94

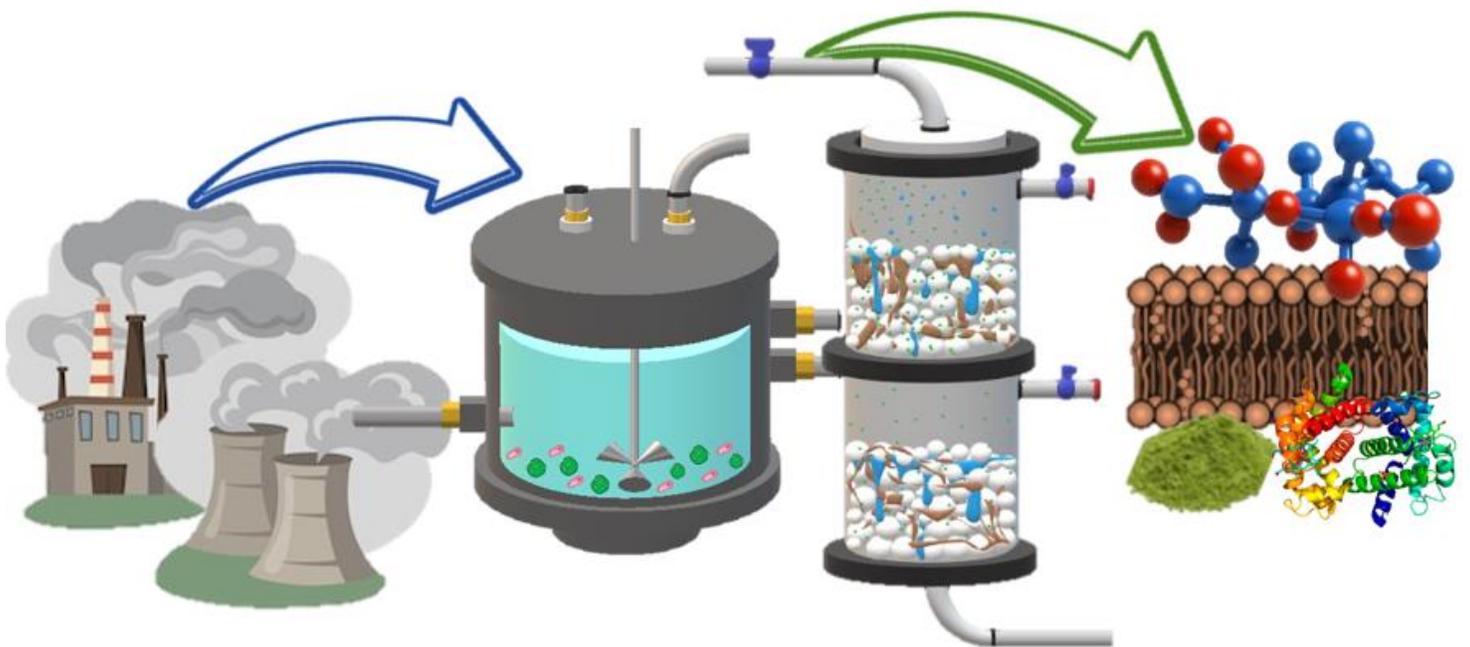
Tabla 3.2. Parámetros cinéticos obtenidos en el control de ES-II y expuestos a 45 mT durante 4 horas mediante la función de Gompertz y el modelo de Monod para Xa y ChIT.....**119**

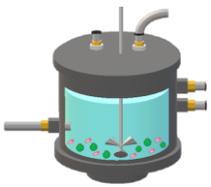
GLOSARIO

OMS	Organización mundial de la salud	IL	Carga de entrada del contaminante
COVs	Compuestos orgánicos volátiles	Q	Flujo de gas
NO_x	Óxidos de nitrógeno	V_R	Volumen del reactor
PM	Material particulado	EC	Capacidad de eliminación
O₃	Ozono troposférico	RE	Eficiencia de remoción
SO_x	Óxidos de azufre	EBRT	Tiempo de residencia en lecho vacío
CO	Monóxido de carbono	GRT	Tiempo de residencia del gas
GEI	Gases de efecto invernadero	BF	Biofiltro convencional
CO₂	Dióxido de carbono	BTEX	Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno
Mt	Millones de toneladas	BTF	<i>biotrickling filter</i>
h_v	<i>Luminous exposure</i>	S-CSTR	Reactor de tanque agitado semi-continuo
·O	Radical oxígeno	EPS	Sustancias poliméricas extracelulares
·OH	Radical hidroxilo	SMP	<i>Soluble microbial products</i>
RCH₃	Radical orgánico	C₆H₁₂O₆	Glucosa
EA	Acetato de etilo	ATP	Adenosín trifosfato
ACGIH	<i>American Conference of Governmental and Industrial Hygienists</i>	NADPH	Nicotiamida-adenina dinucleótido fosfato
H^{cp}	Constante de solubilidad de Henry	H₂CO₃	Ácido carbónico
CH₄	Metano	HCO₃⁻	Bicarbonato
N₂O	Óxido nitroso	CO₃²⁻	Carbonato
Gt	Gigatonelada	H⁺	Ion hidrógeno
PCG	Potencial de calentamiento global	k₁	Constante de disociación del ácido carbónico
H₁^{cc}	Constante de solubilidad de Henry adimensional	k₂	Constante de disociación del bicarbonato
C_{gi}	Concentración del contaminante en fase gas	PBR	Fotobiorreactor
C_{li}	Concentración del contaminante en fase líquida	ARN	Ácido ribonucleico
k_{1a}	Coefficiente volumétrico de transferencia de masa	ADN	Ácido desoxirribonucleico
ARL	Reactor <i>AirLift</i>	ROS	Especies reactivas de oxígeno
TPPB	<i>Two-phase partition bioreactor</i>	SMF	Campos magnéticos estáticos



Capítulo 1: Introducción



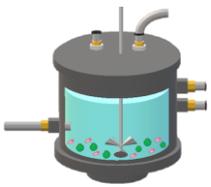


1 Antecedentes

1.1 Contaminación atmosférica

Según datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS), la contaminación atmosférica es responsable de 6.7 millones de muertes anuales [129]. En la atmósfera se encuentran frecuentemente numerosos compuestos no deseados que causan problemas en diversos ecosistemas. Esta mezcla compleja de compuestos se conoce como contaminación del aire, tanto en ambientes exteriores como interiores. Aunque incluye una amplia gama de agentes tóxicos (Tabla 1.1), los principales y más comunes son los compuestos orgánicos volátiles (COVs) y los óxidos de nitrógeno (NOx), que son los principales precursores del smog fotoquímico. También se incluyen el material particulado (PM), el ozono troposférico (O₃), los óxidos de azufre (SOx), el monóxido de carbono (CO) y los gases de efecto invernadero (GEI), como el dióxido de carbono (CO₂), que representa hasta el 77 % de los GEI. Las emisiones de CO₂ han aumentado significativamente desde 1960, pasando de 9.34 millones de toneladas (Mt) a 36.44 Mt en 2019 [9, 77, 105].

Hablar sobre las fuentes de emisión de contaminantes gaseosos resulta complicado debido a su amplia naturaleza y diversidad sectorial. Estas fuentes varían según su ubicación geográfica, la temporada del año y el tipo de contaminante. No obstante, podemos clasificarlas principalmente en fuentes fijas y móviles. Entre las fuentes fijas se incluyen centrales energéticas, parques industriales, refinerías, el sector petroquímico, el sector agrícola y áreas residenciales. Las fuentes móviles abarcan todo el sector del transporte, impulsado por motores de combustión. Se estima que los automóviles, como fuente móvil, son responsables de aproximadamente el 80 % de la



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

contaminación atmosférica actual. Además, existen otras fuentes contaminantes de menor impacto, pero significativas, como las erupciones volcánicas, los incendios forestales y las tormentas de arena [89].

Sin embargo, los niveles actuales de contaminantes en el aire continuarán aumentando a medida que crezca la población mundial y las actividades humanas. Por lo tanto, es crucial desarrollar tecnologías económicamente viables y respetuosas con el medio ambiente para reducir los niveles de contaminación atmosférica tanto en entornos exteriores como interiores.

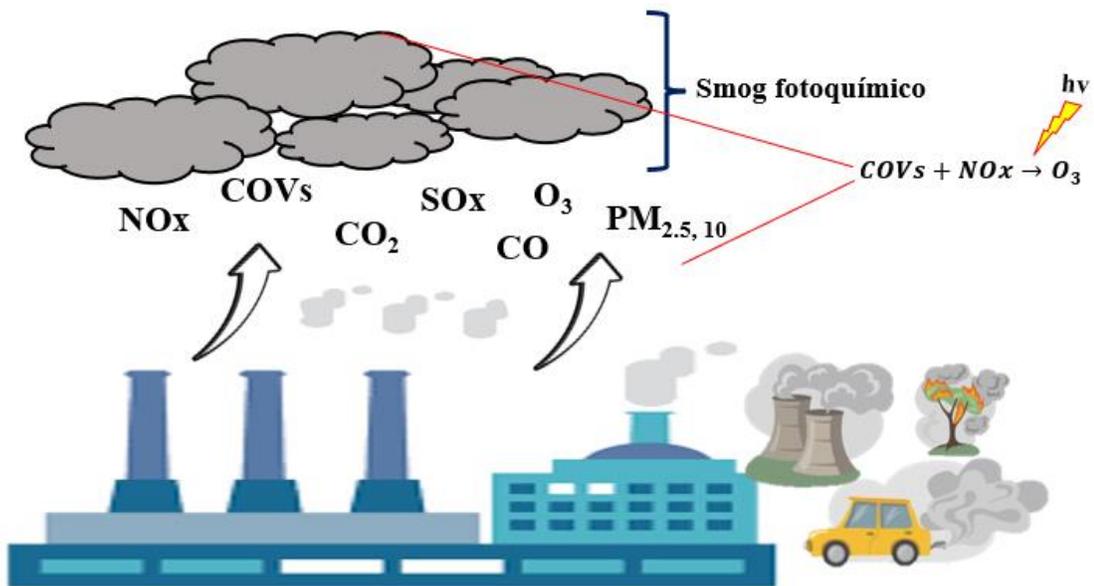
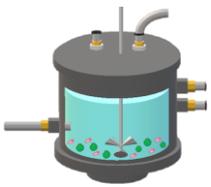


Figura 1.1. Representación de la emisión de contaminantes atmosféricos y sus principales reacciones químicas (formación de O₃ troposférico como contaminante secundario y principal causante del smog fotoquímico).

1.1.1 Efectos a la salud y medio ambiente

En términos de impacto en la salud humana, el daño causado por estos contaminantes está estrechamente relacionado con el tipo de contaminante, la población afectada y, principalmente, con el tipo y duración de la exposición.



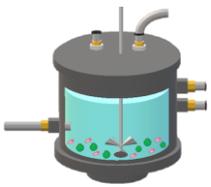
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

Hay una notable diferencia en cómo el cuerpo humano responde a la exposición crónica o aguda. Incluso en días con bajas concentraciones de contaminantes, la población susceptible y sensible a la contaminación atmosférica puede experimentar efectos adversos significativos.

La exposición a corto plazo se asocia comúnmente con síntomas como tos, dificultad para respirar y otras enfermedades respiratorias, aumentando así la tasa de hospitalizaciones por problemas respiratorios. Por otro lado, la exposición crónica puede conducir a condiciones como el asma crónica o la insuficiencia pulmonar. Además, investigaciones recientes han vinculado los contaminantes del aire con enfermedades cardiovasculares y mortalidad en las últimas dos décadas [77, 89]. Otros efectos adversos de los contaminantes atmosféricos incluyen diabetes, impactos negativos en la salud mental y trastornos perinatales que pueden resultar en mortalidad infantil y enfermedades crónicas en la edad adulta [89].

Las partículas en suspensión están estrechamente relacionadas con problemas respiratorios como el asma y otras enfermedades pulmonares. Además, estas partículas pueden provocar problemas oculares y, debido a la complejidad de sus componentes, reducir la esperanza de vida de la población expuesta. Los SO_x y los NO_x, como contaminantes primarios, contribuyen significativamente a la formación de lluvia ácida al reaccionar con el oxígeno del aire, lo cual afecta principalmente los suelos agrícolas y los ecosistemas en general [70].

En cuanto a los COVs, están principalmente asociados con varios tipos de cáncer y problemas del sistema nervioso debido a la exposición crónica. Estos compuestos son emitidos no solo por procesos industriales, sino que también se han detectado concentraciones cada vez mayores en entornos interiores, aumentando así la exposición de la población a estos contaminantes. La



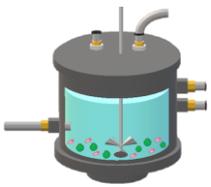
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

exposición a corto plazo puede causar irritación en los ojos, la nariz, la garganta y las membranas mucosas [89].

Los GEI como el CO₂, además de ser indicadores de la calidad del aire, impactan directa e indirectamente en la salud humana cuando se encuentran en altas concentraciones. Se ha documentado que concentraciones de CO₂ superiores al 5 % pueden provocar acidosis respiratoria e hipercapnia, y concentraciones superiores al 10 % pueden desencadenar convulsiones e incluso causar la muerte en casos graves [74]. Estos gases también contribuyen significativamente al aceleramiento de los procesos del calentamiento global.

Tabla 1.1. Principales contaminantes atmosféricos. Adaptado de Koolen & Rothenberg, (2019) [70].

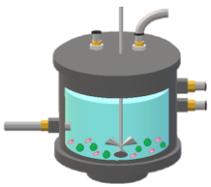
Contaminante	Formula química	Fuente	Efecto a la salud
Amoníaco	NH ₃	Agricultura	La exposición crónica al amoníaco en el aire puede aumentar el riesgo de irritación respiratoria, tos, sibilancias, opresión en el pecho y deterioro de la función pulmonar en humanos [53].
Monóxido de carbono	CO	Quema de combustible comercial, institucional y doméstico	El efecto fisiopatológico más reconocido del monóxido de carbono es la hipoxia tisular, debido a su capacidad para unirse a la hemoglobina para formar carboxihemoglobina [78].
Óxidos de nitrógeno	NOx	Sectores de transporte y energía	Afectan perjudicialmente la salud de las personas, incluida la función respiratoria, el ingreso hospitalario y la muerte prematura [66].



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

Tabla 1.1. Principales contaminantes atmosféricos (continuación). Adaptado de Koolen & Rothenberg, (2019) [70].

Contaminante	Formula química	Fuente	Efecto a la salud
Compuestos orgánicos volátiles	COVs	Industria en general	<p>Se ha reportado una gran variedad de efectos a la salud por COVs debido principalmente a su amplia gama de grupos funcionales usados tanto domésticos e industriales, sin embargo, generalmente, a corto plazo pueden causar irritación en vías respiratorias, ojos e incluso mareos, por otro lado, la exposición crónica suele estar relacionada con problemas cerebrales además de distintos tipos de cáncer.</p>
Ozono	O ₃	COVs y NOx	<p>Afecta perjudicialmente la salud de las personas, incluida la función respiratoria, el ingreso hospitalario y la muerte prematura [66].</p>
Material particulado	PM ₁₀ y PM _{2.5}	Sector transporte, comercial, institucional y residencial	<p>Las PMs son capaces de penetrar profundamente en los pulmones y entrar al torrente sanguíneo causando problemas cardiovasculares, cerebrovasculares y respiratorios. La exposición a largo plazo se ha relacionado además con resultados perinatales adversos y cáncer de pulmón [129].</p>
Óxidos de azufre	SOx	Sector energético	<p>La exposición al SO₂ se asocia principalmente con asistencias hospitalarias y visitas a salas de emergencia por asma [129].</p>
Gases de efecto invernadero	CH ₄ , N ₂ O, CO ₂	Sectores industriales, agricultura y actividades antropogénicas en general	<p>Los GEI afectan principalmente de manera indirecta la salud de la población, por ejemplo, provocando muertes y enfermedades por fenómenos meteorológicos extremos cada vez más frecuentes, como las olas de calor [130].</p>



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

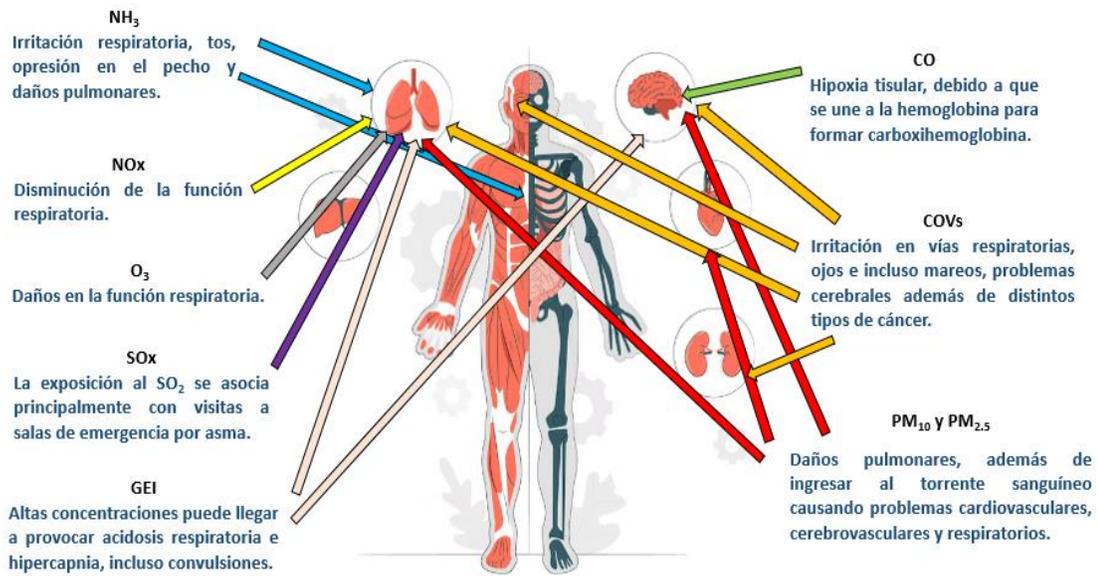
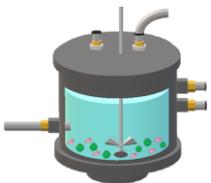


Figura 1.2. Resumen gráfico de los diferentes contaminantes en la atmósfera y sus daños a la salud.

1.1.1.1 Compuestos orgánicos volátiles (COVs)

La OMS, clasifica a los COVs, como compuestos con un punto de ebullición inferior a 250 °C a presiones atmosféricas estándar de 101.3 kPa, sin embargo, esta clasificación también se subdivide en puntos de ebullición de 0 a 100 °C para COVs muy volátiles como gases, 100 a 250 °C para COVs que se encuentran principalmente distribuidos en la superficie de cuerpos de agua, aire e incluso superficies sólidas. Estos compuestos incluyen hidrocarburos aromáticos, alifáticos, alcoholes, cetonas, aldehídos, éteres o halógenos y provienen principalmente de fuentes naturales como transformaciones biogénicas o incendios forestales, sin embargo, procesos antropogénicos también emiten una importante cantidad de COVs, como procesos de refinación y extracción de petróleo, chimeneas industriales, fuentes móviles como automóviles o de área como zonas residenciales y procesos de agrícolas.

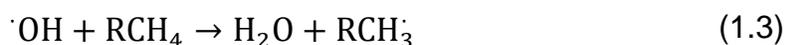
Debido a sus propiedades físico-químicas, estos compuestos tienen vida media en la atmósfera desde pocos minutos hasta meses, recorriendo grandes

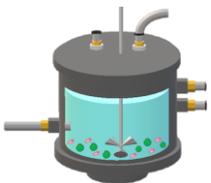


CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

distancias en la atmosfera terrestre y causando daños a la salud de la población expuesta. Los COVs ingresan al organismo humano principalmente mediante dos vías, nasal y a través de la piel, y aunque su toxicidad varia, en general estos compuestos, causan desde patologías como asma, dermatitis o problemas neurológicos, por otro lado, la sintomatología incluye parestesias, deficiencia visual y auditiva, pérdida de memoria a corto y largo plazo, confusión, desorientación, cambios emocionales y problemas motrices. Además, COVs como el benceno, 1,3-butadieno y cloruro de vinilo están clasificados en el grupo 1 como cancerígenos para los seres humanos por la agencia internacional para la investigación del cáncer [99, 100].

Debido a la gran variedad de grupos funcionales que componen los COVs, en la atmosfera juegan un papel importante para los procesos de oxidación fotoquímica. Los COVs, en primera instancia se ven afectados por fotólisis o reacción con oxidantes como radicales OH, NO₃ y O₃, en presencia de O₂ y NO_x, promoviendo luego de una serie de reacciones en fase gas, el smog fotoquímico, estas reacciones, son dependientes de tres factores principales: Energía en forma de radiación UV solar, combustible como CO y COVs, y por últimos un catalizador como los NO_x [73, 122]. Las Ec. 1.1-1.7, presentan un resumen de las reacciones químicas en la atmosfera para la degradación de COVs y formación de O₃ [12, 73, 110].





CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

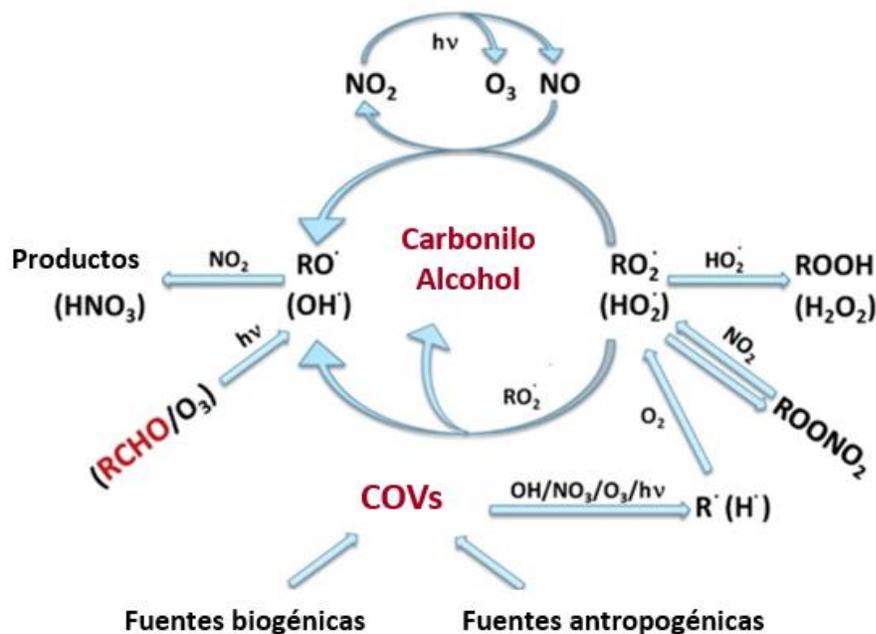
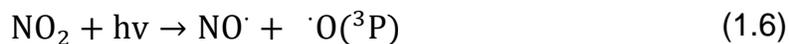
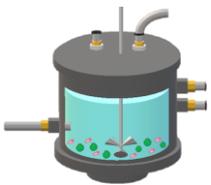


Figura 1.3. Reacciones en la atmósfera de COVs en fase gas. Modificado de (Shen et al., 2013) [122].

1.1.1.2 Acetato de etilo (EA) como contaminante modelo

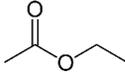
El acetato de etilo (EA) es un solvente orgánico volátil ampliamente utilizado en diversas aplicaciones industriales como recubrimientos, fabricación de pinturas, esencias artificiales, productos de limpieza, aplicaciones farmacéuticas e industria textil. Según la Conferencia Americana de Higienistas Gubernamentales e Industriales (ACGIH), el EA se considera un compuesto de baja toxicidad. Sin embargo, estudios en animales de laboratorio han demostrado que exposiciones agudas a altas concentraciones de vapores de EA pueden causar narcosis transitoria, posiblemente debido a efectos depresores sobre las funciones del sistema nervioso central. Además, este compuesto es irritante y altamente explosivo, con un distintivo olor a frutas



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

[29, 31, 83, 140]. En la Tabla 1.2 se presentan las principales propiedades físico-químicas del EA.

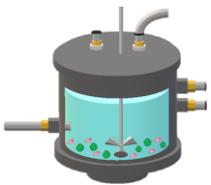
Tabla 1.2. Propiedades físico-químicas del acetato de etilo [52, 116].

Estructura	
Formula empírica	$C_4H_8O_2$
Peso molecular	88.11 g mol^{-1}
Punto de fusión	$-83 \text{ }^\circ\text{C}$
Punto de ebullición	$77 \text{ }^\circ\text{C}$
Solubilidad en agua	0.1 g mL^{-1} a $21 \text{ }^\circ\text{C}$
Densidad relativa	0.902 a $20 \text{ }^\circ\text{C}$
Presión de vapor	74.4 mm Hg a $20 \text{ }^\circ\text{C}$
Constante de solubilidad de Henry (H^{cp})	$6.2 \times 10^{-2} \text{ mol m}^{-3} \text{ Pa}^{-1}$

1.1.1.3 Tolueno como contaminante modelo

El tolueno es un disolvente orgánico, incoloro y con un olor aromático, ampliamente utilizado en la industria. Se emplea en la producción de cosméticos, tintas, pegamentos, pinturas y gasolina. Aunque el tolueno se puede absorber a través de la piel o el tracto gastrointestinal, la vía típica de exposición es por inhalación. Después de la inhalación, el tolueno puede atravesar fácilmente la barrera hematoencefálica y producir efectos similares a los sedantes hipnóticos, como las benzodiazepinas o el alcohol. Esta exposición afecta principalmente al sistema nervioso central, provocando frecuentes dolores de cabeza, pérdida de memoria, mareos, depresión, fatiga, atrofia cerebral e hipocampal, irritación en los ojos y una mayor tendencia a dormir. Incluso, exposiciones crónicas al tolueno pueden provocar pérdida de volumen cerebral.

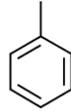
Además, la exposición por inhalación a bajas concentraciones disminuye la capacidad de aprendizaje espacial. En mujeres embarazadas, la exposición



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

crónica al tolueno puede provocar embriopatía, retrasando el crecimiento y causando microcefalia en los recién nacidos. Estos niños pueden presentar una apariencia característica de ojos hundidos, orejas bajas, puente nasal plano, micrognatia y deficiencias cognitivas [132]. En la Tabla 1.3 se presentan las principales propiedades físico-químicas del tolueno.

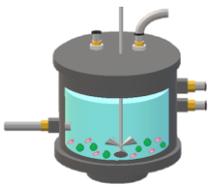
Tabla 1.3. Propiedades físico-químicas del acetato de tolueno [108, 116, 131].

Estructura	
Formula empírica	C ₇ H ₈
Peso molecular	92.14 g mol ⁻¹
Punto de fusión	-95 °C
Punto de ebullición	110.6 °C
Solubilidad en agua	0.535x10 ⁻³ g mL ⁻¹ a 25 °C
Densidad relativa	0.867 a 20 °C
Presión de vapor	28.7 mm Hg a 25 °C
Constante de solubilidad de Henry (<i>H^{cp}</i>)	1.5x10 ⁻³ mol m ⁻³ Pa ⁻¹

1.1.1.4 Gases de efecto invernadero (GEI)

Los gases de efecto invernadero (GEI) son gases que absorben y emiten radiación infrarroja. Este efecto se produce cuando la energía solar calienta la superficie de la Tierra, que emite radiación infrarroja hacia la atmósfera, donde es absorbida por los GEI. Esta absorción provoca procesos de convección y evaporación. Sin embargo, las emisiones indiscriminadas de estos gases atrapan el calor en la atmósfera, contribuyendo de manera significativa al aumento de la temperatura global.

Estos cambios de temperatura provocan climas irregulares, aumentan el nivel del mar y dañan los ecosistemas marinos, además de afectar las actividades cotidianas de los seres humanos. Todos estos efectos causan lo que conocemos como "cambio climático global". Entre los principales GEI en la



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

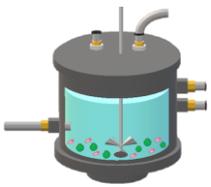
atmósfera se encuentran el vapor de agua, CO₂, CH₄, N₂O, SO₂ y O₃ [51, 67, 139].

Debido al aumento de la población global, la urbanización y las actividades industriales, se requiere una mayor cantidad de energía. Actualmente, esta energía se obtiene principalmente de la quema de combustibles fósiles, los cuales emiten grandes cantidades de gases de efecto invernadero como CO₂ y CH₄, incrementando la huella de carbono y generando una amplia gama de impactos negativos en el medio ambiente. Se ha documentado que las centrales eléctricas que utilizan combustibles fósiles como materia prima contribuyen con alrededor del 33 al 40 % de las emisiones totales de CO₂ a nivel mundial, lo que las convierte en el principal emisor de GEI.

Además, el cambio climático produce sequías, degradación del suelo y acidificación de los océanos. Según el Acuerdo de París de 2015, el aumento de la temperatura de la Tierra debe mantenerse por debajo de los 2 °C. Para alcanzar este objetivo, es necesario capturar o almacenar al menos 1 gigatonelada (Gt) de CO₂ al año hasta 2030 [40, 67, 139].

Tabla 1.4. Gases de efecto invernadero y sus principales fuentes de emisión [139].

Gases de efecto invernadero	Fuente de emisión	% de emisión en 2019
Dióxido de carbono (CO ₂)	Combustión de combustibles fósiles y deforestación	76
Metano (CH ₄)	Combustión de biomasa y residuos agrícolas	13
Dióxido de azufre (SO ₂)	Combustión de carbón, petróleo y diésel	7
Óxido nitroso (N ₂ O)	Uso de fertilizantes	3
Gases fluorados (CFCs, HCFs)	Refrigeración	1



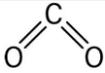
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1.1.4.1 Dióxido de carbono (CO₂)

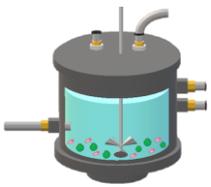
El CO₂ en la atmósfera es un gas no tóxico, incoloro e inodoro. Cada molécula está compuesta por un átomo de carbono unido mediante un doble enlace covalente a dos átomos de oxígeno. El CO₂ es soluble en agua, donde forma ácido carbónico (H₂CO₃) según la reacción reversible (Ec. 1.8), afectando el pH del agua. La alta solubilidad y reactividad química del CO₂ facilita el intercambio y equilibrio entre los océanos y la atmósfera [51]. En la tabla 1.5 Se presentan las propiedades físico-químicas del CO₂.



Tabla 1.5. Propiedades físico-químicas del dióxido de carbono (CO₂) [102, 116].

Estructura	
Formula empírica	CO ₂
Peso molecular	44.01 g mol ⁻¹
Punto de fusión	-78.5 °C
Punto de ebullición	-56.5 °C
Solubilidad en agua	0.003 g mL ⁻¹ a 25 °C
Densidad relativa	1.976 a 0 °C
Presión de vapor	4.83x10 ⁴ mm Hg a 25 °C
Constante de solubilidad de Henry (<i>H^{cp}</i>)	3.3x10 ⁻⁴ mol m ⁻³ Pa ⁻¹

El CO₂ se emite en grandes cantidades a la atmósfera y es el principal GEI responsable de los efectos directos e indirectos ocasionados por el cambio climático. Con respecto al siglo pasado, las emisiones de CO₂ han aumentado significativamente. Desde 1960, han aumentado de 9.4 Gt a 36.44 Gt en 2019, y aunque en 2020 disminuyeron a 31.5 Gt, atribuido al confinamiento por COVID-19, se espera que la tendencia a la baja rápidamente vuelva a aumentar debido al acelerado desarrollo global. Este gas se emite principalmente cuando se queman combustibles fósiles como carbón, gas natural o petróleo. Sin embargo, otras fuentes de emisiones abarcan los



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

desechos sólidos e incluso materiales o procesos biológicos [40, 64, 67, 105, 127, 139].

Un amplio abanico de procesos y fuentes emiten CO₂, las cuales se pueden clasificar en antropogénicas y naturales. Se considera que las actividades humanas son responsables de aproximadamente 1 °C del calentamiento del planeta. El 70 % de las emisiones globales de CO₂ se atribuyen al uso de combustibles fósiles en la generación de energía, transporte y diferentes procesos industriales. Sin embargo, las emisiones de CO₂ provienen de fuentes móviles, fijas y de área, lo que requiere diferentes enfoques para su combate (Fig. 1.4) [64].

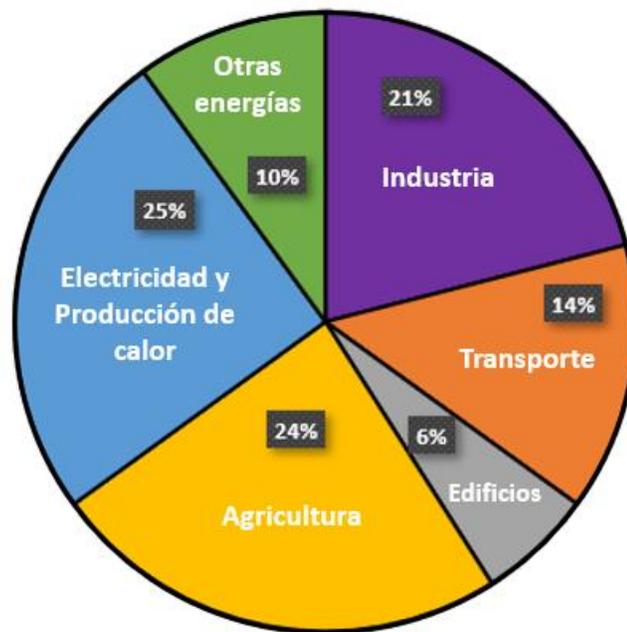
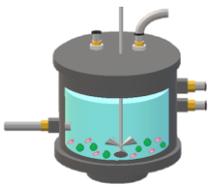


Figura 1.4. Contribución de diferentes fuentes individuales a las emisiones totales globales de CO₂. Modificado de (Gür, 2022) [64].

La contribución individual del CO₂ y otros GEI se expresa en términos de su potencial de calentamiento global (PCG), una medida de la cantidad de energía absorbida por 1 tonelada de CO₂ durante un tiempo determinado. El CO₂ se define con un PCG = 1, comparado con el CH₄, que tiene un PCG

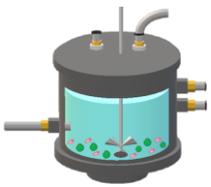


CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

aproximado de 25 en un horizonte temporal de 100 años. Esto implica que el GEI más potente no es el CO₂, pero en términos de volumen, es el que más impacta sobre el cambio climático global [64].

Tabla 1.6. Principales fuentes de emisión de CO₂ y sus métodos de prevención [139].

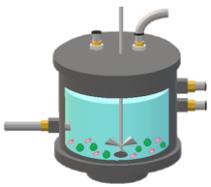
Fuente de emisión	Emisión de CO ₂ (Gt)	Propuesta de prevención
Fuentes antropogénicas		
Motores de combustión de combustibles fósiles	392	Captura de carbono. Almacenamiento y utilización
Plantas de producción de cemento	113	Captura de carbono. Almacenamiento y utilización
Generación de energía (centrales eléctricas de carbón)	279	Captura de carbono. Almacenamiento y utilización, integración en la planta de metanol
Transporte	191	Mezcla de combustibles con biomasa
Manufactura industrial	178	Captura de carbono. Almacenamiento y utilización
Cambios en el uso del suelo	13	-
Fuentes naturales		
Respiración vegetal, animal y humana	7	-
Intercambio océano-atmósfera	7	-
Respiración y descomposición del suelo	1.54	-
Erupciones volcánicas	0.15	-



1.1.2 Tratamiento y utilización de contaminantes atmosféricos

El tratamiento de contaminantes atmosféricos como los COVs dependerá en gran medida de sus propiedades físico-químicas y termodinámicas, así como de las condiciones de la emisión gaseosa. Los métodos de eliminación de COVs en fase gaseosa se pueden clasificar en procesos físicos, químicos e incluso biológicos [111]. La eliminación de COVs se lleva a cabo principalmente mediante procesos de recuperación o destrucción. Entre las principales técnicas fisicoquímicas para la remoción de COVs se encuentran la absorción, adsorción, procesos de oxidación e incluso procesos fotocatalíticos.

Sin embargo, la selección del método de tratamiento dependerá en gran medida de la concentración del contaminante, el consumo de energía y los impactos ambientales, lo que puede convertir a los procesos físico-químicos en tecnologías poco viables para emisiones diluidas de COVs. Los métodos de separación, principalmente físicos, implican la captura del contaminante mediante procesos de recuperación como la absorción y la adsorción. Los métodos de destrucción de COVs se basan en la incineración térmica, asociada al alto consumo energético debido a las altas temperaturas empleadas. Aunque normalmente se utilizan catalizadores para contrarrestar la alta demanda energética, aún se requieren temperaturas de 150 a 250 °C, sin mencionar el costo e impacto ambiental por el uso de catalizadores. En la Fig. 1.5 se muestran los principales sistemas de remoción de COVs en fase gaseosa [72].



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

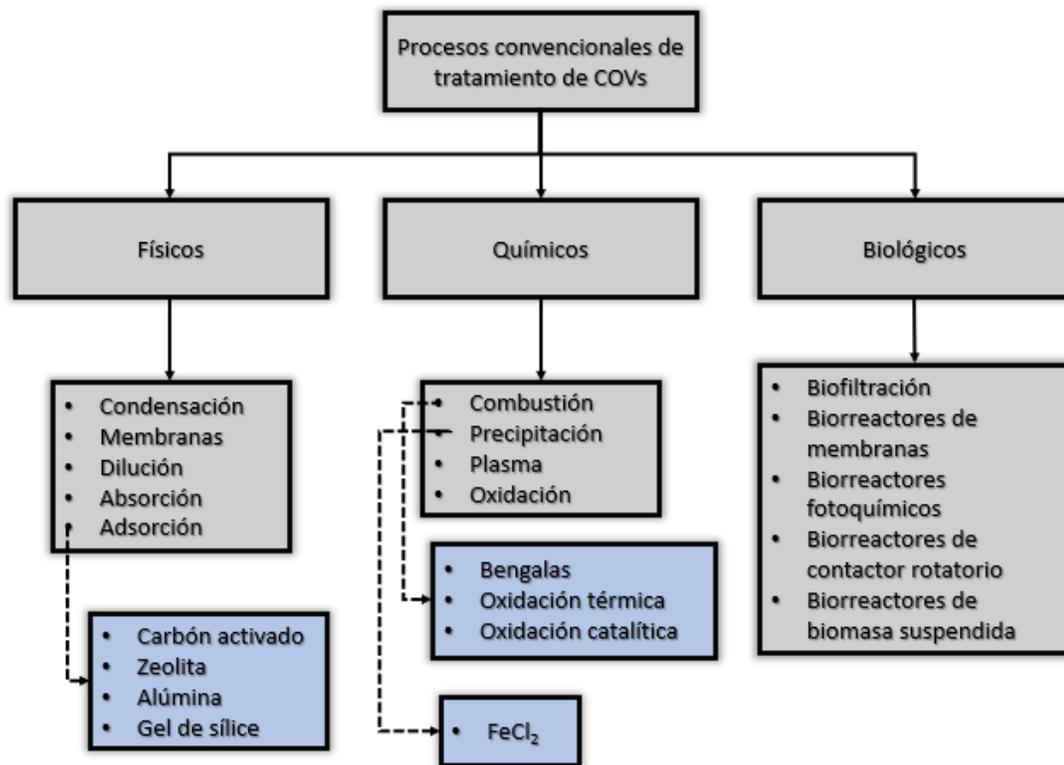
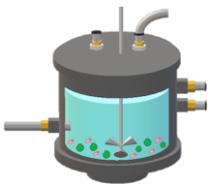


Figura 1.5. Procesos convencionales para el tratamiento de COVs. Modificado de Revah & Morgan-Sagastume, (2005) y Krishnamurthy et al., (2020) [72, 111].

Respecto a las tecnologías para combatir los GEI, se emplean procesos de captura y almacenamiento de carbono, con eficiencias de hasta el 90 % del CO₂ emitido. Estos procesos incluyen: captura, separación y almacenamiento (ej. subsuelo). Sin embargo, estos procesos resultan económicamente poco viables debido a los altos costos. Es por esto que las tecnologías emergentes utilizan GEI como el CO₂ como una fuente de carbono renovable para la producción de productos con valor agregado en diversos sectores económicos e industriales. Las tecnologías convencionales de utilización se clasifican en: reducción electroquímica, reducción fotocatalítica, metanización catalítica y tecnologías de plasma [67].

Otros métodos químicos utilizados para la separación de CO₂ incluyen absorción para la formación de sales, adsorción mediante materiales sólidos y



captura mediante hidratación a temperatura y presión determinadas. El CO_2 también es utilizado para la producción de bioenergía, donde el mecanismo implica el cultivo, cosecha y posterior procesamiento de biomasa para convertirla en biocombustibles [40].

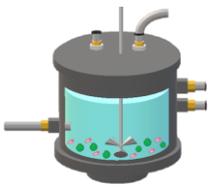
1.2 Tratamiento biológico de aire

Los procesos de tratamiento biológico de aire se basan en el uso de microorganismos con la capacidad de transformar los contaminantes en fase gaseosa en compuestos menos tóxicos, principalmente mediante reacciones de oxidación en fase líquida debido a la presencia de O_2 en el aire y nutrientes en la fase acuosa, produciendo generalmente CO_2 y nuevas células.

En lo que respecta a la eliminación de COVs en su fase vapor, la biodegradación implica principalmente mecanismos de transferencia de masa gas-líquido. En primer lugar, los vapores de COVs y el O_2 se solubilizan de la emisión gaseosa a la fase acuosa, donde los microorganismos llevan a cabo las reacciones de biodegradación. En dichas reacciones, los microorganismos utilizan a los COVs como fuente de carbono y energía [111]. La fase de equilibrio gas-líquido del contaminante se describe por la ley de Henry como:

$$C_{gi} = H_i^{cc} C_{li} \quad (1.9)$$

Donde C_{gi} es la concentración del contaminante en la fase gaseosa, H_i^{cc} es la constante de solubilidad de Henry del contaminante y C_{li} es la concentración del contaminante en la fase líquida. La constante de Henry se encuentra en la literatura en diferentes unidades, para la Ec. 1.8 se utiliza un coeficiente adimensional C_G/C_L . En este sentido, los compuestos con coeficientes mayores a 0.01 se consideran volátiles, y a medida que el coeficiente aumenta, menos



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

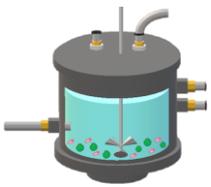
soluble es el compuesto [101, 111, 116]. Coeficientes de Henry menores a 0.01 adimensional, se recomienda tratarlos en biorreactores de crecimiento suspendido, por el contrario, COVs más insolubles en agua o con H superior a 1 se recomienda eliminarlos en biorreactores de biomasa adherida [79, 134].

En este sentido, el mecanismo de transferencia va a depender del gradiente, superficie y coeficiente de transferencia de masa general. El gradiente se refiere a la diferencia entre el equilibrio y la concentración real del contaminante en la fase líquida (Ec. 1.9). Aunque los coeficientes de Henry se pueden encontrar en la literatura, se ha reportado que los microorganismos favorecen la solubilización de compuestos hidrófobos. Así pues, la transferencia de masa gas-líquido del contaminante, se describe por la Ec. 1.10 [111].

$$\frac{dC_{li}}{dt} = k_L a (C_{li}^* - C_{li}) = k_L a \left(\frac{C_{gi}}{H_i} - C_{li} \right) \quad (1.10)$$

Donde $k_L a$ es el coeficiente volumétrico de transferencia de masa (h^{-1}) y C_{li}^* es la concentración de equilibrio del contaminante en la fase líquida.

Una vez que el contaminante se encuentra en la fase líquida, los microorganismos se encargan de llevar a cabo la transformación mediante reacciones biológicas. En los procesos biológicos para la eliminación de contaminantes se emplea una gran variedad de microorganismos, que incluyen bacterias, levaduras y hongos. La selección del microorganismo dependerá en gran medida del sistema de tratamiento, el tipo y la carga del contaminante, así como de las condiciones y parámetros operativos del proceso. Sin embargo, debido a las características de los sistemas de tratamiento, especialmente a mayor escala, se utilizan comunidades mixtas de microorganismos, conocidas como consorcios microbianos. Un ejemplo de estos cultivos son los lodos activados.

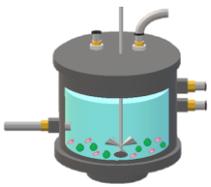


CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

Entre las ventajas del tratamiento biológico de aire sobre los métodos físico-químicos se encuentra la temperatura, ya que los procesos biológicos pueden desempeñarse adecuadamente bajo rangos de temperatura de 10 – 40 °C y presiones atmosféricas. Además, estos métodos son ecológicamente limpios y económicamente viables debido a su bajo costo en comparación con los procesos físico-químicos convencionales. Sin embargo, uno de los parámetros más importantes en los sistemas de tratamiento biológico es la solubilidad y la biodegradabilidad del contaminante. Esto implica que dentro de los procesos biológicos también se debe elegir el específico a utilizar dependiendo de las propiedades y características del contaminante y de la emisión objetivo [111, 114].

Entre los diferentes sistemas de tratamiento biológico, podemos encontrar principalmente sistemas de biomasa suspendida o de biomasa adherida. No obstante, la selección del sistema dependerá del contaminante a tratar, del tipo de microorganismos y del metabolismo implicado en la biotransformación del contaminante. Dentro de los sistemas de biofiltración o de biomasa suspendida, podemos encontrar variantes como los biorreactores *AirLift* (ARL), donde el diseño del biorreactor provee una mejor homogeneidad del medio, o los biorreactores de dos fases (TPPB), donde se adiciona una fase no acuosa para mejorar la transferencia de masa gas-líquido de compuestos altamente hidrófobos.

Los parámetros operativos de sistemas de tratamiento biológico de aire se relacionan directamente con el desempeño del biorreactor, además, cada sistema requiere de monitoreo específico, sin embargo, los parámetros de operación para evaluar el desempeño, se pueden resumir en las ecuaciones que se presentan en Ec. 1.11 – 1.15 [54].



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

$$IL = \frac{Q \times C_{in}}{V_R} \quad (1.11)$$

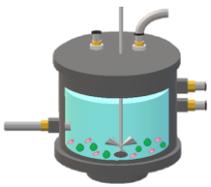
$$EC = \frac{Q \times (C_{in} - C_{Out})}{V_R} \quad (1.12)$$

$$RE = \frac{C_{in} - C_{Out}}{C_{in}} \times 100 \quad (1.13)$$

$$EBRT = \frac{V_R}{Q} \quad (1.14)$$

$$GRT = \frac{V_R}{Q} \quad (1.15)$$

Donde IL , es la carga de entrada del contaminante ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$); Q , es el flujo de gas ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$); C_{in} y C_{Out} , es la concentración de entrada y salida del contaminante (g m^{-3}); V_R es el volumen del reactor (m^3); EC , es la capacidad de eliminación del contaminante ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$); RE , es la eficiencia de remoción del contaminante (%); $EBRT$, tiempo de residencia en el lecho vacío (biofiltros) (s); GRT , tiempo de residencia del gas (biomasa suspendida) (s).



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

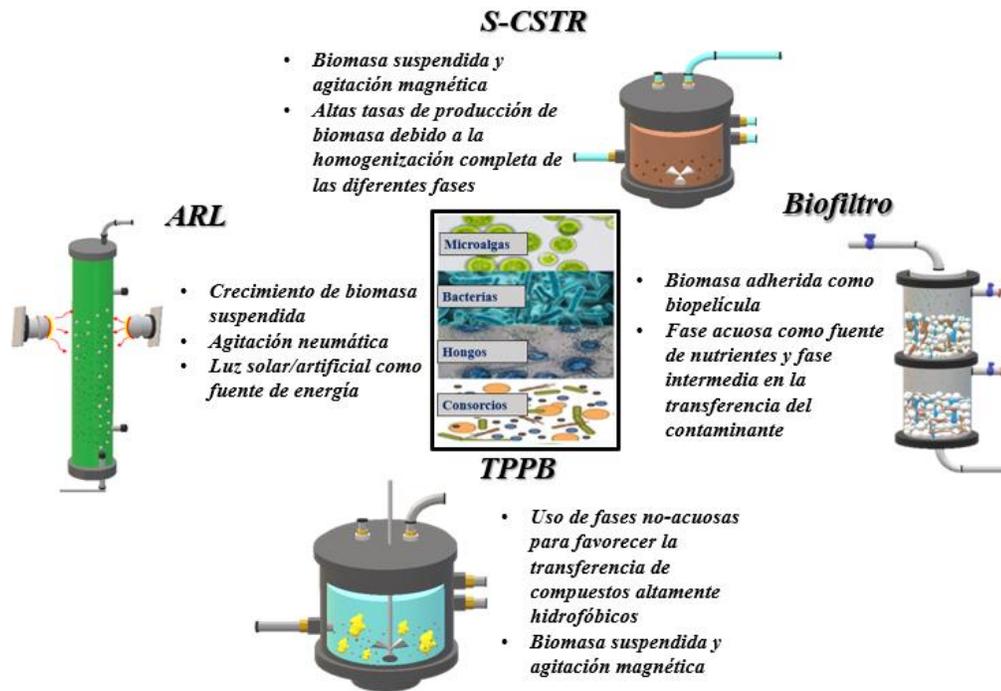
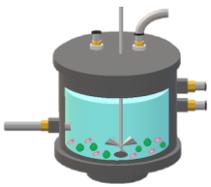


Figura 1.6. Resumen de diferentes biotecnologías empleadas en el tratamiento de aire y valorización de emisiones.

1.2.1 Biofiltración

Entre los diferentes biorreactores utilizados en el tratamiento biológico de aire se encuentran los biofiltros. Desde hace casi un siglo, se han empleado los biofiltros para la eliminación de compuestos olorosos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs). En la actualidad, los biofiltros y sus diferentes configuraciones siguen siendo los biorreactores más utilizados para eliminar compuestos tóxicos presentes en el aire. Estos biorreactores consisten en la inmovilización de microorganismos activos en materiales de soporte. Los microorganismos presentes en el biofiltro transforman los contaminantes mediante diversos mecanismos como absorción, adsorción, difusión y biodegradación, convirtiendo contaminantes como los COVs en productos como CO₂, agua y nuevas células.



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

La transformación de los contaminantes se lleva a cabo por el flujo de contaminantes a través del material de soporte, la transferencia a la fase líquida y posteriormente a la biopelícula, donde tiene lugar la oxidación biológica de los COVs (Fig. 1.7). Sin embargo, en los biofiltros convencionales (BF) no se utiliza una fase acuosa móvil; el gas contaminado se humidifica previamente en una cámara separada del biofiltro, lo que facilita la biodegradación de COVs hidrofóbicos. Normalmente, la biopelícula que se forma adherida a los materiales de soporte está compuesta por mezclas de microorganismos [13, 101, 114, 123].

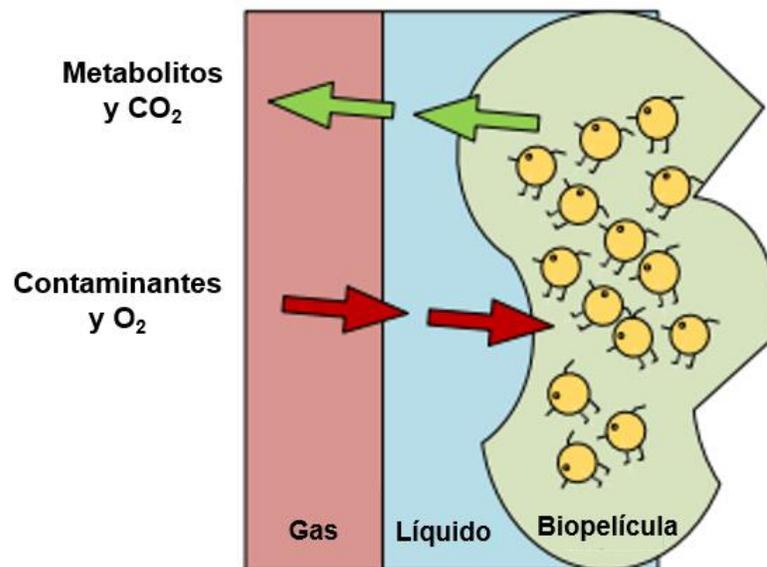
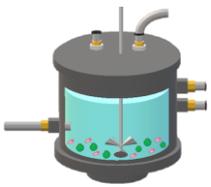


Figura 1.7. Mecanismo general de emisión de contaminantes en procesos de biofiltración. Modificado de Gabaldón et al., (2020) [60].

Una de las grandes ventajas en la utilización de biofiltros son los bajos costos de inversión y operación. Además, la ausencia de emisiones residuales, las bajas caídas de presión y las altas eficiencias registradas bajo el tratamiento de altos volúmenes de aire, convierten a los biofiltros en sistemas rentables para el tratamiento de contaminantes atmosféricos. Sin embargo, entre las desventajas se puede presentar la obstrucción del medio debido a partículas finas en suspensión, el deterioro y envejecimiento del material de soporte, la

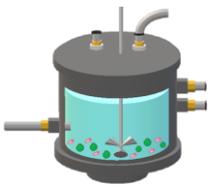


CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

baja eficiencia a altas concentraciones de contaminante e incluso la dificultad en el control de humedad y pH [13, 101, 123, 134].

La biopelícula es un factor clave en el diseño y operación de biofiltros. El espesor de la biopelícula depende de diferentes factores, entre los que destacan el tipo de contaminante, la velocidad del flujo, el tipo de material de soporte y la configuración del biorreactor. El espesor suele variar desde micrómetros hasta 1 cm, aunque normalmente los espesores de biopelícula se observan en promedios de 1 mm o menos. Este factor es importante, ya que afecta directamente la penetración del sustrato, el oxígeno y los nutrientes necesarios para el crecimiento microbiano. Respecto al material filtrante o de soporte, es importante que tenga características como una alta área superficial específica, alta porosidad, alta capacidad de retención de agua y disponibilidad de nutrientes. Materiales como turba, suelo, compost y astillas de madera son básicos en el uso de lechos filtrantes debido a su alta disponibilidad y viabilidad económica [101, 134].

Los niveles de oxígeno son cruciales para el rendimiento de los biofiltros, aunque su importancia varía según el caso. Se ha encontrado que el aire enriquecido con oxígeno mejora el rendimiento, señalando al oxígeno como un factor limitante. En contraste, otros estudios no observaron mejoras en la eliminación de cetonas con mayor oxígeno, indicando que los efectos cinéticos eran más importantes que los de difusión. Los biofiltros de alto rendimiento o con biopelículas gruesas son más susceptibles a los efectos del oxígeno, ya que pueden existir zonas profundas de la biopelícula a las cuales no llega suficiente oxígeno. Nutrientes esenciales como el N, P y S son necesarios para el desarrollo metabólico de los microorganismos y deben mantenerse en constante adición para llevar a cabo los procesos de biodegradación de COVs. Estos nutrientes se agregan al medio mediante una solución rica en sales, la



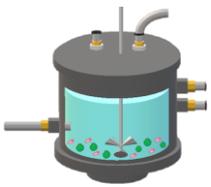
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

cual contiene macro y micronutrientes específicos según el objetivo, el contaminante y la configuración del biorreactor [101, 114, 134].

El pH es crucial en la biofiltración, ya que afecta directamente la actividad microbiana. La mayoría de los microorganismos en biofiltros son neutrófilos, con un pH óptimo alrededor de 7. Estudios muestran que la degradación de BTEX es máxima entre pH 7,0 y 8,0. Sin embargo, la degradación de alquilbenceno mejora con un pH más alto, y la eliminación de estireno es más eficiente en medios neutros. Los COVs con heteroátomos forman productos ácidos que reducen el pH, afectando a los microorganismos y causando corrosión. Observaciones similares se han reportado durante la degradación de COVs debido a la formación de intermediarios ácidos. Entre los materiales orgánicos empleados en los biofiltros, el suelo tiene la mejor capacidad intrínseca de amortiguación del pH, seguido por el compost y las astillas de madera. Para mantener un pH neutro, se insertan materiales tampón en los lechos filtrantes, como carbonato de calcio y dolomita. El pH también se puede controlar mediante el riego del lecho con soluciones nutritivas que contienen tampones de pH, como ácidos y bases fuertes, además de buffer de fosfatos. La optimización de estas soluciones nutritivas sigue siendo un área de estudio desafiante [101, 114].

1.2.1.1 *Biotrickling filter* (BTF)

Una variante de los biofiltros es el *biotrickling filter* (BTF) (Fig. 1.8). En este tipo de biorreactor, el gas se transporta a través de un lecho filtrante mientras se irriga continuamente una solución acuosa con los nutrientes esenciales requeridos por los microorganismos para llevar a cabo las reacciones biológicas de transformación de contaminantes. Respecto al flujo de gas y fase acuosa, estos pueden fluir en contracorriente o de manera descendente, y se ha demostrado que estos diferentes flujos no afectan el desempeño del biorreactor. Los materiales filtrantes en el BTF deben permitir ambos flujos

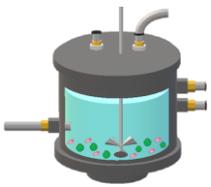


CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

para favorecer el desarrollo de la biopelícula sin causar desprendimientos debido a flujos turbulentos. Por esta razón, a diferencia de los BF, en los BTF se utilizan materiales inertes como resina, cerámica, poliuretano o espuma [13, 101, 114, 123].

Debido a la irrigación continua en el BTF, estos biorreactores son más adecuados para la remoción de COVs solubles en agua. La fase acuosa constante que fluye a lo largo del biofiltro permite una flexibilidad y un mejor control de parámetros como el pH en los lixiviados del biofiltro. Los BTF se pueden aplicar a una amplia variedad de contaminantes, y en estos sistemas se controlan de manera más efectiva variables críticas del proceso. Gracias a los mecanismos de lixiviación, se eliminan del sistema metabolitos potencialmente tóxicos o no deseados en el biorreactor [13, 101, 114]. En un BTF, los COVs son la única fuente de carbono y energía disponible para los microorganismos, al igual que en los BF. El primer paso para la transformación del contaminante es la transferencia del compuesto gas-líquido, donde el contaminante es absorbido primero por la fase líquida que rodea la película microbiana. Posteriormente, se difunde hacia la biopelícula mediante mecanismos de difusión de Fick, donde finalmente ocurren los procesos de biodegradación del contaminante [13].

La biopelícula responsable de la biodegradación de COVs está compuesta por diversos microorganismos como bacterias, hongos, algas y protozoos de tipos aerobios, anaerobios y facultativos. Estos microorganismos se adhieren a la superficie del medio filtrante formando una capa delgada, viscosa y gelatinosa. Debido a los altos niveles de oxígeno suministrados en la emisión gaseosa, los organismos que predominan en el biorreactor son los de metabolismo aerobio. Sin embargo, en las zonas más profundas de la biopelícula pueden desarrollarse condiciones anaerobias que permiten la eliminación de contaminantes en ausencia o limitación de oxígeno. El oxígeno es una variable



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

crucial en la operación de BTF, ya que afecta el rendimiento del biorreactor. La limitación de oxígeno puede ocurrir si la profundidad de penetración del oxígeno en la biopelícula es menor que la del contaminante [13, 114].

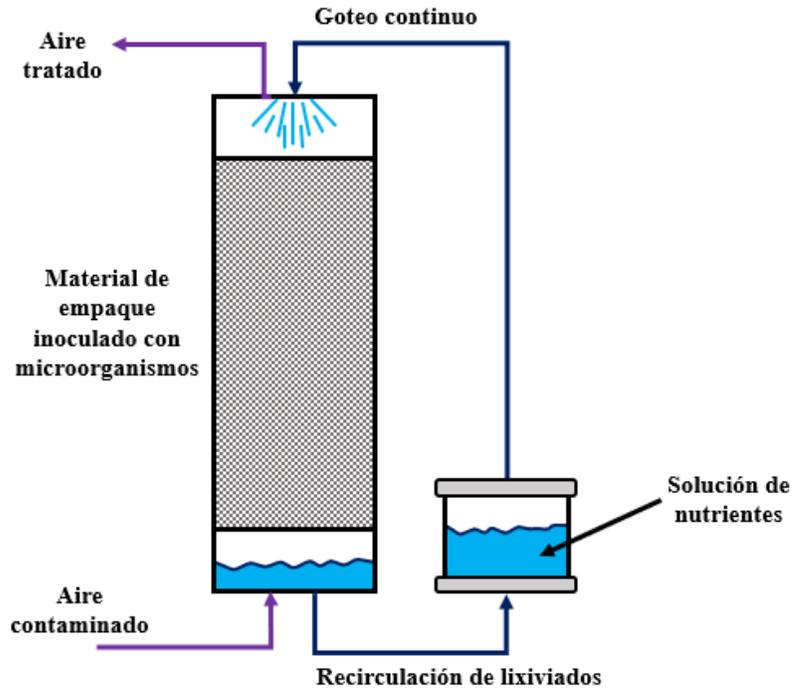
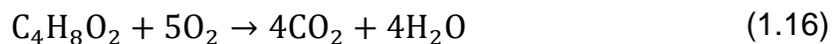


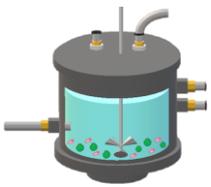
Figura 1.8. Representación esquemática de un *biotrickling filter* (BTF).

1.2.1.1.1 Biofiltración de vapores de acetato de etilo

El acetato de etilo se considera un compuesto afín a medios acuosos debido a su constante de la ley de Henry y su solubilidad de 0.1 g mL^{-1} a 21°C [52]. Estas propiedades favorecen su biodegradación en sistemas con alto contenido de agua como los BTF. La biodegradación completa está dada principalmente por la Ec. 1.16;



Sin embargo, cuando el acetato de etilo no se degrada completamente, se producen compuestos intermedios como etanol y ácido acético, debido a la acción de la enzima acetilesterasa, como se ha reportado en estudios previos.



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

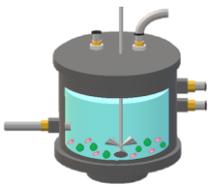
Estos compuestos intermedios provocan variaciones de pH en el medio, lo que hace necesario monitorear constantemente el biorreactor [31, 48, 71].

Otra variable crítica en la biofiltración de compuestos hidrofílicos como el acetato de etilo es el EBRT. Se requieren tiempos de contacto específicos entre las diferentes fases para lograr una transferencia de masa eficiente de gas-líquido y posteriormente líquido-biopelícula. EBRTs demasiado cortos impedirán los procesos de difusión, principalmente hacia la biopelícula. En la tabla 1.3 se presentan trabajos previos de biofiltración de vapores de acetato de etilo.

Tabla 1.7. Trabajos previos respecto al tratamiento por biofiltración de vapores de acetato de etilo.

Configuración	Carga de entrada	Capacidad de eliminación	Eficiencia de remoción	Producción de CO ₂	Referencia
Biofiltro convencional y lodos activados	60 g m ⁻³ h ⁻¹	60 g m ⁻³ h ⁻¹	100 %	400 g m ⁻³ h ⁻¹	[128]
Biofiltro convencional y lodos activados	85 g m ⁻³ h ⁻¹	76.5 g m ⁻³ h ⁻¹	~90 %	253 g C-CO ₂ totales	[59]
Biofiltro convencional y lodos activados	180 g m ⁻³ h ⁻¹	180 g m ⁻³ h ⁻¹ *	~100 %	N.R.	[32]
Biofiltro convencional y lodos activados	120 g m ⁻³ h ⁻¹	120 g m ⁻³ h ⁻¹ *	~100 %	700 g C-CO ₂ totales	[31]
Biofiltro convencional y <i>Pseudomonas putida</i>	421 g m ⁻³ h ⁻¹	320 g m ⁻³ h ⁻¹	~80 %	N.R.	[140]
Biofiltro convencional y lodos activados	250 g m ⁻³ h ⁻¹	250 g m ⁻³ h ⁻¹ *	100 %	350 g m ⁻³ h ⁻¹	[5]
<i>Biotrickling filter</i> y cultivo mixto	600 g m ⁻³ h ⁻¹	600 g m ⁻³ h ⁻¹ *	> 97 %	N.R.	[71]
<i>Biotrickling filter</i> y lodos activados	465 g m ⁻³ h ⁻¹	490 g m ⁻³ h ⁻¹	~ 95 %	N.R.	[86]
Biofiltro convencional y mezcla de bacterias	160 g m ⁻³ h ⁻¹	160 g m ⁻³ h ⁻¹ *	~100 %	N.R.	[48]

* Tasas reportadas como valor máximo del total de operación.

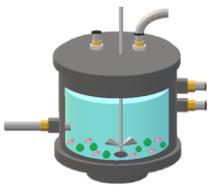


1.2.2 Biorreactores de biomasa suspendida

Los biorreactores de biomasa suspendida, como el reactor de tanque agitado semi-continuo (S-CSTR), son una configuración ampliamente utilizada en biotecnologías ambientales (Fig. 1.9). Este sistema emplea biomasa en suspensión y una fase líquida en lote con agitación magnética. La característica principal del S-CSTR es la adición continua de una fase gaseosa que puede contener el sustrato/contaminante o simplemente aire (oxígeno) necesario para que los microorganismos lleven a cabo procesos metabólicos aerobios. Esta alimentación implica la transferencia inicial del gas a la fase líquida, seguida de las reacciones de biodegradación en la fase acuosa del biorreactor, donde los COVs se transforman en productos inocuos como CO_2 y agua [17].

La principal diferencia entre los biorreactores de crecimiento suspendido (S-CSTR) y los empacados (biofiltros), radica en el crecimiento y desarrollo de los microorganismos, así como en la aplicación del biorreactor y las propiedades físico-químicas de los contaminantes objetivo. Una de estas propiedades es la solubilidad del COV. Se ha demostrado que cuando el coeficiente de Henry del COV es menor a 0.01, se pueden biodegradar de manera más efectiva en biorreactores de crecimiento suspendido, mientras que los contaminantes más insolubles en agua o con H superior a 1 se pueden eliminar de manera más efectiva en biofiltros [79]. Además, en los sistemas de biomasa suspendida, aunque existe la posibilidad de acumulación de metabolitos tóxicos, se observa una notable mejora en los parámetros críticos de operación para el tratamiento de emisiones [17].

Sin embargo, no siempre el único objetivo de un biorreactor es la eliminación de un contaminante. En el caso de las biotecnologías ambientales, también se pueden utilizar para la valorización de emisiones mediante la biomasa producida. En este sentido, un S-CSTR presenta ventajas sobre otros



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

biorreactores en cuanto a la producción y aprovechamiento de la biomasa. Un S-CSTR es capaz de producir cantidades significativas de biomasa, dependiendo del tipo de contaminante y las condiciones operativas del sistema, si así se requiere.

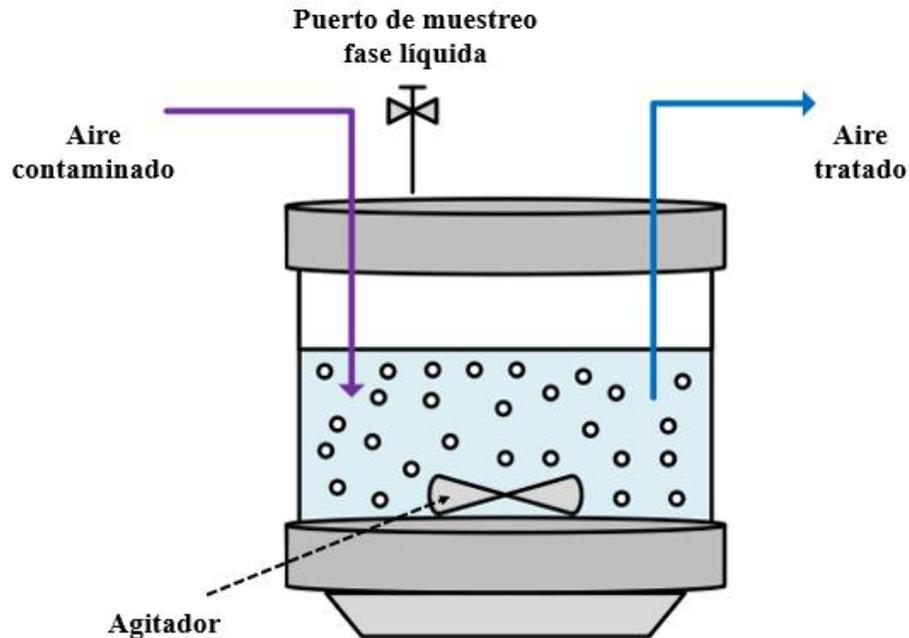
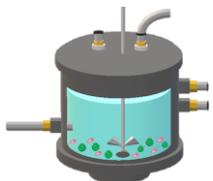


Figura 1.9. Representación esquemática de un reactor de tanque agitado semi-continuo (S-CSTR).

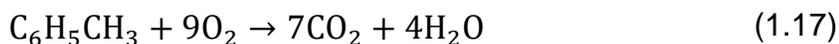
1.2.2.1 Tratamiento semi-continuo de vapores de tolueno

La eliminación de vapores de tolueno se ha estudiado ampliamente; sin embargo, los procesos aplicados para su eliminación dependen de factores como la concentración, las condiciones del sistema y consideraciones económicas. En lo que respecta a la biodegradación de tolueno sin el uso de biofiltros y sus variantes, hay menos investigaciones disponibles. Se ha demostrado que los biorreactores de biomasa suspendida muestran buenos resultados en la eliminación de tolueno. No obstante, los sistemas de biomasa suspendida aún enfrentan desafíos como la limitada transferencia gas-líquido debido al alto coeficiente de Henry del tolueno ($1.5 \times 10^{-3} \text{ mol m}^{-3} \text{ Pa}^{-1}$) [76, 116].



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

La baja transferencia de masa conlleva varios efectos adversos: menor disponibilidad de contaminantes, posible inhibición microbiana y limitación de oxígeno en altas cargas de tolueno. Además, aumentar el flujo de aire para suministrar más oxígeno puede resultar contraproducente debido al incremento en costos o a la volatilización del contaminante [76]. La completa transformación del tolueno está representada por la Ec. 1.17 Sin embargo, la degradación incompleta del tolueno puede llevar a la acumulación de metabolitos tóxicos en el sistema; Lebrero et al., (2016) [76], detectaron oxime-metoxi-fenilbenceno, ácido 1,2 benceno dicarboxílico, 2-(2-etoxietoxi) etanol, a-dimetilamino 4-etoxi o-cresol, lo que sugiere, diferentes rutas metabólicas para la biodegradación de tolueno, según la comunidad microbiana empleada.

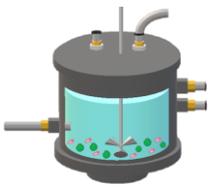


En la actualidad, los estudios sobre biodegradación de tolueno se enfocan principalmente en el uso de cultivos de bacterias y hongos, sin embargo, en la tabla 1.8 se presentan trabajos respecto a la utilización de tratamientos basados en microalgas como alternativa a los cultivos convencionales.

Tabla 1.8. Trabajos previos respecto al tratamiento de vapores de tolueno por biorreactores de biomasa suspendida.

Configuración	Carga de entrada	Capacidad de eliminación	Eficiencia de remoción	Producción de CO ₂	Referencia
Biorreactor de lecho fluidizado	120 g m ⁻³ h ⁻¹	120 g m ⁻³ h ⁻¹	~ 100 %	4.33 g m ⁻³ *	[104]
Biorreactor de tanque agitado (utilizado en aire de interior)	6 g m ⁻³ h ⁻¹	5.4 g m ⁻³ h ⁻¹	~ 90 %	N.R.	[23]
Biorreactor de lecho fluidizado	~1200 g m ⁻³ h ⁻¹	242 g m ⁻³ h ⁻¹	~ 20 %	289 g C-CO ₂ totales	[87]
Fotobiorreactor tubular alga-bacteria	~23 g m ⁻³ h ⁻¹	~20 g m ⁻³ h ⁻¹	~ 88 %	- 8.2 g m ⁻³ h ⁻¹	[103]

* Tasas reportadas como valor máximo del total de operación.



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

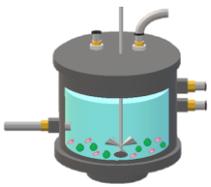
Tabla 1.8. Trabajos previos respecto al tratamiento de vapores de tolueno por biorreactores de biomasa suspendida (continuación).

Configuración	Carga de entrada	Capacidad de eliminación	Eficiencia de remoción	Producción de CO ₂	Referencia
Fotobiorreactor <i>AirLift</i> alga-bacteria	330 g m ⁻³ h ⁻¹	300 g m ⁻³ h ⁻¹	~ 90 %	~ 17 g m ⁻³ *	[76]
Biorreactor de película suspendida	272 g m ⁻³ h ⁻¹ *	113 g m ⁻³ h ⁻¹ *	> 90 %	N.R.	[27]
Biorreactor de tanque agitado (tratamiento de tolueno en mezclas provenientes la industria del cuero)	42 g m ⁻³ h ⁻¹ *	42 g m ⁻³ h ⁻¹ *	~ 100 %	N.R.	[24]

* Tasas reportadas como valor máximo del total de operación.

1.2.3 Emisiones de CO₂ por sistemas de tratamiento biológico de aire

Los sistemas de tratamiento biológico de COVs y olores, como los biofiltros, representan una tecnología rentable, limpia y respetuosa con el medio ambiente, especialmente efectiva para la eliminación de contaminantes diluidos (< 1000 ppm) en grandes volúmenes de aire. En este contexto, el crecimiento microbiano suele estar limitado por la transferencia del contaminante, la disponibilidad de nutrientes y otros parámetros críticos de operación. Una vez transformado el contaminante, los productos finales del carbono se distribuyen entre CO₂, biomasa activa y sustancias poliméricas extracelulares (EPS). En algunos casos, la biomasa puede ser aprovechada para la obtención de productos de valor agregado, lo cual reduce los costos operativos y puede generar beneficios económicos.



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

En estos sistemas, no es sencillo cuadrar los balances de carbono, ya que se estima que entre el 10 % y el 50 % del carbono degradado sigue sin ser completamente rastreado. Esto se debe a aspectos como la actividad metabólica del cultivo que aún no están completamente entendidos. Se ha observado que el carbono faltante puede terminar en otros productos microbianos solubles, metabolitos, polímeros de almacenamiento interno e incluso en compuestos volátiles como el CO, aunque los informes específicos sobre CO son limitados [18, 34].

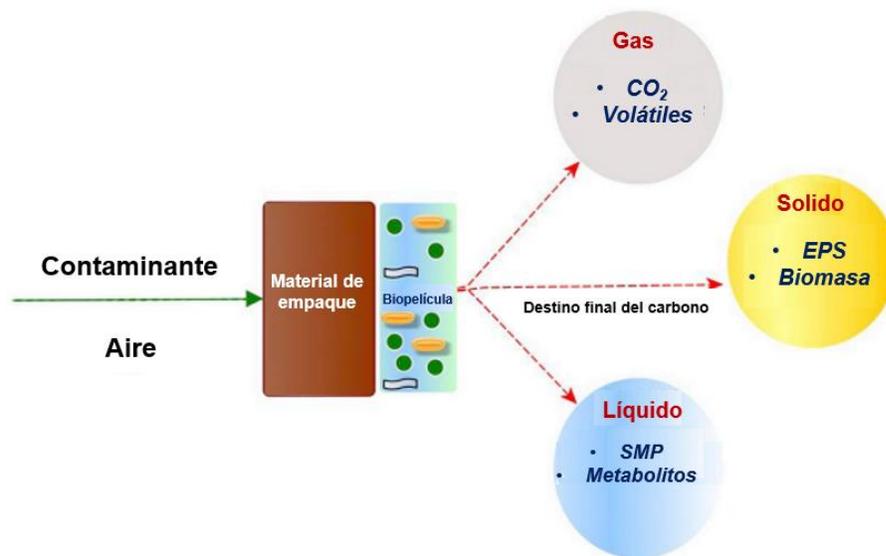
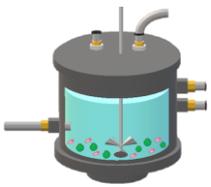


Figura 1.10. Conceptualización esquemática de los posibles puntos finales del carbono en sistemas biológicos posterior a la biodegradación de COVs. Modificado de Bordoloi & Gostomski, (2019) [18].

Sistemas de tratamiento como los biofiltros, reportan recuperaciones de CO₂ de entre 40 y 90 % por la mineralización de COVs, estos porcentajes pueden variar según el tipo de contaminante, configuración y parámetros de operación [18]. Si bien, el CO₂ que proviene de sistemas de tratamiento biológico de aire, no se encuentra entre los principales emisores de este GEI, la valorización del CO₂ como principal destino final del carbono, puede representar una alternativa prometedora. En este sentido, se han reportado pocos trabajos respecto a la valorización de emisiones de CO₂ que provienen de biofiltros [34].

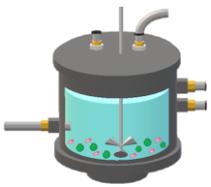


1.3 Valorización de emisiones y biorrefinería

En la actualidad, la mera biorremediación ambiental ya no es suficiente dado el agotamiento acelerado de recursos finitos. Nos encontramos en una era que demanda la implementación de modelos de economía circular. En este contexto, las biotecnologías para el tratamiento de contaminantes atmosféricos no solo ofrecen ventajas económicas y ambientales sobre sistemas físicos o termoquímicos, sino que diversos estudios han demostrado su potencial para la obtención de moléculas precursoras de productos de valor agregado en la industria a partir de la biomasa utilizada en la biodegradación. La valorización de emisiones presenta múltiples ventajas. Dependiendo del sistema biológico, los microorganismos y la operación del biorreactor, es posible obtener una amplia gama de productos con valor agregado. Además de eliminar los contaminantes presentes en el aire, que constituyen una fuente de numerosos problemas de salud, estos sistemas de valorización de emisiones contribuyen significativamente a mitigar estos impactos.

En este contexto, los sistemas de captura de carbono no se limitan únicamente a estrategias para combatir el cambio climático; también representan enfoques integrados para obtener beneficios económicos a partir de emisiones residuales, dentro del marco de la biorrefinería. Este concepto se define como el procesamiento sostenible de biomasa para generar una variedad de productos comercializables y energía. Este enfoque promueve la producción biológica sin residuos al valorizar emisiones secundarias en procesos productivos. En consecuencia, la biorrefinería se establece como el método más eficiente para el procesamiento de la biomasa residual [38].

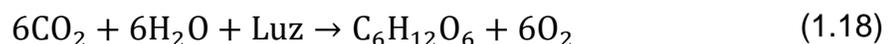
Un ejemplo notable de estos productos de valor agregado se encuentra en los biofiltros y otros biorreactores que promueven el crecimiento de biomasa en



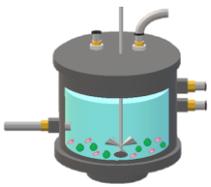
forma de biopelícula. Estos sistemas han sido estudiados por su potencial en la producción de EPS, biopolímeros con diversas aplicaciones en los sectores ambiental, alimentario y médico. Además, se ha investigado ampliamente el uso de cultivos de microalgas para la obtención de moléculas de interés industrial como antioxidantes, lípidos, carbohidratos y proteínas. La versatilidad de estos cultivos permite su aplicación utilizando diferentes sustratos, incluyendo contaminantes, modificando así la fuente de carbono de acuerdo con la ruta metabólica del compuesto de interés que se desea sintetizar.

1.3.1 Cultivos de microalgas

Se han propuesto diversos métodos para la eliminación del CO₂, como la absorción química, la inyección directa al subsuelo o la retención en materiales porosos. No obstante, una tecnología innovadora es el uso de procesos biológicos, donde los microorganismos, específicamente las microalgas, contribuyen a la eliminación de contaminantes en el agua y el aire. Las microalgas son organismos fotosintéticos con una alta capacidad para capturar y utilizar CO₂ como fuente de carbono inorgánico para su crecimiento. Estos microorganismos aprovechan energía lumínica natural o artificial, exhibiendo tasas de crecimiento y capacidades de captura de CO₂ superiores a las plantas terrestres. A través del proceso de fijación de carbono, las microalgas convierten el CO₂ en O₂, moléculas orgánicas y nuevas células (Fig. 1.11). Algunos géneros ampliamente utilizados en estos procesos biológicos incluyen *Chlorella*, *Spirulina*, *Nannochloropsis* y *Scenedesmus* [65, 80, 136].



La fotosíntesis oxigénica se divide en dos fases: las reacciones de luz y las de oscuridad. En las reacciones de luz, la energía lumínica es captada por



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

pigmentos (clorofila, carotenoides y ficobilina) en las membranas de los tilacoides de los cloroplastos. Los electrones excitados se transportan a través de la cadena de transporte de electrones, dividiendo una molécula de agua en protones, electrones y oxígeno (liberado a la atmósfera). Los protones generan energía en forma de ATP y NADPH, esenciales para las reacciones de oscuridad, donde el CO_2 se reduce a carbohidratos en el estroma a través del ciclo de Calvin-Benson [41]. La fijación de carbono por microalgas representa beneficios económicos debido a su estructura celular simple y poco requerimiento de espacio, además de consumir grandes cantidades de nutrientes. Esta tecnología es amigable con el medio ambiente y ambientalmente sustentable [141].

El carbono contenido en las células de microalgas representa más del 50 % del peso seco, lo que significa que estas células necesitan aproximadamente 2 unidades de CO_2 para producir una unidad de biomasa de microalgas [136]. La biomasa se refiere a la cantidad de células nuevas listas para continuar con la transformación biológica. Además de su capacidad para capturar CO_2 , esta biomasa puede generar compuestos de valor agregado para la industria. Las microalgas contienen una amplia variedad de metabolitos primarios como lípidos, proteínas y carbohidratos, así como metabolitos secundarios como pigmentos (ej. clorofila) y compuestos fenólicos. Estos compuestos son utilizados en varios sectores como bioenergía, alimentos, cosmética y farmacéutica, entre otros. Esto convierte a los cultivos de microalgas en una excelente alternativa no solo en tecnologías de captura de carbono, sino también en tecnologías de biorrefinería [80].

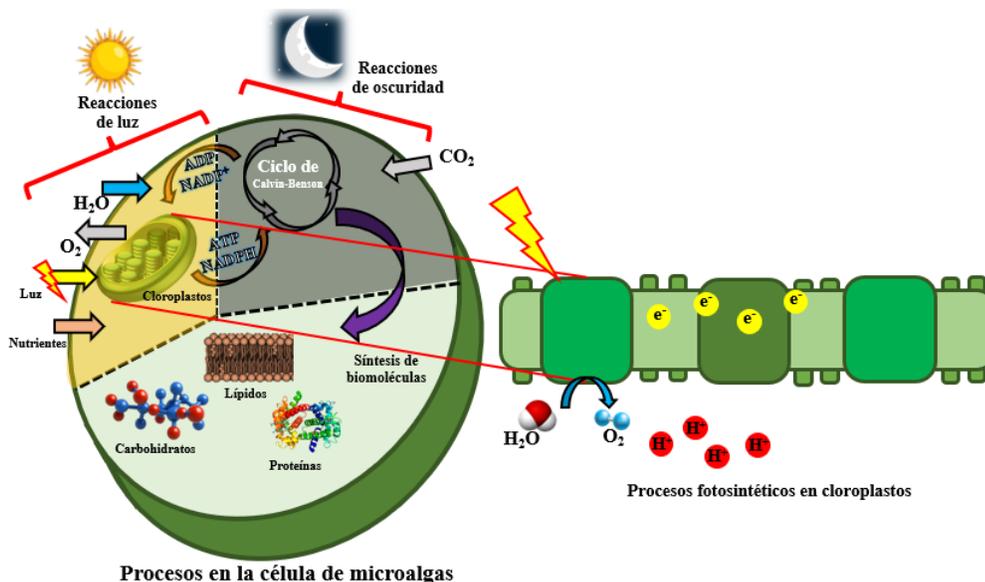
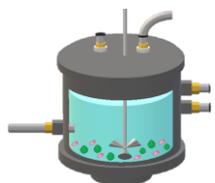
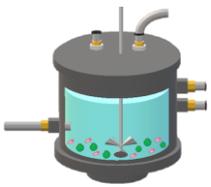


Figura 1.11. Representación esquemática de fotosíntesis por microalgas.

El aprovechamiento del CO₂ antes de su emisión a la atmósfera aporta beneficios económicos a través de las microalgas, gracias a sus altas tasas de crecimiento y producción de biomasa. Esto promueve modelos de economía circular y contribuye a reducir la huella de carbono. Las microalgas son fundamentales para la vida tal como la conocemos, ya que constituyen la base de la cadena trófica. Son unos de los organismos más eficientes en la asimilación de CO₂ en el planeta, con rendimientos fotosintéticos hasta 10 - 50 veces superiores a los de las plantas terrestres, lo que las convierte en objeto de gran interés para la investigación [65]. Además de su papel en la captura de CO₂, los cultivos de microalgas también presentan importantes ventajas en la biodegradación de COVs, otro tipo de contaminante atmosférico. Estos microorganismos pueden mostrar capacidades mixotróficas, lo que significa que pueden utilizar diferentes fuentes de energía, como compuestos orgánicos, con una mínima necesidad de luz [25, 109].

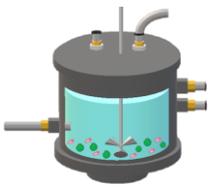


1.3.1.1 Captura de CO₂

La evolución de los cloroplastos dentro de las células microalgales permitió que estos organismos se convirtieran en fábricas consumidoras de CO₂ como fuente de carbono, para la producción de una amplia variedad de compuestos orgánicos. Durante los procesos de captura de carbono, se llevan a cabo múltiples reacciones biológicas que dependen tanto de la luz como de otras fuentes de energía, con el objetivo de realizar la fotosíntesis y capturar CO₂. Estas reacciones tienen lugar específicamente en los cloroplastos, orgánulos que poseen una membrana de dos capas que contiene tilacoides y estroma. Los tilacoides son estructuras en forma de sacos dispuestos en discos y rodeados por el estroma, la matriz líquida donde ocurren las reacciones dependientes de la luz. Estas proporcionan la energía necesaria para los procesos de fijación de carbono, como el ciclo de Calvin-Benson [38].

En los biorreactores con alimentación en fase gaseosa, la captura simple y difusiva de CO₂ disuelto por microalgas es relativamente poco común en la naturaleza. Aunque estos cultivos tienen una alta afinidad por las moléculas de CO₂, el carbono inorgánico disuelto generalmente se encuentra en forma de H₂CO₃, HCO₃⁻, CO₃²⁻. La mayoría de los cultivos de microalgas prosperan en un rango de pH de 7 a 8.4, condiciones en las cuales el carbono inorgánico está mayormente disponible como ion bicarbonato (HCO₃⁻) (Fig. 1.12), En este contexto, el CO₂ disuelto en el medio líquido representa menos del 1% del carbono inorgánico total disuelto.

Así pues, las microalgas pueden asimilar carbono por captura activa y directa del ion HCO₃⁻, transporte activo de CO₂ y finalmente a través de la enzima anhidrasa carbónica externa a la membrana plasmática [38]. Las Ec. 1.19 – 1.21 y la Fig. 1.12, muestran la distribución del carbono inorgánico respecto al pH del medio, considerando constantes de disociación del H₂CO₃ en agua de mar en un rango de salinidad de 0 – 45 °C y 5 – 45 g L⁻¹ [95].



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

$$[\text{H}_2\text{CO}_3] = 1 - [\text{HCO}_3^-] - [\text{CO}_3^{2-}] \quad (1.19)$$

$$[\text{HCO}_3^-] = \frac{k_1 [\text{H}^+]}{k_1 [\text{H}^+] + k_1 k_2 + [\text{H}^+]^2} \quad (1.20)$$

$$[\text{CO}_3^{2-}] = \frac{k_2 [\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}^+]} \quad (1.21)$$

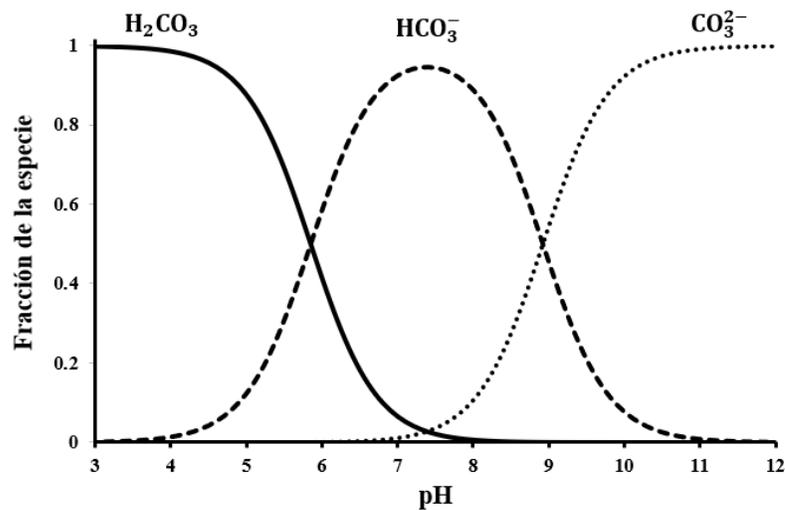
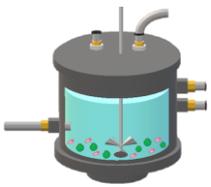


Figura 1.12. Diagrama de especiación del ácido carbónico (H_2CO_3).

1.3.2 Fotobiorreactor *AirLift* (ARL)

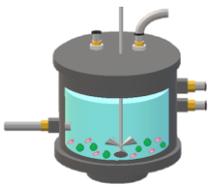
Los microorganismos como las microalgas requieren condiciones específicas para su crecimiento y desarrollo, como un medio de crecimiento ligeramente alcalino, temperatura y presión ambiental, ciclos de luz/oscuridad, y una adecuada aireación. Estas condiciones se logran mediante el diseño de fotobiorreactores (PBR), sistemas de cultivo enfocados principalmente en la captura de CO_2 o la producción de productos con valor añadido para diversas industrias.



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

Los cultivos de microalgas pueden cultivarse en PBR abiertos o cerrados. En los estudios de valorización y tratamiento de emisiones, los PBR más utilizados son los sistemas cerrados, ya que no permiten el intercambio de gases con el ambiente exterior, presentan bajo riesgo de contaminación, flexibilidad metabólica y una hidrodinámica controlable. Además, estos sistemas suelen tener una mayor superficie expuesta a la luz, reduciendo el efecto de sombra, que es una de las principales causas de inhibición en los sistemas de cultivo abiertos. En general, estos biorreactores proporcionan a las microalgas un entorno adecuado para su crecimiento y desarrollo. En el diseño de los PBR se consideran y monitorean parámetros críticos como la temperatura, luz (natural o artificial), pH, nutrientes y la mezcla del medio, con el objetivo de maximizar el rendimiento de captura de carbono y el crecimiento de biomasa. En la actualidad, existen diferentes diseños de PBR con la finalidad de aumentar el desempeño del reactor y obtener beneficios económicos y de sustentabilidad [6, 65].

Los PBR más utilizados son los tubulares verticales, donde se produce una gran cantidad de biomasa en tiempos cortos de cultivo, gracias a su eficiencia en la recepción de luz utilizando materiales transparentes como plástico o vidrio y agitación neumática. Los fotorreactores verticales mejoran la transferencia de masa gas-líquido al ubicar el difusor de aire en la parte inferior de la columna. En este contexto, el fotorreactor ARL (Fig. 1.13) representa un avance sobre los reactores convencionales de columna de aire. Su diseño divide verticalmente la columna en zonas de flujo ascendente y descendente de aire. Esta configuración permite dirigir el flujo de gas contaminado desde las zonas oscuras hacia las zonas iluminadas, logrando una mejor homogeneidad del medio líquido y una exposición más uniforme a la luz y otros factores externos. La tabla 1.9 presenta las ventajas y limitaciones de utilizar un ARL para el cultivo de microalgas [6, 65].



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

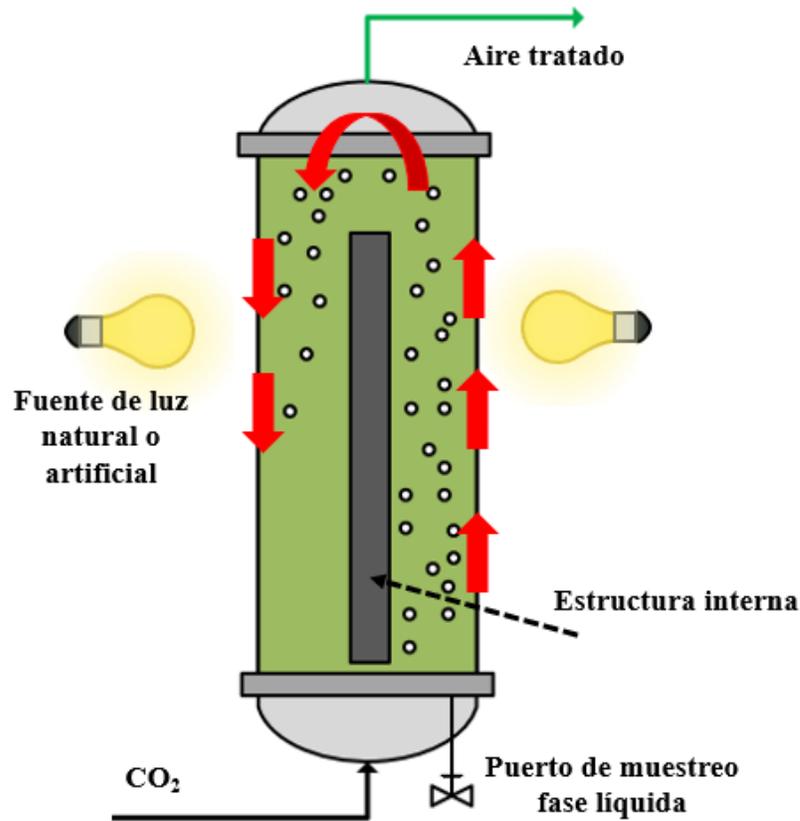
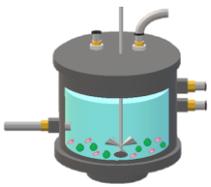


Figura 1.13. Representación esquemática de un fotobiorreactor *AirLift* (ARL).

Tabla 1.9. Ventajas y limitaciones en el uso de fotobiorreactores *AirLift* [6].

Fotobiorreactor	Ventajas	Limitaciones
Fotobiorreactor vertical (<i>AirLift</i>)	<ul style="list-style-type: none"> • Excelente productividad de biomasa • Alta eficiencia fotosintética • Limitación de fotoinhibición y fotooxidación • Poco espacio requerido para su construcción • Apropiado para cultivos al aire libre • Bajo riesgo de contaminación • Baja energía requerida • Bajo costo debido al tamaño y fácil mantenimiento 	<ul style="list-style-type: none"> • Estrés por lisis celular • Baja exposición a la luz y áreas de iluminación • Susceptible a bio-incrustaciones en las paredes del reactor

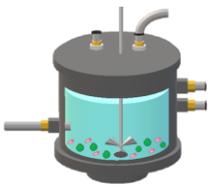


1.3.3 Biomasa de microalgas y biomoléculas de valor añadido

Desde tiempos ancestrales, las microalgas han sido utilizadas por el hombre como alimento. Su evolución y desarrollo las han dotado de una gran diversidad y aplicaciones. Fue en la década de 1940 cuando la investigación aplicada y la producción de biomasa de algas se convirtieron en una realidad. Para el final de la Segunda Guerra Mundial, los cultivos de microalgas aumentaron con fines de producción de lípidos para obtener energía, tratamiento de aguas residuales y una gran variedad de productos bioquímicos. Desde 1970, la investigación se ha centrado en su producción rentable, y la escasez de recursos ha incrementado su relevancia debido a los bioproductos derivados de la biomasa de microalgas [21, 62].

Un sistema sostenible de microalgas no debe tener únicamente la función de capturar CO₂, sino también de convertir la biomasa en diversos productos con valor añadido. Una vez capturado el carbono como CO₂, las células de microalgas incorporan el carbono en una amplia variedad de macromoléculas, metabolitos y otros compuestos bioquímicos, como lípidos, proteínas, polisacáridos, pigmentos, celulosa, ARN y ADN. La composición celular incluye aproximadamente entre 7 % a 65 % de lípidos, 5 % a 74 % de proteínas, 8 % a 69 % de carbohidratos, y 1 % a 14% de metabolitos como pigmentos y vitaminas. Este abanico de moléculas enriquece el valor de la biomasa de microalgas resultante de los procesos de captura de carbono [21, 38].

Además, la biomasa de microalgas almacena grandes cantidades de energía que se puede convertir en diésel, hidrógeno, metano, etanol, butanol, entre otros, convirtiendo a las microalgas en sistemas de transformación de residuos en beneficios económicos. Estos bioproductos generados son de interés en industrias como la alimentaria, médica, agrícola, energética, farmacéutica,



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

entre otras. En este contexto, las biorrefinerías rentables incluyen la valorización de fracciones lipídicas, carbohidratos, proteínas y otros microcomponentes. La biomasa producida en un PBR se puede cosechar por diferentes métodos, dependiendo en gran medida del producto final que se desee obtener. Estos métodos incluyen centrifugación, filtración, floculación o simplemente sedimentación por gravedad [21, 65].

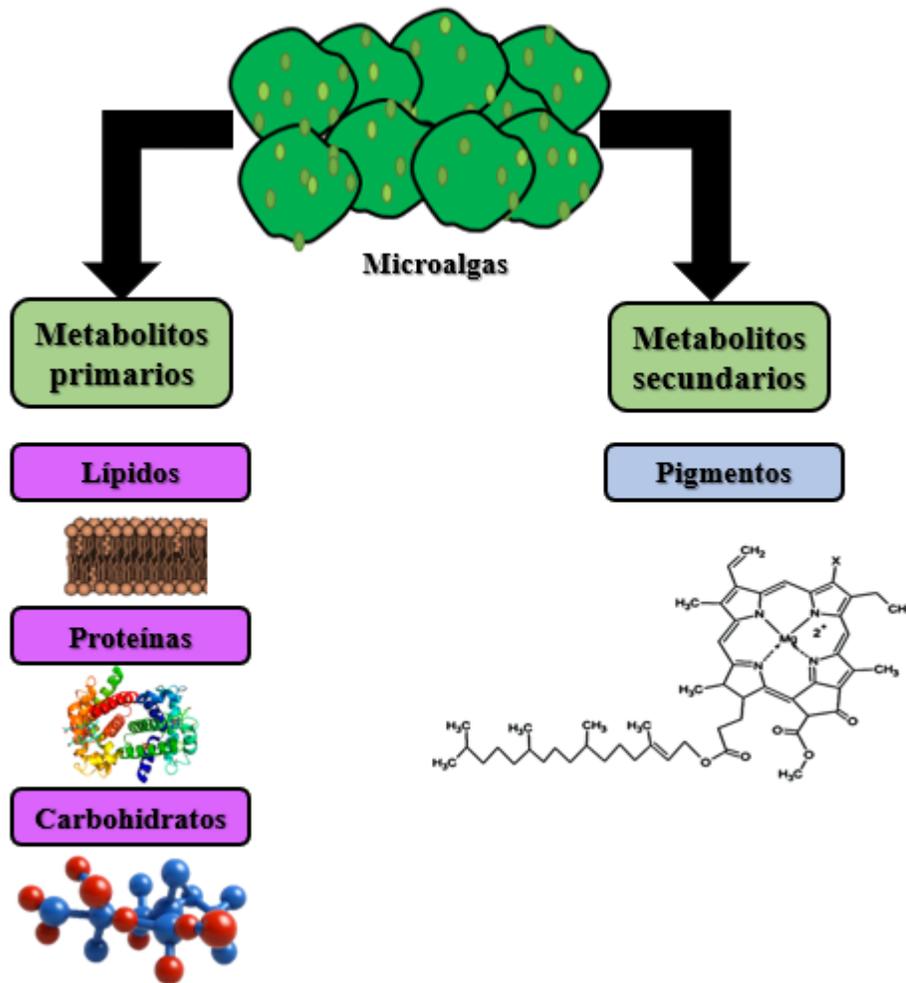
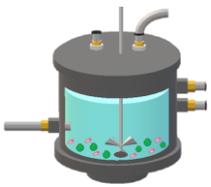


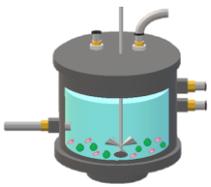
Figura 1.14. Bioproductos de biomasa de microalgas.



1.3.3.1 Carbohidratos

Los carbohidratos se sintetizan intracelularmente a través de complejas reacciones fotosintéticas y son el principal producto de la fotosíntesis de las microalgas, desempeñando diversas funciones metabólicas. Se encuentran principalmente como polisacáridos de reserva dentro de los plastos y como componentes estructurales de la pared celular. El ciclo de Calvin-Benson se divide en tres fases para la producción de carbohidratos: fijación, reducción y regeneración. En la primera etapa, el CO_2 se añade a la ribulosa 1,5-bisfosfato en una reacción catalizada por la enzima RuBisCo, formando dos moléculas de fosfoglicerato, un compuesto de tres carbonos. Estas moléculas se convierten en gliceraldehído-3-fosfato (triosa-P) utilizando ATP y NADPH. Una molécula de triosa-P se destina a la formación de carbohidratos, mientras que la otra se mantiene en el ciclo para regenerar ribulosa fosfato y continuar la fijación de CO_2 [41].

En este contexto, aunque la cantidad y composición de carbohidratos sintetizados dependen de la especie y de las condiciones de crecimiento de las microalgas, el principal polisacárido de reserva sintetizado y almacenado es el almidón. Este polisacárido sirve para almacenar carbono y energía, proporcionando soporte para el crecimiento celular. Por otro lado, organismos como las cianobacterias acumulan glucógeno. La pared celular de las microalgas está compuesta por una capa interna, principalmente de celulosa, y una capa externa que contiene pectina, agar o alginato. En cuanto a los monosacáridos, las microalgas sintetizan principalmente glucosa, manosa, ramnosa, xilosa, galactosa, fucosa y arabinosa, aunque su presencia también depende de la especie en cuestión [41].



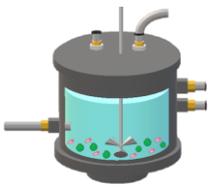
1.3.3.2 Lípidos

Los lípidos se clasifican en dos grupos: polares y neutros. Son insolubles en agua, pero solubles en la mayoría de los disolventes orgánicos. Los lípidos polares incluyen fosfolípidos y glicolípidos, mientras que los lípidos neutros abarcan acilglicéridos (tri, di y monoglicéridos) y ácidos grasos libres. Las microalgas utilizan lípidos neutros como fuente de energía y lípidos polares para formar membranas celulares. Además, contienen componentes como esteroides y pigmentos; sin embargo, estos no se convierten en biodiésel. Una mayor producción de pigmentos puede reducir la producción de ácidos grasos. Por lo tanto, aunque algunas microalgas tienen un alto contenido de lípidos, esto no garantiza una alta producción de biodiésel. El contenido de lípidos en microalgas puede variar del 1.5 % al 75 % del peso seco, dependiendo del medio de cultivo, la especie y el procedimiento utilizado. Debido a su rápida tasa de crecimiento, la productividad de lípidos en microalgas es mayor que en otras divisiones [36].

Las microalgas almacenan acilglicéridos durante el día a través de la fotosíntesis y los consumen durante la noche mediante la respiración para mantener y reproducir sus células. La acumulación de lípidos inducida por estrés depende de factores como la concentración de nutrientes (nitrógeno, fósforo, hierro), alta salinidad, alta temperatura, intensidad de la luz y fuentes alternativas de carbono orgánico. Sin embargo, aunque el estrés aumenta la acumulación de lípidos, también reduce la tasa de crecimiento, afectando la productividad total de lípidos [36].

1.3.3.3 Proteínas

Las microalgas verdes son una fuente rica en proteínas, representando aproximadamente el 60 – 70 % de su biomasa, dependiendo de la especie del cultivo y las condiciones de crecimiento. Estas proteínas provenientes de



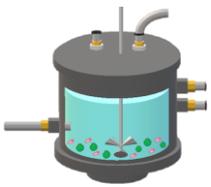
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

microalgas superan en beneficios productivos y nutricionales a fuentes tradicionales como legumbres, huevo, leche, carne y soja. Contienen altos niveles de aminoácidos esenciales como el ácido glutámico y aspártico, y mayores cantidades de metionina, lisina, histidina, triptófano, treonina y cisteína en comparación con las plantas terrestres. En este contexto, estas proteínas se utilizan principalmente como alimento animal y suplementos alimenticios para humanos. Además, las proteínas, péptidos y aminoácidos basados en microalgas tienen aplicaciones farmacéuticas, ya que pueden estimular el sistema inmunológico, mejorar la digestión, aumentar los niveles de energía, reducir la fatiga y mejorar las funciones renales, hepáticas y cardiovasculares, además de desintoxicar el cuerpo de antinutrientes [42, 121].

Un factor importante en la síntesis de proteínas por microalgas, más allá de variables críticas como la dosificación de CO₂, la temperatura o la intensidad de luz, es la concentración de nitrato. Esto se debe a que el contenido de aminoácidos tiene una fuerte relación con las fases de crecimiento de los cultivos de microalgas. En este sentido, cuando el nitrógeno se agota en el medio de cultivo, el contenido de proteínas disminuye, aumentando la proporción de biomoléculas como carbohidratos o lípidos [125].

1.3.3.4 Pigmentos

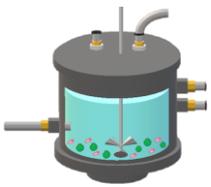
Los pigmentos naturales son esenciales para el metabolismo fotosintético y la coloración de las microalgas, ofreciendo además múltiples beneficios biológicos como efectos antioxidantes, anticancerígenos y antiinflamatorios. Se ha descubierto que la clorofila y la clorofilina, un derivado de la clorofila, poseen propiedades antimutagénicas y anticancerígenas. En las microalgas, se encuentran principalmente tres tipos de pigmentos: ficobilinas, clorofilas y carotenoides [36].



1.3.4 Microalgas bajo exposición a campos magnéticos estáticos (SMF)

Se ha investigado el uso de campos magnéticos estáticos (SMF) como estimulantes para mejorar la fijación de CO₂ en las microalgas. Esta técnica, de bajo costo, emplea materiales con propiedades magnéticas para influir en ciertas rutas metabólicas [118]. Aunque la estimulación con SMF puede aumentar la producción de moléculas de alto valor, no se puede atribuir un efecto específico de los SMF a ciertos biocompuestos. La producción y composición de la biomasa dependen de varios factores, como la cepa utilizada, el tiempo de exposición, la intensidad del campo magnético, el pH y la configuración del sistema [44].

Se han estudiado diversos estilos de PBR bajo SMF para cultivos de microalgas, que incluyen imanes fijos en los laterales del reactor, placas magnéticas en la parte superior e inferior y solenoides alrededor del reactor [44, 118]. La configuración del sistema, así como la intensidad y el tiempo de exposición, dependen del objetivo del estudio o de la aplicación de los microorganismos.



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

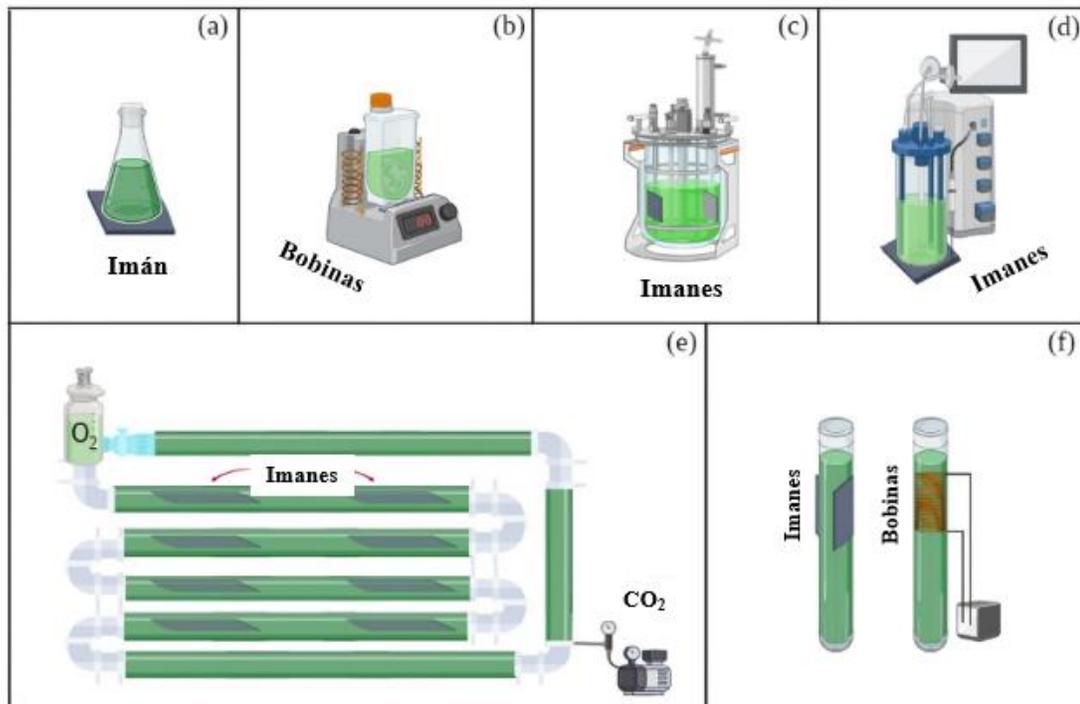
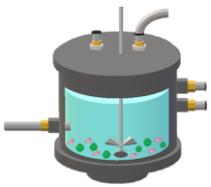


Figura 1.16. Diferentes configuraciones de fotobiorreactores y SMF: a) Imán en zona inferior de biorreactor; b) Biorreactor con bobinas laterales; c) Biorreactor con imanes laterales; d) biorreactor automatizado con imán en zona inferior; e) Biorreactor tubular horizontal; f) Biorreactor tubular vertical [118].

Aunque los mecanismos de acción en sistemas biológicos no están completamente esclarecidos, se ha observado que los efectos sobre el metabolismo celular están relacionados con los parámetros de cultivo. Estos efectos influyen en la activación de sistemas enzimáticos y vías metabólicas, así como en la alteración del flujo de electrones en la membrana plasmática, debido al estrés celular provocado por la aplicación de un SMF [44].



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

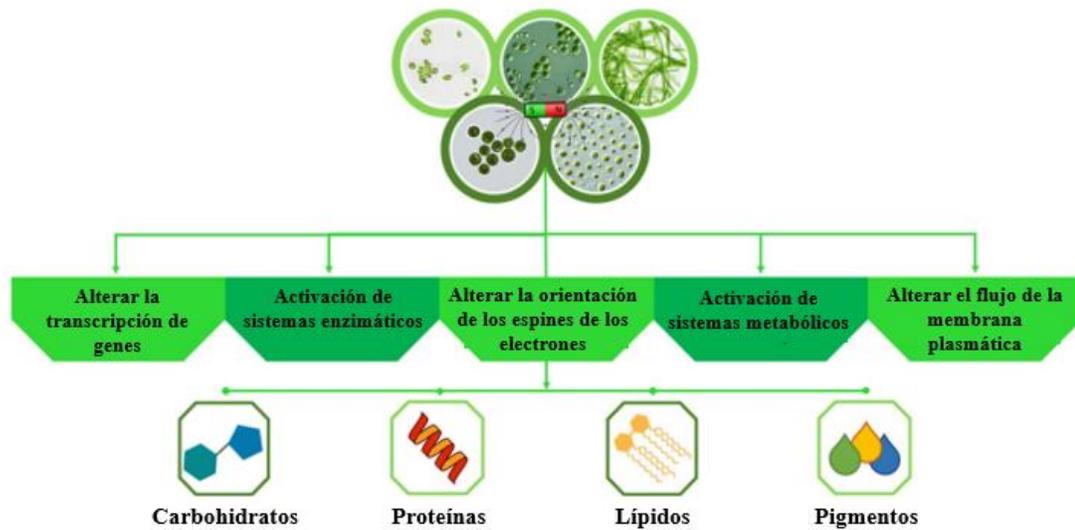
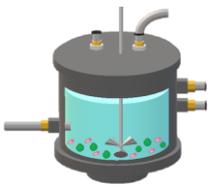


Figura 1.17. Principales efectos del SMF sobre el metabolismo celular de microalgas para la síntesis de biomoléculas [118].

En este contexto, existe un creciente interés en investigar la fijación de CO_2 bajo la influencia de un SMF, aunque los estudios en esta área son limitados, lo que resalta la necesidad de más investigación. Deamici et al., (2019) [45], examinaron la fijación de CO_2 en cultivos de *Chlorella fusca* sometidos a un SMF con una intensidad de 60 mT. Descubrieron que el SMF estimuló positivamente el cultivo, aumentando la asimilación de CO_2 en un 50 %. Esto demuestra que la aplicación de un SMF puede reducir las emisiones de CO_2 y, al mismo tiempo, incrementar la producción de biomasa para posibles aplicaciones comerciales.

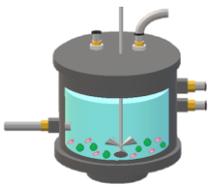


2 Justificación

La contaminación atmosférica por compuestos orgánicos volátiles (COVs) y el incremento de los gases de efecto invernadero (GEI), como el dióxido de carbono (CO_2), constituyen preocupaciones ambientales urgentes a nivel global. Estos contaminantes no solo afectan la calidad del aire, sino que también tienen un impacto directo en la salud pública y contribuyen significativamente al calentamiento global. En respuesta a estos desafíos, es imperativo desarrollar alternativas efectivas y sostenibles para el tratamiento del aire, que sean económicamente viables y respetuosas con el medio ambiente.

Los procesos biológicos han emergido como una solución prometedora para abordar la contaminación atmosférica y la gestión de GEI. Dentro de estos procesos, el uso de cultivos de microalgas ha ganado considerable atención debido a su capacidad única para capturar CO_2 y convertirlo en biomasa utilizable. Las microalgas no solo pueden mitigar las emisiones de CO_2 , sino que también tienen el potencial de convertirse en una fuente sostenible de biocombustibles, productos químicos y otros productos de alto valor agregado.

Sin embargo, a pesar de sus ventajas, la implementación comercial y escalamiento industrial de los cultivos de microalgas enfrenta desafíos significativos. Estos incluyen limitaciones técnicas en el diseño de biorreactores, monitoreo y control de procesos, así como la optimización de parámetros clave para maximizar la eficiencia y la productividad. Además, la comprensión completa de los mecanismos subyacentes en la interacción entre las microalgas y su entorno es fundamental para mejorar la efectividad de estos sistemas en condiciones variables.

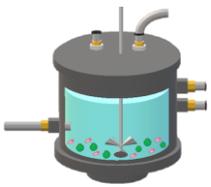


CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

Este proyecto se enfoca en abordar estas limitaciones a través de dos enfoques principales. Primero, se investiga el uso de un *biotrickling filter* (BTF) inoculado con microalgas-bacterias para la remoción de COVs y la reducción de emisiones de CO₂. Este sistema no solo demuestra eficiencias de eliminación significativas, sino que también explora el potencial de la mineralización biológica como una estrategia viable para la gestión de contaminantes atmosféricos.

En segundo lugar, se explora el impacto de un campo magnético estático (SMF) como estimulante en la captura de CO₂ por microalgas en un fotorreactor *AirLift* (ARL). Este enfoque innovador no solo busca mejorar la captura de CO₂, sino que también evalúa la producción de biomasa y biomoléculas como subproductos valiosos, esenciales para aplicaciones industriales y comerciales.

Los resultados esperados de este estudio no solo contribuirán al avance científico en biotecnologías ambientales, sino que también proporcionarán perspectivas clave para la optimización y escalado de cultivos de microalgas en la gestión de la contaminación atmosférica y la valorización de emisiones. Al mejorar la comprensión de estos sistemas biológicos y su aplicabilidad práctica, este proyecto promueve el desarrollo de soluciones innovadoras y sostenibles para los desafíos ambientales actuales, apoyando así la transición hacia una economía más verde y resiliente.



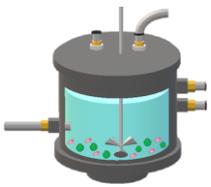
3 Objetivos

3.1 Objetivo general

Estudiar el uso de cultivos de microalgas como biotecnología ambiental para el tratamiento de COVs, captura CO₂ y la valorización biológica de emisiones contaminantes, mediante la aplicación integrada de *bio-trickling filter* (BTF), fotorreactor *AirLift* (ARL) y campos magnéticos estáticos (SMF), con el fin de establecer una solución sostenible y económicamente viable para la mitigación de la contaminación atmosférica y la gestión de gases de efecto invernadero.

3.1.1 Objetivo específico

1. Evaluar el rendimiento de un *bio-trickling filter* inoculado con un cultivo mixto de microalgas-bacterias en la eliminación del acetato de etilo como contaminante modelo y en el control de emisiones de CO₂.
2. Determinar el desempeño teórico de producción y consumo mediante la estequiometría del cultivo de microalgas-bacterias en un *bio-trickling filter*, considerando diferentes metabolismos y fuentes de carbono.
3. Acoplar un sistema de fotorreactores *AirLift* inoculados con un consorcio de microalgas y expuestos a SMF como post-tratamiento biológico de un reactor de tanque agitado semi-continuo (S-CSTR) que trata vapores de tolueno como contaminante modelo.
4. Evaluar el rendimiento de un sistema *AirLift* bajo exposición a SMF en términos de captura de CO₂ y degradación de vapores de tolueno remanente, mediante el monitoreo de la fase gaseosa.



5. Estudiar el efecto del SMF en la caracterización de la biomasa de microalgas del fotorreactor *AirLift*, respecto a balances de carbono y producción de biomoléculas como pigmentos, proteínas, carbohidratos, lípidos, así como la evaluación de parámetros cinéticos.

4 Hipótesis

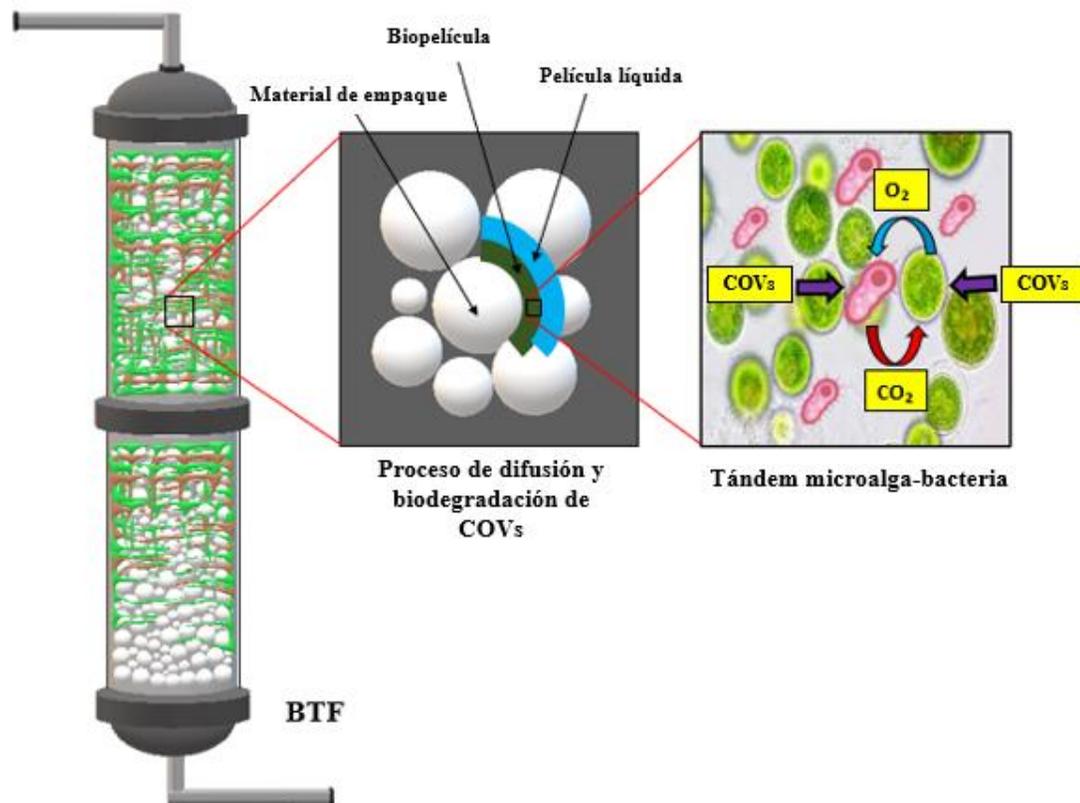
El uso de cultivos de microalgas en sistemas de tratamiento de aire, combinado con técnicas como el *biotrickling filter* y la aplicación de SMF en fotorreactores *AirLift*, mejorará significativamente el tratamiento de vapores de COVs, la eficiencia de captura de CO₂ y la valorización biológica de emisiones contaminantes, demostrando su viabilidad para aplicaciones industriales y comerciales.



Capítulo 2:

Tratamiento de vapores de acetato de etilo y control de emisiones de CO_2 en un *biotrickling filter* mediante un consorcio mixto microalgas-bacterias: monitoreo y evaluación estequiométrica

Treatment of ethyl acetate vapors and emission control of CO_2 in a biotrickling filter by mixed consortium microalgae-bacteria: monitoring and stoichiometric assessment





Resumen

Debido a la baja calidad del aire en los últimos tiempos, al mismo tiempo que las industrias se fortalecen con nuevas tecnologías y procesos productivos, se requiere de tecnologías de tratamiento de aire, económicas y ambientalmente viables; tales como, el *biotrickling filter* (BTF) el cual tiene la capacidad de remover contaminantes como: compuestos orgánicos volátiles (COVs) y olores emanados de una gran variedad de compuestos. Además, con el objetivo de reducir la huella de carbono, surge una alternativa a los cultivos microbianos convencionales, utilizando microorganismos autótrofos como las microalgas con una alta capacidad para asimilar carbono como CO_2 derivado de la biodegradación de COVs. En este trabajo, evaluamos el uso de un BTF inoculado con un consorcio mixto de microalgas-bacterias para el tratamiento de vapores de acetato de etilo (EA). Encontramos eficiencias de eliminación de EA (RE) de hasta el 90 % y una producción real de CO_2 respecto a la teórica del 5 % a cargas de entrada (IL) de 34 a 54 $\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ y tiempo de residencia en lecho vacío (EBRT) de 45 y 106 s. Los cultivos de microalgas son una alternativa prometedora en el tratamiento de vapores de COVs debido a su adaptabilidad en la asimilación de diferentes fuentes de carbono, reducción de la huella de carbono e incluso el favorecimiento de modelos de economía circular a través de la valorización de la biomasa microalgal generada para la obtención de biomoléculas de valor añadido (carotenoides, ácidos grasos, proteínas, entre otros).

Palabras clave: *calidad del aire, biotrickling filter, COVs, acetato de etilo, CO_2 , estequiometría, heterótrofo, autótrofo.*



CAPÍTULO 2: *BIOTRICKLING FILTER (BTF)*

<i>Nomenclatura</i>		<i>Abreviaciones</i>	
Q	Flujo de gas (L min ⁻¹)	COVs	Compuestos orgánicos volátiles
C_{in}	Concentración de entrada (g m ⁻³)	EA	Acetato de etilo
C_{Out}	Concentración de salida (g m ⁻³)	PTARs	Planta de tratamiento de aguas residuales
V_R	Volumen del reactor (m ³)	GEI	Gases de efecto invernadero
N	Normalidad	BTF	<i>Biotrickling filter</i>
f	Factor de error (adimensional)	MM	Medio mineral
R	Reacción general de estequiometría	RE	Eficiencia de remoción (%)
f_e	Coefficiente de energía (adimensional)	EBRT	Tiempo de residencia en el lecho vacío
f_s	Coefficiente de síntesis celular (adimensional)	PBR	Fotobiorreactor
R_a	Semi-reacción de aceptor de electrones	IL	Carga de entrada (g m ⁻³ h ⁻¹)
R_c	Semi-reacción de síntesis celular	EC	Capacidad de eliminación (g m ⁻³ h ⁻¹)
R_d	Semi-reacción de donador de electrones	pCO₂	Tasa de producción real de CO ₂ (g m ⁻³ h ⁻¹)
t	tiempo	ThCO₂Pr	Tasa de producción teórica de CO ₂ (g m ⁻³ h ⁻¹)
		ThO₂Pr	Tasa de producción teórica de O ₂ (g m ⁻³ h ⁻¹)
		CA	Carbón activado
		SSV	Sólidos suspendidos volátiles (mg L ⁻¹)
		TOC	Carbono orgánico total (mg L ⁻¹)
		DIC	Carbono orgánico disuelto (mg L ⁻¹)
		EPS	Sustancias poliméricas extracelulares

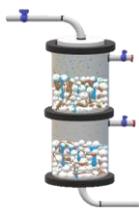


1 Introducción

El *Biotrickling filter* (BTF) es una opción ampliamente utilizada para el tratamiento de diversos compuestos orgánicos volátiles (COVs) [19, 57, 75, 114], estos biorreactores presentan ventajas sobre configuraciones similares, tales como, bajos costos de operación, menor caída de presión ya que no se acumula exceso de biomasa debido a la recirculación de la fase líquida e incluso el tratamiento de subproductos de degradación de COVs. Además, debido a la adición continua de una fase acuosa, son una alternativa favorable en el tratamiento de COVs hidrofílicos como el Acetato de Etilo (EA) [58, 74, 133].

En este tipo de biofiltro, un flujo de gas con el contaminante objetivo pasa a través de un lecho empacado donde los microorganismos forman una biopelícula, con irrigación continua de una fase acuosa con un medio mineral de nutrientes (MM) específico. Finalmente, la degradación del contaminante viene dada principalmente por la transferencia del contaminante de la fase gaseosa a la fase líquida que rodea a la biopelícula y, a continuación, a la biopelícula, donde se produce la biodegradación [101, 133].

El crecimiento de microorganismos en estos sistemas está regulado por parámetros operativos como la humedad del aire, el pH del MM, la temperatura, la relación N:P, el tiempo de residencia en lecho vacío (EBRT) y las características fisicoquímicas de los COVs tratados [19, 57, 75, 114]. En general, los microorganismos utilizados en estos sistemas, principalmente son comunidades mixtas de microorganismos procedentes de lodos de lugares contaminados o de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) [107], También pueden utilizarse cultivos puros, principalmente bacterias y hongos filamentosos [133].



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

Trabajos previos relacionados con el tratamiento biológico de vapores de EA han reportado altas eficiencias de remoción (RE). Por ejemplo, Zare et al., (2012) [140], reporta una RE del 99 % en un biofiltro empacado con cáscara de nuez y un cultivo de *Pseudomonas putida* con 60 s de EBRT, Covarrubias-García et al., (2017) [31] y Flores-Barbosa et al. (2020) [59] alcanzaron RE de hasta el 100 %. Sin embargo, se reportan producciones de C-CO₂ de hasta ~700.4 g y 253.4 g en la operación total del biofiltro con 230 y 171 días, respectivamente.

El tratamiento biológico de residuos orgánicos conlleva la generación de diversos gases como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), monóxido de carbono (CO) o amoníaco (NH₃), que pueden clasificarse como gases de efecto invernadero (GEI) contribuyendo al cambio climático global. Por su parte, el CO₂ se produce a través de la degradación de la materia orgánica mediante procesos tanto aeróbicos como anaeróbicos. Aunque las emisiones directas de CO₂ de los biorreactores se clasifican como emisiones biogénicas de carbono de vida corta que no contribuyen significativamente a las emisiones totales de GEI [39, 68, 82].

La liberación no controlada de CO₂ requiere la puesta en marcha de estrategias para la mejora en la producción, captura y su transformación *in-situ*, con el fin de reducir las emisiones asociadas a otras fuentes dentro del proceso de eliminación, especialmente el consumo energético [10, 113]. Estas reducciones pueden lograrse mediante diversas tecnologías, como la captura y el almacenamiento subterráneo, procesos fisicoquímicos o mediante el uso de organismos fotosintéticos [10, 69, 92]. Todas las plantas terrestres fijan CO₂ biológicamente mediante la fotosíntesis, aunque microorganismos como las microalgas y las cianobacterias pueden hacerlo a tasas más altas y con una eficacia entre 10 y 50 veces superior [74, 80, 84, 136].



CAPÍTULO 2: *BIOTRICKLING FILTER (BTF)*

Entre ellas, las especies y cultivos de microalgas también pueden exhibir capacidades mixotróficas utilizando carbono orgánico junto con CO₂ como fuente de carbono, o cultivos heterotróficos que utilizan moléculas orgánicas como fuente de energía con requerimientos mínimos de luz, estos cultivos de microalgas heterotróficas muestran tasas de crecimiento de biomasa hasta 100 veces superiores a los cultivos en condiciones autotróficas y por lo tanto también un aumento en la captura de CO₂ debido a que estos cultivos son menos dependientes de la capacidad fotosintética, es decir, el crecimiento de la biomasa no está limitado por la disponibilidad de luz o los efectos inhibitorios de la luz. Sin embargo, existen pocos reportes con especies, tales como, *Chlorella spp.*, *Chlorella protothecoides*, *Neochloris oleabundans*, *Nitzschia laevis* y *Cryptocodinium cohnii*, que presentan estas capacidades mixotróficas [25, 109].

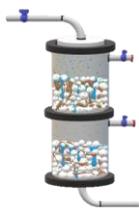
Sin embargo, algunas desventajas de la utilización de microalgas incluyen que el rendimiento de las microalgas en la eliminación de COVs generalmente no alcanzan RE tan altos como los de los cultivos de bacterias u hongos solos [103], y el requisito de condiciones específicas de cultivo, como medios ligeramente alcalinos, temperatura y presión controladas, así como ciclos definidos de luz-oscuridad [37]. Estos requisitos previos exigen el diseño y la puesta en marcha de fotobiorreactores (PBR) especializados. Sin embargo, una alternativa prometedora consiste en el uso de BTF inoculados con consorcios de microalgas-bacterias. Este enfoque ofrece ventajas como el uso de condiciones de cultivo menos controladas o la utilización simultánea de carbono orgánico y CO₂, reduciendo así las emisiones totales de carbono. Además, la biomasa producida puede ser tratada para extraer biomoléculas de interés que pueden ser utilizadas como materia prima para diferentes industrias [137].



CAPÍTULO 2: *BIOTRICKLING FILTER* (BTF)

Sin embargo, la mayoría de los informes sobre procesos duales microalgas-bacterias se han aplicado en sistemas de tratamiento de aguas residuales o en la purificación de biogás [3, 20, 93, 106]. Hasta donde se sabe, faltan informes relacionados con la implementación de procesos microalgas-bacterias en sistemas de tratamiento de COVs atmosféricos. Por ejemplo, estudios como el de Soreanu et al. (2021) [124], reportan impresionantes RE de casi el 100 % para vapor de etanol a cargas de entrada (IL) de aproximadamente $50 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ usando un BTF inoculado con una mezcla de compost y microalgas, soportado sobre perlas de alginato. Lebrero et al. (2016) [76], evaluaron la simbiosis microalga-bacteria durante el tratamiento de vapores de tolueno con ~ 90 % de RE en un PBR de biomasa suspendida. Asimismo, Oliva et al., (2019) [103], destacaron el potencial de eliminación significativa de CO_2 en un PBR tubular que involucra lodos activados y un consorcio de microalgas, con RE alrededor del 90 % para vapores de tolueno.

Este capítulo explora estos hallazgos mediante el uso de un BTF inoculado con un consorcio de microalgas-bacterias para el tratamiento de vapores de EA (como contaminante COVs modelo) y el control de emisiones de CO_2 con el objetivo de monitorear el rendimiento del biorreactor a través de las fases gaseosa y acuosa, así como determinar las evaluaciones estequiométricas a lo largo del tiempo, haciendo hincapié en la viabilidad operativa y los beneficios potenciales para el medio ambiente de la producción de biomasa de microalgas en aplicaciones industriales.



2 Materiales y métodos

2.1 Inóculo y medio mineral

Se obtuvo un consorcio mixto de microalgas-bacterias a partir de una muestra de lodos del río Turbio en León Guanajuato, México. Antes de iniciar el sistema, el consorcio fue aclimatado durante 14 días con aire atmosférico comprimido como fuente de carbono inorgánico (CO_2), oxígeno y glucosa 1 g L^{-1} , así como MM Bold Basal selectivo para microalgas modificado. El MM estaba compuesto por $0.075 \text{ g L}^{-1} \text{ K}_2\text{HPO}_4$, $0.175 \text{ g L}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$, $0.25 \text{ g L}^{-1} (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $0.025 \text{ g L}^{-1} \text{ NaCl}$, $0.075 \text{ g L}^{-1} \text{ MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $0.01142 \text{ g L}^{-1} \text{ H}_3\text{BO}_3$, $0.05 \text{ g L}^{-1} \text{ EDTA}$, $0.031 \text{ g L}^{-1} \text{ KOH}$, $0.00144 \text{ g L}^{-1} \text{ MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, $0.00119 \text{ g L}^{-1} \text{ NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $0.0004 \text{ g L}^{-1} \text{ CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $0.00882 \text{ g L}^{-1} \text{ ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $0.00157 \text{ g L}^{-1} \text{ CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $0.00498 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $0.001 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$, $0.025 \text{ g L}^{-1} \text{ CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. El pH del MM se ajustó a 7.

2.2 Configuración del *Biotrickling filter*

La configuración del BTF se describe en la Fig. 2.1. Consiste en una columna de vidrio, con 0.07 m de diámetro interno, 1 m de altura, empacada con 3.0 L de soporte efectivo (anillos Kaldnes K1), irradiada con dos lámparas LED de 5.5 W laterales a la columna (Fig. A2.1, imagen real del sistema), la dosificación de MM se realizó mediante un reservorio de líquido de vidrio con 1 L de MM, sin agitación que alimenta al BTF intermitentemente (1 hora cada 2 horas durante 12 horas) mediante una bomba peristáltica (Masterflex 77200-62). El sistema integra un flujo de aire comprimido medido con un rotámetro, un filtro de carbón activado (CA) como pretratamiento del aire para eliminar



CAPÍTULO 2: *BIOTRICKLING FILTER (BTF)*

impurezas y partículas, una vez filtrado el aire, pasa por un humidificador y después por un saturador de vapor EA para entrar en el BTF en sentido descendente por la parte superior. Una vez tratado, el aire es expulsado por la parte inferior del BTF para ser liberado a la atmósfera.

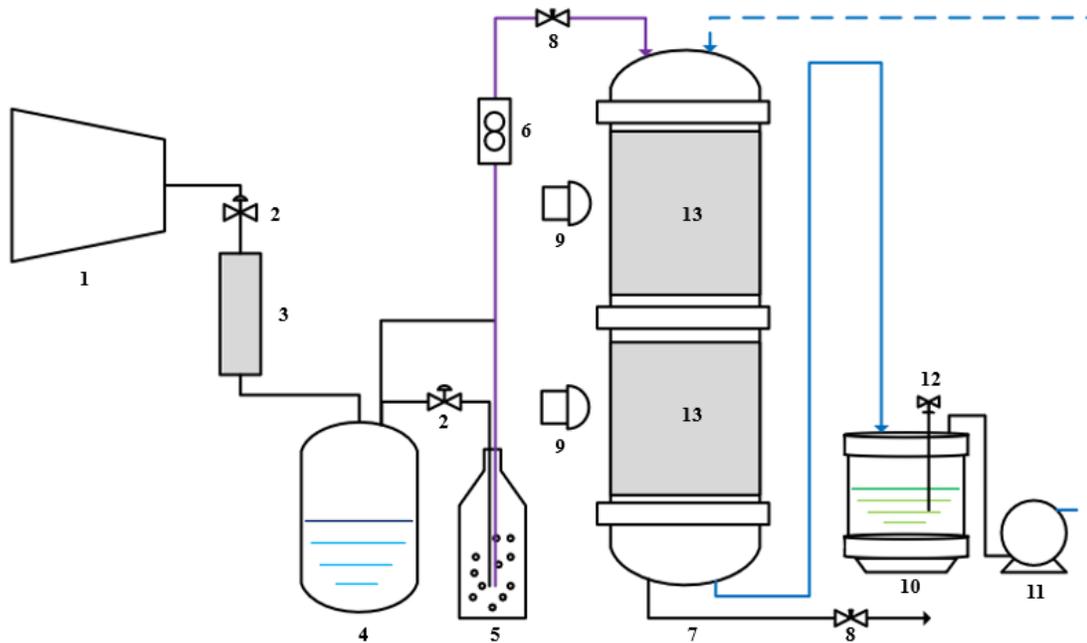
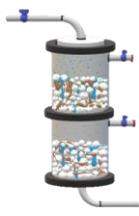


Figure 2.1. Configuración experimental del sistema BTF. 1) Compresor, 2) Válvula, 3) Filtro CA, 4) Humidificador, 5) Saturador de EA, 6) Rotámetro, 7) BTF, 8) Puerto de muestreo de gases, 9) Lámparas LED, 10) Reservorio de líquidos, 11) Bomba peristáltica, 12) Puerto de muestreo de líquidos, 13) Material de empaque.

2.3 Operación del sistema

Se realizaron tres etapas operativas a lo largo de 101 días en las que se monitoreó diariamente la carga de EA, la intensidad de luz, el pH del MM, la densidad óptica (OD_{685}) y la producción de biomasa tanto en fase gaseosa como líquida. Durante la primera etapa, la puesta en marcha del sistema comenzó con la inoculación del biorreactor con biomasa adaptada, tras lo cual



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

se establecieron los flujos y concentraciones iniciales. La etapa 1 consistió en un IL de $34.74 \pm 7.36 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, un flujo de gas de 4 L min^{-1} y un EBRT de 45 s. El contenido de carbono orgánico total (TOC) así como de carbono inorgánico disuelto (DIC) se midió en los lixiviados como mg L^{-1} cada semana. Una vez completada la etapa de adaptación, se incrementó el IL a 42.58 ± 12.29 y $53.96 \pm 11.46 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ para las etapas II y III respectivamente, además, se disminuyó el flujo de gas a 1.7 L min^{-1} lo que incrementó el EBRT a 106 s. Se presentan las condiciones de operación del sistema en cada etapa operativa (Tabla 2.1), así como las ecuaciones para la evaluación del rendimiento [138]:

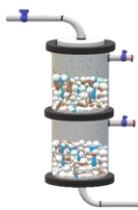
$$RE = \frac{C_{in} - C_{Out}}{C_{Out}} \times 100 \quad (2.1)$$

$$IL = \frac{Q \times C_{in}}{V_R} \quad (2.2)$$

$$EC = \frac{Q \times (C_{in} - C_{Out})}{V_R} \quad (2.3)$$

$$pCO_2 = \frac{Q \times (C_{Out} - C_{in})}{V_R} \quad (2.4)$$

Donde RE es la eficiencia de remoción de EA (%), C_{in} y C_{Out} es la concentración inicial y final respectivamente (g m^{-3}), IL es la carga de entrada de EA ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), Q es el flujo de gas ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$), V_R es el volumen del reactor, EC es la capacidad de eliminación de EA ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) y pCO_2 es la producción real de CO_2 ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$).



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

Tabla 2.1. Condiciones operativas del BTF.

Etapa	Tiempo (Días)	IL ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)	Q (L min^{-1})	EBRT (s)	Intensidad de luz ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
I	0-30	34.74 ± 7.36	4, 1.7	45, 106	234.20 ± 0.65
II	31-60	42.58 ± 12.29	1.7	106	269.82 ± 26.80
III	61-101	53.96 ± 11.46	1.7	106	293.61 ± 15.28

IL: Carga de entrada; Q: Flujo de gas; EBRT: Tiempo de residencia en lecho vacío.

2.4 Métodos analíticos

2.4.1 Monitoreo de gases

La concentración de gases se midió de forma continua y en tiempo real durante el funcionamiento del sistema. La concentración de EA se midió mediante un sensor catalítico (CO2METER/CM-0151) que detecta valores de COVs en ppm. La concentración de CO_2 se midió mediante un sensor de detección infrarroja no dispersiva (CO2METER/CM-0187) que registra unidades también en ppm [143].

2.4.2 Ácidos orgánicos volátiles

El contenido de ácidos orgánicos volátiles se determinó por el método de destilación simple establecido por Métodos estándar 17 edición [8], reportando los resultados como mg de ácido acético (CH_3COOH). Para ello, se centrifugaron 200 mL de muestra (fase acuosa del biorreactor) durante 5 min y se recogió el sobrenadante, 100 mL del mismo se colocaron en un matraz de destilación y se añadieron 100 mL de agua destilada, posteriormente se acidificó la muestra con 5 mL de H_2SO_4 1:1, una vez homogeneizada la muestra, se conectó el matraz al sistema de destilación (Fig. A2.2),



CAPÍTULO 2: *BIOTRICKLING FILTER* (BTF)

desechando los primeros 15 mL de destilado para eliminar interferencias y se recogieron 150 mL de destilado para posteriormente titular con NaOH 0.1 N utilizando indicador de fenolftaleína hasta observar una coloración rosada y un pH de 8.3.

$$\text{CH}_3\text{COOH} (\text{mg L}^{-1}) = \frac{(\text{mL NaOH} * \text{N} * 60,000)}{(\text{mL de muestra} * f)} \quad (2.5)$$

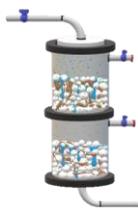
Donde N es la normalidad de la solución de NaOH y f es el factor de error determinado por destilación de una solución patrón de CH₃COOH.

2.4.3 Análisis elemental, TOC y SSV

La fórmula empírica de la biomasa en lixiviados y por etapas de operación se determinó por el contenido de CHNS. Se pesaron 2 mg de muestra seca a 105 °C y 10 mg de catalizador V₂O₅ en cápsulas de estaño para su análisis en el analizador elemental (Thermo scientific flash 2000). El contenido de TOC y DIC en los lixiviados se determinó con muestras previamente centrifugadas a 5500 rpm por 15 min y filtradas a través de membranas de 0,45 µm en el analizador TOC-VCSN SHIDADZU ASI-V. El contenido de biomasa se cuantificó como SSV por el método reportado en APHA (1989) [7]. Una vez filtrada la muestra y secada a 105 °C, se incineró a 550 °C en una mufla, registrando el contenido de biomasa como sólidos volátiles en suspensión.

2.5 Producción teórica de CO₂ y evaluación estequiométrica

La producción teórica de CO₂ debido a la mineralización completa (ThCO₂Pr) se estimó con respecto al EA consumido a lo largo de la etapa operativa, asumiendo un metabolismo heterótrofo con EA como fuente de energía y donador de electrones, N – NH₄⁺ como fuente de nitrógeno, además, dentro de



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

la evaluación estequiométrica, se utilizaron las medias reacciones para la fotosíntesis oxigénica con H₂O como donador de electrones, NADP⁺ como aceptor de electrones y CO₂ como fuente de carbono mediante las ecuaciones de Rittman & McCarty (2020) [112] (Ec. 2.6). Se utilizó la fórmula empírica de la biomasa determinada experimentalmente mediante análisis elemental (C_nH_aO_bN).

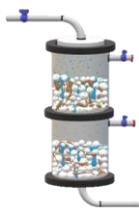
$$R = f_e R_a + f_s R_c - R_d \quad (2.6)$$

Donde R es la reacción global dada la estequiometría del sistema, f_e es el coeficiente energético, R_a es la semirreacción del aceptor de electrones (O₂ y NADP⁺), f_s es el coeficiente de síntesis celular, R_c es la semirreacción de síntesis celular con N – NH₄⁺ como fuente de nitrógeno, R_d es la semirreacción del donador de electrones (EA y H₂O). La tabla 2.2 muestra las variables utilizadas para la evaluación estequiométrica.

Table 2.2. Variables utilizadas para la evaluación estequiométrica.

Variable	Metabolismo	
	Heterotrófico	Autotrófico
Fuente de carbono	C – C ₄ H ₈ O ₂	C – CO ₂
Fuente de nitrógeno	N – NH ₄ ⁺	N – NH ₄ ⁺
<i>f_e</i>	0.86	0.4
<i>f_s</i>	0.14	0.6
R_a (semi-reacción)	$\frac{1}{4}O_2 + H^+ + e^- \rightarrow \frac{1}{2}H_2O$	$H^+ + \frac{1}{4}O_2 + e^- \rightarrow \frac{1}{2}H_2O$
R_c (semi-reacción)	$\frac{23}{100}CO_2 + \frac{1}{20}NH_4^+ + \frac{1}{20}HCO_3^- + H^+ + e^-$ $\rightarrow \frac{1}{20}Cell + \frac{9}{25}H_2O$	$\frac{1}{5}CO_2 + \frac{1}{25}NH_4^+ + \frac{1}{25}HCO_3^- + H^+ + e^-$ $\rightarrow \frac{1}{25}Cell + \frac{3}{8}H_2O$
R_d (semi-reacción)	$\frac{1}{5}CO_2 + H^+ + e^- \rightarrow \frac{1}{20}C_4H_8O_2 + \frac{3}{10}H_2O$	$\frac{1}{2}H_2O \rightarrow \frac{1}{4}O_2 + H^+ + e^-$

* Fracción molar celular calculada con la fórmula empírica de la biomasa [112].



2.2.6 Análisis estadístico

La significación de las medias de las distintas etapas operativas del BTF se analizó mediante un análisis de varianza (ANOVA) seguido de una prueba de Tukey ($p = 0,05$) y un análisis de medidas repetidas seguido de una prueba de Tukey ($p = 0,05$) en el software *Minitab Statistical*. Cada conjunto de datos a lo largo de la fase experimental contenía al menos tres réplicas.

3 Resultados y discusión

3.1 Perfil de eliminación de acetato de etilo

La Fig. 2.2 y 2.3 muestran el rendimiento del BTF con respecto a la eliminación de EA. El sistema operó durante 101 días, seccionado en tres etapas modificando variables críticas del proceso, tales como EBRT e IL, además, se inició la etapa II con la adición de fosfatos como amortiguadores de pH (0.2 g L^{-1}) debido a los cambios presentados en el lixiviado del BTF (Fig. 2.4), especialmente acidificación causada por la producción de metabolitos ácidos provenientes de la degradación incompleta del EA [103]. Se reporta que estos metabolitos son principalmente etanol y ácido acético, posiblemente debido a la hidrólisis con la enzima acetilesterasa [31, 48, 71]. Fue posible detectar hasta 144 mg L^{-1} de ácidos orgánicos volátiles como ácido acético en la etapa II [8]. Finalmente, en la etapa III, el IL se incrementó hasta $53.96 \pm 11.46 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ de COVs, ya que el sistema registró un mejor rendimiento en la etapa II con el tándem microalga-bacteria aclimatado.



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

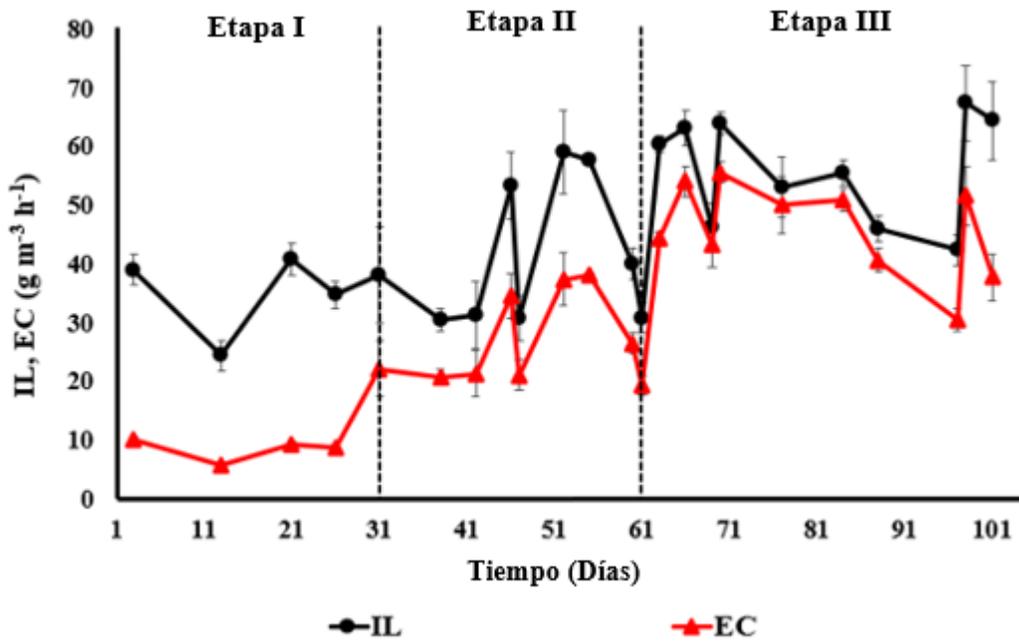


Figura 2.2. Perfil de carga orgánica de entrada (IL) y capacidad de eliminación de EA (EC).

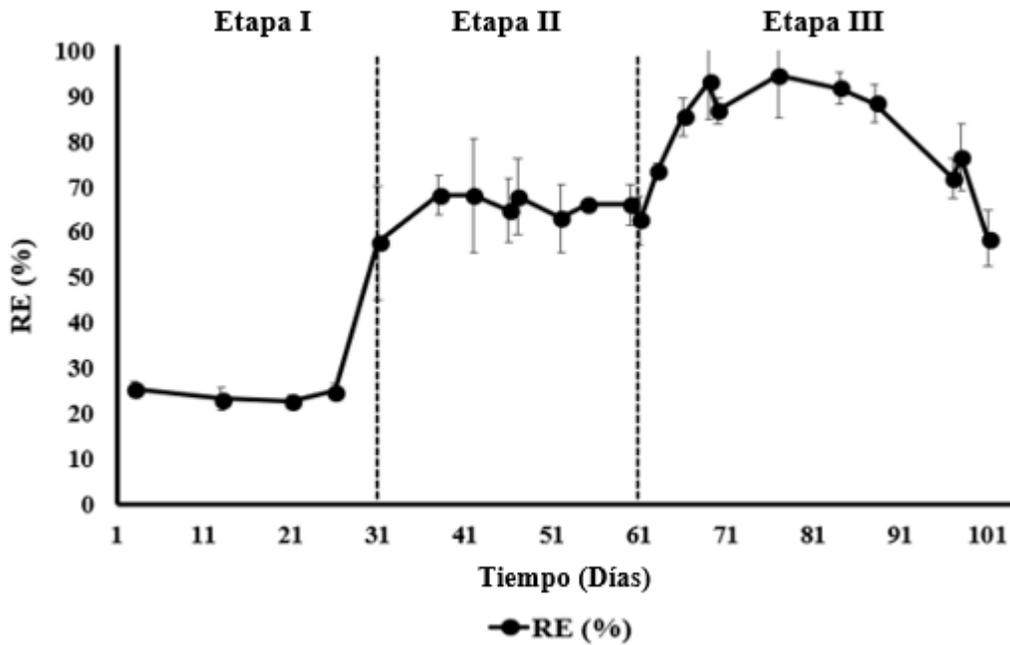


Figura 2.3. Eficiencia de remoción de EA (RE).



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

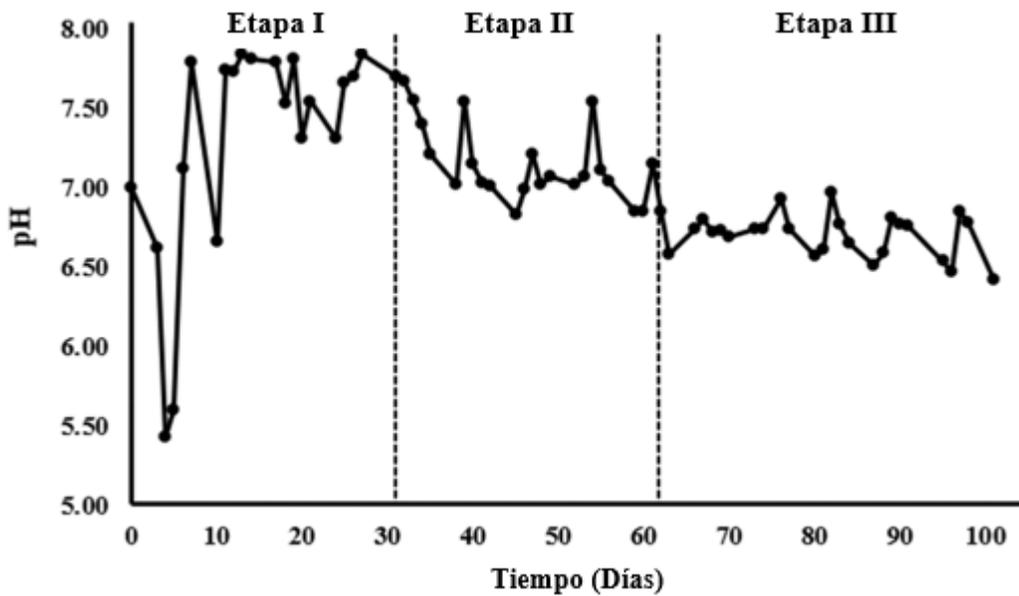


Figura 2.4. Cambio del pH en lixiviados a través del tiempo.

El BTF presentó baja RE en la primera etapa con $\sim 24\%$ respecto a las posteriores debido a la baja transferencia de masa gas-líquido causada por el bajo EBRT inicial (45 s). Sin embargo, podemos observar una notable mejora a partir del día 31, registrando RE de 65.32 ± 3.48 y $80.35 \pm 12.40\%$ en la etapa II y III respectivamente (Fig. 2.5, $p < 0.05$), este cambio en el rendimiento del biofiltro puede atribuirse entre otras cosas al aumento del EBRT y la alta solubilidad del EA (0.1 g mL^{-1} a 21°C) [58, 128]. Se observó que el consorcio se adaptó a una fuente de carbono orgánico como el EA, el biofiltro comenzó a tener un aspecto completamente verde derivado de la proliferación de microalgas observada a mediados de la etapa I, estas se adaptaron al carbono orgánico como fuente de energía y carbono favorecido por el metabolismo mixotrófico y heterotrófico del consorcio. Los intercambios específicos de carbono dados por la simbiosis microalga-bacteria no sólo podrían mejorar la producción de biomasa y la eliminación de contaminantes, sino que también podrían favorecer la producción de moléculas de valor añadido [28].



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

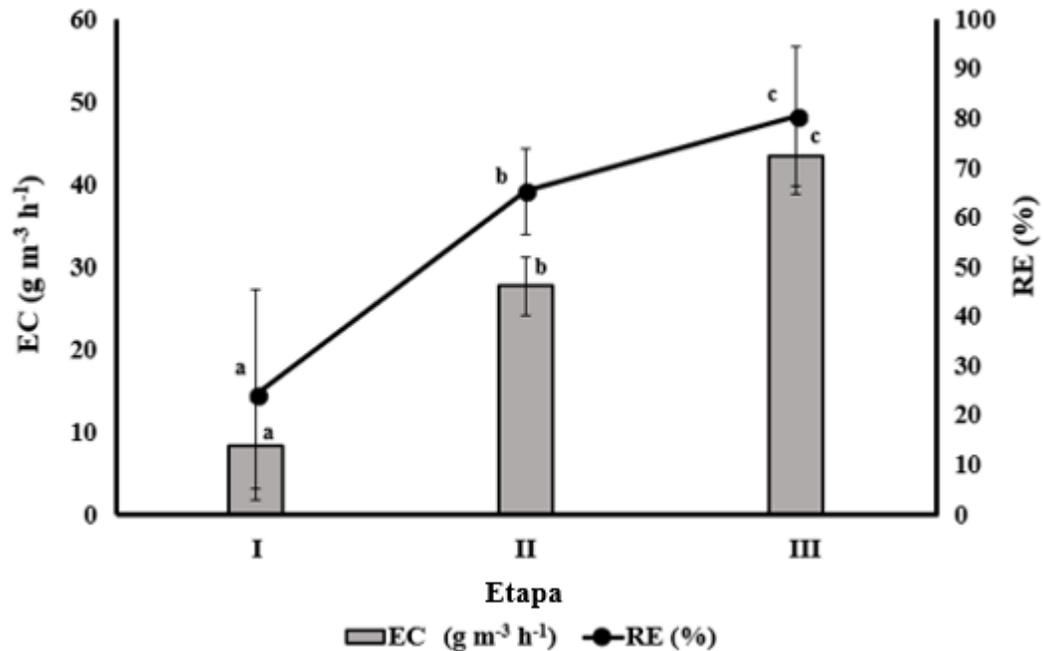
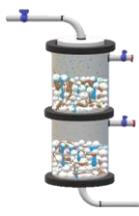


Figura 2.5. Perfil estadístico de RE y EC en las diferentes fases de la operación. Media \pm desviación estándar (SD, n = días de operación). Donde medias que no comparten letra son significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Sin embargo, se pueden registrar altos porcentajes de RE con bajo EBRT, como lo reportan Moe & Qi, (2004) [98], con 15 s para una mezcla de COVs y un soporte de cubos de espuma de poliuretano reticulado, pero con microorganismos puramente heterótrofos, lo que sugiere que nuestro sistema, al ser un cultivo híbrido, el desempeño en la remoción de EA está relacionado principalmente con la adaptación del cultivo a una fuente de carbono orgánico, lo cual tarda aproximadamente 14 días. Otros estudios han mostrado RE estables desde los primeros días de operación, Valdez-Castillo et al., (2021) [128], presentaron RE de 99 % desde el segundo día de operación, mientras que Flores-Barbosa et al., (2020) [59], reporta un RE promedio de 87 % con cargas de entrada similares al presente trabajo, Covarrubias-García et al., (2017) [31], reporta valores de RE de ~100 % hasta el día 28 o Covarrubias-García et al., (2019) [32], con RE del 100 % hasta el día 40, estableciéndose luego en 60 %, todos con un EBRT de 60 s, empacados con perlita e

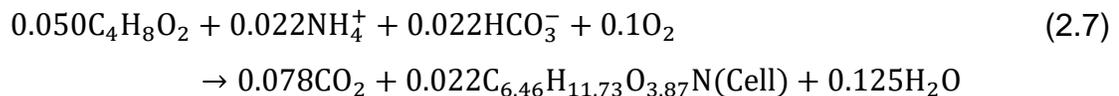


inoculados con lodos activados. En este estudio encontramos que el consorcio microalgas-bacterias alcanzó RE de hasta el 90 % demostrando la versatilidad de un cultivo mixto de microorganismos con diferentes metabolismos.

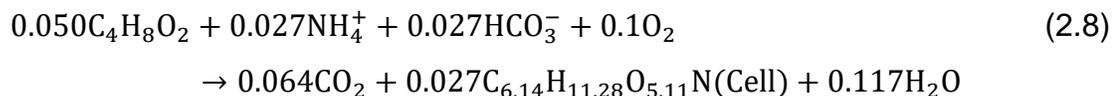
3.2 Evaluación estequiométrica y formula empírica de biomasa

Como perfil de predicción molar de productos y reactantes dentro del sistema biológico, se presentan las ecuaciones estequiométricas teóricas (Ec. 2.7-2.12) para las diferentes etapas operativas con la fórmula empírica de biomasa para el cultivo mixto microalga-bacteria, con respecto al consumo de EA y asimilación de CO₂ como fuente de carbono asumiendo un consorcio mixotrófico, así como el contenido elemental en la biomasa (Tabla 2.3) que, para efectos de esta investigación, aplica para ambos grupos de microorganismos. En este sentido, aunque existe una diferencia significativa en el carbono para al menos una etapa, no hay diferencias estadísticamente significativas ($p=0,854$) entre las fórmulas empíricas generales de las tres etapas.

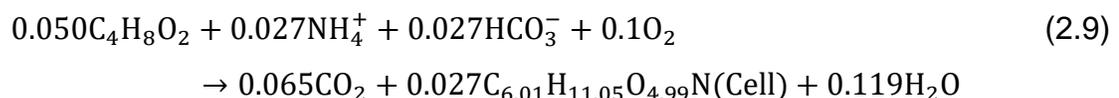
Etapa I:



Etapa II:



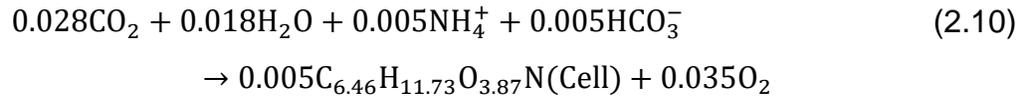
Etapa III:



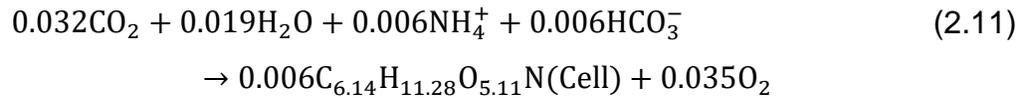


CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

Etapa I:



Etapa II:



Etapa III:

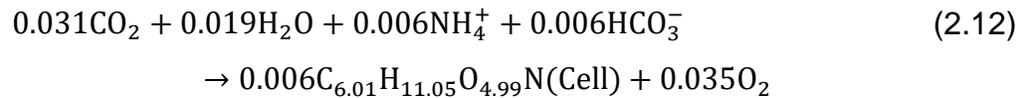


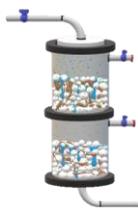
Tabla 2.3. Contenido elemental en las diferentes etapas experimentales.

Etapa	C	H	O
I	6.46 ± 0.04 ^a	11.73 ± 0.52 ^a	3.87 ± 0.96 ^a
II	6.14 ± 0.19 ^b	11.28 ± 0.10 ^a	5.11 ± 1.46 ^a
III	6.01 ± 0.03 ^b	11.05 ± 0.03 ^a	5.00 ± 0.36 ^a

C: Carbono; H: Hidrógeno; O: Oxígeno; Media ± desviación estándar (SD, n = 3).

Las medias que no comparten letra son significativamente diferentes ($p < 0.05$).

Estos resultados indican que el contenido elemental del cultivo no se ve afectado por las diferentes tasas de consumo de EA en el tiempo y la asimilación de diferentes fuentes de carbono, por lo tanto, no afecta el rendimiento del sistema y la fórmula determinada en cualquier etapa operativa puede ser utilizada para futuros estudios. Además, estas ecuaciones proporcionan una apertura para un mejor diseño de sistemas híbridos para el tratamiento del aire con diferentes compuestos de carbono, Koutinas et al., (2005) [71], reporta valores similares de O₂ requerido para la oxidación completa de EA con 2.07 moles de O₂ por mol de EA con un consorcio mixto, mientras que el presente estudio reporta 2 moles de O₂ por mol de EA para las



tres etapas experimentales, sin embargo, para una mejor caracterización estequiométrica, es posible aislar los diferentes microorganismos con respecto a sus capacidades metabólicas. En este sentido, una vez más podemos asumir el metabolismo mixotrófico del cultivo ya que, la síntesis celular no podría ser soportada únicamente por el consumo de CO_2 de forma autotrófica, la evaluación estequiométrica para ambos metabolismos muestra que por consumo de EA se produce hasta 4.5 veces más biomasa que si el cultivo de microalgas consumiera únicamente carbono inorgánico en forma de CO_2 .

3.3 Modelo predictivo de variables estequiométricas

La tasa de producción teórica de O_2 (ThO_2Pr), ThCO_2Pr y consumo total de CO_2 , por el cultivo mixto de microalgas-bacterias en el BTF, se determinaron bajo el supuesto de un estado estacionario en cada etapa experimental durante el funcionamiento continuo del sistema. El modelo utilizado no tiene en cuenta las variaciones a lo largo del día ni los intervalos de tiempo cortos, previos a las mediciones experimentales (monitoreo de gases). Sin embargo, a pesar de presentar datos de diferentes etapas, el modelo se aplica de manera uniforme al sistema durante todo el tiempo de funcionamiento.

El modelo propuesto permite predecir individualmente el comportamiento de varios metabolismos implicados en la bioconversión de EA, así como la reducción de emisiones de CO_2 al tratar los vapores de COVs. Es importante señalar que, si bien el modelo predice la ThO_2Pr , se requieren técnicas más avanzadas y precisas para determinar la partición de O_2 (consumo para la oxidación de COVs, oxígeno disuelto (DO) y fase gaseosa). El modelo utiliza la evaluación estequiométrica presentada anteriormente, junto con valores experimentales como las tasas de consumo y producción de diferentes especies químicas (tabla 2.4). El cálculo relativo a los días totales de



CAPÍTULO 2: *BIOTRICKLING FILTER (BTF)*

funcionamiento del BTF se realizó integrando las tasas experimentales y teóricas, según Cruz-García et al., (2019) [35]. Finalmente, el modelo propuesto es una herramienta valiosa para predecir el comportamiento de diversos metabolismos en la bioconversión de emisiones de aire y la reducción de CO₂ al tratar vapores de COVs.

$$\frac{d[\text{ThCO}_2]}{dt} = \frac{d(C_{\text{in}} - C_{\text{Out}})_{\text{EA}}}{dt} \cdot \frac{n_{\text{CO}_2}}{m_{\text{EA}}} \cdot \frac{m_{\text{CO}_2}}{n_{\text{EA}}} = \text{ThCO}_2\text{Pr} \quad (13)$$

$$\frac{d[\text{cCO}_2]}{dt} = \frac{d[\text{ThCO}_2]}{dt} - \frac{d(C_{\text{Out}} - C_{\text{in}})_{\text{CO}_2}}{dt} \quad (14)$$

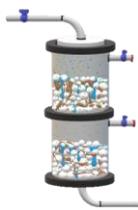
$$\text{ThCO}_{2\text{Total}} = \int_{t_0}^{t_1} \text{ThCO}_2\text{Pr} dt \cdot V_R \quad (15)$$

$$\text{pCO}_{2\text{Total}} = \int_{t_0}^{t_1} (C_{\text{Out}} - C_{\text{in}})_{\text{CO}_2} dt \cdot V_R \quad (16)$$

$$\text{cCO}_{2\text{Total}} = \frac{d[\text{cCO}_2]}{dt} = \text{ThCO}_{2\text{Total}} - \text{pCO}_{2\text{Total}} \quad (17)$$

$$\frac{d[\text{ThO}_2]}{dt} = \frac{d[\text{cCO}_2]}{dt} \cdot \frac{n_{\text{O}_2}}{m_{\text{CO}_2}} \cdot \frac{m_{\text{O}_2}}{n_{\text{CO}_2}} = \text{ThO}_2\text{Pr} \quad (18)$$

$$\text{pO}_{2\text{Total}} = \int_{t_0}^{t_1} \text{ThO}_2\text{Pr} dt \cdot V_R \quad (19)$$



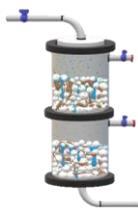
CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

Tabla 2.4. Variables estequiométricas para el modelo predictivo.

Variable	Nomenclatura	Unidades	Referencia
ThCO ₂	CO ₂ teórico producido	g m ⁻³	Calculado
C _{in}	Concentración de entrada	g m ⁻³	Experimental
C _{Out}	Concentración de salida	g m ⁻³	Experimental
n	Fracción molar	mol	Estequiometría
m	Masa molar	g mol ⁻¹	Literatura
cCO ₂	CO ₂ teórico consumido	g m ⁻³	Calculado
ThCO ₂ Total	CO ₂ teórico producido en el total de días de operación	g CO ₂	Calculado
V _R	Volumen del reactor	m ³	Experimental
pCO ₂ Total	CO ₂ real producido en el total de días de operación	g CO ₂	Calculado
cCO ₂ Total	CO ₂ teórico consumido en el total de días de operación	g CO ₂	Calculado
ThO ₂	O ₂ teórico producido	g m ⁻³	Calculado
pO ₂ Total	O ₂ real producido en el total de días de operación	g O ₂	Calculado

3.4 Producción teórica y real de CO₂

La Fig. 2.6 muestra el perfil de CO₂ y O₂ en el BTF, a través de los 101 días de operación y las tres etapas operativas, donde se registran producciones de CO₂ al inicio de la etapa I de hasta $\sim 20 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, asociadas principalmente a la mezcla de biomasa en el biorreactor, así como a la toxicidad causada por el EA y sus metabolitos secundarios provocados en el cultivo y consecuentemente muerte celular, debido a que el cultivo se encontraba en una etapa de adaptación y transformación metabólica. Sin embargo, a medida que avanza la etapa I, se confirma la adaptabilidad y alto rendimiento del cultivo en el BTF con la disminución de CO₂, así como el aumento de ThCO₂Pr calculada con las ecuaciones estequiométricas para cada etapa con hasta un 5 % de CO₂ real respecto al teórico (Tabla 2.5), validando el uso de cultivos mixtos en un BTF para el tratamiento de vapores orgánicos como el EA.



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

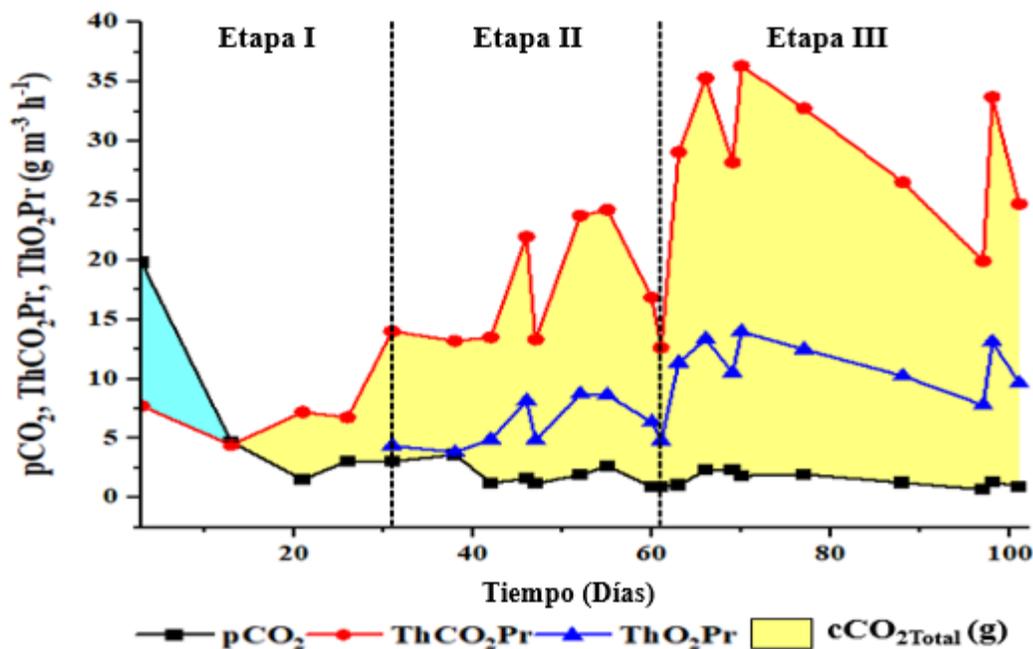


Figura 2.6. Perfil real y predictivo de CO₂ y O₂ a través del tiempo.

Tabla 2.5. Estimación de variables estequiométricas mediante el modelo predictivo.

Etapa	Tiempo (Días)	pCO ₂ (g m ⁻³ h ⁻¹)	ThCO ₂ Pr (g m ⁻³ h ⁻¹)	Recuperación (%)	cCO ₂ Total (g)	pO ₂ Total (g)
I	0-30	7.28 ± 8.43	6.53 ± 1.45	170.31 ± 105.43	1.43	N.A.
II	31-60	2.03 ± 0.98	17.60 ± 4.91	12.41 ± 7.84	32.72	13.09
III	61-101	1.46 ± 0.61	27.92 ± 7.41	5.24 ± 1.62	78.97	32.00

pCO₂: Tasa de producción real de CO₂; ThCO₂Pr: Tasa de producción teórica de CO₂.

Además, las bajas concentraciones de CO₂ debidas a la fotosíntesis oxigénica de la fracción fotoautótrofa del cultivo también sugieren altas concentraciones de DO en todo el lecho empacado [22, 76], mejorando el rendimiento del sistema al no existir limitaciones en la transferencia de CO₂ del gas a la biopelícula, con producción de hasta un 35 % de O₂ por consumo de CO₂ respecto al requerido para la biodegradación de EA según la evaluación



CAPÍTULO 2: BIOTRICKLING FILTER (BTF)

estequiométrica (Ec. 2.7-2.12). Aunque el gas a tratar suele contener altas concentraciones de O_2 , su constante de Henry es relativamente alta y puede no transferirse adecuadamente a la biopelícula, siendo estequiométricamente insuficiente para la biodegradación aerobia de COVs [120]. En este sentido, la ThO_2Pr también muestra un notable incremento de la etapa II a la III, con la completa adaptación del cultivo, sin embargo, podemos suponer que el aumento de la capacidad de eliminación (EC) en la etapa III también está relacionado con el aumento de la producción de O_2 , ya que la baja limitación de O_2 también es una variable limitante en la biofiltración de COVs [71]. Dado que esta variable se determinó mediante evaluación estequiométrica, no se presentan los valores de ThO_2Pr en la etapa I (sin consumo de CO_2 ni adaptación del cultivo). La representación propuesta del mecanismo de biodegradación de COVs por microalgas-bacterias se muestra en la Fig. 2.7.

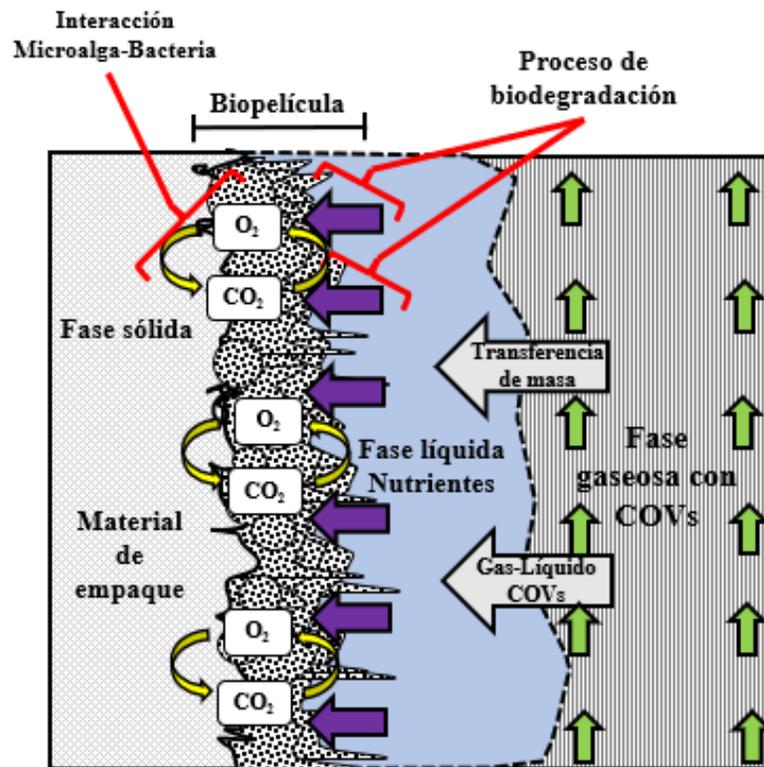


Figura 2.7. Fenómeno general de biodegradación de COVs en un *biotrickling filter* (BTF) por microalgas-bacterias.



3.5 Análisis de lixiviados (TOC, DIC y SSV)

La Fig. 2.8 muestra el perfil del contenido de SSV como biomasa en lixiviados con una notable disminución de la concentración para la etapa III respecto a la etapa II, lo que sugiere que en la etapa II en un estado pseudo-estacionario, una fracción importante de biomasa terminaba en lixiviados, presumiblemente porque el tándem microalga-bacteria no estaba completamente adaptado a las diferentes fuentes de carbono y en consecuencia, había una baja producción de biomoléculas que favorecen la formación de biopelículas como las sustancias poliméricas extracelulares (EPS) [91, 134]. Una vez que el consumo de carbono como EA por el cultivo aumentó, la concentración de SSV como biomasa en los lixiviados disminuyó considerablemente, atribuido a la simbiosis celular del cultivo y tales biomoléculas como EPS reflejado en la aparición del BTF en la etapa III.

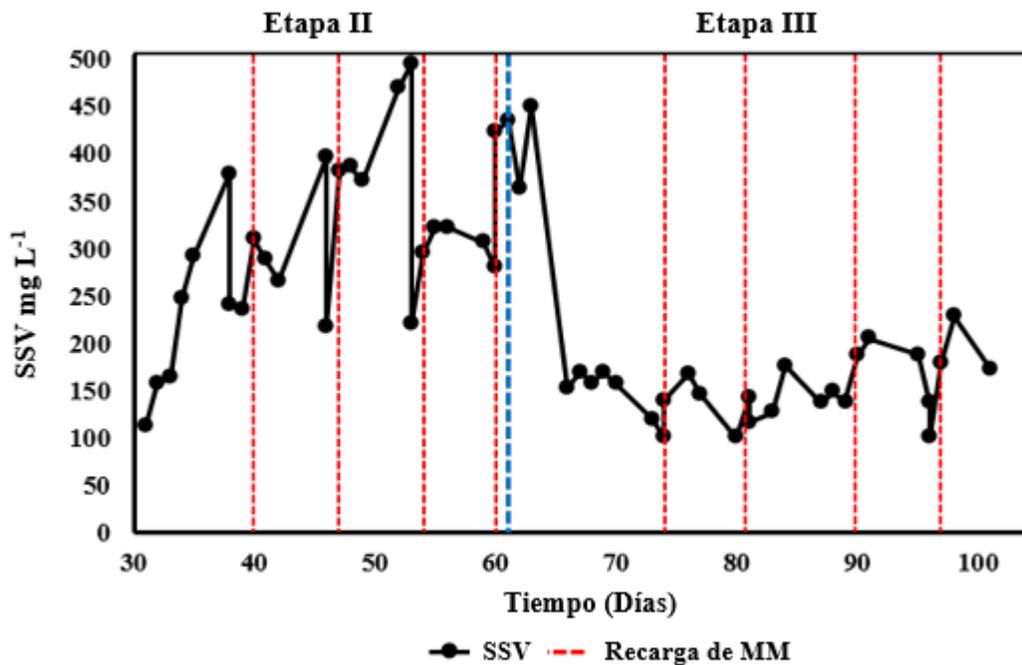


Figura 2.8. Contenido de biomasa como SSV en lixiviados a través del tiempo.



CAPÍTULO 2: *BIOTRICKLING FILTER* (BTF)

Otra variable que indica una mejora en el rendimiento del BTF a lo largo del tiempo, es el contenido de TOC y DIC, la Fig. 2.9 muestra una disminución en la concentración de carbono disuelto en el lixiviado, siguiendo la tendencia de bajo contenido de carbono en la etapa III cuando el BTF eliminó más carbono como EA y el consumo de CO_2 por la mineralización del EA.

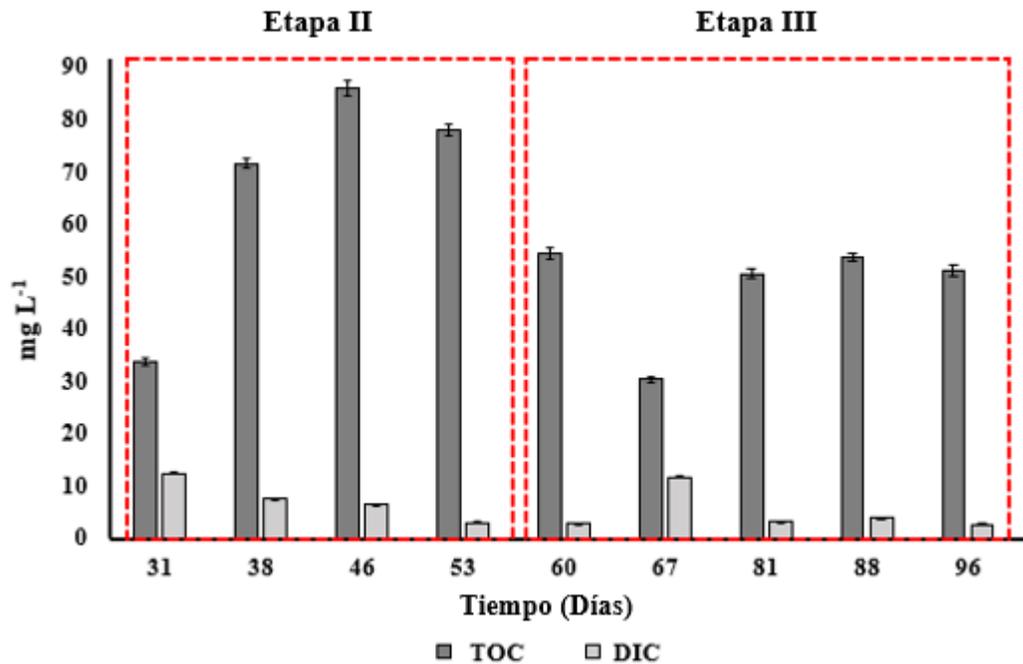


Figura 2.9. Contenido de carbono como TOC y DIC en lixiviados a través del tiempo.

4 Conclusión capítulo 2

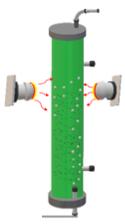
El presente trabajo se centra en el uso de un BTF para el tratamiento de COVs como EA y el control de las emisiones de CO_2 mediante cultivos mixtos de microalgas y bacterias, con el objetivo de reducir las emisiones totales de carbono a la atmósfera. Durante 101 días de funcionamiento, se monitoreó la fase gaseosa, la fracción líquida como lixiviado y la biomasa para comprender



CAPÍTULO 2: *BIOTRICKLING FILTER* (BTF)

los fenómenos estequiométricos en un sistema con metabolismo diverso. Se identificaron variables críticas como Q , EBRT e IL. En este contexto, modificando el flujo de gas y aumentando el EBRT, se observó una notable mejora del rendimiento en las etapas posteriores. Además, la eliminación de EA aumentó a medida que se incrementaba la IL, alcanzando altos porcentajes de eliminación. También se consiguió el objetivo de controlar las emisiones de CO_2 , con concentraciones hasta 20 veces inferiores a la ThCO_2Pr debido a la mineralización completa del EA.

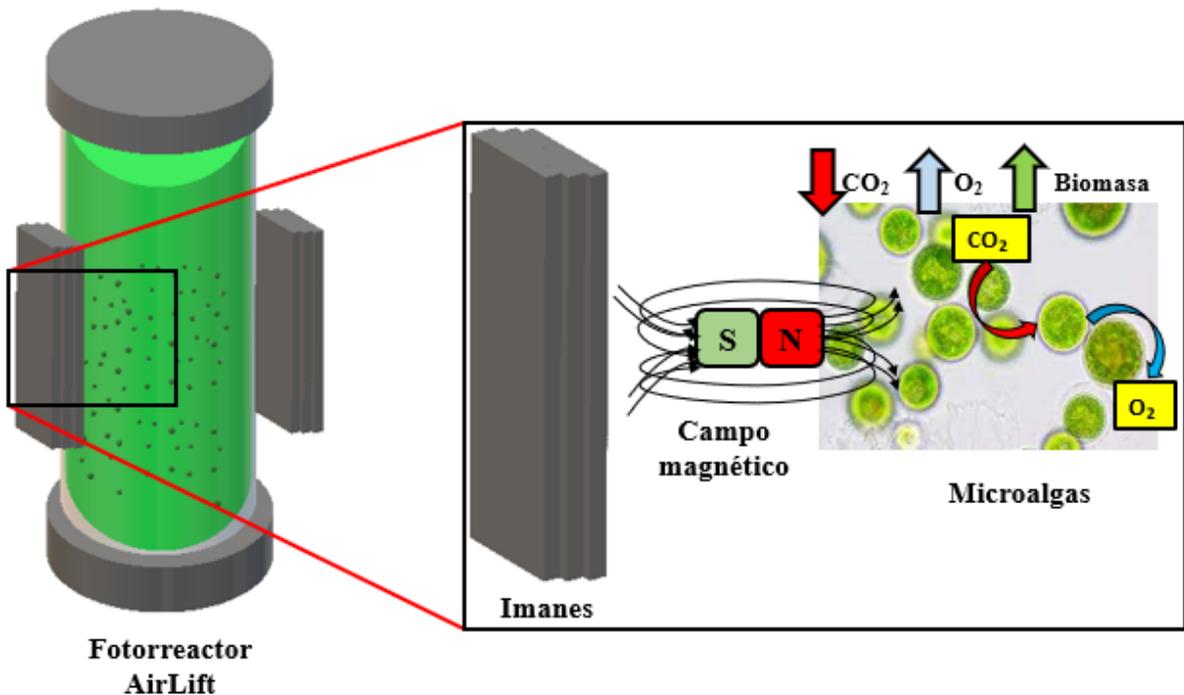
Los cultivos mixtos ofrecen una solución prometedora y versátil en el tratamiento biológico del aire. Gracias a sus capacidades metabólicas mixotróficas, estos cultivos pueden tratar tanto COVs como CO_2 . La captura de CO_2 durante el tratamiento de EA muestra una notable eficacia en la reducción de emisiones de GEI y COVs. Sin embargo, todavía hay margen para liderar el uso de biorreactores como los BTF para tratar compuestos en fase gaseosa como SO_x , NO_x e incluso O_3 . Los resultados respaldan la capacidad de los cultivos mixtos para hacer frente a los retos medioambientales y generar beneficios económicos mediante la producción sostenible de biomoléculas de valor añadido. Con aplicaciones escalables y una amplia gama de beneficios, los cultivos de microalgas ofrecen una vía hacia un futuro más limpio y sostenible en la gestión de la calidad del aire.

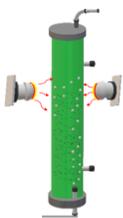


Capítulo 3:

Mejora de la captura de CO₂ y caracterización de la biomasa en un fotorreactor *AirLift* de microalgas bajo exposición a campos magnéticos estáticos

Enhancement of CO₂ capture and biomass characterization in a microalgae-cultured AirLift photoreactor under static magnetic field exposure

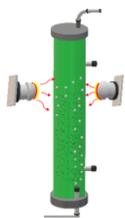




Resumen

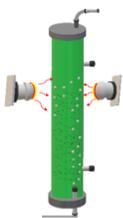
La contaminación atmosférica por compuestos orgánicos volátiles (COVs) y el aumento de la temperatura global debido a gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono (CO_2), afectan a la calidad del aire y a la salud de la población. Los sistemas biológicos pueden tratar los COVs, produciendo CO_2 que puede ser asimilado por microalgas en sistemas acoplados. Se ha observado que la estimulación con campos magnéticos estáticos (SMF) modifica la tasa de crecimiento de las microalgas y aumenta la fijación de CO_2 . El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de un SMF en la fijación de CO_2 por microalgas en un fotorreactor *AirLift* (ARL). Se evaluaron diferentes tiempos de exposición de 6, 4 y 2 h al día a 45 mT en un ARL como post-tratamiento de un reactor de tanque agitado semicontinuo (S-CSTR) que trata vapores de tolueno. El CO_2 producido en el S-CSTR se introdujo en el ARL, que se evaluó en función de la biomasa, pigmentos y otras biomoléculas producidas, así como del rendimiento respecto a la captura de CO_2 y la eliminación de tolueno remanente. La captura de CO_2 a las 4 h de exposición aumentó hasta un 96 % en comparación con el ARL de control, mientras que eliminó hasta un 45 % del tolueno remanente. Sin embargo, la exposición a las 6 h produjo el mayor crecimiento de biomasa (12 % más) en relación con el control. El contenido en pigmentos a las 4 h de exposición fue de 18.36 mg L^{-1} de clorofila total frente a los 6.80 mg L^{-1} del ARL sin SMF. Por lo tanto, la exposición a 45 mT durante 4 h fue óptima teniendo en cuenta la disminución de las emisiones de CO_2 y tolueno remanente; así como una elevada producción de pigmentos como subproducto de valor añadido. Por último, el uso de cultivos de microalgas bajo SMF representa una solución prometedora y versátil para el tratamiento biológico del aire y la valorización de emisiones.

Palabras clave: *calidad del aire, fotorreactor AirLift, GEI, CO_2 , post-tratamiento, SMF, microalgas, mixotrófico, biomasa, valorización.*



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

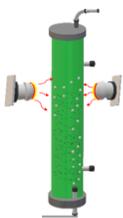
<i>Nomenclatura</i>		<i>Abreviaciones</i>	
Q	Flujo de aire (L min ⁻¹)	COVs	Compuestos orgánicos volátiles
C_{in}	Concentración de entrada (g m ⁻³)	BTF	<i>Biotrickling filter</i>
C_{out}	Concentración de salida (g m ⁻³)	OL	Carga de salida de CO ₂ (g m ⁻³ h ⁻¹)
V_R	Volumen del reactor (m ³)	BS	<i>Bioscrubbers</i>
$\frac{d(C_{in} - C_{out})_{CO_2}}{dt}$	Tasa de cambio en la captura de carbono como CO ₂ (g m ⁻³ h ⁻¹)	FBR	Reactor de lecho fluidizado
$\frac{d(C_{in} - C_{out})_{tol}}{dt}$	Tasa de cambio en la eliminación de carbono como tolueno (g m ⁻³ h ⁻¹)	RE	Eficiencia de remoción (%)
P_x	Concentración de SSV como biomasa en t determinado (mg L ⁻¹)	EC	Elimination capacity (g m ⁻³ h ⁻¹)
t	Tiempo (d)	MBBR	Biorreactor de lecho móvil
X_a	Concentración de biomasa (mg L ⁻¹)	IL	Carga de entrada (g m ⁻³ h ⁻¹)
ChlT	Clorofila total (mg L ⁻¹)	PTARs	Planta de tratamiento de aguas residuales
Δt	Gradiente de tiempo (d)	Chl	Clorofila
V_{max}	Tasa máxima de producción (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	PBR	Fotobiorreactor
		ARL	Fotorreactor <i>Airlift</i>
		SMF	Campo magnético estático
		S-CSTR	Reactor de tanque agitado semi-continuo
		MM	Medio mineral
		GRT	Tiempo de residencia del gas (s)
		ES	Set experimental
		SSV	Solidos suspendidos volátiles (mg L ⁻¹)
		EPS	Sustancias poliméricas extracelulares
		TOC	Carbono orgánico total (mg L ⁻¹)
		DIC	Carbono inorgánico disuelto (mg L ⁻¹)
		FE	Eficiencia de fijación (%)
		FC	Capacidad de fijación (g m ⁻³ h ⁻¹)
		ThCO₂Pr	Tasa de producción teórica de CO ₂ (g m ⁻³ h ⁻¹)
		ThCO₂F	Tasa de fijación teórica de CO ₂ por biodegradación de tolueno (g m ⁻³ h ⁻¹)
<i>Letras griegas</i>			
α	Concentración máxima en t → ∞ (mg L ⁻¹)		
β	Parámetro relacionado con las condiciones iniciales		
k	Tasa de producción (d ⁻¹)		
μ	Tasa de crecimiento específico (d ⁻¹)		



1 Introducción

El aumento considerable de la contaminación atmosférica por compuestos orgánicos volátiles (COVs) emitidos por diversas industrias, plantea importantes problemas medioambientales y de salud pública. Estas emisiones aumentan con el desarrollo industrial y el crecimiento de la población mundial, lo que exige tecnologías de tratamiento del aire nuevas, económicas y respetuosas con el medio ambiente [101]. Un ejemplo de estos compuestos es el tolueno, un hidrocarburo aromático utilizado principalmente como disolvente en industrias (ej. refinerías, industria química o gasolina). Este compuesto es peligroso para la salud humana, con propiedades narcóticas y neurotóxicas, afectando principalmente al sistema nervioso central [119]. Entre los diferentes sistemas de tratamiento de emisiones de COVs, los sistemas biológicos destacan como una tecnología económicamente viable a escala industrial [49]. Estos sistemas aprovechan la capacidad de los microorganismos para convertir los contaminantes orgánicos en productos no tóxicos como agua y nueva biomasa, así como subproductos como el dióxido de carbono (CO_2) [35]. Entre las diferentes configuraciones de reactores para el tratamiento de COVs en fase gas destacan los *Bioscrubbers* (BS) y los Reactores de lecho fluidizado (FBR), que se caracterizan por el uso de microorganismos suspendidos en un medio líquido [87, 101].

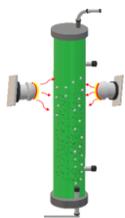
Aunque estas biotecnologías han sido ampliamente estudiadas, las emisiones residuales de estos sistemas contienen CO_2 de origen biológico procedente de la biodegradación de COVs, contribuyendo a las emisiones globales de CO_2 [141]. Emisiones que no solo tienen implicaciones para el medio ambiente, sino también políticas, pues cada vez causan más problemas y preocupación en los gobiernos del mundo, ya que requieren esfuerzos para combatirlas al incrementarse junto con las actividades humanas e industriales diarias [94]. Bordoloi & Gostomski, (2019) [18], reportan que en sistemas biológicos de



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

tratamiento de COVs, el destino principal del carbono convertido va a C-CO₂, con porcentajes de mineralización del 44 al 90 %, en estudios previos de tratamiento de vapores de tolueno por sistemas de biofiltración. Trabajos previos con respecto a sistemas de biomasa suspendida, como Lu et al., (2022) [87], reportan 289 g de C-CO₂ total en 45 días de operación para un FBR que trata vapores de tolueno; Oliva et al., (2023) [104], informan de una concentración máxima de CO₂ de 4.33 g m⁻³ en el gas de salida con un RE de 99,9 % de tolueno en un biorreactor de lecho móvil (MBBR), con una carga de entrada máxima de ~ 600 mg m⁻³ empleando un inóculo de lodos activados de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTARs).

Las estrategias de eliminación de CO₂ se centran principalmente en reacciones químicas, inyección directa en el subsuelo o en el océano, así como en la mitigación biológica mediante su conversión en materia orgánica [65]. En este sentido, los cultivos de microalgas y cianobacterias como organismos fotosintéticos tienen una alta capacidad para capturar y utilizar el CO₂ como fuente de carbono inorgánico, incluyendo gases procedentes de la combustión industrial, utilizando energía lumínica natural o artificial, con tasas de crecimiento y capacidades de captura superiores a las plantas terrestres, convirtiendo el CO₂ en O₂, carbono orgánico, además de en nueva biomasa, en un proceso denominado fijación de carbono [80, 136]. Esta fijación por microalgas representa beneficios económicos debido a su estructura celular simple y una adecuada relación área-volumen, consumen grandes cantidades de nutrientes, lo que disminuye el tiempo de crecimiento, además de ser una tecnología amigable y ambientalmente sostenible [141]. El carbono contenido en las células de microalgas representa más del 50 % del peso seco, requiriendo aproximadamente 2 unidades de fijación de CO₂ para producir una unidad de biomasa de microalgas [136]. Esta biomasa tiene la capacidad de proporcionar compuestos de alto valor para la industria, ya que contiene una gran variedad de metabolitos primarios como: lípidos, proteínas,

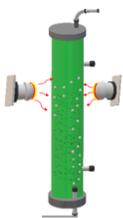


CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

carbohidratos, y secundarios como: pigmentos (clorofilas, carotenoides, ficocianina), compuestos fenólicos, siendo utilizados en sectores como el bioenergético, alimentario, cosmético, farmacéutico, entre otros, convirtiendo estos cultivos en tecnologías de captura de carbono, así como tecnologías de biorrefinería para la obtención de biomoléculas con valor añadido [80].

Sin embargo, es esencial proporcionar a estos organismos condiciones específicas para su crecimiento y desarrollo, como un medio ligeramente alcalino, temperatura y presión ambiente, ciclos de luz/oscuridad, así como una aireación adecuada, nutrientes en solución, tiempos de residencia de los gases (GRT) y una homogeneización eficiente del medio, lo que se consigue mediante el diseño de fotobiorreactores (PBR), un reactor en el que se utiliza una fuente de energía luminosa para el crecimiento y desarrollo de organismos fotosintéticos, como los cultivos de microalgas. Existen diferentes configuraciones de reactores en función de la aplicación o de los parámetros de funcionamiento. Un PBR muy utilizado es el fotorreactor *AirLift* (ARL), un diseño mejorado del reactor de columna de aire convencional, su diseño consiste en una estructura interna, que divide verticalmente la columna en zonas de flujo de aire ascendente y descendente, con el objetivo de dirigir el flujo de gas contaminado de las zonas oscuras a las zonas iluminadas, permitiendo una mejor homogeneidad del medio líquido y la exposición a la luz u otros factores externos [6].

En general, la elección del PBR depende de su finalidad, ya sea la producción de compuestos valiosos, la generación de biocombustibles o la captura de CO₂ y biodegradación de COVs. Es importante que se monitoreen variables como el pH, ya que, aunque la mayoría de las cepas proliferan a pH neutro, un aumento indica indirectamente el rendimiento del reactor, ya que tiende a aumentar su valor debido a la liberación de iones OH⁻ procedentes de la conversión de bicarbonatos en solución a CO₂ y la acción de enzimas como la anhidrasa carbónica, por lo que el pH aumenta con respecto al consumo de

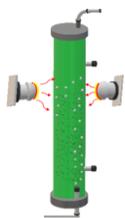


CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

carbono, principalmente en forma de CO_2 [61]. Además, los ciclos de luz/oscuridad son de vital importancia ya que sin una fuente de energía luminosa no se produce la fotosíntesis, pero un exceso de irradiación lumínica puede causar estrés metabólico en estos cultivos, lo que lleva a un bajo rendimiento del sistema.

Estos cultivos también presentan ventajas significativas en la biodegradación de COVs, ya que pueden mostrar capacidades mixotróficas al utilizar compuestos orgánicos como fuente de energía y requieren una cantidad mínima de luz. Además, pueden capturar CO_2 como fuente de carbono inorgánico mientras biodegradan carbono orgánico en forma de COVs [109]. Los informes indican una eliminación de COVs en sistemas con cultivos de microalgas de hasta $\sim 89\%$ en un PBR tubular para el tratamiento de tolueno, aunque con un cultivo mixto de microalgas y bacterias [103]; Soreanu et al., (2021) [124], informan de hasta un 100% de eliminación de etanol como COV modelo en un biotrickling filter (BTF) en el que se utilizan cultivos de microalgas y aproximadamente un 12% menos de producción de CO_2 en comparación con el BTF sin microalgas.

En este sentido, estos sistemas pueden aplicarse como postratamiento a sistemas de tratamiento biológico como PTARs para eliminar CO_2 y COVs causantes de olores, en biodigestores para refinar biogás o simplemente para la producción de moléculas de alto valor, PBR aplicados como postratamiento reportan eficiencias de captura de CO_2 del 64 al 84% acoplados a biodigestores donde se tratan lodos de PTARs, refinando el metano (CH_4) producido [63, 97, 135, 142]. Además, con respecto al tratamiento biológico del aire y la valorización de emisiones, se han reportado pocos estudios sobre el acoplamiento de sistemas biológico-biológico, Oliva et al., (2023) [104], reportan una captura de CO_2 de hasta 95.8% a partir de un MBBR que remueve casi por completo vapores de tolueno y una producción promedio de

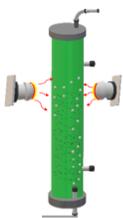


CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

biomasa de 1.3 g L^{-1} por un cultivo de *Chlorella vulgaris*, por otro lado Cruz-García & Aizpuru, (2021) [34], reportan una tasa de fijación de carbono como CO_2 de $302 \text{ mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ producida en un biofiltro debido a la bioconversión de vapores de metanol y una productividad de $76.5 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ en peso seco como biomasa de un cultivo de *Arthrospira maxima*, incluso un 117 % superior al cultivo alimentado con aire ambiente, lo que indica el potencial de los sistemas biológicos acoplados como modelo no sólo de tratamiento de emisiones, sino también de economía circular a través de la valorización de las mismas.

Sin embargo, con el fin de mejorar la fijación de CO_2 por las microalgas, se ha estudiado la aplicación de campos magnéticos estáticos (SMF) como estimulante utilizando materiales con capacidades magnéticas como una tecnología de bajo costo para estimular o inhibir ciertas rutas metabólicas [118]. Estos efectos debidos al estrés causado por la estimulación del SMF pueden resultar en beneficios en cuanto a la producción de moléculas de alto valor, sin embargo, no podemos asociar un efecto del SMF a biocompuestos específicos, ya que la producción y composición de la biomasa dependerá de un conjunto de factores como la cepa estudiada, el tiempo de exposición, la intensidad del campo, el pH e incluso la configuración del sistema [44]. Dado que se han estudiado diferentes estilos de PBR bajo SMF para su aplicación en cultivos de microalgas, se pueden utilizar imanes fijos en los laterales del reactor, con placas magnéticas por encima y por debajo con sistemas, de ajuste en espiral y alrededor de la circunferencia del reactor con solenoides [44, 118].

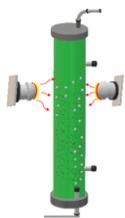
La configuración del sistema, así como la intensidad o el tiempo de exposición, dependerán de la finalidad del estudio o de la aplicación de los microorganismos. Sin embargo, aunque los mecanismos de acción en sistemas biológicos no están completamente esclarecidos, los efectos sobre el metabolismo celular están relacionados con los parámetros de cultivo,



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

influyendo principalmente en la activación de sistemas enzimáticos, rutas metabólicas e incluso alterando el flujo de electrones a la membrana plasmática, provocado por mecanismos de defensa celular debido al estrés por la aplicación de un SMF [44]. En este sentido, existe interés en estudiar la fijación de CO₂ bajo el efecto de un SMF, aunque existen pocos estudios al respecto, lo que indica la necesidad de trabajar en esta dirección, Deamici et al., (2019) [45], estudiaron la fijación de CO₂ por un cultivo de *Chlorella fusca* bajo un SMF de 60 mT de intensidad, encontraron una estimulación positiva del cultivo ya que aumentó la asimilación en un 50 % bajo la exposición al SMF, demostrando que la aplicación de un SMF reduce las emisiones de CO₂, además de aumentar la producción de biomasa para posibles usos comerciales futuros.

Teniendo en cuenta lo anterior, este capítulo pretende acoplar un ARL bajo el efecto de un SMF como post-tratamiento a un reactor de tanque agitado semi-continuo (S-CSTR) que trata vapores de tolueno como COV modelo. El objetivo es mejorar la fijación de CO₂ y examinar los efectos de diferentes tiempos de exposición en la producción y composición de la biomasa, así como en el tratamiento y utilización de las emisiones gaseosas del S-CSTR.



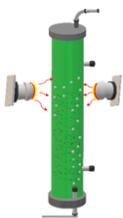
2 Materiales y métodos

2.1 Inóculo y medio mineral

El S-CSTR se inoculó con un cultivo de bacterias previamente aclimatadas y aisladas de una muestra de lodos de la PTAR de la Universidad del Mar campus Puerto Ángel, San Pedro Pochutla, Oaxaca, México. Para los reactores ARL se utilizó un consorcio de microalgas obtenidas de una muestra de lodos del río Turbio en León, Guanajuato, México. Previo a la puesta en marcha del sistema, el consorcio de microalgas fue aclimatado durante 14 días con aire atmosférico comprimido y medio mineral Bold Basal (MM) compuesto por $0.075 \text{ g L}^{-1} \text{ K}_2\text{HPO}_4$, $0.175 \text{ g L}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$, $0.25 \text{ g L}^{-1} \text{ NaNO}_3$, $0.025 \text{ g L}^{-1} \text{ NaCl}$, $0.075 \text{ g L}^{-1} \text{ MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $0.01142 \text{ g L}^{-1} \text{ H}_3\text{BO}_3$, $0.05 \text{ g L}^{-1} \text{ EDTA}$, $0.031 \text{ g L}^{-1} \text{ KOH}$, $0.00144 \text{ g L}^{-1} \text{ MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, $0.00119 \text{ g L}^{-1} \text{ Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $0.0004 \text{ g L}^{-1} \text{ CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $0.00882 \text{ g L}^{-1} \text{ ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $0.00157 \text{ g L}^{-1} \text{ CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $0.00498 \text{ g L}^{-1} \text{ FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $0.001 \text{ mL L}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$, $0.025 \text{ g L}^{-1} \text{ CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, cloranfenicol (Sigma-Aldrich) como antibiótico para la inhibición bacteriana ($0,01 \text{ g mL}^{-1}$ en 1000 mL de MM) y ajuste $\text{pH} = 7$.

2.2 Configuración del sistema acoplado

El sistema acoplado consiste en dos reactores ARL de vidrio de operación semi-continua, con $0,07 \text{ m}$ de diámetro interno y $0,33 \text{ m}$ de altura, acoplados como post-tratamiento a un S-CSTR de acrílico de 2 L de MM efectivo con agitación magnética (Fig. 3.1). El flujo de aire (Q) de 1 L min^{-1} con vapores de tolueno previamente tratados y regulados con un controlador de flujo másico entra por la parte inferior del ARL, con 1 L de volumen efectivo, agitación neumática, una esponja de poliuretano para favorecer la distribución del gas, así como el crecimiento de biopelícula, y un mezclado eficiente; los puertos de



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

muestreo gaseoso están situados en la parte superior y en la entrada del ARL, el muestreo de líquidos así como el de biomasa está situado en la parte inferior. El ARL expuesto a SMF está encaquetado durante el periodo de exposición con 12 imanes de Neodimio (Nd) (50 x 30 x 3 mm) como fuente de SMF, distribuidos en cuatro secciones de la columna. La fuente de iluminación consiste en dos focos LED de 6 W situados a los lados de la columna. La Fig. A3.1 muestra el sistema real de pre y post-tratamiento a escala de laboratorio.

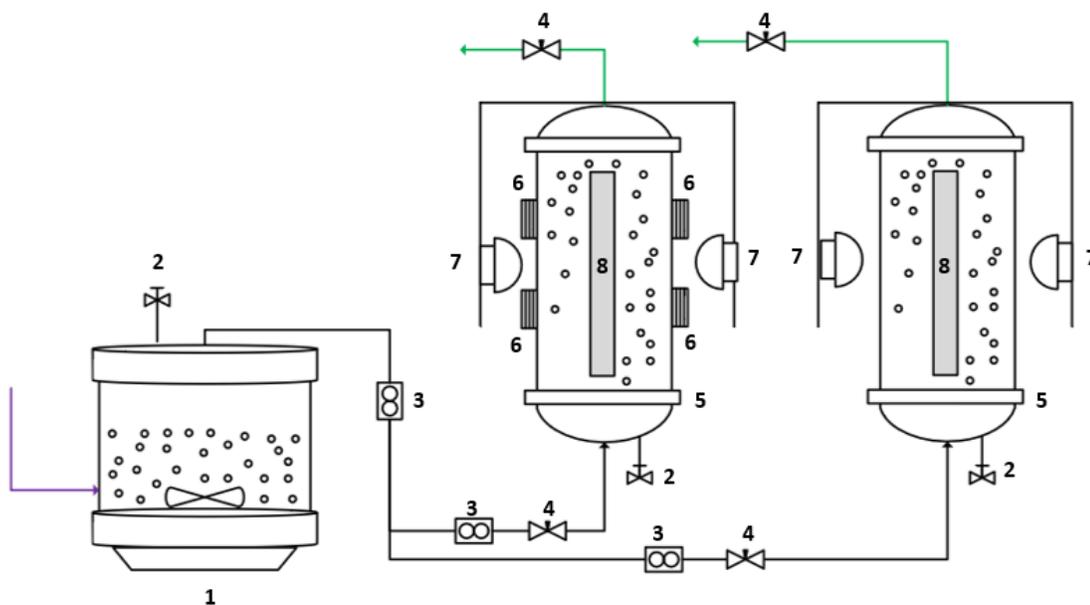
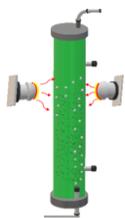


Figura 3.1. Configuración experimental del sistema acoplado S-CSTR-ARL: 1) S-CSTR; 2) Puerto de muestreo de líquidos; 3) Rotámetro; 4) Puerto de muestreo de gases; 5) ARL; 6) Fuente de campo magnético; 7) Fuente de iluminación; 8) Esponja de poliuretano.

2.3 Caracterización del SMF

La intensidad del SMF se caracterizó utilizando un teslametro (HT20) en los ejes X, Y y Z de la columna ARL, con 5 zonas diferentes en la altura total del reactor debido a la posición de los imanes de Nd como fuente de SMF. Las intensidades de campo medidas en todas las zonas del eje Z se promediaron



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

considerando el área dada por la intensidad medida y resultante en el gráfico de mapa de calor (*OriginPro2024, MATLAB*) para obtener la intensidad media en el volumen total del ARL.

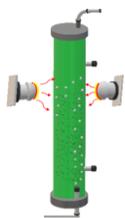
2.4 Operación del sistema acoplado

El S-CSTR operó en un estado estacionario diferente durante cada etapa experimental durante el total de operación del sistema acoplado. El funcionamiento de los reactores ARL (control y expuesto) como post-tratamiento se dividió en tres sets experimentales (ES) variando el tiempo de exposición al SMF: 6, 4 y 2 h d⁻¹. La puesta en marcha del sistema comienza con la inoculación del ARL con biomasa adaptada, después se establecieron el Q y la GRT.

En ES-I el IL_{TOIL} procedente de la salida del S-CSTR osciló en 12.79 ± 3.80 g m⁻³ h⁻¹, Q de 1 L min⁻¹, GRT de 60 s e intensidad luminosa de 164,49 ± 6,16 μmol m⁻² s⁻¹ y pH de 7. A partir de la segunda ES el IL_{TOIL} aumentó a, 13.70 ± 6.66 y 19.87 ± 9.30 g m⁻³ h⁻¹ para ES-II y III, respectivamente. Durante cada ES se monitoreó la fase gaseosa y el pH, así como la cuantificación de SSV como contenido de biomasa (mg L⁻¹) al inicio y al final del experimento. El contenido de pigmentos, sustancias poliméricas extracelulares (EPS), carbohidratos, proteínas, lípidos, así como el carbono orgánico total (TOC) y el carbono inorgánico disuelto (DIC) se cuantificaron al final de cada ES. Las condiciones de operación del sistema en cada ES se presentan en Tabla 3.1, así como las ecuaciones modificadas para la evaluación del desempeño reportadas por Yan et al., (2021) [138] (Eq. 3.1-3.5):

$$RE = \frac{C_{in} - C_{Out}}{C_{in}} \times 100 \quad (3.1)$$

$$FE = \frac{C_{in} - C_{Out}}{C_{in}} \times 100 \quad (3.2)$$



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

$$IL = \frac{Q \times C_{in}}{V_R} \quad (3.3)$$

$$EC = \frac{Q \times (C_{in} - C_{Out})}{V_R} \quad (3.4)$$

$$FC = \frac{Q \times (C_{in} - C_{Out})}{V_R} \quad (3.5)$$

Donde RE es la eficiencia de eliminación de tolueno (%), C_{in} y C_{Out} es la concentración inicial y final respectivamente (g m^{-3}), FE es la eficiencia de fijación de CO_2 (%), IL es la carga de entrada (tolueno y CO_2) ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), Q es el flujo de aire ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$), V_R es el volumen del reactor, EC es la capacidad de eliminación de tolueno ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), FC es la capacidad de fijación de CO_2 ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$).

Table 3.1. Condiciones de operación del ARL (control y expuesto).

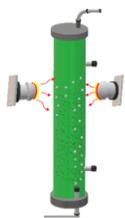
ES	Exposición	IL_{CO_2} ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)	IL_{TOL} ($\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)
I	45 mT 6 h Control	32.63 ± 8.05	12.79 ± 3.80
II	45 mT 4 h Control	31.62 ± 7.57	13.70 ± 6.66
III	45 mT 2 h Control	33.85 ± 6.26	19.87 ± 9.30

ES: Set experimental; IL: Carga de entrada (tolueno/ CO_2 producido en S-CSTR).

2.5 Métodos analíticos

2.5.1 Fase gas

La concentración de tolueno se determinó mediante cromatografía de gases (Agilent Technologies-6890N) con un detector de ionización de flama (GC-FID) con temperaturas de 250, 250, 140 °C para el detector, inyector y horno respectivamente, utilizando nitrógeno como gas portador. La concentración de



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

CO₂ se midió utilizando un sensor (CO2METER-CM-0187) con método de detección infrarroja no dispersiva (NDIR) con óptica chapada en oro registrando las unidades en ppm utilizando el software *GasLab* donde los valores se visualizan en tiempo real.

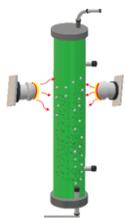
2.5.2 Fase líquida

El contenido de TOC y DIC en la fase líquida del ARL se analizó con muestras previamente centrifugadas a 5500 rpm durante 15 min y filtradas a través de membranas de 0.45 μm utilizando un analizador de TOC (TOC-VCSN SHIMADZU ASI-V). La concentración de biomasa se determinó como SSV por el método reportado en APHA, (1989) [7], para muestras en fase líquida de ARL, donde una vez filtrada y secada a 105 °C, se incineró a 550 °C en mufla registrando el contenido de biomasa como SSV.

2.5.3 Biomoléculas

La extracción y cuantificación de EPS se realizó por el método reportado por Liu & Fang, (2002) [81], con formaldehído y NaOH, carbohidratos en EPS por el método de Dubois et al., (1956) [50], con H₂SO₄ concentrado y 5 % de fenol; proteínas en EPS por el método de Lowry et al., (1951) [85], así como lípidos neutros por los métodos Sulfo-Fosfo-Vainillina reportados por Mishra et al., (2014) [96]. Los pigmentos como clorofila a, b y carotenoides se determinaron por extracción con metanol reportado por Fallahi et al., (2020) [55], para una mezcla de microalgas (*C. vulgaris*, *S. Obliquus* y *Nannochloropsis sp.*) provenientes de lodos de aguas residuales municipales. Se presentan las ecuaciones para la cuantificación de biomoléculas (Eq. 3.6-3.11);

$$\text{Carbohidratos (mg g}^{-1}\text{ Biomasa)} = \frac{\text{mg Carbohidratos}}{\text{g SSV}} \quad (3.6)$$



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

$$\text{Proteínas (mg g}^{-1} \text{ Biomasa)} = \frac{\text{mg Proteínas}}{\text{g SSV}} \quad (3.7)$$

$$\text{Lípidos (mg g}^{-1} \text{ Biomasa)} = \frac{\text{mg Lípidos}}{\text{g SSV}} \quad (3.8)$$

$$\text{Chl}_a \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 15.65 \text{ OD}_{666} - 7.34 \text{ OD}_{653} \quad (3.9)$$

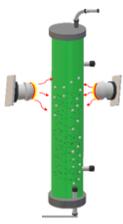
$$\text{Chl}_b \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 27.05 \text{ OD}_{653} - 11.21 \text{ OD}_{666} \quad (3.10)$$

$$\text{Carotenoides (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{1000 \text{ OD}_{470} - 2.27 \text{ Chl}_a - 129.2 \text{ Chl}_b}{221} \quad (3.11)$$

Además, se realizó una tinción múltiple mediante el método modificado de Luo et al., (2020) [88] y Adav et al., (2010) [2], para observar la distribución espacial de los diferentes componentes en la célula de microalgas utilizando un microscopio de fluorescencia Zeiss Axio Imager.M2 con un objetivo EC Plan-Neofluar. Se utilizó un conjunto de fluorocromos (Sigma-Aldrich): *fluorescein-isothiocyanate* (FITC) para observar las proteínas con longitudes de onda de excitación/emisión de 488/520 (verde); *concanavalin A* (Con A) para observar el polisacárido α -D-glucopyranose con longitudes de onda de 561/580 nm (rojo); *calcofluor white* (CW) para observar el polisacárido β -D-glucopyranose polysaccharide con longitudes de onda de 400/435 (azul); rojo nilo para observar lípidos con longitudes de onda de 530/585 nm (amarillo).

2.6 Balances de carbono y producción teórica de CO₂

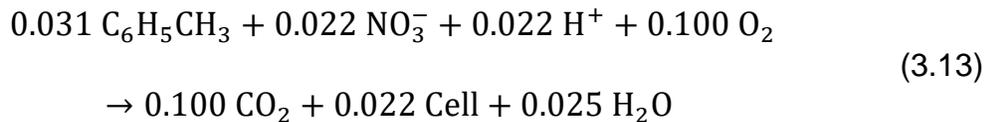
Los balances de carbono se calcularon en cada ES del sistema siguiendo la metodología reportada por Cruz-García et al., (2019) [35], en el total de días de operación, donde la cantidad total de carbono como FC (C-CO₂) y EC (C-



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

tolueno) se obtuvo integrando el consumo con respecto al tiempo, asumiendo un 50 % de carbono en biomasa como SSV [4]. La tasa de producción teórica de CO₂ debida a la mineralización del tolueno (ThCO₂Pr) se estimó respecto al tolueno consumido durante el funcionamiento del sistema acoplado, asumiendo un metabolismo heterótrofo con tolueno como fuente de energía en el ciclo oscuro y donador de electrones, NO₃⁻ como fuente de nitrógeno, y C_{5.61}H_{10.37}O_{4.75}N como fórmula empírica de la biomasa mediante análisis elemental previo al presente trabajo [126]. Se presentan las ecuaciones para el balance general de carbono (Eq. 3.12) y la ecuación estequiométrica para ThCO₂Pr (Eq. 3.13):

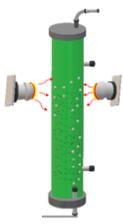
$$\frac{d(C_{in} - C_{Out})_{CO_2}}{dt} + \frac{d(C_{in} - C_{Out})_{tol}}{dt} = TOC + DIC + C_{SSV} \quad (3.12)$$



Donde C_{in} y C_{Out} es la concentración de carbono inicial y final respectivamente, TOC es el carbono orgánico total, DIC es el carbono inorgánico y C_{SSV} es el carbono en sólidos suspendidos volátiles como biomasa.

2.7 Parámetros cinéticos

Los parámetros cinéticos se estimaron utilizando el modelo sigmoideal de Gompertz reportado por Covarrubias-García et al., (2020) [33] y el ajuste de Monod reportado por Delgadillo-Mirquez et al., (2016) [47], expresado en función del tiempo de acuerdo a las ecuaciones (Eq. 3.14-3.17) con respecto a la síntesis de biomasa y la producción total de clorofila.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

$$P_x = \alpha e^{-\beta e^{-kt}} \quad (3.14)$$

$$\mu = \frac{\ln(Xa_1) - \ln(Xa_0)}{\Delta t} \quad (3.15)$$

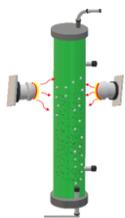
$$ChIT = \alpha e^{-\beta e^{-kt}} \quad (3.16)$$

$$\mu_{ChIT} = \frac{\ln(ChIT_1) - \ln(ChIT_0)}{\Delta t} \quad (3.17)$$

Donde P_x es la concentración de SSV como biomasa en un determinado t (mg L^{-1}), α es la concentración máxima (en $t \rightarrow \infty$) (mg L^{-1}), β es el parámetro relacionado con las condiciones iniciales, k es la tasa de producción de biomasa/ChIT (d^{-1}), μ es la tasa de crecimiento específica (d^{-1}), Xa es la concentración de biomasa como SSV (mg L^{-1}), μ_{ChIT} es la tasa de producción específica de clorofila (d^{-1}) y ChIT es la concentración de pigmentos como clorofila total en un determinado t (mg L^{-1}). El ajuste Gompertz se obtuvo utilizando regresión no lineal (*OriginPro2024*), la tasa máxima de producción (V_{\max}) se determinó a partir del modelo reportado por Acuña et al., (1999) [1], como $V_{\max} = 0.368\alpha k$ ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$).

2.8 Análisis estadístico

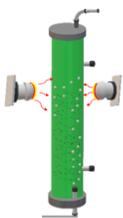
La significancia de medias para las etapas experimentales del ARL (control y expuesto) se analizó mediante análisis de la varianza (ANOVA) seguido de una prueba de Tukey ($p \leq 0,05$) y un análisis de medidas repetidas y prueba de Tukey ($p \leq 0,05$) realizado en el software *Minitab Statistical*. Cada conjunto de datos a lo largo de la fase experimental contenía al menos cinco, tres y dos réplicas para CO_2 , tolueno y biomoléculas, respectivamente.



3 Resultados y discusión

3.1 Caracterización del SMF

La distribución del campo magnético se mapeó radialmente en cinco zonas diferentes del reactor (eje Z), revelando variaciones en la intensidad de los ejes X, Y y Z (Fig. 3.2). Cuatro zonas distintas dentro del volumen del reactor exhibieron una mayor intensidad y homogeneidad del SMF, particularmente cerca de la pared del reactor debido a la configuración de los imanes de Nd. Las intensidades máximas registradas en estas zonas de alta intensidad (zonas rojas) fueron de 35, 336, 316, 141 y 37 mT para las zonas Z1 a Z5, respectivamente. La Fig. 3.2f ilustra la disminución de SMF en zonas más alejadas de los imanes y más cercanas al centro del reactor (eje X). El campo magnético varió significativamente, con intensidades hasta 10 veces mayores en ciertas áreas en comparación con otras a lo largo de la altura del imán (50 mm), particularmente en la zona inferior y el centro del imán.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

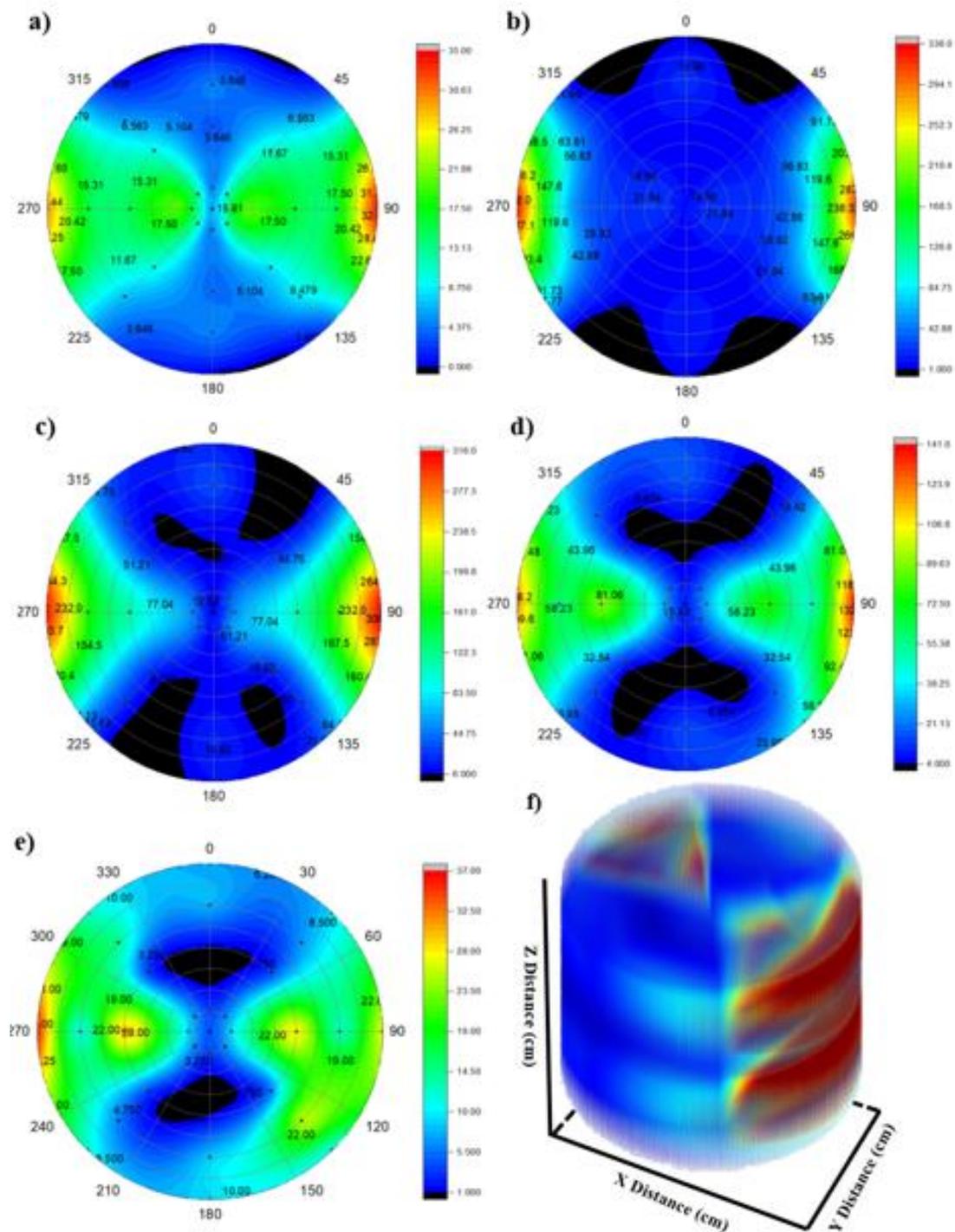
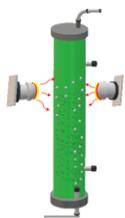


Figura 3.2. Caracterización del campo magnético por medio de 5 zonas en la longitud total del reactor (eje Z); a) Z1: zona media del reactor sin imanes (entre los dos conjuntos de imanes); b) Z2: zona inferior del imán; c) Z3: zona media del imán;



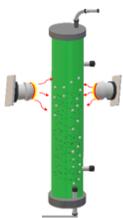
CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

d) Z4: zona alta del imán; e) Z5: zona alta del reactor sin imanes; f) Distribución 3D de SMF en la columna ARL.

La caracterización y el modelado preciso del SMF son cruciales, ya que estudios anteriores han demostrado que los campos magnéticos de fuentes como los imanes Nd no son homogéneos y varían a lo largo de los ejes X, Y y Z [11]. El diseño de ARL ayuda a mejorar la distribución de SMF. Mediante el uso de agitación magnética y deflectores de gas, el ARL aumenta la homogeneidad del medio líquido, reduciendo la variabilidad en los parámetros físicos, químicos y biológicos causada por la baja homogeneidad del SMF como estimulante biológico.

3.2 Desempeño del sistema (CO₂, tolueno y pH)

Las Fig. 3.3 y 3.4 muestran el perfil de captura de carbono y eliminación de tolueno remanente. El ARL expuesto a 45 mT generalmente mostró un mayor consumo de CO₂. En ES-II con 4 h de exposición, el sistema registró un FE promedio de aproximadamente 60 % durante 14 días, con un FC promedio de $19.10 \pm 3.53 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ y picos superiores al 80 %, así como $22.88 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Además, el sistema mostró un aumento significativo de la FE, de hasta un 96 % superior al ARL control ($p \leq 0,05$). Esta etapa con 4 h de exposición sugiere un mejor desempeño con respecto a ES-I y III, ya que si bien comienza con eficiencias de casi el 80 % y posteriormente desciende hasta quedarse en ~ 60 %, presenta una mayor diferencia con respecto al ARL control.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

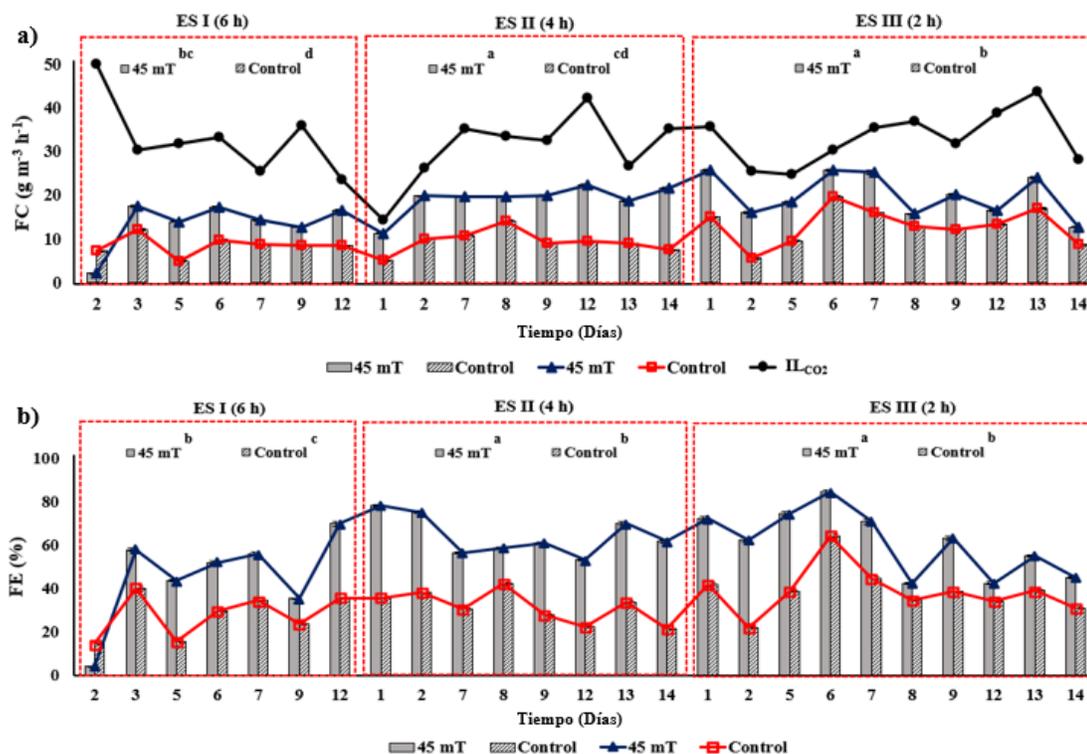
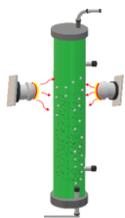


Figura 3.3. Perfil de captura de CO₂: a) FC de CO₂ en reactor control y expuesto respecto al tiempo en las diferentes etapas experimentales; b) FE de CO₂ en reactor de control y expuesto; Media ± desviación estándar (SD, n = 3). Donde las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$).

Por el contrario, ES-III con dos horas de exposición disminuye a ~ 50 % y con menos diferencia con respecto al sistema de control. Esta diferencia en la fijación de CO₂, sugiere una alteración del flujo de electrones a la membrana plasmática por estimulación con un SMF y la posterior entrada de nutrientes como el ion Ca²⁺ en el citoplasma. Es posible que este consumo altere el flujo de electrones aumentando la tasa de consumo de nutrientes y el posterior crecimiento celular, precedido por el consumo de carbono en forma de CO₂ [30, 44]. Además, aunque no se ha evaluado en el presente trabajo, se ha reportado que la aplicación de un SMF aumenta la solubilidad y la difusión de

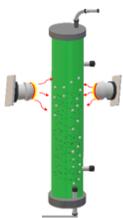


CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

compuestos como el CO₂, posiblemente también proporcionando una mayor disponibilidad de carbono en el medio [56].

Sin embargo, cuando los nutrientes presentes en el medio se agotan, el efecto de la alteración del flujo de electrones, causada por la estimulación del SMF disminuye, provocando un decaimiento en la producción de biomasa y un menor consumo que al inicio de la ES, es posible que, debido a este fenómeno, veamos fluctuaciones en el FC a lo largo del tiempo. En la Fig. 3.3b también se observa una disminución de la FE con respecto a la puesta en marcha de las ES II y III, sin embargo, esto se asocia también a variaciones en la producción de CO₂ de origen biológico en el S-CSTR, ya que, siempre pueden ocurrir variaciones en estos sistemas. En este sentido, son escasos los trabajos enfocados en cultivos estimulados con un SMF con el objetivo de mejorar las tasas de captura de CO₂. Deamici et al., (2019) [45], reporta tasas máximas de fijación de hasta ~ 9 y $10 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ a intensidades de 30 y 60 mT respectivamente con 1 h de exposición, con la importante variante de que es un sistema sin condiciones de estrés, como los vapores de tolueno más allá de un SMF.

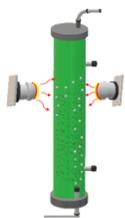
Cabe señalar que los sistemas de post-tratamiento siempre dependerán del sistema primario, en este caso los vapores remanentes de tolueno no biodegradado en el S-CSTR. Aunque no se ha informado sobre el uso de SMF en sistemas biológico-biológicos, Lebrero et al., (2016) [76], reportan bajo rendimiento y fluctuaciones con respecto a RE en un sistema ARL similar pero cultivado con un consorcio mixto microalgas-bacterias, con concentraciones de biomasa en los primeros 15 días de 1 a 2 g L^{-1} , similar a lo registrado para las etapas I y II del presente trabajo, incluso reportan biomasa adherida a las paredes del reactor, asociada a estrés por metabolitos tóxicos como alcoholes derivados del tolueno, fenómeno que también se presentó en nuestro sistema, flóculos adheridos y biomasa formando una especie de biopelícula en las paredes del reactor y en la esponja de poliuretano (Fig. A3.2), sin embargo,



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

cuando el cultivo se expone a bajas concentraciones o a un SMF específico, como 45 mT durante 4 h, como se informó en ES-II, la biomasa permanece en suspensión, lo que favorece un mejor rendimiento general del ARL y una biomasa de mejor calidad, debido principalmente a la homogeneidad del medio.

Respecto al perfil de remoción de tolueno (Fig. 4), la diferencia en RE entre el ARL expuesto a 45 mT y el ARL control no es notable, ambos reactores registran porcentajes de RE relativamente buenos como sistema de post-tratamiento, con porcentajes incluso superiores al 80 % y promedios de 40 - 50 %. Sin embargo, es importante destacar que es difícil alcanzar un estado estacionario en este tipo de sistemas (acoplados), ya que esto depende directamente del desempeño del sistema de pretratamiento, en este caso el S-CSTR. Oliva et al., (2019) [103], reporta hasta ~ 90 % de RE de tolueno a una IL de 4 - 23 g m⁻³ h⁻¹, similar al registrado por el presente sistema, aunque con un cultivo microalgas-bacterias, sugiriendo el potencial de cultivos mixtos de microalgas para asimilar diferentes fuentes de carbono, a través de metabolismos mixotróficos más allá de la exposición a un SMF.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

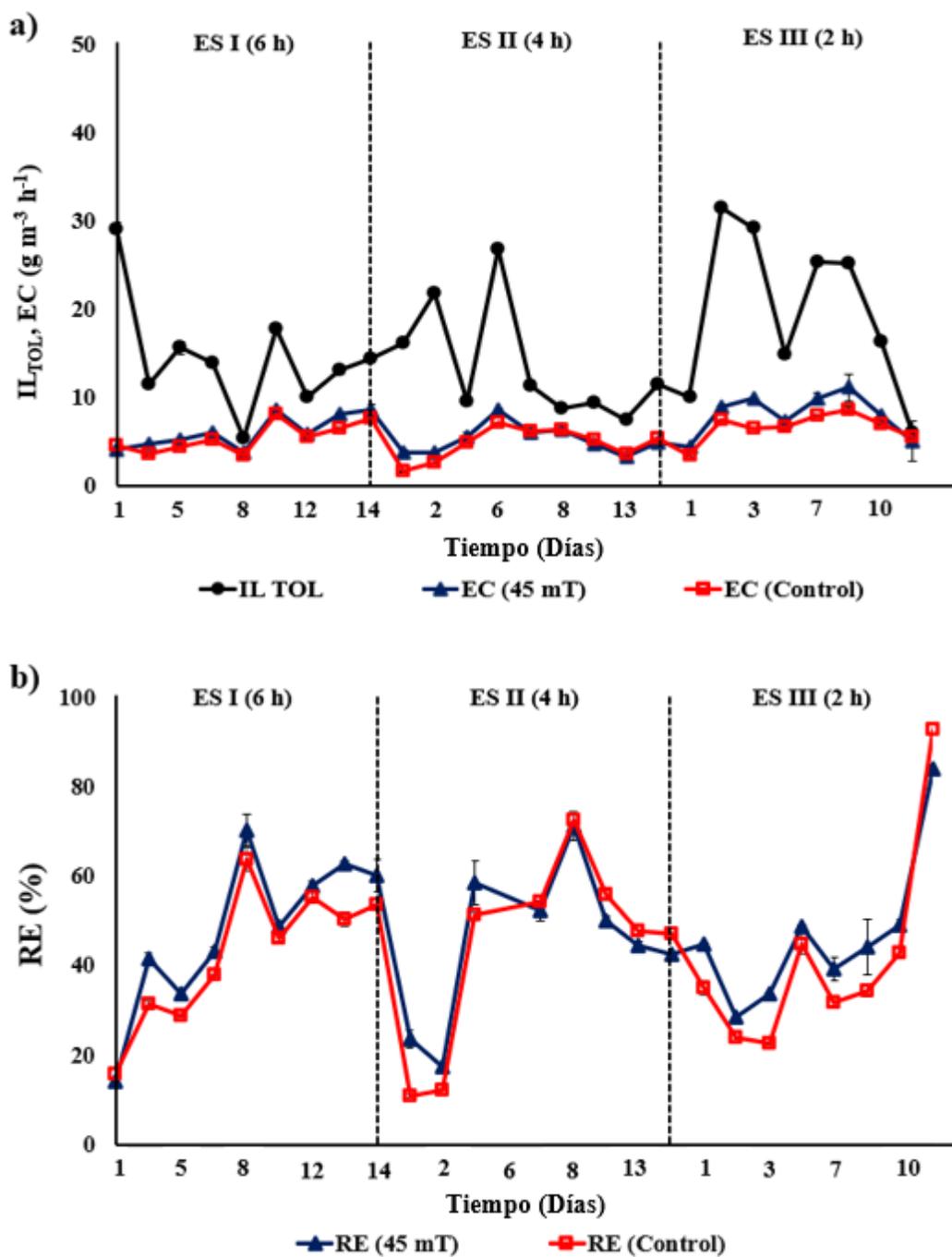
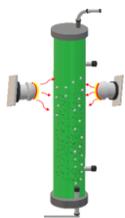
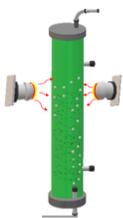


Figura 3.4. Perfil de remoción de tolueno: a) EC de tolueno en reactor de control y expuesto con respecto al tiempo en las diferentes etapas experimentales; b) RE de tolueno en reactor de control y expuesto con respecto al tiempo en las diferentes etapas experimentales.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

Un fenómeno interesante que presentó el sistema fue el cambio de pH a través del tiempo, ya que en un sistema biológico el pH suele variar por diferentes razones, aunque los cultivos de microalgas prefieren un medio ligeramente básico, en este caso iniciamos la operación de cada ES con valores de ~ 7 , sin embargo, sin monitoreo y respectivo ajuste, el medio se alcalinizó durante todo el ensayo experimental con valores hasta por encima de 8.5 durante ES-I, a partir de ES-II se adicionó buffer fosfato al MM (0.2 g L^{-1}) para evitar cambios tan grandes en el pH, no obstante, el medio se continuó alcalinizando presentando valores hasta $\text{pH}=8$ (Fig. 5). Si bien en los sistemas biológicos de captura de CO_2 el medio suele acidificarse inicialmente por la formación de H_2CO_3 derivado de la disolución de CO_2 en agua, los iones OH^- presentes en el medio provenientes de la conversión de HCO_3^- a CO_2 incrementan los valores de pH, lo que indica que hay mayor consumo de carbono como CO_2 que H_2CO_3 disuelto en el medio, como se verificó mediante análisis DIC en el medio líquido (Tabla A3.1). Respecto a la aplicación de un SMF, en el presente trabajo no se reportan variaciones de pH en los sistemas expuestos y control. Deamici et al., (2016) [43], reportan que un SMF no influye en el cambio de pH, ya que un SMF posiblemente no cambia el mecanismo de fijación de carbono como CO_2 por las microalgas.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

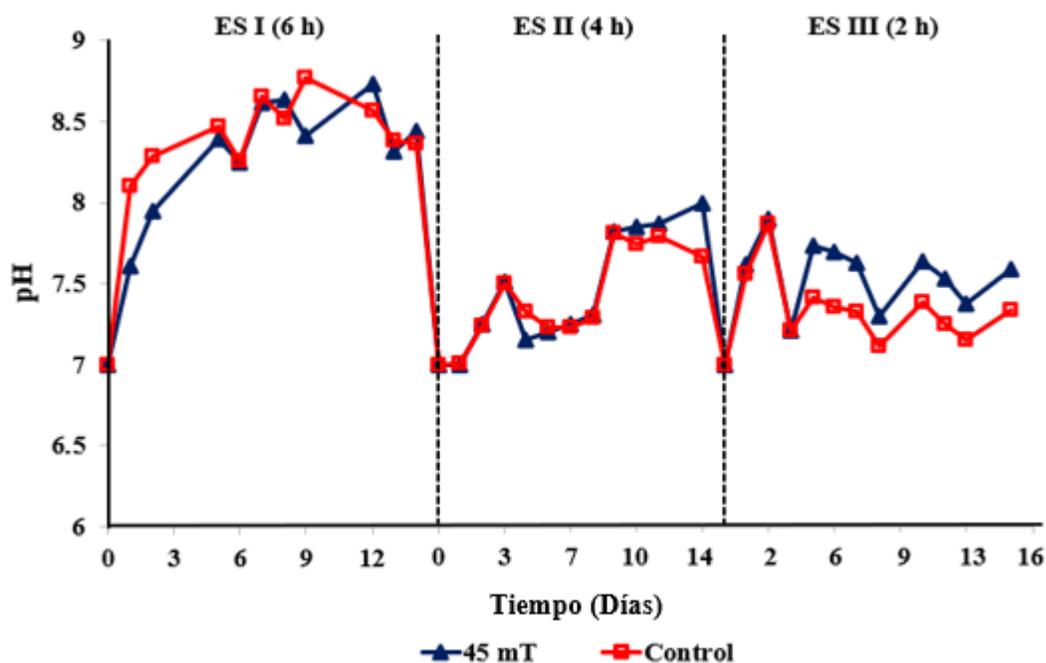
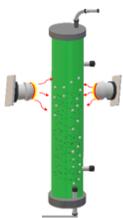


Figura 3.5. Cambio de pH en ARL expuesta y control a lo largo del tiempo para cada etapa.

3.3 Balances de carbono y CO₂ teórico

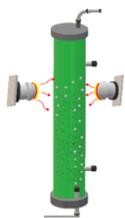
Los balances de carbono, así como las fracciones de carbono recuperadas, se presentan en la Tabla A3.2, con recuperaciones en el orden de 63 a 99 %, indicando una subestimación del carbono debido principalmente a la capacidad mixotrófica del cultivo, los diferentes ciclos de luz/oscuridad, las diferentes fuentes de carbono e incluso la formación de biopelícula y crecimiento planctónico del cultivo. Sin embargo, estos balances nos brindan información valiosa sobre el destino del carbono (orgánico e inorgánico), recuperándose el carbono contenido en la fase gaseosa, principalmente como nuevas células y, en consecuencia, producción de biomoléculas de valor agregado, como se muestra en ES-I (45 mT 6 h) con la mayor recuperación de carbono con 94 y 99 % para expuesto y control respectivamente, estos experimentos presentaron la mayor producción de SSV como biomasa (Tabla



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

A3.1). En el ES-I y control de ES-II, los resultados muestran una mayor producción de biomasa en comparación con ES-II expuesto, esto se asume principalmente al efecto del SMF con 4 h de exposición, que evita la adhesión y la formación de biopelículas debido al estrés inducido por una fuente de carbono orgánico tóxico (tolueno) (Fig. A3.2).

Pero no siempre demasiada biomasa es buena, el exceso de biomasa en el ARL disminuye el rendimiento fotosintético [76], estudios previos incluso han reportado que cultivos mixotróficos de microalgas adaptados al carbono orgánico pueden inhibir la fijación de carbono inorgánico [14]. Los sistemas de cultivo de microalgas tienen como objetivo producir biomasa de calidad que sea fácil de cosechar. ES-II expuesto a SMF (45 mT 4 h) presentó biomasa aparentemente de mejor calidad (Fig. A3.3) y aunque presentó menor contenido, así como porcentaje en la partición de carbono total (Fig. 3.6), la biomasa permaneció suspendida y con un tono verde brillante, característico de pigmentos como la clorofila. En este sentido, ES-III no presentó diferencias aparentes en el aspecto biomasa respecto al control y ARL expuesto, pues si bien no presentó tanta adhesión y formación de biopelícula como ES-I y ES-II (control), presentó menor producción de biomasa, donde el máximo porcentaje de la fracción de carbono se registró en la fracción DIC, esto implica que la exposición a SMF en ES-III no fue estimulante para el desempeño del cultivo mixto. Por el contrario, ES-II presentó resultados interesantes y prometedores con la aplicación de SMF (45 mT 4 h), especialmente en las características de biomasa.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

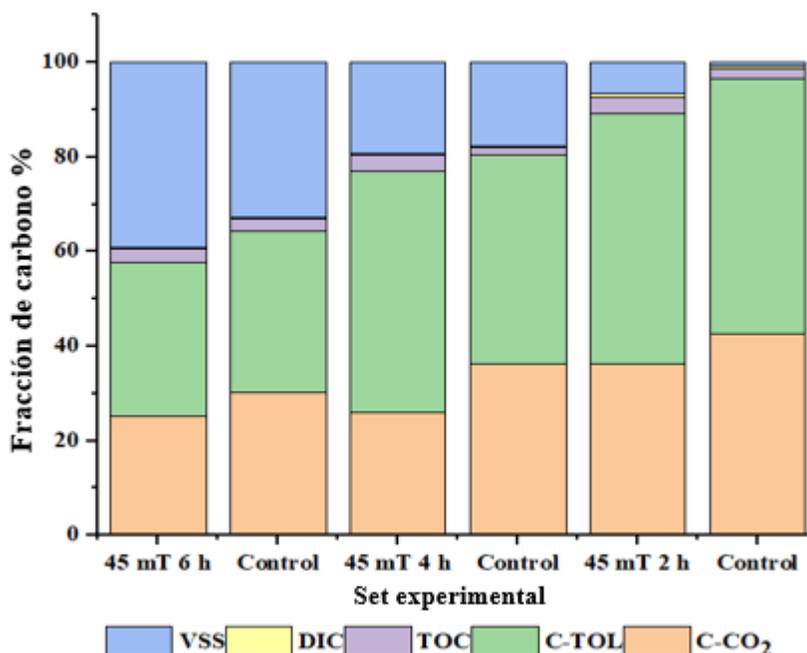
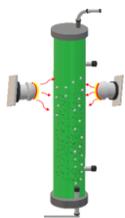


Figura 3.6. Distribución del carbono total en t_{final} con respecto a las diferentes fases presentes en el ARL (45 mT y Control).

Una de las ventajas de utilizar cultivos de microalgas es la versatilidad en la asimilación de carbono total a través de diferentes metabolismos, principalmente en cultivos mixtos y si bien, como se mencionó anteriormente, es posible que el rendimiento del cultivo bajo una fuente de carbono orgánico pueda disminuir e incluso bajar los índices de rendimiento con respecto a cepas puras, es una realidad que la implementación de ARL como post-tratamiento con el objetivo de valorizar las emisiones, presenta ventajas en la reducción de la huella de carbono, en sistemas con cultivos de microalgas, una fracción significativa del CO_2 producido durante la mineralización de vapores orgánicos es asimilado por las microalgas, resultando en índices de consumo neto y producción menores a los índices de salida teóricos [103]. La Fig. 3.7 muestra los perfiles de carga de salida de CO_2 (OL) y $ThCO_2Pr$ a través de los tres ES.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

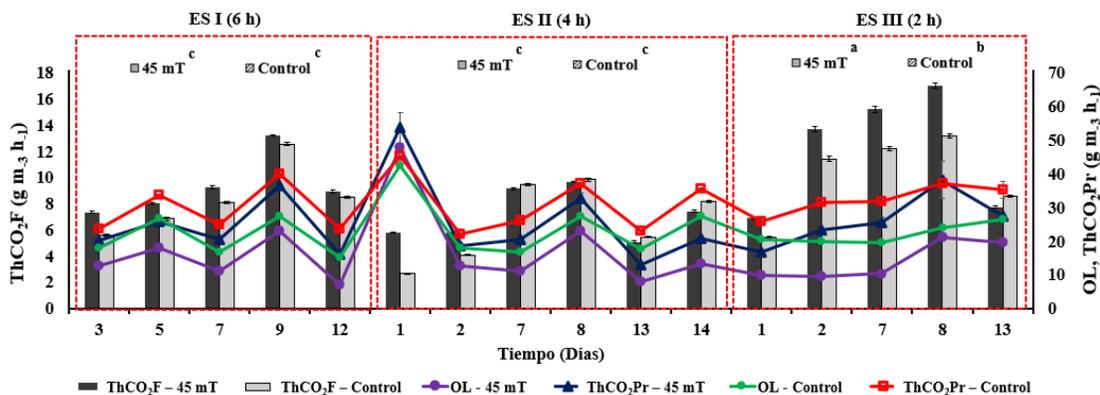
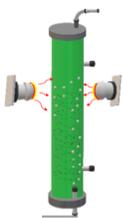


Figura 3.7. Perfil de teórico de CO₂; carga real de salida (OL), tasa de producción teórica (ThCO₂Pr) y tasa de fijación teórica de CO₂ por biodegradación de tolueno (ThCO₂F); Media ± desviación estándar (SD, n = 3). Donde las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$).

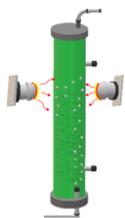
La tasa de fijación teórica de CO₂ por el perfil de biodegradación de tolueno (ThCO₂F) aparentemente no fue afectada por la aplicación de un SMF. La Fig. 3.7 muestra que no hay diferencia significativa ($p > 0,05$) entre ES-I y II para ARL expuesto y control, mientras que ES-III muestra diferencias entre sí y los otros ES, lo que es consistente con la disminución del rendimiento fotosintético en ES-III debido al aumento de IL remanente en el S-CSTR. En este caso, ThCO₂F difiere del monitoreado (FC y FE) debido al origen y fuente de energía utilizada, ya que se asume que la remoción de carbono como tolueno ocurre principalmente en la fase oscura del cultivo. Además, como estos resultados teóricos fueron calculados con la EC monitoreada, son consistentes con la similitud de los cultivos expuestos y control con respecto a la remoción de vapores de tolueno remanentes, donde ambos ARL no mostraron diferencia. Sin embargo, un fenómeno interesante ocurrió en ES-II donde en días aproximadamente a la mitad del ensayo, el sistema presentó mayor consumo de CO₂ proveniente de la biodegradación de tolueno en ARL-control que en ARL-45 mT, esto sugiere que con la aplicación de SMF-45 mT durante 4 h de exposición, parte de la energía almacenada se utiliza para contrarrestar el estrés por SMF.



3.4 Influencia del SMF en la producción y composición de biomoléculas

La composición celular de los cultivos de microalgas puede verse afectada por la aplicación de un SMF, aumentando o disminuyendo productos específicos de síntesis celular debido al estrés causado por la intensidad específica, configuración o tiempos de exposición. En este sentido, la caracterización de la biomasa nos brinda una visión más detallada de los posibles efectos de un SMF y de los tiempos de exposición variados en el cultivo de microalgas. Como se mencionó anteriormente, la biomasa fue el principal factor diferencial entre el ARL expuesto y control, porque, aunque las tasas de remoción y captura nos proporcionan una visión general del efecto de la estimulación externa, la diferencia en la biomasa se percibe incluso a simple vista.

En el primer set experimental (6 h) y el cultivo control en ES-II (4 h), se observa un crecimiento anormal en forma de biopelícula adherida a las paredes del biorreactor y a la esponja, lo que se asume principalmente debido a la presencia de tolueno residual, a diferencia de los cultivos con alimentación convencional de aire atmosférico o CO₂ puro [76]. Sin embargo, el ARL bajo SMF presentó un 38 % más ($p \leq 0.05$) de contenido lipídico que el reactor de control en ES-I (Fig. 3.8), lo que sugiere que una fuente de estrés añadida al sistema de post-tratamiento como el SMF, provoca cambios en la membrana celular, con efectos directamente relacionados con el tiempo de exposición y la competencia por el carbono en la síntesis de biomoléculas [30]. Para los sets experimentales posteriores, el contenido lipídico disminuyó al modificar la partición de carbono en biomoléculas, tal como también se informó por Bauer et al., (2017) [16], sin efecto en el contenido lipídico con la aplicación de 30 y 60 mT durante 24 h del día, en contraste con la aplicación durante 1 h d⁻¹ con un aumento del 13 %.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

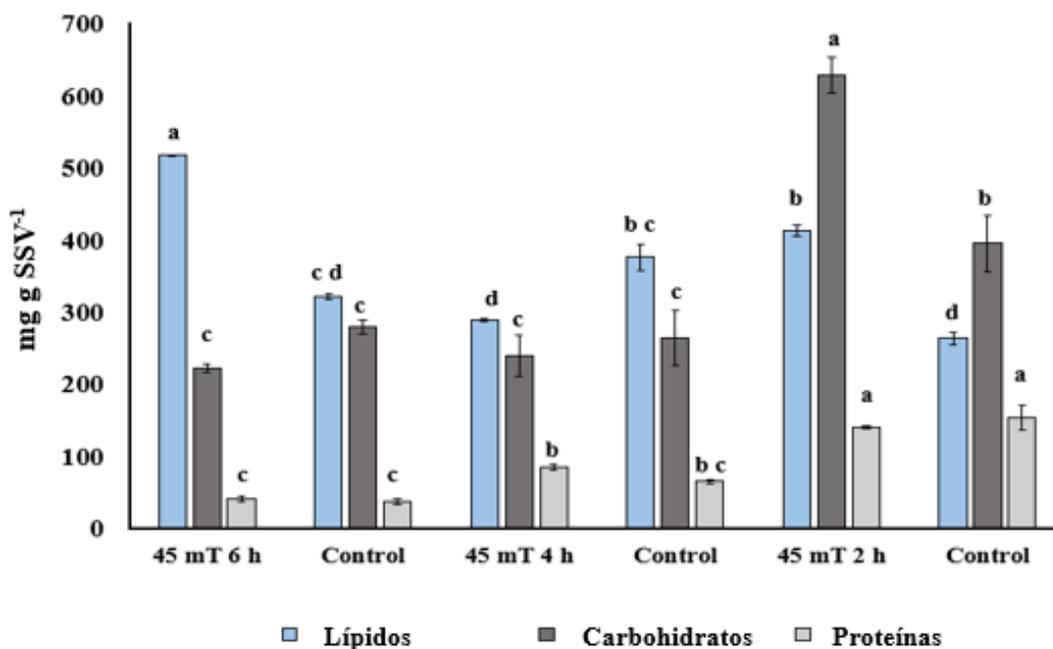
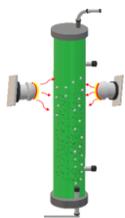


Figura 3.8. Rendimiento de biomoléculas respecto a lípidos, carbohidratos y proteínas. Media \pm desviación estándar (SD, n = 2). Donde las medias que no comparten letra son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$). Nota: carbohidratos y proteínas determinados a partir de EPS liofilizado.

Para ES-II, se logró observar la principal diferencia relacionada con la consistencia de la biomasa (Fig. A3.3), una diferencia que posteriormente se confirmó con las tasas de producción de pigmentos como clorofila y carotenoides, con hasta 3 veces la concentración de clorofila total en el ARL expuesto en comparación con el control, con 4 h de exposición a 45 mT (Fig. 3.9). Estos resultados sugieren una interacción del SMF con los iones presentes en el medio, esenciales para los fotosistemas I y II, principalmente el Mg, un componente importante de la clorofila, responsable de absorber una gran cantidad de energía y el principal donante de electrones en la cadena de transporte de electrones [118].

No obstante, aunque el efecto de un SMF sobre los pigmentos no está completamente aclarado, es posible que se produzca un estrés oxidativo a 4



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

y 2 h de exposición, causado por el SMF debido a la acción y formación de radicales libres y la necesidad de producir compuestos antioxidantes como sistema de defensa, en este caso no enzimáticos como los carotenoides, con un valor añadido en la industria, ya que en estos sets experimentales, el sistema presentó un mayor contenido en el ARL expuesto en comparación con el cultivo de control (Fig. 3.8b), con 2.32 ± 0.05 y 1.43 ± 0.03 mg g^{-1} a 45 mT 4 h, así como 1.45 ± 0.18 y 0.77 ± 0.02 mg g^{-1} a 45 mT 2 h [15]. Santos et al., (2017) [117], explican este mecanismo como una interacción electrónica, donde los niveles de energía y la orientación del espín de los electrones se alteran debido a un SMF, lo que a su vez altera los estados de espín de los radicales libres, aumentando las probabilidades de recombinación.

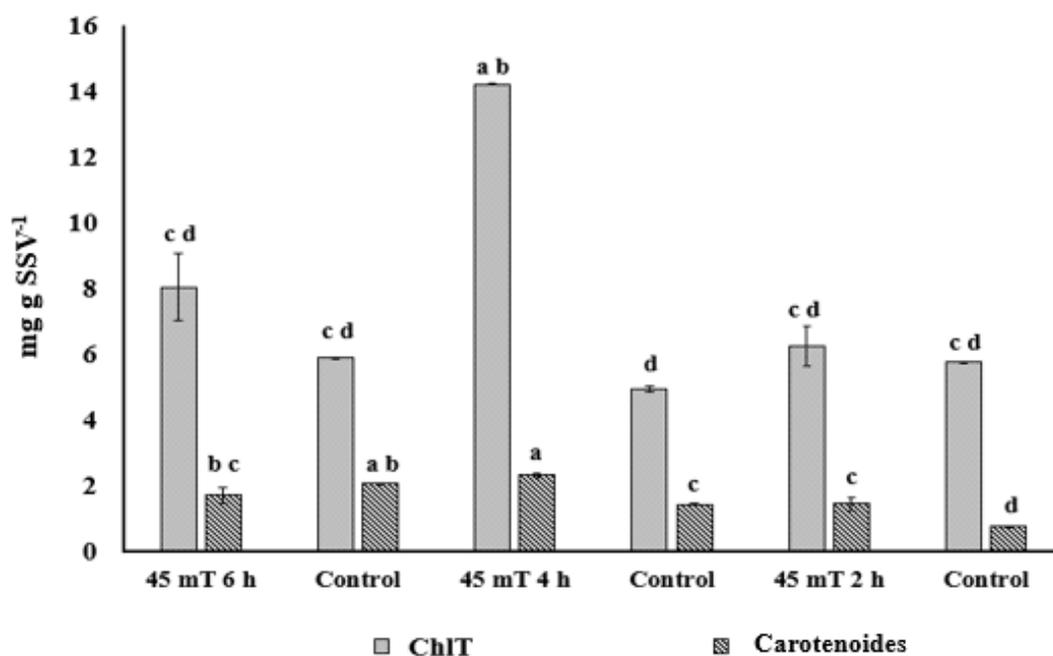
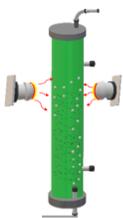


Figura 3.9. Rendimiento de biomoléculas respecto a clorofila total (a + b) y carotenoides. Media \pm desviación estándar (SD, n = 2). Donde las medias que no comparten letra son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

Sin embargo, aunque la síntesis de clorofila favorece una absorción de luz más eficiente y, por lo tanto, un mayor crecimiento celular, es posible que las

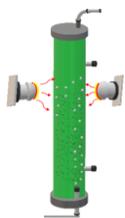


CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

microalgas requieran energía adicional para contrarrestar el estrés oxidativo, disminuyendo la producción de biomasa y otras biomoléculas como lípidos o carbohidratos [16, 44]. Esta distribución de energía puede responder a la pregunta de por qué tenemos una menor producción de biomasa bajo 4 h de exposición en comparación con el control ARL y ES-I, ya que, a diferencia de la exposición de 6 h, es posible que el SMF tenga un efecto en la producción de compuestos que contrarresten el estrés oxidativo, como carotenoides o incluso antioxidantes enzimáticos, además de la interacción con iones y su transporte a la membrana plasmática. Por lo tanto, una amplia variedad de factores puede inhibir o estimular la fijación y el rendimiento del sistema, precedidos principalmente por la síntesis de biomasa, lo que sugiere la importancia de aplicar un SMF específico según el diseño del reactor y el objetivo principal del reactor.

Con respecto a ES-III, el contenido de carbohidratos fue predominante en comparación con los ensayos anteriores de control y expuestos. Este aumento en el contenido de carbohidratos y la disminución en el contenido de lípidos en comparación con ES-I se asocia principalmente con el tiempo de exposición y el entorno de alto estrés, ya que las vías metabólicas de síntesis de lípidos y carbohidratos están bajo condiciones estrechamente relacionadas, compitiendo para sintetizar compuestos ricos en energía [26]. Además, debido a la naturaleza del sistema como un post-tratamiento, el ARL (expuesto y control) fue alimentado con un mayor contenido de tolueno residual del S-CSTR (Tabla 1) como fuente de carbono orgánico, lo que llevó a una mayor disponibilidad de carbono y, en este caso, a un aumento en la síntesis de carbohidratos [90].

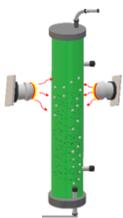
En este sentido, se puede observar nuevamente que bajo condiciones específicas de SMF se producen biomoléculas específicas; en este caso, 2 h de exposición nuevamente aumentaron el contenido de lípidos en comparación con el control. Durante todos los ensayos, el contenido de



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

proteínas fue bajo en comparación con otras biomoléculas, con aproximadamente un 10 % y sin diferencia significativa entre el ARL expuesto y control ($p \leq 0.05$). Costa et al., (2020) [30], también informan el contenido más bajo como proteína, aproximadamente un 20 %, con un cultivo de *Chlorella homosphaera* e intensidades de 15 a 60 mT (1 h d⁻¹).

El uso de SMF como estimulante en un sistema biológico de post-tratamiento de aire demuestra que el contenido de componentes celulares dependerá de diferentes fuentes de estrés, ya sea debido a la naturaleza del sistema o a factores externos como materiales magnéticos. La misma intensidad de SMF puede tener diferentes efectos con diferentes tiempos de exposición, influenciando la partición de energía y carbono e incluso modificando la consistencia o calidad física de la biomasa. La Fig. 3.10 muestra la composición celular y morfología para diferentes biomoléculas con 4 horas de exposición a 45 mT. En el cultivo aclimatado, se pueden observar células de microalgas bien definidas, mientras que en los cultivos expuestos a 45 mT, así como en el control, las células están aglomeradas, especialmente en el cultivo control, como se puede ver a una escala mayor del reactor (Fig. A3.3). La representación propuesta del mecanismo de asimilación de COVs y CO₂ por el cultivo de microalgas se muestra en la Fig. 3.11, desde la transferencia de masa gas-líquido y posteriormente a la fase sólida, hasta la escala de la célula de microalga y específicamente de los cloroplastos.



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

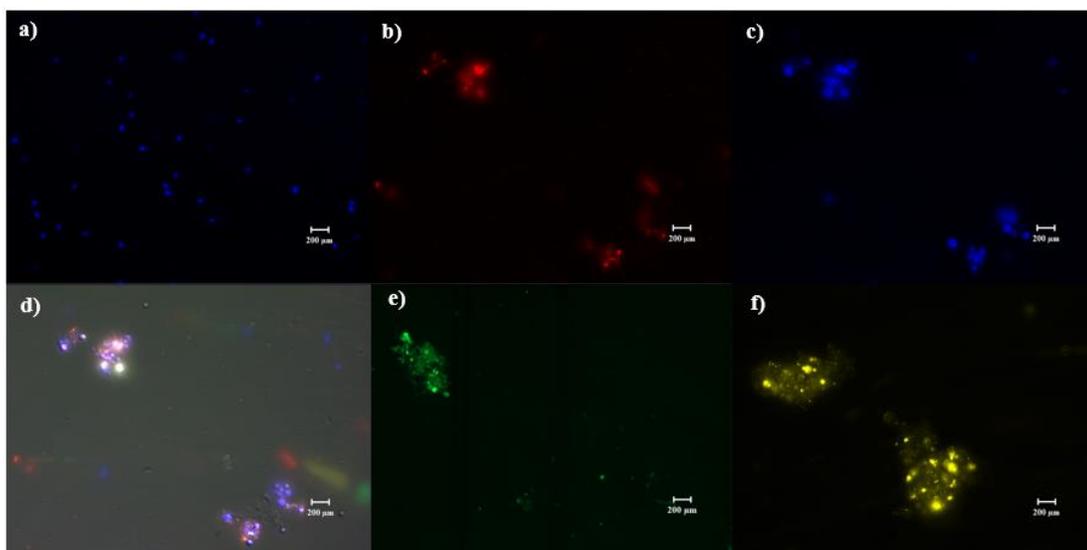
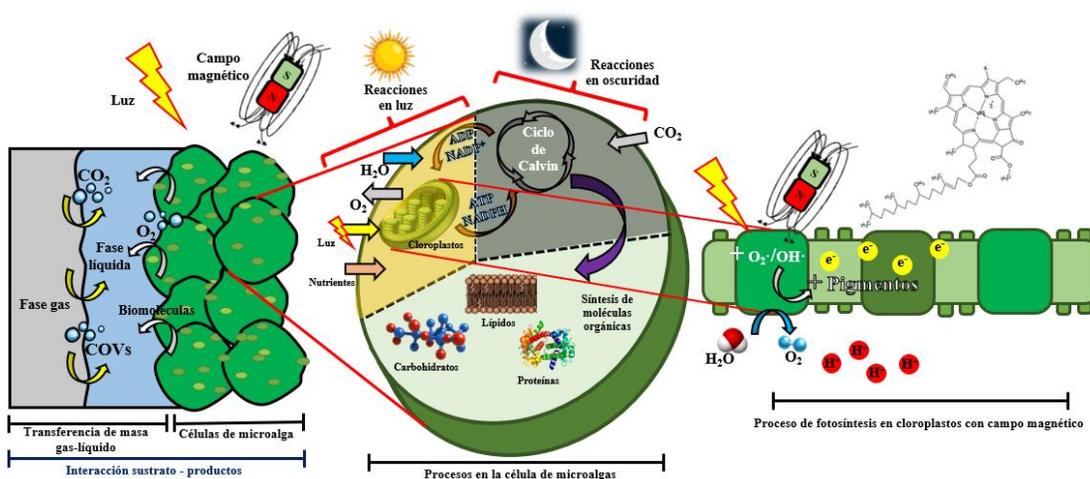
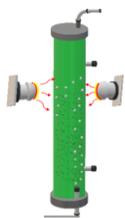


Figura 3.10. Efecto del SMF en la distribución de biomoléculas y morfología celular del cultivo de mixto de microalgas bajo 4 h de exposición a 45 mT; a) cultivo aclimatado, con CW para observar β -D-glucopyranose polysaccharide (azul); b) cultivo expuesto a 45 mT con NR para observar lípidos (rojo); c) cultivo expuesto a 45 mT, con CW para observar β -D-glucopyranose polysaccharide (azul); d) múltiple tinción para el cultivo expuesto a 45 mT, con CW y NR para observar β -D-glucopyranose polysaccharide (azul) y lípidos (rojo y amarillo) simultáneamente; e) cultivo control, con FITC para observar proteínas (verde); f) cultivo control, con NR para observar lípidos (amarillo).





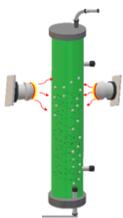
CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR *AIRLIFT* (ARL)

Figura 3.11. Fenómeno general de asimilación de COVs y CO₂ en un fotoreactor ARL por microalgas para la producción de biomoléculas de valor añadido bajo efecto de SMF.

3.5 Efecto del SMF en parámetros cinéticos

Debido a que el ensayo con 4 h de exposición presentó un mejor rendimiento en la consistencia de la biomasa para realizar las mediciones cinéticas requeridas, se repitió la operación de ES-II con un IL_{TOL} disminuido ($10.18 \pm 0.46 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$). Además, debido a que el sistema operaba bajo ciclos de luz/oscuridad de 12:12, las mediciones de OD₆₈₅ se realizaron en la fase de luz; en la fase oscura, se observó una ligera disminución de la biomasa suspendida y un consumo negativo de CO₂ (Fig. A3.5). La concentración máxima del cultivo expuesto a SMF obtuvo una concentración máxima de solo 1.11 % ($p \leq 0.05$) más con respecto al cultivo de control en el día 10 de operación (Fig. 3.12a), a través de mediciones analíticas diarias de biomasa suspendida. Por otro lado, el cultivo expuesto presentó una concentración máxima de ChIT 14.99 % mayor que el cultivo de control ($p \leq 0.05$) (Fig. 3.12b). Sin embargo, la función de Gompertz no presentó diferencias significativas para ambos ensayos (biomasa y ChIT) ($p > 0.05$).

En este sentido, aunque el sistema en general no mostró una fase de latencia en la cinética de crecimiento, se puede notar cómo el cultivo expuesto a 45 mT tarda al menos un día más en comenzar la etapa de crecimiento exponencial (Fig. 3.12a), lo que se asocia principalmente a la aclimatación a una fuente de estimulación externa como un SMF [46]. Además de esto, Santos et al., (2017) [117], informan que la exposición a periodos cortos de tiempo, como 1 h, puede ser más eficiente que la exposición de 24 h, ya que es más difícil para las células adaptarse al estrés causado por la acción del SMF. Ellos deducen que



CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

los tiempos de exposición cortos pueden estimular; por lo tanto, ese retraso en el inicio de la fase exponencial puede aumentar con tiempos de exposición más largos. No es así con respecto a la cinética de síntesis de ChIT, donde ambos sistemas están a la par hasta aproximadamente el día 7, cuando el cultivo control comienza a decaer a $11.86 \pm 0.26 \text{ mg L}^{-1}$, contrario al ARL expuesto a SMF que continúa sintetizando ChIT. Lenon Medeiros Bauer et al., (2017) [16], documentan que el contenido de clorofila suele disminuir en la transición del crecimiento exponencial a la fase estacionaria, debido a limitaciones naturales de luz, pero sobre todo de nutrientes esenciales y el envejecimiento del cultivo.

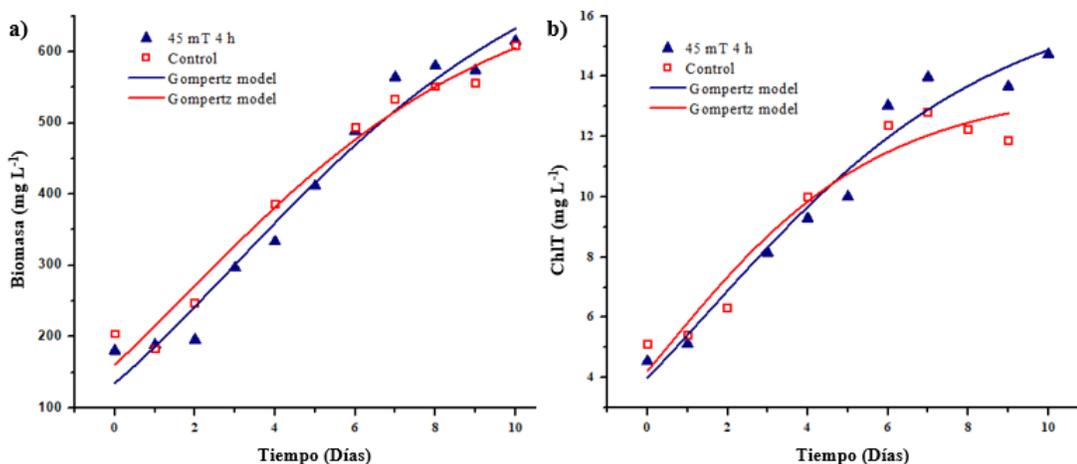
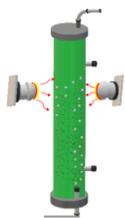


Figura 3.12. Cinética de biomasa y ChIT a través del tiempo; a) Concentración de biomasa a través del tiempo en ES-II para reactores de control y expuesto a 45 mT durante 4 h; (b) Concentración de pigmentos como ChIT a través del tiempo en ES-II para reactores control y expuesto a 45 mT durante 4 h. Media \pm desviación estándar (SD, n = 2).

Con respecto a las pruebas cinéticas mediante el modelo de Monod, el sistema presentó diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en ambas pruebas (Tabla 3.2). El SMF disminuyó la μ en ambas pruebas hasta un $\sim 50 \%$. Cabe aclarar que las



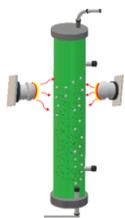
CAPÍTULO 3: FOTORREACTOR AIRLIFT (ARL)

tasas de crecimiento y síntesis no están relacionadas con el rendimiento del cultivo una vez que el sistema entra en estado estacionario, ya que en este caso el cultivo control comienza a decaer por diferentes razones, aunque principalmente por condiciones de estrés. Sin embargo, trabajos previos como Deamici et al., (2021) [46], reportan μ_{\max} de hasta 0.08 d^{-1} para un cultivo de *Chlorella fusca* sin condiciones de estrés adicionales al SMF. Esta baja tasa de crecimiento se asocia con una baja irradiación lumínica, en comparación con los cultivos al aire libre, lo que puede sugerir que la simbiosis del consorcio también influye positivamente en las tasas de producción y síntesis. En este sentido, una vez que el sistema expuesto al SMF opera en estado estacionario, la estimulación magnética prolonga el rendimiento con respecto a la síntesis de biomasa y clorofila, asociado principalmente con el flujo alterado de electrones hacia la membrana y la respuesta antioxidante.

Tabla 3.2. Parámetros cinéticos obtenidos en el control de ES-II y expuestos a 45 mT durante 4 horas mediante la función de Gompertz y el modelo de Monod para Xa y ChIT.

Reactor		α	β	k	r^2	Vmax	μ	r^2
		(mg L^{-1})		(d^{-1})	Gompertz	($\text{mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	(d^{-1})	Monod
45 mT 4 h	Biomasa	809.79 ± 133.34^a	2.94 ± 0.95^a	0.20 ± 0.05^a	0.96	59.60 ± 9.81^a	0.18 ± 0.001^a	0.99
	ChIT	17.11 ± 2.03^b	1.60 ± 0.59^b	0.23 ± 0.06^b	0.95	1.45 ± 0.17^b	0.19 ± 0.02^a	0.93
Control	Biomasa	721.81 ± 92.65^a	1.89 ± 0.70^a	0.21 ± 0.06^a	0.97	55.78 ± 7.16^a	0.34 ± 0.001^b	0.99
	ChIT	13.65 ± 1.54^b	0.50 ± 0.45^b	0.32 ± 0.12^b	0.92	1.61 ± 0.18^b	0.30 ± 0.01^b	0.96

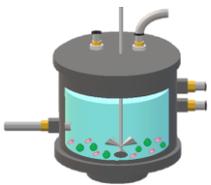
α : concentración máxima; β : parámetro relacionado con las condiciones iniciales; k: tasa de producción; Vmax: tasa máxima de producción; μ : tasa específica de crecimiento por modelo de Monod. Media \pm desviación estándar (SD, n = 2). Donde las medias que no comparten letra son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) entre ensayos control y expuesto de biomasa y ChIT.



4 Conclusión capítulo 3

Esta investigación tuvo como objetivo evaluar el efecto de la estimulación magnética en diferentes tiempos de exposición de un SMF en un cultivo mixto de microalgas, centrándose en la captura de carbono como CO₂ y tolueno, así como la producción de biomoléculas de valor añadido como post-tratamiento en un sistema biológico de tratamiento de COVs. Los fotobiorreactores ARL demostraron un rendimiento mejorado en el biorreactor expuesto a SMF en cuanto a la captura de carbono y la reducción de la huella de carbono como sistema de post-tratamiento. Este estudio resalta la capacidad del cultivo bajo exposición a SMF para producir compuestos antioxidantes no enzimáticos, como la clorofila, en respuesta al estrés del SMF, especialmente en el set experimental de 4 h de exposición. Sin embargo, la producción de otras biomoléculas bajo la aplicación de SMF no fue tan significativamente diferente.

Estos resultados sugieren que el mecanismo principal de la estimulación magnética en un cultivo mixto de microalgas como post-tratamiento bajo fuentes de carbono tanto orgánicas como inorgánicas es efectivo. Dosis bajas de SMF durante períodos cortos aumentan la productividad de antioxidantes, con valor añadido en la industria, y mejoran significativamente la captura de carbono como CO₂. A través de sus capacidades metabólicas mixotróficas, los cultivos mixtos pueden asimilar tanto COVs como CO₂. Aunque sus eficiencias individuales pueden no igualar a las de los cultivos puros, la exposición a SMF aumenta la fijación de carbono hasta en un 50% en comparación con los sistemas sin SMF. Esto ofrece ventajas significativas en el tratamiento biológico del aire industrial y a gran escala, promoviendo la valorización de emisiones y apoyando modelos de economía circular.



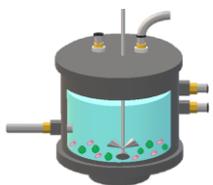
Capítulo 4:

Conclusiones generales y perspectivas

1 Conclusiones generales

1.1 Eficacia en el tratamiento de emisiones

Los sistemas estudiados, como el *biotrickling filter* (BTF) y el fotorreactor *AirLift* (ARL) expuesto a un campo magnético estático (SMF), han demostrado ser eficaces en la eliminación de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y en la captura de dióxido de carbono (CO₂). La eficiencia de eliminación de hasta el 90 % para acetato de etilo en el BTF resalta su capacidad para tratar contaminantes químicos complejos. Por otro lado, el aumento del 96 % en la captura de CO₂ en el ARL bajo exposición a SMF subraya su potencial para mitigar gases de efecto invernadero (GEI).



1.2 Efectos de un SMF sobre cultivos de microalgas

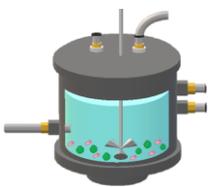
Es complicado esclarecer los mecanismos de acción exactos y los efectos de un SMF sobre células de microalgas, en biorreactores con estimulación externa, están implicados una gran variedad de factores, en este caso, el tiempo de exposición del SMF presentó diferencias que sugieren efectos en la membrana plasmática de las celular, flujo y transporte de electrones, así como nutrientes, e incluso, posible estrés oxidativo, todo esto reflejado en aumento en la asimilación de carbono, producción de biomasa y síntesis de biomoléculas específicas.

1.3 Producción de biomoléculas de valor añadido

Se observó una alta producción de pigmentos como la clorofila en el ARL expuesto a SMF, alcanzando concentraciones de 18.36 mg L^{-1} , comparado con 6.8 mg L^{-1} en el ARL sin SMF. Este aumento en la producción de pigmentos sugiere un potencial significativo para la obtención de biomoléculas de alto valor añadido, como antioxidantes y colorantes naturales, lo cual es crucial para aplicaciones industriales y alimentarias.

1.4 Adaptabilidad y aplicabilidad a mayor escala

La capacidad de las microalgas para adaptarse a diferentes fuentes de carbono y condiciones ambientales es un aspecto clave para su



implementación en entornos industriales. La versatilidad de estos microorganismos favorece la aplicación de modelos de economía circular, donde la biomasa generada puede ser utilizada no solo para la captura de CO₂ y la eliminación de contaminantes, sino también para la producción de biocombustibles, bioplásticos y productos farmacéuticos.

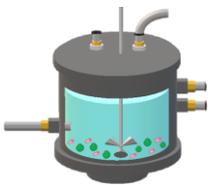
2 Perspectivas

2.1 Optimización de procesos

Futuras investigaciones podrían centrarse en la optimización de parámetros operativos, como la intensidad del SMF y las condiciones de alimentación del sistema. Esto podría incluir estudios para determinar los efectos óptimos del SMF en la productividad y la composición celular de las microalgas, así como la mejora continua de la eficiencia en la captura de CO₂ y la eliminación de contaminantes específicos.

2.2 Investigación de mecanismos bioquímicos

Es esencial profundizar en la comprensión de los mecanismos bioquímicos que regulan la respuesta de las microalgas al SMF. Esto incluye estudios sobre la regulación genética, la síntesis de biomoléculas específicas como pigmentos y antioxidantes, la optimización de rutas metabólicas para mejorar la productividad, así como la resistencia al estrés ambiental.



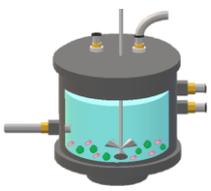
2.3 Escalación y aplicación industrial

Evaluaciones rigurosas de la escalabilidad de los sistemas estudiados son fundamentales para su eventual implementación a nivel industrial. Esto implica realizar estudios de viabilidad económica, análisis de ciclo de vida y evaluación del impacto ambiental para asegurar que estas tecnologías sean económicamente viables y sostenibles a largo plazo.

2.4 Beneficios e impacto ambiental

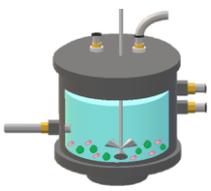
Se recomienda explorar más a fondo el impacto ambiental positivo derivado de la reducción de emisiones y la mejora de la calidad del aire mediante el uso de microalgas. Además, estudios sobre los beneficios para la salud pública asociados con la reducción de la exposición a COVs y la mejora de la calidad del aire podrían respaldar políticas públicas orientadas a la gestión ambiental y la salud pública.

En resumen, esta investigación no solo proporciona evidencia sólida del potencial de las microalgas en la mitigación de la contaminación atmosférica y la valorización de emisiones, sino que también identifica áreas clave para futuras investigaciones que podrían mejorar aún más la efectividad y aplicabilidad industrial de estas tecnologías prometedoras.



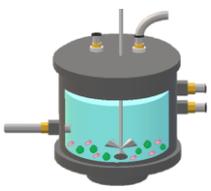
Referencias

- [1] Acuña, M. E., Pérez, F., Auria, R., & Revah, S. (1999). Microbiological and kinetic aspects of a biofilter for the removal of toluene from waste gases. *Biotechnology and Bioengineering*, 63(2), 175–184. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0290\(19990420\)63:2<175::AID-BIT6>3.0.CO;2-G](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0290(19990420)63:2<175::AID-BIT6>3.0.CO;2-G)
- [2] Adav, S. S., Lin, J. C. Te, Yang, Z., Whiteley, C. G., Lee, D. J., Peng, X. F., & Zhang, Z. P. (2010). Stereological assessment of extracellular polymeric substances, exo-enzymes, and specific bacterial strains in bioaggregates using fluorescence experiments. *Biotechnology Advances*, 28(2), 255–280. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.08.006>
- [3] Aditya, L., Mahlia, T. M. I., Nguyen, L. N., Vu, H. P., & Nghiem, L. D. (2022). Microalgae-bacteria consortium for wastewater treatment and biomass production. *Science of the Total Environment*, 838(May). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155871>
- [4] Aghaalipour, E., Akbulut, A., & Güllü, G. (2020). Carbon dioxide capture with microalgae species in continuous gas-supplied closed cultivation systems. *Biochemical Engineering Journal*, 163(July), 107741. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107741>
- [5] Álvarez-Hornos, F. J., Gabaldón, C., Martínez-Soria, V., Marzal, P., Peña-roja, J. M., & Sempere, F. (2007). Biofiltration of ethyl acetate under continuous and intermittent loading. *Environmental progress*, 26(4), 327-337. <https://doi.org/10.1002/ep.10226>
- [6] Al-Dailami, A., Koji, I., Ahmad, I., & Goto, M. (2022). Potential of Photobioreactors (PBRs) in Cultivation of Microalgae. *Journal of Advanced Research in Applied Sciences and Engineering Technology*, 27(1), 32–44. <https://doi.org/10.37934/araset.27.1.3244>
- [7] America Public Health Association. (1989). Method 2540-E “Fixed and



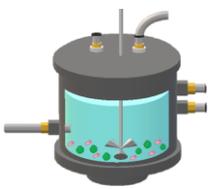
REFERENCIAS

- volatile solids ashed at 550 °C”, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, DC, 17th Edition, pp. 2-85 a pp. 2-86.
- [8] America Public Health Association. (1989). Method 5560-C “Distillation Method”, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, DC, 17th Edition, pp. 5-83 a pp. 5-84.
- [9] Anwar, M. N., Fayyaz, A., Sohail, N. F., Khokhar, M. F., Baqar, M., Yasar, A., Rasool, K., Nazir, A., Raja, M. U. F., Rehan, M., Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., & Nizami, A. S. (2020). CO₂ utilization: Turning greenhouse gas into fuels and valuable products. *Journal of Environmental Management*, 260(December 2019), 110059. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110059>
- [10] Anyaoha, K. E., Maletz, R., Rückert, A., & Dornack, C. (2024). Potentials for microalgae sequestration of carbon dioxide (CO₂) from composting off-gas; a review. *Resources, Conservation and Recycling Advances*, 22(April). <https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2024.200213>
- [11] Arriaga, S., Carboni, M. F., & Lens, P. N. L. (2023). Effect of static magnetic field exposure on biohydrogen production via dark fermentation of glucose. *Process Safety and Environmental Protection*, 176(July 2022), 375–388. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.06.022>
- [12] Atkinson, R. (2000). Atmospheric chemistry of VOCs and NO(x). *Atmospheric Environment*, 34(12–14), 2063–2101. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00460-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00460-4)
- [13] Barbusiński, K., Urbaniec, K., Kasperczyk, D., & Thomas, M. (2020). Biofilters versus bioscrubbers and biotrickling filters: state-of-the-art biological air treatment. *From Biofiltration to Promising Options in Gaseous Fluxes Biotreatment: Recent Developments, New Trends, Advances, and Opportunities*, 29–51. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819064-7.00002-9>
- [14] Barros, A., Guerra, L. T., Simões, M., Santos, E., Fonseca, D., Silva, J.,



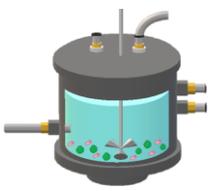
REFERENCIAS

- Costa, L., & Navalho, J. (2017). Mass balance analysis of carbon and nitrogen in industrial scale mixotrophic microalgae cultures. *Algal Research*, 21, 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.10.014>
- [15] Bauer, Lenon M., da Gloria Esquivel, M., Costa, J. A. V., da Rosa, A. P. C., & Santos, L. O. (2023). Influence of Cell Wall on Biomolecules Biosynthesis in *Chlamydomonas reinhardtii* Strains Exposed to Magnetic Fields. *Current Microbiology*, 80(3), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s00284-023-03189-0>
- [16] Bauer, Lenon Medeiros, Costa, J. A. V., da Rosa, A. P. C., & Santos, L. O. (2017). Growth stimulation and synthesis of lipids, pigments and antioxidants with magnetic fields in *Chlorella kessleri* cultivations. *Bioresource Technology*, 244, 1425–1432. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.036>
- [17] Bordel, S., Muñoz, R., Díaz, L. F., & Villaverde, S. (2008). Mechanistic model for evaluating the performance of suspended growth bioreactors for the off-gas treatment of VOCs. *Biochemical Engineering Journal*, 38(3), 395–405. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.08.004>
- [18] Bordoloi, A., & Gostomski, P. A. (2019). Fate of degraded pollutants in waste gas biofiltration: An overview of carbon end-points. *Biotechnology Advances*, 37(4), 579–588. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.09.002>
- [19] Bu, H., Carvalho, G., Yuan, Z., Bond, P., & Jiang, G. (2021). Biotrickling filter for the removal of volatile sulfur compounds from sewers: A review. *Chemosphere*, 277, 130333. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130333>
- [20] Bucci, P., Marcos Montero, E. J., García-Depraect, O., Zaritzky, N., Caravelli, A., & Muñoz, R. (2024). Assessment of the performance of a symbiotic microalgal-bacterial granular sludge reactor for the removal of nitrogen and organic carbon from dairy wastewater. *Chemosphere*, 351(September 2023).



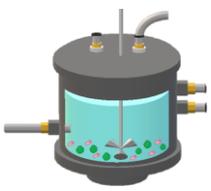
REFERENCIAS

- <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141250>
- [21] Calijuri, M. L., Silva, T. A., Magalhães, I. B., Pereira, A. S. A. de P., Marangon, B. B., Assis, L. R. de, & Lorentz, J. F. (2022). Bioproducts from microalgae biomass: Technology, sustainability, challenges and opportunities. *Chemosphere*, 305(June).
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135508>
- [22] Camacho Rubio, F., Ación Fernández, F. G., Sánchez Pérez, J. A., García Camacho, F., & Molina Grima, E. (1999). Prediction of dissolved oxygen and carbon dioxide concentration profiles in tubular photobioreactors for microalgal culture. *Biotechnology and Bioengineering*, 62(1), 71–86. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0290\(19990105\)62:1<71::AID-BIT9>3.0.CO;2-T](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0290(19990105)62:1<71::AID-BIT9>3.0.CO;2-T)
- [23] Cantera, S., López, M., Muñoz, R., & Lebrero, R. (2022). Comparative evaluation of bacterial and fungal removal of indoor and industrial polluted air using suspended and packed bed bioreactors. *Chemosphere*, 308(August), 0–10.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136412>
- [24] Carvalho, M. F., Duque, A. F., Moura, S. C., Amorim, C. L., Ferreira Jorge, R. M., & Castro, P. M. L. (2009). Biological treatment of a contaminated gaseous emission from a leather industry in a suspended-growth bioreactor. *Chemosphere*, 74(2), 232–238.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.047>
- [25] Castillo, T., Ramos, D., García-Beltrán, T., Brito-Bazan, M., & Galindo, E. (2021). Mixotrophic cultivation of microalgae: An alternative to produce high-value metabolites. *Biochemical Engineering Journal*, 176(August).
<https://doi.org/10.1016/j.bej.2021.108183>
- [26] Chen, C. Y., Zhao, X. Q., Yen, H. W., Ho, S. H., Cheng, C. L., Lee, D. J., Bai, F. W., & Chang, J. S. (2013). Microalgae-based carbohydrates for biofuel production. *Biochemical Engineering Journal*, 78, 1–10.
<https://doi.org/10.1016/j.bej.2013.03.006>



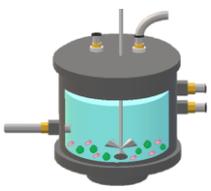
REFERENCIAS

- [27] Chen, X., Qian, W., Kong, L., Xiong, Y., & Tian, S. (2015). Performance of a suspended biofilter as a new bioreactor for removal of toluene. *Biochemical Engineering Journal*, 98, 56–62. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.02.025>
- [28] Cho, D. H., Ramanan, R., Heo, J., Lee, J., Kim, B. H., Oh, H. M., & Kim, H. S. (2015). Enhancing microalgal biomass productivity by engineering a microalgal-bacterial community. *Bioresource Technology*, 175, 578–585. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.159>
- [29] Christoph, G. R., Hansen, J. F., & Leung, H. W. (2003). Subchronic Inhalation Neurotoxicity Studies of Ethyl Acetate in Rats. *NeuroToxicology*, 24(6), 861–874. [https://doi.org/10.1016/S0161-813X\(03\)00074-3](https://doi.org/10.1016/S0161-813X(03)00074-3)
- [30] Costa, S. S., Peres, B. P., Machado, B. R., Costa, J. A. V., & Santos, L. O. (2020). Increased lipid synthesis in the culture of *Chlorella homosphaera* with magnetic fields application. In *Bioresource Technology* (Vol. 315). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123880>
- [31] Covarrubias-García, I., Aizpuru, A., & Arriaga, S. (2017). Effect of the continuous addition of ozone on biomass clogging control in a biofilter treating ethyl acetate vapors. *Science of the Total Environment*, 584–585, 469–475. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.031>
- [32] Covarrubias-García, I., de Jonge, N., Arriaga, S., & Nielsen, J. L. (2019). Effects of ozone treatment on performance and microbial community composition in biofiltration systems treating ethyl acetate vapours. *Chemosphere*, 233, 67–75. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.232>
- [33] Covarrubias-García, I., Quijano, G., Aizpuru, A., Sánchez-García, J. L., Rodríguez-López, J. L., & Arriaga, S. (2020). Reduced graphene oxide decorated with magnetite nanoparticles enhance biomethane enrichment. *Journal of Hazardous Materials*, 397(December 2019), 122760. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122760>



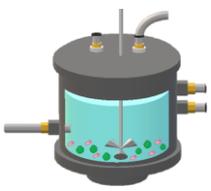
REFERENCIAS

- [34] Cruz-García, B., & Aizpuru, A. (2021). Proof of concept of a novel in tandem biofilter photobioreactor system for valorization of volatile organic compounds: mineralization of methanol vapors coupled with use of CO₂ as a carbon source for *Arthrospira maxima* growth. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, August. <https://doi.org/10.1002/jctb.6888>
- [35] Cruz-García, B., Geronimo-Meza, A. S., Martínez-Lievana, C., Arriaga, S., Huante-González, Y., & Aizpuru, A. (2019). Biofiltration of high concentrations of methanol vapors: removal performance, carbon balance and microbial and fly populations. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 94(6), 1925–1936. <https://doi.org/10.1002/jctb.5974>
- [36] D'Alessandro, E. B., & Antoniosi Filho, N. R. (2016). Concepts and studies on lipid and pigments of microalgae: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 832–841. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.162>
- [37] Daneshvar, E., Sik Ok, Y., Tavakoli, S., Sarkar, B., Shaheen, S. M., Hong, H., Luo, Y., Rinklebe, J., Song, H., & Bhatnagar, A. (2021). Insights into upstream processing of microalgae: A review. *Bioresource Technology*, 329(January). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124870>
- [38] Daneshvar, E., Wicker, R. J., Show, P. L., & Bhatnagar, A. (2022). Biologically-mediated carbon capture and utilization by microalgae towards sustainable CO₂ biofixation and biomass valorization – A review. *Chemical Engineering Journal*, 427(June 2021). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130884>
- [39] Daudt, G. C., Magnus, B. S., Schambeck, C. M., Libardi, N. J., & Da Costa, R. H. R. (2022). Assessment of Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Emissions and the Carbon Footprint in an Aerobic Granular Sludge Reactor Treating Domestic Wastewater. *Environmental Engineering Science*, 39(6), 561–572. <https://doi.org/10.1089/ees.2021.0280>



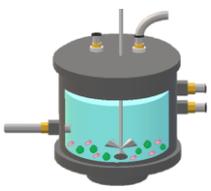
REFERENCIAS

- [40] Davoodi, S., Al-Shargabi, M., Wood, D. A., Rukavishnikov, V. S., & Minaev, K. M. (2023). Review of technological progress in carbon dioxide capture, storage, and utilization. *Gas Science and Engineering*, 117(May). <https://doi.org/10.1016/j.jgsce.2023.205070>
- [41] de Carvalho Silvello, M. A., Severo Gonçalves, I., Patrícia Held Azambuja, S., Silva Costa, S., Garcia Pereira Silva, P., Oliveira Santos, L., & Goldbeck, R. (2022). Microalgae-based carbohydrates: A green innovative source of bioenergy. *Bioresource Technology*, 344(September). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126304>
- [42] De Moraes, M. G., Vaz, B. D. S., De Moraes, E. G., & Costa, J. A. V. (2015). Biologically Active Metabolites Synthesized by Microalgae. *BioMed Research International*, 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/835761>
- [43] Deamici, K. M., Costa, J. A. V., & Santos, L. O. (2016). Magnetic fields as triggers of microalga growth: evaluation of its effect on *Spirulina* sp. *Bioresource Technology*, 220, 62–67. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.038>
- [44] Deamici, K. M., Dziergowska, K., Silva, P. G. P., Michalak, I., Santos, L. O., Detyna, J., Kataria, S., Brestic, M., Sarraf, M., & Islam, M. (2022). Microalgae Cultivated under Magnetic Field Action: Insights of an Environmentally Sustainable Approach. *Sustainability (Switzerland)*, 14(20). <https://doi.org/10.3390/su142013291>
- [45] Deamici, K. M., Santos, L. O., & Costa, J. A. V. (2019). Use of static magnetic fields to increase CO₂ biofixation by the microalga *Chlorella fusca*. *Bioresource Technology*, 276(December 2018), 103–109. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.080>
- [46] Deamici, K. M., Santos, L. O., & Costa, J. A. V. (2021). Magnetic field as promoter of growth in outdoor and indoor assays of *Chlorella fusca*. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 44(7), 1453–1460. <https://doi.org/10.1007/s00449-021-02526-6>



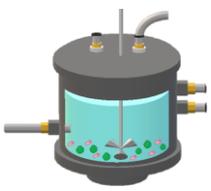
REFERENCIAS

- [47] Delgadillo-Mirquez, L., Lopes, F., Taidi, B., & Pareau, D. (2016). Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture. *Biotechnology Reports*, 11, 18–26.
<https://doi.org/10.1016/j.btre.2016.04.003>
- [48] Deshusses, M., Johnson, C. T., & Leson, G. (1999). Biofiltration of high loads of ethyl acetate in the presence of toluene. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 49(8), 973–979.
<https://doi.org/10.1080/10473289.1999.10463869>
- [49] Dobsław, D., & Ortlinghaus, O. (2020). Biological waste air and waste gas treatment: Overview, challenges, operational efficiency, and current trends. *Sustainability (Switzerland)*, 12(20), 1–27.
<https://doi.org/10.3390/su12208577>
- [50] Dubois, M., Gilles, K. A., Hamilton, J. K., Rebers, P. A., & Smith, F. (1956). Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Analytical Chemistry*, 28(3), 350–356.
<https://doi.org/10.1021/ac60111a017>
- [51] Easterbrook, D. J. (2016). Chapter 9 - Greenhouse gases. In *Evidence-Based Climate Science* (pp. 163-173). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804588-6.00009-4>
- [52] EPA (2006) Agency United States Environmental Protection, 2006. Inert reassessment- Ethyl Acetate and Amyl Acetate
- [53] EPA. (2016). Toxicological review of ammonia (noncancer inhalation): executive summary. *Integrated Risk Information System National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC*, 16(September), 10.
www.epa.gov/iris%0Ahttps://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0422_summary.pdf
- [54] Éric, D. (2020). Determination of biofilter performances. *From Biofiltration to Promising Options in Gaseous Fluxes Biotreatment: Recent Developments, New Trends, Advances, and Opportunities*, 53–69.



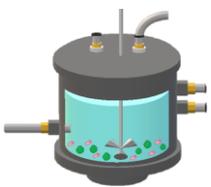
REFERENCIAS

- <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819064-7.00003-0>
- [55] Fallahi, A., Hajinajaf, N., Tavakoli, O., & Sarrafzadeh, M. H. (2020). Cultivation of mixed microalgae using municipal wastewater: Biomass productivity, nutrient removal, and biochemical content. *Iranian Journal of Biotechnology*, 18(4), 88–97. <https://doi.org/10.30498/IJB.2020.2586>
- [56] Feng, D., Gao, J., Zhang, Y., Li, H., Du, Q., & Wu, S. (2018). Mass transfer in ammonia-based CO₂ absorption in bubbling reactor under static magnetic field. *Chemical Engineering Journal*, 338(October 2017), 450–456. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.061>
- [57] Feng, J., Song, T., Zhang, Y., Wang, S., Zhang, R., Huang, L., Zhang, C., & Liu, P. (2024). Synchronous removal of gaseous toluene and benzene and degradation process shifts in microbial fuel cell-biotrickling filter system. *Bioresource Technology*, 400(March), 130650. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130650>
- [58] Ferdowsi, M., Avalos Ramirez, A., Jones, J. P., & Heitz, M. (2017). Elimination of mass transfer and kinetic limited organic pollutants in biofilters: A review. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 336–348. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.015>
- [59] Flores-Barbosa, A. B., Aizpuru, A., Quijano, G., & Arriaga, S. (2020). Evaluation of bioaerosols by flow cytometry and removal performance in a biofilter treating toluene/ethyl acetate vapors. *Chemosphere*, 251, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126404>
- [60] Gabaldón, C., San-Valero, P., & Quijano, G. (2020). Current challenges and perspectives in gas fluxes biotreatment. *From Biofiltration to Promising Options in Gaseous Fluxes Biotreatment: Recent Developments, New Trends, Advances, and Opportunities*, Vic, 5–27. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819064-7.00001-7>
- [61] Gatamaneni, B. L., Orsat, V., & Lefsrud, M. (2018). Factors Affecting Growth of Various Microalgal Species. *Environmental Engineering Science*, 35(10), 1037–1048. <https://doi.org/10.1089/ees.2017.0521>



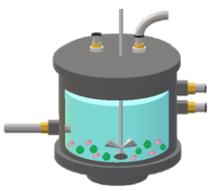
REFERENCIAS

- [62] Grobbelaar, J. U. (2010). Microalgal biomass production: Challenges and realities. *Photosynthesis Research*, 106(1–2), 135–144.
<https://doi.org/10.1007/s11120-010-9573-5>
- [63] Guo, G., Guan, J., Sun, S., Liu, J., & Zhao, Y. (2020). Nutrient and heavy metal removal from piggery wastewater and CH₄ enrichment in biogas based on microalgae cultivation technology under different initial inoculum concentration. In *Water Environment Research* (Vol. 92, Issue 6). <https://doi.org/10.1002/wer.1287>
- [64] Gür, T. M. (2022). Carbon Dioxide Emissions, Capture, Storage and Utilization: Review of Materials, Processes and Technologies. *Progress in Energy and Combustion Science*, 89(February 2021).
<https://doi.org/10.1016/j.pecs.2021.100965>
- [65] Ho, S. H., Chen, C. Y., Lee, D. J., & Chang, J. S. (2011). Perspectives on microalgal CO₂-emission mitigation systems - A review. *Biotechnology Advances*, 29(2), 189–198.
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.11.001>
- [66] Huangfu, P., & Atkinson, R. (2020). Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 144(July), 105998.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105998>
- [67] Jeffry, L., Ong, M. Y., Nomanbhay, S., Mofijur, M., Mubashir, M., & Show, P. L. (2021). Greenhouse gases utilization: A review. *Fuel*, 301(April).
<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121017>
- [68] Jensen, M. B., Møller, J., Mønster, J., & Scheutz, C. (2017). Quantification of greenhouse gas emissions from a biological waste treatment facility. *Waste Management*, 67, 375–384.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.033>
- [69] Kalam, S., Olayiwola, T., Al-Rubaii, M. M., Amaechi, B. I., Jamal, M. S., & Awotunde, A. A. (2020). Carbon dioxide sequestration in underground formations: review of experimental, modeling, and field studies. *Journal*



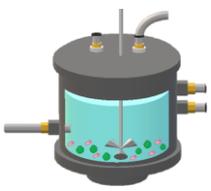
REFERENCIAS

- of Petroleum Exploration and Production Technology*, 11(1), 303–325.
<https://doi.org/10.1007/s13202-020-01028-7>
- [70] Koolen, C. D., & Rothenberg, G. (2019). Air Pollution in Europe. *ChemSusChem*, 12(1), 164–172.
<https://doi.org/10.1002/cssc.201802292>
- [71] Koutinas, M., Peeva, L. G., & Livingston, A. G. (2005). An attempt to compare the performance of bioscrubbers and biotrickling filters for degradation of ethyl acetate in gas streams. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 80(11), 1252–1260.
<https://doi.org/10.1002/jctb.1319>
- [72] Krishnamurthy, A., Adebayo, B., Gelles, T., Rownaghi, A., & Rezaei, F. (2020). Abatement of gaseous volatile organic compounds: A process perspective. *Catalysis Today*, 350(June 2019), 100–119.
<https://doi.org/10.1016/j.cattod.2019.05.069>
- [73] Koppmann, R. (2020). Chemistry of volatile organic compounds in the atmosphere. *Hydrocarbons, Oils and Lipids: Diversity, Origin, Chemistry and Fate*, 811-822. https://doi.org/10.1007/978-3-319-90569-3_24
- [74] Kumar, P., Arora, K., Chanana, I., Kulshreshtha, S., Thakur, V., & Choi, K. Y. (2023). Comparative study on conventional and microalgae-based air purifiers: Paving the way for sustainable green spaces. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(6), 111046.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111046>
- [75] Lamprea Pineda, P. A., Demeestere, K., Toledo, M., Van Langenhove, H., & Walgraeve, C. (2021). Enhanced removal of hydrophobic volatile organic compounds in biofilters and biotrickling filters: A review on the use of surfactants and the addition of hydrophilic compounds. *Chemosphere*, 279(February), 130757.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130757>
- [76] Lebrero, R., Ángeles, R., Pérez, R., & Muñoz, R. (2016). Toluene biodegradation in an algal-bacterial airlift photobioreactor: Influence of



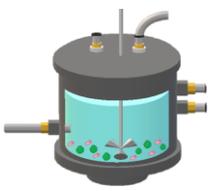
REFERENCIAS

- the biomass concentration and of the presence of an organic phase. *Journal of Environmental Management*, 183, 585–593.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.016>
- [77] Lee, K. K., Miller, M. R., & Shah, A. S. V. (2018). Air pollution and stroke. *Journal of Stroke*, 20(1), 2–11. <https://doi.org/10.5853/jos.2017.02894>
- [78] Lee, K. K., Spath, N., Miller, M. R., Mills, N. L., & Shah, A. S. V. (2020). Short-term exposure to carbon monoxide and myocardial infarction: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 143(April), 105901. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105901>
- [79] Li, L., Chai, F., Liang, C., Wang, Y., Zhang, X., Yang, K., & Xiao, B. (2020). Comparison and application of biofilter and suspended bioreactor in removing gaseous o-xylene. *Environmental Research*, 188(April), 109853. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109853>
- [80] Lim, Y. A., Chong, M. N., Foo, S. C., & Ilankoon, I. M. S. K. (2021). Analysis of direct and indirect quantification methods of CO₂ fixation via microalgae cultivation in photobioreactors: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137(April 2020), 110579. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110579>
- [81] Liu, H., & Fang, H. H. P. (2002). Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. *Journal of Biotechnology*, 95(3), 249–256. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(02\)00025-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(02)00025-1)
- [82] Liu, W., Zhu, Q., Zhou, X., & Peng, C. (2019). Comparative analyses of different biogenic CO₂ emission accounting systems in life cycle assessment. *Science of the Total Environment*, 652, 1456–1462. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.039>
- [83] Liu, Y., Quan, X., Sun, Y., Chen, J., Xue, D., & Chung, J. S. (2002). Simultaneous removal of ethyl acetate and toluene in air streams using compost-based biofilters. *Journal of Hazardous Materials*, 95(1–2), 199–213. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00139-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00139-5)
- [84] López, J. C., Quijano, G., Souza, T. S. O., Estrada, J. M., Lebrero, R., &



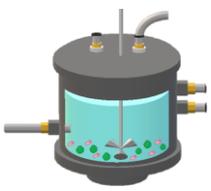
REFERENCIAS

- Muñoz, R. (2013). Biotechnologies for greenhouse gases (CH₄, N₂O, and CO₂) abatement: State of the art and challenges. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97(6), 2277–2303.
<https://doi.org/10.1007/s00253-013-4734-z>
- [85] LOWRY, O. H., ROSEBROUGH, N. J., FARR, A. L., & RANDALL, R. J. (1951). Protein measurement with the Folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry*, 193(1), 265–275. [https://doi.org/10.1016/s0021-9258\(19\)52451-6](https://doi.org/10.1016/s0021-9258(19)52451-6)
- [86] Lu, C., Lin, M. R., Lin, J., & Chang, K. (2001). Removal of ethylacetate vapor from waste gases by a trickle-bed air biofilter. *Journal of biotechnology*, 87(2), 123-130. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(01\)00228-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(01)00228-0)
- [87] Lu, L., Dong, D., Yeung, M., Sun, Z., & Xi, J. (2022). Sustaining low pressure drop and homogeneous flow by adopting a fluidized bed biofilter treating gaseous toluene. *Chemosphere*, 291(P3), 132951. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132951>
- [88] Luo, X., Zhang, H., Li, Q., & Zhang, J. (2020). Effects of static magnetic field on *Chlorella vulgaris*: growth and extracellular polysaccharide (EPS) production. *Journal of Applied Phycology*, 32(5), 2819–2828. <https://doi.org/10.1007/s10811-020-02164-7>
- [89] Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. *Frontiers in Public Health*, 8(February), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>
- [90] Margarites, A. C., Volpato, N., Araújo, E., Cardoso, L. G., Bertolin, T. E., Colla, L. M., & Costa, J. A. V. (2017). *Spirulina platensis* is more efficient than *Chlorella homosphaera* in carbohydrate productivity. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 38(17), 2209–2216. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1254685>
- [91] Marycz, M., Brillowska-Dąbrowska, A., Muñoz, R., & Gębicki, J. (2022). A



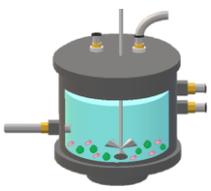
REFERENCIAS

- state of the art review on the use of fungi in biofiltration to remove volatile hydrophobic pollutants. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 21(1), 225–246. <https://doi.org/10.1007/s11157-021-09608-7>
- [92] Matito-Martos, I., Sepúlveda, C., Gómez, C., Ación, G., Perez-Carbajo, J., Delgado, J. A., Águeda, V. I., Ania, C., Parra, J. B., Calero, S., & Anta, J. A. (2021). Potential of CO₂ capture from flue gases by physicochemical and biological methods: A comparative study. *Chemical Engineering Journal*, 417(December 2020). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128020>
- [93] Méndez, L., & Muñoz, R. (2024). Enhancing microalgae-based bioremediation technologies with carbon-coated zero valent iron nanoparticles. *Algal Research*, 79(November 2023). <https://doi.org/10.1016/j.algal.2024.103448>
- [94] Mensah, C. N., Long, X., Boamah, K. B., Bediako, I. A., Dauda, L., & Salman, M. (2018). The effect of innovation on CO₂ emissions of OCED countries from 1990 to 2014. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(29), 29678–29698. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2968-0>
- [95] Millero, F. J., Pierrot, D., Lee, K., Wanninkhof, R., Feely, R., Sabine, C. L., Key, R. M., & Takahashi, T. (2002). Dissociation constants for carbonic acid determined from field measurements. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 49(10), 1705–1723. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(02\)00093-6](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(02)00093-6)
- [96] Mishra, S. K., Suh, W. I., Farooq, W., Moon, M., Shrivastav, A., Park, M. S., & Yang, J. W. (2014). Rapid quantification of microalgal lipids in aqueous medium by a simple colorimetric method. *Bioresource Technology*, 155, 330–333. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.077>
- [97] Miyawaki, B., Mariano, A. B., Vargas, J. V. C., Balmant, W.,



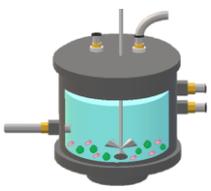
REFERENCIAS

- Defrancheschi, A. C., Corrêa, D. O., Santos, B., Selesu, N. F. H., Ordonez, J. C., & Kava, V. M. (2021). Microalgae derived biomass and bioenergy production enhancement through biogas purification and wastewater treatment. *Renewable Energy*, *163*, 1153–1165. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.09.045>
- [98] Moe, W. M., & Qi, B. (2004). Performance of a fungal biofilter treating gas-phase solvent mixtures during intermittent loading. *Water Research*, *38*(9), 2259–2268. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.02.017>
- [99] Mølhave, L. (1991). Volatile Organic Compounds, Indoor Air Quality and Health. *Indoor Air*, *1*(4), 357–376. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1991.00001.x>
- [100] Montero-Montoya, R., López-Vargas, R., & Arellano-Aguilar, O. (2018). Volatile organic compounds in air: Sources, distribution, exposure and associated illnesses in children. *Annals of Global Health*, *84*(2), 225–238. <https://doi.org/10.29024/aogh.910>
- [101] Mudliar, S., Giri, B., Padoley, K., Satpute, D., Dixit, R., Bhatt, P., Pandey, R., Juwarkar, A., & Vaidya, A. (2010). Bioreactors for treatment of VOCs and odours - A review. *Journal of Environmental Management*, *91*(5), 1039–1054. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.01.006>
- [102] National Library of Medicine. (2024). *Carbon dioxide*. PubChem. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Carbon-Dioxide>
- [103] Oliva, G., Ángeles, R., Rodríguez, E., Turiel, S., Naddeo, V., Zarra, T., Belgiorno, V., Muñoz, R., & Lebrero, R. (2019). Comparative evaluation of a biotrickling filter and a tubular photobioreactor for the continuous abatement of toluene. *Journal of Hazardous Materials*, *380*(January), 120860. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120860>
- [104] Oliva, G., Pahunang, R. R., Vigliotta, G., Zarra, T., Ballesteros, F. C., Mariniello, A., Buonerba, A., Belgiorno, V., & Naddeo, V. (2023). Advanced treatment of toluene emissions with a cutting-edge algal bacterial photo-bioreactor: Performance assessment in a circular



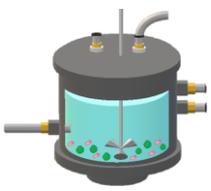
REFERENCIAS

- economy perspective. *Science of the Total Environment*, 878(March), 163005. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163005>
- [105] Onyeaka, H., Miri, T., Oibileke, K. C., Hart, A., Anumudu, C., & Al-Sharify, Z. T. (2021). Minimizing carbon footprint via microalgae as a biological capture. *Carbon Capture Science and Technology*, 1(October). <https://doi.org/10.1016/j.ccst.2021.100007>
- [106] Oviedo, J. A., Muñoz, R., Donoso-Bravo, A., Bernard, O., Casagli, F., & Jeison, D. (2022). A half-century of research on microalgae-bacteria for wastewater treatment. *Algal Research*, 67(August). <https://doi.org/10.1016/j.algal.2022.102828>
- [107] Paluszak, Z., Kanarek, P., Gryń, G., & Breza-Boruta, B. (2024). Deodorizing bacterial consortium: community analysis of biofilms and leachate water collected from an air biofiltration system in a piggery. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(12), 18993–19001. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32223-2>
- [108] Properties, P. (1997). 2 *TOLUENE Table 1. Physical Properties of Toluene*. 8.
- [109] Rajendran, L., Nagarajan, N. G., & Karuppan, M. (2020). Enhanced biomass and lutein production by mixotrophic cultivation of *Scenedesmus* sp. using crude glycerol in an airlift photobioreactor. *Biochemical Engineering Journal*, 161(March). <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107684>
- [110] Reimann, S., & Lewis, A. C. (2007). Anthropogenic VOCs. *Volatile organic compounds in the atmosphere*, 33-81.
- [111] Revah, S., & Morgan-Sagastume, J. M. (2005). Methods of odor and VOC control. *Biotechnology for Odor and Air Pollution Control*, 29–63. https://doi.org/10.1007/3-540-27007-8_3
- [112] Rittmann, B.E., McCarty, P.L., 2020. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, second ed. McGraw-Hill Book Co., New York.



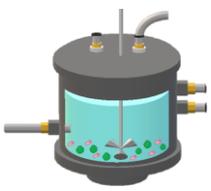
REFERENCIAS

- [113] Rodin, V., Lindorfer, J., Böhm, H., & Vieira, L. (2020). Assessing the potential of carbon dioxide valorisation in Europe with focus on biogenic CO₂. *Journal of CO₂ Utilization*, 41(May), 101219. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2020.101219>
- [114] Rybarczyk, P., Szulczyński, B., Gębicki, J., & Hupka, J. (2019). Treatment of malodorous air in biotrickling filters: A review. *Biochemical Engineering Journal*, 141(September 2018), 146–162. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.10.014>
- [115] Sander, R. (2014). *Compilation of Henry 's law constants , version 3 .* 99. 29615–30521. <https://doi.org/10.5194/acpd-14-29615-2014>
- [116] Sander, R. (2015). Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(8), 4399–4981. <https://doi.org/10.5194/acp-15-4399-2015>
- [117] Santos, L. O., Deamici, K. M., Menestrino, B. C., Garda-Bufferon, J., & Costa, J. A. V. (2017). Magnetic treatment of microalgae for enhanced product formation. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 33(9), 4–9. <https://doi.org/10.1007/s11274-017-2332-4>
- [118] Santos, L. O., Silva, P. G. P., Machado, B. R., Sala, L., & Deamici, K. M. (2022). Update on the application of magnetic fields to microalgal cultures. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 38(11). <https://doi.org/10.1007/s11274-022-03398-y>
- [119] Senatore, V., Zarra, T., Oliva, G., Belgiorno, V., & Naddeo, V. (2020). Volatile organic compounds (VOCs) removal by combining bioscrubber and ozone pretreatment. *Global Nest J*, 143-146.
- [120] Schiavon, M., Ragazzi, M., Rada, E. C., & Torretta, V. (2016). Air pollution control through biotrickling filters: a review considering operational aspects and expected performance. *Critical Reviews in Biotechnology*, 36(6), 1143–1155. <https://doi.org/10.3109/07388551.2015.1100586>
- [121] Shahid, A., Khan, F., Ahmad, N., Farooq, M., Mehmood, M.A. (2020).



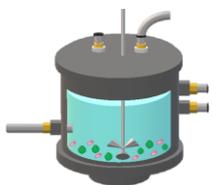
REFERENCIAS

- Microalgal Carbohydrates and Proteins: Synthesis, Extraction, Applications, and Challenges. In: Alam, M., Xu, J.L., Wang, Z. (eds) *Microalgae Biotechnology for Food, Health and High Value Products*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0169-2_14
- [122] Shen, X., Zhao, Y., Chen, Z., & Huang, D. (2013). Heterogeneous reactions of volatile organic compounds in the atmosphere. *Atmospheric Environment*, 68, 297–314. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.027>
- [123] Sheoran, K., Siwal, S. S., Kapoor, D., Singh, N., Saini, A. K., Alsanie, W. F., & Thakur, V. K. (2022). Air Pollutants Removal Using Biofiltration Technique: A Challenge at the Frontiers of Sustainable Environment. *ACS Engineering Au*, 2(5), 378–396. <https://doi.org/10.1021/acseengineeringau.2c00020>
- [124] Soreanu, G., Diaconu, D., Maier, S.S., Volf, I., Cretescu, I.. (2021). Moving forward sustainable solutions for VOCs biotrickling filtration through co-immobilised microorganisms, *Rom. J. Ecol. Environ. Chem.*, 3, no.2, pp. 54-60. <https://doi.org/10.21698/rjeec.2021.207>
- [125] Tan, C. H., Show, P. L., Lam, M. K., Fu, X., Ling, T. C., Chen, C. Y., & Chang, J. S. (2020). Examination of indigenous microalgal species for maximal protein synthesis. *Biochemical Engineering Journal*, 154, 107425. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.107425>
- [126] Torres-Torres, L. A., & Saucedo-Lucero, J. O. (2024). Monitoreo y caracterización estequiométrica de un Foto AirLift como postratamiento a un sistema de tratamiento biológico de aire. *Reaxion Ciencia y tecnología universitaria*, 11(2), 20-29.
- [127] Töbelmann, D., & Wendler, T. (2020). The impact of environmental innovation on carbon dioxide emissions. *Journal of Cleaner Production*, 244. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118787>
- [128] Valdez-Castillo, M., Saucedo-Lucero, J. O., Villalobos-Romero, K. L., Pérez-Rodríguez, F., & Arriaga, S. (2021). Steady-state operation of a



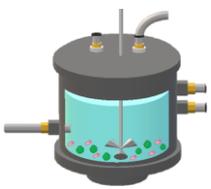
REFERENCIAS

- biofilter coupled with photocatalytic control of bacterial bioaerosol emissions. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(11), 13970–13980. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11583-5>
- [129] WHO. (2024). *Air quality, energy and health: type of pollutants*. <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/health-impacts/types-of-pollutants>
- [130] WHO. (2021). *Climate change: climate change impacts on health*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/climate-change-and-health>
- [131] WHO. (1985). Environmental Health Criteria 52 Toluene. *Environmental Health Criteria Monographs*, 52. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc52.htm>
- [132] Win-Shwe, T. T., & Fujimaki, H. (2010). Neurotoxicity of toluene. *Toxicology Letters*, 198(2), 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2010.06.022>
- [133] Wu, H., Yan, H., Quan, Y., Zhao, H., Jiang, N., & Yin, C. (2018). Recent progress and perspectives in biotrickling filters for VOCs and odorous gases treatment. *Journal of Environmental Management*, 222(November 2017), 409–419. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.001>
- [134] Wu, X., Lin, Y., Wang, Y., Wu, S., & Yang, C. (2023). Volatile organic compound removal via biofiltration: Influences, challenges, and strategies. *Chemical Engineering Journal*, 471(June). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.144420>
- [135] Xu, M., Xue, Z., Sun, S., Zhao, C., Liu, J., Liu, J., & Zhao, Y. (2020). Co-culturing microalgae with endophytic bacteria increases nutrient removal efficiency for biogas purification. *Bioresource Technology*, 314(July). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123766>
- [136] Xu, P., Li, J., Qian, J., Wang, B., Liu, J., Xu, R., Chen, P., & Zhou, W. (2023). Recent advances in CO₂ fixation by microalgae and its potential contribution to carbon neutrality. *Chemosphere*, 319(January).



REFERENCIAS

- <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137987>
- [137] Yadav, D. K., Singh, A., Agrawal, V., & Yadav, N. (2021). Algal Biomass. *Bioprospecting of Plant Biodiversity for Industrial Molecules*, 303–334. <https://doi.org/10.1002/9781119718017.ch15>
- [138] Yan, Y., Yang, J., Zhu, Z., Jin, B., Zhu, R., & Li, S. (2021). Enhancing performance evaluation and microbial community analysis of the biofilter for toluene removal by adding polyethylene glycol-600 into the nutrient solution. *Bioresource Technology*, 330(100). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124954>
- [139] Yoro, K. O., & Daramola, M. O. (2020). Gases , and the Global Warming Effect. *Advances in Carbon Capture*, 3–28. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-819657-1.00001-3>
- [140] Zare, H., Najafpour, G., Rahimnejad, M., Tardast, A., & Gilani, S. (2012). Biofiltration of ethyl acetate by *Pseudomonas putida* immobilized on walnut shell. *Bioresource Technology*, 123, 419–423. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.036>
- [141] Zhang, S., & Liu, Z. (2021). Advances in the biological fixation of carbon dioxide by microalgae. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 96(6), 1475–1495. <https://doi.org/10.1002/jctb.6714>
- [142] Zhao, Y., Guo, G., Sun, S., Hu, C., & Liu, J. (2019). Co-pelletization of microalgae and fungi for efficient nutrient purification and biogas upgrading. *Bioresource Technology*, 289(May). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121656>
- [143] Zilli-Tomita, H. E., Saucedo-Lucero, J. O., Suárez-Toriello, V. A., Rangel-Mendez, J. R., Avalos-Borja, M., & Arcibar-Orozco, J. A. (2024). Carbon-supported g-C₃N₄ photocatalyst for the treatment of vapor isobutanol as odorous VOC. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 6(March). <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100084>



Anexos

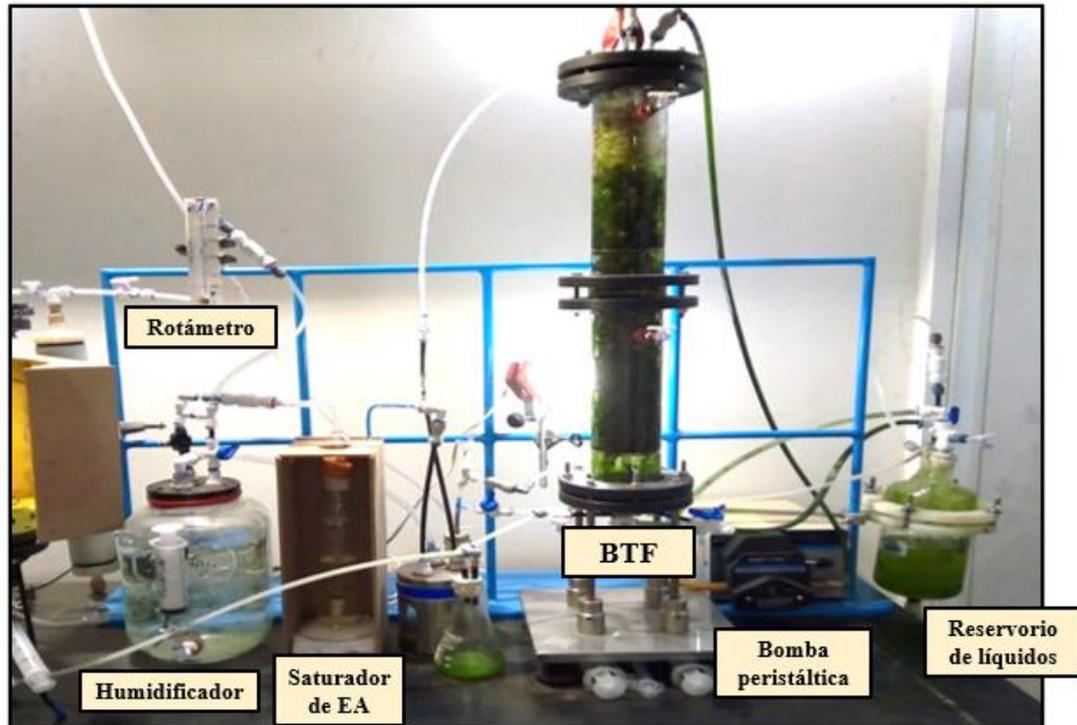
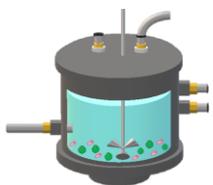


Figura A2.1. Imagen real de la configuración del sistema BTF para el tratamiento de vapores de acetato de etilo a escala laboratorio.



ANEXOS

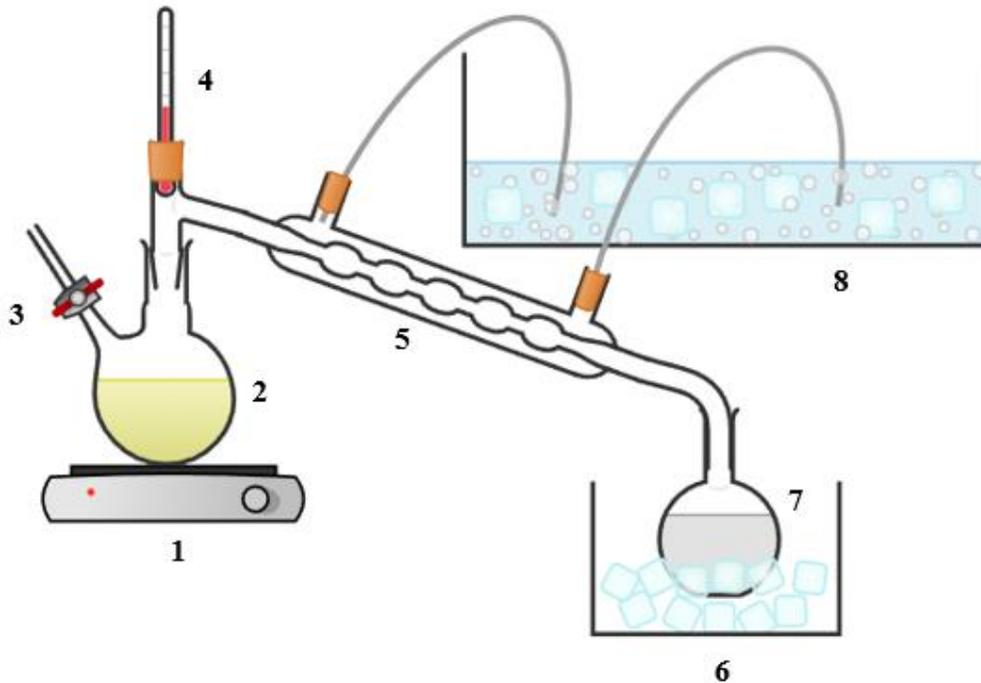
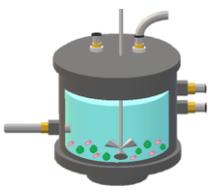


Figura A2.2. Sistema de destilación simple para extracción de ácidos orgánicos volátiles. 1) Placa calefactora, 2) Matraz de destilación, 3) Válvula de seguridad, 4) Termómetro, 5) Refrigerante, 6) Baño de hielo, 7) Matraz colector, 8) Sistema de refrigeración.



ANEXOS

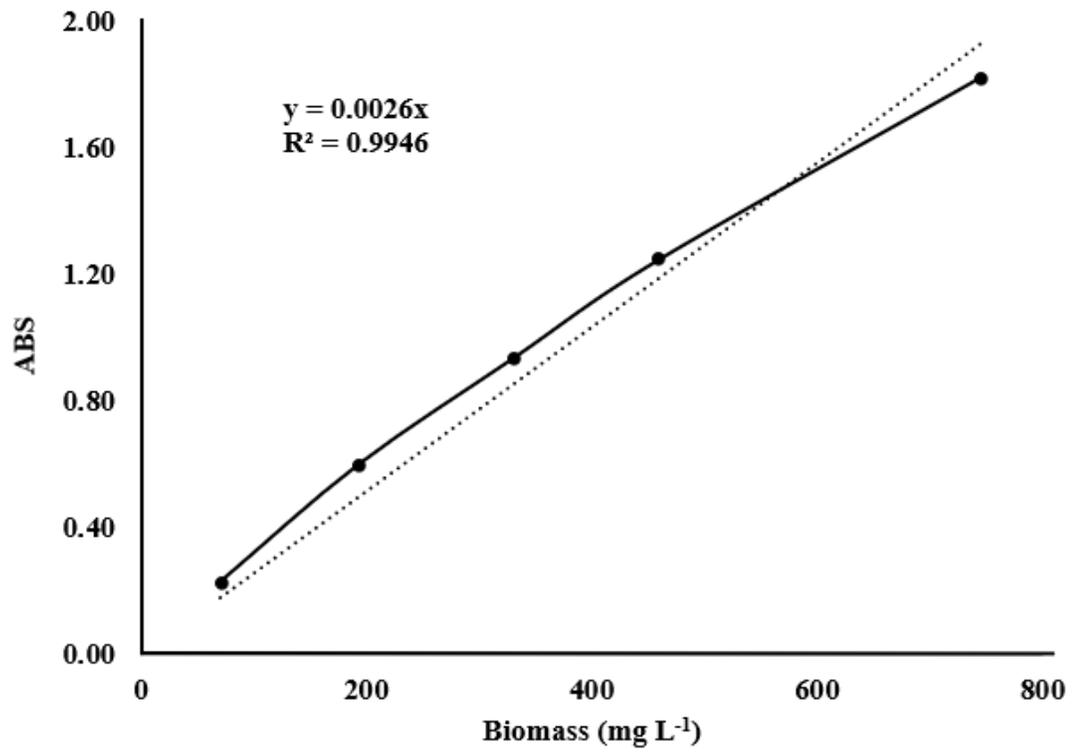
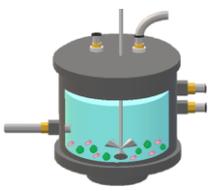


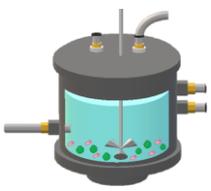
Figura A2.3. Curva de calibración para la concentración de biomasa en OD₆₈₅.



ANEXOS



Figura A2.4. a) BTF en la etapa I de adaptación del consorcio; b) BTF en la fase III funcionando en estado pseudo-estacionario.



ANEXOS

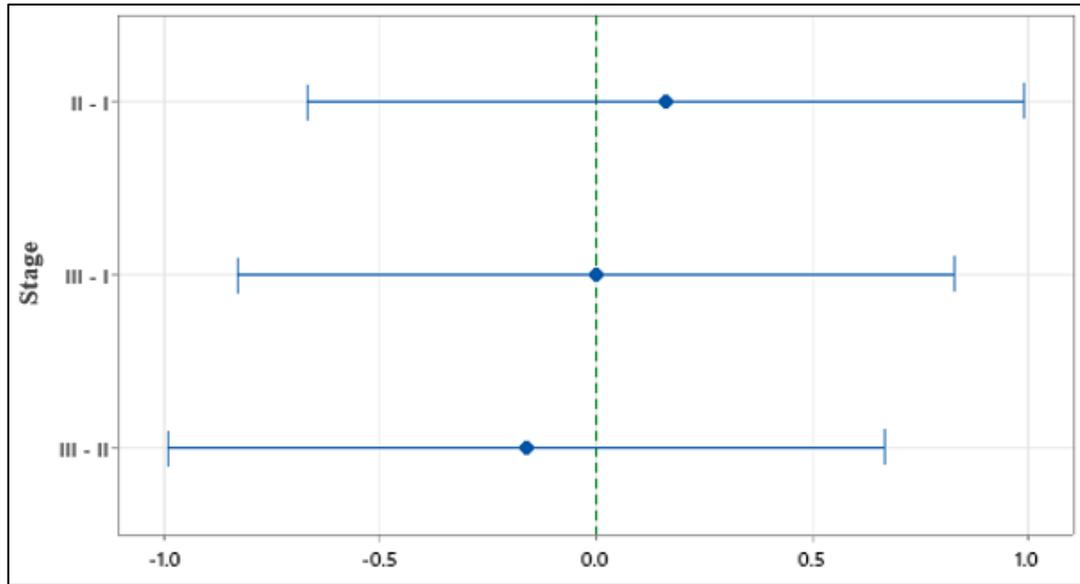
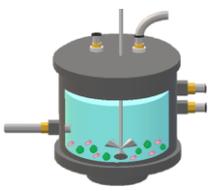


Figura A2.5. Comparación por pares mediante prueba de Tukey ($p = 0,05$) para encontrar diferencias significativas entre la fórmula empírica de la biomasa de las tres etapas operativas. Donde los intervalos que no contienen cero son significativamente diferentes.

Table A2.1. Rendimiento del BTF en cada etapa operativa.

Etapa	Tiempo (Días)	EC ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)	RE (%)
I	0-30	8.39 ± 1.86	24.13 ± 1.32
II	31-60	27.70 ± 7.72	65.32 ± 3.48
III	61-101	43.48 ± 11.04	80.35 ± 12.40

EC: Capacidad de eliminación; RE: Eficiencia de remoción.



ANEXOS



Figure A3.1. Montaje experimental del sistema acoplado a escala de laboratorio: a) S-CSTR; b) ARL expuesto y control; c) Montaje ARL expuesto a imanes de Nd como fuente SMF.

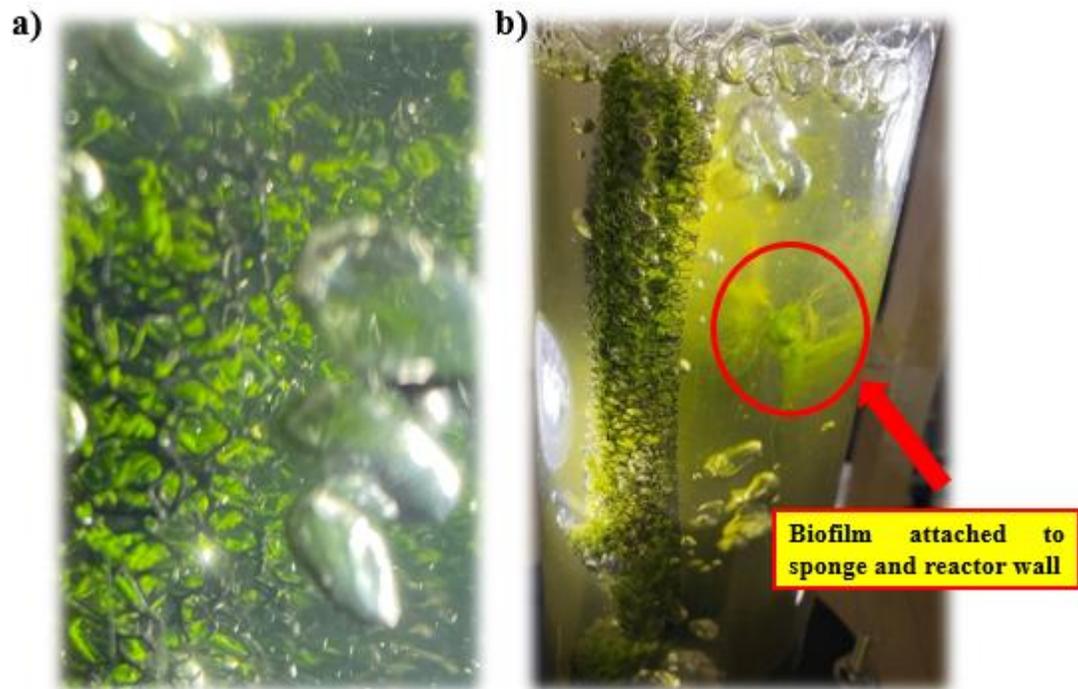
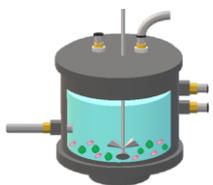


Figure A3.2. a) Formación de biopelícula en el día 1 de ES-I (6 h) (expuestos y control); b) Fotografía del día 5 de ES-I (6 h).



ANEXOS

Tabla A3.1. Desempeño del ARL expuesto y control acoplado al S-CSTR (Media \pm desviación estándar).

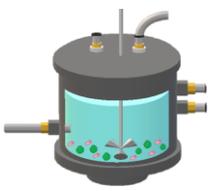
ES	FC (g m ⁻³ h ⁻¹)	FE (%)	EC (g m ⁻³ h ⁻¹)	RE (%)	P-biomasa (mg SSV L ⁻¹)	TOC (mg L ⁻¹)	DIC (mg L ⁻¹)
45 mT 6 h	13.49 \pm 5.34	45.61 \pm 21.25	6.43 \pm 1.87	52.30 \pm 12.49	1997.5 \pm 17.68	72.47 \pm 4.43	7.72 \pm 3.51
Control	8.14 \pm 2.41	26.31 \pm 10.14	5.63 \pm 1.77	45.85 \pm 12.25	1765 \pm 35.36	65.35 \pm 0.56	6.11 \pm 0.64
45 mT 4 h	19.10 \pm 3.53	63.30 \pm 8.68	5.24 \pm 1.66	45.03 \pm 17.68	835 \pm 7.07	77.74 \pm 3.16	4.95 \pm 0.57
Control	9.93 \pm 2.90	32.15 \pm 7.13	4.82 \pm 1.81	43.95 \pm 21.57	917.5 \pm 10.61	41.34 \pm 3.00	7.00 \pm 1.04
45 mT 2 h	20.25 \pm 4.65	60.75 \pm 14.07	8.12 \pm 2.37	46.53 \pm 16.73	365 \pm 21.21	94.99 \pm 4.74	19.46 \pm 3.43
Control	13.21 \pm 4.02	38.83 \pm 10.38	6.71 \pm 1.57	40.99 \pm 22.45	45 \pm 7.07	65.74 \pm 0.28	16.40 \pm 0.34

ES: Configuración experimental; FC: Capacidad de fijación; FE: Eficiencia de fijación; EC: Capacidad de eliminación; RE: Eficiencia de remoción; P-biomasa: Producción de biomasa; TOC: Carbono orgánico total; DIC: Carbono inorgánico disuelto.

Tabla A3.2. Reparto y recuperación del carbono total.

ES	In-C-CO ₂ (g)	In-C-TOL (g)	Out-C-CO ₂ (g), (%)	Out-C-TOL (g), (%)	TOC (g), (%)	DIC (g), (%)	C-VSS (g), (%)	Total (g)	Recovery (%)
45 mT 6 h	1.12	1.60	0.65 (25.26)	0.83 (32.51)	0.072 (2.84)	0.008 (0.30)	1.00 (39.09)	1.08	94
Control			0.81 (30.25)	0.92 (34.17)	0.065 (2.44)	0.006 (0.23)	0.88 (32.91)	0.95	99
45 mT 4 h	1.4	1.88	0.56 (25.93)	1.11 (51.04)	0.078 (3.58)	0.005 (0.23)	0.42 (19.23)	0.50	66
Control			0.95 (36.39)	1.15 (44.17)	0.041 (1.58)	0.007 (0.27)	0.46 (17.59)	0.51	80
45 mT 2 h	1.83	2.57	1.00 (36.17)	1.47 (53.11)	0.095 (3.43)	0.019 (0.70)	0.18 (6.59)	0.30	63
Control			1.31 (42.75)	1.64 (53.82)	0.066 (2.15)	0.016 (0.54)	0.02 (0.74)	0.10	70

ES: Configuración experimental; In-C-CO₂: Entrada de C-CO₂ total; In-C-TOL: Entrada de C-TOL total; Out-C-CO₂: Salida de C-CO₂ total; Out-C-TOL: Salida de C-TOL total; TOC: Carbono orgánico total; DIC: Carbono inorgánico disuelto; C-VSS: Carbono total en biomasa.



ANEXOS

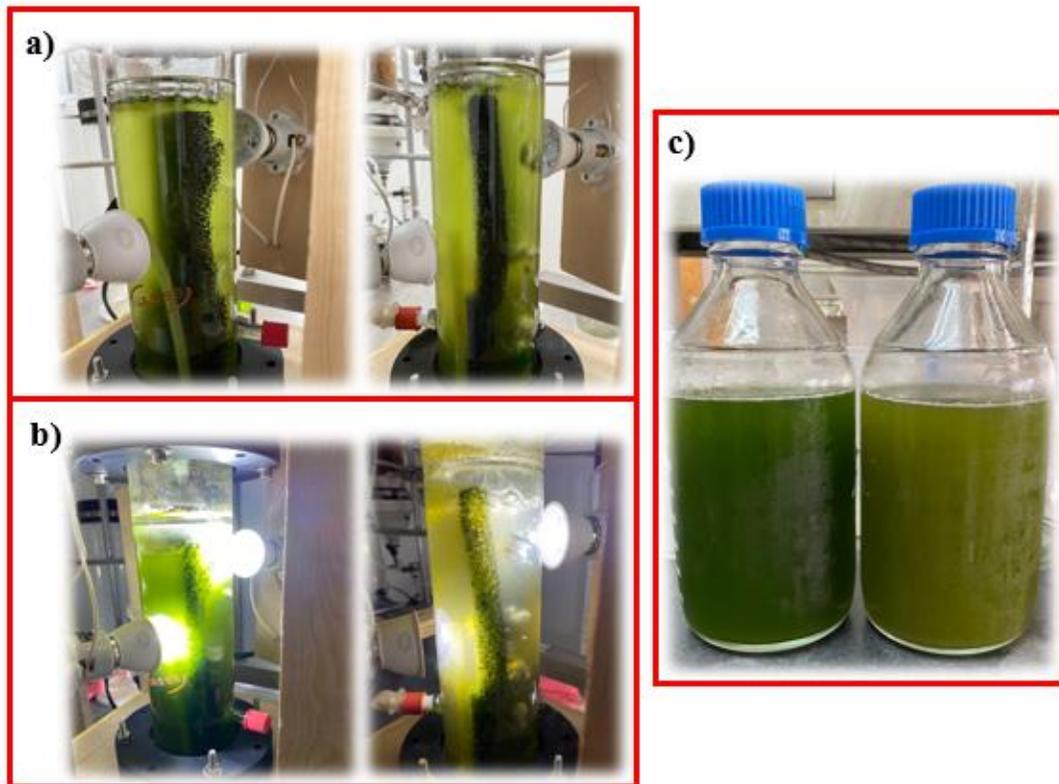
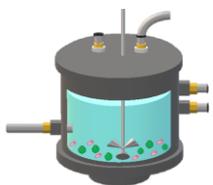


Figura A3.3. a) Puesta en marcha del sistema en ES-II, a la izquierda el ARL expuesto, a la derecha el ARL de control; b) Fin de ES-II, a la izquierda el ARL expuesto, a la derecha el ARL de control; c) Biomasa recuperada de ES-II, a la izquierda el ARL expuesto, a la derecha el ARL de control.



ANEXOS

Tabla A3.3. Estimación de CO₂ con respecto al balance estequiométrico (Ec. 3.13) y porcentaje de recuperación de CO₂.

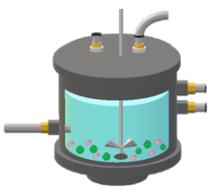
ES	OL _{CO₂} (g m ⁻³ h ⁻¹)	ThCO ₂ Pr (g m ⁻³ h ⁻¹)	ThCO ₂ F (g m ⁻³ h ⁻¹)	$\left(\frac{OL_{CO_2}}{ThCO_2Pr}\right)$ (%)	T-ThCO ₂ F (g)
45 mT 6 h	14.44 ± 6.23	23.82 ± 7.89	9.39 ± 2.30 ^c	58.99 ± 9.69	1.16 ± 0.29
Control	21.65 ± 5.58	30.27 ± 7.11	8.62 ± 2.45 ^c	71.29 ± 5.87	1.07 ± 0.30
45 mT 4 h	18.79 ± 12.60	26.90 ± 12.52	8.11 ± 2.69 ^c	66.39 ± 10.96	1.40 ± 0.46
Control	25.10 ± 9.08	31.93 ± 8.48	6.83 ± 2.77 ^c	77.52 ± 9.10	1.18 ± 0.48
45 mT 2 h	14.12 ± 5.77	26.26 ± 7.82	12.14 ± 4.54 ^a	53.48 ± 13.05	2.02 ± 0.75
Control	22.18 ± 3.08	32.37 ± 4.31	10.19 ± 3.17 ^b	68.88 ± 7.95	1.70 ± 0.53

ES: Configuración experimental; OL_{CO₂}: Carga de salida de CO₂; ThCO₂Pr: Tasa de Producción teórica de CO₂; ThCO₂F: Tasa de fijación teórica de CO₂ por biodegradación de tolueno; T-ThCO₂F: Fijación teórica total de CO₂ por biodegradación de tolueno.

Tabla A3.4. Composición bioquímica de la biomasa bajo diferentes tiempos de exposición a 45 mT de SMF (6, 4 y 2 h) y cultivo control. Ensayos realizados por duplicado (media ± desviación estándar).

ES	Carbohidratos (mg g ⁻¹ SSV)	Proteínas (mg g ⁻¹ SSV)	Lípidos (mg g ⁻¹ SSV)	ChIT (mg g ⁻¹ SSV)	Carotenoides (mg g ⁻¹ SSV)
45 mT 6 h	222.52 ± 5.78	42.31 ± 3.83	518.43 ± 0.85	8.06 ± 1.04	1.72 ± 0.24
Control	280.03 ± 9.87	37.84 ± 3.17	321.84 ± 3.91	5.90 ± 0.01	2.06 ± 0.02
45 mT 4 h	240.76 ± 28.61	84.98 ± 4.01	289.98 ± 2.39	14.23 ± 0.02	2.32 ± 0.05
Control	265.57 ± 38.15	66.29 ± 3.06	377.32 ± 18.11	4.97 ± 0.08	1.43 ± 0.03
45 mT 2 h	629.32 ± 25.54	141.05 ± 1.49	413.47 ± 7.89	6.27 ± 0.61	1.45 ± 0.18
Control	395.87 ± 39.85	153.96 ± 17.63	264.09 ± 8.14	5.76 ± 0.01	0.77 ± 0.02

ES: Configuración experimental; ChIT: Clorofila total.

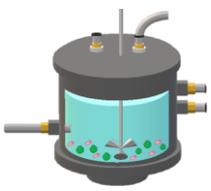


ANEXOS

Tabla A3.5. Desempeño en Producción de biomoléculas.

ES	EPS (mg g⁻¹ SSV)	Clorofila a (mg g⁻¹ SSV)	Clorofila b (mg g⁻¹ SSV)
45 mT 6 h	308.88 ± 28.35	5.57 ± 0.74	2.48 ± 0.30
Control	279.75 ± 11.61	4.01 ± 0.02	1.90 ± 0.01
45 mT 4 h	464.97 ± 60.58	10.11 ± 0.07	4.11 ± 0.05
Control	447.86 ± 32.42	3.40 ± 0.03	1.57 ± 0.05
45 mT 2 h	728.83 ± 44.82	3.79 ± 0.41	2.48 ± 0.20
Control	927.20 ± 145.38	3.07 ± 0.09	2.69 ± 0.08

ES: Set experimental; EPS: Sustancias poliméricas extracelulares



ANEXOS

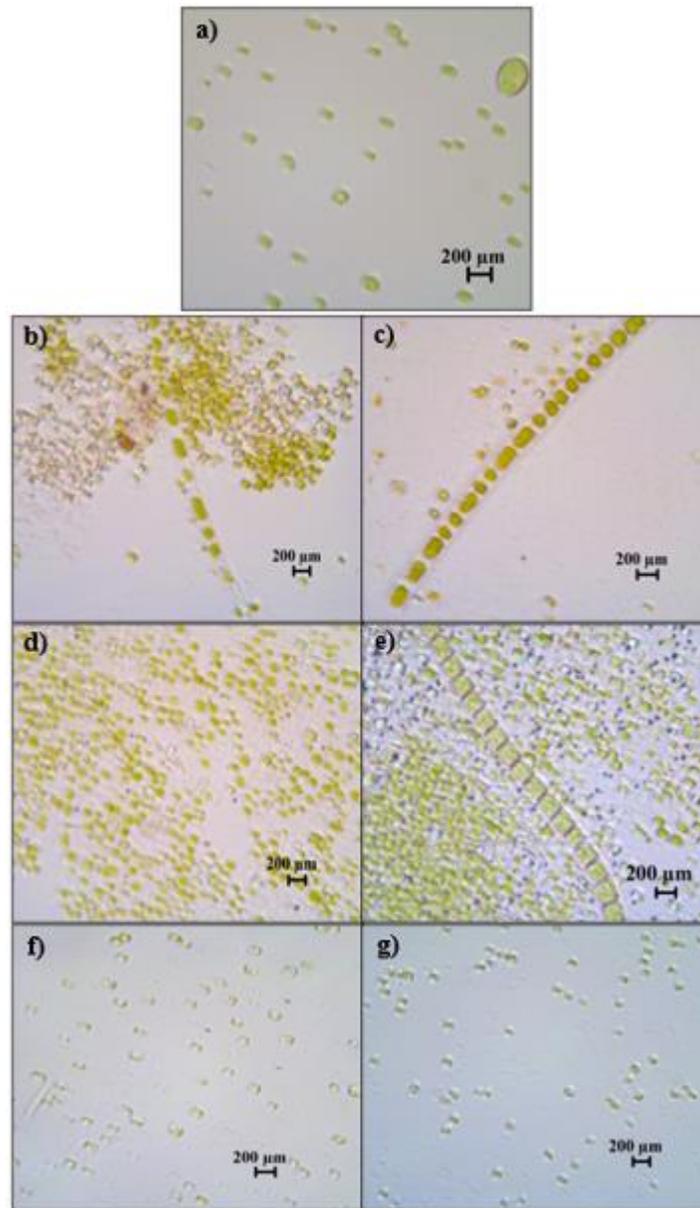
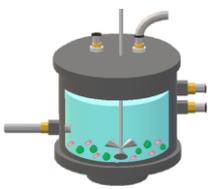


Figura A3.4. Morfología celular en los diferentes sets experimentales, a) muestra de biomasa aclimatada; b) final de ES-I: 45 mT 6 h; c) final de ES-I: control; d) final de ES-II: 45 mT 4 h; e) final de ES-II: control; f) final de ES-III: 45 mT 2 h; g) final de ES-III: control.



ANEXOS

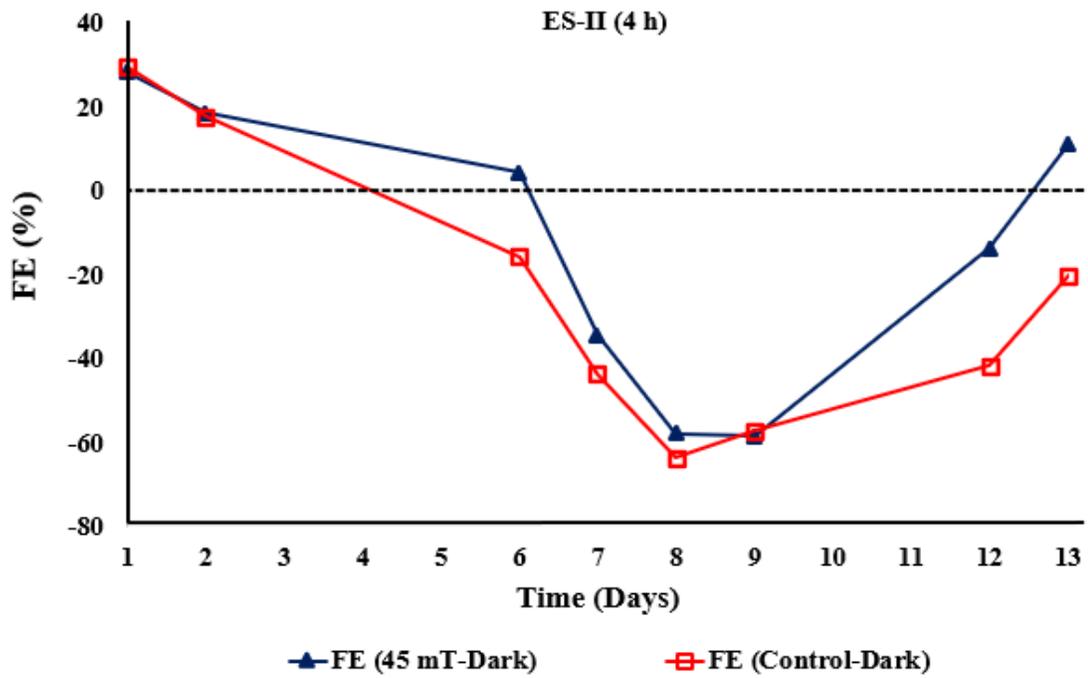
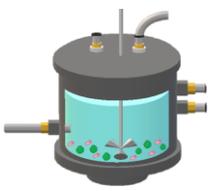


Figura A3.5. Eficiencia de fijación (FE) de CO₂ en fotorreactor ARL expuesto y control en fase oscura para ES-II (4 h).



ANEXOS

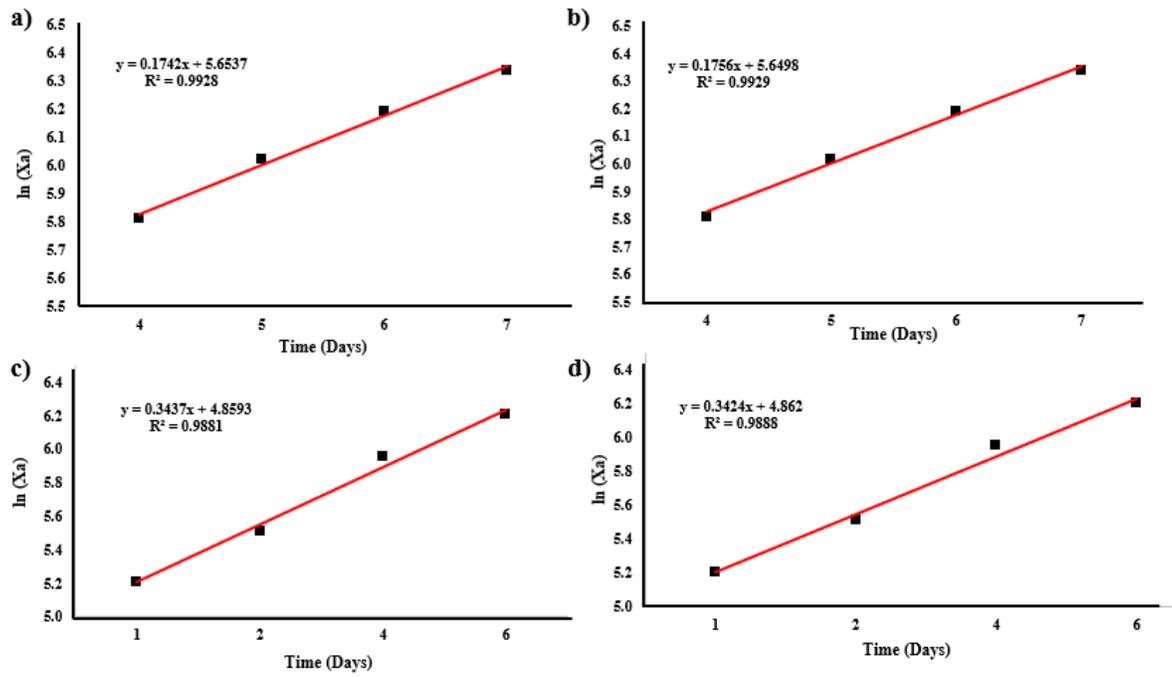
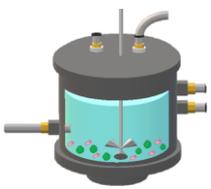


Figura A3.6. Linealización de $\ln(X_a)$ en la fase de crecimiento exponencial; (a) y (b) tasa de crecimiento específica en ES-II 45 mT 4 h; (c) y (d) tasa de crecimiento específica en ES-II control (SD, $n = 2$).



ANEXOS

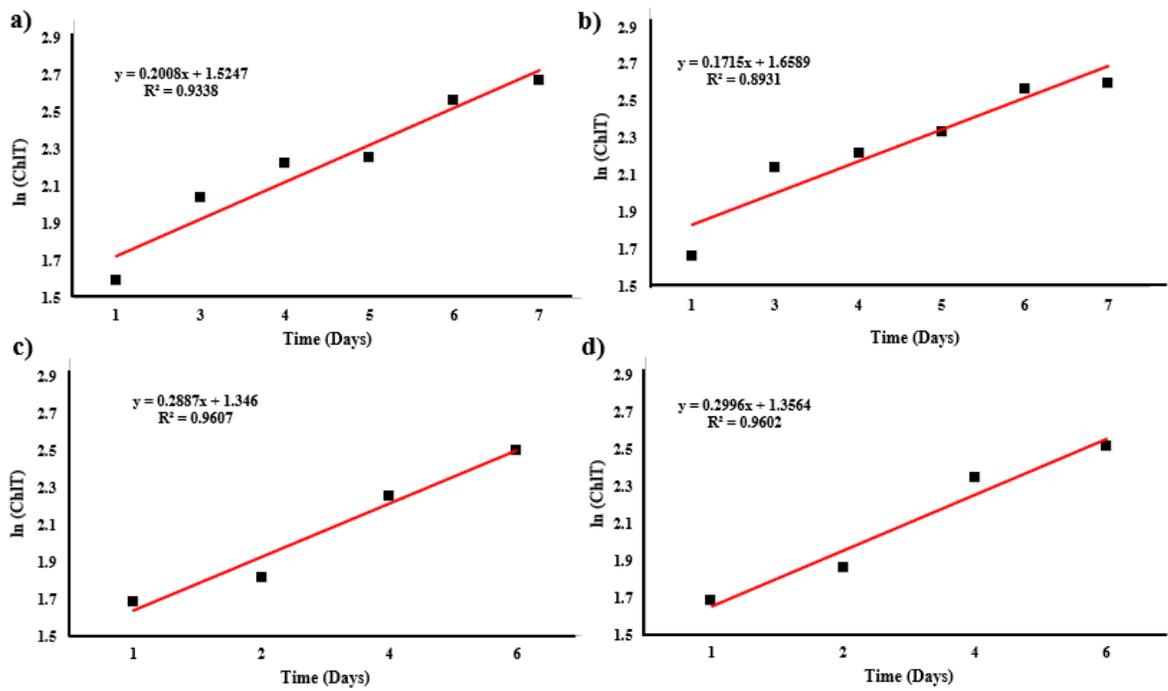
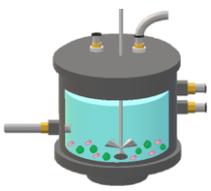


Figura A3.7. Linealización de $\ln(\text{ChIT})$ en la fase de crecimiento exponencial; a) y b) tasa de crecimiento específica en ES-II 45 mT 4 h; c) y d) tasa de crecimiento específica en ES-II control. (SD, $n = 2$).



ANEXOS

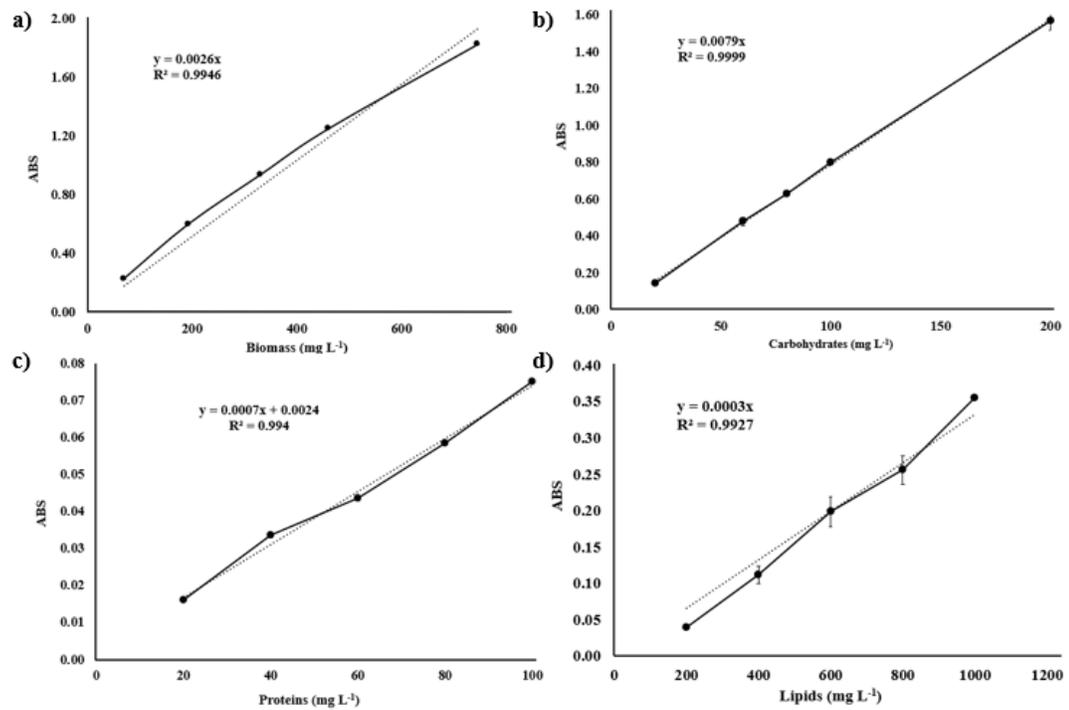
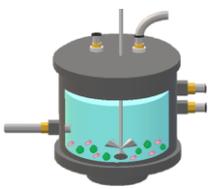


Figura A3.8. Curvas de calibración para la caracterización de biomasa; a) biomasa a OD₆₈₅; b) carbohidratos; c) proteínas; d) lípidos. Media \pm desviación estándar (DE, n = 2).



ANEXOS

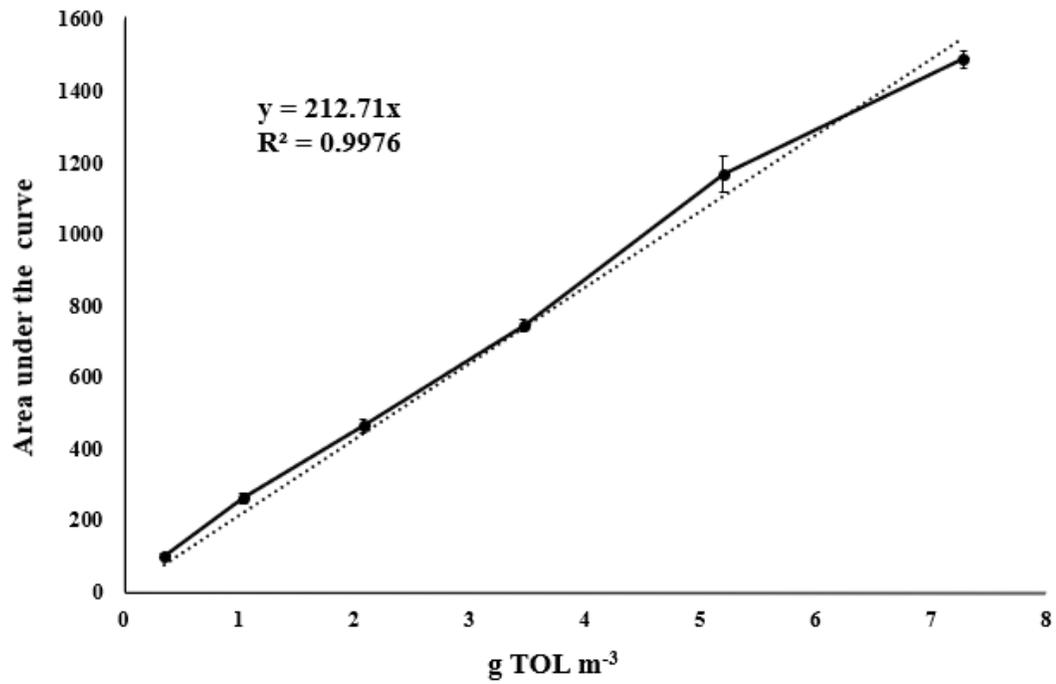


Figura A3.9. Curva de calibración para vapores de tolueno en GC-FID. Media \pm desviación estándar (DE, n = 3).