



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Facultad De Estudios Superiores Iztacala

**Procesos de bioacumulación y biotransformación de
microcistina en la macrófita *Phragmites australis* en el
ambiente acuático**

T E S I N A

Que para obtener el título de

BIÓLOGO

P R E S E N T A

Claudio Darío Rueda Barrios

Director de Tesis

Dr. Pedro Ramírez García



Tlalnepantla de Baz, Los Reyes Iztacala, Edo. De México, 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por ser una institución llena de oportunidades, en la cual se me dio la oportunidad de desarrollarme académicamente, así como brindarme las áreas necesarias para llevar esto a cabo.

A la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, primeramente, porque es donde cursé la totalidad de la carrera, y en segundo lugar porque es el lugar donde viví tantos momentos buenos y malos, y que sin duda alguna me enseñó más allá de lo académico, sino también en lo personal.

Al laboratorio de microecología ambiental del proyecto Conservación y Mejoramiento Ambiental (CyMA), por brindarme lo necesario para cumplir mis metas académicas, a su vez por ser el lugar en donde conocí a muchas personas que me dejaron todo tipo de experiencias.

A mi tutor el Dr. Pedro Ramírez García, por permitirme ser parte del laboratorio, así como brindarme su confianza para la realización de este proyecto, también por la paciencia y tolerancia durante tanto tiempo, y sus palabras que por su peculiar forma de expresarlas me hicieron avanzar y crecer para cumplir mis metas.

A mis sinodales, Diego de Jesús Chaparro Herrera, Ana María García Bores, Elizabet Ramírez Flores y David Chicalote Castillo, ya que gracias a sus acertadas observaciones, correcciones y consejos se pudo culminar este trabajo.

Agradecimientos personales.

A lo largo de la carrera se conoce a muchas personas, hay quienes se quedan por mucho, otras unos breves instantes, sin embargo, todos dejan algo bueno o malo que a final de cuentas te influye de alguna manera.

De este modo, están aquellas personas que te brindan oportunidades como en su momento el Dr. Diego o la Dra. Sandra, que a pesar de no continuar con las propuestas y proyectos les estoy agradecido por ser de las primeras personas en brindarme la confianza de incluirme a su equipo de trabajo.

Por otro lado, están esas personitas que se convirtieron en más que compañeros, al volverse amigos, con los cuales pase bastante momentos agradables, amenos y divertidos, aunque evidentemente también malos ratos, y por eso Adriana, Laura, Jaqueline y Guadalupe, gracias por soportarme desde el principio.

Después, conforme avanzaba la carrera conocí muchas más personas, pero evidentemente no todos pasaron a ser más que simples compañeros, y pues Claudia, mi tocaya y Jaime (Amauri), que la verdad soportaron muchas de mis groserías se volvieron parte de mi círculo VIP de amistades.

Ya para los últimos años, coincidí con otras tantas personas, algunas agradables y muchas otras indeseables, en esta etapa es donde llegaron Ángel, Hugo, Naye, Christian, los Danis, Betsy, Michelle quienes ahora forman parte de mis amistades por los buenos momentos que pasamos juntos, desde lo ocurrido en el laboratorio como en campo.

Y también como olvidar a mis compañeros de laboratorio, a quienes no nombrare porque han sido muchos, un desfile de personas, sin embargo, con la mayoría hemos hecho bastante amena la estancia en el laboratorio.

Dedicatoria.

A mi familia, quienes han estado conmigo apoyándome desde el principio y con quienes se que puedo contar en cualquier momento.

A mis padres Claudia y Ernesto, por nunca dejarme y compartir conmigo todos mis logros, metas alcanzadas, así como todas mis locuras.

Al René por los momentos compartidos y el impulso a seguir adelante, también por ser mi negro esclavo.

Y al Viejo, si bien ya no esta presente, al igual que mi familia está en mi corazón.

“Nada en la biología tiene sentido
si no es a la luz de la evolución”
Dobzhansky, 1973

Índice

Índice	1
Índice de figuras	5
Introducción	7
Antecedentes	8
Objetivos	10
Material y Método	10
Capítulo 1: Biología de <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steudel	12
1. Clasificación taxonómica de <i>Phragmites australis</i>	12
2. Descripción taxonómica	12
3. Ciclo de vida	15
3.1. Reproducción	16
3.2. Variantes de <i>P. australis</i>	16
4. Distribución	18
4.1. Hábitat	19
4.2. Factores ambientales del hábitat de <i>P. australis</i>	20
1.1.1. 4.2.1. Salinidad	20
1.1.2. 4.2.2. pH	20
1.1.3. 4.2.3. Nutrientes	21
5. Fisiología	21
5.1. Comportamiento fotosintético	22
5.2. Transporte de Agua	23
5.2. Nutrición	24
5.3. Metales Pesados	25
5.4. Solutos disueltos	26
Capítulo 2: Medio ambiente acuático como hábitat	30
6. El Agua	30
7. Características fisicoquímicas del agua	31
7.1. Temperatura	31
7.2. pH	31
7.3. Conductividad eléctrica	31

7.4.	Oxígeno Disuelto	32
7.5.	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	32
7.6.	Turbidez.....	33
7.7.	Dureza y Alcalinidad	33
8.	Bioindicadores.....	34
8.1.	Bacterias.....	34
8.2.	Hongos.....	34
8.3.	Fitoplancton (Microalgas)	35
8.4.	Plantas macrófitas (Malezas acuáticas)	35
9.	Contaminación acuática.....	36
9.1.	Principales fuentes	36
1.1.4.	Metales pesados	36
1.1.5.	Nutrientes.....	37
10.	Consecuencias de la contaminación.	37
10.1.	Hipoxia y anoxia	37
10.2.	Eutrofización.	38
10.3.	Malezas acuáticas.....	39
10.4.	Florecimientos algales (blooms).....	39
11.	Alternativas de rehabilitación de aguas contaminadas.	41
11.1.	Métodos Físicos.....	41
11.1.1.	Filtración.....	41
11.1.2.	Radiación Ultravioleta (UV).....	42
11.1.3.	Carbón activado.	42
11.2.	Métodos Químicos.	43
11.2.1.	Oxidación.....	43
11.2.2.	Cloración.....	43
11.2.3.	Ozonización.	44
11.2.4.	Alguicidas.....	44
11.2.5.	Coagulación/Floculación.	45
11.3.	Biológicas.....	45
11.3.1.	Bacterias.....	45
11.3.2.	Hongos.....	46
11.3.3.	Algas.	46

11.3.4. Plantas	47
Capítulo 3: Cianobacterias: Importancia y consecuencias de sus metabolitos secundarios	49
12. Características de las cianobacterias.	49
13. Florecimientos (Blooms) de cianobacterias	49
14. Tipos de blooms	50
14.1. No tóxicos.....	50
14.2. Potencialmente tóxicos.....	50
15. Géneros productores de toxinas.....	51
15.1. Tipos de toxinas.....	53
15.1.1. Neurotoxinas.....	53
15.1.2. Dermatotoxinas.....	54
15.1.3. Hepatotoxinas.....	55
16. Principales productores de MC.....	59
16.1. <i>Microcystis aeruginosa</i>	60
16.1.1. Biología de <i>M. aeruginosa</i>	60
17. Importancia ecológica de las microcistinas (MCs).....	61
17.1. Alelopatía de <i>M. aeruginosa</i>	61
17.2. Transferencia trófica.....	62
17.3. Ubicuidad de la MC.....	62
18. Presencia de las MCs en productos consumibles.....	63
18.1. Productos pesqueros.....	63
18.2. Productos agrícolas.....	63
18.3. Agua potable.....	63
19. Afecciones en el ser humano.....	63
19.1. Mecanismos de acción de la MC.....	64
19.1.1. Ingreso al organismo.....	64
19.1.2. Toxicidad.....	64
Capítulo 4: <i>Phragmites australis</i> como modelo biológico de biotransformación	66
20. Biorremediación.....	66
20.1. Fitorremediación.....	67
21. Aplicaciones de la fitorremediación en la remoción de contaminantes.....	68
21.1. Remoción de nutrientes.....	68
21.2. Remoción de metales pesados.....	69

21.3.	Remoción de contaminantes emergentes.....	69
21.4.	Remoción de cianotoxinas.....	70
22.	Plantas macrófitas en fitorremediación.....	70
22.1.	Macrófitas sumergidas.....	70
22.2.	Macrófitas con hojas flotantes.....	71
22.3.	Macrófitas flotantes libres.....	71
22.4.	Macrófitas enraizadas emergentes.....	72
23.	<i>Phragmites australis</i> como modelo biológico de fitorremediación.....	72
23.1.	Remoción de nutrientes de <i>P. australis</i>	73
23.2.	Remoción de metales pesados de <i>P. australis</i>	73
23.3.	Remoción de contaminantes emergentes de <i>P. australis</i>	73
23.4.	Remoción de cianotoxinas de <i>P. australis</i>	74
23.4.1.	Desintoxicación de MCs por la ruta del Glutación (GSH).....	75
24.	Propuesta para evaluar el potencial de biotransformación de MCs por la macrófita <i>P. australis</i>	76
24.1.	Obtención de microcistina a partir de una muestra ambiental de un cuerpo de agua con presencia de bloom de cianobacterias.....	76
24.2.	Obtención del material vegetal.....	76
24.3.	Exposición de <i>P. australis</i> a un extracto de MCs.....	77
24.4.	Cuantificación de MCs.....	77
24.5.	Evaluación de la fitorremediación.....	77
24.5.1.	Producción de biomasa.....	77
24.5.2.	Factor de bioconcentración.....	78
24.5.3.	MC Biotransformada (BTMC) y Tasa de biotransformación (RBT).....	78
24.5.4.	Análisis estadístico.....	78
	Conclusiones.....	78
	Bibliografía.....	80

Índice de figuras

- Capítulo 1: Biología de *Phragmites australis*
 - **Figura 1.1:** Distribución de los tipos de rizoma según la superficie del sustrato (0 cm) modificado de Kudo & Ito 1988; A: rizoma horizontal primario; B: rizoma vertical; C: rizoma horizontal secundario; D: brote; E: vástago..... **14**
 - **Figura 1.2:** Esquema de *Phragmites australis*, tomado de Mal & Narine 2004 A: Raíz con rizoma; B: vástago; C: lígula, D: inflorescencia; E: florete; F: Primer gluma; G: segunda gluma; H – I: granos; J: lema fértil con pelos sedosos; K: espiga; L: lema inferior; M: lema fértil; N: floretes con estambres y pistilos; O: palea; P: lodículo. **15**
 - **Figura 1.3:** tipo de brote tomado de Haslam 1969; A: brote que se origina en los nudos del rizoma, o del estolón es más grueso y tiende a formar un nuevo individuo ya que forma raíces; B: brote que se origina en los nudos del tallo, es delgado las hojas crecen poco y no pueden formar un nuevo individuo ya que no generan raíces. **16**
 - **Figura 1.4:** Mapa de distribución mundial de *P. australis* (Cav.) Trin. ex. Steudel. (tomado de <https://www.gbif.org/species/5290149>)..... **18**
 - **Figura 1.5:** Mapa de distribución de *P. australis* según la dominancia de los linajes. Tomado de Clevering y Lissner, 1999..... **19**
 - **Figura 1.6:** Distribución de *P. australis* en México. (tomado de <https://www.gbif.org/species/5290149>)..... **20**
 - **Figura 1.7:** Esquema de la cadena de transporte de electrones (e-) a través de la membrana tilacoidal, tomado de Jones, 2014. a) posición de los complejos proteicos en el tilacoide, además de las reacciones que se van suscitando a través de ésta. b) esquema de las rutas que pueden suscitarse para el uso de e-, cíclico o acíclico; LHC = complejo antena I; LCHII = complejo antena II; PSI = fotosistema I; PSII = fotosistema II; Citb6f = citocromo; ATPasa = ATP sintetasa. **23**
- Capítulo 2: Medio ambiente acuático como hábitat
 - **Figura 2.1:** Esquema de la distribución e interacción de las moléculas de agua. Código de colores: rojo) Oxígeno (O); gris) Hidrógeno (H); uniones sólidas) enlaces moleculares; uniones punteadas) puentes de hidrógeno. **31**
 - **Figura 2.2:** Esquema de moléculas de oxígeno disuelto en el agua: Código de colores rojo) Oxígeno (O), blanco) Hidrógeno (H). A) Moléculas de oxígeno disueltas (oxígenos unidos con enlaces dobles) en agua; B) Reducción en los niveles de oxígeno disuelto en el agua..... **33**
 - **Figura 2.3:** Esquema de las diferencias en la turbidez del agua dependiendo su causa. A) Turbidez provocada por partículas suspendidas y por organismos no fotosintéticos; B) Turbidez provocada por organismos fotosintéticos. **34**
 - **Figura 2.4:** Comparación del aspecto de ambientes acuáticos con y sin eutrofización. A) aspecto de ambiente acuático saludable, sin eutrofización; B) Aspecto de ambiente acuático eutrófico..... **40**
 - **Figura 2.5:** Esquema de cuerpo de agua con presencia de bloom de cianobacterias, en el cual se observa la disminución de diferentes parámetros fisicoquímicos como el

- oxígeno disuelto, temperatura y turbidez, además del cambio de coloración que se presenta de la superficie hacia el fondo. 41
- **Capítulo 3: Cianobacterias: Importancia y consecuencias de sus metabolitos secundarios.**
 - **Figura 3.1:** Esquema de los principales géneros productores de cianotoxinas, así como los principales grupos de estas. 54
 - **Figura 3.2:** Estructura de anatoxina-A. 55
 - **Figura 3.3:** Estructura química general de alcaloide de triguanidina de las saxitoxinas. R) sitios de cambio de grupo funcional que origina las diferentes variedades de esta. 56
 - **Figura 3.4:** Esquema de las variantes de las dermatotoxinas lingbiatoxinas. A) grupos funcionales que dan origen a cada variante de la toxina; B) estructura química general de las lingbiatoxinas. 57
 - **Figura 3.5:** Esquema general de la estructura química de la cilindrospermopsina... 58
 - **Figura 3.6:** Esquema de la estructura química general de nodularinas. R) sitios de intercambio de grupos funcionales que dan origen a las variedades de la toxina. 58
 - **Figura 3.7:** A) esquema de heptapeptido cíclico de la fórmula general de las microcistinas; 1,3,5,6,7) Orden por separado de los aminoácidos que conforman las microcistinas; 2 y 4) Sitios de intercambio de aminoácidos que generan las variantes de la toxina. 59
 - **Figura 3.8:** Mapa de distribución de *Microcystis aeruginosa* (<https://www.gbif.org/es/species/10696930>). 62
 - **Figura 3.9:** Esquema de la red trófica que ilustra la transferencia de la MC a diferentes estratos tróficos, que es liberada en el ambiente, así como la que queda almacenada en las células vivas de *M. aeruginosa*. Las flechas indican la interacción alimentaria entre organismos; la unión entre A-B representa la relación de producción y liberación en el ambiente de MC; la doble línea punteada indica la sedimentación de la MC y sus principales consumidores insidenciales. A) *M. aeruginosa*., B) MC-LR, 1) Zooplancton; 2) Peces; 3) Macroinvertebrados; 4) Humano en actividad pesquera; 5) Aves de pesca; 6) Invertebrados bentónicos. 64
 - **Capítulo 4: *Prhagmites australis* como modelo biológico de biotransformación de MC.**
 - **Figura 4.1:** Estructura química del Glutati6n (tomado de Flohe & Leopold, 2019). 77
 - **Figura 2.4:** Esquema de la mol6cula de MC conjugada con la mol6cula de Glutati6n (GSH) (Tomado de santori *et al.*, 2020). 77

Introducción.

Uno de los principales cambios en un medio acuático es la contaminación causada por nutrientes, la cual se relaciona directamente con el vertimiento de aguas residuales (de origen doméstico o industrial) de origen antropogénico, o bien por el acarreo de nutrientes de zonas agrícolas circundantes en las que se utilizan abonos y fertilizantes ricos en nutrientes (Álvarez et al. 2017). Este ingreso de agua contaminada cambia drásticamente las condiciones fisicoquímicas del agua en los ambientes naturales, también resulta afectada la biodiversidad ya que ésta disminuye debido a que el hábitat de muchos organismos es alterado y con esto su metabolismo (Ferreira et al. 2017).

Este tipo de contaminación desencadena una cascada de consecuencias, dentro de las cuales se encuentra la eutrofización del medio acuático y con esto último el aumento del fitoplancton en un fenómeno denominado “Bloom”, siendo el grupo las cianobacterias el que predomina dentro de este tipo de eventos; las cianobacterias son de gran importancia debido a que producen una gran cantidad de metabolitos secundarios que son nocivos para muchos organismos acuáticos, así como para organismos terrestres incluido el humano (Gkelis et al. 2014). Debido a la estructura química similar de algunos de estos metabolitos secundarios es relativamente difícil identificarlos, a pesar de esto se han logrado distinguir más de 100 compuestos bioactivos de importancia para la salud humana; de esta forma la cianotoxina de mayor ubicuidad y de alta toxicidad es la microcistina (MC) la cual es una potente hepatotoxina sintetizada por diversos géneros de cianobacterias, sin embargo es producida en mayor cantidad por la especie *Microcystis aeruginosa* (Huang & Zimba, 2019).

Esta creciente problemática ha llevado a buscar diversas estrategias para la mitigación de las cianotoxinas, una de estas es la fitorremediación, la cual es el uso de plantas macrófitas con la capacidad de filtrar el agua y de esta manera eliminar del ambiente los contaminantes (en este caso las cianotoxinas) (Ansari *et al.*, 2016).

Los humedales artificiales, o islas flotantes móviles (IFM) de macrófitas usadas para extraer estas moléculas tóxicas del ambiente acuático son una biotecnología de fitorremediación utilizada en las últimas décadas, además de que estos sistemas permiten la rehabilitación del hábitat al mejorar la calidad del agua oxigenándola y limitando el crecimiento del

fitoplancton como respuesta a la competencia directa de recursos así como la acción alelopática de algunos de los compuestos que producen las macrófitas (Ramírez et al. 2015).

Una planta que es ampliamente utilizada para este fin es *Phragmites australis* debido a que es una macrófita de rápido crecimiento y amplia extensión también tiene adaptaciones fisiológicas que le permiten absorber una gran cantidad de nutrientes, así como una gran absorción y bioacumulación de agentes tóxicos, tales como metales pesados, por otro lado una importante característica de esta planta es la capacidad de desintoxicación por traslocación o por mecanismos de biotransformación que posee (Pflugmacher et al. 2001; Zhao et al. 2012; Vyzmal & Brezinova, 2016; Newete & Byrne 2016).

En el caso particular de *Phragmites australis*, un mecanismo de desintoxicación por biotransformación utilizado para las MCs es mediante la unión al glutatión (GSH), de esta manera se neutraliza su toxicidad, ya que este último es una herramienta para la biotransformación de metabolitos secundarios que ingresan en los organismos, para posteriormente ser metabolizados.

Antecedentes.

Debido a la actual problemática en los cuerpos de agua como consecuencia de la presencia de diversos contaminantes como el exceso de nutrientes, metales pesados, etc. así como los diversos fenómenos derivados como consecuencia de esta contaminación como la eutrofización o blooms de cianobacterias que resultan ser nocivos por su gran producción de metabolitos secundarios, es que se enfatiza la importancia de la implementación de estrategias para la rehabilitación de la calidad de agua.

Ramírez y colaboradores (2017) evaluaron la efectividad de un sistema de islas flotantes en la remediación de contaminantes en el agua con plantas macrófitas, dentro de las cuáles se encontraba *Phragmites australis*, al final de estudio concluyeron que *P. australis* es efectiva para la fitorremediación, ya que es capaz de remover los dos principales precursores de la eutrofización (P y N), a su vez encontraron que hubo remoción de microcistina por parte de esta planta.

A su vez, Pflugmacher y colaboradores (2001) evaluaron la capacidad de bioacumulación de MC por parte de *P. australis*, encontrando que su mayor acumulación se da en el tallo seguido por la raíz y por último las hojas, también evaluaron la actividad de la enzima glutatión S transferasa soluble presente en los diferentes órganos de la planta (raíz, tallo, hoja), durante el periodo de exposición a la toxina, la cual disminuyó gradualmente su actividad debido a que la concentración de MC también disminuyó gracias a su conjugación con la molécula de glutatión (GSH).

Por otro lado, Cao y colaboradores (2019) evaluaron la eficiencia de desintoxicación de MC de tres macrófitas sumergidas en un periodo de tiempo de 8 días, el mecanismo de desintoxicación que se estudió fue la conjugación de la molécula de MC con la molécula de GSH. Al final concluyeron que esta es la ruta de desintoxicación de agentes xenobióticos de los organismos vegetales, además de que tanto la actividad de las enzimas involucradas (glutatión S transferasa (GST) y glutatión reductasa (GR)) como la concentración de la MC disminuyeron con el tiempo de exposición.

Así mismo, Romero-Oliva y colaboradores (2015) evaluaron la capacidad de bioacumulación y biotransformación de tres variantes de MC (LR, RR y YR) en tres macrófitas sumergidas, en periodos de muestreo de 1, 3, 7 y 14 días, durante cada día se realizaron 3 muestreos en los tiempos de muestreo de 1, 4 y 8 horas, encontrando que las tres especies de macrófitas fueron capaces de absorber y transportar las variantes de MC estudiadas, además de que estas fueron capaces de eliminar la toxina presente en el medio después de los 14 días de exposición, gracias a la biotransformación de las variantes de MC, no obstante, la mayor eficiencia de este proceso ocurrió en los primeros días del experimento, también encontraron que a pesar de que las tres variantes de MC fueron eliminadas, fue la variante LR la cual tuvo la mayor afinidad a este proceso, por lo cual fue la que tuvo mayor velocidad de biotransformación.

Objetivos.

General.

- Realizar una revisión bibliográfica de los procesos de biotransformación de MC de la macrófita *Phragmites australis* en el ambiente acuático.

Particulares.

- Contextualizar la capacidad de fitorremediación de *P. australis* en medios acuáticos.
- Plantear una propuesta experimental, con la cual se apliquen los conceptos que de la investigación bibliográfica surjan.

Material y Método.

Se hizo una revisión bibliográfica de libros, manuales y artículos científicos electrónicos referentes a: la biología de *Phragmites australis*, el agua y la importancia de su buena calidad, las cianobacterias y las consecuencias de su presencia en los ambientes acuáticos, así como las microcistinas como una de las diversas cianotoxinas existentes, sus características principales, efectos y principal productor; por último la fitorremediación como alternativa para mitigar la contaminación acuática haciendo énfasis en la biotransformación de microcistinas.

Una vez realizada la revisión bibliográfica se analizaron las necesidades ambientales del hábitat de *P. australis*, áreas de distribución, formas de crecimiento, también algunos procesos fisiológicos de la macrófita, tales como las relaciones hídricas con el ambiente, nutrición, y fotosíntesis.

Por otro lado, se caracterizaron los parámetros ambientales normales de los ambientes acuáticos, y las problemáticas que se presentan en estos, debido a diferentes tipos de contaminantes junto con su fuente de origen y se compararon algunos procesos de saneamiento y rehabilitación de calidad de agua.

A su vez, se destacó la importancia de la presencia blooms de cianobacterias en los cuerpos de agua, y la variedad de metabolitos secundarios que son producidos en estos eventos,

también se caracterizaron los diferentes tipos de cianotoxinas desde su estructura química hasta sus efectos sobre los diferentes organismos haciendo una revisión más a fondo en las microcistinas sus principales productores, variantes de la toxina, transferencia trófica y ubicuidad haciendo énfasis en la receptividad de la toxina en la salud humana.

De igual importancia, se señalaron (dentro de la fitorremediación) diversas estrategias fisiológicas de organismos vegetales potencialmente utilizables con este fin, así como las aplicaciones de esta para los diferentes contaminantes, también se señalaron algunos alcances del uso potencial de *P. australis* en la fitorremediación de microcistinas. Por último, se planteó un modelo experimental con el cuál aprovechar a *P. australis* como un modelo biológico eficiente en la remoción y eliminación de MC de ambientes acuáticos.

Capítulo 1

Biología de *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel

1. Clasificación taxonómica de *Phragmites australis*.

- Reino: Plantae
- Subreino: Tracheophyta
- Superdivisión: Spermatophyta
- División: Magnoliophyta
- Clase: Liliopsida
- Orden: Cyperales

2. Descripción taxonómica

La especie *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. Se encuentra clasificada dentro de la Clase Liliopsida, la cual está conformada por 4 subclases, 31 órdenes, 120 familias, más de 3,000 géneros y alrededor de 65,000 especies. A su vez, el orden Cyperales que comúnmente se caracterizan por ser plantas herbáceas, las cuales tienen su surgimiento embrionario a partir de un cotiledón y carecer de crecimiento secundario; tienden a formar un anillo reforzado con esclerénquima y es debido a esto que llegan a aparentar tener consistencia leñosa (como es el caso de las cañas y carrizos); por otro lado en los pastizales generalmente la primera raíz (seminal) seca rápidamente y es reemplazada por un sistema de raíces adventicias que se desarrollan a partir del tallo, o directamente del hipocótilo (Takhtadzhian, 2009).

Así mismo el orden está conformado de dos familias, (Cyperaceae y Poaceae) y este se caracteriza por poseer una estructura floral disminuida, y polinización principalmente por la vía aérea (apoyado por el viento), con vasos en todos los órganos vegetativos, y con estomas con células subsidiarias asociadas.

P. australis pertenece a la familia Poaceae también conocida como Gramineae, es la familia de mayor distribución geográfica, sin embargo, su mayor abundancia se encuentra en las zonas de climas templados. Una de las razones por la cual la dominancia de esta familia es

exitosa se debe a que posee zonas meristemáticas basales (a nivel de raíz y/o rizoma) esto los vuelve propensos a reproducirse asexualmente, además que les permite renovar ejemplares una vez que han sucedido eventos que alteren a los mismos, como pueden ser: quemadas, pastoreo o pisoteo; otra característica de esta familia es la presencia de tricomas ubicados en las hojas y en las vainas que además de tener valor taxonómico tienen funciones importantes, entre las que destacan protección ante la depredación, y regular el exceso de agua en el medio (Watson, 1990).

Las especies de esta familia con tallos huecos como los carrizos desarrollan columnas de esclerenquima otorgándoles con esto rigidez, además de producir raíces adventicias en los nudos de los estolones o rizomas, las cuales les confieren individualidad una vez que han crecido lo suficiente (Fig. 1.1) (Sierra, 2005).

Una de las subfamilias presentes dentro de la familia Poaceae es la subfamilia Arundinoideae, a la que pertenecen plantas herbáceas de tamaño variable entre géneros y especies; usualmente se encuentran en bosques, pastizales de montañas y humedales, presentan rizoma, así como tallos erectos con nudos sólidos,

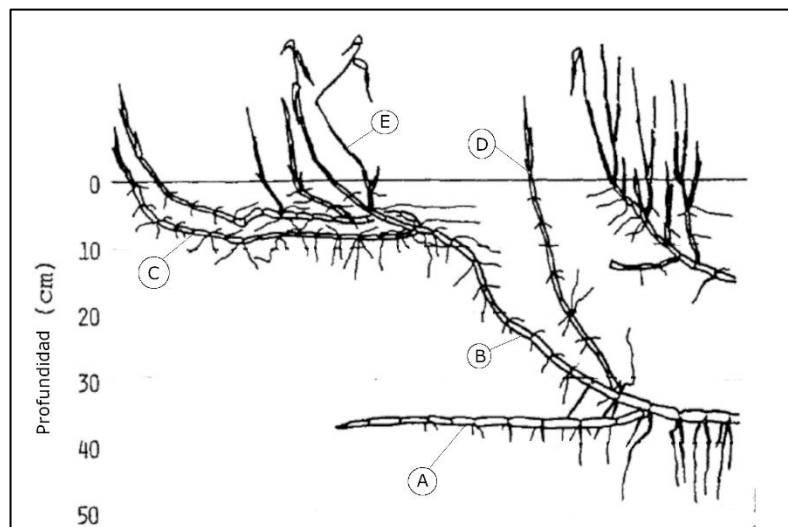


Figura 1.1: Distribución de los tipos de rizoma según la superficie del sustrato (0 cm) modificado de Kudo & Ito 1988; A: rizoma horizontal primario; B: rizoma vertical; C: rizoma horizontal secundario; D: brote; E: vástago.

con hojas glabras o pubescentes caulinares y con el margen de la vaina abierto, posee cuerpos silíceos en los márgenes orientados longitudinalmente; sus flores suelen estar agrupadas conformando una espiga que puede estar en forma aplanada o sub-cilíndrica ubicada en posición terminal de la planta. Esta subfamilia se divide en 60 géneros, dentro de estos se encuentra el género *Phragmites* Adans con alrededor de 5 especies (Tucker, 1990; Renvoize, 1981).



Figura 1.2: Esquema de *Phragmites australis*, tomado de Mal & Narine 2004 A: Raíz con rizoma; B: vástago; C: lígula, D: inflorescencia; E: florete; F: Primer gluma; G: segunda gluma; H – I: granos; J: lema fértil con pelos sedosos; K: espiga; L: lemna inferior; M: lema fértil; N: floretes con estambres y pistilos; O: palea; P: lodículo.

El género *Phragmites* se caracteriza por tener hojas anchas, planas y lineales, panículas grandes en posición terminal en forma de pluma, espigas de varias partes pediceladas, raquilla vestida con pelos largos y sedosos, desarticulándose por encima de las glumas y entre los floretes el flósculo más proximal tiende a ser masculino neutro, las glumas son trinervadas, llegando a pentanervadas hacia la primera mitad de longitud, la segunda es más corta que las florecillas las cuales son sucesivamente más pequeñas (Fig. 1.2) (Liberty, 1976).

Phragmites australis (Cav.) Trin. Ex Steudel es una especie de planta perenne de tallos erectos que van de los 2 hasta los 6m

(Srivastava *et al.*, 2014), con hojas de hasta 5 cm de ancho y longitud variable de 20 a 70 cm formando en su base vainas lisas superpuestas que rodean al tallo con lígulas en la unión de las vainas y miden entre 1.5 y 3 mm de longitud con una conformación de mitad membrana, mitad pelos, inflorescencia terminal de hasta 30 cm de largo de color rojizo a púrpura, su sistema radicular es complejo y extenso, el cual se divide en tres diferentes tipos de rizomas

(Fig. 1.1), el primero se caracteriza por su crecimiento horizontal, responsable de la generación de plántulas nuevas que pueden ser diferentes entre sí dependiendo la posición en la que se desarrollen (Fig. 1.3) para incrementar así la densidad poblacional gracias a su reproducción clonal; el segundo es el rizoma vertical el cual se encarga de dar soporte a la planta, estos últimos no difieren en morfología pero si en función, y el tercer tipo corresponde a la parte más aérea de la planta la cual es notoriamente diferente debido a que presenta una distinta coloración a los anteriores, ya que tiene potencial fotosintético y capacidad de floración (Haslam, 1969a, Kudo & Ito, 1988, Mal & Narine 2004, Srivastava *et al.*, 2014).

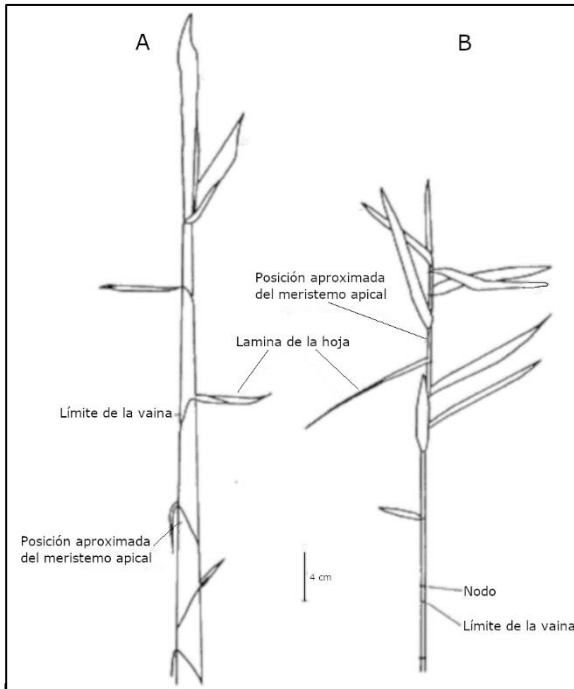


Figura 1.3: tipo de brote tomado de Haslam 1969; A: brote que se origina en los nudos del rizoma, o del estolón es más grueso y tiende a formar un nuevo individuo ya que forma raíces; B: brote que se origina en los nudos del tallo, es delgado las hojas crecen poco y no pueden formar un nuevo individuo ya que no generan raíces.

3. Ciclo de vida

P. australis produce constantemente brotes en los nudos del rizoma o del estolón todo el año y de forma horizontal bajo el suelo, estos brotes tienden a formar raíces y desarrollarse como un nuevo individuo (Haslam, 1969b, 1969c), esta capacidad de reproducción subterránea, le confiere la capacidad de penetrar profundo en el sustrato (alrededor de 50 cm), por otro lado, esta reproducción vegetativa mantienen la población cuando las rutas reproductivas de manera sexual se ven obstaculizadas ya sea por temperatura, o por inviabilidad (Gervais *et al.*, 1993; Pellegrin & Hauber, 1999). Por su parte el periodo de máximo crecimiento de la plántula se presenta en la temporada de lluvias de verano entre abril y julio, y tiene su pico de desarrollo junto con la floración entre agosto y septiembre, una vez desarrollada la panícula (con alrededor de 2,000 florecillas distribuidas de tres a nueve por espiguilla) ésta se mantiene por unos 10 días. La producción de semillas es muy poca debido a diversos factores, como pueden ser la baja producción de polen o su infertilidad causada por la poliploidía de la planta. Las semillas fértiles son almacenadas bajo tierra durante la época de

invierno (de octubre a febrero), meses en los que la semilla entra en un periodo de latencia donde baja el ritmo metabólico hasta el mes de marzo, que es cuando las condiciones ambientales de luz y temperatura se vuelven favorables para romper esta latencia y activar la germinación que se da de marzo a mayo (Ishii & Kadono, 2002; MDEQ, 2014).

3.1. Reproducción

Esta planta puede reproducirse de dos maneras, ya sea de manera sexual, o de manera asexual. La primera manera puede darse por dispersión de polen vía aérea causando una polinización cruzada, esto implica que la planta no es asistida por polinizadores específicos (Ishii & Kadono, 2002). Aunque la reproducción sexual se favorece por la alta concentración de nutrientes, se obstaculiza a nivel local debido a poca producción tanto de polen como de semillas viables, en vista de la pobre variabilidad genética a nivel poblacional, como consecuencia de la gran cantidad de clones (Kettenring *et al.*, 2011). Otro obstáculo al que se enfrentan es el lento desarrollo de las panículas, que en ocasiones se ve interrumpido por el descenso de temperatura llegando a ser mortal para el órgano (Gervais *et al.*, 1993).

Otra forma de reproducción que tiene *Phragmites* es por clonación, la cual se da por la formación de nuevos individuos en los nudos del rizoma, esta reproducción es mucho más efectiva y rápida que la reproducción por semillas, y es por esta vía que la planta puede distribuirse ampliamente en un lugar, colonizándolo y/o reemplazando a especies nativas (Chambers *et al.*, 1999; Ishii & Kadono, 2002)

3.2. Variantes de *P. australis*

Debido a la clonación de la planta, pueden suscitarse aberraciones cromosómicas como aneuploidías y poliploidías, esto hace que la composición cromosómica de la planta difiere en gran medida, habiendo así cariotipos 3x, 4x, 6x, 7x 8x, 10x, 11x y 12x debido a alteraciones o irregularidades en los procesos de meiosis durante la reproducción sexual y mitosis cuando hay reproducción vegetativa (Clevering & Lissner, 1999) estas diferentes cargas genéticas se encuentran distribuidas ampliamente por todos los continentes, sin embargo, en algunas poblaciones hay algunas variantes dominando una área, por ejemplo: en el continente americano los organismos tetraploides ($4x \ 2n=48$) son dominantes, a diferencia de los organismos octoploides ($8x \ 2n=96$) de Europa (Fig. 6) (Mal & Narine, 2004). Ligado a la variación genética, tenemos que las plantas acuáticas tienen una alta

capacidad de propagación vegetativa la cual promueve el cambio en la carga cromosómica del individuo (Les & Philbrick, 1993).

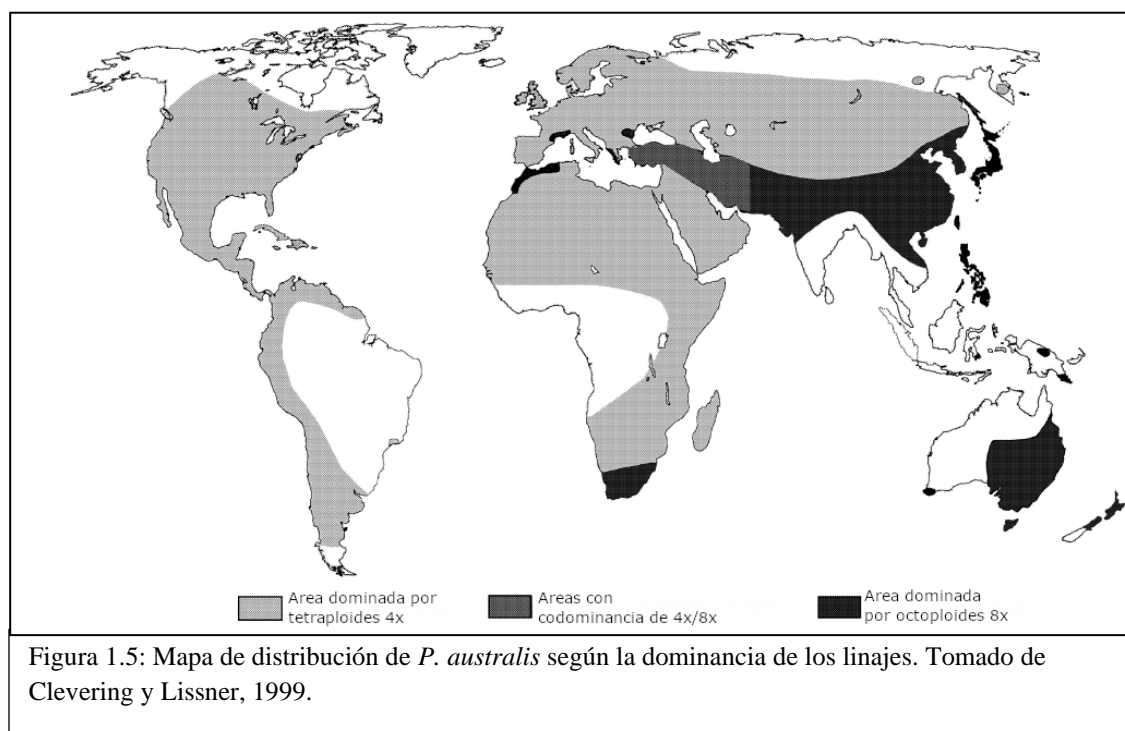
Con base en la información genética que presenta el género *Phragmites* se han distinguido 5 grandes linajes alrededor del mundo, en la que cada linaje presenta variaciones fenotípicas como color del tallo y hojas, además del tamaño y cobertura de la espiga. Los linajes en cuestión son: europeo, mediterráneo-africano, asiático-australiano, norteamericano y sudamericano (Fant *et al.*, 2016). Otro aspecto destacable es que en una región puede haber diferentes haplotipos de estos linajes, volviéndose así invasores a comparación de los nativos, ya que entre los individuos no nativos y los nativos no son muy diferentes fenotípicamente, y las diferencias existentes son muy sutiles abren la posibilidad de una futura hibridación que, de origen a un nuevo haplotipo, o una nueva variante, (Pyšek *et al.*, 2019; Paucã *et al.*, 1999).



Figura 1.4: Mapa de distribución mundial de *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steudel. (tomado de <https://www.gbif.org/species/5290149>)

4. Distribución

Debido a la gran cantidad tanto de linajes, como de haplotipos locales, producto de la hibridación, es posible que *Phragmites australis* se encuentre en prácticamente todos los continentes exceptuando la Antártida (Fig. 1.4), a pesar de esto, se han delimitado las áreas de distribución de los linajes genéticos más comunes (Fig. 1.5), siendo que en América, gran parte de Europa y el norte de Asia hay una mayor abundancia de organismos tetraploides por lo cual es el de mayor distribución, mientras en el sur de Asia y África, y todo Australia son dominados por el linaje octoploide. Esto no significa que no haya co-habitación de estos linajes entre sí o con otros, prueba de ello es la frontera eurasiática, donde cohabitan estos dos linajes (Clevering & Lissner, 1999).



Particularmente en México *P. australis* se localiza en su mayoría en las costas del golfo de México (Fig. 1.6), aunque también es posible encontrarla en cuerpos de agua continental remanentes, un ejemplo es el manantial de la Mintzita, ubicado en el centro del país en el Estado de Michoacán, donde se encuentra desplazando a especies de macrófitas nativas del área (Escutia *et al.*, 2012).

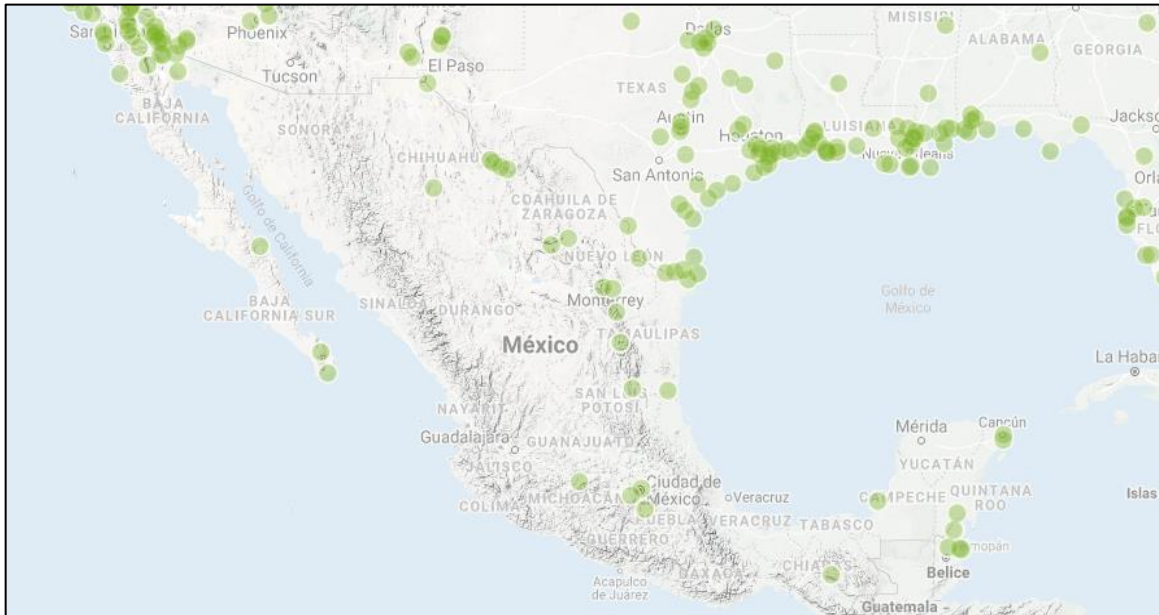


Figura 1.6: Distribución de *P. australis* en México. (tomado de <https://www.gbif.org/species/5290149>)

4.1. Hábitat

Para el establecimiento de las plantas macrófitas hay requerimientos ambientales que deben cumplirse, uno de estos son los regímenes hídricos ya que si hay corrientes demasiado fuertes el establecimiento de este tipo de vegetación se dificulta, sin embargo, en el caso de las macrófitas emergentes esto no es tan determinante gracias a su composición semileñosa. Otro factor morfométrico importante para considerar es la profundidad, ya que de esta depende la diversidad de formas de vida que pueden habitar en el ambiente (Schneider *et al.*, 2018).

P. australis se encuentra principalmente en lugares inundados gracias a las adaptaciones morfológicas del rizoma que le permiten vivir en estos espacios, aparte de tener una distribución cosmopolita (Fig. 4), gracias a la plasticidad que posee le permite tolerar diferentes condiciones ambientales como la resiliencia a eventos de incendio, y la resistencia a la baja incidencia de luz (Escutia *et al.*, 2009). Se encuentran generalmente en las orillas de Ciénegas dónde las aguas poco profundas oscilan entre 1 m y 1.5m, aunque también pueden soportar ambientes más someros en el que el nivel del agua llega solo a los 20 cm, estas aguas tienden a ser en su mayoría salobres en sus ambientes nativos o también pueden invadir ambientes de agua dulce, con o sin algún tipo de corriente (Dykyjová & Hradecká, 1976; Hudon *et al.*, 2005).

4.2. Factores ambientales del hábitat de *P. australis*

1.1.1. 4.2.1. Salinidad

Esta planta al habitar en ambientes salobres se ha reportado que puede soportar altas cantidades de sal (~0.40 M NaCl), pero entre las variedades de *P. australis* los límites pueden llegar a ser más bajos (~0.13 M NaCl).

Su tolerancia se da gracias a la capacidad de expulsar las sales, o por impedir el ingreso de las mismas al organismo, por adaptaciones tales como glándulas salinas, o tricomas (Vásquez *et al.*, 2005; Hadad *et al.*, 2018), por otro lado el constante incremento de sales, afecta el desarrollo de la planta y su tasa de germinación, también disminuye la producción de hojas en respuesta al aumento de los solutos presentes en el agua (potencial osmótico) y su baja capacidad para bajar la presión osmótica, acumulando o expulsando iones intracelulares (ajuste osmótico), mientras que la producción de biomasa así como el crecimiento del tallo y el rizoma disminuyen (Lissner & Schierup, 1997; Mauchamp & Mésleard, 2001; Vásquez *et al.*, 2006). Es por lo anterior que la abundancia de la planta en ciénegas salobres no sea tan amplia como en las dulceacuícolas, en donde incluso se les considera invasoras debido a que la concentración de sales en el medio disminuye y les permite ser más exitosas al propagarse (Meyerson *et al.*, 2000).

1.1.2. 4.2.2. pH

Se debe tener en cuenta que el valor del pH en el ambiente acuático es un factor importante, ya que este influye en la forma iónica disponible de los nutrientes para las plantas macrófitas enraizadas como lo es *P. australis* (Jackson *et al.*, 1993). Con respecto a *Phragmites* el pH óptimo que necesita para un crecimiento adecuado se encuentra en un valor de 5.5 y puede llegar a tener poca tolerancia en un ambiente acidificado de hasta 2.9, límite similar al de otras plantas acuáticas emergentes las cuales sufren toxicidad por el ingreso masivo de iones H^+ , que provoca la disminución del gradiente electroquímico de la membrana citoplasmática, sin embargo la tolerancia de este tipo de formas de vida es mayor que el de las macrófitas flotantes libres las cuales a valores tan bajos comienzan a presentar daños en las células de la raíz (Hadad *et al.*, 2018). Por otro lado, no es raro encontrarlas en hábitats donde el pH oscile entre 6.4 y 8.1, ya que se encuentra en los intervalos donde no hay toxicidad reportada para estas plantas (Shay & Shay, 1986; Hudon *et al.*, 2005).

1.1.3. 4.2.3. Nutrientes

A su vez, los nutrientes, particularmente el Nitrógeno (N) y el Fósforo (P) son los que juegan un papel importante en el desarrollo de *Phragmites* siempre y cuando la proporción entre estos dos elementos se mantenga entre 10-33 (N/P), ya que son los que le permiten una mayor producción de biomasa aérea (sin afectar la longitud ni al número de tallos). A pesar de que el N un nutriente limitante en el crecimiento vegetal, a comparación del P (Romero *et al.*, 1999), cabe resaltar que una de las principales entradas de N en forma de nitratos (NO_3^-) al medio es por la adición de fertilizantes en las zonas agrícolas circundantes, o por el ingreso de descargas de aguas residuales al hábitat (Jodoin *et al.*, 2008; Escutia & Linding, 2012)

Una manera de reducir los altos niveles del N que se presentan en sus diferentes formas y puede llegar a ser tóxico para la planta, es por medio de simbiosis con otros organismos tales como bacterias u hongos, ya que los transforman gracias al microambiente creado por las constantes fluctuaciones de óxido-reducción (así como nitrificación: proceso de degradación de amonio en el medio) en formas asimilables para el organismo (Soares *et al.*, 2016; Toyama *et al.*, 2016; Huang *et al.*, 2016).

Por otro lado, la acumulación de P en vacuolas se da en mayor medida en el rizoma seguido por el tallo, después las hojas, y al final en las flores, sin embargo, la captación de este nutriente es pobre o ineficiente, en comparación con la absorción de N (García *et al.*, 2019, Březinová & Vymazal, 2016),

5. Fisiología

Debido a que *P. australis* es un organismo vegetal, posee estructuras especializadas en las células que las distinguen de otras plantas macrófitas, por ejemplo: pared celular que le confiere rigidez y protección; otro ejemplo son los cloroplastos, los cuales son organelos membranosos utilizados para aprovechar la energía lumínica al transformarla en energía química bajo el régimen de rutas bioquímicas en la fotosíntesis.

5.1. Comportamiento fotosintético

La fotosíntesis es una ruta metabólica en la cual organelos especializados cosechan y transforman energía lumínica en energía química. Esto es posible gracias al comportamiento energético de la luz dentro del campo electromagnético visible, ya que dentro de esta radiación se encuentra la región fotosintéticamente activa (PAR por sus siglas en inglés) (400-700 nm), es decir, la porción de luz aprovechable por los organismos fotosintéticos. El proceso de fotosíntesis se divide en dos grandes fases: la primera está relacionada con la obtención de energía bioquímica a través de la conversión de energía lumínica en una cadena de reacciones de oxido-reducción en la cual se transfieren electrones por una serie de complejos proteicos (Fig. 1.7) por lo tanto, esta fase solo puede llevarse a cabo en presencia de luz (Azcón-Bieto & Talón, 2013).

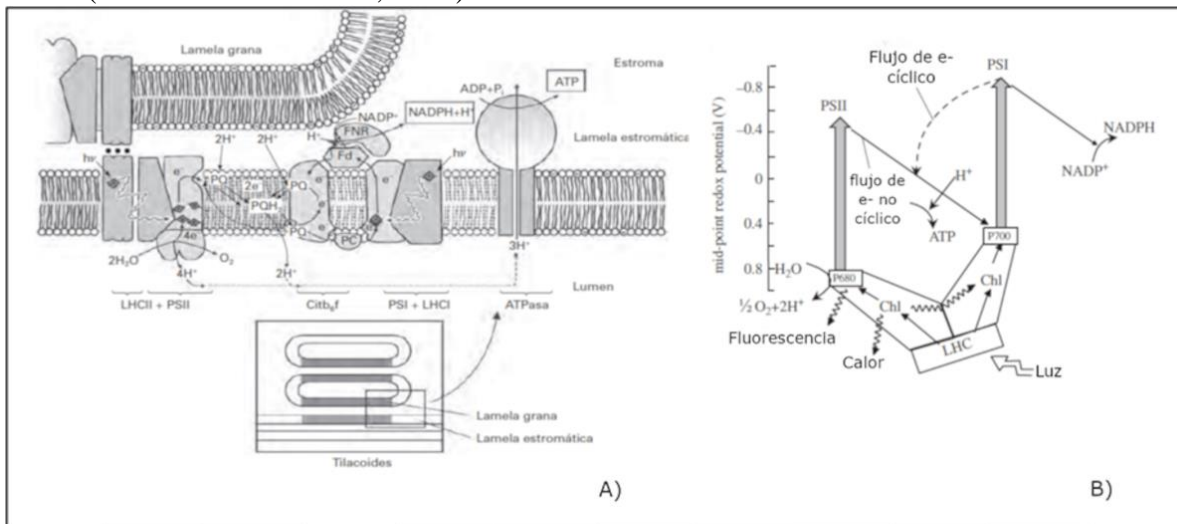


Figura 1.7: Esquema de la cadena de transporte de electrones (*e⁻*) a través de la membrana tilacoide, tomado de Jones, 2014. a) posición de los complejos proteicos en el tilacoide, además de las reacciones que se van suscitando a través de ésta. b) esquema de las rutas que pueden suscitarse para el uso de *e⁻*, cíclico o acíclico; LHC = complejo antena I; LCHII = complejo antena II; PSI = fotosistema I; PSII = fotosistema II; Citb₆f = citocromo; ATPase = ATP sintetasa.

La segunda fase de la fotosíntesis esta principalmente relacionada con la fijación de CO₂ que ingresa a la planta en forma de gas a través de estructuras especializadas llamadas estomas, los cuales están distribuidos en los órganos vegetales. Esta fijación de carbono se lleva a cabo gracias a un proceso metabólico de tres grandes fases llamado “ciclo de Calvin”, este se lleva a cabo en el estroma del cloroplasto y esta mediado por la enzima Ribulosa 1,5-bifosfato carboxilasa/oxigenasa (RuBisCO) o por la enzima fosfoenolpiruvato carboxilasa (PEPCasa), a su vez este proceso puede ser realizado de tres maneras distintas, denominadas: C₃, C₄ y

CAM dependiendo de la anatomía y dinámica metabólica de cada especie vegetal (Azcón-Bieto & Talón, 2013; Jones, 2014).

En el caso particular de la fotosíntesis de *P. australis* muestra un comportamiento metabólico intermediario entre el tipo C3 o C4, ya que la ultraestructura foliar muestra características de ambos tipos, la cual está influenciada por la edad del organismo, así como el hábitat en el que se encuentren, no obstante, las reacciones bioquímicas relacionadas con la fijación de CO₂ indican que corresponde mayormente al tipo C3, a pesar de también presentar actividad metabólica característica del tipo C4 (Zheng *et al.*, 2000; Antonielli *et al.*, 2002; Eller *et al.*, 2014; Milke *et al.*, 2020)

A su vez, esta actividad fotosintética está influenciada directamente por la posición de las hojas a lo largo del organismo, así como por su edad, ya que la mayor actividad fotosintética se presenta en las tempranamente maduras (que se localizan en la región media de la planta) al estar completamente desarrolladas, así como evitar el efecto de auto sombreado (Yu *et al.*, 2017), sin embargo, las hojas senescentes compensan sus carencias fotosintéticas gracias a que aumentan la eficiencia de absorción lumínica en las longitudes de onda cercanas al rojo (Stratoulis & Tóth 2020).

No obstante, el comportamiento fotosintético de *P. australis* está ampliamente relacionado con su plasticidad fenotípica (es decir las diferentes cargas genéticas que presenta para una sola característica) que le permite tener una mayor carga de pigmentos fotosintéticos o mayores tasas de carboxilación, así como permitirle aprovechar las temperaturas que se presentan en ambientes tropicales y subtropicales como los de México (Lessmann *et al.*, 2011; Eller *et al.*, 2013, 2017)

5.2. Transporte de Agua

Otro punto importante para el correcto funcionamiento metabólico de las plantas es sin duda el contenido hídrico (la cantidad de agua que contiene un organismo que generalmente representa del 70-80% del peso fresco), por lo tanto, las presiones hídricas (como sequía o inundación) a las que se pueden enfrentar las plantas suelen tener grandes consecuencias fisiológicas como inhibición de crecimiento celular y síntesis de proteínas, acumulación de solutos, cierre estomático e inhibición fotosintética. Debido a la importancia del contenido

de este líquido es necesario que haya un balance para con el ambiente, el cual se da con una dinámica de flujo hídrico que parte del sustrato hacia el interior de las plantas por poros especializados en las raíces, y posteriormente el agua es movida a través de la planta por estructuras especializada en el transporte interno de la planta (xilema y floema) gracias a un potencial energético mediado por gradientes, llamado: “potencial hídrico”, por último, esta se evapora en las hojas para ser expulsada en forma de vapor a través de los estomas manteniendo así el equilibrio hídrico de los organismos vegetales con su entorno (Taíz & Zeiger, 2006; Nobel, 2009).

Teniendo en cuenta los procesos de transporte de agua en organismos vegetales, así como las tallas de estos y sus formas de vida, es notable la diferencia en cuanto a la demanda hídrica que tendrá cada especie, por esto *P. australis* al necesitar grandes cantidades de agua habita en lugares parcialmente inundados gracias a su sistema de presurización radicular que le permite mantener aireados sus órganos sumergidos, sin embargo, el exceso de agua en ocasiones puede tener repercusiones como: alteraciones fotosintéticas dañando la producción de pigmentos y la capacidad carboxilativa de la RuBisCO (Brix, 1990; Brix *et al.*, 1992, 1996; Mauchamp & Methy, 2004).

Por el contrario, el crecimiento de la planta se ve afectado debido a la falta de CO₂ como consecuencia del cierre estomático, también las hojas comienzan a caerse y se disminuye la producción de estas, por último se acumulan solutos orgánicos en las células, los cuales funcionan como osmolitos para mantener un nivel hídrico aceptable, dadas estas condiciones de sequía las partes aéreas se pueden secar y desprenderse sin embargo el sistema radicular permanece por un corto periodo en estado de latencia hasta que las condiciones sean óptimas y pueda generar nuevos brotes (Čížková & Bauer, 1998; Pagter *et al.*, 2005, Guan *et al.*, 2017).

5.2. Nutrición

Ligado con lo anterior los nutrientes son un recurso necesario para la planta ya que gracias a estos pueden crecer y desarrollarse correctamente, gracias a que estos forman parte de su estructura (macronutrientes) y función metabólica (micronutrientes y nutrientes esenciales) al estar presentes en las principales biomoléculas y teniendo funciones como centros de reacción en algunos casos, así como reguladores electroquímicos de las células. Por lo tanto,

su ausencia podría tener repercusiones negativas como: la pérdida de pigmentos y así una disminución en la capacidad fotosintética, también pueden presentarse problemas en el crecimiento (Azcón-Bieto & Talón, 2013)

Es debido a la importancia de los nutrientes que debe haber gran disponibilidad de estos, por lo que la gran mayoría se encuentra disueltos en forma iónica en el sustrato (ya sea sólido o líquido) y la absorción de estos así como su movilidad depende principalmente del flujo hídrico que va desde el medio externo de la planta hacia el interior, permitiendo de esta manera que los nutrientes se absorban en masa, por otro lado algunos nutrientes como el C o el N son absorbidos directamente en las hojas vía estomática mientras que otros nutrientes como el Mg o el Ca son absorbidos mediante el contacto con los pelos radiculares. Una vez en el interior del organismo vegetal los nutrientes son transportados a todos los órganos junto con el agua (Lambers *et al.*, 2008; Hasanuzzama *et al.*, 2018).

Sin embargo, en el ambiente donde *P. australis* crece y se desarrolla, suele suceder que la disponibilidad de nutrientes como el fósforo (P) y nitrógeno (N) varía, ya que, pueden ser escasos, limitando así su crecimiento o pueden estar en gran cantidad (como consecuencia de la eutrofización del medio) que pueden llegar a ser tóxicos para los organismos vegetales (Romero *et al.*, 1999; López *et al.*, 2016).

No obstante *P. australis* tiene una elevada capacidad de absorción de N orgánico e inorgánico presente en los ambientes acuáticos siendo el segundo una buena fuente de N para las plantas, debido a que se encuentra disuelto, y es de esta forma que puede ingresar fácilmente al organismo (Mozdzer *et al.*, 2010), este N absorbido es principalmente utilizado para el crecimiento vegetal, así como para su almacenamiento en la raíz, no obstante un incremento en las cantidades de este elemento en el ambiente no son del todo benéficas para la planta, aunque hay una mayor absorción en condiciones de monocultivo, el uso eficiente de N disminuye (Qing *et al.*, 2015).

5.3. Metales Pesados

Por otro lado, los metales pesados son elementos que están presentes en los sustratos en los que crecen y se desarrollan los organismos vegetales, estos pueden ser de origen geológico (por la acción del intemperismo de las rocas madre) o de origen antropogénico (producto de

actividades humanas como la minería). A pesar de que algunos de estos tienen alguna función específica en el organismo (Como el Fe y el Mn) no son los únicos que se encuentran disueltos, ya que, a su vez existen otros presentes de igual forma son perjudiciales si llegan a ser absorbidos (como el Pb o el Ag) ya que son tóxicos e interfieren en procesos fisiológicos de las plantas. No obstante, estas afecciones ocasionadas por los metales pesados son atenuados con mecanismos de desintoxicación como o son la traslocación o la quelación, en la cual estos elementos son neutralizados de distintas maneras (Lambers *et al.*, 2008)

Por su parte *P. australis* cuando es expuesta a este tipo de agentes externos como el Cd o el Ni es capaz de absorberlos, posteriormente son traslocados del sistema radicular a los órganos superiores (hojas y tallo) para así bioacumularlos como medio de desintoxicación, ya que una vez en las hojas son neutralizados (Pietrini *et al.*, 2003; Vymazal & Brezinova, 2015).

5.4. Solutos disueltos.

De igual forma que son absorbidos y transportados en el agua los nutrientes y los metales pesados, también hay distintos solutos disueltos de distinta naturaleza como fotoasimilados, azúcares u hormonas las cuales viajan en ambas direcciones del flujo hídrico interno de la planta (ascendente y descendente) (Taíz & Zeiger, 2006; Azcón-Bieto & Talón, 2014).

Otro tipo de solutos disueltos en el agua son los metabolitos secundarios, estos son compuestos relacionados con el desarrollo del organismo y están presentes en procesos específicos del desarrollo ontogénico, como crecimiento, omeostasis, floración y fructificación. A su vez, estos metabolitos secundarios además de promover funciones fisiológicas de las plantas también sirven (debido a la naturaleza volátil de algunos de estos compuestos) como atrayentes de animales, ya sea para su polinización, o para auxiliarse en la dispersión de las semillas. Otros por su parte son sintetizados en respuesta a estímulos externos que ayudan a la planta protegiéndola contra la herbivoría, ya sea porque producen un sabor desagradable, les agregan dureza a las paredes celulares o porque son tóxicas para los organismos circundantes, los cuales pueden ser hongos, patógenos, e incluso otras plantas (Heldt & Heldt, 2005).

De acuerdo con lo anterior Lambers *et al.*, (2008), menciona que el efecto que tienen estos agentes “tóxicos” es llamado alelopatía, y esa se da en respuesta a la competencia o

protección del organismo contra probables amenazas biológicas, como alguna bacteria, algún insecto, o algún patógeno, sin embargo, en muchos casos estos xenobióticos son dañinos para otras plantas.

1. Es por esto último que los autores explican que muchos organismos vegetales poseen mecanismos de desintoxicación, para neutralizar, aislar o expulsar estos agentes xenobióticos. Uno de los mecanismos más importantes de desintoxicación es la modificación química la cual consiste: en la transformación estructural del compuesto, esta se lleva a cabo en dos pasos: el primero es la conversión de este xenobiótico en una molécula más polar mediada por el citocromo P-450; el segundo es un proceso de oxidación por enzimas amidasas y esterases que une por enlaces covalentes moléculas endógenas hidrofílicas (E.g. glutatión) presentes cerca de la bicapa lipídica; esta molécula conjugada al ser más soluble al agua, es transportada hacia el citosol y ahí es almacenada en vacuolas, que además de agentes xenobióticos almacenan metabolitos secundarios. Un importante mecanismo de desintoxicación vegetal de estas sustancias es por la unión al glutatión, el cual es un importante agente reductor que protege a la célula contra el estrés oxidativo, también evita la toxicidad de algunas sustancias.

Es gracias a estas capacidades de desintoxicación que Lambers *et al.*, (2008), sugiere que algunos organismos, principalmente aquellos que viven en ambientes extremos (E.g. con exceso de sales o metales pesados), o en ambientes contaminados pueden ser utilizados para fitorremediación.

En lo que respecta a las macrófitas, están ampliamente estudiados los efectos hacia el fitoplancton, estos efectos se presentan de diversas formas, dentro de las cuales está la mayor captación de nutrientes, con lo que disminuye el crecimiento de las comunidades principalmente de cianobacterias, otro efecto que tienen las plantas sobre el fitoplancton es la producción de compuestos tóxicos; sin embargo estos efectos alelopáticos también son presentados del fitoplancton hacia las macrófitas, ya que las cianobacterias (miembros del fitoplancton) también producen toxinas (cianotoxinas), las cuales son de igual manera perjudicial para los organismos vegetales, debido a que causan serias alteraciones metabólicas que resultan en el deceso de la planta, sin embargo hay algunas plantas con los

mecanismos que evitan esto último al acumular y/o transformar estos compuestos (Mohamed, 2017).

Considerando las adaptaciones fisiológicas antes mencionadas que poseen las plantas macrófitas, también existen correlaciones entre el tipo de macrófita (flotante libre, sumergida o emergente) y los elementos que son bioacumulados (nutrientes y metales pesados), los cuales ingresan al medio ambiente por la descarga de aguas contaminadas en altas cantidades y que son tóxicos (Sahu *et al.*, 2020).

Por otro lado, de acuerdo con Cao *et al.*, (2019) uno de los mayores mecanismos presentes en las macrófitas de desintoxicación de microcistinas (MCs), (la cianotoxina más abundante y de mayor distribución a nivel mundial), es a través de la biotransformación catalizada por la enzima glutatión-S transferasa (GST), esta bioransformación probada en tres diferentes macrófitas sumergidas y flotantes libres, demostró ser efectiva según la especie de macrófita, además esta capacidad de desintoxicación fue dependiente de la dosis y del tiempo.

Bonanno & Giudice (2009) reportaron para el caso particular de *P. australis* que es una planta con una gran capacidad de bioabsorción y acumulación de diferentes metales pesados, elementos que son tóxicos para los organismos en general, además de su distribución en la planta, resultando que la acumulación en orden descendentes es en raíz > rizoma > hoja > tallo; esta distribución de los metales en la planta, puede deberse a la naturaleza móvil de los metales, ya que tales e inmóviles como el plomo y el zinc, se mantuvieron acumulados en la raíz, mientras que otros más móviles como el cadmio y el cromo, se distribuyeron por todos los órganos. Es por esta gran capacidad de bioacumular metales pesados que Esmailzadeh *et al.*, (2016) proponen a *P. australis* como biomonitor o como fitorremediador de ambientes en donde las concentraciones de metales pesados son elevadas y por lo tanto tóxicas; a su vez detallan el órgano en donde los metales pesados son mayormente acumulados, además de los efectos que pueden presentarse en los diferentes órganos de no ser neutralizados los metales. A su vez, Pflugmacher *et al.*, (2001) reportaron que *P. australis* no solo absorbe metales pesados, ya que también capaz de absorber la hepatotoxina microcistina (MC), y además biotransformarla, esto lo determinaron debido a que el mecanismo de desintoxicación utilizado es por medio de la ruta de la GST, misma que aumenta su actividad al exponer a la planta en un medio con presencia de MCs.

Capítulo 2

Medio ambiente acuático como hábitat

6. El Agua

El agua es una sustancia polar conformada en su estructura molecular por una molécula de oxígeno y dos de hidrógeno que forman puentes de hidrógeno (H) entre sí como se muestra en la Fig. 2.1, lo que le confiere cohesión entre sus moléculas. En el ambiente natural es un líquido sin sabor, sin olor y sin color, aunque esto último puede ser alterado cuando el volumen del líquido es muy elevado tornándose de color azul o verde. El agua se distribuye en todo el planeta formando mares, ríos, lagos, arroyos y mediante el ciclo hidrológico, sin embargo, a pesar de esta amplia distribución la disponibilidad para el humano no es tan extensa debido a que de la totalidad del agua el 97% se encuentra en mares, o en cuerpos de agua salobres, del 3% restante el 2.38% se encuentra congelado y el resto es la porción de agua disponible o utilizable para algún tipo de consumo (Félez, 2009).

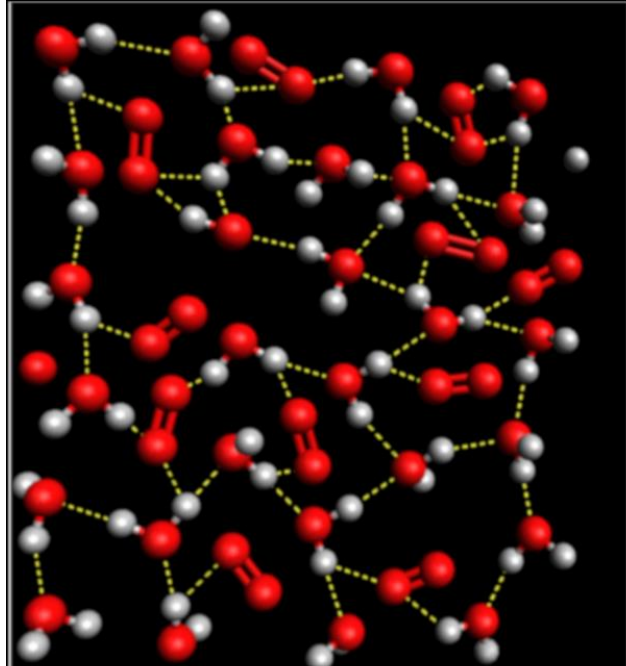


Figura 2.1: Esquema de la distribución e interacción de las moléculas de agua. Código de colores: rojo) Oxígeno (O); gris) Hidrógeno (H); uniones sólidas) enlaces moleculares; uniones punteadas) puentes de hidrógeno (autoría propia).

Esta autora a su vez, menciona que el agua posee ciertas propiedades que le confieren versatilidad, estas son: densidad, polaridad, cohesión, adhesión, capilaridad, tensión superficial, calor específico y conductividad; estas propiedades tienen valores ya establecidos, que pueden ser alteradas de acuerdo a las sustancias o compuestos con los que el agua interactúe, ya que pueden aumentar o disminuir dichos valores, por ejemplo: la densidad puede aumentar bajando la temperatura, o la conductividad puede aumentar si hay presencia de sales disueltas.

Por otro lado, además de tomar en cuenta que el agua disponible es cerca del 1% del total que se encuentra en el planeta, hay que considerar que la calidad de esta se ha venido afectando por diversas fuentes de contaminación, llegando a presentarse problemas que repercuten en la salud humana, cuando la calidad no corresponde al uso que se le va a dar (Sirria *et al.*, 2005). La calidad está dada por una serie de factores y características que deben

mantenerse dentro de ciertos valores en un cuerpo de agua como lo son: temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno y sólidos suspendidos, y otros parámetros a diferencia de los antes mencionados, que son los biológicos y entre los que se encuentran las bacterias del grupo coliforme (Hendricks, 1984).

7. Características fisicoquímicas del agua

El análisis y monitoreo de estos parámetros fisicoquímicos es fundamental para una adecuada modelación ambiental dado que cada variable se comporta relativamente independiente de las demás (Amaya *et al.*, 2015).

7.1. Temperatura.

Este parámetro permite hacer una estimación relativamente cercana del estado del cuerpo de agua siendo valores normales un rango de temperatura entre 17°C y 20°C en aguas tropicales, por lo que las fluctuaciones de esta variable afectan en gran medida a los organismos presentes en la columna de agua, ya que con el incremento de la temperatura la disponibilidad de oxígeno (O₂) cambia, también favorece el incremento de organismos que pueden cubrir parcial o totalmente la superficie del agua como las plantas o el fitoplancton (De la Mora *et al.*, 2013).

7.2. pH

Este parámetro al igual que la temperatura es una variable de suma importancia en un sistema acuático, esta se determina de acuerdo con la cantidad de iones H⁺ y OH⁻, esto le confiere al cuerpo de agua acidez (mayor número de H⁺) o alcalinidad (mayor número de OH⁻). Los valores normales en cuerpos de agua comúnmente se encuentran entre ácido (~6) y neutro (7), debido a esto muchos de los procesos químicos que se llevan a cabo en un cuerpo de agua necesitan estar dentro de estos valores de pH, un ejemplo es la formación de trihalometanos como consecuencia de las reacciones del cloro con la materia orgánica, también para la disponibilidad de algún nutriente (como Fe, Cu o Co), así como para la realización de diversos procesos metabólicos de los organismos (De la Mora *et al.*, 2013).

7.3. Conductividad eléctrica

Es la capacidad que tiene el agua para conducir la electricidad, esta es alterada de acuerdo con la temperatura el tipo de suelo del área circundante, el viento del sistema y los iones (así como su concentración, movilidad y valencia) o compuestos que se encuentran disueltos o en suspensión, ya que estos al tener carga eléctrica, van a elevar o disminuir esta capacidad del agua (Amaya *et al.*, 2015). De existir elevados valores de conductividad eléctrica puede ser perjudicial para los organismos que se encuentran en el cuerpo de agua, ya que esta condición ambiental puede alterar la realización de procesos fisiológicos de homeostasis, en las plantas, por ejemplo, puede impedir los procesos de absorción de nutrientes y agua (De la Mora *et al.*, 2013).

7.4. Oxígeno Disuelto

Esta característica se refiere a la cantidad de moléculas de oxígeno que se encuentra disueltas entre las moléculas del agua y que está disponible para el consumo de organismos aerobios (Fig. 2.2, A), ya sean animales (como peces) o plantas (como macrófitas), estas últimas junto con las microalgas influyen en el ingreso del oxígeno al ambiente por medio de la fotosíntesis, otra ruta de ingreso de este gas al cuerpo de agua es por medio de las corrientes o del viento que rompen la tensión superficial del agua facilitando así su incorporación al medio (Amaya *et al.*, 2015, De la Mora *et al.*, 2013).

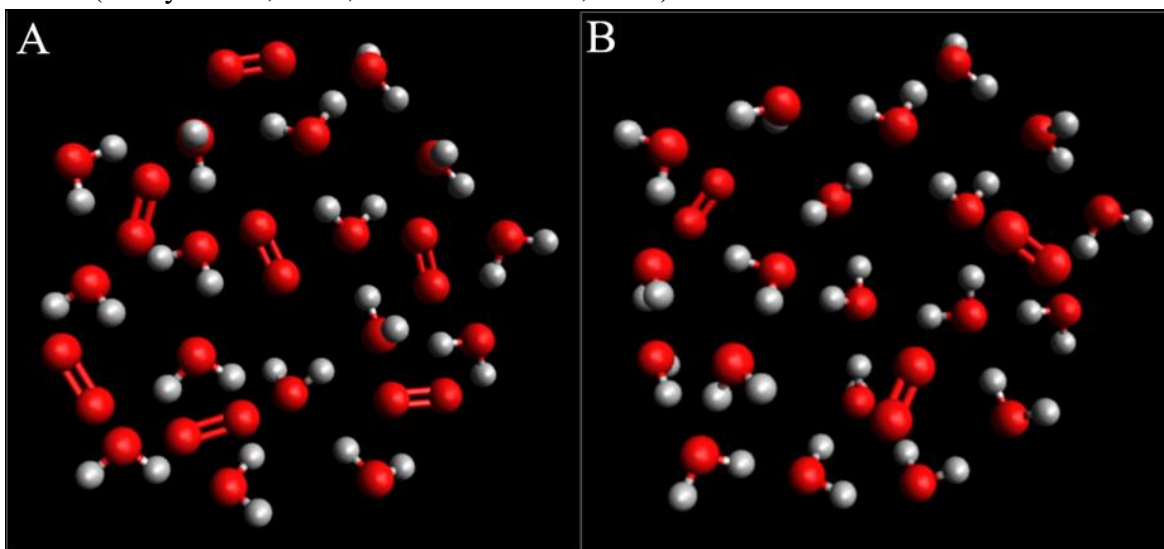


Figura 2.2: Esquema de moléculas de oxígeno disuelto en el agua: Código de colores rojo) Oxígeno (O), blanco) Hidrógeno (H). A) Moléculas de oxígeno disueltas (oxígenos unidos con enlaces dobles) en agua; B) Reducción en los niveles de oxígeno disuelto en el agua (autoría propia).

A su vez, el contenido de oxígeno disuelto en el agua puede variar a causa de las demandas de los organismos, por lo tanto, al no haber ingreso o producción de O_2 este comienza a disminuir (Fig. 2.2 B), y con esto la calidad del agua, debido a que al haber poco O_2 se habla de condiciones de hipoxia, o cuando hay una ausencia de este se habla de condiciones de anoxia. Otras variables que influyen de manera negativa en la disponibilidad de O_2 son la temperatura, el exceso de sales, la altitud, también el sombreado, turbidez, profundidad y exceso de nutrientes (Kramer, 1987), un factor de importancia que disminuye la cantidad de O_2 es el ingreso de aguas contaminadas, ya que pueden aportar materia orgánica difícilmente degradable, provocando una acumulación de esta materia y generando condiciones de hipoxia y anoxia (Montalvo *et al.*, 2008).

7.5. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Este parámetro es un indicador de la contaminación orgánica de un cuerpo de agua, así como una referencia para evaluar la biodegradación de algunas sustancias químicas por parte de los microorganismos presentes en el ambiente, visto de otra manera, es la medida de la contaminación orgánica en el agua, la cual, puede ser degradada biológicamente. Debido a

que este la DBO es un parámetro de calidad de agua que indica de manera indirecta la presencia de microorganismos, cuanto más altos sean los valores medidos, menor será la calidad, cabe resaltar que este parámetro está influenciado por otros, como lo son: la incidencia lumínica o el incremento en la densidad poblacional de productores primarios como el fitoplancton (Jouanneau *et al.*, 2014; Ahmed & Shah, 2017)

7.6. Turbidez

Este es un parámetro óptico relacionado directamente con la transparencia del agua, la cual puede perder esta característica por causa de materia sólida suspendida en el cuerpo de agua, misma que puede sedimentarse o mantenerse de manera coloidal (que no se sedimenta) (Fig. 2.3 A), sin embargo, la pérdida de transparencia del agua no se da solamente por la presencia de estas partículas, también se debe a la presencia de microorganismos miembros del fitoplancton (Fig. 2.3 B) (Amaya *et al.*, 2015, De la Mora *et al.*, 2013).

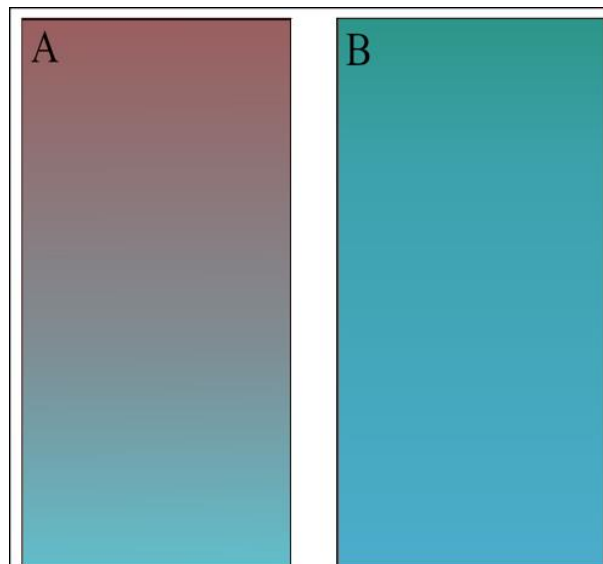


Figura 2.3: Esquema de las diferencias en la turbidez del agua dependiendo su causa. A) Turbidez provocada por partículas suspendidas y por organismos no fotosintéticos; B) Turbidez provocada por organismos fotosintéticos (autoría propia).

Aunado a lo anterior, está el hecho de que la turbidez no solo se pierde por la presencia de elementos del plancton, sino que también puede haber presencia de otros microorganismos como bacterias coliformes, protozoarios, o parásitos además que las partículas suspendidas pueden contribuir a la proliferación de estos microorganismos, debido a esto la turbidez es un parámetro de consideración para evaluar calidad del agua (Marcó *et al.*, 2004).

7.7. Dureza y Alcalinidad

Estas variables en cuerpos de agua naturales están directamente asociadas a su origen geológico, ya que ambas dependen en cierta medida de la concentración de carbonatos y bicarbonatos, sin embargo, son propiedades del agua completamente diferentes, ya que, por un lado, la dureza es la capacidad que tiene el agua para reaccionar con los jabones, por otro lado, la alcalinidad es la capacidad del agua de neutralizar ácidos o la capacidad buffer del agua (De la Mora *et al.*, 2013).

A su vez, la dureza es determinada por la cantidad de cationes divalentes que en su mayoría se presentan como Calcio (Ca^{++}) o Magnesio (Mg^{++}), y se encuentran asociados con carbonatos formando sales carbonatadas (como carbonato de calcio CaCO_3) aunque estos no son los únicos que aportan dureza al medio, otros cationes como el Estroncio (Sr^{++}), el Hierro

(Fe⁺⁺), o el Manganeseo (Mn⁺⁺), sin embargo, son los primeros (Ca y Mg) los que contribuyen a una mayor dureza. Por su parte la alcalinidad se determina por la cantidad de carbonatos (CO₃⁻) y bicarbonatos (HCO₃²⁻) que se encuentran disueltos en el medio, debido a que son estos los que reaccionan con los ácidos, al igual que con la dureza, la reactividad no se limita a estos elementos, pudiéndose llevar a cabo con la presencia de sales ácidas de Fósforo (P), Azufre (S), Boro (Bo) o Nitrógeno (N) (Boyd *et al.*, 2016).

8. Bioindicadores

Así como existen parámetros físicos y químicos que indican la calidad del agua, también hay parámetros biológicos, que, sin embargo, son especies de diversos organismos que de acuerdo con su presencia y abundancia se evalúa la salud/calidad del medio acuático, además son una herramienta para detectar cambios en el ambiente, a su vez, gracias a estos se puede predecir el grado/nivel de contaminación en un área determinada (McGeoch & Chown, 1998).

8.1. Bacterias

Entre los primeros bioindicadores que se han utilizado están los microorganismos, particularmente las bacterias debido a que la presencia de algunos géneros como *Thiobacillus* o *Pseudomonas* son bioindicadores de contaminación de metales pesados como Mercurio (Hg), por otro lado, hay otros géneros como *Escherichia* y *Streptococcus*, que son utilizados como indicadores de contaminación por materia fecal de animales de sangre caliente y particularmente de humanos en ríos lagos y costas (Sumampouw & Risjani, 2014).

Sin embargo, según Drzewiecka (2016) hay géneros de bacterias como *Proteus* la cual a pesar de ser indicadora de contaminación fecal debido a que habitan en el tracto digestivo de animales, sin embargo, pueden realizar tareas de biorremediación ya que tienen la capacidad de tomar combustibles en el ambiente como fuente de carbono (C) para realizar su metabolismo, también pueden degradar pesticidas y herbicidas ampliamente utilizados en agricultura.

8.2. Hongos

De igual forma los hongos son otro indicador biológico de contaminación ya que son causantes de enfermedades, (debido a su naturaleza oportunista), generalmente se encuentran en cuerpos de agua ligeramente alcalinos, o en ambientes que tienen elevadas cargas de materia orgánica de origen vegetal así como en ambientes con elevados niveles de oxígeno y con gran presencia de oligosacáridos y polisacáridos del mismo origen, a su vez, también pueden utilizar diversos desechos contaminantes de origen antropogénico como los derivados de combustibles, pesticidas y fertilizantes. Dentro de los hongos mayormente encontrados en aguas contaminadas están *Aspergillus* sp., *Aschersonia* sp., *Penicillium* sp., entre otros, a su vez algunos efectos causados por su presencia son mal olor, cambio de color del agua y sabor de esta, también producen metabolitos secundarios que resultan ser dañinos para la salud del humano (Babič *et al.*, 2017). A su vez Oliveira *et al.*, (2016) puntualiza el hecho de que hay

una mayor probabilidad de presencia de hongos cuando el cuerpo de agua no presenta movimiento, donde se genere sedimentación de partículas de materia orgánica, donde la temperatura y turbidez sean elevadas, así como la formación de biopelículas.

8.3. Fitoplancton (Microalgas)

Paerl (2017) por su parte menciona que otro indicador biológico de gran importancia son las comunidades del fitoplancton, específicamente las cianobacterias, las cuales se ven favorecidas con los cambios en la calidad del agua, debido a que aprovechan dichas condiciones como las elevadas temperaturas y altas irradiaciones lumínicas pero principalmente el enriquecimiento por nutrientes como el fósforo (P) y el nitrógeno (N), por lo que las cianobacterias pueden crecer rápidamente aumentando su densidad celular, ocupando de esta manera la superficie del agua y propiciando así más alteraciones en la calidad del agua.

Así mismo, presiones ambientales como la temperatura pueden influir en la formación y mantenimiento de blooms por parte de especies como *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena* sp. *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon* sp., esto debido a que al incrementar esta condición ambiental, se elevan las tasas relativas de crecimiento, además de que influyen en la migración vertical de las cianobacterias, así como de su tasa fotosintética, su reproducción y captación de nutrientes, entre otros procesos fisiológicos (Wells *et al.*, 2015).

8.4. Plantas macrófitas (Malezas acuáticas)

De igual manera, otro indicador biológico de contaminación o cambios en el medio acuático, son las plantas macrófitas, debido a que por su particular fisiología reaccionan ante cambios en la calidad del agua, debido a esto, son buenos modelos para conocer el estatus ecológico y de calidad del agua, gracias a que dependiendo de la especie de macrófita presente en el medio (E.g. *Eichornia crassipes*) se puede conocer el tipo de presión al que este se somete por lo cual este tipo de macrófitas también determinan el estatus trófico en los cuerpos de agua (Szczerbińska & Gałczyńska, 2015; Parmar *et al.*, 2016).

A su vez, la presencia de este tipo de plantas puede ser dañino para el ambiente si se presentan en grandes cantidades (E.g. *Lemna minor*, *Eichornia crassipes*, *P. australis*, entre otras.), debido a que dependiendo de su forma de vida (enraizadas emergentes, enraizadas con hojas flotantes y flotantes libres) pueden afectar de manera distinta, por ejemplo las enraizadas emergentes al estar adaptadas para ambientes poco profundos cambian la calidad del bentos, por otro lado, las enraizadas de hojas flotantes al poseer la mayoría hojas extendidas, fácilmente cubren la entrada de luz al medio afectando la producción de oxígeno al interior del medio (Wang *et al.*, 2016) por último las macrófitas flotantes libres, al igual que las enraizadas de hojas flotantes cubren toda la superficie del agua, que en combinación con el ingreso de grandes cargas de fósforo y nitrógeno incrementan el proceso de la eutrofización, e interfieren en el ingreso de energía al cuerpo de agua (Hill & Coetzee, 2017), adicionalmente a las causas ya descritas, la introducción de materia orgánica debido a la

muerte de estas plantas disminuyen la calidad del agua, además de provocar la pérdida de diversidad tanto planctónica como de animales e incluso de otras plantas.

9. Contaminación acuática.

El agua al ser el recurso natural que sustenta la vida por lo que requiere de un cuidado y control de aquellas características que le permiten dar sustento a esa vida es decir tener una buena calidad, la cual esta está dada por el uso al cual se va a destinar. La forma de monitorear y en su caso poder recuperar sus propiedades naturales se basa en la evaluación de sus parámetros fisicoquímicos para determinan las condiciones en las que se encuentra, por lo que se habla de contaminación acuática cuando estas características son alteradas de manera negativa por la introducción o ingreso de sustancias contaminantes que disminuyen la calidad del agua (SEMARNAT, 2017).

Las aguas residuales son la principal causa de contaminación acuática de origen antropogénico, estas se dividen en dos tipos: a) las de desechos domésticos que contienen desechos sólidos y líquidos (como microorganismos, basura, desechos sanitarios o detergentes) y b) las aguas residuales industriales, las cuales están cargadas con residuos químicos (E.g. metales pesados, ácidos y colorantes) (Carolin *et al.*, 2017). El hecho de que el agua se encuentre contaminada por estos tipos de contaminantes tiene severas consecuencias, sobre la salud humana al provocar graves enfermedades como cólera, tifoidea o cáncer si es que esta es utilizada para regar alimentos como arroz y maíz y principalmente las hortalizas que se consumen crudas ya que puede contener residuos orgánicos tóxicos (E.g. fertilizantes o pesticidas), así como metales pesados como Pb o As (Lu *et al.*, 2015).

9.1. Principales fuentes

La principal causa de contaminación del agua es la constante descarga de aguas residuales en el ambiente, ya que estas pueden albergar microorganismos (como hongos, parásitos, bacterias) que pueden provocar enfermedades para el humano, así como materia orgánica que puede alterar las concentraciones de oxígeno, asimismo, acarrear grandes cantidades de químicos que pueden ser tóxicos no solo para la biota del ambiente, sino también para el humano si este llega a ingerir agua de este tipo. Dentro de las sustancias que están disueltas o son transportadas por estas aguas se encuentran metales pesados, contaminantes emergentes (E.g. fármacos y hormonas) y grandes cantidades de nutrientes entre estos últimos nitrógeno y fósforo (Benit & Roslin 2015).

1.1.4. Metales pesados

Los metales pesados son contaminantes inorgánicos presentes en los cuerpos de agua como iones polivalentes, y se caracterizan por tener una gran densidad y efectos tóxicos incluso a bajos niveles de concentración, además de poseer cualidades como solubilidad, capacidad de óxido-reducción y formación de compuestos, debido a esto, varía la intensidad de sus efectos,

ya que a bajas concentraciones los metales pesados pueden generar disrupciones metabólicas, y a grandes concentraciones se pueden bioacumular y posteriormente generar afecciones de importancia sobre los organismos o bien la muerte (Carolin *et al.*, 2017).

Dentro de los metales pesados mayormente reportados se encuentran el cobre (Cu), cromo (Cr), zinc (Zn), cadmio (Cd), plomo (Pb), níquel (Ni) y en menor medida mercurio (Hg), estos metales son arrojados al ambiente en aguas residuales de origen principalmente industrial, dentro de estas destacan la metalúrgica, de pinturas y tintes, así como las de la imprenta (Li *et al.*, 2015). Otra de las principales fuentes de contaminación de agua por metales pesados es la industria minera, que por procesos de fundición tienen la capacidad de verter metales pesados como arsénico (As) o cobre (Cu) al ambiente (Gonzales *et al.*, 2014). Estos contaminantes al verter las aguas residuales de origen industrial (de las antes mencionadas) hacia ríos o arroyos, que finalmente desembocaran en un lago, presa, humedal o en el mar (Younas *et al.*, 2017).

1.1.5. Nutrientes

Los nutrientes presentes en los cuerpos de agua son elementos que son requeridos por los organismos biológicos para llevar a cabo procesos fisiológicos como el potasio (K) o el sodio (Na), también ayudan en la estabilización de las características fisicoquímicas del agua por ejemplo el calcio (Ca) y el magnesio (Mg) que ayudan en la regulación de la dureza. El ingreso de estos nutrientes puede ser de diferentes maneras, en mayor medida ingresan por eventos de meteorización de las rocas por las cuales está conformada la cuenca del lago, asimismo pueden ingresar al medio por influencia antropogénica por ejemplo el azufre (S) puede precipitarse en forma de lluvia ácida, el nitrógeno (N) por el lavado o escurrimientos de desechos agrícolas (como fertilizantes) o el fósforo (P) el cual puede ingresar en aguas residuales por la utilización de químicos domésticos (como detergentes) (Bhateria & Jain, 2016).

De acuerdo con lo anterior Goyette y colaboradores (2016) enfatizan que el incremento de N y P debido a la utilización de químicos domésticos (detergentes) y fertilizantes debido al lavado de suelo (por agua de riego o por precipitaciones) disuelve y transporta los residuos móviles de dichos agroquímicos hacia los cuerpos de agua cercanos (Bedmar *et al.*, 2015, Mekonnen & Hoekstra, 2018), a su vez el cambio en el uso de suelo por agricultura de áreas circundantes a cuencas hídricas aumenta el riesgo ambiental.

10. Consecuencias de la contaminación.

10.1. Hipoxia y anoxia

La contaminación acuática puede tener severas consecuencias en el ambiente, una de estas es la disminución de los niveles de oxígeno (hipoxia) incluso la carencia del mismo (anoxia), esta puede ser provocada por la presencia de metales pesados ya que estos reaccionan con el oxígeno disuelto en el agua (Bhateria & Jain, 2016), asimismo las elevadas temperaturas,

la elevada actividad de los productores primarios en la superficie del agua y los elevados niveles de bacterias pueden contribuir a que este fenómeno ocurra (Pardo & García, 2016).

Uno de los principales efectos de la hipoxia y la anoxia es la evidente pérdida de diversidad, debido a que no todas las especies dulceacuícolas tienen los mismos límites de tolerancia hacia los cambios de las características fisicoquímicas del agua, asimismo un mínimo cambio en los valores de oxígeno disuelto puede ocasionar un declive en la diversidad de la cuenca (Hughes *et al.*, 2015).

10.2. Eutrofización.

Los cuerpos de agua son clasificados de diversas maneras con base en su química (contenido de sales o historia geológica), o bien de acuerdo con su contenido de nutrientes, a esto último se le denomina estado trófico. El estado trófico del agua se ve afectado por los niveles de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) presentes en el mismo, estos pueden ser de origen natural ya sea por la composición geológica de la cuenca o la reintroducción de los mismos a través de procesos metabólicos de microorganismos, también pueden ser arrojados al medio por el vertimiento de aguas residuales de origen doméstico o industrial, por lo tanto se denomina como estado oligotrófico, mesotrófico o eutrófico dependiendo si los niveles de estos elementos en el ambiente son bajos, regulares o altos respectivamente (Batheria *et al.*, 2016).

A su vez, este fenómeno está acompañado de otras perturbaciones dentro de la cuenca, las cuales tienen que ver principalmente con las características fisicoquímicas del agua, ya que cuando se presenta eutrofización la turbidez del agua aumenta (Fig.2.4), con lo que reduce su transparencia, además que el color del agua y en caso graves puede despedir un olor desagradable, (Upahdyay *et al.*, 2012).

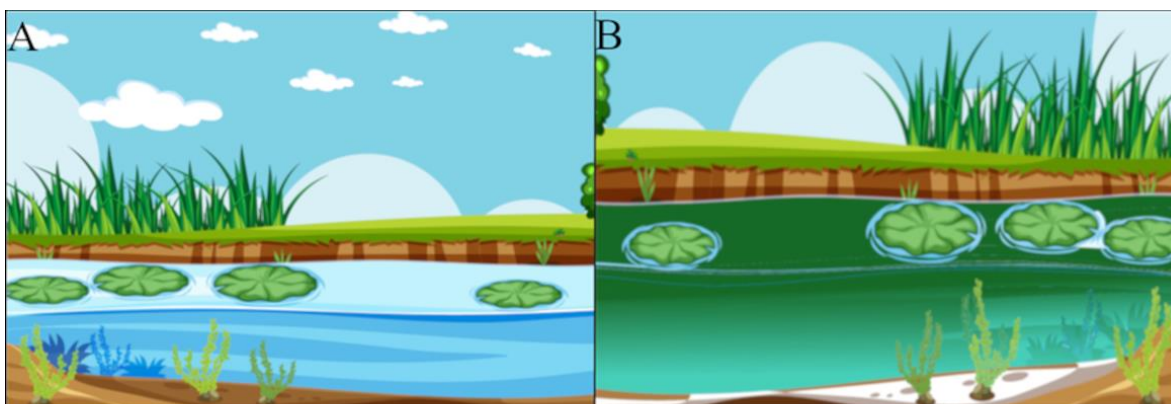


Figura 2.4: Comparación del aspecto de ambientes acuáticos con y sin eutrofización. A) aspecto de ambiente acuático saludable, sin eutrofización; B) Aspecto de ambiente acuático eutrófico (autoría propia).

De igual forma, la eutrofización se ve influenciada por el tipo de cuenca, ya que en aguas marinas la eutrofización está regida por el N como nutriente limitante, mientras que en cuencas epicontinentales como lagos y ríos es el P el nutriente que rige este fenómeno, a su

vez las elevadas cargas de nutrientes generan las condiciones óptimas para que organismos como los productores primarios eleven su población de manera exponencial (Saluja & Garg, 2017).

10.3. Malezas acuáticas

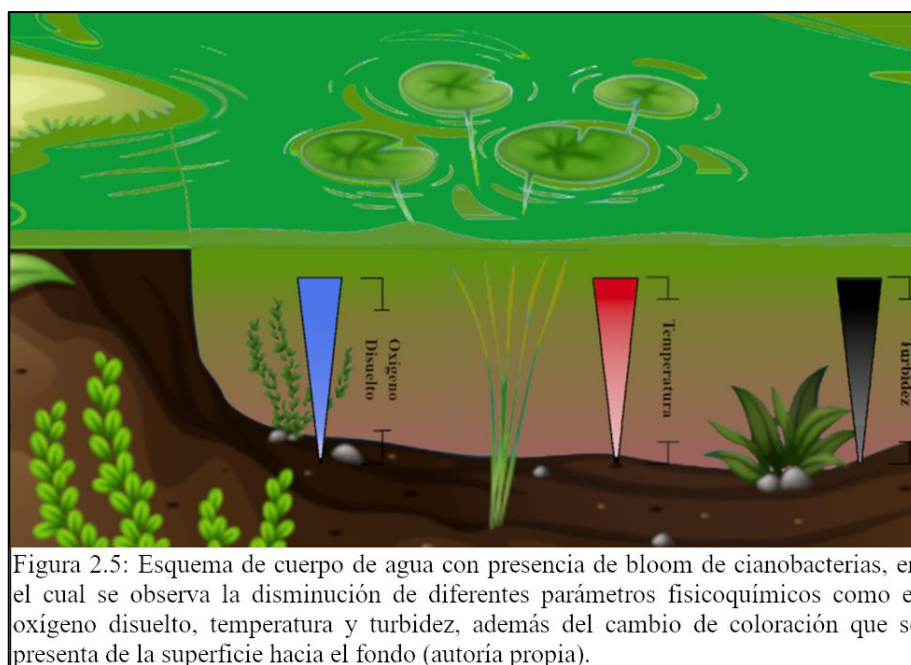
Asimismo, la eutrofización tiene efectos secundarios, que pueden agravar las consecuencias de este proceso, una de estas es el aumento de los productores primarios (plantas y algas), debido a que estos aprovechan los elevados niveles de nutrientes para proliferar y de esta manera incrementan su densidad poblacional, este fenómeno es comúnmente conocido como floración o “Bloom” el cual esta principalmente formado por organismos del fitoplancton (Gladyshev & Gubelit, 2019).

Es gracias a las condiciones generadas por la eutrofización, sumado a otros factores ambientales estrechamente ligados como la temperatura, la incidencia de luz y los vientos, que los organismos vegetales pueden aumentar en este tipo de hábitats perturbados, específicamente las macrófitas flotantes libres, las cuales amplían su cobertura sobre la superficie del agua formando tapetes (Dhir, 2015). De igual forma las macrófitas sumergidas pueden expandir su cobertura gracias a que sus tasas de crecimiento se elevan a consecuencia de los niveles elevados de nutrientes (P y N) y como consecuencia las capas inferiores de lago (por lo general poco profundos) son pobladas por las especies con rangos de tolerancia altos, así como altas tasas de crecimiento, desplazando a otro tipo de vegetación reduciendo de esta forma la diversidad de productores primarios existentes (Alves & Woclyli, 2017).

10.4. Florecimientos algales (blooms)

El fitoplancton, compuesto por poblaciones de organismos que son productores primarios aprovechan las elevadas cargas de nutrientes en los lagos eutróficos, por lo que tienden a aumentar su densidad celular de forma exponencial, llegando a cubrir las capas superficiales de los cuerpos de agua, confiriéndoles diversas coloraciones dependiendo de la dominancia de los grupos (Fig. 2.5), este fenómeno que muchas veces va de la mano con la eutrofización se le conoce como “floreamiento algal” o “bloom”. Estos blooms en muchas ocasiones están formado por ciertas especies o géneros de microalgas o por cianobacterias que predominan en este fenómeno, y ocasionalmente pueden llegar a ser monoespecíficos (Pick, 2016).

Estos blooms en cuerpos de agua continentales (como lagos, ríos, pantanos, etc.), generalmente esta formados por cianobacterias, ya que este grupo se caracteriza por tener adaptaciones que le permiten condiciones ambientales extremas de temperatura, pH y turbidez (Fig. 2.5), por otro lado, a comparación de otros grupos algales posee adaptaciones que le confieren mayor competitividad como la presencia de estructuras que les permiten flotar o migrar verticalmente, también poseen células especializadas para la fijación de nitrógeno atmosférico, o la síntesis de metabolitos tóxicos (denominados cianotoxinas) que son nocivos para la biota circundante (Huisman *et al.*, 2018). La apariencia de estos blooms de cianobacterias va desde los colores verdes hasta los ligeramente amarillos, y presentan “natas” que flotan en la capa superficial del agua, además son acompañados por malos olores y sabores, sin embargo, la mayor amenaza se presenta por la síntesis de cianotoxinas, producidas por algunas especies de cianobacterias, las cuales son nocivas para el humano; también se ha descrito que las cianobacterias tienen efectos alelopáticos contra otros organismos fotosintéticos (como algas o plantas) (Padedda *et al.*, 2017).



Según Paerl & Otten (2013), estos florecimientos tienen como consecuencia la disminución de la biodiversidad tanto de animales como de productores primarios, también tiene como consecuencia la disminución de la calidad de agua, ya que elevan la temperatura del lago, disminuyen los niveles de oxígeno disuelto en el agua en sus diversas formas, también se incrementa el ingreso de materia orgánica, debido a la senescencia de células algales que son precipitadas y sedimentadas. A su vez el contacto o la ingesta de estas cianotoxinas producidas durante los blooms por animales o humanos tiene severas consecuencias que varían de acuerdo con la concentración y tiempo de exposición, que van de provocar daños en la estructura y ciclo celular, daño hepático y en casos extremos causan la muerte del individuo (Carmichael, 2001).

11. Alternativas de rehabilitación de aguas contaminadas.

Debido al dinamismo de los ecosistemas acuáticos constantemente están sometidos a variables que los alteran y los degradan, esto se da mayormente por modificaciones en las características físicas y químicas del agua, estos cambios pueden ser ocasionados por factores ambientales como la precipitación de agentes químicos como óxidos de nitrógeno (NOx) u óxidos de azufre (SOx), también por prácticas antropogénicas por ejemplo el vertimiento de aguas residuales de diversos orígenes, asimismo las características fisicoquímicas del agua pueden ser influenciadas por organismos biológicos, principalmente por productores primarios, ya sean macro o microscópicos. Es por lo anterior que se necesitan métodos para remediar los efectos de la contaminación por lo que Neven (2009), plantea que para hacer una restauración primero hay que realizar un pretratamiento el cual consiste de eliminar partículas, sustancias químicas y organismos para de esta manera iniciar la recuperación de la calidad de agua, es por esto que menciona diversas formas de tratamiento para cumplir con la tarea de remediación, las cuales son: oxidación, filtración granulométrica y por membrana, intercambio iónico, adsorción inorgánica, destilación, tratamiento biológico y desinfección.

11.1. Métodos Físicos

11.1.1. Filtración

A su vez el mismo autor (Neven, 2009) menciona que la filtración es un proceso físico mediante el cual se pretenden eliminar partículas de diversos tamaños suspendidas en el agua por la utilización ya sea de matrices de gránulos de diferentes diámetros o mediante la utilización de membranas con aperturas de poro variables.

11.1.1.1. Granulométrica

Esta consiste en un sistema que remueve partículas, organismos y sedimentos que se encuentren en el agua, mejorando de esta manera los subsecuentes procesos de desinfección. Lo antes mencionado se logra gracias a que dichas partículas suspendidas se adhieren a la superficie de gránulos de diversos materiales como resina, arena o grava a través de los cuales corre el flujo de agua, esta superficie de adsorción de estos varía según el tipo de cerámica que es utilizada para este tipo de filtros, ya que, por ejemplo, si es utilizado un gránulo poroso (como la toba) la superficie de adsorción aumenta, mientras que con un gránulo liso (como la grava) es menor la adsorción ejercida contra las partículas suspendidas. Por otro lado debido a la acción de este filtro las propiedades del agua pueden ser mejoradas con respecto a los sólidos disueltos totales, la demanda bioquímica de oxígeno, pH y conductividad eléctrica (Albalawneh *et al.*, 2017).

Por otro lado, este tipo de filtros se ven afectados por la velocidad de flujo de agua, debido a que presentan una mayor eficiencia cuando el flujo es relativamente lento ya que de esta manera hay una mayor retención de partículas o microorganismos (según sea el caso), estos últimos son retenidos en los gránulos, por lo que este tipo de filtros son efectivos contra la presencia de microalgas (Sabiri *et al.*, 2017).

11.1.1.2. De membrana

Esta variante del método de filtración consiste en hacer pasar corriente de agua impulsada por presión de vacío a través de una superficie porosa denominada membrana, la cual cuenta con una variedad de tamaños para los poros y variedad de polímeros por los cuales puede estar constituida, a su vez puede estar fabricada de diferentes materiales, mismos que son implementados para diferentes fines, ya que pueden ser utilizados para la separación de materia suspendida en el agua como partículas micrométricas, flóculos de tratamientos previos e incluso virus, así como para impedir el paso de microorganismos tanto parásitos como microalgas, también pueden ser iones-selectivos, sin embargo para esto último la fuerza motriz son cargas electroquímicas por lo que reciben el nombre de electrodiálisis (Neven, 2009).

De acuerdo con lo anterior Rezakazemi *et al.*, (2018) describen las ventajas y desventajas de las diferentes membranas de filtración, enfocándose principalmente en las que funcionan con fuerza de presión, a su vez resalta que la efectividad de este tipo de filtración puede ser mejorado con el uso conjunto de dos o más tipos de membranas. También este método puede estar incorporado a otro sistema de tratamiento de agua, y así lograr que la calidad de agua mejore, uno de estos métodos es el sistema bioelectroquímico, el cual incorpora membranas cargadas eléctricamente con polos opuestos a cada lado de la membrana en el flujo previo a dicho sistema, esto para reducir no solo el ingreso de partículas suspendidas en el agua, ya que de igual forma reduce la DQO del agua una vez que ha pasado a través de la misma (Yuan & He, 2015).

11.1.2. Radiación Ultravioleta (UV)

Este proceso físico consiste en exponer el agua a longitudes de onda de 200 a 400 nm, debido a que esta tiene la capacidad de causar cambios en el ADN y en el ARN de algunos microorganismos patógenos, principalmente protozoos, es debido a esto que se usa este proceso como desinfectante previo o en conjunto con métodos químicos, gracias a que aumenta la efectividad de agentes oxidantes como el cloro o el radical hidroxilo. Sin embargo, en este proceso intervienen factores que afectan la efectividad de este método, como lo es la turbidez causada por materia sólida suspendida que ocasiona un efecto de escudo, otro factor es la transparencia del agua ya que esta puede disminuir la intensidad con la que actúa la luz, a su vez hay microorganismos que son capaces de resistir, así como reparar los daños causados por la radiación (Neven, 2009; Breach, 2012; Jan *et al.*, 2015). Por otro lado, la radiación es absorbida por los solutos presentes más no por el agua y al reaccionar funcionan como fuente de radicales con potencial oxidante E.g. el radical libre hidroxilo (HO[·]).

11.1.3. Carbón activado.

Este es un proceso físico secundario, ya que se emplea posterior a una filtración, el cual consiste como se mencionó anteriormente en la utilización de partículas de diversos tamaños con superficies adsorbentes, mismas que pueden ser porosas para aumentar la superficie de

adsorción. Estas partículas se encargan de remover un amplio espectro de contaminantes orgánicos como solventes y agentes aromáticos (bencenos, tolueno, fenoles, clorofenoles, etc.), también pesticidas, herbicidas, hidrocarburos (como tintes, gasolina, aminas), así como compuestos húmicos que puedan generar olor y sabor en el agua (Neven, 2009; Breach, 2012).

Por otro lado, el carbón activado no solo es capaz de remover los compuestos orgánicos mencionados previamente, también compuestos inorgánicos como metales pesados (por ejemplo níquel Ni y cadmio Cd) sin embargo, la capacidad de adsorción del carbón activado puede verse afectada por la cantidad de materia coloidal presente en el agua, así como por la temperatura y el tiempo de contacto de este con la materia orgánica, de la misma manera el tamaño, forma y porosidad de las partículas de carbón activado influyen en su capacidad adsorbente (Nayak *et al.*, 2017; El Gamal *et al.* 2018).

11.2. Métodos Químicos.

11.2.1. Oxidación.

Este es un proceso en el que se oxidan compuestos químicos orgánicos presentes en el agua, se realiza mediante la implementación de iones altamente reactivos como: sulfato (SO_4^-), permanganato (MnO_4^-) e hipoclorito (ClO^-), sin embargo, el ion más utilizado para este proceso es el radical HO^\cdot , con esto se rompen estructuras químicas como anillos aromáticos, además de que posteriormente a los sólidos orgánicos se les facilita su coagulación en procesos posteriores. La manera más común de llevar a cabo este proceso es mediante la reacción de Fenton, en la que por la acción de un agente catalítico (el cual suele ser el Fe^{2+}) se disocian las moléculas de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) formando así los iones reactivos HO^\cdot y HO^- además este proceso de oxidación avanzada puede ser modificado para una mayor eficiencia, debido a que se busca acelerar los tiempos de reacción o reducir costos de la producción del agente oxidante implementando ya sea luz ultravioleta (UV) o métodos ultrasónicos (US) así como la aireación con ozono (O_3) (Asghar *et al.*, 2015).

Para asegurarse de que haya una desinfección en procesos de tratamiento de agua primero debe de haber procesos de tratamiento previos en los que se remueva compuestos sólidos suspendidos, materia orgánica suspendida o bien procesos de precipitación u oxidación de metales.

11.2.2. Cloración

La cloración es un proceso de eliminación de microorganismos como virus, bacterias y protozoos mediante la utilización de cloro (Cl), este elemento usualmente es agregado al agua en forma de sales de hipoclorito de sodio, o hipoclorito de calcio, las cuales se disuelven en el agua y reaccionan con la membrana plasmática de los microorganismos antes mencionados, sin embargo, algunos de estos últimos debido a que poseen pared celular o que desarrollan esporas resisten estas sales por lo que se han implementado otras técnicas de desinfección a base de dióxido de cloro (ClO_2) el cual tiene la capacidad de penetrar en las

membranas celulares resistentes de algunas bacterias y protozoos, sin embargo, al ser altamente reactivo e inestable es producido in situ (Neven, 2009; Breach, 2012).

Mohamed *et al.*, (2015) corrobora la efectividad del cloro como un potente desinfectante de organismos como bacterias y algunos protozoos presentes en aguas residuales de origen doméstico, así como para la desinfección de agua potable, aunque encontraron que los niveles de turbidez son un factor de consideración que interviene con la desinfección de la cloración, ya que, al aumentar los valores de turbidez, los efectos del cloro disminuye y esto se lo atribuyen al efecto de escudo de microorganismos en las partículas suspendidas, por otro lado, otro factor que influye es la cantidad de materia orgánica presente en el agua, ya que esta puede influir en la cantidad de subproductos clorados que de igual forma pueden reducir la efectividad de este proceso (Styskal *et al.*, 2016). A su vez, al aumentar tanto la dosis como el tiempo de contacto del cloro con el agua aumenta su capacidad desinfectante, sin embargo, elevar los niveles de cloro puede ser perjudicial para la salud humana. Esto último también es mencionado por Zeng *et al.*, (2015), quienes encontraron que el agua con cloro afecta la salud a nivel molecular, debido a que provoca daños en el ADN, así como mutaciones en el mismo y también un potencial riesgo de inducción de cáncer. Estos efectos están altamente relacionados con las dosis de exposición.

11.2.3. Ozonización.

Al igual que la cloración, la aplicación de ozono es un proceso que pretende erradicar la presencia de microorganismos patógenos presentes en el agua tales como virus, bacterias y algunos protozoos, debido a que este gas es potencialmente oxidante, incluso más que el cloro o el dióxido de cloro, por lo que es utilizado para eliminar aquellos organismos en los cuales no tiene efecto el cloro, además de que también tiene efecto contra metales, herbicidas, medicinas y desechos orgánicos, además por su alta reactividad favorece la formación del radical libre hidroxilo (OH^\cdot) como subproducto inespecífico que puede unirse con radicales presentes inorgánicos como HCO_3^- , NO_3^- o NO_2 (Neven, 2009; Breach, 2012; Gómez *et al.*, 2017).

11.2.4. Alguicidas.

Una de las mayores amenazas de los sistemas acuáticos es la presencia de un número elevado de microorganismos fotosintéticos, debido a esto se han desarrollado diversas maneras de intentar reducir esta densidad poblacional mediante la adición de sustancias químicas, las cuales pueden ser de diferentes características, mismas que pueden ser sales metálicas como Al, Fe, o Ca ya que pueden alterar las membranas celulares de las especies del fitoplancton promoviendo así la formación de flóculos, o sales de Cu estas últimas son las más comúnmente utilizadas con el propósito de alguicidas gracias a que el Cu sustituye al Mg en la molécula de clorofila, inhibiendo de esta manera la fotosíntesis. Otras sustancias utilizadas como alguicidas son los fotosensibilizadores, los cuales al disolverse en el agua promueven la formación de especies reactivas de oxígeno, las cuales son nocivas para microorganismos patógenos como algunas algas. Una última variedad de agentes químicos de diferente

naturaleza son los herbicidas, estas sustancias químicas al disolverse en el agua provocan diversos efectos sobre el metabolismo de los organismos fotosintéticos, el más destacable es la interrupción del fotosistema II, interrumpiendo de esta manera la transferencia de electrones durante la fotosíntesis (Jančula et al., 2011).

Matthijs y colaboradores (2016), mencionan que muchos de los alguicidas mayormente utilizados como lo son los herbicidas o las sales de cobre efectivamente disminuyen la cantidad de fitoplancton presente en el agua, sin embargo, carecen de selectividad por lo que, no solo erradica los organismos nocivos como cianobacterias, sino que también un gran número de organismos fotosintéticos, por otro lado también afectan otro tipo de biota como moluscos, anfibios e incluso macrófitas sumergidas y también puede resultar toxico para él humano. Debido a esto último se buscan alternativas de alguicidas de origen natural ya que son menos agresivos, tienen selectividad para taxas específicas (E.g. cianobacterias), y no tienen efecto sobre otros organismos.

11.2.5. Coagulación/Floculación.

Estos son procesos similares en los cuales se agregan sales de aluminio al agua con el objetivo de desestabilizar las partículas coloidales, de tal modo que se junten formando “coágulos” o “flóculos”, los cuales se precipitan y sedimentan haciendo más fácil una posterior separación de materia sólida de la líquida. Este proceso se utiliza comúnmente para remover compuestos con manganeso (Mn) o hierro (Fe) así como materia orgánica y metales pesados, debido a que estos reaccionan con el aluminio, el cual se enlaza a estos últimos promoviendo de esta manera la formación de flóculos y su posterior precipitación (Neven, 2009; Breach, 2012).

Daud y colaboradores (2015), concluyeron que el proceso de coagulación-floculación no solo funciona para remover la materia orgánica, sino que también los sólidos suspendidos además de que ayuda con la disminución de la demanda química de oxígeno y la reducción de la concentración de grasas y aceites que puedan estar presentes en el agua.

11.3. Biológicas

Otro tipo de tecnologías diferentes a los descritos previamente es la biorremediación, en la cual se utilizan organismos, así como sus adaptaciones fisiológicas para neutralizar o biodegradar contaminantes disueltos en el medio ambiente, tales como metales pesados o compuestos dañinos (como aleloquímicos o toxinas) (Adams *et al.*, 2015).

11.3.1. Bacterias.

Un grupo de organismos con estas capacidades de biorremediación es el de las bacterias. Cuando se utilizan en plantas de tratamiento estas son inoculadas en grupos o consorcios que a su vez forman biopelículas en las superficies de tuberías, paredes o sedimento (Neven, 2009).

Algunos organismos del grupo de bacterias (E.g. algunas especies de los géneros: *Xanthomonas*, *Thiomonas*, *Acidobacteria*, *Acidocella*, entre otras) tienen la capacidad de

degradar contaminantes de origen industrial como lo son los colorantes textiles, estos son metabolizados, reduciendo de esta manera su presencia y con ello disminuyen los colores, olores y sabores causados por estos contaminantes, sin embargo, una de las desventajas es que el proceso de degradación de colorantes es lento, por lo que su prevalencia se extiende por tiempos prolongados, también al degradar estas sustancias se generan subproductos como aminas aromáticas, las cuales son cancerígenas y al igual que los colorantes poseen tiempos de prevalencia prolongados (Ito *et al.*, 2016). A su vez, Prest y colaboradores (2016) mencionan que la efectividad en la actividad de remoción por parte de una bacteria depende de diversos factores como: tipo y concentración de nutrientes, presencia de depredadores, condiciones ambientales, así como tipo de bacterias implementadas con esta finalidad.

11.3.2. Hongos

Otro grupo utilizado como biorremediador es el de los hongos, gracias a que sus adaptaciones les permite colonizar una gran cantidad de ecosistemas incluyendo los acuáticos en los cuáles tienen una alta proliferación, además de que en estos ambientes especies como: *Phanerochaete chrysosporium*, *Trametes versicolor* o *Pleurotus* sp. poseen una gran capacidad biorremediadora, también por adaptaciones tales como la secreción de enzimas extracelulares que son capaces de degradar compuestos contaminantes como los aceites y compuestos recalcitrantes tóxicos como metales pesados (Deshmukh *et al.*, 2016).

Estos organismos son eficientes en la remoción o remediación contra concentraciones tóxicas de diversas formas de iones de metales pesados como el níquel, cobre, cobalto, cadmio y mercurio, estos son oxidados y así transformados en formas menos tóxicas debido a la reaccionen que tienen con sustancias sintetizadas por los microorganismos, además los hongos poseen otros mecanismos de remediación dentro de los cuales se encuentra: la captación activa iónica, precipitación extracelular e intracelular iónica, así como absorción y retención iónica en el micelio y esporas (Chaturvedi *et al.*, 2015).

11.3.3. Algas.

A su vez, el grupo de las algas también es utilizado con esta finalidad, debido a que sus adaptaciones fisiológicas (presentes en géneros como *Phormidium* o *Arthrospira*) les permiten utilizar contaminantes disueltos en el agua (tales como metales pesados, exceso de nutrientes, gases como CO₂, y algunos químicos como herbicidas) como fuente de nutrientes o como promotores de crecimiento, disminuyendo así los niveles de contaminación del ambiente, así como “rehabilitando” las variables que puedan estresar el hábitat, las cuales pueden ser: demanda biológica y química de oxígeno, pH, sólidos suspendidos y totales así como nutrientes o CO₂ (Olguín, 2003).

Debido a lo anterior, Ahmad y colaboradores (2013) demostraron que las microalgas son un buen modelo biológico para la remediación de cuerpos de agua contaminados con descargas de aguas residuales, ya que estas, demostraron reducir el valor de parámetros como pH, DBO, DQO, SST, y reducir también la cantidad de los principales nutrientes promotores de la

eutrofización Nitrógeno (N) y Fósforo (P), sin embargo, los autores resaltan que la eficiencia de remediación de las algas es afectada drásticamente por los extremos radicales en los niveles de temperatura de acuerdo con esto, El-Sheek y colaboradores (2016) además de las variables mencionadas previamente sobre las que tienen efecto, encontraron que las microalgas disminuyen los altos niveles de concentración de otros elementos como calcio (Ca), sodio (Na), magnesio (Mg) y también metales pesados como níquel (Ni), hierro (Fe), cobalto (Co) y plomo (Pb).

11.3.4. Plantas

La fitorremediación es una alternativa de biorremediación en la que se utilizan plantas, las cuales reducen los costos de implementación de este tipo de tecnologías debido a su rápido crecimiento, alta tasa de invasibilidad, además de que estos organismos tienen un gran potencial de biorremediación debido a sus adaptaciones, por lo que son capaces de retirar del ambiente sustancias contaminantes, como nutrientes, metales pesados o moléculas de agroquímicos (herbicidas y fertilizantes), por otra parte, estos organismos, remueven compuestos por diferentes rutas metabólicas dentro de las que se encuentran la quelación, la traslocación, degradación, compartimentalización y volatilización. A su vez, son implementadas en sistemas de humedales artificiales para diversas fuentes de aguas residuales de diversos tipos como industrial, minera, agrícola o doméstica (Salt *et al.*, 1998; Pilon, 2005).

11.3.4.1. Macrófitas en fitorremediación

En nuestro planeta existen muchas especies de plantas que por sus características pueden ser utilizadas para la fitorremediación, sin embargo, no es posible utilizar muchas de ellas en cualquier sistema acuático debido a que requieren condiciones específicas tanto del sustrato en el que crecen, así como al régimen hídrico al que estarán sometidas, debido a esto las especies vegetales que se adaptan a diferentes tipos de ecosistemas es limitado. Las plantas macrófitas son las que particularmente se utilizan para este fin debido a que están parcial o completamente en contacto con el agua y a su vez utilizan el exceso de nutrientes para desarrollarse. Sin embargo, existen limitaciones geográficas, ya que se distribuyen solamente en zonas tropicales o subtropicales, también dependiendo de la zona geográfica la especie puede ser o no utilizada ya que pueden considerarse como invasora debido a su elevada tasa de crecimiento que provoca el desplazamiento de plantas endémicas (Chambers *et al.*, 2008).

Por otro lado, como resultado de la eutrofización causada por descargas de aguas residuales antropogénicas, es la formación de blooms de fitoplancton, y particularmente de cianobacterias, debido a que hay un gran número de especies de estas que sintetizan sustancias tóxicas (cianotoxinas), no solo para la biota que reside en el ecosistema, sino que también son nocivas para el humano que en algunos casos afecta el sistema nervioso, el hígado o la piel. Es debido a estas consecuencias, que se han implementado estrategias para mitigar la presencia de estas cianotoxinas, una de ellas es el uso de técnicas de

fitorremediación con plantas macrófitas, las cuales se ha reportado que tienen la capacidad de remover y acumular este tipo de sustancias tóxicas (Cao *et al.*, 2019).

De acuerdo con lo anterior Sahu y colaboradores (2020) mencionan una variedad de macrófitas de talla pequeña, algunas con distintas formas de vida entre sí como *Azolla pinata*, *Pistia stratiotes* o *Salvinia molesta*, las cuales cuentan con la capacidad de absorber algunas sustancias presentes en un cuerpo de agua contaminado, entre los que se encuentran principalmente macro y micronutrientes, metales pesados y polifenoles. Por otro lado, una macrófita utilizada en humedales artificiales implementadas como reductoras de contaminación de mayor talla es *P. australis* ya que esta tiene una tasa de crecimiento más acelerada que las de menor tamaño y también una gran capacidad de bioacumulación de contaminantes (metales pesados) retirándolos así del medio acuático hacia sus órganos aéreos, (Bonanno & Guidice, 2010; Vymazal & Březinová, 2016). A su vez esta macrófita puede ser utilizada para remediar aguas contaminadas con cianotoxinas (específicamente la microcistina) ya que tiene la capacidad de absorberla y transformarla (Pflugmacher *et al.*, 2001).

Por último, la fitoremediación con plantas macrófitas como técnica de rehabilitación de aguas contaminadas es una alternativa sustentable, de bajo costo y efectiva, ya que, en comparación con otros métodos como los físicos y químicos ésta no es nociva al no introducir químicos ni materiales inorgánicos externos en el medio, otra ventaja del uso de macrófitas en la rehabilitación de aguas contaminadas es el hecho de que a diferencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales éstas son más dirigidas, al ubicarse o ser colocadas en los ecosistemas afectados por la contaminación. Un buen modelo biológico que ha probado ser eficiente en este proceso de remoción de contaminantes es *P. australis* gracias a su potencial de fitorremediación por sus altas tasas de crecimiento y sus tasas de absorción tanto de nutrientes y otros solutos disueltos en el agua como metales pesados y cianotoxinas.

Capítulo 3

Cianobacterias: Importancia y consecuencias de sus metabolitos secundarios

12. Características de las cianobacterias.

Las cianobacterias (del filo Cyanobacteria) son organismos pertenecientes al fitoplancton que se diferencian de los demás grupos al ser de los únicos procariontes fotosintéticos a pesar de no tener una compartimentalización interna (no tener cloroplastos), por lo tanto, no tienen orgánulos a diferencia de los organismos eucariontes, por el contrario, las cianobacterias tienen plegamientos internos de membrana. Viven tanto de manera solitaria como agrupadas en colonias, poseen una gran variedad de formas, que pueden ser cilíndricas o alargadas. A su vez las cianobacterias cuentan con adaptaciones que les ayudan a proliferar sobre los demás organismos planctónicos, como ejemplos se encuentran las vesículas de gas que les permiten realizar migraciones verticales en la columna de agua, variedades de pigmentos, con los cuales son capaces de utilizar diferentes longitudes de onda para realizar fotosíntesis o para protegerse de radiaciones lumínicas dañinas, también algunos géneros poseen células especializadas llamadas heterocitos con los cuales son capaces de fijar el nitrógeno y acinetos, las cuales funcionan como células de resistencia ante condiciones ambientales adversas como sequías (Waterbury, 2006; Sahoo & Steckbach, 2015).

Los mismos autores también mencionan que algunos géneros de cianobacterias producen una variedad de metabolitos secundarios denominados cianotoxinas, estas se dividen por su acción en dermatotoxinas, neurotoxinas y hepatotoxinas, las cuales son nocivas para los organismos presentes en el ambiente, además de que son un problema de consideración para el humano.

Según Newcombe (2012) existen variables ambientales que influyen en el crecimiento de la densidad celular de las cianobacterias, como son la concentración de nutrientes y la incidencia de luz y temperatura ya que la elevación de estas favorece el crecimiento poblacional de estos organismos, debido a esto, es más probable que se presenten florecimientos de cianobacterias en ambientes templados y tropicales.

13. Florecimientos (Blooms) de cianobacterias

Como ya se mencionó en los capítulos anteriores uno de los mayores daños en los ambientes acuáticos es la eutrofización, la cual es la principal causa de la formación de florecimientos algales, es decir un aumento masivo en el número de organismos fotosintéticos presentes en el agua. A su vez estos pueden estar constituidos solamente de cianobacterias, produciendo así un gran daño al ecosistema, esto último trae como consecuencia diversos efectos como el aumentando de la demanda bioquímica y por consiguiente la disminución del oxígeno, modificación del pH y por otro lado los efectos directos sobre los organismos que habitan en el mismo ecosistema, esto es en parte gracias a sus adaptaciones las cuales les permiten migrar verticalmente en la columna de agua a diferencia de otros miembros del fitoplancton,

también hay las que les permiten soportar luz de diferentes longitudes de onda (Paerl & Otten, 2013).

14. Tipos de blooms

Según Hess y colaboradores (2017) los blooms son fenómenos en los cuales el fitoplancton eleva su densidad celular de tal modo que su crecimiento es perceptible a simple vista, además mencionan que estos fenómenos son consecuencia de cambios en las condiciones del medio acuático, destacando principalmente el aumento en las cargas de nutrientes (Principalmente N y P), además de que algunos grupos del fitoplancton son más perceptibles que otros, debido a que presentan pigmentos accesorios característicos, esto causa una aparente cambio de coloración del agua (un ejemplo son las mareas rojas causadas por blooms de dinoflagelados) o pueden producir polímeros extracelulares, los cuales pueden cambiar la viscosidad del agua (Liu *et al.*, 2018). A su vez algunos de los organismos formadores de blooms son productores de sustancias tóxicas, que tienen efectos nocivos en organismos acuáticos, así como para el humano, categorizando así este tipo de blooms como dañinos o tóxicos. Cabe resaltar que este fenómeno no siempre está conformado por organismos productores de sustancias tóxicas.

14.1. No tóxicos.

Pandey y colaboradores (2019) reportaron que los blooms no están únicamente conformados por especies tóxicas de cianobacterias, sino que otros grupos del fitoplancton pueden ser los dominantes de dicho fenómeno, por ejemplo, el alga verde del género *Chlorella*, la cual presenta altas densidades celulares, esta microalga no es productora de metabolitos tóxicos, pero en cambio produce gran cantidad de lípidos. Por otro lado, también mencionan que el contenido de nutrientes influencia la proliferación de algunos grupos de fitoplancton, este es el caso de las diatomeas encontradas en el mismo trabajo, las cuales elevaron su densidad celular a causa de la elevada concentración de azufre (S).

A su vez Park y colaboradores (2018) reportaron que los blooms de cianobacterias pueden contener cepas de una especie (*Mycrocystis aeruginosa*) que puedan ser tóxicas o no, sin embargo, se les atribuye a las condiciones ambientales del ecosistema las que van a influir sobre la presencia y/o ausencia de las cepas no tóxicas. Menciona a que son la temperatura y el pH las variables que van a influir mayoritariamente a que esto suceda, ya que la baja temperatura y pH ácido tienen un efecto negativo en su presencia, también mencionan que las cepas no tóxicas tienen dificultad para formar colonias de gran tamaño, provocando así que queden expuestas a ser depredadas con mayor facilidad, aunado a esto está el hecho de que los depredadores tienen una mayor preferencia por los organismos que no producen toxinas.

14.2. Potencialmente tóxicos

Los florecimientos de cianobacterias se pueden volver nocivos debido a la síntesis de metabolitos secundarios tóxicos (cianotoxinas). Las afectaciones a los sistemas acuáticos provocadas por estas cianotoxinas son cambios de olor y sabor, sin embargo, en los organismos que están en contacto con estas pueden ser lesiones dérmicas, neurológicas y hepáticas; en ocasiones estas toxinas se sintetizan dependiendo de la ubicación en la columna

de agua, ya que si se encuentran en el bentos suelen producir geosmina, por otro lado las cianobacterias planctónicas son las de mayor diversidad y ubicuidad, estas producen cianotoxinas de importancia clínica (Newcombe, 2012) que son sintetizadas dentro de las células y posteriormente liberadas al medio ambiente por lisis celular o por muerte de las mismas, sin embargo a pesar de la cantidad de toxinas liberadas al medio no es fácil notar su presencia, debido a que no tienen color, olor ni sabor (Sarma 2012).

A su vez este fenómeno se genera principalmente en sistemas dulceacuícolas, debido a que la carga de nutrientes es elevada como resultado de las actividades antropogénicas circundantes (de origen industrial, agrícola o por aguas municipales) siendo P y N los nutrientes de los cuales depende el crecimiento de estos organismos, ya que al disminuir la disponibilidad de alguno las poblaciones de cianobacterias detienen el crecimiento y posteriormente tienden a decaer (Xu *et al.*, 2015).

Por otra parte, Wood (2016) alude a algunas consecuencias de las cianotoxinas sobre organismos que tienen contacto con estas resaltando que las afecciones se presentan no solo en organismos acuáticos como peces, sino que también ocasionó muerte en los organismos que tuvieron contacto con la misma, como perros, animales de ganado y aves al haberla ingerido. De igual manera, menciona que el humano también se vio en afectado debido a la ingesta de aguas potables contaminadas, y el contacto físico con aguas recreativas, teniendo como consecuencia daños graves en el hígado y en casos más extremos la muerte.

Una de las razones por las cuales los blooms son de gran importancia, es debido a que no se produce solo un tipo de cianotoxinas que ocasionen los efectos antes mencionados, es decir que es una mezcla de diversas cianotoxinas, así como variantes de la misma toxina que convierte en nocivos estos ambientes, aunado a esto está el hecho de que algunos géneros productores de cianotoxinas sintetizan más de un tipo de ellas, agrandando así esta problemática (Bartlett *et al.*, 2018).

15. Géneros productores de toxinas

La mayoría de los blooms que son reportados alrededor del mundo están formados en su mayoría por géneros de cianobacterias planctónicas productores de cianotoxinas como *Mycrocistis* o *Anabaena* y se les denomina blooms tóxicos, a su vez algunos géneros bentónicos como *Oscillatoria* o *Phormidium* también son productores de cianotoxinas nocivas para la salud humana (Newcombe, 2012).

Como ya se mencionó los blooms de cianobacterias están formados en gran medida por diversos géneros, también existen diversas toxinas, aunado a esto, algunos de estos géneros sintetizan más de un tipo de cianotoxina siendo la microcistina la más sintetizada y de mayor ubicuidad (como se muestra en la fig. 3.1), además de que todos los géneros de cianobacterias sintetizan lipopolisacáridos (LPP) los cuales tienen un efecto promotor de tumores en mamíferos (Meriluoto *et al.*, 2017).

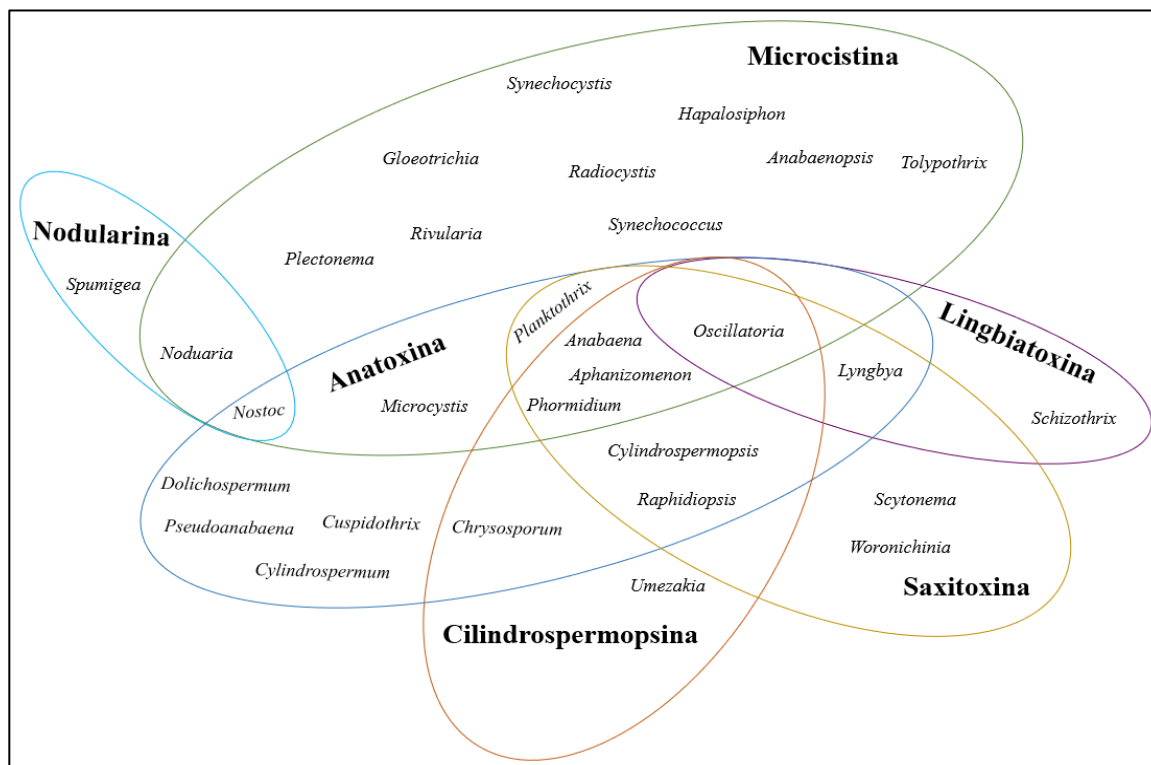


Figura 3.1: Esquema de los principales géneros productores de cianotoxinas, así como los principales grupos de estas (autoría propia).

En el caso de los cuerpos de agua epicontinentales con presencia de blooms tóxicos se reporta que se encuentran las cianotoxinas de mayor producción las cuales son: anatoxinas, cilindropermopsinas y microcistinas (Graham *et al.*, 2010), estas son sintetizadas en su mayoría por los géneros: *Anabaena*, *Chroococcus*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* y *Microcystis*, siendo este último el de mayor ubicuidad y abundancia, no obstante, géneros como: *Anabaena* y *Aphanizomenon* son productores de más de un tipo de cianotoxina (Fig. 1) (Loftin *et al.*, 2016).

En México se han reportado algunos de los géneros mayormente productores de toxinas, como: *Microcystis*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* y *Nodularia*, además las ubicaciones en las que se encuentran son completamente diversas, encontrándose a lo largo del país, ubicando así estos fenómenos como altamente tóxicos y potencialmente nocivos para la salud humana en vista de los niveles y variedad de cianotoxinas presentes (Berry *et al.*, 2011; Oliva *et al.*, 2009; Lind *et al.*, 2016; Ramírez *et al.*, 2017).

15.1. Tipos de toxinas.

Como ya se mencionó estas cianotoxinas son moléculas de gran diversidad dependiendo del grupo de cianobacterias que la sintetice, por lo tanto, estas se clasifican de acuerdo a su estructura molecular como alcaloides (anatoxinas, cilindrospermopsina, saxitoxinas, lingbiatoxinas), lipopolisacáridos y péptidos cíclicos (microcistinas, nodularinas), o bien por su efecto tóxico sobre el humano, es decir el área sobre la cual tiene afección estas son: hepatotoxinas (microcistinas y nodularinas), neurotoxinas (anatoxinas, saxitoxinas), dermatotoxinas, (lingbiatoxinas) (Sarma,2012; Newcombe, 2012; Sahoo & Sekbach, 2015; Meriluoto *et al.*, 2017).

15.1.1. Neurotoxinas.

Esta cianotoxinas son principalmente anatoxinas y saxitoxinas, poseen estructura química de alcaloide (es decir moléculas nitrogenadas de bajo peso molecular) y se caracterizan por ser disruptores neurológicos causando un bloqueo neuromuscular en un corto periodo de tiempo de exposición, también dentro de los síntomas de intoxicación por neurotoxinas esta la sofocación del organismo como consecuencia de fallas del sistema respiratorio a causa del fallo del diafragma (Carmichael, 1992; Sahoo & Sekbach, 2015), este tipo de cianotoxinas son principalmente anatoxinas y saxitoxinas, sintetizadas principalmente por los géneros *Anabaena*, *Aphanizomenon* y *Phormidium* entre otros (Fig. 3.1) (Sarma, 2012).

15.1.1.1. Anatoxinas

Las anatoxinas (Fig. 3.2) son alcaloides con efectos neurotóxicos, que por su estructura química se relaciona con la estructura de la cocaína, además de que por su gran parecido con la molécula de acetil colina inhibe la actividad de la acetilcolinesterasa al unirse a esta (Carmichael, 1992). Los efectos que tiene dentro de los organismos animales además de la unión irreversible de la enzima mencionada, se encuentra el bloqueo neuromuscular, así como provocar espasmos y fatiga muscular y opistotómos en aves, hipersalivación y convulsiones en mamíferos, y en casos extremos la muerte por paro respiratorio sin existir antídoto para la intoxicación por estas toxinas (Ferrão-Filho, 2011).

Como pasa con la mayoría de las cianotoxinas, las anatoxinas a su vez tienen sus variedades, las cuales son sintetizadas por un amplio rango de géneros de cianobacterias filamentosas fijadoras de nitrógeno, de las que destacan *Anabaena*, *Aphanizomenon* y *Cilindrospermum* entre otros (Loftin *et al.*, 2016).

15.1.1.2. Saxitoxinas.

Las saxitoxinas, al igual que las anatoxinas, son alcaloides con efectos neurotóxicos, producidos por cianobacterias, sin embargo, las saxitoxinas son un grupo de toxinas más grande, debido a que son sintetizadas no solo por cianobacterias, también por dinoflagelados en ambientes marinos (toxina potencialmente nociva producida en la llamada marea roja). Su estructura química (Fig. 3.3) le permite poseer diferentes grupos funcionales en áreas específicas, generando así las diferentes variedades de la toxina (Sarma, 2012).

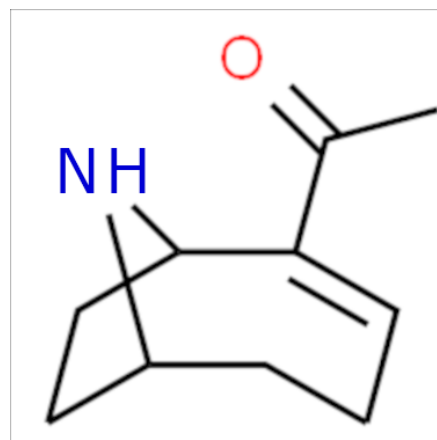


Figura 3.2: Estructura de anatoxina-A

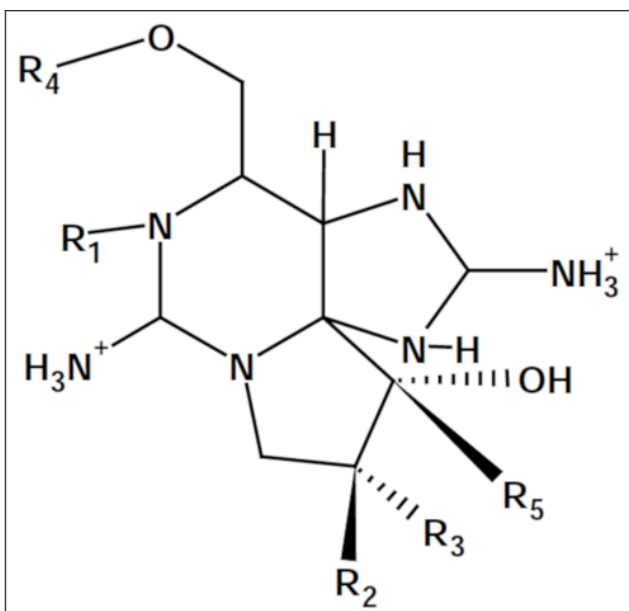


Figura 3.3: Estructura química general de alcaloide de triguanidina de las saxitoxinas

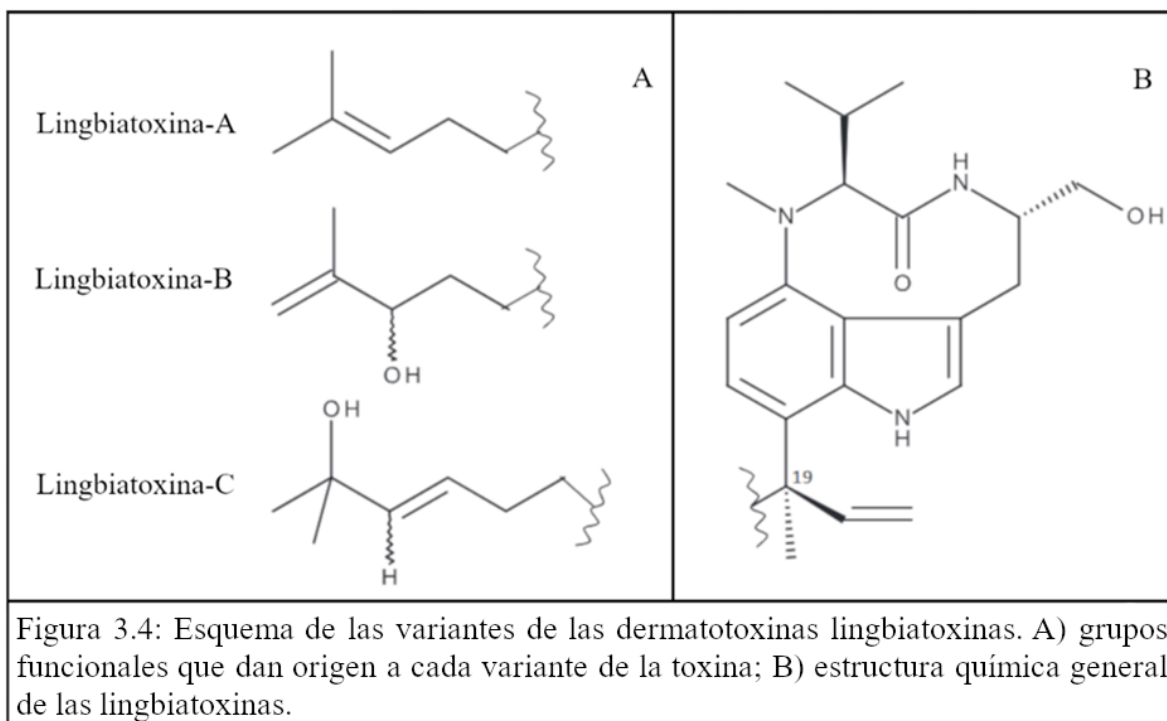
Esta neurotoxina por la presencia de grupos carbonilo e hidroxilo inhiben el potencial de acción de la conducción nerviosa como consecuencia del bloqueo de los canales de sodio (Na), dejando intactos los canales de potasio (K) alterando así la estabilidad de membrana de las células nerviosas. Dentro de los síntomas que se presentan ante la toxicidad por saxitoxinas se encuentra el hormigueo y entumecimiento de los labios en bajas concentraciones, sin embargo, al haber una elevada exposición los efectos van desde vómito, diarrea, dolor de cabeza, amnesia y parálisis, hasta la muerte por fallo respiratorio, aunque también hay registros de daños citotóxicos, genotóxicos y estrés oxidativo como consecuencia a la exposición a esta

toxina (Carmichael, 1992; Sarma, 2012, Diehl *et al.*, 2016; Christensen & Khan, 2020).

Las saxitoxinas son producidas en gran medida por dinoflagelados en ambientes marinos, sin embargo, en cuencas dulceacuícolas esta es sintetizada por cianobacterias, principalmente por organismos pertenecientes a los géneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Ocellularia*, entre otros (Fig.3.1) (Meriluoto *et al.*, 2017; Christensen & Khan, 2020).

15.1.2. Dermatotoxinas.

Las dermatotoxinas son metabolitos secundarios de naturaleza de alcaloide, que tiene efectos irritantes y citotóxicos en la piel del humano. Una de las principales dermatotoxinas sintetizadas es la lingbiatoxina, la cual es responsable de “la picazón del nadador” principalmente en ambientes marinos, tropicales y subtropicales (Gaeda *et al.*, 2017).



15.1.2.1. Lingbiatoxinas.

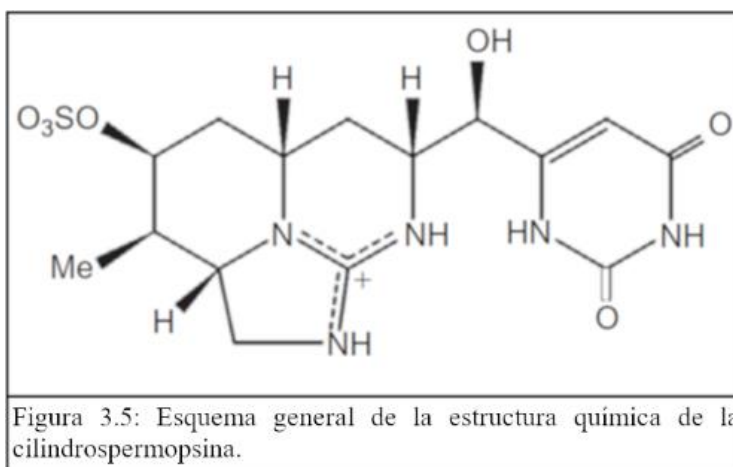
Las lingbiatoxinas tienen una estructura química general de alcaloide-indol (Fig. 3.4 inciso B), la cual tiene un sitio de intercambio de grupos funcionales, los cuales le dan origen a las diferentes variedades de la toxina (Fig. 3.4 inciso A) (Sarma, 2012; Gaeda *et al.*, 2017). Los daños a la salud que son causados por las lingbiatoxinas son presentados principalmente en la piel debido a que es la zona donde hay un mayor contacto, sin embargo, también hay severas afecciones por el contacto con los ojos y tracto digestivo, causando; los síntomas de intoxicación por esta toxina son irritación y picazón cutánea (dermatitis aguda), así como descamación y la presencia de ampollas (Sarma, 2012), a su vez, hay reportes de daños causados en el tracto digestivo con repercusiones como cáncer (dado que las lingbiatoxinas tienen efectos citotóxicos al ser promotores de tumores) debido al consumo de las mismas (Osborne *et al.*, 2001; Taylor *et al.*, 2014). Las lingbiatoxinas son sintetizadas por un número limitado de géneros de cianobacterias de los cuales destacan *Lyngbya (Moorea)*, *Schytotrix* y *Oscillatoria* (Fig. 1) (Osborne *et al.*, 2001; Newcombe, 2012; Sarma, 2012; Taylor *et al.*, 2014; Meriluoto *et al.*, 2017; Gaeda *et al.*, 2017).

15.1.3. Hepatotoxinas.

Las hepatotoxinas son un grupo de cianotoxinas que se caracterizan por tener graves afecciones en el hígado, sin embargo, presentan otros síntomas por intoxicación como vómito y diarrea. Estas son producidas por un gran número de géneros de cianobacterias, por lo cual tienen una gran ubicuidad a nivel mundial. Las principales hepatotoxinas producidas son: cilindrospermopsina, nodularina y microcistina, contando con una estructura de alcaloide la cilindrospermopsina y péptidos cíclicos las dos restantes (Sarma, 2012).

15.1.3.1. Cilindropermopsina

Estas hepatotoxinas son las únicas hepatotoxinas con estructura de alcaloide similar a la guanina sulfatada (Fig. 3.5), la cual tiene diversos efectos adversos sobre la salud humana, ya que provoca afecciones neurológicas, citotóxicas, dermatológicas y principalmente hepáticas (Taylor *et al.*, 2014; Loftin *et al.*, 2016; Gaeda *et al.*, 2017; Hinojosa *et al.*, 2019).



Dentro de los síntomas presentados como consecuencia de la intoxicación con cilindropermopsina son los daños en riñón, pulmón, corazón e hígado. Comúnmente se le asocia a casos de cáncer, debido a su capacidad citotóxica, también causa otros daños a nivel celular que van desde desorganización del citoesqueleto, al estrés oxidativo, lo que a su vez puede provocar apoptosis (Fastner *et al.*, 2003; Loftin *et al.*, 2016).

La cilindropermopsina tiene una mayor presencia en ambientes templados y boreales que es donde se distribuye la mayor especie productora: *Cilindropermopsis raciborskii*, sin embargo, también es sintetizada por otros géneros de cianobacterias filamentosas como *Anabaena*, *Aphanizomenon* y *Umezakia* (Sarma, 2012; Newcombe, 2012; Meriluoto, 2017; Loftin *et al.*, 2016; Hinojosa *et al.*, 2019).

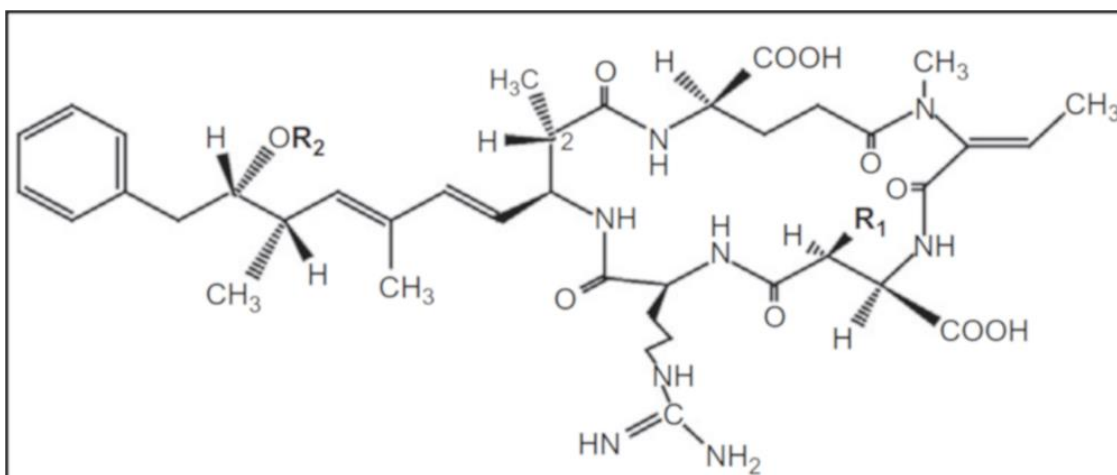


Figura 3.6: Esquema de la estructura química general de nodularinas. R) sitios de intercambio de grupos funcionales que dan origen a las variedades de la toxina.

15.1.3.2. Nodularina

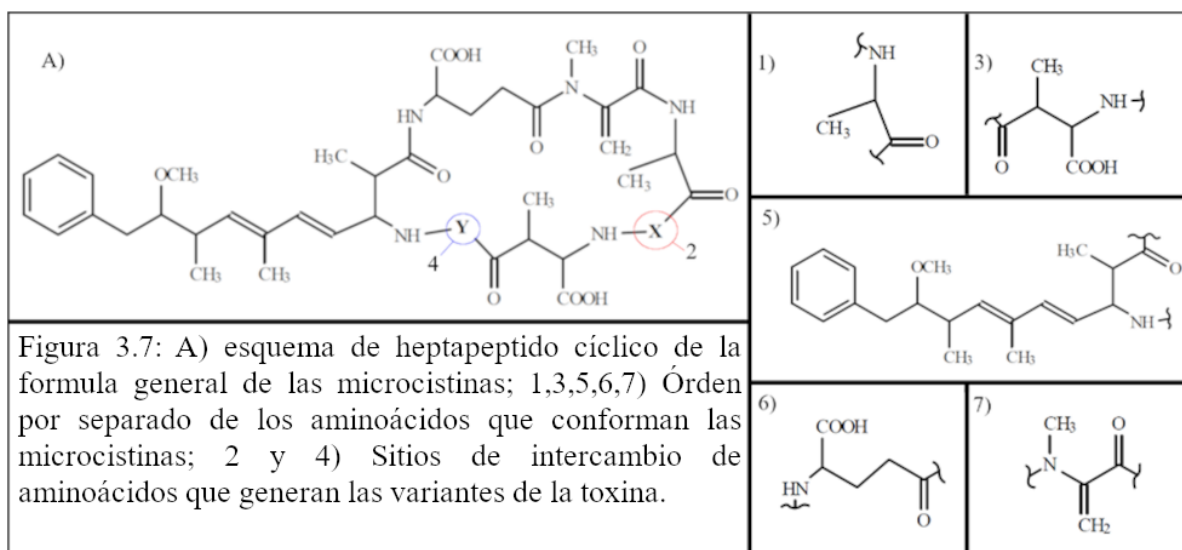
Las nodularinas son cianotoxinas del tipo péptido cíclico (pentapéptido) (Fig. 3.6), de amplia distribución a nivel mundial, sin embargo, hay una mayor presencia en ubicaciones australes,

abundando en ambientes de aguas salobres, aunque su presencia no se limita a estos últimos. Las nodularinas son bioacumulativas en el hígado y además tienen un efecto de inhibición en las proteínas fosfatasa, así como el efecto promotor de tumores, reacomodo del citoesqueleto y la peroxidación a su vez causa daño genotóxico como consecuencia del estrés oxidativo en el ADN (Sarma, 2012; Newcombe, 2012; Loftin *et al.*, 2016; Gaeda *et al.*, 2017).

Esta toxina es de importancia debido a que puede afectar al humano incluso sin tener un contacto directo, esto es gracias a que la toxina es transferida de un organismo a otro mediante relaciones tróficas, ya que es bioacumulada en tejido muscular, y dado que no se degrada fácilmente por temperatura o radiación ultravioleta entra en contacto con el organismo por el tracto digestivo, a su vez, también puede afectar el pulmón (Kubickova *et al.*, 2019; Štern *et al.*, 2019).

La nodularina no es sintetizada por un gran número de géneros a diferencia de otras cianotoxinas como la anatoxina o cilindrospermopsina, estos son principalmente *Nodularia*, o *Nostoc* (Fig. 1) reportándose como principal productora la especie *Nodularia spumigena* (Sarma, 2012; Gaeda *et al.*, 2016; Meriluoto, 2017; Štern *et al.*, 2019).

15.1.3.3. Microcistinas.



Estas cianotoxinas son las más ampliamente reportadas a nivel mundial debido a la gran diversidad de géneros que la sintetizan (Fig. 3.1) que incluyen tanto formas filamentosas como coloniales así como fijadoras o no de nitrógeno; la microcistina pertenece al grupo de los péptidos cíclicos, siendo esta la hepatotoxina más importante, está conformada por un conjunto cíclico de 7 aminoácidos (Fig. 3.7) ciclo (D-Ala¹-X²-D-MeAsp³-Y⁴-Adda⁵-D-Glu⁶-Mdha⁷) que le proporciona una estructura general, sin embargo posee dos sitios específicos de recambio (X e Y) de aminoácidos, los cuales dan origen a las diferentes variantes de esta (Sarma, 2012; Newcombe, 2012; Loftin *et al.*, 2016).

15.1.3.3.1. Estructura química de la MC.

Como se mencionó previamente están reportadas alrededor de más de 200 variedades de microcistinas, las cuales surgen además de la diferencia entre los aminoácidos sintetizados por diferentes grados de metilación, hidroxilación y epimerización en cada uno de sus diferentes aminoácidos, así como su toxicidad (Sarma, 2012); la síntesis de las variedades de esta familia de toxinas está fuertemente ligada tanto a los factores ambientales (como temperatura, disponibilidad de luz o carga de nutrientes) como a la carga genética de los organismos, ya que algunas cianobacterias productoras de microcistinas (MCs) sintetizan más de una variedad (Vichi *et al.*, 2016; Gaeda *et al.*, 2017). De acuerdo con lo anterior, al haber gran diversidad el tamaño y peso de la molécula de la MC cambia rondando este último entre los 900 y los >1100 Da (Carmichael, 1992; Gaeda *et al.*, 2017; Bouaïcha *et al.*, 2019).

Por otra parte, a pesar de haber gran variedad de microcistinas son 3 las variantes que suelen predominar en ambientes naturales con presencia de cianobacterias productoras, estas variantes son la microcistina LR, RR y la YR; es la MC-LR la más tóxica y producida, por lo tanto de mayor ubicuidad y más estudiada (Gupta *et al.*, 2003), la configuración peptídica en los sitios X e Y (Fig. 3.7) se representa con la simbolización de las letras L, R e Y, estas letras representan a los aminoácidos leucina, arginina y tirosina respectivamente (Xu *et al.*, 2015).

15.1.3.3.2. Estabilidad y polaridad de la MC.

La estructura química cíclica de las MC's le da estabilidad contra la degradación química, sin embargo, en procesos de tratamiento de agua (ya sean físicos, químicos o biológicos) se han implementado una variedad de procedimientos con la finalidad de remover estas cianotoxinas del medio (Lawton & Robertson, 1999).

Debido a lo anterior, se han reportado en una gran diversidad de estudios en los que se somete a la toxina a diversas técnicas y presiones con el fin de mitigar la toxicidad de la toxina; dentro de estas se encuentra el uso de sustancias oxidantes como el peróxido de hidrógeno, permanganato de potasio y cloro, sin embargo, el agente oxidante que ha mostrado poseer un mayor potencial para degradar esta cianotoxina es el ozono (O₃) en grandes cantidades; también se ha usado la emisión de radiaciones de diversas longitudes de onda solas o en combinación con catalizadores (E.g. dióxido de titanio (TiO₂)) con el fin de isomerizar la molécula de las MCs a una forma menos tóxica, no obstante, estos procesos se ven afectados por la estructura cíclica estable, así como el efecto de variables fisicoquímicas como el tiempo de exposición, valores de temperatura y pH, también por la presencia de pigmentos fotosintéticos (Tsuji *et al.*, 1994, 1995, 1997; Rositano *et al.*, 1998; Lawton & Edwards, 2001; Mazur & Plinski, 2001; Harada *et al.*, 2006; Antoniou *et al.*, 2008).

Aunado a lo anterior la polaridad de la MC influye fuertemente en los procesos de degradación de ésta, y que va a cambiar según la variante de la cual se trate, a su vez la polaridad determinará su nivel de hidrofobicidad y/o hidrofilia. Según Bouaïcha y

colaboradores (2019) la polaridad en orden descendente para las tres variantes más abundantes son MC-RR>MC-LR>YR, este fenómeno es dependiente aparentemente de la presencia del aminoácido Arg. Asimismo, variables de MC con la presencia de aminoácidos con anillos aromáticos (-YR, -LF, -LW), tienden a tener una menor afinidad al agua (Santori *et al.*, 2019).

15.1.3.3.3. Biosíntesis de la MC.

Múltiples autores concuerdan en que la biosíntesis de la MC esta mediada por dos operones, es decir, un par de conjuntos de genes denominados *McyABC* y *McyDEFGHIJ*, los cuales se encargan de la codificación para un conjunto enzimático compuesto de dos enzimas. El primer operón de genes (*McyA-C*) codifica para tres enzimas del tipo no-ribosomal péptido sintetasas (NRPS's), mientras que, el segundo operón se encarga de la biosíntesis de otro conjunto de enzimas, una policétido sintasa modular (PKS) (*McyD*), dos enzimas híbridas que comprenden módulos protéicos del tipo NRPS y PKS (*McyE* y *McyG*), a su vez los genes *McyJ, F* e *I* son los encargados de la unión de las subunidades de la toxina, y por último el transporte de la misma está mediado por el gen *McyH* (Pearson *et al.*, 2010; Sara *et al.*, 2012; Bouaïcha *et al.*, 2019).

Por otro lado, Neilan y colaboradores (2013) sugieren que la toxina no está regulada únicamente por la presencia o ausencia de los genes *Mcys*, sino, también se encuentran afectados por factores fisicoquímicos como lo son macronutrientes (P y N) así como metales traza (Fe), también por variables ambientales (E.g. intensidad lumínica y niveles de CO₂) y condiciones fisiológicas como el estrés oxidativo y la actividad fotosintética influyen en los niveles de toxicidad intracelular (Boopathi & Ki, 2014).

16. Principales productores de MC.

Las MC's son producidas por una gran variedad de géneros de cianobacterias (Fig. 1), es debido a esto que la presencia de esta no se limite a condiciones muy específicas, no obstante, los géneros que destacan por una mayor producción de esta son *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* y principalmente el género *Microcystis* que es del cual toma su nombre y particularmente de la especie *Microcystis aeruginosa* que es la mayor productora de este metabolito secundario (Sarma, 2012; Newcombe, 2012; Loftin *et al.*, 2016; Gaeda *et al.*, 2017; Santori *et al.*, 2019).

16.1. *Microcystis aeruginosa*.

Reino	Eubacteria
Filo	Cyanobacteria
Clase	Cyanophyceae
Orden	Chroococcales
Familia	Microcystaceae
Género	<i>Microcystis</i>
Especie	<i>M. aeruginosa</i> (Kützing) Kützing
Tabla 1: Clasificación taxonómica de <i>M. aeruginosa</i> (Kützing) Kützing.	

16.1.1. Biología de *M. aeruginosa*.

Los organismos de la especie *M. aeruginosa* (Tabla 1) son procariontes, fotosintéticos, miembros del fitoplancton, unicelulares con forma esférica o ligeramente ovalada con un tamaño de 4-9µm, tienden a agruparse en colonias sin una forma definida, éstas son envueltas y limitadas por un mucílago, el cual no presenta color ni olor, las colonias son de rápido crecimiento debido a la gran carga de nutrientes presentes en los ambientes donde se encuentran, esta última característica le confiere la capacidad de formar densos florecimientos (Blooms) (Otsuka *et al.*, 2000; Komárek & Komárková, 2002; Sahoo & Seckbach, 2012).

Debido a que son organismos pertenecientes al grupo de las cianoprocariontes conservan algunas de esas sus características como la presencia de pigmentos accesorios además de la clorofila, que son ficocianina y ficoeritrina. También cuentan con la capacidad de producir vacuolas llenas de gas (denominadas aerotopos) que les permiten hacer migraciones verticales como estrategia de supervivencia (Reynolds *et al.*, 1981; Rasp *et al.*, 1983; Sahoo & Seckbach, 2012; Wang *et al.*, 2014).

A su vez, esta especie es de distribución cosmopolita (Fig. 3.8) además de una aparente capacidad de adaptarse rápidamente a nuevos ambientes, sin embargo, en sitios tropicales y subtropicales tienden a aumentar rápidamente su densidad celular debido a las condiciones ambientales como pueden ser los elevados niveles de nutrientes causando daños al medio debido también, a que los individuos (y las colonias) producen metabolitos secundarios de

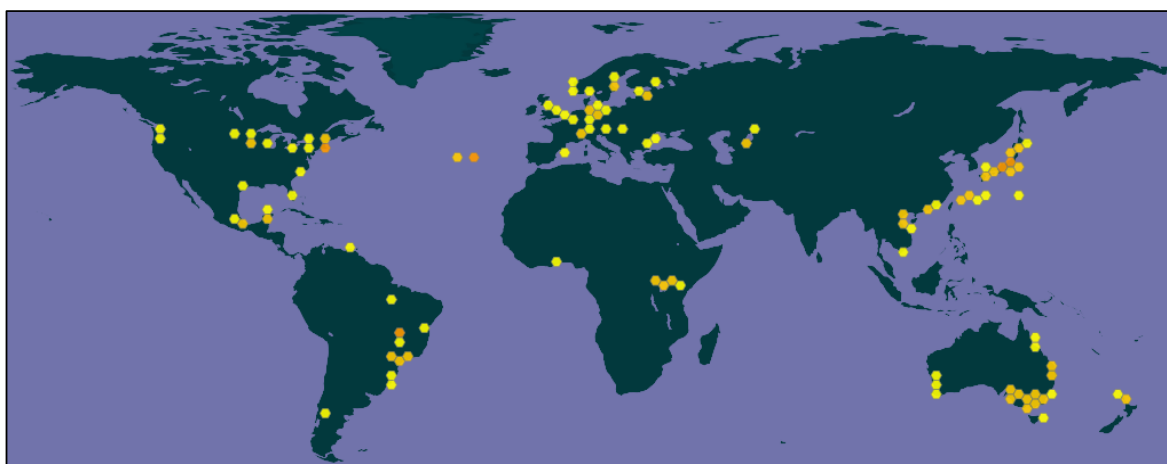


Figura 3.8: Mapa de distribución de *Microcystis aeruginosa* (<https://www.gbif.org/es/species/10696930>).

naturaleza tóxica (alelopáticos) que son nocivos para organismos adyacentes (Lehman *et al.*, 2010; Van Gremberghe *et al.*, 2011).

17. Importancia ecológica de las microcistinas (MCs).

Debido a las propiedades bioquímicas de las MCs es importante tener una perspectiva holística respecto a su dinámica en el ecosistema, ya que al ser una molécula hidrosoluble se mantiene disuelta en el ambiente acuático, a su vez, una porción de la toxina se sedimenta debido a que esta se adhiere a la superficie de algunos sólidos que se encuentran suspendidos, así como en la materia orgánica (Rivasseau *et al.*, 1998; Merel *et al.*, 2013).

17.1. Alelopatía de *M. aeruginosa*.

Por otro lado, es bien sabido que *M. aeruginosa* como muchas cianobacterias produce metabolitos secundarios (denominados cianotoxinas), los cuales suelen tener efectos negativos en el ecosistema, muchas veces estos son liberados como mecanismo de defensa o están relacionados con interacciones de competencia de recursos (como nutrientes, luz, temperatura o espacio) a este fenómeno se le conoce como alelopatía. Por lo tanto, se considera que esta especie es alelopática y se ha demostrado al afectar a diversos organismos, dentro de estos, fotoautótrofos como microalgas y plantas al ser afectada su actividad fotosintética (Zheng *et al.*, 2013; Vichi *et al.*, 2016; Xu *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017).

A su vez, ésta alelopatía causa efectos negativos sobre el grupo del zooplancton que van desde su toxicidad per se (atribuida a los metabolitos secundarios sintetizados) hasta provocar alteraciones en el comportamiento alimenticio, debido a la dificultad de consumo de las colonias de *M. aeruginosa* las cuáles suelen ser de gran tamaño y estar protegidas por mucilago, por otro lado, algunos microcrustáceos (como copépodos u ostrácodos) cuentan con quimiorreceptores que les facilitan evitar el consumo de éstos metabolitos tóxico. Por el contrario, animales de estratos superiores de las redes tróficas (como moluscos, anfibios, peces, aves y mamíferos) sufren efectos alelopáticos como consecuencia de la bioacumulación y biomagnificación de MCs (Lansberg, 2002; Newcombe, 2012; Sarma, 2012; Loftin *et al.*, 2017).

17.2. Transferencia trófica.

Una consideración importante es la transferencia trófica (Fig. 3.9) de la MC, la cual se da primeramente por parte de organismos del microzooplancton que se caracterizan por hábitos ramoneadores (o fitoplanctívoros), a su vez estos son ingeridos por depredadores y así la toxina es transferida; posteriormente estos últimos organismos son consumidos por depredadores superiores, y la red trófica continúa con la transferencia de la toxina a diferentes estratos

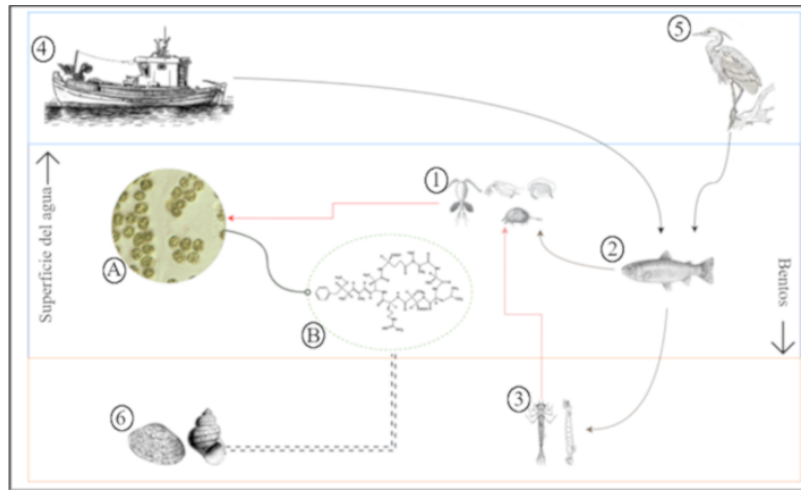


Figura 3.9: Esquema de la red trófica que ilustra la transferencia de la MC a diferentes estratos tróficos, que es liberada en el ambiente, así como la que queda almacenada en las células vivas de *M. aeruginosa*. Las flechas indican la interacción alimentaria entre organismos; la unión entre A-B representa la relación de producción y liberación en el ambiente de MC; la doble línea punteada indica la sedimentación de la MC y sus principales consumidores insidiales. A) *M. aeruginosa*, B) MC-LR, 1) Zooplácton; 2) Peces; 3) Macroinvertebrados; 4) Humano en actividad pesquera; 5) Aves de pesca; 6) Invertebrados bentónicos.

de la misma, a su vez organismos presentes en el bentos (desde pequeños crustáceos hasta organismos de mayor talla como gastrópodos o bivalvos), son organismos fuertemente expuestos a las MCs debido a que esta se encuentra adherida a partículas del sedimento. No obstante, una amenaza creciente dentro de estos efectos es la biomagnificación que se presenta de un estrato a otro dentro de la red trófica, ya que muchos de estos organismos tienden a bioacumular la toxina dentro de su organismo (principalmente en el hígado e intestino) (Sotton *et al.*, 2014; Pham & Utsumi, 2018).

17.3. Ubicuidad de la MC.

Dado que los principales géneros de cianobacterias productores de MCs son cosmopolitas la presencia de esta cianotoxina es común en reservorios naturales, así como en aguas con fines recreacionales, no obstante, la MC puede no solo encontrarse en las fuentes antes mencionadas, sino que puede residir en alimentos de origen animal (como pescado, o animales de ganadería) y consumidos accidentalmente, a su vez puede presentarse en alimentos de origen agrícola cuando las aguas de irrigación están contaminadas (Pflugmacher *et al.*, 2004; Chen *et al.*, 2010; Sotton *et al.*, 2013).

18. Presencia de las MCs en productos consumibles.

18.1. Productos pesqueros.

Uno de los mayores vectores de intoxicación para el humano son los productos pesqueros como peces, o algunos moluscos (como bivalvos o gastrópodos), debido a que estos suelen estar en contacto directo tanto con las cianobacterias productoras como con la toxina, también como consecuencia de eventos de biomagnificación, esto genera un efecto de bioacumulación en órganos específicos, en los peces, esto puede ocurrir en branquias o hígado, sin embargo, esta acumulación también se presenta en el músculo (Vasconcelos *et al.*, 2013; Sahoo & Seckbach, 2015; Zamora-Barrios *et al.*, 2019).

18.2. Productos agrícolas.

El principal problema que existe alrededor de estos productos es que muchas veces el agua de irrigación se encuentra contaminada con MC debido a que el agua es extraída de cuencas eutróficas o con presencia de cianotoxinas; esto puede tener como consecuencia un bajo rendimiento de los cultivos en diferentes estadios de crecimiento, es decir que desde la etapa de germinación hasta la etapa de fructificación los organismos tienen problemas (Mohamed & Al Sherhi 2009; Zhu *et al.*, 2018). Otra problemática en este sector es la bioacumulación que se cierne en torno a los productos agrícolas, ya que al tener contacto con el agua contaminada con MC's, esta es absorbida y almacenada ya sea en los órganos o en el organismo entero que son consumibles por el humano volviéndose una amenaza contra su salud (Codd *et al.*, 1999; Chen *et al.*, 2010; Wijewickrama *et al.*, 2019; Xiang *et al.*, 2019).

18.3. Agua potable.

Por último, un importante vector de intoxicación por MCs es el agua potable ya que la ruta oral es la más propensa a ocurrir, el agua al no ser tratada debidamente no elimina la presencia de la toxina, además el proceso de depuración es demasiado costoso y no siempre es muy eficaz, ya que tanto las células de cianobacterias como la toxina resisten los métodos de tratamiento de agua. Por otro lado, en los sistemas de transporte de agua en el valle de México el cual consiste en un conjunto de embalses, son propensos a eutrofizarse y eventualmente formar blooms, por lo tanto, aumenta la probabilidad de contaminarse con la presencia de MCs y se enfatiza la importancia de las buenas prácticas de tratamiento de aguas para su potabilización (Bláha & Maršálek, 2003; Ramírez *et al.*, 2017; Ai *et al.*, 2020; Cristensen & Khan 2020)

19. Afecciones en el ser humano.

Como se mencionó antes en este capítulo, el ser humano puede estar en contacto con las MCs de diversas maneras, por contacto físico con aguas contaminadas de uso recreacional o el consumo accidental de la misma. Por otro lado, la principal ruta de intoxicación es oral, y esta puede ser, como ya se mencionó, por la ingesta de alimentos contaminados de origen pesquero o agrícola. Sin embargo, el problema es en torno a aquellas cianotoxinas que son bioacumulables, y de gran ubicuidad, el principal ejemplo es la microcistina y sus variantes,

debido a que es ampliamente sintetizada por diversos géneros de cianobacterias formadoras de blooms (Vasconcelos *et al.*, 2013; Xiang *et al.*, 2019; Ai *et al.*, 2020).

Dado que las afecciones celulares por la exposición a las MCs están principalmente ligadas a los procesos de fosforilación, esto provoca una reacción en cascada de daños que pueden ser tisulares o afecciones mitocondriales, así como anormalidades morfológicas por anomalías en el citoesqueleto, a su vez, la presencia de la toxina en el organismo genera severos cambios en el ciclo celular, desencadenando una duplicación desmedida de células. Así mismo, estos daños al ser escalados se manifiestan en diferentes síntomas como vómitos, diarrea, náuseas, hemorragia hepática o gastrointestinal, y en casos más extremos cáncer o la muerte (Newcombe, 2012; Sarma, 2012; Vichi, 2016; Gaeda *et al.*, 2017; Meriluoto, 2017; Christensen & Khan, 2020).

19.1. Mecanismos de acción de la MC.

La mayoría de los organismos expuestos a la toxina lo hacen por ingesta de especies productoras o células con MC bioacumulada, o como consecuencia del consumo accidental de la MC ambiental. Las afecciones que pueden surgir de esta exposición son dependientes de la dosis, así como del tiempo de exposición, sin embargo, los efectos son una cascada de sintomatologías derivadas del daño en las proteínas fosfatasa PP1 y PP2A (Carmichael, 1992; Sarma, 2012; Loftin *et al.*, 2016; Bouaïcha *et al.*, 2019).

19.1.1. Ingreso al organismo.

Una vez que la toxina se encuentra en el organismo esta es absorbida por las células del tejido de diversos órganos, los cuales pueden ser: hígado (hepatocitos) estómago, pulmones o páncreas, sin embargo, es el hígado donde se concentra la mayor cantidad de la toxina, no obstante, por su gran tamaño molecular no puede ingresar fácilmente por difusión a través de la membrana plasmática por lo que su ingreso a ésta es mediado por una familia de proteínas transportadoras: polipéptidos transportadores de aniones orgánicos y transportadores aniónicos orgánicos (OATP's y OAT's respectivamente por sus siglas en inglés) (Campos & Vasconcelos, 2010; Vankova *et al.*, 2019).

19.1.2. Toxicidad.

Una vez en el interior de los hepatocitos, la MC se une a unas enzimas encargadas de la fosforilación y desfosforilación proteica de la célula, éstas son las serin/treonin fosfatasa PP1 y PP2A inhibiéndolas, esto ocurre debido a que la toxina se une a las subunidades proteicas donde se forma el centro de reacción causando así un bloqueo de estas. Por otro lado, la MC es un promotor de especies reactivas al oxígeno, lo cual deriva en peroxidación lipídica de la membrana. A su vez, como consecuencia de la inhibición de la fosforilación celular, inhibe indirectamente enzimas involucradas la reparación del ADN. Estos efectos desencadenan daños hepáticos mayores como hemorragias intrahepáticas, aumento en el tamaño del hígado, así como cáncer (Campos & Vasconcelos, 2010; Vichi *et al.*, 2016; Huang & Zimba, 2019).

Una vez que se entiende la importancia de controlar los cuerpos de agua eutróficos debido a la propensión de formar blooms de cianobacterias tóxicas, y por lo tanto la presencia de cianotoxinas nocivas como las microcistinas, y sus efectos negativos en diversos campos tanto ecológicos como tróficos. También existe una creciente inquietud por la exposición del humano a estos metabolitos causantes de diversas sintomatologías, resalta la importancia de la implementación de estrategias para la mitigación o erradicación de las MCs, buscando alternativas de bajo costo y que no sean perjudiciales para el ambiente; una buena opción (como se revisó en el capítulo 2) es el uso de organismos vegetales (fitorremediación) que tengan la capacidad de absorber, asimilar, o transformar este tipo de compuestos como se le atribuye a la macrófita *Phragmites australis*.

Capítulo 4

Phragmites australis como modelo biológico de biotransformación de MC

20. Biorremediación.

Como ya se mencionó en capítulos anteriores la generación de contaminantes, así como la degradación de los cuerpos acuíferos nos lleva a pensar en nuevas estrategias y tecnologías para mitigar y rehabilitar estos ecosistemas de los diversos contaminantes antropogénicos, tales acciones van encaminadas a recuperarlos para el aprovechamiento y en su caso el reúso del agua.

Una de estas tecnologías como se mencionó en el capítulo 2 es la biorremediación ya que es un proceso de degradación de los contaminantes presentes en el ambiente, esta tecnología utiliza organismos biológicos como herramientas para biodegradar materia orgánica, remover el exceso de algún nutriente o para reducir la toxicidad de alguna sustancia química (Varjani *et al.*, 2018).

A su vez para poder implementar cualquier tipo de tecnología de biorremediación hay que tener en cuenta los siguientes factores del ambiente que requiere la restauración, estos son: concentración y biodisponibilidad de los contaminantes, así como las características de la zona: entre las cuales destacan el potencial redox, disponibilidad de oxígeno, contenido de nutrientes, humedad y temperatura. El conjunto de estas variables determina el rendimiento metabólico de los organismos utilizados con este fin ya sean bacterias, algas o plantas (Adams *et al.*, 2015).

La biorremediación puede ser mejorada principalmente por dos técnicas que están relacionadas con los organismos que son utilizados, estas son: bioaumentación y bioestimulación. La primera se refiere al incremento en la población de organismos biológicos, así como la implementación de mezclas o consorcios de diferentes especies empleadas, con el fin de que la cobertura en el proceso de remoción de contaminantes sea mayor, además de que se aumenta el espectro de contaminantes que pueden ser removidos; la segunda se refiere principalmente a la adición de alguna sustancia que mejore o acelere los procesos fisiológicos de los organismos y de esta manera la biorremediación sea más eficiente, generalmente los estimulantes utilizados son nutrientes (N y P), temperatura o periodos largos de luz para el caso de las algas o plantas; sin embargo en muchos casos suelen utilizarse ambas técnicas, ya que una no afecta el funcionamiento de la otra (Tyagi *et al.*, 2011).

20.1. Fitorremediación.

La fitorremediación es, un tipo de biorremediación que toma en cuenta las adaptaciones naturales de los organismos vegetales para acumular contaminantes presentes en el medio, así como a la capacidad de degradar, o volver menos nocivo a algún contaminante. A su vez en el caso particular de ambientes acuáticos las plantas son capaces de conservar las zonas litorales y la estabilización de los sedimentos, preservando el ecosistema. Las plantas macrófitas son ampliamente usadas con este fin, debido a que al habitar en estos ambientes hacen uso de sus capacidades de consumo de agua para filtrarla y bioacumular los contaminantes presentes (Ansari *et al.*, 2016). A su vez las especies consideradas para fitorremediar deben cumplir con las siguientes características: I) tener una alta tasa de crecimiento; II) poseer gran biomasa superficial; III) gran tolerancia a altos niveles de contaminantes; IV) amplia distribución, así como un sistema radicular ramificado; V) potencial de adaptación a los ambientes locales; VI) capacidad de traslocación de los contaminantes hacia los diferentes órganos vegetales; VII) ser resistente a patógenos y VIII) ser de fácil cultivo y cosecha (Wang *et al.*, 2021).

A su vez la fitorremediación utiliza diferentes estrategias, para la eliminación de contaminantes y la subsecuente restauración del medio, estas estrategias son: fitoextracción, fitofiltración, fitoestabilización, fitovolatilización y fitodegradación:

Fitoextracción: este proceso comprende lo relacionado con la absorción de los contaminantes presentes en el medio a través de la raíz, así como su posterior traslocación a los distintos órganos vegetales, donde serán almacenados, el movimiento de estos contaminantes a través de la planta esta mediado por la relación existente entre la presión radicular y la transpiración foliar. A su vez esta estrategia depende de la biodisponibilidad de los contaminantes, los cuales suelen estar adheridos al sustrato o en su defecto en partículas suspendidas en el agua, o simplemente son biodisponibles para el individuo (Franchi *et al.*, 2017).

Fitofiltración: Se enfoca en la sedimentación y secuestro de contaminantes ya sea por adsorción o por absorción a través del sistema radicular, para llevar a cabo esta filtración se requiere que las plantas a utilizar tengan gran producción de fitoquelatinas en la raíz, así como una compleja arquitectura radicular que amplíe la superficie de contacto con el medio. Esta técnica suele ocuparse en procesos de rehabilitación de aguas contaminadas por lo que se implementan como humedales artificiales (Olguín *et al.*, 2017).

Fitoestabilización: También llamada fitoinmovilización se refiere a la capacidad de las plantas para poder inmovilizar los contaminantes por medio de adsorción en la raíz, así como la mineralización de los contaminantes inorgánicos, o solubilización de los contaminantes inorgánicos de modo que se impide la interacción con el ambiente, además que evitan que los contaminantes entren en la red trófica (Galal *et al.*, 2020).

Fitovolatilización: Esta es una estrategia de desintoxicación vegetal en la cual los contaminantes (generalmente inorgánicos) son tomados del medio ambiente a través de la raíz y transportados junto con el agua a la hoja, donde posteriormente son liberados a la atmósfera, sin embargo, esta estrategia tiene el inconveniente que muchas veces los contaminantes volatilizados son precipitados nuevamente en periodos pluviales, por lo que se vuelve controversial. Sin embargo, a pesar de sus inconvenientes la fitovolatilización juega un rol importante en la remoción de contaminantes orgánicos ya que previo a su volatilización son biotransformados por las plantas (Zhang *et al.*, 2020).

Fitodegradación: Esta última estrategia se fundamenta en la transformación química de sustancias tóxicas, de esta manera se eliminan del medio moléculas nocivas ya que son transformadas a formas menos tóxicas por la actividad catalítica de algunas enzimas especializadas en la desintoxicación vegetal como los citocromos, monooxigenasas, glutatión, etc. (He *et al.*, 2017).

A pesar de que todas las estrategias de fitorremediación tienen sus pros y sus contras, por lo regular se suelen ocupar más de una, ya que de esta manera se vuelve más efectivo el proceso de rehabilitación, además de que se cubre un espectro mayor de contaminantes que pueden ser removidos (Franchi *et al.*, 2017; Galal *et al.*, 2020; Olguín *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020; Whang *et al.*, 2021).

21. Aplicaciones de la fitorremediación en la remoción de contaminantes.

Como ya se mencionó en capítulos anteriores los ecosistemas acuáticos son susceptibles a estar contaminados, esto provoca el deterioro del ambiente, así como la biota presente. A su vez los contaminantes pueden ser de diferente naturaleza, es decir que pueden estar presentes como contaminantes orgánicos (E.g. exceso de nutrientes como P y N), como contaminantes inorgánicos (E.g. metales pesados) o bien pueden presentarse en forma de moléculas de elevado peso molecular (E.g. contaminantes emergentes) (Ansari *et al.*, 2016; Yadav *et al.* 2018).

21.1. Remoción de nutrientes.

La remoción de nutrientes de aguas residuales de origen doméstico utilizando macrófitas se ha vuelto una buena estrategia para reducir problemas ecológicos como la eutrofización por causas antrópicas o como la formación de blooms de microalgas, debido a que los nutrientes que principalmente son consumidos por las macrófitas son el P y el N compitiendo de forma directa con otros organismos por la disponibilidad de los nutrientes mencionados. Por otro lado, el rápido crecimiento de algunas especies de macrófitas aunado al gran consumo de nutrientes que poseen las hace un perfecto modelo biológico para este proceso en tecnologías como humedales artificiales; algunas de estas plantas macrófitas utilizadas para este fin en humedales artificiales son: *Thypha latifolia*, *Phragmites australis*, *Arundo donax*, *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* y *Lactuca sativa* entre otras (Prajapati *et al.*, 2017; Geurts *et al.*, 2020).

21.2. Remoción de metales pesados.

Otra de las mayores problemáticas que presentan los cuerpos de agua por contaminación antrópica es la presencia de metales pesados, estos generalmente se encuentran en el medio por las descargas de agua residual de diversas industrias como metalúrgica, cementera o minera y esto impacta directamente sobre el ecosistema y los organismos que en el habitan. Este tipo de contaminantes al ser consumidos indirectamente por animales son acumulados en el organismo, y subsecuentemente son transferidos en la red trófica donde pueden entrar en contacto con el humano. Por otra parte, pueden ser absorbidos por algunas plantas y estas a su vez verse afectadas por disrupciones metabólicas ocasionadas por estos contaminantes, sin embargo, hay especies de macrófitas que pueden acumularlos y almacenarlos sin que estos le provoquen daño sistémico, estas últimas han sido utilizadas en estrategias de biorremediación como medio de extracción de metales pesados (Parnian *et al.*, 2016).

Dentro de los metales pesados que son mayormente encontrados como contaminantes están Va, As, Cd, Cr, Mg, Fe y Pb, no obstante, como ya se mencionó previamente, una de las técnicas de remoción del medio es el uso de plantas macrófitas, las cuales debido a sus mecanismos de desintoxicación interna los acumulan y traslocan a los órganos de cada individuo (raíz, tallo, hoja). Dentro de las plantas macrófitas utilizadas con este fin se encuentran las especies: *Hydrilla verticillata*, *Ceratophyllum demersum*, *Nymphaea tetragona*, *Typha orientalis* y *Phragmites australis*, entre otros (Jiang *et al.*, 2018)

21.3. Remoción de contaminantes emergentes.

Otras de las problemáticas que aquejan los cuerpos de agua contaminados es la presencia de “contaminantes emergentes” los cuales se caracterizan por ser moléculas de alto peso molecular, así como ser de origen farmacéutico, ya que dentro de estos encontramos medicamentos, hormonas y drogas, como consecuencia de esto los procesos que se emplean para su remoción son costosos y muchas veces se necesita de plantas de tratamiento de aguas con técnicas químicas para su depuración. Por el contrario, la utilización de procesos biológicos representa una ventaja sobre los procesos físicos y químicos, esto último gracias a que son menos costosos y precisan de menos espacio para poder llevar a cabo los procesos de remediación. A su vez, la fitorremediación, es la mejor alternativa, debido a que gracias a sus procesos metabólicos es posible remover y transformar estos contaminantes volviéndolos moléculas menos tóxicas para el ecosistema (Ansari, 2016; de Oliveira *et al.*, 2019).

Dentro de la extensa variedad de contaminantes emergentes que pueden ser removidos por plantas macrófitas se encuentran: medicamentos como ibuprofeno, distintos tipos de parabenos, así como productos de cuidado personal y surfactantes, la remoción puede ser llevada a cabo en diversos tipos de humedales artificiales los cuales difieren en la manera en la cual fluye el agua a través de estos (Verlicchi *et al.*, 2014; Anjos *et al.*, 2019).

21.4. Remoción de cianotoxinas.

Por último, uno de los contaminantes que ya se encuentra frecuentemente en cuerpos de agua son las cianotoxinas, las cuales provienen del incremento en la densidad fitoplanctónica y en particular de las cianobacterias, organismos además que tienen la característica de estar presentes en todos los cuerpos de agua del planeta. Se caracterizan por causar efectos nocivos en la biota circundante, así como en el humano, ya que las afecciones varían en cuanto a modos de acción y efectos sobre la salud, en función de la concentración y tiempos de exposición a la misma. Debido a su amplia distribución y ubicuidad una estrategia efectiva de remoción de este tipo de contaminantes es el uso de humedales artificiales de plantas macrófitas, con las que se mitiga y elimina una porción considerable de cianotoxinas (Bavithra *et al.*, 2019; Kochi *et al.*, 2020).

Una gran porción de estudios llevados a cabo en materia de fitorremediación de cianotoxinas se ha enfocado en la remoción de las toxinas hepatotóxicas denominadas Microcistinas (MCs), las cuales se ha encontrado que son removidas por las macrófitas debido a sus capacidades metabólicas al degradar, quelar o aislar la molécula de MC. Esto aunado a su rápido crecimiento, que requiere de altas tasas de consumo de nutrientes y captación de nutrientes, a su vez, son capaces no solo de absorber la toxina, también la biotransforman a una forma menos tóxica a través de rutas de desintoxicación, como las que se dan cuando existe estrés oxidativo (Romero-Oliva *et al.*, 2014; Romero-Oliva *et al.*, 2015; Loise *et al.*, 2019).

22. Plantas macrófitas en fitorremediación.

Dentro de las adaptaciones que poseen las plantas macrófitas son el rápido crecimiento, así como su resistencia fisiológica ante la acumulación de contaminantes, por ejemplo: metales pesados y nutrientes. Por otro lado, entre este tipo de macrófitas acuáticas existe una amplia variedad de formas de vida, gracias a las cuales se les puede discriminar para llevar a cabo este proceso, estas se dividen de acuerdo con su hábito de crecimiento en: 1) Sumergidas, 2) Enraizadas con hojas flotantes, 3) Flotantes libres y 4) Enraizadas emergentes (Newete & Byrne, 2016; Ansari *et al.*, 2016; Varjani *et al.*, 2018).

22.1. Macrófitas sumergidas.

Las macrófitas sumergidas pueden o no enraizar en el fondo, es decir que tienen todas sus partes vegetativas sumergidas, sin embargo, las estructuras reproductoras en muchos casos suelen colocarse sobre la superficie de agua (Lot & Novelo, 2004). Debido a sus características los procesos de absorción de contaminantes son llevados a cabo por todos sus órganos, un ejemplo de esto se da en la macrófita sumergida *Vallisneria natans* la cual se ha demostrado que absorbe grandes cantidades de metales pesados como el arsénico (As) (Li *et al.*, 2018).

A su vez este tipo de macrófitas no son utilizadas solamente para la remoción de metales pesados o nutrientes, sino que también han sido implementadas para la remoción de

contaminantes emergentes de origen agrícola, un ejemplo es la remoción de atrazinas (compuesto utilizado en productos agrícolas como fertilizantes) por parte de las macrófitas *Potamogeton crispus* y *Myriophyllum spicatum* en diferentes cuerpos de agua (Qu *et al.*, 2017).

22.2. Macrófitas con hojas flotantes.

Este tipo de plantas se caracteriza principalmente por la forma en la que crecen, esto debido a que se encuentran adheridas al sustrato gracias a sus raíces, sin embargo, sus partes vegetativas (hojas) así como sus partes reproductoras se encuentran postradas sobre la superficie del agua (Lot & Novelo, 2004).

Este tipo de macrófitas son las menos utilizadas con fines de fitorremediación debido a su forma de crecimiento, una especie usada con estos fines es *Nymphaea tetragona*, sin embargo la mayor efectividad de remoción se da a través de su raíz ya que a través de esta remueve los contaminantes del suelo, dentro de los cuales se encuentran nutrientes como P y N, a su vez, disminuyen la presencia de metales pesados como Cu, así mismo disminuye parámetros ambientales como valores altos de la DQO (Jiang *et al.*, 2018; Lu *et al.*, 2018; Xiao *et al.*, 2021).

22.3. Macrófitas flotantes libres.

Este tipo de macrófitas se caracteriza por permanecer flotando en la superficie de agua tanto sus partes vegetativas como sus órganos reproductores siendo la raíz el único órgano que se mantiene sumergido (Lot & Novelo, 2004), este tipo de macrófitas acuáticas son ampliamente usadas debido a que son de rápido crecimiento y amplia cobertura de la superficie, a su vez, hay una amplia variedad de especies que son utilizadas, dentro de las cuales destacan: *Lemna minor*, *Pistia stratiotes*, *Ipomonea aquatica* y *Eichhornia crassipes*, sin embargo, debido a su acelerada reproducción y su rápido crecimiento tienden a salirse de control y se vuelven factores que impiden un mayor aprovechamiento de estas (Ansari *et al.*, 2020).

No obstante, a pesar de lo anterior, este tipo de macrófitas acuáticas, son ampliamente utilizadas para la disminución de nutrientes como N y P, así como para reducir la concentración de metales pesados en el ambiente, tales como: Fe, Cu, Cd, Zn, entre otros. A su vez, otra finalidad con la que se han empleado es para disminuir la densidad celular del fitoplancton debido a que las macrófitas son competidoras directas por recursos (espacio, nutrientes, luz, etc.) (West *et al.*, 2017; Rai, 2019; Queiroz *et al.*, 2020).

22.4. Macrófitas enraizadas emergentes.

Estas macrófitas acuáticas se caracterizan por estar arraigadas al sustrato, sin embargo, a diferencia de otras formas de crecimiento, la mayoría de sus partes vegetativas y reproductoras se mantienen por encima de la superficie de agua en estructuras que pueden ser o no de tipo estolonífero (Lot & Novelo, 2004).

Debido a esta forma de crecimiento es posible utilizarlas como herramientas en procesos de extracción de contaminantes ya que en estas macrófitas no se presentan limitaciones como la falta de oligonutrientes como el C en el medio o la escasa asimilación de las diferentes formas disponibles de nutrientes como el N, debido a que esto se compensa con las altas tasas de consumo de nutrientes en su forma más biodisponible y su rápida alocación a sus órganos en crecimiento (Manolaki *et al.*, 2020). A su vez, la compleja arquitectura que poseen este tipo de macrófitas les favorece para una mayor retención de agua, también facilita la solubilización o meteorización de nutrientes como N o P para su subsecuente absorción por flujo en masa al interior de estas (Nikolakopoulou *et al.*, 2020).

Por otro lado, estas macrófitas pueden ser utilizadas para la remoción de otros contaminantes del medio acuático definidos como metales pesados, los cuales representan un gran daño ambiental por las consecuencias que pueden ocasionar como cambios en el pH del agua o en suelo, a su vez afectan la disponibilidad de nutrientes, es gracias a adaptaciones como la tolerancia a contaminantes como estos, es que las macrófitas emergentes son usadas como herramientas para la extracción de metales pesados a través de sus órganos para así acumularlos en sus partes aéreas, otra de las razones por las cuales son utilizadas en vez de otras plantas de diferente forma de crecimiento es por su morfología específica y su rápido crecimiento (Lin *et al.*, 2018).

23. *Phragmites australis* como modelo biológico de fitorremediación.

Como ya se mencionó previamente en el primer capítulo, una de las plantas macrófitas mayormente utilizadas en sistemas de biotecnología como lo son los humedales artificiales es *Phragmites australis*, ya que posee adaptaciones como un rápido crecimiento y un amplio rango de tolerancia ante diversas variables fisicoquímicas del medio (pH, conductividad, temperatura), a su vez, *P. australis* posee altas tasas de retención de contaminantes debido a la arquitectura de la planta, de igual forma su consumo de nutrientes y metales pesados son muy elevados, así como una gran capacidad de traslocación de estos a sus diferentes órganos (Ramírez *et al.*, 2017; Rezanía *et al.*, 2019).

Otra de las ventajas de utilizar a *P. australis* es que tiene una gran plasticidad fenotípica, la cual le favorece para poder habitar y resistir distintos ambientes del planeta, lo cual facilita que sea utilizada en sistemas de humedales artificiales para rehabilitar cuerpos de agua, así como en distintas etapas de tratamiento de aguas residuales (primario, secundario o terciario), a pesar de tener diferente origen (industrial, agrícola, doméstico) (Rodríguez & Brisson, 2015; Attili, 2020; Milke *et al.*, 2020).

23.1. Remoción de nutrientes de *P. australis*.

Como se mencionó previamente esta planta puede ser usada en humedales artificiales implementados en cuerpos de agua eutrofizados ya que es capaz de consumir eficazmente nutrientes como el N y P, a su vez tiene un uso eficiente de los mismos, ya sea por la utilización del exceso de estos o su acumulación en órganos subterráneos (raíz y rizoma) cuando escasean (Mulkeen *et al.*, 2017; Geurts *et al.*, 2020).

El consumo de estos nutrientes se da principalmente en la estación de primavera, esta coincide con el periodo de mayores tasas de crecimiento reportadas para la planta, a su vez, estas tasas de consumo de nutrientes disminuyen con el tiempo, es decir que conforme se acerquen a la senescencia disminuyen sus capacidades de absorción. Es esto por lo cual el uso de estas plantas, como biofiltros explota sus periodos de crecimiento, así como su rápida reproducción para así tener una alta eficiencia de remoción (López *et al.*, 2016).

A su vez *P. australis* provoca efectos cascada en el ecosistema al ser utilizadas para remediar el exceso de nutrientes ya que con su presencia media intercambios gaseosos a nivel rizosfera con lo que se reducen alteraciones en las características fisicoquímicas y organolépticas del medio, dentro de las cuales destacan la reducción de malos olores ocasionados por compuestos nitrogenados, reducción de la DBO₅ y mejoramiento del potencial redox (Rodríguez & Brisson, 2015; Rezanía *et al.*, 2019).

23.2. Remoción de metales pesados de *P. australis*.

Por otro lado *P. australis* es utilizada con la finalidad de remover metales traza presentes en el medio acuático, así como metales pesados, los cuales tienen efectos nocivos para los organismos acuáticos, sin embargo, a pesar de la toxicidad que representan para las plantas, *P. australis* cuenta con una elevada tolerancia hacia los mismos, además de tener la capacidad de estabilizarlos si estos se encuentran en una forma no disponible para ser absorbidos (Mulkeen *et al.*, 2017; Rezanía *et al.*, 2019)

Estos metales pesados ingresan a la planta por medio del flujo en masa del sistema de absorción vegetal (ingreso de agua y solutos), una vez en el interior son transportados hacia los diferentes órganos dependiendo la demanda de estos (según sea su utilización fisiológica), una vez ahí, los metales que no sean aprovechados, o el exceso de estos son vacuolizados y almacenados. A su vez, esta absorción y almacenamiento está limitado por factores ambientales que influyen sobre la biodisponibilidad de algunos de estos contaminantes, por ejemplo: el pH, ya que la mayor eficiencia de remoción se encuentra en rangos de pH's que van de lo neutro (± 7) a lo ligeramente ácido (≥ 4) (Esmailzadeh *et al.*, 2016; Klink, 2017; Bello *et al.*, 2018).

23.3. Remoción de contaminantes emergentes de *P. australis*.

No obstante, los nutrientes y metales pesados no son los únicos contaminantes presentes en cuerpos de agua, también se encuentran otras sustancias como los emergentes, dentro de los

cuales se encuentran moléculas de mayor peso y tamaño como tintes, drogas y hormonas. De igual forma que con otras sustancias previamente mencionados, los emergentes pueden ser removidos del medio por fitorremediación para lo cual se ha utilizado a *P. australis* ya que ésta tiene las capacidades de absorber y adsorber moléculas de medicamentos disueltos, así como la de modificar el medio alrededor de la rizosfera para reducir las afecciones por contaminantes y para tener una mejor absorción y asimilación de otros compuestos como lo son los hidrocarburos aromáticos policíclicos (Petrie *et al.*, 2017; Rezanian *et al.*, 2019; Dias *et al.*, 2020).

Una vez que estos contaminantes son absorbidos por la planta se almacenan principalmente en la raíz debido a que el transporte de estos depende directamente de su solubilidad en el agua, esto se debe a que a través de esta es que pueden ingresar al xilema y floema y así acceder a los órganos superiores. Así mismo estos procesos de traslocación dependen de factores ambientales como las características fisicoquímicas del agua, o variables ambientales (temperatura, humedad ambiental, fotoperiodo, etc.) así como el estado fisiológico de la planta, ya que una buena nutrición es un factor bioestimulante que ayuda a *P. australis* en la remediación de estos contaminantes (Petrie *et al.*, 2017; Keerthan *et al.*, 2020).

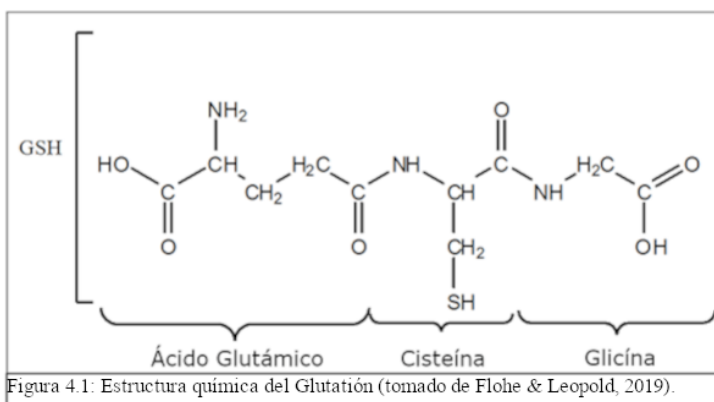
23.4. Remoción de cianotoxinas de *P. australis*

Por último, uno de los contaminantes más nocivos son las cianotoxinas y en particular las microcistinas (MC) debido a su ubicuidad, así como la constante síntesis de esta mediada por las alteraciones en el ambiente (ver capítulo 3). Una estrategia efectiva para la erradicación o mitigación de esta problemática es la fitorremediación con humedales artificiales plantados con organismos de la especie *P. australis* ya que esta planta tiene la capacidad de adsorber las microcistinas (MC) en las superficie de sus órganos cuando están en contacto con el agua contaminada, así como absorberlas y almacenarlas en el sistema radicular, además de poder traslocarla una vez ingresada a su organismo hacia el tallo (Corbel *et al.*, 2014; Ramírez *et al.*, 2017; Pham & Utsumi, 2018).

Por otro lado, la absorción de la toxina no es únicamente para una de las variedades de esta, es decir que no hay una absorción y traslocación selectiva de xenobióticos de esta naturaleza en la planta, la cual esta mediada por el grosor y edad del tallo, a su vez, la toxina, no solo se almacena en los órganos de la planta dado que esta es transformada químicamente por enzimas de protección contra estrés oxidativo conjugándose y posteriormente reaccionando para convertir a las MC's en formas químicas menos tóxicas (Pflugmacher *et al.*, 2001).

23.4.1. Desintoxicación de MCs por la ruta del Glutatión (GSH)

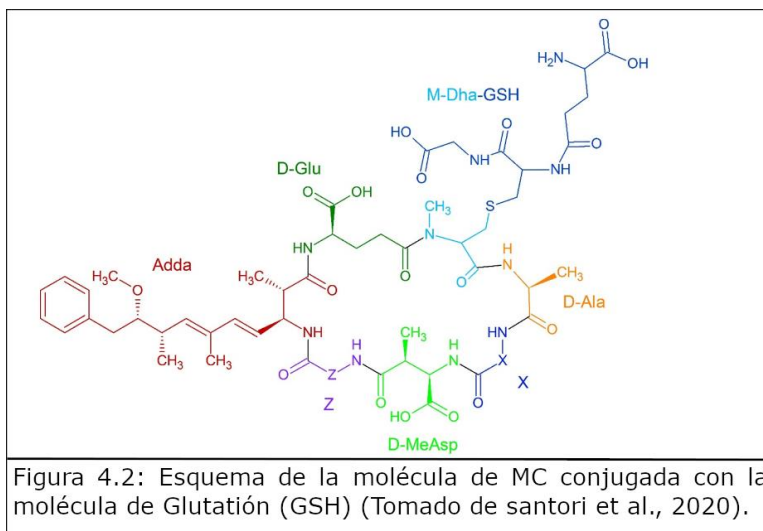
El glutatión (GSH) es un tripéptido compuesto por un ácido glutámico inicial, una cisteína central y una glicina terminal (Fig. 4.1) que se encuentra presente en las células eucariontes (animales, plantas y hongos) y procariontes (bacterias); esta molécula es utilizada como defensa



antioxidante, también participa en la regulación del ciclo celular. A su vez, este tripéptido cataliza la desintoxicación de compuestos xenobióticos y mutagénicos debido a que la ruta del glutatión se encuentra dentro de un tren de reacciones enzimáticas de óxido-reducción, con las cuales estos compuestos tóxicos se transforman químicamente a residuos moleculares menos tóxicos (Hayes *et al.*, 2015; Flohé, 2018).

En el caso particular de los organismos vegetales, además de lo mencionado previamente, participan activamente en la desintoxicación de xenobióticos alelopáticos producidos por insectos también en la desintoxicación de compuestos orgánicos como pesticidas y TNT gracias a la conjugación de la GSH con estos y facilitar su transformación química (biotransformación) a una forma menos tóxica a través de reacciones enzimáticas; es debido a la versatilidad de la GSH vegetal que las plantas macrófitas funcionan como herramientas en la fitorremediación cuerpos de agua (Hossain *et al.*, 2017; Flohé, 2018)

La GSH también es una herramienta para la biotransformación de metabolitos secundarios tóxicos como lo son las cianotoxinas, por ejemplo: la anatoxina y la microcistina con las cuales se conjuga por medio de la actividad enzimática de la glutatión-S transferasa (GST) (E.g. Fig. 4.2) en la cual se une la cisteína del GSH por medio de un enlace tioéter al M-Dha de la MC formando el conjugado MC-GSH, de esta manera se evita la unión de la MC a las fosfatasa (PP's) y posteriormente la MC-GSH es biotransformada a través de la ruta del glutatión (Mitrovic *et al.*, 2004; Zong *et al.*, 2018).



Por otro lado, las macrófitas son expuestas de alguna

manera a las MC's la concentración de las diferentes formas de GSH, así como un conjunto de enzimas de protección contra el estrés oxidativo aumenta, esto indica que se llevan a cabo procesos de desintoxicación promovidos en respuesta al sometimiento de estrés oxidativo de las macrófitas acuáticas, además del hecho que no hay una especificidad en la conjugación de la GSH con las variantes de la MC (Pflugmacher *et al.* 1999; 2001; 2004).

No obstante, esta biotransformación depende de diversos factores, el primero es el área de contacto que tienen las plantas con las MC's, también la concentración de la toxina a la cual son expuestas las macrófitas y por último el tiempo de exposición a la toxina; una vez que las plantas macrófitas están sometidas a este tipo de presión las tasas fisiológicas de absorción, traslocación, bioacumulación y biotransformación van a variar de acuerdo a la relación que haya entre estas variables, al resultado final de esta dinámica de variables se le puede llamar eficiencia de fitorremediación (Pflugmacher *et al.*, 2004; 2001; Romero-Oliva *et al.*, 2015a, b; Cao *et al.*, 2019).

24. Propuesta para evaluar el potencial de biotransformación de MCs por la macrófita *P. australis*.

Con base a lo previamente revisado, se propone el siguiente bioensayo de laboratorio, con el cual se pretende evaluar la eficiencia de la biotransformación de la cianotoxina hepatotóxica microcistina (MC) por la planta macrófita *Phragmites australis*.

24.1. Obtención de microcistina a partir de una muestra ambiental de un cuerpo de agua con presencia de bloom de cianobacterias.

Se realizará un arrastre con una red de fitoplancton (25µm) en el embalse de Valle de Bravo en el Estado de México, sistema en condiciones eutróficas donde se han reportado géneros de cianobacterias productoras de microcistinas (MC's). La muestra será transportada al laboratorio, donde la biomasa será separada con una trampa de vacío. Posteriormente esta biomasa será sometida a un ciclo por triplicado de sonicación/congelación, con el cual se busca provocar la lisis celular de las cianobacterias productoras de MC's.

Una vez provocada la lisis celular la muestra será centrifugada a 11,000 rpm x 10 min y la pastilla será desechada para utilizar únicamente el sobrenadante debido a que es donde se va a concentrar la toxina, posteriormente esta muestra será liofilizada para obtener una muestra sólida. La muestra será macerada por 24 h con metanol (meOH) para conseguir un extracto metanólico; después de esto se recuperará el solvente con rotavapor.

24.2. Obtención del material vegetal.

Para la obtención de las plantas se realizará una colecta de organismos vegetales de la especie *P. australis* en el manantial La Mintzita en el Estado de Morelia. Los organismos colectados se someterán a una propagación vegetativa clonal, y se mantendrán hasta que alcancen una talla de 60 cm de longitud. Una vez que alcancen la talla deseada serán trasplantadas de un

sustrato sólido a un sustrato acuoso enriquecido con una solución nutritiva (medio de cultivo Z8) según Pflugmacher 2001.

24.3. Exposición de *P. australis* a un extracto de MCs.

Para el bioensayo se someterán tres plantas de *P. australis* sumergidas en medio de cultivo de crecimiento en recipientes individuales de cristal separados en 6 grupos, a 5 de estos se les agregarán diferentes concentraciones de microcistina ($0.5 \mu\text{gL}^{-1}$; $1 \mu\text{gL}^{-1}$, $5 \mu\text{gL}^{-1}$, $10 \mu\text{gL}^{-1}$) y el restante funcionará como tratamiento control. El periodo de exposición será de 48 horas con periodos de muestreo a las 0, 8, 12, 24 y 48 horas. Una vez tomadas estas muestras de cada tratamiento para los distintos tiempos serán enjuagadas superficialmente con 50 ml de H_2O_d , posteriormente serán diseccionadas en los diferentes órganos vegetales (raíz, tallo, hojas). Por último, se macerarán 50 g de peso fresco de la biomasa de cada órgano con 100 ml de agua Milli Q®.

24.4. Cuantificación de MCs.

Para realizar la cuantificación de cianotoxinas remanentes en el medio acuático, así como presente en la planta se utilizará una prueba de inmunoadsorción ligado a enzimas (ELISA) con el kit comercial de detección de MC EnviroLogix QuantiPlate de acuerdo con Ramírez *et al.* 2017. Debido a que esta prueba tiene límites de detección para 4 de las variantes más comunes de la toxina (-LR, -RR, -LA y -YR) los resultados se presentaran en como equivalentes de MC-LR.

24.5. Evaluación de la fitorremediación.

Para evaluar la efectividad de la fitorremediación de la MC por parte de la planta *P. australis* se calcularán la producción de biomasa, el factor de bioconcentración, la MC biotransformada y la tasa de biotransformación con las siguientes ecuaciones según Romero-Oliva *et al.*, 2014 y Parnian *et al.*, 2016.

24.5.1. Producción de biomasa.

$$PB = \frac{FW2 - FW1}{\Delta t}$$

Donde:

PB: Producción de biomasa

FW2 y FW1: Son los pesos frescos (g) al final y al inicio del bioensayo

Δt : La diferencia de tiempo que hay entre el tiempo 1 y tiempo 2

24.5.2. Factor de bioconcentración.

$$FBC = \frac{\sum MC \text{ presente en c/organos } (\mu\text{g/L})}{MC \text{ presente en el medio acuático } (\mu\text{g/L})}$$

Donde:

FBC: Factor de bioconcentración

\sum MC presente en c/organos ($\mu\text{g/L}$): La suma de las MC presente en cada órgano.

MC presente en el medio acuático ($\mu\text{g/L}$): La concentración de MC que permanece en el medio.

24.5.3. MC Biotransformada (BTMC) y Tasa de biotransformación (RBT).

$$BTMC = MCi \text{ extracto} - (MCf \text{ extracto} + MCf \text{ plantas})$$

Donde:

MCi y MCf: Concentración de MC al inicio o al final

$$RBT = \frac{BTMC}{\text{Total de tiempo de exposición}}$$

24.5.4. Análisis estadístico.

Por último, los datos obtenidos de las diferentes pruebas se someterán a un análisis de varianzas (ANOVA) de 3 vías y posteriormente se compararán con la prueba de Tukey para conocer si hay diferencias significativas entre a) las concentraciones de MC, b) los tiempos de exposición a la MC, y c) los órganos en los cuales se biotransforma la MC. Todos los análisis estadísticos serán realizados en el programa SigmaPlot con niveles de significancia estadística de $p < 0.05$ para todas las comparaciones.

Conclusiones.

- *Phragmites australis* es un organismo que puede poblar diversos ambientes inundados debido a diversos factores como su gran diversidad genética, otra es su arquitectura radicular, la cual propicia la formación de un microambiente favorable con el cual pueden realizar interacciones simbióticas con microorganismos para de esta manera enriquecer procesos del organismo, como la nutrición.
- *P. australis* posee adaptaciones fisiológicas que le permiten soportar condiciones adversas del ambiente como la presencia de contaminantes, el exceso de nutrientes o metales pesados, también fluctuaciones en parámetros importantes, tales como la

temperatura, salinidad o pH, razón por la cual es un organismo que puede ser utilizado en cuestiones de fitorremediación.

- El comportamiento fisiológico de *P.australis* le permite hacer compensaciones en procesos de crecimiento, nutrición y fotosíntesis, de manera que puede actuar como un organismo oportunista para el aprovechamiento de contaminantes.
- El uso de plantas macrófitas en humedales artificiales puede restaurar la calidad de agua gracias a los efectos de filtración de sus raíces que remueven diversos contaminantes, así como sus efectos alelopáticos y de competencia contra organismos dañinos como bacterias hongos y fitoplancton reduciendo tanto la presencia de estos como de sus metabolitos secundarios, por lo cual los efectos benéficos del uso de macrófitas como alternativa de biorremediación es equiparable con los métodos físicos y químicos.
- *P. australis* es un buen modelo biológico para fitorremediación de MC, debido a que afecta tanto la producción como la presencia de esta cianotoxina a nivel local, gracias a que compite directamente por nutrientes y espacio con los productores de la toxina, también por sus necesidades lumínicas impiden el paso de luz hacia la superficie del agua, además sintetiza compuestos alelopáticos que libera al ambiente reduciendo así la densidad poblacional de las cianobacterias. Por otro lado, el exceso de contaminantes es aprovechado por esta especie para crecer exponencialmente aumentando el número de individuos provocando un efecto de biomagnificación y bioestimulación en conjunto de manera natural, con lo cual la superficie de filtración radicular aumenta y en el caso particular de la remoción de MCs puede llegar a ser más efectiva debido a que esta no se bioacumula por mucho tiempo y es biotransformada, aunado a esto las necesidades hídricas y metabólicas de la especie le permiten remover una mayor cantidad de MC.

Bibliografía.

- Adams, G. O., Fufeyin, P. T., Okoro, S. E., & Ehinomen, I. (2015). Bioremediation, biostimulation and bioaugmentation: a review. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 3(1), 28-39.
- Ahmad, F., Khan, A. U., & Yasar, A. (2013). Comparative phycoremediation of sewage water by various species of algae. *Proceedings of the Pakistan Academy of Sciences*, 50(2), 131-139.
- Ahmed, A. M., & Shah, S. M. A. (2017). Application of adaptive neuro-fuzzy inference system (ANFIS) to estimate the biochemical oxygen demand (BOD) of Surma River. *Journal of King Saud University-Engineering Sciences*, 29(3), 237-243.
- Ai, Y., Lee, S., & Lee, J. (2020). Drinking water treatment residuals from cyanobacteria bloom-affected areas: Investigation of potential impact on agricultural land application. *Science of The Total Environment*, 706, 135756.
- Albalawneh, A., Chang, T. K., & Alshwabkeh, H. (2017). Greywater treatment by granular filtration system using volcanic tuff and gravel media. *Water Science and Technology*, 75(10), 2331-2341.
- Álvarez, X., Valero, E., Santos, R. M., Varandas, S. G. P., Fernandes, L. S., & Pacheco, F. A. L. (2017). Anthropogenic nutrients and eutrophication in multiple land use watersheds: Best management practices and policies for the protection of water resources. *Land Use Policy*, 69, 1-11.
- Alves Lycarião, T., & Wocylis Dantas, Ê. (2017). Interactions between different biological forms of aquatic macrophytes in a eutrophic tropical reservoir in Northeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 65(3), 1095-1104.
- Amaya Grande, L. E., Arriola Castillo, D. E., & Cerna Díaz, Z. V. (2015). Modelación de la calidad fisicoquímica de las aguas del río Suquiapa (Doctoral dissertation, Universidad de El Salvador).
- Anjos, M. L., Isique, W. D., Albertin, L. L., Matsumoto, T., & Henares, M. N. P. (2019). Parabens removal from domestic sewage by free-floating aquatic Macrophytes. *Waste and Biomass Valorization*, 10(8), 2221-2226.
- Antonielli, M., Pasqualini, S., Batini, P., Ederli, L., Massacci, A., & Loreto, F. (2002). Physiological and anatomical characterisation of *Phragmites australis* leaves. *Aquatic Botany*, 72(1), 55-66.
- Antoniou, M. G., Shoemaker, J. A., Armah, A., & Dionysiou, D. D. (2008). LC/MS/MS structure elucidation of reaction intermediates formed during the TiO₂ photocatalysis of microcystin-LR. *Toxicol*, 51(6), 1103-1118.
- Ansari, A. A., Naeem, M., Gill, S. S., & AlZuaibr, F. M. (2020). Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*.
- Ansari, A. A. (2016). Phytoremediation. S. S. Gill, R. Gill, G. Lanza, & L. Newman (Eds.). Springer International Publishing.
- Asghar, A., Raman, A. A. A., & Daud, W. M. A. W. (2015). Advanced oxidation processes for in-situ production of hydrogen peroxide/hydroxyl radical for textile wastewater treatment: a review. *Journal of cleaner production*, 87, 826-838.
- Attili, O. (2020). Efficacy of Natural Wetlands along Wadi Zomer as a Sustainable Phytoremediation Alternative for Industrial Effluents from Nablus West, Palestine.
- Azcón-Bieto, J., Talón, M., (2013). *Fundamentos de Fisiología Vegetal*. España. McGRAW HILL EDUCATION. Segunda Edición.
- Babič, M. N., Gunde-Cimerman, N., Vargha, M., Tischner, Z., Magyar, D., Veríssimo, C., ... & Brandão, J. (2017). Fungal contaminants in drinking water regulation? A tale of ecology, exposure, purification and clinical relevance. *International journal of environmental research and public health*, 14(6), 636.

- Bartlett, S. L., Brunner, S. L., Klump, J. V., Houghton, E. M., & Miller, T. R. (2018). Spatial analysis of toxic or otherwise bioactive cyanobacterial peptides in Green Bay, Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 44(5), 924-933.
- Bavithra, G., Azevedo, J., Oliveira, F., Morais, J., Pinto, E., Ferreira, I. M., Vasconcelos, V., Campos, A. & Almeida, C. M. R. (2020). Assessment of Constructed Wetlands' Potential for the Removal of Cyanobacteria and Microcystins (MC-LR). *Water*, 12(1), 10.
- Bedmar, F., Gianelli, V., Angelini, H., & Vigilianchino, L. (2015). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 41(1), 70-82.
- Bello, A. O., Tawabini, B. S., Khalil, A. B., Boland, C. R., & Saleh, T. A. (2018). Phytoremediation of cadmium, lead-and nickel-contaminated water by *Phragmites australis* in hydroponic systems. *Ecological engineering*, 120, 126-133.
- Benit, N., & Roslin, A. S. (2015). Physicochemical properties of wastewater collected from different sewage sources. *International Journal of Innovative Science, Engineering & Technology*, 2(6).
- Berry, J. P., Lee, E., Walton, K., Wilson, A. E., & Bernal-Brooks, F. (2011). Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Patzcuaro (Michoacan, Mexico). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(7), 1621-1628.
- Bhatia, R., & Jain, D. (2016). Water quality assessment of lake water: a review. *Sustainable Water Resources Management*, 2(2), 161-173.
- Bláha, L., & Maršálek, B. (2003). Contamination of drinking water in the Czech Republic by microcystins. *Archiv für Hydrobiologie*, 421-429.
- Boopathi, T., & Ki, J. S. (2014). Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production. *Toxins*, 6(7), 1951-1978.
- Bonanno, G., & Giudice, R. L. (2010). Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological indicators*, 10(3), 639-645.
- Bouaïcha, N., Miles, C. O., Beach, D. G., Labidi, Z., Djabri, A., Benayache, N. Y., & Nguyen-Quang, T. (2019). Structural diversity, characterization and toxicology of microcystins. *Toxins*, 11(12), 714.
- Breach, B. (2012). *Drinking Water Quality Management from Catchment to Consumer: A Practical Guide for Utilities base on Water Safety Plans*, IWA publishing
- Březinová, T. D., & Vymazal, J. (2016) Distribution of Phosphorus and Nitrogen in *Phragmites australis* Aboveground Biomass. *Natural and Constructed Wetlands*, 69.
- Brix, H. (1990). Uptake and photosynthetic utilization of sediment-derived carbon by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Aquatic Botany*, 38(4), 377-389.
- Brix, H., Sorrell, B. K., & Orr, P. T. (1992). Internal pressurization and convective gas exchange in some emergent freshwater macrophytes. *Limnology and Oceanography*, 37(7), 1420-1433.
- Brix, H., Sorrell, B. K., & Schierup, H. H. (1996). Gas fluxes achieved by in situ convective exchange in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 54(2-3), 151-163.
- Boyd, C. E., Tucker, C. S., & Somridhivej, B. (2016). Alkalinity and hardness: critical but elusive concepts in aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 47(1), 6-41.
- Campos, A., & Vasconcelos, V. (2010). Molecular mechanisms of microcystin toxicity in animal cells. *International journal of molecular sciences*, 11(1), 268-287.
- Cao, Q., Wan, X., Shu, X., & Xie, L. (2019). Bioaccumulation and detoxication of microcystin-LR in three submerged macrophytes: The important role of glutathione biosynthesis. *Chemosphere*, 225, 935-942.

- Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., & Naushad, M. (2017). Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of environmental chemical engineering*, 5(3), 2782-2799.
- Carmichael, W. W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites—the cyanotoxins. *Journal of applied bacteriology*, 72(6), 445-459.
- Carmichael, W. W. (2001). Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. *Human and ecological risk assessment: An International Journal*, 7(5), 1393-1407.
- Chambers, R. M., Meyerson, L. A., & Saltonstall, K. (1999). Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic botany*, 64(3-4), 261-273.
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 9-26.
- Chaturvedi, A. D., Pal, D., Penta, S., & Kumar, A. (2015). Ecotoxic heavy metals transformation by bacteria and fungi in aquatic ecosystem. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 31(10), 1595-1603.
- Chen, J., Dai, J., Zhang, H., Wang, C., Zhou, G., Han, Z., & Liu, Z. (2010). Bioaccumulation of microcystin and its oxidative stress in the apple (*Malus pumila*). *Ecotoxicology*, 19(4), 796-803.
- Christensen, V. G., & Khan, E. (2020). Freshwater neurotoxins and concerns for human, animal, and ecosystem health: A review of anatoxin-a and saxitoxin. *Science of The Total Environment*, 139515.
- Clevering, O. A., & Lissner, J. (1999). Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 185-208.
- Codd, G. A., Metcalf, J. S., & Beattie, K. A. (1999). Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. *Toxicon*, 37(8), 1181-1185.
- Corbel, S., Mougin, C., & Bouaïcha, N. (2014). Cyanobacterial toxins: modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. *Chemosphere*, 96, 1-15.
- Čížková, H., & Bauer, V. (1998). Rhizome respiration of *Phragmites australis*: effect of rhizome age, temperature, and nutrient status of the habitat. *Aquatic Botany*, 61(4), 239-253.
- Daud, Z., Awang, H., Latif, A. A., Nasir, N., Ridzuan, M. B., & Ahmad, Z. (2015). Suspended solid, color, COD and oil and grease removal from biodiesel wastewater by coagulation and flocculation processes. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 195, 2407-2411.
- De la Mora Orozco, C., Flores López, H. E., & Chávez Durán, A. (2013). Calidad del agua del embalse de la presa la Vega y su impacto en las tierras agrícolas bajo riego. Morelos, SAGARPA
- Deshmukh, R., Khardnavis, A. A., & Purohit, H. J. (2016). Diverse metabolic capacities of fungi for bioremediation. *Indian journal of microbiology*, 56(3), 247-264.
- Dias, S., Correia, B., Fraga-Santiago, P., Silva, C., Baptista, P. C., Gomes, C. R., & Almeida, C. M. R. (2020). Potential of an estuarine salt marsh plant (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud 10751) for phytoremediation of bezafibrate and paroxetine. *Hydrobiologia*, 1-14.
- Diehl, F., Ramos, P. B., Dos Santos, J. M., Barros, D. M., & Yunes, J. S. (2016). Behavioral alterations induced by repeated saxitoxin exposure in drinking water. *Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases*, 22(1), 18.
- Dhir, B. (2015). Status of aquatic macrophytes in changing climate: A perspective. *Journal of Environmental Science and Technology*, 8(4), 139.
- Drzewiecka, D. (2016). Significance and roles of *Proteus* spp. bacteria in natural environments. *Microbial ecology*, 72(4), 741-758.
- Dykyjová, D., & Hradecká, D. (1976). Production ecology of *Phragmites communis* L. Relations of two ecotypes to the microclimate and nutrient conditions of habitat. *Folia geobotanica & phytotaxonomica*, 11(1), 23.

- El Gamal, M., Mousa, H. A., El-Naas, M. H., Zacharia, R., & Judd, S. (2018). Bio-regeneration of activated carbon: A comprehensive review. *Separation and Purification Technology*, 197, 345-359.
- Eller, F., Skálová, H., Caplan, J. S., Bhattarai, G. P., Burger, M. K., Cronin, J. T., Guo, W.Y., Guo, X., Hazelton, E. L. G., Kettering, K. M., Lambertini, C., McCormic, M. K., Meyerson, L. A., Mozdzer, T. J., Pyšek, P., Sorrell, B. K., Whigham, D. F., & Brix H (2017). Cosmopolitan species as models for ecophysiological responses to global change: the common reed *Phragmites australis*. *Frontiers in plant science*, 8, 1833.
- Eller, F., Lambertini, C., Nguyen, L. X., Achenbach, L., & Brix, H. (2013). Interactive effects of elevated temperature and CO₂ on two phylogeographically distinct clones of common reed (*Phragmites australis*). *AoB Plants*, 5.
- Eller, F., Lambertini, C., Nguyen, L. X., & Brix, H. (2014). Increased invasive potential of non-native *Phragmites australis*: elevated CO₂ and temperature alleviate salinity effects on photosynthesis and growth. *Global change biology*, 20(2), 531-543.
- Escutia-Lara, Y., Lara-Cabrera, S., & Lindig-Cisneros, R. A. (2009). Efecto del fuego y dinámica de las hidrófitas emergentes en el humedal de la Mintzita, Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 80(3), 771-778.
- Escutia-Lara, Y., Lara-Cabrera, S., Gómez-Romero, M., & Lindig-Cisneros, R. (2012). Common reed (*Phragmites australis*) harvest as a control method in a Neotropical wetland in Western México. *Hidrobiológica*, 22(2), 125-131.
- Escutia-Lara, Y., & Lindig-Cisneros, R. (2012). Dinámica de *Phragmites australis* y *Schoenoplectus americanus* en respuesta a la adición de fósforo y nitrógeno en humedales experimentales. *Botanical Sciences*, 90(4), 459-467.
- Esmaeilzadeh, M., Karbassi, A., & Moattar, F. (2016). Heavy metals in sediments and their bioaccumulation in *Phragmites australis* in the Anzali wetland of Iran. *Chinese journal of oceanology and limnology*, 34(4), 810-820.
- Fant, J. B., Price, A. L., & Larkin, D. J. (2016). The influence of habitat disturbance on genetic structure and reproductive strategies within stands of native and non-native *Phragmites australis* (common reed). *Diversity and Distributions*, 22(12), 1301-1313.
- Fastner, J., Heinze, R., Humpage, A. R., Mischke, U., Eaglesham, G. K., & Chorus, I. (2003). *Cylindrospermopsis* occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. *Toxicon*, 42(3), 313-321.
- Félez Santafé, M. (2009). Situación actual del estado de la depuración biológica. Explicación de los métodos y sus fundamentos.
- Ferrão-Filho, A. D. S., & Kozłowsky-Suzuki, B. (2011). Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. *Marine drugs*, 9(12), 2729-2772.
- Ferreira, A. R. L., Fernandes, L. S., Cortes, R. M. V., & Pacheco, F. A. L. (2017). Assessing anthropogenic impacts on riverine ecosystems using nested partial least squares regression. *Science of the Total Environment*, 583, 466-477.
- Flohé, L. (Ed.). (2018). *Glutathione*, (1st ed.). CRC Press. <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1201/9781351261760>
- Franchi, E., Rolli, E., Marasco, R., Agazzi, G., Borin, S., Cosmina, P., Pedron, F., Rsellini, I., Barbafieri, M. & Petruzzelli, G. (2017). Phytoremediation of a multi contaminated soil: mercury and arsenic phytoextraction assisted by mobilizing agent and plant growth promoting bacteria. *Journal of soils and sediments*, 17(5), 1224-1236.
- Gacia, E., Bernal, S., Nikolakopoulou, M., Carreras, E., Morgado, L., Ribot, M., Isnard, M., Sorolla, A., Sabater, F., & Martí, E. (2019). The role of helophyte species on nitrogen and phosphorus retention from wastewater treatment plant effluents. *Journal of environmental management*, 252, 109585.

- Gaeda, P., Gkelis, S., Teixeira, J., Vasconcelos, V., Vicente, A. A., & Fernandes, B. (2017). Cyanobacterial toxins as a high value-added product. In *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts* (pp. 401-428). Woodhead Publishing.
- Galal, T. M., Al-Sodany, Y. M., & Al-Yasi, H. M. (2020). Phytostabilization as a phytoremediation strategy for mitigating water pollutants by the floating macrophyte *Ludwigia stolonifera* (Guill. & Perr.) PH Raven. *International journal of phytoremediation*, 22(4), 373-382.
- Gervais, C., Trahan, R., Moreno, D., & Drolet, A. M. (1993). Le *Phragmites australis* au Québec: distribution géographique, nombres chromosomiques et reproduction. *Canadian journal of botany*, 71(10), 1386-1393.
- Geurts, J. J., Oehmke, C., Lambertini, C., Eller, F., Sorrell, B. K., Mandiola, S. R., Grootjans, A., Brix, H., Wichtman, W., Lamer, L. & Fritz, C. (2020). Nutrient removal potential and biomass production by *Phragmites australis* and *Typha latifolia* on European rewetted peat and mineral soils. *Science of The Total Environment*, 747, 141102.
- Gkelis, S., Papadimitriou, T., Zaoutsos, N., & Leonardos, I. (2014). Anthropogenic and climate-induced change favors toxic cyanobacteria blooms: Evidence from monitoring a highly eutrophic, urban Mediterranean lake. *Harmful Algae*, 39, 322-333.
- Gladyshev, M. I., & Gubelit, Y. I. (2019). Green tides: new consequences of the eutrophication of natural waters (invited review). *Contemporary problems of ecology*, 12(2), 109-125.
- Gomes, J., Costa, R., Quinta-Ferreira, R. M., & Martins, R. C. (2017). Application of ozonation for pharmaceuticals and personal care products removal from water. *Science of The Total Environment*, 586, 265-283.
- Gonzales, G. F., Zevallos, A., Gonzales-Castañeda, C., Nuñez, D., Gastañaga, C., Cabezas, C., Naeher, L., & Steenland, K. (2014). Contaminación ambiental, variabilidad climática y cambio climático: una revisión del impacto en la salud de la población peruana. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 31(3), 547-556.
- Goyette, J. O., Bennett, E. M., Howarth, R. W., & Maranger, R. (2016). Changes in anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to the St. Lawrence sub-basin over 110 years and impacts on riverine export. *Global Biogeochemical Cycles*, 30(7), 1000-1014.
- Graham, J. L., Loftin, K. A., Meyer, M. T., & Ziegler, A. C. (2010). Cyanotoxin mixtures and taste-and-odor compounds in cyanobacterial blooms from the Midwestern United States. *Environmental science & technology*, 44(19), 7361-7368.
- Guan, B., Yu, J., Hou, A., Han, G., Wang, G., Qu, F., Xia, J., & Wang, X. (2017). The ecological adaptability of *Phragmites australis* to interactive effects of 84áter level and salt stress in the Yellow River Delta. *Aquatic ecology*, 51(1), 107-116.
- Gupta, N., Pant, S. C., Vijayaraghavan, R., & Rao, P. L. (2003). Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice. *Toxicology*, 188(2-3), 285-296.
- Hadad, H. R., Mufarrege, M. M., Di Luca, G. A., & Maine, M. A. (2018). Salinity and Ph effects on floating and emergent macrophytes in a constructed wetland. *Water Science and Technology*, 2017(1), 270-275.
- Harada, K. I., Tsuji, K., Watanabe, M. F., & Kondo, F. (1996). Stability of microcystins from cyanobacteria—III. Effect of pH and temperature. *Phycologia*, 35(sup6), 83-88.
- Hasanuzzarame, M., Fujita, M., Oku, H., Nahar, K., Hawrylak-Nowak, B., (2018). *Plant Nutrients and Abiotic Stress Tolerance*. New York. Springer.
- Haslam, S. M. (1969b). The development and emergence of buds in *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany*, 33(2), 289-301.
- HASLAM, S. M. (1969c). The development of shoots in *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany*, 33(4), 695-709.

- Hayes, J. D., Flanagan, J. U., & Jowsey, I. R. (2005). Glutathione transferases. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.*, 45, 51-88.
- He, Y., Langenhoff, A. A., Sutton, N. B., Rijnaarts, H. H., Blokland, M. H., Chen, F., Huber, C. & Schröder, P. (2017). Metabolism of ibuprofen by *Phragmites australis*: uptake and phytodegradation. *Environmental science & technology*, 51(8), 4576-4584.
- Heldt, H. W., Heldt, F., (2005) *Plant Biochemistry*, Third Edition, Elsevier Academic Press, USA
- Hendricks, D. W. (1984). Impactos de las represas en la calidad del agua. Las represas y sus efectos sobre la salud, 71-88.
- Hess, P., Villacorte, L. O., Dixon, M. B., Boerlage, S. F., Anderson, D. M., Kennedy, M. D., & Schippers, J. C. (2017). Harmful algal blooms (HABs) and desalination: a guide to impacts, monitoring and management.
- Hinojosa, M. G., Gutierrez-Praena, D., Prieto, A. I., Guzman-Guillen, R., Jos, A., & Camean, A. M. (2019). Neurotoxicity induced by microcystins and cylindrospermopsin: A review. *Science of the total environment*, 668, 547-565.
- Hossain, M. A., Mostofa, M. G., Diaz-Vivancos, P., Burritt, D. J., Fujita, M., & Tran, L. S. P. (Eds.). (2017). *Glutathione in plant growth, development, and stress tolerance*. Springer International Publishing.
- Hill, M. P., & Coetzee, J. (2017). The biological control of aquatic weeds in South Africa: Current status and future challenges. *Bothalia-African Biodiversity & Conservation*, 47(2), 1-12.
- Huang, R., Zhao, D., Luo, J., Zeng, J., Shen, F., Yu, Z., & Wu, Q. L. (2016). THE INFLUENCE OF EMERGENT MACROPHYTES ON THE ABUNDANCE AND COMMUNITY COMPOSITION OF AMMONIA OXIDIZERS. *FEB-FRESENIUS ENVIRONMENTAL BULLETIN*, 3149.
- Huang, I. S., & Zimba, P. V. (2019). Cyanobacterial bioactive metabolites—A review of their chemistry and biology. *Harmful algae*, 86, 139-209.
- Hudon, C., Gagnon, P., & Jean, M. (2005). Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Ecoscience*, 12(3), 347-357.
- Hughes, B. B., Levey, M. D., Fountain, M. C., Carlisle, A. B., Chavez, F. P., & Gleason, M. G. (2015). Climate mediates hypoxic stress on fish diversity and nursery function at the land–sea interface. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(26), 8025-8030.
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471-483.
- Ishii, J., & Kadono, Y. (2002). Factors influencing seed production of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 72(2), 129-141.
- Ito, T., Adachi, Y., Yamanashi, Y., & Shimada, Y. (2016). Long-term natural remediation process in textile dye-polluted river sediment driven by bacterial community changes. *Water research*, 100, 458-465.
- Kramer, D. L. (1987). Dissolved oxygen and fish behavior. *Environmental biology of fishes*, 18(2), 81-92.
- Jackson, L. J., Kalf, J., & Rasmussen, J. B. (1993). Sediment pH and redox potential affect the bioavailability of Al, Cu, Fe, Mn, and Zn to rooted aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(1), 143-148.
- Jan, S., Kamili, A. N., Parween, T., Hamid, R., Parray, J. A., Siddiqi, T. O., Mahmooduzzafar & Ahmad, P. (2015). Feasibility of radiation technology for wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, 55(8), 2053-2068.
- Jančula, D., & Maršálek, B. (2011). Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere*, 85(9), 1415-1422.

- Jiang, B., Xing, Y., Zhang, B., Cai, R., Zhang, D., & Sun, G. (2018). Effective phytoremediation of low-level heavy metals by native macrophytes in a vanadium mining area, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(31), 31272-31282.
- Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu, J., & Belzile, F. (2008). Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of applied ecology*, 45(2), 459-466.
- Jones, H. G., 2014. *Plants and Microclimate: A Quantitative Approach To Environmental Plant Physiology*. UK. Cambridge University Press. Third edition.
- Jouanneau, S., Recoules, L., Durand, M. J., Boukabache, A., Picot, V., Primault, Y., ... & Thouand, G. (2014). Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water research*, 49, 62-82.
- Keerthanan, S., Jayasinghe, C., Biswas, J. K., & Vithanage, M. (2020). Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in the environment: Plant uptake, translocation, bioaccumulation, and human health risks. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-38.
- Kettenring, K. M., McCormick, M. K., Baron, H. M., & Whigham, D. F. (2011). Mechanisms of *Phragmites australis* invasion: feedbacks among genetic diversity, nutrients, and sexual reproduction. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1305-1313.
- Klink, A. (2017). A comparison of trace metal bioaccumulation and distribution in *Typha latifolia* and *Phragmites australis*: implication for phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(4), 3843-3852.
- Kochi, L. Y., Freitas, P. L., Maranhão, L. T., Juneau, P., & Gomes, M. P. (2020). Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. *Sustainability*, 12(21), 9202.
- Komárek, J., & Komárková, J. (2002). Review of the European *Microcystis* morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature. *Fottea*, 2(1), 1-24.
- Kubickova, B., Babica, P., Hilscherová, K., & Šindlerová, L. (2019). Effects of cyanobacterial toxins on the human gastrointestinal tract and the mucosal innate immune system. *Environmental Sciences Europe*, 31(1), 31.
- Kudo, G., & Ito, K. (1988). Rhizome development of *Phragmites australis* in a reed community. *Ecological Research*, 3(3), 239-252.
- Lambers, H., Chapin III, F., Pons, T., (2008). *Plant Physiological Ecology*. New York. Springer. 2nd edition.
- Lawton, L. A., & Robertson, P. K. (1999). Physico-chemical treatment methods for the removal of microcystins (cyanobacterial hepatotoxins) from potable waters. *Chemical Society Reviews*, 28(4), 217-224.
- Lehman, P. W., Teh, S. J., Boyer, G. L., Nobriga, M. L., Bass, E., & Hogle, C. (2010). Initial impacts of *Microcystis aeruginosa* blooms on the aquatic food web in the San Francisco Estuary. *Hydrobiologia*, 637(1), 229-248.
- Les, D. H., & Philbrick, C. T. (1993). Studies of hybridization and chromosome number variation in aquatic angiosperms: evolutionary implications. *Aquatic Botany*, 44(2-3), 181-228.
- Lessmann, J. M., Brix, H., Bauer, V., Clevering, O. A., & Comín, F. A. (2001). Effect of climatic gradients on the photosynthetic responses of four *Phragmites australis* populations. *Aquatic Botany*, 69(2-4), 109-126.
- Li, J., Luo, G., Gao, J., Yuan, S., Du, J., & Wang, Z. (2015). Quantitative evaluation of potential ecological risk of heavy metals in sewage sludge from three wastewater treatment plants in the main urban area of Wuxi, China. *Chemistry and Ecology*, 31(3), 235-251.
- Li, B., Gu, B., Yang, Z., & Zhang, T. (2018). The role of submerged macrophytes in phytoremediation of arsenic from contaminated water: A case study on *Vallisneria natans* (Lour.) Hara. *Ecotoxicology and environmental safety*, 165, 224-231.

- Liberty Hyde Bailey Hortorium. (1976). Hortus third: a concise dictionary of plants cultivated in the United States and Canada. New York: Macmillan.
- Lin, H., Liu, J., Dong, Y., Ren, K., & Zhang, Y. (2018). Absorption characteristics of compound heavy metals vanadium, chromium, and cadmium in water by emergent macrophytes and its combinations. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(18), 17820-17829.
- Lind, O., Davalos-Lind, L., Lopez, C., Lopez, M., & Dyble Bressie, J. (2016). Seasonal morphological variability in an in situ Cyanobacteria monoculture: example from a persistent *Cylindrospermopsis* bloom in Lake Catemaco, Veracruz, Mexico. *Journal of Limnology*, 75.
- Lissner, J., & Schierup, H. H. (1997). Effects of salinity on the growth of *Phragmites australis*. *Aquatic botany*, 55(4), 247-260.
- Liu, L., Huang, Q., & Qin, B. (2018). Characteristics and roles of *Microcystis extracellular* polymeric substances (EPS) in cyanobacterial blooms: a short review. *Journal of Freshwater Ecology*, 33(1), 183-193.
- Loftin, K. A., Graham, J. L., Hilborn, E. D., Lehmann, S. C., Meyer, M. T., Dietze, J. E., & Griffith, C. B. (2016). Cyanotoxins in inland lakes of the United States: Occurrence and potential recreational health risks in the EPA National Lakes Assessment 2007. *Harmful Algae*, 56, 77-90.
- Loise de Morais Calado, S., Esterhuizen-Londt, M., Cristina Silva de Assis, H., & Pflugmacher, S. (2019). Phytoremediation: green technology for the removal of mixed contaminants of a water supply reservoir. *International journal of phytoremediation*, 21(4), 372-379.
- López, D., Sepúlveda, M., & Vidal, G. (2016). *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* in constructed wetlands: Development and nutrient uptake. *Journal of soil science and plant nutrition*, 16(3), 763-777.
- Lu, Y., Song, S., Wang, R., Liu, Z., Meng, J., Sweetman, A. J., ... & Wang, T. (2015). Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment international*, 77, 5-15.
- Lu, D., Huang, Q., Deng, C., & Zheng, Y. (2018). Phytoremediation of Copper Pollution by Eight Aquatic Plants. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(1).
- Mal, T. K., & Narine, L. (2004). The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, 84(1), 365-396.
- Manolaki, P., Mouridsen, M. B., Nielsen, E., Olesen, A., Jensen, S. M., Lauridsen, T. L., Baattrup-Pedersen, A., Sorrel, B. K. & Riis, T. (2020). A comparison of nutrient uptake efficiency and growth rate between different macrophyte growth forms. *Journal of Environmental Management*, 274, 111181.
- Marcó, L., Azario, R., Metzler, C., & García, M. D. (2004). La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales. Propuestas a propósito del estudio del sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción del Uruguay (Entre Ríos, Argentina). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 4, 72-82.
- Massacci, A., Pietrini, F., & Iannelli, M. A. (2001). Remediation of wetlands by *Phragmites australis*: the biological basis. *Minerva biotecnologica*, 13(2), 135.
- Matthijs, H. C., Jančula, D., Visser, P. M., & Maršálek, B. (2016). Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation. *Aquatic Ecology*, 50(3), 443-460.
- Mauchamp, A., & Mésleard, F. (2001). Salt tolerance in *Phragmites australis* populations from coastal Mediterranean marshes. *Aquatic Botany*, 70(1), 39-52.
- Mauchamp, A., & Méthy, M. (2004). Submergence-induced damage of photosynthetic apparatus in *Phragmites australis*. *Environmental and experimental botany*, 51(3), 227-235.
- Mazur, H., & Plinski, M. (2001). Stability of cyanotoxins, microcystin-LR, microcystin-RR and nodularin in seawater and BG-11 medium of different salinity. *Oceanologia*, 43(3), 329-339.
- McGeoch, M. A., & Chown, S. L. (1998). Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(2), 46-47.

- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2018). Global anthropogenic phosphorus loads to freshwater and associated grey water footprints and water pollution levels: A high-resolution global study. *Water resources research*, 54(1), 345-358.
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., & Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment international*, 59, 303-327.
- Meriluoto, J., Spoof, L., & Codd, G. A. (Eds.). (2017). *Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis*. John Wiley & Sons.
- Meyerson, L. A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E., & Findlay, S. (2000). A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, 8(2-3), 89-103.
- Michigan Department of Environmental Quality (MDEQ). (2014). *A guide to the control and management of invasive Phragmites*.
- Milke, J., Gałczyńska, M., & Wróbel, J. (2020). The Importance of Biological and Ecological Properties of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud., in Phytoremediation of Aquatic Ecosystems—The Review. *Water*, 12(6), 1770.
- Mitrovic, S. M., Pflugmacher, S., James, K. J., & Furey, A. (2004). Anatoxin-a elicits an increase in peroxidase and glutathione S-transferase activity in aquatic plants. *Aquatic toxicology*, 68(2), 185-192.
- Mohamed, Z. A., & Al Shehri, A. M. (2009). Microcystins in groundwater wells and their accumulation in vegetable plants irrigated with contaminated waters in Saudi Arabia. *Journal of hazardous materials*, 172(1), 310-315.
- Mohamed, Z. A. (2017). Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review. *Limnologica*, 63, 122-132.
- Montalvo, J. F., García, I., Loza, S., Esponda, S. C., César, M. E., González de Zaya, R., & Hernández, L. (2008). Oxígeno disuelto y materia orgánica en cuerpos de aguas interiores del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Serie Oceanológica*, 4(4), 1-14.
- Mozdzer, T. J., Zieman, J. C., & McGlathery, K. J. (2010). Nitrogen uptake by native and invasive temperate coastal macrophytes: importance of dissolved organic nitrogen. *Estuaries and Coasts*, 33(3), 784-797.
- Mulkeen, C. J., Williams, C. D., Gormally, M. J., & Healy, M. G. (2017). Seasonal patterns of metals and nutrients in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in a constructed wetland in the west of Ireland. *Ecological Engineering*, 107, 192-197.
- Nayak, A., Bhushan, B., Gupta, V., & Sharma, P. (2017). Chemically activated carbon from lignocellulosic wastes for heavy metal wastewater remediation: Effect of activation conditions. *Journal of Colloid and Interface, Science*, 493, 228-240.
- Neilan, B. A., Pearson, L. A., Muenchhoff, J., Moffitt, M. C., & Dittmann, E. (2013). Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. *Environmental microbiology*, 15(5), 1239-1253.
- Neven, K., 2009, *Groundwater resources: Sustainability, management, and restoration*, McGraw-Hill, New York.
- Newcombe, G., 2012. *International Guidance Manual for the Management of Toxic Cyanobacteria*. IWA Publishing.UK.
- Newete, S. W., & Byrne, M. J. (2016). The capacity of aquatic macrophytes for phytoremediation and their disposal with specific reference to water hyacinth. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(11), 10630-10643.
- Nikolakopoulou, M., Argerich, A., Bernal, S., Gacia, E., Ribot, M., Martí, E., Sorolla, A. & Sabater, F. (2020). Effect of Three Emergent Macrophyte Species on Nutrient Retention in Aquatic

Environments under Excess Nutrient Loading. *Environmental Science & Technology*, 54(23), 15376-15384.

- Nobel, P. S., (2009), *Physicochemical & Environmental Plant Physiology*, Academic Press, Amsterdam, 4th edition.
- Oliva, M. G., Lugo, A., Alcocer, J., Peralata, L., & Oseguera, L. A. (2009). Planktonic bloom-forming *Nodularia* in the saline Lake Alchichica, Mexico. *Natural Resources and Environmental Issues*, 15(1), 22.
- Oliveira, H., Santos, C., Paterson, R. R. M., Gusmão, N. B., & Lima, N. (2016). Fungi from a groundwater-fed drinking water supply system in Brazil. *International journal of environmental research and public health*, 13(3), 304.
- de Oliveira, M., Atalla, A. A., Frihling, B. E. F., Cavalheri, P. S., Migliolo, L., & Magalhães Filho, F. J. (2019). Ibuprofen and caffeine removal in vertical flow and free-floating macrophyte constructed wetlands with *Heliconia rostrata* and *Eichornia crassipes*. *Chemical Engineering Journal*, 373, 458-467.
- Olguín, E. J. (2003). Phycoremediation: key issues for cost-effective nutrient removal processes. *Biotechnology advances*, 22(1-2), 81-91.
- Olguín, E. J., García-López, D. A., González-Portela, R. E., & Sánchez-Galván, G. (2017). Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery. *Science of the Total Environment*, 592, 326-333.
- Osborne, N. J., Webb, P. M., & Shaw, G. R. (2001). The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. *Environment International*, 27(5), 381-392.
- Otsuka, S., Suda, S., Li, R., Matsumoto, S., & Watanabe, M. M. (2000). Morphological variability of colonies of *Microcystis morphospecies* in culture. *The Journal of general and applied microbiology*, 46(1), 39-50.
- Padedda, B. M., Sechi, N., Lai, G. G., Mariani, M. A., Pulina, S., Sarria, M., Satta, C. T., Viridis, T., Buscarinu, P. & Luglie, A. (2017). Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy). *Global Ecology and Conservation*, 12, 21-35.
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial ecology*, 65(4), 995-1010.
- Paerl, H. W. (2017). Controlling cyanobacterial harmful blooms in freshwater ecosystems. *Microbial biotechnology*, 10(5), 1106-1110.
- Pagter, M., Bragato, C., & Brix, H. (2005). Tolerance and physiological responses of *Phragmites australis* to water deficit. *Aquatic Botany*, 81(4), 285-299.
- Pandey, M. K., Dasgupta, C. N., Mishra, S., Srivastava, M., Gupta, V. K., Suseela, M. R., & Ramteke, P. W. (2019). Bioprospecting microalgae from natural algal bloom for sustainable biomass and biodiesel production. *Applied microbiology and biotechnology*, 103(13), 5447-5458.
- Pardo, I., & García, L. (2016). Water abstraction in small lowland streams: unforeseen hypoxia and anoxia effects. *Science of The Total Environment*, 568, 226-235.
- Park, B. S., Li, Z., Kang, Y. H., Shin, H. H., Joo, J. H., & Han, M. S. (2018). Distinct bloom dynamics of toxic and non-toxic *Microcystis* (cyanobacteria) subpopulations in Hoedong Reservoir (Korea). *Microbial ecology*, 75(1), 163-173.
- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science*, 9(2), 110-118.
- Parnian, A., Chorom, M., Jaafarzadeh, N., & Dinarvand, M. (2016). Use of two aquatic macrophytes for the removal of heavy metals from synthetic medium. *Ecohydrology & hydrobiology*, 16(3), 194-200.

- Paucă-Comănescu, M., Clevering, O. A., Hanganu, J., & Gridin, M. (1999). Phenotypic differences among ploidy levels of *Phragmites australis* growing in Romania. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 223-234.
- Pearson, L., Mihali, T., Moffitt, M., Kellmann, R., & Neilan, B. (2010). On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. *Marine drugs*, 8(5), 1650-1680.
- Pellegrin, D., & Hauber, D. P. (1999). Isozyme variation among populations of the clonal species, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Aquatic Botany*, 63(3-4), 241-259.
- Petrie, B., Smith, B. D., Youdan, J., Barden, R., & Kasprzyk-Hordern, B. (2017). Multi-residue determination of micropollutants in *Phragmites australis* from constructed wetlands using microwave assisted extraction and ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Analytica chimica acta*, 959, 91-101.
- Pflugmacher, S., Codd, G. A., & Steinberg, C. E. (1999). Effects of the cyanobacterial toxin microcystin-LR on detoxication enzymes in aquatic plants. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 14(1), 111-115.
- Pflugmacher, S., Wiegand, C., Beattie, K. A., Krause, E., Steinberg, C. E., & Codd, G. A. (2001). Uptake, effects, and metabolism of cyanobacterial toxins in the emergent reed plant *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 20(4), 846-852.
- Pflugmacher, S. (2004). Promotion of oxidative stress in the aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* during biotransformation of the cyanobacterial toxin microcystin-LR. *Aquatic toxicology*, 70(3), 169-178.
- Pham, T. L., & Utsumi, M. (2018). An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems. *Journal of environmental management*, 213, 520-529.
- Pick, F. R. (2016). Blooming algae: a Canadian perspective on the rise of toxic cyanobacteria. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(7), 1149-1158.
- Pietrini, F., Iannelli, M. A., Pasqualini, S., & Massacci, A. (2003). Interaction of cadmium with glutathione and photosynthesis in developing leaves and chloroplasts of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Plant physiology*, 133(2), 829-837.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 56, 15-39.
- Prajapati, M., van Bruggen, J. J., Dalu, T., & Malla, R. (2017). Assessing the effectiveness of pollutant removal by macrophytes in a floating wetland for wastewater treatment. *Applied Water Science*, 7(8), 4801-4809.
- Prest, E. I., Hammes, F., van Loosdrecht, M., & Vrouwenvelder, J. S. (2016). Biological stability of drinking water: controlling factors, methods, and challenges. *Frontiers in microbiology*, 7, 45.
- Pyšek, P., Skálová, H., Čuda, J., Guo, W. Y., Doležal, J., Kauzál, O., Lambertini, C., Pyšková, K., Brix, H., & Meyerson, L. A. (2019). Physiology of a plant invasion: biomass production, growth and tissue chemistry of invasive and native *Phragmites australis* populations. *PRESLIA*, 91(1), 51-75.
- Qing, H., Cai, Y., Xiao, Y., Yao, Y., & An, S. (2015). Nitrogen uptake and use efficiency of invasive *Spartina alterniflora* and native *Phragmites australis*: Effect of nitrogen supply. *Clean–Soil, Air, Water*, 43(2), 305-311.
- Qu, M., Li, H., Li, N., Liu, G., Zhao, J., Hua, Y., & Zhu, D. (2017). Distribution of atrazine and its phytoremediation by submerged macrophytes in lake sediments. *Chemosphere*, 168, 1515-1522.
- Queiroz, R. D. C. S. D., Lôbo, I. P., Ribeiro, V. D. S., Rodrigues, L. B., & Almeida Neto, J. A. D. (2020). Assessment of autochthonous aquatic macrophytes with phytoremediation potential for dairy wastewater treatment in floating constructed wetlands. *International journal of phytoremediation*, 22(5), 518-528.
- Rai, P. K. (2019). Heavy metals/metalloids remediation from wastewater using free floating macrophytes of a natural wetland. *Environmental Technology & Innovation*, 15, 100393.

- Ramírez, P., Chaparro, D., Hurtado, D., Zúñiga, C., Chicalote, D., Pérez, I., Pérez, R., Gutiérrez, R., Robles, L., (2017), Seguimiento del funcionamiento de las islas flotantes de macrófitas instaladas en la zona de la obra de toma de la presa de Valle de Bravo, Estado de México, para comprobar la eficiencia de este sistema depurador y registro de parámetros ambientales que favorecen la presencia de florecimientos de cianobacterias en el embalse. CONAGUA-UNAM.
- Raps, S., Wyman, K., Siegelman, H. W., & Falkowski, P. G. (1983). Adaptation of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* to light intensity. *Plant Physiology*, 72(3), 829-832.
- Renvoize, S. A. (1981). The sub-family Arundinoideae and its position in relation to a general classification of the Gramineae. *Kew Bulletin*, 85-102.
- Reynolds, C. S., Jaworski, G. H. M., Cmiec, H. A., & Leedale, G. F. (1981). On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenkin. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 293(1068), 419-477.
- Rezakazemi, M., Khajeh, A., & Mesbah, M. (2018). Membrane filtration of wastewater from gas and oil production. *Environmental Chemistry Letters*, 16(2), 367-388.
- Rezanian, S., Park, J., Rupani, P. F., Darajeh, N., Xu, X., & Shahrokhshahraki, R. (2019). Phytoremediation potential and control of *Phragmites australis* as a green phytomass: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(8), 7428-7441.
- Rivasseau, C., Martins, S., & Hennion, M. C. (1998). Determination of some physicochemical parameters of microcystins (cyanobacterial toxins) and trace level analysis in environmental samples using liquid chromatography. *Journal of chromatography A*, 799(1-2), 155-169.
- Rodríguez, M., & Brisson, J. (2015). Pollutant removal efficiency of native versus exotic common reed (*Phragmites australis*) in North American treatment wetlands. *Ecological engineering*, 74, 364-370.
- Romero, J. A., Brix, H., & Comín, F. A. (1999). Interactive effects of N and P on growth, nutrient allocation and NH₄ uptake kinetics by *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 64(3-4), 369-380.
- Romero-Oliva, C. S., Contardo-Jara, V., Block, T., & Pflugmacher, S. (2014). Accumulation of microcystin congeners in different aquatic plants and crops—A case study from lake Amatitlán, Guatemala. *Ecotoxicology and environmental safety*, 102, 121-128.
- Romero-Oliva, C. S., Contardo-Jara, V., & Pflugmacher, S. (2015a). Time dependent uptake, bioaccumulation and biotransformation of cell free crude extract microcystins from Lake Amatitlán, Guatemala by *Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa* and *Hydrilla verticillata*. *Toxicon*, 105, 62-73.
- Romero-Oliva, C. S., Contardo-Jara, V., & Pflugmacher, S. (2015b). Antioxidative response of the three macrophytes *Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa*, and *Hydrilla verticillata* to a time dependent exposure of cell-free crude extracts containing three microcystins from cyanobacterial blooms of Lake Amatitlan, Guatemala. *Aquatic Toxicology*, 163, 130-139.
- Rositano, J., Nicholson, B. C., & Pieronne, P. (1998). Destruction of cyanobacterial toxins by ozone.
- Sabiri, N. E., Monnier, E., Raimbault, V., Massé, A., Séchet, V., & Jaouen, P. (2017). Effect of filtration rate on coal-sand dual-media filter performances for microalgae removal. *Environmental technology*, 38(3), 345-352.
- Sahoo, D., Seckbach, J., (2015). *The algae world*. Springer, United States.
- Salt, D. E., Smith, R. D., & Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual review of plant biology*, 49(1), 643-668.
- Saluja, R., & Garg, J. K. (2017). Trophic state assessment of Bhindawas Lake, Haryana, India. *Environmental monitoring and assessment*, 189(1), 32.
- Sahu, Y. K., Deb, M. K., Patel, K. S., Martín-Ramos, P., Towett, E. K., & Tarkowska-Kukuryk, M. (2020). Bioaccumulation of nutrients and toxic elements with macrophytes. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 24(1), 05019007.

- Santori, N., Buratti, F. M., Scardala, S., Dorne, J. L. C., & Testai, E. (2020). In vitro detoxication of microcystins in human samples: variability among variants with different hydrophilicity and structure. *Toxicology Letters*, 322, 131-139.
- Sarma, T. A. (2012). *Handbook of cyanobacteria*. CRC Press.
- Sarria, V., Parra, S., Rincón, Á., Torres, R., & Pulgarín, C. (2005). Nuevos sistemas electroquímicos y fotoquímicos para el tratamiento de aguas residuales y de bebida. *Revista colombiana de química*, 34(2), 161-173.
- Schneider, B., Cunha, E. R., Marchese, M., & Thomaz, S. M. (2018). Associations between macrophyte life forms and environmental and morphometric factors in a large sub-tropical floodplain. *Frontiers in plant science*, 9, 195.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2017). *Estadísticas del agua en México*. México.
- Shay, J. M., & Shay, C. T. (1986). Prairie marshes in western Canada, with specific reference to the ecology of five emergent macrophytes. *Canadian Journal of Botany*, 64(2), 443-454.
- Sierra, J., O., (2005). *Fundamentos para el establecimiento de pasturas y cultivos forrajeros*, Colombia, Universidad de Antioquia.
- Soares, M. A., Li, H. Y., Kowalski, K. P., Bergen, M., Torres, M. S., & White, J. F. (2016). Functional role of bacteria from invasive *Phragmites australis* in promotion of host growth. *Microbial ecology*, 72(2), 407-417.
- Sotton, B., Guillard, J., Anneville, O., Maréchal, M., Savichtcheva, O., & Domaizon, I. (2014). Trophic transfer of microcystins through the lake pelagic food web: Evidence for the role of zooplankton as a vector in fish contamination. *Science of the Total Environment*, 466, 152-163.
- Srivastava, J., Kalra, S. J., & Naraian, R. (2014). Environmental perspectives of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. Steudel. *Applied Water Science*, 4(3), 193-202.
- Stratoulis, D., & Tóth, V. R. (2020). Photophysiology and Spectroscopy of Sun and Shade Leaves of *Phragmites australis* and the Effect on Patches of Different Densities. *Remote Sensing*, 12(1), 200.
- Štern, A., Rotter, A., Novak, M., Filipič, M., & Žegura, B. (2019). Genotoxic effects of the cyanobacterial pentapeptide nodularin in HepG2 cells. *Food and Chemical Toxicology*, 124, 349-358.
- Styskal, O., Ishchenko, V., Petruk, R., Pohrebennyk, V., & Kochanek, A. (2016). Assessment of chlorinated water impact on phytoplankton. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 3, 373-380.
- Sumampouw, O. J., & Risjani, Y. (2014). Bacteria as indicators of environmental pollution. *environment*, 51, 52.
- Szczerbińska, N., & Gałczyńska, M. (2015). Biological methods used to assess surface water quality. *Archives of Polish Fisheries*, 23(4), 185-196.
- Taíz, T., Zeiger, E., (2006). *Fisiología Vegetal*. Universidad de California. Estados Unidos Universitat Jaume.
- Takhtadzhan, A. L. (2009), *Flowering plants* [New York]: Springer.
- Taylor, S. H., Ripley, B. S., Woodward, F. I., & Osborne, C. P. (2011). Drought limitation of photosynthesis differs between C3 and C4 grass species in a comparative experiment. *Plant, Cell & Environment*, 34(1), 65-75.
- Taylor, M. S., Stahl-Timmins, W., Redshaw, C. H., & Osborne, N. J. (2014). Toxic alkaloids in *Lyngbya majuscula* and related tropical marine cyanobacteria. *Harmful algae*, 31, 1-8.
- Toyama, T., Nishimura, Y., Ogata, Y., Sei, K., Mori, K., & Ike, M. (2016). Effects of planting *Phragmites australis* on nitrogen removal, microbial nitrogen cycling, and abundance of ammonia-oxidizing and denitrifying microorganisms in sediments. *Environmental technology*, 37(4), 478-485.

- Tsuji, K., Naito, S., Kondo, F., Ishikawa, N., Watanabe, M. F., Suzuki, M., & Harada, K. I. (1994). Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environmental Science & Technology*, 28(1), 173-177.
- Tsuji, K., Watanuki, T., Kondo, F., Watanabe, M. F., Suzuki, S., Nakazawa, H., ... & Harada, K. I. (1995). Stability of microcystins from cyanobacteria—II. Effect of UV light on decomposition and isomerization. *Toxicon*, 33(12), 1619-1631.
- Tsuji, K., Watanuki, T., Kondo, F., Watanabe, M. F., Nakazawa, H., Suzuki, M., ... & Harada, K. I. (1997). Stability of microcystins from cyanobacteria—IV. Effect of chlorination on decomposition. *Toxicon*, 35(7), 1033-1041.
- Tucker, G. C. (1990). The genera of Arundinoideae (Gramineae) in the southeastern United States. *Journal of the Arnold Arboretum*, 145.
- Tyagi, M., da Fonseca, M. M. R., & de Carvalho, C. C. (2011). Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. *Biodegradation*, 22(2), 231-241.
- Upadhyay, R., Pandey, A. K., Upadhyay, S. K., Bassin, J. K., & Misra, S. M. (2012). Limnochemistry and nutrient dynamics in Upper Lake, Bhopal, India. *Environmental monitoring and assessment*, 184(11), 7065-7077.
- Van Gremberghe, I., Leliaert, F., Mergeay, J., Vanormelingen, P., Van der Gucht, K., Debeer, A. E., ... & Vyverman, W. (2011). Lack of phylogeographic structure in the freshwater cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* suggests global dispersal. *PloS one*, 6(5), e19561.
- Vankova, D. G., Pasheva, M. G., Kiselova-Kaneva, Y. D., Ivanov, D. L., & Ivanova, D. G. (2019). Mechanisms of Cyanotoxin Toxicity—Carcinogenicity, Anticancer Potential, and Clinical Toxicology. In *Medical Toxicology*. IntechOpen.
- Varjani, S. J., Agarwal, A. K., Gnansounou, E., & Gurunathan, B. (Eds.). (2018). *Bioremediation: applications for environmental protection and management* (No. BOOK). New York, NY: Springer.
- Vasquez, E. A., Glenn, E. P., Brown, J. J., Guntenspergen, G. R., & Nelson, S. G. (2005). Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). *Marine Ecology Progress Series*, 298, 1-8.
- Vasquez, E. A., Glenn, E. P., Guntenspergen, G. R., Brown, J. J., & Nelson, S. G. (2006). Salt tolerance and osmotic adjustment of *Spartina alterniflora* (Poaceae) and the invasive M haplotype of *Phragmites australis* (Poaceae) along a salinity gradient. *American Journal of Botany*, 93(12), 1784-1790.
- Verlicchi, P., Zambello, E., & Al Aukidy, M. (2014). Removal of personal care products in constructed wetlands. In *Personal Care Products in the Aquatic Environment* (pp. 319-353). Springer, Cham.
- Vichi, S., Buratti, F. M., & Testai, E. (2016). Microcystins: Toxicological Profile 11.
- Vymazal, J., & Březinová, T. (2016). Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Chemical Engineering Journal*, 290, 232-242.
- Wang, Y., Wu, M., Yu, J., Zhang, J., Zhang, R., Zhang, L., & Chen, G. (2014). Differences in growth, pigment composition and photosynthetic rates of two phenotypes *Microcystis aeruginosa* strains under high and low iron conditions. *Biochemical Systematics and Ecology*, 55, 112-117.
- Wang, H., Wang, Q., Bowler, P. A., & Xiong, W. (2016). Invasive aquatic plants in China. *Aquatic Invasions*, 11(1).
- Wang, L., Zi, J., Xu, R., Hilt, S., Hou, X., & Chang, X. (2017). Allelopathic effects of *Microcystis aeruginosa* on green algae and a diatom: Evidence from exudates addition and co-culturing. *Harmful algae*, 61, 56-62.
- Wang, M., Chen, S., Jia, X., & Chen, L. (2021). Concept and types of bioremediation. In *Handbook of Bioremediation* (pp. 3-8). Academic Press.

- Waterbury J.B. (2006) The Cyanobacteria—Isolation, Purification and Identification. In: Dworkin M., Falkow S., Rosenberg E., Schleifer KH., Stackebrandt E. (eds) The Prokaryotes. Springer, New York, NY.
- Watson, L. (1990). The grass family, Poaceae. Reproductive versatility in the grasses, 1-31.
- Wells, M. L., Trainer, V. L., Smayda, T. J., Karlson, B. S., Trick, C. G., Kudela, R. M., ... & Cochlan, W. P. (2015). Harmful algal blooms and climate change: learning from the past and present to forecast the future. *Harmful algae*, 49, 68-93.
- West, M., Fenner, N., Gough, R., & Freeman, C. (2017). Evaluation of algal bloom mitigation and nutrient removal in floating constructed wetlands with different macrophyte species. *Ecological Engineering*, 108, 581-588.
- Wijewickrama, M. M., & Manage, P. M. (2019). Accumulation of Microcystin-LR in Grains of Two Rice Varieties (*Oryza sativa* L.) and a Leafy Vegetable, *Ipomoea aquatica*. *Toxins*, 11(8), 432.
- Wood, R. (2016). Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure—A review of the literature. *Environment international*, 91, 276-282.
- Xiang, L., Li, Y. W., Liu, B. L., Zhao, H. M., Li, H., Cai, Q. Y., ... & Li, Q. X. (2019). High ecological and human health risks from microcystins in vegetable fields in southern China. *Environment international*, 133, 105142.
- Xiao, H., Peng, S., Liu, X., Jia, J., & Wang, H. (2021). Phytoremediation of nutrients and organic carbon from contaminated water by aquatic macrophytes and the physiological response. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101295.
- Xu, H., Paerl, H. W., Qin, B., Zhu, G., Hall, N. S., & Wu, Y. (2015). Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental science & technology*, 49(2), 1051-1059.
- Xu, R., Hilt, S., Pei, Y., Yin, L., Wang, X., & Chang, X. (2016). Growth phase-dependent allelopathic effects of cyanobacterial exudates on *Potamogeton crispus* L. seedlings. *Hydrobiologia*, 767(1), 137-149.
- Yadav, K. K., Gupta, N., Kumar, A., Reece, L. M., Singh, N., Rezania, S., & Khan, S. A. (2018). Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. *Ecological engineering*, 120, 274-298.
- Younas, U., Iqbal, S., Saleem, A., Iqbal, M., Nazir, A., Noureen, S., Mehmood, K., & Nisar, N. (2017). Fertilizer industrial effluents: Physico-chemical characterization and water quality parameters evaluation. *Acta Ecologica Sinica*, 37(4), 236-239.
- Yu, W., Ji, R., Jia, Q., Feng, R., Wu, J., & Zhang, Y. (2017). Vertical distribution characteristics of photosynthetic parameters for *Phragmites australis* in Liaohe River Delta wetland, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 32(1), 557-573.
- Yuan, H., & He, Z. (2015). Integrating membrane filtration into bioelectrochemical systems as next generation energy-efficient wastewater treatment technologies for water reclamation: a review. *Bioresource technology*, 195, 202-209.
- Zamora-Barrios, C. A., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2019). Bioaccumulation of microcystins in seston, zooplankton and fish: A case study in Lake Zumpango, Mexico. *Environmental Pollution*, 249, 267-276.
- Zhang, Q., Kong, W., Wei, L., Wang, Y., Luo, Y., Wang, P., Liu, J., Schnoor, J. & Jiang, G. (2020). Uptake, phytovolatilization, and interconversion of 2, 4-dibromophenol and 2, 4-dibromoanisole in rice plants. *Environment international*, 142, 105888.
- Zhao, Y., Yang, Z., Xia, X., & Wang, F. (2012). A shallow lake remediation regime with *Phragmites australis*: incorporating nutrient removal and water evapotranspiration. *water research*, 46(17), 5635-5644.

- Zeng, Q., Zhang, S. H., Liao, J., Miao, D. Y., Wang, X. Y., Yang, P., Yun L.J., Liu, A.L. & Lu, W. Q. (2015). Evaluation of genotoxic effects caused by extracts of chlorinated drinking water using a combination of three different bioassays. *Journal of hazardous materials*, 296, 23-29.
- Zheng, W. J., Zheng, X. P., & Zhang, C. L. (2000). A survey of photosynthetic carbon metabolism in 4 ecotypes of *Phragmites australis* in northwest China: Leaf anatomy, ultrastructure, and activities of ribulose 1, 5-bisphosphate carboxylase, phosphoenolpyruvate carboxylase and glycollate oxidase. *Physiologia Plantarum*, 110(2), 201-208.
- Zheng, G., Xu, R., Chang, X., Hilt, S., & Wu, C. (2013). Cyanobacteria can allelopathically inhibit submerged macrophytes: effects of *Microcystis aeruginosa* extracts and exudates on *Potamogeton malaianus*. *Aquatic botany*, 109, 1-7.
- Zhu, X. Y., Chen, G. C., & Zhang, C. L. (2001). Photosynthetic electron transport, photophosphorylation, and antioxidants in two ecotypes of reed (*Phragmites communis* Trin.) from different habitats. *Photosynthetica*, 39(2), 183-189.
- Zong, W., Wang, Q., Zhang, S., Teng, Y., & Du, Y. (2018). Regulation on the toxicity of microcystin-LR target to protein phosphatase 1 by biotransformation pathway: effectiveness and mechanism. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(26), 26020-26029.