



Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Estudios Superiores Iztacala

**ESTRATEGIAS PARA EL CONTROL DE LA
EUTROFIZACIÓN EN LAGOS TROPICALES Y
SUBTROPICALES**

T E S I S A

Que para obtener el título de

BIÓLOGA

P R E S E N T A

LUZ JAZMIN MONTES CAMPOS

DIRECTORA

Dra. Ligia Rivera de la Parra



Facultad de Estudios Superiores
IZTACALA

**Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla,
Estado de México, 2022**



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

Primeramente, le agradezco a la persona que fue mi principal motivo e inspiración de haber llegado hasta aquí, ya que ha sido un ejemplo a seguir desde que tengo memoria, mi madre Angela Montes, por haberme apoyado a lo largo de estos 23 años de vida, especialmente en esta etapa de mi carrera profesional. Nunca terminaré de agradecerte todo lo que has hecho por mí, te amo.

Al resto de mi familia: mi hermana Iris Montes y mis tíos los cuales estuvieron apoyándome de alguna u otra manera, gracias.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por darme la oportunidad de llenarme de conocimientos en sus instalaciones; por permitirme conocer a muchas personas que ahora son especiales para mí.

Al Dr. Cristian Alberto Espinosa Rodríguez por haber confiado en mí desde las primeras clases que tomé con él, por haberme aceptado como su alumna y adoptarme para trabajar en el Laboratorio de Limnología Tropical. Por su apoyo tanto en el ámbito académico, como en lo personal; sus consejos, y charlas que tuvimos. Gracias por sus conocimientos, su tiempo y dedicación que me ha brindado en todos estos años; por impulsarme a seguir adelante y ayudarme a llegar hasta este punto de mi vida.

Mi comité asesor: Dra. Ligia Rivera de la Parra, Dr. Alfonso Lugo Vázquez, Mtra. Laura Peralta Soriano y Dr. César Alejandro Zamora Barrios, por haberme proporcionado tiempo al revisar mi tesina y por sus comentarios que lograron mejorar este escrito. Millones de gracias.

Le agradezco a Marco, la persona que me acompañó la mitad de la carrera y me ayudó a crecer como estudiante, como persona, amiga e hija. Por darme consejos, por hacerme reír, por mejorar mis días cuando no estaba bien. Quien me brindó su amor y cariño incondicionalmente. Realmente agradezco los momentos que vivimos y el tiempo que compartimos.

También le agradezco a Itzel (Izzy), esa amistad que ha estado conmigo desde tercer semestre en toda circunstancia, quién me ha escuchado y leído cuando lo necesité, esa mujercita que me ha impulsado a seguir haciendo lo que me gusta. Gracias por apoyarme, echarme porras y darme ánimo en todo este proceso llamado titulación. Eres una persona muy especial, te quiero demasiado y sabes que cuentas conmigo para todo.

Prosigo a darle las gracias a la persona más emocionada de estar viviendo conmigo esta etapa (incluso más que yo), a mi mejor amigo, mi confidente, con quien he compartido la mayor parte de mi época universitaria (desde que comencé este proceso, hasta que lo concluí). Gracias por los buenos momentos que hemos compartido juntos, las risas, las cervezas tomadas y todo el cariño que me has brindado. Pero también te agradezco por haber estado para mí cuando más lo necesité: en esos ataques de ansiedad que experimenté durante la realización de este escrito. Te quiero muchísimo.

A todas esas personas especiales que conocí en la carrera: Jane, por ser una gran amiga y apoyarme en todo; Romi, Dether, Brendita, Dianita, Sandy, Dani, Lalo (Cardoso), Lalo (Capelo), Karlita, entre otras personas que no menciono, sin embargo, me siento gratificada por haberlas conocido.

Al equipo dinamita del Laboratorio de Limnología Tropical y personas que conocí gracias al Doctor Cristian: Ivan, gracias por escucharme cuando estaba colapsando; Yuri, Miguel, Meztli, Diana, Christian, Selene, Sergio, Omar, América, Valeria y Pamela.

Índice

Resumen	1
Abstract	3
Introducción	4
Justificación	7
Objetivos	8
Métodos.....	9
Resultados	11
1. Revisión de artículos.....	11
2. Métodos para controlar la eutrofización.....	13
2.1 Métodos Físicos	14
2.2 Métodos Químicos.....	18
2.3 Métodos Biológicos.....	22
3. Problemas asociados al uso de estrategias en lagos someros y profundos	25
Discusión.....	38
Conclusiones.....	50
Literatura citada.....	51

Resumen

La eutrofización es un problema ambiental que se ha acelerado desde la década de 1960 hasta la actualidad por las altas descargas de fuentes puntuales y difusas que aumentan la concentración de nutrientes y provocan un crecimiento excesivo de fitoplancton. Los florecimientos algales generan cambios en las propiedades físicas y químicas de los sistemas acuáticos que disminuyen la diversidad biológica, la disponibilidad de agua de calidad y representan una amenaza a la salud pública, por lo que deben de ser controlados. Es por esto que en las últimas décadas se han desarrollado diversas estrategias para disminuir este problema en zonas templadas; sin embargo, no todas son replicables en regiones tropicales debido a que estos ecosistemas presentan marcadas diferencias. Por lo antes mencionado, el objetivo del presente trabajo fue analizar las investigaciones publicadas entre 2000 y 2021 enfocados en los métodos implementados para el control de la eutrofización en lagos tropicales y subtropicales, someros y profundos con la finalidad de establecer un punto de partida para proponer estrategias de restauración en lagos mexicanos. En este estudio se revisaron 590 artículos de los cuales sólo 65 fueron realizados entre las latitudes 40° norte y sur, además de ser publicados entre los años 2000 a 2021; estos fueron clasificados dependiendo el enfoque: físicos, químicos y biológicos. A partir de lo obtenido se observó que las investigaciones sobre el control de la eutrofización en las zonas tropicales y subtropicales aumentaron en el lapso de 2000 a 2021, cabe mencionar que en el año 2011 se vio un aumento de artículos publicados. Además, se obtuvo que China es el país con mayor número de artículos publicados sobre cómo controlar este problema. Por otro lado, partiendo de la categorizaron de métodos, en los físicos y químicos hubo un total de 8 por cada tipo, mientras que los biológicos contaron con 49 en total entre lago someros y profundos, donde destacó la biomanipulación, y las macrófitas sumergidas fueron los organismos más implementados y con mayor éxito para controlar los florecimientos algales, pues entre estos dos grupos existe una fuerte interacción antagónica. Además, los problemas asociados con las estrategias utilizadas en ambos tipos de lagos son variados; sin embargo, dos que principalmente han surgido son que las cianobacterias pueden ser reemplazadas por algas verdes, y que las condiciones de los lagos regresen al estado inicial. Por último, se pudo percibir que todos los métodos empleados para reducir el problema de eutrofización tienen desventajas; no obstante, los que producen mayores inconvenientes a lo largo del tiempo son los químicos por el hecho de verter sustancias tóxicas y ajenas a los ecosistemas. Por ello, se concluye que el mejor método para controlar la eutrofización es la biomanipulación, en particular el uso de macrófitas, dado que

son organismos que pertenecen a ecosistemas acuáticos, son fáciles de manipular, económicos y no se han reportado problemas graves por su uso.

Palabras clave: Biomanipulación, Cianobacterias, Eutrofización, Florecimientos algales, Macrófitas, Nutrientes.

Abstract

Eutrophication is an environmental problem that has been accelerated since the 1960s due to high discharges from point and non-point sources that increase the concentration of nutrients and cause excessive growth of phytoplankton. Algal blooms cause changes in the physical and chemical water variables reducing biological diversity, so they should be controlled. Consequently, in recent decades diverse strategies have been developed to reduce this problem in temperate zones; however, not all of them are replicable in tropical regions because these ecosystems present marked differences. The objective of this work was to analyze the research published between 2000 and 2021 about the methods implemented to control eutrophication in tropical and subtropical lakes. In this study, 590 articles were reviewed, and only 65 were considered for deeper analysis. Studies performed between 40° north and south latitude, published between 2000 and 2021 were classified depending on the approach: physical, chemical, and biological. It was observed that research on eutrophication control in tropical and subtropical areas increased over time from 2000 to 2021. In addition, it was found that China is the country with the highest number of articles published about controlling this problem. On the other hand, based on the categorization of methods, there were eight studies of each type about physical and chemical methods. In contrast, the biological ones had 49 in total; among these, the biomanipulation stood out where the macrophytes were the organisms primarily implemented and more success in controlling algal blooms since there is an intense antagonistic relationship between these two groups. It was also observed that biological methods are predominantly used in shallow and deep lakes, specifically submerged aquatic plants. Moreover, the associated problems with the implemented methods in the two types of lakes are diverse; however, those that have mainly arisen are that green algae can replace the cyanobacteria and the challenge involving the returning to its initial alternative state. Finally, it was possible to perceive that all the methods used to reduce the problem of eutrophication have disadvantages; however, the ones that produce the highest inconveniences over time are the chemical ones due to the fact of dumping toxic and foreign substances into the ecosystems. That is why it was possible to conclude that the best method to control eutrophication is biomanipulation, particularly macrophytes, since they are organisms that belong to aquatic ecosystems, are easy to manipulate, economical, and no serious problems have been reported due to their use.

Keywords: Algal blooms, Biomanipulation, Cyanobacteria, Eutrophication, Macrophytes, Nutrients.

Introducción

El agua es importante para la supervivencia de los organismos que habitan en la Tierra (Ramírez y Vega, 2017). Se encuentra en una capa llamada hidrosfera que comprende alrededor de 1,400 millones de km³ de agua (el 75% de la superficie), y se concentra principalmente en los océanos, con un 97.2% que corresponde a agua salada y 2.8% es agua dulce (Downing, 2014). Esta agua dulce es la única disponible para satisfacer varias de las necesidades básicas del ser humano como es el consumo directo, la agricultura y producción pecuaria (Ramírez y Vega, 2017).

Como resultado de estas actividades se ha generado uno de los mayores problemas del agua que es la contaminación. Este proceso es una alteración de las condiciones físicas, químicas y biológicas del agua que llevan a la degradación de los ecosistemas y limitan sus condiciones ecológicas (García, 2012). Esta contaminación puede ser generada por un proceso natural asociado a la dinámica de la tierra, actividades geofísicas y fases del ciclo del agua; o por contaminación antropogénica (Alvarado, 2010). Los principales contaminantes generados por las actividades humanas, se encuentran en los vertidos de residuos urbanos e incluyen detergentes, aceites, restos de plásticos, residuos sólidos, etc.; las actividades agrícolas, con aportes de fertilizantes ricos en compuestos nitrogenados y fosforados; la ganadería, que genera una alta cantidad de materia orgánica; y finalmente, la contaminación de origen industrial, que puede incluir materia en suspensión, materia orgánica, elementos tóxicos, metales pesados, aceites y grasas (Blancas y Hervás, 2010; Khatri y Tyagi, 2015). Además, existen contaminantes emergentes (residuos de productos de aseo personal, pesticidas, productos farmacéuticos) que a pesar de pasar inadvertidos son perjudiciales para el ecosistema (Gil *et al.*, 2012), al igual que los residuos plásticos (macroplásticos, microplásticos y nanoplásticos) que han aumentado en los últimos años (Bollaín y Vicente, 2019).

Varios de estos contaminantes se acumulan en los sistemas acuáticos acelerando el proceso de eutrofización donde el enriquecimiento de nutrientes (García, 2012; Cobo, 2015; Jilbert *et al.*, 2020), principalmente fósforo y nitrógeno, provoca un incremento de fitoplancton y materia orgánica (Blancas y Hervás, 2010; Dodds y Whiles, 2010). Este fenómeno se produce naturalmente conforme va pasando el tiempo y los lagos envejecen, gracias a todos los procesos biológicos se llenan de sedimentos, los cuales son ricos en carbonatos, fosfatos, nitratos, etc. (Chislock *et al.*, 2013; Kaur, 2020). No obstante, con la presencia humana tienden a aumentar ciertas fuentes puntuales y difusas de nutrientes en los sistemas acuáticos, lo cual se llama eutrofización antropogénica (Khan y Mohammad, 2014). Las fuentes puntuales tienen un punto

de descarga identificable, por ejemplo, la descarga de aguas residuales con sustancias industriales y orgánicas que desechan por tuberías o canales (Viman *et al.*, 2010); mientras que las fuentes difusas son los contaminantes que provienen de escorrentías pluviales, agrícolas o urbanas las cuáles son muy difíciles de identificar (Xin *et al.*, 2017; Islam *et al.*, 2018).

Debido a la eutrofización existe una alteración de las condiciones ecosistémicas, como disminución del oxígeno disuelto, alta turbidez y baja penetración de la luz que provocan una disminución en la vida acuática, y potencialmente un problema de abastecimiento de agua potable para las actividades humanas (Blancas y Hervás, 2010; Chapa y Guerrero, 2010). Es por esto que, en los últimos años la eutrofización se ha convertido en un problema grave a nivel mundial, pues provoca un crecimiento excesivo de productores primarios denominado florecimiento algal (Wurtsbaugh *et al.*, 2019). Este fenómeno provocado principalmente por la proliferación excesiva de algas microscópicas causa una reducción en la calidad del agua e inclusive llega a tener efectos tóxicos reduciendo la diversidad de especies acuáticas (Reynolds y Aldridge, 2021).

Existen varios estudios que han documentado cómo se modifican las características físicas y químicas en sistemas acuáticos en estado eutrófico avanzado con presencia de florecimientos de cianobacterias (Hwang, 2020; Amorim y Moura, 2021), así como el efecto de estas condiciones sobre los peces y otro tipo de vida acuática (Zhang *et al.*, 2021). Por otro lado, algunas especies de cianobacterias, como *Microcystis*, producen metabolitos secundarios tóxicos para muchas especies (Pérez-Morales *et al.*, 2016; Nandini *et al.*, 2020). Puesto que los sistemas acuáticos son importantes como recursos, en procesos ecológicos y proveen servicios ecosistémicos, es importante detener o disminuir el impacto de la eutrofización en ellos, por lo que se han propuesto diversos métodos para poder realizarlo (Zhang *et al.*, 2020).

Durante las últimas tres décadas se han desarrollado varias propuestas encaminadas al control de la eutrofización; sin embargo, todavía son muy costosas, por lo que la investigación continúa con el objetivo de conseguir un manejo ecosistémico sustentable que pueda ser aplicado ampliamente (Klapper, 2003). Además, existen varios estudios que han demostrado que las estrategias implementadas en latitudes templadas no tienen el mismo resultado cuando se utilizan en sistemas tropicales, donde las condiciones ambientales difieren y los esfuerzos encaminados al control de la eutrofización han sido considerablemente menores (Amorim y Moura, 2020). Por ejemplo, una de las diferencias es que en sistemas tropicales hay menos especies de peces piscívoros y una mayor cantidad de peces omnívoros-planctívoros (que consumen al

zooplancton), la proliferación de productores primarios suele ser dominado por cianobacterias coloniales y/o filamentosas (Meerhoff *et al.*, 2003), por lo que los métodos de restauración podrían consistir en una reducción de los peces piscívoros, que incremente la biomasa del zooplancton para que estos a su vez generen un efecto de control descendente (“top-down control”) y limiten el crecimiento del fitoplancton (Murdoch y Bence, 1987).

Con respecto al manejo de lagos, lo que primero se debe considerar es el control de la carga de nutrientes proveniente de fuentes difusas y puntuales fuera del lago (en la cuenca de drenaje), así como el control de la carga interna de los cuerpos de agua (Zhang *et al.*, 2020). Este control de la carga interna se puede realizar con métodos físicos (sonicación, mezcla mecánica, filtración, radiación UV, flotación por aire, sombreado, dilución y lavado), químicos (alguicidas, especies reactivas de oxígeno, coagulación y floculación) y biológicos como la biomanipulación (Carpenter *et al.*, 1987; Cobo, 2015; Jilbert *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020; Reynolds y Aldridge, 2021).

La biomanipulación ha sido la estrategia más utilizada debido a que es rentable y funciona con elementos del ecosistema que mitigan o reducen los florecimientos, por lo tanto, es más barato y además se reducen los efectos adversos sobre el ecosistema. Ahora bien, ¿De dónde surge el concepto de biomanipulación? Desde la década de los 70’s se comenzaron a realizar este tipo de estrategias y no fue hasta 1975 que Shapiro *et al.* le dieron la siguiente definición: “Ingeniería biológica mediante la cual se manipulan las redes tróficas de los lagos para reducir la biomasa algal. Es la alteración deliberada de un ecosistema mediante la adición o eliminación de especies, especialmente depredadores”.

En cuanto a los métodos de biomanipulación más importantes y utilizados se encuentra el uso de peces piscívoros para reducir la biomasa de peces planctívoros, aumentar la biomasa de zooplancton y así reducir a los productores primarios (Kaur, 2020). Otra importante estrategia es el uso de macrófitas, las cuales eliminan nutrientes y evitan que estos estén disponibles para el fitoplancton (They y Marques, 2019). Además, pueden producir sustancias aleloquímicas que afectan el crecimiento de las células algales (Gross *et al.*, 2012). Como se observa, existe una alta variedad de métodos; sin embargo, no todos podrían ser aplicables a menores latitudes, por lo que el objetivo de este trabajo es hacer una revisión bibliográfica sobre los métodos que pueden ayudar a controlar la eutrofización en lagos tropicales y subtropicales.

Justificación

La eutrofización produce cambios físicos, químicos y biológicos en el agua que conducen a la disminución de su calidad, reducción de la diversidad biológica y pérdida de los servicios ecosistémicos, por lo que se han implementado una alta gama de estrategias para poder reducir sus impactos. Sin embargo, la mayoría de estos métodos se han utilizado en lagos de zonas templadas y está documentado que varios son eficaces, mientras que en zonas tropicales y subtropicales no se tiene registro de que estos métodos produzcan completamente el mismo efecto sobre los nutrientes y los productores primarios, porque en estas regiones existen condiciones diferentes. Un ejemplo y la principal causa de las diferencias observadas es que en las zonas templadas hay una menor cantidad de radiación solar que en zonas tropicales, provocando una marcada estacionalidad y que la productividad primaria no sea tan alta y constante. Además, en regiones templadas hay especies de zooplancton grande (> 3 mm) y en las tropicales son de menor tamaño lo que afecta la presión de forrajeo sobre el fitoplancton. Por otro lado, no existe suficiente información en zonas cálidas acerca de cuál podría ser la mejor estrategia. Por todo lo anterior, la presente investigación busca analizar los trabajos enfocados al control de la eutrofización en lagos tropicales y subtropicales para marcar tendencias acerca del estudio de esta temática y así tener una mayor perspectiva sobre qué método sería viable utilizar en estas zonas.

Objetivos

Objetivo general

- Analizar los métodos para el control de la eutrofización en lagos tropicales y subtropicales

Objetivos particulares

- Recopilar la información bibliográfica en el periodo de 2000-2021 que aborde estrategias de control de la eutrofización de lagos tropicales y subtropicales.
- Describir y clasificar los métodos más comúnmente utilizados para el control de la eutrofización en lagos someros y profundos.
- Especificar las problemáticas/limitaciones de cada uno de los métodos registrados.

Métodos

Se realizó una revisión de la literatura enfocada en métodos de control de la eutrofización en lagos tropicales y subtropicales en los últimos 22 años, por lo que en las búsquedas realizadas sólo se tomaron en cuenta investigaciones publicadas entre los años 2000 a 2021 y trabajos que se realizaron entre latitudes 40° norte y 40° sur que comprende las regiones tropicales y subtropicales. La búsqueda se realizó a través de Clarivate Analytics WEB OF SCIENCE a partir de la base de datos Biological Abstracts utilizando los términos de búsqueda: tropical lake restoration (TLR), tropical lake management (TLM), tropical lake biomanipulation (TLB), cyanobacterial control (CC) (+ restoration) y eutrophication control (EC) (+ tropical). Se llevó a cabo una segunda búsqueda en la base de datos GOOGLE SCHOLAR donde se utilizaron los mismos términos de búsqueda: tropical lake restoration, tropical lake management, tropical lake biomanipulation, cyanobacterial control y eutrophication control (+ tropical) y con la herramienta de búsqueda avanzada se consideraron sólo aquellos artículos que tuvieran estas frases en el título.

Con los datos recabados se hizo una descripción de cada uno de los métodos para controlar la eutrofización y se realizaron gráficas considerando el número de publicaciones por término de búsqueda, por año, número de publicaciones por país, número de publicaciones por método (físicos, químicos y biológicos) y por tipo de organismos utilizados (por ejemplo, macrófitas, peces, etc.). También se realizaron tablas para catalogar los métodos utilizados en lagos someros, profundos y experimentos en laboratorio. A partir de esto, se hizo un análisis de problemas y/o limitaciones referidas en los estudios recopilados. La clasificación de los lagos profundos y someros fue la siguiente: 1) lagos someros ≤ 5 m de profundidad y 2) lagos profundos > 5 m de profundidad (Scheffer, 2004; Figura 1).

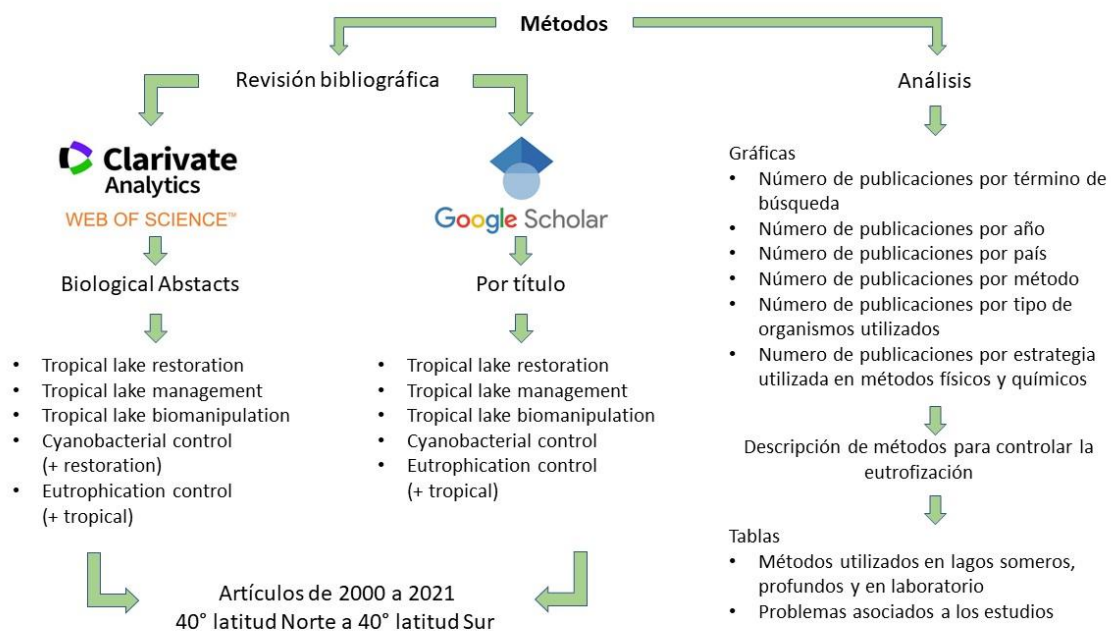


Figura 1. Diagrama de flujo de los métodos que se realizaron en el estudio.

Resultados

1. Revisión de artículos

El total de artículos revisados a partir de la primera búsqueda fueron 366, sin embargo, sólo 37 cumplieron con los requisitos establecidos: haber sido realizados entre latitudes 40° norte y sur; y ser publicados entre 2000 a 2021. La segunda búsqueda en Google Scholar dio como resultado un total de 224, de los cuales, sólo 28 cumplían con las condiciones requeridas. El total de publicaciones al final de las dos búsquedas fueron 590 con 65 artículos que contaban con los criterios prescritos para incluirlos en el estudio.

En la figura 2 se puede ver que el término de búsqueda con menor cantidad de artículos fue TLM con cuatro, seguido de TLB con un total de cinco, EC con nueve y TLR con 13 artículos; mientras que la búsqueda CC tuvo un mayor resultado con 34 artículos.

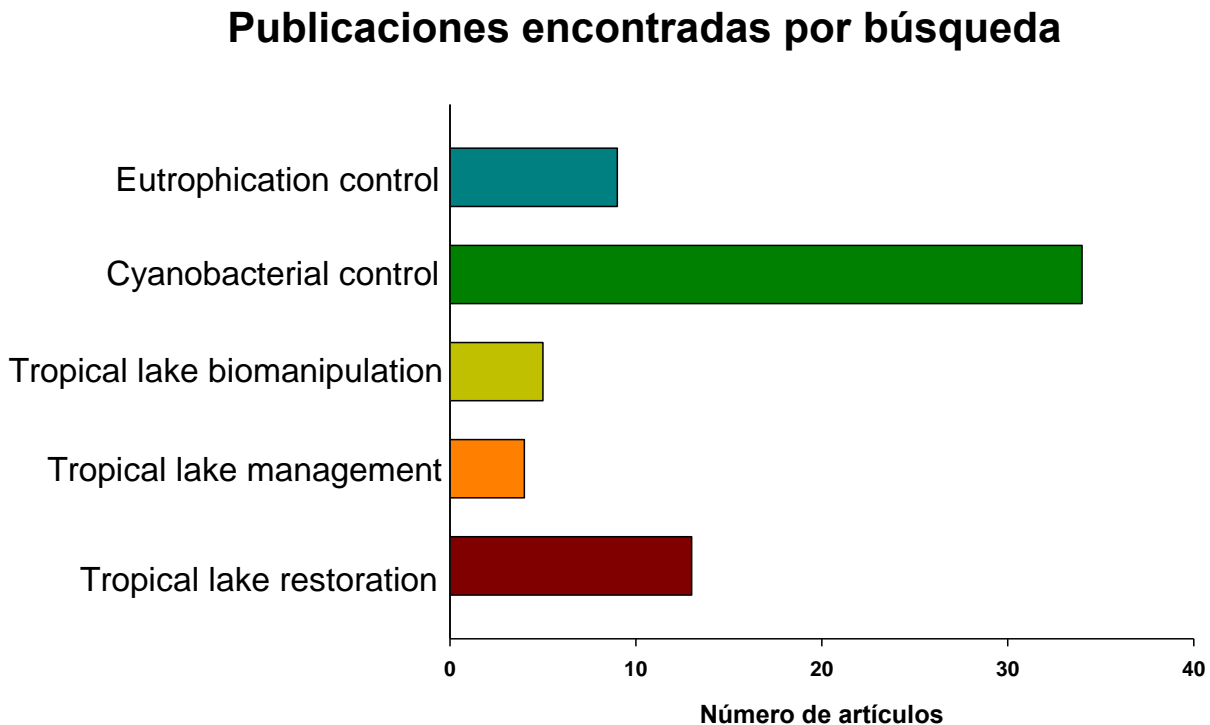


Figura 2. Número de artículos totales por cada término de búsqueda.

En la figura 3 se presenta la cantidad de artículos publicados en los últimos 21 años, donde se observa que en los primeros 12 años (2000 a 2011) hubo pocas publicaciones, con sólo 20 artículos que hablaban sobre el tema. De hecho, en el año 2000 se contaba con una publicación, y no fue hasta 2002 que el número de trabajos subió a cuatro, manteniéndose así

por un año. Durante esos 12 años, en 2003, 2006 y 2009 no se registró ningún escrito publicado sobre el control de la eutrofización. Después del año 2011 se observó un aumento en la publicación de escritos pues, pasó de 20 trabajos a 65 en el 2021. Otro dato importante, es que el año donde se registraron mayor número de artículos fue el 2020, con un total de siete trabajos, seguido del 2021 con 6 artículos; mientras que en 2019 y 2018 se registraron cinco publicaciones por año. Estos datos son contrastantes, ya que años anteriores no se publicaron más de cinco artículos, con excepción del año 2012 y 2016.

Publicaciones acumuladas por año (2000-2021)

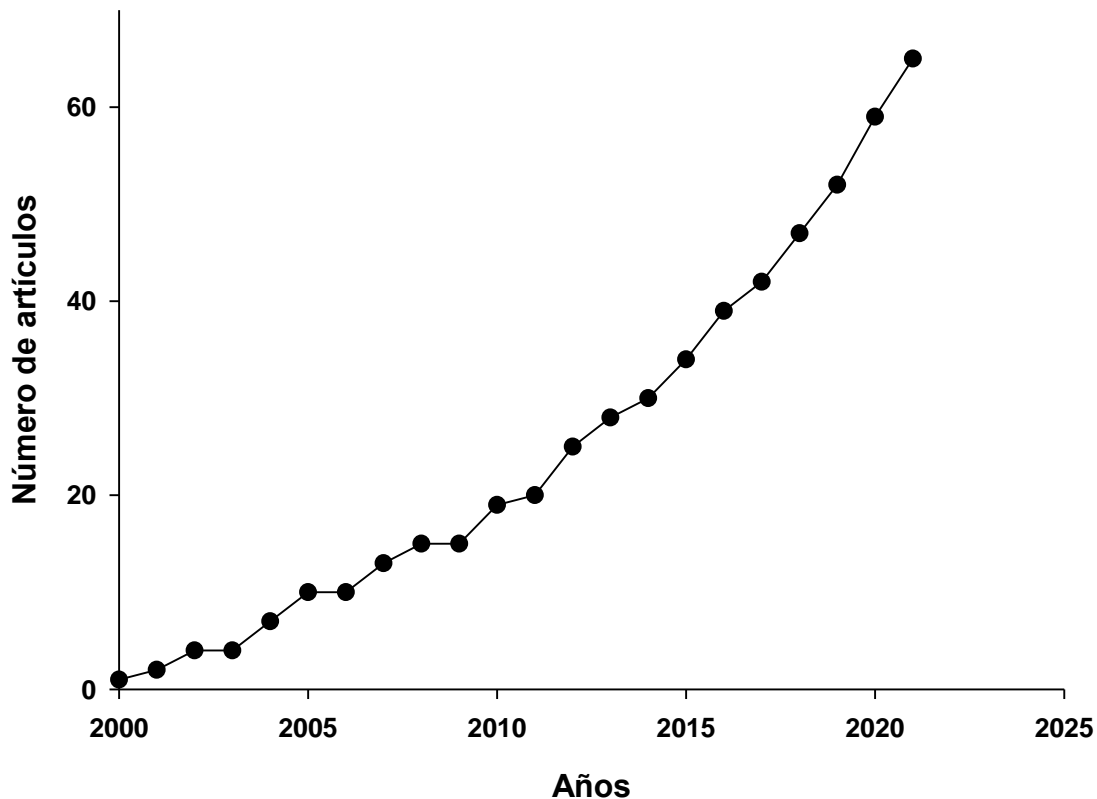


Figura 3. Número de artículos acumulados publicados sobre estrategias para el control de la eutrofización en lagos tropicales y subtropicales a lo largo de 22 años (2000-2021).

En el caso de los artículos que se publicaron por país, podemos observar que es muy evidente la alta cantidad de publicaciones que realizó China a lo largo de los últimos 22 años. En total se encontraron 26 artículos de este país, mientras que Brasil fue el segundo país con diez artículos; Uruguay y Japón sólo publicaron cuatro cada uno, Estados Unidos y Singapur tres; Australia, Corea del Sur y Malasia publicaron dos artículos cada uno; mientras que el resto de los

países (Egipto, India, Israel, Marruecos, México, Perú, Senegal, Sri Lanka y Turquía), desarrollaron una investigación cada uno (Figura 4).

Artículos publicados por país

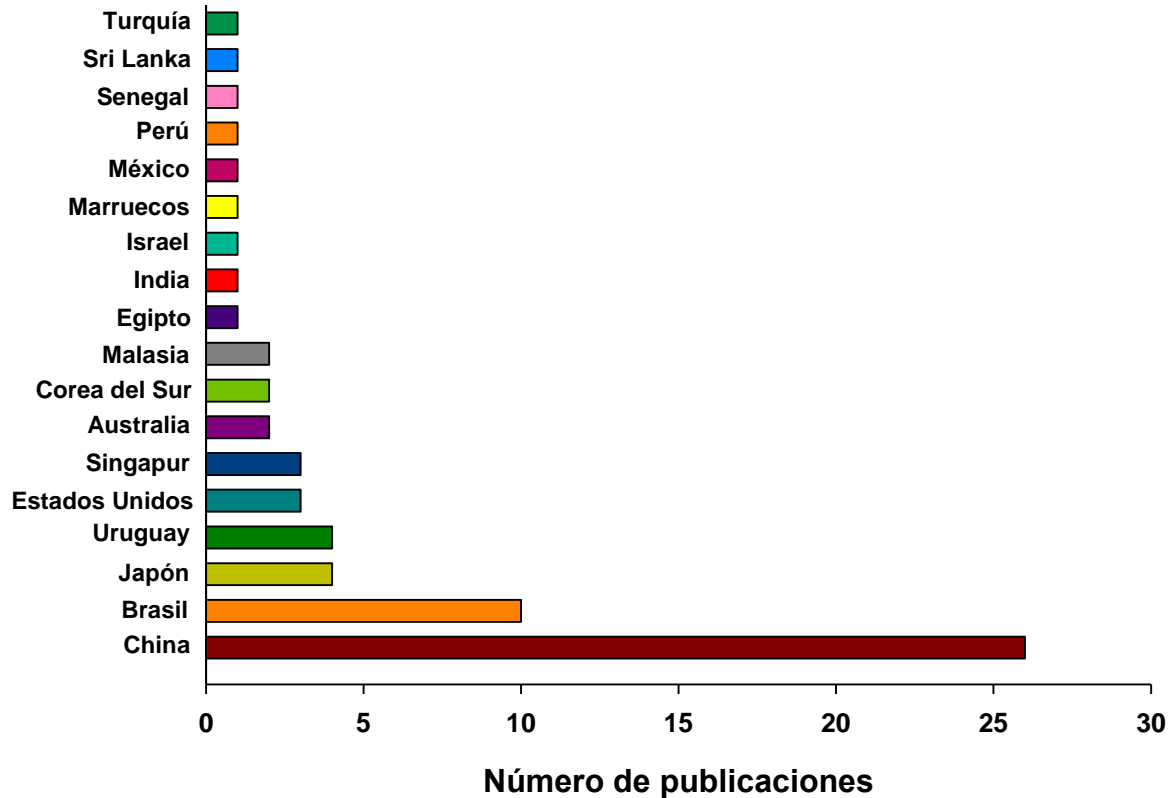


Figura 4. Número de artículos publicados por país a lo largo de estos 22 años sobre estrategias para el control de la eutrofización en lagos tropicales y subtropicales.

2. Métodos para controlar la eutrofización

Una de las propuestas para el control de la eutrofización es reducir la entrada de nutrientes provenientes de fuentes puntuales o difusas a los sistemas acuáticos. Sin embargo, se ha reportado que la disminución de contaminantes por fuentes puntuales no es la solución (Lürling *et al.*, 2020), no garantiza que se recupere el lago de la eutrofización (Miranda *et al.*, 2017). Es por esto, que en ocasiones es necesario utilizar otras estrategias para controlar la eutrofización relacionada con la carga interna de nutrientes. Estos métodos los dividimos en físicos, químicos y biológicos.

La mayoría de los estudios analizados en este trabajo (49) estaban orientados en controlar la eutrofización a partir de métodos biológicos, lo cual corresponde al 75.4%. Por otro lado, los artículos restantes se inclinaron a utilizar métodos químicos y físicos con un total de 8 artículos cada uno, que corresponde al 12.3% por cada tipo de método (figura 5).

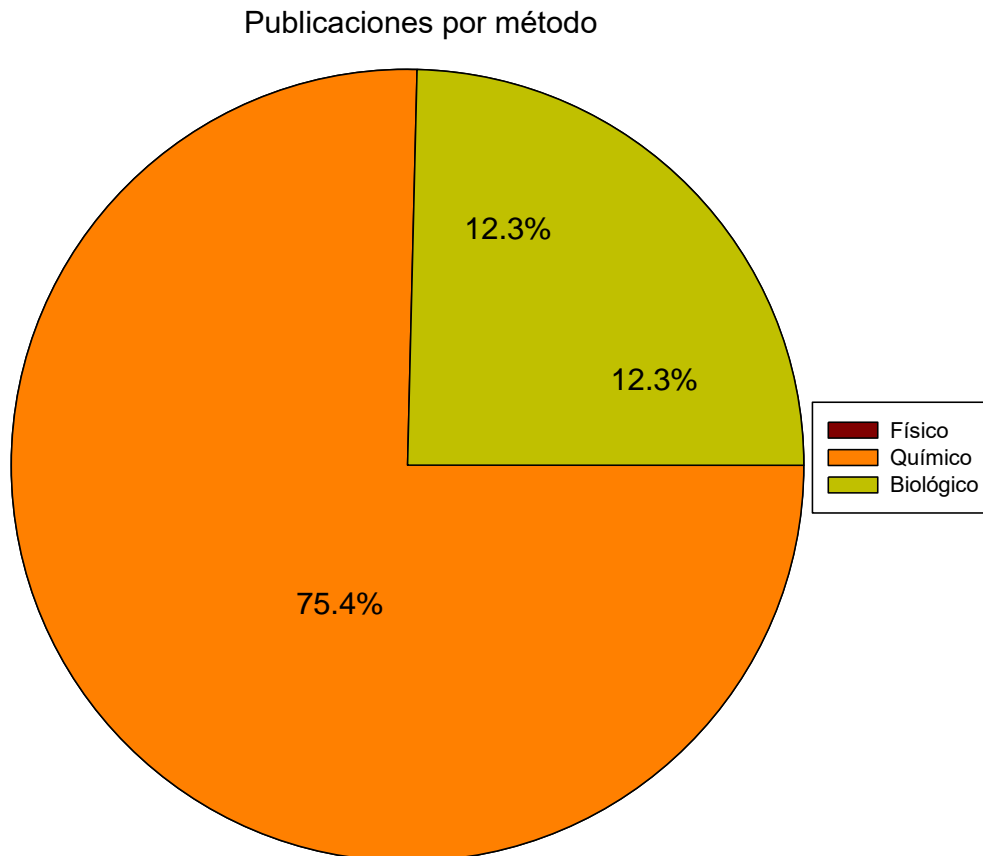


Figura 5. Número de artículos relacionados con los tipos de métodos físicos, químicos y biológicos para el control de la eutrofización.

2.1 Métodos Físicos

2.1.1 Sonicación

Este método consiste en utilizar ultrasonido u ondas sonoras de una frecuencia superior a 20 kHz para alterar el crecimiento de microalgas produciendo un daño a las células (Rajasekhar *et al.*, 2012). La afectación de las células depende de la intensidad del sonido, el tiempo, la frecuencia, el estado fisiológico y estructura de las células algales (Peng *et al.*, 2020a).

Para que exista un daño en las células, el ultrasonido debe generar burbujas de cavitación que al colapsar van a aumentar la temperatura hasta 500°C y la presión hasta 500 atmósferas (Park *et al.*, 2017; Peng *et al.*, 2020b). A causa de esto, hay descomposición del vapor de agua dentro de las burbujas que produce radicales libres que dañan y rompen las membranas de las células algales deteniendo la división y ciclo celular (Rajasekhar *et al.*, 2012). Además, provoca un efecto negativo en los pigmentos fotosintéticos por la destrucción de las vesículas de gas que va a originar una sedimentación de algas que inhibirá la fotosíntesis disminuyendo su biomasa (Park *et al.*, 2017).

Se pueden utilizar desde frecuencias muy bajas, menores a 50 kHz, hasta muy altas, como 1.7 MHz. Las frecuencias más altas producen mayor cantidad de radicales libres; sin embargo, necesitan mayor cantidad de energía para producir cavitación y cabe recalcar que la frecuencia efectiva tiende a ser diferente para cada especie, por lo que es importante analizar este detalle antes de utilizarlo. Existen fuentes que demuestran que a 200 kHz es la frecuencia más efectiva por encontrarse muy cerca de la resonancia de las vesículas de gas (Tekile *et al.*, 2017). La duración del tratamiento va a depender de la frecuencia, la intensidad, la biomasa de algas y las condiciones ambientales, incluso, se ha observado que en laboratorio se puede tener una disminución de algas en sólo 10 minutos, mientras que en campo se necesitan semanas (Park *et al.*, 2017).

2.1.2 Mezcla mecánica o agitación masiva por aireación

La mezcla del agua tiene como objetivo eliminar la estratificación, lo cual causa cambios físicos en el sistema provocando modificaciones en la composición y biomasa del fitoplancton, sin dañar a otros organismos como los peces (Visser *et al.*, 2016). Este método es muy eficiente en sistemas acuáticos profundos (Míguez, 2016), se provoca una circulación en la columna de agua que rompe la estratificación, limitando la luz al fitoplancton y así, hay una disminución de biomasa algal (Lürling y Mucci, 2020).

Visser *et al.* (2016) mencionan tres condiciones importantes para el uso de este método, los cuales son: la velocidad de mezcla debe de ser alta, la mezcla debe de ser profunda para que la luz no esté disponible para las algas y los aireadores deben de distribuirse en la mayor parte del cuerpo de agua. Como se sabe, algunas cianobacterias tienen presencia de vesículas de gas, lo cual les permite flotar, mientras que las demás especies de fitoplancton no tienen estas estructuras, por lo tanto, tienden a hundirse. Esto se menciona, porque la mezcla produce una

competencia de luz entre estos dos grupos de algas, provocando que las especies de fitoplancton que se hunden y encuentran en el sedimento vuelvan a la columna de agua. Ya estando en esta parte, las cianobacterias también se incorporan a la turbulencia, donde la luz recibida es para los dos tipos de fitoplancton, las cianobacterias asimilan en menor cantidad, por lo que se ve afectado su crecimiento y a su vez su biomasa; mientras que el fitoplancton restante capta mayor luz y provoca un aumento en su crecimiento celular.

2.1.3 Filtración

Este método se basa en el uso de membranas que filtran el agua para eliminar la biomasa algal (Hoslett *et al.*, 2018). Para esta actividad, se pueden utilizar filtros de geotextiles, filtros de arena o membranas, ya sea sólo un filtro o una combinación de ellos (Palakkeel *et al.*, 2021). Este método se basa en una caída con presión del agua con microalgas a través de los filtros mencionados anteriormente donde la biomasa algal se retiene. Por otro lado, existen varias técnicas de filtración, que se clasifican de acuerdo con las fuerzas utilizadas o al tamaño del poro, un ejemplo es la microfiltración, que considera poros de 0.1 a 10 μm , donde se pueden retener microalgas (Esteves *et al.*, 2020).

2.1.4 Radiación UV

Para este método se utilizan lámparas que irradian luz a diferente longitud de onda, es útil e importante para degradar el ADN sin generar residuos tóxicos (Barrado-Moreno *et al.*, 2017); además, produce fotoinhibición y degrada pigmentos fotosintéticos (Tanaka *et al.*, 2020). Las longitudes de onda se categorizan en UV-A de 320 a 400 nm, UV-B de 280 a 320 nm y la UV-C de 200 a 280 nm. Esta última es la que más daño hace a las cianobacterias, por las longitudes de onda cortas; además, produce fotones energéticos que tienden a provocar una acumulación de especies reactivas de oxígeno como el peróxido de hidrógeno que degrada las biomoléculas (Borderie *et al.*, 2014).

El mecanismo de acción sobre las células algales implica dos pasos, el primero es que los fotones de alta energía afectan a la proteína del PSII; por lo tanto, ya no habría transferencia de electrones y la segunda explica que puede dañar a la enzima Ribulosa-1,5-bifosfato carbonizada oxigenasa (RuBisCO), que es la encargada de fijar el carbono en la fase oscura de la fotosíntesis (Ou *et al.*, 2012). También se ha mencionado que puede dañar la membrana tilacoidal y desactivar la clorofila *a* y *b*. Otra explicación es que las especies reactivas de oxígeno pueden causar un daño de diversas formas, como en la transferencia de electrones, degradando clorofila, proteínas y lípidos, además de encaminar a la célula hacia la apoptosis, ya que el

peróxido de hidrógeno se utiliza como señal de muerte celular programada en organismos fotosintéticos. Por último, es necesario mencionar que causa daños en el ADN por reacciones de fotooxidación, bloqueando la transcripción y, por lo tanto, la síntesis de proteínas (Borderie *et al.*, 2014).

2.1.5 Flotación por aire

Esta estrategia tiene como objetivo separar sólidos, sustancias coloidales y emulsionadas de un líquido (Forero *et al.*, 1999). Este método se basa en la diferencia de las densidades de los sólidos y del agua (Romero y Rodríguez, 2014). Se lleva a cabo a partir de la introducción de burbujas finas de aire que se pegan en las sustancias sólidas, lo cual va a reducir su densidad y se vuelve materia flotante y removible (Bejarano y Cortes, 2017). Las burbujas son producidas con una bomba que presuriza el agua de 4 a 5.5 bar aproximadamente, después son llevadas a un tanque de saturación, donde la concentración del aire disuelto aumenta hasta el valor de saturación, para después salir al cuerpo de agua en forma de burbujas (Elder, 2011; Valerio, 2011) que tienen un diámetro aproximado de 10 a 100 μm (Esteves *et al.*, 2020).

Consta de varias etapas: la primera es la generación y distribución de las microburbujas en el agua, el segundo es la colisión entre las microburbujas y partículas suspendidas, el tercero consta del contacto interfacial del sistema partícula/burbuja, el cuarto es el arrastre de otras partículas que se encuentran en el trayecto de los aglomerados formados, el quinto y último paso es el ascenso del aglomerado hasta la superficie para ser removida (Forero *et al.*, 1999). Los factores que influyen en la eficiencia del método son el tamaño de las burbujas, la presión del saturador, el pH, el tiempo de retención hidráulica y el flujo de reciclaje (Esteves *et al.*, 2020).

2.1.6 Sombreado

Se refiere a mantener al cuerpo de agua en la oscuridad para que pueda bajar la concentración de células algales (Chen *et al.*, 2009). Es utilizado por el papel importante que representa la luz en la fotosíntesis del fitoplancton y así, en su reproducción, por lo que se menciona que es un método muy útil para controlar los florecimientos algales (Li *et al.*, 2011). La forma en la que actúa este método es a partir de la fotoinhibición, dado que sin luz no se podrá llevar a cabo la fotosíntesis (Yeh *et al.*, 2014).

2.1.7 Dilución y lavado

Con la dilución se busca depositar agua con bajo contenido de nutrientes para diluir y reducir la concentración de nutrientes. Se sugiere que el uso de este método se realice en época de inviernos o épocas frías, por la baja producción de fitoplancton (Zhang *et al.*, 2020).

2.1.8 Métodos físicos utilizados en lagos tropicales y subtropicales

Los métodos físicos encontrados fueron seis, de los cuales sólo dos de características mecánicas fueron implementados en dos ocasiones, la sonicación y la mezcla; mientras que el dragado, las barreras de flotación, la electrólisis y el sombreado sólo fueron reportados en un artículo cada uno de ellos (figura 6).

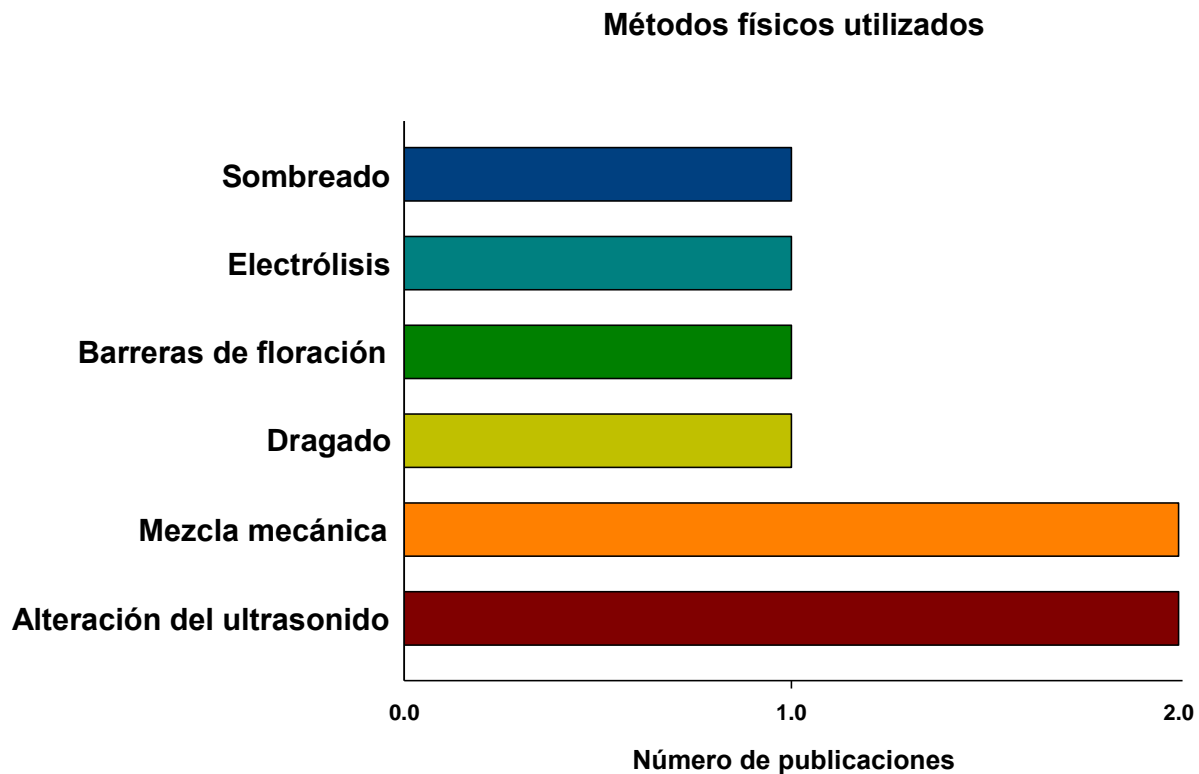


Figura 6. Métodos físicos utilizados para el control de la eutrofización.

2.2 Métodos Químicos

2.2.1 Alguicidas

Los alguicidas son sustancias que controlan el crecimiento de organismos fotosintéticos pues tienen como función la inhibición de la fotosíntesis con diversos mecanismos (Pitty, 2018). Se utilizan en diferentes formas, como sulfato de cobre, complejos de oxiclورو de cobre, citrato de

cobre, el cloro (hipoclorito de sodio), algunos a base de potasio (permanganato de potasio), formulaciones de cal y nitrato de plata, entre otros (Lewtas *et al.*, 2015; Kansole y Lin, 2017).

Los alguicidas a base de cobre actúan a partir del ion Cu^{2+} que desnaturaliza las enzimas y afecta la permeabilidad de la membrana, disminuyendo la actividad fotosintética del fotosistema II, el transporte de electrones, absorción de fósforo y fijación de nitrógeno (Zhou *et al.*, 2013; Shen *et al.*, 2019). Esto es porque el cobre tiene una alta afinidad a grupos que contienen azufre y se encuentran en la superficie de las células algales, lo que provoca anomalías en sus funciones metabólicas inhibiendo su reproducción (Pang *et al.*, 2013).

Uno de los alguicidas utilizados es el Diurón (3-[3,4-diclorofenil] -1,1-dimetilurea), el cual actúa uniéndose en el aceptor de quinona del fotosistema II, evitando que se lleve a cabo la transferencia de electrones en la fase luminosa de la fotosíntesis (López, 2018). Existe otro llamado Endotal (ácido 7-oxabicyclo [2.2.1] heptano-2,3-dicarboxílico) y ejerce su efecto haciendo interferencia con la síntesis de ARN (Matthijs *et al.*, 2016). Otro herbicida denominado diclofop puede ayudar a disminuir la biomasa de cianobacterias y a su vez, la concentración de toxinas (Ye *et al.*, 2013; Xie *et al.*, 2019).

El glifosato es un fosfometil derivado de la glicina, que inhibe el crecimiento a partir de la inhibición de la enzima 5-endopiruvil-shikimato-3- fosfato sintetasa (EPSPS), que provoca la baja producción de aminoácidos aromáticos esenciales, por lo que después de esto, no hay síntesis de proteínas, ni crecimiento y por lo tanto, hay un desorden celular que conduce a la muerte (Gill *et al.*, 2018).

2.2.2 Especies reactivas de oxígeno

Las especies reactivas de oxígeno son moléculas que tienden a oxidar otras moléculas por la tendencia de ser o crear radicales libres. Entre ellas se encuentran el peróxido de hidrógeno (H_2O_2), el oxígeno molecular (O_2), superóxido (O_2^-), los radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$) y también el ión peróxido (O_2^{2-}) (Cobo, 2015; Massima *et al.*, 2018). El compuesto más utilizado para controlar la eutrofización es el agua oxigenada o peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Esta molécula es muy utilizada para el tratamiento de agua en estado eutrófico dado que inhibe el crecimiento de cianobacterias (Bauzá *et al.*, 2014).

Los efectos del peróxido de hidrógeno no son directos, se producen porque en ocasiones este puede reaccionar con algunos iones, por ejemplo, el Cu^+ y el Fe^{2+} (en la reacción de Fenton)

formando radicales hidroxilos e hidroperoxilo, que tienen un alto potencial de reacción, lo cual significa que van a oxidar o robar electrones muy rápido a otras moléculas (Halliwell y Gutteridge, 2015). Seguido de la formación de estos radicales, van a actuar oxidando biomoléculas como carbohidratos que se sitúan en la pared de la célula dañando la comunicación y otro tipo de procesos. También los radicales libres pueden inactivar los aminoácidos del sitio activo de las proteínas llevando a que dejen de cumplir su función; además, pueden oxidar los lípidos celulares y dañar la membrana celular, inclusive los ácidos nucleicos pueden ser dañados (Bin *et al.*, 2001).

Las células algales que están formadas de biomoléculas van a sufrir deterioro por los radicales libres en diferentes organelos como cloroplastos (Samuilov *et al.*, 2004), porque, al igual que en la respiración celular, en la fotosíntesis existe una cadena transportadora de electrones en la cual, cuando no hay descomposición completa de moléculas de agua puede formarse H_2O_2 que puede reaccionar con alguna otra molécula y así formar radicales hidroxilos que tienen la capacidad de bloquear la transferencia de electrones e inhibir la fotosíntesis (Bauzá *et al.*, 2014). La transferencia se detiene ya que los radicales pueden oxidar los complejos de proteínas que forman el fotosistema II, al igual que pigmentos fotosintéticos y otros transportadores; este daño puede encaminar a las células a la muerte (Samuilov *et al.*, 2004).

2.2.3 Coagulación y Floculación

Las sustancias coagulantes ayudan a la separación de la materia suspendida de la líquida gracias a sus propiedades que provocan inestabilidad a estas sustancias, alterando la capa iónica que las rodea (Valerio, 2011). Por otro lado, los coagulantes pueden ir desde sulfato de aluminio (alumbre), hasta una mezcla de compuestos (Lürling y Mucci, 2020) como cloruro de polialuminio, cloruro de hierro, polímeros como quitosano y almidón catiónico (Lürling *et al.*, 2020).

Estas sustancias sirven para desestabilizar las partículas disueltas y suspendidas en agua, como nutrientes, por ejemplo, el fósforo (P) y nitrógeno (N) para que dejen de estar disponibles para los organismos, e inclusive también puede desestabilizar células algales (Lürling y van Oosterhout, 2013). Para explicar su efecto, debemos mencionar que los coagulantes deben de tener una carga opuesta al de las partículas, las cargas de la materia suspendida deben de ser neutralizadas para comenzar a atraer iones y unirse a otras partículas para formar una capa que se va a comprimir por la atracción electrostática (Ghernaout *et al.*, 2020). Los compuestos utilizados se eligen de acuerdo con los costos, disponibilidad y eficacia (Lürling *et al.*, 2020). Esta

última, va a depender de las características de las especies, la temperatura, la intensidad de mezcla y la química del agua (Lama *et al.*, 2016; Lürling *et al.*, 2017; Du *et al.*, 2020).

Entre los coagulantes utilizados para esto, está el quitosano, es un biopolímero extraído de mariscos y crustáceos (Mucci *et al.*, 2020). Esta es una sustancia con actividad antibacteriana que es muy eficaz con los organismos procariontes como las cianobacterias, además se considera una sustancia no tóxica y ambientalmente inocua (Miranda *et al.*, 2017; Mucci *et al.*, 2017). La molécula actúa como un polielectrolito catiónico que puede protonarse en un medio ácido y los grupos amino se atraen con las cargas negativas que tienen las paredes celulares de la cianobacterias (Mucci *et al.*, 2020).

Por su parte, los floculantes tienden a facilitar la sedimentación reduciendo los nutrientes disponibles para el fitoplancton (Míguez, 2016). Es un proceso que sigue de la coagulación (Castellanos y Tusarma, 2014) pues son sustancias que aglutinan los sólidos suspendidos en una solución, provocando una precipitación de estos (Valerio, 2011). Es un método bastante utilizado recientemente, por su efectividad y los compuestos que utiliza son principalmente poliacrilamida y óxido de polietileno (Melnikova *et al.*, 2021).

La forma en la que actúan los floculantes es a partir de una colisión y unión de las células, esto a partir del uso de sustancias que precipiten las partículas, por ejemplo, la bentonita modificada con lantano (Lürling y van Oosterhout, 2013), que forma aglomeraciones llamadas microflóculos que van creciendo y así, sedimentando toda la aglomeración de células puesto que el peso de estos flóculos va aumentando (Sengco y Anderson, 2005).

Entre los ejemplos se encuentra el Phoslock®, el cual es un producto de arcilla modificado, que está hecho de bentonita y cloruro de lantano, lo que le da la propiedad de formar una capa donde se une el fósforo que se encuentra en el agua y así, ayuda a eliminar este nutriente disponible para el fitoplancton (Yamada-Ferraz *et al.*, 2015).

2.2.4 Métodos químicos utilizados en lagos tropicales y subtropicales

Los métodos químicos registrados fueron el uso de Phoslock® y especies reactivas de oxígeno (ERO) en tres artículos cada uno, el uso de péptidos se registró en dos artículos; alguicidas y aleloquímicos solamente en un artículo cada método (figura 7).

Métodos químicos utilizados

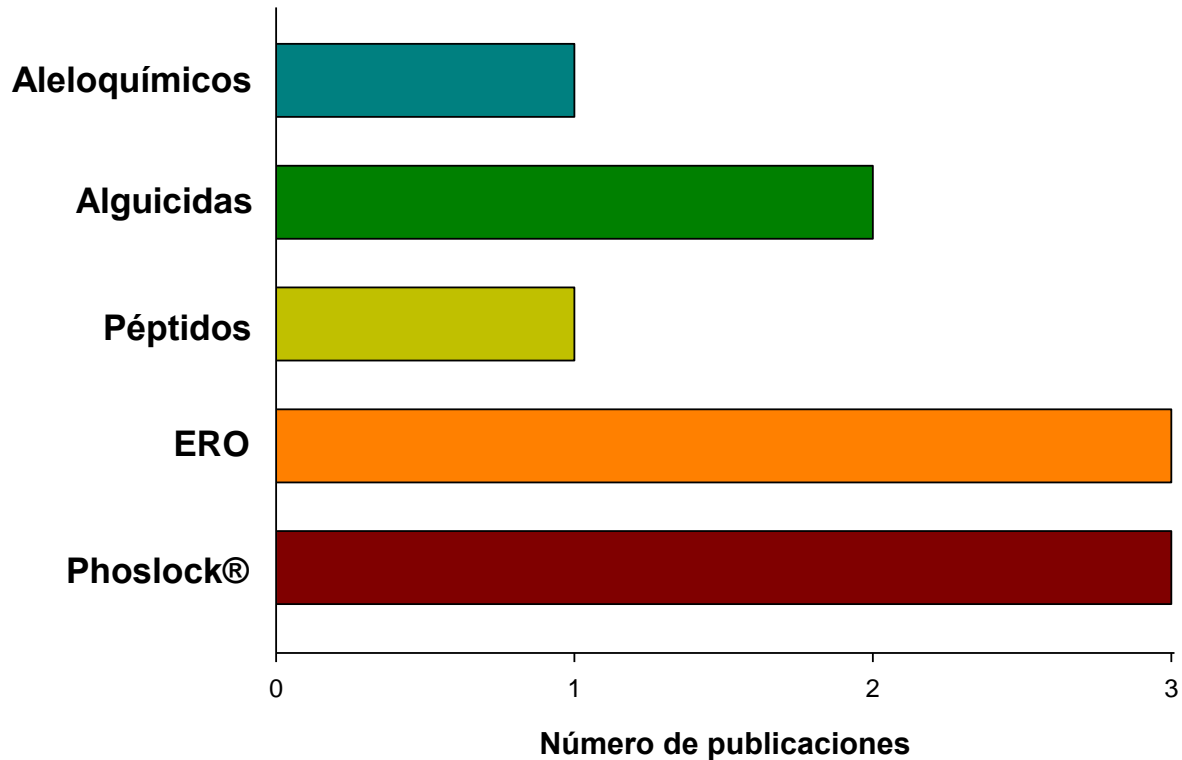


Figura 7. Métodos químicos utilizados para el control de la eutrofización.

2.3 Métodos Biológicos

2.3.1 Biomanipulación

La biomanipulación fue descrita por primera vez por Shapiro y colaboradores en 1975 y lo definieron como: "Ingeniería biológica mediante la cual se manipulan las redes tróficas de los lagos para reducir la biomasa algal. Es la alteración deliberada de un ecosistema mediante la adición o eliminación de especies, especialmente depredadores." Esta estrategia tiene como objetivo controlar los florecimientos algales en los cuerpos de agua en estado eutrófico manipulando organismos como las plantas acuáticas, zooplancton o peces (Jilbert *et al.*, 2020).

2.3.1.1 Peces y zooplancton

Para la reducción de biomasa algal se utilizan peces piscívoros para que consuman peces planctívoros, lo cual va a provocar un aumento en las poblaciones de zooplancton de talla grande que incrementarán la presión de forrajeo sobre el fitoplancton (Triest *et al.*, 2015; Miranda, 2017). Con este método se busca que prolifere el zooplancton generalista de talla grande como *Daphnia* que tiene una alta tasa de consumo de fitoplancton (Zhang *et al.*, 2008).

2.3.1.2 Macrófitas

El uso de macrófitas es un método muy utilizado, porque tienen una relación antagonista con el fitoplancton y son un elemento fundamental en el establecimiento de los estados estables alternativos en los ecosistemas acuáticos; el primero, llamado estado claro, se caracteriza por una alta transparencia del agua, baja biomasa fitoplanctónica y predominio de vegetación sumergida; el segundo llamado turbio, con características opuestas al estado claro (Scheffer y Jeppesen, 1998; Song *et al.*, 2019). Este fenómeno se puede explicar debido a que las plantas acuáticas eliminan nutrientes que dejan de estar disponibles para el fitoplancton (They y Marques, 2019). También, incrementan la tasa de sedimentación de las algas y de partículas orgánicas, ya que su estructura física reduce la disponibilidad de luz y proveen refugio a los herbívoros; además, existe una producción de sustancias aleloquímicas, lo cual conlleva a una interacción alelopática entre productores primarios (Gross *et al.*, 2012).

La interacción indirecta a través de sustancias alelopáticas como los metabolitos secundarios que son exudados y difundidos en el medio, pueden tener efectos inhibitorios o estimuladores en otros organismos, por ejemplo, la alteración fotosintética es uno de los principales procesos afectados (Boggess, 2014; Chludil, 2017). Zhu *et al.* (2020) mencionan que las sustancias aleloquímicas van a alterar la fotosíntesis por la producción de especies reactivas de oxígeno (ERO) producidas en el PSII y estas van a afectar el sistema oxidante, se va a dañar más la membrana celular y sucesivamente se va a producir una falla en los procesos bioquímicos esenciales.

2.3.2 Islas flotantes

Las Islas flotantes (figura 8) son un cultivo de plantas acuáticas emergentes nativas de los cuerpos de agua donde se va a realizar el procedimiento. Estas plantas van a crecer hidropónicamente, se cultivan sobre una estera o una superficie que flote, de tal forma que los tallos estén por encima del nivel del agua y las raíces hacia abajo tomando los nutrientes de la columna de agua sin ayuda del suelo, lo cual provoca que exista una formación de biopelículas donde se llevan a cabo diversos procesos biológicos.

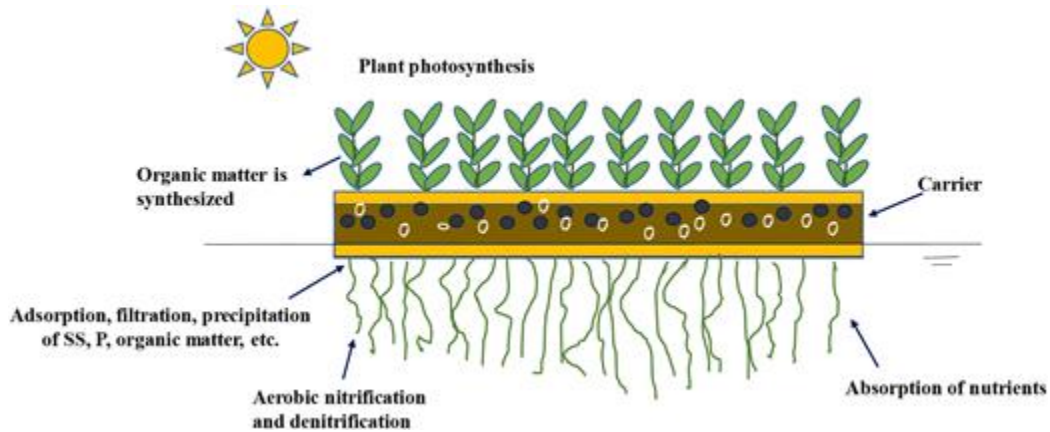


Figura 8. Descripción gráfica del uso de islas flotantes. Tomado de Zhang *et al.* (2020).

2.3.3 Microorganismos

Se han utilizado microorganismos que degradan la materia orgánica y esté disponible para otros organismos que lo van a aprovechar mientras crece su población, y a su vez formando un reciclado de nutrientes y promoviendo así el equilibrio del sistema. En general, es una mezcla de varias cepas que ayudan a la descomposición de los contaminantes, además, se pueden implementar biopelículas de algunos otros microorganismos. Los microorganismos empleados deben cumplir con varias condiciones como, no producir sustancias que inhiban a otros individuos, ser muy activos metabólicamente y su mantenimiento debe de ser bajo (Zhang *et al.*, 2020).

2.3.4 Organismos manipulados en lagos tropicales y subtropicales

En los métodos biológicos, los organismos más utilizados para el control de la eutrofización fueron las macrófitas y los peces con 20 y 16 artículos, respectivamente. Mientras que el zooplancton, las bacterias y el fitoplancton fueron implementados en seis investigaciones cada uno; por último, los moluscos y las plantas terrestres se implementaron en una menor cantidad de artículos (cicno cada uno) (ver figura 9).

Organismos biomanipulados

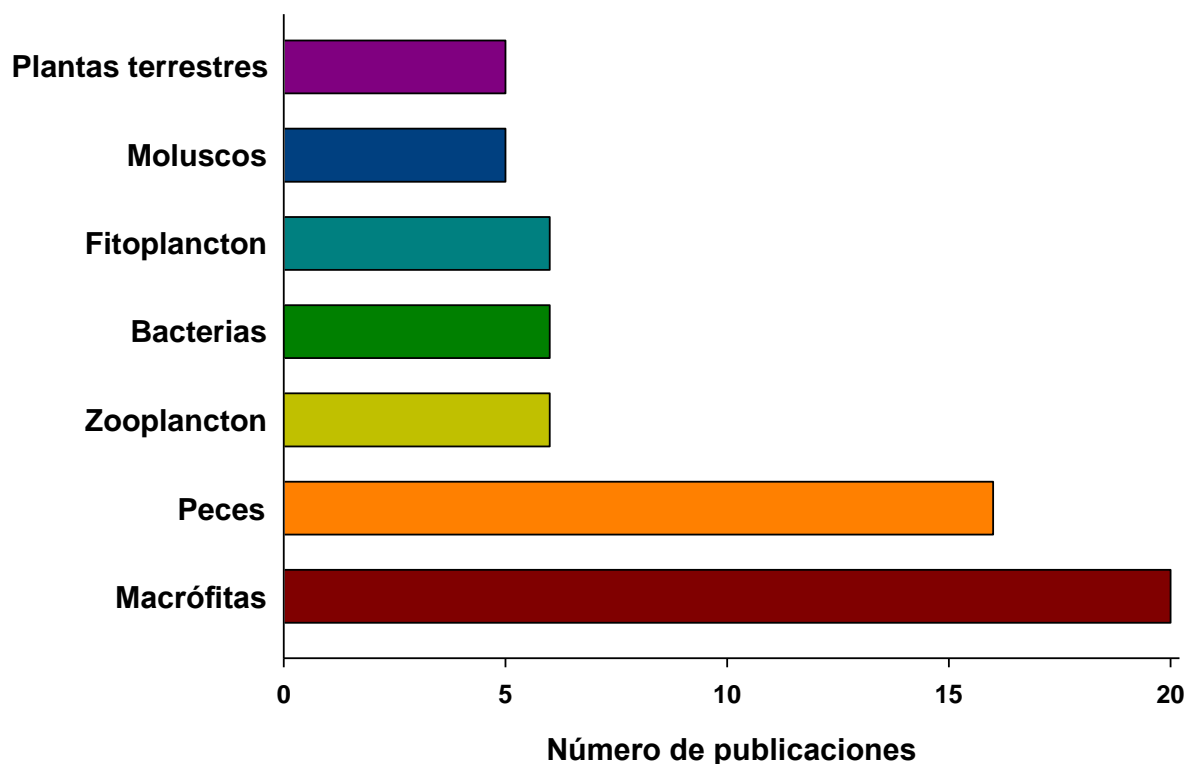


Figura 9. Tipo de organismos utilizados para el control de la eutrofización en los métodos biológicos.

3. Problemas asociados al uso de estrategias en lagos someros y profundos

En la tabla 1 se observan los estudios que se realizaron en lagos someros donde se recabaron 21 trabajos, de los cuales 17 se enfocaron en métodos biológicos, dos en físicos y dos en químicos.

Los artículos relacionados al control de la eutrofización en lagos someros mostraron que los métodos mayormente utilizados fueron los biológicos (coincidiendo con los resultados de que fueron los mayormente implementados), donde también fue muy recurrente el uso de macrófitas. Las plantas acuáticas flotadoras y sumergidas fueron eficaces, pues se observó una disminución de nutrientes y un cambio en la comunidad de cianobacterias (Rodríguez-Gallego *et al.*, 2004; Pan *et al.*, 2011). Sin embargo, en otro estudio donde utilizaron macrófitas de tipo sumergidas se observó que ocurrió un cambio de cianobacterias a algas verdes (Zeng *et al.*, 2017). También, se vio que los extractos de estas plantas no provocaron un descenso en la población de algas verdes

(Pakdel *et al.*, 2013). En otros estudios se utilizaron macroalgas en conjunto con bivalvos, en el que se vio un efecto negativo en el crecimiento del fitoplancton (Li *et al.*, 2015).

Otros organismos biomanipulados fueron los peces, donde se pudo observar que la introducción de peces filtradores es buena para el control de la eutrofización, disminuyendo la concentración de nutrientes, de clorofila-*a* y de fitoplancton (Tang *et al.*, 2021), mientras que en un estudio donde se utilizaron peces de tipo filtradores, omnívoros y piscívoros redujeron la biomasa de cianobacterias, pero no de fitoplancton pequeño (Peng *et al.*, 2020c). Por otro lado, el uso de estos organismos de tipo piscívoro, además de macrófitas sumergidas, reducen la concentración de fósforo (Zang *et al.*, 2016).

Se registraron experimentos donde se eliminaron peces y se introducen plantas acuáticas, y en este tipo de estudios se pudo comprobar que sí existe un efecto negativo sobre el fitoplancton y hay disminución de nutrientes. Por ejemplo, se ha observado que la remoción de peces planctívoros e introducción de macrófitas sumergidas funciona perfectamente para disminuir la concentración de nutrientes, turbidez y biomasa de fitoplancton (Liu *et al.*, 2018). Sin embargo, en el estudio de Scasso y colaboradores (2001), donde se implementan plantas flotadoras y se remueven peces omnívoros, se observó que en algunas épocas del año comenzaban a proliferar cianobacterias tóxicas.

En cuanto al uso de zooplancton, se vio que sí reduce la biomasa de fitoplancton (Amorim *et al.*, 2019). Si bien en algunos experimentos ha resultado esto, en algunos otros como en el estudio que realizaron Amorim y Moura (2020) se observó que el uso de estos organismos más el de macrófitas sumergidas disminuyó la concentración de cianobacterias; sin embargo, en los tratamientos de zooplancton no dio ningún resultado que pudiese ayudar a controlar la eutrofización, por lo que aquí se muestra un mayor efecto de las macrófitas que del zooplancton.

Por último, otro tipo de organismos que se utilizan son los microorganismos eficaces, se trata de bolas de barro con presencia de especies aeróbicas y anaeróbicas como bacterias fotosintéticas, bacterias del ácido láctico, actinomicetos, levaduras y hongos fermentantes que se pueden encontrar en cualquier ecosistema. Este método ha resultado favorable para la reducción de nutrientes y biomasa de cianobacterias (Jian *et al.*, 2010; Lv *et al.*, 2010). De igual forma se han implementado escombros leñosos (Heilpern y Wootton, 2018) y también la introducción o cosecha de perifiton (Ko *et al.*, 2019); de estos métodos se obtuvieron resultados favorables, por

lo tanto, se vio una disminución en la concentración de nutrientes, clorofila-a, cianobacterias y sus toxinas.

En los métodos físicos se detectaron dos estrategias; la sonicación (Lee *et al.*, 2002) y la barrera de floración (Li *et al.*, 2012), estos tuvieron un resultado bueno, al disminuir la concentración de fitoplancton. Por otro lado, en los métodos químicos está el uso de especies reactivas de oxígeno que ayudaron a disminuir la biomasa de fitoplancton, aunque el efecto fue por un corto tiempo, ya que la baja concentración de H₂O₂ provocó un aumento en el crecimiento de algas y cianobacterias (Zhou *et al.*, 2017). Chen *et al.* (2020), demostraron que una concentración alta de H₂O₂ (5 mg L⁻¹), provocó una disminución en densidad de fitoplancton; sin embargo, la adición ocasionó que se reemplazaran cianobacterias no tóxicas por tóxicas (Chen *et al.* en 2020).

Tabla 1. Métodos implementados en lagos someros.

Métodos utilizados en lagos someros				
Tipo de método	Estrategias	Resultado	Problemas observados	Referencias
	Introducción de macrófitas flotadoras	Reducción de la concentración de nutrientes		Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> , 2004
	Introducción de macrófitas sumergidas	Reducción de la biomasa de cianobacterias		Pan <i>et al.</i> , 2011
	Introducción de macrófitas sumergidas	Reducción de la biomasa de fitoplancton	Cianobacterias fueron reemplazadas por algas verdes	Zeng <i>et al.</i> , 2017
B	Introducción de macrófitas sumergidas y extractos	Reducción de la biomasa de cianobacterias	No hubo efecto de los extractos de macrófitas sobre algas verdes	Pakdel <i>et al.</i> , 2013
	Introducción de peces filtradores	Reducción de la biomasa de cianobacterias		Hong <i>et al.</i> , 2005
	Introducción de peces filtradores	Reducción de la concentración de nutrientes, biomasa de		Tang <i>et al.</i> , 2021

fitoplancton y clorofila-a

Uso de peces filtradores, omnívoros y piscívoros	Reducción de la biomasa de cianobacterias	Alta biomasa de fitoplancton pequeño	Peng <i>et al.</i> , 2020c
Introducción de zooplancton	Reducción de la biomasa de fitoplancton		Amorim <i>et al.</i> , 2019
Introducción de macrófitas flotadoras y remoción de peces omnívoros	Reducción de la biomasa de fitoplancton	En veranos se producen florecimientos de cianobacterias que producen toxinas	Scasso <i>et al.</i> , 2001
Introducción de macrófitas sumergidas y peces piscívoros	Reducción en la concentración de fósforo		Zhang <i>et al.</i> , 2016
Introducción de macrófitas sumergidas y eliminación de peces planctívoros	Reducción de turbidez, concentración de nutrientes y biomasa de fitoplancton		Liu <i>et al.</i> , 2018
Uso de zooplancton herbívoro y macrófitas sumergidas	Reducción de la biomasa de cianobacterias	El zooplancton no tuvo efecto en la disminución de la biomasa de cianobacterias	Amorim y Moura <i>et al.</i> , 2020
Introducción de macroalgas y bivalvos	Reducción de la concentración de nutrientes y biomasa de fitoplancton		Li <i>et al.</i> , 2015
Introducción de microorganismos eficaces (agentes bacterianos)	Reducción de la concentración de nutrientes y biomasa de cianobacterias		Jian <i>et al.</i> , 2010
Introducción de microorganismos eficaces (levaduras y bacterias fotosintéticas)	Reducción de la concentración de nutrientes y biomasa de cianobacterias		Lv <i>et al.</i> , 2010
Uso de escombros leñosos	Reducción de la concentración de clorofila-a		Heilpern y Wootton, 2018

	Cosecha de perifiton	Reducción de la biomasa de cianobacterias y la concentración de cianotoxinas		Ko <i>et al.</i> , 2019
F	Sonicación	Reducción de la concentración de nutrientes, clorofila-a y biomasa de cianobacterias		Lee <i>et al.</i> , 2002
	Barreras de floración	Reducción de la biomasa de fitoplancton		Li <i>et al.</i> , 2012
Q	Especies reactivas de oxígeno	Reducción de la biomasa de algas por un corto tiempo	Por la baja concentración de H ₂ O ₂ volvió a colonizar el fitoplancton	Zhou <i>et al.</i> , 2017
	Especies reactivas de oxígeno	Reducción de la clorofila-a y la biomasa de algas	A concentraciones altas de H ₂ O ₂ existió un cambio de cianobacterias no tóxicas por tóxicas	Chen <i>et al.</i> , 2020

B = Biológicos; F = Físicos y Q = Químicos.

Se encontraron 18 artículos en donde se implementó algún método para controlar la eutrofización en lagos profundos (tabla 2), de los cuales, 13 tienen enfoque biológico, tres físicos y dos químicos.

Las macrófitas son uno de los principales grupos de organismos utilizados, en el caso de las plantas sumergidas se ha visto que son eficaces para reducir la concentración de nutrientes, clorofila-a y biomasa de fitoplancton (Quintão *et al.*, 2013; Keitel *et al.*, 2015); no obstante, en conjunto con las plantas emergentes existe un reemplazo de cianobacterias a algas verdes (Sim *et al.*, 2021). Además, en el estudio que realizaron Ferreira y colaboradores (2018) reportaron que a pesar de su uso, en la zona pelágica del lago en el que se implementó el método, se formó una acumulación de fitoplancton. Por otro lado, el uso de macrófitas flotadoras redujo la concentración de nutrientes y biomasa del fitoplancton (Qin *et al.*, 2016). Se pudo observar que las plantas mayormente implementadas fueron las macrófitas sumergidas, sin embargo, no

fueron las que tuvieron mayor eficiencia, ya que sólo en un artículo tuvo un efecto sobre la eutrofización.

La introducción de peces filtradores como la carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) en algunas ocasiones ayudó a disminuir la biomasa de fitoplancton (Zhao *et al.*, 2012); sin embargo, en otro estudio solamente lo hizo por un tiempo y regresó al estado inicial de eutrofización (Lin *et al.*, 2020). En cuanto a la eliminación de peces omnívoros como la carpa cabezona (*H. nobilis* y *H. molitrix*), se ha observado que tiene un efecto negativo sobre el fitoplancton como lo reportaron Starling y colaboradores (2002), quienes observaron que la concentración de clorofila-*a* disminuyó de 84 a 56 $\mu\text{g L}^{-1}$. Incluso en el estudio que realizaron Beklioglu y Tan en 2008 ayudó a que hubiese una recolonización de plantas acuáticas que provocó una disminución en la concentración de nutrientes y así de fitoplancton. Por último, en el experimento de Rondel *et al.* (2008) se controlaron diferentes tipos de peces (planctívoros, zooplanctívoros y omnívoros), los cuales no ayudaron a la disminución del fitoplancton, debido a que no provocaron un cambio en la cadena trófica debido al aumento de la concentración de nutrientes y cianobacterias.

También se pudo observar que en estos tipos de lagos no se utilizó el método de zooplancton. En otro tipo de estrategias se ha visto que utilizan bivalvos (Sroczyńska *et al.*, 2012), biopelículas de perifiton (Wu *et al.*, 2010) y de microorganismos eficaces como bacterias, hongos y levaduras (Sharip *et al.*, 2019) y han demostrado una buena eficiencia, puesto que ayudan a la reducción de cianobacterias.

En el caso de los métodos físicos se encontraron dos artículos enfocados en utilizar mezcla mecánica; el primer estudio se vio que reduce la biomasa de fitoplancton (Ma *et al.*, 2015); mientras que en el segundo, observaron que después de la mezcla, el fitoplancton mantuvo presencia en el lago, pues la turbulencia provocó que los nutrientes aumentaran (Tsujimura, 2004). El dragado dio como resultado una disminución de nutrientes, clorofila-*a* y fitoplancton (Pandey y Yaduvanshi, 2005).

Por último, el método químico utilizado en estos tipos de lago fue el Phoslock®. El uso de esta sustancia en un estudio realizado por Yamada-Ferraz *et al.* (2015), produjo una reducción de nutrientes y especies de cianobacterias, sin embargo, hubo un incremento de clorofitas,

euglenofitas y turbidez. Por otro lado, un segundo trabajo reportó que hubo una disminución de nutrientes y cianobacterias, pero sólo durante un año (Barçante *et al.*, 2020).

Tabla 2. Métodos implementados en lagos profundos.

Métodos utilizados en lagos profundos				
Tipo de método	Estrategias	Resultado	Problemas observados	Referencias
	Introducción de hojas de macrófitas	Reducción de la concentración de nutrientes		Quintão <i>et al.</i> , 2013
	Introducción de macrófitas sumergidas	Reducción de la concentración de nutrientes		Keitel <i>et al.</i> , 2015
	Introducción de macrófitas flotadoras	Reducción de la concentración de nutrientes y biomasa de fitoplancton		Qin <i>et al.</i> , 2016
	Introducción de macrófitas sumergidas	Reducción en la concentración de clorofila-a y biomasa de fitoplancton	En la zona pelágica se acumuló y comenzó a crecer una gran cantidad de biomasa de fitoplancton	Ferreira <i>et al.</i> , 2018
B	Introducción de macrófitas sumergidas y emergentes	Reducción de la biomasa de fitoplancton y aumento de la claridad del agua	Cianobacterias fueron reemplazadas por algas verdes	Sim <i>et al.</i> , 2021
	Introducción de peces filtradores	Reducción de la biomasa de fitoplancton		Zhao <i>et al.</i> , 2012
	Introducción de peces filtradores	Reducción de la concentración de nutrientes y biomasa de fitoplancton por un tiempo	La concentración de nutrientes y biomasa de fitoplancton regresó al estado inicial	Lin <i>et al.</i> , 2020
	Eliminación de peces omnívoros	Reducción de la concentración de clorofila-a		Starling <i>et al.</i> , 2002
	Eliminación de peces omnívoros	Recolonización de macrófitas sumergidas y		Beklioglu y Tan, 2008

reducción de nutrientes

	Control de peces (planctívoros, zooplanktivoros y omnívoros)	No influyó en la biomasa del fitoplancton	No se observó ninguna cascada trófica por exceso de nutrientes y cianobacterias	Rondel <i>et al.</i> , 2008
	Introducción de bivalvos	Decaimiento de la concentración de clorofila-a		Sroczyńska <i>et al.</i> , 2012
	Introducción de biopelículas de perifiton	Desaparición total de los florecimientos de cianobacterias		Wu <i>et al.</i> , 2010
	Introducción de microorganismos eficaces (bacterias, hongos y levaduras)	Disminuyó la concentración de biomasa de cianobacterias por un tiempo		Sharip <i>et al.</i> , 2019
	Mezcla mecánica	Los florecimientos de cianobacterias siguieron presentes después de la mezcla	Aumento en la carga interna de nutrientes, en particular de PO ₄	Tsujimura, 2004
F	Mezcla mecánica	Reducción de la biomasa de fitoplancton		Ma <i>et al.</i> , 2015
	Dragado	Reducción de la concentración de nutrientes, clorofila-a y productividad primaria		Pandey y Yaduvanshi, 2005
	Phoslock®	Reducción de la concentración de nutrientes y provocó un cambio en los taxones de algas	Aumento de turbidez en el agua	Yamada-Ferraz <i>et al.</i> , 2015
Q	Phoslock®	Reducción de fósforo y biomasa de cianobacterias	Las cianobacterias recolonizaron el lago después de un tiempo	Barçante <i>et al.</i> , 2020

B = Biológicos; F = Físicos y Q = Químicos.

Ya se revisaron los métodos para controlar la eutrofización en lagos someros y profundos; sin embargo, algunos investigadores prefieren realizar estudios previos en laboratorio antes de implementar alguno en un sistema natural. Es por lo que se consideraron publicaciones que

trabajaron con estos métodos en condiciones de laboratorio. Los resultados que arrojó la búsqueda fueron de 26 artículos donde realizaron experimentos en sistemas artificiales, de los cuales 19 fueron por métodos biológicos, tres por métodos físicos y cuatro por químicos (tabla 3).

Como se observó en los dos diferentes tipos de lagos, en laboratorio también son muy implementadas las macrófitas. En este tipo de estudios se ha visto que las macrófitas flotadoras inhiben el crecimiento de cianobacterias (Akao *et al.*, 2013), en el caso de las macrófitas emergentes y plantas terrestres ayudan a la reducción de nutrientes (Moseman, 2007). Por otro lado, donde se utilizan extractos de macrófitas sí existe una disminución de cianobacterias y cianotoxinas (Tazart *et al.*, 2021), pero en estudios donde se implementa una baja concentración de extractos provoca un aumento en la biomasa de cianobacterias (Du *et al.*, 2019). También, las plantas sumergidas se han combinado con moluscos pulmonados y en este estudio se pudo ver que reduce la concentración de cianobacterias; sin embargo, sin presencia de hidrófitas aumenta la cantidad de nutrientes (Zhang *et al.*, 2014).

La introducción de peces filtradores disminuyó la concentración de fitoplancton, pero se detectó que no consumieron cianobacterias mucilaginosas y algas verdes (Vörös, 2000). En el caso de los peces piscívoros disminuyeron la turbidez, la concentración de clorofila-*a* y aumentaron la abundancia de zooplancton (Mazzeo *et al.*, 2010). El uso de peces planctívoros aumentó la clorofila-*a* y biomasa de perifiton debido a que sus excreciones incrementaron la cantidad de nutrientes, hubo un aumento de sombra para las plantas acuáticas y se redujo el zooplancton (Gu *et al.*, 2016). La implementación de peces bentívoros ayuda a disminuir la abundancia de cianobacterias, pero aumenta la densidad de otro tipo de algas como las diatomeas (He *et al.*, 2016).

Por último, la combinación de peces filtradores y bivalvos pudo mostrar una reducción de nutrientes, clorofila-*a* y fitoplancton, pero el uso solamente de peces, tuvo como resultado lo contrario a la combinación de organismos (Shen *et al.*, 2020); por lo que se podría deducir que el efecto está dado por los bivalvos. En el caso del zooplancton se ha visto que sí hay una disminución de la densidad del fitoplancton (Pani y Wangane, 2005; Fernández *et al.*, 2012); además, si se utiliza este tipo de animales con bivalvos se obtiene el mismo resultado (Marroni *et al.*, 2017).

Los estudios realizados en laboratorio tienden a utilizar estrategias muy diferentes como introducción de cultivos de bacterias y ciliados (Kim *et al.*, 2007), islas flotantes (Weragoda *et al.*, 2012), plantas terrestres como *Pandanus amaryllifolius*, generalmente conocida como Pandano (Han *et al.*, 2014) o incluso desechos de plantas como troncos degradados (Yusoff *et al.*, 2018), que sorprendentemente tienen un resultado favorable pues ayudan a bajar la concentración de nutrientes e inhibir el crecimiento de cianobacterias. También se han utilizado diatomeas para aprovechar su “poder adherente” hacia otros organismos, lo cual provoca que las cianobacterias se peguen, caigan al fondo y mueran por inhibición fotosintética; sin embargo, esto solamente funciona con cianofitas y no con otro tipo de fitoplancton (Hao *et al.*, 2021). Por último, se debe mencionar el uso de hojas de plantas terrestres, las cuales también provocan una inhibición en el crecimiento de cianobacterias (Zainuddina *et al.*, 2021).

Con respecto a los métodos físicos, uno de ellos fue la sonicación, este sí causó una reducción de cianobacterias, pero sólo utilizando frecuencias altas (Hao *et al.*, 2004); el siguiente fue la electrólisis que sí ayudó a inactivar el crecimiento de cianobacterias (Bakheet *et al.*, 2018) y, por último, el sombreado redujo la biomasa de cianobacterias, pero incrementó el de algas verdes (Gaskill *et al.*, 2020).

Los métodos químicos implementados fueron el uso de aleloquímicos (en este caso 5,40-dihidroxiflavone) directamente y por perlas de liberación continua que ayudaron a la disminución de células de cianobacterias por más de 30 días; no obstante, la aplicación directa de estos solamente tuvo efecto 10 días (Huang *et al.*, 2016). Otro método implementado fueron péptidos que inhibieron el crecimiento de fitoplancton (Sedmak *et al.*, 2007; Han *et al.*, 2019) y por último, en un mismo trabajo se utilizaron tres estrategias: especies reactivas de oxígeno, alguicidas y Phoslock® por separado, teniendo como resultado una disminución de la concentración de fitoplancton pero las especies reactivas tendieron a regresar al estado inicial (Buley *et al.*, 2021).

Tabla 3. Resumen de artículos donde realizan estudios para controlar la eutrofización a partir de experimentos en laboratorio.

Tipo de método	Estrategia	Resultado	Problemas observados	Referencia
	Uso de macrófitas emergentes y plantas terrestres	Reducción de la concentración de nutrientes		Moseman, 2007
	Uso de macrófitas flotadoras	Inhibición del crecimiento de cianobacterias		Akao <i>et al.</i> , 2013
	Exposición a extractos de macrófitas	Reducción de la biomasa de cianobacterias	Los tratamientos con baja concentración de extractos provocaron un aumento en la biomasa de las cianobacterias	Du <i>et al.</i> , 2019
	Exposición a extractos de macrófitas	Reducción de biomasa de cianobacterias y concentración de cianotoxinas		Tazart <i>et al.</i> , 2021
B	Uso de peces filtradores	Reducción de la biomasa de fitoplancton	La digestión de cianobacterias mucilaginosas y algas verdes fue imposible	Vörös, 2000
	Uso de peces piscívoros	Reducción de la turbidez, la concentración de clorofila-a y aumento de la abundancia del zooplancton		Mazzeo <i>et al.</i> , 2010
	Uso de peces planctívoros	Aumento de la concentración de la clorofila-a y biomasa de perifiton	La excreción de los peces aumentó los nutrientes, el sombreado para las macrófitas y se redujo el zooplancton	Gu <i>et al.</i> , 2016
	Uso de peces bentívoros	Reducción de la biomasa de cianobacterias	Aumentó en la biomasa de fitoplancton y la clorofila-a, dominando las diatomeas	He <i>et al.</i> , 2016
	Uso de zooplancton	Reducción de la biomasa de fitoplancton		Pani y Wanganeo, 2005

	Uso de zooplancton	Reducción de la biomasa de cianobacterias		Fernández <i>et al.</i> , 2012
	Uso de macrófitas sumergidas y moluscos pulmonados	Reducción de la concentración de clorofila-a y nutrientes	Se observó un incremento en la cantidad de nutrientes en los tratamientos de moluscos	Zhang <i>et al.</i> , 2014
	Implementación de zooplancton pequeño y bivalvos	Se afectó negativamente al fitoplancton		Marroni <i>et al.</i> , 2017
	Uso de bivalvos y peces filtradores	Reducción de la concentración de nutrientes, clorofila-a y biomasa de fitoplancton	Aumentó la concentración de nutrientes y de clorofila-a en tratamientos de peces, además dominó <i>Microcystis</i> sp.	Shen <i>et al.</i> , 2020
	Uso de cultivos de bacterias y ciliados	Inhibición del crecimiento de cianobacterias		Kim <i>et al.</i> , 2007
	Implementación de islas flotantes	Reducción en la concentración de nutrientes		Weragoda <i>et al.</i> , 2012
	Uso de plantas terrestres	Reducción de concentración de nutrientes y biomasa de fitoplancton		Han <i>et al.</i> , 2014
	Implementación de tronco de palma degradado	Inhibición en el crecimiento de cianobacterias		Yusoff <i>et al.</i> , 2018
	Uso de diatomeas como portadores adherentes	Disminuyó el número de células de cianobacterias	No tuvo efecto en el crecimiento de las células del fitoplancton restante	Hao <i>et al.</i> , 2021
	Uso de hojas de plantas terrestres	Reducción del crecimiento de cianobacterias		Zainuddina <i>et al.</i> , 2021
F	Sonicación	Reducción de la	En el uso de	Hao <i>et al.</i> , 2004

		biomasa de cianobacterias	frecuencias bajas las cianobacterias regresaban a la densidad inicial	
	Electrolisis	Provocó una inactividad de cianobacterias		Bakheet <i>et al.</i> , 2018
	Sombreado	Reducción del biovolumen de cianobacterias	Sustitución de cianobacterias a algas verdes y aumentó la biomasa	Gaskill <i>et al.</i> , 2020
	Aleloquímicos (directo y perlas)	Reducción de la biomasa de cianobacterias	La aplicación directa de los aleloquímicos tuvo una inhibición a corto plazo (10 días)	Huang <i>et al.</i> , 2016
	Péptidos	Reducción de la biomasa de cianobacterias		Sedmak <i>et al.</i> , 2007
Q	Péptidos	Inhibición del crecimiento del fitoplancton		Han <i>et al.</i> , 2019
	Especies reactivas de oxígeno, alguicidas y Phoslock®	Reducción de la biomasa de fitoplancton y ficocianinas	Los tratamientos con peróxido de hidrógeno devolvieron las concentraciones de fitoplancton a la inicial	Buley <i>et al.</i> , 2021

B = Biológicos; F = Físicos y Q = Químicos.

Discusión

Como se ha revisado, la eutrofización ha sido un problema que ha avanzado en las últimas cinco décadas (Istvánovics, 2009). Se ha documentado que el incremento en la producción industrial del siglo XX fue uno de los causantes del aumento de nutrientes en los cuerpos de agua, así como otras prácticas humanas, por ejemplo, la agricultura, la ganadería, el uso de detergentes ricos en fosfatos, entre otras actividades (Volterra y Boualam, 2002). Así mismo, en la década de 1990 se reportó que entre el 40 al 50% de los lagos alrededor del mundo presentaban una condición eutrófica (Istvánovics, 2009). Además, en el presente siglo se han reflejado las repercusiones de esas acciones de la misma forma, pues en los primeros dos años del siglo XXI algunos sistemas acuáticos de la Unión Europea mostraron un incremento en la concentración de fósforo y nitrógeno (Pinay *et al.*, 2017).

Por otro lado, en 2012 el 63% de los lagos del total del mundo eran eutróficos y en 2018 se demostró que las zonas con mayores cuerpos de agua eutróficos son África Central, América del Sur, Oceanía y Asia, justamente en zonas cálidas (Zhang *et al.*, 2021). En las zonas tropicales y subtropicales este problema tiende a acelerarse, debido a que hay una mayor exposición al sol que promueve la fotosíntesis, además prevalecen temperaturas más elevadas que facilitan la liberación de nutrientes (Volterra y Boualam, 2002). Además, estas temperaturas cambian las condiciones físicas del agua (viscosidad) que afectan la locomoción y filtración de las especies de zooplancton y por lo tanto, se limita la asimilación de cianobacterias. Por otro lado, en estas regiones hay mayor presencia de peces zooplanctívoros que limitan la proliferación de zooplancton de talla grande; por lo tanto, existe una menor cantidad de depredadores para el fitoplancton, lo cual promueve su proliferación (Moss *et al.*, 2011).

El aumento de la temperatura puede provocar altas tasas de actividad bacteriana agotando el oxígeno y ayudando a la liberación de nutrientes de los sedimentos (Havens y Paerl, 2015). Aunado a esto, se ha visto que, en lagos de América del Sur, dependiendo de la temperatura, incrementa el crecimiento de cianobacterias del 60 al 80% (Paerl *et al.*, 2016). El avance de las investigaciones sobre mitigar la eutrofización en la región tropical y subtropical no ha sido muy certero; sin embargo, en este estudio se comprobó que ha aumentado la preocupación de restaurar los lagos en estado eutrófico y aunado a esto, incrementó la publicación de artículos referentes a las estrategias utilizadas para el control de la eutrofización desde el año 2000 a 2021.

En el caso de China, primero debemos mencionar que su río más grande (Río Chang Jiang) representa el 52.65% del reservorio total de agua dulce de dicho país, el cual, por la sobreexplotación de recursos, actividad antropogénica y cambio climático, ha llegado a un punto de contaminación considerable y aunado a esto, algunos lagos como Taihu y Chaohu se encuentran eutrofizados (Tang *et al.*, 2020). Sin embargo, no son los únicos en este estado, pues se ha reportado que, de 107 lagos monitoreados en ese país, el 61.7% de ellos son eutróficos (Zhang *et al.*, 2021), aunque hay otro estudio donde mencionan que, de 138 lagos, el 85.4% son eutróficos (Zhang *et al.*, 2020). Este ha sido uno de los mayores problemas ecológicos de dicho país, a consecuencia de que ha llevado a una biodiversidad baja e inestabilidad de los ecosistemas, pues se ha visto una reducción de cobertura vegetal y un aumento en la concentración de nutrientes (Qin *et al.*, 2012).

En cuanto al desarrollo científico de China, este comenzó después de la Segunda Guerra Mundial con la creación de centros de investigación que incrementaron la publicación de artículos (Cornejo y González, 2009; Aróstica, 2014). A pesar de que China es uno de los países con mayores problemas de eutrofización, en este estudio se confirma que el avance científico es mayor en cuanto a las estrategias para disminuir la eutrofización de sus lagos, debido a que este país comenzó a publicar artículos de este tema desde 2004 hasta la actualidad.

Las estrategias que se han utilizado alrededor del mundo para controlar el problema de la eutrofización son variadas, y van desde lo más simple a lo más complejo, como el reducir la entrada de nutrientes a los lagos; sin embargo, se ha visto que no es efectivo. Un ejemplo claro de este fenómeno se observa en los Países Bajos donde a pesar de que existe un programa de tratamiento de aguas residuales, no ha reducido el problema de la eutrofización (Lürling y Mucci, 2020). De hecho, en otros sistemas acuáticos se han realizado las mismas medidas y a pesar de que los nutrientes disminuyen, la calidad del agua sigue siendo mala y no hay un aclaramiento de esta (Beklioglu *et al.*, 2017). Es por lo que se han puesto en práctica algunos métodos que se resumen en la tabla 4 considerando sus ventajas y desventajas.

Tabla 4. Resumen de métodos para controlar la eutrofización.

Métodos utilizados para el control de la eutrofización			
Nombre del método	De qué trata	Ventajas	Desventajas
Sonicación	Uso de ultrasonidos que forman burbujas de cavitación y especies reactivas de oxígeno afectando a las células algales	<ul style="list-style-type: none"> ● Bajo impacto en otros organismos (plantas y animales) ● Elimina biopelículas, contaminación superficial, química y biológica 	<ul style="list-style-type: none"> ● Ayuda a la liberación de toxinas que reduce la calidad de agua ● Es un método selectivo: sólo mata cianobacterias con vacuolas de gas y filamentosas
Mezcla mecánica	A partir de aireación o mezcla en la columna de agua se elimina la estratificación, reduciendo el paso de luz y provocando una inhibición fotosintética sobre el fitoplancton	<ul style="list-style-type: none"> ● Aumenta la concentración de oxígeno disuelto en el agua ● Disminuye la cantidad de amoníaco, hierro y de otras sustancias tóxicas 	<ul style="list-style-type: none"> ● No se puede emplear en sistemas poco profundos ● Causa problemas en procesos biogeoquímicos ● No afecta a algunos tipos de algas
Filtración	Con la ayuda de membranas se filtra el agua para eliminar las partículas (células de fitoplancton) que la contaminan	<ul style="list-style-type: none"> ● Método de baja energía, sostenible y de bajo costo (no hay uso de sustancias) ● No hay rompimiento celular, por lo tanto, no hay contaminación por toxinas 	<ul style="list-style-type: none"> ● Se necesita un mantenimiento adicional de las membranas ● No es bueno para filtrar fitoplancton filamentosos
Radiación UV	Se utilizan lámparas que irradian luz a diferentes longitudes de onda para poder dañar el material genético, provocar fotoinhibición o degradar pigmentos fotosintéticos de los organismos	<ul style="list-style-type: none"> ● No genera residuos tóxicos ● No es necesario utilizar sustancias químicas ● Es un método económico ● Reduce la concentración de toxinas 	<ul style="list-style-type: none"> ● Se emplea en bajas temperaturas ● Tiene un efecto temporal ● El fitoplancton puede ser resistente a la radiación ● Perjudica a todos los organismos
Flotación por aire	A partir de bombas se crean burbujas de aire y sustancias sólidas se pegan en ellas y a su vez pierden densidad por lo que flotan y se pueden remover	<ul style="list-style-type: none"> ● Puede llegar a reducir hasta el 90% de la biomasa de fitoplancton 	<ul style="list-style-type: none"> ● Se necesita de un método químico para un mejor efecto
Sombreado	Consta de mantener el cuerpo de agua en	<ul style="list-style-type: none"> ● Disminuye hasta el 30% de biomasa 	<ul style="list-style-type: none"> ● Disminuye la concentración de

	oscuridad para que el fitoplancton no lleve a cabo el proceso fotosintético	fitoplanctónica <ul style="list-style-type: none"> ●Se pueden emplear árboles 	oxígeno disuelto provocando mortandad de organismos aerobios y proliferación de anaerobios <ul style="list-style-type: none"> ●Después del uso, puede haber una repoblación de fitoplancton
Dilución y lavado	Se debe de depositar agua con bajo contenido de nutrientes en el sistema para reducir su concentración, además de que aumenta la velocidad de flujo, transportando las células algales a alguna salida	<ul style="list-style-type: none"> ●Aumenta la mezcla vertical ●Disminuye la concentración de toxinas producidas por cianobacterias 	<ul style="list-style-type: none"> ●Se debe de implementar en épocas frías ●Se requiere de un alto volumen de agua sin nutrientes ●No es eficiente en cuerpos de agua de grandes dimensiones
Alguicidas	Sustancias que son tóxicas para el fitoplancton y actúan de formas diferentes	<ul style="list-style-type: none"> ●Se pueden obtener muy fácilmente ●Fáciles de manipular y aplicar ●Son de bajo costo 	<ul style="list-style-type: none"> ●No tienen una especificidad ●No son sostenibles ●Pueden modificar las condiciones físicas y químicas del agua ●No tiene una eficacia inmediata ●No son sustancias específicas y pueden dañar a otros organismos ●Ayuda a la liberación de toxinas ●El fitoplancton puede volverse resistente
Especies reactivas de oxígeno	Moléculas que reaccionan con otras formando radicales libres como el hidroxilo o hidroperóxido que dañan a las biomoléculas que forman a los organismos	<ul style="list-style-type: none"> ●Las sustancias no dejan rastro ●Respetuosos al ambiente ●Barato y fácil de utilizar 	<ul style="list-style-type: none"> ●Es necesario tener experiencia para utilizar altas concentraciones ●Afecta más a cianobacterias que algas eucariotas ●Libera toxinas producidas por el fitoplancton ●En altas concentraciones daña a organismos no objetivo
Coagulación y Floculación	Hay una separación de la fase suspendida de la líquida, seguido del	<ul style="list-style-type: none"> ●Funciona incluso para el tratamiento de agua potable 	<ul style="list-style-type: none"> ●Algunas sustancias son tóxicas para otros organismos

	uso de sustancias que provocan una sedimentación o flotación de las partículas	<ul style="list-style-type: none"> ●Algunas sustancias utilizadas son biodegradables 	<ul style="list-style-type: none"> ●Sustancias pueden aumentar la concentración de nutrientes ●Se necesita filtrar después de implementar este método
Bio-manipulación	Se adicionan o eliminan organismos que juegan un papel clave en las redes tróficas de los lagos como peces, zooplancton, macrófitas o incluso bacterias	<ul style="list-style-type: none"> ●No es una estrategia costosa ●Se manipulan organismos del mismo ecosistema 	<ul style="list-style-type: none"> ●No se tiene noción de sí se puede implementar a largo plazo ●En ocasiones, las especies de organismos establecidas en los cuerpos de agua pueden comportarse como especies invasoras ●No sé sabe si se pueden implementar en zonas tropicales

A continuación, se realizará un balance entre ventajas y desventajas de cada uno de los métodos para el control de la eutrofización comenzando con los métodos físicos. Algunos autores (Park *et al.*, 2017; Peng *et al.*, 2020a) refieren que la sonicación tiene como beneficios que se considera respetuoso con el ambiente ya que tiene bajo impacto, y por ello se considera eficiente para la eliminación de células algales. Además, puede eliminar contaminación de la superficie, biopelículas, contaminación química y biológica (Wu *et al.*, 2011). Una de las desventajas de utilizar este método es la liberación de las toxinas producidas por algunas de las especies de cianobacterias, lo que podría repercutir en la calidad del agua (Peng *et al.*, 2020b). No obstante, existen otros estudios que han demostrado que los ultrasonidos (640 kHz por 6 minutos) funcionan para eliminar toxinas como las microcistinas que son producidas por *Microcystis aeruginosa* (Park *et al.*, 2017). Otra desventaja que tiene es que es selectivo, pues tiene mayor impacto en cianobacterias o algas que presentan vacuolas de gas y en algas filamentosas (Rajasekhar *et al.*, 2012). Por último, Lürling y Tolman (2014) mencionan que al utilizar este método en conjunto con *Daphnia* para la reducción de biomasa de *Scenedesmus*, se pudo observar que el zooplancton murió a los 15 minutos de haberlos expuesto a los ultrasonidos.

Las ventajas de utilizar la mezcla mecánica, es que la aireación puede beneficiar la concentración de oxígeno disuelto en el agua, ayudando a los organismos que lo necesitan como

peces y zooplancton (Skinner *et al.*, 2014). También, ayuda a disminuir la concentración de amoníaco, hierro, manganeso y otras sustancias potencialmente tóxicas (Jilbert *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020). Sin embargo, no es muy recomendable realizarlo en sistemas poco profundos, por la liberación de nutrientes por la remoción del sustrato y así a la proliferación de microalgas (Lürling y Mucci, 2020). Otro de los efectos negativos que provoca la mezcla son el incremento térmico en la capa más profunda del sistema, lo cual puede causar cambios en los procesos biogeoquímicos como la mineralización del material orgánico presente en los sedimentos y que esto lleve a una liberación de fósforo en la columna de agua y su disponibilidad para el fitoplancton (McNeary y Erickson, 2013). Además, se ha observado que la mezcla puede afectar a cianobacterias como *Microcystis* y *Anabaena*, pero no tiene el mismo efecto con diatomeas y la cianobacteria *Planktothrix agardhii*, pues esta especie tolera la turbulencia y por lo tanto, no se ve afectada (Visser *et al.*, 2016).

La filtración con membranas, se considera un proceso de baja energía, sostenible y con bajo costo operativo, porque no necesita de sustancias químicas o cambio de fases (Mayhead *et al.*, 2018), además, este método no conlleva un rompimiento celular, por lo tanto, se reduce el problema con relación a la liberación de toxinas (Sandín *et al.*, 2013).

El uso de membranas para filtrar agua residual llega a presentar problemas, ya que en ocasiones se necesita hacer un lavado adicional al filtro debido a que se colmata por la presencia de sólidos (Melnikova *et al.*, 2021). Esto llega a dañar las membranas y se tiene que dar mantenimiento o incluso se tienen que desechar y obtener nuevas (Mayhead *et al.*, 2018). También, lo que baja la eficiencia de este método es que se ha reportado que sólo puede eliminar el 5% de peso seco de la concentración de algas (Esteves *et al.*, 2020); además, no es muy bueno para filtrar microalgas que no sean filamentosas y no se tiene registrado su uso a gran escala (Niaghi *et al.*, 2015).

El uso de radiación UV tiene como ventaja que no es necesario utilizar alguna otra sustancia química y va a tener un efecto por un tiempo prolongado (Bin *et al.*, 2001). Por lo anteriormente mencionado, es muy eficaz, económico, no necesita demasiado mantenimiento y es muy sencillo de utilizar; así mismo, tiene un efecto en la reducción de liberación de microcistinas (Chen y Bridgeman, 2017). Cabe mencionar que para que tenga un efecto negativo es necesario mantener una temperatura baja, si se eleva puede provocar una mayor proliferación de algas y, por lo tanto, su eficacia disminuye (Wong *et al.*, 2015).

Por otro lado, se menciona que el efecto que tiene es temporal, pues puede volver a crecer la población de fitoplancton debido a que las algas que mueran se depositan en el fondo convirtiéndose en materia orgánica liberando nutrientes que se pueden volver a utilizar para su crecimiento (Chen y Bridgeman, 2017). Además de esto, se ha reportado que las algas pueden producir una resistencia a la radiación ultravioleta (Karsten y Holzinger, 2014). Esta radiación UV no sólo perjudica al fitoplancton, sino también algunos procesos de otros organismos como los peces o el zooplancton, por lo que sería poco viable implementarlo en sistemas naturales (Olarie *et al.*, 2019).

En cuanto a la flotación por aire, es un tratamiento muy eficaz porque incluye un período corto de floculación, una alta tasa de carga superficial hidráulica, una alta concentración de sólidos de lodo, además de que ayuda a reducir la demanda química de oxígeno, los sólidos suspendidos totales, la turbidez y la concentración de nutrientes (Tian *et al.*, 2018). Además de esto, tiene ventajas sobre otros métodos sobre costo/beneficio, incluso, puede ayudar a mejorar otras técnicas como la coagulación que, en conjunto, puede llegar hasta el 93% en reducción de fitoplancton (Torres *et al.*, 2017). La desventaja de este método es que necesita de químicos como floculantes y coagulantes para que tenga un mejor efecto (Valerio, 2011); sin embargo, Niaghi y colaboradores (2015), pudieron observar que, sin el uso de otros métodos químicos, puede tener una eficiencia del 91%.

Se ha reportado que el sombreado puede disminuir hasta el 30% de la biomasa de algas en sistemas acuáticos de poca superficie (Chen *et al.*, 2009). Además, para causar el efecto de sombra se pueden utilizar árboles u otro tipo de vegetación (Hare *et al.*, 2018). Un problema que puede causar esto, es que va a haber una disminución del oxígeno disuelto producido por fotosíntesis (entre otras variables como el pH), y puede provocar mortandad de organismos que necesiten de este gas y a su vez también una proliferación de los que son anaerobios (Chen *et al.*, 2009). Por último, al quitar los materiales con los que se da sombra al sistema, las algas van a proliferar rápidamente (Li *et al.*, 2011).

El método de lavado va a provocar que aumente la velocidad de flujo en el sistema y que los nutrientes y varias células algales se transporten por alguna salida de este (Lewtas *et al.*, 2015; Miranda, 2017). Con este proceso mejora la calidad del cuerpo de agua en estado eutrófico porque puede influir en la reducción de biomasa algal e incluso, puede disminuir la concentración

de cianotoxinas. Por último, cabe mencionar que este método ha rendido frutos en algunos lagos de Estados Unidos (Welch, 1981) y Países Bajos (Kasim, 2015).

En cambio, las desventajas de este método son que se requiere un alto volumen de agua con bajo contenido de nutrientes (Miranda, 2017), en algunos casos se necesita transportar el agua que se va a utilizar, puede llegar a causar que la materia orgánica comience a liberarse y así aumentar la concentración de nutrientes (Kasim, 2015). Por último, otra desventaja es que no tiene una alta eficacia en cuerpos de agua de grandes dimensiones, ni endorreicos (Zhang *et al.*, 2020).

Existen otros métodos donde se agregan sustancias químicas, un ejemplo de ellos son los alguicidas, estos son muy fáciles de obtener, baratos y también su manipulación es sencilla; sin embargo, no presentan una alta especificidad por lo que no son sostenibles y llegan a representar una amenaza al resto de la biota (Lewtas, 2015; Matthijs *et al.*, 2016). Los que son a base de cobre son los más utilizados porque son muy fáciles de aplicar y también tienen una buena eficacia porque es tóxico para las cianobacterias a concentraciones altas (Shen *et al.*, 2019).

Los inconvenientes al utilizarlos es que se modifican algunas condiciones físicas y químicas del agua que podrían cambiar su estado y precipitarse; asimismo, para observar su eficacia se necesita de varios días (Matthijs *et al.*, 2016). Por otro lado, es un compuesto que no es específico y puede matar a otros organismos que no son el objetivo, alterando los ecosistemas (Song *et al.*, 2011; Chislock *et al.*, 2013). Además, debido a la descomposición de las algas se ve una pérdida de oxígeno y se liberan las toxinas producidas por las cianobacterias (Bin *et al.*, 2001). Por último, al dosificar continuamente los cuerpos de agua, las algas pueden volverse resistentes a estos compuestos (Pang *et al.*, 2013).

El potasio (K^+) se ha utilizado en forma de cloruro de potasio o permanganato de potasio; a pesar de que *Microcystis aeruginosa* es sensible a este, no es muy clara su eficacia (Matthijs *et al.*, 2016). Los compuestos de cloro como el dióxido de cloro son utilizados para la eliminación de algas, esto porque este elemento penetra las paredes celulares y destruye enzimas necesarias. Puede tener mejor eficacia si se mezcla con el método de coagulación, pero se ha reportado que el uso del cloro provoca una producción de subproductos nocivos como los trihalometanos (Shen *et al.*, 2011).

Otro alguicida llamado Diurón tiene mayor sensibilidad sobre algas verdes y diatomeas, mientras que con las cianobacterias tiene menor efecto (Brenes, 2017). Una de sus desventajas es que puede permanecer en el sedimento alrededor de un año (Esqueda-Esquivel *et al.*, 2010), es por ello que se ha prohibido en algunos países como Francia (Dupraz *et al.*, 2016) y Alemania (Chen y Young, 2008). Cuando este compuesto se degrada se forma 3,4-DCA (3,4-dicloroanilina), la cual es una sustancia tóxica que puede dañar a otros organismos que habitan en el sistema (Matthijs *et al.*, 2016).

En cuanto al Endothall, este tiene mayor eficiencia con las cianobacterias, pero su desventaja es que tiende a ser tóxico con el zooplancton (Lürling y Mucci, 2020) y algunos organismos se vuelven resistentes (Matthijs *et al.*, 2016). También, existen la napropamida y el acetoclor los cuales se menciona que son buenos para controlar las proliferaciones algales; no obstante, aún no se sabe si son compuestos tóxicos para otros organismos (Xie *et al.*, 2019). Por otro lado, el glifosato es un compuesto altamente tóxico hacia otros organismos (Gill *et al.*, 2018).

Aunque, existen otras sustancias con alta efectividad como el Diquat, Paraquat, Atrazina y Simazina, no son específicos y representan una amenaza para la diversidad. Por su parte, el Paraquat tiende a aumentar la concentración de cianotoxinas (Matthijs *et al.*, 2016). Asimismo, cuando las cianobacterias mueren, sus toxinas son liberadas al medio, por lo tanto, es necesario utilizar un método adicional para eliminar (Lürling y Mucci, 2020). Cabe mencionar que produce una alta toxicidad en mamíferos por lo que se ha prohibido su uso en algunos países (Labrada *et al.*, 1996).

Uno de los métodos más utilizados son las especies reactivas de oxígeno, en particular el peróxido de hidrógeno, pues es una sustancia que no deja rastro (Huo *et al.*, 2015; Schuurmans *et al.*, 2018), es respetuoso al ambiente, barato y fácil de utilizar (Santos *et al.*, 2021), además de que la concentración a utilizar depende de la especie dominante, la biomasa, el tamaño de la colonia del alga y el riesgo ecológico potencial (Fan *et al.*, 2019). Sin embargo, cuando se quiere utilizar de forma concentrada debe de ser con personal experto ya que se necesita experiencia para el uso y aplicación del peróxido para mitigar la eutrofización en lagos de gran volumen (Matthijs *et al.*, 2016). Además, no se sabe si realmente ayuda a disminuir la biomasa y verdaderamente mitiga el crecimiento algal (Fan *et al.*, 2019). Las concentraciones que utilizadas son variadas que van de 10 mg L⁻¹ (Santos *et al.*, 2021), 60 mg L⁻¹ (Huo *et al.*, 2015), hasta los

100 mg L⁻¹ (Barrington *et al.*, 2013); no obstante, entre más alta la concentración utilizada puede afectar a organismos no objetivo (Matthijs *et al.*, 2016).

Se ha mencionado que es selectivo, debido a que afecta mayormente a las especies de fitoplancton procariotas y en menor medida a las eucariotas (Matthijs *et al.*, 2012), además de que se necesita tener una alta irradiación de luz para la formación de radicales hidroxilos (Menezes *et al.*, 2021). Después de la muerte de las algas, se liberan las toxinas producidas y aunque se ha demostrado que se llegan a eliminar, solamente sucede con un bajo porcentaje, pues el peróxido se degrada muy rápido y cuando las toxinas están en la columna de agua, ya no hay suficiente concentración para eliminarlas (Barrington *et al.*, 2013).

Por último, tenemos la floculación y coagulación, el cual es un método muy útil para sedimentar las células de fitoplancton hasta el fondo del sistema donde hay deficiencia de luz (Míguez, 2016). Es un método económico y puede funcionar incluso para el tratamiento de agua potable (Zhao *et al.*, 2019). Por la parte de los coagulantes, el quitosano es muy útil porque es biodegradable, aunque puede causar lisis celular a otros organismos si hay una alta concentración. Otros coagulantes como el alumbre, es tóxico para los peces, además por contener sulfato pueden provocar que haya presencia de nutrientes y así aumentar el problema de eutrofización (Lüring y Mucci, 2020). En el caso de los floculantes, estos son costosos y algunos causan cambios en el ecosistema, además para tener una mayor eficacia, se necesitan utilizar después de aplicar el coagulante (Melnikova *et al.*, 2021).

El otro enfoque de métodos utilizados es la biomanipulación, que tiene la gran ventaja de no ser tan costoso y además se utilizan organismos del mismo ecosistema como, peces, zooplancton e incluso plantas acuáticas (McNeary y Erickson, 2013). La remoción de peces piscívoros en sistemas templados ha sido exitosa, sin embargo, en lagos tropicales es difícil de llevar a cabo (Bekliöglu *et al.*, 2017) debido a que la diversidad de este tipo de peces es menor, mientras que la de peces planctívoros y omnívoros es mayor, por lo tanto, existen altas densidades de ellos y así, una menor cantidad de zooplancton. Además, las temperaturas más elevadas en las zonas tropicales favorecen el continuo crecimiento del fitoplancton en forma de cianobacterias filamentosas o coloniales (Meerhoff *et al.*, 2003). Un ejemplo de utilizar peces piscívoros en condiciones subtropicales es efectivo se puede ver en el estudio de Mazzeo y colaboradores (2010), donde el pez *Hoplias malabaricus* ayudó a aumentar la abundancia de

zooplancton (principalmente *Daphnia obtusa*) y por ende, la concentración de clorofila y la turbidez disminuyeron.

En el caso de las macrófitas, se ha visto que en algunos cuerpos de agua no crecen debido a que existe una alta cantidad de organismos herbívoros o porque hay una alta presencia de turbulencia que mantiene las partículas suspendidas en la columna de agua y que, por lo tanto, reducen la transparencia y limitan la luz disponible para su crecimiento (Miranda, 2017). En el estudio de Beklioğlu *et al.* (2017) mencionan que sí existe una mejora de los cuerpos de agua donde se lleva a cabo la adición de macrófitas; aunque tiende a revertirse puesto que solamente es un método de corta duración y es por lo que debe de realizarse una o dos veces el mismo proceso. Por otro lado, se ha mencionado que las macrófitas en sistemas acuáticos tropicales son un refugio ineficiente para zooplancton, puesto que hay una alta cantidad de peces omnívoros y otros depredadores. Es por ello que el uso de plantas acuáticas podría ir acompañado de otro método como la adición de peces piscívoros (Amorim y Moura, 2020).

La importancia de las islas flotantes es que eliminan nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, además de que van a proporcionar un hábitat para algunos organismos. Sin embargo, este método tiene la condición de que sólo se realiza en cuerpos de agua poco profundos (Miranda, 2017), además de que son susceptibles a destrozarse en desastres naturales como huracanes o tifones que ocurren en zonas tropicales y subtropicales (Zhang *et al.*, 2020).

También se ha reportado el uso de microorganismos capaces de degradar los contaminantes, lo bueno de este método es que tiene un bajo impacto ambiental, es efectivo y si se mezcla con otro tipo de método puede tener mejores resultados, sin embargo, el resultado se ve a largo plazo y algunas bacterias pueden producir sustancias tóxicas (Zhang *et al.*, 2020).

Por último, y generalizando todos los métodos que abarca la biomanipulación, podemos decir que el problema con esta estrategia es que aún no se sabe qué puede pasar a largo plazo. Además, que en ocasiones las especies establecidas en los cuerpos de agua tienden a comportarse como especies invasoras y también, no hay información sobre si tiene el mismo efecto en zonas tropicales y subtropicales como se ha registrado en zonas templadas (McNeary y Erickson, 2013).

Como se puede ver, existe una alta cantidad de métodos por utilizar, no obstante, no todos se pueden implementar. Por ejemplo, la sonicación, la radiación UV y las especies reactivas de oxígeno, pues su uso provoca radicales libres, que no sólo van a afectar al fitoplancton, sino a los demás organismos causando incluso su muerte y así afectarían el ecosistema. En cuanto a los alguicidas, tampoco se recomienda utilizarlos ya que son sustancias ajenas a los cuerpos de agua y por lo general pueden cambiar las condiciones químicas del agua, además de que en ocasiones son tóxicos no sólo para las cianobacterias y algas eucariotas.

Por otro lado está la filtración, que de igual forma afecta a los organismos microscópicos pues estos al entrar a las membranas pueden quedarse atrapados y ser desechados con las microalgas; así mismo se menciona el sombreado, que al cubrir los lagos perjudica a todos los organismos fotosintéticos (incluyendo a las plantas acuáticas) que proporcionan el oxígeno en los cuerpos de agua, por lo tanto los peces y demás organismos aerobios podrían morir y los anaerobios se verían beneficiados y de la misma forma, se altera el ecosistema.

Ahora bien, nuestros resultados arrojaron que los métodos con enfoque biológico son los más estudiados en las zonas tropicales y subtropicales, en particular las macrófitas, peces y zooplancton; que puede ser porque son fáciles de utilizar, es barato y se ha visto que por lo general son eficaces para disminuir la biomasa fitoplanctónica. Aunque, también otros métodos biológicos se consideran eficaces como el cultivo de bacterias y ciliados y el uso de diatomeas como portadoras adherentes, son estrategias nuevas que son principalmente llevados a cabo en laboratorio y por lo tanto se necesita realizar más pruebas que nos den certeza de que son buenos para implementarse en sistemas naturales.

Por último, a partir de nuestros resultados se pudo comprobar que los mejores métodos que pueden ayudar a el control de la eutrofización en lagos tropicales y subtropicales son los de enfoque biológico, particularmente las macrófitas, ya que tanto en laboratorio como en los dos tipos de lagos que se han implementado, no han presentado problemas mayores. Por lo tanto, se propone realizar investigaciones previas en laboratorio seguidos de mesocosmos con las plantas acuáticas que se deseen utilizar para este tipo de estudios, analizando la mayor cantidad de factores físicos, químicos y biológicos, para poder obtener buenos resultados y no hacer un mal manejo de la estrategia.

Conclusiones

- Las investigaciones sobre la eutrofización en las zonas tropicales y subtropicales han aumentado significativamente en el periodo de 2000 a 2021, debido a que se ha convertido en un problema ambiental preocupante.
- El país ubicado geográficamente en la zona tropical y subtropical que cuenta con una mayor cantidad de lagos en estado eutrófico es China; sin embargo, es uno de los países con un alto avance científico y es por ello que han realizado un mayor número de investigaciones que abordan los métodos que se pueden utilizar para controlar la eutrofización.
- Los métodos mayormente implementados en lagos someros y profundos de zonas tropicales y subtropicales son los de enfoque biológico, en particular el uso de macrófitas sumergidas; no obstante, se han ejecutado métodos nuevos que requieren aún bastante investigación en campo y laboratorio para poder mejorar su implementación en sistemas naturales.
- Los dos principales problemas que han surgido en lagos someros y profundos son que las cianobacterias son reemplazadas por algas verdes y que las condiciones de los lagos regresen al estado inicial.
- Todos los métodos empleados para reducir el problema de eutrofización presentan desventajas; sin embargo, los de enfoque químico producen mayores inconvenientes a lo largo del tiempo por el hecho de verter sustancias tóxicas y ajenas a los sistemas.
- Este estudio considera que el mejor grupo de organismos a utilizar para disminuir la biomasa de fitoplancton son las macrófitas, ya que son fáciles de manipular, económicas y se ha visto que no conducen a problemas mayores.

Literatura citada

- Akao, S., Y. Hosoi y T. Fujiwara. 2013. Utilization of water chestnut for reclamation of water environment and control of cyanobacterial blooms. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21(3): 2249-2255.
- Alvarado, E.L. 2010. *Agua: efectos provocados por las actividades antropogénicas en la microcuenca del río Pixquiac*. Tesis de ingeniería. Facultad de Ingeniería Química, Universidad Veracruzana. Xalapa, México.
- Amorim, C.A., C.R. Valença, R.H. de Moura-Falcão y A.N. Moura. 2019. Seasonal variations of morpho-functional phytoplankton groups influence the top-down control of a cladoceran in a tropical hypereutrophic lake. *Aquat. Ecol.*, 53: 453–464.
- Amorim, C.A. y A.N. Moura. 2020. Effects of the manipulation of submerged macrophytes, large zooplankton, and nutrients on a cyanobacterial bloom: A mesocosm study in a tropical shallow reservoir. *Environ. Pollut.*, 265: 114997.
- Amorim, C.A. y A.N. Moura. 2021. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Sci. Total Environ.*, 758: 143605.
- Aróstica, P. 2014. *China en transición a la sociedad del conocimiento: implicaciones para América Latina*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe: Santiago de Chile, Chile.
- Bakheet, B., J. Beardall, X. Zhang y D. McCarthy. 2018. Potential control of cyanobacterial blooms by using a floating-mobile electrochemical system. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 94(2): 582-589.
- Barçante, B., N.O. Nascimento, T.F.G. Silva, L.A. Reis y A. Giani. 2020. Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery: Response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir. *Ecol. Indic.*, 117: 106702.
- Barrado-Moreno, M.M., J. Beltrán-Heredia y J. Martín-Gallardo. 2017. Degradation of microalgae from freshwater by UV radiation. *J. Ind. Eng. Chem.*, 48: 1-4.
- Barrington, D.J., E.S. Reichwaldt y A. Ghadouani. 2013. The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. *Ecol. Eng.*, 50: 86-94.
- Bauzá, L., A. Aguilera, R. Echenique, D. Andrinolo y L. Giannuzzi. 2014. Application of hydrogen peroxide to the control of eutrophic lake systems in laboratory assays. *Toxins*, 6(9): 2657-2675.
- Bejarano, E.Y. y J.K. Cortes. 2017. *Propuesta para el diseño de un sistema de tratamiento y aprovechamiento del agua residual tratada para uso agrícola en el barrio Holanda*,

- Vereda Pueblo Viejo-Facatativá*. Tesis de ingeniería, Facultad de Ingeniería, Universidad de Salle. Bogotá, Colombia.
- Beklioğlu, M. y C.O. Tan. 2008. Restoration of a shallow Mediterranean lake by biomanipulation complicated by drought. *Fundam. Appl. Limnol. / Arch. Hydrobiol.*, 171(2): 105–118.
- Beklioğlu, M., T. Bucak, J. Coppens, G. Bezirci, Ü.N. Tavşanoğlu, A.Í. Çakıroğlu, E.E. Levi, Ş. Erdoğan, N. Filiz, K. Özkan y A. Özen. 2017. Restoration of eutrophic lakes with fluctuating water levels: a 20-year monitoring study of two inter-connected lakes. *Water*, 9(2): 127.
- Bin, M.Z., M. Otaki, H. Furumai y S. Ohgaki. 2001. Direct and indirect inactivation of *Microcystis aeruginosa* by UV-radiation. *Water Res.*, 35(4): 1008-1014.
- Blancas, C. y M.E. Hervás. 2010. *Contaminación de las aguas por nitratos y efectos sobre la salud*. Egondi Artes Gráficas: Andalucía, España.
- Boggess, C.D. 2014. *Optimization of growth parameters for algal regrowth potential experiments*. Tesis de maestría. Faculty of California Polytechnic State University, San Luis Obispo, Estados Unidos.
- Bollaín C. y D. Vicente. 2019. Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública. *Rev. Esp. Salud Pública*, 93: e1-10.
- Borderie, F., L. Alaoui-Sehmer, F. Boust, B., Alaoui-Sossé y L. Aleya. 2014. Cellular and molecular damage caused by high UV-C irradiation of the cave-harvested green alga *Chlorella minutissima*: Implications for cave management. *Int. Biodeterior. Biodegradation*, 93: 118-139.
- Brenes, L. 2017. *Evaluación de la capacidad de cepas de cianobacterias (Cyanophyta) en la remoción de agroquímicos utilizados en la industria piñata de Costa Rica*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad de Costa Rica. San Pedro, Costa Rica.
- Buley, R.P., C. Adams, A.P. Belfiore, A. E.G. Fernandez-Figueroa, M.F. Gladfelter, B. Garner y A.E. Wilson. 2021. Field evaluation of seven products to control cyanobacterial blooms in aquaculture. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28(23): 29971–29983.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell, J.R. Hodgson, P.A. Cochran, J.J. Elser, M.M. Elser, D.M. Lodge, D. Kretchmer, X. He y C.N. von Ende. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecol. Soc. Am.* 68(6): 1863-1876.
- Castellanos, S.J. y M. Tusarma. 2014. *Evaluación fisicoquímica por el método de adsorción-coagulación-floculación para la remoción de colorantes del efluente del área de procesos industriales de la empresa textil CO&TEX S.A.S*. Tesis de licenciatura. Facultad de Tecnología Química, Universidad Tecnológica de Pereira. Pereira, Colombia.

- Chapa, C. y R. Guerrero. 2010. Eutrofización: abundancia que mata. *¿Cómo ves?*, 134: 22-25.
- Chen, C., Y. Wang, K. Chen, X. Shi y G. Yang. 2020. Using hydrogen peroxide to control cyanobacterial blooms: A mesocosm study focused on the effects of algal density in Lake Chaohu, China. *Environ. Pollut.*, 272: 115923.
- Chen, E.S. y T.B. Bridgeman. 2017. The reduction of *Chlorella vulgaris* concentrations through UV-C radiation treatments: A nature-based solution (NBS). *Environ. Res.*, 156: 183-189.
- Chen, X.C., H.N. Kong, S.B. He, D.Y. Wu, C.J. Li, X.C. Huang. 2009. Reducing harmful algae in raw water by light-shading. *Process Biochem.*, 44: 357-360.
- Chen W.H. y T.M. Young. 2008. NDMA formation during chlorination and chloramination of aqueous diuron solutions. *Environ. Sci. Technol.*, 42(4): 1072-1077.
- Chislock, M.F., E. Doster, R.A. Zitomer y A.E. Wilson. 2013. Eutrophication: Causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Edu. Knowl.*, 4(4): 10.
- Chludil, H.D. 2017. *Compuestos aleloquímicos*. Ciencia Hoy. Recuperado 10 de julio, 2021 de: <http://cienciahoy.org.ar/2017/02/compuestos-aleloquimicos/>
- Cobo, F. 2015. Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales. *Limnetica*, 34(1): 247-268.
- Cornejo R.A. y J. González. 2009. La política de ciencia y tecnología en China. *Comercio Exterior*, 59(9): 724-734.
- Dodds, W.K. y M.R. Whiles. 2010. *Freshwater ecology*. Elsevier: California, Estados Unidos.
- Downing. A.J. 2014. Limnology and oceanography: two estranged twins reuniting by global change. *Inland Waters*, 4(2): 215-232.
- Du, C.L., W. Zhang, J. Zhang, S. Guangxia, Y. Li, W. Mengmeng y W. Liqi. 2019. Allelopathic effects of *Wedelia chinensis* water extracts on the cyanobacterium *Chrysochloris ovalisporum*, a species causing algal bloom. *Asian J. Ecotoxicol.*, 14(2): 231-241.
- Du, P., X. Li, Y. Yang, X. Fan, T. Zhang, N. Wang, H. Li, S. Ji, Z. Zhou. 2020. Effect of rapid-mixing conditions on the evolution of micro-flocs to final aggregates during two-stage alum addition. *Environ. Technol.*, 42(20): 3122-3131.
- Dupraz V., N. Coquillé, D. Ménard, R. Sussarellu, L. Haugarreau, S. Stachowski-Haberkorn. 2016. Microalgal sensitivity varies between a diuron-resistant strain and two wild strains when exposed to diuron and irgarol, alone and in mixtures. *Chemosphere*, 151: 241-252.
- Elder, A.R. 2011. *Optimization of dissolved air flotation for algal harvesting at the Logan, Utah wastewater treatment plant*. Tesis de maestría. Ingeniería Biológica, Universidad Estatal de Utah. Utah, Estados Unidos.

- Esqueda-Esquivel, V.A., X. Rosas-González y E.N. Becerra-Leor. 2010. Evaluación de herbicidas residuales para el control de malezas en guanábana (*Annona muricata* L.). *Rev. Chapingo Ser. Hortic.*, 16(1): 5-12.
- Esteves, A.F., C.J. Almeida, A.L. Gonçalves y J.C. Pires. 2020. Chapter 10-Microalgae harvesting techniques. En Jacob-Lopes, E., M.M. Maroneze, M.I. Queiroz y L.Q. Zepka. (Eds.). *Handbook of Microalgae-Based Processes and Products* (pp-225-281). Elsevier, Londres, Reino Unido.
- Fan, F., X Shi, M. Zhang, C. Liu y K. Chen. 2019. Comparison of algae harvest and hydrogen peroxide treatment in mitigating cyanobacterial blooms via an *in situ* mesocosm experiment. *Sci. Total Environ.*, 694: 133721.
- Fernández, R., S. Nandini y S.S.S. Sarma. 2012. A comparative study on the ability of tropical micro-crustaceans to feed and grow on cyanobacterial diets. *J. Plankton Res.*, 34(8): 719–731.
- Ferreira, T.F, L.O. Crossetti, D.M.L. Motta Marques, L. Cardoso, C.R. Fragoso y E.H. van Nes. 2018. The structuring role of submerged macrophytes in a large subtropical shallow lake: Clear effects on water chemistry and phytoplankton structure community along a vegetated-pelagic gradient. *Limnologica*, 69: 142–154.
- Forero, J.E., J. Díaz y V.R. Blandón. 1999. Diseño de un nuevo sistema de flotación para tratamiento de aguas industriales. *Cienc. Technol. Futuro*, 1(5): 67-75.
- Jian, C., C. Jun, C. Gaoyun, Y. Shuzhen y Y. Hai. 2010. Control of cyanobacterial bloom with effective microorganisms. *Chin. J. Environ. Eng.*, 1: 100083.
- García, M. 2012. La hidrosfera. El ciclo del agua en el planeta. La calidad del agua. Contaminación acuática. Eutrofización. Sistemas de tratamiento y depuración. El agua como recurso natural. Gestión del agua. Criterios para un uso sostenible del agua. En García, M. (Eds.) *Biología y geología*. ISBN: 978-84-92767-65-6.
- Gaskill, J.A., T.D. Harris y R.L. North. 2020. Phytoplankton community response to changes in light: can glacial rock flour be used to control cyanobacterial blooms? *Front. environ. sci*, 8: 540607.
- Ghernaout, D., N. Elboughdiri, S. Ghareba y A. Salih. 2020. Coagulation process for removing algae and algal organic matter-An overview. *Open Access Libr. J.*, 7(4): 1-21.
- Gill, J.P.K., N. Sethi, A. Mohan, S. Datta y M. Girdhar. 2018. Glyphosate toxicity for animals. *Environ. Chem. Lett.*, 16: 401–426.
- Gross, E.M., C. Legrand, K. Rengefors y U. Tillmann. 2012. Capítulo: 14 Allelochemical interactions among aquatic primary producers. En Brönmark, C. y L.A. Hansson, (Eds.).

Chemical ecology in aquatic systems (pp. 195-209). Oxford University Press: Nueva York, Estados Unidos Americanos.

- Gu, J., H. Jinc, H. Hea, X. Ninga, J. Yua, B. Tana, E. Jeppesen y K. Li. 2016. Effects of small-sized crucian carp (*Carassius carassius*) on the growth of submerged macrophytes: Implications for shallow lake restoration. *Ecol. Eng.*, 95: 567–573.
- Halliwell, B. y J.M.C. Gutteridge. 2015. Free radicals in biology and medicine. Oxford University Press: New York, United Kingdom.
- Han, P., P. Kumar y B.L. Ong. 2014. Remediation of nutrient-rich waters using the terrestrial plant, *Pandanus amaryllifolius* Roxb. *J. Environ. Sci.*, 26(2): 404–414.
- Han, S.I., S. Kim, K.Y. Choi, C. Lee, Y. Park y Y.E. Choi. 2019. Control of a toxic cyanobacterial bloom species, *Microcystis aeruginosa*, using the peptide HPA3NT3-A2. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 26: 32255–32265.
- Hao, A., T. Haraguchi, T. Kuba, H. Kai, Y. Lin, y Y. Iseri. 2021. Effect of the microorganism-adherent carrier for *Nitzschia palea* to control the cyanobacterial blooms. *Ecol. Eng.*, 159: 106127.
- Hao, H., M. Wu, Y. Chen, J. Tang y Q. Wu. 2004. Cyanobacterial bloom control by ultrasonic irradiation at 20 kHz and 1.7 MHz. *J. Environ. Sci. Health*, 39(6): 1435–1446.
- Hare, M.T.O., A. Baattrup-Pedersen, I. Baumgarte, A. Freeman, I.D.M. Gunn, A.N. Lázár, R. Sinclair, A.J. Wade y M.B. Bowes. 2018. Responses of aquatic plants to eutrophication in rivers: A revised conceptual model. *Front. Plant. Sci.*, 9: 451.
- Havens, K.E. y H.W. Paerl. 2015. Climate Change at a crossroad for control of harmful algal blooms. *Environ. Sci. Technol.*, 49(21): 12605-12606.
- He, H., E. Hu, J. Yu, X. Luo, K. Li, E. Jeppesen y Z. Liu. 2016. Does turbidity induced by *Carassius carassius* limit phytoplankton growth? A mesocosm study. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 24(5): 5012–5018.
- Heilpern, S.A. y J.T. Wootton. 2018. Process catalyzers in Amazonian rivers: large woody debris modifies ecosystem processes across freshwater habitats. *Ecosphere*, 9(1): e02030.
- Hong, L.K., C.H. Jin y Y.C. Wang. 2005. Control of cyanobacterial blooms in eutrophication lakes by tilapia. *J. Fish. China*, 6: 315211.
- Hoslett, J., T.M. Massara, S. Malamis, D. Ahmad, I. van den Boogaert, E. Kataou, B. Ahmad, H. Ghazal, S. Simons, L. Wrobel y H. Jouhara. 2018. Surface water filtration using granular media and membranes: A review. *Sci. Total Environ.*, 639: 1268-1282.

- Huang, H., X. Xiao, F. Lin, H.P. Grossart, Z. Nie, J. Sun, C. Xu y L. Shi. 2016. Continuous-release beads of natural allelochemicals for the long-term control of cyanobacterial growth: Preparation, release dynamics and inhibitory effects. *Water Res.*, 95: 113–123.
- Huo, X., D.W. Chang, J.H. Tseng, M.D. Burch y T.F. Lin. 2015. Exposure of *Microcystis aeruginosa* to hydrogen peroxide under light: kinetic modeling of cell rupture and simultaneous microcystin degradation. *Environ. Sci. Technol.*, 49(9): 5502-5510.
- Hwang, S.J. 2020. Eutrophication and the ecological health risk. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, 17: 6332.
- Islam, F., Q. Lian, Z.U. Ahmad, M.E. Zappi, L. Yao y D.D. Gang. 2018. Nonpoint source pollution. *Water Environ. Res.*, 90(10): 1872-1898.
- Istvánovics, V. 2009. Eutrophication of lakes and reservoirs. En: Likens, G.E. (Eds.) *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 157-165). Elsevier: Inglaterra, Reino Unido.
- Jilbert, T., R.M. Couture, B.J. Huser y K. Salonen. 2020. Preface: Restoration of eutrophic lakes: Current practices and future challenges. *Hydrobiologia*, 847: 4343–4357.
- Kansole, M.M.R. y T.F. Lin. 2017. Impacts of hydrogen peroxide and copper sulfate on the control of *Microcystis aeruginosa* and MC-LR and the inhibition of MC-LR degrading bacterium *Bacillus* sp. *Water*, 9(4): 255.
- Karsten, U. y A. Holzinger. 2014. Green algae in alpine biological soil crust communities: acclimation strategies against ultraviolet radiation and dehydration. *Biodivers. Conserv.*, 23: 1845-1858.
- Kasim, N.Z. 2015. *Mitigation and management strategies for reducing eutrophication in tropical humid regions*. Tesis de doctorado. School of Civil Engineering, The University of Leeds. Woodhouse, Reino Unido.
- Kaur, S. 2020. Bio-manipulation: A restoration tool for eutrophied lakes. *J. Fauna Biol.*, 7(6): 1-4.
- Keitel, J., D. Zak y M. Hupfer. 2015. Water level fluctuations in a tropical reservoir: the impact of sediment drying, aquatic macrophyte dieback, and oxygen availability on phosphorus mobilization. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23(7): 6883–6894.
- Khan, M.N y F. Mohammad. 2014. Eutrophication: challenges and solutions. En Ansari, A.A. y S.S. Gill. (Eds.). *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Springer: Amsterdam, Países Bajos.
- Khatri, N. y S. Tyagi. 2015. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Front. Life Sci.*, 8(1): 23-39.

- Kim, B., S. Hwang, Y. Kim, S. Hwang, N. Takamura y M. Han. 2007. Effects of biological control agents on nuisance cyanobacterial and diatom blooms in freshwater systems. *Microbes Environ.*, 22(1): 52–58.
- Klapper, H. 2003. Technologies for lake restoration. *Journal of Limnology*, 62: 73-90.
- Ko, S.R., A. Srivastava, N. Lee, L. Jin, H.M. Oh y C.Y. Ahn. 2019. Bioremediation of eutrophic water and control of cyanobacterial bloom by attached periphyton. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 16: 4173–4180.
- Labrada, R., J.C. Caseley y C. Parker. 1996. Manejo de Malezas para Países en Desarrollo. (Estudio FAO Producción y Protección Vegetal - 120). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación: Roma, Italia.
- Lama, S., K. Muylaert, T.B. Karki, I. Foubert, R.K. Henderson y D. Van Damme. 2016. Flocculation properties of several microalgae and a cyanobacterium species during ferric chloride, chitosan and alkaline flocculation. *Bioresour. Technol.*, 220: 464-470.
- Lee, T.J., K. Nakano y M. Matsumura. 2002. A novel strategy for cyanobacterial bloom control by ultrasonic irradiation. *Water Sci. Technol.*, 46(6-7): 207–215.
- Lewtas, K., M. Paterson, H.D. Venema y D. Roy. 2015. *Manitoba prairie lakes: Eutrophication and in-lake remediation treatments*. International Institute for Sustainable Development: Manitoba, Canada.
- Li, C., X. Yu y M. Peng, M. 2015. The roles of polyculture with *Eucheuma gelatinae* and *Gracilarium tumidum* in purification of eutrophic seawater and control of algae bloom. *Mar. Pollut. Bull.*, 101(2): 750–757.
- Li, D.H., Z.C. Wang, Z. H.J. Qin, Y.X. Li y L. Zhang. 2012. An integrated technology of bloom barrier and bloom-trap for cyanobacterial bloom control. *Resour. Environ.*, 12(2): 45-50.
- Li, W., Y. Guo y K. Fu. 2011. Enclosure experiment for influence on algae growth by shading light. *Procedia Environ. Sci.*, 10: 1823-182.
- Lin, Q., Q. Chen, L. Peng, L. Xiao, L., Lei y E. Jeppesen. 2020. Do bigheaded carp act as a phosphorus source for phytoplankton in (sub)tropical Chinese reservoirs? *Water Res.*, 180: 115841.
- Liu, Z., J. Hu, P. Zhong, X. Zhang, J. Ning, S.E., Larsen, D. Chen, Y. Gao., H. He y E. Jeppesen. 2018. Successful restoration of a tropical shallow eutrophic lake: Strong bottom-up but weak top-down effects recorded. *Water Res.*, 146: 88-97.
- López, M.C. 2018. *Impacto en el uso de herbicidas para el control de plantas invasoras en los sueros de agua dulces y marinos*. Tesis de maestría. Colegio de la Frontera Sur, Université de Sherbrooke. Campeche, México.

- Lürling, M., L. Kang, M. Mucci, F. van Oosterhout, N.P. Noyma, M. Miranda, V.L.M. Huszar, G. Waajen y M. Manzi. 2020. Coagulation and precipitation of cyanobacterial blooms. *Ecol. Eng.* 158: 106032.
- Lürling, M. y F. van Oosterhout. 2013. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Res.*, 47(17): 6527-6537.
- Lürling, M. y M. Mucci. 2020. Mitigating eutrophication nuisance: in-lake measures are becoming inevitable in eutrophic waters in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 847: 4447-4467.
- Lürling, M., N. Noyma, L. de Magalhães, M. Miranda, M. Mucci, F. van Oosterhout, V.L. Huszar, M.M. Marinho. 2017. Critical assessment of chitosan as coagulant to remove cyanobacteria. *Harmful Algae*, 66: 1-12.
- Lürling, M. y Y. Tolman. 2014. Beating the blues: Is there any music in fighting cyanobacteria with ultrasound? *Water Res.*, 66: 361-373.
- Lv L., C. Yin, Q. Xu y H. Yan. 2010. Cyanobacterial bloom control by environmental effective microorganisms. *Environ. Sci. Technol.*, 33(8): 1-5.
- Ma, W.X., T.L. Huang y X. Li. 2015. Study of the application of the water-lifting aerators to improve the water quality of a stratified, eutrophicated reservoir. *Ecol. Eng.*, 83: 281–290.
- Marroni, S., N. Mazzeo, J.P. Pacheco, J. Clemente y C. Iglesias. 2017. Interactions between bivalves and zooplankton: competition or intraguild predation? Implications for biomanipulation in subtropical shallow lakes. *Mar. Freshwater. Res.*, 68(6): 1036-1043.
- Massima, E.S., O.O. Fatoba, O. Babajide, K.O. Badmus y L.F. Petrik. 2018. Review of the methods for determination of reactive oxygen species and suggestion for their application in advanced oxidation induced by dielectric barrier discharges. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 25(10): 9265-9282.
- Matthijs H.C.P., P.M. Visser, B. Reeze, J. Meeuse, P.C. Slot, G. Wijn, R. Talens y J. Huisman. 2012. Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water Res.*, 46: 1460-1472.
- Matthijs, H.C.P., D. Jančula, P.M. Visser y B. Maršálek. 2016. Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation. *Aquatic Ecol.*, 50: 443-460.
- Mayhead, E., A. Silkina, C.A. Llewellyn y C. Fuentes-Grünwald. 2018. Comparing nutrient removal from membrane filtered and unfiltered domestic wastewater using *Chlorella vulgaris*. *Biology (Basel)*, 7(1): 12.
- Mazzeo, N., C. Iglesias, F. Teixeira-de Mello, A. Borthagaray, C. Fosalba, R. Ballabio, D. Larrea, J. Vilches, S. García, J.P. Pacheco y E. Jeppesen. 2010. Trophic cascade effects of

- Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: a mesocosm approach. *Hydrobiologia*, 644(1): 325–335.
- McNeary, W.W. y L.E. Erickson. 2013. Sustainable management of algae in eutrophic ecosystem. *J. Environ. Prot. Sci.*, 4: 9-19.
- Melnikova, A.A., A.V. Komova, R.A. Absolve y Z.B. Namsaraev. 2021. Flocculation-based methods of microalgae removal from the eutrophic pond enrichment culture. *Water Supply*, 0(0): 2.
- Menezes I., D. Maxwell-McQueeney, J. Capelo-Neto, C.J. Pestana, C. Edwards y L.A. Lawton. 2021. Oxidative stress in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* PCC 7813: Comparison of different analytical cell stress detection assays. *Chemosphere*, 128766.
- Meerhoff, M., N. Mazzeo, B. Moss, y L. Rodríguez-Gallego. 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquat. Ecol.*, 37: 377–391.
- Míguez, D. 2016. Tecnologías de control de floraciones de cianobacterias y algas nocivas en cuerpos de agua, con énfasis en el uso de irradiación por ultrasonido. *Rev. Lab. Tecnol. Ury.*, 12: 56-61.
- Miranda, L.E. 2017. *Reservoir fish habitat management*. Lightning Press: Totowa, New Jersey.
- Miranda, M., N. Noyma, F.S. Pacheco, L. de Magalhães, E. Pinto, S. Santos, M.F.A. Soares, V.L. Huszar, M. Lürling y M.M. Marinho. 2017. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. *Harmful Algae*, 65: 27-39.
- Moseman, S.M. 2007. Opposite diel patterns of nitrogen fixation associated with salt marsh plant species (*Spartina foliosa* and *Salicornia virginica*) in southern California. *Mar. Ecol.*, 28(2): 276-287.
- Moss, B., S. Kosten, M. Meerhoff, R.W. Battarbee, E. Jeppesen, N. Mazzeo, K. Havens, G. Lacerot, Z. Liu, L. De Meester, H. Paerl y M. Scheffer. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1: 101-105.
- Mucci, M., I.A. Guedes, E.J. Faassen y M. Lürling. 2020. Chitosan as a coagulant to remove cyanobacteria can cause microcystin release. *Toxins*, 12(11): 711.
- Mucci, M., N. Pessoa, L. de Magalhães, M. Miranda, F. van Oosterhout, I. Alves, V.L.M. Huszar, M. Manzi y M. Lürling. 2017. Chitosan as coagulant on cyanobacteria in lake restoration management may cause rapid cell lysis. *Water Res.*, 118: 121-130.

- Murdoch, W. W. y J. Bence. 1987. General predators and unstable prey populations. En: Kerfoot, W.C. y A. Sih. (Eds). *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities* (pp-17-29). University press of New England: New Hampshire, Estados Unidos.
- Nandini, S., C.A.Z. Barrios y S.S. Sarma. 2020. A Long-Term Study on the Effect of Cyanobacterial Crude Extracts from Lake Chapultepec (Mexico City) on selected zooplankton species. *Environ. Toxicol. Chem.*, 39(12): 2409-2419.
- Niaghi, M., M.A. Mahdavi y R. Gheshlaghi. 2015. Optimization of dissolved air flotation technique in harvesting microalgae from treated wastewater without flocculants addition. *J. Renew. Sustain. Energy*, 7(1): 013130.
- Olarte, M., S.H. Sánchez, C.F. Aréchiga, R. Bañuelos y M.A. López. 2019. Effects of ultraviolet radiation (UV) in domestic animals. Review. *Rev. Mex. Cienc. Pecu.*, 10(2): 416-432.
- Ou, H., N. Gao, Y. Deng, J. Qiao y H. Wang. 2012. Immediate and long-term impacts of UV-C irradiation on photosynthetic capacity, survival and microcystin-LR release risk of *Microcystis aeruginosa*. *Water Res.*, 46: 1241-1250.
- Paerl, H.W., W.S. Gardner, K.E. Havens, A.R. Joyner, M.J McCarthy, S.E Newell, B. Qin y J.T. Scott. 2016. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54: 213–222.
- Pakdel, F.M., L. Sim, J. Beardall y J. Davis. 2013. Allelopathic inhibition of microalgae by the freshwater stonewort, *Chara australis*, and a submerged angiosperm, *Potamogeton crispus*. *Aquat. Bot.*, 110: 24–30.
- Palakkeel, D., E. Castillo, C.N. Mulligan y S. Bhat. 2021. Filtration for improving surface water quality of a eutrophic lake. *J. Environ. Manage.*, 279: 111766.
- Pan, G., B. Yang, D. Wang, H. Chen, B. Tian, M. Zhang, Z. Yuan y J. Chen. 2011. In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils. *Ecol. Eng.*, 37(2): 302–308.
- Pandey, J. y M.S. Yaduvanshi. 2005. Sediment dredging as a restoration tool in shallow tropical lakes: Cross analysis of three freshwater lakes of Udaipur, India. *Environ. Control Biol.*, 43(4): 275-281.
- Pang, C.C., X.J. Fan, J. Zhou y S.Q. Wu. 2013. Optimal dosing time of acid algaecide for restraining algal growth. *Water Sci. Eng.*, 6(4): 404-409.
- Pani, S., y A. Wanganeo. 2005. Algal management of lakes through biomanipulation-a case study of a tropical lake. *Ecol. Environ. Conserv.*, 11(1): 61.

- Park, J., J. Church, Y. Son, K.T. Kim y W.H. Lee. 2017. Recent advances in ultrasonic treatment: Challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (HABs). *Ultrason. Sonochem.*, 38: 326-334.
- Peng, Y., Z. Zhang, Y. Kong, Y. Li, Y. Zhou, Xingdong Shi y Xueping Shi. 2020a. Effects of ultrasound on *Microcystis aeruginosa* cell destruction and release of intracellular organic matter. *Ultrason. Sonochem.*, 63: 104909.
- Peng, Y., Z. Zhang, M. Wang, X. Shi, Y. Zhou, Y. Zhou y Y. Kong. 2020b. Inactivation of harmful *Anabaena flos-aquae* by ultrasound irradiation: Cell disruption mechanism and enhanced coagulation. *Ultrason. Sonochem.*, 69: 105254.
- Peng, G., X. Zhou, B. Xie, C. Huang, M.M. Uddin, X. Chen y L. Huang. 2020c. Ecosystem stability and water quality improvement in a eutrophic shallow lake via long-term integrated biomanipulation in Southeast China. *Ecol. Eng.*, 159: 106119.
- Pérez-Morales, A., A. Olivos-Ortiz, S.I. Quijano-Scheggia, C.A. Espinosa-Rodríguez y M.A. Jiménez-Santos. 2016. Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas formadoras de florecimientos en el centro de México. En García-Mendoza, E., S.I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz y E.J. Núñez-Vázquez. (Eds). *Florecimientos algales nocivos en México* (pp-408-421). CICESE: Ensenada, México.
- Pinay, G., C. Gascuel, A. Ménesguen, Y. Souchon, M. Le Moal, A. Levain, C. Etrillard, F. Moatar, A. Pannard y P. Souchu. 2017. *Eutrophication: Manifestations, causes, consequences and predictability*. Joint Scientific Appraisal: France.
- Pitty, A. 2018. Modo de acción y resistencia de los herbicidas que interfieren en el fotosistema II de la fotosíntesis. *Ceiba*, 55(1): 45-59.
- Qin, B.Q., G. Gao, G.W. Zhu, Y.L. Zhang, Y.Z. Song, X.M. Tang, H. Xu y J.M. Deng. 2012. Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chin. Sci. Bull.*, 58(9): 961970.
- Qin, H., Z. Zhang, H Liu, D. Li, X. Wen, Y. Zhang, Y. Wang y S. Yan. 2016. Fenced cultivation of water hyacinth for cyanobacterial bloom control. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23(17): 17742–17752.
- Quintão, J.M.B., R.S. Rezende y J.F.G. Júnior. 2013. Microbial effects in leaf breakdown in tropical reservoirs of different trophic status. *Freshw. Sci.*, 32(3): 933–950.
- Rajasekhar, P., L. Fan., T. Nguyen y F.A. Rodrick. 2012. A review of the use of sonication to control cyanobacterial blooms. *Water Res.*, 46(14): 4319-4329.
- Ramírez, R.S. y J.C. Vega. 2017. *Agua: Fuentes, caracterización, tecnología y gestión sustentable, tomo I*. Alfaomega: Ciudad de México, México.

- Reynolds, S.A. y D.C. Aldridge. 2021. Embracing the allelopathic potential of invasive aquatic plants to manipulate freshwater ecosystems. *Front. Environ. Sci.*, 8: 551803.
- Rodríguez-Gallego, L.R., N. Mazzeo, J. Gorga, M. Meerhoff, J. Clemente, C. Kruk, F. Scasso, G. Lacerot, J. García y F. Quintans. 2004. The effects of an artificial wetland dominated by free-floating plants on the restoration of a subtropical, hypertrophic lake. *Lakes Reserv.: Res. Manag.*, 9(3-4): 203–215.
- Romero, W.L. y E.Y. Rodríguez. 2014. *Propuesta de un sistema de depuración del agua de bombeo utilizando el método de flotación con aire disuelto (DAF) y floculantes para reducir los niveles de contaminación en la empresa pesquera Hayduk S.A. - Malabrigo*. Tesis de Ingeniería. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de Trujillo. Trujillo, Perú.
- Rondel, C., R. Arfi, D. Corbin, F. Le Bihan, E.H. Ndour y X. Lazzaro. 2008. A cyanobacterial bloom prevents fish trophic cascades. *Freshw. Biol.*, 53(4): 637–651.
- Samuilov, V., K.N. Timofeev, S.V. Sinitsyn y D.V. Bezryadno. 2004. H₂O₂ induced inhibition of photosynthetic O₂ evolution by *Anabaena variabilis* cells. *Biochem. Mosc.*, 69: 926–933.
- Sandín, R., B. Corzo, E. Ferrero, J. Bacardit y J.J. Malfeito. 2013. Ultrafiltration as pretreatment to reduce algal bloom in reverse osmosis plants. *International Desalination Association World Congress on Desalination and Water Reuse*, 13: 117.
- Santos, A.A., D.O. Guedes, M.U.G. Barros, S. Oliveira, A.B.F. Pacheco, S.M.F.O. Azevedo, V.F. Magalhães, C.J. Pestana, C. Edwards, L.A. Lawton y J. Capelo-Neto. 2021. Effect of hydrogen peroxide on natural phytoplankton and bacterioplankton in a drinking water reservoir: Mesocosm-scale study. *Water Res.*, 197: 117069.
- Scasso, F., N. Mazzeo, J. Gorga, C. Kruk, G., Lacerot, J. Clemente, D. Fabián y S. Bonilla. 2001. Limnological changes in a sub-tropical shallow hypertrophic lake during its restoration: two years of a whole-lake experiment. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 11(1): 31-44.
- Scheffer, M. 2004. *Ecology of shallow lakes*. Springer. Dordrecht.
- Scheffer, M. y E. Jeppesen. 1998. Alternative stable states in shallow lakes. En Jeppesen, E., Ma. Søndergaard, Mo. Søndergaard y K. Christoffersen. (Eds.). *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. (pp. 397-407). Springer: Nueva York, Estados Unidos.
- Schuurmans, J.M., B.W. Brinkman, A.K. Makower, E. Dittmann, J. Huisman y H.C.P. Matthijs. 2018. Microcystin interference with defense against high oxidative stress in harmful cyanobacteria. *Harmful Algae*, 78: 47-55.

- Sedmak, B., S. Carmeli y T. Eleršek. 2007. "Non-toxic" cyclic peptides induce lysis of cyanobacteria—an effective cell population density control mechanism in cyanobacterial blooms. *Microb. Ecol.*, 56(2): 201–209.
- Sengco, M.R. y D.M. Anderson. 2005. Controlling harmful algal blooms through clay flocculation. *J. Eukaryot. Microbiol.*, 51(2): 169-172.
- Shapiro, J., V. Lamarra y M. Lynch. 1975. Biomanipulation: An ecosystem approach to lake restoration. En: Brezonik P.L. y J.L. (Eds). Proceedings of the symposium on water quality management through biological control (pp-85-96). Fox University of Florida, Gainesville, Estados Unidos.
- Sharip, Z., S.B.A. Razak, N. Noordin, y F.M. Yusoff. 2019. Application of an effective microorganism product as a cyanobacterial control and water quality improvement measure in Putrajaya Lake, Malaysia. *Earth Syst. Environ.*, 4: 213–223.
- Shen, Q., J. Zhu, L. Cheng, J. Zhang, Z. Zhang y X. Xu. 2011. Enhanced algae removal by drinking water treatment of chlorination coupled with coagulation. *Desalination*, 271(1-3): 236-240.
- Shen, X., H. Zhang, X. He, H. Shi, C. Stephan, G. Jiang, C. Wan y T. Eichholz. 2019. Evaluating the treatment effectiveness of copper-based algaecides on toxic algae *Microcystis aeruginosa* using single cell-inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Anal. Bioanal. Chem.*, 411: 5531-5543.
- Shen, R., X. Gu, H. Chen, Z. Mao, Q. Zeng y E. Jeppesen. 2020. Combining bivalve (*Corbicula fluminea*) and filter-feeding fish (*Aristichthys nobilis*) enhances the bioremediation effect of algae: An outdoor mesocosm study. *Sci. Total Environ.*, 727: 138692.
- Sim, D.Z.H., M.A.D. Mowe, Y. Song, J. Lu, H.T.W. Tan, S.M. Mitrovic, D.L. Roelke y D.C.J. Yeo. 2021. Tropical macrophytes promote phytoplankton community shifts in lake mesocosms: relevance for lake restoration in warm climates. *Hydrobiologia* 848: 4861–4884.
- Skinner, M.M., B.C. Moore y M.E. Swanson. 2014. Hypolimnetic oxygenation in Twin Lakes, WA. Part II: feeding ecology of a mixed cold- and warmwater fish community. *Lake Reserv. Manage.*, 30: 240–249.
- Song, L. T.L. Marsh, T.C. Voice y D.T. Long. 2011. Loss of seasonal variability in a lake resulting from copper sulfate algaecide treatment. *Phys. Chem. Earth*, 36(9-11): 430-435.
- Song, Y., J.H. Liew, D.Z.H. Sim, M.A.D. Mowe, S.M. Mitrovic, H.T.W. Tan y D.J.Y. Yeo. 2019. Effects of macrophytes on lake-water quality across latitudes: a meta-analysis. *Oikos*, 128(4): 468-481.

- Sroczyńska, K., G. Barroso y L. Chicharo. 2012. In situ effective clearance rate measurement of mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) in a tropical estuary in Brazil. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 12(4): 301–310.
- Starling, F., X. Lazzaro, C. Cavalcanti y R. Moreira. 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biol.*, 47(12): 2443–2452.
- Tanaka, Y., A. Ashaari, F.S. Mohamad y N. Lamit. 2020. Bioremediation potential of tropical seaweeds in aquaculture: low-salinity tolerance, phosphorus content, and production of UV-absorbing compounds. *Aquaculture*, 518: 734853.
- Tang, X., R. Li, D. Han y M. Scholz. 2020. Response of eutrophication development to variations in nutrients and hydrological regime: A case study in the Changjiang River (Yangtze) Basin. *Water*, 12: 1634.
- Tang, Y., L. Zhao, Y. Cheng, Y. Yang, Y. Sun y Q. Liu. 2021. Control of cyanobacterial blooms in different polyculture patterns of filter feeders and effects of these patterns on water quality and microbial community in aquacultural ponds. *Aquaculture*, 542: 736913.
- Tazart, Z. M. Manganelli, S. Scardala, F.M. Buratti, F.N. Di Gregorio, M. Douma, K. Mouhri, E. Testai y M. Loudiki. 2021. Remediation strategies to control toxic cyanobacterial blooms: effects of macrophyte aqueous extracts on *Microcystis aeruginosa* (growth, toxin production and oxidative stress response) and on bacterial ectoenzymatic activities. *Microorganisms*, 9(8): 1782.
- Tekile, A., I. Kim y J.Y. Lee. 2017. 200 kHz sonication of mixed-algae suspension from a eutrophic lake: The effect on the caution vs. outbreak bloom alert levels. *Water*, 9: 915.
- They, N.H. y D.M. Marques. 2019. The structuring role of macrophytes on plankton community composition and bacterial metabolism in a large subtropical shallow lake. *Acta Limnol. Bras.*, 31(19): e19.
- Tian, Z., C. Wang y M. Ji. 2018. Full-scale dissolved air flotation (DAF) equipment for emergency treatment of eutrophic water. *Water Sci. Technol.*, 77(7): 1802-1809.
- Torres, D., A.L. Araújo, R. de Oliveira y A.C. de Brito. 2017. Dissolved air flotation (DAF) for biomass recovery from algal ponds. *Water Pract. Technol.*, 12(3): 534-540.
- Triest, L., I. Stiers, y S. Van Onsem. 2015. Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. *Aquat. Ecol.*, 50(3): 461–483.
- Tsujimura, S. 2004. Water management of Lake Yogo targeting internal phosphorus loading. *Lakes Reserv.: Res. Manag.*, 9(3-4): 171–179.

- Valerio, L.G. 2011. *Ingeniería básica ambiental para el diseño de mejoras del sistema de tratamiento de aguas residuales de la refinería de RECOPE S.A. en Moín-Limón*. Tesis de licenciatura. Escuela de Química, Instituto Tecnológico de Costa Rica. Limón, Costa Rica.
- Viman, Q.V., I. Ora Ian y A. Fleseriu. 2010. Types of water pollution: point source and non-points source. *Aquac. Aquar. Conserv. Legis.*, 3(5): 393-397.
- Visser, P.M., B.W. Ibelings, M. Bormans y J. Huisman. 2016. Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecol.*, 50: 423–441.
- Volterra, L. y M. Boualam. 2002. *Eutrophication and health*. European Communities: Francia, Unión Europea.
- Vörös, L. 2000. Effective control of nuisance cyanobacterial blooms by biomanipulation. Egypt. J. Phycol., 1(25): 267-277.
- Welch, E.B. 1981. The dilution/flushing technique in lake restoration. *J. Am. Water. Resour. As.*, 17(4): 558–564.
- Weragoda, S.K., K.B.S.N. Jinadasa, D.Q. Zhang, R.M. Gersberg, S.K. Tan, N. Tanaka y N.W. Jern. 2012. Tropical application of floating treatment wetlands. *Wetlands*, 32(5): 955–961.
- Wong, C.Y., M.L. Teoh, S.M. Phang y P.E. Lim. 2015. Interactive effects of temperature and UV radiation on photosynthesis of *Chlorella* strains from polar, temperate, and tropical environments: differential impacts on damage and repair. *PLoS One*, 10(10): 0139469.
- Wu, X., E.M. Joyce y T.J. Manson. 2011. The effects of ultrasound on cyanobacteria. *Harmful Algae*, 10(6): 738-743.
- Wu, Y., J. Liu, L. Yang, H. Chen, S. Zhang, H. Zhao y N. Zhang. 2010. Allelopathic control of cyanobacterial blooms by periphyton biofilms. *Environ. Microbiol.*, 13(3): 604–615.
- Wurtsbaugh, W.A., H.W. Pearl y W.K. Dodds. 2019. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wires water*, 6: 1373.
- Xie, J., L. Zhao, K. Liu y W. Liu. 2019. Enantiomeric environmental behaviour, oxidative stress and toxin release of harmful cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* in response to napropamide and acetochlor. *Environ. Pollut.*, 246: 728-733.
- Xin, X., W. Yin y K. Li. 2017. Estimation of non-point source pollution loads with flux method in Danjiangkou Reservoir area, China. *Water Sci. Eng.*, 10(2): 134-142.
- Yamada-Ferraz, T. M., A.P.E. Sueitt, A.F. Oliveira, C.M.R. Botta, P.S. Fadini, M.R.L. Nascimento, B.M. Faria y A.A. Mozeto. 2015. Assessment of Phoslock® application in a tropical

eutrophic reservoir: An integrated evaluation from laboratory to field experiments. *Environ. Technol. Innov.*, 4: 194-205.

- Ye, J., L. Wang, Z. Zhang y W. Liu. 2013. Enantioselective physiological effects of the herbicide diclofop on cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Environ. Sci. Technol.*, 47(8): 3893-3901.
- Yeh, T.Y., M.H. Wu, C.Y. Cheng y Y.H. Hsu. 2014. A study and analysis on the physical shading effect of water quality control in constructed wetlands. En Lee, T.S. (Eds.). *Practices in Water Quality* (pp-213-224). IntechOpen: Londres, Reino Unido.
- Yusoff, T.N.T., M. Rafatullah, N. Ismail, Z. Zainuddin y J. Lalung. 2018. Enhancement of cyanobacterial control by fungi degraded palm oil trunk. *Malays. J. Microbiol.*, 14(2): 172-179.
- Zainuddina Z., J. Lalungb, T.N. Yusofb, M. Rafatullahb y N. Ismail. 2021. Biological control of cyanobacterial bloom by leaf biomass. *Desalin. Water Treat.*, 219: 157-163.
- Zeng, L., F. He, Z. Dai, D. Xu, B. Liu, Q. Zhou y Z. Wu. 2017. Effect of submerged macrophyte restoration on improving aquatic ecosystem in a subtropical, shallow lake. *Ecol. Eng.*, 106: 578–587.
- Zhang, J., Z. Xie, X. Jiang y Z. Wang. 2014. Control of cyanobacterial blooms via synergistic effects of pulmonates and submerged plants. *Clean (Weinh)*, 43(3): 330-335.
- Zhang, X., P. Xie, y X. Huang. 2008. A Review of nontraditional biomanipulation. *Sci. World J.*, 8: 1184-1196.
- Zhang, X., Y. Tang, E. Jeppesen y Z. Liu. 2016. Biomanipulation-induced reduction of sediment phosphorus release in a tropical shallow lake. *Hydrobiologia*, 794(1): 49-57.
- Zhang, Y., M. Li, J. Dong, H. Yang, L. Van Zwieten, H. Lu, A. Alshameri, Z. Zhan, X. Chen, X. Jiang, W. Xu, Y. Bao y H. Wang. 2021. A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. *Water*, 13: 225.
- Zhang, Y., P. Luo, S. Zhao, S. Kang, P. Wang, M. Zhou y J. Kyu. 2020. Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Sci. Technol.*, 81(6): 1099-1113.
- Zhao, S.Y., Y.P. Sun, Q.Q. Lin y B.P. Han. 2012. Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and nutrients on the plankton community of a deep, tropical reservoir: an enclosure experiment. *Freshwater Biol.*, 58(1): 100-113.
- Zhao, Z., W. Sun, M.B. Ray, A.K. Ray, T. Huang y J. Chen. 2019. Optimization and modeling of coagulation-flocculation to remove algae and organic matter from surface water by response surface methodology. *Front. Environ. Sci. Eng.*, 13(5): 75.

- Zhou, Q., L. Li, L. Huang, L. Guo y L. Song. 2017. Combining hydrogen peroxide addition with sunlight regulation to control algal blooms. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25(3): 2239-2247.
- Zhou, S, Y. Shao, N. Gao, Y. Deng, J. Qiao, H. Ou y J. Deng. 2013. Effects of different algaecides on the photosynthetic capacity, cell integrity and microcystin-LR release of *Microcystis aeruginosa*. *Sci. Total Environ.* 463: 111-119.
- Zhu, X., G. Dao, Y. Tao, X. Zhan y H. Hu. 2020. A review on control of harmful algal blooms by plant-derived allelochemicals. *J. Hazard. Mater.*, 401, 1-11.