



MEDIO AMBIENTE

SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES



IMTA

INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

**COORDINACIÓN DE GOBERNANZA DEL
AGUA Y FORTALECIMIENTO DE
CAPACIDADES**

**SUBCOORDINACIÓN DE POSGRADO Y
EDUCACIÓN CONTINUA**

T E S I S

**EVALUACIÓN DE LA PROBLEMÁTICA EN EL LAGO NABOR
CARRILLO Y DIMENSIONAMIENTO DE LAS ESTRATEGIAS PARA
SU REHABILITACIÓN**

que para obtener el grado de

Maestra en Ciencias y Tecnología del Agua

presenta

Nadia Viridiana Cruz Vivar

Tutora: Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen



FG 09 Autorización para la publicación de la Tesis

Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos morales y patrimoniales de la obra titulada “EVALUACIÓN DE LA PROBLEMÁTICA EN EL LAGO NABOR CARRILLO Y DIMENSIONAMIENTO DE LAS ESTRATEGIAS PARA SU REHABILITACIÓN”, otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua la autorización para la publicación de la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes, repositorios o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

NADIA VIRIDIANA CRUZ VIVAR

Jiutepec, Morelos, julio de 2024



MEDIO AMBIENTE
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES



IMTA
INSTITUTO MEXICANO
DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

**MAESTRÍA EN CIENCIAS Y TECNOLOGÍA DEL AGUA
(SISTEMAS AMBIENTALES)**

Comité tutorial:

Mtro. César Calderón Mólgora

Mtro. Axel Falcón Rojas

Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen

Dr. DAngelo Antonio Sandoval Chacón

Dra. Catalina Alfaro de la Torre

Directora de tesis:

Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen

Jiutepec, Morelos, julio de 2024

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Agradecimientos

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por el apoyo financiero otorgado durante mi estancia en la maestría.

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua por permitirme realizar mis estudios de posgrado y facilitarme el apoyo administrativo.

Al Organismo de Cuenca Aguas de Valle de México por facilitarme realizar actividades de muestreo en la zona federal del Lago de Texcoco y brindarme información.

A mi tutora, la Dra. Anne M. Hansen, por su guía, tiempo y enseñanzas brindadas para realizar esta tesis.

Agradezco a mis sinodales, M. en C. Axel Falcón, Dr. DAngelo Sandoval, M. I. César Calderón y Dra. Catalina Alfaro, por su asesoría durante el desarrollo del proyecto de investigación.

A mis profesores de maestría por compartirme sus enseñanzas y experiencias, que enriquecieron el entendimiento de mi proyecto.

Con mucho aprecio, agradezco a mis compañeros del laboratorio Vane, Edgar y Esteban, y mis compañeros de generación Tania, Memo, Isra, Alejandra y Elmer, por su amistad, ayuda, tiempo y compañía durante mi estancia en el IMTA.

A mi familia, por su cariño y apoyo incondicional.

Dedicatoria

A mis padres, hermanos, sobrina y cuñado

A mis amigos de tiempo y a los que conocí en esta etapa

A mis seres queridos que ya no están físicamente

Contenido

Contenido	i
Índice de tablas	iii
Índice de figuras.....	iv
Glosario.....	v
Resumen.....	vii
1. Introducción	1
1.1. Justificación.....	2
1.2. Hipótesis.....	3
1.3. Objetivos	3
2. Antecedentes	4
2.1. Contaminación en cuerpos de agua.....	4
2.2. Fuentes de contaminantes.....	6
2.3. Regulación.....	7
2.4. Métodos de rehabilitación de lagos y embalses	8
2.5. Zona de estudio	13
3. Desarrollo del proyecto de investigación.....	18
4. Evaluación de la problemática de calidad del agua en el lago.....	20
5. Estimación de cargas contaminantes	24
5.1. Determinación de caudales.....	24
5.2. Muestreo y caracterización de agua y sedimento.....	26
5.3. Cargas contaminantes.....	29
5.3.1. Carga externa (DO_{CE})	29
5.3.2. Carga extraída (DO_{ext})	30
5.3.3. Demanda de oxígeno en agua (DO_{agua})	30

5.3.4. Carga interna (DO_{CI})	31
5.3.5. Carga mineralizada en agua ($DO_{min-agua}$) y sedimento ($DO_{min-sed}$).....	36
5.3.6. Carga acumulada (DO_{sed})	40
5.3.7. Oxigenación natural (OD_{nat}).....	41
6. Balance de cargas contaminantes y evaluación de estrategias de rehabilitación.....	43
6.1. Balance de cargas contaminantes en el lago Nabor Carrillo	43
6.2. Definición del objetivo del saneamiento.....	44
6.3. Escenarios de reducción de cargas contaminantes	45
7. Conclusiones y recomendaciones	49
7.1 Conclusiones	49
7.2 Recomendación	50
8. Referencias.....	51
ANEXO 1. Control de calidad.....	62
ANEXO 2. Dimensionamiento de escenarios.....	64

Índice de tablas

Tabla 1. Estado trófico de cuerpos de agua según su concentración de fósforo total y clorofila a (CEPIS, 2001)	6
Tabla 2. Límites máximos permisibles establecidos en regulaciones para protección de vida acuática en aguas epicontinentales	7
Tabla 3. Métodos para el control de carga de materia orgánica y/o nutrientes	9
Tabla 4. Servicios hidrológicos y ecosistémicos del lago Nabor Carrillo.....	16
Tabla 5. Resumen de estudios de caracterización del lago Nabor Carrillo	17
Tabla 6. Comparación de valores medios de calidad de agua en el lago con respecto a regulaciones.....	22
Tabla 7. Caudales de entrada y salida de agua del lago Nabor Carrillo	25
Tabla 8. Mediciones en campo en los sitios de muestreo dentro del lago	26
Tabla 9. Métodos de análisis para muestras de agua y sedimento	27
Tabla 10. Caracterización de muestras simples de descargas y muestra combinada de agua del lago Nabor Carrillo	28
Tabla 11. Caracterización de muestra combinada de sedimento del lago Nabor Carrillo.....	29
Tabla 12. Parámetros de entrada para modelación de la productividad primaria.....	31
Tabla 13. Resultados de la modelación y carga interna de demanda de oxígeno.....	34
Tabla 14. Balance de carbono para los reactores con agua y agua-sedimento	38
Tabla 15. Resumen de los resultados de cargas de demanda de oxígeno.....	43
Tabla 16. Resultados de la evaluación de escenarios	46

Índice de figuras

Figura 1. Interés académico a través del tiempo por problemas de calidad del agua. (Modificado de Tundisi et al., 2015)	4
Figura 2. Métodos para el control de cargas de materia orgánica y/o cargas de nutrientes en lagos.....	8
Figura 3. Localización del lago Nabor Carrillo	14
Figura 4. Estructura metodológica	19
Figura 5. Localización de los sitios de monitoreo de CONAGUA, puntos de muestreo en el lago y descargas de las PTAR, y ubicación del medidor de la elevación del espejo de agua.....	21
Figura 6. Variación de oxígeno disuelto en el lago Nabor Carrillo del 2013 al 2020 (CONAGUA, 2021a).....	23
Figura 7. Concentración de algas en la zona fótica en el lago Nabor Carrillo, obtenida mediante modelación con “ecosim” (Reichert, 2021) con nutriente limitante a) fosfato y b) amonio	34
Figura 8. Producción primaria (GPP) en lagos a diferentes concentraciones de fósforo total (PT).....	36
Figura 9. Sistema experimental para determinación de cargas mineralizadas en agua y en sedimento.....	37
Figura 10. Emisión de CO ₂ en sistemas experimentales agua y agua-sedimento.....	39
Figura 11. Variación de pH y Eh en los reactores agua y agua-sedimento.....	40
Figura 12. Variación de demanda de oxígeno en el periodo entre 2013 y 2020.....	42

Glosario

A	Área superficial del lago	GPP	Productividad primaria bruta
ATP	Adenosín trifosfato	h	Profundidad de la zona fótica
C _{ALG}	Concentración de algas en la zona fótica	MO	Materia orgánica
CE	Conductividad eléctrica	MO _{sed}	Materia orgánica en sedimento
CIT	Carbono inorgánico total	N-NH ₃	Nitrógeno como amonio
COT	Carbono orgánico total	NT	Nitrógeno total
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno medida a 5 días	OD	Oxígeno disuelto
DBO _I	DBO de la descarga PTAR I	OD _{fin}	Concentración de OD final al tiempo n
DBO _{II}	DBO de la descarga PTAR II	OD _{art}	OD suministrado forma artificial
DBO _{CE}	DBO de descargas	OD _{nat}	OD suministrado por procesos naturales
DBO _{lago}	DBO en el lago	pH	Potencial de hidrógeno
DO	Demanda de oxígeno	PM _{CH₂O}	Peso molecular de la MO
DO _{agua}	DO inicial en agua	PM _{O₂}	Peso molecular del O ₂
DO _{CE}	Carga externa de DO	PM _P	Peso molecular de fósforo
DO _{CI}	Carga interna de DO	P-PO ₄	Planta de tratamiento de agua residual
DO _{CI_CEP}	DO _{CI} dada por la carga externa de fósforo	PT	Fósforo total
DO _{CI_CIP}	DO _{CI} dada por la carga interna de fósforo	PTAR	Planta de tratamiento de agua residual
DO _{CI-model}	Carga interna con datos de modelación	PT _{CE}	PT de descargas
DO _{ext}	DO extraída	PT _I	PT de la descarga PTAR I
DO _{fin}	DO final en el agua del lago después de cada periodo de tiempo	PT _{II}	PT de la descarga PTAR II
DO _{min-agua}	DO que se mineraliza en agua	Q _{eva}	Caudal por agua evaporada
DO _{min-sed}	DO que se mineraliza en sedimento	Q _{ext}	Caudal que se extrae por apertura de compuertas
DO _{sed}	DO acumulada en sedimento	Q _{pre}	Caudal por precipitación
DO _{sed'}	DO acumulada en sedimento experimental	Q _I	Caudal de la PTAR I
DQO	Demanda química de oxígeno	Q _{II}	Caudal de la PTAR II
Eh	Potencial redox	Q _t	Caudal total de entrada o salida
f _I	Factor de corrección por las horas luz del día	R.R.	Proporción molar típica de nutrientes
f _m	Factor de corrección de muerte algal	SDT	Sólidos disueltos total

SST	Sólidos suspendidos totales	V	Volumen del lago
SST _I	SST que ingresan por PTAR I	vel _{mil-agua}	Velocidad de mineralización en agua
SST _{II}	SST que ingresan por PTAR II	vel _{min-sed}	Velocidad de mineralización en sedimento
T	Temperatura	V _n	Volumen del lago en el día actual
TRH	Tiempo de residencia hidráulica	V _{n-1}	Volumen en el lago el día anterior

Resumen

El lago Nabor Carrillo es un lago urbano que recibe caudales de agua residual tratada. Es un sitio Ramsar de gran importancia ecológica por ser parte de un Área para la Conservación de las Aves y un Área Natural Protegida. Sin embargo, es el cuarto lago con mayor concentración de materia orgánica y el segundo con mayor concentración de nutrientes reportado en México. El objetivo del presente trabajo es proponer estrategias de rehabilitación del lago Nabor Carrillo con base en su problemática actual de contaminación.

Se evaluaron los parámetros de calidad de agua del lago, mediante análisis de información reportada por el Sistema Nacional de Información del Agua. Los promedios se compararon con los límites para estado trófico y las regulaciones para protección de la vida acuática, y se determinó que SST, DBO, DQO, P, N y clorofila *a*, son los parámetros que superan los límites correspondientes, mientras que el OD se ha observado por debajo de lo que establecen los criterios. Partiendo del análisis anterior, se seleccionó la DO como causa principal de la problemática por exceso de MO y nutrientes. Se determinaron las cargas contaminantes de DO: externa, interna, acumulada, degradadas y extraída, mediante análisis de caudales (determinados con balance hídrico), concentraciones de parámetros contaminantes, productividad primaria y respirometría. Se determinó una carga externa de 2 654 t año⁻¹ y una interna, de 19 132 t año⁻¹. La carga acumulada es de 3 862 t año⁻¹, mientras que la degradada es de 3 065 t año⁻¹ en agua y 181 t año⁻¹ en sedimento; la carga extraída es de 309 t año⁻¹. A partir de esta información, se parametrizó un modelo de cargas contaminantes para describir la situación actual del lago. Actualmente, presenta una demanda de 1 824 t año⁻¹ de oxígeno.

Se definió como objetivo del saneamiento alcanzar condiciones de saturación de oxígeno disuelto (7 mg L⁻¹) de acuerdo a un análisis de los requerimientos para la protección de la vida acuática y los requerimientos para la fauna en particular del lago y, mediante implementación del modelo de balance de cargas, se evaluaron escenarios para rehabilitación del lago: 1) Tratamiento de carga externa conforme a los límites para NOM-001-SEMARNAT-2021, 2) Escenario 1 con reducción de carga interna de nutrientes, 3) Tratamiento de carga externa con condiciones particulares de descarga, y 4) Escenario 1 con aporte artificial de una carga de oxígeno disuelto. Para ello se simulieron aplicaciones de diferentes tecnologías, modificando los valores de los parámetros en el balance de cargas. El dimensionamiento de escenarios mostró que el tratamiento de las descargas que ingresan al lago Nabor Carrillo, basado solo en los límites establecidos en la NOM-001-

SEMARNAT-2021, no permitiría alcanzar el objetivo del saneamiento del lago. Asimismo, aplicando el tratamiento anterior, aunado a un tratamiento de carga interna de nutrientes, no logra alcanzar el objetivo. Se requieren condiciones particulares de descarga para reducir aún más la concentración de fósforo total, de 5 mg L^{-1} , que es lo establecido en la norma, a 1.95 mg L^{-1} , lo requerido para alcanzar una concentración final de 7 mg L^{-1} en el lago. Otra forma de alcanzar este objetivo, es dando tratamiento a la carga externa conforme a la NOM-001-SEMARNAT-2021, junto con aplicación de 860 t año^{-1} de oxígeno al agua del lago. Para ambos escenarios, se estima una duración de cinco años para alcanzar resultados estables.

1. Introducción

El lago Nabor Carrillo ofrece beneficios ecológicos y sociales al ser hábitat vital para aves residentes y migratorias, hábitat de peces endémicos en peligro de extinción, regular flujos de agua residual tratada, sitio de cosecha de insectos acuáticos y por ofrecer un paisaje lacustre que brinda la oportunidad de apreciación y disfrute de la naturaleza (CONANP, 2021).

El lago se sitúa entre áreas urbanas e industriales. Las principales aportaciones son las descargas de agua de dos plantas de tratamiento de agua residual, que a su vez ingresan agua residual del Dren General del Valle (Cruickshank, 1995; Rahab, 2016).

Desde 1990, una década después de iniciar operaciones, se han publicado reportes indicando que el agua del lago ha estado contaminada, mostrando aumento en la biomasa de fitoplancton, reducción de la claridad, disminución del valor estético y disminución de oxígeno disuelto en el fondo de la columna de agua (Ávila Gloria, 1992; CONAGUA, 2021a; Maya Rendon, 2000). Además, de acuerdo con datos de calidad reportados por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), el lago Nabor Carrillo es el segundo de los 436 sitios lénticos monitoreados de México con mayor concentración de PT, después de la laguna Santa Ana (Zac.); y el cuarto con mayor concentración de DBO y DQO, después de los humedales las Arenitas (B.C), laguna Santa Ana (Zac.) y laguna Hanson (B.C.) (CONAGUA, 2021a).

La gestión y control de la eutroficación se basa principalmente en la restricción de los aportes de nutrientes al cuerpo de agua y esta restricción de carga de nutrientes se logra mediante controles externos e internos (Cooke et al., 2005). Estudios más actuales no solo se enfocan al control de nutrientes para controlar el crecimiento de biomasa de organismos fotosintéticos, sino también buscan escenarios que permitan alcanzar condiciones de saturación de oxígeno disuelto que compensen la demanda de oxígeno del cuerpo de agua debida a la materia orgánica (MO) acumulada (Hansen et al., 2022).

Se ha observado que el grado de control de carga de nutrientes y MO necesario para mantener una calidad del agua satisfactoria varía de un sitio a otro (Smith et al., 1999). Es por ello, que se requiere conocer qué tanto influye cada una de las cargas contaminantes para seleccionar adecuadamente el o los métodos que sean adecuados para este lago en específico y proponer estrategias de rehabilitación.

1.1. Justificación

Más de la mitad de los cuerpos de agua monitoreados en México están deteriorados por efectos del exceso de cargas de materia orgánica y nutrientes. Para abordar cualquier problemática de contaminación de cada cuerpo de agua, se debe realizar un análisis específico de los contaminantes presentes y establecer metas de saneamiento acordes a su uso e importancia particular. El cuerpo de agua de estudio en el presente trabajo es el lago Nabor Carrillo. El lago brinda importantes servicios ecosistémicos, como ser hábitat para aves residentes y peces endémicos, formar parte del conjunto de lagos en Texcoco que regulan flujos de agua y tolvaneras, proveer de insectos acuáticos con valor económico y ofrecer un paisaje lacustre para apreciar la naturaleza. Por lo tanto, es fundamental definir el objetivo de saneamiento para proteger la vida acuática y, de este modo, preservar y restaurar los servicios ecosistémicos. La calidad de agua del lago Nabor Carrillo depende de la operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales que aportan el 75 % del agua que ingresa al lago. Actualmente, el tratamiento es deficiente y no logra cumplir con los límites permisibles de demanda de oxígeno y nutrientes para descargas a cuerpos receptores. Aun si se cumplieran los límites permisibles, no sería suficiente para la protección de la vida acuática porque las normas vigentes para descargas no tienen dicho enfoque. Por ello, es necesario definir las condiciones particulares que sí permitan alcanzar el objetivo de saneamiento buscado.

Este trabajo propone evaluar la situación particular del lago Nabor Carrillo mediante métodos que consideren integralmente su ecosistema, utilizando un balance de cargas contaminantes para proponer, evaluar y seleccionar diferentes escenarios para mejorar la calidad del agua en el lago con el objetivo de proteger la vida acuática y mantener los servicios ecosistémicos que ofrece.

1.2. Hipótesis

El balance de cargas contaminantes permite dimensionar los escenarios para mejorar la calidad de agua en el lago Nabor Carrillo

1.3. Objetivos

➤ Objetivo general

Proponer estrategias de rehabilitación del lago Nabor Carrillo con base en su problemática actual de contaminación orgánica y por nutrientes

➤ Objetivos específicos

Identificar los parámetros que explican la contaminación del lago y determinar sus cargas contaminantes

Estimar y evaluar las acciones necesarias y el nivel de intervención para disminuir la carga contaminante y mejorar la calidad del agua

2. Antecedentes

A continuación, se describen los conceptos relevantes que permiten dar contexto al tema y a los motivos de este proyecto.

2.1. Contaminación en cuerpos de agua

Los problemas relacionados con la calidad de agua han evolucionado con el tiempo. En la Figura 1, presentada por Tundisi et al. (2015), se ilustra la evolución de los problemas de calidad de agua desde 1850 hasta la actualidad, indicando cómo han surgido y aumentando en complejidad y toxicidad, pasando de contaminación por patógenos, contaminantes orgánicos, metales y nitratos, hasta llegar a problema más específicos como los contaminantes químicos disruptores endócrinos.

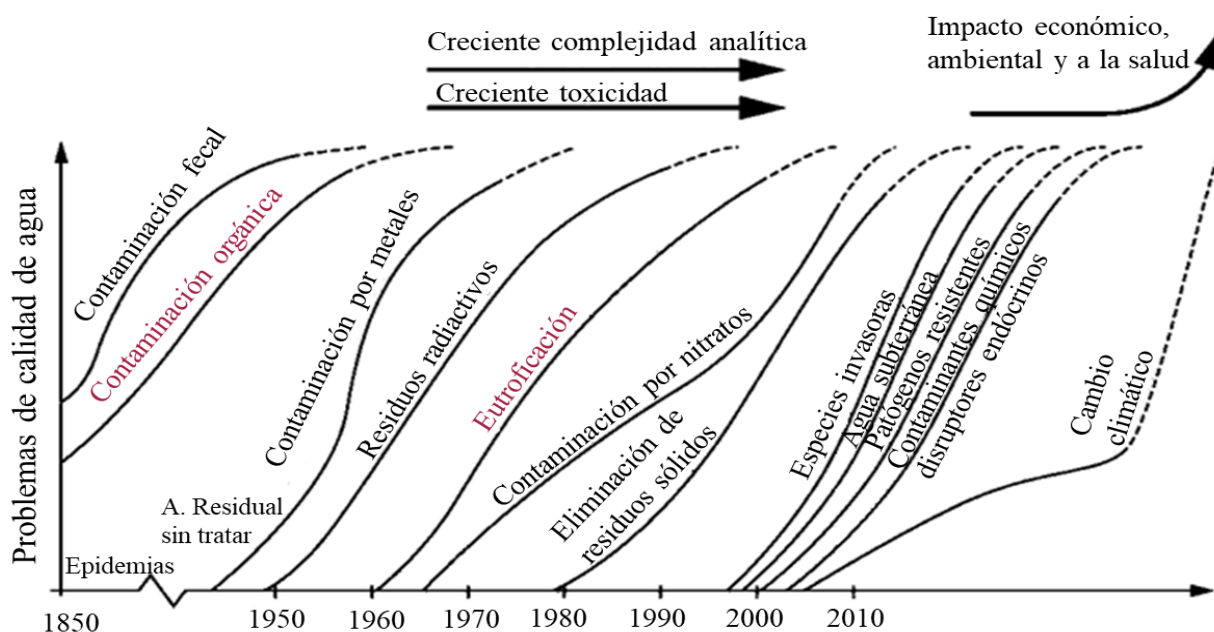


Figura 1. Interés académico a través del tiempo por problemas de calidad del agua. (Modificado de Tundisi et al., 2015)

Lo anterior representa un reto desde el punto de vista técnico, para encontrar soluciones adecuadas, por ejemplo, en temas de contaminantes químicos persistentes, y también desde una perspectiva económica y social debido a los efectos a la salud que representan. En particular, se resaltan la eutroficación y la contaminación por MO, los cuales, a pesar de haberse investigado durante más de sesenta años, siguen siendo problemáticas persistentes que afectan los cuerpos de agua. Esto se evidencia en estudios, como el realizado por Lu et al. (2012, citado por Li et al., 2021), que reveló

que el 63 % de las aguas continentales del mundo se encontraban en estado eutrófico en 2012, por lo que es necesario continuar trabajando en la búsqueda de soluciones efectivas.

La eutroficación de un cuerpo de agua es un proceso que comienza con el ingreso de nutrientes y MO a través de escorrentías o descargas directas, luego el reservorio rico en nutrientes fomenta la producción de biomasa de organismos fotosintéticos (Cooke et al., 2005; Manahan, 2007). A medida que la biomasa de estos organismos crece, una parte de ella muere y se descompone, la que no se logra descomponer se acumula en el sedimento del lago. Este proceso de descomposición libera nutrientes, como fósforo y nitrógeno, que vuelven a estar disponibles en el agua para nuevos organismos fotosintéticos (fitoplancton, algas, macrófitas). El aumento en el contenido de MO en el cuerpo de agua genera una mayor demanda de oxígeno para degradar dicha MO, dando lugar a condiciones reducidas en oxígeno (Manahan, 2007). Estas condiciones reducidas en oxígeno, también favorecen la liberación de fósforo a través de la disolución reductora de sustratos adsorbentes de hierro (Smolders et al., 2006; S. Wang et al., 2008), contribuyendo de igual manera al aumento de MO.

Los efectos negativos del aumento de MO y nutrientes a la calidad de agua se reflejan porque disminuye el oxígeno disuelto disponible para organismos acuáticos y se limita la capacidad de los microorganismos para realizar la degradación aerobia. También, al haber mayor producción de biomasa y proliferación de algas o cianobacterias, dicho aumento repercute en la calidad de agua debido a la disminución de la transparencia del agua por acumulación de MO, a la producción de compuestos organolépticos volátiles que interfieren con la función recreativa de los sistemas acuáticos (Zamora Barrios et al., 2007) y producción de metabolitos secundarios denominados cianotoxinas con efecto adverso sobre aves, peces, zooplancton, protozoos, bacterias y sobre la salud humana (Yadav et al., 2011).

El estado trófico de un cuerpo de agua se ha clasificado según la concentración de parámetros de referencia como fósforo total y clorofila a (Tabla 1).

En el estado mesotrófico la concentración de nutrientes en cuerpos de agua es moderada y se considera beneficioso porque representa un equilibrio saludable en términos de nutrientes y biomasa (Smith et al., 1999). El exceso de nutrientes, referido al estado eutrófico o hipereutrófico, altera el equilibrio de los procesos biológicos como la fotosíntesis y respiración (Hanson et al., 2003).

Tabla 1. Estado trófico de cuerpos de agua según su concentración de fósforo total y clorofila a (CEPIS, 2001)

Estado trófico	PT (mg L ⁻¹)	Clorofila a (mg m ⁻³)
Oligotrófico	<0.03	<3
Mesotrófico	0.03-0.07	3-12
Eutrófico	0.07-0.16	12-30
Hipereutrófico	>0.16	>30

En México, los reportes de calidad del agua del Sistema Nacional de Información del Agua entre 2012 y 2021 (CONAGUA, 2021a) indican, que más del 70 % de los cuerpos de agua epicontinentales lénticos monitoreados se encuentran en condiciones eutróficas, debido a que superan el valor de la concentración media de fósforo total (0.05 mg L⁻¹) para condiciones mesotróficas (CEPIS, 2001) y el límite para la protección de la vida acuática (CONAGUA, 2021c).

2.2. Fuentes de contaminantes

La carga externa de contaminantes a cuerpos receptores, proviene de fuentes puntuales y fuentes difusas. Las primeras, se refieren a descargas directas en los cuerpos receptores mediante tuberías de plantas de tratamiento de agua residual, parques industriales y sitios confinados de ganadería intensiva. Las segundas, son descargas indirectas a los cuerpos receptores a través de escorrentías originadas en zonas agropecuarias, industriales y urbanas; y por deposición atmosférica en aguas superficiales (OECD, 2017).

La carga interna se origina dentro de los cuerpos de agua. Cuando se refiere a carga interna de MO, esta se genera debido a las cargas externas nutrientes o la liberación de nutrientes del sedimento. Una reducción significativa en la carga externa de nutrientes puede ayudar parcialmente en la rehabilitación de cuerpos de agua impactados por la eutroficación, pero no necesariamente es suficiente, pues la carga interna de sedimentos aeróbicos y anaeróbicos, organismos fotosintéticos en descomposición, la resuspensión de sedimentos y las actividades de los organismos fotosintéticos agregan más nutrientes y MO al cuerpo de agua (Cooke et al., 2005).

Las fuentes puntuales de contaminación siguen representando un desafío global porque se estima que anualmente se produce 359 km³ de agua residual en el mundo pero el 47.2 % se descarga directamente al ambiente sin ningún tipo de tratamiento (Jones et al., 2021). En México, la

CONAGUA informó que en 2020 se trató solo el 67.2 % del agua residual recolectada en alcantarillado y el 32.2 % del total de agua residual no municipal incluyendo a la industria (CONAGUA, 2022). Aunado a que, el tratamiento de agua residual secundario convencional no remueve suficientemente MO y nutrientes, sobre todo en casos de elevados caudales de las descargas y cuando sean descargadas directamente a los cuerpos de agua (WEF, 2010).

2.3. Regulación

Las normas, criterios y protocolos, establecen niveles de contaminantes o parámetros que permiten mantener o determinar cierta calidad del agua de acuerdo a su uso. En aguas superficiales epicontinentales, específicamente lagos y embalses, los parámetros de relevancia están relacionados con las concentraciones de nutrientes como fósforo (P) y nitrógeno (N), con demanda de oxígeno (DO), oxígeno disuelto (OD), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos disueltos totales (SDT). Para tener un grado de calidad del agua requerido para mantener un cuerpo de agua en estado mesotrófico y con agua de buena calidad, México y otros países cuentan con criterios basados en la protección de la vida acuática y límites de nutrientes (Tabla 2).

Tabla 2. Límites máximos permisibles establecidos en regulaciones para protección de vida acuática en aguas epicontinentales

Parámetro (mg L ⁻¹)	Criterios Ecológicos de Calidad del Agua	Ley Federal de Derechos	Indicadores de Materia Orgánica	Canadian Environmental Quality Guidelines	National Recommended Water Quality Criteria
	SEDUE, 1989	CONAGUA, 2021c	CONAGUA, 2021a	CCME, 2022	EPA, 2022
PT		0.05		0.02	
P-PO ₄	0.025				
N-NO ₃				13	10
N-NH ₃	0.06	0.06		0.019	
DBO			6		
DQO			20		
OD	5*	5*		7.5	
SST		30			
SDT					250

* Límite mínimo permisible

Para alcanzar estos límites (Tabla 2), se debe establecer una correcta regulación de las cargas externas e internas (Waikato Regional Council, 2018). Sin embargo, las regulaciones no siempre son efectivas o suficientes. Por ejemplo, la NOM-001-SEMARNAT-2021 establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores (fuentes puntuales), pero aún no se ha logrado vincular del todo la importancia de regular el caudal de descarga y contemplar la carga contaminante para cuidar la capacidad de depuración del cuerpo de agua, definida por la Agencia de Protección Ambiental como "la capacidad del agua natural para recibir aguas residuales o materiales tóxicos sin dañar la vida acuática" (EPA, 2022b).

2.4. Métodos de rehabilitación de lagos y embalses

La rehabilitación de cuerpos de agua, se refiere a restablecer importantes procesos, hábitats, concentraciones y especies perdidos o alterados (Cooke et al., 2005). Existen diversos métodos para llegar a dicho propósito, aunque cada uno presenta sus ventajas y desventajas.

En la Figura 2 se señalan algunos métodos para controlar cargas externas e internas de MO, así como métodos que favorecen su degradación y, por ende, reducción de la demanda de oxígeno.

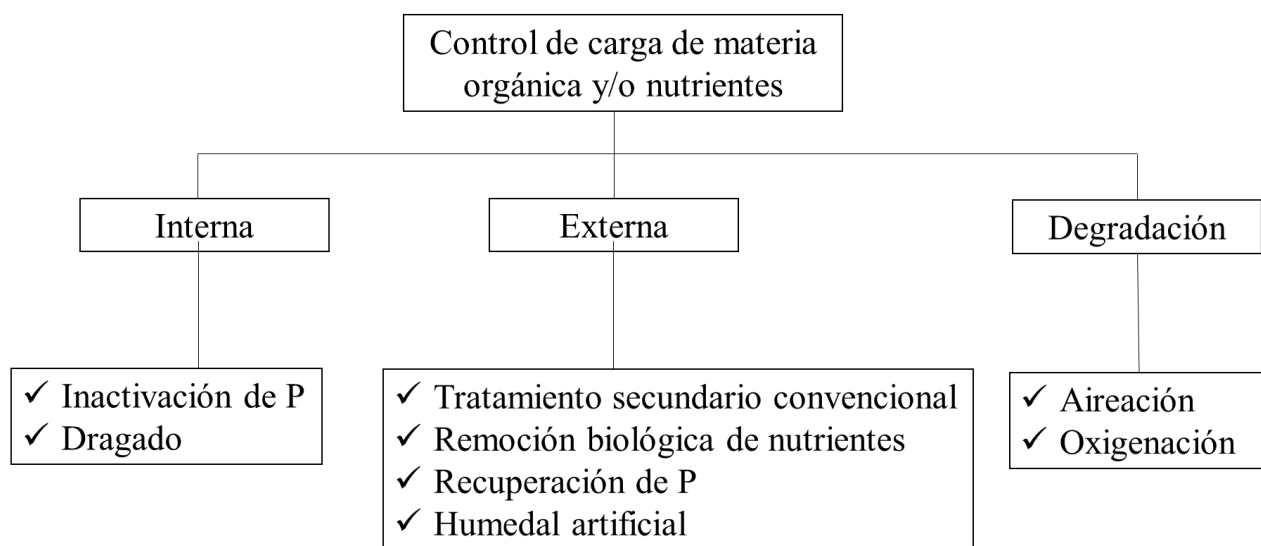


Figura 2. Métodos para el control de cargas de materia orgánica y/o cargas de nutrientes en lagos

A continuación, se presenta una breve descripción de estos métodos:

Tabla 3. Métodos para el control de carga de materia orgánica y/o nutrientes

Control de carga	Método	Descripción	Capacidad de reducción	Ventajas	Desventajas
Interna	Inactivación de P	Inactivación de P mediante adsorción. Consiste en una bentonita modificada con lantano que reacciona irreversiblemente con ortofosfato disuelto (Phoslock®).	Por cada tonelada de Phoslock® se pueden adsorber 11 kg de fósforo o 34 kg de fosfato (Phoslock Environmental Technologies, 2023). Evalutando con un *RSS, para un lago hipereutrófico somero, la inactivación con una arcilla modificada redujo: 43 % de PT en el agua de la interfaz 27 % del P móvil en sedimento 57 % P en agua intersticial 81 % en el flujo de P del sedimento al agua (Yang et al., 2023)	-Forma un mineral inerte y no tóxico -Permanece unido aún en condiciones anóxicas y pH:4-11 -Se integra en procesos convencionales de tratamiento de agua o como un paso de tratamiento separado (Phoslock Environmental Technologies, 2023).	-Por costo no es recomendable donde no se ha controlado la carga externa (A. Hansen et al., 2020) -La adición de materiales ajenos al lago afectan la biota bentónica y el desarrollo de macrófitas sumergidas (Waikato Regional Council, 2018).
	Dragado	Extracción de sedimento acumulado del fondo	Evalutando con un *RSS, para un lago hipereutrófico somero, el dragado redujo: 44 % de PT en el agua de la interfaz 31 % del P móvil en sedimento 52 % P en agua intersticial 13 % en el flujo de P del sedimento al agua (Yang et al., 2023)	-Reduce la liberación de nutrientes acumulados en sedimento y la consecuente carga interna de MO. -Causa aumento del volumen de agua (Waikato Regional Council, 2018).	-Requiere de deshidratación, transporte, estabilización y posible reúso. Este último está limitado a la calidad del sedimento dragado (May et al., 2020).

Control de carga	Método	Descripción	Capacidad de reducción	Ventajas	Desventajas
Externa	Tratamiento secundario convencional	Degradación de MO procedente de fuentes puntuales, a través de microorganismos (CONAGUA, 2019a).	Partiendo de concentraciones de agua residual doméstica típica (ARDT) DBO: $230 \pm 170 \text{ mg L}^{-1}$ DQO: $525 \pm 389 \text{ mg L}^{-1}$ SST: $260 \pm 198 \text{ mg L}^{-1}$ NT: $45 \pm 35 \text{ mg L}^{-1}$ PT: $8 \pm 6 \text{ mg L}^{-1}$ El efluente alcanza: DBO: $20 \pm 14 \text{ mg L}^{-1}$ DQO: $60 \pm 28 \text{ mg L}^{-1}$ SST: $15 \pm 14 \text{ mg L}^{-1}$ NT: $25 \pm 14 \text{ mg L}^{-1}$ PT: $7.0 \pm 4.2 \text{ mg L}^{-1}$ (Metcalf & Eddy Inc., 2014)	-Costos de inversión bajos -Tiempos cortos de residencia hidráulica en los tanques de aireación	-Costos de eliminación de lodos altos -Se requiere de determinada área y uso del suelo para su instalación -Es sensible a ciertos residuos industriales (FAO, 1992).
	Remoción biológica de nutrientes (anaerobio-anóxico-aerobio)	Remoción de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) mediante el uso de microorganismos en condiciones aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas (Metcalf & Eddy Inc., 2014)	Partiendo de las concentraciones típicas de ARDT El efluente alcanza: DBO: $10 \pm 7 \text{ mg L}^{-1}$ DQO: $30 \pm 14 \text{ mg L}^{-1}$ SST: $12 \pm 11 \text{ mg L}^{-1}$ NT: $7.5 \pm 3.5 \text{ mg L}^{-1}$ PT: $1.3 \pm 1.1 \text{ mg L}^{-1}$ (Metcalf & Eddy Inc., 2014).	-Alcanza requisitos de calidad del agua más estrictos -Costos menores a largo plazo, ya que se reduce la dependencia de productos químicos y se aprovechan los procesos biológicos (EPA, 2007).	-Sensible a cambios en la carga orgánica, temperatura y pH, lo que afecta la eficiencia del tratamiento -Dependiendo el diseño puede requerir más espacio en comparación con las convencionales (EPA, 2007).

Control de carga	Método	Descripción	Capacidad de reducción	Ventajas	Desventajas
	Recuperación de P	Precipitación de estruvita (MgNH_4PO_4) mediante reactores de cristalización en lecho fluidizado	Depende de la condiciones para su formación, basado en la relación de sobresaturación de ($\text{Mg:NH}_4\text{:PO}_4^{2-}$), pH y temperatura (Achilleos et al., 2022)	-Recupera fósforo para su reuso, reduciendo el agotamiento de los recursos de este nutriente (Achilleos et al., 2022)	-Impactos por el uso de productos químicos y la energía requerida para el proceso (Achilleos et al., 2022)
	Humedal artificial	Filtración natural de contaminantes mediante plantas y un lecho relleno de grava u otro medio filtrante de residuos sólidos	Se diseñan y construyen para una calidad de agua específica que se quiera alcanzar de acuerdo al uso (CONAGUA, 2019b)	-Costos energéticos menores que los sistemas mecanizados. -Resisten variaciones de carga hidráulica y orgánica. -Menor emisión de malos olores y ruido. -Contribuyen con el desarrollo e incremento de hábitats (CONAGUA, 2019b).	-Requiere terreno con un área superficial, hasta 20 veces mayor en relación a los sistemas intensivos. -Riesgo de taponamientos en el medio filtrante -La presencia de sustancias tóxicas afecta su eficiencia (CONAGUA, 2019b)
Degradación	Aireación	Movimiento del agua del fondo que es anóxica a la interfaz de la superficie donde el agua entra en contacto con la atmósfera y se da la mayor parte de	Pacheco y Lima (2017) mostraron que, la circulación artificial promovió una disminución de la concentración de clorofila a en un lago con profundidad máxima de 3.8 m	-Compensa el déficit de oxígeno resultante de la actividad metabólica. -Amplía el hábitat para organismos bénticos y peces. -Cambio de organismos	-No efectiva en lagos y estanques con profundidad <2 m y >15 m -Aumenta reciclaje de nutrientes, lo que aumenta la productividad de plantas

Control de carga	Método	Descripción	Capacidad de reducción	Ventajas	Desventajas
		la transferencia de oxígeno (LakeTech Inc., 2023)		descomponedores de anaeróbicos a aeróbicos (Gutiérrez Vargas, 2023).	-Altera hábitat de peces que dependen de aguas tranquilas (Watershed Management Division, 2019)
	Oxigenación	Adición de oxígeno puro bajo presión en un reactor de transferencia de gas para elevar el oxígeno disuelto.	Operan con eficiencias de absorción de O ₂ , que varían entre el 30 y el 75 % dependiendo el método que se use (ej. Jets Venturi, reactores de bucle presurizados, difusores de burbujas finas, superoxigenación, etc.) (Speece, 2020)	-Previene formación de olores por metabolismo de sulfuros -En lagos profundos evita la estratificación. -Crea condiciones aeróbicas sobre el sedimento y evita la liberación de fósforo. -Proporciona OD a las especies acuáticas (Speece, 2020).	-Aún con superoxigenación como la tecnología ECO2's Speece Cone, en lagos someros no hay buena eficiencia de absorción de oxígeno por la velocidad de inyección y tiempo insuficiente de contacto con las burbujas (Speece, 2020).

*RSS: sistema de simulación en laboratorio para la resuspensión de sedimentos

2.5. Zona de estudio

La zona de estudio es el Lago Nabor Carrillo y a continuación se describen sus características, la importancia y la problemática ambiental del mismo.

➤ Localización

El lago Nabor Carrillo, es un lago artificial que inició operación en el año 1982.

Se ubica al noreste de la Ciudad de México, en la zona federal de lo que fue el Lago de Texcoco, entre los municipios de Nezahualcóyotl, Chimalhuacán, Texcoco y Atenco. Pertenece a la región hidrológica 26 (Pánuco) y a la XIII región hidrológico-administrativa correspondiente a Aguas del Valle de México (CONAGUA, 2022).

➤ Climatología

El clima de la zona donde se localiza el lago es semiseco templado. La temperatura varía entre 5 y 30 °C de abril a septiembre y entre -3 y 25 °C de octubre a marzo (SMN, 2023b).

La precipitación anual varía entre 400 y 800 mm. Entre junio y septiembre se presenta mayor precipitación con media mensual de 100 mm; entre diciembre y febrero se presenta poca precipitación con una media mensual de 5 mm (SMN, 2023b). La evaporación anual varía entre 1 700 a 2 300 mm. De marzo a mayo se presenta mayor evaporación con una media mensual de 210 mm mientras que ésta varía entre 100 y 160 mm el resto del año (SMN, 2023b), siendo la evaporación promedio mayor a la precipitación.

➤ Morfometría

El lago Nabor Carrillo se construyó mediante bombeo de agua de 180 pozos someros, hasta formar una depresión de 12 hm². Posteriormente, para aumentar el volumen de almacenamiento, se construyó un bordo perimetral de 12 km de longitud, 4 m de ancho y 3.4 m de altura (Cruickshank, 1995). El lago tiene dimensiones de 4.1 por 2.3 km y cubre una superficie de aproximadamente 10 km² (Figura 3).

El lago tiene una elevación mínima de 2 226 msnm y máxima de 2 230 msnm (CONANP, 2021), con una profundidad máxima de 4 m. La capacidad de almacenamiento es 23 hm³ (SMIG, 2021) y el volumen actual, de aproximadamente 10 hm³ (CONANP, 2021).

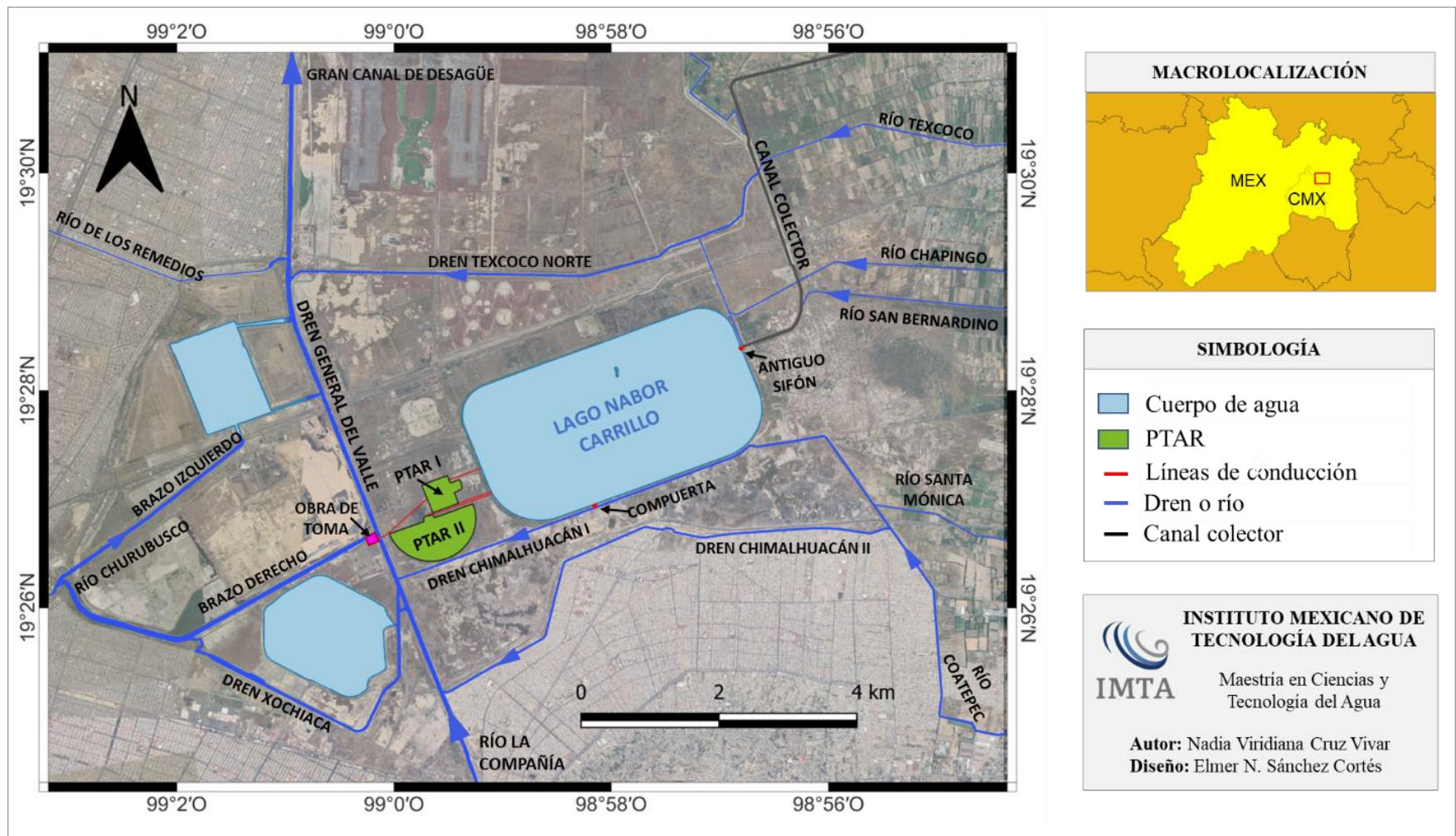


Figura 3. Localización del lago Nabor Carrillo

➤ Hidrología

El proyecto del lago Nabor Carrillo consideraba la mezcla de agua de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y la de las aportaciones de los escurrimientos de los ríos Papalotla, Xalapango, Coxacoaco, Texcoco, Chapingo y San Bernardino, mediante un canal colector con encauzamiento hacia el lago Nabor Carrillo (Figura 3), los trabajos sobre el terreno durante el proyecto cancelado del Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México (NAICM), rectificaron los cauces, provocando que los escurrimientos hacia la zona federal prácticamente cesaran y, por ende, sólo las aportaciones de las PTAR son las que alimentan y mantienen el almacenamiento del lago (SMIG, 2021).

Las PTAR reciben parte del agua que llega río de La Compañía, que pasa a ser Dren General del Valle, y del brazo derecho del río Churubusco (Figura 3) (Rahab, 2016). La obra de toma se localiza en el brazo derecho del río Churubusco que dispone de un cárcamo con tres bombas de 500 L s^{-1} cada una (Cruickshank, 1995). Posteriormente, el agua cruda se envía a la planta de tratamiento de lodos activados “Lago de Texcoco I” (PTAR I), con un caudal tratado de 500 L s^{-1} ; y a la planta de lagunas facultativas “Lago de Texcoco II Ing. Ramón Grijalva Ruiz” (PTAR II), que trata 400 L s^{-1} (CONAGUA, 2021b).

➤ Importancia del lago

El lago Nabor Carrillo es uno de los lagos que se construyó originalmente para regular los flujos durante la temporada de lluvias, almacenando el agua y luego descargándola gradualmente al sistema de drenaje (OCAVM, 2018). Actualmente, el lago continúa siendo vaso regulador, pero también es un sitio de relevancia ecológica ubicado en una zona que cuenta con la denominación de sitio Ramsar debido a los servicios hidrológicos y ecosistémicos que presta (Tabla 4). Esta designación implica que se trata de un lugar de importancia internacional (SISR, 2022). Está incluido en el programa de Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves o AICAs (CONABIO, 2015) y, desde marzo 2022 se encuentra dentro de la zona declarada como Área Natural Protegida (SEGOB, 2022). Asimismo, el lago es clasificado como un sitio acuático epicontinental con prioridad extrema para la conservación de la biodiversidad (CONACYT, 2021), lo que implica la necesidad de brindar la atención adecuada para su rehabilitación.

Tabla 4. Servicios hidrológicos y ecosistémicos del lago Nabor Carrillo

Tipo	Servicio
Soporte ecosistémico	• Sitio de reproducción, alimentación, refugio y descanso de aves acuáticas y playeras, residentes y migratorias como pelícanos, patos y garzas (CONANP, 2021) • Hábitat de peces endémicos, por ejemplo, pez mexcalpique (<i>Girardinichthys viviparus</i>) catalogado como especie en peligro de extinción de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (CONANP, 2021)
Regulación de flujos y tolveneras	• Regulación de flujos de agua dentro del conjunto de lagos y drenes en Texcoco para evitar inundaciones en la Ciudad de México (Cruickshank, 1995) • Regulación de tolveneras al producir mayor humedad en el ambiente (SMIG, 2021)
Provisión de bienes	• Cosecha de insectos acuáticos como el ahuate (huevo de mosco), conocido como “caviar mexicano” para permanencia de tradición culinaria (Gómez, 2022)
Cultura	• Apreciación del paisaje lacustre (CONANP, 2021) • Zona para recreación en espacios verdes urbanos (CONANP, 2021)

➤ Antecedentes de problemas de calidad de agua en el lago

A pesar de que las descargas al lago pasan por PTAR, desde hace más de 30 años se ha reportado que es un lago hipereutrófico, según la clasificación de estado trófico (Tabla 1), por sus altos niveles de nutrientes (P) y clorofila a (Tabla 5). Los estudios también señalan un déficit de oxígeno disuelto en el fondo (Ávila Gloria, 1992; Maya Rendon, 2000).

Las condiciones en el agua resultan en serias consecuencias para las especies que habitan en el lago, no solo a los peces sino también a las aves acuáticas. Como ejemplo, el caso Presa de Silva (Gto.) donde entre 1994 y 1995 hubo mortandad masiva de aves acuáticas debido al botulismo generado por la contaminación de la presa con aguas negras que contribuyó al estado eutrófico y resultó en el inicio de brotes de botulismo (CEC, 1995).

Tabla 5. Resumen de estudios de caracterización del lago Nabor Carrillo

Parámetros	L. Bravo Inclán, comunicación personal, 20 de febrero de 2023 (datos de 1990) (n= 8)	Ávila Gloria, 1992 (n= 8)	Maya Rendon, 2000 (n= 11)	CONAGUA, 2021a (n= 26)
DBO (mg L ⁻¹)	16 ± 6	15 ± 5	37 ± 4	91 ± 52
DQO (mg L ⁻¹)	310 ± 66	302 ± 52	346 ± 17	551 ± 118
PT (mg L ⁻¹)	9.5 ± 0.6	9.5 ± 0.6	15.0 ± 1.0	11.7 ± 4.3
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	0.04 ± 0.04	-	1.64 ± 0.20	4.50 ± 4.10
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	0.05 ± 0.09	0.04 ± 0.07	0.56 ± 0.40	0.47 ± 0.36
Clorofila a (mg m ⁻³)	185 ± 53	179 ± 53	-	178 ± 160
OD (mg L ⁻¹)	5.4 ± 3.5	Superficie 7.4 ± 3.9 Fondo 0.5 ± 0.9	Superficie 9.3 ± 3.9 Media 4.7 ± 3.1 Fondo 1.9 ± 1.6	Superficie 4.9 ± 2.1
Transparencia (m)	0.16 ± 0.03	0.16 ± 0.03	0.10 ± 0.01	0.12 ± 0.05
pH	9.1 ± 0.4	9.2 ± 0.2	9.3 ± 1.1	9.2 ± 0.5
CE (µS cm ⁻¹)	5 274 ± 446	5 254 ± 370	4 941 ± 150	3 576 ± 1860

Actualmente las concentraciones de los parámetros que indican contaminación de MO y los que indican el estado trófico, muestran que el lago permanece en estado hipereutrófico. Más adelante, se desarrolla el análisis de los factores indicadores de problemáticas de contaminación y su comparación con respecto a los criterios normativos y regulaciones.

3. Desarrollo del proyecto de investigación

El desarrollo del proyecto de investigación está esquematizado en la Figura 4. Se divide en: Evaluación de la problemática de calidad de agua en el lago (Capítulo 4), Estimación de cargas contaminantes (Capítulo 5), Balance de cargas contaminantes (Capítulo 6) y Evaluación de estrategias de rehabilitación (Capítulo 6). En el Capítulo 4 se analizan e identifican los parámetros que explican la contaminación del lago. A partir de este análisis, en el Capítulo 5 se describe la metodología empleada para determinar las cargas contaminantes del parámetro que representa la problemática analizada. Estas cargas se emplean para evaluar los escenarios de rehabilitación modificando el balance de cargas en el Capítulo 6.

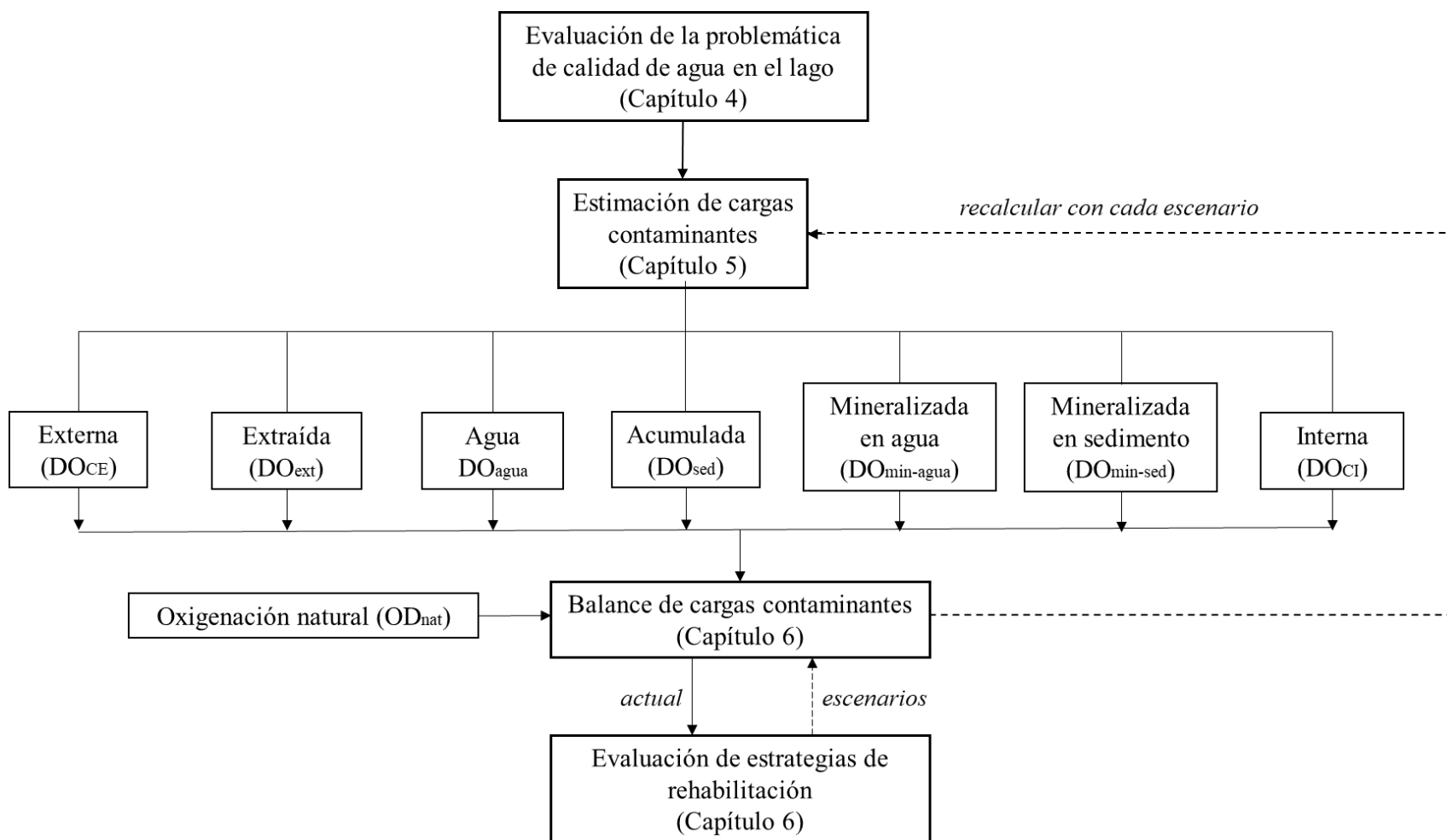


Figura 4. Estructura metodológica

4. Evaluación de la problemática de calidad del agua en el lago

Para evaluar la problemática de calidad del agua en el lago Nabor Carrillo, se obtuvieron datos de calidad de agua reportados para el periodo 2013-2020 del Sistema Nacional de Información del Agua de los sitios OCAVM2696 y OCAVM2698 (Figura 5), localizados dentro del lago Nabor Carrillo (CONAGUA, 2021a).

Se analizaron entre 26 y 32 valores de los 15 parámetros indicadores de calidad de agua (Tabla 6), que cuentan con límites para protección de la vida acuática (CONAGUA, 2021c). Para eliminar los datos atípicos, se estandarizaron los valores de cada parámetro, ordenando los datos y estandarizándolos con la distribución normal Z. El análisis de esta distribución presentó un ajuste normal Gaussiano para todos los parámetros en el conjunto de la media ± 1 desviación estándar. Los valores superiores e inferiores a esta desviación estándar fueron eliminados para hacer el ajuste normal, variando el número de datos eliminados según el parámetro (entre 10 y 15 %). Con los valores restantes se obtuvo la media y la desviación estándar de cada parámetro (Tabla 6).

Los resultados se compararon con los límites establecidos para protección de la vida acuática en la Ley Federal de Derechos (CONAGUA, 2021c), los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua (SEDUE, 1989), los indicadores de demanda de oxígeno (CONAGUA, 2022) y los indicadores de estado trófico (CEPIS, 2001).

Los resultados de la comparación con los límites correspondientes mostraron que las concentraciones de los metales y del metaloide (As) analizados no representan una amenaza para la vida acuática, mientras que las concentraciones de los demás parámetros llegan a rebasar sus respectivos límites (Tabla 6).

La concentración de coliformes fecales llega a superar la concentración que afecta la vida acuática lo que señala que existe un problema de contaminación fecal en el lago. Los sólidos suspendidos totales superan en más de 6 veces los límites recomendados para la protección de la vida acuática. Además, tanto la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) como la demanda química de oxígeno (DQO) superan en promedio en 18 y 28 veces los indicadores para agua de buena calidad, lo que clasifica el agua entre “contaminada” y “fuertemente contaminada” según los indicadores de CONAGUA (2022). Estos resultados muestran la presencia de problemas de contaminación por exceso de MO en el cuerpo de agua.

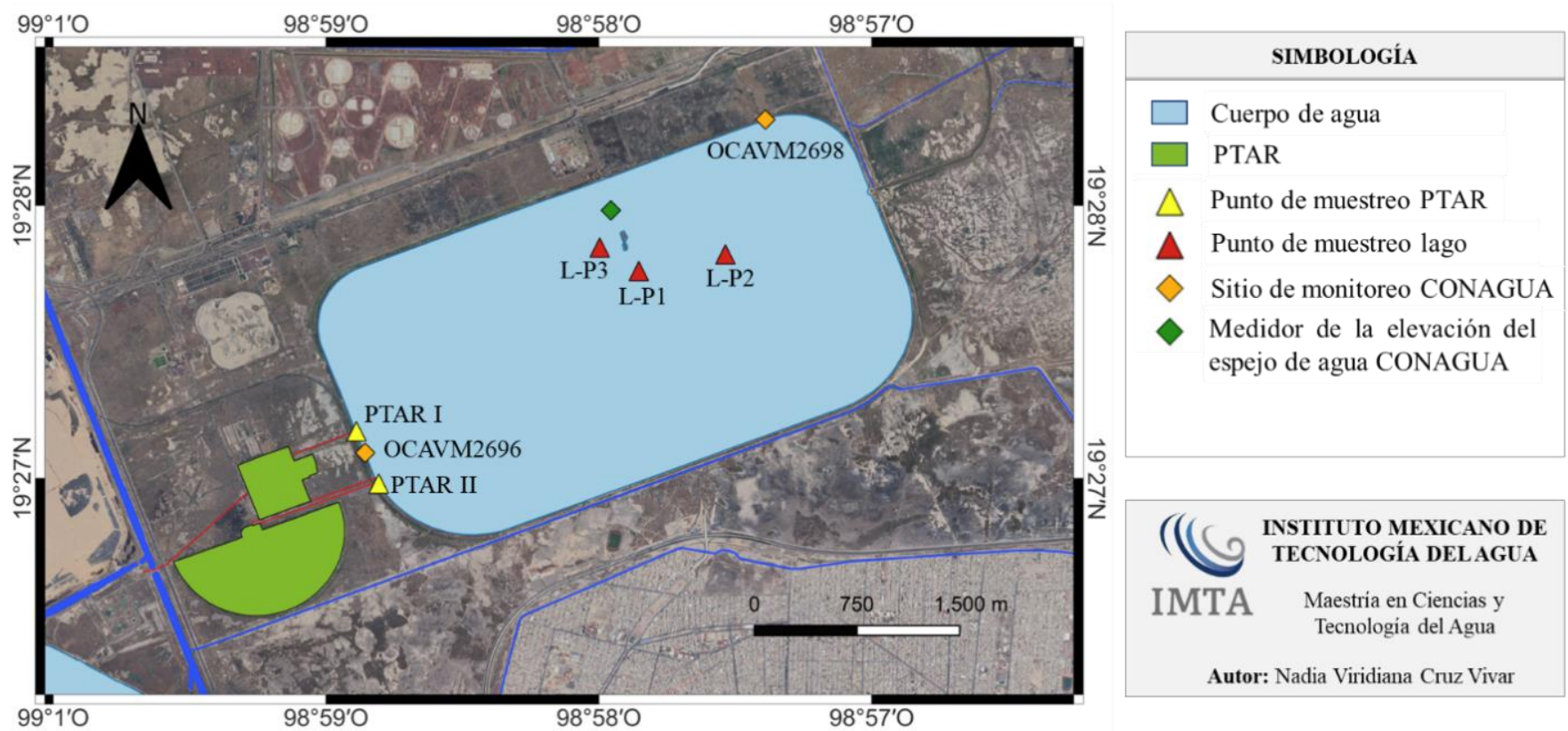


Figura 5. Localización de los sitios de monitoreo de CONAGUA, puntos de muestreo en el lago y descargas de las PTAR, y ubicación del medidor de la elevación del espejo de agua

Tabla 6. Comparación de valores medios de calidad de agua en el lago con respecto a regulaciones

Parámetro	Valor CONAGUA (2021a)	Límite	
As (mg L ⁻¹)	0.05 ± 0.00 (n= 28)	0.2	CONAGUA, 2021c
Cd (mg L ⁻¹)	0.0015 ± 0.0000 (n= 28)	0.004	
Cr (mg L ⁻¹)	0.0025 ± 0.0000 (n= 28)	0.05	
Hg (mg L ⁻¹)	0.00025 ± 0.00000 (n= 25)	0.0005	
Ni (mg L ⁻¹)	0.00025 ± 0.00079 (n= 28)	0.6	
Pb (mg L ⁻¹)	0.0025 ± 0.0000 (n= 28)	0.03	
Coliformes fecales (NMP 100mL ⁻¹)	531 ± 1 102 (n= 24)	1000	
SST (mg L ⁻¹)	188 ± 56 (n= 25)	30	
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	0.5 ± 0.4 (n= 23)	0.06	
DQO (mg L ⁻¹)	551 ± 118 (n= 26)	20	CONAGUA, 2022
DBO (mg L ⁻¹)	91 ± 52 (n= 26)	6	
OD (mg L ⁻¹)	4.9 ± 2.1 (n= 13)	5	CONAGUA, 2021c; SEDUE, 1989
P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	4.8 ± 3.0 (n= 22)	0.025	
PT (mg L ⁻¹)	11.7 ± 4.3 (n= 26)	0.05	CEPIS, 2001; CONAGUA, 2021c
Clorofila a (mg m ⁻³)	178 ± 160 (n= 19)	8	CEPIS, 2001

Por otro lado, los parámetros que indican el estado trófico del cuerpo de agua, como el fósforo y la clorofila a, exceden notoriamente los límites para estado hipereutrófico y la protección de la vida acuática. El valor medio del fósforo total es 200 veces superior al umbral para condiciones mesotróficas, que serían las deseadas para protección de la vida acuática, mientras que el de nitrógeno amoniacal supera en ocho veces los límites para la protección de la vida acuática. El valor medio de clorofila a, que está relacionada con la biomasa algal, es 22 veces mayor que el límite para el estado mesotrófico (8 mg L⁻¹).

Los valores para oxígeno disuelto varían entre concentraciones subóxicas y óxicas, debido a la excesiva productividad primaria en el lago. Sin embargo, el valor de oxígeno disuelto reportado

posterior a las modificaciones hidráulicas realizadas en la zona del Lago de Texcoco para la construcción del NAIM, tiene una media correspondiente a $3.4 \pm 1.0 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 6). Esto indica que el oxígeno disuelto no está alcanzando los límites mínimos que establece la Ley Federal de Derechos (CONAGUA, 2021c), los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua (SEDUE, 1989) para protección de la vida acuática.

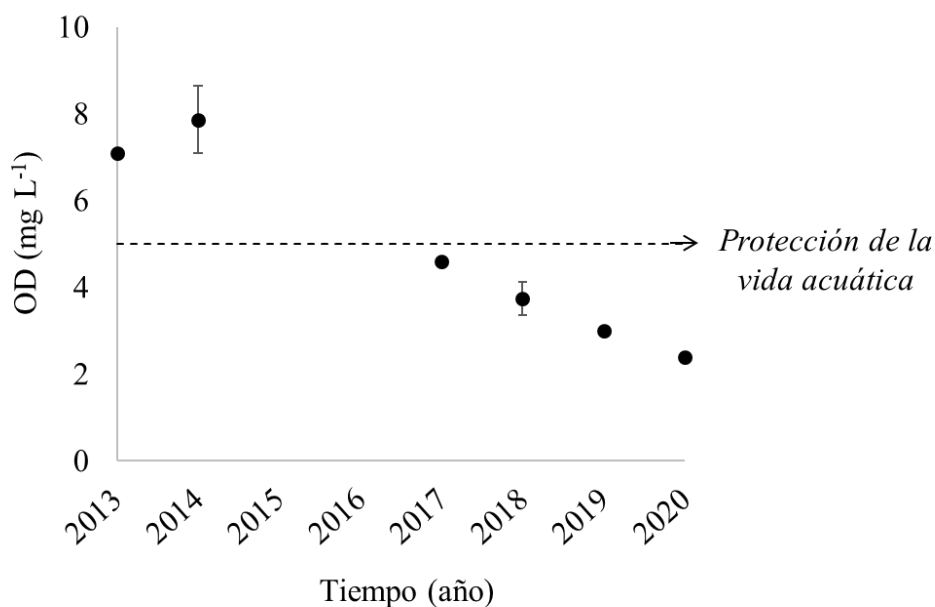


Figura 6. Variación de oxígeno disuelto en el lago Nabor Carrillo del 2013 al 2020 (CONAGUA, 2021a)

Con base en los parámetros analizados se define que la principal problemática de calidad del agua en el lago, que es la elevada demanda de oxígeno y nutrientes, que favorecen la generación de MO y consecuente incremento de demanda de oxígeno. Por lo tanto, las cargas contaminantes se evalúan en función de la demanda de oxígeno para degradar la MO que ingresa y la que se genera por la disponibilidad de nutrientes para poder alcanzar un valor de OD que permita el correcto desarrollo de la vida acuática en el lago.

5. Estimación de cargas contaminantes

En este capítulo se describen los procedimientos de estimación y los resultados de caudales, calidad de agua y sedimento y cargas de demanda de oxígeno en el lago Nabor Carrillo. La elección de este parámetro se basa en el análisis de la problemática de calidad de agua (Capítulo 4).

5.1. Determinación de caudales

Los caudales se obtuvieron por medio del balance hídrico para el cuerpo de agua. Los de entrada de agua incluyen la precipitación y las descargas de las dos PTAR, mientras que los de salida se definen por la evaporación y la extracción de agua. Para calcular los caudales de las PTAR y de extracción de agua, se estimaron primero los caudales de precipitación (Q_{pre}) y evaporación (Q_{eva}). Para ello, analizaron los datos reportados para el periodo 1986-2017 por el Servicio Meteorológico Nacional de precipitación y evaporación diario de la estación climatológica “15383 LAGO NABOR CARRILLO” (SMN, 2023b). Se obtuvieron promedios mensuales que luego se sumaron para luego obtener los promedios anuales y las desviaciones estándar.

El caudal promedio de las PTAR se obtuvo analizando los datos de la elevación del espejo de agua en el lago Nabor Carrillo (Figura 5) con respecto al banco de nivel de referencia (OCAVM, 2022) para obtener la profundidad de la columna de agua. Con datos de batimetría (CONANP, 2021) se estimó el volumen almacenado, multiplicando cada profundidad por el área superficial correspondiente. Haciendo un balance de agua se estimó el caudal total del agua tratada enviada al lago con la siguiente ecuación:

$$Q_{PTAR} = V_n - V_{n-1} - Q_{pre} + Q_{eva} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde: Q_{PTAR} , es el caudal total que ingresa por descargas [$L^3 T^{-1}$]; V_n , es el volumen del lago en el día actual [L^3]; V_{n-1} , el volumen en el lago el día anterior [L^3]; Q_{pre} , el caudal por precipitación [$L^3 T^{-1}$] y Q_{eva} , el caudal por agua evaporada [$L^3 T^{-1}$] en el periodo. La extracción es nula cuando no hay salida de agua por la compuerta.

El 47 % de Q_{PTAR} corresponde a la PTAR I y el 53 % a la PTAR II, con base en la información proporcionada por el M. en I. Sergio Enriquez, subgerente de Infraestructura Hidráulica y Sistemas de Tratamiento y encargado de operaciones de las dos plantas de tratamiento (Comunicación personal, 23 de enero de 2023).

El caudal extraído se envía hacia el Dren Chimalhuacán I cuando se abre la compuerta para regular el nivel de agua en el lago. Durante estos periodos de extracción de agua, Q_{PTAR} es nulo. Para determinar el caudal promedio de salida anual, se determinaron los datos de extracción diaria de agua para el 2022 (Ecuación 2), mismos que se sumaron.

$$Q_{ext} = V_{n-1} - V_n + Q_{pre} - Q_{eva} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde: Q_{ext} , es el caudal que se extrae por apertura de compuertas [$L^3 T^{-1}$]

A partir de este balance hídrico se obtuvo que del caudal de entrada ($22.2 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$); estas descargas de las PTAR representan 75% de las entradas al lago, mientras que la precipitación pluvial representa el 25 % restante. Del caudal de salida, 15 % se extrae y 85 % se evapora (Tabla 7).

Tabla 7. Caudales de entrada y salida de agua del lago Nabor Carrillo

Entrada o salida	Caudal		Calculado con información de
	($\text{hm}^3 \text{ año}^{-1}$)	(%)	
Q_I	7.8	35	OCAVM (2022)
Q_{II}	8.8	40	OCAVM (2022)
Q_{pre}	5.6	25	SMN (2023b)
Total (entrada)	22.2	100	
Q_{eva}	18.8	85	SMN (2023b)
Q_{ext}	3.4	15	Estimada por diferencia
Total (salida)	22.2	100	

Los caudales promedio de descarga de las PTAR se estiman en 247 L s^{-1} para la PTAR I y 279 L s^{-1} para la PTAR II, lo cual es inferior al caudal tratado reportado de 500 y 400 L s^{-1} , respectivamente (CONAGUA, 2021b). Se esperaba una diferencia ya que, de acuerdo con el encargado de operaciones de las plantas de tratamiento, desde 2016 las plantas no operan a su capacidad por falta de presupuesto (S. Enríquez, comunicación personal, 23 de enero de 2023).

El caudal promedio anual de la extracción fue la suma de todos los periodos de apertura de compuerta, que en 2022 fue de $3.9 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, este valor es $0.5 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ superior al obtenido por

diferencia de entradas y salidas totales (Tabla 7). Esta diferencia se puede atribuir a que fueron obtenidos para diferentes periodos de tiempo.

5.2. Muestreo y caracterización de agua y sedimento

En el mes de junio del 2023, se realizó un muestreo de descargas de las PTAR I y II, así como agua y sedimento en tres sitios dentro del lago (Figura 5).

Con el multiparamétrico (Hanna H19829) se midió temperatura (T), pH, oxígeno disuelto (OD) y conductividad eléctrica (CE) en cada sitio de muestreo dentro del lago (Tabla 8). Las muestras de agua fueron obtenidas en la superficie con botella Van Dorn horizontal y las muestras de sedimento, con draga van Veen, representando una mezcla de 10 cm de sedimento. Las muestras fueron almacenadas en recipientes de polietileno y transportadas sobre hielo. En el laboratorio se conservaron en refrigeración a 4 °C hasta su análisis.

Tabla 8. Mediciones en campo en los sitios de muestreo dentro del lago

Punto de muestreo	L-P1		L-P2		L-P3	
AGUA	Fondo	Superficie	Fondo	Superficie	Fondo	Superficie
T (°C)	18	22	19	21	21	20
pH	9.7	10.9	10.7	10.7	10.0	10.6
OD (mg L ⁻¹)	1.2	15.4	1.3	8.0	1.5	25.2
OD (%)	17	231	19	117	25	340
CE (µS cm ⁻¹)	6 123	ND	2 508	2 351	6 351	7 035
Color	Verde		Verde		Verde	
Apariencia	Turbio		Turbio		Turbio	
Prof. Máx. (m)	1.5		0.5		0.5	
SEDIMENTO						
Color	Negro		Negro		Negro	
Olor	Sulfuroso		Sulfuroso		Sulfuroso	
Textura	Fino		Fino		Fino	

ND No determinado

Se observan valores de pH de campo entre 9.7 y 10.9, que son superiores a los 9.2 ± 0.5 °C reportados por CONAGUA (Tabla 6), pH. Los valores de CE fluctúan alrededor del medio de los valores reportados por dicha comisión ($CE = 3\,576 \pm 1\,860 \mu S\,cm^{-1}$). En cuanto a OD, en los tres puntos de muestreo, se observaron condiciones subóxicas en el fondo y de sobresaturación en la zona fótica (12 cm de profundidad). Esta diferencia de oxígeno disuelto se ha observado también en otros lagos someros (< 3 m de profundidad) e hipereutróficos, donde se explica que la actividad fotosintética durante el día causa un incremento en el OD, y este es retenido, principalmente en forma de pequeñas burbujas en los organismos fotosintéticos, alcanzando valores de hasta 180 % de saturación de OD en la superficie, que decae hasta un 20-40 % en el fondo, aun cuando se trata de una profundidad de 2 m (Nguyen et al., 2016).

Se prepararon muestras combinadas de los tres sitios de muestreo con volúmenes iguales de agua y sedimento, respectivamente, y se caracterizaron estas muestras con métodos estándar (Tabla 9).

Tabla 9. Métodos de análisis para muestras de agua y sedimento

Parámetro	Método		Referencia
DBO (demanda bioquímica de oxígeno)	Electrométrico	APHA 5210B	APHA, 2012
GPP (productividad primaria bruta)		APHA 10200J	
SST (sólidos suspendidos totales)	Gravimétrico	APHA 2540D	
SV (sólidos volátiles)		APHA 2540E	
DQO (demanda química de oxígeno)	Fotométrico	Merck 11454	Merck, 2023b
NT (nitrógeno total)	Fotométrico	Merck 114537	Merck, 2023d
PT (fósforo total)		Merck 114543	Merck, 2023c
COT (carbono orgánico total) en agua		Merck 114879	Merck, 2023e
CIT en agua (carbono inorgánico total) en agua		Merck 111109	Merck, 2023a
COT en sedimento	Gravimétrico	ASTM D2974	ASTM, 2017
CIT en sedimento		AS-29 de NOM-021-RECNAT-2000	SEMARNAT, 2001

Parámetro	Método		Referencia
pH	Electrométrico	NMX-AA-008-SCFI-2016	Secretaría de Economía, 2015

Los resultados del análisis de la muestra combinada de agua (Tabla 10) muestran valores de DBO y DQO mayores a 6 mg L^{-1} y 20 mg L^{-1} , respectivamente, que son los valores límite establecidos para agua contaminada, clasificándose como agua “fuertemente contaminada” (CONAGUA, 2022).

Ninguno de los parámetros de las descargas de las PTAR I y II (Tabla 10) cumple con los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 y se observa que el agua del lago se encuentra más contaminada que las descargas de las PTAR.

Tabla 10. Caracterización de muestras simples de descargas y muestra combinada de agua del lago Nabor Carrillo

Parámetro	Lago	PTAR I	PTAR II
DBO (mg L^{-1})	206 ± 103 (n= 3)	183 ± 62 (n= 3)	138 ± 76 (n= 3)
DQO (mg L^{-1})	797 ± 216 (n= 2)	595 ± 23 (n= 2)	474 ± 59 (n= 2)
NT (mg L^{-1})	153 (n= 1)	63 (n= 1)	63 (n= 1)
PT (mg L^{-1})	7.8 (n= 1)	9.6 (n= 1)	9.6 (n= 1)
SST (mg L^{-1})	270 ± 118 (n= 2)	260 ± 28 (n= 2)	150 ± 14 (n= 2)
COT (mg L^{-1})	232 ± 19 (n= 2)	ND	ND
CIT (mg L^{-1})	179 ± 3 (n= 2)	ND	ND
GPP ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	8.4 ± 3.5 (n=3)	ND	ND
GPP ($\text{gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	4.5 ± 1.9 (n= 3)	ND	ND

ND No determinado

n número de repeticiones

La caracterización de la muestra combinada de sedimento (Tabla 11) indican que contiene 6.8 mg g^{-1} de CIT y 68.2 mg g^{-1} COT, lo que corresponde a 17.0 % de MO.

Tabla 11. Caracterización de muestra combinada de sedimento del lago Nabor Carrillo

Parámetro	Sedimento
pH	8.15 (n= 1)
COT (mg g ⁻¹)	68.2 ± 0.4 (n= 3)
CIT (mg g ⁻¹)	6.8 ± 0.9 (n= 3)
MOsed (%)	17.0 ± 0.1 (n= 3)

5.3. Cargas contaminantes

El balance de demanda de oxígeno para el Lago Nabor Carrillo parte de la ecuación desarrollada por Hansen y col. (2017):

$$DO_{fin} = DO_{CE} + DO_{CI} + (DO_{agua} - DO_{min-agua}) - (DO_{sed} - DO_{min-sed}) - DO_{ext} - OD_{nat} \quad (Ecuación 3)$$

Donde: **DO_{fin}**, es la demanda de oxígeno final en el agua del lago después de cada periodo de tiempo [M T⁻¹]; **DO_{CE}**, la carga externa de demanda de oxígeno en el periodo [M T⁻¹]; **DO_{CI}**, la carga interna de demanda de oxígeno en el periodo [M T⁻¹]; **DO_{agua}**, la demanda de oxígeno inicial dividida con el tiempo de residencia hidráulica del agua en el lago [M T⁻¹]; **DO_{min-agua}** y **DO_{min-sed}**, la demanda de oxígeno por mineralización en agua y en sedimento en el periodo [M T⁻¹]; **DO_{sed}**, la demanda de oxígeno por acumulación en sedimento [M T⁻¹]; **DO_{ext}**, la demanda de oxígeno extraída [M T⁻¹]; **OD_{nat}**, oxígeno disuelto suministrado por procesos naturales [M T⁻¹].

5.3.1. Carga externa (DO_{CE})

La carga externa de demanda de oxígeno se compone por las descargas de las PTAR I y PTAR II. Con la información de los caudales de estas descargas (Tabla 7) y de la concentración de demanda bioquímica de oxígeno de descarga (Tabla 10), se calculó la carga externa (Ecuación 4):

$$DO_{CE} = DBO_I * Q_I + DBO_{II} * Q_{II} \quad (Ecuación 4)$$

Donde: **DBO_I**, la concentración promedio de DBO de la descarga de la PTAR I [M L⁻³]; **Q_I**, el caudal de descarga de la PTAR I [L³ T⁻¹]; **DBO_{II}**, la concentración promedio de DBO de la descarga de la PTAR II [M L⁻³]; **Q_{II}**, el caudal de descarga de la PTAR II [L³ T⁻¹]

Se obtuvo la siguiente carga:

$$DO_{CE} = 2\,654\, t\, año^{-1}$$

Del total de carga externa, 1 437 t año⁻¹ corresponden al aporte por la descarga de la PTAR I y 1 217 t año⁻¹ de la PTAR II.

5.3.2. Carga extraída (DO_{ext})

La carga extraída se determinó con datos de la concentración media de demanda de oxígeno en el lago (Tabla 6) y el caudal extraído (Tabla 7) aplicando la siguiente ecuación:

$$DO_{ext} = DBO_{lago} * Q_{ext} \quad (Ecuación\ 5)$$

Donde: **DBO_{lago}**, la concentración promedio de DBO en el lago [M L⁻³]

Por lo tanto, la carga extraída fue de:

$$DO_{ext} = 309\, t\, año^{-1}$$

Se observa que la carga externa de demanda de oxígeno al lago es 8.5 veces mayor a la de salida.

5.3.3. Demanda de oxígeno en agua (DO_{agua})

La demanda de oxígeno en agua, se determinó con la concentración media de DBO en el lago (Tabla 6). El volumen promedio de agua en el lago se calculó con datos diarios del cambio en el nivel del espejo de agua en el 2022 y la batimetría del lago (CONANP, 2021). El tiempo de residencia hidráulica se determinó con este volumen promedio y el caudal total de salida (Tabla 7) con la siguiente ecuación:

$$TRH = \frac{V}{Q_t} \quad (Ecuación\ 6)$$

Donde: **TRH**, es el tiempo de residencia hidráulica [T]; **V**, volumen del lago [L³]; **Q_t**, caudal total de entrada o salida [L³ T⁻¹].

Conociendo el TRH, se calcula la carga de demanda de oxígeno en el agua del lago mediante la siguiente ecuación:

$$DO_{agua} = \frac{DBO_{lago} * V}{TRH} \quad (Ecuación\ 7)$$

Se determinó un volumen promedio actual de 16.4 hm³, que equivale al 71 % de la capacidad reportada de 23 hm³ (SMIG, 2021). El tiempo estimado de residencia hidráulica fue de 0.81 años, equivalente a 9.8 meses.

La demanda de oxígeno fue de:

$$DO_{agua} = 1\,824\,t\,año^{-1}$$

Este valor calculado corresponde a la situación actual en el lago Nabor Carrillo, en la que aún no se ha implementado ninguna acción para reducir las cargas contaminantes. Al aplicar el balance de cargas contaminantes con escenarios de rehabilitación se debe ajustar el valor en cada iteración para el periodo posterior.

5.3.4. Carga interna (DO_{CI})

La carga interna se determinó de dos formas: (1) modelación de crecimiento de MO basado en las concentraciones de nutrientes y (2) evaluación experimental de la productividad primaria en muestras de agua del lago. A continuación, se describen las metodologías de ambos:

➤ Modelación del crecimiento de materia orgánica

Para determinar la carga interna teórica, se realizó una modelación con el código “ecosim” (Reichert, 2021), que simula el crecimiento de biomasa o formación de MO autóctona en cuerpos de agua. Los parámetros y valores de entrada utilizados en este modelo se muestran en la Tabla 12.

Se realizaron dos modelos para simular el crecimiento de biomasa de organismos fotosintéticos (Ecuaciones 8-14). El primero consideró como limitante del crecimiento al fosfato, utilizando los valores para $K_{M.HPO4}$, $C_{HPO4.ini}$ y $C_{HPO4.in}$, mientras que el segundo utilizó al amonio, utilizando los valores para $K_{M.NH3}$, $C_{NH3.ini}$ y $C_{NH3.in}$ en las ecuaciones 8, 11, 13 y 14.

Tabla 12. Parámetros de entrada para modelación de la productividad primaria

Descripción	Parámetro	Valor	Unidades	Referencia
Factor de crecimiento algal	$k_{g,ALG}$	1	d ⁻¹	Reichert, 2021
Factor de muerte algal	$k_{d,ALG}$	0.4	d ⁻¹	
Concentración inicial de algas	$C_{ALG.ini}$	0.05	gMO m ⁻³	

Descripción	Parámetro	Valor	Unidades	Referencia
Coeficiente de asimilación de amonio por algas	$\alpha_{N,ALG}$	0.06	$\text{gN g}^{-1}\text{MO}$	
Concentración de fosfato a la mitad de crecimiento máximo	$K_{M,HPO4}$	0.002	gP m^{-3}	
Concentración inicial de fosfato	$C_{HPO4,ini}$	4.8	gP m^{-3}	CONAGUA, 2021a
Concentración de entrada de fosfato	$C_{HPO4,in}$	5.8	gP m^{-3}	L. Bravo Inclán, comunicación personal, 20 de febrero de 2024
Coeficiente de asimilación de fosfato por algas	$\alpha_{P,ALG}$	0.002	$\text{gP g}^{-1}\text{MO}$	Galbraith y Martiny, 2015
Área superficial del lago	A	5.2×10^6	m^2	CONANP, 2021
Profundidad de la zona fótica	h	0.12	m	CONAGUA, 2021a
Caudal de entrada	Q_t	0.7	$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	OCAVM, 2022; balance
Concentración de amonio a la mitad de crecimiento máximo	$K_{M,NH3}$	0.00015	gN m^{-3}	Toumi y Politaeva, 2021
Concentración inicial de amonio	$C_{NH3,ini}$	4.5	gN m^{-3}	CONAGUA, 2021a
Concentración de entrada de amonio	$C_{NH3,in}$	5.3	gN m^{-3}	L. Bravo Inclán, comunicación personal, 20 de febrero de 2024

$$r_{g,ALG}(t) = k_{g,ALG} * \frac{C_{HPO4}(t-1)}{K_{M,HPO4} + C_{HPO4}(t-1)} * c_{ALG}(t-1) \quad (\text{Ecuación 8})$$

$$r_{d,ALG}(t) = k_{d,ALG} * c_{ALG}(t-1) \quad (\text{Ecuación 9})$$

$$c_{ALG}(t) = r_{g,ALG} * t - r_{d,ALG} * t + c_{ALG}(t-1) - c_{out,ALG} \quad (\text{Ecuación 10})$$

$$C_{HPO4}(t) = -\alpha_{P,ALG} * r_{ALG}(t) * t + c_{in,HPO4} - c_{out,HPO4} \quad (\text{Ecuación 11})$$

$$c_{out,ALG} = \frac{c_{ALG}(t-1) * Q_{out,ex}}{A * h} \quad (\text{Ecuación 12})$$

$$c_{in,HPO4} = \frac{C_{HPO4,ini} * Q_t}{A * h} \quad (\text{Ecuación 13})$$

$$c_{out,HPO4} = \frac{C_{HPO4}(t-1) * Q_{out,ex}}{A * h} \quad (\text{Ecuación 14})$$

La carga interna de demanda de oxígeno se calcula mediante la Ecuación 15:

$$DO_{CI-model} = \frac{C_{ALG} * PM_{O_2} * f_m * f_l * A * h}{PM_{CH_2O}} \quad (\text{Ecuación 15})$$

Donde: $DO_{CI-model}$ es la carga interna con datos de modelación [$M T^{-1}$]; C_{ALG} , la concentración de algas en la zona fótica [$M L^{-3}$]; PM_{O_2} , peso molecular de oxígeno disuelto; PM_{CH_2O} , peso molecular de materia orgánica; f_m , factor de corrección de muerte algal [T^{-1}] para obtener la MO que, al morir, demanda oxígeno para ser degradada. Se usó $0.4 d^{-1}$ (Reichert, 2021); f_l , factor de corrección por las horas luz del día (0.42) obtenido de dividir 10 h luz donde la radiación solar es $>100 W m^{-2}$ (SMN, 2023a) entre 24 h de un día [$T T^{-1}$]; A , área superficial del lago [L^2]; h , profundidad de la zona fótica [L] (Tabla 12).

El código “ecosim” (Reichert, 2021) utiliza como base la ecuación Michaelis-Menten para describir la tasa de crecimiento algal (Ecuación 8), y considera también la tasa de muerte (Ecuación 9). La concentración de algas está dada por las que crecen, menos las que decaen por muerte, más la concentración de algas que se encontraba al inicio de la simulación, menos las algas extraídas (Ecuación 10).

Las concentraciones de fosfato o amonio dependen de lo que las algas asimilan para el crecimiento de acuerdo con su composición, más la concentración que entra al lago, menos la concentración que se extrae (Ecuación 11).

La Ecuación 12 expresa la concentración de algas que se extrae; la ecuación 13, la concentración de fosfato que ingresa por el caudal de descarga de las PTAR; y la Ecuación 14, la concentración de fosfato que sale por extracción. El modelo expresa la concentración de algas en gramos de MO por volumen de agua en la zona fótica (Tabla 12).

La variación con el tiempo de C_{ALG} se muestra en la Figura 7. Se observa que en ambos modelos utilizados hay un incremento durante los primeros 20 d cuando fosfato es el nutriente limitante y 13 d, cuando es amonio. Luego C_{ALG} decae y se estabiliza a partir de aproximadamente cuatro semanas en $508 g m^{-3}$, cuando fosfato es el nutriente limitante y en $11.8 g m^{-3}$, cuando es amonio. Estos resultados fueron convertidos en carga interna de demanda de oxígeno obtenida por modelación ($DO_{CI-model}$) mediante aplicación de la Ecuación 15 (Tabla 13).

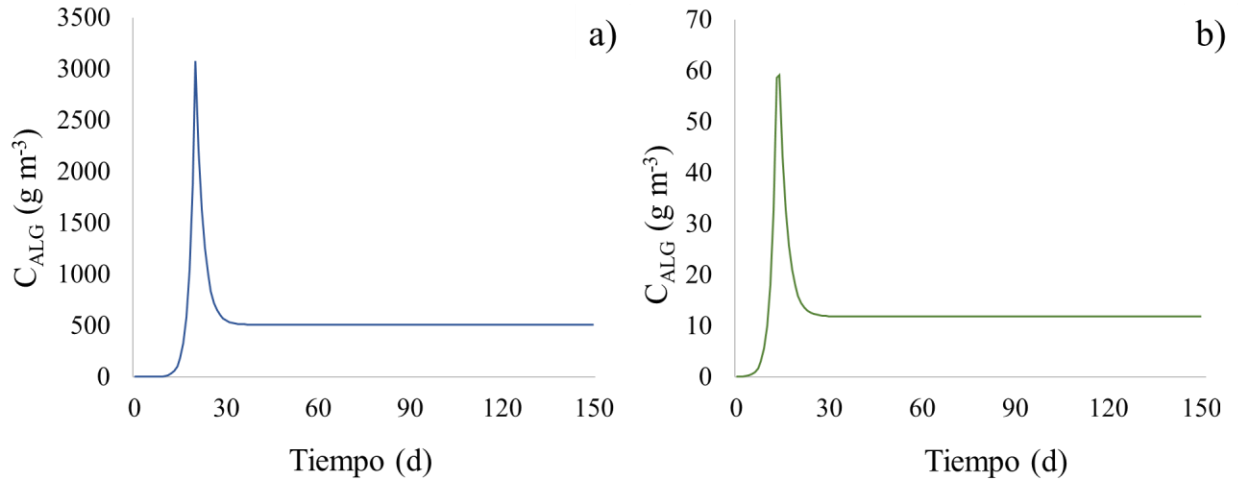


Figura 7. Concentración de algas en la zona fótica en el lago Nabor Carrillo, obtenida mediante modelación con “ecosim” (Reichert, 2021) con nutriente limitante a) fosfato y b) amonio

Tabla 13. Resultados de la modelación y carga interna de demanda de oxígeno

Modelo	C_{ALG} (g m^{-3})	$DO_{CI-model}$ (t año^{-1})
Con fosfato	508	20 734
Con amonio	11.8	482

Se observa, que $DO_{CI-model}$ depende del nutriente que se encuentre limitando el crecimiento, y que la carga obtenida con fosfato como nutriente limitante fue 43 veces mayor a la carga obtenida cuando amonio limita el crecimiento.

➤ Productividad primaria

Se determinó también la carga interna de demanda de oxígeno, DO_{CI} , mediante la Ecuación 16, empleando el promedio de los GPP obtenidos experimentalmente (Tabla 10):

$$DO_{CI} = GPP_{prom} * f_l * A * h \quad (\text{Ecuación 16})$$

Donde: GPP_{prom} , es el promedio de la productividad primaria [$\text{M L}^{-3} \text{T}^{-1}$]; f_l , el factor de corrección por las horas luz del día descrito para la Ecuación 15 y los demás parámetros descritos en la Tabla 12.

La prueba experimental de productividad primaria resultó un GPP_{prom} de $8.4 \pm 3.5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$, correspondiente a una carga interna de demanda de oxígeno de:

$$DO_{CI} = 19\,132 \text{ t año}^{-1}$$

A pesar de que nitrógeno es el nutriente limitante en el lago Nabor Carrillo (N:P, mol:mol= 4.3 < 16, que es el valor promedio para MO), el resultado de DO_{CI} es más semejante a $DO_{CI-model}$ para fosfato como nutriente limitante (Tabla 13), por lo que en lo subsecuente se utiliza DO_{CI} en el balance de cargas. Se observa que este valor de DO_{CI} es siete veces mayor a DO_{CE} para el lago Nabor Carrillo.

Adicionalmente, DO_{CI} se separó en carga interna generada por nutrientes que ingresan por descarga (Ecuación 17) y carga interna por nutrientes liberados del sedimento (Ecuación 18).

$$DO_{CI_CEP} = (PT_I * Q_{PTARI} + PT_{II} * Q_{II}) * R.R. * \frac{PM_{O2}}{PM_P} \quad (\text{Ecuación 17})$$

$$DO_{CI_CIP} = DO_{CI} - DO_{CI_CEP} \quad (\text{Ecuación 18})$$

Donde: DO_{CI_CEP} , es la carga interna dada por la carga externa de nutrientes [$M T^{-1}$]; PT_I , la concentración de fósforo en la descarga de PTAR I [$M L^{-3}$]; PT_{II} , la concentración de fósforo en la descarga PTAR II [$M L^{-3}$]; $R.R.$, la proporción molar típica de nutrientes C:P 106:1 (Redfield, 1934) [$mol mol^{-1}$]; PM_P , peso molecular del fósforo; y DO_{CI_CIP} , la carga interna dada por la carga interna de fósforo [$M T^{-1}$]

Al separar la carga de demanda de oxígeno debido a la carga externa de fósforo y lo liberado en sedimento, se obtiene que 17 511 t año⁻¹ corresponden al ingreso por carga externa y 1 621 t año⁻¹, al fósforo liberado del sedimento. Esta diferenciación permitirá evaluar escenarios de reducción del nutriente fósforo en las descargas y reducción del nutriente liberado del sedimento.

El resultado de la carga interna experimental se comparó con un análisis de GPP expresado como carbono autóctono de 80 lagos alrededor del mundo, considerando la concentración de fósforo total y límites para estado trófico como principales variables. Se realizó una base de datos con los valores obtenidos en esta tesis y en la literatura, se estandarizaron los valores reportados para diferentes intervalos de concentración utilizando la función de distribución Z, logrando un ajuste con $R^2 \geq 0.9$, y se promediaron los valores de resultantes (Figura 8). Se observa que el promedio de GPP en lagos con agua mesotrófica, fluctúa entre 1.3 y 2.4 gC m⁻² d⁻¹ y en lagos con agua hipereutrófica, entre 3.0 y 6.0 gC m⁻² d⁻¹. El agua del lago Nabor Carrillo presenta una GPP de 4.5 ± 1.9 gC m⁻² d⁻¹ (Tabla 10), lo que permite clasificarla como hipereutrófica. La magnitud de productividad primaria corresponde a lo esperado para la concentración de PT promedio reportada para el lago (Tabla 6). Aunque los valores de GPP dependen también de otros factores tales como

clima, otros nutrientes y la época del año (Gautam y Bhattarai, 2008; Herrera y Nadaoka, 2021; Tonetta et al., 2016), se considera que la relación con PT proporciona una estimación de GPP que se puede comparar con otros cuerpos de agua.

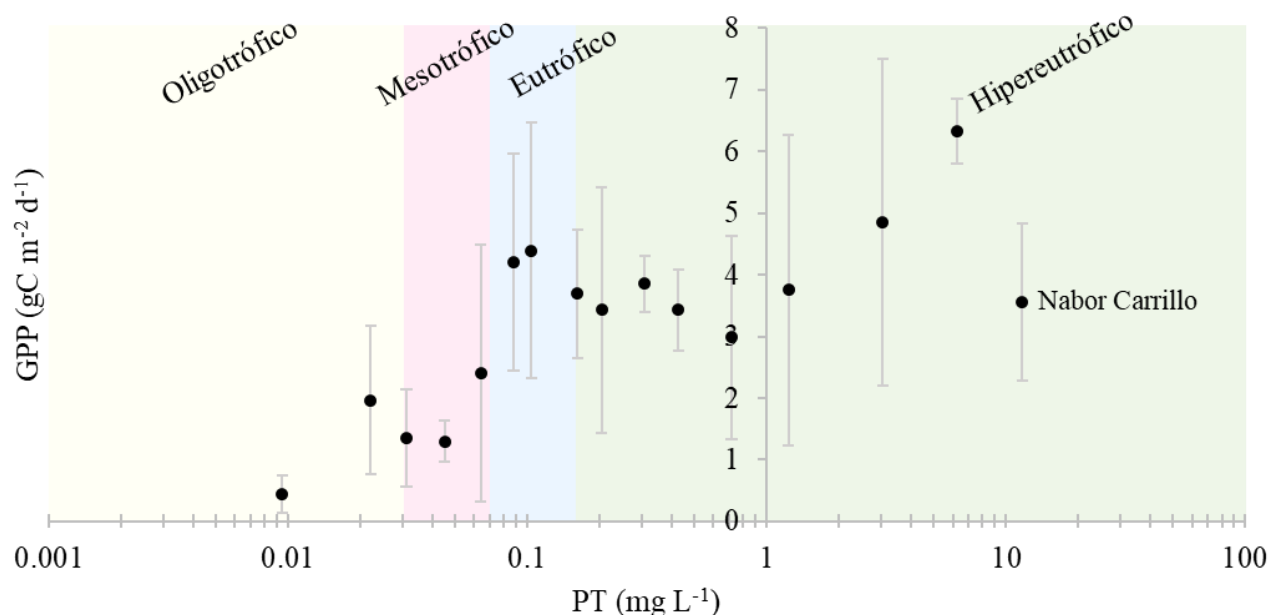


Figura 8. Producción primaria (GPP) en lagos a diferentes concentraciones de fósforo total (PT)

Al observar la magnitud de la carga interna de demanda de oxígeno, que es siete veces mayor que la carga externa en el lago Nabor Carrillo, se define la importancia de controlar las cargas de nutrientes, específicamente de fósforo, ya que, a pesar de que se ha comprobado que es importante considerar tanto el nitrógeno como el fósforo para los planes de gestión de nutrientes a nivel de cuenca (Scott y McCarthy, 2010), el fósforo es más conservativo en lagos, además se ha visto que la fijación biológica de nitrógeno podría compensar reducciones en la carga de nitrógeno con poco o ningún cambio en la biomasa de fitoplancton, por lo que es necesario reducir la carga y disponibilidad de fósforo (Higgins et al., 2018)

5.3.5. Carga mineralizada en agua ($DO_{\min\text{-agua}}$) y sedimento ($DO_{\min\text{-sed}}$)

La velocidad de biodegradación en agua y sedimento se analizó por respirometría. Para ello, se colocaron la submuestra combinada de agua en un reactor de borosilicato y las submuestras combinadas de agua y de sedimento húmedo en igual proporción en otro reactor (Figura 9). Ambos reactores estaban equipados con electrodos de Eh, pH, difusor para suministrar gas inerte (N_2) una

vez al día por 10 min, y trampas alcalinas en las entradas para la captura de impurezas en el gas y en las salidas de los reactores para la captura y cuantificación de dióxido de carbono (CO₂) generado por los procesos de mineralización de MO mediante determinación de la conductividad eléctrica (CE) y la temperatura. Ambos reactores se mantuvieron en agitación lenta con un agitador de paletas (FCR 0.3 g o 72 rpm). Los reactores se cubrieron con tela oscura para evitar la entrada de luz.

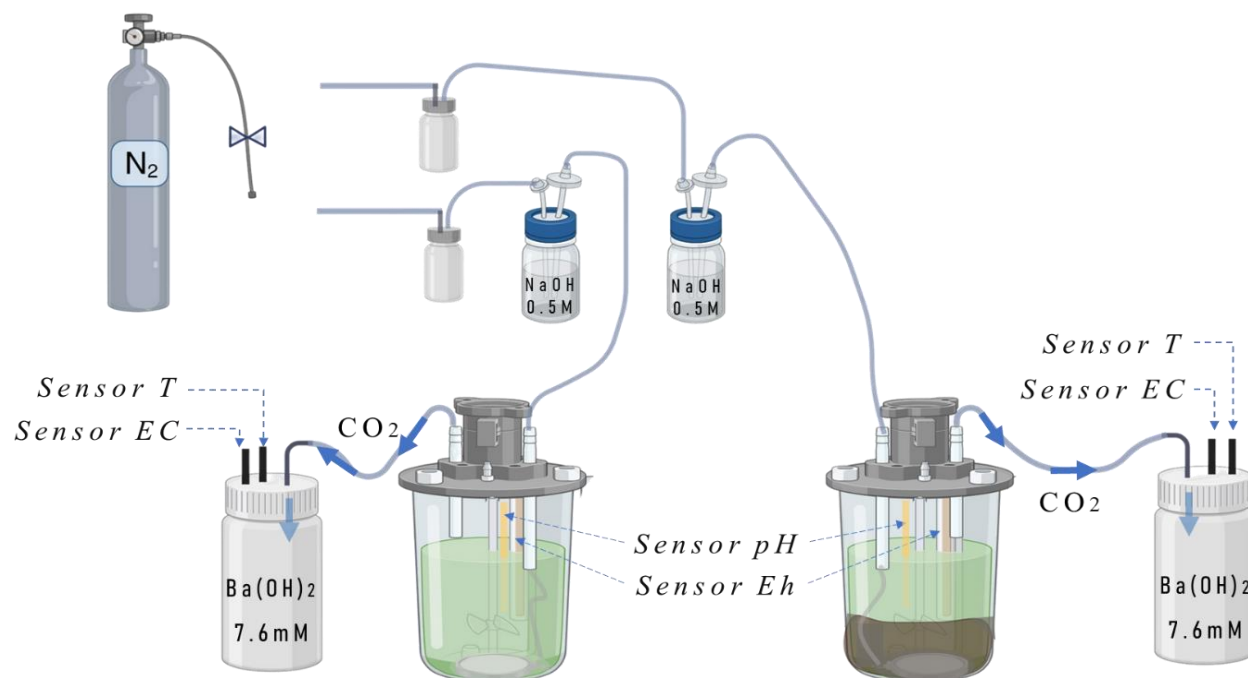
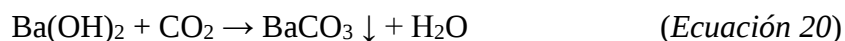


Figura 9. Sistema experimental para determinación de cargas mineralizadas en agua y en sedimento

Se evaluó la velocidad de mineralización de MO durante 40 d en ambos reactores, determinando el CO₂ producido (Ecuación 19), y capturado en las trampas alcalinas con Ba(OH)₂ (Ecuación 20) mediante precipitación como carbonato (Van Afferden et al., 2006). Se realizaron las mediciones a una temperatura de incubación de 25.5 ± 1.0 °C.



La concentración molar de CO₂ se calculó interpolando la CE en la ecuación de la recta correspondiente a la curva de calibración de CO₂ (ANEXO 1). En el reactor con agua, se calculó el CO₂ acumulado por día y con datos del volumen de agua ocupado en el reactor se determinó la

velocidad de mineralización en agua. En el reactor con agua y sedimento se diferenció el CO₂ emitido por agua y el emitido por sedimento. El CO₂ acumulado por día de sedimento se empleó para obtener la velocidad de mineralización en sedimento. La carga de demanda de oxígeno mineralizada se calculó mediante las ecuaciones 21 y 22:

$$DO_{min-agua} = vel_{min-agua} * V \quad (Ecuación 21)$$

$$DO_{min-sed} = vel_{min-sed} * A \quad (Ecuación 22)$$

Donde: $vel_{min-agua}$ es velocidad de mineralización en agua [M T⁻¹ L⁻³]; $vel_{min-sed}$, velocidad de mineralización en sedimento [M T⁻¹ L⁻²]

Para corroborar los resultados de respirometría, se realizó un balance de carbono midiendo COT y CIT en agua y sedimento al inicio y a los 40 d del experimento y sumando el CO₂ emitido (Tabla 9). En el reactor solo con agua se determinó que se emitieron 2.5 mmol de CO₂, mientras que en el reactor con agua y sedimento se registraron 5.1 mmol.

El balance de carbono (Tabla 14) demuestra que todo el CO₂ fue registrado, aunque existe la posibilidad de que una fracción de carbono degradado no haya sido detectada debido a degradación por metanogénesis en la cual no solo se emite CO₂ sino también metano (CH₄). En este sentido, Sandoval Chacón (2023) en un estudio semejante, obtuvo cerca de 5.4 mmol de CO₂ y 1.3 mmol de CH₄ en 40 d bajo condiciones de Eh que alcanzaron -250 mV. En el presente estudio se alcanzaron valores de Eh de -300 mV, pero sólo se consideró la mineralización que conduce a la formación de CO₂.

Tabla 14. Balance de carbono para los reactores con agua y agua-sedimento

Carbono (mmol)	Agua (inicial)	Agua (40 d)	Agua-Sedimento (inicial)	Agua-Sedimento (40 d)
CO ₂ emitido	0	2.5	0	5.1
COT agua	84 ± 7 (n= 2)	34 ± 2 (n= 2)	88 ± 5 (n= 2)	36 ± 3 (n= 2)
CIT agua	64 ± 0.9 (n= 2)	78 ± 0.3 (n= 2)	65 ± 0.3 (n= 2)	85 ± 0.3 (n= 2)
COT sedimento	NA	NA	21 482 ± 142 (n= 3)	21 650 ± 494 (n= 3)
CIT sedimento	NA	NA	2 151 ± 282 (n= 3)	2 395 ± 450 (n= 3)
TOTAL	148 ± 7.9	115 ± 2.3	23 786 ± 429.3	24 171 ± 947.3

NA No Aplica

En ambos reactores se observó un tiempo de aclimatación de aproximadamente cinco días (Figura 10). Posteriormente, la emisión de CO₂ o la mineralización de MO, aumentó. A partir del día 35, el cambio fue disminuyendo y se tomó el valor de 2.5 mmol en el reactor con agua y 5.1 mmol en el reactor agua-sedimento para obtener la velocidad de mineralización en agua y en sedimento.

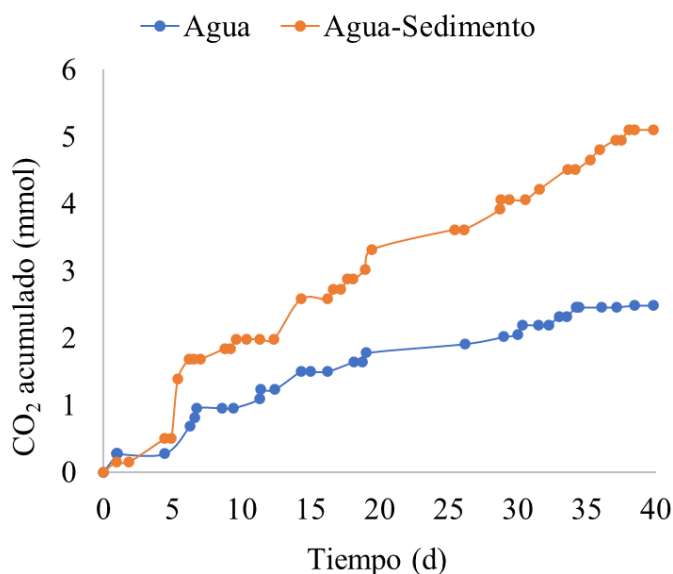


Figura 10. Emisión de CO₂ en sistemas experimentales agua y agua-sedimento

Expresando las velocidades de mineralización de MO en agua por unidad de volumen (0.016 mmol d⁻¹ L⁻¹), y en sedimento por área (2.98 mmol d⁻¹ m⁻²), y aplicando las ecuaciones 21 y 22, se obtuvieron las siguientes cargas de demanda de oxígeno de MO mineralizada en agua y en sedimento:

$$DO_{min-agua} = 3\,065\,t\,año^{-1}$$

$$DO_{min-sed} = 181\,t\,año^{-1}$$

La velocidad de mineralización de la MO depende de factores como la temperatura, el pH, la disponibilidad de oxígeno y de nutrientes inorgánicos (Alexander, 1978). Las condiciones de pH y Eh variaron a lo largo del experimento (Figura 11). Se observa una disminución de pH en ambos reactores, pasando de 10.0 a 8.0-8.5. Estos valores son del orden de los pH registradas en el lago durante el período 2013-2020, que varían entre 8.2 y 10.0 (CONAGUA, 2021a).

El potencial redox en los reactores mostró variaciones, iniciando en aproximadamente -250 mV después de la aclimatación de cinco días. Luego fueron subiendo hasta alcanzar valores de aproximadamente +300 mV a partir de cuatro semanas de incubación. En el lago se registran valores de Eh, que oscilan entre -249 mV y +237 mV (CONAGUA, 2021a).

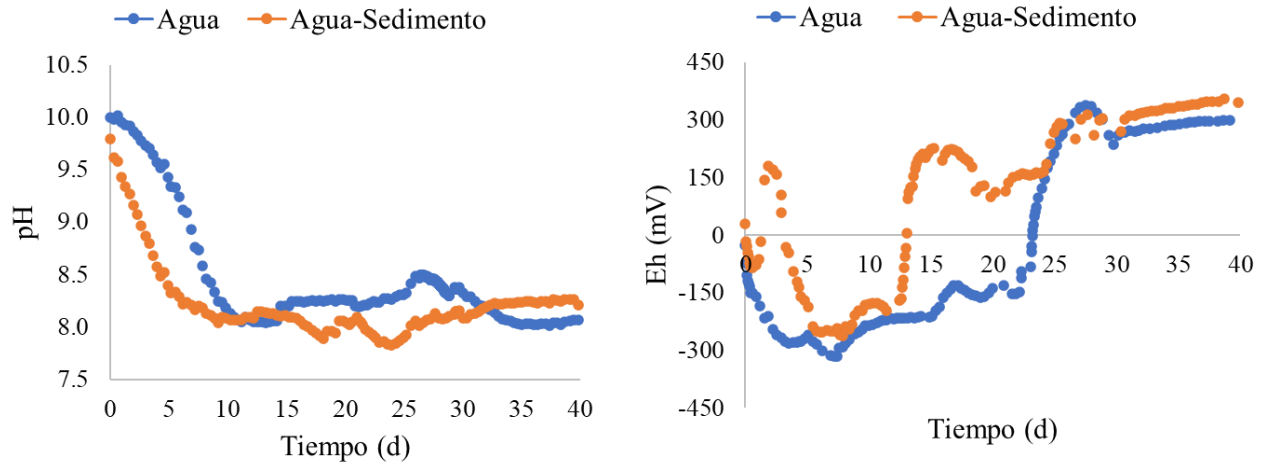


Figura 11. Variación de pH y Eh en los reactores agua y agua-sedimento

Los resultados de mineralización muestran mayor carga de demanda de oxígeno mineralizada en agua que en sedimento. La degradación en sedimento tiende a ser más lenta debido a la menor disponibilidad de oxígeno (Bastviken et al., 2004), además, se ha observado que a mayor TRH el carbono orgánico se descompone más lentamente (Catalán et al., 2016), por lo que al tener un TRH de 9.8 meses en el lago se espera que la velocidad de mineralización sea baja.

5.3.6. Carga acumulada (DO_{sed})

La carga acumulada en sedimento se calculó a partir de la fracción de MO en sedimento con respecto a la MO total que ingresa al lago.

La expresión para determinar la carga de demanda de oxígeno debida a la materia acumulada en sedimento se muestra en la Ecuación 23.

$$DO_{sed} = MO_{sed} * [(SST_I * Q_I + SST_{II} * Q_{II}) * \frac{PM_{O2}}{PM_{CH2O}} + DO_{CI}] \text{ (Ecuación 23)}$$

Donde: MO_{sed} , es la materia orgánica en sedimento [$M M^{-1}$]; SST_I , los sólidos suspendidos totales que ingresan por PTAR I [$M L^{-3}$]; SST_{II} , los sólidos suspendidos totales que ingresan por PTAR II [$M L^{-3}$]

Para verificar este valor, se analizó la acumulación de MO en el reactor experimental con agua y sedimento. Se determinó la reducción de MO (SVT, DQO y COT) y se consideró la MO mineralizada en agua durante el periodo experimental. La MO acumulada en sedimento se obtuvo con la Ecuación 24.

$$MO_{sed} = MO_{total\ reducida} - MO_{mineralizada} \quad (Ecuación\ 24)$$

Se calculó la velocidad de acumulación de MO en sedimento y la correspondiente carga acumulada (Ecuación 25).

$$DO_{sed}' = vel_{sed} * A * \frac{PM_{O_2}}{PM_{CH_2O}} \quad (Ecuación\ 25)$$

Donde: **DO_{sed}'** , es la carga acumulada en experimento [$M\ T^{-1}$]; **vel_{sed}** , la velocidad de acumulación en sedimento [$M\ T^{-1}\ L^{-2}$]

Empleando la Ecuación 23, se obtuvo la siguiente carga de demanda de oxígeno acumulada:

$$DO_{sed} = 3\ 862\ t\ año^{-1}$$

Se obtuvo una reducción similar de MO en agua mediante los tres parámetros analizados: SV, 13.1 $mg\ d^{-1}\ L^{-1}$; DQO, 13.2 $mg\ d^{-1}\ L^{-1}$; COT, 9.7 $mg\ d^{-1}\ L^{-1}$, dando un promedio de $12 \pm 1.9\ mg\ d^{-1}\ L^{-1}$. Usando esta velocidad de reducción de MO en agua y la velocidad de mineralización, se determinó una acumulación de 1 934 mg de MO en sedimento del reactor en los 40 d del experimento, lo que resulta en una velocidad de sedimentación de $2\ 130\ mg\ d^{-1}\ m^{-2}$, y carga acumulada en el lago de:

$$DO_{sed}' = 4\ 313\ t\ año^{-1}$$

Los resultados indican que el valor calculado con datos de campo (DO_{sed}) se acerca a lo observado en el reactor experimental (DO_{sed}').

También se observa que DO_{sed} es mayor que $DO_{min-sed}$, lo que indica que hay mayor acumulación que mineralización.

5.3.7. Oxigenación natural (OD_{nat})

Se examinaron los datos de demanda bioquímica de oxígeno en el lago del periodo entre 2013 y 2020 (CONAGUA, 2021a) y se hizo un análisis estadístico de los promedios anuales con la prueba t de Student para determinar si hubo cambio significativo de la variable en el periodo analizado,

considerando un nivel de significancia de 0.05. Este análisis muestra que con una confianza de 95 % no hubo variación significativa durante el periodo analizado (Figura 12).

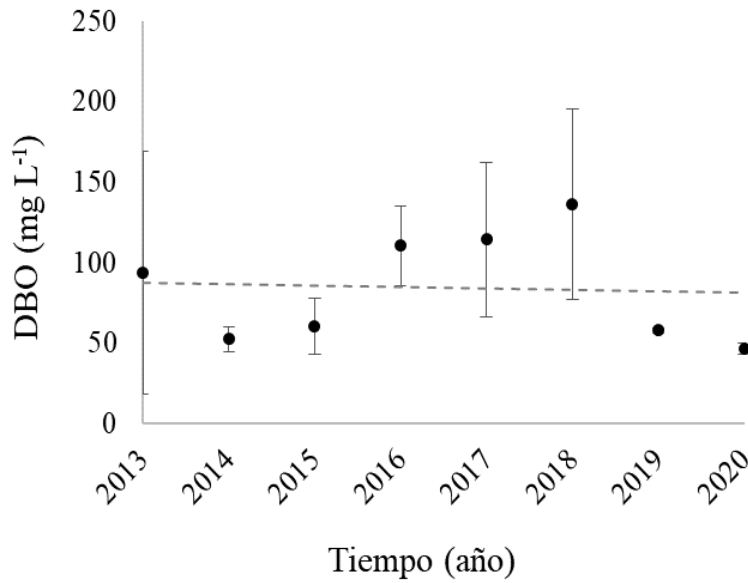


Figura 12. Variación de demanda de oxígeno en el periodo entre 2013 y 2020

Al no haber cambio significativo en demanda de oxígeno de un año al otro (Figura 12), se considera al lago en estado estacionario, donde DO_{fin} y DO_{agua} son iguales y se despeja OD_{nat} mediante aplicación de Ecuación 3 como sigue:

$$OD_{nat} = DO_{CE} + DO_{CI} - DO_{min-agua} - DO_{sed} + DO_{min-sed} - DO_{ext} \quad (\text{Ecuación 26})$$

resultando en:

$$OD_{nat} = 14\,730 \, t \, año^{-1}$$

lo cual es una carga elevada en comparación con las demás cargas, siendo rebasada únicamente por la DO_{CI} . Es decir, el Lago Nabor Carrillo funciona como una laguna de oxidación debido también a su elevado TRH.

6. Balance de cargas contaminantes y evaluación de estrategias de rehabilitación

El este apartado, se establece el procediendo para evaluar los escenarios de rehabilitación y mejora de calidad de agua mediante aplicación del balance de cargas contaminantes.

6.1. Balance de cargas contaminantes en el lago Nabor Carrillo

A partir de las cargas contaminantes (Tabla 15), se calculó la carga de demanda de oxígeno final para el estado actual que guarda el lago (Ecuación 3). Con este valor se determinó la concentración de oxígeno disuelto (OD_{fin}) en el lago mediante aplicación de la Ecuación 27:

$$OD_{fin} = -DO_{fin} * \frac{TRH}{V} \quad (\text{Ecuación 27})$$

Donde: OD_{fin} [M L⁻³] es la concentración de oxígeno disuelto al final de cada periodo. Este resultado se interpreta como déficit de oxígeno disuelto.

Tabla 15. Resumen de los resultados de cargas de demanda de oxígeno

Término	Carga (t año ⁻¹)
DO _{CI}	19 132
DO _{CE}	2 654
DO _{agua}	1 824
DO _{ext}	309
DO _{min-agua}	3 065
DO _{min-sed}	181
DO _{sed}	3 862
OD _{nat}	14 730
DO_{fin}	1 824

El balance para el estado actual dio como resultado una DO_{fin} de 1 824 t año⁻¹ (Tabla 15), lo que representa un déficit de oxígeno disuelto de 91 mg L⁻¹. Esto implica que se debe compensar dicha demanda de oxígeno, además de la que se plantea alcanzar en el objetivo de saneamiento.

El análisis de los componentes del balance de cargas (Tabla 15) muestra que la carga interna representa 88 % de las cargas de entrada al agua del lago (carga interna + carga externa). Esta

carga interna de demanda de oxígeno depende tanto de la carga de nutrientes que ingresan por descargas, como de los que se liberan del sedimento, por lo que los escenarios deben buscar reducir no solo las cargas de demanda de oxígeno sino también las cargas de nutrientes, ya que estas últimas se relacionan con las cargas de demanda de oxígeno.

6.2. Definición del objetivo del saneamiento

La protección de la vida acuática ha sido el enfoque de acuerdo al análisis de los parámetros para mejorar la calidad de agua (Capítulo 4). En consecuencia, la meta u objetivo del saneamiento del lago Nabor Carrillo se ha centrado en alcanzar condiciones óxicas en el lago. La concentración de oxígeno disuelto se definió de acuerdo a los límites para protección de la vida acuática establecidos en Ley Federal de Derechos (CONAGUA, 2021c) y en los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua (SEDUE, 1989). Asimismo, se consideraron las condiciones específicas para las especies que habitan en el lago, principalmente las que se encuentran vulnerables o el peligro de extinción.

La revisión de la normatividad señala, tanto en la Ley Federal de Derechos (Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales) como en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (protección de la vida acuática), que los niveles de oxígeno disuelto deben considerarse como mínimo 5 mg L⁻¹.

Una especie de importancia e identificada en el lago Nabor Carrillo es el pez mexclapique (*Girardinichthys viviparus*), cuyo hábitat óptimo se caracteriza por condiciones de oxígeno disuelto de 6.1 ± 1.6 mg L⁻¹ (De la Vega-Salazar, 2005). Esta especie es tolerante a la degradación ambiental, no obstante se ha reportado que ha desaparecido de su hábitat en cuerpos de agua que reciben agua residual, tales como el embalse de Presa Requena y el lago de Zumpango (Navarrete et al., 2004). Por otra parte, en la literatura se ha establecido que para un óptimo crecimiento de especies acuáticas se requieren condiciones cercanas a 100 % de saturación de oxígeno o más (Thorarensen et al., 2010), pero sin rebasar 120-150 % de saturación ya que la tasa de mortalidad puede aumentar con la exposición a condiciones supersaturadas a largo plazo (Dawley et al., 1974). Para cumplir con la normatividad para protección de la vida acuática y satisfacer las necesidades de la fauna en el lago, se propone alcanzar condiciones del 100 % de saturación de oxígeno, equivalentes a **7 mg L⁻¹**, basándose en la solubilidad promedio de oxígeno (7.0 ± 0.5 mg L⁻¹) a la presión atmosférica de 78.4 kPa (SMN, 2023a) y para el rango de temperatura del agua del lago, la cual varía entre 15 °C y 26 °C (CONAGUA, 2021a).

6.3. Escenarios de reducción de cargas contaminantes

Usando el balance de cargas (Ecuación 3), se calculó la demanda de oxígeno final resultante de modificar los valores de las variables que definen cada una de las cargas de DBO y/o PT.

Se construyó una serie de iteraciones de cálculo que se actualizó para cada año simulado, obteniendo las concentraciones de oxígeno disuelto (ANEXO 2).

En los escenarios evaluados, a años posteriores, aplica lo siguiente:

$$DO_{agua(n)} = DO_{fin(n-1)} \quad (Ecuación 28)$$

Asimismo, en el escenario actual, la OD_{nat} se calculó considerando estado estacionario (Ecuación 26). Para los escenarios, OD_{nat} se determina de la siguiente manera:

$$OD_{nat(n)} = OD_{nat(n-1)} + DO_{agua(n)} - DO_{agua(n-1)} \quad (Ecuación 29)$$

Se plantearon y dimensionaron los siguientes escenarios de rehabilitación:

1. Reducción de las concentraciones de DBO y PT en las descargas PTAR I y PTAR II a los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 (SEMARNAT, 2022)
2. Escenario 1 más reducción de 99 % de la DO_{CI_CIP}
3. Reducción de la concentración de DBO en las descargas PTAR I y PTAR II a los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 y reducción de PT en las mismas descargas que permita alcanzar el objetivo de saneamiento ($OD_{fin} = 7 \text{ mg L}^{-1}$)
4. Escenario 1 más suministro de oxígeno disuelto de forma artificial (OD_{art}). Este último término se integró a la Ecuación 3 como se muestra en la siguiente ecuación:

$$DO_{fin} = DO_{CE} + DO_{CI} + (DO_{agua} - DO_{min-agua}) - (DO_{sed} - DO_{min-sed}) - DO_{ext} - OD_{nat} - OD_{art} \quad (Ecuación 30)$$

Donde: OD_{art} , es oxígeno disuelto adicionado de forma artificial [M T^{-1}]

Los resultados de estos escenarios se presentan en la Tabla 16. En el escenario 1, se observa que al reducir las concentraciones de DBO y PT en las descargas PTAR I y PTAR II según la NOM-001-SEMARNAT-2021, se reduce la demanda de oxígeno en el lago, pero sigue habiendo un déficit de 43 mg L^{-1} de oxígeno disuelto, lo que no permitiría para alcanzar el objetivo de saneamiento.

Tabla 16. Resultados de la evaluación de escenarios

Escenario	Ejemplos de tecnologías aplicables	Especificaciones	Reducción de DO_{CE} (%)	Reducción de DO_{CI} (%)	DO_{fin} (t año ⁻¹)	OD_{fin} (mg L ⁻¹)	Tiempo para alcanzar resultados estables (años)
0	Actual	$DBO_{CE}= 183 \text{ mg L}^{-1}$ $PT_{CE}= 9.6 \text{ mg L}^{-1}$	0	0	1824	-91	NA
1	Cumplimiento NOM-001	$DBO_{CE}= 30 \text{ mg L}^{-1*}$ $PT_{CE}= 5 \text{ mg L}^{-1*}$	81	44	593	-30	5
2	• Cumplimiento NOM-001 + Dragado • Cumplimiento NOM-001 + Phoslock	NOM-001 + ↓99% DO_{CI_CIP} $DBO_{CE}= 30 \text{ mg L}^{-1*}$ $PT_{CE}= 5 \text{ mg L}^{-1*}$	81	52	382	-19	5
3	• Cumplimiento NOM-001 + Recuperación de PT_{CE} • Humedal $Q= 0.53 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ • Lodos activados con remoción biológica de nutrientes	NOM-001 + ↓Extra PT_{CE} $DBO_{CE}= 30 \text{ mg L}^{-1*}$ $PT_{CE}= 1.95 \text{ mg L}^{-1}$	81	73	-138	7	5
4	• Cumplimiento NOM-001 + aireación • Cumplimiento NOM-001 + oxigenación	$DBO_{CE}= 30 \text{ mg L}^{-1*}$ $PT_{CE}= 5 \text{ mg L}^{-1*}$ $OD_{art}= 860 \text{ t año}^{-1}$	81	44	-142	7	5

* SEMARNAT (2022). DBO calculado a partir de DQO, considerando la relación $DQO/DBO= 3.3$ (Tabla 10)

NA No aplica

En el escenario 2 se observa que con las condiciones de descarga del escenario 1, aunado a una reducción del 99% de fósforo total en sedimento, se reduce la demanda de oxígeno, pero sigue con un déficit de 31 mg L^{-1} por lo que tampoco se alcanza la meta de saneamiento.

El escenario 3 busca llegar al objetivo de saneamiento reduciendo las concentraciones de DO y PT en las descargas. Se observa que si en la descarga se alcanzan concentraciones de DBO_{CE} de 30 mg L^{-1} y PT_{CE} de 1.95 mg L^{-1} , se reduce con 81 % la carga externa de demanda de oxígeno y con 73 % la carga interna. El valor de saturación de oxígeno se estabiliza a los cinco años de aplicar el escenario, de acuerdo al análisis del balance de cargas en periodos de un año (ANEXO 2).

El escenario 4 reduce la demanda de oxígeno, al disminuir la DBO y el PT a las concentraciones establecidas en la NOM-001 para descargas a cuerpos receptores y aplicando artificialmente 860 t año^{-1} de oxígeno, con lo que se alcanzaría el objetivo del saneamiento. Con esto se alcanzarían resultados estables a los cinco años después de implementar las acciones correctivas que propone este escenario.

En todos los escenarios se pueden implementar ciertas tecnologías o métodos de control de demanda de oxígeno y nutrientes que, por sus características, permiten cumplir con las especificaciones planteadas en cada escenario (Tabla 16).

Para lograr el escenario 3 se pueden implementar tecnologías que reduzcan la concentración de DBO a 30 mg L^{-1} y PT a 1.95 mg L^{-1} en las descargas que ingresan al lago. En las tecnologías presentadas en la Tabla 3, se menciona que el humedal artificial es un método que se podría emplear. Sin embargo, para lograr las acciones necesarias del escenario 3, no es factible un humedal artificial ya que se ha evaluado la capacidad de varios tipos de humedal, incluyendo los de flujo superficial, flujo subsuperficial horizontal, flujo vertical e híbridos, para tratamiento de aguas residuales, observando que la eficiencia de remoción de fósforo total varía entre 40 y 60 %, partiendo de concentraciones iniciales que varían entre 5 y 18 mg L^{-1} (Vymazal, 2007; J. Wang et al., 2018), por lo que difícilmente el efluente tendrá una concentración de PT menor a 2 mg L^{-1} requerido para cumplir con el escenario 3. Algunos estudios han reportado eficiencia hasta de 95 % aplicado a nivel piloto y con caudales menores a 50 m d^{-3} (Luederitz et al., 2001). Al lago ingresan $45\,671 \text{ m d}^{-3}$ en promedio.

Otro método es el tratamiento con lodos activados con remoción biológica de nutrientes. Existen diferentes configuraciones de tratamiento biológico de nutrientes. Una de estas es A²O (anaerobico-anoxico-oxico), con capacidad para remover PT en concentraciones menores a 2 mg L⁻¹ (Fang et al., 2016), con un costo efectividad alto, principalmente debido a los gastos de construcción, energía y amortización (Nowrouzi et al., 2021). Un ejemplo de implementación en la Ciudad de México se dio en 2016, cuando se puso en marcha una PTAR con tratamiento biológico de nutrientes del tipo MBR (biorreactor de membrana). Su objetivo es cumplir con los límites permisibles de la Norma Oficial Mexicana para la recarga artificial de acuíferos (NOM-014-CONAGUA-2003), lo que permite reducir los niveles de nutrientes y DBO aún más de lo que establece la norma para descargas (ALADYR, 2020). Para cumplir el escenario 3, es factible implementar tratamiento biológico de nutrientes para las condiciones particulares de descarga planteadas en este trabajo. El reto para implementar este tipo de tratamiento en Nabor Carrillo es alcanzar un caudal de tratamiento de 529 L s⁻¹. En el ejemplo de implementación anterior, actualmente tratan cerca de 80 L s⁻¹, aunque se diseñó para 170 L s⁻¹.

Asimismo, los resultados muestran que el escenario 4 permitiría alcanzar el objetivo de saneamiento. Este implica implementar un sistema que permita disolver con efectividad 860 t año⁻¹ de oxígeno en el agua del lago. La tecnología ECO₂ Speece Cone se instala fuera del lago y bombea un flujo lateral desde el lago hasta la parte superior del cono, donde se introduce el oxígeno en la parte superior del cono con una gran interfaz agua/gas (Speece, 2020). El oxígeno se disuelve dentro del cono y el agua oxigenada se distribuye sobre los sedimentos para crear una capa aeróbica por encima de los sedimentos. Para su diseño, se considera la salinidad, la profundidad del lago y la temperatura. Hay casos de estudio donde se han aplicado desde 0.9 hasta 18.1 toneladas de oxígeno puro al día (ECO2, 2018, 2020), lo que demuestra su capacidad para satisfacer la carga de OD_{art} que el escenario 4 indica como necesario.

Se ha discutido la factibilidad de algunas tecnologías para lograr las condiciones dimensionadas en los escenarios que alcanzan el objetivo de saneamiento (escenarios 3 y 4). Sin embargo, para elegir entre una tecnología u otra, se requieren abordar estudios económicos, técnicos, ambientales y sociales que permiten evaluar su viabilidad y efectividad para su implementación.

7. Conclusiones y recomendaciones

7.1 Conclusiones

Los parámetros que indican problemas de contaminación en el lago Nabor Carrillo son la alta demanda de oxígeno en agua y las elevadas concentraciones de nutrientes (fósforo) y clorofila “a”, que resulta en agua hipereutrófica.

La carga interna de demanda de oxígeno, es 19 132 t año⁻¹; la carga externa, de 2 654 t año⁻¹; la extracción de demanda de oxígeno, de 309 t año⁻¹; la acumulación, 3 862 t año⁻¹; la degradación, de 3 065 t año⁻¹ en agua y 339 t año⁻¹ en sedimento; y el oxígeno disuelto por procesos naturales de 14 730 t año⁻¹.

El agua del lago tiene 1 824 t año⁻¹ de demanda de oxígeno, lo que representa un déficit de oxígeno disuelto de 91 mg L⁻¹.

El tratamiento de las descargas que ingresan al lago Nabor Carrillo basado solo en los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021, no permite que se alcancen condiciones óxicas en el agua del lago (escenario 1).

La remoción de fósforo acumulado en sedimento no es suficiente para alcanzar concentraciones de saturación de oxígeno disuelto (escenario 2). Se debe remover fósforo en las descargas PTAR I y PTAR II más allá de lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-2021.

El dimensionamiento mediante el balance de cargas contaminantes sugiere que se alcanzan condiciones óxicas cuando se reduce 81 % de carga externa y 73 % de carga interna, reduciendo la DBO de las descargas a 30 mg L⁻¹ como se establece en la norma para descarga a cuerpos receptores, y reduciendo el PT a 1.95 mg L⁻¹ en las descargas (escenario 3).

También, se obtienen condiciones de saturación de oxígeno en el escenario que considera reducción de 81 % de la carga interna más 44 % de la externa, dando tratamiento a los límites que establece la norma para descargas, junto con aplicación de 860 t año⁻¹ de oxígeno (escenario 4).

Se estima un tiempo de 5 años para alcanzar condiciones óxicas en el lago (escenario 3 y 4).

Al seleccionar un método para cualquier proyecto de saneamiento de cuerpos de agua, es importante respaldar su factibilidad mediante el dimensionamiento como el planteado en este

trabajo, además de asegurar la disponibilidad de recursos, el área disponible, el presupuesto y los impactos que puede causar para lograr resultados exitosos, socialmente aceptables y sostenibles. Sólo así se puede lograr una eficiente planeación que permiten mantener los servicios ecosistémicos que ofrecen los cuerpos de agua como el lago Nabor Carrillo.

7.2 Recomendación

Se sugiere desarrollar estudios del análisis costo-beneficio y de impacto ambiental detallados para seleccionar la tecnología más apropiada, considerando tanto la efectividad en el tratamiento como la viabilidad técnica, basado en los requerimientos planteados en los escenarios 3 o 4 planteados en este trabajo.

8. Referencias

- Achilleos, P., Roberts, K. R. y Williams, I. D. (2022). Struvite precipitation within wastewater treatment: A problem or a circular economy opportunity? *Heliyon*, 8(7), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09862>
- ALADYR (Asociación Latinoamericana de Desalación y Reuso de Agua) (2020). PTAR Chapultepec: Un ejemplo de sustentabilidad e innovación en soluciones tecnológicas para impulsar la economía circular en Ciudad de México. *Aguas Latinoamérica*, 18, 112. <https://aladyr.net/wp-content/uploads/2020/09/MAGAZINE.ALADYR.EDICION.AGOSTO.2020-compresso.pdf>
- Alexander, M. (1978). *Introduction to soil microbiology* (2a ed.). New York: John Wiley & Sons, Inc. pp. 467
- APHA (American Public Health Association) (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (E. Rice, R. Baird, A. Eaton y L. Clesceri (eds.); 22a ed.). Washington, D.C: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, pp.724
- ASTM (Sociedad Estadounidense para Pruebas y Materiales) (2017). Standard test methods for moisture, ash, and organic matter of peat and other organic soils. (D2974–00). *Annual Book of ASTM Standards*, april, pp. 1–3. <https://www.astm.org/d2974-00.html>
- Ávila Gloria, E. (1992). *Evaluación del nivel trófico del lago Nabor Carrillo* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México]. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/389824>
- Bastviken, D., Persson, L., Odham, G. y Tranvik, L. (2004). Degradation of dissolved organic matter in oxic and anoxic lake water. *Limnology and Oceanography*, 49(1), 109–116. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.1.0109>
- Catalán, N., Marcé, R., Kothawala, D. N. y Tranvik, L. J. (2016). Organic carbon decomposition rates controlled by water retention time across inland waters. *Nature Geoscience*, 9, 501–504. <https://doi.org/10.1038/ngeo2720>

- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (2022). *Canadian Environmental Quality Guidelines: Water - Aquatic Life*. CCME. Recuperado de <https://ccme.ca/en/resources/water-aquatic-life>
- CEC (Commission for Environmental Cooperation) (1995). *CEC Secretariat report on the death of migratory birds at the Silva Reservoir (1994-95)*. CEC (p. 90). <http://www.cec.org/publications/the-death-of-migratory-birds-at-the-silva-reservoir-1994-95/>
- CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente) (2001). *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales*. (OPS/CEPIS/PUB/01). Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente; Organización Panamericana de la Salud (pp. 60). <https://iris.paho.org/handle/10665.2/55330>
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2015). *Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves*. CONABIO. <http://avesmx.conabio.gob.mx/AICA.html>
- CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología) (2021). *Productos de investigación: Sitios prioritarios acuáticos epicontinentales para la conservación de la biodiversidad* [Mapa]. <https://socioecologia.conacyt.mx/textcoco/productos-de-investigacion>
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2019a). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Libro 25: Introducción al tratamiento de aguas residuales municipales. In *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Coyoacán: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/biblioteca-digital-de-mapas>
- CONAGUA (2019b). *Manual de agua potable alcantarillado y saneamiento. Libro 30: Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Humedales artificiales*. Coyoacán: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/biblioteca-digital-de-mapas>

- CONAGUA (2021a). *Calidad del agua en México. Sistema Nacional de Información del Agua*. CONAGUA. <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>
- CONAGUA (2021b). *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación*. CONAGUA. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/703303/Inventario_2020.pdf
- CONAGUA (2021c). *Ley Federal de Derechos. Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales 2021*. http://www.indautor.gob.mx/documentos_normas/leyfederal.pdf
- CONAGUA (2022). *Estadísticas del Agua en México*. CONAGUA. https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2023/10/EAM_2021.pdf
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) (2021). *Estudio justificativo para el establecimiento del área natural protegida. Área de protección de recursos naturales Lago de Texcoco en el Estado de México*. CONANP (pp. 451) https://conacyt.mx/wp-content/uploads/Eventos/2021/CONANP/CONANP_EPJ_APRN_Lago_de_Texcoco_web.pdf
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A. y Nichols, S. A. (2005). *Restoration and management of lakes and reservoirs* (3a ed.). Boca Raton: Taylor & Francis Group, 1–616. <https://doi.org/10.1201/9781420032109>
- Cruickshank, G. (1995). *Proyecto Lago de Texcoco. Rescate hidroecológico*. Ciudad de México: Cruickshank, pp. 111
- Dawley, E., Schiewe, M., y Monk, B. (1974). Effects of long-term exposure to supersaturation of dissolved atmospheric gases on juvenile Chinook Salmon and Steelhead Trout in deep and shallow test tanks. En D. H. Fickeisen y M. J. Schneider (Eds.), *Gas bubble disease* (Vol. 1, pp. 1–10). Technical Information Center, office of public affairs energy research and development administration.
- De la Vega-Salazar, M. (2005). Estado de conservación de los peces de la familia Goodeidae (Cyprinodontiformes) en la mesa central de México. *Revista de Biología Tropical*, 54(1), 163–177

- ECO2. (2018). *Case study: River oxygenation Savannah harbor expansion project*. ECO2.
<https://eco2tech.com/technical-library/savannah-river-oxygenation-system-dissolves-40000-lbs-per-day-of-pure-oxygen-to-improve-harbor-water-quality/>
- ECO2. (2020). *Case Study: Lake D.O. Supplementation - Barberton Reservoir, OH*. ECO2.
<https://eco2tech.com/technical-library/lake-d-o-supplementation-at-barberton-reservoir-in-denver-oh/>
- EPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos) (2007). *Biological nutrient removal processes and costs*. EPA (pp. 12).
http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2008_01_23_mtb_etfs_denitrifying.pdf
- EPA (2022a). *National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table*. EPA. https://www.nj.gov/dep/wms/bears/docs/EPA_Biological_nutrient_removal_processes&costs.pdf
- EPA (2022b). *Glosario ambiental*. EPA. <https://espanol.epa.gov/espanol/terminos-c>
- Fang, F., Qiao, L. L., Cao, J. S., Li, Y., Xie, W. M., Sheng, G. P., y Yu, H. Q. (2016). Quantitative evaluation of A²O and reversed A²O processes for biological municipal wastewater treatment using a projection pursuit method. *Separation and Purification Technology*, 166, 164–170. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.04.036>
- Galbraith, E. D. y Martiny, A. C. (2015). A simple nutrient-dependence mechanism for predicting the stoichiometry of marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(27), 8199–8204. <https://doi.org/10.1073/pnas.1423917112>
- Gautam, B. y Bhattarai, B. (2008). Seasonal Changes in Water Quality Parameters and Sediment Nutrients in Jagadishpur Reservoir, a Ramsar Site in Nepal. *Nepal Journal of Science and Technology*, 9, 149–156
- Gómez, E. “‘Caviar mexicano’”, *una tradición desde el Imperio Azteca que lucha por sobrevivir*. La Jornada. <https://www.lajornadamaya.mx/nacional/204423/caviar-mexicano-una-tradicion-desde-el-imperio-azteca-que-lucha-por-sobrevivir>
- Gutiérrez Vargas, C. A. (2023). *El efecto de la aireación sobre la clidad del agua en canales de San Gregorio Atlapulco* [Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. <https://ru.dgb.unam.mx/bitstream/20.500.14330/TES01000841738/3/0841738.pdf>

- Hansen, A. M., Hernández-Martínez, C. y Falcón-Rojas, A. (2017). Evaluation of Eutrophication Control Through Hypolimnetic Oxygenation. *Procedia Earth and Planetary Science*, 17, 598–601. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.159>
- Hansen, A. M., Ruiz-Castro, A., Díaz-Valencia, S., Moreno-Ayala, V., Díaz-Aldama, E., Sandoval, Da. y Santana-Vega, Z. (2020). Dimensionamiento hidroggeoquímico para la rehabilitación de cuerpos de agua. *Actas INAGEQ*, 26, 9–29. [https://congresogeoquimica2020.uach.mx/04 Actas INAGEQ Vol. 26 XXX CNG 2020.pdf](https://congresogeoquimica2020.uach.mx/04%20Actas%20INAGEQ%20Vol.%2026%20XXX%20CNG%202020.pdf)
- Hansen, A. M., Moreno, V., Ruíz, A., Sandoval, D., Soares, D., Romero, R., Martínez, N. (2022). *Dimensión del mejoramiento de la calidad del agua de la Presa Endhó, Hgo (Fideicomiso 1490)*. Comisión Ambiental de la Megalópolis, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, pp. 47
- Hanson, P. C., Bade, D. L., Carpenter, S. R., Kratz, T. K. y Long, W. (2003). Lake metabolism : Relationships with dissolved organic carbon and phosphorus. *Limnology and Oceanography*, 48(3), 1112–1119
- Herrera, E. C. y Nadaoka, K. (2021). Temporal dynamics and drivers of lake ecosystem metabolism using high resolution observations in a shallow, tropical, eutrophic lake (Laguna Lake, Philippines). *Journal of Great Lakes Research*, 47(4), 997–1020. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.03.017>
- Higgins, S. N., Paterson, M. J., Hecky, R. E., Schindler, D. W., Venkiteswaran, J. J. y Findlay, D. L. (2018). Biological nitrogen fixation prevents the response of a eutrophic lake to reduced loading of nitrogen: Evidence from a 46-year whole-lake experiment. *Ecosystems*, 21(6), 1088–1100. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0204-2>
- Jones, E. R., Van Vliet, M. T., Qadir, M. y Bierkens, M. F. (2021). Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*, 13, 237–254. <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>
- LakeTech Inc. (2023). *Understanding the Benefits of Aeration*. LakeTech Inc. <https://www.laketechnology.com/understanding-the-benefits-of-diffused-aeration-laketechnology>

- Li, M., Dong, J., Zhang, Y., Yang, H., Van Zwieten, L., Lu, H., Alshameri, A., Zhan, Z., Chen, X., Jiang, X., Xu, W., Bao, Y. y Wang, H. (2021). A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. *Water*, 13(2), 225. <https://doi.org/10.3390/w13020225>
- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., & Gersberg, R. M. (2001). Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 18, 157–171. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00075-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00075-1)
- Manahan, S. E. (2007). *Introducción a la química ambiental*. Barcelona: Reverté, 1–760
- May, L., Olszewska, J., Gunn, I. D. M., Meis, S. y Spears, B. M. (2020). Eutrophication and restoration in temperate lakes. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 535, 1–14. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/535/1/012001>
- Maya Rendon, C. (2000). *Modificación de la calidad físico-química y microbiológica de los efluentes de agua tratada por su embalse en el lago Nabor Carrillo* [Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. <http://132.248.9.195/pd2000/281986/Index.html>
- Merck (2023a). *Test Alcalinidad*. Merck KGaA. https://www.merckmillipore.com/MX/es/product/Alkalinity-Test,MDA_CHEM-111109
- Merck (2023b). *Test en cubetas DQO - 114541*. Merck KGaA. https://www.merckmillipore.com/MX/es/product/COD-Cell-Test,MDA_CHEM-114541#relations
- Merck (2023c). *Test en cubetas Fosfatos - 114543*. Merck KGaA. https://www.merckmillipore.com/MX/es/product/Phosphate-Cell-Test,MDA_CHEM-114543
- Merck (2023d). *Test en cubetas Nitrógeno total - 114537*. Merck KGaA. https://www.merckmillipore.com/MX/es/product/Nitrogen-total-Cell-Test,MDA_CHEM-114537#anchor_UG
- Merck (2023e). *Test in cubetas COT - 114879*. Merck KGaA. https://www.merckmillipore.com/MX/es/product/TOC-Cell-Test,MDA_CHEM-114879#anchor_UG

- Metcalf & Eddy Inc (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5a ed.). New York: McGraw-Hill, pp. 2018
- Navarrete, N., Contreras, G., Elias, G. y Rojas, M. L. (2004). Situación de *Girardinichthys viviparus* (especie amenazada) en los lagos de Chapultepec, Zumpango y Requena. *Revista de Zoología*, 15, 1–6
- Nguyen, D. V., Nguyen, A. B., y Hoang, T. H. (2016). Dissolved Oxygen as an Indicator for Eutrophication in Freshwater Lakes. *Proceedings of International Conference on Environmental Engineering and Management for Sustainable Development*, 47, 1–6.
- Nowrouzi, M., Abyar, H., y Rostami, A. (2021). Cost coupled removal efficiency analyses of activated sludge technologies to achieve the cost-effective wastewater treatment system in the meat processing units. *Journal of Environmental Management*, 283, 1–10.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111991>
- OCAVM (Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México) (2018). *Monografía del sistema de drenaje del Valle de México*. Comisión Nacional del Agua, pp. 83
- OCAVM (2022). *Elevaciones del espejo de agua en el Lago Nabor Carrillo (del 01 de enero al 15 de diciembre de 2022)*. Dirección de Infraestructura Hidroagrícola, pp. 7
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos) (2017). *Diffuse Pollution, Degraded Waters. Emerging Policy Solutions*. OECD (pp.16).
<https://doi.org/10.1787/22245081>
- Pacheco, C. y Lima, I. (2017). Effect of artificial circulation on the removal kinetics of cyanobacteria in a hypereutrophic shallow lake. *Journal of Environmental Engineering*, 143(12), 1–8. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001289](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001289)
- Phoslock Environmental Technologies (2023). *Phoslock*. PET.
<https://www.petwatersolutions.com/es/productos/water-treatment-phoslock/>
- Rahab, L. (2016). *Reportaje: Conoce la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Texcoco*. Mira Tu México. Un Vistazo Al Medio Ambiente.
https://www.miratumexico.com/2016/06/como-se-aprovechan-las-aguas-residuales_2.html

- Redfield, A. (1934). On the Proportions of Organic Derivatives in Sea Water and Their Relation to the Composition of Plankton. *University Press of Liverpool, James Johnstone Memorial Volume*, 1767–192.
<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:On+the+proportions+of+organic+derivatives+in+sea+water+and+their+relation+to+the+composition+of+plankton#0>
- Reichert, P. (2021). *ecosim: Toolbox for Aquatic Ecosystem Modeling*. Versión 1.3-3.
<https://cran.r-project.org/web/packages/ecosim/index.html>
- Sandoval Chacón, D. A. (2023). *Generación de gases de carbono con efecto invernadero en sedimentos sujetos a métodos para control de la eutroficación* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México].
https://tesiunam.dgb.unam.mx/F/DPRNGH4VVTSBUBS6T9KD8JUQMPL4QGFFMB8DY2RUK5R17KQLM9-01945?func=full-set-set&set_number=239977&set_entry=000005&format=999
- Scott, J. y McCarthy, M. (2010). Nitrogen fixation may not balance the nitrogen pool in lakes over timescales relevant to eutrophication management. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1265–1270. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1265>
- Secretaría de Economía (2015). *Análisis de agua - Criterios generales para el control de la calidad de la calidad de resultados analíticos*. (NMX-AA-115-SCFI-2015). Diario Oficial de la Federación (p. 90). <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166150/nmx-aa-115-scfi-2015.pdf>
- SEDUE (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología) (1989). *Acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de calidad del agua*. (CE-CCA-001/89). Diario Oficial de la Federación (pp. 18)
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989#gsc.tab=0
- SEGOB (Secretaría de Gobernación) (2022). *Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Área de Protección de Recursos Naturales, la zona conocida como Lago de Texcoco, en los municipios de Texcoco, Atenco, Chimalhuacán, Ecatepec de Morelos y Nezahualcóyotl en el Estado*. Diario Oficial de la Federación (pp. 11).
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5646249&fecha=22/03/2022#gsc.tab=0

- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2001). *Norma Oficial Mexicana, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. (NOM-021-RECNAT-2000). Diario Oficial de la Federación (pp. 118).
<https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280.pdf>
- SEMARNAT (2022). *Norma Oficial Mexicana, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. (NOM-001-SEMARNAT-2021). Diario Oficial de la Nación (pp. 17)
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0
- SISR (Servicio de Información sobre Sitios Ramsar) (2022). *Ficha informativa Ramsar para el sitio núm. 2469, Lago de Texcoco, México*. Ramsar.
<https://rsis.ramsar.org/ris/1467%0Ahttps://rsis.ramsar.org/ris/2332>
- SMIG (Sociedad Mexicana de Ingeniería Geotécnica) (2021). Formación del Lago Nabor Carrillo, Texcoco. Aspectos ambientales en los métodos de diseño mecanicista-empírico para pavimentos. *Geotecnia*, 260, 13–22. <https://www.smig.org.mx/archivos/revista-trimestral-smig/revista-geotecnia-smig-numero-260.pdf>
- Smith, V. H., Tilman, G. D. y Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, 179–196
- SMN (Sistema Meteorológico Nacional) (2023a). *Estaciones Meteorológicas Automáticas (EMAS)*. SMN.
https://smn.conagua.gob.mx/es/?option=com_content&view=article&id=38&Itemid=102
- SMN (2023b). *Información climatológica: Normales climatológicas por estado*. SMN.
<https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=mex>
- Smolders, A., Lamers, L., Lucassen, E., Van Der Velde, G. y Roelofs, J. (2006). Internal eutrophication: How it works and what to do about it - A review. *Chemistry and Ecology*, 22(2), 93–111. <https://doi.org/10.1080/02757540600579730>

- Speece, R. E. (2020). *Superoxygenation: Facts and Myths*. ECO2 (pp. 14).
<https://eco2tech.com/wp-content/uploads/Superoxygenation-Facts-and-Myths-by-Dr-Speece.pdf>
- Thorarensen, H., Gústavsson, A., Mallya, Y., Gunnarsson, S., Árnason, J., Arnarson, I., Jónsson, A. F., Smáradóttir, H., Zoega, G. T., y Imsland, A. K. (2010). The effect of oxygen saturation on the growth and feed conversion of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). *Aquaculture*, 309, 96–102.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.08.019>
- Tonetta, D., Anton, P., Schmitt, R. y Mello, M. (2016). Limnologia Physical conditions driving the spatial and temporal variability in aquatic metabolism of a subtropical coastal lake. *Limnologia*, 58, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.006>
- Toumi, A. y Politaeva, N. (2021). Impact of the nitrate concentration on the biomass growth and the fatty acid profiles of microalgae *Chlorella sorokiniana* Impact of the nitrate concentration on the biomass growth and the fatty acid profiles of microalgae *Chlorella sorokiniana*. *Earth and Environmental Science*, 688, 1–8. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/689/1/012026>
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., Ciminelli, V. S. y Barbosa, F. A. (2015). Water availability, water quality water governance: The future ahead. *IAHS-AISH Proceedings and Reports*, 366, 75–79. <https://doi.org/10.5194/piahs-366-75-201>
- Van Afferden, M., Hansen, A. M., Kaiser, C. y Chapelain, N. (2006). Laboratory test system to measure microbial respiration rate. *International Journal of Environment and Pollution*, 26(1–3), 220–233
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380, 48–65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Waikato Regional Council (2018). *Shallow lakes restoration review: A literature review*. Waikato Regional Council (pp. 67)
<https://www.waikatoregion.govt.nz/services/publications/tr201813/>

- Wang, J., Tai, Y., Man, Y., Wang, R., Feng, X., Yang, Y., Fan, J., Guo, J. J., Tao, R., Yang, Y., Chen, Z., Vymazal, J., y Cai, N. (2018). Capacity of various single-stage constructed wetlands to treat domestic sewage under optimal temperature in Guangzhou City, South China. *Ecological Engineering*, 115, 35–44.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.008>
- Wang, S., Jin, X., Bu, Q., Jiao, L. y Wu, F. (2008). Effects of dissolved oxygen supply level on phosphorus release from lake sediments. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 316(1–3), 245–252. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2007.09.007>
- Watershed Management Division (2019). *Aeration as a tool to manage water quality*. Vermont Legislature (pp. 2). [https://legislature.vermont.gov/Documents/2020/WorkGroups/House Natural/Lake Aeration/W~Emily Boedecker~Aeration Fact Sheet~5-2-2019.pdf](https://legislature.vermont.gov/Documents/2020/WorkGroups/House%20Natural/Lake%20Aeration/W~Emily%20Boedecker~Aeration%20Fact%20Sheet~5-2-2019.pdf)
- WEF (Water Environment Federation) (2010). *Nutrient Removal. WEF Manual of Practice*. Portugal: McGraw-Hill Education, pp. 628
- Yadav, S., Sinha, R. P., Tyagi, M. B. y Kumar, A. (2011). Cyanobacteria secondary metabolites. *International Journal of Pharmacy and Biological Sciences*, 2(1), 144–167
- Yang, C., Wang, G. y Yin, H. (2023). Response of internal phosphorus loading from dredged and inactivated sediment under repeated resuspension in a eutrophic shallow lake. *Science of the Total Environment*, 868, 10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161653>
- Zamora Barrios, C. A., Nandini, S. y Sarma, S. (2007). Revisión de cianobacterias potencialmente nocivas. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 14(3), 250–313.
<https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-03-06>

ANEXO 1. Control de calidad

Se analizaron duplicados de muestras de agua y sedimento. A continuación, se presentan los resultados obtenidos.

En total se analizaron 83 muestras: 73 muestras de agua (19 duplicados) y 10 de sedimento (8 duplicados).

Tipo de muestra	Métodos	Número de muestras analizadas	Número de muestras analizadas por duplicado
Agua	Electrométrico	26	6
	Fotométrico	26	3
	Gravimétrico	12	7
	Volumétrico	9	3
Sedimento	Electrométrico	2	0
	Gravimétrico	8	8
Total		83	27

El número de duplicados por método se realizó según la NMX-AA-115-SCFI-2015 que establece una población entre 10 % y 100 % de las muestras analizadas (Secretaría de Economía, 2015). En este estudio, el porcentaje de duplicados fue 33 % de las muestras analizadas.

Se calculó la diferencia porcentual relativa de duplicados (% RDP), como se establece en APHA, 2012:

$$\% RDP = \frac{|resultado\ de\ la\ muestra - resultado\ del\ duplicado|}{(resultado\ de\ la\ muestra + resultado\ del\ duplicado)/2} * 100$$

El porcentaje de aceptación fue $RDP \leq 25\ %$. Los resultados muestran que 11 % de duplicados analizados (3 de 27 duplicados), no cumplieron con estos límites. Estos duplicados fueron de sólidos suspendidos totales, donde las muestras no siempre eran homogéneas por la cantidad algas suspendidas, y de mediciones de O_2 en las determinaciones de GPP, que presentan dificultad de reproducir debido a la sobresaturación de O_2 en estas pruebas.

Por otra parte, se realizó un monitoreo continuo de pH, Eh en los reactores con un total de 983 mediciones en 41 d, y de CE, T en las trampas alcalinas. Previamente fueron calibrados los sensores, en los siguientes valores y posteriormente fueron verificados:

pH: 4.01 ± 0.01 a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ y de pH 10.00 ± 0.01 a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$, usando amortiguadores de referencia HYCEL®

Eh: 223 mV usando solución Zobell

CE: 0 y $1\,413\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ usando solución HI7031 Hanna instruments ®

T: 20 y $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ usando termómetro de mercurio Brannan®

Finalmente, la curva de calibración de CO_2 se realizó obteniendo la media aritmética de los dos valores obtenidos para cada punto (10, 20 y 40 mmol CO_2) determinados mediante titulación de 0.2, 0.4, 0.8 mM NaHCO_3 con HCl 1.81 M a $25.5 \pm 1.0\text{ }^{\circ}\text{C}$. Se obtuvo una ecuación de la recta $y = 0.0828x - 0.689$, donde “x” = CO_2 (mmol) y “y” = ΔCE (mS cm^{-1}) y un coeficiente de determinación de $R^2 = 0.986$.

ANEXO 2. Dimensionamiento de escenarios

Balance actual

Año	DO _{agua}	DO _{CE}	DO _{CI}	DO _{sed}	DO _{min-agua}	DO _{min-sed}	DO _{sal}	OD _{nat}	DO _{fin}	OD _{fin}
	(t año ⁻¹)									(mg L ⁻¹)
1	1 824	2 654	19 132	3 862	3 065	181	309	14 730	1 824	-91
2	1 824	2 654	19 132	3 862	3 065	181	309	14 730	1 824	-91
3	1 824	2 654	19 132	3 862	3 065	181	309	14 730	1 824	-91

Escenario 1: Reducción de las concentraciones de DBO y PT en las descargas PTAR I y PTAR II a los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 (SEMARNAT, 2022)

Año	DO _{agua}	DO _{CE}	DO _{CI}	DO _{sed}	DO _{min-agua}	DO _{min-sed}	DO _{sal}	OD _{nat}	DO _{fin}	OD _{fin}
	(t año ⁻¹)									(mg L ⁻¹)
1	1 824	500	10 741	1886	3 065	181	309	7 601	385	-19
2	385	500	10 741	1886	3 065	181	65	6 162	629	-31
3	629	500	10 741	1886	3 065	181	107	6 406	587	-29
4	587	500	10 741	1886	3 065	181	100	6 364	594	-30
5	594	500	10 741	1886	3 065	181	101	6 371	593	-30
6	593	500	10 741	1886	3 065	181	101	6 370	593	-30
7	593	500	10 741	1886	3 065	181	101	6 370	593	-30

Escenario 2: Escenario 1 más reducción de 99 % de PT_{CI}

Año	DO _{agua}	DO _{CE}	DO _{CI}	DO _{sed}	DO _{min-agua}	DO _{min-sed}	DO _{sal}	OD _{nat}	DO _{fin}	OD _{fin}
	(t año ⁻¹)									(mg L ⁻¹)
1	1 824	500	9 136	1 614	3 065	181	309	6 516	138	-7
2	138	500	9 136	1 614	3 065	181	23	4 830	424	-21
3	424	500	9 136	1 614	3 065	181	72	5 116	375	-19
4	375	500	9 136	1 614	3 065	181	64	5 067	383	-19
5	383	500	9 136	1 614	3 065	181	65	5 075	382	-19
6	382	500	9 136	1 614	3 065	181	65	5074	382	-19
7	382	500	9 136	1 614	3 065	181	65	5074	382	-19

Escenario 3: Reducción de la concentración de DBO en las descargas PTAR I y PTAR II a los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 y reducción de PT_{CI} en las mismas descargas hasta alcanzar el objetivo de saneamiento (OD_{fin}= 8 mg/L)

Año	DO _{agua}	DO _{CE}	DO _{CI}	DO _{sed}	DO _{min-agua}	DO _{min-sed}	DO _{sal}	OD _{nat}	DO _{fin}	OD _{fin}
	(t año ⁻¹)									(mg L ⁻¹)
1	1824	500	5178	941	3065	181	309	3839	-471	24
2	-471	500	5178	941	3065	181	-80	1544	-82	4
3	-82	500	5178	941	3065	181	-14	1933	-148	7
4	-148	500	5178	941	3065	181	-25	1867	-137	7
5	-137	500	5178	941	3065	181	-23	1879	-138	7
6	-139	500	5178	941	3065	181	-24	1877	-138	7
7	-138	500	5178	941	3065	181	-23	1877	-138	7

Escenario 4: Escenario 1 más suministro de oxígeno disuelto de forma artificial (OD_{art})

Año	DO _{agua}	DO _{CE}	DO _{CI}	DO _{sed}	DO _{min-agua}	DO _{min-sed}	DO _{sal}	OD _{nat}	OD _{art}	DO _{fin}	OD _{fin}
	(t año ⁻¹)										(mg L ⁻¹)
1	1824	500	10741	1886	3065	181	309	7601	860	-475	24
2	-475	500	10741	1886	3065	181	-81	5302	860	-85	4
3	-85	500	10741	1886	3065	181	-14	5692	860	-151	8
4	-151	500	10741	1886	3065	181	-26	5625	860	-140	7
5	-140	500	10741	1886	3065	181	-24	5637	860	-142	7
6	-142	500	10741	1886	3065	181	-24	5635	860	-142	7
7	-142	500	10741	1886	3065	181	-24	5635	860	-142	7