



**Universidad de Concepción**

Facultad de Ciencias Ambientales  
Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales mención Sistemas Acuáticos  
Continetales

**Floraciones de fitoplancton en ambientes eutróficos:  
Dinámica y factores condicionantes en los lagos someros  
de Concepción, Chile Central**

Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales con mención en  
Sistemas Acuáticos Continetales

**VIVIANA ALMANZA MARROQUÍN**

CONCEPCIÓN-CHILE  
2016



**Universidad de Concepción**

Facultad de Ciencias Ambientales  
Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales mención Sistemas Acuáticos  
Continetales

**Floraciones de fitoplancton en ambientes eutróficos:  
Dinámica y factores condicionantes en los lagos someros  
de Concepción, Chile Central**

Tesis para optar al grado de  
**Doctor en Ciencias Ambientales con mención en Sistemas Acuáticos  
Continetales**

**VIVIANA ALMANZA MARROQUÍN**

Profesor Guía: Dr. Oscar Parra Barrientos  
Unidad de Sistemas Acuáticos, Facultad de Ciencias Ambientales  
Universidad de Concepción

CONCEPCIÓN-CHILE



**Universidad de Concepción**

Comisión evaluadora de tesis de grado:

Dr. Oscar Parra Barrientos  
Director de Tesis  
Facultad de Ciencias Ambientales  
Universidad de Concepción

Dr. Carlos E. M. Bicudo  
Cotutor de Tesis  
Instituto de Botânica,  
Secretaría del Medio Ambiente  
São Paulo, Brasil



Dr. Roberto Urrutia  
Facultad de Ciencias Ambientales  
Universidad de Concepción

Dra. Carolina Baeza  
Facultad de Ciencias Ambientales  
Universidad de Concepción

## INDICE

<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>- 1 -</b>
Floraciones de fitoplancton .....	- 4 -
Floraciones de algas eucariotas .....	- 9 -
Floraciones de cianobacterias (CyanoHABs) .....	- 11 -
Floraciones de fitoplancton en Chile .....	- 21 -
<b>PLANTEAMIENTO GENERAL DEL PROBLEMA</b> .....	<b>27</b>
<b>HIPOTESIS</b> .....	<b>30</b>
<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>31</b>
<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>32</b>
Área de estudio .....	32
Diseño muestral .....	33
Parámetros fisicoquímicos .....	33
Comunidad de fitoplancton .....	34
Concentración de microcistinas .....	35
Análisis estadístico de los datos .....	37
<b>CAPITULO 1. CARACTERISTICAS LIMNOLOGICAS Y FLORACIONES DE FITOPLANCTON DE LOS LAGOS URBANOS DE CONCEPCIÓN</b> .....	<b>39</b>
<b>CAPÍTULO 1.1. BASES LIMNOLÓGICAS PARA LA GESTIÓN DE LOS LAGOS URBANOS DE CONCEPCIÓN, REGIÓN DEL BÍO BÍO, CHILE</b> .....	<b>40</b>
Resumen .....	41
Introducción .....	42
Materiales y métodos .....	43
Resultados .....	48
Discusión .....	51
Referencias .....	57
<b>CAPÍTULO 1.2. FLORACIONES DE FITOPLANCTON Y VARIACIÓN DE LA ESTRUCTURA COMUNITARIA FITOPLANCTÓNICA EN TRES LAGOS SOMEROS EUTRÓFICOS DE CHILE CENTRAL</b> .....	<b>70</b>
Resumen .....	71

Introducción .....	71
Materiales y métodos.....	73
Resultados.....	75
Discusión .....	78
Conclusiones .....	82
Agradecimientos .....	82
Bibliografía.....	83
<b>CAPÍTULO 2. DINÁMICA DE LAS FLORACIONES FITOPLANCTÓNICAS Y FACTORES AMBIENTALES CONDICIONANTES .....</b>	<b>96</b>
<b>CAPÍTULO 2.1. CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS Y LIMNOLÓGICAS DE LAS FLORACIONES DE <i>CERATIUM FURCOIDES</i> (DINOPHYTA) EN UN LAGO SOMERO DE CHILE CENTRAL.....</b>	<b>97</b>
Resumen .....	98
Introducción .....	98
Materiales y métodos.....	100
Resultados.....	103
Discusion .....	106
Conclusiones .....	111
Agradecimientos .....	111
Bibliografía.....	111
<b>CAPÍTULO 2.2. OCCURRENCE OF TOXIC BLOOMS OF <i>MICROCYSTIS AERUGINOSA</i> IN A CENTRAL CHILEAN (36° LAT. S) URBAN LAKE. ....</b>	<b>121</b>
Resumen .....	122
Abstract.....	123
Introduction .....	124
Methods .....	126
Results.....	128
Discussion .....	132
Acknowledgments.....	137
Literature cited.....	137

<b>CAPÍTULO 3. EVALUACIÓN DEL RIESGO PARA LOS HABITANTES DE CONCEPCIÓN POR LA PRESENCIA DE CIANOBACTERIAS Y CIANOTOXINAS.....</b>	<b>145</b>
<b>CAPÍTULO 3.1. IDENTIFICACIÓN DE CIANOBACTERIAS TÓXICAS DE LOS LAGOS URBANOS DE CONCEPCIÓN .....</b>	<b>146</b>
<b>CAPÍTULO 3.2. EVALUACIÓN DEL RIESGO POR LA PRESENCIA DE CIANOBACTERIAS Y SUS TOXINAS (MICROCISTINAS) EN LOS LAGOS DEL GRAN CONCEPCIÓN .....</b>	<b>161</b>
Resumen .....	162
Introducción .....	162
Metodología .....	165
Resultados.....	170
Discusion .....	173
Referencias.....	181
<b>CAPÍTULO 4. ACCIONES DE CONTROL Y MANEJO DE LAS FLORACIONES: PROPUESTA PARA LOS LAGOS URBANOS DE CONCEPCION.....</b>	<b>185</b>
Resumen .....	186
Métodos de control de floraciones .....	186
<b>DISCUSIÓN .....</b>	<b>196</b>
Características limnológicas que determinan la presencia de las floraciones de fitoplancton .....	196
Evaluación del riesgo de las floraciones de cianobacterias en los habitantes de Concepción.....	202
<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>208</b>
<b>RECOMENDACIONES .....</b>	<b>210</b>
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>211</b>

## TABLAS

Tabla 1. Comparación de las características fisicoquímicas entre sistemas oligotróficos y eutróficos.....	- 3 -
Tabla 2. Efectos negativos de las floraciones de aguas continentales.....	- 7 -
Tabla 3. Principales microalgas planctónicas que generan floraciones en cuerpos de aguas continentales. ....	- 10 -
Tabla 4. Principales géneros que forman floraciones tóxicas en cuerpos de aguas continentales.....	- 16 -
Tabla 5. Principales registros de la presencia de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas en países de América del Sur.....	- 20 -
Tabla 6. Registro de floraciones de cianobacterias en Chile.....	23
Tabla 7. Registro de floraciones de microalgas en Chile. ....	26
Tabla 8. Parámetros asociados a las condiciones de calidad del agua .....	34
Cápitulo 1.	
Tabla 1.1.1. Características morfométricas de los lagos urbanos de Concepción.	65
Tabla 1.1.2. Variables físicas y químicas en agua, sedimento y colectores de entrada de los lagos urbanos de Concepción, considerando todas las estaciones del año y los tres años de estudio).....	66
Tabla 1.1.3. Estado trófico de los lagos estudiados obtenido a través del Índice de Carlson (1977).....	69
Tabla 1.1.4. Modelo de regresión lineal múltiple con el fósforo total. ....	69
Tabla 1.2.1. Características morfométricas de los lagos urbanos de Concepción.	90
Tabla 1.2.2. Lista de taxa de microalgas colectadas con red de fitoplancton en los lagos estudiados durante el periodo 2012-2014. ....	91
Tabla 1.2.3. Especies características que definen la disimilitud entre los lagos urbanos. ....	94
Tabla 1.2.4. Máximo, mínimo y valores promedio de los parámetros físicos y químicos en los lagos urbanos someros durante el periodo estudiado. ....	95
Cápitulo 2.	
Tabla 2.1.1. Variables limnológicas e índices comunitarios en el lago Lo Méndez	

.....	118
Tabla 2.1.2. Regresión lineal múltiple de la abundancia y longitud total de <i>Ceratium furcoides</i> .....	119
Tabla 2.1.3. Correlación de Pearson entre la abundancia de <i>C. furcoides</i> y las variables limnológicas. ....	119
Tabla 2.1.4. Medidas morfométricas de <i>Ceratium furcoides</i> en el lago Lo Méndez. ....	120
Cápítulo 3.	
Tabla 3.2.1. Presencia de cianobacterias y floraciones de <i>Microcystis</i> y <i>Dolichospermum</i> . ....	176
Tabla 3.2.2. Análisis de regresión logística binaria para los géneros <i>Microcystis</i> y <i>Dolichospermum</i> y la concentración de microcistina.....	177
Tabla 3.2.3. Rango de amenaza respecto al número de células de cianobacterias y concentración de microcistinas para los lagos estudiados.....	177
Tabla 3.2.4. Resumen resultados de la encuesta para determinar la vulnerabilidad socio-ambiental (VAS).....	178
Tabla 3.2.5. Exposición de los habitantes del Gran Concepción a los lagos estudiados.....	178
Tabla 3.2.6. Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) sobre las variables socio demográficas y de exposición.. ....	179
Tabla 3.2.7. Resumen de evaluación del riesgo por la concentración de microcistina. ....	179
Tabla 9. Métodos de remoción de cianobacterias.....	187
Tabla 10. Medidas de control y manejo propuestas para las floraciones en cada lago estudiado. ....	195

## FIGURAS

Figura 1. Floraciones de fitoplancton en los lagos de Concepción.....	- 5 -
Figura 2. Tipos de floraciones de <i>Microcystis</i> . Lago Lo Galindo, Concepción, Región del Biobío. ....	- 15 -
Figura 3. Ubicación de los lagos urbanos de Concepción.....	32
Cápitulo 1.	
Figura 1.1.1. Ubicación de los lagos urbanos de Concepción.....	61
Figura 1.1.2. Batimetría y perfiles de temperatura y oxígeno disuelto en verano..	62
Figura 1.1.3. Variación en la concentración de nutrientes y otras variables físicas y químicas de la columna de agua en los lagos estudiados durante las estaciones del año (datos promedio 2011-2013). ....	63
Figura 1.1.4a. Análisis de Componentes Principales de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en los lagos estudiados. ....	64
Figura 1.1.4b. Análisis de Componentes Principales de los parámetros químicos del sedimento en los lagos estudiados. ....	64
Figura 1.2.1. a. Chile, b. Región del Biobío. c. Lagos someros eutróficos de Lo Méndez (LM), Lo Galindo (LG) y Laguna Tres Pascualas (LTP).....	87
Figura 1.2.2. a. Abundancia relativa de microalgas identificadas en cada uno de los lagos; Cloro (Chlorophyceae), Cyano (Cyanobacteria), Diato (Bacillariaceae), Dino (Dinophyceae), Chryso (Chrysophyceae), Eugle (Euglenophyceae), Crypto (Cryptophyceae), Syno (Synurophyceae) y Xantho (Xanthophyceae). b. Grupos funcionales FGs, c. MBFGs.....	88
Figura 1.2.3. Ordenamiento multidimensional (MDS) de abundancia promedio (transformación log x+1; Índice de similitud de Bray-Curtis) los taxa de microalgas en cada lago y estación del año. ....	88
Figura 1.2.4. Variación estacional de la abundancia relativa de los diferentes grupos de fitoplancton en los lagos someros durante el periodo de estudio, a. Lo Galindo, c. Lo Méndez, e. Laguna Tres Pascualas. Variación estacional de la abundancia de los taxones más abundantes y/o formadores de floraciones en los lagos urbanos, b. Lo Galindo, d. Lo Méndez, f. Laguna Tres Pascualas. Cloro (Chlorophyceae), Cyano (Cyanobacteria), Diato (Bacillariaceae), Dino	

(Dinophyceae), Chryso (Chrysophyceae), Eugle (Euglenophyceae), Crypto (Cryptophyceae) y Xantho (Xanthophyceae). V = verano, O = otoño, I = invierno, P = primavera. 12 = año 2012, 13 = año 2013, 14 = año 2014. ....	89
Figura 1.2.5. Análisis de correspondencia canónica (CCA), abundancia (cel L <sup>-1</sup> ) de grupos de fitoplancton en cada lago somero y estación del año. ....	90
Cápitulo 2.	
Figura 2.1.1. Area de estudio, Lago urbano de Lo Méndez. a. Chile. b. Región del Biobío. c. Batimetría del lago.....	115
Figura 2.1.2. Diagrama de ordenación PCA de las variables físicas y químicas más importantes en el lago urbano de Lo Méndez asociados a las diferentes épocas del año, valores promedio por estación por año de estudio.....	116
Figura 2.1.3. Abundancia relativa de los diferentes grupos que componen la comunidad de fitoplancton (Chloro: Chlorophyceae, Chryso: Chrysophyceae, Dino: Dinophyceae, Bacillar: Bacillariophyceae, Eugle: Euglenophyceae, Cyano: Cyanobacteria, Crypto: Cryptophyceae). ....	116
Figura 2.1.4. Abundancia y longitud total de <i>Ceratium furcoides</i> en el lago Lo Méndez. Regresión lineal de la longitud total de <i>Ceratium furcoides</i> en relación con su abundancia. ....	117
Figura 2.1.5. Variabilidad morfológica de <i>Ceratium furcoides</i> . ....	117
Figure 2.2.1. Study area, Lo Galindo urban lake. ....	141
Figure 2.2.2. A. Temporal variation of <i>Microcystis aeruginosa</i> population and total microcystin concentrations (MC). B. Different congeners. C. MC cellular quota in the urban lake Lo Galindo. S: scums blooms, D: dispersive blooms, A: absence. ....	142
Figure 2.2.3. Biotic factors in Lo Galindo lake. A. Biovolume of <i>Microcystis aeruginosa</i> and chlorophyll a. B. Relative abundance of Phytoplankton (Chloro: Chlorophyceae, Crypto: Cryptophyceae, Dino: Dinophyceae, Bacillar: Bacillariophyceae, Euglen: Euglenophyceae, Cyano: Cyanobacteria). C. Biological index S: richness, H'log10: Shannon- Wiener. D. Abundance of zooplankton, crustaceans and rotifers. S: scums blooms, D: dispersive blooms, A: absence. .	143
Figure 2.2.4. Abiotic factors in Lo Galindo lake. A. temperature (Temp.) and water	

transparency (Trans.). B. Conductivity (Cond.), Dissolve oxygen (DO) and pH. C. Total nitrogen (TN) and Total phosphorus (TP). D. Nitrate (NO<sub>3</sub>), Nitrite (NO<sub>2</sub>), Ammonium (NH<sub>4</sub>), Phosphate (PO<sub>4</sub>). E. Wind speed, rainfall and radiation. S: scums blooms, D: dispersive blooms, A: absence. Factores abióticos en el lago Lo Galindo..... 144

Cápítulo 3.

Figura 3.2.1. Localización de los lagos estudiados. .... 180

Figura 3.2.2. Parámetros con los que se evalúa el estado trófico de un lago. Promedio por lago de todos los años estudiados 2011-2013. LG: Lo Galindo, LM: Lo Méndez, TP: Tres Pascualas, R: Redonda, LGSP Laguna Grande de San Pedro..... 180

Figura 3.2.3. Análisis de componentes principales de la variables ambientales evaluadas en los lagos estudiados (Lg: laguna Lo Galindo, Ltp: Tres Pascualas, Lm: Lo Méndez, Lgsp: Laguna Grande de San Pedro, R: Redonda). .... 181





*A mis padres  
A Miguel, Bianca e Isabella*

*Con amor y gratitud*

## AGRADECIMIENTOS

Estos datos fueron generados gracias al apoyo de las siguientes fuentes de financiamiento: PROYECTO FONIS SA13I20211 *Identificación, monitoreo y evaluación del riesgo de la población del Gran Concepción ante la presencia de cianobacterias y cianotoxinas*, VRID No. 212.310.062.1.0 *Detección y caracterización de la presencia de microcistina producida por floraciones algales en los lagos urbanos de Concepción, Chile Central*, INNOVACHILE CORFO 10CREC-8453, *Agua potable en situaciones de emergencia: Factibilidad técnica para el abastecimiento no convencional de agua potable desde un sistema de lagunas urbanas*.

A la beca CONICYT doctorado nacional N° 21130171, beca de postgrado, Universidad de Concepción y proyecto CRHIAM/Conicyt/Fondap 15130015. A la convocatoria CORFO Innova Bío Bío “Apoyo a la realización de tesis o trabajo profesional de educación superior de pre y post grado” 12.203-EM.TES. A la Red Doctoral en Ciencias, Tecnología y Ambiente REDOC.CTA, Universidad de Concepción.

Este trabajo no habría sido posible sin el apoyo y la dirección del Dr. Oscar Parra, gracias profe por darme la oportunidad de aprender estos años a su lado, por instruirme en tener una visión holística y fomentar el desarrollo de este proyecto desde la interdisciplina.

A Carlos Bicudo, fue un privilegio haber aprendido sobre microalgas con un gran conocedor del tema, gracias por todas sus enseñanzas, palabras motivadoras y contribuciones a los manuscritos.

A Roberto Urrutia por abrirme espacio en sus laboratorios, apoyar y facilitar todos los insumos necesarios para llevar a cabo este proyecto. Gracias por incentivar el que continúe trabajando en este tema.

A todo el equipo del proyecto FONIS, en especial a Ricardo Figueroa, Ximena Fernández, Carolina Baeza y Jesús Yañez por sus aportes en los capítulos 1.1 y 3.1 desde diferentes áreas del conocimiento. A Marcela López por sus aportes y asesoría en la parte estadística y a Johana Beltrán por montar y estandarizar la metodología de determinación de las microcistinas en el laboratorio de Química Ambiental del EULA, siendo hoy el único laboratorio que hace este análisis en el país. A José Becerra, por su colaboración para lograr este objetivo.

A Sandra Azevedo, y a todo el equipo del Laboratorio de Ecofisiología y Toxicología de Cianobacterias LETC, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho - Universidad Federal de Río de Janeiro, en especial a Roberta, Iame y Carolina.

Al laboratorio de microbiología, Universidad de Concepción, a Víctor Campos por la colaboración en la identificación genética de *Microcystis aeruginosa*. Isis y Benner mil gracias por toda su ayuda!

Al Instituto de Botánica en San Paulo, en especial a Carlos Bicudo y Celia Sant’anna, por sus contribuciones en la identificación taxonómica de las

cianobacterias en la elaboración del capítulo 3.1. A Yukio, muito obrigado por tu compañía durante mi estancia en San Pablo.

A Mariela González por sus contribuciones para generar el capítulo 1.2. y en la actualización en taxonomía de microalgas. A Enrique Ascencio por sus aportes sobre la taxonomía de dinoflagelados y a Rubi Mendoza por su ayuda en la identificación de las diatomeas.

Agradezco también a todo el equipo de muestreo del Centro EULA, en especial a Waldo San Marin, Eduardo Castro, Jacob Hermosilla, Héctor Alonso, Jose Caceres y Alejandro Peña por su colaboración y cooperación en las innumerables salidas a terreno.

A Elizabeth Andrés, Jimmy Quinaya, Noemí Muñoz, Loreto Acevedo y Johana Dulcey, por colaborar en la toma de datos.

A todas las personas de laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA, en especial a Roxana y a Veronica por toda su ayuda y compañía en eternas tardes de filtración. A Cristian por resolver  $n$  pequeños problemas.

A mis amigas y compañeras del EULA, Javiera Cardenas, Fabiola Lara y Ximena Fernández, por su apoyo, consejos y por todos los almuerzos y cafés conversados durante el proceso de análisis y escritura de la tesis, por hacerme sentir como en casa.

A mi compañero de la vida Miguel Moreno, gracias por incentivarme, acompañarme y ayudarme a crecer, siempre con buena disposición y energía. Gracias por la infinita paciencia durante el tiempo realización de la tesis donde he estado tan ausente.

A Bianca, por su tranquilidad y dulzura, por ser mi asesora de imagen personal. A Isabella, por su alegría, por inyectarme de energía cada mañana. A las dos, por esperar que mamá terminara este proceso.

A Nicolás, siempre tan atinado con sus traducciones. Por recordarme que el mundo es pequeño.

A mis hermanas, Ivonne y Mónica, por hacer estos años mas entretenidos, por acompañarme desde lejos y darme motivos para seguir adelante.

A mamá y papá por enseñarme constancia, perseverancia y fortaleza, por siempre resguardarme y apoyar todas mis decisiones. Gracias por cuidar de las niñas, de mí y de Miguel.

## RESUMEN

Durante las últimas décadas la frecuencia y la distribución global de las floraciones de fitoplancton, principalmente de cianobacterias tóxicas, ha aumentado a nivel mundial, lo que ha sido atribuido al efecto combinado de la eutrofización y el cambio del clima en los ecosistemas acuáticos. Esto ha generado la disminución de la calidad de agua como fuente para distintos usos, en particular para el consumo y la recreación.

Desde los años 1980, floraciones de cianobacterias y dinoflagelados han sido reportadas en los lagos ubicados en la ciudad de Concepción, producto de la eutrofización de estos cuerpos de agua. Estos lagos constituyen un importante elemento paisajístico para la ciudad, se utilizan como reservorios de agua lluvia, zonas de acopio de basura y de evacuación de aguas residuales. Pese al estado de deterioro de los mismos, los lagos son utilizados por los habitantes para actividades de recreación en sus orillas. Durante el periodo post-terremoto de febrero del 2010, constituyeron fuentes alternativas de abastecimiento de agua, tanto para consumo como para otras actividades cotidianas. La sorpresiva utilización de los lagos por la ciudadanía, puso en evidencia la necesidad de recuperar estos sistemas para el beneficio de la ciudadanía, siguiendo la tendencia mundial de considerar a los lagos urbanos como elementos que influyen positivamente en la calidad de vida de los habitantes.

La adecuada gestión de los lagos de Concepción, pasa por conocer su estado actual, entender las presiones a las cuales están sometidos y las respuestas de los componentes bióticos ante estas presiones, en especial las condiciones que promueven la aparición de las floraciones, la dinámica de la floración, la producción de toxinas y si existe un potencial riesgo en la salud de los habitantes de la ciudad. En este contexto, el objetivo general de este estudio fue evaluar la dinámica de las floraciones de fitoplancton en tres lagos urbanos de Concepción (Lo Galindo, Lo Méndez y Laguna Tres Pascualas), analizando la relación de estos eventos con las características limnológicas de cada cuerpo de agua y sus consecuencias en la salud de la población.

Durante los años 2012 a 2014, fueron monitoreadas diferentes características limnológicas de los lagos Lo Méndez, Lo Galindo y Laguna Tres Pascualas, así como la comunidad fitoplanctónica. También se evaluó la presencia de floraciones tóxicas de cianobacterias y el potencial riesgo para los habitantes de Concepción. Los resultados muestran que los tres lagos estudiados mantienen un alto grado de eutrofización cultural debido al continuo aporte de nutrientes desde la cuenca urbana. La comunidad fitoplanctónica responde de forma diferente en cada lago generando una heterogénea estructura en cada uno, en donde dominan Cyanobacteria y Chlorophyceae en el lago Lo Galindo; Dinophyceae y Bacillariophyceae en Lo Méndez y Chlorophyceae, Cryptophyceae y Euglenophyceae en la Laguna Tres Pascualas. Estos ambientes eutróficos propician la formación de diferentes floraciones que se producen en cada lago; de la cianobacteria *Microcystis aeruginosa* en Lo Galindo y de microalgas eucariotas como el dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* y la diatomea *Asterionella formosa* en Lo Méndez, así como grupos de algas verdes en la Laguna Tres Pascualas. La formación de las floraciones depende de factores y procesos ambientales locales, entre los que se encuentran: la presencia del fitoplancton formador de floraciones, la concentración de fósforo total y nitrógeno (nitratos y amonio) en la columna de agua y la estructura de la comunidad fitoplanctónica. Aunque solo se registraron floraciones tóxicas de cianobacterias en Lo Galindo, tanto géneros tóxicos de cianobacterias como microcistinas fueron registradas en Lo Méndez y la Laguna Tres Pascualas. Por lo anterior, se determinó que la formación y desarrollo de floraciones en los lagos urbanos constituye un riesgo medio a muy alto para los habitantes de Concepción, generando consecuencias negativas para su utilización como agua de consumo y/o de recreación. Se recomienda la reducción y/o el tratamiento de los nutrientes fósforo y nitrógeno en las entradas puntuales como acciones de manejo de las floraciones a corto plazo. La información generada para estos cuerpos de agua es relevante para facilitar acciones y otras actividades y procedimientos de recuperación.

## ABSTRACT

During the last decades the frequency and global distribution of phytoplankton blooms, mostly of toxic cyanobacteria has increased worldwide, which has been attributed to the combined effect of eutrophication and climate change on aquatic ecosystems. This has led to declining water quality as source for different uses, particularly for consumption and recreation.

Since the 80s, blooms of cyanobacteria and dinoflagellates have been reported in lakes located in the city of Concepcion, a product of the eutrophication of these bodies of water. These lakes are an important landscape element for the city, besides being a reservoir of rain water, they are also areas of garbage collection and wastewater disposal. Despite their deteriorating state, the lakes are used by residents for recreational activities on its shores. During the post-earthquake February 2010 period they constituted alternative sources of water supply, both for consumption and for other daily activities. The surprise use of the lakes for citizenship, highlighted the need to recover these systems for the benefit of citizens, following the global trend of considering urban lakes as elements that positively influence the quality of life of the inhabitants.

In order to provide adequate management of the lakes, Concepción must be aware of their current state, understand the pressures to which they are subject to and the responses of biotic components to these pressures, especially the conditions that promote the appearance of blooms, blooms dynamics producing toxins and if there is a potential risk to the health inhabitants of the city. In this context, the general objective of this study was to evaluate the dynamics of phytoplankton blooms in three urban lakes Concepción (Lo Galindo, Lo Mendez and Laguna Tres Pascualas), analyzing the relationship of these events with the limnological characteristics of each body of water.

During the years 2012-2014, they were monitored different limnological characteristics of the lakes Lo Mendez, Lo Galindo and Laguna Tres Pascualas and the phytoplankton community. The results show that the three lakes studied maintain a high degree of cultural eutrophication due to continuous supply of

nutrients from urban basin. Phytoplankton community responds differently in each lake creating a heterogeneous structure in each, where the Cyanobacteria and Chlorophyceae dominate Lake Lo Galindo, Dinophyceae and Bacillariophyceae in Lo Mendez and Chlorophyceae, Cryptophyceae and Euglenophyceae in Laguna Tres Pascualas. These eutrophic environments conducive to the formation of different blooms that occur in each lake; cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* of Lo Galindo, eukaryotic microalgae as the invader *Ceratium furcoides* dinoflagellate and diatom *Asterionella formosa* in Lo Mendez, as well as groups of green algae in Laguna Tres Pascualas. Forming blooms depends on local factors and environmental processes, among which are: the presence of the forming species blooms, the total phosphorus, nitrates and ammonia concentration in the water column and the structure of the phytoplankton community.

Although there were only toxic blooms of cyanobacteria in Lo Galindo, there were both toxic cyanobacteria and microcystin recorded in Lo Mendez and Laguna Tres Pascualas. Therefore, it was determined that the formation and development of blooms in urban lakes is a means of high risk for the inhabitants of Concepcion, generating negative consequences for use as drinking water and / or recreation. Reduction and / or treatment of phosphorus and nitrogen nutrients in specific entries as management actions blooms short term are recommended. The information generated from these water bodies is relevant to facilitate actions and other activities and recovery procedures.

## INTRODUCCIÓN

La disponibilidad y calidad de agua dulce es una preocupación a nivel mundial, teniendo presente que menos del 1 % de los recursos mundiales de agua dulce están disponibles para el uso humano (97,5 % es agua salada y el 2,5 % restante es agua dulce) (Fernández, 2013).

En los últimos años, el crecimiento de la población humana, el desarrollo urbanístico y el aumento del uso del agua con fines industriales y agrícolas ha generado mayor presión sobre la calidad y disponibilidad de los recursos hídricos (Sun et al., 2008). El 70 % de la extracción anual de agua para uso humano se destina a la agricultura (principalmente para riego), el 20 % para la industria y 10 % para el consumo doméstico (hogar, agua para beber, saneamiento) (Fernández, 2013).

La contaminación de las aguas superficiales, producto del vertido de sustancias contaminantes por diferentes actividades humanas, ha generado un deterioro de la calidad del agua y una subsecuente disminución de su utilización. Estas sustancias incluyen desde compuestos químicos inorgánicos (ácidos, sales y metales tóxicos como el mercurio y el plomo), compuestos orgánicos (como petróleo, plaguicidas, disolventes, detergentes), microorganismos patógenos (bacterias, virus, protozoos), sustancias radioactivas (isótopos radiactivos solubles), hasta nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Específicamente el vertido de nutrientes a los ecosistemas acuáticos conduce a la eutrofización, actualmente considerada la principal causa del deterioro de la calidad del agua a nivel mundial (Schindler, 2015). La contaminación por nutrientes, se ha manifestado en un aumento en la biomasa global de algas en aproximadamente un 60 % de los lagos del mundo (Lewis et al., 2011).

El crecimiento excesivo de los autótrofos acuáticos, incluyendo algas suspendidas en la columna de agua (fitoplancton) y algas que viven adheridas a sustratos (perifiton) (Vollenweider, 1976) producen las floraciones o “blooms” algales, constituyendo una actual problemática ambiental.

Las floraciones, generan diversos efectos en el ecosistema que incluyen anoxia en

las zonas profundas de los lagos (Harper, 1992) y alteración de las redes tróficas, cambios en el color, olor y sabor del agua, obstrucción de filtros en sistemas de potabilización y la producción de metabolitos secundarios con efectos en la salud humana y animal (Wetzel, 1983; Ryding & Rast, 1992; Hart & Wragg, 2009).

El principal aporte de fósforo y nitrógeno, a los sistemas acuáticos proviene de las aguas residuales domésticas (también fuente de contaminación microbiana), el excremento del ganado y de los fertilizantes sintéticos aplicados desde las zonas agrícolas (Schindler, 2015). Cuando la concentración de estos nutrientes es mayor a la tasa que el sistema acuático puede procesar se genera la eutrofización del ecosistema acuático.

El aumento en la concentración de nutrientes en los lagos y lagunas es un proceso natural que ocurre en largos periodos de tiempo, esta transformación lenta en la historia geológica de los ecosistemas se denomina eutrofización natural, implicando una entrada de nutrientes, desde la cuenca, relativamente constante a lo largo del tiempo (Wetzel, 2001). Durante la sucesión de estos cambios, se distingue una secuencia de fases o estados tróficos: 1. Oligotrofia, con baja concentración de nutrientes y productividad biológica, 2. Mesotrofia, niveles intermedios de nutrientes y productividad biológica y 3. Eutrofia, con concentraciones elevadas de nutrientes y productividad biológica (Tabla 1).

El ingreso de nutrientes, también puede ser aportado desde fuentes internas por la descomposición de la materia orgánica en el propio sistema, la acumulación de nutrientes en el sedimento y la incorporación de biomasa.

Hasta los años 1990 todo el conocimiento generado sobre la eutrofización de los cuerpos de agua se construyó tomando como referencia lagos con profundidades mayores a 5 m, denominados lagos profundos<sup>1</sup>. En estos lagos los cambios asociados a la eutrofización ocurren de forma gradual y en función al gradiente de concentración de nutrientes.

---

<sup>1</sup> Los lagos profundos se caracterizan por presentar estratificación térmica durante el verano.

**Tabla 1.** Comparación de las características fisicoquímicas entre sistemas oligotróficos y eutróficos. DS: Disco Sechi, Chl a: Clorofila-a. PT: Fósforo total. (Modificado de OCDE, 1982).

Parámetro	Sistema oligotrófico	Sistema eutrófico
Transparencia	6 - 12 m (DS)	< 3 m (DS)
Biomasa algal	1,0 - 2,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Chl a)	8 - 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Chl a)
Concentración de nutrientes	4-10 $\mu\text{g L}^{-1}$ (PT)	> 35 $\mu\text{g L}^{-1}$ (PT)
Floraciones de microalgas	Ausentes	Presentes

La información generada para los lagos someros o poco profundos (entre 3 y 5 m de profundidad promedio) (Moss et al., 1994; Scheffer, 1998; Padisak & Reynolds, 2003), ha indicado que la eutrofización en estos sistemas, se manifiesta de forma diferente en relación a los lagos profundos, debido a que pueden presentar diferentes estados estables alternativos de acuerdo a cambios en la competencia entre los productores primarios (fitoplancton, por macrófitas sumergidas, o por macrófitas flotantes libres). De esta manera, presentan un estado denominado “turbio” con baja transparencia del agua, alta biomasa fitoplanctónica y sin macrófitas sumergidas y otro “claro” con alta transparencia del agua, baja biomasa fitoplanctónica y predominio de macrófitas sumergidas, análogo a un estado oligotrófico.

Los sistemas pueden presentar una resistencia para cambiar de un estado a otro, generando biomasa microalgal diferente a pesar de mantener la misma concentración de nutrientes. Este proceso, conocido como histéresis implica que los dos estados pueden coexistir en un amplio rango de concentración de nutrientes (Scheffer & Van Nes, 2007). Disturbios o cambios bruscos (“switches”) pueden desencadenar el cambio de un estado a otro. Los “switches” incluyen; cambios en el nivel o volumen de agua, remoción de las macrófitas (mecánica, por herbicidas o sobrepastoreo), disminución del zooplancton o alteraciones en las poblaciones de peces piscívoros y/o planctívoros (Scheffer et al., 1993; Moss et al., 1996).

En estos sistemas existe una intensa interacción entre la columna del agua y el sedimento, con un mayor intercambio de nutrientes y otros compuestos debido a la mayor área de sedimento expuesta al volumen del lago, lo que determina una mayor probabilidad de nutrientes disponibles en la columna de agua (Scheffer, 1998; Zhen-Gang, 2008). Muchos estudios han demostrado que a pesar de una drástica reducción externa de la concentración de nutrientes, el sedimento del lago actúa como depósito de fósforo durante un largo periodo y continúa liberando el nutriente a la columna de agua (Jin & Ji, 2005; Zhen-Gang, 2008). Por todo lo anterior, se considera que estos lagos son más productivos que los profundos y mayormente propensos a la formación de floraciones fitoplanctónicas.

#### Floraciones de fitoplancton

La productividad de los ecosistemas acuáticos se debe a las microalgas suspendidas en la columna de agua o fitoplancton, que utilizan luz, dióxido de carbono y nutrientes para producir biomasa, la que a su vez sustenta las redes tróficas en los ecosistemas acuáticos (Paerl, 2001). En un ambiente con óptimas condiciones, se asimila toda la producción primaria (tasa de producción de biomasa fitoplanctónica), sin embargo, si la producción excede el consumo, el fitoplancton se acumula y puede llegar a ser visible generando cambios de color del agua (frecuentemente amarillo, verde, rojo o café) y/o de la textura, lo que generalmente es conocido bajo el término, floraciones algales o “blooms”.

Las floraciones se expresan de diversa forma dependiendo la especie y el cuerpo de agua, por lo que estos aumentos de biomasa se han definido, principalmente, desde el estudio de diatomeas y dinoflagelados marinos, de la siguiente forma:

- El rápido crecimiento de una o más especies que conduce a un incremento en la biomasa algal (Richardson, 1997).
- Cambio del ciclo normal de la biomasa de fitoplancton (Parker, 1987).
- Densas poblaciones de algas planctónicas que se desarrollan en los sistemas acuáticos, incluyendo el océano, lagos, lagunas, ríos y humedales (Sigee, 2005).

En ambientes lénticos, las floraciones de fitoplancton se generan por los grupos: Cyanobacteria, Dinophyceae, Cholophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Euglenophyceae y Bacillariophyceae (Paerl, 1988; Wetzel, 2001; Siquee, 2005) (Fig. 1).



Figura 1. Floraciones de fitoplancton en los lagos de Concepción. a. *Microcystis aeruginosa* en Lo Galindo, b. *Ceratium furcoides* en Lo Méndez, c. *Euglena sanguinea* en Lo Custodio.

Las floraciones pueden ocurrir en la superficie, a profundidades específicas en la columna de agua (correspondiendo a óptimos niveles de luz y/o de concentración de nutrientes, estratificación térmica de los ecosistemas) y en el bentos

Las floraciones son favorecidas por diversas condiciones ambientales, como el

exceso de nutrientes, la temperatura, alta intensidad de luz, pH, estabilidad de la columna de agua (por ausencia de viento) (Robarts & Zohary, 1987; Jacoby et al., 2000; Davis et al., 2009; Xu et al., 2010). Así como por la dinámica de la población de la especie que prolifera, con procesos de aumento (alta tasa de crecimiento y la capacidad de competir con otras algas) y reducción poblacional (pastoreo, dispersión, sedimentación, muerte) (Imberger et al., 1983).

En muchos casos el aumento de biomasa se transfiere a través de la red trófica contribuyendo al re-suministro de nutrientes en la columna de agua sin tener efectos adversos sobre el ambiente (Hallegraef, 2003; Carstensen et al., 2007). Contraria a esta situación, la acumulación de biomasa genera diversos efectos negativos en los sistemas acuáticos y en los usos que se realizan sobre el recurso agua y el sistema en general (Tabla 2).

Algunas especies tienen la capacidad de producir metabolitos secundarios tóxicos para otras algas, el zooplancton, peces, aves e incluso para el ser humano, por lo que han sido denominadas como floraciones algales nocivas (FAN) o “harmful algal Bloom” (HAB) en inglés, para el caso de las cianobacterias el término más común es CyanoHABs (“cyanobacterial harmful algal blooms”). Estas floraciones son producidas principalmente por cianobacterias en sistemas de aguas continentales y por dinoflagelados y diatomeas en el mar (GEOHAB, 2001).

Durante las últimas décadas la frecuencia y distribución global de las floraciones, principalmente de cianobacterias tóxicas ha aumentado a nivel mundial, lo que ha sido atribuido al efecto combinado de la eutrofización y el cambio climático. Este último por la alteración de los patrones de precipitación, aumento de eventos hidrológicos extremos (tormentas, inundaciones y sequías), aumentos en la temperatura del agua y cambios en el tiempo de residencia de los cuerpos de agua (Paerl & Huisman, 2008; 2009; Unesco, 2009; O’Neil et al., 2012; Paerl & Paul, 2012; Lürling & Senerpont Domis, 2013).

Los efectos de las floraciones en los recursos hídricos podrían implicar una menor

disponibilidad de este recurso y una disminución de la calidad del agua, a nivel mundial.

Tabla 2. Efectos negativos de las floraciones de aguas continentales.

Efectos	Grupo	Descripción general
Riesgos a la salud humana	Cianobacterias	Las toxinas producidas por las cianobacterias son de diferente naturaleza química por lo que sus efectos en la salud humana y animal son variados. Se ha reportado la mortalidad de los seres humanos, así como peces, aves marinas y mamíferos marinos; cierres de áreas silvestres y de cultivos. Afectan el crecimiento de plantas superiores y se bioacumulan en animales.
Impacto en el recurso agua y recursos dulceacuícolas	Cianobacterias, dinoflagelados, algas verdes	<p>Por generar mal olor (p.ej geosmina, 2-metilisoborneol MIB), color y sabor del agua, esto implica desafíos tecnológicos e incremento en los costos para el tratamiento del agua cuando es para consumo humano. También se reconocen efectos negativos al momento de captar el agua por la obstrucción de filtros y demás sistemas de captación.</p> <p>Las microalgas de mayor tamaño pueden llegar a obstruir las branquias de peces y causar su muerte.</p>
Impactos en el turismo y el uso de aguas recreacionales	Cianobacterias, dinoflagelados, euglenas, algas verdes y diatomeas	<p>Disminuyen el valor estético y paisajístico de un ecosistema por cambios en la coloración del agua que van desde el rojo intenso, verde a café etc., y acumulaciones de biomasa. Además de mal olor del agua. Impiden la utilización de los ecosistemas para la natación, navegación y demás actividades acuáticas.</p> <p>Generan pérdidas económicas relacionadas con costos de limpieza de la biomasa algal y/o después de una mortandad masiva de peces.</p>
Impacto en el ecosistema	Cianobacterias, dinoflagelados, euglenas, algas verdes y diatomeas	Disminución de la diversidad de especies, cambios en la red trófica, pérdida del hábitat (disminución en la transparencia del agua). En la senescencia de la floración se produce una disminución del oxígeno disuelto, que puede llegar a generar condiciones anóxicas. Favorecen el establecimiento de especies invasoras.

Por lo anterior, las floraciones, principalmente de cianobacterias, son consideradas un problema ambiental y de salud emergente, existiendo una preocupación a nivel mundial por manejar y controlar esta problemática. Enormes avances se han realizado hacia la comprensión de los impactos de las floraciones de fitoplancton en el ambiente, principalmente en las zonas costeras (GEOHAB, 2001) y en cuerpos de agua continentales donde las cianobacterias y las cianotoxinas están presentes (Vasconcelos, 2015).

El desarrollo de técnicas cada vez más sensibles y específicas para la detección de las cianotoxinas, han contribuido en las últimas décadas a un aumento significativo en el conocimiento de las CyanoHABs. Esta comprensión ha sido utilizada como base para el seguimiento y la predicción de la ocurrencia, dinámica, toxicidad y gestión de las floraciones, así como para estudiar los riesgos asociados a la salud humana y animal (Vasconcelos, 2015). Sin embargo, todavía hay muchos vacíos de conocimiento en todas las áreas antes mencionadas, incluyendo el desarrollo de la gestión eficaz y la comunicación de los riesgos asociados a las cianotoxinas (Vasconcelos, 2015).

Específicamente en Chile, en donde las proyecciones de cambio climático indican una tendencia al calentamiento a lo largo del país, junto con una reducción de la precipitación y la mayor ocurrencia de eventos extremos (periodos de lluvia y sequía) para las regiones del centro-norte y centro-sur del país (McPhee et al., 2012), se tiene poco conocimiento sobre las especies causantes de las floraciones, su dinámica poblacional, distribución en el país e interacción con otros organismos del sistema, así como sobre los efectos que generan, a nivel ambiental, económico y social. Lo anterior, constituye un desafío país para avanzar en garantizar a largo plazo la calidad del agua y su disponibilidad para el consumo humano (Parra et al., 2016). La participación de científicos y técnicos de diferentes áreas del conocimiento como ficólogos, limnólogos, químicos, ingenieros, sociólogos, médicos, especialistas en salud pública, es necesaria para afrontar esta problemática.

## Floraciones de algas eucariotas

En todas las clases de microalgas eucariotas existen géneros capaces de generar un aumento de biomasa ante condiciones ambientales favorables (Tabla 3). Principalmente, las clases Dinophyceae, Bacillariophyceae y Chlorophyceae, son reconocidas como formadoras de floraciones en cuerpos de agua continentales, debido a que tienen la capacidad de vivir en hábitats con constantes cambios de condiciones ambientales y tener éxito en ambientes eutróficos y turbios.

Las floraciones de estas microalgas, se identifican en un cuerpo de agua por cambios en la coloración, acumulaciones de biomasa, mal olor y sabor del agua (Anderson, 2000; Paerl, 2001), representando un serio problema ambiental y para el uso del recurso hídrico (Verspagen et al., 2006; Hart & Wragg, 2009; Silverio et al., 2009; Mancini et al., 2010; Matsumura-Tundisi et al., 2010). Generan efectos adversos estéticos en los cuerpos de agua con repercusiones posteriores en el sector turístico (Paerl, 2001), y en los sistemas de potabilización del agua, por la obstrucción de filtros y la producción de polisacáridos que afectan los procesos de coagulación sobre filtros y decantación (Hart & Wragg, 2009). También llegan a generar la muerte de peces por el agotamiento del oxígeno disuelto cuando la población declina (Nicholls et al., 1980) y/o dificultan su respiración (Xavier et al., 1991). Hasta el momento, solo se ha comprobado la producción de toxinas en escasos generos de las clases Dinophyceae (Rengefors & Legrand, 2001) y Euglenophyceae (Zimba et al., 2004) las que son principalmente ictiotóxicas.

Tabla 3. Principales microalgas planctónicas que generan floraciones en cuerpos de aguas continentales (elaboración propia).

Clase	Taxa	Referencia
<b>Dinophyceae</b>	<i>Ceratium hirundinella</i>	Moore (1981); James et al. (1992); Pollinger et al. (1993); Boltovskoy (1995); Gönüloğlu & Obali (1998); Donagh et al. (2005); Bustamante (2006); Ginkel et al. (2007); Hart & Wragg (2009)
	<i>Ceratium furcoides</i>	Santos-Wisniewski et al. (2007); Matsumura-Tundisi et al. (2010); Oliveira et al. (2011); Bustamante et al. (2012); Cavalcante et al. (2013); Silva et al. (2012); Cassol et al. (2014); Jati et al. (2014); Meichtry et al. (2014); Moreira et al. (2015); Cavalcante et al. (2016); Meichtry et al. (2016)
	<i>Peridinium bipes</i>	Watanabe et al. (1983); Park & Hayashi (1993); Wu & Chou (1998)
	<i>Peridinium cinctum</i>	Watanabe et al. (1983)
	<i>Peridinium gatunense</i>	Lindstrom (1991); Pollinger & Hickel (1991); Viner-Mozzini et al. (2003)
	<i>Peridinium inconspicuum</i>	Holopainen (1992)
	<i>Peridinium limbatum</i>	Yan & Stokes (1978)
	<i>Peridinium lomnickii</i>	Cranwell et al. (1985)
	<i>Peridinium pusillum</i>	Stoneburner & Smock (1980)
	<i>Peridinium willei</i>	Stewart & Blinn (1976); Rosas (1981); Parra et al. (1986); Boltovskoy (2003)
	<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>	Sako et al. (1985)
	<i>Peridiniopsis penardii</i>	Sako et al. (1987)
<i>Woloszynskia reticulata</i>	Pfiester et al. (1980)	
<b>Bacillariophyceae</b>	<i>Asterionella formosa</i>	Gönüloğlu & Obali (1998); Krivtsov et al. (2000)
	<i>Aulacoseira</i>	Silva et al. (2014)
	<i>Cyclotella</i>	De Sève (1993); Gönüloğlu & Obali (1998)
	<i>Melosira granulata</i>	Parra et al. (1981); Gönüloğlu & Obali (1998)
<b>Chlorophyceae</b>	<i>Sphaerocystis</i>	Paerl (2001)
	<i>Botryococcus</i>	Paerl (2001)
	<i>Pediastrum</i>	Gönüloğlu & Obali (1998); Paerl & Otten (2015)
	<i>Pandorina morum</i>	Gönüloğlu & Obali (1998)
	<i>Dictyosphaerium</i>	Paerl (2001)
	<i>Scenedesmus</i>	Paerl (2001)
	<i>Cladophora</i>	Neil & Jackson (1982)
<b>Cryptophyceae</b>	<i>Rhodomonas</i>	Paerl (2001)
	<i>Cryptomonas</i>	Paerl (2001)
<b>Euglenophyceae</b>	<i>Euglena</i>	Xavier et al. (1991); Zimba et al. (2004); Rahaman et al. (2007); Almanza et al. (2012); Rahaman et al. (2014)
<b>Chrysophyceae</b>	<i>Dinobryon</i>	Paerl (2001)
<b>Synurophyceae</b>	<i>Mallomonas</i>	Paerl (2001)
	<i>Synura</i>	Paerl (2001)

Estas microalgas presentan ciertas características que les permiten ser dominantes y excluir competitivamente a otras microalgas, entre las que se incluyen: una alta eficiencia en la asimilación de luz y nutrientes (Donagh et al., 2005; Silva et al., 2014), una alta relación superficie/volumen (p.e. colonias filamentosas), movilidad (presencia de flagelos con los que pueden realizar migraciones a estratos ricos en nutrientes en distintos momentos del día), gran tamaño (que evita la depredación por el zooplancton) (Bustamante, 2006; Silva et al., 2014), quistes que sedimentan ante condiciones ambientales desfavorables (Pollinger, 1988; Reynolds, 2006), cambios morfológicos asociados a variaciones en los factores ambientales así como al ciclo de vida (ciclomorfosis) (Lindström, 1991; Gligora et al., 2003; Parodi et al., 2007), inhibición de otras microalgas competidoras través de la liberación de compuestos alelopáticos o su consumo (mixotrófico) (Smayda, 1997), reducción del pastoreo debido a la toxicidad directa, la mala calidad alimenticia, o la rotura mecánica de pastoreo (Sunda et al., 2006).

Las floraciones de microalgas eucariotas han recibido menor atención, por parte de científicos y gestores del recurso hídrico, debido a que su presencia en los sistemas acuáticos continentales, representa un menor riesgo para la salud humana, en relación a las floraciones de cianobacterias.

### ***Floraciones de cianobacterias (CyanoHABs)***

Las cianobacterias son uno de los grupos de microorganismos más antiguos del planeta, se originaron en el precámbrico y se les reconoce como originadoras de la atmósfera oxidante que hoy conocemos. Este grupo es único en cuanto a su fisiología, tolerancia a condiciones extremas, flexibilidad adaptativa y plasticidad morfológica y ecológica (Komárek & Anagnostidis, 2000).

Tienen características comunes con las bacterias debido a que carecen de un verdadero núcleo (procariontes) y también con las algas eucariotas, al ocupar los mismos nichos ecológicos y tener la capacidad de realizar fotosíntesis oxigénica. Por lo anterior, fueron clasificadas tradicionalmente por los ficólogos como algas

verde azules, a nivel de clase como Cyanophyceae (por Sachs 1874) y de división como Cyanophyta (Steinecke en 1931) e incluidas en el Código Internacional de Nomenclatura Botánica (ICBN).

En 1978 Stanier et al. (1978), reconociendo su naturaleza procarionta, propusieron el término Cyanobacteria, el que se empezó a regir por las disposiciones del Código Internacional de Nomenclatura de Bacterias (ICNB) (Pinevich, 2015). Posteriormente, surgen una serie de discusiones sobre la sistemática de estos organismos (Tindall, 1999; Oren, 2004; Oren & Tindall, 2005; Komárek, 2011). Como resultado, en el año 2012 se reconoció y aceptó la denominación común para estos organismos a nivel de división de Cyanobacteria, Cyanophyta o Cyanoprokaryota incluidas tanto en el ICNB, como en el ICBN, denominado actualmente Código Internacional de Nomenclatura para algas, hongos y plantas (ICN o Código de Melbourne) (Palinska & Surosz, 2014).

Las cianobacterias poseen una **ventaja competitiva** sobre los otros grupos del fitoplancton para subsistir en sistemas con alto aporte de nutrientes, son capaces de explotar nutrientes que no están disponibles para otras (muchas especies tienen alta afinidad por el amonio), pueden regular la flotabilidad con el fin de ajustar y optimizar su posición en la columna de agua en respuesta a la irradiación y los gradientes de nutrientes, fijan nitrógeno atmosférico por lo que constituyen importantes fuentes de "nuevo" nitrógeno al ecosistema, llegando a afectar los aportes de nitrógeno a la eutrofización (Paerl, 1988). Realizan asimilación a altos pH.

La mayoría de la especies forman colonias con morfologías que dificultan la depredación del zooplancton, ya sea por la formación de filamentos largos como es el caso de *Dolichospermum* y/o por colonias cubiertas de mucílago como en *Microcystis* (Scheffer & Van Nes, 2004). También forman células tolerantes al calor y la desecación denominadas acinetos o quistes, presentan vainas y cápsulas fotoprotectoras resistentes a la desecación y poseen una amplia gama de pigmentos fotoprotectores (incluyendo protección de rayos UV) (Paerl, 2014).

Producen metabolitos secundarios que resultan tóxicos para otros organismos, su función se ha asociado a mecanismos de defensa (Komárek, 2013), para

contrarrestar la competencia con otras algas que componen el fitoplancton, como un mecanismo para su mantenimiento bajo condiciones o entornos fluctuantes adversos (Sabart et al., 2010) y como una respuesta fisiológica a la foto-oxidación (Paerl & Otten, 2013) y a los efectos perjudiciales de los radicales de oxígeno (p.e. peróxido de hidrógeno) (Dziallas & Grossart, 2011).

Las cianobacterias tienen un conjunto diverso de asociaciones mutualistas y simbióticas con organismos procariontes y eucariotas, con los que se ayudan a asegurar su supervivencia en ambientes demasiado hostiles para sobrevivir individualmente (Paerl, 1986).

Las floraciones son generadas por taxones de tres grandes grupos morfológicamente distintos, los que incluyen:

1. Células cocoides solitarias (p.ej. *Synechococcus*, *Limnocooccus*), en gran parte no fijadores de nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ), generalmente abundantes en cuerpos de aguas continentales y en el fitoplancton marino (Paerl, 2014). Otras formas cocoides que se agregan en colonias y a veces dominan como floraciones en diversos tipos de ambientes (p.ej. *Microcystis*, *Aphanothece*). La mayoría de estos géneros no fijan nitrógeno, por lo que dependen de los suministros de nitrógeno para afirmar el crecimiento. Algunos géneros producen metabolitos secundarios tóxicos.
2. Filamentos de células en su mayoría no diferenciadas que pueden formar floraciones en ambientes bentónicos y planctónicos. Este grupo se compone principalmente de los géneros no fijadores de  $N_2$  (p.ej. *Oscillatoria*, *Planktothrix*); en menor cantidad se presentan algunos géneros que fijan  $N_2$  (p.ej. *Lyngbya*, *Trichodesmium*).
3. Filamentos con células que fijan  $N_2$  altamente diferenciados, bioquímicamente especializados llamados heterocistos<sup>2</sup>. Existen numerosos géneros que forman

---

<sup>2</sup> Las cianobacterias heterocísticas se consideran morfológicamente más avanzadas debido a que los heterocistos parecen ser una adaptación a las condiciones ambientales ricas en oxígeno que las cianobacterias indujeron en su proliferación en la tierra (Wolk, 1996).

floraciones planctónicas (p.ej. *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia*) y bentónicas (*Calothrix*, *Rivularia*, *Scytonema*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*) (Paerl, 2014).

Las floraciones de cianobacterias se identifican visualmente por cambios en la coloración del agua, cuando la columna de agua es estable las colonias flotan y se acumulan en la superficie formando una densa capa (como espuma) que puede llegar a cubrir parte o toda la superficie del sistema la que se conocen como floraciones acumulativas, “scums y/o hyperscum”. La concentración de células en un “scums” puede variar entre  $10 \times 10^6$  cel. mL<sup>-1</sup> y  $10 \times 10^7$  cel. mL<sup>-1</sup> (Paerl & Huisman, 2009). Mientras que con mayor presencia de viento las colonias se dispersan por toda la columna de agua formando manchas de tonos verdes las que se denominan floraciones dispersivas o simplemente floraciones (Zohary & Breen, 1989; Zohary & Robarts, 1990; UNESCO, 2009) (Fig. 2).

Se estima que más del 50 % de las floraciones de cianobacterias de aguas continentales registradas a nivel mundial son tóxicas (UNESCO, 2009). Las cianotoxinas producen efectos diversos según la especie dominante de la floración, su nivel de toxicidad, el tipo de toxina y las características del organismo afectado (Tabla 4). Los niveles de toxicidad varían para la misma especie, en el mismo cuerpo de agua y durante una misma floración (Carmichael, 1981; Sabart et al., 2010). En una misma población se pueden encontrar tanto genotipos tóxicos y no tóxicos pero fenotípicamente idénticos (Kurmayer et al., 2002; Kurmayer & Christiansen, 2009; Rinta-Kanto et al., 2009). La proporción de uno y/u otro en el ambiente esta determinada por diferentes factores, los que han sido estudiados ampliamente por varios autores sin encontrar un consenso hasta el momento (Downing et al., 2005; Rinta-Kanto et al., 2009; Davis et al., 2009; 2010; Sabart et al., 2010; Conradie & Barnard, 2012; Orihel et al., 2012; Neilan et al., 2012; Guedes et al., 2014; Geoffrey et al., 2014; Lee et al., 2015).

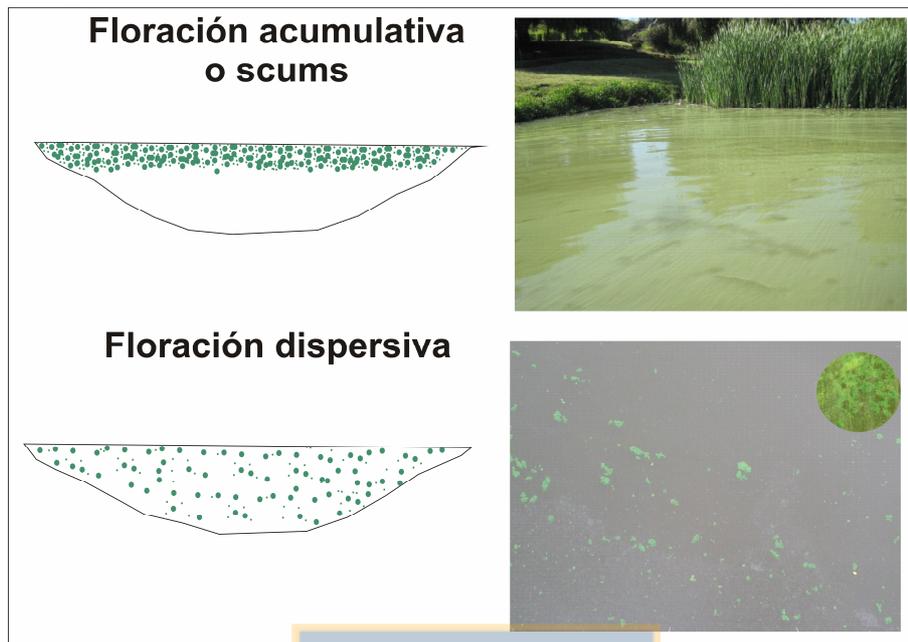


Figura 2. Tipos de floraciones de *Microcystis*. Lago Lo Galindo, Concepción, Región del Biobío.

Cianotoxina, es un término que agrupa a una variedad de sustancias químicas de diferente naturaleza química, como péptidos cíclicos (heptapéptidos y pentapéptidos), alcaloides (guanidínocíclico, carbamatos no sulfatados, monosulfatados o disulfatados) y lipopolisacáridos. En los últimos años se han descubierto nuevas cianotoxinas que incluyen sustancias como la beta-N-metilamino-L-alanine (BMAA), el lipopéptido (jamaicamida) y el oligopéptido bioactivo (aeruginosin) (Edwards et al., 2004; Cox et al., 2005; Ishida et al., 2009) (Tabla 4).

Tabla 4. Principales géneros que forman floraciones tóxicas en cuerpos de aguas continentales. Modificado de Guiannuzzi et al. (2011) y Paerl (2014).

Géneros	Cianotoxinas	Referencia de toxinas
<b>Orden Chroococcales</b>		
<i>Aphanothece</i>	Lipopolisacáridos	UNESCO (2009)
<i>Synechococcus</i>	Microcistinas, BMAA	Cronberg et al. (2004)
<i>Aphanocapsa</i>	Microcistinas y lipopolisacáridos	UNESCO (2009)
<i>Merismopedia</i>	Microcistinas LR y lipopolisacáridos	UNESCO (2009)
<i>Coelosphaerium</i>	Hepatoxinas	Fitch et al. (1934), Guiannuzzi et al. (2011)
<i>Snowella</i>	Microcistinas	Guiannuzzi et al. (2011)
<i>Gomphosphaeria</i>	Desconocidas	Guiannuzzi et al. (2011)
<i>Microcystis</i>	Microcistinas, aeruginosin, beta-Methylamino-L-alanine (BMAA), lipopolisacáridos,	Fitch et al. (1934), Carmichael (1997), Watanabe et al. (1988), Falconer (2007), UNESCO (2009), Guiannuzzi et al. (2011), Paerl (2014)
<i>Woronichinia</i>	Anatoxina-a/homoanatoxina-a, microcistinas	Paerl (2014)
<i>Chroococcus</i>	Desconocidas	
<b>Orden Oscillatoriales</b>		
<i>Pseudoanabaena</i>	Microcistinas y lipopolisacáridos	UNESCO (2009), Mohamed & Al-Shehri, (2015)
<i>Limnothrix</i>	Lipopolisacáridos	UNESCO (2009), Effmert et al. (1991)
<i>Phormidium</i>	Microcistinas, anatoxina-a/homoanatoxina-a, BMAA, microcistinas	Guiannuzzi et al. (2011)
<i>Oscillatoria</i>	Microcistinas, anatoxina-a /homoanatoxina-a, aplysiatoxinas, cylindrospermopsina, saxitoxinas	Kemka et al. (2003)
<i>Planktothrix</i>	Aeruginosin, anatoxina-a /homoanatoxina-a, BMAA, cyanopeptolin, microcistinas, saxitoxinas	Paerl (2014)
<i>Lyngbya</i>	Saxitoxinas, anatoxina-a /homoanatoxina-a, aplysiatoxinas, lyngbyatoxina, jamaicamida, cylindrospermopsina	Onodera et al. (1997), Seifert et al. (2007)
<b>Orden Nostocales</b>		
<i>Raphidiopsis</i>	Saxitoxinas, Anatoxina-a, Cylindrospermopsina	Namikoshi et al. (2003), Namikoshi et al. (2004) UNESCO (2009)

Géneros	Cianotoxinas	Referencia de toxinas
<i>Anabaena</i>	Microcistinas, anatoxina-a /homoanatoxina-a, anatoxina-a(S), BMAA, cyanopeptolin, cylindrospermopsin y lipopolisacáridos	Carmichael & Gorham (1978) Rapala et al. (1993),
<i>Aphanizomenon</i>	Anatoxina-a, saxitoxinas, microcistinas, BMAA, cylindrospermopsina y lipopolisacáridos	Pereira et al. (2000), Rucker et al. (2007), UNESCO (2009)
<i>Umezakia</i>	BMAA	Paerl (2014)
<i>Nodularia</i>	Nodularina, BMAA	Laamanen et al. (2001), Mazur-Marzek et al. (2006), UNESCO (2009)
<i>Dolichospermum</i>	Microcistinas, Anatoxina-a, Anatoxina-a(s) y lipopolisacáridos	UNESCO (2009)
<i>Anabaenopsis</i>	Microcistinas y lipopolisacáridos	Lanaras & Cook (1994), UNESCO (2009)
<i>Pseudoanabaena</i>	Microcistinas	UNESCO (2009)
<i>Nostoc</i>	Microcistinas, BMAA	Teneva et al. (2012)
<i>Gloeotrichia</i>	Microcistinas	Fitch et al. (1934)
<i>Calothrix</i>	BMAA	Paerl (2014)
<i>Cylindrospermopsis</i>	Anatoxin-a/Homoanatoxin-a, BMAA, cylindrospermopsina, saxitoxinas, microcistinas	Paerl (2014)

La cianotoxina más frecuente y más estudiada corresponde a la microcistina, fue identificada primariamente en especies del género *Microcystis*. Las microcistinas son una familia de más de 90 heptapéptidos cíclicos (Puddick et al., 2013), que pueden inhibir la fosfatasa proteica tipo 1 y 2A y afectar principalmente el hígado, por lo que se les denomina hepatotoxinas (Chorus & Bartram, 1999). Su ingestión en altas concentraciones ocasiona la muerte de animales (Carmichael, 1981; Falconer, 1993; 1996; Sivonen et al., 1990) y/o efectos acumulativos crónicos, como la inducción a la formación de tumores hepáticos.

Otros efectos reportados en literatura muestran que la microcistina LR (MC-LR), en concentraciones micromolares (10 µM) daña los procesos celulares básicos en células HaCaT (queratinocitos humanos). También se ha descrito que la ingestión crónica de pequeñas dosis puede tener efecto promotor de tumores a largo plazo (Svircev et al., 2009). Humpage (2008) reportó daños al riñón producidos por las microcistinas.

Las hepatotoxinas son producidas principalmente por los géneros *Anabaena*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Anabaenopsis*, *Nodularia*, *Cilindrospermopsis* y *Microcystis* (Paerl, 1996). Estas toxinas son relativamente estables y resistentes a la hidrólisis y oxidación por lo que pueden perdurar por largos períodos en el cuerpo de agua.

Otro tipo de cianotoxinas, las neurotoxinas, inhibien la transmisión del impulso nervioso; a través del bloqueo de los canales de sodio, uniéndose a los receptores de la acetilcolina, o impidiendo la degradación de la acetilcolina y las producen principalmente los géneros *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* y *Lyngbya* (Carmichael, 1994). La BMAA se ha reconocido como el agente causal de algunos trastornos degenerativos en seres humanos incluyendo el síndrome complejo de esclerosis lateral amiotrófica-demenia parkinsoniana, común en poblaciones del Pacífico occidental (Cox et al., 2005).

Las cianobacterias también producen lipopolisacáridos (LPS), componentes de la membrana celular, formados por carbohidratos (normalmente hexosas) y lípidos (ácidos grasos). Los LPS son endotoxinas pirogénicas también llamadas dermatoxinas, capaces de producir irritaciones en la piel, efectos gastrointestinales y alergias (Kuiper-Goodman et al., 1999; Giannuzzi et al., 2009).

Las vías de exposición de los seres humanos a las cianotoxinas ocurren a través del ingreso al organismo por ingestión directa de agua con floraciones, por contacto a través del baño, o por consumo de alimentos contaminados con cianotoxinas. Algunos de los síntomas más comunes, incluyen vómitos, diarreas, irritaciones en la piel y mucosas, dolor abdominal y cefaleas (Chorus & Bartram, 1999).

Los primeros registros de alteraciones gastrointestinales resultantes del contacto de la población con las cianotoxinas se registraron en 1931, en el río Ohio, USA, en donde se reportó un intenso florecimiento de cianobacterias en uno de los afluentes del río, junto con gran cantidad de casos de gastroenteritis en varias ciudades ubicadas en sus orillas (Tisdale, 1931).

En 1988, se produjo una severa epidemia de gastroenteritis en Brasil, posterior a la instalación de la represa de Itaparica fueron informados cerca de 2000 casos en un período de 42 días, 88 de los cuales resultaron fatales (principalmente niños), se relacionó con un florecimiento de cianobacterias de los géneros *Anabaena* y *Microcystis* (Teixera, 1993).

Otro tipo de casos de malestares gastrointestinales relacionados con la presencia de florecimientos de diversos géneros de cianobacterias han sido descritos en Estados Unidos, Europa y Australia. Sin embargo, la relación causa-efecto de las cianotoxinas en el ser humano, no fue probada si no hasta 1996 en la ciudad de Caruaru, Brasil, con la intoxicación de 131 personas y la muerte de 52 personas en una clínica de hemodiálisis (Azevedo et al., 1994; Carmichael et al., 2001; Azevedo et al., 2002). Esta es la intoxicación humana más grave reportada por agua contaminada con toxinas en el mundo, producida por los géneros *Microcystis* y *Cylindrospermopsis*, y la primera vez que se logra verificar los efectos causados por las microcistinas en el hígado de los seres humanos. Desde este evento, la investigación sobre las cianotoxinas y sus efectos en la salud humana aumentaron enormemente, conociéndose hasta el momento su incidencia en el cáncer colorrectal en varias poblaciones China (Zhou et al., 2002) y actualmente incluidas por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer como un carcinógeno potencial para los seres humanos (Clase 2B) (IARC, 2007).

Aunque en otros países de América del Sur existen varios registros de la presencia de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas (Tabla 5), no existen reportes hasta el momento de intoxicaciones severas y/o muerte de personas por consumo de agua contaminada con cianotoxinas. Se reconoce el echo de la falta de estudio de estos eventos en la región por lo que es muy probable que hayan sido subestimados (Dörr et al., 2010). Sin embargo, en Uruguay y Argentina ha aumentado la investigación durante los últimos años en los cuerpos de agua utilizados para recreación y/o consumo, llegando a desarrollar sistemas de vigilancia y monitoreo de floraciones de cianobacterias.

Tabla 5. Principales registros de la presencia de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas en países de América del Sur.

<b>Países</b>	<b>Referencias</b>
Brasil	Azevedo et al. (1994); Bicudo et al. (1999); Carmichael et al. (2001); Azevedo et al. (2002); Sant'Anna et al. (2008); Guedes et al. (2014).
Uruguay	UNESCO (2009); Fabre et al. (2010); Ferrari et al. (2011); O'Farrell et al. (2012).
Argentina	Ame et al. (2003); Ame & Wunderlin (2005); Ehrenhaus & Vigna (2006); Giannuzzi et al. (2011); Rosso & Giannuzzi (2011); Giannuzzi et al. (2012).
Chile	Parra et al. (1980); Peñaloza et al. (1990); Campos et al. (1999; 2005; 2007).

Estos y otros países han desarrollado reglamentaciones que buscan minimizar el riesgo de la población al estar en contacto directo y/o consumir agua con cianotoxinas y/o la presencia de las cianobacterias. El Instituto Uruguayo de Normas Técnicas (UNIT) estableció el valor de  $1 \mu\text{gL}^{-1}$  MC-LR en la norma de calidad de agua potable 833:2008 (UNESCO, 2009). En Brasil, se ha desarrollado una de las normativas más completas relativas a las cianobacterias y cianotoxinas en lagos y reservorios de agua potable, con valores estándar mandatorios para Microcistinas ( $1 \mu\text{gL}^{-1}$ ), Saxitoxinas ( $3 \mu\text{gL}^{-1}$ ) y Cylindrospermopsinas ( $15 \mu\text{gL}^{-1}$ ) (Brasil, 2004). En Canadá el valor guía para la Microcistina-LR es de  $1,5 \mu\text{gL}^{-1}$ . La Organización Mundial de la Salud (OMS) indica que cuando la abundancia de las cianobacterias alcanza a las  $100000 \text{ cel.mL}^{-1}$ , se debe iniciar un análisis de toxicidad y monitoreo con mayor frecuencia para evitar afectaciones sanitarias de mayor riesgo y establecieron como límite máximo de microcistina-LR en el agua potable de  $1 \mu\text{gL}^{-1}$  (UNESCO, 2009).

Estos valores guías son asumidos por la mayoría de los países en los que todavía no se han desarrollado acciones al respecto. Actualmente en Chile, no existen normativas referentes a la calidad de aguas en relación a toxinas de cianobacterias y a la presencia de ningún tipo de cianobacterias y/o microalgas (ver norma de calidad de agua Nch 409) (Baeza et al., 2015).

## Floraciones de fitoplancton en Chile

En los cuerpos de agua continentales del país, las floraciones de microalgas y cianobacterias han recibido menor atención en comparación con las floraciones de dinoflagelados marinos (FAN). La mayoría de los registros están documentados en tesis, presentaciones a congresos, informes no publicados, entre otros, por lo que la información se encuentra dispersa y probablemente esté subestimada la cantidad de estos eventos en los cuerpos de agua continentales del país.

Las cianobacterias son un componente habitual de la comunidad de fitoplancton de lagos, embalses y ríos de Chile, en donde se han citado 27 géneros diferentes (Parra et al., 1982), la mayoría reconocidos como productores de cianotoxinas. Estos géneros se distribuyen en las regiones más pobladas del país (Antofagasta, Metropolitana, Valparaíso, O'Higgins, Biobío, Los Ríos y Los Lagos) (Campos et al., 2005).

Existen aproximadamente 25 eventos de floraciones de cianobacterias en diferentes lagos y embalses a nivel nacional (Tabla 6). Solamente en dos eventos de floraciones se ha confirmado la muerte de peces por cianotoxinas (Parra et al., 1986; Peñaloza et al., 1990). El primer registro se realizó durante el año 1985 en la Laguna Redonda, con una floración tóxica de *Microcystis aeruginosa* (Parra & Dellarossa, 1985). Durante este evento murieron cientos de peces de 4 especies diferentes (*Cheirodon galusdae*, *Gambusia affinis*, *Odonthestes bonariensis* y *Cyprinius carpio*) reduciendo considerablemente el stock de las especies nativas (*G. affinis* y *O. bonariensis*). Se atribuyó la muerte de los individuos a la concentración de microcistina en el agua. Esta floración también se presentó en otros lagos urbanos de la ciudad de Concepción: Lo Méndez y Lo Galindo, sin generar consecuencias negativas para los peces.

Posteriormente, en la década de 1990, se registraron floraciones de *Microcystis* en el lago Peñuelas, marisma Rocuant, la laguna Aculeo, Lo Méndez y Laguna Tres Pascualas (Campos et al., 1999; Neumann et al., 2000; Campos et al., 2005). Muestras colectadas en la Región de Valparaíso entre el 2005 y el 2006 mostraron

la presencia de *Microcystis* sp. y péptidos tóxicos en el Lago Peñuelas y el Embalse los Aromos, ubicados en las ciudades de Valparaíso y Limache respectivamente (Campos et al., 2005; 2007). Estos lagos son empleados tanto como fuente de abastecimiento de agua como para actividades recreativas (Campos et al., 2007). Entre los años 2008 y 2010 densos florecimientos de *Microcystis aeruginosa*, fueron reportados para el Lago Rapel (Vázquez, 2009; Delherbe et al., 2010).

En la última década, se han incrementado los reportes de eventos de floraciones de cianobacterias entre las que se encuentran, Lago Villarica, Lago Vichuquen (Región del Maule), Embalse Convento Viejo (Región de O'Higgins), Lago Rapel (Región de O'Higgins), Laguna Grande de San Pedro, Lo Méndez y Lo Galindo (Región del Biobío). *Microcystis* se presenta como el género más común formador de floraciones en el país. Otros géneros como *Dolichospermum* y *Oscillatoria* también producen floraciones pero en una menor frecuencia.



Tabla 6. Registro de floraciones de cianobacterias en Chile (F= reporte de floración). (Elaboración propia).

Lago	Genero/Especie	Cianotoxinas	Referencia
Laguna Redonda	<i>M. aeruginosa</i> (F)	MC	Parra et al. (1986)
Lago Rocuant	<i>Microcystis</i> sp. (F)	MC-LR, MC-RR	Campos et al. (1999)
Laguna Aculeo	<i>Microcystis</i> sp. (F)	MC-RR	Peñaloza et al. (1990); Campos et al. (2005)
Tres Pascualas	<i>Microcystis</i> sp.	MC-RR, MC-FR, MC-LR y MC-YR	Neumann et al. (2000); Campos et al. (2005)
Lago Peñuelas	<i>Anabaena</i> (F) y <i>Microcystis</i> sp. (F)	MC-RR	Campos et al. (2005)
Laguna Chica de San Pedro	<i>Microcystis</i> sp. (F)	ND	Campos et al. (2005)
Laguna Posada	<i>Microcystis</i> sp. (F)	ND	Campos et al. (2005)
Marisma Rocuant	<i>Microcystis</i> sp. (F)	ND	Campos et al. (2005)
Laguna Lo Méndez	<i>Microcystis</i> sp. (F)	ND	Campos et al. (2005)
Lago Peñuelas	<i>Microcystis</i> sp. y <i>Oscillatoria</i> (F)	MC-RR, MC-LA	Zuñiga & Carvajal (1990); Campos et al. (2007)
Embalse Los Aromos	<i>Microcystis</i> sp.	MC-LR, MC-RR, MC-YR y Nodularina	Campos et al. (2007)
Tranque Recreo	<i>Oscillatoria</i> y <i>Dolichospermum</i> (F)	MC-LA	Campos et al. (2007)
Lago Rapel	<i>M. aeruginosa</i> (F 2008)	MC-LR, MC-YR.	Vásquez (2009)
Lago Rapel	<i>Microcystis</i> sp. (F 2009)	MC-LR, MC-RR, MC-LA, MC-YR	Delherbe et al. (2009)
Tranque La Dehesa	Cianobacterias (F 2007)	ND	Echeberria (2014)
Río Aconcagua	<i>Oscillatoria limosa</i> (F 2011)	ND	Simpson (2014)
Lago Caburga	ND	MC-LR	Nimptsch et al. (2012)
Lago Calafquen	ND	MC-LR	Nimptsch et al. (2012)
Lago Villarica	<i>Dolichospermum</i> sp.	MC-LR	Nimptsch et al. (2012)
Lago Ranco	ND	MC-LR	Nimptsch et al. (2012)
Lago Panguipulli	ND	MC-LR	Nimptsch et al. (2012)
Lago Puyehue	ND	MC-LR	Nimptsch et al. (2012)
Lago Villarica	<i>Dolichospermum spiroides</i> (F 2012, 2013, 2014)	ND	Fundación red nuevas ideas (2013 y 2014)
Embalse Convento Viejo	<i>Microcystis</i> sp. (F)	ND	Comp. Pers. Leonardo Perez
Lago Rapel	<i>Microcystis</i> sp. (F 2014)	ND	Informe Seremi MA (2014)
Laguna Grande de San Pedro	<i>Microcystis</i> sp. <i>Dolichospermum</i> sp. (F 2012) <i>Aphanocapsa</i> sp.	MC-totales	FONIS (2015)

Lago	Genero/Especie	Cianotoxinas	Referencia
Laguna Chica de San Pedro	<i>Dolichospermum sp.</i> <i>Pseudoanabaena sp.</i> , <i>Limnococcus sp.</i> , <i>Snowella sp.</i>	MC-totales	FONIS (2015)
Lo Galindo	<i>M. aeruginosa</i> (F 2011, 2012, 2013, 2014, 2015)	MC-RR, MC-LA, MC-LR y MC-LR	Almanza et al. (2013), FONIS (2015)
Lo Custodio	<i>Microcystis sp.</i> <i>Dolichospermum sp.</i> <i>Aphanocapsa sp.</i> , <i>Nodularia sp.</i> , <i>Pseudoanabaena sp.</i>	MC-totales	FONIS (2015)
Laguna Tres Pascualas	<i>Microcystis sp.</i> <i>Dolichospermum sp.</i> <i>Aphanocapsa sp.</i> , <i>Aphanothece sp.</i> , <i>Snowella sp.</i>	MC-RR, MC-LA, MC-LR y MC-LR	FONIS (2015)
Laguna Redonda	<i>Microcystis sp.</i> <i>Dolichospermum sp.</i> <i>Aphanocapsa sp.</i> , <i>Pseudoanabaena sp.</i>	MC-totales	FONIS (2015)
Laguna Lo Méndez	<i>Microcystis sp.</i> (F) <i>Dolichospermum sp.</i> <i>Aphanocapsa sp.</i> , <i>Aphanothece sp.</i>	MC-RR, MC-LA, MC-LR y MC-LR	FONIS (2015)
Lago Vichuquen	<i>Aphanothece smithii</i> <i>Aphanocapsa incerta</i>	MC-LR	EULA (2015)
Estero Llico	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Dolichospermum sp.</i> (F 2016)		EULA (2015)

Dado que las cianobacterias son un componente habitual de la comunidad de fitoplancton es factible detectar la presencia de cianotoxinas en bajas concentraciones sin que necesariamente se presente una floración. Esto ha sido evidente en los lagos del sur de Chile desde la Región de la Araucanía hasta la Región de Los Lagos (Nimptsch et al., 2012) y específicamente en la Región del Biobío en los lagos Lo Custodio, Laguna Tres Pascualas, Laguna Posada, Laguna Quiñenco y la Laguna Chica de San Pedro (FONIS, 2015).

La utilización de diferentes métodos para la detección de las cianotoxinas (kit ELISA, fragmentos de gen, HPLC, espectrometría de masas MALDI-TOF) no permite mayores comparaciones en cuanto a las concentraciones y la presencia de los tipos de cianotoxinas y sus congéneres en el país. Sin embargo, los resultados indican que las cianotoxinas más comunes en Chile y hasta ahora reportadas son microcistinas (Campos et al., 2005; Neumann et al., 2000; Campos et al., 1999; Vera, 2005; Nimptsch et al., 2012).

Se han reportado cuatro congéneres de microcistinas (MC-LR, MC-RR, MC-FR y MC-YR). Las más comunes en los cuerpos de agua del país es la MC-RR, seguida por la MC-LR. Cabe resaltar que los resultados del ELISA son todos reportados en términos de esta última toxina. El único reporte de nodularina se realizó en el Embalse Los Aromos (Campos et al., 2005).

En los últimos años, se han realizado diversos reportes en fuentes de agua potable superficiales, de mal olor y/o sabor del agua, principalmente en épocas de mayor temperatura (primavera/verano), o de caudal bajo (Echeverría, 2014). Durante el año 2011 se registró una floración de *Oscillatoria limosa* en el río Aconcagua, en la que se generaron altas concentraciones de geosmina (máximos de  $0,1 \mu\text{gL}^{-1}$ ) lo que ocasionó olor y sabor desagradable al agua. Debido a que este río es una fuente de abastecimiento de agua potable para la población de Concón, la distribución del agua fue afectada y el servicio interrumpido hasta el control de la situación.

Las floraciones de otras especies que componen el fitoplancton como de dinoflagelados, diatomeas, algas verdes y euglenas han sido descritas en menor cantidad para los cuerpos de agua chilenos (Tabla 7). Además de efectos negativos estéticos, se reportan consecuencias en la captación y distribución de agua de consumo así como en actividades turísticas. El aumento de la biomasa del alga verde filamentosa *Cladophora variegata* en el río Chillan, afectó el sistema de captación de agua para consumo de la planta de ESSBIO, generando el corte del servicio para la población de Chillan (Rivera et al., 2013). Las floraciones de la

diatomea *Didymosphenia geminata*, considerada una especie invasiva que en las últimas dos décadas ha tenido una alta expansión a nivel mundial, ha provocado el deterioro del paisaje y de actividades turísticas, como la pesca deportiva (Basualto et al., 2013).

Tabla 7. Registro de floraciones de microalgas en Chile.

<b>Especie</b>	<b>Lago</b>	<b>Referencia</b>
<i>Melosira granulata</i>	Lo Méndez	Parra et al. 1981
<i>Peridinium willei</i>	Redonda	Rosas (1981); Parra et al. (1986)
<i>Cladophora glomerata</i>	Río Chillan	Rivera et al. (2013)
<i>Euglena sanguinea</i>	Lo Custodio	Almanza et al. (2012)
<i>Didymosphenia geminata</i>	Río Llanquihue y en la zona alta del Río Biobío	Basualto et al. (2013); Rivera et al. (2013)



## PLANTEAMIENTO GENERAL DEL PROBLEMA

Los cuerpos de agua localizados en áreas urbanas o peri-urbanas se consideran un patrimonio natural y ambiental de enorme relevancia para el desarrollo de la sociedad y de los centros urbanos. Estos lagos contribuyen a regular el clima urbano, incrementar la calidad de vida de los habitantes por su valor recreativo y paisajístico, proveen lugares o espacios de alta sociabilidad y comunes para la población, sirven de sumidero de aguas lluvias y ofrecen espacios para el desarrollo de la biodiversidad (Kung & Ying, 1991; Bolund & Hunhammar, 1999; Meerhoff et al., 2002; Gledhill & James, 2012). En algunas ciudades son utilizados como fuente de abastecimiento de agua de consumo humano, como es el caso del lago Dianshan en la ciudad de Shanghai (Kung & Ying, 1991), del lago Enghien, en París (Silva et al., 2011) y el lago Tegel en Berlín (Hilt et al., 2009). También constituyen importantes zonas para pesca y acuicultura como en los lagos chinos de Xuanwu, Daming y Mochou de las ciudades de Nanjing, Ji'nan, Nanjing, respectivamente (Wang et al., 2009). En varias ciudades del estado de la Florida, se construyen barrios residenciales de clase alta y media alrededor de lagos, con fines estéticos, lo que ha generado un incremento en el valor de las propiedades y por consiguiente del vecindario (Priego, 2009). Actualmente, la presencia de lagos en las ciudades se consideran como indicador de calidad de vida, sustentabilidad y de salud ecológica de una ciudad (Quiroz, 2007).

Debido a que las cuencas de los lagos urbanos hacen parte de la ciudad, los problemas ambientales de las áreas metropolitanas los afectan y los hacen vulnerables a cambios en la zona litoral, la columna de agua y los sedimentos. Principalmente, se ve afectada la calidad del agua a través de la acumulación de nutrientes y otros contaminantes, por lo que en su mayoría se encuentran en estados eutróficos (Brich & McCaskie, 1999; Verma et al., 2011).

La eutrofización de los lagos urbanos se ha convertido en un problema en varias ciudades del mundo debido a que pueden llegar a convertirse en un riesgo para la salud humana por la presencia de floraciones tóxicas, así como por altas

concentraciones de bacterias y metales pesados (Flores, 2008; Verma et al., 2011).

En Chile los lagos urbanos han sido considerados como una prioridad menor. En Concepción se encuentra una de las áreas con mayor número de lagos insertos en el radio urbano; Laguna Redonda, Laguna Tres Pascualas, Lo Galindo, Lo Méndez y Lo Custodio (Parra et al., 1980; 1985). Estos lagos han sido utilizados como amortiguador de diferentes problemáticas de la ciudad a través de su historia (ocupaciones posterremoto, basurales, expansión urbana), quedando emplazados en los sectores socioeconómicos bajo y medio bajo de la ciudad. Dado que el crecimiento de Concepción ha sido episódico, fueron incluidos en la planificación del desarrollo urbano hasta hace muy poco tiempo (Parra et al., 1980; 1981; 1985).

La influencia directa y permanente del crecimiento urbano ha generado diferentes impactos a estos cuerpos de agua, encontrándose actualmente con un alto grado de eutrofización cultural. Los efectos de la eutrofización han sido reportados desde 1980, con la presencia de floraciones de microalgas, algunas de ellas de naturaleza tóxica (Parra et al., 1981), la mortandad masiva de peces en Laguna Tres Pascualas y Lo Galindo (Parra et al., 1986; Parra, 2009) y el crecimiento masivo de macrófitas en Laguna Tres Pascualas y Lo Méndez (Valdovinos, 2006; Parra, 2009).

Los lagos se utilizan como receptores de aguas lluvia y a menudo de aguas servidas, para la descarga de aguas residuales, como botaderos de basura y de escombros post-terremoto, así como para realizar diferentes actividades recreativas que van desde caminatas en la zona litoral hasta pesca y navegación.

En los últimos años el agua de los lagos se ha utilizado para suplir situaciones de emergencia en la ciudad, tanto para la extinción de incendios en época de verano, como para consumo humano. Se estima que el 70 % de los habitantes de Concepción se abastecieron de agua de los lagos urbanos posterior al terremoto y tsunami del 2010, hasta que el servicio de distribución de agua en la ciudad fue restablecido.

La sorpresiva utilización de los lagos por la ciudadanía como fuentes alternativas

de agua, puso en evidencia la necesidad de conocer el estado de los lagos y del recurso agua, y recuperar estos sistemas para el beneficio de la ciudadanía, siguiendo la tendencia mundial de considerar a los lagos urbanos como elementos que influyen positivamente en la calidad de vida de los habitantes al generar espacios de contacto con la naturaleza y esparcimiento.

Lograr la recuperación de los lagos de Concepción, pasa por conocer su estado actual, entender su funcionamiento, las presiones a las cuales están sometidos y la respuesta del sistema a estas presiones, en especial de los productores primarios (fitoplanctón) considerados como los principales indicadores de contaminación por nutrientes en los sistemas acuáticos.

Por lo anterior, es esencial identificar las especies causantes de las floraciones, su dinámica poblacional, los cambios en la comunidad de fitoplancton, por ejemplo antes, durante y después de una floración y entender los factores ambientales que favorecen su formación y desarrollo, en la estructura de la comunidad en general y en relación con la calidad del agua, así como conocer si existen metabolitos tóxicos que constituyan un potencial riesgo para los habitantes de Concepción. Esta información se considera necesaria para desarrollar estrategias de gestión que permitan a largo plazo la óptima utilización del recurso y de la calidad del agua de los lagos someros de Concepción.

Para lo anterior, y dado que este proyecto de tesis doctoral se desarrollo en el marco de varios proyectos de investigación (INNOVACHILE CORFO 10CREC-8453, VRID No. 212.310.062.1.0, FONIS SA13I20211), se resalta que las hipótesis y objetivos desarrollados en este proyecto, contribuyen desde la ficología (identificación taxonómica de géneros y especies formadoras de floraciones) y la limnología (factores que condicionan su formación) a recopilar información para la toma de desiciones en cuanto a la gestión y manejo de la contaminación de estos lagos. Esta información se integró con conceptos, metodologías y procedimientos de varias otras disciplinas (químicos, sociólogos, psicólogos, estadísticos, especialistas en educación ambiental, entre otros), con lo que se obtuvo una perspectiva general de la contaminación de los lagos y las consecuencias ambientales de esta problemática para la ciudad.

## HIPOTESIS

Las hipótesis planteadas para esta investigación son las siguientes:

H<sub>1</sub>: Las floraciones de fitoplancton, principalmente de cianobacterias, son favorecidas por diversas condiciones ambientales como elevadas concentraciones de nutrientes, altas temperaturas e intensidad de luz y estabilidad de la columna de agua. Si se presentan estas condiciones en los lagos urbanos someros de Concepción, entonces se espera la formación y desarrollo de floraciones, especialmente de cianobacterias en todos los lagos, y en periodos del año que propicien estas condiciones como la estación de verano.

H<sub>2</sub>: Existen floraciones de cianobacterias tóxicas en los lagos urbanos que producen microcistinas a niveles tales que podrían constituir un riesgo para la salud de los habitantes cercanos a los lagos y usuarios frecuentes a los mismos.

## OBJETIVOS

### Objetivo general

Conocer la dinámica de las floraciones de fitoplancton en los lagos urbanos de Concepción (Lo Galindo, Lo Méndez y Laguna Tres Pascualas), analizando la relación de estos eventos con las características limnológicas y ambientales de cada cuerpo de agua y sus consecuencias en la salud de la población.

### Objetivos específicos

1. Analizar las características limnológicas de los lagos urbanos, haciendo énfasis en los principales factores (físicos y biológicos) que están estrechamente relacionados con el desarrollo de las floraciones en las diferentes épocas del año (invierno, primavera, verano y otoño).
2. Identificar las especies generadoras de floraciones en cada lago, así como la frecuencia, intensidad y periodicidad de estos eventos en los lagos.
3. Determinar la presencia de floraciones tóxicas de cianobacterias en los lagos urbanos de Concepción y el posible riesgo para los habitantes ante el uso del cuerpo de agua.
4. Proponer diferentes acciones, procedimientos y métodos de control para el manejo de las floraciones en los lagos urbanos de Concepción.

## METODOLOGIA

### *Área de estudio*

Los lagos Lo Méndez (LM), Lo Galindo (LG) y Laguna Tres Pascualas (LTP) ( $36^{\circ} 48' 03''\text{S}$  y  $73^{\circ} 03' 03''\text{O}$ ) están ubicados en la ciudad de Concepción, Región del Biobío, Chile central, son lagos poco profundos (profundidad promedio de 3 m) de origen fluvial, relictos de meandros y paleocanales del río Biobío (Valdovinos, 2006) (Fig. 3).

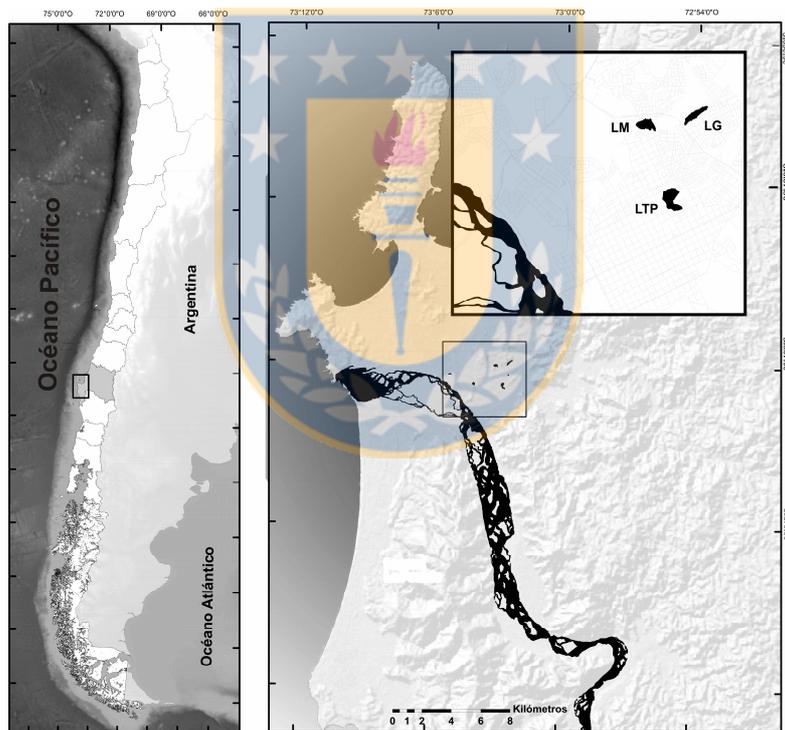


Figura 3. Ubicación de los lagos urbanos de Concepción.

### ***Diseño muestral***

En el año 2011 se realizó un premuestreo estacional en cada uno de los lagos, se tomaron muestras de diferentes parámetros fisicoquímicos y de fitoplancton en diferentes sitios de muestreo y a diferentes profundidades (superficie y fondo). Al realizar un análisis estadístico de los datos (conglomerados y ANOSIM a dos vías sitio de muestreo y profundidad) se determinó que en Lo Méndez y Lo Galindo no existían diferencias significativas entre los sitios de muestreo y en las diferentes profundidades, por lo que se decidió tomar solo una estación para muestras futuras. Sin embargo, en Laguna Tres Pascualas, se observaron diferencias entre las dos cubetas que conforman el lago, principalmente respecto a la comunidad de fitoplancton, por lo que se mantuvieron dos sitios de muestreo en este sistema. Finalmente, los lagos fueron monitoreados mensualmente desde diciembre del 2012 a diciembre del 2014. Solamente durante el 2013 se intensificó el muestreo, realizándolo cada quince días.

Las muestras fueron tomadas con una botella Niskin vertical de 2 L a dos profundidades (superficie y fondo), las que posteriormente se mezclaron en un recipiente plástico y obtuvo una muestra integrada de la columna de agua. Las muestras extraídas fueron fraccionadas para los diferentes análisis como se describe a continuación.

### ***Parámetros fisicoquímicos***

Los parámetros de calidad del agua temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH, conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), oxígeno disuelto ( $\text{mgL}^{-1}$ ) fueron medidos con una sonda multiparamétrica Hydrolab (Quanta) *in situ* en la columna del agua, la transparencia (cm) con un disco Secchi. Para los parámetros químicos se tomaron muestras de agua y trasladaron al laboratorio donde fueron analizados por espectrofotometría de absorción molecular y/o cromatografía iónica descritos en el Standard Methods 21nd Edition 2012; fósforo total (4500 P), ortofosfatos (4110 P), nitrógeno total

(4500-N C), nitrato (4110-NO<sub>3</sub>), nitrito (4110-NO<sub>2</sub>) y amonio (4500-NH<sub>3</sub>) (Tabla 8).

La temperatura ambiental (°C), velocidad del viento (ms<sup>-1</sup>) y radiación solar (Wm<sup>-2</sup>) fueron obtenidos por medio de la estación meteorológica Campbell CR 1000 ubicada en la Universidad de Concepcion, a menos de 3 km del lago.

Tabla 8. Parámetros asociados a las condiciones de calidad del agua

Parámetros	Metodología	Límite de detección
Nitrógeno Total	4500-N C Standard Methods 21th Edition. Espectrofotometría Absorción Molecular (EAM).	0,01 mg/L
Nitratos	4110-B Standard Methods 21th Edit. Determinación de aniones por cromatográfica iónica con suspensión química.	0,005 mg/L
Nitritos	4110-B Standard Methods 21th Edit. Determinación de aniones por cromatografía iónica con supresión química.	0,015 mg/L
Amonio	4500-NH <sub>3</sub> F. Standard Methods 21th Edition. EAM.	0,02 mg/L
Ortofosfato	4110 B Standard Methods 21th Edition. Determinación de aniones por cromatografía iónica con supresión química	0,040 mg/L
Fósforo Total	4500 P B Standard Methods 21th Edit. EAM	0,01 mg/L

### **Comunidad de fitoplancton**

Las muestras de fitoplancton fueron tomadas por medio de arrastres en cada lago con una red de plancton de 20 µm de diámetro de malla. Para el análisis cuantitativo se tomaron muestras con una botella Niskin vertical como se describió anteriormente. Las muestras fueron fijadas en solución lugol al 1 % y una fracción mantenida en fresco hasta su observación, para facilitar la identificación. Se cuantificó el número de células de microalgas por el método de Utermöhl (1958) a partir de cámaras de sedimentación de 5 y 10 ml de volumen en un microscopio invertido (Zeiss Axiovert 35). La cuantificación de células se realizó por campos de

observación, escogidos al azar, la cantidad dependió de la frecuencia de las especies presentes en la muestra. En cada campo se contabilizaron todas las células encontradas, con un mínimo de 400 células por muestra (Elosegi & Sabater, 2009) y 100 individuos de la especie más frecuente. En el caso de las cianobacterias (p.e. *Microcystis*), fueron desintegradas las colonias por el método de hidrólisis alcalina. Este método consistió en diluir 2 a 3 ml de muestra en agua destilada (20-30 %), con 3 o 4 gotas de hidróxido de potasio (KOH) 1 M, y posteriormente sometidas al baño maría (80 - 90 °C) durante aproximadamente 45 min, seguido por una mezcla intensiva, se observó periódicamente al microscopio hasta identificar la disgregación completa de las colonias (Lawton et al., 1999; Bellinger & Sigeo, 2010). Se cuantificó el número de células al microscopio con un aumento de 400x utilizando una cámara de Neuwaher, los resultados obtenidos en el recuento se expresaron como células por mililitro (cel. L<sup>-1</sup>).

La identificación taxonómica se realizó hasta en nivel de género y/o especie siguiendo la clasificación a nivel de división descrito por Reynolds (2006). La identificación de los organismos se realizó hasta el nivel más bajo posible, lo anterior se realizó mediante el uso de literatura especializada de Parra et al. (1982); Rumrich et al. (2000); Komárek & Anagnostidis (2000; 2005); Bock et al. (2011); Krienitz & Bock (2012), Leliaert et al. (2012); Komárek (2013); Choi et al. (2013).

La determinación de la clorofila-a se realizó filtrando 250 ml de muestra, en un filtro de celulosa (0,45 µm de diámetro de poro), la clorofila se extrajo con 20 ml de acetona al 90 %, la lectura se realizó 24 horas después para la extracción total del compuesto. La determinación se realizó mediante filtración por membrana, con un fluorómetro (10-AU Turner Designs) (Welschmeyer, 1994).

### **Concentración de microcistinas**

Para caracterizar y cuantificar la concentración de microcistinas se tomaron muestras integradas en cada lago, las que fueron guardadas en botellas de vidrio

color ámbar de 1 L y trasladaron al laboratorio en condiciones de frío (4 °C) y oscuridad, posteriormente fueron analizadas por cromatografía líquida de alta presión (HPLC) con detector DAD Agilent 1100 y confirmadas por espectrometría de masa (MS). Las muestras se sometieron a 3 ciclos de congelado-descongelado con el fin de lisar las células para liberar las toxinas. Se filtraron 600 ml en una bomba de vacío con filtros de 0,45 µm de diámetro de poro, cada vez que el filtro se colmataba fue cambiado. La extracción en fase sólida se realizó con una columna C-18 (54 µm, 6 mL) y 1 ml de metanol (90 %). La separación fue llevada a cabo usando una columna RP 18 Lichrospher 100 (5 µm de poro, 150 x 4,6 mm) y un sistema de eluentes (fase móvil: eluyente A agua Milli Q y eluyente B acetonitrilo, ambos con 0,05 % de TFA) durante 20 min (ISO 20179:2005). El volumen de inyección fue 20 µL con un flujo de 1 ml min<sup>-1</sup>. La detección UV se realizó a 238 nm y el espectro de absorción de cada pico se analizó en el rango de 200-300 nm (ISO 20179:2005).

La presencia de los congéneres MC-RR, MC-YR, MC-LR y MC-LA en las muestras fue confirmada por la comparación de los tiempos de retención de los picos con estándares que fueron conseguidos en el laboratorio Abraxis (USA). Las concentraciones de microcistina en las muestras se cuantificaron sobre la base de las curvas de calibración. La microcistina total fue la suma de los cuatro congéneres. El límite de detección (LD) para cada congéneres se obtuvo utilizando la desviación estándar (DS), la pendiente y el valor del intercepto (b) a partir del ajuste de la curva de calibración (sx/y). El LD se obtuvo como la concentración correspondiente a la respuesta calculada utilizando el valor del intercepto del ajuste de calibración más tres veces la DS del ajuste (LDS = b + 3 \* sx/y). El límite de cuantificación (LC) se obtuvo como la concentración correspondiente a la respuesta calculada utilizando el valor del intercepto del ajuste de calibración más diez veces la desviación estándar del ajuste (LDS = b + 10 \* sx/y). Esta respuesta fue interpolada en la curva de calibración para obtener la mínima concentración detectable. Los valores de LD y LC para cada congéneres de microcistina fueron MC-LA (LD=0,3 µgL<sup>-1</sup> y LC=0,6 µgL<sup>-1</sup>), MC-YR (LD=0,1 µgL<sup>-1</sup>, LC=0,4 µgL<sup>-1</sup>), MC-LR (LD=0,2 µgL<sup>-1</sup>, LC=0,4 µgL<sup>-1</sup>), MC-RR (LD=0,2 µgL<sup>-1</sup>, LC=0,4 µgL<sup>-1</sup>).

Los resultados obtenidos fueron confirmados mediante un espectrofotómetro LCMS-2020 SHIMADZU. La separación cromatográfica se realizó de la misma forma y bajo las mismas condiciones como se describió anteriormente. Los datos de LC-MS fueron suavizados antes de la integración de un pico automático en cromatogramas de iones extraídos (EIC) creados en una exactitud de masa de 10 mDa, usando rutinas internas construidas utilizando software DataAnalysis (Bruker Daltonik GmbH). Las definiciones cromatográficas traza se basaron en las medidas de masas de MC-LR, MC-RR y MC-YR.

### ***Análisis estadístico de los datos***

La comunidad de fitoplancton se describió mediante la identificación de todos los taxones de la comunidad a nivel de clase y determinaron diferentes índices biológicos como la abundancia relativa, riqueza de taxa (índice de Margalef,  $d$ ) y diversidad (índice Shannon Wiener,  $H'$ ). Además, los taxones que representaron más del 5 % de la abundancia total de fitoplancton en cada lago, se clasificaron en grupos funcionales según la clasificación funcional de especies (FGs) propuesto por Reynolds et al. (2002) y modificado por Padisák et al. (2009) y la clasificación basada en la morfología (MBFGs) propuesta por Kruk et al. (2010).

Los datos fueron analizados con estadística descriptiva y multivariada, para lo cual se efectuó un análisis de conglomerados con los que se identificaron los lagos más parecidos en cuanto a sus parámetros físicos, químicos y comunidad fitoplanctónica (Clarke, 1993). Con el fin de determinar diferencias entre las comunidades presentes en y entre lagos y a nivel temporal se realizó un análisis de ordenamiento multidimensional no-métrico (MDS). Previamente, los datos de abundancia fueron transformados a  $\log(n+1)$  y se utilizó el índice de Bray Curtis (Clarke & Warwick, 2001). Se calculó el índice de diversidad de Shannon- Wiener ( $H'$ ), riqueza de especies de Margalef ( $d$ ) y equidad de Pielou ( $J'$ ) para la comunidad de microalgas.

La significancia estadística de las agrupaciones obtenidas con este análisis de agrupamiento se evaluó mediante el análisis de SIMPROF. Se determinaron

diferencias entre las variables estudiadas entre los lagos y a nivel temporal mediante el análisis ANOSIM (Clarke & Warwick, 2001). Para identificar los factores que influyeron en las características físicas y químicas de cada lago se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA), la relación de estos parámetros con la comunidad fitoplanctónica se analizaron con un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA).

Mediante regresión lineal múltiple se identificaron los factores que influyeron en la abundancia de las microalgas formadoras de floraciones. Una correlación de Pearson permitió determinar asociaciones significativas entre la abundancia de estas y las características limnológicas estacionales anuales. Todos los datos fueron analizados los programas R versión 2.14.1 y Primer 6.0 (Clarke & Gorley, 2001).



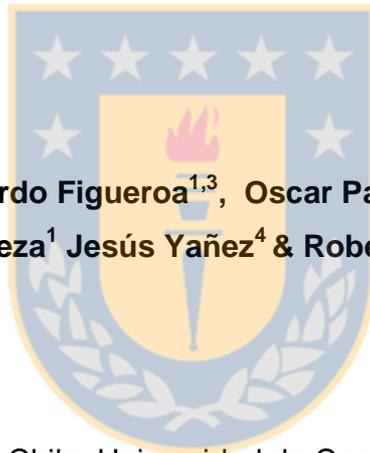
## **CAPITULO 1.**

# **CARACTERISTICAS LIMNOLOGICAS Y FLORACIONES DE FITOPLANCTON DE LOS LAGOS URBANOS DE CONCEPCIÓN**



## **CAPÍTULO 1.1.**

### **BASES LIMNOLÓGICAS PARA LA GESTIÓN DE LOS LAGOS URBANOS DE CONCEPCIÓN, REGIÓN DEL BÍO BÍO, CHILE**



**Viviana Almanza<sup>1,2</sup>, Ricardo Figueroa<sup>1,3</sup>, Oscar Parra<sup>1</sup>, Ximena Fernández<sup>1</sup>,  
Carolina Baeza<sup>1</sup> Jesús Yañez<sup>4</sup> & Roberto Urrutia<sup>1,3</sup>**

<sup>1</sup> Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción (UdeC)

<sup>2</sup> Doctorado en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Ambientales, UdeC

<sup>3</sup> Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería, UdeC

<sup>4</sup> Municipalidad de Concepción

Aceptado Latin American Journal of Aquatic Research

## RESUMEN

Se estudiaron las características morfológicas y las variables físicas y químicas de cuatro lagos urbanos de Concepción (Chile) durante un periodo de tres años (2011-2013). Los resultados muestran que los lagos se encuentran en un proceso de eutrofización avanzada, por la excesiva carga de nutrientes (principalmente fósforo y nitrógeno), además de presentar altas concentraciones de coliformes fecales y totales en la columna de agua y metales pesados en los sedimentos. El análisis de componentes principales, indica que el fósforo total, amonio, pH, transparencia, conductividad y clorofila-a son las variables que mejor explican las condiciones del agua de todos los lagos estudiados. Se recomienda orientar las acciones de gestión de los lagos en disminuir el aporte y la concentración de fósforo total, sin embargo y dependiendo de las particularidades de cada lago deben ser aplicadas otra serie de medidas complementarias que ayuden a revertir la situación actual de estos sistemas acuáticos. Este trabajo contribuye a la generación de conocimiento limnológico que facilita la toma de decisiones en materia del uso y gestión ambiental de los lagos urbanos de Concepción.

**Palabras clave:** lagos urbanos, eutrofización, limnología, gestión ambiental, Chile.

## INTRODUCCIÓN

Uno de los principales usos del suelo que transforman el ambiente de forma drástica e irreversible es la construcción de ciudades. La urbanización modifica la mayoría de los componentes de la cuenca hidrográfica de los ecosistemas acuáticos, alterando especialmente su hidrología, calidad del agua, la calidad del hábitat físico, conectividad hidrológica, procesos ecológicos y la biodiversidad (Chin, 2006; Hughes et al., 2014).

Los sistemas lénticos presentes en las ciudades denominados, “ponds” y/o lagos urbanos, pueden ser de origen natural o artificial, de pequeño tamaño (con una superficie menor a 10 km<sup>2</sup>) y poca profundidad promedio (<5 m) (Brich & McCaskie, 1999; Novoa et al., 2006). En menor cantidad se presentan lagos profundos y de gran tamaño que fueron rodeados por las ciudades al expandirse. Dada la complejidad de su cuenca son estructural y funcionalmente diferentes al común de los lagos (Novoa et al., 2006). Estos lagos constituyen un importante elemento paisajístico en las ciudades, incrementan la calidad de vida de los habitantes y prestan diferentes servicios ecosistémicos como regular el clima urbano, servir de sumideros de aguas lluvias, zonas de pesca y acuicultura, así como fuentes de agua potable y hábitat para una variedad de especies de flora y fauna (Kung & Ying, 1991; Bolund & Hunhammar, 1999; Meerhoff et al., 2002; Robitu et al., 2006; Martínez et al., 2008; Oertli et al., 2009). También proporcionan otros beneficios para la sociedad, entre los que se incluyen valores recreacionales y culturales (Bolund & Hunhammar, 1999; Gledhill & James, 2012), además de aportar plusvalía a sectores aledaños y a la ciudad. Por lo anterior, la presencia de lagos en las ciudades hoy se considera un indicador de sustentabilidad y de salud de la ciudad (Barica, 1992).

Debido a que la cuenca de los lagos urbanos hace parte de la ciudad, los problemas ambientales de las áreas metropolitanas los afectan y hacen vulnerables a cambios en el litoral, la columna de agua y los sedimentos. Principalmente, la calidad del agua se ve afectada a través de la acumulación de nutrientes y otros contaminantes, por lo que en su mayoría se encuentran

eutrofizados (Brich & McCaskie, 1999; Verma et al., 2011), siendo un problema en varias ciudades del mundo debido a que pueden llegar a convertirse en un riesgo para la salud humana por la presencia de floraciones tóxicas, así como por altas concentraciones de bacterias y metales pesados (Flores, 2008; Verma et al. 2011).

En la ciudad de Concepción (Centro Sur de Chile), se encuentra un sistema de cinco lagos separados entre sí por una distancia inferior a 2 km (Valdovinos, 2006). Estos lagos son importantes componentes del paisaje urbano y patrimonio de la ciudad, al ser utilizados por los habitantes de Concepción para realizar actividades de recreación principalmente en sus riberas. En los últimos años el agua de los lagos se ha utilizado para suplir situaciones de emergencia en la ciudad, tanto para la extinción de incendios en época de verano, como para consumo. Se estima que el 70 % de los habitantes de Concepción se abastecieron de agua de los lagos urbanos posterior al terremoto y tsunami del 2010, para suplir diversas necesidades básicas, hasta que el servicio de distribución de agua en la ciudad fue restablecido. Los lagos se utilizan también como reservorio de aguas lluvias de la ciudad, descargas de aguas residuales, botaderos de basura y de escombros post-terremoto, entre otros. Actualmente no existen directrices claras sobre los usos del recurso agua y de los sistemas en general para la ciudad. De acuerdo con lo anterior, se requiere conocer el estado actual de los lagos urbanos de Concepción, generando información base para establecer sus usos (actuales y futuros) y acciones (procedimientos, métodos) para su gestión ambiental. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el estado actual de los lagos urbanos y realizar una caracterización limnológica de cada uno.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El área de estudio corresponde a cuatro lagos urbanos localizados en la ciudad de Concepción (Chile), Región del Biobío (36°46' y 36°51'S, 72°56'y 73°05'W): Laguna Redonda (LR), Laguna Tres Pascualas (LTP), Laguna Lo Galindo (LG) y Laguna Lo Méndez (LM) (Fig. 1). LTP, LG y LM son de origen fluvial, relictos de meandros y paleocanales del río Biobío, LR presenta un origen diferente, asociado

a procesos tectónicos que generaron el hundimiento de la superficie terrestre (Parra, 2009). Al estar separados del mar son clasificados como lagos, a pesar de su pequeño tamaño y profundidad (Strahler & Strahler, 1989). Todos estos sistemas han sido denominados comúnmente por los habitantes de la ciudad como lagunas adquiriendo este nombre para referirse a cada uno de ellos. Sin embargo, en este estudio consideramos como laguna a un sistema semi-cerrado, transicional entre ambientes dulceacuícolas y marinos, y generalmente separados del mar por una barra de arena (Strahler & Strahler, 1989), definición que no corresponde a los sistemas estudiados.

### **Morfometría y batimetría**

En todos los cuerpos de agua se realizaron levantamientos batimétricos mediante un Ecosonda marca Garmin modelo GPS map 178C y un Perfilador Acústico (Acoustic Doppler Current Profiler, ADCP) que permite capturar la señal del fondo mediante el efecto Doppler, registrando mediciones cada segundo. Se acoplaron las profundidades medidas con las cotas del terreno con un DGPS-RTK con corrección diferencial. Las interpolaciones espaciales se realizaron con el software ArcGIS. Los mapas batimétricos fueron digitalizados mediante una tablilla HIPAD Plus (Houston Instrument, Inc.), utilizando el programa AutoCAD 12 (Autodesk, Inc.). La determinación de los principales parámetros morfométricos se realizó siguiendo a Hutchinson (1957) y Wetzel & Likens (1991).

### **Caracterización limnológica y estado actual**

Columna de agua: Para realizar una caracterización limnológica y determinar el estado actual de los lagos se realizaron muestreos mensuales de la columna de agua durante un periodo de tres años (2011-2013). Se tomaron muestras integradas de la columna de agua a partir de muestras puntuales tomadas a dos o tres profundidades dependiendo del lago, en los someros (entre 20 cm y 1 m muestras superficiales, entre 1,5–2,5 m aproximadamente del medio y  $\geq 3$  m del fondo), en LR las muestras superficiales se tomaron entre 20 cm y 1 m, entre 7–9 m del medio y a 13 m del fondo. Las muestras fueron colectadas con una botella

Niskin (Hydro-Bioss 5 L). Se estableció un sitio de muestreo en LM, LR y dos en LG y LTP. Variables como temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH, conductividad ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ ), oxígeno disuelto ( $\text{mgL}^{-1}$ ) fueron medidos *in situ* con una sonda multiparamétrica (Hydrolab Quanta), la transparencia (m) con un Disco Secchi.

Las muestras de agua para las variables fósforo total (PT) y ortofosfato ( $\text{PO}_4$ ) ( $\text{mgL}^{-1}$ ) y los compuestos de nitrógeno (N-total, nitrato, nitrito y amonio) ( $\text{mgL}^{-1}$ ), fueron recolectados en frascos adecuados al análisis y se trasladaron en frío ( $4^{\circ}\text{C}$ ) para su posterior análisis, según los métodos descritos en el Standard Methods, 22nd Edit. (APHA, 2012): PT (4500 P),  $\text{PO}_4$  (4500 P), NT (4500-N C),  $\text{NO}_3$  (4500- $\text{NO}_3$ ),  $\text{NO}_2$  (4500- $\text{NO}_2$ ) y  $\text{NH}_4$  (4500- $\text{NH}_3$ ) (APHA, 2012). La determinación de la clorofila-a como una medida indirecta de la biomasa fitoplanctónica, se realizó filtrando 250 ml de muestra, el filtro fue incorporado en un frasco plástico oscuro con 20 ml de acetona al 90%, la lectura se realizó 24 horas después para la extracción total del compuesto. La determinación se realizó mediante filtración por membrana, con un fluorómetro 10-AU Turner Designs.

Descargas puntuales: Se identificaron las fuentes puntuales de aportes a los lagos que fueron catastradas en terreno con un GPS Garmin. Durante la temporada de lluvias (otoño e invierno) del primer año de estudio, se tomaron muestras de agua en cada entrada puntual y se evaluaron parámetros físicos y químicos como: pH, conductividad, NT, PT, aceites y grasas (gravimetría NCh 2312/6), coliformes fecales (filtración por membrana 9222 D Standard Methods) y totales (filtración por membrana 9222 B Standard Methods).

Sedimentos: Durante el primer año se obtuvieron muestras de sedimentos mediante una draga Van Veen. Las muestras fueron refrigeradas en bolsas plásticas y trasladadas al laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA-Chile, para la determinación de materia orgánica (por gravimetría), nitrógeno orgánico y fósforo total (por espectroscopía de absorción molecular) y la concentración de metales pesados en sedimentos superficiales medidas con

espectrofotometría de absorción atómica, cadmio (Cd) (digestión ácida según método EPA 3050-B), plomo (Pb) (digestión según método EPA 3050-B), mercurio (Hg) (digestión según método EPA 3050-B), zinc (Zn) y cobre (Cu) (3111 B Standard Methods).

Además se estimó la composición del tamaño de las partículas mediante un tubo de decantación digital. El diámetro medio y los parámetros de dispersión (selección y asimetría) fueron estimados utilizando el método de Folk & Ward (1957). El potencial oxido-reducción fue medido *in situ* con un Medidor potencial redox Hanna modelo HI-8424, calibrado con una solución patrón de + 220 mV.

### **Análisis estadístico**

Los datos tomados durante los tres años de estudio en la columna de agua fueron analizados por lago, entre lagos y a una escala temporal. Diferencias y similitudes entre las características de la columna de agua de cada lago estudiado se establecieron a través de métodos multivariados de ordenación y clasificación. Se utilizó el análisis ANOSIM de dos vías para establecer las diferencias estadísticamente significativas entre los lagos, las estaciones del año y los años muestreados. A partir de estos resultados se realizaron promedios estacionales anuales de cada variable para cada lago, y se aplicó el análisis de componentes principales (PCA), para determinar las variables que explican mejor las características de cada cuerpo de agua. Para estos análisis se obtuvo una matriz de coeficientes de correlación  $r$  y se empleó el test de esfericidad de Bartlett.

El estado trófico de cada uno de los lagos se determinó mediante la aplicación del índice de estado trófico, TSI (Trophic State Index TSI, Carlson, 1977), que se basa en los parámetros de clorofila-*a*,

$$TSI(CLa) = 9,81 \ln(CLa) + 30,6$$

fósforo total

$$TSI(PT) = 14,42 \ln(PT) + 4,15$$

y transparencia con disco Secchi

$$TSI(DS) = 60 - 4,41 \ln(DS).$$

Las concentraciones obtenidas de estos parámetros también fueron comparadas con la clasificación trófica propuesta por la Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OCDE) (Vollenweider & Kerekes, 1982), en donde determinan un cuerpo de agua como eutrófico cuando el PT está en concentraciones entre 35 a 100  $\mu\text{g L}^{-1}$ , la clorofila-a entre 8 a 25  $\mu\text{g L}^{-1}$  y la transparencia entre 3 a 1,5 m. Cuando un cuerpo de agua supera estos valores es considerado hipereutrófico.

Para observar asociaciones entre los sedimentos, las descargas puntuales y la columna de agua, se realizaron correlaciones de Pearson. Se realizó un modelo de regresión lineal múltiple para obtener la relación entre las variables que influyen en las condiciones de la columna de agua (dependientes o de respuesta) en función de otras variables predictoras. El modelo se realizó con el fósforo total como variable dependiente, debido a que esta variable cumplió con todos los supuestos de un modelo de regresión lineal. Para la construcción se utilizó un  $n=74$  y se seleccionaron las variables mediante el método de eliminación descendente (Backward elimination), en donde el intercepto resultó ser no significativo con un  $P$ -valor = 0,58. Una vez que se definieron las variables con mayor influencia en el fósforo total, se obtuvieron los parámetros de regresión, coeficientes de determinación múltiple, desviación típica de la variable dependiente y de regresión. Obteniendo el siguiente modelo:

$$Y = \beta_1 * \ln X_{i1} + \beta_2 * \ln X_{i2} + \beta_3 * X_{i3} + \beta_4 * X_{i4} + \varepsilon$$

Los parámetros estructurales ( $\beta$ ) fueron estimados a partir del método de mínimos cuadrados ordinarios (MCO). Se trabajó a un nivel de 5% de significancia estadística. El modelo fue validado a partir de los siguientes supuestos: contraste de normalidad de los residuos (hipótesis nula ( $H_0$ ): el error se distribuye normal, (con valor  $P=0,31$ ), contraste de no autocorrelación (Durbin-Watson) ( $H_0$ : la autocorrelación es cero, con valor  $P = 0,35$ ), contraste de heterocedasticidad de Breusch-Pagan ( $H_0$ : no hay heterocedasticidad, con valor  $P = 0,43$ ), factores de inflación de varianza (FIV) para las variables predictoras. Todo lo anterior se

realizó con el software Primer, R-Project y SPSS.

## **RESULTADOS**

### **Morfometría y batimetría**

Los lagos LM, LG y LTP tienen una profundidad promedio  $<5$  m por lo que se clasifican como someros o poco profundos, mientras que LR constituye el único lago profundo de este sistema de lagos, con 14 m de profundidad máxima (Fig. 2). Este lago tiene forma circular y está compuesto por una cubeta de fondo plano y pendientes similares. LG y LM presentan características batimétricas similares conformadas por una planicie que ocupa la mayor extensión de sus respectivas cubetas, LTP tiene forma arriñonada, con dos cubetas de fondo plano. Las cuencas de mayor tamaño corresponden a los lagos LG y LTP, esta última presentó el mayor tamaño y volumen, y las de menor tamaño a LM y LR (Tabla 1). La relación área cuenca/área lago de todos los sistemas estudiados presentaron valores que oscilan entre 1,3 y 1,6 indicando que la interacción entre los distintos cuerpos de agua y su cuenca de drenaje es similar. En LG los aportes correspondientes a los colectores de aguas lluvias de la ciudad (cuenca indirecta), genera un aumento de esta relación hasta diez veces. En este lago la relación área cuenca/volumen también fue mayor, mientras que en LTP, LM y LR presentaron valores bajos de este índice.

### **Caracterización limnológica y estado actual**

Los parámetros medidos en la columna de agua, las descargas puntuales y los sedimentos se muestran en la tabla 2. La LR presentó un periodo de estratificación térmica durante el verano con variaciones en la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto, mostrando condiciones anóxicas en el hipolimnion.

Los lagos LG, LM y LTP, mostraron una mezcla completa de la columna durante todo el año, en verano LM y LTP pueden presentar una variación térmica de no más de  $2^{\circ}\text{C}$  entre la superficie y la zona profunda, la que no es suficiente para mantener el cuerpo de agua estratificado (Fig. 2). Durante las siguientes estaciones del año la temperatura promedio varió con respecto a la temperatura

ambiente en el ciclo anual típico de ecosistemas acuáticos de zonas templadas (Fig. 3). Estas variaciones en la temperatura y otras variables fisicoquímicas como clorofila-*a*, NT, NH<sub>4</sub>, PT, generaron diferencias significativas en las características de la columna de agua entre las estaciones del año ( $R_{\text{global}}=0,36$ ;  $P < 0,05$ ), causadas principalmente por su disminución durante el periodo de invierno ( $R_{(I-O)}=0,52$ ;  $P < 0,05$ ), ( $R_{(I-P)}=0,45$ ;  $P < 0,05$ ), ( $R_{(I-V)}=0,68$ ;  $P < 0,05$ ).

En la LR las diferencias entre el epilimnion y el hipolimnion se hicieron cada vez menores hasta la ruptura de la estratificación térmica durante el otoño y la mezcla completa de la columna, generando que durante esta época, invierno e inicios de la primavera las condiciones fisicoquímicas del lago sean similares a las que se encuentran en LM y LTP. El Análisis de Componentes Principales (ACP) (Fig. 4a) identificó un grupo conformado por la LR en verano de los tres años estudiados, asociado a la temperatura y transparencia del agua. También se diferenció un grupo determinado por LG asociado principalmente a las concentraciones de NO<sub>2</sub>, PT, OD y clorofila-*a*. Este lago presentó condiciones significativamente diferentes con respecto los otros ( $R_{\text{global}}=0,5$ ;  $P < 0,05$ ), generadas por las mayores concentraciones promedio de nutrientes como PT y NT. El ACP indicó que el PT, clorofila-*a*, la transparencia, explican el 28,9% de la varianza de los datos relacionados con el eje 1 y el NH<sub>4</sub>, pH y la conductividad (18,7 % en el eje 2), son las variables que mejor explican las condiciones del agua de todos los lagos estudiados. Estas variables cambian en importancia en cada lago generando particularidades para cada uno de ellos.

La concentración de coliformes fecales y totales en LM, LTP y LG indicaron contaminación fecal en estos lagos (Tabla 2). Las mayores concentraciones se registraron durante la estación de invierno. En la LR se registraron menores concentraciones de coliformes totales (promedio 49.010,82 NMP/100 mL) y fecales (promedio 39.483,25 NMP/100 mL) y las mayores en LTP 364.186,67 NMP/100 mL y 197.602,22 NMP/100 mL respectivamente. Los coliformes totales se correlacionaron positivamente con la concentración de PT ( $r_{\text{Pearson}} = 0,86$ ;  $P < 0,05$ ), nitrógeno total ( $r_{\text{Pearson}} = 0,75$ ;  $P < 0,05$ ) y el oxígeno disuelto ( $r_{\text{Pearson}} = 0,81$ ;  $P < 0,05$ ) en la columna de agua.

Los resultados del índice de Carlson y la comparación con las concentraciones determinadas por la OCDE, muestran que el estado trófico de LR es eutrófico y el de lagos someros (LTP, LG y LM) varió de eutrófico a hipereutrófico, LM permaneció hipereutrófico durante los tres años estudiados, LTP fue HI solo durante el 2013, mientras que LG estuvo EU durante el 2013 ( $R_{\text{global}}=0,02$ ;  $P > 0,05$ ) (Tabla 3).

En todos los cuerpos de agua evaluados se identificaron entradas puntuales, principalmente en LTP y en menor medida LM, LG y LR (Fig. 2), los que constituyen colectores de aguas lluvias y descargas de efluentes domésticos. Por estas entradas, se vierten altas concentraciones de nutrientes y coliformes fecales y totales. Sin embargo, solamente se evidenció una correlación positiva entre la descarga del PT y la concentración de coliformes fecales y totales en la columna de agua (Pearson=0.60;  $P < 0,05$ ).

Todos los lagos poseen un tamaño medio de las partículas que corresponde a texturas limosas. En LTP se encontraron dos tipos de tamaño medio de partículas: limo fino (7,3  $\phi$ ) y limo grueso (5,9  $\phi$ ). En LG, LM y LR los tamaños fueron similares (entre 6,4 y 6,3  $\phi$ ) por lo que se clasificaron como limo medio. De acuerdo al parámetro de selección se ubican en el rango de “pobremamente seleccionados”, son positivamente asimétricos lo que indica tendencia a sedimentos finos. Los sedimentos tuvieron un alto contenido de nutrientes (PT y NT), materia orgánica y metales pesados, siendo la LTP la que presentó las mayores concentraciones y la LR las menores, sin embargo, estas diferencias no fueron significativas (ANOSIM  $R_{\text{global}}=0,11$ ;  $P > 0,05$ ). El PCA indicó que el PT, NT y los metales pesados (Zn y Cu) son las variables que mejor explican las condiciones del sedimento de todos los lagos urbanos estudiados con un 80,5% de la explicación de la varianza entre los ejes 1 y 2 (Fig. 4b). La materia orgánica total se correlacionó positivamente con la concentración de Cd ( $r_{\text{Pearson}}=0,91$ ;  $P < 0,05$ ), Pb ( $r_{\text{Pearson}}=0,50$ ;  $P < 0,05$ ), Cu ( $r_{\text{Pearson}}=0,51$ ;  $P < 0,05$ ).

Se observaron valores de potencial redox reductor entre -160,6 mV en LG a -266,0 mV en LR. Valores ~200 mV, corresponden al límite determinado en sedimentos que separa de una condición de oxidación ( $\text{Fe}^{3+}$  y asociado a  $\text{PO}_4^{3-}$ ; insoluble) a

una condición de reducción ( $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ ; soluble) (Kalff, 2002), indicando que el  $\text{PO}_4^{3-}$  y otros nutrientes son liberados del sedimento, condición típica de sedimentos de sistemas eutróficos.

### **Bases para la gestión de los lagos urbanos**

La relación entre las variables medidas en todos los lagos fue explorada mediante un modelo de regresión lineal múltiple con el que se determinó que la concentración de PT es modificada significativa y positivamente por la concentración de clorofila-a y NT y negativamente por el  $\text{NO}_2$  y OD con una precisión de  $R^2 = 0,90$  (Tabla 4).

## **DISCUSIÓN**

### **Caracterización y estado actual de los lagos urbanos**

El sistema de lagos urbanos de Concepción está conformado por un lago profundo (LR) y tres lagos someros o poco profundos (LG, LM y LTP), estos lagos experimentan un proceso de eutrofización a hipereutrofización por el aporte de nutrientes desde la cuenca urbana y el sedimento. En los tres lagos someros el estado trófico varió durante los años estudiados presentando altas concentraciones de clorofila-a ( $>25,3 \mu\text{g L}^{-1}$ ), PT y NT (en promedio  $0,17 \text{ mg L}^{-1}$  y  $1,72 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente) y escasa transparencia del agua ( $<1,49 \text{ m}$ ), en contraste, el lago profundo de LR mantuvo un estado eutrófico durante todo el periodo de estudio, con menor clorofila-a ( $20,23 \mu\text{g L}^{-1}$ ), mayor transparencia del agua ( $2,52 \text{ m}$ ) y menor concentración de PT ( $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ ) y NT ( $0,71 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Durante el verano LR presentó una estratificación térmica (con  $24 \text{ }^\circ\text{C}$  de temperatura superficial y  $10^\circ\text{C}$  en el fondo), mientras que en los lagos someros de LG, LM y LTP la columna de agua se encontró mezclada. La profundidad de los lagos genera variaciones en el funcionamiento del sistema (Scheffer, 1998). Estudios previos han mostrado que la mezcla constante de la columna de agua se genera por la influencia del viento, que además influye en la resuspensión de los sedimentos y en el mantenimiento de los nutrientes en suspensión accesibles para los productores primarios, siendo más productivos que los lagos profundos

(Wetzel, 2001; Padisák & Reynolds, 2003; Havens et al., 2004).

El PT, el  $\text{NH}_4$ , pH y la conductividad fueron determinados como las variables que explican las condiciones de la columna del agua en todos los lagos de Concepción, que a su vez se reflejan en la baja transparencia del agua y la alta productividad (clorofila-a). Cambios estacionales de estos parámetros influyeron en la variabilidad de las características limnológicas en cada lago principalmente durante el verano, con el aumento en la temperatura promedio del agua, la clorofila-a y la concentración de nutrientes, generando un efecto estacional en la dinámica de nutrientes y en su estado trófico, estas variaciones están determinadas en gran medida por las características meteorológicas típicas de las estaciones en las zonas templadas (Zhen-Gang, 2007). En LR, la ruptura de la estratificación térmica en invierno, parte del otoño y primavera, que mezcla la columna de agua, genera características fisicoquímicas similares a los lagos someros.

La presencia y abundancia de coliformes fecales y totales indicó la contaminación bacteriana en los lagos, principalmente en los someros. Durante las precipitaciones de invierno ingresan altas concentraciones a los cuerpos de agua, sin embargo, no se encontró una correlación como se esperaba entre estos aportes y la concentración de bacterias en los sistemas, al parecer existe un efecto de dilución de las bacterias una vez ingresan al lago, lo que podría estar determinado por la sobrevivencia en el medio, el flujo de agua y el tiempo de residencia de cada lago.

El aporte de nutrientes y coliformes desde cuencas urbanas ha sido determinado como uno de los principales generadores de la eutrofización y la contaminación fecal de los lagos urbanos, los que provienen del desbordamiento de aguas residuales y sistemas sépticos defectuosos de la ciudad, excrementos de las aves acuáticas y la escorrentía de fertilizantes de jardines adyacentes (Schueler & Simpson, 2001; Flores, 2008; Hughes et al., 2014). Estas situaciones descritas coinciden con lo observado en los cuerpos de agua estudiados, donde las entradas puntuales evaluadas presentaron altas concentraciones de nutrientes y de coliformes fecales. Otras posibles fuentes de contaminación corresponden a

aportes de aguas subterráneas ricas en metales pesados, partículas de combustión interurbana e incendios de bosques en las cuencas aledañas a la ciudad (González et al., 2009).

El aporte interno de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua incrementa la eutrofización de estos sistemas constituyendo una fuente interna de contaminación (Søndergaard et al., 1999). En los lagos someros de LG, LM y LTP, la relación entre el área expuesta de sedimento y el volumen, podría determinar los aportes de nutrientes a la columna de agua, debido a que se genera un mayor intercambio en comparación con los lagos profundos (Havens et al., 2004; Zhen-Gang, 2007). El tamaño de las partículas de sedimento de limo también favorece su resuspensión (Horowitz & Elrick, 1987). En el caso de LG la remoción de sedimento desde el fondo está influenciada por otros factores externos como la presencia de “estatuas flotantes” adosadas a sistemas de fondeo que son arrastrados por el viento.

La presencia de metales pesados en los sedimentos de estos lagos urbanos fue estudiada por González *et al.* (2009), quienes determinaron que en los lagos someros de LM, LG y LTP habría un enriquecimiento no natural de Cu, Pb y Zn (comparado con otras matrices como referentes regionales), los que provendrían de contaminación difusa aportada desde la cuenca. En comparación a los resultados de González *et al.* (2009), se registró una mayor concentración de Zn y de materia orgánica y concentraciones de Cu y Pb iguales o menores. Al igual que los nutrientes los metales podrían haber sido aportados desde las cuencas por diferentes actividades comerciales e industriales (eg. talleres mecánicos y de madera), así como por el ingreso de aguas lluvias que lavan las carreteras adyacentes.

El tamaño de la partícula y la composición del sedimento influyen en la concentración de metales pesados en los sedimentos (Horowitz & Elrick, 1987). Una correlación significativa y positiva entre el Cd, Pb, Cu y la materia orgánica fue observada en los lagos estudiados, según Lin & Chen (1998), sedimentos con altos contenidos de materia orgánica pueden tener altas concentraciones de metales pesados, debido a que la materia orgánica presente aumenta la

capacidad de adsorción de los metales.

En LR se encontró la menor concentración de metales pesados, nutrientes (tanto en la columna de agua como en el sedimento) y coliformes fecales y totales. La condición de lago profundo pudo contribuir a su condición de menor eutrofización con respecto a los lagos someros, debido a que durante la estratificación térmica, los nutrientes se encuentran atrapados en el sedimento, mientras que en los lagos someros sometidos a la mezcla vertical los sedimentos aportan nutrientes a la columna de agua que estarían disponibles durante todo el año. La fuente interna de nutrientes constituye uno de los mayores problemas de eutrofización de estos ecosistemas, razón por la que suelen presentar síntomas de eutrofización en mayor medida que los lagos profundos (Zhen-Gang, 2007).

La cuenca de los lagos urbanos de Concepción ha sido alterada por el progresivo cambio en los usos y coberturas del suelo producto del crecimiento urbano. Las intervenciones efectuadas en los márgenes han provocado la desaparición de la vegetación de ribera, siendo en su mayoría reemplazada por césped y estabilizaciones artificiales de la línea de costa. En todos los cuerpos de agua existen descargas de aguas lluvia de la ciudad y de aguas servidas no autorizadas, así como acopio de basura, todo lo anterior permite la entrada de sedimentos, nutrientes y demás contaminantes hacia los cuerpos de agua.

Los efectos de la contaminación por nutrientes en los lagos urbanos de Concepción han sido observados desde décadas anteriores con la mortandad masiva de peces en LTP, LG y LR (Parra et al., 1986; Parra, 2009), presencia de floraciones de cianobacterias y dinoflagelados en LG, LR, LM y LTP (Parra et al., 1981; Neumann et al., 2000; Campos et al., 2005), disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua (Parra, 2009) y el crecimiento masivo de macrófitas en LTP (Sotomayor, 1999). Lo que se ha traducido en una disminución del valor estético y recreativo de estos cuerpos de agua, restringiendo las alternativas de uso y limitando las actividades que los ciudadanos pueden hacer entorno a estos sistemas.

## **Bases para la gestión de los lagos urbanos**

Los resultados muestran que la concentración de fósforo total se correlacionó con la concentración de NT, estos dos nutrientes pueden ser limitantes para el desarrollo de la biomasa de microalgas (clorofila-a) en un cuerpo de agua. El exceso de nutrientes registrado en los lagos de Concepción, explica la alta concentración de clorofila-a. A su vez, el oxígeno disuelto, que aumenta como consecuencia de la fotosíntesis, se identificó como una variable importante que modifica la concentración del fósforo en la columna de agua, y que se relaciona a su vez con su liberación desde los sedimentos. Debido a que las variables determinadas mediante el modelo de regresión lineal, han sido consideradas como indicadores de eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Carlson, 1977; Vollenweider & Kerekes, 1982; Carpenter, 2008), se recomienda concentrar los esfuerzos en reducir la concentración del fósforo total en la columna de agua y sedimentos, así como de las variables que modifican su concentración.

La reducción de las entradas de PT en los sistemas acuáticos se ha utilizado como un método efectivo de reducción de la eutrofización en lagos y embalses templados del hemisferio norte a largo plazo (Søndergaard et al., 1999; Jeppesen et al., 2007; Carpenter, 2008). Para la disminución de las cargas internas desde el sedimento, se pueden implementar diferentes medidas, como el sellado y/o remoción de los sedimentos, hasta la introducción controlada de macrófitas que además de contribuir con la reducción de la resuspensión, favorece la regeneración de hábitat y la reducción de los nutrientes en la columna del agua (Havens et al., 2004; Hilt et al., 2009). Mejoras en el flujo del agua, aireación de la columna de agua, recuperación de la ribera (arborización) y la implementación de humedales artificiales en las entradas puntuales (Scheffer et al., 1993; Jeppesen et al., 2007; Hilt et al., 2009; Chua et al., 2012) constituyen otra serie de medidas que podrían contribuir a disminuir el actual estado eutrófico de los lagos de Concepción. Para la implementación de procedimientos y/o métodos se deben considerar las particularidades de cada lago urbano en cuanto a su profundidad, variabilidad estacional y estado trófico.

Los usos actuales de los lagos urbanos de Concepción deben ser definidos por las

autoridades competentes, sobre la base de la información recopilada en este estudio, debido a que su actual estado de contaminación fecal y eutrofización podría constituir un riesgo para la salud de los habitantes cercanos a estos cuerpos de agua, que hacen actividades recreativas con contacto directo y/o para el abastecimiento de agua ante eventuales casos de emergencia. Según Andrés (2012) la calidad del agua de los lagos de Concepción, cumple con los parámetros establecidos por la norma Chilena de agua potable destinada al consumo humano (*i.e.*, NCh 409 y NCh 777/I), debido a que los parámetros que sobrepasan la norma, como los coliformes fecales y totales, pueden ser tratados por medio de tecnologías de potabilización para consumo humano durante al menos 3 días sin afectar el cuerpo de agua y mientras se resuelve la emergencia. Nuestros resultados sugieren una aproximación de mayor cuidado al considerar estos cuerpos de agua como potenciales reservas de agua potable para la ciudad, pues su actual estado limita su uso en el caso de no contar con tecnologías de potabilización rápidas y eficaces que faciliten la utilización del agua en caso de la emergencia.

Los valores actuales del índice trófico pueden ser usados como una línea base, ante una eventual acción de manejo y/o rehabilitación. Estos lineamientos deben ser considerados por los planificadores urbanos y los tomadores de decisiones, especialmente cuando se espera un crecimiento acelerado de la ciudad en las próximas décadas. Un mejor estado de los lagos urbanos en Concepción podría contribuir al uso eficiente y sustentable del paisaje urbano, del recurso agua, y a largo plazo contribuir a mejorar la calidad de vida de los habitantes.

## REFERENCIAS

- Andrés, B. 2012. Lagunas urbanas en Concepción. ¿Una fuente de agua para enfrentar emergencias? *Aidis*, 42: 17-20.
- APHA. 2012. Standard Methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, 541 pp.
- Barica, J. 1992. Sustainable management of urban lakes: A new environmental challenge. Central Canadian Symposium on Water Pollution Research, Burlington, Ontario, 211 pp.
- Bolund, P. & S. Hunhammar. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.*, 29: 293-301.
- Brich, S. & J. McCaskie. 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*, 395/396: 365-377.
- Campos, V. S. Lisperguer, J. Weckesser, A. Vera & D. Muñoz. 2005. Cyanobacteria and potential risks of toxicity in continental waters of Chile. *Bol. Micol.*, 20: 73-81.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22(2): 361-369.
- Carpenter, S.R. 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *PNAS*, 105(32): 11039-11040.
- Chin, A. 2006. Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology*, 79: 460-487.
- Chua, H.C., B.K. Tanb, C.H. Simc & M.K. Goyald. 2012. Treatment of base flow from an urban catchment by a floating wetland system. *Ecol. Eng.*, 49: 170-180.
- Flores, N. 2008. Urban Lakes: Ecosystems at risk, worthy of the best care. Proceedings of Taal 2007: The 12<sup>th</sup>. World Lake Conference., 1333-1337.
- Folk, R.L. & W.C. Ward. 1957. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *J. Sediment. Petrol.*, 27: 3-26.
- Gledhill, D.G. & P. James. 2012. Socio-economic variables as indicators of pond conservation value in an urban landscape. *Urban Ecosyst.*, 15: 849-861.
- González, E., V. Retamal, M. Medina, R. Ahumada & J. Hinojosa. 2009.

- Enriquecimiento, disponibilidad y contaminación de metales traza (Cd, Cu, Pb y Zn) en sedimentos de lagunas urbanas de Concepción-Chile. *Quim. Nova.*, 32(4): 902-907.
- Havens, K., B. Sharfstein, M. Brady, L.E. Therese, M.C. Harwell, R.P. Maki & A.J. Rodusky. 2004. Recovery of submerged plants from high water stress in a large subtropical lake in Florida, USA. *Aquatic Botany*, 78: 67-82.
- Hilt, S., K.V. Weyer, A. Köhler & I. Chorus. 2009. Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. *Restor. Ecol.*, 18:452-46.
- Horowitz, A. J. & K.A. Elrick. 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Appl. Geochem.*, 2: 437-451.
- Hughes, R.M., S. Dunham, K.G. Maas-Hebner, K.G. Hebner, C. Schreck, M. Harte, N. Molina, C.C. Shock, V.W. Kaczynski & J. Schaeffer. 2014. A review of urban water body challenges and approaches: Rehabilitation and remediation. *Fisheries*, 39(1): 18-29.
- Hutchinson, G.E. 1957. *A treatise on limnology geography, physics and chemistry*. John Wiley & Son Inc., New York, 1015 pp.
- Jeppesen, E., M. Meerhoff, B.A. Jacobsen, R.S. Hansen, M. Søndergaard, J.P. Jensen, T.L. Lauridsen, N. Mazzeo & C.W. Branco. 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 581: 269-285.
- Ji, Z.G. & K.R. Jin. 2006. Gyres and Seiches in a large and shallow lake. *J. Great Lakes Res.*, 32: 764-775.
- Kalff, J. 2002. *Limnology*. Prentice-Hall, Inc., Ontario, 592 pp.
- Kung, H.T. & L.G. Ying. 1991. A study of lake eutrophication in Shanghai. *Geogr. J.*, 157(1): 45-50.
- Lin, J.G & S.Y. Chen. 1998. The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. *Environ. Int.*, 24(3): 345-352.
- Martínez, M.G., A. Rodríguez, A. Vázquez & M.R. Sánchez. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*,

18(1): 1-13.

- Meerhoff, M., L. Rodríguez-Gallego & N. Mazzeo. 2002. Potencialidades y limitaciones del uso de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms en la restauración de lagos hipereutróficos subtropicales. In: Fernández A & G Chalar (eds.). Agua en Iberoamérica: de la limnología a la gestión en Sudamérica, Buenos Aires, pp. 61-74.
- Moss, B., S. McGowan & L. Carvalho. 1994. Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom-up mechanisms in a group of English lakes, the West Midland meres. *Limnol. Oceanogr.*, 39(5): 1020-1029.
- Neumann, U., V. Campos, S. Cantarero, H. Urrutia, R. Henzie, J. Weckesser & M. Erhard. 2000. Co-ocurrence of non-toxic (cyanopeptolin) and toxic (microcistin) peptides in a bloom of *Microcystis* sp. from a Chilean lake. *Syst. Appl. Microbiol.*, 23: 191-197.
- Novoa, M., M.E. Luque, D. Lombardo & A. Martínez. 2006. Estudio ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 41(3-4): 203-231.
- Oertli, B., R. Céréghino, A. Hull & R. Miracle. 2009. Pond conservation: from science to practice. *Hydrobiologia*, 634: 1-9.
- Padisák, J. & C.S. Reynolds. 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia*, 506-509: 1-11.
- Parra, O. 2009. Situación ambiental de las lagunas de Concepción. Recuperemos las Lagunas para los habitantes de Concepción. 25 pp. [<http://www.eula.cl/doc/>] Reviewed: 13 May 2015.
- Parra, O., D. Avilés, J. Becerra, V. Dellarossa & R. Montoya. 1986. Primer registro de floración de algas verde- azules en Chile: Informe preliminar. *Gayana Bot.*, 43(1-4): 15-17.
- Parra, O., E., Ugarte & V. Dellarossa. 1981. Periodicidad estacional y asociaciones en el fitoplancton de tres cuerpos lenticos en la región de Concepción, Chile. *Gayana Bot.*, 34: 5-37.
- Robitu, M., M. Musy, C. Inard & D. Groleau. 2006. Modeling the influence of vegetation and water ponds on urban microclimate. *Solar Energy*, 80: 435-

447.

- Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 275-279.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London, 357 pp.
- Schueler, T. & J. Simpson. 2001. Why urban lakes are different. *Watershed Protection Techniques*, 3(4): 747-750.
- Søndergaard, M., J.P. Jensen & E. Jeppesen. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 408: 145-152.
- Sotomayor, H. 1999. *Estudio urbano de las lagunas de Lo Méndez, Lo Galindo y Lo Custodio*. Universidad de Concepción, Concepción, 121 pp.
- Strahler, A. & A.H. Strahler. 1989. *Geografía física*. Barcelona, 1954 pp.
- Valdovinos, C. 2006. Humedales dulceacuícolas y biodiversidad. In: Universidad de Concepción (ed.). *Atlas social y ambiental del área metropolitana de Concepción. Región del Biobío, Chile*. Concepción, pp. 104-124.
- Verma, S.R., P.R. Chaudhari, R.K. Singh & S.R. Wate. 2011. Studies on the ecology and trophic status of an urban lake at Nagpur city, India. *Rasayan J. Chem.*, 4(3): 652-659.
- Vollenweider, R.A. & J. Kerekes. 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. OECD Cooperative program on monitoring of inland waters (Eutrophication control). Environment Directorate. OECD, Paris, 154 pp.
- Wetzel, R.G. & G.E. Likens. 1991. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, New York, Inc. 391 pp.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego, 1006 pp.
- Zhen-Gang, J. 2007. *Hydrodynamics and water quality: Modeling rivers, lakes, and estuaries*. Willey & Sons, New Jersey, 557 pp.

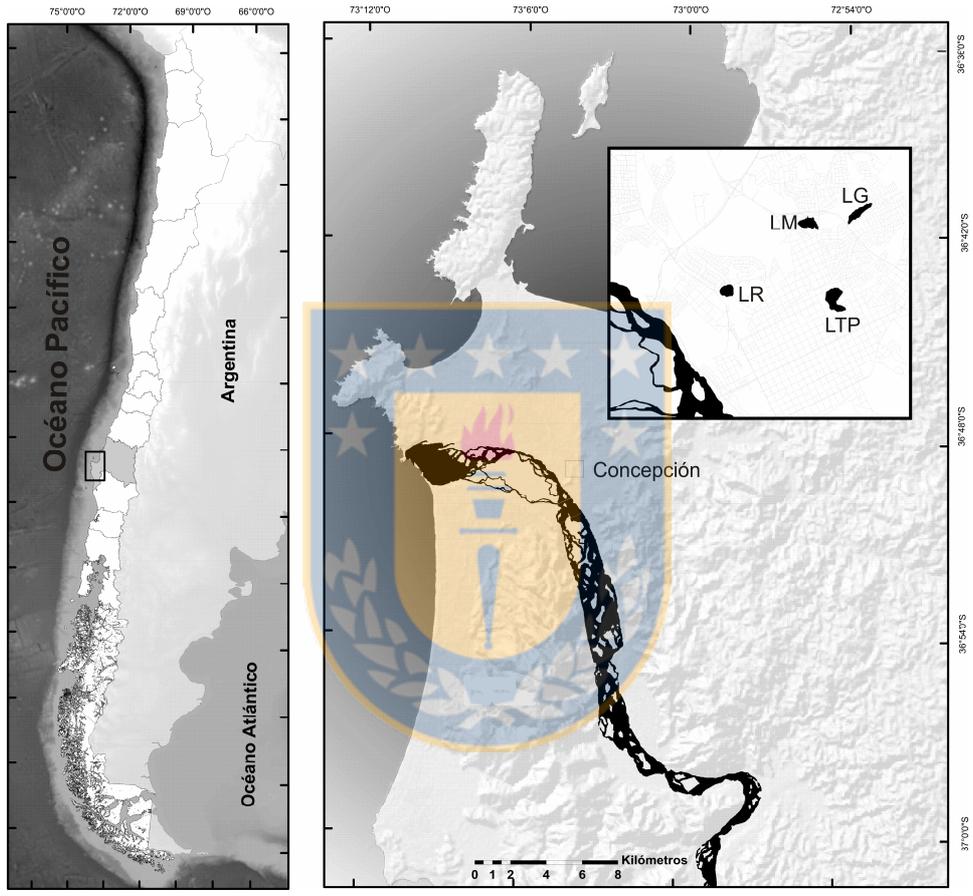


Figura 1.1.1. Ubicación de los lagos urbanos de Concepción.

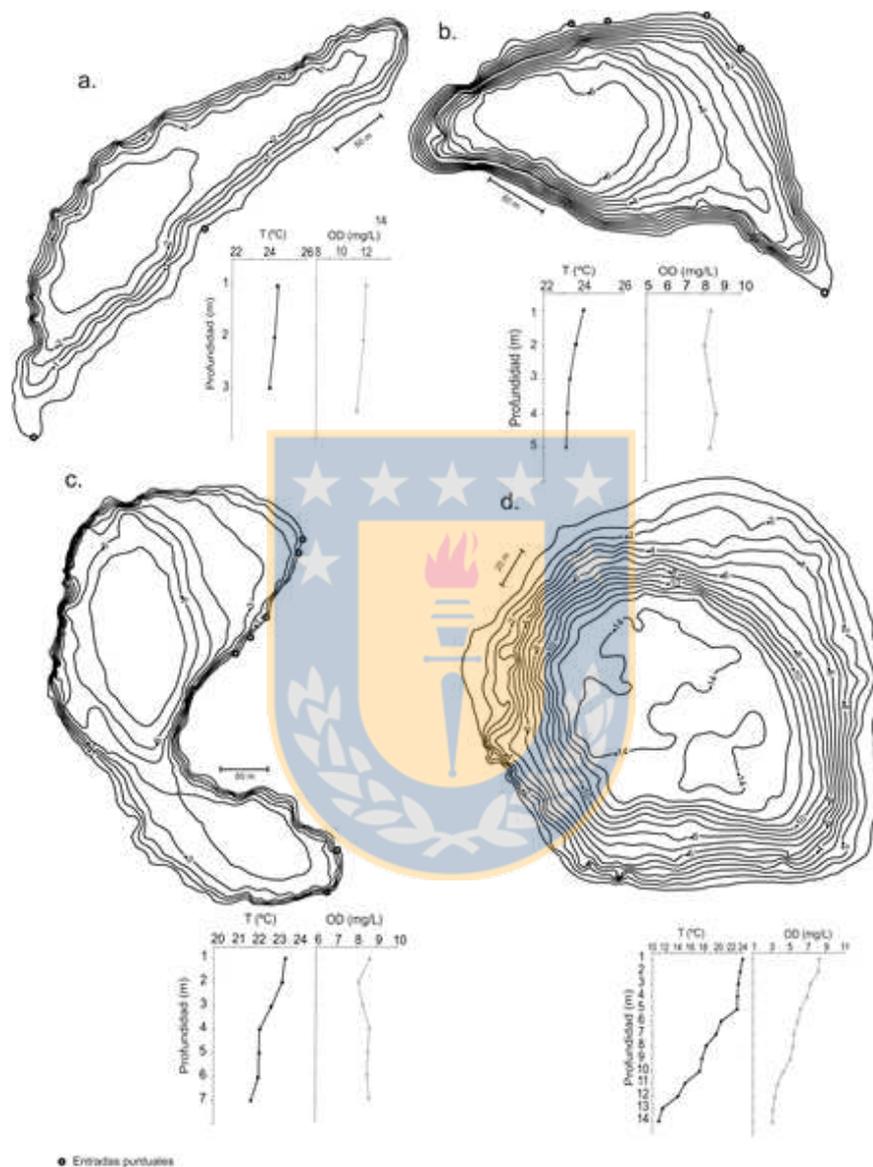


Figura 1.1.2. Batimetría y perfiles de temperatura y oxígeno disuelto en verano. a. Lo Galindo (LG), b. Lo Méndez (LM), c. Laguna Tres Pascualas (LTP), d. Laguna Redonda (LR).

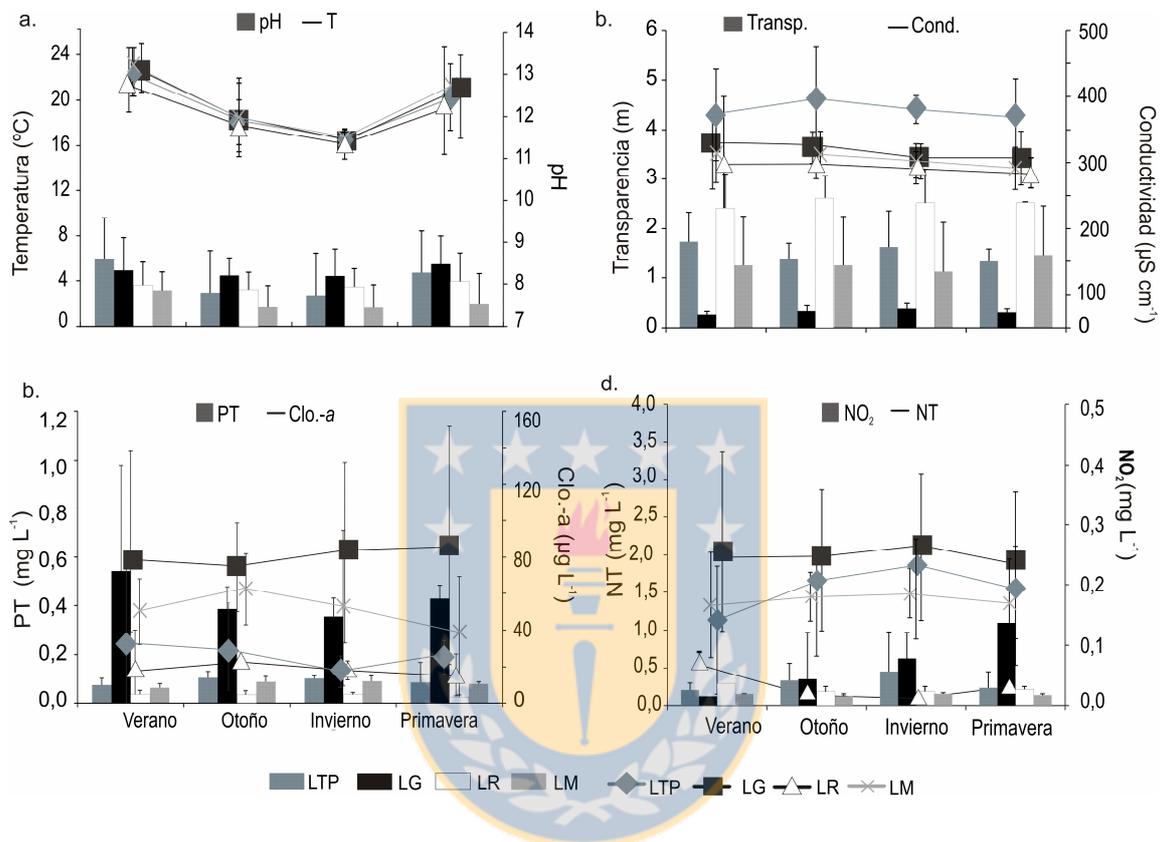


Figura 1.1.3. Variación en la concentración de nutrientes y otras variables físicas y químicas de la columna de agua en los lagos estudiados durante las estaciones del año (datos promedio 2011-2013). a. pH y Temperatura (T), b. Transparencia (Transp.) y Conductividad eléctrica (Cond.), c. Fósforo total (PT) y Clorofila-a (Clo.-a), d. Nitrógeno total (NT) y Nitrato (NO<sub>2</sub>). Barras de error basadas en la desviación estándar.

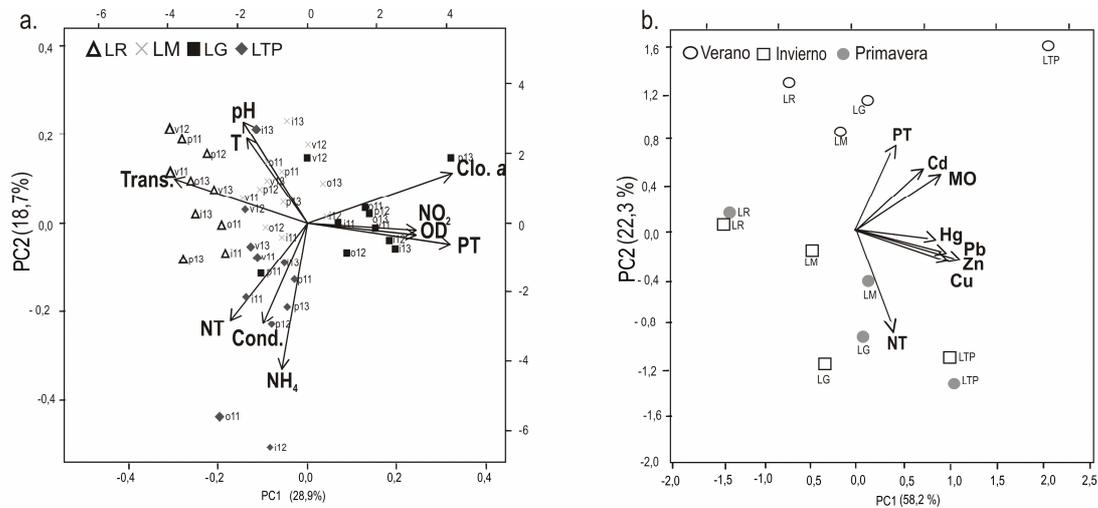


Figura 1.1.4a. Análisis de Componentes Principales de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en los lagos estudiados. Temperatura (T), Transparencia (Trans.), Conductividad eléctrica (Cond.), pH, Nitrógeno total (NT), Amonio ( $\text{NH}_4$ ), Fósforo total (PT), Oxígeno disuelto (OD), Clorofila-a (Clo. a). v (verano), o (otoño), i (invierno), p (primavera). Años 11(2011), 12 (2012), 13 (2013).

Figura 1.1.4b. Análisis de Componentes Principales de los parámetros químicos del sedimento en los lagos estudiados. Fósforo total (PT), Nitrógeno total (NT), Materia orgánica (MO), Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Plomo (Pb), Zinc (Zn), Mercurio (Hg).

Tabla 1.1.1. Características morfométricas de los lagos urbanos de Concepción. Lo Galindo (LG), Laguna Tres Pascualas (LTP), Lo Méndez (LM), Laguna Redonda (LR).

Lagos /Parámetros	LG	LTP	LM	LR
Longitud máxima ( $l_m$ ) (m)	519,1	549,2	379,2	209,4
Ancho medio (b) (m)	129,4	148,9	190,4	200,9
Ancho máximo ( $b_m$ ) (m)	140,9	323,3	195,7	206,5
Perímetro o longitud de línea de costa (L) (m)	1.142,7	1.490,8	942,6	666,7
Área superficial ( $A_o$ ) ( $m^2$ )	49,5	77,6	42,1	36,0
Profundidad media (Z)	1,3	4,4	3,7	7,3
Profundidad máxima ( $Z_m$ )	3,4	7,9	6,5	14,6
Relación profundidad media/profundidad máxima ( $Z:Z_m$ )	0,4	0,6	0,6	0,5
Volumen (V) ( $m^3$ )	62.500,0	344.500,0	157.800,0	261.900,0
Desarrollo de la Línea de Costa ( $D_L$ )	1,4	1,5	1,3	1,0
Cuenca directa ( $Km^2$ )	0,183	0,441	0,253	0,115
Cuenca indirecta ( $Km^2$ )	1,551	0,885	0,622	0,0342
Relación Área cuenca / Área Lago	1,4	1,6	1,6	1,3
Relación Área cuenca / Volumen lago	1,1	0,4	0,4	0,2



**Tabla 1.1.2.** Variables físicas y químicas en agua, sedimento y colectores de entrada de los lagos urbanos de Concepción, considerando todas las estaciones del año y los tres años de estudio). (<) menor al límite de detección. Según OCDE: EU=Eutrófico, HI=Hipereutrófico. Lo Galindo (LG), Laguna Tres Pascualas (LTP), Lo Méndez (LM), Laguna Redonda (LR).

Variables/Lago		LG	LM	LTP	LR
		Columna de agua			
Temperatura (°C)	n	81	67	54	40
	Promedio	19,26	19,04	17,20	17,95
	Mínimo	8,71	9,13	9,24	9,93
	Máximo	26,30	28,50	24,00	25,10
Transparencia (m)	n	81	67	54	40
	Promedio	0,34 (HI)	1,12 (HI)	1,49 (HI)	2,52 (EU)
	Mínimo	0,12	0,20	0,80	1,23
	Máximo	0,60	2,90	3,50	4,00
Conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	n	81	67	54	40
	Promedio	259,75	258,08	329,09	247,28
	Mínimo	156,00	113,50	232,00	97,00
	Máximo	418,00	472,00	483,00	524,00
pH	n	81	67	54	40
	Promedio	8,29	7,73	8,18	8,07
	Mínimo	6,44	6,34	5,80	7,21
	Máximo	10,07	8,70	9,43	9,80
Oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	81	67	54	40
	Promedio	8,34	8,02	8,02	6,64
	Mínimo	5,52	3,10	2,04	1,10
	Máximo	13,60	13,66	15,10	13,61
Nitrógeno total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	81	67	54	40
	Promedio	2,11	1,41	1,66	0,71
	Mínimo	<0,01	0,02	0,45	0,26
	Máximo	6,00	5,22	2,92	5,22
Nitratos ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	81	67	54	40
	Promedio	1,28	0,73	1,71	0,19
	Mínimo	0,01	0,05	0,01	0,01
	Máximo	4,69	4,30	8,54	2,60
Nitritos ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	81	67	54	40
	Promedio	0,10	0,02	0,04	0,03
	Mínimo	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	Máximo	1,00	0,08	0,18	0,30
Amonio ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	81	67	54	40
	Promedio	0,10	0,21	0,35	0,21
	Mínimo	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	Máximo	0,58	1,82	1,33	2,61
Fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	81	67	54	40
	Promedio	0,35 (HI)	0,08 (HI)	0,09 (HI)	0,03 (EU)
	Mínimo	0,09	0,03	0,03	<0,01
	Máximo	2,00	0,33	0,33	0,09

Variables/Lago		LG	LM	LTP	LR
Orto-fosfato (mg L <sup>-1</sup> )	n	81	67	54	40
	Promedio	0,32	0,31	0,08	0,33
	Mínimo	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
	Máximo	2,80	2,40	1,10	3,00
Clorofila-a (µg L <sup>-1</sup> )	n	81	67	54	40
	Promedio	85,15 (HI)	59,29 (HI)	25,30 (HI)	20,23 (EU)
	Mínimo	15,07	4,70	1,67	1,01
	Máximo	330,41	351,59	138,52	112,89
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	n	19	14	18	17
	Promedio	3.036,8	951,0	429,66	37,00
	Mínimo	13,0	5,0	13,0	2,0
	Máximo	17.000,0	9,20	3.500,0	200,0
Coliformes totales (NMP/100 mL)	n	19	14	18	17
	Promedio	7.442,1	1.985,0	1.691,1	152,0
	Mínimo	170,0	22,0	79,0	5,0
	Máximo	54.000,0	16.000,0	16.000,0	680,0
Sedimentos					
Materia Orgánica Total (%)	n	2	3	3	3
	Promedio	22,30	16,83	28,67	7,41
	Mínimo	16,20	14,31	18,00	6,12
	Máximo	28,10	20,21	48,00	8,81
Fósforo Total (mg Kg <sup>-1</sup> )	n	2	3	3	3
	Promedio	3132,41	2943,23	3796,37	666,41
	Mínimo	187,33	1102,82	2273,91	578,51
	Máximo	7.100,22	6.000,00	5.100,23	754,31
Nitrógeno Orgánico (mg Kg <sup>-1</sup> )	n	2	3	3	3
	Promedio	5781,70	3054,43	4879,53	1855,65
	Mínimo	2.500,00	2.000,12	2.200,00	1.852,00
	Máximo	7.773,50	4.199,60	6.812,70	1.859,30
Mercurio (µg Kg <sup>-1</sup> )	n	2	3	3	3
	Promedio	158,27	202,18	239,92	79,62
	Mínimo	146,60	133,81	219,32	73,90
	Máximo	171,31	306,25	254,33	85,34
Cadmio (mg Kg <sup>-1</sup> )	n	2	3	3	3
	Promedio	<0,05	<0,05	0,17	<0,05
	Mínimo	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	Máximo	<0,05	<0,05	0,42	<0,05
Plomo (mg Kg <sup>-1</sup> )	n	2	3	3	3
	Promedio	48,88	53,56	134,4	16,97
	Mínimo	43,58	50,71	132,51	16,55
	Máximo	53,22	58,73	137,4	17,39
Zinc (mg Kg <sup>-1</sup> )	n	2	2	2	2
	Promedio	331,78	292,07	638	96,07
	Mínimo	321,83	249,41	609,10	90,92
	Máximo	341,76	334,73	666,90	101,24
Cobre (mg Kg <sup>-1</sup> )	n	2	2	2	2
	Promedio	76,72	71,41	127,36	31,56

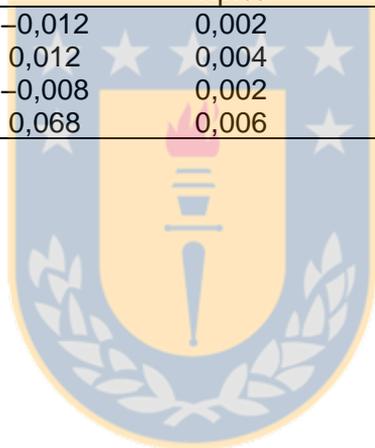
	Mínimo	73,86	63,63	123,33	30,77
	Máximo	79,57	79,19	131,38	32,34
Variables/Lago		LG	LM	LTP	LR
Potencial redox (mV)	n	13	13	9	14
	Promedio	-160,6	-197,2	-206,9	-266,0
	Mínimo	-130,0	-152,0	-131,0	-178,5
	Máximo	-184,0	-274,0	-345,0	-339,2
		Entradas puntuales			
pH	n	1	3	7	4
	Promedio	6,62	6,15	7,34	5,43
	Mínimo	6,62	5,56	5,70	3,00
	Máximo	6,62	7,02	8,25	7,02
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	n	1	7	7	4
	Promedio	39,58	134,24	81,52	100,54
	Mínimo	39,58	71,70	63,44	7,00
	Máximo	39,58	189,20	114,70	189,20
Nitrógeno Total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	3	8	9	4
	Promedio	2,30	2,05	3,76	3,60
	Mínimo	2,02	0,60	1,93	0,60
	Máximo	2,57	3,74	10,59	8,00
Fósforo Total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	3	8	9	4
	Promedio	0,32	0,51	0,68	2,44
	Mínimo	0,11	0,21	0,30	0,21
	Máximo	0,51	1,03	1,24	8,00
Grasas y Aceites ( $\text{mg L}^{-1}$ )	n	3	8	9	4
	Promedio	<5,00	11,31	12,88	18,23
	Mínimo	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00
	Máximo	<5,00	48,60	28,40	48,60
Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	n	3	8	9	4
	Promedio	15.533,3	46.325,0	197.602,2	39.483,2
	Mínimo	1.600,0	1.600,0	220,0	8,0
	Máximo	28.000,0	110.000,0	1.300.000,0	110.000,0
Coliformes Totales (NMP/100 mL)	n	3	8	9	4
	Promedio	42.866,7	358.825,0	364.186,7	49.010,8
	Mínimo	1.600,0	1.600,0	480,0	8,0
	Máximo	92.000,0	1.600.000,0	1.300.000,0	160.000,0

**Tabla 1.1.3.** Estado trófico de los lagos estudiados obtenido a través del Índice de Carlson (1977) (Eutrófico EU = 50-60, Hipereutrófico HI = >60).

Lago	2011	2012	2013
Lo Galindo (LG)	76,15 HI	77,49 HI	54,28 EU
Tres Pascualas (LTP)	58,28 EU	58,50 EU	61,79 HI
Lo Méndez (LM)	61,55 HI	64,65 HI	68,97 HI
Laguna Redonda (LR)	53,24 EU	51,18 EU	50,29 EU

**Tabla 1.1.4.** Modelo de regresión lineal múltiple con el fósforo total.  $p < 0,001$

Parámetro	Coefficiente	Desviación Típica	Estadístico $t$	Valor $p$
Ln Nitratos (NO <sub>3</sub> )	-0,012	0,002	-4,760	<0,0001
Ln Clorofila- <i>a</i>	0,012	0,004	2,791	0,0068
Oxígeno disuelto (OD)	-0,008	0,002	-3,852	0,0003
Nitrógeno total (NT)	0,068	0,006	10,24	<0,0001



## **CAPÍTULO 1.2.**

### **FLORACIONES DE FITOPLANCTON Y VARIACIÓN DE LA ESTRUCTURA COMUNITARIA FITOPLANCTÓNICA EN TRES LAGOS SOMEROS EUTRÓFICOS DE CHILE CENTRAL**

Viviana Almanza<sup>1,2</sup>, Oscar Parra<sup>1</sup>, Carlos E. de M. Bicudo<sup>4</sup>, Mariela A. González<sup>5</sup>,  
Marcela Lopez<sup>1</sup>, Roberto Urrutia<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

<sup>2</sup> Doctorado en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Ambientales,  
Universidad de Concepción, Concepción, Chile

<sup>3</sup> Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería, Universidad de  
Concepción, Concepción, Chile

<sup>4</sup> Instituto de Botânica, São Paulo, Brasil

<sup>5</sup> Departamento de Botánica, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

Enviado Revista Gayana Botánica

## RESUMEN

La comunidad fitoplanctónica de tres lagos someros eutróficos ubicados en la misma zona geográfica fue comparada durante un periodo de tres años. Aunque estos lagos sean similares en muchos aspectos (p.ej. ubicación, origen, profundidad media, alta concentración de nutrientes, influencia humana) desarrollan comunidades de fitoplancton muy diferentes. En el Lago Lo Galindo dominan Cyanobacteria y Chlorophyceae, en Lo Méndez Dinophyceae y Bacillariophyceae y en Laguna Tres Pascualas Chlorophyceae, Cryptophyceae y Euglenophyceae. En los lagos Lo Méndez y Lo Galindo se presentaron frecuentes floraciones de diferentes grupos de microalgas (cianobacterias, algas verdes, diatomeas y dinoflagelados), las que generaron aumentos de abundancia en diferentes épocas del año, incluso en invierno. En la Laguna Tres Pascualas, las floraciones fueron poco frecuentes. La ocurrencia y frecuencia de floraciones de especies representantes de los grupos funcionales M, C, Y y Lo y morfológicos VII, VI, IV y V reflejan las condiciones eutróficas de los lagos, siendo indicadoras del grado de contaminación de estos sistemas que influencia su uso actual y futuro.

**PALABRAS CLAVES:** Floraciones, fitoplancton, eutrofización, lagos urbanos, Chile

## INTRODUCCIÓN

La eutrofización de los sistemas acuáticos es uno de los grandes problemas ambientales actuales (Schindler 2015). Las zonas urbanas, agrícolas e industriales descargan sus aguas contaminadas a los principales ríos y lagos modificando severamente la calidad del agua y a sus comunidades (Welch 1992).

El principal efecto de la eutrofización en estos sistemas son las formaciones de floraciones o blooms de fitoplancton que producen cambios en la red trófica y la productividad de los lagos, disminución de la transparencia del agua, cambios en su coloración, acumulaciones de biomasa y mal olor. A su vez, estos cambios generan una disminución del valor estético y paisajístico con el impedimento de la utilización de los cuerpos de agua para la natación, navegación y demás

actividades acuáticas (Reynolds 2006). Específicamente, las floraciones de cianobacterias pueden producir potentes toxinas con propiedades hepáticas, neurotóxicas o dermatotóxicas que afectan la salud humana y animal (Chorus & Bartram 1999).

La identificación de los principales factores bióticos y abióticos que condicionan la comunidad de fitoplancton en los lagos es esencial para la adecuada gestión de los ecosistemas de aguas continentales (Peretyatko *et al.* 2007). Existen diferentes métodos de evaluación que implican desde la composición taxonómica y la diversidad de especies (Stevenson & Smol 2003) hasta métodos de agrupación a partir de aspectos fisiológicos y/o morfológicos. Estos últimos permiten relacionar la presencia y el comportamiento de las comunidades algales con determinadas condiciones tanto físicas como químicas de los cuerpos de agua (Reynolds *et al.* 2002, Padisák *et al.* 2009) sin necesariamente, hacer mediciones en el ambiente y/o donde el conocimiento de estos parámetros es escaso (Kruk *et al.* 2010). Los enfoques basados en las características funcionales de las especies han sido cada vez más aplicados para explicar y predecir la respuesta de las especies de fitoplancton a las condiciones ambientales (Kruk & Segura 2012).

A pesar de que muchos de los problemas de calidad del agua son causados por el fitoplancton (Huisman *et al.* 2005), son escasos los programas de monitoreo de estas comunidades en los lagos, a menudo limitados en su resolución temporal. Esta información es primordial para identificar los cambios en la comunidad de fitoplancton, por ejemplo antes, durante y después de una floración y entender o predecir los factores ambientales que pueden influir en su dinámica, en la estructura de la comunidad en general y en los cambios en relación con la calidad del agua (Lee *et al.* 2015).

Desde hace décadas, los lagos someros Lo Galindo, Laguna Tres Pascualas y Lo Méndez ubicados en la ciudad de Concepción reciben altas cargas de nutrientes desde la cuenca urbana. Los efectos de la contaminación por nutrientes han sido observados con la mortandad masiva de peces (Parra *et al.* 1986, Parra 2009), presencia de floraciones de cianobacterias y dinoflagelados (Parra *et al.* 1981, Campos *et al.* 2005) y crecimiento masivo de macrófitas (Parra, 2009). Lo que se

ha traducido en una disminución del valor estético y recreativo de estos cuerpos de agua, restringiendo las alternativas de uso y limitando las actividades que los ciudadanos pueden hacer en torno a estos sistemas.

El objetivo de este trabajo fue caracterizar y comparar las comunidades de fitoplancton de los tres lagos someros eutróficos y analizar las condiciones ambientales que influyen las variaciones espaciales y temporales de las comunidades, específicamente en relación con las floraciones de fitoplancton.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Área de estudio**

Los lagos de Lo Méndez (LM), Lo Galindo (LG) y la Tres Pascualas (LTP) ( $36^{\circ}48'03''\text{S}$  y  $73^{\circ}03'03''\text{O}$ ) están ubicados en la ciudad de Concepción, Región del Biobío, Chile Central (Fig. 1). Son lagos poco profundos (profundidad promedio de 3 m) de origen fluvial y no presentan estratificación térmica en verano. Las principales características morfológicas y métricas de estos lagos se resumen en la Tabla 1.

### **Métodos de muestreo**

En cada uno de los lagos se tomaron muestras integradas de la columna de agua a dos profundidades (superficie y fondo) con una botella Niskin vertical de 1.5 L de capacidad. El muestreo fue realizado en forma mensual o bimensual abarcando todas las estaciones del año (verano, otoño, invierno y primavera), durante un periodo de tres años (2012-2014). Dependiendo de la superficie del cuerpo de agua se establecieron una o dos estaciones de muestreo. Parámetros de calidad del agua como temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH, conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ) fueron medidos con una sonda multiparamétrica (Hydrolab modelo Quanta) *'in situ'* en la columna del agua y la transparencia (cm) con un disco Secchi. Para parámetros como fósforo total y ortofosfato ( $\text{mg L}^{-1}$ ) y los compuestos de nitrógeno (N-total, nitrato, nitrito y amonio) ( $\text{mg L}^{-1}$ ) se tomaron muestras en frascos adecuados al análisis y se trasladaron en frío ( $4^{\circ}\text{C}$ ) para su posterior análisis por espectrofotometría de absorción molecular y/o cromatografía iónica

descritos en el Standard Methods 21<sup>st</sup> Edition 2012; fósforo total (4500 P), ortofosfato (4110 P), nitrógeno total (4500-N C), nitrato (4110-NO<sub>3</sub>), nitrito (4110-NO<sub>2</sub>) y amonio (4500-NH<sub>4</sub>). La determinación de la clorofila-a se realizó filtrando 250 ml de muestra, el filtro fue incorporado en un frasco plástico oscuro con 20 ml de acetona al 90 %, la lectura se realizó 24 h después para la extracción total del compuesto. La determinación se realizó mediante filtración por membrana, con un fluorómetro 10-AU Turner Designs (Welschmeyer 1994).

Las muestras de fitoplancton fueron fijadas y preservadas en solución acuosa de lugol al 1 % y se cuantificó el número de células de microalgas por el método de Utermöhl (1958), a partir de cámaras de sedimentación de volumen conocido en un microscopio invertido (Zeiss Axiovert 35). La cuantificación de células se realizó por campos de observación, escogidos al azar, su cantidad dependió de la frecuencia de las especies presentes en la muestra. En cada campo se contabilizaron todas las células encontradas, un total de 100 células de la especie más frecuente y/o un mínimo 400 por muestra (Elosegi & Sabater 2009). En el caso de las cianobacterias (p.ej. *Microcystis*), las colonias fueron desintegradas por el método de hidrólisis alcalina (a 1 ml de muestra se añadieron 2 a 3 gotas de KOH 1 M y se llevó a baño de maría a 90° C por 45 min aproximadamente), el número de células se contabilizó en una cámara de Neubauer. Los resultados fueron reportados a través del número de células por litro (cél L<sup>-1</sup>) (Hötzel & Croome 1999). La identificación taxonómica se realizó hasta en nivel género y/o especie siguiendo la clasificación descrita por Reynolds (2006). La identificación de los organismos se realizó hasta el nivel más bajo posible, lo anterior se realizó mediante el uso de literatura especializada de Parra *et al.* (1982), Rumrich *et al.* (2000), Komárek & Anagnostidis (2000, 2005), Bock *et al.* (2011), Krienitz & Bock (2012), Leliaert *et al.* (2012), Komárek (2013) y Choi *et al.* (2013).

Para el análisis cualitativo se recogió material de la columna de agua con una red de plancton de 20 µm de apertura de malla, una porción de la muestra fue fijada con lugol y la otra mantenida en fresco.

## **Análisis de datos**

Todos los datos tomados fueron agrupados por lago y estación del año y analizados con estadística descriptiva (mínimo, máximo, promedio). Se realizó un ANOVA factorial (lago y estación) para identificar diferencias entre los parámetros de la comunidad en tres lagos y las estaciones del año.

La comunidad de fitoplancton se describió mediante la identificación de todos los taxones de la comunidad a nivel de clase y determinaron diferentes índices biológicos como la abundancia relativa, riqueza de taxa (índice de Margalef,  $d$ ) y diversidad (índice Shannon Wiener,  $H'$ ). Además, los taxones que representaron más del 5 % de la abundancia total de fitoplancton en cada lago, se clasificaron en grupos funcionales según la clasificación funcional de especies (FGs) propuesto por Reynolds *et al.* (2002) y modificado por Padisák *et al.* (2009) y la clasificación basada en la morfología (MBFGs) propuesta por Kruk *et al.* (2010).

Con el fin de determinar diferencias y similitud entre las comunidades presentes en y entre lagos y a nivel temporal se realizó un análisis de ordenamiento multidimensional no-métrico (MDS). Previamente, los datos de abundancia fueron transformados a  $\log(n+1)$  y se utilizó el índice de Bray Curtis (Clarke & Warwick 2001). Diferencias significativas entre los lagos y las estaciones del año fueron determinadas con el análisis ANOSIM a dos vías. Se identificaron los taxones que determinaron diferencias entre los lagos estudiados con el análisis de SIMPER. Los datos fueron analizados usando el programa PRIMER. Se identificaron los parámetros ambientales que mejor explican el patrón de la comunidad fitoplanctónica en cada lago mediante un análisis de correspondencia canónica CCA (longitud del gradiente fue ca. 2.9 SD) en el programas R.

## **RESULTADOS**

### **Variación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica**

Un total de 131 taxones de 9 clases fueron identificados en la composición del fitoplancton de los tres lagos estudiados (Fig. 2a). Los taxones registrados en cada cuerpo de agua se listan en la Tabla 2. Un 61 % de los taxones reportados para todos los lagos se encuentran presentes en los tres sistemas estudiados.

Las microalgas más abundantes se distribuyeron en 15 diferentes FGs (Fig. 2b). Los grupos M, C, Y y L<sub>o</sub> fueron los más importantes en términos de biomasa, los que están representados por especies que habitan ambientes eutróficos a mesotróficos como *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing (Codón M), *Asterionella formosa* Hassall (codón C), *Cryptomonas ovata* Ehrenberg y *Phacus* sp. (Codón Y), *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Codón L<sub>o</sub>). Según la clasificación morfológica de Kruk *et al.* (2010), se determinaron cinco principales MBFGs (VII, VI, IV, V y I) (Fig. 2c).

La estructura de la comunidad fitoplanctónica fue diferente para cada lago, los resultados del análisis multidimensional no métrico MDS mostraron que con un 20 % de similitud se generan tres grupos que corresponden a cada uno de los lagos estudiados (Fig. 3), estas diferencias fueron estadísticamente significativas (ANOSIM R<sub>global</sub> = 0.66; p < 0.05).

Variaciones en la estructura de la comunidad fitoplanctónica de cada lago fueron significativas entre las estaciones del año (ANOSIM R<sub>global</sub> = 0.07; p < 0.05), dadas principalmente por los aumentos de abundancia de algunos taxones dominantes como *M. aeruginosa*, *C. furcoides* y *A. formosa*. La contribución de los taxones en determinar las diferencias en la estructura de la comunidad de cada lago se presentan en la tabla 3.

En LG (Lago Lo Galindo) la comunidad fue dominada por cianobacterias y algas verdes (Fig. 4a). En total se registraron 80 taxones de seis clases y la mayor abundancia y diversidad H'(loge) (3.0); sin embargo, se observó una menor cantidad de grupos funcionales (5) con respecto a los otros dos lagos, los FGs dominantes en el lago fueron M → J → X2 → F. La cianobacteria *M. aeruginosa* (codón M) determinó las diferencias en la composición de la comunidad con respecto a LM (Lago Lo Méndez) y LTP (Laguna Las Tres Pascualas). Esta especie generó una floración acumulativa en verano del 2013 y varias floraciones dispersivas en otras estaciones del año (verano del 2012 y 2014, invierno y primavera del 2013) las que fueron acompañadas por taxones del codón J, principalmente *Desmodesmus communis* (E.Hegewald) E.Hegewald, *Coelastrum microporum* Nägeli, *Acutodesmus acuminatus* (Lagerheim) P.M.Tsarenko,

*Monactinus simplex* (Meyen) Corda y *Pediastrum duplex* Meyen. Estas microalgas generaron aumentos de abundancia durante la primavera del 2012, el otoño del 2013 y el verano del 2014 (Fig. 3b). Los MBFGs más abundantes fueron VII (grandes colonias mucilaginosas como *M. aeruginosa*), IV (organismos de tamaño medio que carecen de características especializadas p.ej. *Monactinus*, *Pediastrum*, *Desmodesmus*, *Monoraphidium*), VI (organismos no flagelados con exoesqueletos silíceos, como *A. formosa*).

En LM se registraron 63 taxones, de 7 clases diferentes. Esta comunidad estuvo dominada por diatomeas y dinoflagelados (Fig. 4c); presentó una diversidad de 2.5 y 10 diferentes FGs (principalmente C → L<sub>0</sub> → Y → P). Se identificaron floraciones del dinoflagelado *Ceratium furcoides* (codón L<sub>0</sub>) durante el otoño de dos años consecutivos (2012 y 2013) y de *A. formosa* (codón C) en el verano y finales del invierno de los tres años estudiados; estas especies constituyeron la principal diferencia con respecto a los otros lagos (Fig. 4d). Aumentos de abundancia de las cianobacterias *Aphanothece* sp. y *Dolichospermum* sp. también fueron documentados en verano del 2012 y primavera del 2014, respectivamente (Fig. 4c). El grupo V (flagelados unicelulares de tamaño mediano a grande, como *C. furcoides*) (MBFGs) fue dominante en este lago, junto con los grupos morfológicos VI y IV, al igual que en LG y LTP.

En LTP, se observaron representantes de las nueve clases registradas y de 11 diferentes FGs (principalmente Y → X1 → P → L<sub>0</sub>). La comunidad estuvo dominada por las algas verdes (Chlorophyceae), euglenofíceas (Euglenophyceae) y criptofíceas (Cryptophyceae). En este lago se registró la mayor riqueza de taxones (84), la que fue significativamente diferente con respecto a los otros lagos (F = 23.8; g.l. 2, 6; p < 0.05), pero no varió entre las estaciones del año (F = 1.9; g.l. 2, 6; p < 0.05) y una diversidad H'(loge) promedio de 2.4 significativamente diferente entre lagos y épocas (F = 2.6; g.l. 1, 6; p < 0.05). Se diferenciaron dos comunidades diferentes para cada una de las cubetas que conforman el lago, en la cubeta de menor profundidad el alga más abundante fue *Ankyra judayi* (G.M.Smith) Fott (codón X1) que codominó con *Phacus* sp. (codón Y), *Sphaerocystis schroeteri* Chodat y *Staurastrum pingue* Teiling (codón P) en la

cubeta de mayor profundidad. Aumentos de abundancia de las algas verdes fueron observados durante largos periodos en los años estudiados (desde octubre del 2012 al verano del 2013), y posteriormente en primavera del 2013 y 2014. Las euglenofíceas fueron abundantes en verano del 2012 y otoño e invierno del 2013 (Fig. 4e). En verano del 2014, se generó una floración de la dinofícea *Ceratium furcoides* (Fig. 4f).

### **Características ambientales**

Los resultados del CCA mostraron que la temperatura (T), el fósforo (P), el pH, la transparencia y el amonio ( $\text{NH}_4$ ) fueron los principales factores que influyeron en el desarrollo de las comunidades en todos los lagos, sin embargo, diferencias de estos parámetros en cada lago fueron los factores que generaron la variación en la estructura de la comunidad y el dominio de uno u otro taxón (Fig. 5). En LG se presentaron los mayores valores promedio de NT y PT y la mayor abundancia de fitoplancton (clorofila-a) que se desarrolló a un pH básico (el mayor en comparación a los otros lagos).

En LTP, la conductividad y la transparencia del agua fueron las más altas durante todo el periodo estudiado, al igual que las concentraciones de  $\text{NO}_3$  y  $\text{NH}_4$  (Tabla 4). Estas características permitieron el aumento de la abundancia de uno a varios taxones de algas verdes al mismo tiempo, sin llegar a generar floraciones. En LM la concentración de NT y  $\text{NO}_3$  fue menor en comparación con los otros lagos, y el pH tendió a ser más neutro. Estas condiciones favorecieron el desarrollo de floraciones del dinoflagelado *C. furcoides* y de la diatomea *A. formosa*. En este lago la concentración de  $\text{PO}_4$  fue mayor con respecto a los demás lagos (Tabla 4).

### **DISCUSION**

La comunidad de fitoplancton de los tres lagos urbanos estudiados es típica de ambientes meso a eutróficos según la clasificación taxonómica, FGs y MBFGs. Estos hábitats soportan una elevada densidad de microalgas y poseen una alta productividad con pocas especies dominantes como *M. aeruginosa* (Codón M, grupo VII), *C. furcoides* (Codón L<sub>o</sub>, grupo V), *A. formosa* (Codón C, grupo VI), *C.*

*ovata* (Codón Y, grupo V) y un grupo de algas verdes conformado por *D. opoliensis*, *A. acuminatus*, *M. simplex*, *P. duplex*, *C. microporum*, *S. schroeteri* y *S. gracile* (Codón J, grupo IV).

Aunque los lagos están ubicados en la misma zona geográfica (es decir, sometidos a las mismas condiciones ambientales de luz, precipitaciones y temperatura ambiental), la influencia de la cuenca urbana y las características propias de cada lago determinaran diferencias principalmente en el pH, transparencia y conductividad de la columna de agua, así como en la concentración de nutrientes (NT, NH<sub>4</sub> y PT), que finalmente, condicionarán el desarrollo de diferentes comunidades de fitoplancton. Según Reynolds (2006), la estructura física del ambiente y la disponibilidad de nutrientes establecen las especies de fitoplancton dominantes en un lugar determinado.

En cada lago la estructura de la comunidad presentó variaciones estacionales, en concordancia con lo reportado por Parra *et al.* (1981) para estos sistemas. En todas las épocas del año, se observaron floraciones, que generaron cambios en la coloración y acumulaciones de biomasa; de dinoflagelados (*C. furcoides*) en otoño, diatomeas (*A. formosa*) en verano e invierno, cianobacterias (*M. aeruginosa*) (principalmente verano) y del grupo de algas verdes (*M. simplex*, *P. duplex*, *D. opoliensis*, *A. acuminatus* y *C. microporum*) en primavera y verano.

En particular el Lago Lo Galindo, con altas concentraciones de NT y PT, soportó una mayor abundancia y diversidad de taxones, así como densas floraciones de la cianobacteria no fijadora de nitrógeno, *M. aeruginosa* (grupo VII). La presencia de esta especie en MBFG se relaciona con características eutróficas (Kruk & Segura 2012). Cuando ambos, tanto el NT y PT, existen en una alta concentración se genera un rápido incremento de la abundancia de microalgas (Schindler 2015). Sin embargo, cuando la razón N:P es menor (p.ej. < 7) sugiere una posible limitación relativa de nitrógeno y favorece la formación de floraciones de cianobacterias (Bicudo *et al.* 1999, Paerl *et al.*, 2001). Por el contrario, una mayor relación N:P (p.ej. > 16) determina un aumento de algas verdes y diatomeas sugiriendo, en este caso, una limitación por fósforo en el ambiente (Bicudo *et al.* 1999), situación que se reflejaría en los lagos urbanos LTP y LM.

Al aumentar la concentración de nutrientes hacia condiciones hipertróficas, las cianobacterias alternan su dominancia con las algas verdes (Reynolds 2006). En entornos ricos en nitratos, esta especie de *Microcystis* queda fuera de competencia con otro tipo de fitoplancton debido a su baja tasa de asimilación, en esta situación las algas verdes como *M. simplex*, de rápido crecimiento, pueden dominar y reemplazar a las especies de crecimiento lento como las cianobacterias (Kappers 1984, Jacoby *et al.* 2000). La coexistencia entre floraciones de *M. aeruginosa* (Codón M y grupo VII) y del grupo de algas verdes del Codón J en LG, implican una respuesta común a las mismas condiciones ambientales.

En Lo Méndez se registró la mayor concentración de  $PO_4$  con respecto a los otros dos lagos. Los dinoflagelados (*C. furcoides*) y las diatomeas (*A. formosa*) representaron más del 70 % de la abundancia total del fitoplancton, las que alternan su dominancia generando floraciones en diferentes épocas del año: *A. formosa* (codón C) en verano e invierno y *C. furcoides* (codón Lo) en otoño. Según Krivtsov *et al.* (2000), las floraciones *A. formosa* decrecen rápidamente por la disponibilidad de la concentración de silicio en el ambiente, constituyendo el principal factor que incide en la ocurrencia de floraciones de diatomeas en los lagos. Las diatomeas son más eficientes que los dinoflagelados en bajas intensidades de luz (Ryther 1956), lo que podría determinar en gran medida la secuencia de floraciones de estos dos grupos en LM entre las estaciones del año. La floración de esta diatomea no generó cambios en la coloración del agua, por el contrario las floraciones de *C. furcoides* produjeron una coloración marrón en el espejo de agua, estos aumentos de abundancia se asociaron a las concentraciones de nitrógeno NT,  $NO_3$  y  $NH_4$ .

En LTP la mayor concentración promedio de  $NH_4$  y  $NO_3$ , la conductividad y la morfología arriñonada con dos cubetas del lago, determinaron una comunidad con mayor riqueza de taxones, así como de grupos funcionales con respecto a los otros lagos, estableciendo una comunidad fitoplanctónica heterogénea espacialmente. En este lago predominaron microalgas oportunistas, de rápido crecimiento y reproducción, generalmente de tamaños pequeños y alta relación superficie/volumen, denominadas C-estrategas (como *A. judayi*, *C. ovata* y *C.*

*erosa* Ehrenberg) (Reynolds 2006) y representantes del codón Y y grupo XI, típicos habitantes de lagos someros y ambientes eutróficos (Padisák *et al.* 2009). Una sola floración de *C. furcoides* fue evidente en el lago durante el periodo de estudio, también fueron registrados aumentos de abundancia de criptofíceas, algas verdes (*Ankyra judayi*, *Staurastrum pingue*) y euglenofíceas (*Phacus* sp.), sin embargo, no generaron cambios en la coloración del agua y/o acumulaciones de biomasa.

Es relevante el hecho de la formación de floraciones a bajas temperaturas como las de otoño e invierno en los tres lagos estudiados. En la zona templada, se reconocía el hecho, al menos en lagos de América del Norte y Europa, de la exclusión de especies formadoras de floraciones en invierno por las bajas temperaturas (Reynolds 2006). Sin embargo, nuestros resultados muestran floraciones de cianobacterias y diatomeas en la estación de invierno a temperaturas de 10° C, lo que estaría indicando que en condiciones de exceso de nutrientes estos lagos sostienen altas tasas de crecimiento tanto de algas eucariotas y/o procariotas a pesar de la oscilación en la temperatura del agua durante el ciclo anual. Un aumento de la temperatura en los meses de invierno significaría densas floraciones de fitoplancton durante todo el año.

La frecuencia y periodicidad de las floraciones de microalgas registrada en estos sistemas es un indicador del proceso de eutrofización progresiva y del deterioro de la calidad del agua de los lagos urbanos de Concepción, lo que puede conllevar a consecuencias negativas para el uso de estos cuerpos de agua, por la disminución del valor estético, además del posible riesgo para la salud humana y animal por la presencia de cianotoxinas. El manejo de las floraciones en los lagos urbanos de Concepción debe ser tomado en consideración al momento de generar medidas de gestión y/o recuperación de los mismos.

Finalmente, las especies clasificadas tanto por FGs como por MBFGs reflejan las condiciones eutróficas de cada lago y representan similares resultados a los obtenidos por el análisis de CCA (producto de la clasificación taxonómica y de parámetros físico-químicos tomados en los lagos estudiados). La aplicación de estos enfoques son una herramienta eficaz para explorar los efectos de los

cambios ambientales sobre el fitoplancton independientemente de la ubicación geográfica y la composición específica (Kruk & Segura 2012). La presencia de floraciones fitoplanctónicas en diferentes hábitats puede ser identificada principalmente por FGs, debido a que con el MBFGs la(s) especies causantes de la floración pueden ser subestimadas. En el caso de las floraciones tóxicas, este tipo de enfoque pierde resolución al intentar predecirlas (Kruk & Segura 2012). Se recomienda utilizar el sistemas de clasificación FGs para el monitoreo de los lagos de Concepción, junto con estudios complementarios para las floraciones de cianobacterias en Lo Galindo, si se pretende utilizar el agua para consumo y/o recreación.

## **CONCLUSIONES**

En ambientes eutróficos la comunidad de fitoplancton varía dependiendo de las características locales del hábitat, las que generan las condiciones apropiadas para el desarrollo y dominancia de ciertas especies de microalgas que pueden generar floraciones. La frecuencia y periodicidad de las floraciones de diferentes grupos de fitoplancton en los lagos urbanos de Concepción constituyen un indicador de la contaminación por nutrientes en estos cuerpos de agua (eutrofización cultural). En el Lago Lo Galindo se presentaron floraciones de cianobacterias y algas verdes, en Lo Méndez de dinoflagelados y diatomeas, mientras que en la Laguna Tres Pascualas las algas verdes, criptofíceas y las euglenofíceas dominaron la comunidad, sin frecuentes eventos de floraciones. Los cambios en el sistema producidos por las floraciones, influyen el uso actual y futuro de estos sistemas, su comprensión es necesaria para desarrollar estrategias de gestión de la calidad del agua.

## **AGRADECIMIENTOS**

A las siguientes fuentes de financiamiento: FONIS SA13I20211, VRID No. 212.310.062.1.0, proyecto CRHIAM/Conicyt/Fondap 15130015. A la beca CONICYT doctorado nacional N°21130171. Al laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA, UdeC.

## BIBLIOGRAFÍA

- BICUDO, C.E.M., R.J.J. RAMÍREZ, A. TUCCI & D.C. BICUDO. 1999. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambientes eutrofizados: O Lago das Garças, São Paulo. En: R. Henry (Ed.), Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. pp. 449-508. Botucatu, FUNDIBIO, FAPESP.
- BOCK C., T. PRÖSCHOLD & L. KRIENITZ. 2011. Updating the genus *Dictyosphaerium* and description of *Mucidosphaerium* gen. nov. (Trebouxiophyceae) based on morphological and molecular data. *Journal of Phycology* 47: 638-652.
- CHOI B., M. SON, J.I. KIM & W. SHIN. 2013. Taxonomy and phylogeny of genus *Cryptomonas* (Cryptophyceae, Cryptophyta) from Korea. *Algae* 28(4): 307-330.
- CAMPOS, V., S. LISPERGUER, J. WECKESSER, A. VERA & D. MUÑOZ. 2005. Cyanobacteria and potential risks of toxicity in continental waters of Chile. *Boletín Micológico* 20: 73-81.
- CHORUS, I. & J. BARTRAM. 1999. Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences monitoring and management. 1ª ed.; E & FN Spon, London. 668 pp.
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216: 265-278.
- ELOSEGI, A. & S. SABATER. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En: A. Elosegui. & S. Sabater (Eds.), Conceptos y técnicas en ecología. 26 pp. Fundación BBVA, Bilbao.
- HÖTZEL, G. & R. CROOME. 1999. A phytoplankton methods manual for Australian freshwaters. LWRRDC Occasional Paper 22/99. Land and Water Resources Research and Development Corporation, Australia. 66 pp.
- HUISMAN, J., H.C.P. MATTHIJS & P.M. VISSER. 2005. Harmful Cyanobacteria. Springer, Dordrecht.
- JACOBY, J.M., D.C. COLLIER, E.B.F. WELCH, J. HARDY & M. CRAYTON. 2000. Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 231-240.

- KAPPERS, F.I. 1984. On population dynamics of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. PhD thesis, University of Amsterdam. 224 pp.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 2000. Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. In Ettl, H., Gärtner G., Heynig H. & D. Mollenhauer (Eds.), Süßwassereflora von Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin. 548 pp.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 2005. Cyanoprokaryota - 2. Teil/ 2<sup>nd</sup> Part: Oscillatoriales. – In: Büdel B., Krienitz I., Gärtner G. & M. Schagerl (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2, Elsevier/Spektrum, Heidelberg, Berlin. 759 pp.
- KOMÁREK, J. 2013. Cyanoprokaryota - 3. Teil/ 3<sup>rd</sup> Part: Heterocystous Genera. – In: Büdel B., Krienitz I., Gärtner G., Krienitz L. & M. Schagerl (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/3, Springer Spektrum, Heidelberg, Berlin. 1130 pp.
- KRIENITZ, L. & C. BOCK. 2012. Present state of the systematics of planktonic coccoid green algae of inland waters. *Hydrobiologia* 698: 295-326.
- KRIVTSOV, V., E.G. BELLINGER & D.C. SIGEE. 2000. Changes in the elemental composition of *Asterionella formosa* during the diatom spring bloom. *Journal of Plankton Research* 22: 169-184.
- LEE, T., G. ROLLWAGEN-BOLLENS & S.M. BOLLENS. 2015. The influence of water quality variables on cyanobacterial blooms and phytoplankton community composition in a shallow temperate lake. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 315.
- LELIAERT, F., D.R. SMITH, H. MOREAU, M.D. HERRON, H. VERBRUGGEN, C.F. DELWICHE & O. DE CLERCK. 2012. Phylogeny and Molecular Evolution of the Green Algae. *Critical Reviews in Plant Sciences* 31: 1-46.
- PADISÁK, J., L.O. CROSSETTI & L. NASELLI-FLORES. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- KRUK, C., V.L.M. HUSZAR, E.H.M. PEETERS, S. BONILLA, L. COSTA, M. LURLING, C.S. REYNOLDS & M. SCHEFFER. 2010. A morphological

classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55(3): 614-627.

KRUK, C. & A.M. SEGURA. 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698(1): 191-202.

PAERL, H.W., R.S. FULTON, P.H. MOISANDER & J. DYBLE. 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on Cyanobacteria. *The ScientificWorld* 1: 76-113.

PARRA, O. 2009. Situación ambiental de los lagos de Concepción. Seminario Recuperemos las Lagos para los Habitantes de Concepción, Concepción. EULA-CHILE. 2 pp.

PARRA, O., E. UGARTE & V. DELLAROSSA. 1981. Periodicidad estacional y asociaciones en el fitoplancton de tres cuerpos lenticos en la región de Concepción, Chile. *Gayana* 36: 1-35.

PARRA, O., M. GONZÁLEZ, V. DELLAROSSA, P. RIVERA & M. ORELLANA. 1982. Manual Taxonómico del Fitoplancton de Aguas Continentales; con especial referencia al fitoplancton de Chile. Editorial de la Universidad de Concepción.

PARRA, O., D. AVILÉS, J. BECERRA, V. DELLAROSSA & R. MONTOYA. 1986. Primer registro de floración de algas verde – azules en Chile: Informe preliminar. *Gayana Botánica*. 43(1-4): 15-17.

PERETYATKO, A., S. TEISSIER, J.J. SYMOENS & L. TRIEST. 2007. Phytoplankton biomass and environmental factors over a gradient of clear to turbid peri-urban ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 584-601.

REYNOLDS, C.S., H. VERA, C. KRUK, L. NASELLI-FLORES & S. MELO. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24(5): 417-428.

REYNOLDS, C.S. 2006. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.

RUMRICH, U. H. LANGE-BERTALOT & M. RUMRICH. 2000. Diatomeen der Anden: Von Venezuela bis Patagonien/Feuerland und zwei weitere Beiträge.

Iconographia Diatomológica. Volume 9. Koeltz scientific Books. Koenigstein. Germany. 673 pp.

RYTHER, J.H. 1956. Photosynthesis in the ocean as a function of light intensity. *Limnology and Oceanography* 1: 61-70.

SCHINDLER, D.W. 2015. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society* 5: 1-12.

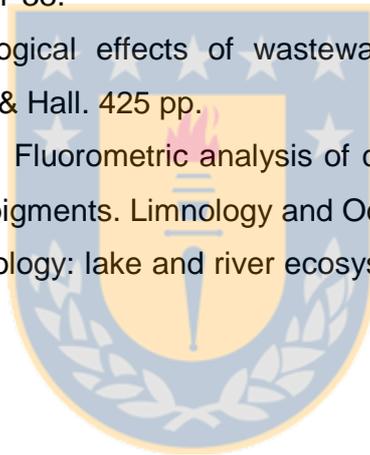
STEVENSON, R.J. & J.P. SMOL. 2003. Use of algae in environmental assessments. En: J.D.Wehr & R.G. Sheath (eds.), *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. pp. 775-804. Academic Press, San Diego.

UTERMÖHL, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.

WELCH, E.B. 1992. Ecological effects of wastewater Applied Limnology and pollutant effects. Chapman & Hall. 425 pp.

WELSCHMEYER, N. 1994. Fluorometric analysis of chlorophyll-a in the presence of chlorophyll-b and phaeopigments. *Limnology and Oceanography* 39: 1985-1992.

WETZEL, R.G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego.



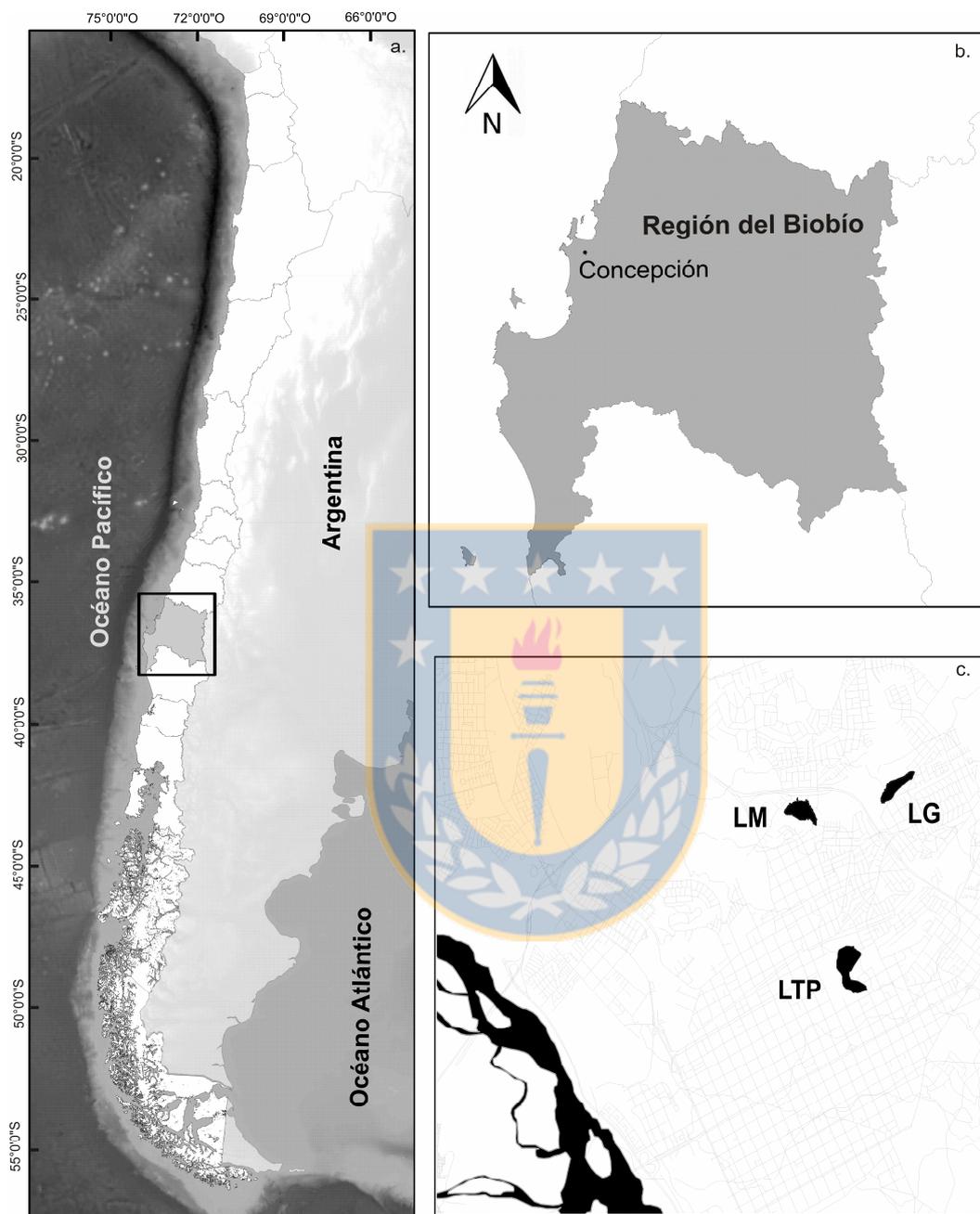


Figura 1.2.1. a. Chile, b. Región del Biobío. c. Lagos someros eutróficos de Lo Méndez (LM), Lo Galindo (LG) y Laguna Tres Pascualas (LTP).

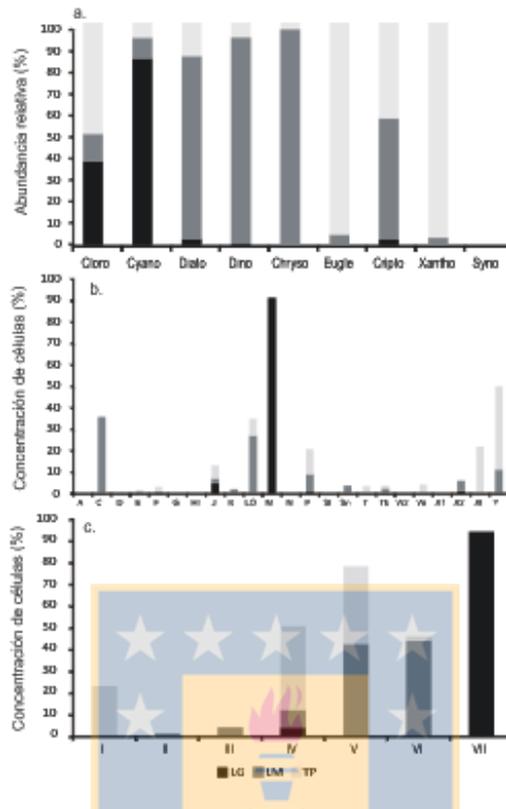


Figura 1.2.2. a. Abundancia relativa de microalgas identificadas en cada uno de los lagos; Cloro (Chlorophyceae), Cyano (Cyanobacteria), Diato (Bacillariaceae), Dino (Dinophyceae), Chryso (Chrysophyceae), Eugle (Euglenophyceae), Crypto (Cryptophyceae), Syno (Synurophyceae) y Xantho (Xanthophyceae). b. Grupos funcionales FGs, c. MBFGs.

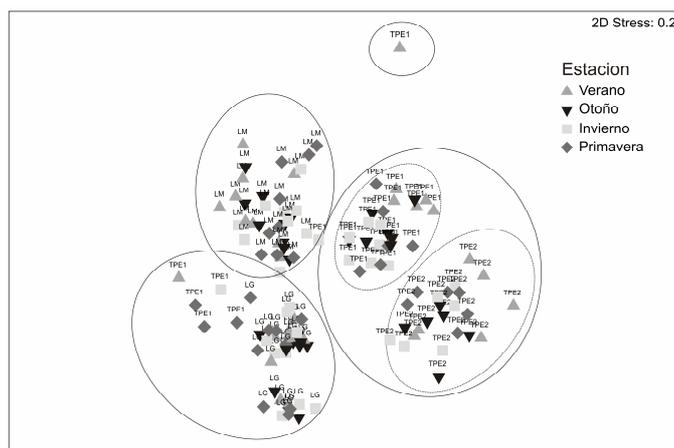


Figura 1.2.3. Ordenamiento multidimensional (MDS) de abundancia promedio (transformación log x+1; Índice de similitud de Bray-Curtis) los taxa de microalgas en cada lago y estación del año.

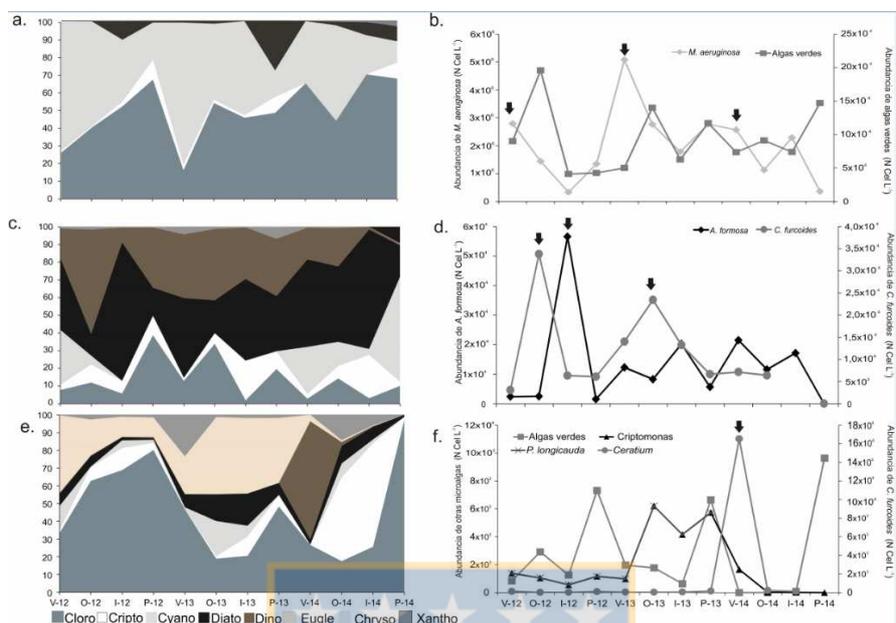


Figura 1.2.4. Variación estacional de la abundancia relativa de los diferentes grupos de fitoplancton en los lagos someros durante el periodo de estudio, a. Lo Galindo, c. Lo Méndez, e. Laguna Tres Pascualas. Variación estacional de la abundancia de los taxones más abundantes y/o formadores de floraciones en los lagos urbanos, b. Lo Galindo, d. Lo Méndez, f. Laguna Tres Pascualas. Cloro (Chlorophyceae), Cyano (Cyanobacteria), Diato (Bacillariaceae), Dino (Dinophyceae), Chryso (Chrysophyceae), Eugle (Euglenophyceae), Crypto (Cryptophyceae) y Xantho (Xanthophyceae). V = verano, O = otoño, I = invierno, P = primavera. 12 = año 2012, 13 = año 2013, 14 = año 2014.

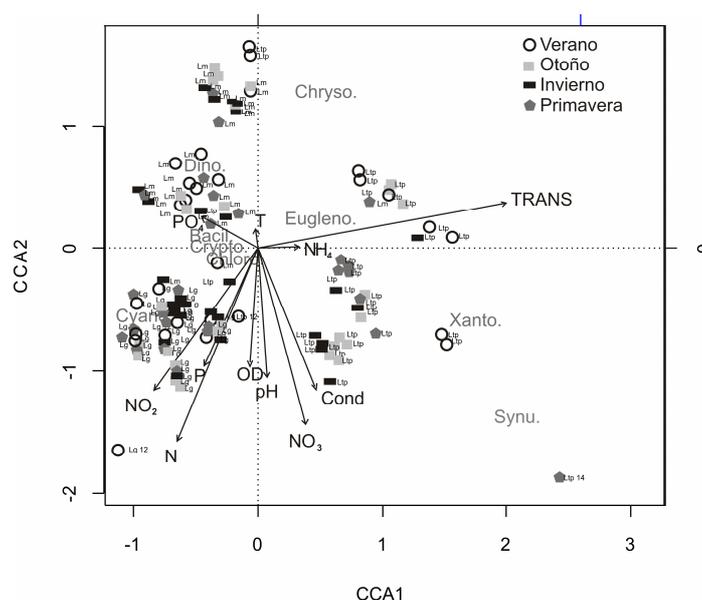


Figura 1.2.5. Análisis de correspondencia canónica (CCA), abundancia ( $\text{cel L}^{-1}$ ) de grupos de fitoplancton en cada lago somero y estación del año. Cloro (Chlorophyceae), Cyano (Cyanobacteria), Bacil. (Bacillariaceae), Dino (Dinophyceae), Chryso (Chrysophyceae), Eugleno. (Euglenophyceae), Crypto (Cryptophyceae), Synu (Synurophyceae) y Xanto (Xanthophyceae).

Tabla 1.2.1. Características morfométricas de los lagos urbanos de Concepción. HE = Hipereutrofico.

Lago /Parámetro	LG	LTP	LM
Area superficial ( $\text{m}^2$ )	49,5	77,6	42,1
Profundidad media (Z)	1,3	4,4	3,7
Profundidad máxima ( $Z_m$ )	3,4	7,9	6,5
Volumen (V) ( $\text{m}^3$ )	62.500	344.500	157.800
Máximo tiempo de residencia (días)	30	30	30
Estado trófico	HE	HE	HE

Tabla 1.2.2. Lista de taxa de microalgas colectadas con red de fitoplancton en los lagos estudiados durante el periodo 2012-2014. (+) Presencia. FGs (C, E, F, J, K, Lo, M, P, Sn, T, Tb, Wi, X2, X1, Y), MBFGs (I, II, III, IV, V, VI e VII).

TAXON	LG	LM	TP	FGs	MBFGs
<b>Chrysophyceae</b>					
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof		+		E	II
<b>Synurophyceae</b>					
<i>Mallomonas</i> sp.		+	+	E	II
<i>Synura</i> sp.		+			
<b>Chlorophyceae</b>					
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerheim) P.M.Tsarenko	+	+	+	J	IV
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs			+		
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (W.B.Turner) Lemmermann	+				
<i>Ankyra judayi</i> (G.M.Smith) Fott			+	XI	
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	+	+	+	F	VII
<i>Chlamydomonas</i> spp.	+	+	+	X2	I
<i>Chlorella</i> spp.	+		+	X1	I
<i>Chodatella citriformis</i> J.W. Snow	+				
<i>Cladophora glomerata</i> (Linnaeus) Kützing			+		
<i>Closterium aciculare</i> T.West	+	+	+	P	IV
<i>Closterium acuminatum</i> Kützing ex Ralfs	+				
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	+	+	+	P	IV
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli			+		
<i>Closterium praelongum</i> var. <i>brevius</i> (Nordstedt) Willi Krieger			+		
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs			+		
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	+	+	+	J	IV
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn	+				
<i>Coelastrum sphaericum</i> Nägeli			+		
<i>Cosmarium depressum</i> (Nägeli) P.Lundell		+			
<i>Cosmarium pseudoprotuberans</i> O.Kirchner	+				
<i>Cosmarium subtumidum</i> Nordstedt	+				
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek	+	+	+	F	
<i>Crucigeniella irregularis</i> (Wille) P.M.Tsarenko & D.M.John	+				
<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald	+	+	+		
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	+		+		
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	+		+	F	
<i>Dimorphococcus</i> sp.		+	+		
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	+	+	+		
<i>Gonatozygon kinahanii</i> (W.Archer) Rabenhorst			+		
<i>Heynigia</i> sp.			+		
<i>Hindakia</i> sp.			+		
<i>Kirchneriella</i> sp.	+				
<i>Micrasterias</i> sp.		+	+		

TAXON	LG	LM	TP	FGs	MBFGs
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	+	+	+	J	IV
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) J.Komárková-Legnerová	+				
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) J.Komárková-Legnerová	+				
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) J.Komárková-Legnerová			+		
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) J.Komárková-Legnerová	+	+	+	XI	IV
<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) J.Komárková-Legnerová	+				
<i>Monoraphidium saxatile</i> J.Komárková-Legnerová	+	+	+	XI	IV
<i>Mougeotia laetevirens</i> (A.Braun) Wittrock		+			
<i>Nephrocytium agardhianum</i> Nägeli	+				
<i>Nephrocytium limneticum</i> (G.M.Smith) G.M.Smith		+			
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat		+	+	F	VII
<i>Oocystis parva</i> W.West & G.S.West	+			F	VII
<i>Pandorina</i> sp.	+				
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+			J	IV
<i>Pleurotaenium</i> sp.		+	+	J	IV
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald	+		+		
<i>Quadrigula closterioides</i> (Bohlin) Printz	+				
<i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Ruttner	+		+		
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	+				
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	+				
<i>Scenedesmus ovalternus</i> Brébisson	+				
<i>Selenastrum gracile</i> Reinsch	+				
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	+	+	+		
<i>Spirogyra</i> sp.			+		
<i>Staurastrum chaetoceras</i> (Schröder) G.M.Smith	+				
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs ex Ralfs			+		
<i>Staurastrum orbiculare</i> Meneghini ex Ralfs	+		+		
<i>Staurastrum pingue</i> Teiling	+	+	+	P	IV
<i>Staurastrum sebaldi</i> Reinsch var. <i>sebaldi</i>	+	+			
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	+				
<i>Stauridium tetras</i> Corda	+	+			
<i>Staurodesmus indentatus</i> (West & G.S.West) Teiling	+				
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	+				
<i>Tetraëdron constrictum</i> G.M.Smith	+				
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg	+	+	+		
<i>Tetraspora lubrica</i> (Roth) C.Agardh	+				
<i>Ulothrix</i> sp.			+		
<i>Volvox aureus</i> Ehrenberg	+	+	+		
<i>Zygnema</i> sp.			+		
<b>Cryptophyceae</b>					
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	+	+	+		
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	+	+	+	Y	V

TAXON	LG	LM	TP	FGs	MBFGs
<b>Bacillariaceae</b>					
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+	+	+	C	VI
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	+	+	P	VI
<i>Cocconeis</i> sp.			+		
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W.Smith	+	+	+		
<i>Cymbella</i> spp.	+	+	+		
<i>Diatoma</i> sp.			+		
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	+	+			
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	+	+	+		
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	+		+		
<i>Fragilaria</i> spp.	+	+	+		
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg			+		
<i>Gomphonema</i> sp.	+	+	+		
<i>Gonphoneis</i> sp.	+				
<i>Melosira varians</i> C.Agardh	+	+	+	Tb	VI
<i>Navicula</i> spp.	+	+	+		
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith			+		
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+	+		
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith			+		
<i>Pinnularia similis</i> Krasske	+	+	+		
<i>Pleurosigma</i> sp.	+		+		
<i>Surirella</i> sp.			+		
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	+	+	+		
<i>Tabelaria</i> sp.			+		
<b>Cyanobacteria</b>					
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W.West & G.S.West	+				
<i>Aphanocapsa elachista</i> W.West & G.S.West	+	+			
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	+				
<i>Aphanocapsa koordesii</i> Strøm		+			
<i>Aphanothece minutissima</i> (West) J.Komárková-Legnerová & G.Cronberg		+	+		
<i>Aphanothece smithii</i> J.Komárková-Legnerová & G.Cronberg		+		K	
<i>Dolichospermum</i> sp.		+		Sn	III
<i>Limnococcus</i> sp.			+		
<i>Limnothrix</i> sp.		+	+		
<i>Merismopedia</i> sp.	+		+		
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	+	+	+	M	VII
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek ex Komárek		+			
<i>Oscillatoria</i> sp.		+	+		
<i>Phormidium</i> Kützing ex Gomont	+	+	+		
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek			+		
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn		+			
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	+		+		
<i>Snowella</i> sp.			+		

TAXON	LG	LM	TP	FGs	MBFGs
<i>Spirulina</i> sp.		+			
<b>Dinophyceae</b>					
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans		+	+	Lo	V
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	+		+	Lo	V
<i>Gymnodinium</i> sp.		+			
<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Bourrelly		+			
<i>Peridinium</i> sp. 1		+	+		
<i>Peridinium</i> sp. 2			+		
<i>Peridinium willei</i> Huitfeldt-Kaas	+			Lo	V
<b>Euglenophyceae</b>					
<i>Euglena sanguinea</i> Ehrenberg	+	+	+	Wi	V
<i>Lepocinclis</i> sp.			+		
<i>Phacus</i> sp.	+	+	+	Y	V
<i>Trachelomonas</i> sp.	+	+	+		
<b>Xanthophyceae</b>					
<i>Tribonema</i> sp.		+	+	T	
		<b>Total</b>	<b>80</b>	<b>63</b>	<b>84</b>

Tabla 1.2.3. Especies características que definen la disimilitud entre los lagos urbanos. Resultados obtenidos con la rutina SIMPER de PRIMER. AP = abundancia promedio; DIP = disimilitud promedio; DS = desviación estándar; CTB = contribución porcentual; ACM = porcentaje acumulativo; Dis = disimilitud.

Lago	Especie	Grupo 1 AP	Grupo 2 AP	DIP	Dis/SD	CTB	ACM
LG & LM (81.52)	<i>Microcystis aeruginosa</i>	12.25	0	6.02	2.74	7.39	7.39
	<i>Ceratium furcoides</i>	0	6.42	3.10	1.90	3.80	11.18
	<i>Desmodesmus communis</i>	8.55	2.60	2.95	1.79	3.62	14.80
LG & LTP (84.91)	<i>Microcystis aeruginosa</i>	12.25	0.58	6.02	2.54	7.09	7.09
	<i>Desmodesmus communis</i>	8.55	1.27	3.71	2.45	4.37	11.46
	<i>Coelastrum microporum</i>	7.03	0.77	3.12	2.09	3.68	15.14
LM & LTP (83.72)	<i>Ceratium furcoides</i>	6.42	0	4.91	1.88	5.87	5.87
	<i>Asterionella formosa</i>	6.22	0.44	4.53	1.72	5.41	11.28
	<i>Cryptomonas ovata</i>	5.87	3.16	3.18	1.33	3.79	15.07

Tabla 1.2.4. Máximo, mínimo y valores promedio de los parámetros físicos y químicos en los lagos urbanos someros durante el periodo estudiado. Promedio (Mín.-Máx.).

Lago	LG	LM	LTP
NT (mg L <sup>-1</sup> )	2.11 (< 0.01-6.00)	1.41 (0.02-5.22)	1.66 (0.45-2.92)
NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	1.28 (0.01-4.69)	0.73 (0.05-4.30)	1.71 (0.01-8.54)
NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.10 (< 0.02-1.00)	0.02 (< 0.02-0.08)	0.04 (< 0.02-0.18)
NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.10 (< 0.02-0.58)	0.21 (< 0.02-1.82)	0.35 (< 0.02-1.33)
PT (mg L <sup>-1</sup> )	0.35 (0.09-2.00)	0.08 (0.03-0.33)	0.09 (0.03-0.33)
PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0.1 (< 0.04-0.80)	0.20 (< 0.04-1.0)	< 0.04
Temp. (°C)	19.26 (8.71-26.30)	19.04 (9.13-28.50)	17.20 (9.24-24.00)
Relación NT:PT	6.02	17.62	18.44
Transparencia (m)	0.34 (0.12-0.60)	1.12 (0.20-2.90)	1.49 (0.80-3.50)
Cond. (µS cm <sup>-1</sup> )	259.75 (156.00-418.00)	258.08 (113.50-472.00)	329.09 (232.00-483.00)
pH	8.29 (6.44-10.07)	7.73 (6.34-8.70)	8.18 (5.80-9.43)
OD (mg L <sup>-1</sup> )	8.34 (5.52-13.60)	8.02 (3.10-13.66)	8.02 (2.04-15.10)
Clorofila-a (µg L <sup>-1</sup> )	85.15 (15.07-330.41)	59.29 (4.70-351.59)	25.30 (1.67-138.52)

**CAPÍTULO 2.**  
**DINÁMICA DE LAS FLORACIONES FITOPLANCTÓNICAS Y**  
**FACTORES AMBIENTALES CONDICIONANTES**



## CAPÍTULO 2.1.

### CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS Y LIMNOLÓGICAS DE LAS FLORACIONES DE *CERATIUM FURCOIDES* (DINOPHYTA) EN UN LAGO SOMERO DE CHILE CENTRAL.



Viviana Almanza<sup>1,2\*</sup>, Carlos E. de M. Bicudo<sup>3</sup>, Oscar Parra<sup>1,4</sup> y Roberto Urrutia<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup>Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

<sup>2</sup>Doctorado en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

<sup>3</sup>Instituto de Botânica, São Paulo, Brasil

<sup>4</sup>Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería, Concepción, Chile

Aceptado Revista Limnetica

## RESUMEN

Los dinoflagelados del género *Ceratium* forman floraciones no tóxicas en ecosistemas de agua continentales, que generan diversos efectos ecosistémicos, estéticos y en el abastecimiento del recurso hídrico. En este trabajo se describe por primera vez la presencia de la especie invasora *Ceratium furcoides* en Chile. Se recolectaron muestras mensuales entre enero del 2012 y diciembre del 2013 en el lago urbano de Lo Méndez, con el fin de estudiar la relación de la abundancia y morfología del dinoflagelado con las características limnológicas del cuerpo de agua. Los resultados demostraron elevada abundancia durante todo el año (promedio de  $4440 \pm 3153$  ind./l) con variaciones estacionales, así como la formación de densas floraciones en la estación de otoño (máximo 19 108 ind./l), las que se relacionaron principalmente con elevadas concentraciones de nitrógeno total, nitrato y amonio. Se observaron cambios en la morfología de *C. furcoides* principalmente de la longitud total y el número de cuernos de la hipoteca, que variaron dependiendo las condiciones ambientales y de su abundancia. Estos cambios morfológicos podrían constituir una ventaja competitiva en la colonización, permanencia y proliferación en ecosistemas hipereutróficos.

Palabras clave: *Ceratium furcoides*, floraciones, eutrofización, lagos urbanos, Chile.

## INTRODUCCIÓN

Las especies del género *Ceratium* desarrollan floraciones en lagos y embalses meso- a hipereutróficos de zonas tropicales (Bustamante *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2012; Meichtry *et al.*, 2014) y templadas (Donagh *et al.*, 2005; Ginkel *et al.*, 2007; Hart & Wragg, 2009). Sus floraciones no son tóxicas, sin embargo, pueden modificar el color y sabor del agua, obstruir filtros en los sistemas de potabilización y generar la muerte de peces por el agotamiento del oxígeno disuelto cuando la población declina (Nicholls *et al.*, 1980), lo que puede representar un serio problema ambiental y de uso del recurso hídrico (Hart & Wragg, 2009; Silverio *et*

*al.*, 2009; Matsumura-Tundisi *et al.*, 2010).

El género *Ceratium* fue típicamente registrado en el hemisferio norte, y con mucha menos frecuencia en el hemisferio sur (Margalef, 1983). Sin embargo, en los últimos años se han realizado diferentes registros en Sudáfrica (Ginkel *et al.*, 2007; Hart & Wragg, 2009) y en Suramérica (Donagh *et al.*, 2005; Silverio *et al.*, 2009; Meichtry *et al.*, 2014). Para el caso de los lagos Andino Patagónicos de Argentina la cita más antigua corresponde a *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Schrank (Thomasson, 1963). Esta misma especie fue descrita para el sur de Chile (Parra, 1988). Actualmente, se han realizado continuas citas de otra especie del género *Ceratium*, *C. furcoides* (Levander) Langhans 1925, de la que no se tenía conocimiento en la región hasta recientes observaciones en Argentina (Meichtry *et al.*, 2014) y Brasil (Santos-Wisniewski *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2013). Esta especie es morfológicamente muy similar a *C. hirundinella*, por lo que probablemente han sido documentadas como una sola en el pasado (Calado & Larsen, 1997). Tanto *C. hirundinella* como *C. furcoides*, han sido reconocidas como invasoras en ambientes dulceacuícolas en Suramérica (Silva *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2013; Meichtry *et al.*, 2014).

La rápida dispersión y establecimiento del género *Ceratium* en Suramérica se puede asociar a rasgos que se consideran comunes en los organismos invasores: alta tasa de crecimiento, alta eficiencia en la utilización de recursos y capacidades competitivas superiores sobre las especies nativas cuando las condiciones locales varían (Sukenik *et al.*, 2012). El gran tamaño de las especies de *Ceratium* evita la depredación del zooplancton, la presencia de flagelos les permite hacer migraciones a estratos profundos ricos en nutrientes en distintos momentos del día, así como cambiar su distribución con respecto a los gradientes de luz. Con la formación de quistes que sedimentan ante condiciones ambientales desfavorables logran permanecer por largos periodos de tiempo en un cuerpo de agua (Pollinger, 1988; Reynolds, 2006). Además, *Ceratium* puede presentar diferentes morfologías asociadas a variaciones en los factores ambientales así como al ciclo de vida (cliclomorfosis) (Lindström, 1992; Gligora *et al.*, 2003; Parodi *et al.*, 2007). En *C. furcoides* se ha descrito la variabilidad morfológica en una población del lago

Erken, Suecia (Lindström, 1992), sin información en hábitats donde ha ocurrido su reciente invasión. En este contexto, se ha planteado la hipótesis que el establecimiento de *C. furcoides* y el desarrollo de floraciones en el lago Lo Méndez está relacionado con la eutrofización del sistema, de modo que aumentos de abundancia junto con cambios morfológicos externos favorecen su dominancia y establecimiento en el lago.

El objetivo del presente estudio fue determinar los principales factores que influyen en el desarrollo y la proliferación de *C. furcoides* en el lago eutrófico de Lo Méndez, estableciendo si la densidad y morfología se relacionan con los cambios abióticos y bióticos estacionales típicos de sistemas de la zona templada.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Área de estudio**

El lago Lo Méndez (36° 48' 03"S y 73° 03' 03"O) está ubicado en la ciudad de Concepción, Región del Biobío, Chile central (Fig. 1). Es un lago somero (profundidad máxima de 6.5 m), tiene un área de 4.2 km<sup>2</sup> y un volumen promedio de 157 800 m<sup>3</sup>, no presenta estratificación térmica en verano. Por la elevada concentración de nutrientes en la columna de agua fue clasificado como hipereutrófico (Andrés, 2012). Forma parte del sistema de lagos urbanos de Concepción, por lo que constituye un importante espacio público de valor paisajístico y recreativo para sus habitantes. Además, es considerado como un reservorio de agua para la ciudad ante un eventual desabastecimiento del recurso.

### **Diseño de muestreo**

En el año 2011 se realizó un premuestreo, que consistió en la toma de datos de diferentes variables físico-químicas y de muestras para el estudio de la comunidad de fitoplancton en diferentes puntos del lago y profundidades (superficie y fondo) durante las cuatro estaciones del año. Los resultados del análisis de conglomerados y ANOSIM a dos vías (factores sitio de muestreo y profundidad) mostraron que no existían diferencias significativas entre los sitios de muestreo y

en las diferentes profundidades, por lo que para el presente estudio se tomaron muestras integradas en un solo sitio de muestreo, con una periodicidad mensual desde enero del 2012 a diciembre del 2013 (Fig. 1).

### **Registro de variables físico-químicas en la columna de agua**

Las variables físico-químicas de calidad del agua como temperatura (°C), pH, conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y oxígeno disuelto ( $\text{mg}/\text{l}$ ) fueron medidas *in situ* en la columna del agua (a 20 cm, 2 m y 4 m) con una sonda multiparámetrica (Hydrolab modelo Quanta). La transparencia del agua se estimó como la profundidad de visión del disco Secchi (cm).

Las muestras de agua fueron tomadas con una botella Niskin vertical de 1.5 l de volumen en dos profundidades (superficie y fondo). Posteriormente se mezclaron en un recipiente plástico y se obtuvo una muestra integrada de la columna de agua. Las muestras de agua se trasladaron en condiciones de frío (4 °C) y oscuridad a diferentes laboratorios para el análisis de la comunidad de fitoplancton, concentración de clorofila *a* y análisis de nutrientes.

### **Análisis químico de muestras de agua**

Las muestras fueron analizadas por espectrofotometría de absorción molecular y/o cromatografía iónica según procedimientos descritos en APHA (2012); fósforo total (PT) (4500 P), ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) (4110 P), nitrógeno total (NT) (4500-N C), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (4110-NO3), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) (4110-NO2) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) (4500-NH3).

### **Análisis de la comunidad fitoplanctónica e identificación taxonómica de *Ceratium furcoides***

Las muestras de fitoplancton fueron fijadas *in situ* con solución lugol al 1 %. Una vez en el laboratorio, se cuantificó el número de células de microalgas por el método de Utermöhl (1958), utilizando cámaras de sedimentación de volumen conocido (5 y 10 ml dependiendo la muestra) en un microscopio invertido marca Zeiss Axiovert 35. La identificación taxonómica se realizó hasta en nivel de género y/o especie siguiendo la clasificación a nivel de clase propuesto por Pascher

(1931-1941).

La identificación taxonómica de *C. furcoides* se llevó a cabo sobre individuos recolectados durante cada uno de los muestreos mensuales con el fin de diferenciar esta especie de *C. hirundinella*. Las diferencias descritas para *C. hirundinella* y *C. furcoides* se basan en el aspecto de la base de la epiteca, que es acampanada en *C. hirundinella* y casi cónica en *C. furcoides* (Calado & Larsen, 1997). Las cuatro placas del cuerno apical se extienden hasta el ápice en *C. hirundinella*, mientras que en *C. furcoides* la cuarta placa es de menor tamaño y no alcanza el ápice (Popovský & Pfiester, 1990; Calado & Larsen, 1997; Pereira *et al.*, 2013). Para identificar estas diferencias entre las dos especies fue necesario separar las placas de los dinoflagelados, aplicando hipoclorito de sodio 5 % bajo el cubreobjetos y observando las placas de la epiteca al microscopio fotónico (Boltovskoy, 1989). Para confirmar la configuración y tamaño de las mismas se analizaron muestras de diferentes meses con un microscopio electrónico de barrido (SEM) siguiendo las especificaciones de Carty (2003).

Las variaciones en la morfología del dinoflagelado fueron determinadas a partir de mediciones en un mínimo de 15 individuos escogidos al azar de cada muestra mensual. Se utilizó un microscopio Carl Zeiss® Axioplan con el software Zen lite 2012. Se midieron 5 caracteres morfológicos: longitud total del individuo (LT), ancho de la epiteca en el cingulo (c), largo del cuerno de la epiteca (h1), largo (Z) y base de los cuernos de la hipoteca (d). También se enumeraron los cuernos presentes en la hipoteca. Todas las medidas fueron realizadas de acuerdo a Vadrucci *et al.* (2007) para la estimación del biovolumen de *Ceratium*.

Para la determinación de la concentración de clorofila *a* se filtraron 250 ml de muestra a través de filtros de membrada de celulosa (0.45 µm). Una vez terminada la filtración, el filtro fue introducido en un frasco plástico oscuro con 20 ml de acetona al 90 % durante 24 horas para la extracción total del pigmento. La determinación de la concentración de clorofila *a* se realizó con un fluorómetro 10-AU Turner Designs.

## **Análisis estadísticos**

Para caracterizar las condiciones limnológicas donde se desarrollaron las poblaciones de *C. furcoides* se realizó un análisis de componentes principales (PCA) en base a las variables físico-químicas registradas estacionalmente (verano, otoño, invierno y primavera) durante cada año estudiado. Para ello, se estimó previamente el valor promedio característico para cada época y año. Las diferencias significativas entre los periodos y años fueron determinadas con un análisis ANOSIM de dos vías. Los datos de variables físico-químicas y de abundancia de *C. furcoides* fueron transformados con  $\log(x+1)$  para su normalización. Mediante una regresión lineal múltiple, se identificó cuál de estos factores influyó en la abundancia y longitud total de *C. furcoides*. Una correlación de Pearson permitió determinar asociaciones significativas entre la abundancia de *C. furcoides* y las características limnológicas estacionales anuales.

Se utilizó un análisis ANOVA de una vía ( $p < 0.05$ ) para determinar la significancia de las diferencias entre variables físico-químicas, abundancia y medidas morfométricas de *C. furcoides*. La relación entre la longitud total y la abundancia del dinoflagelado fue explicada mediante una regresión lineal simple. El análisis de varianza también se empleó para determinar diferencias entre la abundancia, riqueza y diversidad de taxa (índices comunitarios) por estación y por año, e identificadas con la prueba *post hoc* de Tukey. Todos los análisis fueron llevados a cabo utilizando los programas R versión 2.14.1 y Primer 6.0.

## **RESULTADOS**

### **Factores abióticos y abundancia de *Ceratium furcoides***

El lago urbano de Lo Méndez presentó aguas neutras a alcalinas, de alta conductividad eléctrica y alta concentración de nutrientes (Tabla 1). Atendiendo a sus valores promedios de transparencia del agua ( $< 1.2$  m), concentración de PT ( $< 0.09$  mg/l) y de clorofila *a* ( $< 55.3$   $\mu$ g/l), el lago presentó un estado eutrófico (Vollenweider & Kerekes, 1982), que se mantuvo durante todas las estaciones del año.

El Análisis de Componentes Principales PCA (Fig. 2) indicó que la concentración

de PT, NT,  $\text{NO}_2^-$ , temperatura, oxígeno disuelto, transparencia del agua y conductividad eléctrica son las variables que mejor explican las condiciones limnológicas en Lo Méndez, con un 56.9 % de la varianza entre los dos primeros ejes. Variaciones estacionales en la concentración de nutrientes y en la temperatura ( $F = 22.09$ ; g.l. 3;  $p < 0.05$ ) determinaron diferencias estacionales en las condiciones del agua, principalmente entre las estaciones de otoño-invierno en relación a primavera-verano (ANOSIM  $R_{\text{global}} = 0.57$ ;  $p < 0.001$ ). Estas diferencias no fueron evidentes entre los años estudiados (ANOSIM  $R_{\text{global}} = 0.53$ ;  $p > 0.05$ ). Los resultados del análisis de regresión lineal múltiple demostraron que la concentración  $\text{NO}_3^-$  influyó positivamente en la abundancia del dinoflagelado, mientras que a altas concentraciones de NT y  $\text{NH}_4^+$  la abundancia de *Ceratium* tiende a disminuir (Tabla 2). Un aumento en la concentración de  $\text{NH}_4^+$  registrada en febrero del 2012 coincidió con la ausencia de *C. furcoides* y una floración de *Microcystis* sp..

Durante la estación de otoño del año 2012 y 2013 se presentaron floraciones del dinoflagelado *C. furcoides*. Su abundancia se correlacionó positivamente con las concentraciones de NT,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  en esta época (Tabla 3). Durante el desarrollo de la floración fue registrada una menor transparencia del agua con respecto a otras épocas del año ( $F = 4.02$ ; g.l. 3;  $p < 0.05$ ), especialmente si se compara con la primavera, así como un aumento de la concentración de la clorofila *a* ( $F = 2.02$ ; g.l. 3;  $p > 0.05$ ) y de la concentración de oxígeno disuelto ( $F = 2.62$ ; g.l. 3;  $p > 0.05$ ). Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (Tabla 1). Las proliferaciones se desarrollaron en un rango de temperatura que varió entre 12 y 19 °C.

### **Factores bióticos y abundancia de *Ceratium furcoides***

Se identificaron 44 taxa de fitoplancton en el lago durante el periodo de muestreo, que pertenecen a siete clases: Chlorophyceae (18 taxa), Bacillariophyceae (13 taxa), Cyanobacteria (4 taxa), Dinophyceae (3 taxa) Euglenophyceae (3 taxa), Cryptophyceae (2 taxa) y Chrysophyceae (1 taxa) (Fig. 3). Los dinoflagelados (*Ceratium furcoides*, *Peridinium* sp. y *Peridiniopsis elpatiewskyi*), las diatomeas

(*Asterionella formosa* y *Fragilaria crotonensis*), y las algas verdes (*Closterium aciculare* y *Desmodesmus communis*) dominaron la comunidad (39 %, 29 % y 17 % respectivamente). Las otras clases de fitoplancton estuvieron presentes en baja abundancia (< 16 % del total del fitoplancton).

*C. furcoides* mantuvo una alta abundancia durante todo el año (promedio de  $4440 \pm 3153$  ind./l) y presentó un ciclo anual estacional, según el cual su abundancia fue significativamente menor durante la primavera (2012 =  $2029 \pm 768$  ind./l y 2013 =  $2216 \pm 1721$  ind./l) y mayor durante el otoño de los dos años estudiados, con 19108 ind./l en abril del 2012 y 16482 ind./l a principios de junio del 2013 ( $F = 46.4$ ; g.l. 7;  $p < 0.05$ ), correspondiendo con densas floraciones (Fig. 4).

Durante y después de las floraciones de *C. furcoides* la riqueza y diversidad de taxa fueron menores (otoño e invierno) en comparación con las otras estaciones del año (como en primavera, cuando se observó un aumento de la abundancia relativa de diatomeas y algas verdes). Estas diferencias fueron significativas sólo para la diversidad ( $H' \log_{10}$ ) ( $F = 7.1$ ; g.l. 3;  $p < 0.05$ ).

### **Presencia y morfología de *Ceratium furcoides***

La identificación taxonómica mediante la morfología y el reconocimiento de la cuarta placa apical de los individuos colectados confirmó la presencia de *C. furcoides* en el lago Lo Méndez (Fig. 5). Las células, comprimidas dorsoventralmente mostraron un promedio de  $47.7 \pm 9.9$   $\mu\text{m}$  de ancho y una longitud total que varió entre 109.9 a 311.5  $\mu\text{m}$  (promedio  $169.7 \pm 32.1$   $\mu\text{m}$ ) (Tabla 4). Las cuatro placas de la epiteca forman un cuerno largo y estrecho, mientras que la hipoteca, ancha y corta, está formada por dos o tres cuernos.

Los individuos presentaron variaciones morfológicas principalmente en la longitud total ( $F = 20.6$ ; g.l. 7;  $p < 0.05$ ) y en el número de cuernos de la hipoteca ( $F = 9.3$ ; g.l. 7;  $p < 0.05$ ), que variaron dependiendo la estación del año. La longitud total fue significativamente menor en otoño del 2013 ( $145.2 \pm 10.1$   $\mu\text{m}$ ). El mayor valor promedio de longitud se presentó en verano 2012 ( $200.0 \pm 63.1$   $\mu\text{m}$ ) (Fig. 4). Durante esta estación, la longitud del cuerno de la epiteca ( $h_1$ ) ( $F = 29.5$ ; g.l. 7;  $p < 0.05$ ), la base ( $d$ ) ( $F = 12.2$ ; g.l. 7;  $p < 0.05$ ), la longitud total de los cuernos ( $Z$ ) ( $F =$

21.9; g.l. 7;  $p < 0.05$ ) y el ancho de la epiteca (c) ( $F=34$ ; g.l. 7;  $p < 0.05$ ), también fueron significativamente diferentes, y predominaron individuos con dos cuernos antapicales. En contraste con la primavera (2012 y 2013), cuando se identificó un mayor porcentaje de individuos con tres cuernos antapicales y de mayor tamaño (Tabla 4).

Cuando aumentó la abundancia, los individuos de *C. furcoides* presentaron una menor longitud total, como demuestran los datos de otoño del 2012 y 2013 ( $11\ 257 \pm 7050$  ind./l y  $7807 \pm 7542$  ind./l respectivamente), verano del 2013 ( $4666 \pm 1473$  ind./l) e invierno del 2013 ( $4413 \pm 3359$  ind./l). Por el contrario, cuando la abundancia fue menor, incrementó el tamaño de *C. furcoides*, existiendo una correlación negativa entre la longitud total y la abundancia. La concentración de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  parece influir sobre una mayor longitud total del dinoflagelado (Tabla 2).

## DISCUSION

En este trabajo se describe por primera vez la presencia de la especie invasora *Ceratium furcoides* en Chile. La descripción morfológica, así como las medidas morfométricas de los individuos fueron consistentes con registros anteriores para la especie (Popovský & Pfiester, 1990; Meichtry *et al.*, 2014). Hasta el momento se habían descrito en el país dos especies del género *Ceratium*: *C. cornutum* (Ehrenberg) Claparède & Lachmann 1859 y *C. hirundinella* (Parra, 2006). Este último habría sido introducido en la década de los 80 por el traslado de quistes del dinoflagelado junto con ovas de salmón durante el progreso de la salmonicultura en el sur de Chile (Parra, 1988). Sin embargo, no existen otros antecedentes que den cuenta de la introducción y dispersión de esta especie en el país. De la misma forma, el proceso de colonización de *C. furcoides* en Suramérica no está del todo clara, se ha asociado a cambios climáticos, a modificaciones en el régimen hidrológico, a cambios en la calidad del agua y al transporte de estados de resistencia (quistes) por aves, insectos acuáticos o por intervención antrópica (Parra, 1998; Pereira *et al.*, 2013; Meichtry *et al.*, 2014). El registro de *C. furcoides*

en el lago urbano de Lo Méndez da cuenta de su rápida dispersión por Suramérica y del establecimiento en lagos eutróficos, como se ha descrito en otras zonas de la región (Silva *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2013; Meichtry *et al.*, 2014). Aunque probablemente se encuentre en otros ecosistemas acuáticos con similares características de concentración de nutrientes. El desconocimiento de su presencia en Chile puede haber contribuido a la subestimación de su área de distribución y a identificaciones erróneas como *C. hirundinella*, considerando su similar morfología, requerimientos ambientales (Bustamante *et al.*, 2012) y coexistencia en el mismo cuerpo de agua (Heaney *et al.*, 1988; Lindström, 1992). Nuestros resultados muestran que *C. furcoides* y *C. hirundinella* no coexisten en el lago Lo Méndez, sin embargo, este último ha sido registrado en varios lagos del centro y sur del país (Parra, 2006).

La alta concentración de nutrientes en el lago urbano de Lo Méndez favoreció la presencia del dinoflagelado en concordancia con investigaciones anteriores (Matsumura-Tundisi *et al.*, 2010; Bustamante *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2012). Esta microalga se caracteriza por ser cosmopolita y tolerar una amplia gama de condiciones ambientales, formando floraciones en sistemas meso- a hipereutróficos, en donde se ha llegado a registrar densidades entre 44 175 ind./l y 103 329 ind./l en el embalse eutrófico de Embalse Riogrande II Antioquia, Colombia (Bustamante *et al.*, 2012), 28 564 ind./l en el embalse mesotrófico de Minas Gerais el Furnas (Silva *et al.*, 2012) y 25 000 ind./l en el reservorio eutrófico de Billings, sureste de Brasil (Matsumura-Tundisi *et al.*, 2010).

En el lago urbano de Lo Méndez, *C. furcoides* mantuvo una alta abundancia durante todo el año, que se relacionó principalmente con concentraciones de NT,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ , en correspondencia con estudios previos obtenidos en otros lagos de Suramérica, que asocian la presencia de *C. furcoides* principalmente con las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  (Bustamante *et al.*, 2012),  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NO}_2^-$  (Silva *et al.*, 2012), o NT y PT (Matsumura-Tundisi *et al.*, 2010). Se han sugerido otras características limnológicas, como la conductividad eléctrica, concentración de óxido de silicio ( $\text{SiO}_2$ ), o el aumento en el tiempo de residencia y en la estabilidad

de la columna agua, como influyentes en la abundancia de *C. furcoides* (Bustamante *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2012; Meichtry *et al.*, 2014).

La temperatura a la que ocurrieron las floraciones osciló entre 12 y 19 °C, temperaturas inferiores a las reportadas en proliferaciones de lagos tropicales (18 - 24 °C) (Bustamante *et al.*, 2012) y acordes con las de desarrollo óptimo para la especie (15 - 25 °C) (Pollinger, 1988; Ginkel *et al.*, 2001). Durante el otoño, las condiciones ambientales adecuadas para la proliferación del alga fueron asociadas a NT,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  permitiendo el aumento de su abundancia durante dos años consecutivos. Una mayor concentración de  $\text{PO}_4^{3-}$  durante el otoño del 2012, podría haber determinado el aumento de la densidad de individuos en comparación con el otoño del año siguiente. Las especies del genero *Ceratium* tienen la capacidad de asimilar fósforo tanto orgánico como inorgánico, lo que podría haber favorecido la mayor densidad de células durante el periodo de mayor concentración de  $\text{PO}_4^{3-}$  y el inicio de la floración en la época de menor concentración (Ginkel *et al.*, 2001).

Durante la floración se elevó la concentración de la clorofila a producto del aumento de la abundancia del dinoflagelado, produciendo una disminución de la transparencia del agua, así como un aumento en la concentración de oxígeno disuelto debido al incremento en la actividad fotosintética (Lindström, 1992). En general, la gran biomasa de microalgas en una floración genera importantes variaciones diarias de oxígeno, con valores muy altos durante el día y bajos en la noche (Harper, 1992; Ginkel *et al.*, 2001). El posterior decline de la floración causa una alta tasa de descomposición del material acumulado, que es acompañado por el consumo de oxígeno, lo que produce el agotamiento en la concentración local disponible, condiciones de anoxia y subsecuentes mortandades masivas de organismos acuáticos (Wetzel, 2001). En el lago Otario fue descrita la muerte de peces asociada al colapso de una proliferación de *C. hirundinella* (Nicholls *et al.*, 1980). En Lo Méndez, los efectos del decline de la población de *C. furcoides* no fueron evidentes, manteniendo las concentraciones de oxígeno disuelto requeridas para los organismos que allí habitan (la mayor

densidad de peces en el lago corresponde a la carpa *Cyprinus carpio*, reconocida por sobrevivir en mínimas concentraciones de oxígeno).

En lagos ricos en nitrógeno orgánico, individuos del género *Ceratium* coexisten con algunas especies de cianobacterias que también pueden llegar a generar densas floraciones en este tipo de sistemas, siendo típicos representantes del grupo funcional L<sub>M</sub> (Reynolds *et al.*, 2002; Padisák *et al.*, 2009). En el caso de Lo Méndez, este grupo estuvo ausente, no obstante, se presentó una sustitución del grupo M (*Microcystis* sp.) por el L<sub>O</sub> (*C. furcoides*) en el verano del 2012. El aumento de abundancia de esta cianobacteria coincidió con la mayor concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> registrada durante este estudio (en otros meses del año estuvo ausente o presentó muy baja abundancia), lo que pudo favorecer el crecimiento de las cianobacterias, que asimilan más rápidamente el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> que el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> como fuente de nitrógeno (Jacoby *et al.*, 2000), y restringir la abundancia del dinoflagelado. La floración de la cianobacteria fue precedida por el dinoflagelado, como ha sido descrito por Reynolds (1997). Otras microalgas, como la diatomea *A. formosa* (grupo C), típica de pequeños lagos eutróficos, alternaron con las floraciones de *C. furcoides* dominando durante el invierno.

Las diatomeas, junto con las algas verdes, aumentaron su abundancia relativa en primavera y verano, coincidiendo con la menor densidad del dinoflagelado. Estas algas también se vieron favorecidas por las altas concentraciones de nutrientes en el lago y los cambios estacionales de temperatura. Estudios previos sobre la comunidad fitoplanctónica en Lo Méndez mostraron que las algas verdes y las diatomeas dominaban la comunidad, que estaba compuesta por 70 taxa de 6 diferentes clases (Cyanobacteria, Dinophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae y Chlorophyceae) (Parra *et al.*, 1981). Actualmente la comunidad es más simple, con una menor riqueza y dominada por dinoflagelados y diatomeas.

El proceso de eutrofización del lago favoreció la presencia de algunas especies, como los dinoflagelados, que a su vez podrían determinar cambios en la comunidad. Sin embargo, con la información histórica disponible, se dificulta establecer una relación causal del efecto del dinoflagelado sobre la comunidad.

Las variaciones estacionales en la longitud total y en el número de cuernos de la hipoteca observadas en *C. furcoides*, han sido reportadas previamente para *C. hirundinella* como respuesta morfológica ante los cambios de las condiciones ambientales (Bertolo *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2013; Varol, 2015). Durante la floración predominaron individuos de menor tamaño y con dos cuernos antapicales, mientras que con una menor abundancia se presentaron individuos con un tercer cuerno en la hipoteca y de mayor tamaño principalmente en primavera. Factores como la concentración de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_2^-$  parecen influir sobre una mayor longitud total del dinoflagelado, en concordancia con observaciones realizadas en *C. hirundinella* por Gligora *et al.* (2003), quienes determinaron que la concentración de NT influyó en el cambio de la longitud total y el tamaño del cuarto cuerno antapical. La formación de un tercer cuerno antapical facilitaría la flotabilidad de la célula cuando la temperatura es elevada, además de mejorar la protección contra la depredación del zooplancton y de peces planctívoros (Moyá *et al.*, 1984; Hamlaoui *et al.*, 1998; Bertolo, 2010). Durante este periodo también fueron abundantes otras microalgas de las clases Chlorophyceae, Bacillariophyceae y Cryptophyceae, lo que sugiere que podría estar asociado a procesos de competencia interespecífica. La alta concentración de nutrientes durante el ciclo anual en el lago Lo Méndez propicia la proliferación de microalgas que, como *C. furcoides*, se ven beneficiadas ante las condiciones del ecosistema. La plasticidad fenotípica de *C. furcoides* podría favorecer la capacidad invasora de esta alga, proporcionando una ventaja adicional para generar floraciones en el cuerpo de agua, así como para establecerse y dominar en el nuevo hábitat. Esta especie por tanto podría invadir nuevos ambientes con similares condiciones tróficas, por lo que se requiere estudiar la distribución del dinoflagelado sobre todo en cuerpos de agua utilizados para abastecimiento del recurso hídrico. Se recomiendan programas de monitoreo en el lago urbano de Lo Méndez que den cuenta de los cambios del ecosistema y de la abundancia de los dinoflagelados en el contexto del uso recreativo de este sistema y de reservorio de agua.

## CONCLUSIONES

Se describe por primera vez en Chile la ocurrencia de *Ceratium furcoides*. Su presencia da cuenta de la rápida invasión del dinoflagelado en los ecosistemas acuáticos continentales de Suramérica. La plasticidad fenotípica le permite generar un gran número de individuos de pequeño tamaño y menor ornamentación durante la floración. El resto de año sobreviven individuos de mayor tamaño y más complejos morfológicamente. Los hábitats con alta concentración de nutrientes, como el lago somero de Lo Méndez, benefician su dominancia.

## AGRADECIMIENTOS

Estos datos fueron generados gracias al apoyo de las siguientes fuentes de financiamiento: FONIS SA13I20211 y VRID N° 477/12. A la beca CONICYT doctorado nacional N°21130171 y proyecto CRHIAM/Conicyt/Fondap 15130015. Agradecemos también a todo el equipo de muestreo y del laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA, Universidad de Concepción. A Enrique Ascencio por sus aportes y comentarios sobre la taxonomía del dinoflagelado.

## BIBLIOGRAFÍA

- ANDRÉS, B. 2012. Lagunas urbanas en Concepción. Una fuente de agua para enfrentar emergencias?. *Revista Aidis*, 17-20.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) & WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). 2012. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22nd ed. APHA, Washington. USA.
- BERTOLO, A., G. LACROIX, F. LESCHER-MOUTOUÉ & J. HJELM. 2010. Relationship between fish and the number of horns in *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae): a food-web-mediated Effect on algal morphology?. *Journal of Phycology*, 46: 33-40.
- BOLTOVSKOY, A. 1989. Thecal morphology of the dinoflagellate *Peridinium gutwinskii*. *Nova Hedwigia*, 4 (9): 369-380.
- BUSTAMANTE, C., J. J. RAMÍREZ, A. BOLTOVSKOY & A. VALLEJO. 2012. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 24 (2): 207-219.

CALADO, A. J. & J. LARSEN. 1997. On the identity of the type species of the genus *Ceratium* Schrank (Dinophyceae), with notes on *C. hirundinella*. *Phycologia*, 36: 500-505.

CARTY, S. 2003. Dinoflagellates. In: *Freshwater algae of North America, Ecology and classification*. J.D. Wehr & R.G. Sheath (ed.): 685-714. Academic Press, New York.

DONAGH, M. E., M. A. CASCO & M. C. CLAPS. 2005. Colonization of a Neotropical Reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller). *International Journal of Limnology*, 41 (4): 291-299.

GLIGORA, M., A. PLENKOVIC-MORAJ & I. TERNJEJ. 2003. Seasonal distribution and morphological changes of *Ceratium hirundinella* in two mediterranean shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 213-220.

GINKEL, V. C., B. C. HOHLS & E. VERMAAK. 2001. A *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) bloom in Hartbeespoort Dam, South Africa. *Water SA.*, 27 (2): 269-276.

GINKEL, V. C., C. HONGQING, F. RECKNAGEL & D. PLESSIS. 2007. Forecasting of dinoflagellate blooms in warm-monomictichypertrophic reservoirs in South Africa by means of rule-based agents. *Water SA.*, 33 (4).

HAMLAOUI, S., A. COUTÉ, G. LACROIX, F. LESCHER-MOUTOUÉ. 1998. Nutrient and fish effects on the morphology of the dinoflagellate. *Ecology*, 321: 39-45.

HARPER, D. 1992. Eutrophication of freshwaters, principles, problems and restoration. Chapman & Hall. London.

HART, R. C. & P. D. WRAGG. 2009. Recent blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in Albert Falls Dam (KZN): History, causes, spatial features and impacts on a reservoir ecosystem and its zooplankton. *Water S.A.*, 35 (4): 455-468.

HEANEY, S. I., J. W. G. LUND, H. M. CANTER & K. GRAY. 1988. Population dynamics of *Ceratium* spp. in three English lakes, 1945-1985. *Hydrobiologia*, 161: 133-148.

JACOBY, J.M., D.C., COLLIER, E.B.F., WELCH, J., HARDY & M. CRAYTON. 2000. Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 231-240.

LINDSTRÖM, K., 1992. *Ceratium* in Lake Erken: vertical distribution, migration and form variation. *Nordic Journal of Botany*, 12: 541-556.

MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. España.

MATSUMURA-TUNDISI, T., J. G. TUNDISI, A. P. LUZIA & R. M. DEGANI. 2010. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70 (3): 825-829.

MEICHTRY, N., A. BOLTOVSKOY, C. COSTIGLIOLO ROJAS & R. M. RODRÍGUEZ. 2014. Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides*

(Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución en el área de influencia del Embalse Yacyretá (río Paraná, Argentina-Paraguay). *Limnetica*, 33 (1): 153-160.

MOYÁ, G. & G. RAMÓN. 1984. Variación espacio temporal de *Ceratium hirundinella*, en los embalses de Cuber y Gorg. *Limnetica*, 1: 285-290.

NICHOLLS, K. M., W. KENNEDY & C. HANNET. 1980. Fish kill Heart Lake, Otario, associated with the collapse of a masive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). *Freshwater Biology*, 10 (6): 553-561.

OLIVEIRA, H. S. B., A. N. MOURA & M. K. CORDEIRO. 2011. First record of *Ceratium* Schrank, 1793 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in fresh water ecosystems in the semiarid region of Brazil. *Check List*, 7: 626-628.

PADISÁK, J., L. O. CROSSETTI & L. NASELLI-FLORES. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.

PARRA, O. 1998. Una aproximación sistémica para la evaluación de la biodiversidad algal en ambientes acuáticos continentales de Chile. Sociedad Ficológica de América Latina y el Caribe. *Sociedad Brasileña de Ficología*, 167-178.

PARRA, O. 2006. Estado de conocimiento de las algas dulceacuícolas de Chile (excepto Bacillariophyceae). *Gayana*, 70(1): 8-15.

PARRA, O., E. UGARTE & V. DELLAROSSA. 1981. Periodicidad estacional y asociaciones en el fitoplancton de tres cuerpos lenticos en la región de Concepción, Chile. *Gayana*, 36: 1-35.

PARODI, E.R., N. TROBBIANI & E.J. CÁCERES. 2007. Cytomorphometric characterization of a population of *Ceratium hirundinella* fa. *austriacum* (Dinophyta) during a bloom in a reservoir of the Province of Buenos Aires, Argentina. *Algalological Studies*, 125: 45-55.

PEREIRA, K., J. CONTE, C. C. MÜLLER, K. DORNELLES, J. K. FRIZZO, T. A. VEIGA LUDWIG & L. S. CARDOSO. 2013. First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. *Check List*, 9 (4): 862-866.

POLLINGHER, U. 1988. Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. In: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. C. Sandgren (ed.): 134-174. Cambridge, University Press. New York.

POPOVSKÝ, J. & L. A. PFIESTER. 1990. Dinophyceae (Dinoflagellida). In: *Süßwasser flora von Mitteleuropa*. H. Ettl, J. Gerloff & H. Heynig (ed.): 1-272. Spektrum Akademischer, Heidelberg.

REYNOLDS, C. S. 1997. *Vegetation Processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Ecology Institute. Stuttgart. Germany.

REYNOLDS, C. S., H. VERA, C. KRUK, L. NASELLI-FLORES & S. MELO.

2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24 (5): 417-428.

REYNOLDS, C. S. 2006. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge, England.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J., L. C. SILVA, I. C. LEONE, R. LAUDARES-SILVA & O. ROCHA. 2007. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, and invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67 (4): 791-793.

SILVA, L. C., I. C. LEONE, M. J. SANTOS-WISNIEWSKI, A. C. PERET & O. ROCHA. 2012. Invasão do dinoflagelado *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 em um reservatório tropical e sua relação com as variáveis ambientais. *Biota Neotropica*, 12 (2): 93-100.

SILVERIO, M. J., MONTAÑEZ, G. FRA, E. SARACHO, M. ARJONA, M. AMAYA & B. TRACCANNA. 2009. Variación Poblacional de *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) en Embalses Eutróficos de Catamarca (Argentina) y su relación con parámetros ambientales. *Huayllu-Bios*, 3: 13-31.

SUKENIK, A., O. HADAS, A. KAPLAN & A. QUESADA. 2012. Invasion of nostocales (Cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes physiological, regional, and global driving forces. *Frontiers in Microbiology*, 3:86.

THOMASSON, K. 1963. Araucanian Lakes. *Acta Phytogeographica Suecica*, 47: 1-139.

UTERMÖHL, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1-38.

VADRUCCI, M. R., M. CABRINI & A. BASSET. 2007. Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystems of Mediterranean Ecoregion. *Transitional Waters Bulletin*, 2: 83-102.

VOLLENWEIDER, R. A. & J. KEREKES. 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. OECD, Paris.

VAROL, M. 2015. External morphological variations and temporal distribution of the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* in two dam reservoirs in the Tigris River basin (Turkey). *Turkish Journal of Botany*, 39: 1-5.

WETZEL, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. (3'd ed.). Academic Press, San Diego.

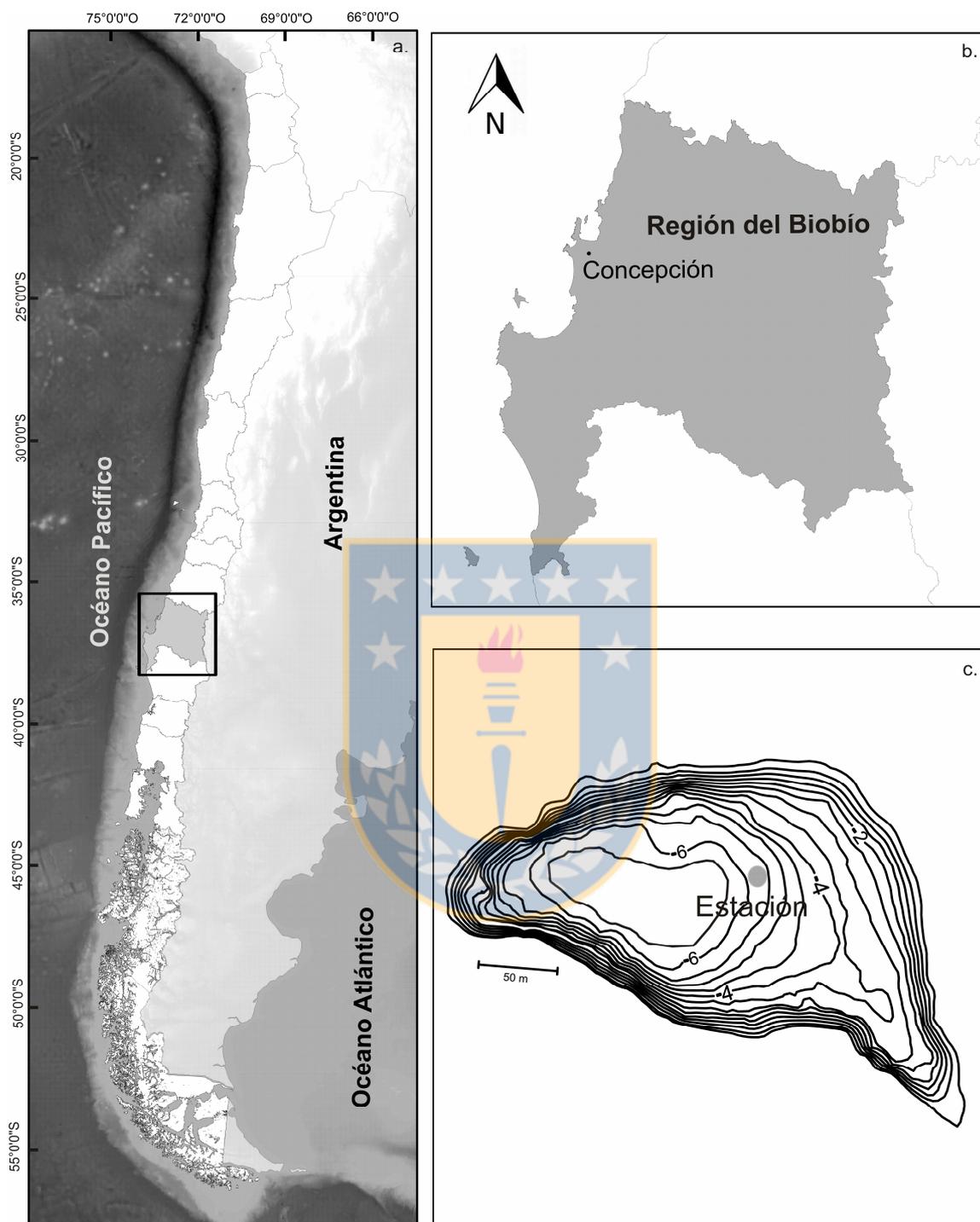


Figura 2.1.1. Área de estudio, Lago urbano de Lo Méndez. a. Chile. b. Región del Biobío. c. Batimetría del lago.

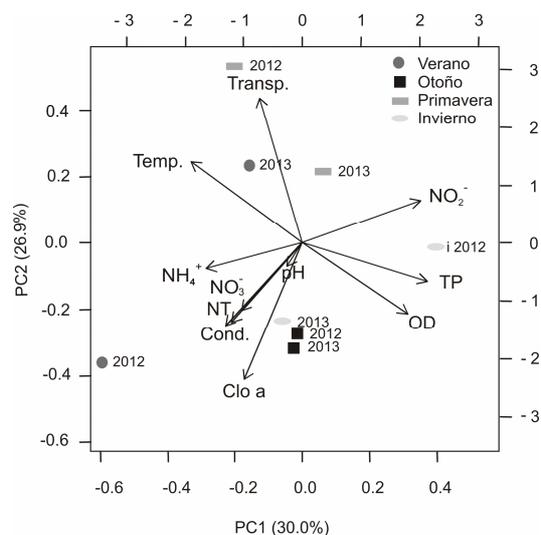


Figura 2.1.2. Diagrama de ordenación PCA de las variables físicas y químicas más importantes en el lago urbano de Lo Méndez asociados a las diferentes épocas del año, valores promedio por estación por año de estudio. Temp. (Temperatura), Transp. (Transparencia), Cond. (Conductividad), pH, OD (Oxígeno disuelto), NT (Nitrógeno total), NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Nitratos), NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (Nitritos), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Amonio), PT (Fósforo total), Clo a (Clorofila a).

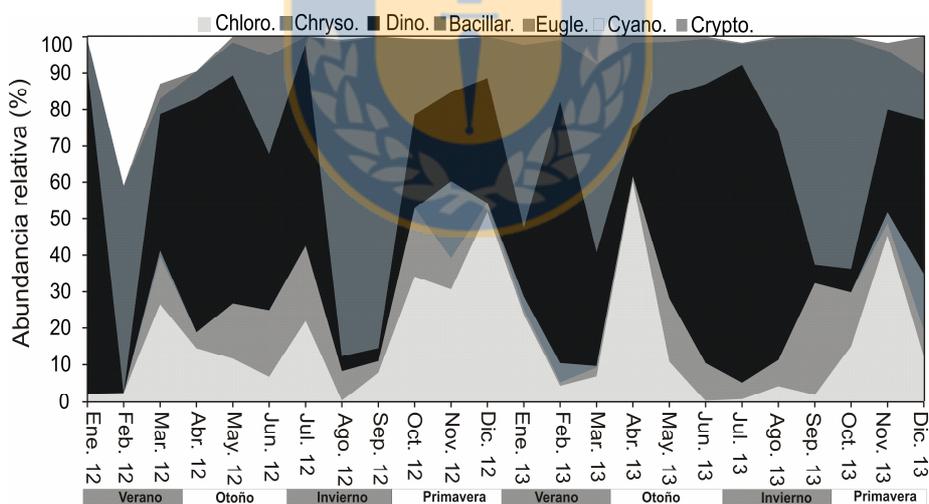


Figura 2.1.3. Abundancia relativa de los diferentes grupos que componen la comunidad de fitoplancton (Chloro: Chlorophyceae, Chryso: Chrysophyceae, Dino: Dinophyceae, Bacillar: Bacillariophyceae, Eugle: Euglenophyceae, Cyano: Cyanobacteria, Crypto: Cryptophyceae).

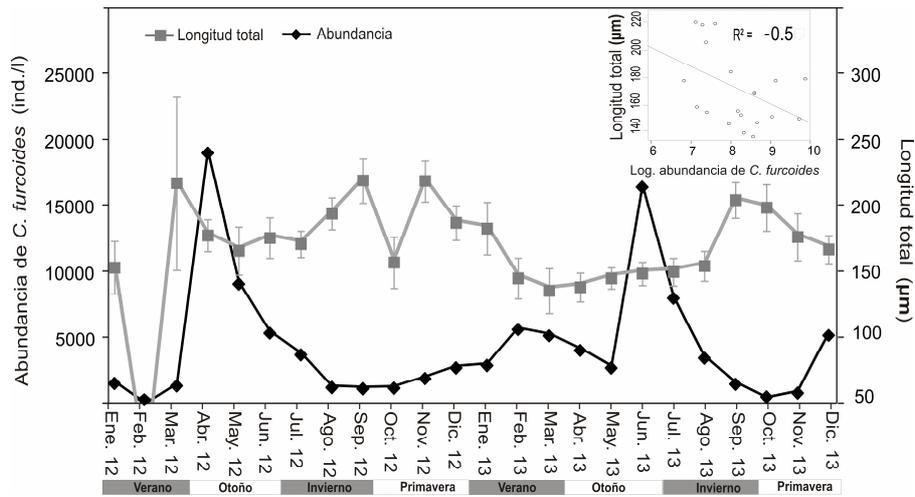


Figura 2.1.4. Abundancia y longitud total de *Ceratium furcoides* en el lago Lo Méndez. Regresión lineal de la longitud total de *Ceratium furcoides* en relación con su abundancia.

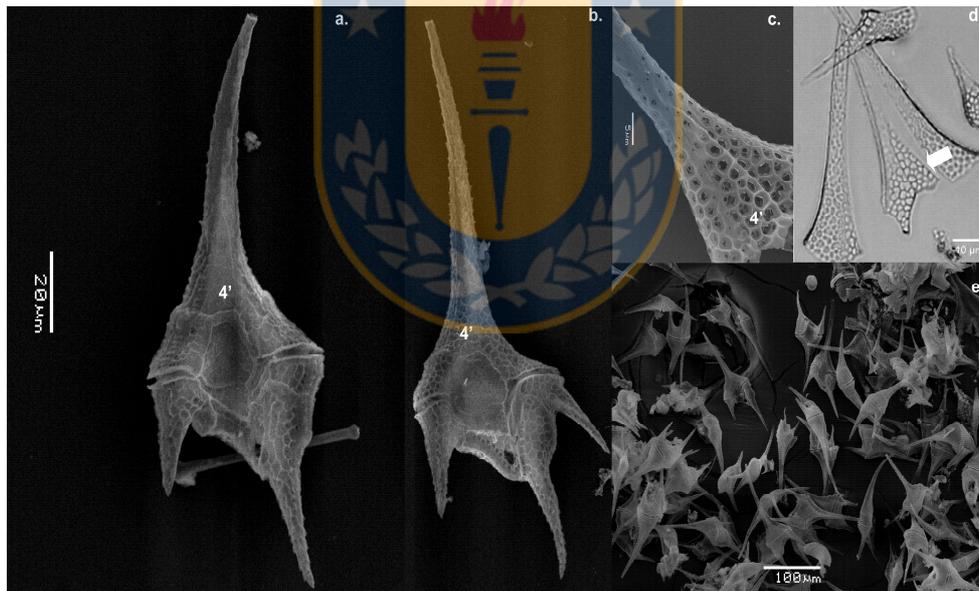


Figura 2.1.5. Variabilidad morfológica de *Ceratium furcoides*: a) Vista ventral de *C. furcoides* con dos cuernos en la hipoteca. b) Vista ventral de *C. furcoides* con tres cuernos en la hipoteca. c) Detalle de la epitheca mostrando la 4 placa apical corta (vista ventral). d) Separación de placas con hipoclorito de sodio. e) Floración de *C. furcoides*, SEM.

Tabla 2.1.1. Variables limnológicas e índices comunitarios en el lago Lo Méndez: temperatura (Temp.), transparencia (Transp.), Conductividad (Cond.), pH, oxígeno disuelto (OD), nitrógeno total (NT), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), fósforo total (PT), ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), clorofila a, riqueza de especies (S) y índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'_{\log_{10}}$ ) (promedio  $\pm$  desviación estándar DS), < al límite de detección. Según Vollenweider & Kerekes (1982): HI=Hipereutrífico.

Variable	Verano 2012	Otoño 2012	Invierno 2012	Primavera 2012	Verano 2013	Otoño 2013	Invierno 2013	Primavera 2013	Total
Temp. (°C)	22.6 $\pm$ 1.5	14.3 $\pm$ 3.8	13.6 $\pm$ 1.0	18.9 $\pm$ 2.6	22.4 $\pm$ 1.6	15.0 $\pm$ 2.2	11.8 $\pm$ 1.4	19.8 $\pm$ 2.9	17.3 $\pm$ 4.4
Transp. (m)	0.8 $\pm$ 0.0	0.8 $\pm$ 0.1	1.0 $\pm$ 0.6	2.3 $\pm$ 1.0	1.4 $\pm$ 0.5	0.9 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.2	1.4 $\pm$ 0.6	1.2 $\pm$ 0.7 (HI)
Cond. ( $\mu\text{m/cm}$ )	277.8 $\pm$ 17.6	257.2 $\pm$ 29.6	223.0 $\pm$ 7.0	210.6 $\pm$ 45.7	261.7 $\pm$ 21.5	276.3 $\pm$ 15.3	253.6 $\pm$ 19.9	223.7 $\pm$ 11.7	248.0 $\pm$ 31.6
pH	7.7 $\pm$ 0.2	7.2 $\pm$ 0.3	7.3 $\pm$ 0.1	7.4 $\pm$ 0.1	8.0 $\pm$ 0.3	7.9 $\pm$ 0.6	7.5 $\pm$ 0.6	8.2 $\pm$ 0.5	7.7 $\pm$ 0.5
OD (mg/l)	8.3 $\pm$ 1.9	9.2 $\pm$ 0.8	9.3 $\pm$ 1.1	6.8 $\pm$ 0.4	8.2 $\pm$ 2.3	8.7 $\pm$ 0.9	7.6 $\pm$ 0.2	7.5 $\pm$ 1.5	8.2 $\pm$ 1.4
NT (mg/l)	2.1 $\pm$ 0.4	1.4 $\pm$ 0.5	1.4 $\pm$ 0.2	1.0 $\pm$ 0.3	0.8 $\pm$ 0.1	1.2 $\pm$ 0.2	1.9 $\pm$ 0.1	0.7 $\pm$ 0.3	1.3 $\pm$ 0.5
$\text{NO}_3^-$ (mg/l)	1.43 $\pm$ 0.2	0.93 $\pm$ 0.5	1.40 $\pm$ 0.4	0.37 $\pm$ 0.3	<0.02	<0.02	1.10 $\pm$ 0.3	0.04 $\pm$ 0.0	0.66 $\pm$ 0.6
$\text{NO}_2^-$ (mg/l)	<0.02	<0.02	0.06 $\pm$ 0.02	<0.02	0.02 $\pm$ 0.01	<0.02	<0.02	0.02 $\pm$ 0.01	0.02 $\pm$ 0.02
$\text{NH}_4^+$ (mg/l)	0.89 $\pm$ 0.35	0.26 $\pm$ 0.40	0.33 $\pm$ 0.10	0.28 $\pm$ 0.17	0.04 $\pm$ 0.01	0.04 $\pm$ 0.01	0.06 $\pm$ 0.03	0.08 $\pm$ 0.10	0.25 $\pm$ 0.32
PT (mg/l)	0.06 $\pm$ 0.00	0.09 $\pm$ 0.02	0.10 $\pm$ 0.01	0.07 $\pm$ 0.01	0.08 $\pm$ 0.03	0.11 $\pm$ 0.04	0.10 $\pm$ 0.05	0.10 $\pm$ 0.08	0.09 $\pm$ 0.04 (HI)
$\text{PO}_4^{3-}$ (mg/l)	0.98 $\pm$ 0.03	0.25 $\pm$ 0.37	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	0.18 $\pm$ 0.33
Clorofila a ( $\mu\text{g/l}$ )	100.4 $\pm$ 23.4	78.4 $\pm$ 57.7	20.5 $\pm$ 8.8	13.9 $\pm$ 6.0	20.5 $\pm$ 1.4	110.5 $\pm$ 6.5	73.2 $\pm$ 47.4	24.6 $\pm$ 4.4	55.3 $\pm$ 44.6 (HI)
S	11 $\pm$ 1	13 $\pm$ 4	12 $\pm$ 4	17 $\pm$ 6	20 $\pm$ 5	15 $\pm$ 5	16 $\pm$ 4	19 $\pm$ 7	15 $\pm$ 5
$H'_{\log_{10}}$	0.7 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.1	0.4 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.2	0.8 $\pm$ 0.1	0.7 $\pm$ 0.1	0.5 $\pm$ 0.1	0.8 $\pm$ 0.2	0.7 $\pm$ 0.2

Tabla 2.1.2. Regresión lineal múltiple de la abundancia y longitud total de *Ceratium furcoides*.

	<b>Coefficiente</b>	<b>Error estándar</b>	<b>Estad.</b>	<b>Valor-p</b>
<b>Abundancia de <i>C. furcoides</i></b>				
Constante	11 646.82	4134.50	2.817	0.01 *
Nitrógeno total (NT)	-5220.79	2188.97	-2.38	0.03 *
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	3444.05	1170.38	2.94	0.01 *
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	-44 827.79	31 804.74	-1.40	0.18
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	-141.49	1955.36	-2.62	0.02 *
Clorofila a	36.75	12.00	3.06	0.01 *
Índice de diversidad (H' log <sub>10</sub> )	-6704.04	4273.11	-1.56	0.14
<b>Longitud total de <i>C. furcoides</i></b>				
Constante	159.70	17.91	8.91	0.00*
Nitrógeno total (NT)	-23.96	13.72	-1.75	0.10
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	24.22	12.05	2.01	0.06
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	1065.81	516.66	2.06	0.05*
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	52.93	19.77	2.68	0.02*

Tabla 2.1.3. Correlación de Pearson entre la abundancia de *C. furcoides* y las variables limnológicas.

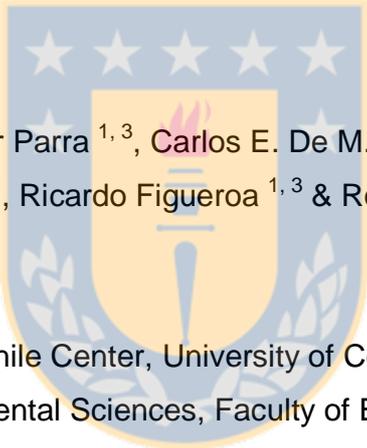
<b>Variable</b>	<b>Verano</b>	<b>Otoño</b>	<b>Invierno</b>	<b>Primavera</b>
Temperatura (T)	-0.14	0.23	<b>-0.81</b>	<b>0.77</b>
Transparencia (Transp.)	<b>0.55</b>	0.18	-0.48	0.12
Conductividad (Cond.)	-0.19	-0.16	0.14	0.11
pH	<b>0.71</b>	0.40	<b>0.92</b>	0.41
Oxígeno disuelto (OD)	0.26	-0.01	-0.18	-0.23
Nitrógeno total (NT)	<b>-0.72</b>	<b>0.68</b>	0.14	-0.50
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	<b>-0.90</b>	0.41	<b>-0.54</b>	-0.08
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	<b>0.71</b>	<b>-0.69</b>	<b>-0.55</b>	<b>-0.57</b>
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	<b>-0.80</b>	<b>0.68</b>	<b>-0.66</b>	-0.39
Fósforo total (PT)	<b>0.64</b>	-0.04	<b>0.85</b>	-0.45
Orto fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	<b>-0.88</b>	<b>0.69</b>	0.45	-0.22
Clorofila a (Clo. a)	-0.40	0.17	<b>0.89</b>	0.11

Tabla 2.1.4. Medidas morfométricas de *Ceratium furcoides* en el lago Lo Méndez. (Prom.±DS=promedio ± desviación estándar DS).

Medidas morfométricas		Verano 2012	Otoño 2012	Invierno 2012	Primavera 2012	Verano 2013	Otoño 2013	Invierno 2013	Primavera 2013	Total
Longitud total (LT) (µm)	Prom.±DS	200.0±63.1	172.5±16.7	176.7±15.2	197.9±34.4	159.2±27.9	145.2±10.1	152.8±10.9	187.6±21.3	169.7±32.1
	Max.	311.5	202.1	258.7	199.2	223.6	168.2	170.7	232.1	311.5
	Min	118.6	131.4	120.5	148.7	109.9	121.8	131.4	137.8	109.9
Ancho (c) (µm)	Prom.±DS	67.7±24.8	51.8±3.7	47.4±7.5	50.2±10.3	47.6±5.1	44.4±3.3	46.9±4.4	48.4±5.6	47.7±9.9
	Max.	116.3	60.6	61.5	60.0	63.1	51.7	56.3	63.8	116.3
	Min	44.5	47.1	36.4	24.0	33.1	36.2	37.4	34.8	24.0
Largo del cuerno de la epiteca (h1) (µm)	Prom.±DS	111.1±35.6	86.4±12.4	84.7±22.2	102.3±10.1	81.9±17.6	66.8±8.2	73.1±11.2	89.9±16.2	82.1±21.2
	Max.	171.6	111.6	135.5	102.0	115.8	89.6	97.8	126.2	171.6
	Min	62.8	60.8	56.2	62.2	10.5	52.7	29.6	56.3	10.5
Promedio longitud de la base de los cuernos (d) (µm)	Prom.±DS	16.1±7.0	12.1±1.8	12.9±1.8	11.2±3.1	12.0±1.6	11.3±1.3	12.5±1.8	11.5±2.0	11.8±2.7
	Max.	31.6	15.6	16.9	20.1	16.0	13.9	18.8	25.8	31.6
	Min	7.0	9.0	7.1	9.3	7.3	7.4	9.2	7.6	7.0
Promedio longitud del largo de los cuernos de la hipoteca (Z) (µm)	Prom.±DS	44.7±17.0	33.5±5.5	32.7±9.7	41.4±8.3	38.2±10.4	28.7±4.8	30.5±4.7	41.0±7.4	36.2±10.0
	Max.	79.2	48.5	59.5	46.3	54.3	42.7	40.0	63.4	79.2
	Min	21.7	22.9	19.6	23.1	17.0	17.9	17.3	21.4	17.0
Individuos con 2 y/o 3 cuernos en la hipoteca (%)	2	89	56	90	32	65	95	100	42	71
	3	11	44	10	68	35	5	0	58	29
n		45	45	45	45	75	75	75	75	480

**CAPÍTULO 2.2.**

**OCCURRENCE OF TOXIC BLOOMS OF *MICROCYSTIS AERUGINOSA* IN A CENTRAL CHILEAN (36° LAT. S) URBAN LAKE.**



Viviana Almanza <sup>1,2,\*</sup>, Oscar Parra <sup>1,3</sup>, Carlos E. De M. Bicudo <sup>4</sup>, Carolina Baeza <sup>1</sup>,  
Johana Beltran <sup>1</sup>, Ricardo Figueroa <sup>1,3</sup> & Roberto Urrutia <sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> EULA-Chile Center, University of Concepción

<sup>2</sup> Doctorate in Environmental Sciences, Faculty of Environmental Sciences,  
University of Concepción

<sup>3</sup> Center of Water Resources for Agriculture and Mining, Concepción.

<sup>4</sup> Instituto de Botânica, São Paulo, Brasil

Aceptado Revista Chilena de Historia Natural

## RESUMEN

*Antecedentes:* Durante las últimas décadas la frecuencia y la distribución global de las floraciones de cianobacterias tóxicas han aumentado a nivel mundial, lo que ha sido atribuido a la eutrofización y al cambio climático global. En Chile existen reportes de floraciones en ecosistemas acuáticos en zonas con alta densidad poblacional y la presencia de cinco congéneres de microcistinas, pero sólo dos floraciones tóxicas que ocasionaron la muerte de cientos de peces. Se investigó la presencia de floraciones de cianobacterias tóxicas en el lago urbano Lo Galindo, ciudad de Concepción, y los factores ambientales que influyen en la abundancia de cianobacterias y concentración de microcistina. Este lago, se utiliza para recreación y como fuente de agua potable alternativa para la ciudad.

*Resultados:* En el lago se desarrollan floraciones tóxicas de *Microcystis aeruginosa*, las que se presentan durante todo el año en un amplio rango de condiciones ambientales, formando floraciones tipo acumulativas (scums) durante el verano y dispersivas en todas las épocas del año. Existen diferentes congéneres de microcistina, el más frecuente es MC-RR (21.0 %) y el de mayor concentración MC-LR (115.4  $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

*Conclusión:* La dominancia y el desarrollo de las floraciones de *M. aeruginosa* está determinada por diversos factores ambientales como la temperatura, nutrientes, diversidad de taxa y la velocidad del viento que afectan a la formación de floraciones dispersivas y/o scums, esta última se desarrolla sólo en verano, coincidiendo con las mayores temperaturas y concentraciones de microcistinas totales. La concentración de los congéneres es altamente variable en el lago, por lo que se recomienda especial cuidado en usar el agua para consumo y para actividades recreativas. La aparición y persistencia de las proliferaciones de *Microcystis* en este cuerpo de agua se consideran un riesgo potencial para la salud de los habitantes de la zona, teniendo en cuenta la proximidad y el uso del sistema por los habitantes.

## ABSTRACT

*Background:* During the last decades the frequency and global distribution of toxic cyanobacteria blooms has increased globally, which has been attributed to the eutrophication and climate change. In Chile there have been reports on blooms in aquatic ecosystem in localities with high density population and on the presence of five congeners of microcystins but only two documented toxics blooms with hundreds fish kills. We investigated the presence of toxic cyanobacteria blooms in the Lo Galindo urban lake, Concepción city, and the environmental factors that influence the abundance of cyanobacteria and microcystins concentration. Lo Galindo Lake, is used for various recreational and eventually as a drinking water source.

*Results:* Toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* are developed in Lo Galindo lake, those that occur throughout the year in a wide range of environmental conditions, forming scums blooms during summer and dispersive blooms in all seasons. There are different microcystin congeners, the most frequent congener was MC-RR (21 %) and the highest concentration corresponded to 115.4  $\mu\text{g L}^{-1}$  MC-LR.

*Conclusions:* The dominance and development of the *M. aeruginosa* blooms in the lake is determined by various environmental factors such as temperature, nutrients, diversity of taxa and wind speed that affect the formation of disperse-type blooms and/or scums; the latter are developed only in summer, coinciding with the highest temperature and concentrations of total microcystins. In the lake the microcystin and different types of congener is highly variable, so special care is recommended to use lake water for consumption and for recreational activities.

The emergence and persistence of *Microcystis* blooms in this body of water are considered a potential health risk for the inhabitants of the area, considering the proximity and the system use by the inhabitants.

## INTRODUCTION

During the last decades, frequency and global distribution of toxic cyanobacteria blooms have increased worldwide, due to eutrophication and climate change (increased temperature, alteration of rainfall patterns and water bodies residence time) (Paerl et al. 2012). Cyanobacteria blooms can produce a variety of water quality problems in systems used for human activities, generating loss of biodiversity and recreational spaces, changes in food webs, and produce health effects on humans and animals as a result of toxins production (Chorus & Bartram 1999).

Blooms of *Microcystis* spp. (*Chlorococcales*, *Cyanobacteria*) are the most common in freshwater bodies around the world and of great concern due to the production of hepatotoxins (Komárek & Komárková 2002). This cosmopolitan cyanobacteria form macroscopic colonies composed of thousands of cells, which can regulate their position in the water column by the presence of many intracellular aerotopes (Reynolds et al. 1981). When the water column is stable, colonies float and accumulate in the surface forming a dense layer (as foam) that can cover a fraction or the whole surface of the water body. This dense layer is known as scums and/or hyperscum, whereas when the colonies are dispersed in the water forming green patches they are known as dispersive colonies or simply blooms (Zohary & Robarts 1990, UNESCO 2009).

The presence of *Microcystis* blooms in fresh water ecosystems has been explained by a series of factors related to the cells capacity to regulate buoyancy, as well as a consequence of different environmental factors such as: the availability of light, nutrients, temperature and pH (Jacoby et al. 2000, Davis et al. 2009, Rinta-Kanto et al. 2009, Geoffrey et al. 2014, Lee et al. 2015). Other studies have attributed the blooms occurrence to physical characteristics such as the type of the water body, size, residence time and hydrodynamics (wind, turbulence and stratification) (Sabart et al. 2010, O'Farrell et al. 2012, Romo et al. 2013), as well as the biotic interactions of competition and grazing (Ger et al. 2010).

*Microcystis* synthesizes toxic metabolites called microcystins (MCs). These toxins are cyclic peptides that produce human, animal and environmental health

problems. More than 90 congeners of this toxin (Puddick et al. 2013) are known and all of them contain the Adda peptide (Carmichael 2001, Sivonen & Jones 2010). The microcystins production occurs in the cells that contain functional *mcy* genes, which are expressed as a response to certain environmental conditions (Briand et al. 2012). In the same population both toxic and non-toxic genotypes can be found, but they are phenotypically identical. The factors that control the production of microcystins by producing cells over the non-producing cells in natural systems have been studied by several authors, though no consensus has been found up to date (Davis et al. 2009, Rinta-Kanto et al. 2009, Sabart et al. 2010, Geoffrey et al. 2014, Lee et al. 2015).

In South America, the events of toxic cyanobacterial blooms have been underestimated and poorly documented (Dörr et al. 2010). One of the most common genera reported in blooms is *Microcystis*, responsible for the intoxication of 131 people and 52 deaths in Caruaru city, Brazil (Azevedo et al. 2002), as well as blooms in other areas of Brazil. However, no deaths have been reported other countries of South America, although there are records on cyanobacteria and cyanotoxins presence in Uruguay (UNESCO 2009, Fabre et al. 2010, Ferrari et al. 2011, O'Farrell et al. 2012) and Argentina (Ame et al. 2003, Ame et al. 2005, Ehrenhaus & Vigna 2006, Giannuzzi et al. 2012). In Chile there have been reports on blooms in aquatic ecosystem in localities with high density population (Parra et al. 1986, Peñaloza et al. 1990, Campos et al. 1999; Neumann et al. 2000, Campos et al. 2005; 2007), and on the presence of five congeners of microcystins (MC-LA, MC-RR, MC-FR, MC-LR and MC-YR) (Neumann et al. 2000, Campos et al. 2007), but the only two documented toxics blooms with hundreds fish kills occurred in the Redonda urban lake, Concepción city (Parra et al. 1986) and in the Laguna Acúleo close to Santiago city (Peñaloza et al. 1990).

Considering the variety of factors that influence blooms formation and permanence, the identification of the local environmental conditions that allows *Microcystis* to be dominant and causing blooms is a valuable piece of information to guide management of water bodies. The objective of this study was to investigate the presence of toxic cyanobacteria blooms in the Lo Galindo urban

lake, Concepción city, and the environmental factors (biotic and abiotic) that influence the abundance of cyanobacteria and microcystins concentration. This will increase the still scarce knowledge on toxic cyanobacteria blooms in South America, contributing to have a broader view on diversity and concentrations of microcystins in temperate southern hemisphere regions.

## METHODS

*Study area:* Lo Galindo is a shallow urban lake (maximum depth of 3 m) that corresponds to a non-stratified lake), located in the center of Concepción city, Chile (36°48'01"S and 73°02'31"W). Its area reaches 4.9 Ha and a volume of 62,500 m<sup>3</sup>. Lake Lo Galindo was monitored during 15 months. Samples were taken every 15 days in one single sampling station, because no significant differences were found in physical and chemical parameters between two or more sampling stations in the lake. Samples were taken by means of a 1 L vertical Niskin bottle at two depths (surface and bottom). These samples were then mixed and an integrated water column sample was obtained.

*Abundance of *Microcystis aeruginosa* and plankton community:* The abundance of *M. aeruginosa* was estimated by the disintegration of the colonies with alkaline hydrolysis (90 °C during 15 min, followed by an intensive mixing) (Lawton et al. 1999). This method allowed counting the individual cells by standard microscopy with a magnification of 400× using a Neubauer chamber. Results obtained in the counting were expressed as the number of cells per liter (cells L<sup>-1</sup>). Moreover, the biovolume (mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>) of *M. aeruginosa* was calculated using the geometric approximations by Hillebrand et al. (1999). Phytoplankton samples were fixed with 4 ml of 1 % Lugol's solution and the amount of microalgal cells were quantified by means of the Utermöhl method (Utermöhl 1958), from sedimentation chambers of known volume in a Zeiss Axiovert 35 inverted microscope. For the chlorophyll a determination, 250 mL of the sample was filtered, the filter was incorporated into a dark plastic jar with 20 ml of 90 % acetone, and the absorbance reading was performed 24 hours later for the total extraction of the compound. The determination was carried out through membrane filtration with a 10AU Turner

Designs fluorometer (Welschmeyer 1994). Zooplankton was collected once a month by filtering a volume of 10 L through a 50 µm plankton net. Concentrated samples were conserved in 95 % ethyl alcohol, subsamples of 5-10 ml of zooplankton were taken and then diluted in water to quantify their abundance in a Sedgwick-Rafter count chamber (Wetzel & Likens 2000). These data were registered as the number of zooplankton individuals per liter.

*Abiotic factors:* The water quality parameters *in situ* measured were temperature (°C), pH, conductivity (µS cm<sup>-1</sup>), dissolved oxygen (DO) (mg L<sup>-1</sup>) with a Multiparameter probe (Hydrolab Quanta model) and transparency (cm) with a Secchi disk. In the case of the chemical parameters, water samples were taken, transferred to the laboratory, stored at 4 °C and analyzed by molecular absorption spectrophotometry and/or ionic chromatography described in Standard Methods 22<sup>a</sup> Edition 2012 for total phosphorus (TP) (4500 P), orthophosphate (PO<sub>4</sub>) (4500 P), total nitrogen (TN) (4500-N C), nitrate (NO<sub>3</sub>) (4500-NO3), nitrite (NO<sub>2</sub>) (4500-NO2) and ammonium (NH<sub>4</sub>) (4500-NH4) (APHA 2012). Environmental temperature (°C), wind speed (m s<sup>-1</sup>) and solar radiation (w m<sup>-2</sup>) were obtained with a Campbell CR 1000 meteorological station, located at approximately 3 km from the lake.

*Microcystins concentration:* In order to characterize and quantify the concentration of microcystins, samples were taken in a 1 L amber color glass jar and transferred to the laboratory in cold (4 °C) and dark. These samples were subsequently analyzed by means of high pressure liquid chromatography (HPLC) with a DAD Agilent 1100 detector. Samples were subjected to 3 freeze-thaw cycles in order to lyse the cells and release the toxins. A volume of 600 ml were filtered in a vacuum pump with 0.45 µm pore diameter filters. Solid phase extraction was performed on a C-18 column (54 µm, 6 ml, Oasis) and 1% methanol (90 %). Separation was carried out using an RP 18 Lichrospher 100 column (5 µm pore, 150 x 4.6 mm) and an eluent system (mobile phase: A water Milli Q and eluent B acetonitrile, both with 0.5 % TFA) during 20 min (ISO 20179 2005). The injection volume was 20 µl with a flow of 1 mL min<sup>-1</sup>. UV detection was carried out at 238 nm and the absorption spectrum of each peak was analyzed in the range of 200-300 nm (ISO 20179 2005). The presence of the congeners MC-RR, MC-YR, MC-LR and MC-LA in the

samples was confirmed by comparing with the respective analytical standards from Abraxis (USA). Microcystin concentrations were quantified on the basis of the calibration curves. Total microcystin was considered as the sum of the four congeners.

*Data analyses:* A multiple linear regression model was used to determine the variables that influence on the biovolume of *M. aeruginosa* in the lake. Independent variables used for this model were adjusted by using the AIC information criterion (Akaike Information Criterion). Subsequently, variables correlated to each other were eliminated. It was verified that the selected variables met normality criteria (by means of the Shapiro Willks test), constant variance (Bresush Pagan test) and independent errors (Durbin Watson test). Richness of taxa (S) (genera and species) and the Shannon-Wiener diversity index ( $H' \log_{10}$ ) were calculated for the microalgae and zooplankton community. The presence of two types of blooms of *M. aeruginosa*, scums and dispersive during the studied months allowed the comparison of the lake conditions during the events, as well as the identification of the factors that promote these blooms and/or their absence. Therefore, a Pearson correlation was conducted in order to determine significant associations between the abundance of *M. aeruginosa*, and the concentration of microcystin with environmental parameters by types of blooms and/or its absence. Due to the fact that the caused is not implied by the correlation, a discriminant analysis was used to link biotic and abiotic factors with the dominance of *M. aeruginosa* during the blooms and/or its absence. A one-way Kruskal Wallis nonparametric variance analysis was used to identify differences among biotic and abiotic parameters by type of bloom and/or its absence. All analyses were performed using R version 2.14, Statistical and Primer 6.0 software.

## RESULTS

*Microcystis aeruginosa* abundance: A total of 30 samples were taken between December 2012 and March 2014 in the Lo Galindo Lake (Fig. 1). A *M. aeruginosa* scums bloom occurred during the summer of 2013, but it was not evident during the summer of 2014. In this bloom, the number of cells reached a peak of  $3.1 \times 10^6$

cells L<sup>-1</sup>, which significantly decreased during the studied period (Kruskal-Wallis test  $H = 10.5$ ;  $p < 0.05$ ), without presenting a similar event. Nevertheless, macroscopic colonies of *M. aeruginosa* dispersed in the water column were observed during all seasons, with an average of  $966905 \pm 533143$  cells L<sup>-1</sup> forming blooms of dispersive type (Fig. 2A). During these blooms three peaks of abundance of cells were observed, through without generating a scums bloom. In the months of the early spring the lowest abundance of cells was observed, with an average of  $80000 \pm 26458$  cells L<sup>-1</sup>. These blooms were considered absent, because no colonies were observed with the naked eye.

*Microcystins concentration:* Microcystins (MC) were detected throughout the year, even in the absence of bloom. A total of 83 % of the analyzed samples were found positive to MC presence. Although no correlation was found between the MC concentration and the number of *M. aeruginosa* cells (Pearson's  $r^2 = 0.07$ ;  $p > 0.05$ ), significant variations between the concentration occurred during the scums ( $13.68 - 84.0$  mg L<sup>-1</sup>), the dispersive blooms ( $0 - 115.4$  mg L<sup>-1</sup>) and in blooms absence ( $0 - 2.05$  mg L<sup>-1</sup>) ( $H = 10.5$ ,  $p < 0.05$ ). The highest concentrations observed in the dispersive blooms occurred during summer (the maximum concentration was reported in February 2014) with significantly different concentrations compared to other year seasons ( $H = 11.5$ ;  $p < 0.05$ ) (Fig. 2A).

Four different congeners of microcystin were detected: MC-LA, MC-RR, MC-LR and MC-YR. The most common congener in the samples was MC-RR (40 %), its concentration (between  $0.5$  and  $31.1$   $\mu\text{g L}^{-1}$ ) varied between the types of blooms and its absence ( $H = 9.1$ ;  $p < 0.05$ ). The second most common congener was MC-LA (26 %), with concentrations between  $0.9$  and  $44.8$   $\mu\text{g L}^{-1}$ , which was significantly higher during the scums ( $H = 5.1$ ;  $p < 0.05$ ). Congener MC-YR represented only the 15 % of the samples analyzed as positive and its maximum concentration was  $28.3$   $\mu\text{g L}^{-1}$  (Fig. 2B). For the MC-LR and MC-YR congeners presented no significant differences in their concentrations between scums and dispersive blooms and their absence.

The MC cell quota changes in different moments of the year, though these differences were not significant ( $H = 1.2$ ;  $p > 0.05$ ). MC cell quota was positively

correlated with changes in the concentrations of MC (Pearson's  $r^2 = 0.52$ ;  $p < 0.05$ ) but shows no correlation with *Microcystis* cells densities (Pearson's  $r^2 = 0.06$ ;  $p > 0.05$ ) (Fig. 2C).

*Relation between Microcystis aeruginosa abundance, microcystin concentration and environmental factors:* During the sampling period lake in the lake, 71 taxa of algae were identified in the phytoplankton, which belong to six major classes: Chlorophyceae (46 taxa), Bacillariophyceae (16 taxa), Euglenophyceae (3), Cyanobacteria (2), Cryptophyceae (2) and Dinophyceae (2). Chlorophyceae mainly of the genera *Monactinus*, *Pediastrum*, *Desmodesmus*, *Monoraphidium* and *Closterium*, Cryptophyceae and Cyanobacteria dominated the lake community (78 %, 10 % and 7 % respectively) (Fig. 3B). Species of the classes Bacillariophyceae, Dinophyceae and Euglenophyceae were present in low abundance (< 5 % of total phytoplankton). Chlorophyceae were significantly different during dispersive blooms, especially in spring ( $H = 4.7$ ;  $p < 0.05$ ), whereas Cryptophyceae were abundant in winter ( $H = 1.5$ ;  $p > 0.05$ ) and cyanobacteria presented their maximum abundance during the studied summers, mainly in the scums blooms ( $H = 8.8$ ;  $p < 0.05$ ). *M. aeruginosa* was almost the only component of cyanobacteria present throughout the study period. In the scums, the richness of average taxa was  $17 \pm 8$ , lower when compared to other months of the year, where up to 32 taxa were observed in a dispersive bloom (early summer). However, these differences were not significant. The diversity of taxa ( $H'_{\log_{10}}$ ) was significantly lower during scums ( $H = 8.4$ ;  $p < 0.05$ ) (Fig. 3C). In the case of dispersive blooms, colonies of *M. aeruginosa* were present together with several genera of green algae (*Pseudopediastrum boryanum* and *Desmodesmus communis*), diatoms (*Aulacoseira granulata* and *Asterionella formosa*), and *Cryptomonas ovata*.

Zooplankton consisted of crustaceans (genera: *Chydorus*, *Daphnia*, *Eubosmina* and some species of Cyclopidae) and rotifers (*Polyarthra*, *Keratella*, *Asplanchna*, *Trichocerca*, *Brachionus* and *Filinia*). Genera *Eubosmina* and *Polyarthra* dominated the community (31 % and 30 %, respectively). During the formation and declining of the scums, individuals of the genus *Eubosmina* dominated, whereas in the case of dispersive blooms (mainly winter-spring) the greatest abundance

consisted of individuals of the genus *Polyarthra* (53 %) (Fig. 3D). Richness of taxa was greater during summer ( $S= 10$ ), coinciding with the period of greater abundance of *M. aeruginosa* and lower during late summer and autumn ( $S= 5$ ), coinciding with the scums senescence, and high concentrations of total microcystin. However, no significant differences between the seasons were presented ( $H = 4.0$ ;  $p > 0.05$ ). Diversity of taxa was higher in late winter ( $H'\log_{10} = 0.8$ ) and lower in summer ( $H'\log_{10} = 0.6$ ).

The results of the linear multiple regression model for the *M. aeruginosa* biovolume showed that parameters such as temperature, TN and diversity of taxa influenced on the abundance in Lake Lo Galindo (Table 1). Chlorophyll *a* was definitively different during scums, reaching during the study a maximum concentration value of  $163.5 \mu\text{g L}^{-1}$  ( $H = 6.0$ ;  $p < 0.05$ ) (Fig. 3A). The average temperature was  $23 \pm 2$  °C during the bloom, being significantly different compared to the average temperature in other seasons with the dispersive blooms and in absence periods ( $H = 9.0$ ;  $p < 0.05$ ). Similarly, the maximum abundance of cells of *M. aeruginosa* in the scums corresponded to the maximum temperature reported for the lake (25 °C) (Fig. 4A). The pH, together with conductivity and DO presented significant differences respect to the conditions during the dispersive blooms and in their absence (Fig. 4B). The total oxygen concentration was positively correlated with the biovolume of *M. aeruginosa* (Pearson's  $r^2 = 0.94$ ;  $p < 0.05$ ), and no significant differences were presented respect to its concentration in the dispersive blooms, as well as in their absence ( $H = 0.3$ ;  $p < 0.05$ ). The same behavior was observed for the concentrations of  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$  and TP (Fig. 4C, D). The scums was presented under low wind conditions ( $1.4 \pm 0.2 \text{ m s}^{-1}$ ), low precipitations ( $2.7 \pm 2.2$  mm) and high solar radiation ( $338.9 \pm 59.0 \text{ w m}^{-1}$ ), in comparison to dispersive blooms ( $3.0 \pm 1.0 \text{ m s}^{-1}$ ,  $76.0 \pm 65.9$  mm and  $215.9 \pm 119.8 \text{ w m}^{-1}$  respectively) (Fig. 4E). Only precipitations ( $H = 12.9$ ;  $p < 0.05$ ) and solar radiation ( $H = 10.8$ ;  $p < 0.05$ ) presented statistically significant differences during scums blooms, dispersive blooms and their absence. Dispersive blooms of *M. aeruginosa* were presented in a range of temperatures between 11 °C and 24 °C, with an average of  $17 \pm 4$  °C. Water transparency ranged between 20 and 50 cm and no seasonal variations

were presented. These blooms were presented in an average pH of  $8.47 \pm 0.71$ , with a concentration of  $\text{NO}_3$  of  $1.5 \pm 1.4 \text{ mg L}^{-1}$ , significantly different respect to scums ( $0.2 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) and in its absence ( $4.0 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$ ) ( $H = 12.2$ ;  $p < 0.05$ ). Results from the discriminant analysis show three groups that differentiate the water conditions when a scums bloom, dispersive bloom or its absence are presented. These were explained by 100 % of variation in the data. The parameters that allowed discriminating between absence and presence of a bloom of *M. aeruginosa* corresponded to the following factors: temperature, TN,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ , DO, wind speed, and diversity of taxa. Differences between these scums and dispersive blooms would be indicated by parameters such as transparency, TP,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ , pH and diversity of taxa. The differences in MC concentration were not clearly associated with the water environmental conditions, though the only parameters that are correlated for the scums bloom are temperature (Pearson's  $r^2 = 0.7$ ;  $p < 0.05$ ) and TN (Pearson's  $r^2 = 0.6$ ;  $p < 0.05$ ). Finally, in both dispersive bloom and its absence, the MC showed no correlation with any variable measured in this study.

## DISCUSSION

*Microcystis aeruginosa* blooms and environmental factors: *M. aeruginosa* formed monospecific blooms during all seasons in Lo Galindo Lake. These blooms presented a wide range of environmental conditions and responded positively to the high concentration of nutrients in the lake (especially TN), as well as to seasonal changes of temperature and phytoplankton community. This cyanobacteria was dominant in the summer of 2013, when the temperature reached its annual peak ( $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ) and during this season a bloom of scums type was generated, coinciding with the maximum concentration of  $\text{PO}_4$  reported in this study, a high concentration of TN, low wind speed and high solar radiation. On the contrary, during the summer of 2014 the number of cells and the visual aspect of the foam (scums bloom) were not reached. This can be explained by this season lower temperature (two degrees less) and lower PT and  $\text{NO}_2$  concentration, 27 % and 90% less respectively but a highest concentration de  $\text{NO}_3$  (67% over the

previous year). Apparently these conditions together with an increase in wind speed contributed to the development of macroscopic colonies of *M. aeruginosa* dispersed throughout the water column and formed blooms of dispersive type.

The highest growth and optimum photosynthetic rates for this species have been reported in temperatures above 25 °C. In water bodies from temperate zones, *Microcystis* presents different morphological states through the year with the resistance cells recruitment in the sediment during winter (hibernation stage) (Reynolds et al. 1981). When it is below 15 °C the growth is severely limited, though during spring and summer the colonies reinvade the water column giving place to the proliferation in the plankton and the formation of blooms (Reynolds et al. 1981). However, results from the present study indicate the presence of *M. aeruginosa* and the formation of blooms even at temperatures of 10 °C, consistent with behaviors observed in other urban and hypereutrophic lakes of temperate zones (Ehrenhaus & Vigna 2006, Xavier et al. 2007; Fabre et al. 2010). In these systems the excess of nutrients influence on the colonies of *M. aeruginosa* persistence, promoting their dominance under unfavorable environmental conditions, such as those in the winter (water mixing driven by the wind and low temperatures) (Fabre et al. 2010), and the typical populations hibernation in the sediment decreases, increasing their permanence in the plankton, which is extended throughout most of the year. Their occurrence in winter and in early spring contributes to maintain the populations in the system and play an important role for the blooms formation in other seasons (Zohary & Robarts 1990).

Concentration of nitrogen and phosphorus, as well as light has been considered as determining factors for the *Microcystis* blooms development (Jacoby et al. 2000, Davis et al. 2009, Geoffrey et al. 2014, Lee et al. 2015). Cyanobacteria are generally poor competitors for phosphorus in comparison to diatoms and green algae, and in consequence, their greater abundance is favored by an increase in the phosphorus (Stener 1989, Okechukwu & Ugwumba 2009). However, nitrogen is considered more limiting for algae growth by restricting lower levels of competitors and during more time than the phosphorus (Stener 1989). In the case of the scums, the concentration of NO<sub>3</sub> was lower compared with the concentration

in periods of bloom absence, which probably allowed green algae to persist as the dominant class. A high concentration of  $\text{NO}_3$  favors the eukaryotic plankton growth, whereas at low temperatures along with enough  $\text{NH}_4$  benefits cyanobacteria such as *Microcystis* (Jacoby et al. 2000). In dispersive blooms some eukaryotes such as the green algae *P. boryanum* or *D. communis* were abundant. These microalgae share similar environmental requirements that allow the coexistence with *Microcystis* and they are typical companions of shallow eutrophic lakes blooms (Chaudhary & Meena 2007). *Microcystis* is dominant in low turbulence, the clustering and formation of surface cells layers is conditioned by the water column stability (Ehrenhaus & Vigna 2006, Fabre et al. 2010). This configuration corresponds to a competitive advantage over diatoms and green algae, because it gradually forms a shadow over their competitors and producing light exclusion (Okechukwu & Ugwumba 2009). Regarding zooplankton, individuals were observed during blooms and, as well as in their absence. In presence of scums, cladocerans were abundant and during dispersive blooms rotifers dominated. These two groups can coexist in blooms of cyanobacteria, conduct also reported in previous studies (Pérez-Morales et al. 2014).

*Microcystin concentration and environmental factors:* Results show high variability in the total MC concentration between seasons and bloom types. The highest total MC concentrations we observed during summer, probably associated with the temperature increase; however, this is not associated with the type of bloom. The cellular microcystin quota shows greater intracellular concentration of toxins in the decline of the scums and in its absence. These MC cellular quotas were significantly correlated with the changes in MC concentrations, but no correlation with *M. aeruginosa* cells densities was observed. These results are similar to those found in two reservoirs and two lakes near the Loire River itself (Sabart et al. 2010). Therefore, this study shows that is not necessarily must be present scums to attain the highest microcystin concentration, this result was in accordance to the no correlation between the MC concentration and the total number of *M. aeruginosa* cells.

Seasonal variations in microcystins in Lake Lo Galindo show a similar trend, as

reported in other eutrophic freshwater systems. This trend has been linked to various factors such as the toxic and non-toxic genotypes proportion, the succession of the species of microalgae and/or the environmental factors dynamics, mainly the TN and/or TP availability (Davis et al. 2009, Rinta-Kanto et al. 2009, Sabart et al. 2010, Lee et al. 2015). The increment in the temperature (up to a maximum of 25 °C) has been also associated to the concentration of cell toxins in several cyanobacteria genera (Davis et al. 2009).

The most frequent congeners found in Lo Galindo were MC-RR and MC-LA. Less frequently, MC-LR and MC-YA were also found in Lo Galindo. Generally the congeners MC-LR, MC-RR and MC-YR present wide distribution and abundance in the environment, being MC-LR better studied (Chorus & Bartram 1999, Chorus et al. 2000, Chorus et al. 2000, Van Apeldoorn et al. 2007, UNESCO 2009, Dörr et al. 2010, Mbukwa et al. 2012). In Central and South America, the following MC congeners were described: MC-LR, MC-RR, MC-FR, MC-YR, MC-AR, MC-LF, MC-hRhR, [Asp<sup>3</sup>]-MC-LR, [Asp<sup>3</sup>]-MC-YR and [Leu<sup>1</sup>]-MC-LR (Dörr et al. 2010). However, microcystin concentrations are recorded in terms of microcystin LR, which reached the following values: 78.0 MC-LR (mg L<sup>-1</sup>) in the urban lake Chapultepec (Vasconcelos et al. 2010), 48.6 ± 15 µg L<sup>-1</sup> Microcystin-LR in Salto Grande dam, Argentina (Giannuzzi et al. 2011), 0.02 and 8.6 µg L<sup>-1</sup> Rio de la Plata estuary (Giannuzzi et al. 2012) and 5.8 - 2400.0 µg g<sup>-1</sup> San Roque Reservoir Uruguay (Ame et al. 2003). In Lo Galindo lake, higher concentrations of microcystin LR were found, as well as other congeners with lower concentrations though more frequent as the MC-RR and MC-LA previously reported in the country in the lakes of the Metropolitan Region (Campos et al. 2007) and in the Biobío Region (Neumann et al. 2000). In these studies, an effort was made to characterize the toxic peptides using mass spectrometry MALDI-TOF MS, though quantifications of the concentrations of microcystins in the water were not conducted.

Morphological and biochemical aspects in the cell have showed that different chemical structures of the MC congeners lead to different toxicity and toxic effects. On the other hand, Puerto et al. (2009) showed through a mice toxicity test, the

following sequence: MC-YR > MC-LR > MC-RR. In this sense, MC-RR presents lower toxicity compared to MC-YR. During this study no aquatic organisms died as a result of microcystins presence in Lo Galindo, which could be related to the lower toxic effect of MC-RR, more frequent in the system. MC-LA was also common in Lo Galindo, with higher concentrations compared to MC-RR. In this regard, the MC-LA toxin has been recently reported as dominant in small shallow lakes (Zastepa et al. 2014), responsible of sea otters death in California (Miller et al. 2010), and with a toxicity similar to MC-LR (Chorus & Bartram 1999, Chorus et al. 2000, Van Apeldoorn et al. 2007).

Most of the water worldwide regulations for drinking water and recreational have been developed mainly on the toxicity and persistence of MC-LR (WHO 2006), due to the scarce information for other microcystins congeners and the limited availability of this other congeners analytical standards. WHO (2006) recommends as precautionary measure for tolerable daily intake (TDI)  $1.0 \mu\text{g L}^{-1}$  MC-LR and for recreation activities  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  MC-LR. In Lo Galindo, of the nine samples in which MC-LR was detected, eight were equal or higher than  $1.0 \mu\text{g L}^{-1}$  and only one exceeded  $20 \mu\text{g L}^{-1}$ . Our data show that values exceeding WHO guideline values for drinking and recreational water were exceeded in different periods, so further systematic and expanded data sets are needed. These will be fundamental to help local environmental and human health authorities to avoid possible risks to human health when using the lake either for recreation or as a result of a shortage of water resources in the city, as happened after the earthquake and tsunami on February 2010, when the city dwellers used the lake to meet basic needs. To date, there are no regulations in Chile referred to the water quality in relation to toxins of cyanobacteria (Campos et al. 2005; 2007).

Microcystin concentration, for each congener and total, in natural *M. aeruginosa* populations during the annual cycle and in different types of blooms is highly variable, both in frequency and concentration, so special care is recommended to use lake water for consumption and for recreational activities. Because of the seasonal variation of environmental conditions and the *Microcystis* blooms, the potential toxicity of such blooms is difficult to be predicted, making it necessary to

continuously monitor the body of water. Therefore, it is necessary to adopt management measures to reduce and prevent the quantity of available nutrients (nitrogen and phosphorous) in the lake. Both presence and frequency of other congeners different from MC-LR should be taken into account when determining regulations and more studies should be conducted related to the congeners of microcystins of greater concentration, mainly with MC-LA and MC-RR. The information generated in this study is considered relevant to generate management measures or actions for the lake restoration, constituting the first effort in Chile to study the problem generated by cyanobacteria blooms as a consequence of the eutrophication of freshwater aquatic systems.

## ACKNOWLEDGMENTS

These data were generated with the support of the following funding sources: FONIS SA13I20211, VRID No. 212.310.062.1.0, CONICYT doctoral scholarship N°21130171 and CRHIAM/CONICYT/FONDAP/15130015 projects.

## LITERATURE CITED

- AME MV, DIAZ MD, WUNDERLIN DA (2003) Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Cordoba Argentina): a field and chemometric study. *Enviro Toxicol* 18(3): 192-201
- AME MV, WUNDERLIN DA (2005) Effects of iron ammonium and temperature on microcystin content by a natural concentrated *Microcystis aeruginosa* population. *Water Air and Soil Pollution* 168:235-248
- APHA (2012) Standard methods for examination of water and wastewater. American public health association, Washington
- AZEVEDO SMFO, CARMICHAEL WW, JOCHIMSEN EM, RINEHART KL, LAU S, SHAW GR, EAGLESHAM GK (2002) Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology* 181:441-446
- BRIAND E, BORMANS M, QUIBLIER C, SALENC MJ, HUMBERT JF (2012) Evidence of the cost of the production of Microcystins by *Microcystis aeruginosa* under differing light and nitrate environmental conditions. *PLoS ONE* 7:1-10
- CAMPOS V, CANTARERO S, URRUTIA H, HEINZE R, WIRSING B, NEUMANN U (1999) Microcystin in cyanobacterial blooms in a Chilean lake. *Syst Appl Microbiol* 22:169-173
- CAMPOS V, LISPERGUER S, WECKESSER J, VERA A, MUÑOZ D (2005) Cyanobacteria and potential risks of toxicity in continental waters of Chile. *Bol Micol* 20:73-81

CAMPOS V, MUÑOZ D, STRAUBE M, LISPERGUER S, WECKESSER J (2007) Péptidos tóxicos y no tóxicos de cianobacterias en cuerpos de agua dulce de la V Región Chile. *Bol Micol* 22:95-100

CARMICHAEL WW (2001) Health effect of toxin-producing Cyanobacteria: The CyanoHABs. *Hum Ecol Risk Assess* 7:1393-1407

CHAUDHARY BL, MEENA L (2007) A environmental hazard - a case study of toxic bloom of *Microcystis (Anacystis)* spp. in Udaipur lakes Rajasthan (India). *J Herb Med Toxicol* 1:55-59

CHORUS I, BARTRAM J (1999) Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences monitoring and management. Ginebra, Suiza

CHORUS I, FALCONER IR, SALAS HJ, BARTRAM J (2000) Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *J Toxicol Environ Health* 3:323-347

DAVIS TW, BERRY DL, BOYER GL, GOBLER CJ (2009) The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and nontoxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae* 8:715-725

DÖRR FA, PINTO E, SOARES RM, OLIVEIRA F, AZEVEDO SM (2010) Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence toxicity and toxicological assays. *Toxicon* 56:1247-1256

EHRENHAUS C, VIGNA MS (2006) Changes in the phytoplankton of Lake Planetario after restoration process. *Darwiniana* 44:319-328

FABRE A, CARBALLO C, HERNÁNDEZ E, PIRIZ P, BERGAMINO L, MELLO L, GONZÁLEZ S, PÉREZ G, LEÓN J, AUBRIOT L, BONILLA S, KRUK C (2010) El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales artificiales de Uruguay. *PanamJAS* 5:112-125

FERRARI G, PÉREZ MC, DABEZIES M, MÍGUEZ D, SAIZAR C (2011) Planktic Cyanobacteria in the lower Uruguay River South America. *Fottea* 11(1):225-234

GEOFFREY PH, SARNELLE O, WHITE JD, HAMILTON SK, KAUL RB, BRESSIE JD (2014) Nitrogen availability increases the toxin quota of a harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water res* 54:188-198

GER KAT, BAXA DV, LESMEISTER S, GOLDMAN CR (2010) The effects of dietary *Microcystis aeruginosa* and microcystin on the copepods of the upper San Francisco Estuary. *Freshwater Biol* 55:1548-1559

GIANNUZZI L, AMÉ MV, ANDRINOLO D, BAUZÁ L, BENÍTEZ R, TITTO E, ECHENIQUE R, HANSEN M, KOLMAN MA, PETCHENESHKY T, ROSSO L, RUIZ M, SALERNO GL, SEDAN D, DANIEL A, WUNDERLIN A (2011) Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. Buenos Aires, Argentina

GIANNUZZI L, CARVAJAL G, CORRADINI M, ARAUJO G, ANDRADE C, ECHENIQUE R, ANDRINOLO D (2012) Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in Rio de la Plata Estuary Argentina: field study and data analysis. *J Toxicol* 1-15

HILLEBRAND H, DÜRSELEN CD, KIRSCHTEL D, POLLINGHER D, ZOHARY T (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J Phycol* 35:403-424

ISO 20179 (2005) Water quality Determination of microcystins Method using solid phase extraction (SPE) and high performance liquid chromatography (HPLC) with

ultraviolet (UV) detection

JACOBY JM, COLLIER DC, WELCH EBF, HARDY J, CRAYTON M (2000) Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. Can J Fish Aquat Sci 57:231-240

KOMÁREK J, KOMÁRKOVÁ J (2002) Review of the European *Microcystis*-morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature. Czech. Phycol. Olomouc 2:1-24

LAWTON L, MARSALEK B, PADISAK J, CHORUS I (1999) Determination of cyanobacteria in the laboratory. In: Chorus I, Bartram J (eds) Toxic Cyanobacteria in water a guide to their public health consequences monitoring and management, London and New York

LEE T, ROLLWAGEN-BOLLENS G, BOLLENS SM, FABER-HAMMOND JJ (2015) Environmental influence on cyanobacteria abundance and microcystin toxin production in a shallow temperate lake. Ecotox Environ Safe 114:318-325

MBUKWA EA, TITUS AM, MAMBA BM (2012) Quantitative Variations of Intracellular Microcystin-LR, -RR and -YR in Samples Collected from Four locations in Hartbeespoort Dam in North West Province (South Africa) During the 2010/2011 Summer Season. Int. J. Environ. Res. Public Health 9: 3484-3505

MILLER MA, KUDELA RM, MEKEBRI A, CRANE D, OATES SC, TIMOTHY M, STAEDLER M, MILLER WA, TOY-CHOUTKA S, DOMINIK C, HARDIN D, LANGLOIS G, MURRAY M, WARD K, JESSUP DA (2010) Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin (microcystin) transfer from land to sea otters. PlosONE 5:1-11

NEUMANN U, CAMPOS V, CANTARERO S, URRUTIA H, HENZIE R, WECKESSER J, ERHARD M (2000) Co-occurrence of non-toxic (Cyanopeptolin) and toxic (Microcystin) peptides in a bloom of *Microcystis* sp. from a Chilean Lake. Syst Appl Microbiol 23:191-197

O'FARRELL I, BORDET F, CHAPARRO G (2012) Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir: validation of dominant eco-strategies. Hydrobiologia 698:175-190

OKECHUKWU O, UGWUMBA A (2009) Cyanobacteria abundance and its relationship to water quality in the Mid-Cross River floodplain Nigeria. Int J Trop Biol 57(1-2):33-43

PAERL HW, PAUL V (2012) Climate change: Links to global expansion of harmful Cyanobacteria. Water Res 46:1349-1363

PARRA O, AVILÉS D, BECERRA J, DELLAROSSA V, MONTOYA R (1986) First toxic blue-green algal bloom recorder for Chile: a preliminary report. Gayana Bot 43:15-17

PEÑALOZA R, ROJAS M, VILA I, ZAMBRANO F (1990) Toxicity of a soluble peptide from *Microcystis* sp. to zooplankton and fish. Freshwater Biol 24:233-240

PÉREZ-MORALES A, SARMA S, NANDINI S (2014) Feeding and filtration rates of zooplankton (rotifers and cladocerans) fed toxic cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*). J Environ Biol 35:1013-1020

PUDDICK J, PRINSEP MR, WOOD SA, CARY SC, HAMILTON DP, WILKINS AL (2013) Isolation and structure determination of two new hydrophobic microcystins from *Microcystis* sp. (CAWBG11). Phytochem Lett 6: 575-581

PUERTO M, PICHARDO S, JOS A, CAMEÁN AM (2009) Comparison of the toxicity induced by microcystin-RR and microcystin-YR in differentiated and

undifferentiated Caco-2 cells. *Toxicon* 54:161-169

REYNOLDS CS, JAWORSKI GHM, CMIECH HA, LEEDALE GF (1981) On the annual cycle of the blue-green algae *Microcystis aeruginosa* Kütz Emend Elenkin *Philos. T Roy Soc B* 293:419-477

RINTA-KANTO JM, KONOPKO EA, DEBRUYN JM, BOURBONNIERE RA, BOYER GL (2009) Lake Erie *Microcystis*: Relationship between microcystin production dynamics of genotypes and environmental parameters in a large lake. *Harmful Algae* 8:665-673

ROMO S, SORIA J, FERNANDEZ F, OUAHID Y, BARO-SOLA A (2013) Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biol* 58(3):513-522

SABART M, POBEL D, BRIAND E, COMBOURIEU B, SALENÇON MJ, HUMBERT JF, LATOUR D (2010) Spatiotemporal variations in microcystin concentrations and in the proportions of microcystin-producing cells in several *Microcystis aeruginosa* populations. *Appl Environ Microbiol* 76:4750-4759

SIVONEN K, JONES G (1999) Toxic cyanobacteria in water. In: Chorus I, Bartram J (eds). A guide to their public health consequences monitoring and management. London, UK.

STENER R (1989) Resource competition during seasonal succession toward dominance by cyanobacteria. *Ecology* 70(1):229-245

UNESCO (2009) Cianobacterias planctónicas del Uruguay Manual para la identificación y medidas de gestión. Montevideo, Uruguay

UTERMÖHL H (1958) Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik *Mitt. Int Ver Theor Angew Limnol* 9:1-38

VAN APELDOORN ME, VAN EGMOND HP, GERRIT JA, BAKKER GJI (2007) Toxins of cyanobacteria. *Mol. Nutr. Food Res* 51:7-60

VASCONCELOS V, MARTINS A, VALE M, ANTUNES A, AZEVEDO J, WELKER M, LOPEZ O, MONTEJANO G (2010) First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. *Toxicon* 56:425-431

WELSCHMEYER N (1994) Fluorometric Analysis of Chlorophyll a in the Presence of Chlorophyll b and Pheopigments. *Limnol Oceanogr.* 39(8):1985-1992

WETZEL RG, LIKENS GE (2000) *Limnological Analyses*. Springer, New York

WHO (World Health Organization) (2006) *Guidelines for Drinking-Water Quality*, World Health Organization Press. Geneva, Switzerland

XAVIER L, VALE M, VASCONCELOS VM (2007) Eutrophication, phytoplankton dynamics and nutrient removal in two man-made urban lakes Palácio de Cristal and Serralves, Porto, Portugal. *Lake Reserv. Manage* 12: 209-214

ZASTEPA A, PICK FR, BLAIS JM (2014) Fate and persistence of particulate and dissolved Microcystin-LA from *Microcystis* blooms. *Hum Ecol Risk Assess* 20:1670-1686

ZOHARY T, ROBERTS RD (1990) Hyperscum and the population dynamics of *Microcystis aeruginosa*. *J Plankton Res* 12:423-432

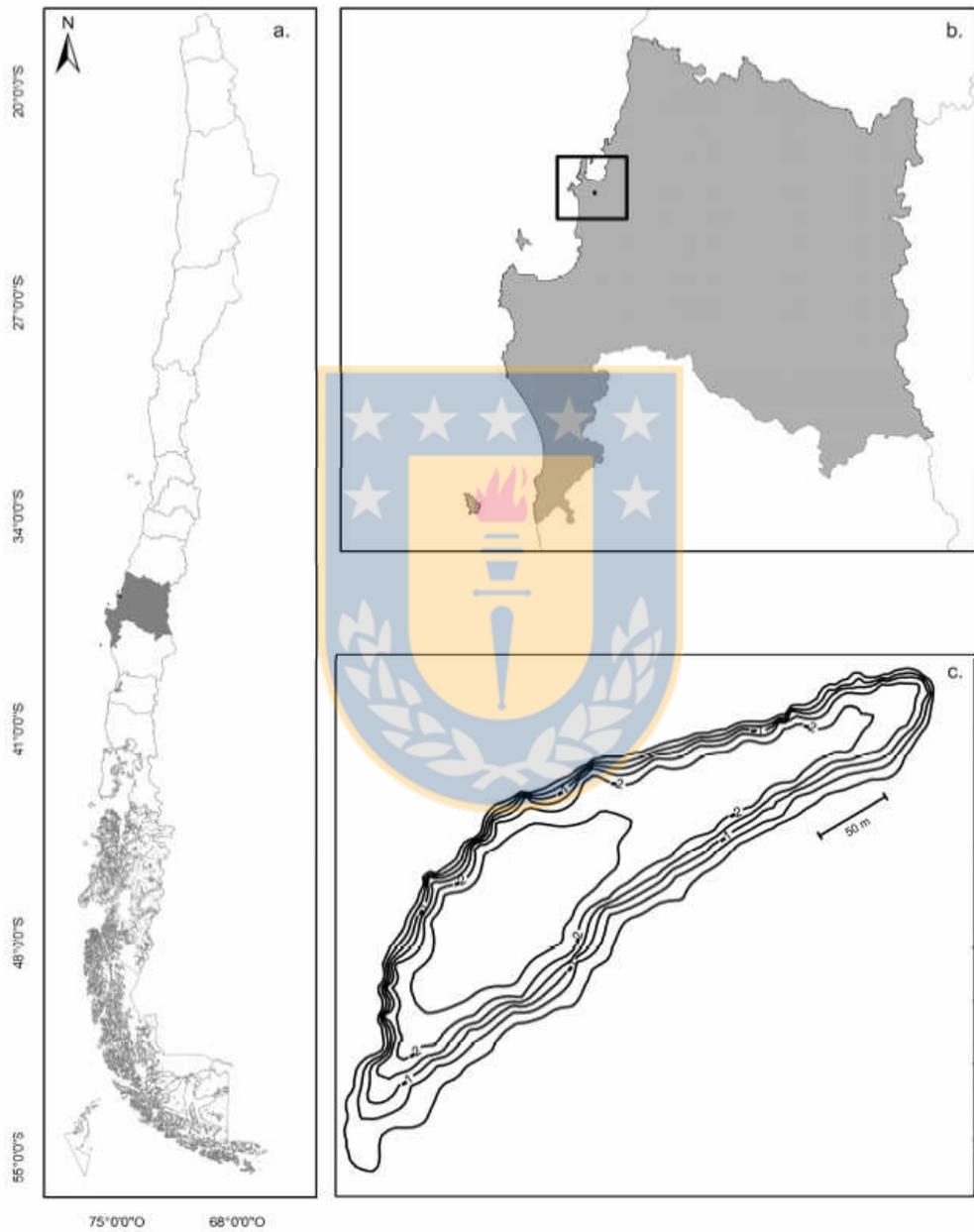


Figure 2.2.1. Study area, Lo Galindo urban lake. a. Chile, b. Biobío region. c. Bathymetry of the Lo Galindo lake. Area de estudio, lago Lo Galindo. a. Chile, b. Región del Biobío c. Batimetría del lago Lo Galindo.

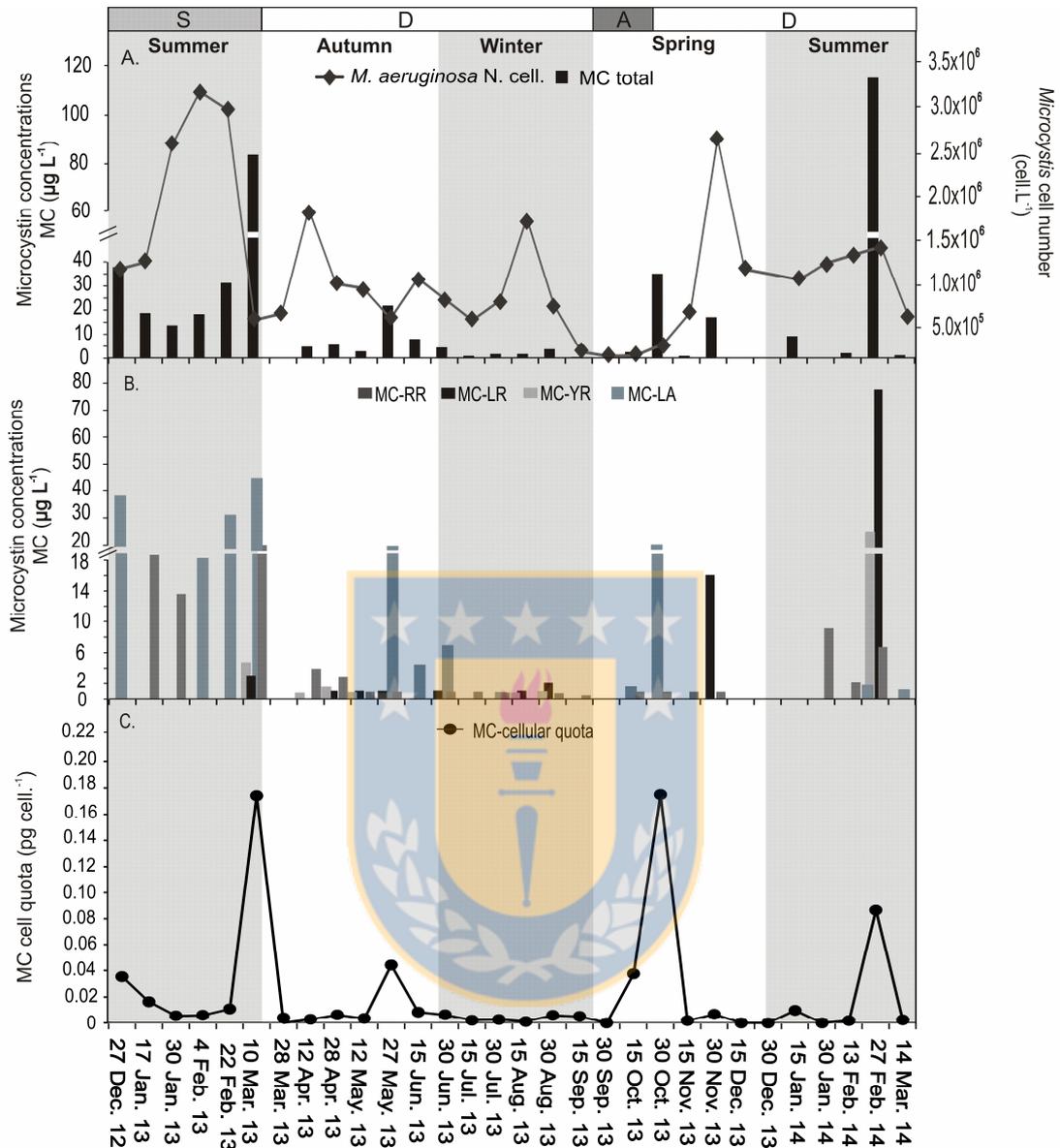


Figure 2.2.2. A. Temporal variation of *Microcystis aeruginosa* population and total microcystin concentrations (MC). B. Different congeners. C. MC cellular quota in the urban lake Lo Galindo. S: scums blooms, D: dispersive blooms, A: absence. Variación temporal de la población de *Microcystis aeruginosa* y concentración total de microcistina (MC). B. diferentes congéneres. C. Cuota celular de MC en el lago urbano de Lo Galindo. S: floraciones acumulativas, D: floraciones dispersivas, A: ausencia.

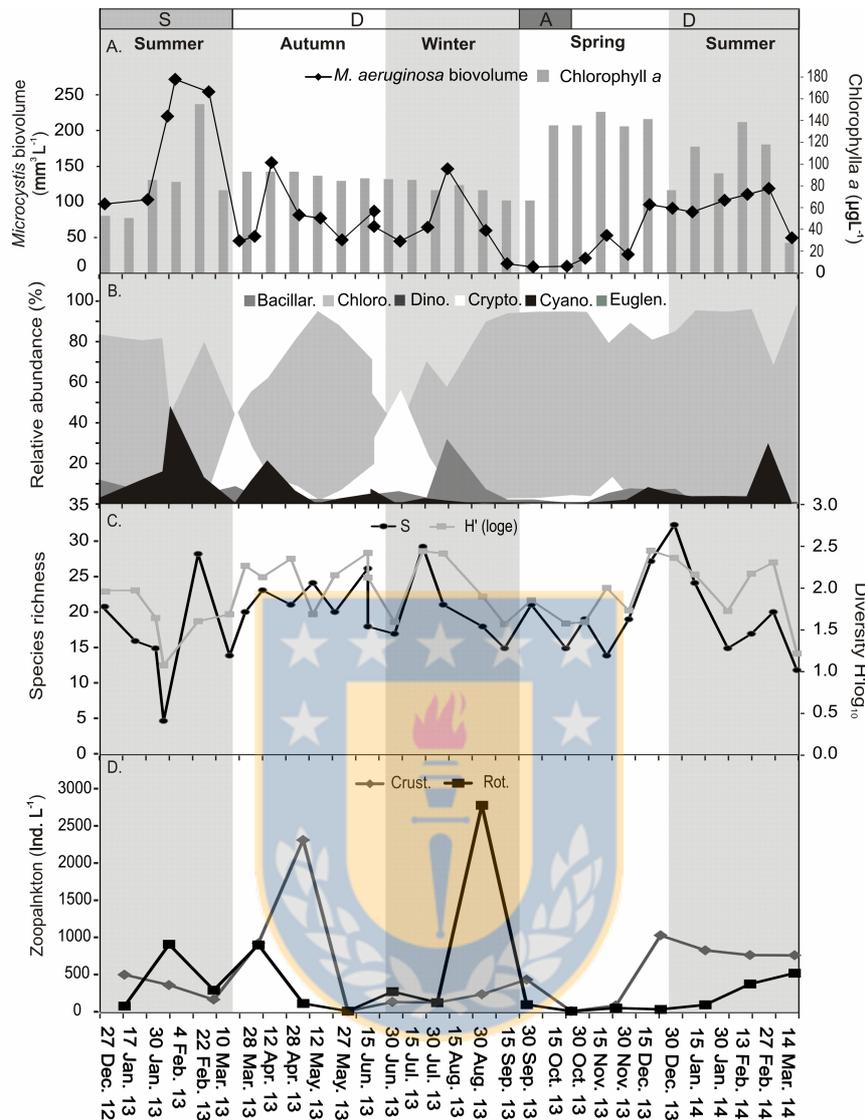


Figure 2.2.3. Biotic factors in Lo Galindo lake. A. Biovolume of *Microcystis aeruginosa* and chlorophyll a. B. Relative abundance of Phytoplankton (Chloro: Chlorophyceae, Crypto: Cryptophyceae, Dino: Dinophyceae, Bacillar: Bacillariophyceae, Euglen: Euglenophyceae, Cyano: Cyanobacteria). C. Biological index S: richness, H'<sub>log10</sub>: Shannon- Wiener. D. Abundance of zooplankton, crustaceans and rotifers. S: scums blooms, D: dispersive blooms, A: absence. Factores bióticos en el lago Lo Galindo. A. Biovolumen de *Microcystis aeruginosa* y clorofila a. B. abundancia relativa de fitoplancton (Chloro: Chlorophyceae, Crypto: Cryptophyceae, Dino: Dinophyceae, Bacillar: Bacillariophyceae, Euglen: Euglenophyceae, Cyano: Cyanobacteria). C. índices biológicos S: riqueza, H'<sub>log10</sub>: Shannon- Wiener. D. abundancia de zooplancton, crustáceos y rotíferos. S: floraciones acumulativas, D: floraciones dispersivas, A: ausencia.

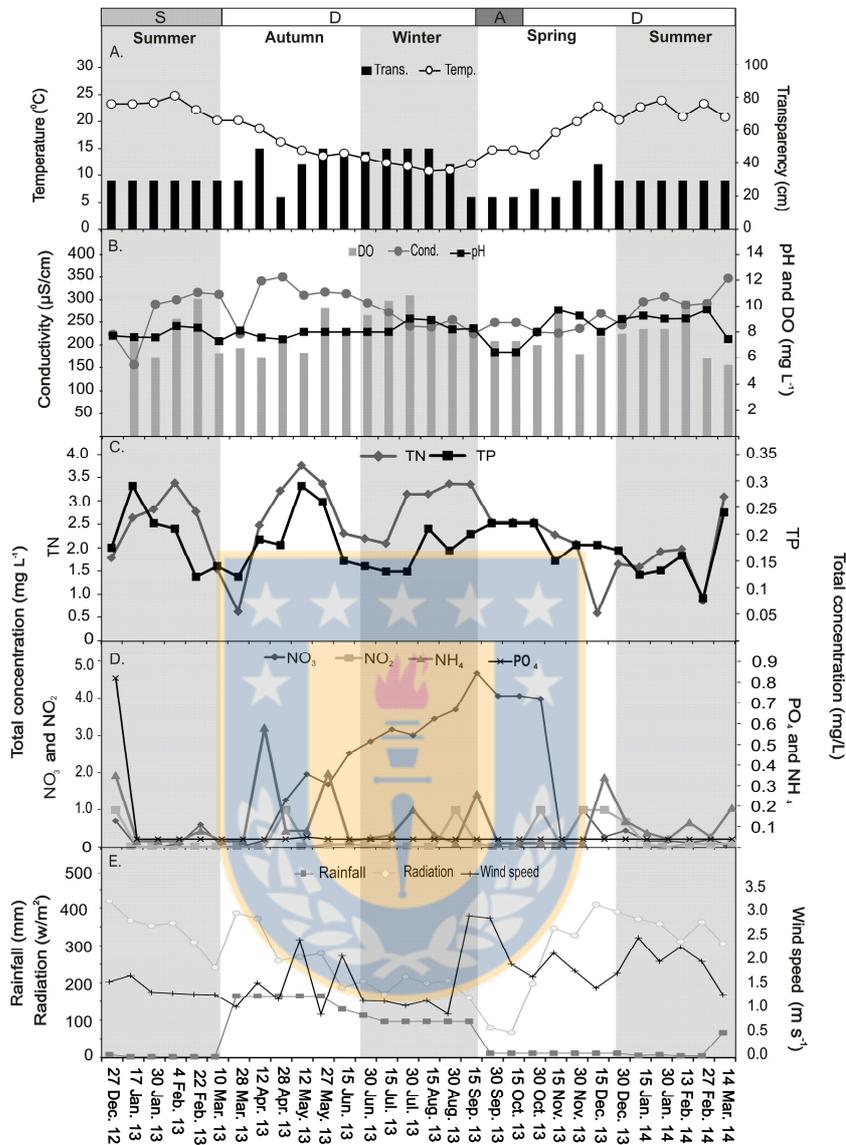


Figure 2.2.4. Abiotic factors in Lo Galindo lake. A. temperature (Temp.) and water transparency (Trans.). B. Conductivity (Cond.), Dissolve oxygen (DO) and pH. C. Total nitrogen (TN) and Total phosphorus (TP). D. Nitrate ( $\text{NO}_3$ ), Nitrite ( $\text{NO}_2$ ), Ammonium ( $\text{NH}_4$ ), Phosphate ( $\text{PO}_4$ ). E. Wind speed, rainfall and radiation. S: scums blooms, D: dispersive blooms, A: absence. Factores abióticos en el lago Lo Galindo. A. temperatura (Temp.) y transparencia del agua (Trans.). B. Conductividad (Cond.), Oxígeno Disuelto (DO) and pH. C. Nitrógeno total (TN) y fósforo total (TP). D. Nitrato ( $\text{NO}_3$ ), Nitrito ( $\text{NO}_2$ ), Amonio ( $\text{NH}_4$ ), Fosfato ( $\text{PO}_4$ ). E. Velocidad del viento, lluvia y radiación solar. S: floraciones acumulativas, D: floraciones dispersivas, A: ausencia.

### **CAPÍTULO 3.**

## **EVALUACIÓN DEL RIESGO PARA LOS HABITANTES DE CONCEPCIÓN POR LA PRESENCIA DE CIANOBACTERIAS Y CIANOTOXINAS**



**CAPÍTULO 3.1.**  
**IDENTIFICACIÓN DE CIANOBACTERIAS TÓXICAS DE LOS  
LAGOS URBANOS DE CONCEPCIÓN**



En preparación para publicación en la GUÍA PARA EL ESTUDIO DE  
CIANOBACTERIAS EN EL SISTEMA LACUSTRE DEL GRAN CONCEPCIÓN.

En este capítulo se describen las especies tóxicas de cianobacterias encontradas en los lagos someros del sistema lacustre de Concepción. El material recopilado para la realización de esta guía proviene de poblaciones naturales de estos sistemas lacustres de Concepción y confirmada con la información disponible para la región. Los registros de la distribución en el país fueron obtenidos desde el Manual Taxonómico del Fitoplancton de Aguas Continentales; con especial referencia al fitoplancton de Chile, Cyanophyceae elaborado por Parra et al. (1982). Así como por los registros realizados por Avilés (1999) y Campos et al. (2005; 2007).

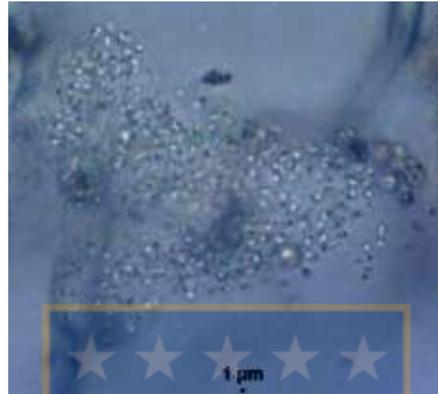
Este documento hace parte de la **Guía para el estudio de Cianobacterias en el sistema lacustre del Gran Concepción**, que tiene como objetivo dar a conocer las especies de cianobacterias potencialmente tóxicas presentes en los lagos eutróficos de Concepción. Esta información contribuye a la transferencia de conocimiento para el posterior reconocimiento de las cianobacterias por estudiantes y profesionales de servicios públicos, empresas, consultores y/o autoridades con competencia en la temática e involucrados en la gestión de las floraciones desde el ambiente y/o la salud pública. La identificación taxonómica de los géneros y/o especies se realizó mediante las características morfológicas (tamaño de la célula, tipo y tamaño de la colonia, presencia de heterocistos, aerotopos etc), por medio de microscopio fotónico, debido a que otros métodos de identificación, como los moleculares no son comúnmente factibles de utilizar

Se identificaron 12 taxones de 7 géneros diferentes. El lago que presentó la mayor riqueza de cianobacterias fue Lo Méndez, seguido por Lo Galindo y finalmente por la Laguna Tres Pascualas. Sin embargo, la mayor abundancia de cianobacterias se encontró en Lo Galindo.

A continuación se describen las especies tóxicas de cianobacterias encontradas en el sistema lacustre del Gran Concepción.

## Orden Chroococcales

***Aphanothece minutissima*** (West) J.Komárková-Legnerová & G.Cronberg



Basónimo *Microcystis minutissima* West

### **Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Colonias multicelulares, micro y macroscópicas (pueden llegar a medir varios centímetros). Colonias planctónicas, esféricas, alargadas o irregulares, células ovales a cilíndricas con extremos redondeados entre 0,7 y 0,9 µm de ancho y 0,9 a 1,7 µm de largo, irregularmente dispuestas dentro de la colonia, mucílago fino, homogéneo, margen difluente.

**Hábitat:** Se encuentra en diferentes tipos de ambientes desde oligotróficos a eutróficos de zonas templadas o regiones subpolares.

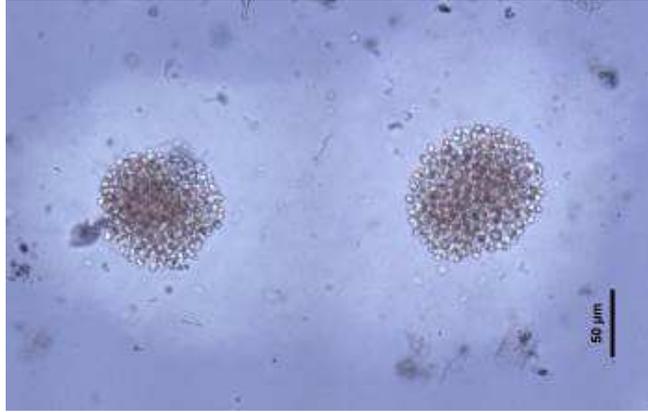
**Tipos de floración:** No evidente, raramente forma floraciones.

**Toxinas:** Reportadas para el género.

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Laguna Tres Pascualas, Lo Méndez, Lo Custodio.

**Distribución reportada en el país:** Laguna Grande de San Pedro.

***Aphanocapsa incerta*** (Lemmermann) Cronberg & Komárek 1994



Esta especie es considerada actualmente sinónimo de *Microcystis incerta* (Lemmermann) Lemmermann 1903.

**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Células pequeñas, dispuestas equidistantes una de otra, entre 0,5-2 µm de diámetro, en colonias más o menos esféricas, raramente colonias irregulares, encerradas en una envoltura gelatinosa, hialina y homogénea.

Colonias con mucílago más o menos homogéneo, con margen indistinta. Células casi esféricas sin aerotopos.

**Hábitat:** Común en el plancton de cuerpos de agua eutróficos.

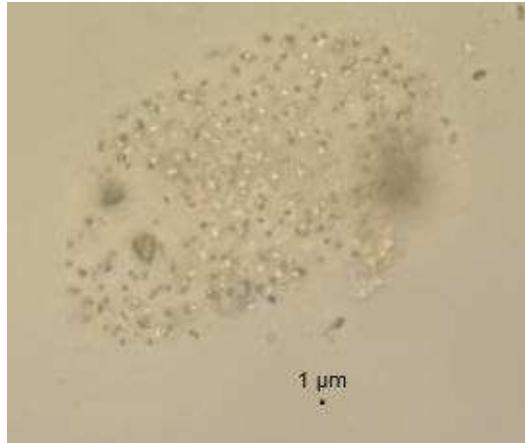
**Tipos de floración:** No forma floraciones evidentes.

**Toxinas:** Para el género están citadas microcistinas y lipopolisacáridos.

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Lo Galindo.

**Distribución reportada en el país:** Laguna Grande de San Pedro, Laguna Chica de San Pedro, Laguna Redonda, y Laguna Posada. También ha sido reportada en el sistema de lagos de Torres del Paine, lago Ranco y Laguna Quiñenco.

***Aphanocapsa elachista* W.West & G.S.West 1894**



Esta especie es considerada actualmente sinónimo de *Microcystis pulverea* (H.C.Wood) Forti 1907 f. *elachista* (W.West & G.S.West) Elenkin 1938, *Microcystis elachista* (W.West & G.S.West) Starmach 1966.

**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Colonias pequeñas, esféricas o elipsoidales, de escaso número de células, Células esféricas de 1,3 a 2,0 µm de diámetro a menudo dispuestas en pares en un mucílago colonial incoloro.

**Hábitat:** Conforman el plancton de aguas eutróficas.

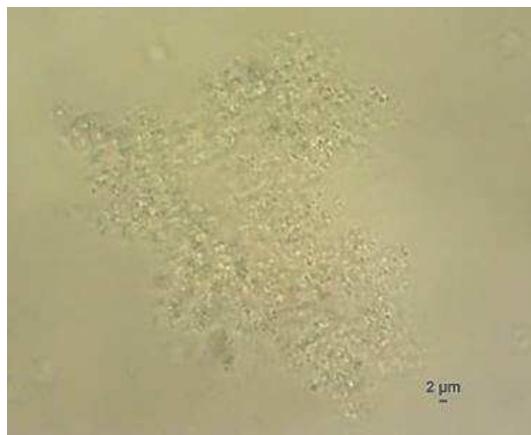
**Tipos de floración:** No evidente, raramente forma floraciones.

**Toxinas:** Para el género están citadas microcistinas y lipopolisacáridos.

**Distribución en los lagos urbanos del Concepción:** Esta especie se encuentra presente en Lo Méndez, Lo Galindo y Laguna Redonda.

**Distribución reportada en el país:** Ha sido reportada en la Laguna Grande de San Pedro, Laguna Chica de San Pedro, Laguna Posada, el Lago Lanalhue, Lago Villarica, Lago Ranco, Lago Riñihue, Lago Sarmiento, Lago Toro, Lago Todos Los Santos, Cuenca del río Valdivia, Laguna Bobadilla y río Putagán, Lago Natri y Laguna Gullermina, Lagunas Rubens, Figueroa, Ojo de Mar, Lagos Toro y Sarmiento.

***Aphanocapsa delicatissima*** W.West & G.S.West 1912



Esta especie es considerada actualmente sinónimo de *Microcystis pulverea* f. *delicatissima* (W.West & G.S.West) Elenkin 1938 y *Microcystis delicatissima* (W.West & G.S.West) Starmach 1966.

**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:** colonias esféricas, ovaladas o alargadas; células esféricas, semiesféricas, entre 0,5-0,8 μm de diámetro, irregularmente dispuestas dentro del mucílago colonial; mucílago homogéneo fino, el margen difluente.

**Hábitat:** Común en el plancton de lagos y lagos urbanos, reportada principalmente en regiones templadas.

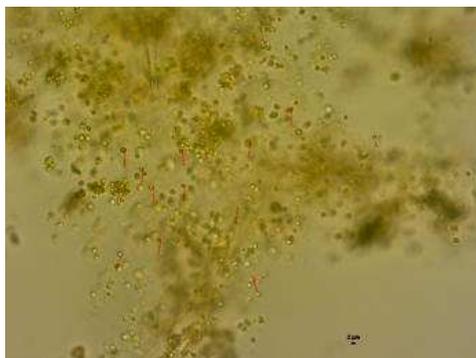
**Tipos de floración:** No evidente.

**Toxinas:** Reportada para el género la producción de microcistinas y lipopolisacáridos (LPS).

**Distribución en los lagos urbanos del Gran Concepción:** Lo Galindo.

**Distribución reportada en el país:** Laguna Grande de San Pedro, Lago Villarica, Lago Panguipulli, Cuenca del Río Valdivia.

***Aphanocapsa koordesii* Strøm 1923**



**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Colonias más o menos esféricas o irregulares; células con 1,3 a 2,1  $\mu\text{m}$  de diámetro.

**Hábitat:** Común en el plancton de lagos y lagos urbanos de la zona tropical.

**Tipos de floración:** No evidente.

**Toxinas:** Reportada para el género la producción de microcistinas y lipopolisacáridos (LPS).

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Lo Méndez.

**Distribución reportada en el país:** No reportada anteriormente.

***Snowella*** Elenkin 1983



**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Colonias más o menos esféricas u ovals, irregulares, embebidas en una matriz mucilaginosa ancha, coloreada, homogénea; células esféricas o ligeramente elongadas, largo 2,6-3,7  $\mu\text{m}$ , ancho 1,2-2,4  $\mu\text{m}$ , unidas en los extremos por filamentos, distantes unas de otras.

**Hábitat:** Común en el plancton de lagos mesotróficos.

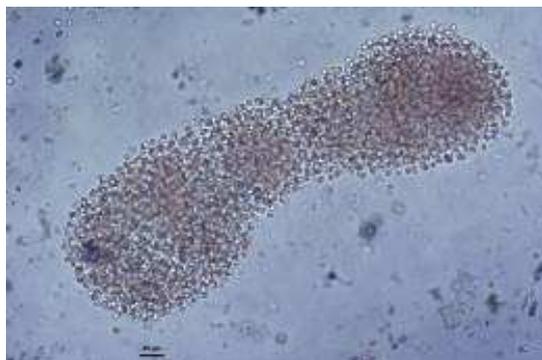
**Tipos de floración:** No evidente.

**Toxinas:** Reportada para el género la producción de microcistinas y lipopolisacáridos (LPS).

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Laguna Tres Pascualas.

**Distribución reportada en el país:** Laguna Grande de San Pedro, Laguna Chica de San Pedro.

***Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing 1846**



**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Colonias esféricas a subsféricas, en forma de sacos o bolsas, reticuladas o clatradas, forman colonias macroscópicas. Mucílago homogéneo, hialino. Células esféricas a subsféricas, entre 3 y 6  $\mu\text{m}$ , distribuidas homogéneamente en la colonia. Contenido celular raramente homogéneo y de color verde claro a gris pálido, usualmente con numerosas vesículas de gas. Especie causante de floraciones.

**Hábitat:** Tiene una distribución cosmopolita, es común en el plancton de cuerpos de aguas eutróficos (lagos, lagunas, embalses, grandes ríos).

**Tipos de floración:** Forma floraciones acumulativas o scums y dispersivas.

**Toxinas:** Microcistinas y lipopolisacáridos.

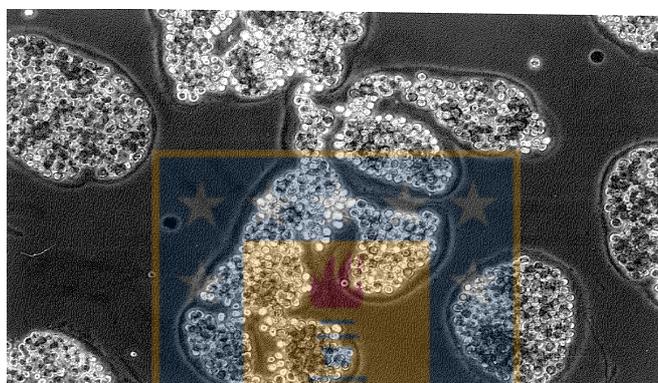
**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Lo Galindo, Lo Méndez, Laguna Tres Pascualas, Laguna Redonda.

**Distribución reportada en el país:** En varios lagos del centro y sur, Laguna Grande de San Pedro, Laguna Chica de San Pedro, Laguna Posada, Quiñenco, lago Peñuelas, lago Lanalhue, laguna Luisa, lago Villarica, lago Todos Los Santos, lago Panguipulli, lago Pehoe, cuenca del río Valdivia.

La especie presente en Lo Galindo fue aislada e identificada como *Microcystis*

*aeruginosa* UC-CL número de acceso KT807463. Confirmado con 100% de similitud. La nueva secuencia se añadió a la base de datos de genes rRNA 16S y actualizados prealigned (LTP S98, <http://www.arb-silva.de/projects/living-tree/>).

***Microcystis wesenbergii*** (Komárek) Komárek in Komárek 1968



**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Colonias juveniles esféricas, posteriormente lobadas, elongadas o clatradas, algunas veces compuestas por subcolonias, alcanzan a formar colonias macroscópicas. Las colonias están rodeadas de una vaina mucilaginosa notoria, densa y de gran amplitud, lamelada y refringente. Células irregularmente ordenadas, globosas entre 7 y 9  $\mu\text{m}$  de diámetro.

**Hábitat:** En ecosistemas de aguas continentales, conforma el plancton de lagos y charcos eutróficos, generalmente ocurre junto con otras cianobacterias, raramente es dominante

**Tipos de floración:** Forma floraciones acumulativas.

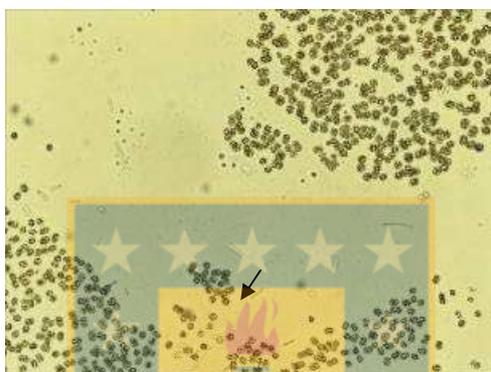
**Toxinas:** Microcistinas y lipopolisacáridos.

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Lo Méndez y Laguna Redonda.

**Distribución reportada en el país:** Laguna Grande de San Pedro, Laguna Chica de San Pedro, Laguna Posada, Laguna Aculeo, Lago Avendaño y Lago Lanalhue.

### Orden Oscillatoriales

***Pseudanabaena mucicola*** (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe 1964



#### **Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Tricomas solitarios, cortos, cilíndricos. Las células son cortas (2,5-3,5  $\mu\text{m}$  de largo, 2,0-3,0  $\mu\text{m}$  de ancho), cilíndricas y redondeadas, al final con los extremos redondeados o ligeramente en forma de barril, sin aerotopos.

**Hábitat:** En hábitat dulceacuícola de zonas templadas y tropicales. Principalmente entre o en la superficie del mucílago de otras cianobacterias especialmente en *Microcystis*, *Limnococcus*, *Aphanothece*, también puede presentarse en el mucílago de algunas algas verdes y de rotíferos.

**Tipos de floración:** No evidente. El tipo de floración correspondería a la especie donde crece.

**Toxinas:** Produce microcistina LR. Para el género han sido descritos los lipopolisacáridos.

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** En Lo Galindo y Laguna Tres Pascualas.

**Distribución reportada en el país:** Laguna Grande de San Pedro.

***Pseudanabaena catenata*** Lauterborn 1915



**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Tricomas solitarios o agregados, células cilíndricas truncadas o redondeadas en ambos extremos, usualmente más largas que anchas entre 2,8-6,1  $\mu\text{m}$  de largo y 2,3-2,7  $\mu\text{m}$  de ancho, de color verde oliva, verde-azulada o verde pálido.

**Hábitat:** En lagos, lagos urbanos y/o ríos, es bentónica y también puede vivir adherida a cualquier tipo de sustrato (perifiton), ampliamente distribuida, cosmopolita.

**Tipos de floración:** No se tiene información al respecto.

**Toxinas:** Reportada para el género.

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Lo Méndez y Lo Custodio.

**Distribución reportada en el país:** Quiñenco, Río Loncomilla, lagos de Chiloé, Laguna Grande de San Pedro, Laguna Posada y Quiñenco.

***Phormidium* spp.**



**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Filamentos no ramificados, rara vez solitarios, por lo general al final lisos, micro y macroscópicos, pueden alcanzar hasta varios cm de diámetro, por lo general abarca sustratos de diferentes tipos. Heterocistos y acinetos ausentes. Tricomas isopolares, más o menos rectos o en espiral. Células sin aerotopos. Las células generalmente de color azul-verde, rara vez de color marrón, rosado o violeta.

Este grupo es difícil de clasificar a nivel de especie debido a que está conformado por numerosos morfotipos.

**Hábitat:** Ampliamente distribuidos, cosmopolita.

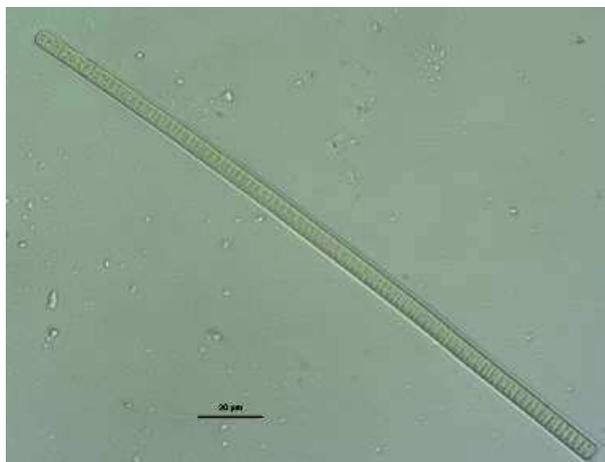
**Tipos de floración:** Forman capas que cubren todo tipo de sustratos en condiciones óptimas.

**Toxinas:** Reportadas para el género.

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Lo Méndez, Lo Galindo, Lo Custodio.

**Distribución reportada en el país:** Este género no había sido reportado anteriormente.

## ***Oscillatoria* spp.**



### **Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Filamentos isopolares o heteropolares, en esteras o estratos, algunas veces compactos o en capas. Tricomas cilíndricos rectos o ligeramente ondulados, solitarios o agrupados. Células discoidales, siempre más cortas que anchas, carecen de aerotopos, las células apicales usualmente con caliptra. Facultativamente móviles o inmóviles.

**Hábitat:** Ampliamente distribuidos, cosmopolita.

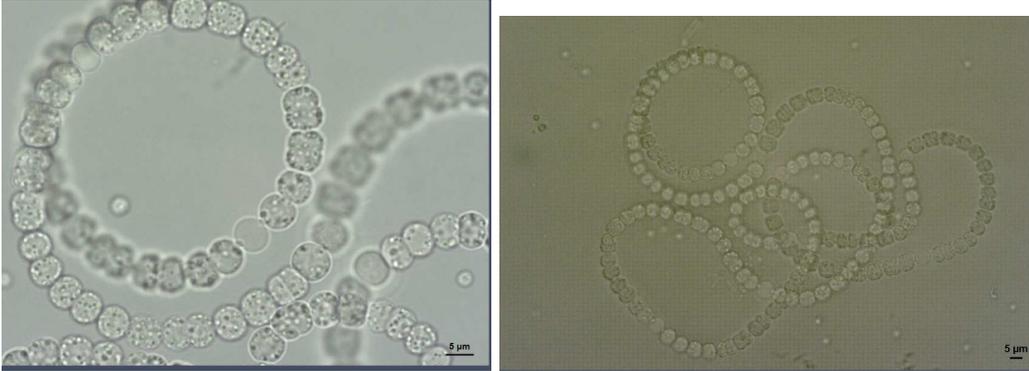
**Tipos de floración:** Forman floraciones acumulativas.

**Toxinas:** Reportadas para el género.

**Distribución en los lagos urbanos de Concepción:** Lo Méndez, Laguna Tres Pascualas.

**Distribución reportada en el país:** Este género ha sido reportado en varios lagos y ríos del país, entre los que se incluyen, el Lago Villarica, Lago Pichilafquen, Lago Riñihue, Lago Peche, Estero Lengua, La Posada, Laguna Grande de San Pedro.

***Dolichospermum* spp.**



**Descripción morfológica y características relevantes para su identificación:**

Son algas filamentosas solitarias o en racimos libres o agregados en la columna del agua, por lo general con espiral y enredado. Vainas ausentes o a veces difluentes, agrupando varios tricomas. Células cilíndricas o esféricas en forma de barril, azul verdosas o verde oliva, con o sin aerotopos. Los heterocistos por lo general son ligeramente más grandes que las células vegetativas, son esféricos, ovalados o cilíndricos, a veces alargados. Aquineta esférica, ovalada o cilíndrica, solitaria o varios en una fila. De distribución cosmopolita.

Validación Nomenclatural del género de cianobacterias revisada genéticamente *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova. Fottea 9(1): 59-64.

**Hábitats:** Planctónica, en aguas eutróficas de lagos con estratificación térmica de zonas templadas, raramente en ríos grandes.

**Tipos de floración:** floraciones evidentes semiacumulativa o acumulativa.

**Toxinas:** Esta especie produce anatoxina-a(S). Para el género *Anabaena* se ha reportado microcistinas, anatoxina-a, saxitoxinas y lipopolisacaridos.

**Distribución en los lagos urbanos del Gran Concepción:** Lo Méndez

**Distribución reportada en el país:** Este género ha sido reportado en varios lagos y ríos del país, entre los que se incluyen, Lago Pichilafquen, La Posada, Laguna Grande de San Pedro, Lago Todos Los Santos.

## CAPÍTULO 3.2.

# EVALUACIÓN DEL RIESGO POR LA PRESENCIA DE CIANOBACTERIAS Y SUS TOXINAS (MICROCISTINAS) EN LOS LAGOS DEL GRAN CONCEPCIÓN

Viviana Almanza<sup>1,2</sup>, Ximena Fernandez<sup>1</sup>, Ricardo Figueroa<sup>1,3</sup>, Marcela López<sup>1</sup>,  
Oscar Parra<sup>1,3</sup>, Carolina Baeza<sup>1</sup>, Jesús Yañez<sup>4</sup>, Roberto Urrutia<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción

<sup>2</sup> Doctorado en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Ambientales

<sup>3</sup> Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería

<sup>4</sup> Municipalidad de Concepción

En preparación para enviar a la revista International Journal of Environmental  
Research and Public Health

## RESUMEN

La presencia de cianobacterias y la concentración de microcistinas fueron estudiadas en cinco cuerpos de agua de la Región del Biobío ubicados dentro de las ciudades de Concepción (Lo Galindo, Lo Méndez, Laguna Redonda y Laguna Tres Pascualas) y San Pedro de la Paz (Laguna Grande de San Pedro) con el fin de determinar si constituyen un posible riesgo para los habitantes ante el uso sobre estos cuerpos de agua (recreación y consumo). Para estimar el riesgo se utilizó un análisis integrando entre amenaza (información limnológica, presencia y número de células de cianobacterias y concentración de microcistinas totales en los cuerpos de agua) y vulnerabilidad socioambiental (variables sociodemográficas como edad, tiempo de residencia, nivel educacional, actual condición laboral y el tipo e intensidad de la exposición de los residentes y visitantes a los lagos durante un periodo de un año). Con esta información se definieron rangos de riesgos (muy alto, alto, medio y bajo). Lo Galindo presentó un nivel de riesgo muy alto; Laguna Tres Pascualas alto, Lo Méndez riesgo medio. En la Laguna Grande de San Pedro y la Laguna Redonda el riesgo se estimó como bajo. Los lagos urbanos, representan importantes espacios de recreación para los habitantes de la ciudad, así como de reservorio del recurso agua durante situaciones de emergencia, por lo que se requiere una gestión hacia la recuperación de estos cuerpos de agua que con lleven a una mejor utilización actual y futura de los sistemas.

## INTRODUCCIÓN

En los últimos años ha incrementado el número de reportes de contaminación del agua causada por las cianotoxinas, específicamente por microcistinas. Estas toxinas son metabolitos secundarios que se sintetizan dentro de algunos géneros de las cianobacterias, principalmente cuando proliferan generando densas acumulaciones denominadas floraciones algales nocivas (CyanoHABs).

Las microcistinas están ampliamente distribuidas en todo el mundo (Hitzfeld et al. 2000), son heptapéptidos cíclicos que contienen el péptido Adda, aminoácido característico de 20 carbonos. Hasta el momento se conocen más de 90 congéneres de microcistinas (Puddick et al. 2013 Metcalf & Codd 2012), cada

congénere posee diferentes potenciales bioactivos, por ejemplo, MC-LR es de 6.4 veces más tóxico que el MC-RR, pero 8.4 veces más tóxicos que [Dha7] MC-RR en ratones (Chen et al. 2006).

Estas toxinas, conocidas como hepatotoxinas por los efectos que generan en la salud humana y animal, inhiben la fosfatasa proteica tipo 1 y 2A (Chorus & Bartram 1999) cuya ingestión en altas concentraciones puede ocasionar el colapso de la organización tisular hepática, necrosis y hemorragia intra-hepática (Carmichael 1981; Falconer 1993; 1996; Van Apeldoorn et al. 2007). La exposición prolongada a bajas dosis puede promover tumores en tejidos tales como el colon, la piel y el hígado y alteraciones endocrinas (Falconer & Humpage 1996; Ito et al. 1997; Fujiki & Suganuma 2011). También puede causar infiltración de linfocitos hepáticos, degeneración grasa y aumentar la invasividad de las células de melanoma (Ito et al. 1997; Zhang et al. 2012). El consumo de agua potable contaminada con microcistina se ha asociado a una mayor incidencia de cáncer colorrectal en varias poblaciones China (Zhou 2002), estas toxinas fueron clasificadas como un carcinógeno potencial para los seres humanos (Clase 2B) por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC 2007). Otros signos y síntomas sobre el sistema humano incluyen afecciones gastrointestinales, dolor muscular, irritación de los ojos, nariz, garganta, piel y tracto respiratorio, alergias respiratorias y fiebre (Lévesque et al. 2014).

La biodisponibilidad de la toxina en el sistema humano está basada en la forma de exposición al agua contaminada (Funari & Testai 2008; Hilborn & Beasley 2015), que ocurre regularmente por vía oral (a través del agua potable o por el consumo de alimentos acuáticos contaminados), dérmica y ocasionalmente por la inhalación de gotas de agua suspendidas en el aire (Turner et al. 1990; Stewart et al. 2006). Existen numerosos reportes de intoxicación humana por agua contaminada con MC a nivel mundial, la más grave se presentó en 1996 en la ciudad de Caruaru, Brasil, en una clínica de hemodiálisis donde se generó la muerte de 52 personas y la intoxicación de 131 personas que experimentaron disturbios visuales, náuseas, vómitos y debilidad muscular (Azevedo et al. 2002).

En otras regiones de Sur América, existen escasos reportes de intoxicación

humana por microcistinas (Giannuzzi et al. 2011) pese a varios reportes de floraciones tóxicas de cianobacterias en cuerpos de agua destinados para consumo humano y recreación (Dörr et al. 2010). Probablemente muchos casos de enfermedades causadas por las MC no son bien documentadas, ya que los pacientes o los médicos no asocian los síntomas con estas sustancias (UNESCO 2009).

En Chile, se han reportado microcistinas de diferentes congéneres (MC-LA, MC-RR, MC-FR, MC-LR y MC-YR) en sistemas acuáticos de localidades con alta densidad poblacional (Parra et al. 1980; Parra et al. 1986; Campos et al. 1999; Neumann et al. 2000; Campos et al. 2005, 2007). En solo dos eventos de floraciones tóxicas, se ha comprobado la muerte de peces por la presencia de microcistinas (Parra et al. 1986; Peñaloza et al. 1990).

En las últimas décadas, han incrementado los estudios respecto a los problemas de salud relacionados con las floraciones de cianobacterias tóxicas y microcistinas (MacKintosh et al. 1990; Teixeira et al. 1992; Zhang et al. 2012; Lévesque et al. 2014), sin embargo el área de la salud pública y epidemiología requiere todavía investigaciones adicionales (Merel et al. 2013). El patrón epidemiológico asociado a las microcistinas es más bien difuso y poco estudiado en humanos, conllevando por tanto una serie de dificultades al momento de realizar seguimiento de casos pos intoxicación (Paerl & Otten 2012). Por lo anterior, la evaluación del riesgo surge como una herramienta para abordar esta problemática, ya utilizada en el ámbito de los desastres naturales, impacto ambiental y prevención y preparación de comunidades vulnerables (Cutter et al. 2003).

El riesgo, definido como la susceptibilidad de una población, sistema o lugar determinado por ser afectado al estar expuesto a un peligro y que influye directamente sobre la capacidad de prepararse, responder y recuperarse (Cutter et al. 2003). Evaluar el riesgo permite generar información para la toma de decisiones por los responsables de la gestión de sitios con peligros o contaminantes que afecten la salud de las personas y el medio ambiente (Brooks 2009).

La presencia de las microcistinas en diferentes lagos de Chile, podría constituir un

potencial riesgo para los habitantes al estar en contacto con el agua, principalmente en el Gran Concepción, si se tiene en cuenta que el 100 % del agua potable en la región del Biobío (en términos de población total atendida) proviene de fuentes de agua superficiales y en general, los cuerpos de agua dulce que se utilizan extensamente para una variedad de actividades recreativas y de reservorio de agua para consumo ante emergencias con el sistema de abastecimiento y distribución de agua (Andres 2012), por lo que las microcistinas pudieran tener importantes impactos en la salud, a nivel económico y social. Por lo anterior, planteamos la hipótesis que existe un alto riesgo de la población del Gran Concepción por el estado de contaminación de los lagos que tiene como efecto la presencia de las cianobacterias y microcistinas en los cuerpos de agua. El objetivo principal es evaluar el posible riesgo, a partir de la amenaza y vulnerabilidad socioambiental, para los habitantes de Concepción ante el uso de los lagos urbanos.

## **METODOLOGÍA**

El estudio se desarrolló en cuatro lagos de la ciudad de Concepción: Laguna Redonda (LR), Lo Galindo (LG), Laguna Tres Pascualas (LGT) y Lo Méndez (LM), y en la Laguna Grande de San Pedro (LGSP) ubicada en la ciudad de San Pedro de la Paz, a 15 minutos de Concepción (Fig. 1). La población en torno a los cinco lagos, comparte criterio de cercanía a los respectivos cuerpos de agua, condición que fue definida para delimitar áreas de influencia al interior de las respectivas cuencas hidrográficas (Cutter et al. 2003)

La metodología utilizada para la estimación del riesgo (R), se obtuvo a partir del análisis integrado de la amenaza (A) (probabilidad de ocurrencia de las microcistinas), y la vulnerabilidad socio-ambiental (VAS), compuesta por la vulnerabilidad socio-económica (VSE) (probabilidad de que un sistema expuesto a una amenaza natural, pueda tolerar cierto grado de destrucción de carácter ambiental, con relación a la vivienda y a la vida humana) y la exposición (E) (rutas y vías de exposición) de los individuos residentes en las áreas de influencia (Chardon et al. 2002).

### *Determinación de la amenaza (A) por la presencia de cianobacterias y microcistinas*

Desde el año 2012 hasta el 2014 se realizaron muestreos mensuales en cada lago con el fin de determinar la presencia y concentración de microcistinas y cianobacterias. Se realizaron arrastres con una red de fitoplancton de 20  $\mu\text{m}$  para la identificación taxonómica de las cianobacterias, y tomaron muestras integradas de la columna de agua (superficie, medio y fondo) con una botella Niskin, con las que se determinó la concentración de microcistinas, la abundancia de células de cianobacterias y parámetros calidad del agua. Las muestras tomadas fueron trasladadas en condiciones de frío (4 °C) y oscuridad a diferentes laboratorios del Centro EULA para su posterior análisis. Los nutrientes fueron analizados por espectrofotometría de absorción molecular y/o cromatografía iónica descritos en el Standard Methods 21nd Edition 2012; fósforo total (4500 P), ortofosfatos (4110 P), nitrógeno total (4500-N C), nitrato (4110-NO<sub>3</sub>), nitrito (4110-NO<sub>2</sub>) y amonio (4500-NH<sub>3</sub>)

La temperatura (°C), pH, conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ) fueron medidos *in situ* en la columna del agua (superficie, medio y fondo) con una sonda multiparámetrica (Quanta), la transparencia (cm) con un disco Secchi.

La abundancia de cianobacterias se determinó a partir de muestras fijadas con lugol al 1 % por el método de Utermöhl (1958) en cámaras de sedimentación de volumen conocido en un microscopio invertido marca Zeiss Axiovert 35. El número de células de cianobacterias filamentosas (ejemplo: *Dolichospermum* sp.), se determinó al contar el número de filamentos observables en cada campo, en 30 de los cuales y escogidos al azar, se contó el número de células observables, posteriormente se calculó un promedio con el que se determinó el número de células por mililitro ( $\text{cel. ml}^{-1}$ ) (Hötzel & Croome 1999). Para la determinación del número de células de *Microcystis* sp. se desintegraron las colonias mediante el método de hidrólisis alcalina (Lawton et al. 1999), el conteo celular se realizó en una cámara de Neubauer, con un microscopio estándar con un aumento de 400x, los resultados se expresaron como el número de células por mililitro ( $\text{cel. ml}^{-1}$ ).

Las muestras para la detección de microcistinas se sometieron a 3 ciclos de congelado-descongelado con el fin de lisar las células para liberar las toxinas. La determinación se realizó mediante el análisis de inmunoensayo comercial con el kit de microcistina ELISA del laboratorio Abraxis y detectó en un espectrofotómetro de placa (Epoch BioTek) de doble longitud de onda, a 450 nm-600 nm. El límite de detección del ELISA fue de  $0.2 \mu\text{g L}^{-1}$ . Las muestras encontradas como positivas fueron confirmadas por cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC). Para lo anterior, se filtraron 600 ml en una bomba de vacío con filtros de  $0.45 \mu\text{m}$  de diámetro de poro, cada vez que el filtro se colmataba era cambiado. La extracción en fase sólida se realizó con una columna C-18 ( $54 \mu\text{m}$ , 6 ml) y 1 ml de metanol (90 %). La separación fue llevada a cabo usando una columna RP 18 Lichrospher 100 ( $5 \mu\text{m}$  de poro,  $150 \times 4.6 \text{ mm}$ ) y un sistema de eluentes (fase móvil: eluente A agua Milli Q y eluente B acetonitrilo, ambos con 0.05 % de TFA) durante 20 min (ISO 20179:2005). El volumen de inyección fue de  $20 \mu\text{l}$  con un flujo de  $1 \text{ ml min}^{-1}$ . La detección UV se realizó a 238 nm y el espectro de absorción de cada pico se analizó en el rango de 200-300 nm ISO 20179 (2005). Los resultados se expresaron como microcistinas totales en  $\mu\text{g}$  de toxina litro, ya que permitió la comparación con estándares internacionales de agua potable y recreativa.

Sobre esta información se realizó un análisis de componentes principales (ACP), mediante el paquete estadístico R y Past, el cual permitió identificar las variables con mayor ponderación asociadas a la concentración de microcistinas y al número de células de cianobacterias. Posteriormente se realizó un análisis de regresión logística binaria mediante el paquete SPSS, el cual permitió identificar la probabilidad de ocurrencia de microcistinas y cianobacterias en los diferentes lagos estudiados, de acuerdo a las variables que fueron significativas en cada uno de los modelos ( $p < 0.05$ ) mediante la prueba de Wald. Se evaluó el valor  $R^2$  de Cox y Snell y su corrección expresada como  $R^2$  de Nagelkerke, siendo éste el porcentaje de la variación de la variable dependiente (ocurrencia de microcistinas) explicado por las variables incluidas en el modelo, la multicolinealidad entre las variables independientes se evaluó mediante el Factor de Inflación de Varianza (VIF). Finalmente se estimaron rangos de la amenaza a partir de lo obtenido en los

modelos.

### *Estimación de la vulnerabilidad socioambiental (VAS)*

Para la estimación de la VSA, se desarrolló un estudio transversal exploratorio, en el cual se definieron áreas de influencia, considerando criterios de cercanía de la población con los lagos y las principales actividades antrópicas en los espacios públicos en torno a los mismos (p.e. parques, plazas, miradores). Posteriormente se realizó un muestreo por conglomerados considerando las manzanas (n= 138) al interior de las áreas de influencia y por medio de muestreo aleatorio sistemático se seleccionaron casas e individuos a través de una selección intencionada del encuestado, según la edad y habitabilidad encuestada. Se realizaron 431 encuestas distribuidas de manera uniforme entre las áreas de influencia de los lagos. La encuesta se estructuró en dos secciones: socio demográfica y exposición. El instrumento fue validado en su redacción y extensión en un piloto a 30 hogares, en un sector de similares características socioeconómicas que la población en estudio. La selección de las variables de cada sección del cuestionario, fue definida en base a una revisión bibliográfica y lo que muestra la evidencia respecto del aporte de las mismas a la vulnerabilidad social (Cutter et al. 2003; Zebardast 2013) por ejemplo, se encuentra una influencia positiva de la vulnerabilidad con las siguientes variables: género, nivel educacional, edad, entre otras. Para los datos de exposición se evaluaron distintos tipos de actividades desarrolladas en torno a los lagos, frecuencia e intensidad, ya que se consideró relevante hacer la distinción entre exposición recreacional, con y sin contacto directo con el agua, de otros tipos de exposición (laboral por ejemplo). Los sectores (socioeconómico y exposición) fueron analizados mediante un análisis de correspondencia múltiple (ACM), donde tanto la vulnerabilidad socio económica como la exposición fueron estimados de la siguiente manera:

$$VSE = \frac{\sum_{i=1}^n w_i}{n}$$

$n$  = Número de variables seleccionadas después de realizar el contraste del Chi-cuadrado

$w_i$  = Contribuciones absolutas de las variables en cada dimensión (I y II).

$$E = \frac{\sum_{j=1}^m v_j}{m}$$

$E$  = Exposición

$m$  = Número de variables apartadas una vez aplicado el contraste de independencia  $\chi^2$

$v_j$  = Contribuciones absolutas de las variables en cada dimensión (I y II).

Luego la *Vulnerabilidad socio-ambiental* vendrá determinada de la siguiente forma:

$$VSA = \left( \frac{VSE + E}{2} \right)$$

Se consideró un contraste de independencia entre las variables fila y columna en una tabla de contingencia de orden  $I \times J$  con el estadístico Ji-cuadrado, su hipótesis de independencia sigue una distribución  $\chi^2_{((I-1) \times (J-1))}$  grados de libertad, y se detecta el grado de asociación lineal entre las variables de interés.

Entre los criterios de las dimensiones o ejes a retener se encuentran: a) Valores propios (indica que se retiene el número de dimensiones que presente inercia sobre 0.2) b) Nivel de varianza explicada (a criterio del investigador se espera sobre el 60 %) c) Calidad de representación (un espacio bidimensional minimiza la complejidad en la interpretación) (Hair et al. 1999). El sector socio demográfico fue estudiado mediante las variables: nivel educacional, edad, tiempo de residencia, actual condición laboral y material predominante de la vivienda. La exposición se examinó mediante las variables: meses visitados con mayor frecuencia, usos de los lagos y frecuencia de visita, aplicando sobre ésta última la prueba de independencia de Chi-cuadrado. Luego la aplicación del ACM para dichos sectores se efectuó de manera global y parcelada sobre las zonas de Concepción y San Pedro de la Paz con respecto a los lagos que pertenecen a cada demarcación geográfica.

En este caso y debido a las propiedades numéricas en la matriz de datos para estimar la amenaza y la vulnerabilidad socio-ambiental, se utilizó la siguiente formula:

***Riesgo = Probabilidad de ocurrencia de Microcistina × Vulnerabilidad S.A.***

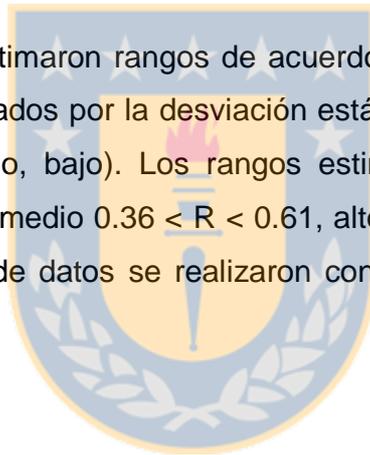
$$R = A \times (VSA)$$
$$= A \times \left( \frac{VSE + E}{2} \right)$$

### *Estimación del Riesgo*

La ecuación de riesgo se construyó a partir de las contribuciones absolutas de las variables socio demográficas y de la exposición, por lo que el riesgo estimado fue igual a la probabilidad media de ocurrencia de cianobacterias en el lago (A) multiplicado por el promedio entre la vulnerabilidad socio ambiental (VSE) y la exposición (E), quedando expresado de la siguiente manera:

$$Riesgo = \left[ A \times \left( \frac{VSE + E}{2} \right) \right]$$

Para cada subíndice se estimaron rangos de acuerdo a los valores obtenidos en cada uno, en rangos estimados por la desviación estándar (DE = 0.009), para A y VSE (muy alto, alto, medio, bajo). Los rangos estimados tanto para el riesgo fueron: bajo  $0 < R < 0.35$ , medio  $0.36 < R < 0.61$ , alto  $0.62 < R < 0.79$  y muy alto  $0.8 < R$ . Los análisis de datos se realizaron con los programas estadísticos IBM, SPSS 19 y R-project.



## **RESULTADOS**

### *Amenaza por la presencia de microcistinas y cianobacterias*

Por los elevados niveles de nutrientes, la transparencia del agua y la clorofila a se determinó que todos los lagos se encuentran de mesotróficos a hipereutróficos (Fig. 2). Se registraron 8 géneros de cianobacterias potenciales sintetizadores de microcistinas (Tabla 1). Los lagos LGSP, TP y R, presentaron la mayor cantidad de especies, mientras que en LG se registro la menor cantidad. Las floraciones de cianobacterias solamente fueron evidentes en LGSP donde se registraron floraciones de varias especies de cianobacterias, *Microcystis aeruginosa*, *Aphanocapsa sp.* y *Dolichospermum spiroides* y en LG con floraciones monoespecíficas de *Microcystis aeruginosa*, que se presentaron en casi todos los meses del año, incluso en invierno (Tabla 1).

Aunque no en todos los lagos fueron evidentes las floraciones de las cianobacterias, si se registró la presencia de microcistinas en todos los cuerpos de agua estudiados. Las máximas concentraciones se reportaron en LG, seguido por TP, LGSP y R, en estos lagos la máxima concentración total de microcistinas excedió el límite máximo de concentración de microcistina-LR en el agua potable de ( $1 \mu\text{gL}^{-1}$ ) y solamente en LG excedió el máximo recomendado para aguas recreativas ( $20 \mu\text{gL}^{-1}$ ). El análisis de componentes principales (Fig. 3) indicó que los nutrientes principalmente nitrógeno total y secundariamente nitrato y fósforo total fueron explicados por el 29.7 % (componente 1) de la varianza. El Componente 2 explicó el 18.9 % de la varianza y se correlacionó con las variables temperatura y pH. Los resultados del análisis de regresión logística binaria obtenidos para los dos géneros de cianobacterias más abundantes y frecuentes en los lagos (*Microcystis* y *Dolichospermum*) y la concentración de microcistina, indicaron que el fósforo, nitrógeno total y amonio son las variables ambientales que explican la probabilidad de ocurrencia de estas cianobacterias en los lagos estudiados, específicamente en *Microcystis* la variable que más influyó correspondió al fósforo total (estadístico de Wald 12.6;  $p < 0.05$ ) y un coeficiente  $\beta_3 = 18.7$ , y para *Dolichospermum* fue el nitrógeno total (20.0;  $p < 0.05$ ) (Tabla 2). En el caso de la microcistina la variable que explica la probabilidad de ocurrencia es el fósforo total (11.3;  $p < 0.05$ ).

La mayor probabilidad de ocurrencia de células de *Microcystis* spp. se presentó en LG, con 0.80, en este lago también se determinó una alta probabilidad para la concentración de microcistina (0.81), mientras que la probabilidad de ocurrencia de células de *Dolichospermum* spp. fue muy baja (0.04), con respecto a la LGSP (0.32) y en los otros lagos estudiados (Tabla 2). Aunque no se presentaron floraciones de cianobacterias en TP y LM la probabilidad de microcistina fue mayor (0.51 y 0.49 respectivamente) a la determinada para LGSP de 0.03. En R la probabilidad de ocurrencia de las cianobacterias y de microcistina fue la más baja determinada con relación a los otros lagos. Según lo anterior se clasificaron los lagos en rangos de amenaza dependiendo del número de células y la concentración de microcistinas (Tabla 3), siendo muy alta en LG, alta en TP y LM

y baja en LGSP y R.

#### *Vulnerabilidad socio-ambiental (VAS)*

La población encuestada en Concepción y San Pedro de la Paz se caracteriza por familias compuestas por 3 a 5 personas por hogar. La gran mayoría de los encuestados se declararon jefe de hogar, la distribución por edades no mostró grandes diferencias entre lagos. Respecto del tiempo de residencia, la gran mayoría indica vivir en el área de influencia hace más de 25 años. El nivel educacional de los encuestados mostró diferencias entre los lagos de Concepción y San Pedro de la Paz, dónde en Concepción prevalece menor nivel con respecto a San Pedro de la paz (Tabla 4). El Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) mostró que la edad, condición laboral del encuestado, tiempo de residencia, nivel de educación y material predominante de la vivienda explican el 81.47 % varianza y se hacen tres grupos: un primer grupo dentro de las personas con educación de nivel superior y con edad entre 30 y 40 años, existe una cantidad de ellas que posee empleo y otras que no, un segundo grupo se aprecia que los individuos que poseen casa de ladrillo llevan un tiempo menor a 5 años viviendo en el mismo lugar. La tercera asociación engloba aquellas personas que poseen más de 64 años, jubiladas, con educación básica y que llevan más de 50 años viviendo en el mismo lugar.

Con respecto a la exposición la mayoría de los habitantes no realizan actividades con contacto directo en los lagos, solamente en LTP, LR y LGSP existen actividades de contacto donde la más importante es la natación (Tabla 5). El ACM mostró que esta actividad (explicada por el 22.4 % de la varianza con respecto al segundo eje) se realiza principalmente durante la estación de verano (40.1 % primer eje). La frecuencia de visita a los cuerpos de agua posee una contribución similar en ambos ejes que lo hacen más de tres veces al mes (0.4 y 0.4).

La tabla 6 muestra un resumen de los resultados del ACM sobre las variables socio demográficas y de exposición. En general, el nivel de VSA va de muy alto a alto, clasificados como muy alta LG, R y LM. En el caso del lago TP, la vulnerabilidad socioeconómica, alcanza el valor 1, siendo el más alto en comparación con los demás lagos, al igual que la exposición. Esto se puede

corroborar directamente en el terreno, ya que en dicho lugar existe un asentamiento muy cercano al cuerpo de agua, que no cuenta con saneamiento básico y además se encuentran en una zona inundable, por lo que la vulnerabilidad muy alta estaría explicada por ambos componentes, socioeconómico y exposición. La exposición en San Pedro de la Paz, es la más baja en comparación con los demás lagos, lo que se corrobora con la percepción de riesgo de la población, quienes identifican una serie de factores que indicarían que la LGSP estaría muy contaminada y por lo mismo existe temor a establecer contacto con el agua, no así como los visitantes, que utilizan el cuerpo de agua como balneario durante el verano.

#### *Estimación del riesgo*

La tabla 7 muestra que LG fue clasificado dentro de riesgo muy alto, por presentar un nivel de amenaza muy alto y una VSA también alta, TP también es alto por este último aspecto, mientras que LM clasificó como riesgo medio. El riesgo global, para todos los lagos estudiados fue medio.

## **DISCUSION**

Los resultados muestran que todos los lagos estudiados se encuentran en un proceso de eutrofización avanzada por lo que la presencia de las cianobacterias en cada uno de ellos puede constituir ya algún nivel de amenaza. Aunque las floraciones solo se presentaron en LG y LGSP, las microcistinas se detectaron en todos los lagos, factores como la temperatura, y la concentración de nitratos y de fósforo total influyeron en su presencia. Sin embargo, la variable predictiva más influyente en la probabilidad de ocurrencia tanto de *Microcystis* como de la concentración de microcistina fue el fósforo total, por lo que un manejo de este nutriente en los lagos es necesario para disminuir el nivel de amenaza frente a las cianobacterias en lagos urbanos. Estos resultados están en concordancia con estudios anteriores donde se ha demostrado que la concentración de nutrientes influyen tanto en la en la formación y permanecía de las floraciones de *Microcystis* (Jacoby et al. 2000; Davis et al. 2009; Giannuzzi et al. 2011; Geoffrey et al. 2014; Lee et al. 2015) como la concentración de microcistina (Neilan et al. 2012;

Geoffrey et al. 2014; Lee et al. 2015). Los nutrientes se correlacionan positivamente con la abundancia de células de *Microcystis* potencialmente tóxicas e influyen en la producción de microcistina a nivel de procesos de la división y tasa de crecimiento celular (Neilan et al. 2012). Experimentos en el lago Erie con *M. aeruginosa* mostraron una reducción de microcistina por unidad del gen *mcyB* en respuesta a condiciones de limitación de nitrógeno (Geoffrey et al. 2014). El incremento de la temperatura (hasta un máximo de 25 °C) también se ha asociado a la concentración de las toxinas celulares en varios géneros de cianobacterias (Van Der Westhuizen & Eloff 1985; Rapala et al. 1997; Davis et al. 2009; Conradie & Barnard 2012).

En general el riesgo determinado para la población de Concepción ante la presencia de cianobacterias y microcistina fue medio, determinado principalmente por las variables socio demográficas y de exposición de los habitantes de la ciudad, el grado de contaminación y la presencia de cianobacterias y microcistinas en estos cuerpos de agua. Los niveles más altos de riesgo se presentaron en Lo Galindo, debido a que las floraciones tóxicas se presentan durante todo el año en un amplio rango de condiciones ambientales, aunque actualmente las actividades de contacto directo en el lago son mínimas, se considera que de seguir una situación igual podría llegar a generar problemas en la salud de la población aledaña al lago. De igual forma, en un escenario donde aumenten los periodos secos con el cambio climático global, se prolongará en el tiempo las condiciones de floraciones.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) y algunos países han desarrollado reglamentaciones que buscan minimizar el riesgo de la población al estar en contacto directo y/o consumir agua con microcistinas y/o la presencia de las cianobacterias. Estas directrices están basadas en las concentraciones de células o de cianotoxinas indicando una serie de respuestas (niveles de alerta) que comienzan en 2.000 cel ml<sup>-1</sup> para el agua potable o 20.000 cel ml<sup>-1</sup> para recreativas aguas bajo el supuesto que la concentración de microcistina-LR puede presentarse en un rango de 2 a 10 µg L<sup>-1</sup> cuando las poblaciones de cianobacterias alcanzan este número (Chorus & Bartram 1999), cuando la

abundancia de las cianobacterias alcanza a las 100.000 cel. ml<sup>-1</sup>, se debe iniciar un análisis de toxicidad y monitoreo con mayor frecuencia para evitar afectaciones sanitarias de mayor riesgo (OMS 2005). Actualmente en Chile, no existen normativas referentes a la calidad de aguas en relación a toxinas de cianobacterias y a la presencia de ningún tipo de microalgas (ver norma de calidad de agua Nch 409). No obstante, el Ministerio de Salud estableció como objetivo sanitario para el periodo 2010-2020, la inclusión de riesgos ambientales enfocados a agua potable, específicamente a la prevención y control de las enfermedades transmitidas por el agua y aguas de recreación con contacto directo.

En los lagos donde *Dolichospermum* fue dominante la concentración de microcistina determinada fue menor, por lo que en estos lagos la amenaza y el riesgo fue bajo, aunque existe una mayor exposición de los habitantes, como es el caso de LGSP y R. Las floraciones de este género han sido menos estudiadas, y no existen normativas a nivel mundial específicas para las mismas. La mayoría de las cianobacterias filamentosas son capaces de producir cualquier combinación de los cuatro grupos principales de cianotoxinas; anatoxina-a, cilindrospermopsina, microcistina y saxitoxina (Otten & Paerl 2015). Estos géneros también son los productores más comunes de la geosmina y 2-metilisoborneol (MIB) en las aguas superficiales, los que generan sabor y olor desagradable al agua (Jüttner & Watson 2007). Por lo tanto, y en el contexto de la gestión de la calidad del agua, las cianobacterias filamentosas puede ser consideradas un nivel de amenaza igual o mayor que las floraciones *Microcystis* (Otten & Paerl 2015).

Estos lagos urbanos, representan importantes espacios de recreación para los habitantes de la ciudad, así como también de abastecimiento de agua durante situaciones de emergencia, como lo ocurrido en el último terremoto en Concepción en el año 2010, en donde más de un 70 % de la población utilizó el agua para suplir alguna necesidad básica. Los resultados de este estudio muestran que se requiere una gestión adaptativa hacia la recuperación de estos cuerpos de agua y garantizar a largo plazo la calidad del agua y su disponibilidad para el consumo humano y la recreación de los habitantes de Concepción.

Tabla 3.2.1. Presencia de cianobacterias y floraciones de *Microcystis* y *Dolichospermum*. Concentración mínima y máxima de microcistina total, número de muestras mayores a 1 µgL<sup>-1</sup> (límite máximo de microcistina-LR en el agua potable OMS), ME/MP número de muestras evaluadas con respecto al número de muestras positivas. Número de células, valores mínimos y máximos (promedio). V= verano, O= otoño, I= invierno y P= primavera.

Lago	Concentración Mín.-Máx. (µgL <sup>-1</sup> )	Número muestras > 1 µgL <sup>-1</sup>	ME/MP	Cianobacterias tóxicas						Promedio de número de células		Estación del año con floraciones	
				<i>Microcystis</i>	<i>Dolichospermum</i>	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Aphanothece</i>	<i>Phormidium</i>	<i>Pseudoanabaena</i>	<i>Snowella</i>	<i>Limnococcus</i>		<i>Microcystis</i> (cel.ml <sup>-1</sup> )
LG	0.5-115.4	30	41/33	+	+			+	+		40,000-3,100,000 (855,500)	0	V, O, I, P
LTP	0.3-5.1	4	42/17	+				+	+	+	0-90,134 (11,006)	41-518 (27)	--
LGSP	0.4-1.4	1	20/3	+	+	+				+	0-1,600,000 (487,782)	33-2,738 (780)	O, I, P
LM	0.3-3.7	4	38/9	+	+			+	+	+	0	38-5,520 (491)	--
LR	0.3-1.3	1	26/3		+	+		+	+		0-150 (8)	29-576 (90)	---

Tabla 3.2.2. Análisis de regresión logística binaria para los géneros *Microcystis* y *Dolichospermum* y la concentración de microcistina. VIF: Factores de Inflación de la varianza (multicolinealidad <10); Wald: análisis de significancia; R<sup>2</sup>: Varianza de la variable dependiente; PIC: Porcentaje de individuos predichos correctamente, P/L: Probabilidad de encontrar las cianobacterias y su amenaza en cada lago estudiado; LG: Lo Galindo, LTP: Tres Pascualas, LM: Lo Méndez, LGSP Laguna Grande de San Pedro, R: Redonda.

Variable Dependiente	Variable Independiente	$\beta$	E.T.	Wald	gl	Sig.	VIF	R <sup>2</sup> Cox y Snell	R <sup>2</sup> Nagelkerke	PIC	P/L
<b>Microcystis</b>	Fósforo total	18.787	5.276	12.678	1	0.000	3.430	31.0	41.3	71.6	R= 0.21
	Cond. Eléctrica	-0.008	0.002	12.167	1	0.000	1.697				LGSP= 0.43
	Amonio	5.11	2.307	4.909	1	0.027	4.001				LG= 0.80
											LTP= 0.55
											LM= 0.57
<b>Dolichospermum</b>	Nitróg. Total	-1.85	0.413	20.041	1	0.000	-	55.2	73.6	86.4	R= 0.30
											LGSP= 0.32
											LG= 0.04
											LTP= 0.10
											LM= 0.12
<b>Microcistina</b>	Temperatura	0.21	0.087	5.896	1	0.015	1.725	38.9	51.8	80.2	R= 0.12
	pH	1.138	0.46	6.125	1	0.013	1.138				LGSP= 0.03
	Nitratos	0.812	0.318	6.531	1	0.011	1.636				LG= 0.81
	Fósforo total	16.276	4.836	11.33	1	0.001	1.124				LTP= 0.51
	Constante	-	15.412	4.219	13.347	1	0.000				

Tabla 3.2.3. Rango de amenaza respecto al número de células de cianobacterias y concentración de microcistinas para los lagos estudiados.

Nivel de Amenaza	Rango	N° de células <i>Microcystis</i>	Concentración de microcistina
Amenaza baja	0-0.22	0- 160.000	0 – 0.65
Amenaza media	0.23-0.44	161,000 – 1,200,000	0.66 – 2.75
Amenaza alta	0.45-0.67	1,201,000 – 2,900,000	2.76 – 5.58
Amenaza muy alta	0.68-1	2,901,000 – 3,100,000	5.59 – 83.58

Tabla 3.2.4. Resumen resultados de la encuesta para determinar la vulnerabilidad socio-ambiental (VAS). LG: Lo Galindo, LM: Lo Méndez, LTP: Tres Pascualas, R: Redonda, LGSP Laguna Grande de San Pedro.

Variable	LG	LM	LTP	R	LGSP
<b>Sexo (%)</b>					
F	63.38	53.42	48.0	45.83	51.52
M	36.62	46.58	52.0	54.17	48.48
<b>Edad en Rangos (%)</b>					
18-29 años	15.49	16.44	28.13	34.72	21.21
30-44 años	22.54	12.33	28.13	15.28	18.18
45-63 años	30.99	36.99	32.81	33.33	31.82
> 64 años	30.99	34.25	10.94	16.67	28.79
<b>Educación</b>					
Básica	42.25	35.62	31.25	6.94	7.58
Media	38.03	42.47	48.44	65.28	40.91
Universitaria	19.72	21.92	20.31	27.78	51.52
<b>Actual condición laboral</b>					
Desempleado	15.49	4.11	21.88	13.89	13.64
Dueña de casa	32.39	27.40	7.81	20.83	31.82
Estudiante	1.41	12.33	21.88	18.06	4.55
Jubilado	16.90	26.03	14.06	20.83	16.67
Empleado	33.80	30.14	34.38	26.39	33.33
<b>Material predominante en la vivienda</b>					
Ladrillo	11.27	12.33	45.31	36.11	74.24
Madera	40.85	45.21	37.50	22.22	3.03
Adobe	0	0	0	6.94	0
Material de desecho	42.25	32.88	14.06	8.33	19.7
otros	5.63	9.59	3.13	26.39	3.03
<b>Tiempo de residencia</b>					
>50 años	19.72	12.33	17.19	16.67	9.09
25-50 años	42.25	50.68	31.25	20.83	33.33
Entre 5 y 25 años	28.17	26.03	34.38	48.61	36.36
< 5 años	9.86	10.96	17.19	13.89	21.21

Tabla 3.2.5. Exposición de los habitantes del Gran Concepción a los lagos estudiados. LG: Lo Galindo, LM: Lo Méndez, LTP: Tres Pascualas, R: Redonda, LGSP Laguna Grande de San Pedro.

Variable	LG	LM	LTP	R	LGSP
<b>Frecuencia de visita (%)</b>					
1 vez al mes	14.08	8.22	7.81	22.22	9.09
2 veces al mes	49.30	6.85	23.44	31.94	46.97
Más de 3 veces	36.62	84.93	68.75	45.83	43.94
<b>Usos (%)</b>					
Contacto directo (natación)	0	0	6.25	10.96	7.58
Sin contacto directo	100	100	93.75	89.04	92.42

Tabla 3.2.6. Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) sobre las variables socio demográficas y de exposición. LG: Lo Galindo, LM: Lo Méndez, LTP: Tres Pascualas, R: Redonda, LGSP Laguna Grande de San Pedro.

Lago	Vulnerabilidad socio económica	Exposición	Vulnerabilidad socio ambiental	Clasificación
LGSP	0.81	0.58	0.7	VSA alta
LG	0.82	0.89	0.86	VSA Muy alta
R	0.84	0.85	0.85	VSA Muy alta
LTP	1	0.95	0.98	VSA Muy alta
LM	0.91	0.88	0.9	VSA Muy alta
Global	0.79	0.63	0.71	VSA Muy alta

Tabla 3.2.7. Resumen de evaluación del riesgo por la concentración de microcistina. Distribución de los niveles de amenaza, vulnerabilidad socio-ambiental y el riesgo en la población correspondiente a los lagos estudiados. LG: Lo Galindo, LM: Lo Méndez, LTP: Tres Pascualas, R: Redonda, LGSP Laguna Grande de San Pedro.

Lago	Amenaza	Nivel de Amenaza	Valor VSA	Clasificación VSA	Valor Riesgo	Clasificación del Riesgo
LGSP	0.03	Baja	0.7	Alta	0.02	Bajo
R	0.12	Baja	0.85	Muy alta	0.1	Bajo
LM	0.49	Alta	0.9	Muy alta	0.44	Medio
LTP	0.51	Alta	0.98	Muy alta	0.50	Alto
LG	0.81	Muy alta	0.86	Muy alta	0.7	Muy Alto
Global	0.49	Media	0.71	Alta	0.35	Medio

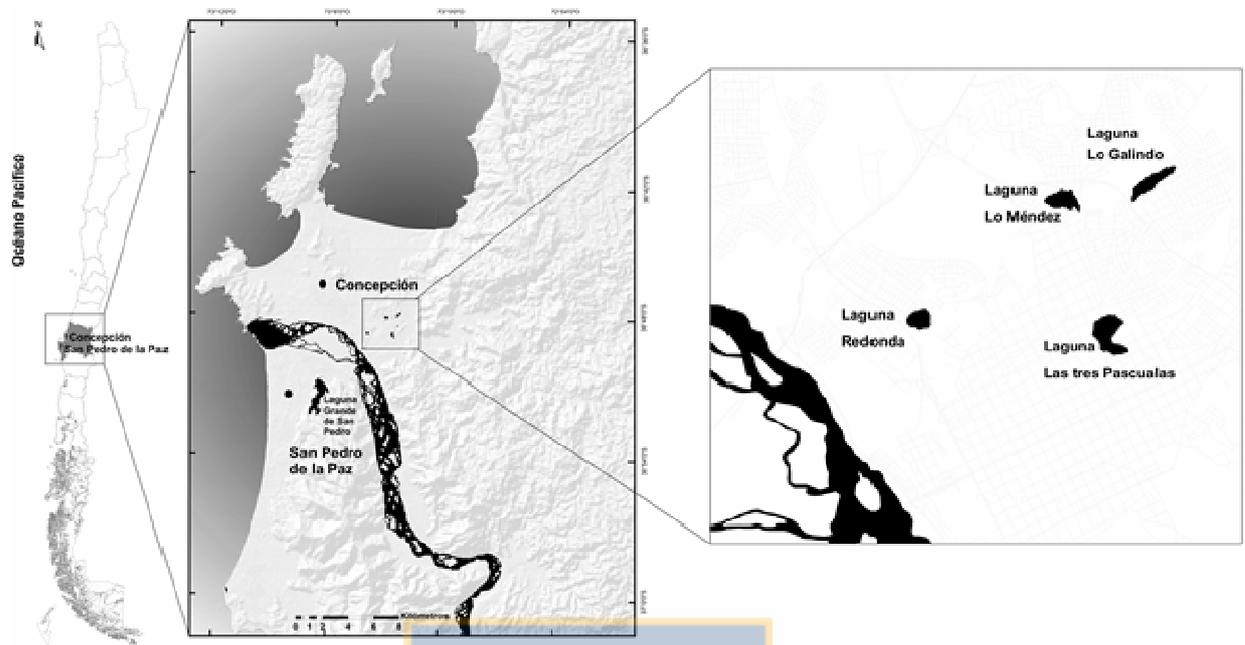


Figura 3.2.1. Localización de los lagos estudiados.

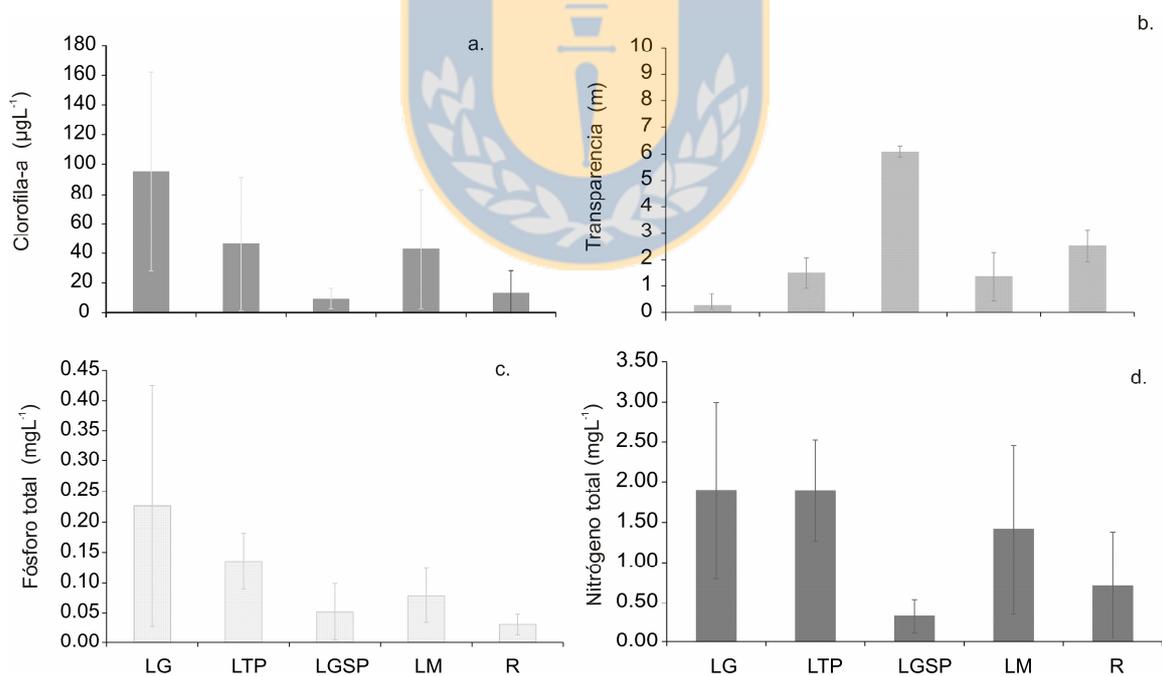


Figura 3.2.2. Parámetros con los que se evalúa el estado trófico de un lago. Promedio por lago de todos los años estudiados 2011-2013. LG: Lo Galindo, LM: Lo Méndez, TP: Tres Pascualas, R: Redonda, LGSP Laguna Grande de San Pedro.

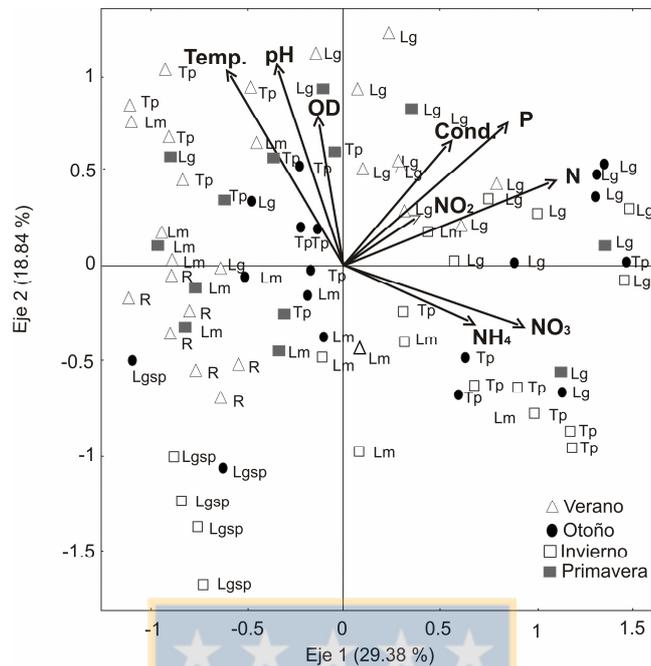


Figura 3.2.3. Análisis de componentes principales de las variables ambientales evaluadas en los lagos estudiados (Lg: laguna Lo Galindo, Ltp: Tres Pascualas, Lm: Lo Méndez, Lgsp: Laguna Grande de San Pedro, R: Redonda).

## REFERENCIAS

- Andrés B. 2012. Lagunas urbanas en Concepción. Una fuente de agua para enfrentar emergencias?, Revista Aidis. 17:1-20.
- Azevedo SMFO, Carmichael, WW, Jochimsen EM, Rinehart KL, Lau S, Shaw GR, Eaglesham GK. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil, Toxicology. 181:441-446.
- Brooks D. 2009. Informe final de estudio de alcance epidemiología de enfermedad renal crónica en Nicaragua. CAO Compliance Advisor Ombudsman y la Escuela de Salud Pública de la Universidad de Boston.
- Campos V, Cantarero S, Urrutia H, Heinze R, Wirsing B, Neumann, U. 1999. Microcystin in cyanobacterial blooms in a Chilean lake. Syst Appl Microbiol. 22:169-173.
- Campos V, Lisperguer S, Weckesser J, Vera, A, Muñoz, D. 2005. Cyanobacteria and potential risks of toxicity in continental waters of Chile. Bol Micol. 20:73-81.
- Campos V, Muñoz D, Straube M, Lisperguer S, Weckesser J. 2007. Péptidos tóxicos y no tóxicos de cianobacterias en cuerpos de agua dulce de la V Región Chile. Bol Micol. 22:95-100.

- Carmichael W. 1981. Freshwater blue-green algae cyanobacteria toxins- a review. In: The water environment: Algal Toxins and Health. Carmichael, W. Ed.. Plenum Press, New York. 1-13.
- Chardon A, González J. 2002. Indicadores para la gestión de riesgo. Universidad Nacional de Colombia.
- Chen YM, Lee TH, Lee SJ, Huang HB, Huang R, Chou HN. 2006. Comparison of protein phosphatase inhibition activities and mouse toxicities of microcystins. *Toxicon*. 477:742-6.
- Chorus I, Bartram J. 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences monitoring and management. Ginebra, Suiza.
- Conradie KR, Barnard S. 2012. The dynamics of toxic *Microcystis* strains and microcystin production in two hypertrophic South African reservoirs. *Harmful Algae*. 20:1-10.
- Cutter SL, Bornuf BJ, Shirley WL. 2003. Social vulnerability to environmental hazards. *Soc Sci Q*. 84:242-261.
- Davis TW, Berry DL, Boyer GL, Gobler CJ. 2009. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and nontoxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*. 8:715-725.
- Dörr FA, Pinto E, Soares RM, Oliveira F, Azevedo SM. 2010. Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence toxicity and toxicological assays. *Toxicon* 56:1247-1256.
- Falconer I. 1993. *Algal Toxins in Seafood and Drinking Water*. Academic Press, London.
- Falconer I. 1996. Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia*. 35:6-11.
- Falconer IR, Humpage AR. 1996. Preliminary evidence for in vivo tumour initiation by oral administration of extracts of the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* Containing the toxin Cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*. 62:192-195.
- Fujiki H, Suganuma M. 2011. Tumor promoters—microcystin-LR, nodularin and TNF- $\alpha$  and human cancer development. *Anticancer Agents Med Chem*. 111:4-18.
- Funari E, Testai, E. 2008. Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Reviews in Toxicology*. 38:97-225.
- Geoffrey PH, Sarnelle O, White JD, Hamilton SK, Kaul RB, Bressie JD. 2014. Nitrogen availability increases the toxin quota of a harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water res*. 54:188-198.
- Giannuzzi L, Amé MV, Andrinolo D, Bauzá L, Benítez R, de Titto E, Echenique R, Hansen M, Kolman MA, Petcheneshsky T, Rosso L, Ruiz M, Salerno GL, Sedan D, Daniel A, Wunderlin, A. 2011. Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. Buenos Aires, Argentina.
- Hair JF, Anderson E, Tatham RL, Black D. 1999. *Análisis Multivariante*, Prentice-Hall, Madrid.
- Hilborn E, Beasley VR. 2015. One Health and Cyanobacteria in Freshwater Systems: Animal Illnesses and Deaths Are Sentinel Events for Human Health Risks. *Toxins*. 7:1374-1395.
- Hitzfeld BC, Höger SJ, Dietrich DR. 2000 Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environ Health Perspect*.

108:113–22.

Hötzl G, Croome R. 1999. A Phytoplankton Methods Manual for Australian Freshwaters', LWRRDC Occasional Paper 22/99. Land and Water Resources Research and Development Corporation. Australian.

IARC. 2007. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans World Health Organization.

ISO 20179. 2005. Water quality Determination of microcystins Method using solid phase extraction SPE and high performance liquid chromatography HPLC with ultraviolet UV detection.

Ito E, Kondo F, Terao K, Harada K.I. 1997. Neoplastic nodular formation in mouse liver induced by repeated intraperitoneal injections of microcystin-LR. *Toxicon*. 35:1453-1457.

Jacoby JM, Collier DC, Welch EBF, Hardy J, Crayton M. 2000. Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Can J Fish Aquat Sci*. 57:231-240.

Jüttner F, Watson S.B. 2007. Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. *Appl Environ Microbiol*. 73:4395-4406.

Lawton L, Marsalek B, Padisak J, Chorus I. 1999. Determination of cyanobacteria in the laboratory. In: Chorus I, Bartram J eds. *Toxic Cyanobacteria in water a guide to their public health consequences monitoring and management*, London and New York.

Lee T, Rollwagen-Bollens G, Bollens SM, Faber-Hammond JJ. 2015. Environmental influence on cyanobacteria abundance and microcystin toxin production in a shallow temperate lake. *Ecotox Environ Safe*. 114:318-325.

Lévesque B, Gervais MC, Chevalier P, Gauvin D, Anassour-Laouan-Sidi E, Gingras S, Fortin N, Brisson G, Greer C, Bird D. 2014. Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria. *Sci Total Environ*. 466-467:397-403.

MacKintoshl C, Kenneth A, Beatti S, Klumpp P, Geoffrey AC. 1990. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. 2642:187-192.

Merel S, Villarín MC, Chung K, Snyder, S. 2013. Spatial and thematic distribution of research on cyanotoxins. *Toxicon*. 76:118-131.

Neilan BA, Pearson LA, Muenchhoff J, Moffitt MC, Dittmann E. 2012. Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. *Environ Microbiol*. 1-15.

Neumann U, Campos V, Cantarero S, Urrutia H, Henzie R, Weckesser J, Erhard M. 2000. Co-occurrence of non-toxic Cyanopeptolin and toxic Microcystin peptides in a bloom of *Microcystis* sp. from a Chilean Lake. *Syst Appl Microbiol*. 23:191-197.

OMS. 2005. Informe sobre la salud mundial. Aprovechar cada madre y el niño. Obtenido de [www.who.int/RHO/2005/es/index.html](http://www.who.int/RHO/2005/es/index.html). Consultado el 15 de julio 2012.

Otten TG, Paerl, HW. 2015. Health effects of toxic cyanobacteria in U.S. drinking and recreational waters: our current understanding and proposed direction. *Curr Environ Health Rep*. 2:75-84.

- Paerl HW, Otten TG. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microb Ecol.* 654:995-1010.
- Parra O, Avilés D, Becerra J, Dellarossa V, Montoya R. 1986. First toxic blue-green algal bloom recorder for Chile: a preliminary report. *Gayana Botanica.* 43:15-17.
- Parra O, Ugarte E, Mora S, Liberman M, Aron A, Balabanoff L. 1980. Remarks on a bloom of *Microcystis aeruginosa* Kützing. *Nova Hedwigia.* 971-1004.
- Peñaloza R, Rojas M, Vila I, Zambrano, F. 1990. Toxicity of a soluble peptide from *Microcystis* sp to zooplankton and fish. *Freshwater Biol.* 24:233-240.
- Puddick J, Prinsep MR, Wood SA, Cary SC, Hamilton DP, Wilkins AL. 2013. Isolation and structure determination of two new hydrophobic microcystins from *Microcystis* sp. (CAWBG11). *Phytochem. Lett.* 6: 575-581.
- Rapala J, Sivonen K, Lyra C, Niemela SI. 1997. Variation of microcystin cyanobacterial hepatotoxins in *Anabaena* spp. as a function of growth stimulation. *App Environ Microbiol.* 63:2206-2212.
- Stewart I, Webb PM, Schluter PJ, Shaw, GR. 2006. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria—A review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environ Health.* 5:1-13.
- Teixeira MDG, Costa MDC, de Carvalho VL, Pereira MDS, Hage, E. 1993. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. *Bull Pan Am Health Organ.* 27:244-253.
- Turner PC, Gammie AJ, Hollinrake K, Codd GA. 1990. Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *Br Med J.* 300:1440-1441.
- UNESCO. 2009. *Cianobacterias planctónicas del Uruguay Manual para la identificación y medidas de gestión.* Montevideo, Uruguay.
- Van Apeldoorn ME, Van Egmond HP, Speijers, GJA, Bakker, GJI. 2007. Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition and Food Research.* 51:7-60.
- Van der Westhuizen AJ, Eloff JN. 1985 Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* UV-006. *Planta.* 163:55-59.
- Zebardast E. 2013. Constructing a social vulnerability index to earthquake hazards using a hybrid factor analysis and analytic network process F'ANP model. *Natural Hazards.* 653:1331-1359.
- Zhang XX, Fu Z, Zhang Z, Miao C, Xu P, Wang T, Yang L, Cheng S. 2012. Microcystin-LR promotes melanoma cell invasion and enhances matrix metalloproteinase-2/-9 expression mediated by NF-κB activation. *Environ. Sci Technol.* 46:11319-11326.
- Zhou L, Yu H, Chen K. 2002. Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. *Biomed Environ Sci.* 15:166-171.

The logo of the University of Concepción is a shield-shaped emblem. It features a blue outer border and a yellow inner field. At the top of the shield, the text "CAPÍTULO 4." is written in black, flanked by two white stars. The central part of the shield contains a stylized yellow figure, possibly representing a person or a symbol, set against a blue background. The shield is surrounded by a laurel wreath.

★ CAPÍTULO 4. ★

**ACCIONES DE CONTROL Y MANEJO DE LAS FLORACIONES:  
PROPUESTA PARA LOS LAGOS URBANOS DE CONCEPCION**

## **RESUMEN**

Para identificar los diferentes procedimientos y/o métodos de control y manejo de las floraciones en los lagos, fue necesario conocer el funcionamiento e historia del cuerpo de agua, así como la comunidad fitoplanctónica y sus proliferaciones (Capítulos 1 y 2). Sobre la base de la caracterización de los cuerpos de agua, se plantearon diferentes acciones para los cuerpos de agua con el fin de mejorar la condición del sistema acuático y proyectar el uso recreativo con contacto de estos sistemas, es decir poder realizar actividades como natación, navegación a vela, canotaje, kayak, pesca deportiva, entre otros.

Las medidas que se proponen varían en escala espacial (cuenca, local, puntual) y en tiempo (corto y largo plazo). Se deben involucrar actividades de monitoreo a largo plazo y generar redes de comunicación integradas por científicos, técnicos y autoridades relacionadas con la gestión de los lagos. De igual forma, se requiere informar a los habitantes de Concepción acerca de las floraciones de fitoplancton, en especial de cianobacterias, cómo reconocerlas, dónde y por qué ocurren, sus efectos y las formas de disminuir la exposición de la población a las mismas.

## **MÉTODOS DE CONTROL DE FLORACIONES**

El incremento de la biomasa fitoplanctónica, además de ocasionar problemas estéticos como la aparición de espumas (“scums”), altera las características organolépticas del recurso agua y podría llegar a impedir el uso en condiciones de emergencia. En este contexto, el objetivo de este capítulo fue realizar la revisión bibliográfica de los métodos de control más empleados para el manejo de las floraciones de cianobacterias y proponer algunos métodos para los lagos urbanos estudiados.

Los métodos de control más utilizados para la eliminación y/o remoción de las floraciones de cianobacterias fueron agrupados según Cobo (2015), en cuatro

tipos básicos (Tabla 9). La escala de aplicación de cualquier método a nivel espacial y temporal, es primordial al momento de decidir su aplicación, debido a que involucra generar efectos en el cuerpo de agua a largo plazo (nivel de cuenca), a mediano (locales en el cuerpo de agua) y/o a corto plazo (puntuales). La experiencia indica que se deben aplicar varios métodos a la vez (UNESCO, 2009).

Tabla 9. Métodos de remoción de cianobacterias. (Modificado de Vasconcelos, 2015).

<b>Método</b>	<b>Utilización</b>
1. Control de nutrientes	Disminuir la entrada de nutrientes (del fósforo, principalmente) a través del control de las entradas en diferentes escalas espaciales, ya sea desde la cuenca y/o directamente en el cuerpo de agua.
2. Métodos mecánicos	Implican retirar directamente las cianobacterias del sistema, limitar su crecimiento y/o causar la muerte celular por medios físicos (Cobo, 2015).
3. Métodos químicos	Involucran la aplicación de sustancias químicas como alguicidas y/o herbicidas hasta oxidantes y otras sustancias (Cu, $MnO_4K_2$ , $H_2O_2$ , etc).
4. Métodos biológicos	Implican la utilización tanto de organismos como de materiales y sustancias naturales derivadas de ellos (Cobo, 2015), se basan principalmente en relaciones intra e interespecificas de depredación, parasitismo y/o competencia entre las especies que habitan los sistemas.

Para la implementación de estos métodos debe considerar a la comunidad aledaña como un solo sistema socio-ecológico, lo que contribuye a la aplicación y prolongación de la recuperación (Van Dolah et al., 2013). Los métodos más empleados son:

## **Control de nutrientes**

La reducción de nutrientes es uno de los procedimientos más utilizados para el control y manejo de la eutrofización, por lo que han sido empleados para reducir la carga de fósforo interna y mitigar las floraciones de cianobacterias (Smith & Schindler, 2009). Observaciones experimentales indican que en sistemas eutróficos, minimizando la concentración de fósforo y nitrógeno se dará lugar a la reducción significativa del total de la biomasa fitoplanctónica (Paerl & Otten, 2015).

A escala de cuenca, se puede disminuir el aporte de nutrientes desde las entradas puntuales y/o difusas, a través de la desviación de aportes directos, el tratamiento de efluentes y el mejoramiento del sistema de descarga de aguas domésticas al cuerpo de agua. Algunas de estas medidas fueron aplicadas en lagos como el lago de Constanza (Güde et al., 1998), el lago Veluwe (Ibelings et al., 2007), Lago Mayor (Ruggiu et al., 1998) y el lago Muggelsee (Köhler et al., 2000) con elevado éxito.

Actualmente, la reducción del fósforo por las fuentes puntuales se considera la estrategia más directa, sencilla y económicamente factible en la gestión de las floraciones de cianobacterias (Paerl & Otten, 2015). Por el contrario, la naturaleza de las fuentes difusas son a menudo más difíciles de identificar y manejar (Paerl & Otten, 2015).

En un sistema eutrófico, los sedimentos contienen altas concentraciones de fósforo y la carga interna suele determinar el estado del lago y el lapso de tiempo para su recuperación después de acciones de reducción externas (Zhen-Gang, 2008).

El manejo del sedimento, se realiza con mecanismos de adsorción, adhesión y precipitación, aplicando agentes químicos que forman capas permeables capaces de desmovilizar los contaminantes activos en el agua, se utilizan una serie de materiales de barrera activos como la calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), zeolitas, arcillas, caolín y derivados amorfos (Hart et al., 2003; Reitzel et al., 2005).

La remoción de sedimentos del cuerpo de agua por bombeo o dragado y sellado, suelen ser muy eficaces para reducir el contenido de nutrientes en lagos o embalses eutróficos, así como para eliminar las cianobacterias que se encuentran en los sedimentos (Cooke et al., 2005). Sin embargo, su aplicación contiene una serie de desventajas que van desde elevados costos para su implementación, el impacto sobre el bentos y el ecosistema en general, hasta la disposición de enormes cantidades de sedimento para verter y tratar (Cooke et al., 2005).

El control de nutrientes también es posible de realizar desde la columna de agua al disminuir el tiempo de residencia con la renovación del agua (Jagtman et al., 1992) y/o al diluir la concentración de los nutrientes con el aporte de agua limpia de menor concentración de los mismos. En ríos se realiza principalmente la recuperación de la morfología y cauce, y la re- conexión con tributarios y planicies de inundación, de esta forma se disminuye el tiempo de residencia y exportan los nutrientes y la biomasa de cianobacterias. Otra forma de disminuir el tiempo de residencia es a través del control de la frecuencia de la descarga de agua por compuertas (Padisák et al., 1999) y por el suministro de agua subterránea al mismo cuerpo de agua.

El bombeo del agua genera una mezcla de la columna que evita la estratificación de los sistemas y genera condiciones inadecuadas para algunas especies de microalgas. Otras medidas incluyen, airear y oxigenar el hipolimnion para mantener el oxígeno en el fondo del lago, con esto se consigue que el hierro permanezca precipitado y se reduzca la liberación de fósforo (McComas & Stuckert, 2011). Este método puede generar un efecto adverso de crecimiento de las cianobacterias al aumentar los nutrientes en el epilimnion por la ruptura de la estratificación, por lo que requiere de condiciones especiales de profundidad y estratificación de la columna de agua y puede llegar a ser costoso (Cobo, 2015).

El mantenimiento o recuperación de la zona litoral, también contribuye a estabilizar los sedimentos, oxigenar la zona litoral y aumentar la transparencia del agua, esto se puede lograr al promover la vegetación litoral. La construcción y mantenimiento de las áreas verdes en la zona litoral funcionan como filtros naturales a la entrada

de aportes difusos o puntuales (UNESCO, 2009).

### **Métodos mecánicos**

La retirada directa de las cianobacterias y cianotoxinas constituye otra alternativa para su eliminación de los cuerpos de agua. Una de las técnicas más utilizadas son el filtrado de aguas superficiales, la utilización de rastrillos o redes (skimming) (McComas & Stuckert, 2011), la instalación de barreras de contención y la posterior aspiración del agua por bombeo y traslado (tanques, camiones) a terrenos para secado y el aislamiento de la zona afectada (UNESCO, 2009).

La agitación masiva de la columna de agua provoca la mezcla y evita la estabilización de las cianobacterias cerca de la superficie (Verspagen et al., 2006).

Recientemente se han estudiado mezcladoras solares, que no requieren costos de energía. Hudnell et al. (2010) evaluaron la circulación de energía solar encontrando que estos dispositivos suprimen fuertemente el crecimiento de algas nocivas, pero no todas las células fueron eliminadas de la columna de agua.

Otro método reconocido como efectivo y de bajo costo es la filtración lenta en filtros de arena, debido a que permite la extracción de las células enteras antes que liberen toxinas y la remoción de las cianotoxinas extracelulares, en los filtros de arena se desarrollan bacterias que degradan las cianotoxinas luego de algunos días de iniciado el filtrado (Westrick, 2008).

Un número creciente de estudios publicados en los últimos años referencian el uso de ultrasonido para controlar el crecimiento de cianobacterias y la formación de floraciones (McComas & Stuckert, 2011). Se aplica en superficie donde se acumulan las cianobacterias, permitiendo desagregar las colonias de algunas especies (ej. *Microcystis* sp.) y romper las vesículas de gas provocando su sedimentación (Lee et al., 2001), sin generar la lisis celular, por lo que no se aumenta la liberación de microcistinas al medio. Sin embargo, las vesículas se regeneran en un tiempo relativamente corto después de que cese la aplicación de ultrasonido (Ahn et al., 2003). Estos métodos resultan costosos, de efecto puntual y de difícil implementación. Tampoco se tiene información sobre los efectos del

ultrasonido en los organismos y en los ecosistemas acuáticos (Cobo, 2015). Una nueva tecnología de control de algas en Japón, combina un dispositivo de circulación de bombeo con inyección de ozono y la irradiación con ultrasonido. El dispositivo puede ser amarrado *in situ* sobre la superficie del lago (Cobo, 2015).

### **Métodos químicos**

Los químicos para la remoción de las células se hace mediante la aplicación de alguicidas y/o pesticidas en una etapa temprana o inicial de la floración, debido a la mayor liberación de toxinas (Griffiths & Saker, 2003). Los pesticidas más utilizados son el diquat, la terbutrina y la atrazina, los dos primeros no son selectivos y afectan a cualquier tipo de organismo, la atrazina inhibe el flujo de electrones al fotosistema II afectando selectivamente a los organismos autótrofos (Kolmakov, 2006).

Los alguicidas son de uso común debido a que generan un efectivo control a corto plazo, en el caso de fuentes de agua potable alternativas no son factibles o efectivas. El alguicida más utilizado es el sulfato de cobre (Griffiths & Saker, 2003), en gran parte debido a su eficacia, la rentabilidad y la seguridad general de los seres humanos en las dosis de uso común.

Otros floculantes o coagulantes, como sulfato de aluminio forman partículas de mayor tamaño con lo que es posible retenerlas en filtros o extraerlas por métodos mecánicos. Para la remoción de cianotoxinas extracelulares se aplican métodos de adsorción con carbono activado en polvo o granulado (Westrick, 2008). La fotodegradación molecular por radiación UV rompe las moléculas de las cianotoxinas. Las quinonas eliminan selectivamente a las cianobacterias y/o inhiben su crecimiento, debido a que presentan un efecto altamente tóxico para las cianobacterias (Schrader et al., 2003).

Una de las principales sustancias inicialmente empleada en cuerpos de agua para abastecimiento para remoción de las cianobacterias fue el cloro. También se ha demostrado que el peróxido de hidrógeno en baja concentración degrada las moléculas de cianotoxinas con un efecto selectivo en las cianobacterias tanto en

disolución como en su forma sólida (Matthijs et al., 2012). Sin embargo, la adición de sustancias químicas al medio pueden producir daños por bioacumulación o biomagnificación en otros organismos (Cyrino de Oliveira et al., 2004). Se ha demostrado la electroquímica es eficaz en la inactivación de microorganismos dañando las membranas de *Microcystis aeruginosa* por lo que se utiliza en reservorios de agua de gran tamaño (Liang et al., 2005).

### **Métodos biológicos**

El modificar la trama trófica para favorecer la eliminación de las cianobacterias o evitar su aparición, se logra a través de la biomanipulación en donde se altera la densidad de algunas especies con el fin de generar cambios en el sistema (Perrow et al., 1997). Generalmente, remueven los peces planctívoros e introducen los piscívoros favoreciendo el crecimiento del zooplancton y finalmente controlando el fitoplancton (Lammens et al., 1990). La biomanipulación con peces es actualmente una tecnología frecuente de conservación y recuperación de ecosistemas acuáticos (Drenner & Hambright, 1999). La aplicación de este método en las regiones templadas ha sido exitoso luego de 4 a 6 años de implementación con un monitoreo continuo y repetición de las medidas (UNESCO, 2009).

El establecimiento de macrofitas en el sistema es otra forma de atrapar el fósforo, sin embargo este método involucra la remoción periódica de las plantas, para evitar la liberación de nutrientes por descomposición. La construcción de islas flotantes de macrófitas constituye una buena forma de removerlas del sistema y controlar su crecimiento desmedido (Scasso et al., 2001). El establecimiento de macrófitas sumergidas en el mismo cuerpo de agua ayuda con resuspensión de sedimentos y nutrientes causados por el viento y sirve como refugio al zooplancton permitiendo la depredación (Cooke et al., 2005). La secreción de sustancias alelopáticas de algunas macrofitas como *Myriophyllum spicatum* llega a causar la inhibición del crecimiento de *Microcystis aeruginosa* (Kolmakov, 2006).

Los virus, bacterias y hongos pueden generar la reducción de la biomasa de

cianobacterias, al infectarlas (Yoshida et al., 2006) y/o por lisis celular (Gumbo et al., 2008), sin embargo el alto grado de especificidad de los organismos, la sustitución por otras cianobacterias (Van Hannen et al., 1999); la aparición de cepas resistentes y la influencia de los factores ambientales (Rashidan & Bird, 2001) puede afectar su aplicación efectiva como agentes de control. La utilización de estos organismos, materiales y sustancias naturales como alternativa para el control de floraciones se ha basado en estudios de laboratorio y existen escasamente aplicaciones directas exitosas en el campo (Cobo, 2015).

Sustancias extraídas de varias plantas terrestres como el limón parecen tener efectos negativos sobre el desarrollo del fitoplancton y las cianobacterias (Barros et al., 2010). La descomposición aerobia de materia vegetal ha sido empleada para el control de floraciones, al parecer los compuestos liberados en su descomposición generan un efecto negativo sobre las cianobacterias, entre estos compuestos se incluyen: la producción de antibióticos por los hongos que descomponen los materiales, compuestos fenólicos (p. ej. el ácido ferúlico y el ácido p-cumárico) y compuestos aromáticos de bajo peso molecular procedentes de la descomposición incompleta de la lignina (Park et al., 2006; O'Huallacháin & Fenton, 2010). Ejemplos exitosos de aplicación de estos materiales sobre las cianobacterias han sido principalmente atribuidos a la paja de la cebada (*Hordeum vulgare*), la paja de arroz (*Oryza sativa*), las hojas de roble (*Quercus robur*) y la cascara de mandarina (*Citrus reticulata*), estos últimos efectivos para la inhibición del crecimiento de *Microcystis aeruginosa* (Kolmakov, 2006; Park et al. 2006; Cobo et al., 2011). Estos métodos son promovidos como baratos y naturales con muchos estudios a favor y en contra (Hobson et al. 2012; Cobo, 2015).

### ***Métodos propuestos para los lagos del Gran Concepción***

Las acciones y métodos propuestos para los lagos del Gran Concepción se presentan en la tabla 10. Las medidas propuestas corresponden a utilizar los cuerpos de agua para recreación (natación, canotaje, kayak, vela, pesca deportiva etc.). Para todos los lagos se recomienda:

1. Monitoreo constante de la columna de agua, realizar estudios de la comunidad fitoplanctónica.
2. En un evento de floración, identificar la(s) especie(s) mas abundantes y cuando el número de células sobrepase las indicaciones de la OMS para aguas recreacionales y de consumo humano, realizar análisis de microcistinas.
3. Informar a la ciudadanía en caso de alto riesgo por medio de señales de alerta ambiental puestas en el mismo lago.



Tabla 10. Medidas de control y manejo propuestas para las floraciones en cada lago estudiado.

Lago	Escala	Medida
Lo Galindo	Cuenca	Desviación y/o tratamiento de entradas difusas y puntuales. Sembrar vegetación (macrófitas y plantas) en el área litoral.
	Local	Reducción y/o tratamiento (disminución del fósforo) de las entradas puntuales. Retirar las estatuas que levantan el sedimento. Construir islas flotantes de macrófitas emergidas. Introducción controlada (áreas restringidas y control de su crecimiento) de macrófitas sumergidas como <i>Egeria densa</i> . Remoción de sedimentos.
	Puntual	Cuando se presente la floración remover físicamente a <i>Microcystis aeruginosa</i> . Humedales artificiales en las entradas puntuales.
Laguna Tres Pascualas	Cuenca	Desviación y/o tratamiento de entradas difusas y puntuales. Sembrar vegetación (macrófitas y plantas) en el área litoral.
	Local	Reducción y/o tratamiento (disminución del fósforo) de las entradas puntuales. Construir islas flotantes de macrófitas emergidas. Manejo de macrófitas sumergidas.
	Puntual	Humedales artificiales en las entradas puntuales.
Lo Méndez	Cuenca	Desviación y/o tratamiento de entradas difusas y puntuales. Sembrar vegetación (macrófitas y plantas) en el área litoral.
	Local	Reducción y/o tratamiento (disminución del fósforo) de las entradas puntuales. Construir islas flotantes de macrófitas emergidas. Manejo de la macrófita sumergida <i>Egeria densa</i> (corte periódico).
	Puntual	Humedales artificiales en las entradas puntuales.

## DISCUSIÓN

### ***Características limnológicas que determinan la presencia de las floraciones de fitoplancton***

Los lagos urbanos someros de Concepción se encuentran en un estado eutrófico a hipertrófico (Ver capítulo 1.1), los que se caracterizan por altas concentraciones de clorofila-a, pH básico, escasa transparencia del agua y una alta concentración de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno (nitratos y amonio), en la columna de agua y el sedimento. Estos nutrientes provienen de la cuenca urbana y del sedimento de cada lago (Ver capítulo 1.1).

La elevada concentración de nutrientes de los lagos urbanos propicia el desarrollo de comunidades de fitoplancton típicas de ambientes meso a eutróficos según la clasificación taxonómica y funcional morfológica de FGs y MBFGs. Estos hábitats soportan una elevada densidad de fitoplancton, poseen una alta productividad con pocas especies dominantes y las condiciones adecuadas para la formación de frecuentes floraciones, tanto de cianobacterias como de microalgas eucariotas (objetivo 2).

Aunque los lagos estudiados se encuentran en la misma zona geográfica y sometidos a las mismas condiciones ambientales de luz, precipitaciones y temperatura ambiental, la comunidad fitoplanctónica responde de forma diferente a las características propias de cada lago, lo que se refleja en una composición de grupos taxonómicos diferentes; en Lo Galindo la comunidad está dominada por Cyanobacteria y Chlorophyceae, en Lo Méndez por Dinophyceae y Bacillariaceae y en la Laguna Tres Pascualas las Chlorophyceae (*Ankyra judayi*, *Staurastrum pingue*, *Spirogyra* sp., del Codón XI, P, grupo IV), Cryptophyceae (*C. ovata* Codón Y, grupo V) y Euglenophyceae (Codón Wi) constituyen los principales grupos de la comunidad fitoplanctónica.

La dominancia de uno y/u otro grupo de fitoplancton en cada lago, esta determinada por diferencias entre la proporción de nitrógeno y fósforo. Cuando la proporción N:P de Redfield es baja (< 7) como en Lo Galindo, existe una limitación

relativa de nitrógeno y las cianobacterias tienden a dominar (Schindler, 1977; Fujimotol et al., 1997; Bicudo et al., 1999; Mugidde et al., 2003; Schindler et al., 2008). Mientras que, cuando la relación N:P es alta ( $> 16$ ), especies de algas verdes y diatomeas presentes en el medio aumentan (Schindler et al., 1971; Carpenter et al., 1996) y disminuye el dominio de las cianobacterias (Paerl, 2001), sugiriendo en este caso, una limitación por fósforo en el ambiente (Bicudo et al., 1999), como en Laguna Tres Pascualas (N:P= 18,8) y en Lo Méndez (N:P= 17,6).

De acuerdo con la hipótesis 1 planteada en este estudio, en todos los lagos se presentan floraciones de fitoplancton, sin embargo, solamente en Lo Galindo fueron evidentes floraciones tóxicas de la cianobacteria *Microcystis aeruginosa* (Codón M, grupo VII). En Lo Méndez y Laguna Tres Pascualas se presentaron floraciones de algas eucariotas, principalmente de la especie invasora *Ceratium furcoides* (Codón Lo, grupo V). La diatomea *Asterionella formosa* (Codón C, grupo VI) y algunas especies de algas verdes (*Ankyra judayi*, *Sphaerocystis Schroeteri*, *Monactinus simplex*, *Desmodesmus communis*, *Coelastrum microporum*, *Spirogyra* sp. y *Staurastrum pingue*) también generaron aumentos de abundancia.

Las diferencias entre las floraciones en cada lago dependen de varios factores, entre los que se incluyen; la disponibilidad de fósforo total y nitrógeno (nitratos y amonio) principalmente, la estructura de la comunidad fitoplanctónica, la presencia y abundancia de especies formadoras de floraciones y su dinámica poblacional. Esta última implica una fase de iniciación o formación, una fase de crecimiento y finalmente una de término (Hall et al., 2008).

El inicio de una floración, depende de la presencia de especies formadoras de floraciones, es decir, con ventajas adaptativas sobre otros grupos del fitoplancton (p.ej. forma de asimilación de luz y nutrientes, movilidad, morfología, tamaño, quites y/o estados de latencia, entre otros) y de su cantidad (inóculo) en el cuerpo de agua (Heisler et al., 2008). En el caso de las floraciones de Lo Galindo, colonias macrocopias de *M. aeruginosa* fueron evidentes durante la mayor parte del año, igualmente para *C. furcoides* en donde se registró una alta abundancia de

individuos en la mayoría de las estaciones del año. Estas dos especies son reconocidas por las diferentes ventajas competitivas sobre otros grupos del fitoplancton.

En el inicio de las floraciones, tanto de *C. furcoides* y el “scums” de *M. aeruginosa*, se registraron los mayores peaks de fosfatos en los cuerpos de agua. Mientras que, la fase de crecimiento en las floraciones de *M. aeruginosa* se asociaron a concentraciones de fósforo total, nitrógeno total, nitritos y amonio (Ver capítulo 2.2). Las floraciones del dinoflagelado *C. furcoides*, en Lo Méndez, se relacionaron con las concentraciones de nitrógeno total, nitratos y amonio (Ver capítulo 2.1).

Los aumentos de abundancia de las algas verdes (*A. judayi*, *S. pingue*, *Spirogyra* sp.) en la Laguna Tres Pascualas, se asociaron a la mayor concentración promedio de nitratos, amonio y otros parámetros como la conductividad y la morfología del lago.

Durante el desarrollo de las floraciones, de *C. furcoides* y el “scums” de *M. aeruginosa*, se observaron aumentos en la concentración de clorofila-a y oxígeno disuelto, persistencia de pH básico (> 8) y una disminución en la concentración de formas inorgánicas de nutrientes (principalmente fosfatos), sugiriendo una reducción o agotamiento por su incorporación en biomasa algal (Krivtsov et al., 2000; Vargo et al., 2004; Springer et al., 2005).

La rápida asimilación de los nutrientes impulsa el reciclaje de los mismos de una manera que desplaza competitivamente a otros grupos del fitoplancton (Elsner, 1999). Una alta concentración de nitratos favorece el crecimiento de fitoplancton eucariota, mientras que bajas concentraciones junto con suficiente amonio beneficia a las cianobacterias como *Microcystis* (Jacoby et al., 2000).

En Lo Galindo durante los periodos de mayor disponibilidad de nitratos se observaron colonias macroscópicas de *M. aeruginosa* disgregadas por toda la columna de agua sin llegar a conformar una densa capa (floración dispersiva).

Estas floraciones, se presentan junto con una alta abundancia de varias especies de algas verdes como *Pseudopediastrum boryanum*, *Desmodesmus communis*, *Desmodesmus opoliensis*, *Acutodesmus acuminatus*, *Monactinus simplex*,

*Coelastrum microporum* y *Sphaerocystis Schroeteri*. En lagos eutróficos someros, se ha reportado principalmente a *P. boryanum* y *D. communis*, como acompañantes comunes de las floraciones dispersivas de *M. aeruginosa* y típicas habitantes de lagos eutróficos (Chaudhary & Meena, 2007).

Las algas verdes en general, pueden competir con las cianobacterias en condiciones de baja disponibilidad de dióxido de carbono (Shapiro, 1997), altas temperaturas y turbulencia del agua (Brook 1981; Haphey-wood, 1988), sin embargo, son más vulnerables a pastoreo del zooplancton y menos eficientes hacia la disminución de la luz.

Las densas capas de *M. aeruginosa* durante las “scums”, forman gradualmente una sombra sobre algas verdes y otros grupos del fitoplancton y finalmente una exclusión por luz (Reynolds, 1997; Huisman et al., 1999; Okechukwu & Ugwumba, 2008). Lo que fue evidente en Lo Galindo, durante el verano del 2013 cuando se generó una disminución de la transparencia del agua y de la diversidad de otros taxones del fitoplancton producto del “scums”.

En la fase final de la floración, la población muere, sedimenta en el fondo y comienza su descomposición por bacterias. Este proceso requiere de altos niveles de oxígeno para degradar la materia orgánica producida en exceso, muchas veces el oxígeno producido en el día no alcanza a compensar los requerimientos en la noche produciéndose una disminución de oxígeno (hipoxia) o el agotamiento total (anoxia); condición que puede causar la muerte de peces, moluscos y alterar los ciclos biogeoquímicos (Carmichael, 2001; Giannuzzi et al., 2011; Paerl & Paul, 2012). En Lo Galindo y Lo Méndez, las floraciones no generaron efectos negativos evidentes en otros niveles tróficos, lo que sugiere que el oxígeno disponible en estos lagos fue suficiente para soportar la vida de los organismos que allí habitan. Experimentos en laboratorio y/o estudios a largo plazo en los lagos, permitirían entender de mejor forma los cambios producidos en el sistema, con respecto a la comunidad fitoplanctónica y en otros niveles tróficos producto del aumento en la biomasa fitoplanctónica y la concentración de nutrientes.

La temperatura, también se considera un factor esencial para la formación y crecimiento de las floraciones, principalmente temperaturas superiores a 22 °C son registradas como óptimas para su proliferación. En lagos de la zona templada (América del Norte y Europa), se reconocía el hecho, de la exclusión de especies formadoras de floraciones en invierno por las bajas temperaturas (Reynolds, 2006). Sin embargo, en los lagos urbanos de Concepción, se presentan floraciones a bajas temperaturas y en condiciones de mezcla del agua. Estas condiciones se presentan durante las estaciones de otoño (p. ej. entre 12 - 19 °C de *C. furcoides*) e invierno (p. ej. a 10 °C una floración dispersiva de *M. aeruginosa*).

Las floraciones de *C. furcoides* se presentan a temperaturas inferiores a las reportadas en proliferaciones de lagos tropicales (18 - 24 °C) (Bustamante et al., 2012), y el desarrollo óptimo de la especie (entre 15 y 25 °C) (Pollinger, 1988; Ginkel et al., 2001). Este dinoflagelado ha sido reconocido como una especie invasora en sur América, que en poco tiempo ha aumentado su área de distribución (Calvacante et al., 2016). El reporte de esta especie en Lo Méndez constituye el primer registro del dinoflagelado en Chile, dando cuenta del aumento en su área de distribución en Sur América y de su rápida capacidad de invasión.

Meichtry et al. (2016) determinaron que la temperatura restringe el desarrollo de esta especie y que los entornos más susceptibles a la invasión serían aquellos con una temperatura media anual entre 18 y 22 °C, sugiriendo que en Chile, los cuerpos de agua, no son susceptibles a la invasión. Los resultados de este estudio, demuestran que hábitats con alta concentración de nutrientes como los registrados en Lo Méndez, favorecen no solo el establecimiento del dinoflagelado sino también su proliferación.

En general, la invasión y propagación de las especies, es beneficiada por la alteración de los ecosistemas producto de las actividades antrópicas (Johnson et al., 2008), y por la capacidad ecofisiológica de las especies para adaptarse a los nuevos hábitats (Padisäk, 1997).

*Ceratium furcoides*, presenta dos morfologías diferentes (morfotipos) determinadas por el número de cuernos en la hipoteca (Calvacante et al., 2016). En sistemas eutróficos de Sur América domina el morfotipo con dos cuernos en la hipoteca (Calvacante et al., 2016). En Lo Méndez, este morfotipo fue abundante mayoritariamente durante la floración. Estos individuos son de menor tamaño y menos complejos morfológicamente. Mientras que, individuos con tres cuernos en la hipoteca y de mayor tamaño permanecen durante el resto del año en menores densidades (capítulo 2.1). La plasticidad fenotípica manifestada por *C. furcoides*, favoreció su establecimiento y desarrollo anual, proporcionando una ventaja adicional para generar floraciones en el cuerpo de agua.

Las floraciones de dinoflagelados, diatomeas y algas verdes variaron estacionalmente en todos los lagos estudiados, a diferencia de las floraciones de *M. aeruginosa* que se presentan durante todo el año (Ver capítulo 1.2). La mayor tasas de crecimiento y el óptimo fotosintético reportado para esta cianobacteria es mayor a 25 °C (Reynolds et al., 1981; Paerl & Huisman, 2008; 2009).

En Lo Galindo, las bajas temperaturas y las condiciones de mezcla del agua típicas de la estación de invierno, no fueron un impedimento para la persistencia de colonias macroscópicas en la columna de agua, en concordancia con otros lagos urbanos e hipereutróficos de zonas templadas (Zohary & Robarts, 1990; Ehrenhaus & Vigna, 2006; Xavier et al., 2007; Fabre et al., 2010). Paerl (2001), indicó que las proliferaciones de cianobacterias pueden ocurrir a través de un amplio rango de temperatura del agua y existir ecotipos regionales con sensibilidades diferenciales a la temperatura.

La hibernación típica de las poblaciones de *M. aeruginosa* en el sedimento durante el invierno y la subsecuente reinvención de las colonias a la columna de agua en primavera-verano (Reynolds et al., 1981; Brunberg & Blomqvist, 2002) habría disminuido y/o no estaría ocurriendo en Lo Galindo. Por el contrario, en este lago las colonias permanecen en el plancton durante la mayor parte del año contribuyendo a mantener las poblaciones en el sistema y a la formación de floraciones en otras estaciones del año. Estos cambios en el ciclo de vida de *M.*

*aeruginosa*, también fueron descritos por Zohary & Robarts (1990) en la represa de Hartbees-poort, Sur África.

La concentración de microcistina y la cantidad de congéneres fue altamente variable durante todo el año en Lo Galindo. Las mayores concentraciones se presentaron cuando la temperatura fue mayor (Ver capítulo 2.2), sin embargo, no se observó una correlación positiva con este parámetro y con ningún otro (como la concentración de nutrientes y el número de células).

Según Davis et al. (2009) el crecimiento de cepas más tóxicas de *Microcystis* parecen estar favorecidas a mayores temperaturas; una tendencia preocupante teniendo en cuenta las proyecciones de los futuros escenarios climáticos en el país (Fuenzalida, 2007). El registro de floraciones de cianobacterias durante gran parte del año, junto con un incremento en la temperatura anual, podría significar densas y frecuentes floraciones de cianobacterias tóxicas tipo “scums” en este sistema.

Aunque, las floraciones de cianobacterias y dinoflagelados han sido reportadas en los lagos de Concepción desde 1980 (Parra et al., 1981; Neumann et al., 2000; Campos et al., 2005), en los últimos años ha aumentado la frecuencia de estos eventos, producto del incremento de la temperatura por el cambio climático y la eutrofización (Paerl & Huisman, 2008; 2009; O’Neil et al., 2012; Paerl & Paul, 2012).

Estudios posteriores, en laboratorio y/o *in situ*, sobre el ciclo de vida de *M. aeruginosa* en el lago Lo Galindo y de *C. furcoides* en Lo Méndez, podrían ayudar a obtener mayor información sobre el comportamiento de estas especies con respecto a la temperatura en hábitas con exceso de nutrientes.

### ***Evaluación del riesgo de las floraciones de cianobacterias en los habitantes de Concepción***

El riesgo, definido como la probabilidad de ocurrencia de eventos peligrosos, que pueden generar consecuencias económicas y sociales negativas, en un cierto sitio

y en un cierto período de tiempo (Spence, 1990), fue evaluado para los lagos de Concepción, en función de la relación entre la amenaza (probabilidad de ocurrencia del evento), y la vulnerabilidad de los elementos susceptibles a ser afectados por el evento.

Como amenaza, se consideró el estado trófico actual de los lagos, la probabilidad de ocurrencia de las cianobacterias y de las microcistinas (desarrollados en los objetivos 1 y 2). En cuanto a la vulnerabilidad, se articularon diferentes variables sociodemográficas (p. ej. edad, tiempo de residencia, nivel educacional, actual condición laboral) y el tipo e intensidad de la exposición de los residentes y visitantes a los lagos durante un periodo de un año (Capítulo 3.2). Esta metodología, adaptada desde evaluaciones realizadas en el ámbito de los desastres naturales, impacto ambiental y prevención de comunidades vulnerables, permitió determinar diferentes niveles de riesgo para los habitantes de Concepción por lago.

El análisis en conjunto de todas las variables determinó un nivel de amenaza alto para los tres lagos estudiados. De igual forma, el tiempo de residencia en el sector (por más de 25 años), edad (45 y 63 años), sexo (55 % mujeres), educación (nivel medio-bajo), frecuencia de visita a los lagos (dos veces al mes) y el contacto directo de la población con los lagos, indicaron que la población residente y aledaña a estos cuerpos de agua, puede ser altamente susceptible a ser afectada por la contaminación del agua con microcistinas (ver capítulo 3.1.).

En relación a la hipótesis 2 propuesta en este estudio, los resultados muestran que en Lo Galindo, donde se presentaron acumulaciones de biomasa de cianobacterias, las concentraciones de microcistinas reportadas constituyen un alto riesgo para la salud de los habitantes cercanos al lago y usuarios frecuentes. Aunque en Lo Méndez y la Laguna Tres Pascualas no se presentan floraciones de cianobacterias, coexisten varios géneros tóxicos, constituyendo un riesgo medio y alto, respectivamente, para los habitantes cercanos a estos cuerpos de agua. Las concentraciones de microcistinas totales en Lo Méndez (concentraciones

entre 0,3 - 3,7  $\mu\text{gL}^{-1}$ , el 23 % de las muestras evaluadas presentaron microcistinas) y en la Laguna Tres Pascualas (0,3 - 5,1  $\mu\text{gL}^{-1}$ , el 40 % de las muestras evaluadas presentaron microcistinas) no exceden los 20  $\mu\text{gL}^{-1}$  recomendados por la OMS (2006) para aguas recreativas, lo que indicaría que se podrían realizar actividades con contacto directo con el agua, como remo, natación, kayak, entre otros. No obstante, en Lo Galindo, deberían restringirse este tipo de actividades, debido a que se registraron concentraciones de microcistina total de hasta 115,0  $\mu\text{gL}^{-1}$ .

En el caso de la utilización del agua como consumo humano durante periodos de emergencia para la ciudad, habría que mantener una perspectiva de mayor cuidado en los tres lagos, debido a que en todos se detectaron concentraciones iguales o mayores al valor guía de microcistina-LR recomendado por la OMS (2006) para el consumo diario de una persona sin alcanzar afecciones posteriores a la salud humana (1  $\mu\text{gL}^{-1}$ ). En la Laguna Tres Pascualas el 23 % de las muestras evaluadas fueron  $> 1 \mu\text{gL}^{-1}$ , mientras que en Lo Méndez y en Lo Galindo el 44 % y el 90 % respectivamente, fueron mayores a este valor.

La exposición de los habitantes de Concepción a las microcistinas puede estar dado por contacto directo (natación y/o accidentes), por inhalación, por ingesta involuntaria durante la práctica de natación y/o por ingesta de agua y alimentos (peces) contaminados con microcistina, por lo que, es indispensable minimizar los riesgos y reducir las consecuencias adversas para la salud en estos lagos.

En un escenario donde continúen las actuales concentraciones de nutrientes en los lagos y aumente la temperatura, por ejemplo, en el contexto del cambio climático global, las floraciones de cianobacterias podrían permanecer como "scums" durante gran parte del año en Lo Galindo y en el caso de los otros dos lagos, las floraciones tóxicas de cianobacterias podrían comenzar a suceder.

De acuerdo a lo anterior, es importante disminuir la amenaza en los lagos urbanos de Concepción, lo que inicio con generar información base de cada lago (p.ej. tipo

y tamaño del lago, tiempo de retención, concentración de nutrientes, calidad y cantidad de sedimentos, presencia y abundancia de especies formadoras de floraciones, frecuencia, periodicidad e intensidad de las floraciones, entre otras) (ver capítulos 1 y 3).

Considerando que el fósforo y nitrógeno son los principales causantes de las floraciones en los lagos urbanos y que su concentración se debe al aporte desde fuentes puntuales y difusas provenientes de la cuenca urbana. Se propone como el método más factible para el manejo de las floraciones, el tratamiento y/o la reducción del fósforo de los efluentes que provienen de las fuentes puntuales (objetivo 4). Lo anterior se puede lograr a través de su reducción (p. ej. eliminación de todas o parte de las descargas de aguas residuales domésticas), el tratamiento de los efluentes de aguas lluvia al entrar al cuerpo de agua (p. ej. humedales artificiales para remover el fósforo), la disminución de este nutriente desde la columna de agua (p. ej. introducción y/o control de macrófitas sumergidas y emergidas) y el sedimento (p. ej. sellado, dragado).

Otras medidas propuestas y complementarias que ayudarían a disminuir la entrada de nutrientes desde las fuentes difusas incluyen la siembra de vegetación en el área litoral y la eliminación del uso de fertilizantes de los jardines aledaños a los lagos. La señalización e información a los habitantes sobre las consecuencias del vertido de residuos animales, vegetales y demás desechos orgánicos a los cuerpos de agua también se considera importante. Monitoreos constantes antes, durante y después de la aplicación de las acciones o medidas de manejo en los cuerpos de agua son recomendadas.

Estudios posteriores y complementarios de experimentos en laboratorio o *in situ* (todo el sistema o mesocosmos), sobre la remoción de fósforo y nitrógeno por macrófitas en los cuerpos de agua, serían necesarios para lograr una efectiva implementación de las medidas propuestas. Así como, experimentos con lo que se obtenga información sobre la concentración máxima de estos nutrientes, que se recicla en el sistema y no genera aumentos indeseables de ninguna población. La respuesta de las cianobacterias, los dinoflagelados y la comunidad fitoplanctónica

en general a la variación de los nutrientes debe ser tratada mediante experimentación.

Si se proyectará un mayor uso de estos lagos para recreación, que involucren un mayor contacto directo con el agua que el actual, la concentración de microcistinas mayores a  $20 \mu\text{gL}^{-1}$  debería ser monitoreada para evitar afectaciones sanitarias de mayor riesgo. En el caso de proyectar el uso de estos lagos como reservorio de agua de consumo ante eventuales emergencias en el sistema de captación y distribución de agua en Concepción, se debe realizar un monitoreo que inicie un análisis de toxicidad con mayor frecuencia cuando el nivel de células supere  $100.000 \text{ cel mL}^{-1}$  y/o la concentración de microcistina-LR en el agua sea mayor a  $1 \mu\text{gL}^{-1}$  (OMS, 2006).

En el país no existe regulación sobre la presencia y el manejo de los eventos de floraciones tóxicas de cianobacterias, por lo que es conveniente que las autoridades correspondientes, establezcan directrices ambientales y sanitarias que incluyan las cianobacterias como insumo esencial para la gestión de esta problemática a nivel nacional.

En el marco el Proyecto FONIS (2015), se elaboró una propuesta de vigilancia ambiental como una herramienta preventiva para detectar oportunamente, investigar y monitorear las floraciones de cianobacterias (Baeza et al., 2015; Parra et al., 2016). Los resultados de este proyecto proponen la inclusión de las microcistinas y la presencia de cianobacterias como parámetros en las normas de calidad de agua superficiales utilizadas como agua potable y para actividades recreativas (NCh 409, DS.735, NCh 1333, la norma NCh 777/1 y el Decreto 143). Así como, crear documentos oficiales de carácter técnico que puedan tener características de procedimientos, resoluciones, guías e instructivos para el manejo de esta problemática.

Para lo anterior, es necesario conocer y estudiar la presencia de floraciones de cianobacterias en otras zonas del país, principalmente en fuentes de agua de

consumo y en sistemas utilizados para la recreación, con los que se pueda comparar información y recomendar el establecimiento de valores guía para las microcistinas, dependiendo de las condiciones nacionales.

Por último, es importante hacer énfasis en la necesidad de enfrentar esta problemática ambiental desde una aproximación conceptual y práctica de carácter multi e interdisciplinario.



## CONCLUSIONES

Los lagos Lo Galindo, Lo Méndez y Laguna Tres Pascualas, se encuentran en un proceso de eutroficación progresiva. Estos ambientes eutróficos propician la formación de floraciones de cianobacterias en Lo Galindo (*M. aeruginosa*) y de microalgas eucariotas en Lo Méndez y Laguna Tres Pascualas (*C. furcoides*, *A. formosa* y grupos de algas verdes).

Se presentaron floraciones de cianobacterias y microalgas eucariotas en todas las épocas del año, los factores que principalmente condicionaron su desarrollo fueron: la presencia y abundancia de especies formadoras de floraciones, la concentración de fósforo total, nitratos y amonio en la columna de agua y la estructura de la comunidad fitoplanctónica. Los nutrientes y la temperatura explican fluctuaciones interanuales de la intensidad y frecuencia de floraciones de cianobacterias y algas eucariotas, mientras que las diferencias espaciales son una respuesta a las condiciones locales de cada lago.

La estructura de la comunidad fitoplanctónica responde de forma diferente en cada lago, determinadas por diferencias entre la proporción de nitrógeno y fósforo en la columna de agua; en el lago Lo Galindo, donde el nutriente limitante fue el nitrógeno dominaron las cianobacterias, mientras que, en Lo Méndez y en la Laguna Tres Pascualas, con el fósforo como nutriente limitante, dominaron las microalgas eucariotas (Dinophyceae y Bacillariophyceae en Lo Méndez y Chlorophyceae, Cryptophyceae y Euglenophyceae en la Laguna Tres Pascualas).

La temperatura influyó en la abundancia del fitoplancton, sin embargo, en condiciones de exceso de nutrientes, no constituyó una condición limitante para el desarrollo de las floraciones, en especial de las cianobacterias.

Se reportaron géneros tóxicos de cianobacterias en todo el sistema de lagos urbanos. Sin embargo, solo se presentaron floraciones tóxicas en Lo Galindo. A

pesar de lo anterior, en Lo Méndez y la Laguna Tres Pascualas, se registraron concentraciones de microcistinas mayores a las recomendadas por la OMS (2006) para agua de consumo humano.

La presencia de cianobacterias tóxicas y el desarrollo de floraciones en los lagos urbanos constituyen un riesgo medio a muy alto para los habitantes cercanos a los lagos de Lo Méndez, Laguna Tres Pascualas y Lo Galindo y pone en evidencia una problemática ambiental y de salud emergente para la ciudad de Concepción.

La concentración de microcistinas fue muy variable entre los lagos y entre las estaciones del año, lo que dificulta su predicción, siendo necesario el monitoreo constante de los cuerpos de agua.

La principal medida propuesta para el manejo de las floraciones en los lagos es la reducción y/o tratamiento del fósforo en los cuerpos de agua, tanto en la columna de agua, los sedimentos y en las entradas puntuales. Además se deben tomar otra serie de medidas que conlleven a la recuperación del sistema en general. Estas medidas deberán involucrar los efectos del cambio climático en sus estrategias de gestión, teniendo en cuenta la climática regional, las interacciones urbanas sobre los cuerpos acuáticos y los cambios sociales que ocurren en la ciudad.

## RECOMENDACIONES

Los resultados de este estudio aportan información relevante sobre las floraciones de microalgas y para el manejo de las floraciones de cianobacterias en el país. Sin embargo, se requiere generar mayor información que aporte al entendimiento general de esta problemática ambiental en Chile. Por ejemplo, se requiere mayor conocimiento sobre la distribución y abundancia de las cianobacterias en el país, su ecofisiología y las condiciones que promueven la aparición en las diferentes regiones, la dinámica de la producción de las microcistinas, así como, métodos de detección rápida de estas y otras cianotoxinas. En este contexto, el impacto de las floraciones en los ecosistemas, en la utilización del recurso hídrico y las implicaciones a nivel ambiental, económico y social también debe ser evaluadas.

Conocer y estudiar la presencia de floraciones de cianobacterias en otras zonas del país, principalmente en fuentes de agua de consumo y en sistemas utilizados para la recreación, permitirá recomendar el establecimiento de valores guía para microcistinas en el contexto nacional.

Se deben también realizar acciones preventivas, de educación de niños y adultos, así como de difusión de información de esta problemática a las autoridades competentes, la comunidad en general, los consultorios y demás centros de atención en salud de la ciudad.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahn, C.Y., Park, M.H., Joung, S.H., Kim, H.S., Jang, K.Y. & Oh, H.M. (2003). Growth inhibition of cyanobacteria by ultrasonic radiation: Laboratory and enclosure studies. *Environ. Sci. Technol.* 37: 3031-3037.
- Almanza, V., Parra, O., Andrés, E., Baeza, C., Basualto, S. & Urrutia, R. (2012). Proliferación masiva de *Euglena sanguinea* Ehrenberg 1830 (Euglenaceae) en la laguna urbana Lo Custodio, Concepción, Chile. IX Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología. Antofagasta, Chile.
- Almanza, V., Parra, O., Beltran, J., Becerra, J. & Urrutia, R. (2013). Ocurrencia y monitoreo de floraciones de algas verde azules (Cyanobacteria) en ecosistemas de aguas continentales de Chile. Reunión Latinoamericana sobre Algas Nocivas. Florianopolis, Brasil.
- Andrés, B. (2012). Lagunas urbanas en Concepción. Una fuente de agua para enfrentar emergencias?, *Revista Aidis.* 17 (20).
- Ame, M.V., Diaz, M.D. & Wunderlin, D.A. (2003). Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Cordoba Argentina): a field and chemometric study. *Enviro. Toxicol.* 18(3): 192-201.
- Ame, M.V. & Wunderlin, D.A. (2005). Effects of iron ammonium and temperature on microcystin content by a natural concentrated *Microcystis aeruginosa* population. *Water Air Soil Poll.* 168: 235-248.
- Anderson, D.M. (2000). Meeting report: ninth international conference on harmful algal blooms, Hobart, Tasmania, Australia. *Protist.* 151:97-102.
- Avilés, D. (1999). Las especies planctónicas del género *Microcystis* Lemm Cyanophyceae en la Región del Biobío. Tesis de Magister. Universidad de Concepción. 128 pp.
- Azevedo, S.M.F.O., Evans, W.R., Carmichael, W.W. & Namikoshi, M. (1994). 1st Report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *J. Appl. Phycol.* 6(3): 261-265.
- Azevedo, S.M.F.O., Carmichael, W.W., Jochimsen, E.M., Rinehart, K.L., Lau, S., Shaw, G.R. & Eaglesham, G.K. (2002). Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology.* 181: 441-446.
- Baeza, C., Almanza, V., Fernández, X., Acevedo, L., Gonzalez, P., Orue, P. & Parra, O. (2015). Requerimientos normativos y de vigilancia ante la presencia de cianobacterias y cianotoxinas en Chile. Congreso AIDIS Chile 2015 y VIII Congreso de la IV Región de AIDIS. Serena, Chile.
- Barros, S., Geraldés, A.M., Ramos, A., Galhano, V. & Fernández, C. (2010). Avaliação do potencial alguicida e algistático de extractos vegetais em microalgas (Chlorophyta e Cyanophyta) AIL. XV Congresso Ibérico de Limnologia. Ponta Delgada, Açores. 15 pp.
- Basualto, S., Almanza, V. & Beltran, J. (2013). Invasion of the freshwater diatom *Didymosphenia geminata* in southern Chile. 10<sup>th</sup> International Phycological Congress - Algae in a Changing World. Florida, USA.
- Bellinger, D. & Sigeo, C. (2010). Freshwater algae: identification and use as bioindicators. Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex, UK. Boney 1974. 271 pp.

- Bicudo, C.E.M., Ramírez, R.J.J., Tucci, A. & Bicudo, D.C. (1999). Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambientes eutrofizados: O Lago das Garças, São Paulo. En: Henry, R. (Ed). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu, FUNDIBIO, FAPESP. 449-508 pp.
- Bock, C., Pröschold, T. & Krienitz, L. (2011). Updating the genus *Dictyosphaerium* and description of *Mucidosphaerium* gen. nov. (Trebouxiophyceae) based on morphological and molecular data. J. Phycol. 47: 638-652.
- Boltovskoy, A. (1995). Taxonomía y morfología de los dinoflagelados: Métodos de trabajo. Scanning Electron. Microscopy. 55-82.
- Boltovskoy, A. (2003). *Peridinium willei* (Dinophyceae) y sus formas: Ecología y distribución en la Argentina. Bol. Soc. Argent. Bot. 38(1-2): 175-184.
- Bolund, P. & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. Ecol. Econ. 29: 293-301.
- Brasil. (2004). Regulacion MS n.o 518/2004/Ministerio da Saude. Brasilia, Secretaria de VigilanciaemSaude. Coordenacao-Geral de Vigilancia emSaude Ambiental. Geral de Vigilancia em Saude Ambiental. 28 pp.
- Brich, S. & McCaskie, J. (1999). Shallow urban lakes: a challenge for lake management. Hydrobiologia. 395/396: 365-377.
- Brunberg, A.K. & Blomqvist, P. (2002). Benthic overwintering of *Microcystis* colonies under different environmental conditions. J. Plankton. Res. 24: 1247-1252.
- Bustamante, A. (2006). Exportación de nutrientes en cuencas serranas y su relación con el régimen trófico del cuerpo de agua receptor el embalse San Roque Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Córdoba Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Tesis de doctorado en Ciencias Biológicas. 167 pp.
- Bustamante, C., Ramírez, J.J., Boltovskoy, A. & Vallejo, A. (2012). Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. Acta Limnol. Bras. 24(2): 207-219.
- Calvalcante, K.P., Zanotelli, J.C., M€uller, C.C., Scherer, K.D., Frizzo, J.K., Ludwig, T.A.V. & Cardoso, L.S. (2013). First record of invasive *Ceratium* (Schränk, 1973) species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. Check List. 9: 862-6.
- Calvacante, K.P., de Souza Cardoso, L., Sussella, R. & Becker, V. (2016). Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autecology of *C. furcoides* in subtropical reservoirs. Hydrobiologia. DOI 10.1007/s10750-015-2638-x.
- Campos, V., Cantarero, S., Urrutia, H., Heinze, R., Wirsing, B. & Neumann, U. (1999). Microcystin in cyanobacterial blooms in a Chilean Lake. Syst. Appl. Microbiol. 22: 169-173.
- Campos, V., Lisperguer, S., Weckesser, J., Vera, A. & Muñoz, D. (2005). Cyanobacteria and potential risks of toxicity in continental waters of Chile. Bol. Micolog. 20: 73-81.
- Campos, V., Muñoz, D., Straube, M., Lisperguer, S. & Weckesser, J. (2007). Péptidos tóxicos y no tóxicos de cianobacterias en cuerpos de agua dulce de la V Región, Chile. Bol. Micolog. 22: 95-100.

- Carmichael, W. (1981). Freshwater blue-green algae (Cyanobacteria) toxins- a review. In: The water environment: Algal Toxins and Health. Carmichael, W. (Ed.). Plenum Press, New York. 1-13 pp.
- Carmichael, W. (1994). The toxins of cyanobacteria. *Sci. Am.* 270: 78-86.
- Carmichael, W. (1997). The cyanotoxins. *Adv. Bot. Res.* 27: 211-56.
- Carmichael, W. (2001). Health effect of toxin-producing Cyanobacteria: The CyanohABs. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 7: 1393-1407.
- Carmichael, W. & Gorham, P.R. (1978). Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of western Canada. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 21: 285-95.
- Carmichael, W., Azevedo, S.M.F.O., An, J.S., Molica, R.J.R., Jochimsen, E.M., Lau, S., Rinehart, K.L., Shaw, G.R. & Eaglesham, G.K. (2001). Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environ. Health Persp.* 109(7): 663-668.
- Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Cottingham, K.L., Schindler, D.E., Christensen, D. L., Post, D.M. & Voichick, N. (1996). Chlorophyll variability, nutrient input, and grazing: evidence from whole-lake experiments. *Ecology.* 77: 725-735.
- Carstensen, J., Henriksen, P. & Heiskanen, A.S. (2007). Summer algal blooms in shallow estuaries: definition, mechanisms, and link to eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 50(1): 370-384.
- Cassol, A.P.V., Pereira Filho, W., Oliveira, M.A., Domingues, A.L., Correa, F.S. & Buriol, G.A. (2014). First record of a bloom of the invasive species *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans, 1925 in Rio Grande do Sul state, Brazil. *Braz. J. Biol.* 74: 515-517.
- Cazenave, J., Wunderlin, D.A., Bistonía, M.A., Ameb, M.B., Krause. E., Pflugmacher, S. & Wiegand, C. (2005). Uptake, tissue distribution and accumulation of microcystin-RR in *Corydoras paleatus*, *Jenynsia multidentata* and *Odontesthes bonariensis* a field and laboratory study. *Aquat. Toxicol.* 75: 178-190.
- Chaudhary, B.L. & Meena, L. (2007). A environmental hazard - a case study of toxic bloom of *Microcystis (Anacystis)* spp. in Udaipur lakes Rajasthan (India). *J. Herb. Med. Toxicol.* 1: 55-59.
- Choi, B., Son, M., Kim, J.I. & Shin, W. (2013). Taxonomy and phylogeny of genus *Cryptomonas* (Cryptophyceae, Cryptophyta) from Korea. *Algae.* 28(4): 307-330.
- Chorus, I. & Bartram, J. (1999). Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. Spon, F.N. (Ed.). Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza). 134 pp.
- Clarke, K.R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-43.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 216: 265-278.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. (2001). PRIMER v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E: Plymouth. 91 pp.
- Cobo, F., Barca, S., Servia, M.J., Vieiralanero, R. & Lago, L. (2011). Potential use of eucalyptus timber and bark wastes for the inhibition of cyanobacterial

- growth in a reservoir in NW Spain. 2nd IWA Symposium on lake and reservoir management: Sustainable approaches to enhance water quality. Granada (España). 45 pp.
- Cobo, F. (2015). Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales. *Limnetica*. 34(1): 247-268.
- Conradie, K.R. & Barnard, S. (2012). The dynamics of toxic *Microcystis* strains and microcystin production in two hypertrophic South African reservoirs. *Harmful Algae*. 20: 1-10.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. & Nichols, S.A. (2005). Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. 3rd edition. Editor-Cooke G.D., Taylor and Francis, Boca Raton, Florida. 591 pp.
- Cox, P.A., Banack, S.A., Murch, S.J., Rasmussen, U., Tien, G., Bidigare, R.R., Metcalf, J.S., Morrison, L.F., Codd, G.A. & Bergman, B. (2005). Diverse taxa of cyanobacteria produce beta-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Nat. Acad. Sci. Proc.* 102: 5074- 5078.
- Cranwell, P. A., Robinson, N. & Eglinton, G. (1985). Esterified lipids of the freshwater dinoflagellate *Peridinium lomnickii*. *Lipids*. 20: 645–651.
- Cronberg, G., Carpenter, E.J. & Carmichael, W.W. (2004). Taxonomy of harmful cyanobacteria. In *Manual on Harmful Marine Microalgae* (Ed.) Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. & Cembella, A.D. UNESCO. Paris. 523-562 pp.
- Cyrino de Oliveira, E., López, R. & Paumgarten, F.J. (2004). comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper- based pesticides. *Chemosphere*. 56: 369-374.
- Davis, T.W., Berry, D.L., Boyer, G.L. & Gobler, C.J. (2009). The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and nontoxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*. 8: 715-725.
- Davis, T.W., Harke, M., Marcoval, M., Goleski, J., Orano-Dawson, C., Berry, D. & Gobler, C. (2010). Effects of nitrogenous compounds and phosphorus on the growth of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacterial blooms. *Aquat. Microb. Ecol.* 61: 149-162.
- Delherbe, N., Soto, K., Echenique, I. & Vásquez, M. (2010). Presence of microcystins-producing cyanobacteria in the recently harmful algal blooms in the reservoir Rapel, Chile: toxicological and phylogenetic analysis). XXXI Congreso Chileno de Microbiología. Santa Cruz, Chile. 119 pp.
- Donagh, M.E., Casco, M.A. & Claps, M.C. (2005). Colonization of a Neotropical Reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller). *Ann. Limnol. Int. J. Lim.* 41 (4): 291-299.
- Dörr, F.A., Pinto, E., Soares, R.M., Oliveira, F. & Azevedo, S.M. (2010). Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence toxicity and toxicological assays. *Toxicon*. 56: 1247-1256.
- Downing, T.G., Sember, C.S., Gehring, M.M. & Leukes, W. (2005). Medium N:P ratios and specific growth rate comodule microcystin and protein content in *Microcystis aeruginosa* PCC7806 and *M. aeruginosa* UV027. *Microb. Ecol.* 49: 468-473.
- Drenner, R. W. & Hambright, K.D. (1999). Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique (Review). *Arch. Hydrobiol.* 146(2): 129-165.

- Dziallas, C. & Grossart, H. (2011). Increasing oxygen radicals and water temperature select for toxic *Microcystis* sp. PLoS One. 6(9):255-269.
- Echeverría, E. (2014). Problemas organolépticos y deterioro de la calidad del agua. *Aidis*. 21-23.
- Edwards, D.J., Marquez, B.L., Nogle, L.M., McPhail, K., Goeger, D.E., Roberts, M.A. & Gerwick, W.H. (2004). Structure and biosynthesis of the jamaicamides, new mixed polyketide-peptide neurotoxins from the marine cyanobacterium *Lyngbya majuscula*. *Chem. Biol.* 11(6): 817-833.
- Effmert, U., Mundt, S., Krause, E. & Teuscher, E. (1991). Zur immunsuppressiven Wirkung von Inhaltsstoffen aus *Oscillatoria redekei* van Goor Cyanophyceae. *Pharmazie*. 46-59.
- Ehrenhaus, C. & Vigna, M.S. (2006). Changes in the phytoplankton of Lake Planetario after restoration process. *Darwiniana*. 44: 319-328.
- Elosegi, A. & Sabater, S. (2009). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En: Elosegui, A., Sabater, S. (Eds). *Conceptos y técnicas en ecología*. Fundación BBVA. Bilbao. 26 pp.
- Elser, J.J. (1999). The pathway to noxious cyanobacteria blooms in lakes: the food web as the final turn. *Freshwater Biol.* 42: 537-543.
- EULA. (2015). Diagnostico y caracterizacion del estado trófico del Lago Vichuquén. Segundo informe de avance. 65 pp.
- Fabre, A., Carballo, C., Hernández, E., Piriz, P., Bergamino, L., Mello, L., González, S., Pérez, G., León, J., Aubriot, L., Bonilla, S. & Kruk, C. (2010). El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales artificiales de Uruguay. *PanamJAS*. 5: 112-125.
- Falconer, I. (1993). *Algal toxins in seafood and drinking water*. Academic Press. 209 pp.
- Falconer, I. (1996). Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia*. 35: 6-11.
- Falconer, I. (2007). Cyanobacterial toxins present in *Microcystis aeruginosa* extract –More than microcystins. *Toxicon*. 50: 585–88.
- Fastner, J., Erhard, M. & Döhren, H. (2001). Determination of oligopeptide diversity within a natural population of *Microcystis* sp. (Cyanobacteria) by typing single colonies by matrix-assisted laser desorption ionization-time of flight mass spectrometry. *Appl. Environ. Microbiol.* 67: 5069-5076.
- Fernández, M.A. (2013). Huella hídrica, agua virtual: conceptos claves para pensar el recurso hídrico. *Question*. 1(40): 1-8.
- Ferrari, G., Pérez, M.C., Dabezies, M., Míguez, D. & Saizar, C. (2011). Planktic Cyanobacteria in the lower Uruguay River South America. *Fottea*. 11(1): 225-234.
- Fitch, C.P., Bishop, L.M. & Boyd, W.L. (1934). Water bloom as a cause of poisoning in domestic animals. *Cornell. Vet.* 24: 30-39.
- Flores, N. (2008). Urban Lakes: Ecosystems at risk, worthy of the best care. *Proceedings of Taal 2007: The 12th. World Lake Conference*. 1333-1337 pp.
- FONIS. (2015). Identificación, monitoreo y evaluación del riesgo de la población del gran concepción ante la presencia de cianobacterias y cianotoxinas. Informe final proyecto FONIS CONICYT SA 13I20211.

- Fuenzalida, H. (2007). Clima de Chile para fines del siglo XXI: Simulaciones con Modelo PRECIS bajo escenarios A2 y B2 del IPCC. *Revista Ambiente y Desarrollo*. 23 (2): 9-14.
- Fujimoto, N., Sudo, R., Sugiura, N. & Inamori, Y. (1997). Nutrient-limited growth of *Microcystis aeruginosa* and *Phormidium tenue* and competition under various N:P supply ratios and temperature. *Limnol. Oceanogr.* 42: 250-256.
- Geoffrey, P.H., Sarnelle, O., White, J.D., Hamilton, S.K., Kaul, R.B. & Bressie, J.D. (2014). Nitrogen availability increases the toxin quota of a harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Water Res.* 54: 188-198.
- GEOHAB. (2001) Global ecology and oceanography of harmful algal blooms. Science Plan, SCOR and IOC, Baltimore and Paris. 56 pp.
- Giannuzzi, L., Colombi, A., Pruyas, T., Aun, A., Rujana, M., Falcione, M. & Zubieta, J. (2009). Cianobacterias y cianotoxinas: identificación, toxicología monitoreo y evaluación de riesgo. *Moglia Impresiones. Corrientes*. 238 pp.
- Giannuzzi, L., Amé, M.V. Andrinolo, D. Bauzá, L. Benítez, R. de Titto, E., Echenique, R., Hansen, M., Kolman, M.A., Petcheneshsky, T., Rosso, L., Ruiz, M., Salerno, G.L., Sedan, D., Daniel, A., Wunderlin, A. (2011). Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. Buenos Aires, Argentina. 158 pp.
- Ginkel, V.C., Hohls, B.C. & Vermaak, E. (2001). A *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) bloom in Hartbeespoort Dam, South Africa. *Water SA*. 27 (2): 269-276.
- Ginkel, V.C., Hongqing, C., Recknagel, F. & Plessis, D. (2007). Forecasting of dinoflagellate blooms in warm-monomictichypertrophic reservoirs in South Africa by means of frule-based agents. *Water SA*. 33 (4).
- Griffiths, D.J. & Saker, M.L. (2003). The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin Cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*. 18(2): 78–93.
- Gledhill, D.G. & James, P. (2012). Socio-economic variables as indicators of pond conservation value in an urban landscape. *Urban Ecosyst*. 15: 849-861.
- Gligora, M., Plenkovic-Moraj, A. & Ternjej, I. (2003). Seasonal distribution and morphological changes of *Ceratium hirundinella* in two mediterranean shallow lakes. *Hydrobiologia*. 506-509: 213-220.
- Güde, H., Rossknecht H. & Wagner, G. (1998). Anthropogenic impacts on the trophic state of Lake Constance during the 20th century. *Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology*. 53: 85-108.
- Guedes, I.A., Costa Leite, D.M., Alves, L., Bisch, P.M., Azevedo, S.M.F.O. & Pacheco, A.B.F. (2014). Fluctuations in microcystin concentrations potentially toxic *Microcystis* and genotype diversity in a cyanobacterial community from a tropical reservoir. *Harmful Algae*. 39: 1-7.
- Gumbo, R.J., Ross, G. & Cloete, E.T. (2008). Biological control of *Microcystis* dominated harmful algal blooms. *Afr. J. Biotechnol.* 7(25): 4765-4773.
- Hall, N.S., Wayne Litaker, R., Fensin, E., Adolf, J.E., Bowers, H.A., Place, A.R. & Paerl, H.W. (2008). Environmental factors contributing to the development and demise of a toxic dinoflagellate (*Karlodinium veneficum*) bloom in a shallow, Eutrophic, Lagoonal Estuary. *Estuari. Coast*. 31: 402-418.
- Hallegraef, G.M. (2003). Harmful algal blooms: a global overview. *Manual on*

- harmful marine microalgae. UNESCO, Paris. 134 pp.
- Harper, D. (1992). *Eutrophication of Freshwaters*, Chapman & Hall, London, 327 pp.
- Hart, B., Roberts, S., James, R., Taylor, J., Donnert, D. & Furrer, R. (2003). Use of active barriers to reduce eutrophication problems in urban lakes. *Water Sci. Technol.* 47: 157-163.
- Hart, R.C. & Wragg, P.D. (2009). Recent blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in Albert Falls Dam (KZN): History, causes, spatial features and impacts on a reservoir ecosystem and its zooplankton. *Water SA.* 35(4): 455-468.
- Heisler, J., Glibert, P.M., Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D.K. & Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae.* 8: 3-13.
- Hilt, S., Weyer, K.V., Köhler, A. & Chorus, I. (2009). Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. *Restoration Ecol.* 18: 452-46.
- Holopainen, I.J. (1992). The effects of low pH on planktonic communities. Case history of a small forest pond in eastern Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 28: 95-103.
- Hudnell, H.K., Jones, C., Labisi, B., Lucero, V., Hill, D.R. & Eilers, J. (2010). Freshwater harmful algal bloom (FHAB) suppression with solar powered circulation (SPC). *Harmful Algae.* 9(2): 208-217.
- Huisman, J., Zonneveld, C. & Weissing, F.J. (1999). Competition for light between phytoplankton species: experimental test of mechanistic theory. *Ecology.* 80(1): 211-222.
- Humpage, A. (2008). Toxin types, toxicokinetics, and toxicodynamics. En: *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Advances in Experimental Medicine & Biology.* Hudnell, H.K. (Ed). Springer. 500 pp.
- IARC. (2007). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans* World Health Organization. 89 pp.
- Ibelings, B.W., Portielje, R., Lammens, E.H.R., Noordhuis, R., van den Berg, M.S., Joosse, W. & Meijer, M.L. (2007). Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems.* 10(1): 4-16.
- Imberger, J., Berman, T., Christian, R.R., Sherr, E.B., Whitney, D.E., Pomeroy, L.R., Wiegert, R.G. & Wiebe, W.J. (1983). The influence of water motion on the distribution and transport of materials in a salt marsh estuary. *Limnol. Oceanog.* 28: 201-214.
- Ishida, K., Welker, M., Christiansen, G., Dittmann, E., Hertweck, C. & Tandeau de Marsac, N. (2009). Plasticity and evolution of aeruginosin biosynthesis in cyanobacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 75(7): 2017–2026.
- ISO, 20179. (2005). *Water quality Determination of microcystins Method using solid phase extraction (SPE) and high performance liquid chromatography (HPLC) with ultraviolet (UV) detection.* 32 pp.
- Jacoby, J.M., Collier, D.C., Welch, E.B.F., Hardy, J. & Crayton, M. (2000). Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis*

- aeruginosa*. Can. J. Fish Aquat. Sci. 57: 231-240.
- Jagtman, E., Van Der Molen, D.T. & Vermij, S. (1992). The influence of flushing on nutrient dynamics, composition and densities of algae and transparency in veluvemeer, The Netherlands. *Hydrobiologia*. 233: 187-196.
- James, W.F., Taylor, W.D. & Barko, J.W. (1992). Production and vertical migration of *Ceratium hirundinella* in relation to phosphorus availability in Eau Galle Reservoir, Wisconsin. Can. B. Fish. Aquat. Sci. 49(4): 694-700.
- Jati, S., Rodrigues, L.C., Bortolini, J.C., Paula, A.C.M., Moresco, G.A., Reis, L.M., Zanco, B.F. & Train, S. (2014). First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyceae) in the Upper Paran a River Floodplain (PR/MS). Brazil. *Braz. J. Biol.* 74: 235-236.
- Johnson, P.T.J., Olden, J.D. & Zanden, M.J.V. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Front. Ecol. Environ.* 6: 357-363.
- Kemka, N., Njiné, T., Togouet, S.H.Z., Niyitegeka, D., Monkiedje, A., Menbohan, S.F., Nola, M. & Compère, P. (2003). Quantitative importance of cyanobacteria populations in a hypertrophic shallow lake in the subequatorial African region Yaounde Municipal Lake, Cameroon. *Arch. Hydrobiol.* 156: 495-510.
- Köhler, J., Bernhardt, H. & Hoeg, S. (2000). Long-term response of phytoplankton to reduced nutrient load in the flushed Lake Müggelsee (Spree system, Germany). *Arch. Hydrobiol.* 148: 209-229.
- Kolmakov, V. (2006). Methods for prevention of mass development of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* Kutz Emend. *Elenk. Aquatic Systems. Microbiology.* 75(2): 115-118.
- Komárek, J. (2011). Introduction to the 18th IAC Symposium in České Budeřovice 2010, Czech Republic. Some current problems of modern cyanobacterial taxonomy. *Fottea.* 11:1-7.
- Komárek, J. (2013). Cyanoprokaryota -3. Teil/ 3rd Part: Heterocystous Genera. – En: Büdel B., Krienitz I., Gärtner G., Krienitz L. & M. Schagerl (Eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/3, Springer Spektrum, Heidelberg, Berlin. 1130 pp.
- Komárek J. & Anagnostidis, K. (2000). Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. En: Ettl, H., Gärtner G., Heynig H. & D. Mollenhauer (Eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa.* Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin. 548 pp.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota -2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. En: Büdel B., Krienitz I., Gärtner G. & M. Schagerl (Eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/2, Elsevier/Spektrum, Heidelberg, Berlin. 759 pp.
- Krienitz, L. & Bock, C. (2012). Present state of the systematics of planktonic coccoid green algae of inland waters. *Hydrobiologia.* 698: 295–326.
- Krivtsov, E., Bellinger, G. & Sigeo, D.C. (2000). Changes in the elemental composition of *Asterionella formosa* during the diatom spring bloom. *J. Plankton Res.* 22(1): 169-184.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lurling, M., Reynolds, C.S. & Scheffer, M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology.* 55(3):

614-627.

- Kuiper-Goodman, T., Falconer, I. & Fitzgerald, J. (1999). Human health aspects. En: Chorus, I., Bartram, J. (Eds) Toxic Cyanobacteria in Water, A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Spon Press. 113-153 pp.
- Kung, H.T. & Ying, S.L. (1991). A Study of Lake Eutrophication in Shanghai. The Geographical Journal. 157(1): 45-50.
- Kurmayer, R., Dittmann, E., Fastner, J. & Chorus, I. (2002). Diversity of microcystin genes within a population of the toxic cyanobacterium *Microcystis* spp. in Lake Wannsee (Berlin, Germany). Microbial Ecology. 43: 107-118.
- Kurmayer, R. & Christiansen, G. (2009). The genetic basis of toxin production in Cyanobacteria. Freshwater Reviews. 2: 31-50.
- Laamanen, M.J., Gugger M.F., Lehtimäki, J.M., Haukka, K. & Sivonen, K. (2001). Diversity of toxic and nontoxic *Nodularia* isolates Cyanobacteria and filaments from the Baltic Sea. Appl. Environ. Microbiol. 67: 4638-4647.
- Lammens, E.H., Gulati, R.D. & Van Donk, E. (1990). The first biomanipulation conference: a synthesis. Hydrobiologia. 619-627.
- Lanaras, T. & Cook, C.M. (1994). Toxin extraction from an *Anabaenopsis milleri* dominated bloom. Sci. Total. Environ. 142: 163-69.
- Lawton, L., Marsalek, B., Padisak, J. & Chorus, I. (1999). Determination of cyanobacteria in the laboratory. En: Chorus, I., Bartram, J. (Eds) Toxic Cyanobacteria in water a guide to their public health consequences monitoring and management, London and New York. 347-367 pp.
- Lee, T., Nakano, K. & Matsumura, M. (2001). Ultrasonic Irradiation for blue-green algae bloom control. Environ. Technol. 22: 383-390.
- Lee, T., Rollwagen-Bollens, G., Bollens, S.M. & Faber-Hammond, J.J. (2015). Environmental influence on cyanobacteria abundance and microcystin toxin production in a shallow temperate lake. Ecotox. Environ. Safe. 114: 318-325.
- Leliaert, F., Smith, D.R., Moreau, H., Herron, M.D., Verbruggen, H., Delwiche, C.F. & De Clerck, O. (2012). Phylogeny and Molecular Evolution of the Green Algae. Crc. Cr. Rev. Plant. Sci. 31: 1-46.
- Lewis, W.M., Wurtsbaugh, W.A. & Paerl, H.W. (2011). Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. Environ. Sci. Technol. 45: 10300-10305.
- Liang, W., Qu, J., Chen, L., Liu, H. & Lei, P. (2005). Inactivation of *Microcystis aeruginosa* by continuous electrochemical cycling process in tube using Ti/RuO<sub>2</sub> electrodes. Environ. Sci. Technol. 39(12): 4633-4639.
- Lindström, K. (1991). Nutrient requirements of the dinoflagellate *Peridinium gatunense*. J. Phycol. 27: 207-219.
- Lüring, M. & Senerpont Domis, L.N.D. (2013). Predictability of plankton communities in an unpredictable world. Freshwater Biol. 58(3): 455-462.
- Mancini, M., Rodríguez, C., Bagnis, G., Liendo, A., Bonansea, M. & Tundisi, J. (2010). Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. Liver. 70(3): 841-845.
- Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.G., Luzia, A.P. & Degani, R.M. (2010). Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. Braz. J. Biol. 70 (3): 825-829.

- Matthijs, H.C., Visser, P.M., Reeze, B., Meeuse, J., Slot, P.C., Wijn, G., Talens, R. & Huisman, J. (2012). Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water Res.* 46(5): 1460-1472.
- Mazur-Marzek, H., Meriluoto, J., Pliński, M. & Szafranek, J. (2006). Characterization of nodularin variants in *Nodularia spumigena* from the Baltic Sea using liquid chromatography/mass spectrometry/mass spectrometry. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 20: 2023-2032.
- Mccomas, S. & Stuckert, J. (2011). Water quality, aquatic plants, and fish conditions in 26 ponds in bloomington, Minnesota in 2010. St. Paul, Minnesota: Blue Water Science. 73 pp.
- McPhee, J., de la Fuente, A., Herrera, P., Niño, Y., Olivares, M., Sancha, A.M., Tamburrino, A. & Vargas, X. (2012). El sector del agua en Chile: Su estado y sus retos. En: Laclette, J.P. & Zúñiga, P. (Eds) Diagnóstico del agua en las Américas. 448 pp.
- Meerhoff, M., Rodríguez-Gallego, L. & Mazzeo, N. (2002). Potencialidades y limitaciones del uso de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms en la restauración de lagos hipereutróficos subtropicales. En: Fernández, A. & Chalar, G. (Eds). Agua en Iberoamérica: de la limnología a la gestión en Sudamérica. Buenos Aires. 61-74 pp.
- Meichtry, N., Boltovskoy, A., Costigliolo Rojas, C. & Rodríguez, R.M. (2014). Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución en el área de influencia del Embalse Yacyretá (Río Paraná, Argentina-Paraguay). *Limnetica.* 33 (1): 153-160.
- Meichtry, N., Vogler, R.E., Molina, M. J. & Llano, V.M. (2016). Potential distribution of the invasive freshwater dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyta) in South America. *J. Phycol.* DOI: 10.1111/jpy.12382.
- Mohamed, Z. A. & Al-Shehri, A.M. (2015). Biodiversity and toxin production of cyanobacteria in mangrove swamps in the Red Sea off the southern coast of Saudi Arabia. *Bot. Mar.* 58: 23–34.
- Moore, J.W. (1981). Seasonal abundance of *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Schrank in lakes of different trophy. *Archiv. Fur. Hydrobiologie.* 92(4): 535-548.
- Moss, B., McGowan, S. & Carvalho, L. (1994). Determination of phytoplankton crops by top-down and bottom-up mechanisms in a group of English lakes, the West Midland meres. *Limnol. Oceanogr.* 39(5): 1020-1029.
- Moss, B., Madgwick, J. & Phillips, J.G. (1996). A Guide to the Restoration of Nutrient-enriched Shallow Lakes; W.W. Hawes: London, UK. 54 pp.
- Mugidde, R., Hecky, R.E., Hendzel, L. L. & Taylor, W.D. (2003). Pelagic nitrogen fixation in Lake Victoria (East Africa). *J. Great Lakes Res.* 29: 76-88.
- Namikoshi, M., Murakami, T., Watanabe, M., Oda, F., Yamada, T., Tsujimura, J., Nagai, S.H. & Oishi, S. (2003). Simultaneous production of homoanatoxin-a, anatoxin-a, and a new non-toxic 4-hydroxyhomoanatoxin-a by the cyanobacterium *Raphidiopsis mediterranea* Skuja. *Toxicon.* 42: 533-38.
- Namikoshi, M., Murakami, T., Fujiwara, T., Nagai, H., Niki, T., Harigaya, E., Watanabe, M., Oda, F., Yamada, T. & Tsujimura, S. (2004). Biosynthesis and transformation of homoanatoxin-a in the cyanobacterium *Raphidiopsis*

- mediterranea* Skuja and structures of three new homologues. Chem. Res. Toxicol. 17: 1692-96.
- Neil, J.H. & Jackson, M.B. (1982). Monitoring *Cladophora* growth conditions and the effect of phosphorus additions at a shoreline site in northeastern Lake Erie. J. Great Lakes Res. 8: 30-34.
- Neilan, B.A., Pearson, L.A., Muenchhoff, J., Moffitt, M.C. & Dittmann, E. (2012). Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. Environ. Microbiol. 1-15.
- Neumann, U., Campos, V., Cantarero, S., Urrutia, H., Henzie, R., Weckesser, J. & Erhard, M. (2000). Co-occurrence of Non-toxic (Cyanopeptolin) and Toxic (Microcystin) Peptides in a Bloom of *Microcystis* sp. from a Chilean Lake. Syst. Appl. Microbiol. 23: 191-197.
- Nicholls, K.M., Kennedy, W. & Hannet, C. (1980). Fish kill Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). Freshwater Biol. 10(6): 553-561.
- Nimptsch, J., Osorio, S. & Masotti, I. (2012). Análisis cuantitativo de cianotoxinas en lagos nor-patagónicos. IX Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología. Antofagasta, Chile. 82 pp.
- O'Farrell, I., Bordet, F. & Chaparro, G. (2012). Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir: validation of dominant eco-strategies. Hydrobiologia. 698: 175-190.
- O'huallacháin, D. & Fenton, O. (2010). Barley (*Hordeum vulgare*) induced growth inhibition of algae: A review. J. Appl. Phycol. 22: 651-658.
- O'Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A. & Gobler, C.J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. Harmful Algae. 14: 313-334.
- OCDE. (1982). Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. 65 pp.
- Okechukwu, O. & Ugwumba, A. (2009). Cyanobacteria abundance and its relationship to water quality in the Mid-Cross River floodplain Nigeria. Int. J. Trop. Biol. 57(1-2): 33-43.
- Oliveira, H.S.B., Moura, A.N. & Cordeiro-Araujo, M.K. (2011). First record of *Ceratium* Schrank, 1973 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in freshwater ecosystems in the semiarid region of Brazil. Check List. 7: 626-8.
- OMS, World Health Organization WHO. (2006). Guidelines for Drinking-Water Quality, World Health Organization Press. Geneva, Switzerland. 56 pp.
- Onodera, H., Oshima, Y., Henriksen, P. & Yasumoto, T. (1997). Confirmation of anatoxin-as, in the cyanobacterium *Anabaena lemmermannii*, as the cause of bird kills in Danish lakes. Toxicon. 35: 1645-1648.
- Oren, A. & Tindall, B.J. (2005). Nomenclature of the cyanophyta/cyanobacteria/cyanoprokaryotes under the International Code of Nomenclature of Prokaryotes. Algol. Stud. 117:39-52.
- Oren, A. (2004). A proposal for further integration of the cyanobacteria under the Bacteriological Code. Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 54: 1895-1902.
- Orihel, D.M., Bird, D.F., Brylinsky, M., Chen, H.R., Donald, D.B., Huang, D.Y., Giani, A., Kinniburgh, D., Kling, H., Kotak, B.G., Leavitt, P.R., Nielsen, C.C., Reedyk, S., Rooney, R.C., Watson, S.B., Zurawell, R.W., Vinebrooke, R.D.

- (2012). High microcystin concentrations occur only at low nitrogen to phosphorus ratios in nutrient-rich Canadian lakes. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 69(9): 1457-1462.
- Orr, P.T. & Jones, G.J. (1998). Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnol. Oceanogr.* 43(7): 1604-1614.
- Padisák, J., Kohler, J. & Hoeg, S. (1999). The effect of changing flushing rates on development of late summer *Aphanizomenon* and *Microcystis* populations in a shallow lake, Muggelsee, Berlin, Germany. En: Theoretical reservoir ecology and its applications. G. Tundisi and M. Sraskraba (Eds) International Institut of Ecology Backhuys. Berlin. 411-423 pp.
- Padisák, J., Crossetti, L.O. & Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia.* 621: 1-19.
- Paerl, H.W. (1988). Nuisance phytoplankton and inland waters blooms in coastal, estuarine. *Water Resour. Res.* 33: 823-847.
- Paerl, H.W. (1996). A Comparison of Cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environment. *Phycologia.* 35:25-35.
- Paerl, H.W. (2014). Mitigating Harmful Cyanobacterial Blooms in a Human- and Climatically-Impacted World. *Life.* 4: 988-1012.
- Paerl, H.W., Fulton, R.S., Moisaner, P.H. & Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on Cyanobacteria. *The Scientific World.* 1:76-113.
- Paerl, H.W. & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science.* 320: 57-58.
- Paerl, H.W. & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Eviron. Microb. Rep.* 1: 27-37.
- Paerl, H.W. & Paul, V. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Resour. Res.* 46: 1349-1363.
- Paerl, H.W. & Otten, T.G. (2013). Blooms bite the hand that feeds them. *Science.* 342: 433-434.
- Paerl, H.W. & Otten, T.G. (2015). Duelling 'CyanoHABs': unravelling the environmental drivers controlling dominance and succession among diazotrophic and non-N<sub>2</sub>-fixing harmful cyanobacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 2-9 pp.
- Palinska, K. A. & Surosz, W. (2014). Taxonomy of cyanobacteria: a contribution to consensus approach. *Hydrobiologia.* 740: 1–11.
- Park, H.D. & Hayashi, H. (1993). Role of encystment and excystment of *Peridinium bipes* f. *occulatum* (Dinophyceae) in freshwater red tides in Lake Kizaki, Japan. *J. Phycol.* 29(4): 435-441.
- Park, M.H., Han, M.S., Ahn, C.I., Kim, H.S., Yoon, B.D. & Oh, H.M. (2006). Growth inhibition of bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* by rice straw extract. *Lett. Appl. Microbiol.* 43: 307-312.
- Parker, M. (1987). Exceptional Plankton Blooms. Conclusions of discussions: Convener's report. *Rapp. P.V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* 187: 108-114.
- Parodi, E.R., Trobbiani, N. & Cáceres, E.J. (2007). Cytomorphometric characterization of a population of *Ceratium hirundinella* fa. *austriacum* (Dinophyta) during a bloom in a reservoir of the Province of Buenos Aires,

- Argentina. *Algol. Stud.* 125: 45-55.
- Parra, O. (2009). Situación ambiental de los lagos de Concepción. Seminario Recuperemos las Lagos para los Habitantes de Concepción, Concepción. EULA-CHILE. 2 pp.
- Parra, O., Ugarte E., Mora, S., Liberman, M., Aron, A. & Balabanoff, L. (1980). Remarks on a bloom of *Microcystis aeruginosa* Kützing. *Nova Hedwigia*, band XXXIII, Braunschweig 1908. J. Cramer. 34 pp.
- Parra, O., Ugarte, E. & Dellarossa, V. (1981). Periodicidad estacional y asociaciones en el fitoplancton de tres cuerpos lenticos en la región de Concepción, Chile. *Gayana Bot.* 34: 5-37.
- Parra, O., González, M., Dellarossa, V., Rivera, P. & Orellana, M. (1982). Manual Taxonómico del Fitoplancton de Aguas Continentales; con especial referencia al fitoplancton de Chile. Universidad de Concepción (Ed). Vol. 1. Cyanophyceae. 97 pp. Vol. 2. Chrysophyceae-Xanthophyceae. 82 pp. Vol. 3. Cryptophyceae. Dinophyceae y Euglenophyceae. 99 pp. Vol. 4. Bacillariophyceae. 97 pp., Vol. 5. Chlorophyceae. Parte 1: Volvococcales. Tetrasporales. Chlorococcales y Ulothricales y Parte 2: Zygnematales. 353 pp.
- Parra, O. & Dellarossa, V. (1985). Perfil biológico de un bloom o floración tóxica de una microalga en Lago Redonda, Concepción, Chile. Departamento de Botánica, Universidad de Concepción. 14 pp.
- Parra, O., Avilés, D., Becerra, J., Dellarossa, V. & Montoya, R. (1986). Primer registro de floración de algas verde – azules en Chile: Informe preliminar. *Gayana Botánica.* 43(1-4): 15-17.
- Parra, O., Baeza, C., Almanza, V., Urrutia, R., Figueroa, R., Fernandez, X., Orúe, P., González, P., Beltrán, J., Becerra, J., Lara, F., Castillo, L. & Muñoz, N. (2016). Una aproximación interdisciplinaria al estudio de floraciones de algas nocivas (FAN) en lagos urbanos. IV Workshop Interdisciplinario de Investigación e Indicadores de Sustentabilidad. WIPIS. 460 pp.
- Peñaloza, R., Rojas, M., Vila, I. & Zambrano, F. (1990). Toxicity of a soluble peptide from *Microcystis sp.* to zooplankton and fish. *Freshwater Biol.* 24: 233-240.
- Pereira, P., Onodera, H., Andrinolo, D., Franca, S., Araújo, F., Lagos, N. & Oshima, Y. (2000). Paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*, isolated from Montargil reservoir, Portugal. *Toxicon.* 38: 1689-1702.
- Perrow, M.R., Meijer, M.L., Dawidowicz, P. & Coops, H. (1997). Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia.* 342-343: 355-365.
- Pfiester, L. A., Lynch, R.A. & Skvarla, J.J. (1980). Occurrence, growth, and SEM portrait of *Woloszynskia reticulata* Thompson (Dinophyceae). *T. Am. Microsc. Soc.* 99: 213–217.
- Pinevich, A.V. (2015). Proposal to consistently apply the International Code of Nomenclature of Prokaryotes (ICNP) to names of the oxygenic photosynthetic bacteria (cyanobacteria), including those validly published under the International Code of Botanical Nomenclature (ICBN)/International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants (ICN), and proposal to change Principle 2 of the ICNP. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 65.

- Pollinger, U. (1988). Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. En Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Sandgren C. (Ed): New York, USA. 134-174 pp.
- Pollinger, U. & Hickel, B. (1991). Dinoflagellate associations in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). Arch. Hydrobiol. 120: 267-285.
- Pollinger, U., Burgi, H.R. & Ambühl, H. (1993). The cysts of *Ceratium hirundinella*: Their dynamics and role within a eutrophic (Lake Semach, Switzerland). Aquatic Sciences. 55: 10-18.
- Priego, C. (2009). Opinión pública, valoración y uso de espacios naturales en zonas urbanas. Análisis comparado entre las ciudades de Halle/(Alemania), Concepción (Chile) y Córdoba (España). Universidad de Concepción. Tesis doctorado. 197 pp.
- Puddick, J., Prinsep, M.R., Wood, S.A., Cary, S.C., Hamilton, D.P. & Wilkins, A.L. (2013). Isolation and structure determination of two new hydrophobic microcystins from *Microcystis* sp. (CAWBG11). Phytochem. Lett. 6: 575-581.
- Quiroz, R. (2007). Manejo y Recuperación de Lagos Urbanos. Serie de Documentos de Trabajo del Área de Sistemas de Producción Biológica. 10 pp.
- Rahman, M.M., Ghosh, J.K. & Islam, M.S. (2014). Relationships of euglenophytes bloom to environmental factors in the fish ponds at Rajshahi, Bangladesh. IOSR-JAVS. 7(1): 45-52.
- Rahman, M.M., Jewel, M.A.S., Khan, S. & Haque, M.M. (2007). Study of euglenophytes bloom and its impact on fish growth in Bangladesh. Algae. 22(3): 185-192.
- Rapala, J., Sivonen, K., Luukkainen, R. & Niemelä, S.I. (1993). Anatoxin-a concentration in *Anabaena* and *Aphanizomenon* under different environmental conditions and comparison of growth by toxic and non-toxin *Anabaena*-strains – a laboratory study. J. Appl. Phycol. 5: 581-91.
- Rashidan, K.K. & Bird, D.F. (2001). Role of predatory bacteria in the termination of a cyanobacterial bloom. Microbial Ecol. 41: 97-105.
- Reitzel, K., Hansen, J., Andersen, F.O., Hansen, K.S. & Jensen, H.S. (2005). Lake restoration by dosing aluminium relative to mobile phosphorus in the sediment. Environ. Sci. Technol. 39(11): 4134-4140.
- Rengefors, K. & Legrand, C. (2001) Toxicity in *Peridinium aciculiferum*, an adaptative strategy to outcompete other winter phytoplankton? Limnol. Oceanogr. 46: 1990-1997.
- Reynolds, C.S. (1997). Successional development energetics and diversity in planktonic communities. En: Abe, T., Levin, S.A., Higashi, M. (Eds) Biodiversity: An Ecological Perspective. Springer-Verlag, Berlin, 167-202 pp.
- Reynolds, C.S. (2006). Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press. UK. 535 pp.
- Reynolds, C.S., Jaworski, G.H.M., Cmiech, H.A. & Leedale, G.F. (1981). On the annual cycle of the blue-green algae *Microcystis aeruginosa* Kütz Emend Elenkin Philos. T. Roy. Soc. B. 293:419-477.
- Reynolds, C.S., Vera, H., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. 24 (5): 417-428.

- Richardson, K. (1997). Harmful or exceptional phytoplankton blooms in the marine ecosystem. *Adv. Mar. Biol.* 31: 301-385.
- Rinta-Kanto, J.M., Konopko, E.A., DeBruyn, J.M., Bourbonniere, R.A. & Boyer, G.L. (2009). Lake Erie *Microcystis*: Relationship between microcystin production, dynamics of genotypes and environmental parameters in a large lake. *Harmful Algae*. 8: 665-673.
- Rivera, Á., Baeza, C., Almanza, V., Parra, O. & Urrutia, R. (2013). Crecimientos algales y su interferencia con sistemas de captación y tratamiento de agua potable en Chillán, Chile. X Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología. Concepción, Chile. 63 pp.
- Rivera, P., Basualto, S. & Fabiola, C. (2013). Acerca de la diatomea *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt: su morfología y distribución en Chile. *Gayana Bot.* 70(1): 154-158.
- Robarts, R.S. & Zohary, T. (1987). Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration and growth rates of bloom forming cyanobacteria. *New Zealand J. Mar. Freshwater Res.* 21: 391-399.
- Rosas, M. (1981). Antecedentes en una población de *Peridinium willei* Huitfeldt-Kaas durante el invierno de 1981 en la Lago Redonda de Concepción, Chile. Tesis de pregrado. Departamento de botánica, Universidad de Concepción. 62 pp.
- Rosso, L. & Giannuzzi, L. (2011). Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas. En: *Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud*. Universidad Nacional de La Plata. Ministerio de Salud Argentina. 71-87 pp.
- Rücker, J., Stüken, A., Nixdorf, B., Fastner, J., Chorus, I. & Wiedner, C. (2007). Concentrations of particulate and dissolved cylindrospermopsin in 21 *Aphanizomenon*-dominated temperate lakes. *Toxicon*. 50: 800-09.
- Ruggiu, D., Morabito, G., Panzani, P. & Pugnetti, A. (1998). Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the long-term oligotrophication of Lake Maggiore (Italy). *Hydrobiologia*. 369/370: 243-257.
- Rumrich, U., Lange-Bertalot, H. & Rumrich, M. (2000). Diatomeen der Anden: Von Venezuela bis Patagonien/Feuerland und zwei weitere Beiträge. *Iconographia Diatomológica*. Volume 9. Koeltz scientific Books. Koenigstein, Germany. 673 pp.
- Ryding, S.O. & Rast, W. (1992). El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Madrid, Pirámide. 375 pp.
- Sabart, M., Pobel, D., Briand, E., Combourieu, B., Salençon, M.J., Humbert, J.F. & Latour, D. (2010). Spatiotemporal variations in microcystin concentrations and in the proportions of microcystin-producing cells in several *Microcystis aeruginosa* populations. *Appl. Environ. Microbiol.* 76: 4750-4759.
- Sako, Y., Ishida, Y., Kadota, H. & Hata, Y. (1985). Excystment in the freshwater dinoflagellate *Peridinium cunningtonii*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*. 51: 267-272.
- Sako, Y., Ishida, Y., Nishijima, T. & Hata, Y. (1987). Sexual reproduction and cyst formation in the freshwater dinoflagellate *Peridinium penardii*. *Nippon Suisan Gakkaishi*. 53: 473-478.
- Sant'Anna, C., Azevedo, M.T.P., Vera, R.W., Dogo, C.R., Rios, F.R. & De

- Carvalho, L.R. (2008). Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algolog. Stud.* 126: 251-265.
- Santos-Wisniewski, M.J., Silva, L.C., Leone, I.C., Laudares-Silva, R. & Rocha, O. (2007). First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, and invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Braz. J. Biol.* 67(4): 791-793.
- Scasso, F., Mazzeo, N., Gorga, J., Kruk, C., Lacerot, G., Clemente, J., Fabian, D. & Bonilla, S. (2001). Limnological changes in a sub-tropical shallow hypertrophic lake during its restoration: two years of a whole-lake experiment. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 11: 31-44.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*; Chapman and Hall: London, UK. 234 pp.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8(8): 275-279.
- Scheffer, M. & Van Nes, E.H. (2004). Mechanisms for marine regime shifts: Can we use lakes as microcosms for oceans? *Prog. Oceanogr.* 60 (2-4): 303-319.
- Scheffer, M. & Van Nes, E.H. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia.* 58:455-466.
- Schindler, D.W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science.* 195: 260-262.
- Schindler, D.W. (2015). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc. R. Soc.* 5: 1-12.
- Schindler, D.W., Armstrong, F.A.J., Holmgren, S.K. & Brunskill, G.J. (1971). Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *J. Fish. Res. Board Can.* 28: 1763-1782.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M., Beaty, K.G., Lyng, M. & Kasian, S.E.M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37 year whole ecosystem experiment. *Proc. Natl Acad. Sci. USA.* 105(11): 254-258.
- Seifert, M., McGregor, G., Eaglesham, G., Wickramasinghe, W. & Shaw, G. (2007). First evidence for the production of cylindrospermopsin and deoxy-cylindrospermopsin by the freshwater benthic cyanobacterium, *Lyngbya wollei* Farlow ex Gomont Speziale and Dyck. *Harmful Algae.* 6: 73-80.
- Shapiro, J. (1997). The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biol.* 37: 307-323.
- Schrader, K.K., Nanayakkara, N.P.D, Tucker, C.S., Rimando, A.M., Ganzera, M. & Schaneberg, B.T. (2003). Novel derivatives of 9,10-anthraquinone are selective algicides against the musty-odor cyanobacterium *Oscillatoria perornata*. *Appl. Environ. Microbiol.* 69: 5319-5327.
- Siguee, D.C. (2005). *Freshwater Microbiology: Biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the aquatic environment.* Wiley & Sons Ltd. (Eds). University of Manchester, UK. 525 pp.
- Silva, T.S., Eite, B.V.I. & Emaire, B.J.L. (2011). Modelling cyanobacteria dynamics in urban lakes: an integrated approach including watershed hydrologic modelling and high frequency data collection. 11th edition of the World Wide

- Workshop for Young Environmental Scientists (WWWYES-2011) - Urban Waters: resource or risks? Arcueil: France. 1-9 pp.
- Silva, L.C., Leone, I.C., Santos-Wisniewski, M.J., Peret, A.C. & Rocha, O. (2012). Invasão do dinoflagelado *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 em um reservatório tropical e sua relação com as variáveis ambientais. *Biota Neotrop.* 12(2): 93-100.
- Silva, C.P., Marti, C.L. & Imberger, J. (2014). Physical and biological controls of algal blooms in the Río de la Plata. *Environ. Fluid. Mech.* 14:1199-1228.
- Silverio, M., Montañez, J., Fra, G., Saracho, E., Arjona, M., Amaya, M. & Traccanna, B. (2009). Variación poblacional de *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) en embalses eutróficos de Catamarca (Argentina) y su relación con parámetros ambientales. *Huayllu-Bios.* 3: 13-31.
- Simpson, G. (2014). ESVAL y el sistema de agua potable de Concón: cianobacterias y metabolitos secundarios en el río Aconcagua. *Aidis.* 30-32.
- Sivonen, K. & Jones, G. (1999). Cyanobacterial toxins. En *Toxic Cyanobacteria in Water, A guide to their public health consequences, monitoring and management.* Chorus, I. & Bartram, J. (Eds) Spon Press. 41-111 pp.
- Sondergaard, M., Wolter, K.D. & Ripl, W. (2002). Chemical treatment of water and sediments with special reference to lakes. En: *Handbook of Ecological Restoration, Volume 1.* Perrow, M.R. & Davy, A.J. (Eds) Cambridge University Press, USA. 184-205 pp.
- Smayda, T.J. (1997). What is a bloom? A commentary. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1132-1136.
- Smith, V.H. & Schindler, D.W. (2009). Eutrophication Science: Where do We Go from Here? *Trends Ecol. Evol.* 24(4): 201-207.
- Spence, R.J.S. (1990). *Seismic risk modelling - A review of methods, contribution to "Velso il New Planning"*, University of Naples, papers of martin centre for architectural and urban studies, Cambridge, UK. 235 pp
- Springer, J.J., Burkholder, J.M., Glibert, P.M. & Reed, R.E. (2005). Use of a real-time remote monitoring network and shipborne sampling to characterize a dinoflagellate bloom in the Neuse Estuary, North Carolina, USA. *Harmful Algae.* 4: 533-551.
- Stewart, A.J. & Blinn, D.W. (1976). Studies on Lake Powell, USA: Environmental factors influencing phytoplankton success in a high desert warm monomictic lake. *Archiv. Für. Hydrobiologie.* 78: 139-164.
- Stoneburner, D. L. & Smock, L.A. (1980). Plankton communities of an acidic, polymictic, brown-water lake. *Hydrobiologia.* 69: 131-137.
- Sunda, W.G., Graneli, E. & Gobler, C.H. (2006). Positive feedback and the development and persistence of ecosystem disruptive algal blooms. *J. Phycol.* 42: 963-974.
- Sun, G., McNulty, S.G., Moore Myers, J.A. & Cohen, E.C. (2008). Impacts of climate change, population growth, land use change, and groundwater availability on water supply and demand across the conterminous U.S. *Watershed Update.* 6(2): 1-30.
- Svircev, Z., Krstic, S., Miladinov-Mikov, M., Baltic, V. & Vidovic, M. (2009). Freshwater cyanobacterial blooms and primary liver cancer epidemiological studies in Serbia. *J. Environ. Sci. Health C: Environmental Carcinogenesis &*

- Ecotoxicology Reviews. 27: 36-55.
- Teixera, M.G., Costa, MC., Carvalho, VL., Pereira, M.S. & Hage, E. (1993). Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. Bull Pan. Am. Health Organ. 27: 244-253.
- Teneva, I., Stoyanov, P., Belkinova, D., Dimitrova- Dyulgerova, I., Mladenov, R. & Dzhambazov, B. (2012). Production of cyanobacterial toxins from two Nostoc species Nostocales and evaluation of their cytotoxicity in vitro J. BioSci. Biotech. 11: 33-43.
- Tindall, B.J. (1999). Proposals to update and make changes to the Bacteriological Code. Int J. Syst. Bacteriol. 49: 1309-1312.
- Tisdale, E. (1931). Epidemic of intestinal disorders in Charleston occurring simultaneously with unprecented water supply conditions. Am. J. Public Health. 21: 198-200.
- UNESCO. (2009). Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Bonilla, S. (Ed). Documento Técnico PHI-LAC, N° 16. Montevideo, Uruguay. 105 pp.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1-38.
- Valdovinos, C. (2006). Humedales dulceacuícolas y biodiversidad. en: Atlas social y ambiental del área metropolitana de Concepción. Región del Biobío, Chile. Universidad de Concepción (Eds). Concepción, Chile. 104-124 pp.
- Van Dolah, E., Paolisso, M., Sellner, K. & Place, A. (2013). Beyond the bloom: using a socio-ecological systems framework to investigate stakeholder response to harmful algal bloom management in the Chesapeake Bay, USA. Proceedings 15th ICHA. 26 pp.
- Vargo, G.A., Heil, C.A., Ault, D.N., Neely, M.B., Murasko, S., Havens, J., Lester, K.M., Dixon, L.K., Merkt, R., Walsh, J., Weisberg, R. & Steidinger, K.A. (2004). Four *Karenia brevis* blooms: a comparative analysis. En Steidinger, K.A., Landsberg, J.A., Tomas, C.R. & Vargo, G.A. (Eds) Harmful Algae 2002. Proceedings of the Xth International Conference on Harmful Algae, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography, and the Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Florida, USA. 14-16 pp.
- Vasconcelos, V. (2015). Global changes and the new challenges in the research on cyanotoxin risk evaluation. Limnetica. 34 (1): 149-158.
- Vásquez, M. (2009). Florecimientos algales nocivos en el Lago Rapel. Pontificia Universidad Católica de Chile Facultad de Ciencias Biológicas. Laboratorio Microbiología y Toxicología Ambiental. 9 pp.
- Vera, A. (2005). Determinación de Cianobacterias y Cianotoxinas en Cuerpos de Agua Dulce de la V Región, Chile. Tesis para optar al Título de Biólogo. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile. 144 pp.
- Verma, S.R., Chaudhari, P.R., Singh, R.K. & Wate, S.R. (2011). Studies on the ecology and trophic status of an urban lake at Nagpur city, India. Rasayan J. Chem. 4(3): 652-659.
- Verspagen, J.M.H., Passarge, J., Jöhnk, K.D., Visser, P.M., Boers, P. & Laanbroek, H.J. (2006). Water management strategies against toxic *Microcystis* blooms in the Dutch Delta water management strategies against

- toxic *Microcystis* blooms in the Dutch delta. *America*. 16(1): 313-327.
- Viner-Mozzini, Y., Zohary, T. & Gasith, A. (2003). Dinoflagellate bloom development and collapse in Lake Kinneret: a sediment trap study. *J. Plankton Res.* 25(6): 591-602.
- Vollenweider, R.A. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.
- Wang, C., Zou, L., Wang, M., Fang, P. & Z.-ping, L. (2009). Study on vertical distribution and activity factor of P forms in sediments of three urban shallow lakes in People's Republic of China. *Environ. Geol.* 57(8):1799-1806.
- Watanabe, M.F., Oishi, S., Harada, K.I., Matsuura, K., Kawai, H. & Suzuki, M. (1988). Toxins contained in *Microcystis* species of cyanobacteria blue-green algae. *Toxicon.* 26: 1017-25.
- Watanabe, T. & Shiraishi, H. (1983). Outbreak mechanism of freshwater red tide caused by the abundant occurrence of *Peridinium bipes* f. *occulatum* in Kazaya reservoir, Nara Prefecture. *Res. Rep. Environ. Biol.* 3(1): 5-8.
- Welschmeyer, N.A. (1994). Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnol. Oceanogr.* 39:1985-1992.
- Westrick, J.A. (2008). Cyanobacterial toxin removal in drinking water treatment processes and recreational waters. En: *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: state of the science and research needs. Advances in experimental medicine and biology.* Hudnell, H.K. (Ed) New York, USA. 500 pp.
- Wetzel, R.G. (1983). *Limnology, Second Edition.* Saunders College Publishing, Philadelphia, USA.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology. Lake and River Ecosystems.* Third Edition. Academic Press, USA. 1006 pp.
- Wolk, C.P. (1996). Heterocyst Formation. *Annu. Rev. Genet.* 30: 59-78.
- Wu, J.T. & Chou, J.W. (1998). Dinoflagellate associations in Feitsui Reservoir, Taiwan. *Bot. Bull. Acad. Sinica.* 39: 137-145.
- Xavier, L., Vale, M. & Vasconcelos, V.M. (2007). Eutrophication, phytoplankton dynamics and nutrient removal in two man-made urban lakes Palácio de Cristal and Serralves, Porto, Portugal. *Lake Reserv. Manage.* 12: 209-214
- Xavier, M.B., Mainardes, C.S., Pinto R. & Takino, M. (1991). *Euglena sanguinea*, Ehrenberg bloom in a fish-breeding tank (Pindamonhangaba, Sao Paulo, Brazil). *Archiv. Fur. Hydrobiol. Supplementband, Algological Studied.* 62:133-142.
- Xu, Y., Wang, G., Yang, W. & Li, R. (2010). Dynamics of the water bloom-forming *Microcystis* and its relationship with physicochemical factors in Lake Xuanwu (China). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 17: 1581-1590.
- Yan, N. D. & Stokes, P. (1978). Phytoplankton of an acidic lake, and its responses to experimental alterations of pH. *Environ. Conserv.* 5: 93-100.
- Yoshida, T., Takashima, Y., Tomaru, Y., Shirai, Y., Takao, Y., Hiroishi, S. & Nagasaki, K. (2006). Isolation and characterization of a cyanophage infecting the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Appl. Environ. Microbiol.* 72(2): 1239-1247.
- Zhen-Gang, J. (2008). *Hydrodynamics and water quality modeling rivers, lakes, and estuaries.* John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, New Jersey. 702 pp.
- Zhou, L., Yu, H. & Chen, K. (2002). Relationship between microcystin in drinking

- water and colorectal cancer. *Biomed. Environ. Sci.* 15: 166-171.
- Zimba, P.V., Rowan, M. & Triemer, R. (2004). Identification of euglenoid algae that produce ichthyotoxin(s). *J. Fish Dis.* 27: 115-117.
- Zohary, T. & Breen, C.M. (1989). Environmental factors favoring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscum in a hypertrophic lake. *Hydrobiologia.* 178: 179-192.
- Zohary, T. & Robarts, R.D. (1990). Hyperscum and the population dynamics of *Microcystis aeruginosa*. *J. Plankton Res.* 12: 423-432.
- Zuñiga, L.R., & Carvajal, M.A. (1990). Cyanobacterial blooms in lake Peñuelas, a drinking water reservoir. *Proceedings, II. Biennial Water Quality Symposium.* Viña del Mar, Chile. 297-301 pp.

