



Universidad de Concepción

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

Título

“Influencia de la radiación solar en la productividad primaria en lagos del Centro Sur de Chile “.



Tesis para optar al grado de

**Doctor en Ciencias Ambientales con mención en Sistemas Acuáticos
Continetales**

LIEN RODRÍGUEZ LÓPEZ

CONCEPCIÓN-CHILE
2020



Universidad de Concepción

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

Título

“Influencia de la radiación solar en la productividad primaria en lagos del Centro Sur de Chile “.



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

LIEN RODRÍGUEZ LÓPEZ

Profesor Guía: Dr. Oscar Parra Barrientos

Profesor Co-Guía: Dr. Rolando Cárdenas

Dpto. de Sistemas Acuáticos, Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción

CONCEPCIÓN-CHILE

2020



A mi abuelo...

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer al Dr. Oscar Parra y Dr. Rolando Cárdenas, profesores guías de esta tesis, por todo el apoyo y la confianza en mi brindada en estos cuatro años. Mi gratitud para el Dr. Roberto Urrutia, por estar presente en cada paso del proceso, por la colaboración y abrirme las puertas a su grupo de investigación. Ha sido un camino de aprendizaje, de conocimiento y de superación constante.

Agradezco al claustro de profesores del Doctorado de Ciencias Ambientales, todos influyeron de una forma u otra en mi formación. Fue para mi una experiencia gratificante los intercambios de investigación, por ello un especial agradecimiento a aquellos investigadores que me brindaron su experiencia en el transcurso de esta tesis: Dra Nathalie Fagel, Dra. Meriam El Ouhabi, Dr. Andrea Lami y Dr. Patrick Neale.

A mi familia, por el cariño, las fuerzas y la comprensión por la distancia física que supone la realización de este sueño y a Lily por estar para mi incondicionalmente. A mis amigos y compañeros del doctorado Rebeca Martínez, Anita Laborde y Arnaldo Collazo.

A las entidades y proyectos financiadores del proyecto de tesis: Programa BECAS DOCTORADO NACIONAL de la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología CONICYT del Gobierno de Chile, a la Dirección de Postgrado de la Universidad de Concepción, a la Dirección de este programa doctoral y al proyecto CRHIAM / CONICYT / FONDAP / 15130015.

A todos, mi eterno agradecimiento.

*Hay una fuerza motriz más poderosa que el vapor, la electricidad
y la energía atómica: la voluntad.*

Albert Einstein

La vida se envuelve en respuesta a un cambio.

Charles Darwin

Reseña Currículum Vitae

Lien Rodríguez López

Fecha de Nacimiento: 20 de febrero de 1989

Nacionalidad: Cubana

2006-2011: Ingeniería en Informática. Universidad Central Martha Abreu de las Villas. Villa Clara, Cuba.

2012-2014: Master en Bioinformática y Biología Computacional Universidad Central Martha Abreu de las Villas. Villa Clara, Cuba.

2016-2020: Doctorado en Ciencias Ambientales mención en Sistemas Acuáticos Continentales.

PUBLICACIONES

WoS- Relacionadas directamente con el proyecto de tesis.

Rodríguez-López L, Cardenas R, Parra O, González-Rodríguez L, Martin O, Urrutia R (2018). On the quantification of habitability: merging the astrobiological and ecological schools. *International Journal of Astrobiology* 1–4. <https://doi.org/10.1017/S1473550418000344>.

Rodríguez-López, L., González-Rodríguez, L., Peñate-Alvariño, L., Cardenas, R., & Parra, O. (2018). Influence of solar and geomagnetic storms on terrestrial photosynthesis. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 62, p. 02007). EDP Sciences.

Rodríguez-López, L., Parra, O., Cárdenas, R., González, L., Pedreros, P., Karrasch, B., ... & Urrutia, R. (2019). Influence of (extreme) radiation and optical characteristics in physical and biological features of a regulated lake. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 127, p. 02012). EDP Sciences.

Rodríguez-López L, Cárdenas R, González-Rodríguez L, Peñate L, Parra O, Urrutia R. (2019). Perturbation to aquatic photosynthesis due to high energy muons from cosmic ray bursts due to neutron star mergers. *Astron. Nachr.* 2019; 340:828–833. <https://doi.org/10.1002/asna.201913753>

Otras publicaciones del período

Rodriguez L, Gonzalez L, R Cardenas, O Rodriguez: Informational changes in biomolecules caused by ionizing radiation: an entropy view of Tsallis.: A first look

from the Entropy of Tsallis, Cuban Journal of Physics, 36, ISSN: 2224-7939, Editorial: University of Havana (2016), DOI / URLhttp: //www.fisica.uh.cu/biblioteca.

D. Avila-Alonso, R. Cárdenas, **Rodríguez L** and J. 'Alvarez-Salgueiro. : "Phytoplankton photosynthesis potential in coastal zones around the world. "Cuban Journal of Physics. 33, 62 (2016).

Rodríguez, L., Parra O, Cárdenas R, Urrutia R, González L & Martínez R. "On the applicability of radiative transfer model COART to continental aquatic systems". Editorial Samuel Feijoo (Indexed Scielo). (2017). 7- Gonzalez L, Perez L, Jimenez J, Rodriguez L, Fissore A. "Estimation of irradiation for different angles of inclination in a surface capturing the sun's rays". Editorial Samuel Feijoo (Indexed Scielo). (2017).

Rodríguez L; Cárdenas R , Parra O, Urrutia R , González L , Martínez R (2018). On the subaquatic light fields in lakes of Southterm Chile and their Photosynthetic Potential. Chapter 10 Proceedings of the 2nd International Conference on BioGeoSciences Modeling Earths Hydrosphere at Ecosystem Scales. Editorial: Springer Nature Switzerland AG.

González L , Pérez, L., **Rodríguez, L.**, Jiménez, J., Fissore, A.(2018).Tilt and orientation of a flat solar collector to capture optimal solar irradiation in Chilean latitudes. Chapter 20 of the Springer Book: Procceding of the 2nd International Conference on BioGeoSciences Applications in Environmental Engineering. Editorial: Springer Nature Switzerland AG.

EXPERIENCIA DOCENTE

Desde el año 2011 hasta el 2016 ha impartido docencia de pregrado en la Universidad Central Martha Abreu de las Villas Cuba en las carreras de Ingeniería en Informática, Química, Telecomunicaciones, Industrial y Agronomía, así como en Licenciatura en Farmacia y Licenciatura en Física como profesora asistente de las asignaturas Física General I y II y Biofísica. Desde 2016 realiza docencia en la carrera de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Concepción como ayudante de las asignaturas Introducción a la Ingeniería Ambiental, Introducción a la Química Ambiental, Proyectos de Infraestructura Civil y Ambiente; y Gestión Integrada de Recursos Hídricos.

Resumen

El declive del ozono estratosférico en la década del 70 se convirtió en uno de los principales problemas globales. La disminución en los niveles estratosféricos de este gas, con buenas capacidades de absorción de radiaciones; conllevó al incremento de la dosis de irradiación que llegaba a la superficie terrestre. Dentro del Hemisferio Sur, Chile presenta condiciones de radiación extrema, resultando un escenario experimental único para probar que significaría dicho aumento para los ecosistemas y los organismos acuáticos. Es por ello que el objetivo fundamental de esta investigación es evaluar la influencia de las radiaciones en la productividad biológica primaria para predecir el comportamiento de las comunidades de microalgas en lagos del Centro Sur de Chile: Lago Laja, y Lago Riñihue.

Además de la fuerte intervención antropogénica en las cuencas de estos lagos y el estrés que supone para los organismos acuáticos; es de vital importancia el estudio de factores externos, como es el aumento de radiación en las últimas décadas debido a la disminución de ozono estratosférico y cómo junto con los restantes factores físico-químicos y biológicos están afectando a los elementos bióticos de estos sistemas acuáticos tales como los aumentos en la temperatura superficial de los mismos, el cambio en la circulación de los vientos y otros . Dichos lagos representan importantes servicios ecosistémicos, además de ser reservorios de agua potable, ser reguladores del clima y tener múltiples usos humanos, representan alto valor paisajístico urbanístico, cultural y turístico. El desarrollo de este estudio proporcionará una base científica para las investigaciones en la rama de biofísica a nivel local y global, de modo que se podrá comprender el comportamiento de los principales grupos fitoplanctónicos de los cuerpos de agua de estudio, así como la abundancia y distribución de las especies que habitan en ellos. Además de proporcionar información sobre las capacidades adaptativas de algunos productores primarios que viven en estas condiciones cambiantes de alta irradiación sería un elemento más para explicar la aparición de nuevas especies dominantes en estos ecosistemas dulceacuícolas las cuales no estaban presentes según lo indicado en estudios anteriores, las mismas se encuentran fuera de su rango de distribución natural. La mayoría de los estudios en este campo involucran a los sistemas acuáticos marinos mientras que los de agua dulce presentan una escasa información.

Abstract

The decline of stratospheric ozone in the 1970s became one of the main global problems. The decrease in stratospheric levels of this gas, with good radiation absorption capabilities; it led to the increase in the irradiance dose that reached the earth's surface. Within the Southern Hemisphere, Chile has extreme radiation conditions, resulting in a unique experimental scenario to prove what such increase would mean for ecosystems and aquatic organisms. That is why the main objective of this research is to evaluate the influence of radiation on primary biological productivity to predict the behavior of microalgae communities in lakes in the South Center of Chile: Lake Laja and Lake Riñihue.

In addition to the strong anthropogenic intervention in the basins of these lakes and the stress it poses to aquatic organisms; It is of vital importance the study of external factors, such as the increase in radiation in recent decades due to stratospheric ozone depletion and how together with the other physical-chemical and biological factors are affecting the biotic elements of these aquatic systems such as increases in their surface temperature, change in the circulation of winds and others. These lakes represent important ecosystem services, in addition to being reservoirs of drinking water, being climate regulators and having multiple human uses, they represent high urban landscape value, cultural and tourist value. The development of this study will provide a scientific basis for research in the biophysics branch at a local and global level, so that the behavior of the main phytoplanktonic groups of the study water bodies as well as the abundance and distribution of the species that inhabit them. In addition to providing information on the adaptive capacities of some primary producers, living in these changing conditions of high irradiation would be another element to explain the emergence of new dominant species in these freshwater ecosystems, which were not present as indicated in previous studies, the same that are outside their natural range. Most studies in this field involve marine aquatic systems while freshwater systems have little information.

Índice de Contenidos

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Disminución del ozono estratosférico.....	1
1.2 Radiaciones y fotosíntesis	3
1.3 Factores Ambientales que determinan la productividad de fitoplancton	6
1.3.1 Luz.....	6
1.3.2 Transparencia y color.	7
1.3.3 Coeficiente de atenuación	8
1.3.4 Nutrientes	9
1.3.5 Temperatura	10
1.4 Modelación matemática de la incidencia radiacional en la productividad primaria.....	10
1.5 Hipótesis	12
1.6 Objetivo General	12
1.7 Objetivos específicos:	12
2. MATERIALES Y MÉTODOS	13
2.1 Área de Estudio.....	13
2.1.1 Lago o “Laguna Laja”	14
2.1.2 Lago Riñihue.....	15
2.2 Instrumentos de medición satelital.....	18
2.2.1 Ozono medido desde satélite	18
2.3 Instrumentos de medición in situ.....	20
2.3.1 Disco Secchi	20
2.3.2 Sensor de radiación.....	21

2.3.3	Sonda multiparamétrica.....	21
2.4	Programa de Monitoreo.....	22
2.5	Modelo de transporte radiativo en la atmósfera y la columna de agua	22
2.6	Descripción del Modelo de Fotosíntesis.....	26
2.6.1	Cálculo de irradiancia de la luz visible	26
2.6.2	Cálculo de irradiancia de la luz ultravioleta.....	27
2.7	Técnicas Paleolimnológicas para datación de sedimentos	27
2.7.1	Obtención de muestras sedimentarias.....	27
2.7.2	Datación.....	28
2.7.3	Diatomeas como bioindicadores.....	28
2.7.4	Procedimientos de laboratorio	29
2.8	Pigmentos sedimentarios.....	29
2.8.1	Concentración de pigmentos por espectrofotometría	30
2.8.2	Determinación de pigmentos por técnicas de cromatografía	32
3.	RESULTADOS	33
	CAPÍTULO 1: On the quantification of habitability: merging the astrobiological and ecological schools.....	33
	Abstract.....	33
	Introduction	33
	Materials and methods.....	34
	Results and discussion	35
	Normalization of the APH III.....	36
	Conclusions	40

References	42
CAPÍTULO 2: On the subaquatic light fields in lakes of Southterm Chile and their Photosynthetic Potential.....	43
Abstract.....	43
Introduction	43
Materials and Methods.....	44
Results and Discussion.....	47
Conclusions	57
References	59
CAPÍTULO 3: Influence of (extreme) radiation and optical characteristics in physical and biological features of a regulated lake	60
Abstract:.....	60
1 Introduction	60
2 Material and Methods	62
3 Results and Discussion.....	65
Discussion	72
Conclusions	73
References	74
CAPÍTULO 4: Influence of solar and geomagnetic storms on terrestrial photosynthesis.....	75
Abstract.....	75
Introduction	75
2 Materials and Methods.....	76
Results and Discussion.....	78



Conclusions	82
References	83
CAPÍTULO 5: Perturbation to aquatic photosynthesis due to high energy muons from Cosmic Ray Bursts due to neutron star mergers.	84
Abstract:.....	84
Introduction	84
Materials and Methods.....	85
Results and Discussion.....	90
Conclusions	91
CAPÍTULO 6: Variabilidad de la productividad primaria de de un lago andino a través de registros sedimentarios.	92
Abstract:.....	92
1.Introducción	92
Materiales y Métodos.....	93
2.2 Extracción de núcleos y preparación de muestras	94
2.3 Geocronología	95
3.Resultados.....	97
3.2 Geocronología de los sedimentos	98
3.3 Análisis sedimentológicos.....	99
3.3 Pigmentos Fotosintéticos.....	99
Discusión	103
Conclusiones	104
Referencias Bibliográficas	105
4.DISCUSIÓN GENERAL	106

5.CONCLUSIONES.....	109
6.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112
GLOSARIO.....	116



1. INTRODUCCIÓN

1.1 Disminución del ozono estratosférico

Hace más de 3000 millones de años, las cianobacterias, también conocidas como cyanophyceae o algas verde-azules, que poblaban los océanos y cambiaron la composición de la atmósfera, al producir O_2 que se acumulaba y que al alcanzar la estratósfera se transformó en ozono (O_3) (Agustí, 2007). De esta forma se explica en la actualidad el origen de la capa de ozono atmosférica, la que se encuentra entre los 8 km y 50 km respectivamente sobre el nivel de la superficie terrestre. Este gas formado tiene buenas capacidades de absorción de radiaciones, sobre todo la ultravioleta (UV), ya que absorbe el UV entrante B; de modo que esta radiación que llega a la superficie de la Tierra depende de la cantidad total de ozono (Munakata et al., 2009), y gracias a las capacidades de absorción del ozono ha sido posible el establecimiento y desarrollo de formas de vida sobre el planeta Tierra.

En la atmósfera existen de forma natural algunos elementos químicos que en combinación con el O_3 son capaces de disociar la molécula: $X+O_3 \rightarrow XO+O_2$, donde X pueden ser H, NO, OH, Cl, I y Br. La presencia natural de estos compuestos en la atmósfera y su rol en la destrucción del ozono ayudaron a explicar que los niveles de ozono fueran más bajos de lo que se predecía únicamente como resultado de las reacciones del oxígeno y la radiación ultravioleta (Dahlback 2002).

En 1970 el profesor Paul Crutzen describe las reacciones de disociación de O_3 por el NO (óxido nitroso), este gas estable, de larga vida, es producido por las bacterias del suelo, a raíz de actividades humanas, debido al uso de fertilizantes, aumentaron los valores que llegaban a la estratósfera; lo que condujo a la reducción de esta capa. Posteriores estudios de (Rowland y Molina en 1974) describen el papel de otras sustancias, como las anteriormente mencionadas, que forman parte de las sustancias agotadoras de O_3 , como eran las emisiones de compuestos orgánicos halógenos del cloro (CFC) e hidroclorofluorocarburos (HCFCs), usados en refrigeración, espumas, propelentes, solventes y extinción de fuego; bromuro de metilo (BrMe), fumigante de suelos y plaguicida; halones, en la extinción de fuego; metilcloroformo, antes utilizado como solvente; tetracloruro de carbono (CCl_4), que se ocupaba como solvente en laboratorios químicos.

El deterioro de la capa de ozono se convirtió en uno de los principales problemas globales (Rockström et al., 2009). Al realizarse el Protocolo de Montreal de 1987 los gobiernos acordaron disminuir las emisiones de (CFC) estableciéndose límites. Tras la firma de dicho convenio se consiguió detener el incontenido declive en la concentración de ozono estratosférico. Sin embargo, a pesar de que se ha recuperado la capa, no se han recuperado los valores iniciales de este gas antes del comienzo del declive en los años 70.

Se han realizado proyecciones del tiempo de recuperación del O₃, se plantea que hasta 2050-2065 sino hay incrementos significativos en las emisiones actuales se podrán recuperar los valores iniciales de gas estratosférico (Weatherhead y Andersen 2006), esto significaría más de 80 años de aumento de radiación UV que recibe la superficie terrestre, con un marcado incremento en el hemisferio Sur, exposición que supone un impacto considerable sobre el medio ambiente y la vida terrestre, con mayor afectación en latitudes cercanas a los polos. Este supuesto ha sido bastante cuestionado ya que continúan las emisiones de sustancias contaminantes como lo son aún el NO y otros nuevos compuestos que continúan apareciendo cada año para disímiles usos.

En cuanto a su distribución terrestre el ozono varía a través del tiempo, con períodos diarios o estacionales, estas variaciones son causadas por la circulación de los vientos estratosféricos y por la producción y destrucción química del ozono. Generalmente se encuentra en menor concentración en el Ecuador y en mayor abundancia en los polos. Debido a las condiciones especiales climáticas y meteorológicas en la Antártida y en ninguna otra parte del planeta es que en este sitio se forma el agujero de la capa de ozono. La diferencia entre el contenido de ozono en las regiones polares proviene de pautas meteorológicas distintas (Agustí, 2007). La Antártida es un continente de gran extensión rodeado de océanos, estas condiciones simétricas producen temperaturas estratosféricas muy bajas. Además de la disminución global del ozono que afecta a todo el planeta, existe otro fenómeno presente en la primavera austral llamado Agujero de Ozono Antártico (AOA). Este tiene una actividad estacional, es decir, comienza su actividad a fines de agosto manteniéndose hasta el mes de diciembre, con diferencias anuales (PNUMA, 2010). El AOA es una disminución importante de ozono en la estratósfera en esta zona, asociada a la actividad del Vórtice Polar Antártico, el cuál, durante el invierno, el vórtex polar aísla el aire en el centro. Este aire se hace tan frío que se forman nubes estratosféricas. En estas se producen reacciones químicas únicas en el planeta, liberándose átomos de cloro y bromo provenientes de las sustancias que agotan el ozono (SAO). En cuanto aparecen los rayos de sol (UV) en primavera, estos rompen los químicos y son liberados, produciendo un importante agotamiento de la capa de ozono en dicha área geográfica (PNUMA, 2010). Las condiciones meteorológicas invernales en el Hemisferio Norte, lo mismo que en el Hemisferio Sur, producen estas temperaturas frías estratosféricas, sin embargo, la simetría geográfica del Polo Norte es favorecida en un mayor grado que el Polo Sur. Por lo tanto, los fenómenos meteorológicos perturban la corriente de viento que es menos estable por encima de la región Ártica que por encima de la Antártica. Por ello, aunque la concentración de ozono ha disminuido sobre el Ártico, no siempre se desarrolla un agujero de ozono sobre esta zona. En consecuencia, a lo anteriormente expuesto debido al ciclo estacional del ozono, este gas presenta sus valores mínimos en verano- primavera (siendo más bajos en el mes de octubre) y máximos en otoño e invierno (PNUMA, 2010).

En consecuencia, el Hemisferio Sur ha recibido radiación UV-B más alta que el hemisferio norte durante las últimas tres décadas (Agustí et al, 2015), por tanto, se han registrado los valores de UV más altos en verano y primavera (correspondientes a los niveles más bajos de ozono) y los mínimos de otoño a invierno donde es más rica en ozono esta capa (Llabrés, M., & Agustí, 2006). Chile por su cercanía a la Antártida tiene condiciones de radiación extrema, por lo que es un escenario experimental único para probar que significaría dicho aumento para los ecosistemas y los organismos acuáticos, además de los altos niveles de radiación que recibe por las posibles implicancias e incertidumbres que el cambio climático generaría en este país.

Debido a las características físico-geográficas de este territorio el mayor porcentaje del país presenta grandes elevaciones, según estudios realizados en la zona norte (Rivas et al; 2008) sobre los 1000 m.s.n.m se incrementa un 10% la radiación UV, por lo que la misma puede variar con la altitud y la latitud.

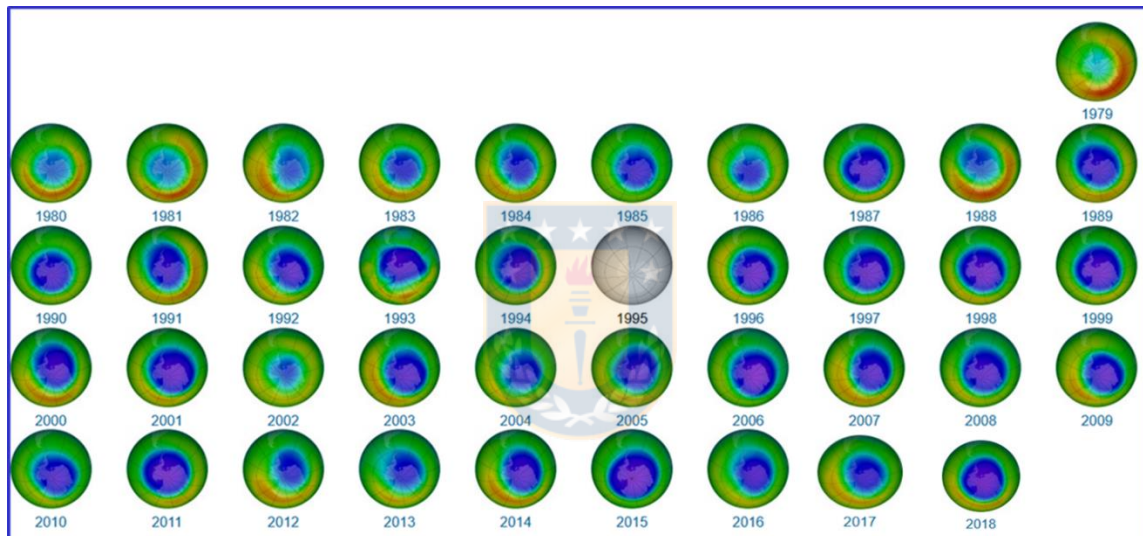


Figura 1. Mapa de distribución de cantidad de ozono sobre la Antártida desde 1979- 2016 (Los colores azul y morado son donde hay menos ozono, y los amarillos y rojos son donde hay más ozono). Fuente: Satélite TOMS de la NASA.

1.2 Radiaciones y fotosíntesis

El Sol emite constantemente radiaciones electromagnéticas a la Tierra como son la luz ultravioleta (UV), la luz visible e infrarrojo, las que están compuestas por cuantos o corpúsculos indivisibles cargados de energía. Esta radiación está contenida en las distintas bandas del espectro electromagnético, que se agrupa en función de su longitud de onda y frecuencia. De esta forma a medida que aumenta la longitud de onda en este espectro, la energía es menor ya que estos parámetros según la Ley de Planck: $\epsilon=h (c/\lambda)$ son inversamente proporcionales. Por lo que de las tres radiaciones provenientes del sol anteriormente mencionadas la UV es la más nociva ya que su energía es mayor. La luz ultravioleta comprende en el espectro de longitudes de onda el rango de 100 a 400 nm resultando nociva a los seres vivos debido a que es capaz de causar daños severos a nivel molecular.

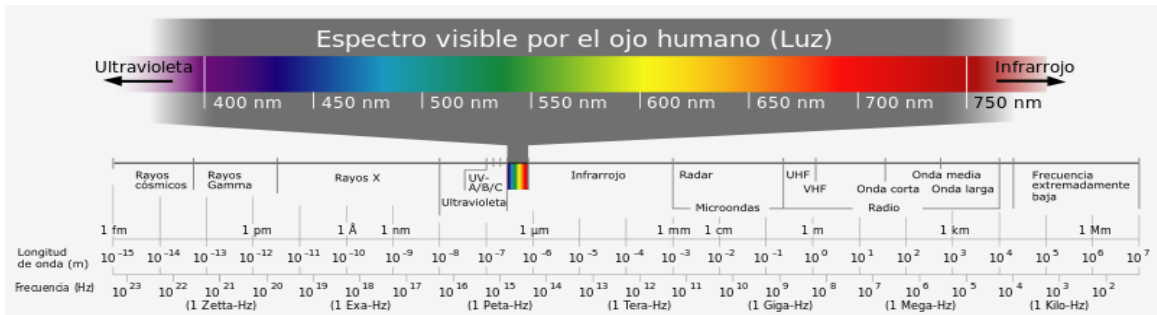


Figura 2. Espectro electromagnético en función de longitud de onda y frecuencia.

Para valorar el impacto del incremento de la radiación UV en los ecosistemas, no solo hay que considerar la radiación incidente, es preciso además conocer las dosis efectivas que reciben los organismos acuáticos y cuál es la sensibilidad de los mismos a dicha radiación (Dahlback, 2002). Cuando se considera la dosimetría de radiaciones se debe tener en cuenta dos conceptos básicos:

- a) La dosis o fluencia, cuyo símbolo es D o F. Esta es la energía suministrada por la radiación por unidad de área de tejido biológico. Se da en J/m^2 en el Sistema Internacional de Unidades (SI).
- b) La velocidad de suministro de la dosis, o irradiancia, cuyo símbolo es E. Esta es la energía suministrada por la radiación por unidad de área de tejido biológico y por unidad de tiempo. Se da en W/m^2 en el Sistema Internacional de Unidades.

La intensidad de la radiación varía según diversos factores como la inclinación solar y por tanto la latitud, estación del año y la hora del día, recibándose un 60% entre las 10 y las 14 horas. La cobertura de nubes que absorben radiación UV puede influir sobre la dosis, aunque solo las nubes muy densas representan un filtro efectivo. Por otra parte, la concentración de aerosoles en la atmósfera también interviene, ya que los mismos contribuyen a su vez a dicha absorción radiación. La radiación varía asimismo con la altitud, incrementándose en un 10-12% cada 1000m de elevación. A su vez las diferentes superficies tienen distinta capacidad de reflejar la radiación: mientras que la tierra refleja un 25%, la nieve puede reflejar hasta un 80% de la radiación incidente y el agua solo un 10%, finalmente la mayor porción atraviesa la columna de agua representando un impacto significativo sobre los organismos acuáticos.

De las diferentes bandas de luz ultravioleta, el UV-C comprendido entre (200-280 nm) es la de mayor energía y por tanto más dañina sin embargo la atmósfera filtra en su totalidad esta banda de radiación UV. La radiación UV-B (280-315nm), posee gran energía que actúa a nivel molecular, desnaturalizando numerosos compuestos orgánicos fundamentales para los organismos vivos. La radiación UV-A (315-400 nm) es considerada menos dañina por tener menor energía y se le atribuye un papel importante como activador de diversos mecanismos de fotoprotección y reparación,

sin embargo, puede provocar efectos perjudiciales como el UV-B si se recibe a altas dosis.

Los daños inducidos por radiación UV en los organismos son diversos y numerosos (Neale et al, 2001). Puede causar algunos daños en el aparato fotosintético de las células, por ejemplo, pueden dañar la enzima Rubisco, que juega un importante rol en la realización de una de las fases de la fotosíntesis (Figueroa, 2004). Otros de los daños causados por radiación UV es la inhibición de absorción de nutrientes por el plancton fotosintético, afecta la movilidad y orientación de los organismos acuáticos de cadenas tróficas superiores en la columna de agua, como son los macroinvertebrados, además inhibe la fotosíntesis y el crecimiento de los organismos plantónicos unicelulares y causa muerte celular en el fitoplancton, lo que puede constituir una fuente directa de pérdidas para las poblaciones de plancton (LLabrés y Agusti, 2006).

No todos los organismos acuáticos poseen movilidad ni capacidad para elegir su posición en la columna de agua, este es el caso de los mencionados anteriormente, el plancton fotosintético necesita absorber la luz en el rango visible para realizar la fotosíntesis está obligado a permanecer en la capa iluminada expuesta a radiación solar y a sus bandas ultravioletas (Banaszak, 2003). Para estos organismos la única defensa consiste en desarrollar mecanismos de protección de naturaleza física muy variados durante los miles de años de la evolución. Sin embargo, las células tienen mecanismos (reacciones bioquímicas) que permiten reparar esos daños. Ahora bien, cuando la velocidad de dosis o irradiancia es alta, las células no tienen la posibilidad de reparar casi ninguno de los daños que las radiaciones van causando, por lo que el efecto radioactivo es acumulativo.

Por otro lado, la luz visible abarca el rango de 400 a 700 nm considerándose beneficiosa, esta región espectral corresponde al rango de luz visible para el ojo humano y además es utilizada por las algas y plantas terrestres como fuente de energía a través del proceso denominado fotosíntesis, en el cual la energía luminosa se convierte en energía química dando lugar a su vez a la producción de casi toda la materia orgánica que conocemos. Por esa razón a la luz visible se le designa con la sigla PAR (del inglés *Photosynthetically Active Radiation*). Para la realización de la fotosíntesis los distintos grupos de algas utilizan diversos pigmentos (clorofila a, b, c), carotenoides y biliproteínas, pigmentos que utilizan para captar energía en función de la longitud de onda que utiliza cada uno de estos grupos para la realización del proceso fotosintético. Este incremento de radiación pudiera estar relacionado con la abundancia de los diferentes grupos y la variabilidad estacional de los mismos. El aumento de radiación UV implica un impacto además sobre la biodiversidad, ya que un aumento continuo significa una inhibición de desarrollo de especies poco resistentes ante las más resistentes pudiendo alterar la cadena trófica.

No existen datos que cuantifiquen el impacto del incremento de la radiación UV sobre la producción y la biomasa en el grupo de productores primarios (Jin et al, 2017). Para llevar a cabo un estudio de posibles efectos de la radiación UV sobre las comunidades fitoplanctónicas deben ser estudiados otros factores ambientales que influyen en igual medida sobre las posibles perturbaciones en la productividad primaria y que en función del caso de estudio; varían de acuerdo a las diferentes entradas alóctonas y autóctonas de cada ecosistema en particular.

1.3 Factores Ambientales que determinan la productividad de fitoplancton

1.3.1 Luz

La luz, término comúnmente usado para describir el rango comprendido entre las longitudes de onda (400-700nm) en el espectro electromagnético, es el factor físico fundamental para el desarrollo del fitoplancton, ya que, como se ha visto, la fotosíntesis que lleva a cabo depende totalmente de la energía solar, la cual está regulada en los cuerpos de agua (Pérez-Urria, 2011). La intensidad de los rayos luminosos que penetran en la columna de agua decrece con la profundidad. La cantidad de luz afecta la tasa de fotosíntesis. Si la luz es limitada, entonces la producción también se ralentiza. En cuanto a la calidad se refiere a que las diferentes longitudes de ondas son absorbidas diferencialmente por los pigmentos fotosintéticos. Por ejemplo, la luz verde no es tan útil para las plantas porque la mayoría de las plantas reflejan el verde y apenas lo absorben. La duración de la luz también es importante porque la cantidad de tiempo que un organismo está expuesta a la luz solar también determina la cantidad de luz solar absorbida. Cuanto más tiempo esté expuesta a la luz solar, más luz del sol puede conseguir y puede hacer más fotosíntesis (Kirk, 2011).

Al incidir esta luz en una superficie que separa dos medios transparentes (en este caso, la interfaz aire-agua) una porción de la misma es reflejada, la magnitud de la reflexión depende del ángulo de incidencia de los rayos solares y de las características ópticas del agua como, por ejemplo, su color (generalmente se considera que se refleja en un 10%) y otra parte es refractada al segundo medio y dispersada según las leyes físicas de la reflexión, refracción y dispersión. De la porción que penetra en la columna de agua una parte es absorbida por la materia disuelta y particulada que se encuentre en la masa de agua, depende de la longitud de onda de la radiación incidente y también de materia en suspensión como es el fitoplancton (materia viva) y toda partícula que se encuentre en la misma, por lo que es de gran importancia considerar la transparencia de la columna, así como la turbidez ya que de estos parámetros dependerá el paso de la luz.

La intensidad de luz, sinónimo de densidad de flujo de fotones o irradiancia, está determinada por la altura del sol, que depende de la declinación terrestre y de la latitud del lugar. La irradiancia en días despejados aumenta desde un mínimo, al amanecer, hasta el máximo cuando el sol está en el cenit; de manera inversa disminuye hacia el atardecer.

1.3.2 Transparencia y color.

Además de la luz, los procesos de mezcla desempeñan un rol importante en la estructuración de las comunidades fitoplanctónicas. Es de vital importancia incluir este parámetro en estudios asociados con producción fitoplanctónica. La transparencia del medio por el que se propaga la luz es determinante en la productividad primaria, así como para los diferentes grupos de algas, ya que las mismas difieren en cuanto a los pigmentos fotosintéticos absorbidos en el agua. Al reconocer los pigmentos captadores de luz, unidos a las membranas tilacoidales del fitoplancton fotosintetizador, en las microalgas y plantas superiores más comunes, es posible hallar en todas clorofilas a (Richardson et al, 1983) señala que para este pigmento la magnitud de la absorción del espectro en la región del rojo y del azul es aproximadamente igual. En cambio, para clorofila b el máximo de absorción en el rango del azul es 2.85 veces mayor que en el rojo, y para clorofila c esta relación es 10 veces mayor. Es decir, clorofila c capta mejor el rango azul del espectro electromagnético. Este hecho podría indicar que las microalgas que tienen clorofila a y c estarían mejor adaptadas para sobrevivir en profundidades mayores; en cambio, las que tienen clorofila a y b lo estarían en zonas cercanas a la superficie. A continuación, en la Tabla 1 se muestran la distribución de pigmentos captadores de luz en los grupos taxonómicos más frecuentes del fitoplancton y plantas acuáticas superiores.

Tabla 1 Distribución de pigmentos de clorofila a captadores de luz en grupos taxonómicos más frecuentes

Grupos	Ch a	Ch b	Ch c1	Ch c2
Cyanophyta	+			
Pyrrhophyta				
Dinophyceae	+			+
Chrysophyta				
Prymnesiophyceae	+		+	+
Haptophyceae				
Chrysophyceae	+		+	+
Bacillariophyceae	+		+	+
Cryptophyta				
Cryptophyceae	+			+
Chlorophyta				
Prasinophyceae	+	+		
Chlorophyceae	+	+		
(y plantas superiores)				

Por lo anteriormente expuesto existe una estrecha relación entre calidad y cantidad de luz que llega a una determinada profundidad, lo cual permitiría el desarrollo de grupos de microalgas capaces de sintetizar pigmentos que capten las radiaciones electromagnéticas que llegan hasta esa profundidad, todo esto en función de la transparencia de dicho cuerpo de agua.

1.3.3 Coeficiente de atenuación

El coeficiente de atenuación es una propiedad óptica inherente de la masa de agua. Este depende de la cantidad de materia disuelta y particulada en el mismo y de las longitudes de onda de la radiación, ya que la atenuación es espectral. Los principales componentes que determinan el valor del coeficiente de atenuación de la luz en la columna de agua son: el agua, el fitoplancton, la materia inorgánica disuelta y el tripton (materia nanoplanctónica particulada). De modo que el coeficiente de atenuación de la luz de un cuerpo de agua, estará determinado por la suma de cada uno de los componentes del mismo que contribuyen a la absorción y dispersión de la radiación como fue anteriormente explicado. Este coeficiente es calculado a través de la ley de Lambert Beer de la óptica:

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0^-) \exp[-K(\lambda)z] \quad (1)$$

Donde $E(\lambda, z)$ es la irradiancia espectral a la profundidad z , $E(\lambda, 0^-)$ es la irradiancia por debajo de la superficie del agua y $k(\lambda)$ es el coeficiente de la atenuación de la luz. Para aguas de tipo oceánica esta descrito según la clasificación de Jerlov, para aguas continentales no se ha reportado una clasificación óptica de las mismas. La luz según lo describe esta ley sufre una extinción en la columna de agua según se va adentrando en la profundidad, la capa hasta donde llega el paso de la misma se le conoce como zona eufótica y en esta capa precisamente por la presencia de luz se produce el proceso fotosintético. Por definición el límite de esta zona es donde se alcanza el 1% de la luz incidente.

Cuando el coeficiente de atenuación de la luz (K_d) se evalúa en un punto instantáneo ($K_d(m)$) se le suele llamar profundidad óptica. Una profundidad óptica especificada puede corresponder a diferentes profundidades físicas, pero con la misma disminución global de la irradiancia, en las aguas de diferentes propiedades ópticas. Así, en un agua de color turbio con un alto K_d , una profundidad óptica dada corresponderá a una profundidad real mucho menor que en un agua clara e incolora con un K_d bajo (Kirk, 2011).

La relación entre el coeficiente de extinción vertical de la luz (K_d) y la concentración de clorofila, por ser generalmente significativa, puede utilizarse para estimar la proporción de luz que es absorbida por el fitoplancton. K_d está determinado por dos fracciones:

$$K_d = k_w + k_b \quad (2)$$

Donde " k_w " es la fracción atribuible a la absorción del agua y a los compuestos disueltos. " k_b " depende de la densidad de la biomasa fitoplanctónica. Esta última fracción puede obtenerse conociendo la concentración de clorofila a (C) y el coeficiente promedio de atenuación específica de la PAR utilizada por las algas, " k_c ".

$$k_b = k_c \cdot C \quad (3)$$

El valor k_c es variable y depende de los cambios en las especies del fitoplancton y la fracción de luz absorbida por ellos son probablemente aproximaciones.

1.3.4 Nutrientes

Los nutrientes son elementos químicos necesarios para el metabolismo de cualquier ser vivo. Como ha sido establecido la cantidad de nutrientes y sus fuentes, juegan un papel primordial en todos los ecosistemas acuáticos (Ulloa, 2015). El índice de suministro de nutrientes, principalmente: nitrógeno, fósforo y carbono son considerados como factores limitantes críticos para la producción primaria en los ambientes acuáticos (Magaña, 2015). Pueden estar presentes de forma natural o antrópica. De forma natural en un prolongado espacio de tiempo pueden generar en los cuerpos de agua por el exceso de los mismos un fenómeno que se conoce como eutrofización (Moreno, 2010), proceso que puede ser alterado y de esta forma acelerarse por la acción humana. Por tanto, los que más probablemente desencadenen la eutrofización cuando son introducidos artificialmente de forma continua y no por funcionamiento natural del ecosistema acuático. Junto con la luz y el CO_2 , es la cantidad y variación de las formas nitrogenadas y fosfatadas las que determinan, en primera instancia, la manifestación de la productividad primaria del sistema, base fundamental de una parte sustancial de la trama trófica acuática. Los fenómenos más comunes asociados a los nutrientes son: o su carencia o su exceso; ambos con severas consecuencias a la biota acuática. Existen además otros nutrientes que son utilizados por el fitoplancton como son el hierro, magnesio, potasio, sodio, cobre, zinc y molibdeno (Ji, 2007). Por su distribución en la naturaleza el fósforo, por ser el que se encuentra en menor cantidad, figura como limitante para el proceso fotosintético en la mayoría de los sistemas acuáticos lacustres, ya que cuanto más cerrado es el sistema, es más probable que sea limitado por este elemento (Movellán, 2004). Es importante desde el punto de vista de gestión integral, establecer los intervalos de concentración de los nutrientes, que clasifiquen la calidad del agua en base a su estado trófico en, oligotrófico, mesotrófico o eutrófico (Justic et al., 1995).

Tabla 2. Valores límites para la clasificación trófica de lagos (OECD). Fuente: Elaborado por la autora a partir de Magaña 2015.

Categoría trófica	P-total (ugl⁻¹)	clorofila media (ugl⁻¹)	clorofila máxima (ugl⁻¹)	Prof Secchi media (m)
Ultraoligotrófico	<4.0	<1.0	<2.5	>12
Oligotrófico	<10	<2.5	<8	>6
Mesotrófico	10.0-35.0	2.5-8.0	8.0-25.0	6.0-3.0
Eutrófico	35.0-100.0	8.0-25.0	25.0-75.0	3.0-1.5
Hipereutrófico	>100	>25	>75	<1.5

1.3.5 Temperatura

La temperatura es un factor clave, ya que debido al cambio global que se ha producido en las últimas décadas se ha visto en aumento a nivel superficial según reportes del (IPCC, 2016). Es una de las variables más importantes a considerar ya que presenta variabilidad espacial y temporal. Afecta de forma directa e indirecta la productividad fitoplanctónica. Directamente regula los procesos enzimáticos fotosíntesis y respiración e indirectamente porque crea gradientes verticales (termoclina) en la columna de agua y según la estación del año hace posible que ocurra una estratificación en los mismos, de esta forma se aíslan la capa superficial (eufótica) de la capa más profunda (afótica) que por lo general se presenta en estos sistemas acuáticos como rica en nutrientes limitando así el crecimiento del fitoplancton (Wetzel, 2001). Juega un papel importante en la sucesión estacional de las comunidades fitoplanctónicas, al influenciar la predominancia y la biomasa de ciertos grupos algales. Se ha evidenciado claramente que el crecimiento del fitoplancton tiende a disminuir ante incrementos de temperatura, provocando un desplazamiento de grupos menos adaptados a temperaturas elevadas o estrategias de reducción de tamaño para mantenerse presente a lo largo del año. Por lo general fenómenos como las floraciones algales se han relacionado con incrementos en la temperatura. La temperatura en lagos depende de las condiciones geográficas y climáticas. En los lagos Araucanos en la estación de verano son registrados los máximos valores en este parámetro (Geller & Campos, 97).

1.4 Modelación matemática de la incidencia radiacional en la productividad primaria.

Existe el insuficiente esfuerzo por modelar el efecto de las radiaciones en la productividad primaria. Esto se debe a que su estudio conlleva un alto grado de interdisciplinariedad, situándose en la conjunción de varias ciencias ambientales como son la Física, la Química y la Biología. Ya que los ecosistemas acuáticos se caracterizan por una gran complejidad en la que distintos elementos bióticos y abióticos interactúan en varias escalas temporales y espaciales de formas muy diversas. Esto provoca que el estudio, gestión y predicción de los posibles estados futuros sean tareas complejas y de difícil investigación utilizando medios científicos

clásicos. Una manera de reducir la complejidad con la que se trabaja en gestión e investigación ambiental es el desarrollo y utilización de modelos físico-matemáticos aplicados a la ecología que representen los procesos y elementos más importantes del ecosistema.

Una de las herramientas más utilizadas para modelar procesos biológicos complejos son los algoritmos matemáticos que son sustitutos de un sistema real (Eloy, 2016) Los modelos se usan cuando es más fácil trabajar con un modelo que con el sistema al que sustituyen y cuando no se cuenta con datos suficientes o cuando se quiere modelar un proceso en retrospectiva en el sistema. Permite obtener una visión de conjunto de los procesos naturales que en él pueden actuar y analizar la incidencia de cada uno de los factores o variables presentes, siendo entonces una útil herramienta para describir y predecir el comportamiento y respuesta de un ecosistema cuando es sometido a situaciones de estrés (Algarra,2012). La modelización puede realizarse de muchas formas. Se pueden crear modelos puramente cualitativos (modelos de palabras, por ejemplo), cuantitativos (modelos matemáticos que utilizan ecuaciones para representar las conexiones entre las partes de un sistema) o una mezcla de ambos tipos (Rodríguez, 2016).

En general la aplicación de modelos biofísicos o numéricos en biológica están orientados a dar respuesta a un grupo de problemas que caracterizan el sitio en estudio como son: la influencia del aporte de nutrientes y la contaminación en las propiedades ópticas del agua, el flujo de radiación solar que llega a determinadas profundidades y su relación con la productividad primaria de los ecosistemas o la calidad de las aguas, qué o cuáles son las áreas o zonas más comprometidas por la contaminación.

La productividad primaria en el ambiente acuático es una propiedad comunitaria de compleja modelación debido a su regulación por múltiples factores ambientales anteriormente descritos. El modelar la producción fitoplanctónica requiere que se desarrolle una expresión matemática capaz de representar la relación luz-fotosíntesis (Cullen y Huot, 2012). Por tanto, un enfoque cuantitativo correcto de este proceso debe analizar los principales factores y procesos relacionados con la luz y la fotosíntesis, como el perfil de irradiancias, propiedades fisiológicas y ópticas del fitoplancton. La inhibición tiene que ser considerada en el modelo debido a que el fitoplancton que se encuentra en las capas superficiales en un día soleado experimenta una irradiancia con la suficiente intensidad para fotoinhibir su sistema.

1.5 Hipótesis

A partir de esta problemática ambiental anteriormente descrita se formula la siguiente hipótesis:

El incremento de las radiaciones UV en el Hemisferio Sur, durante las últimas tres décadas, ha generado una variación de la productividad primaria en los lagos del Centro Sur de Chile, lo que influye en la distribución espacio temporal de la composición de sus comunidades fitoplanctónicas.

1.6 Objetivo General

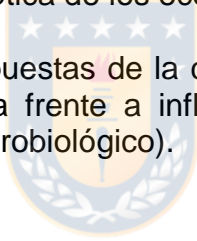
Para responder esta hipótesis planteada se establece como Objetivo General: Evaluar la influencia de las radiaciones en la productividad biológica primaria para predecir el comportamiento de las comunidades de microalgas en sistemas lacustres.

1.7 Objetivos específicos:

OE1 Cuantificar el potencial fotosintético de los lagos de estudio en función de sus características ópticas.

OE2 Proponer una clasificación óptica de los ecosistemas lacustres estudiados.

OE3 Determinar las posibles respuestas de la comunidad fitoplanctónica a través de la productividad primaria neta frente a influencias externas como radiación extrema (fenómenos de origen astrobiológico).



2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de Estudio

El área de estudio consta de dos cuerpos lacustres del Centro Sur de Chile y sus respectivas cuencas hidrográficas: Lago Laja (36° 54' S, 71° 05' O), y Lago Riñihue (39°50' S, 72°20' O). El primero (Lago Laja) se encuentra en la Región del Biobío y el Lago Riñihue en la Región de los Ríos. La selección de estos cuerpos de agua fue basada en los intereses particulares del estudio:

1-Los lagos seleccionados presentan diferencias de alturas, por ello la radiación que reciben, a pesar de encontrarse situados geográficamente no tan distantes es diversa.

2- Presentan condiciones tróficas similares (clasificándose en lagos oligotróficos) pero a su vez difieren en cuanto al uso de su recurso agua y diversos usos de sus respectivas cuencas hidrográficas. Por lo que presentan diversidad en cuanto a sus servicios ecosistémicos.

3-A pesar de la escasa data existente en Chile, los mismos han formado parte de estudios, lo que nos brinda información histórica de gran valía. Para ello nos situamos en los trabajos del profesor Hugo Campos, en su estudio de los lagos Araucanos (Campos et al, 1978, 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1987, 1994, 1996, 2001, 2002,) y en otros trabajos como los de (Valdovinos et al, 2007, (Cruces et al, 2010, Karrasch, 2011, Valdovinos y Pedreros, 2007, Woelf, 2003 y respectivos colaboradores). Otro motivo para la selección de los mismos.

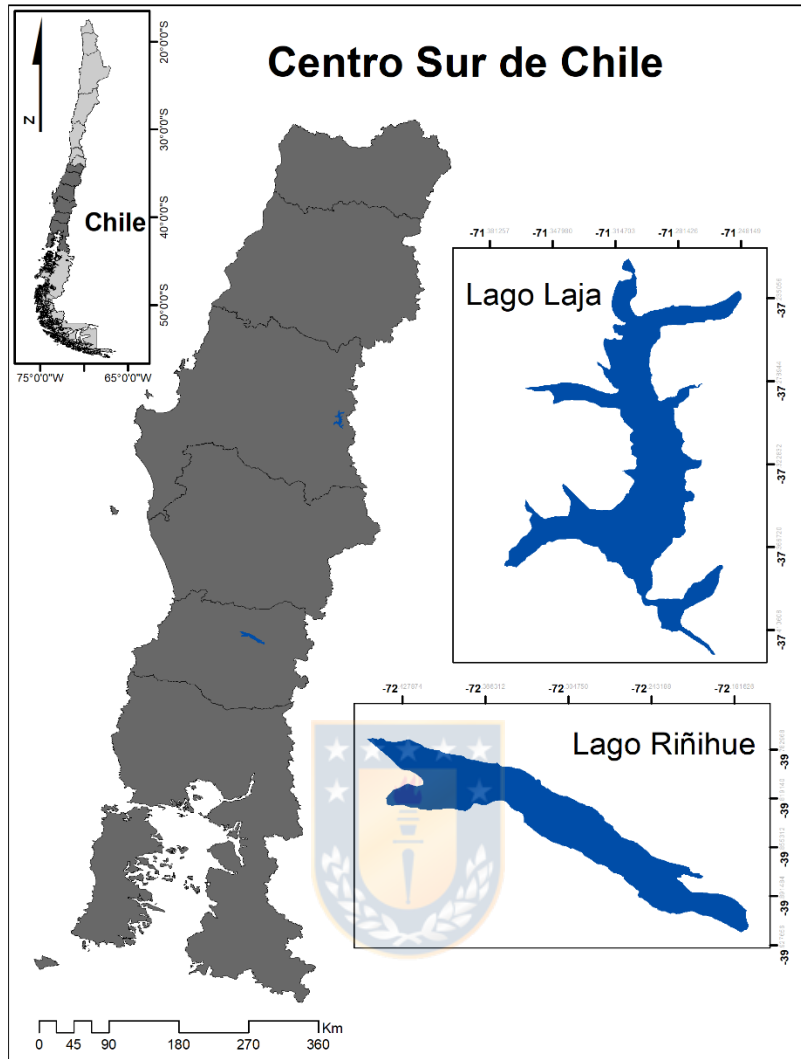


Figura 3. Ubicación de los lagos de estudio en el Centro Sur de Chile. Fuente: Elaboración propia.

A continuación, se presenta una descripción de cada uno de estos lagos con sus principales características morfométricas, físico-químicas y biológicas, así como de las condiciones meteorológicas dominantes y otras características que describen la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas lénticos.

2.1.1 Lago o “Laguna Laja”

El lago Laja se encuentra ubicado en los 36° 54' latitud Sur y 71° 05' longitud Oeste en la precordillera andina a 86 km al este de la ciudad de Los Ángeles. Tiene una altitud de 1360 msnm, es el mayor embalse natural de Chile con 7500 millones de m³. Su formación tuvo lugar por la acción sucesiva de glaciares y volcanes. La cuenca del lago Laja es un río alargado (río Laja) con un valle de afluentes laterales,

ahogados por una represa de lava construida durante un episodio de erupción del Volcán Antuco (Thiele & Moreno, 1998). Respecto a las temperaturas, la media anual inferior corresponde a 10°C, en tanto que la media mensual de julio es de 6°C y en enero alcanza los 15°C, manteniendo una notable disminución de ésta con la altitud (Cruces, 2006). Debido a la altitud, este lago está sometido a vientos fuertes, temperatura pronunciada, variables durante el día y una fuerte radiación solar y por lo tanto radiación UV (Villafañe et al., 1999, Aguilera et al. 2006, Karrasch B et al, 2011). Las características hidrológicas son un promedio anual de precipitaciones de alrededor de 2170 mm generalmente en forma de nieve, presenta un máximo de longitud de 35 km y de 7 km de ancho (Cruces et al, 2013), una superficie hasta 87 km², con profundidad máxima de 134 m (profundidad media 54 m). El nivel de lago varía a lo largo del año, desde 15 hasta 40 m, el nivel más bajo se produce en otoño antes de las primeras lluvias y el más alto en primavera durante los deshielos (Torres-Mura et al, 91). El volumen inferior es causado por el uso intensivo del agua de tres centrales hidroeléctricas (Antuco, Abanico y El Toro), generando aproximadamente 300 MW (Valdovinos et al; 2006) y de canales de riego.

2.1.2 Lago Riñihue

El lago Riñihue se encuentra ubicado a 39°50' latitud Sur y 72°20' longitud Oeste. Es un lago precordillerano en la provincia de Valdivia en el sur de Chile, forma parte de una cadena de 6 lagos (Lagos Araucanos). Tiene una altitud de 117 msnm, con una cuenca de 4.500 km² de los cuales 77.5 km² corresponden al lago. El Riñihue presenta un origen glacial. Las aguas de este lago descargan en un río que recibe diversos nombres antes de unirse al mar. De su inicio hasta el encuentro con el río Collileufu se llama San Pedro, desde este punto hasta la unión con el río Cruces se denomina Calle-Calle y desde allí hasta su desagüe en la Bahía de Corral se llama río Valdivia. El río tiene un curso de 110 kilómetros hasta su desembocadura (Campos, 1974). El clima del área resulta templado de tipo lluvioso, las temperaturas superficiales del agua varían de 9 a 20°C durante el año. Hay estratificación térmica (> 2-3°C) para 9-10 meses del año, comenzando en septiembre (Campos et al, 1978, 1987, Woelfl 2003). La amplitud térmica asciende hacia el interior y son moderadas a causa de la influencia del mar. Como características hidrológicas las precipitaciones tienen lugar durante todo el año y aumentan de norte a sur, bordean los 1167 milímetros anuales, tiene 27 km de longitud máxima y 5 km de ancho, un volumen de 12.6 km³ con profundidad máxima de 323 m. El nivel del lago varía aproximadamente 2 m, registrando los valores más altos en invierno y los menores en verano, las variaciones están estrechamente relacionadas con los eventos meteorológicos de lluvia.

Tabla 3. Parámetros morfométricos de los dos lagos de estudio.

Parámetros	Unidad	Riñihue	Laja
Latitud - Longitud		39°50' S - 72°17' O	36°54' S - 71°05' O

Altitud	msnm	117	1360
Longitud Máxima	km	27	33
Ancho Máxima	km	5	7
Perímetro	km	77.0	35.0
Área superficial (AS)	km ²	77.5	87.0
Profundidad Máxima	m	323	134
Profundidad Media	m	162	54
Volumen	Km ³	12.8	4.7
Área de Drenaje (AD)	km ²	4290	975
Relación AD/AS		55.4	11.2
Tiempo de renovación	años	1.4	170 días
Estado trófico		Oligotrófico	Oligotrófico

Se resumen en la tabla comparativa anterior las características morfométricas de los tres lagos de estudio. Donde se muestran los parámetros más importantes a considerar en la presente investigación.

Tabla 4. Parámetros físico-químicos de los lagos de estudio

Parámetros Físicos-Químicos	Unidad	Riñihue	Laja
Transparencia(máx/min/med)	m	15/7/10.5	15.6/8/11.6
Turbidez(máx/min/med)	NTU	2.8/0.4/1.3	*/**
Temperatura de Agua	°C	19.8/9.7/14.75	18/5/12,70
Conductividad(máx/min/med)	µS/cm	59.4/33.3/46.1	46/24/35
OD(máx/min/med)	mg/L	12.7/9.3/6.2	11.5/9.6/10.3
P-Total(máx/min/med)	µg/L	6.5/2.7/3.0	9.3/8.2/9
PO ₄ (máx/min/med)	µg/L	1.3/0.02/0.04	*/**/0.49
N-total(máx/min/med)	µg/L	0.12/0.02/0.07	83.3/29.4/56.35
N-NO ₃ (máx/min/med)	mg N/L	0.08/0.01/0.045	0.009/0.001/0.005
N-NO ₂ (máx/min/med)	mg N/L	0.015/0.001/0.008	0.09/0.019/0.014
pH(máx/min/med)		7.7/6.8/6.6	7.5/7/7.1
Nutriente limitante		Fósforo	Nitrógeno

*Valor no reportado en estudios anteriores.

Los Datos fueron tomados *in situ* de trabajos del profesor Hugo Campos desde 1978 hasta 2000, de (Valdovinos et al 2007), (Karrasch, 2011), (Valdovinos y Pedreros, 2007), (Woelf, 2003). Además, se revisó la web de la Dirección General de Aguas de Chile entre los años comprendidos de 2010-2014, los cuales fueron validados por la consultora POCH Ambiental SA (DGA, 2009). Se analizan los datos tomados de un estudio realizado por el EULA a pedido de la DGA para establecer un: análisis y reformulación red de monitoreo de lagos región de los ríos durante el año 2015. Y por último se consultan los datos del Estudio de Impacto Ambiental de la Central Rucúe que realizó el Centro-EULA de la Universidad de Concepción en 1995.

Tabla 5. Parámetros biológicos de los lagos de estudio.

Parámetros Biológicos	Unidad	Riñihue	Laja
Clorofila a	µg/L	0.09/0.009/0.081	1.15/0.09/0.63
Biomasa	µg/L	12.8/8.1/3.4	24.1/6.9/4.8
Abundancia	cel/mL	0.2-1.6 *10 ⁶	0.6-1.7 *10 ⁹

El fitoplancton se define como la comunidad de microorganismos, en su mayoría fotosintéticos, que vive suspendida en la masa de agua. La composición y abundancia del fitoplancton en lagos depende de varios factores, entre los cuales destacan las condiciones físicas e hidrológicas (temperatura, luz, turbulencia, tasa de sedimentación del plancton), la composición química del agua (nutrientes, materia orgánica, minerales, pH, etc.) y de los factores biológicos (depredación, parasitismo), por lo tanto, el mantenimiento de una determinada población, expresada en número de individuos, se puede considerar como una medida del éxito de la ocupación de cierto ambiente por una especie. Resulta imprescindible para la realización de este estudio conocer los principales grupos de productores primarios que se muestran en la tabla siguiente:

Tabla 6. Principales grupos Fitoplanctónicos de los lagos. Fuente: (Campos et al,1974; Parra et al, 1987; Woelf et al 2003; Rodríguez et al,2018); (Bernhard et al, 2011; Rodríguez et al, 2018).

Principal grupo de fitoplancton	Riñihue	Laja
Bacillariophyceae	+	+
Chlorophyceae	+	+
Chrysophyceae	+	+
Cyanophyceae	+	+
Cryptophyceae	+	+
Dinophyceae	+	+
Xantophyceae	+	
Synurophyceae	+	
Klebsormidiophyceae	+	
Trebouxiophyceae	+	
Ulvophyceae	+	
Zygnematophyceae	+	
Myxophyceae		
Nro total de clases	12	6

En la Tabla 7 se presentan las especies más abundantes de cada lago.

Tabla 7. Especies más abundantes de los lagos. Fuente: (Campos et al,1974; Parra et al, 1987; Woelf et al 2003; Rodríguez et al,2018); (Bernhard et al, 2011; Rodríguez et al, 2018).

Especies más abundantes fitoplancton	Riñihue	Laja
Bacillariophyceae:		

Asterionella formosa		+
Melosira granulata		
Cyclotella nereghiniana		
Cyclotella stelligera		+
Melosira italica		
Cyclotella comta		
Melosira varians		
Tabellaria fenestrata	+	
Aulacoseira granulata	+	+
Fragilaria crotonensis	+	+
Achananthes saxonica		+
Achnanthes exigua		+
Urosolenia eriensis		+
Stephanodiscus sp		+
Chlorophyceae:		
Sphaerocystis schroeteri		+
Scenedesmus sp.		+
Dictyosphaerium sp.		
Chlorella sp.		
Cyanophyceae:		
Anabaena sp		
Oscillatoria sp.		
Microsystis aff littoralis		
Gonphosphaeria		

2.2 Instrumentos de medición satelital

2.2.1 Ozono medido desde satélite

A lo largo de la historia se han puesto en órbita distintos instrumentos en el espacio para poder obtener medidas de parámetros atmosféricos a escala global. En el caso de la medida del ozono desde satélite han sido varios los sensores que se han utilizado. A continuación, se comentan los que han sido utilizados para esta investigación.

TOMS: Total Ozone Mapping Spectrometer

El TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer) es un instrumento que mide la radiación solar UV proveniente del sol y la retro-dispersada por la atmósfera terrestre a 6 longitudes de onda en las que se produce una absorción parcial del ozono. Una parte de la radiación solar UV que llega a las capas bajas de la atmósfera es retro-dispersada hacia el espacio (por las moléculas de aire, aerosoles y nubes) alcanzando el instrumento en el satélite. Durante el proceso, una parte de esa radiación no llega al satélite debido a que es absorbida por el ozono. Comparando la radiación directa del sol con la que llega retro-dispersada a las mismas longitudes de onda se puede estimar la columna de ozono total. El primer espectrómetro TOMS (TOMS Flight Model No. 1) fue puesto en órbita por primera

vez el 24 de octubre de 1978 a bordo del satélite Nimbus-7). Un nuevo TOMS fue lanzado al espacio en el satélite ruso Meteor-3 el 15 de agosto de 1991 reemplazando al TOMS/Nimbus-7. Meteor-3 que fue puesto en una órbita única y presentó problemas especiales para procesar los datos. TOMS/Meteor-3 fue el primer instrumento americano significativo en ir a bordo de un satélite ruso, realizando medidas de ozono hasta diciembre de 1994. La última versión del TOMS se lanzó al espacio el 2 de julio de 1996. Este TOMS, a bordo del satélite Earth-Probe (EP), fue puesto en una órbita de menor altura que sus predecesores, lo que le dio una mayor resolución (de 50 a 200 kilómetros). Este instrumento tomaba casi 200000 medidas diarias, con una cobertura cercana al planeta entero, hasta 2006 cuando se produjo un fallo en el transmisor de los datos.

Los datos del instrumento TOMS utilizados en este trabajo han sido obtenidos mediante la aplicación GIOVANNI (<http://disc.sci.gsfc.nasa.gov/giovanni>). GIOVANNI es una aplicación web desarrollada por el GES-DISC (Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center) que da acceso de manera simple a una gran cantidad de datos relacionados con las ciencias de la Tierra y que han sido medidos a través de satélite. GIOVANNI es el acrónimo de GES-DISC Interactive Online Visualization And Analysis Infrastructure.

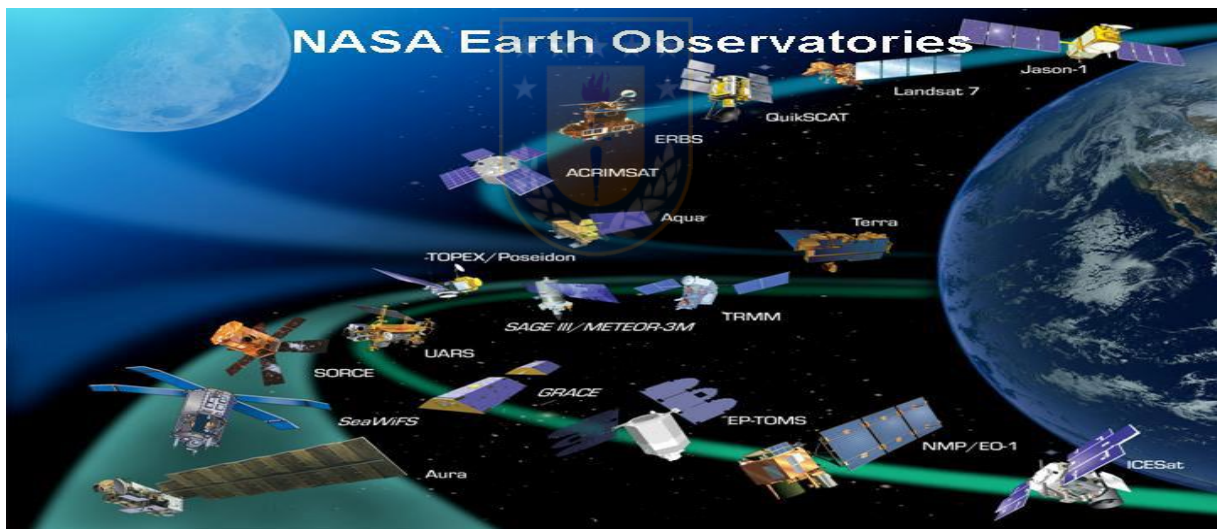


Figura 4: Imágenes de los distintos satélites en los que ha ido montado alguno de los instrumentos utilizados para tener medidas de ozono. Fuente: <http://earthobservatory.nasa.gov>.

Los datos a partir de noviembre de 2004 hasta la actualidad son del instrumento OMI (KNMI / NASA) a bordo del satélite Aura.

OMI: Ozone Monitoring Instrument

El OMI (Ozone Monitoring Instrument) es un instrumento diseñado para continuar las medidas realizadas por el TOMS y medir otros parámetros relacionados con la

química del ozono y el clima. El instrumento es una contribución de la Agencia Holandesa para Programas Aeroespaciales (NIVR) en colaboración con el Instituto Meteorológico Finlandés al satélite Aura, que fue lanzado al espacio el 15 de julio de 2004. El OMI observa la radiación UV y visible retro-dispersada por la Tierra y su atmósfera, haciendo un barrido desde 270 a 500 nm con una resolución espectral en torno a 0.5 nm.

Con las medidas espectrales del OMI se puede estimar la columna de ozono mediante diferentes métodos. En el Centro de Validación de Datos del Aura (AVDC; <http://avdc.gsfc.nasa.gov>) ofrecen dos bases de datos de TOC obtenidas con el OMI por dos métodos distintos: OMIDOAS y OMITOMS. Toda la información acerca de los dos algoritmos utilizados para obtener los datos de OMIDOAS y OMITOMS se encuentra en la web del AVDC, así como los datos utilizados en este trabajo, que corresponden a los datos de TOC más cercanos a las áreas de estudio analizadas. A partir de este lanzamiento valores como aerosoles también son obtenidos a través de OMI.

MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

El espectroradiómetro MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) es un importante instrumento que se encuentra a bordo del satélite Terra, y también existe otro ejemplar de MODIS en el satélite Aqua (lanzado el 4 de mayo de 2002). La órbita del satélite Terra pasa por la Tierra desde el Norte al Sur cruzando el ecuador por la mañana, mientras que la órbita del satélite Aqua es en dirección de Sur a Norte cruzando el ecuador en la tarde. Tanto el MODIS en Terra como en Aqua consiguen una cobertura global de la Tierra cada 1 o 2 días, adquiriendo datos de radiación en 36 bandas espectrales desde 405 nm a 14385 nm, con una resolución espacial de 250 m, 500 m y 1000 m (sólo los de 1000 m están disponibles todos los días). Las medidas del MODIS se usan para obtener diversos productos como: temperatura superficial (suelo y océano), índices de vegetación, fluorescencia de la clorofila, propiedades de nubes y aerosoles, cubierta de nieve en la superficie, etc.

2.3 Instrumentos de medición in situ

2.3.1 Disco Secchi

Un método visual de estimar la transparencia de un cuerpo de agua y el Coeficiente de atenuación (K_d), es el dispositivo conocido como el disco Secchi, comúnmente utilizado ante la poca disponibilidad de los instrumentos fotoeléctricos. El instrumento y método consiste en utilizar un disco blanco, de aproximadamente 20 a 30 cm de diámetro, luego es sumergido en el agua y a la profundidad que desaparece se observa a la vista la profundidad del Secchi (ZSD) (Kirk, 2011). Esto se conoce comúnmente como la transparencia del disco Secchi.



Figura 5. Disco Secchi

2.3.2 Sensor de radiación

Para las mediciones relativas a la irrandiancia solar se utiliza el sensor inteligente: piranómetro del silicio (S-LIB-M003), es un sensor de radiación solar con un rango de medición de 0 hasta 1280 W/m^2 y de temperaturas entre -40° hasta 75°C . Este sensor utiliza un fotodiodo de silicio para medir la energía solar por unidad de área, comprende un rango espectral de 300nm hasta 1100nm, midiendo con resolución de 1.25 W/m^2 . El piranómetro será calibrado con luz solar directa. La inclinación o elevación para captar la luz (ángulo formado por la superficie del módulo y el plano horizontal) del soporte que sustenta los tubos al vacío del captador solar es de 41° , por lo que, pensando en evitar factores de corrección en la medición de la radiación solar existente sobre el plano inclinado, se ha dispuesto instalar este dispositivo en el mismo ángulo de inclinación.



Figura 6. Sensor S-LIB-M003

2.3.3 Sonda multiparamétrica

Para las mediciones relativas a los parámetros: temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad se utilizará una sonda multiparamétrica. El Perfilador SBE 19 está diseñado para medir conductividad eléctrica, temperatura y presión en ambientes marinos y lacustres, hasta una profundidad de 6800 metros, sin embargo, pueden incorporarse otros sensores para aumentar el número de parámetros en dicha sonda. El SEACAT 19 opera en dos modos: perfilando y en instalación fija. El modo de perfil está diseñado para aquellas aplicaciones en que se requieren de perfiles verticales de los parámetros medidos. En este modo, la tasa de muestreo se puede variar desde 2 veces por segundo hasta una vez cada 4 minutos, en incrementos

de ½ segundo. El modo de instalación fija provee de un mecanismo para medir series de tiempo, con tasas de muestreo desde 1 vez cada 15 segundos hasta una vez cada 8 horas, ajustable con incrementos de 1 segundo.

Las opciones del perfilador incluyen: 1) un gabinete de aluminio con capacidad de hasta 3400 o 6800 metros; 2) memorias de 512 Kb o 1024 Kb; 3) la bomba sumergible SBE 5 para bombear, para la conductividad y opcionalmente para el oxígeno disuelto; 4) aislador óptico interno y amplificadores para cables, para datos en tiempo real con cables de hasta 7000 metros de largo; 5) entrada diferencial para los canales A/D auxiliares; 6) sensores para oxígeno disuelto, pH, fluorescencia, luz (PAR), transmitancia lumínica y turbidez.

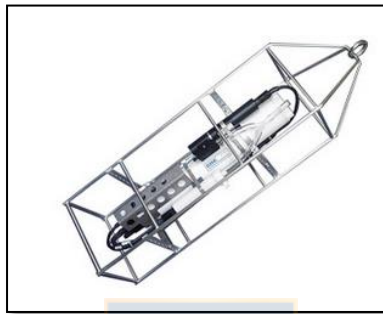


Figura 7. Sonda Seabird 19 Plus

2.4 Programa de Monitoreo

El programa de monitoreo propone la localización de estaciones de muestreo en los lagos Laja, Riñihue y Villarrica, con el objetivo de realizar mediciones in situ en las diferentes áreas de estudio de las variables citadas a continuación: temperatura, transparencia, conductividad, pH, clorofila a, turbidez, EPAR (radiación fotosintéticamente activa), EUV (radiación inhibitoria ultravioleta). Las muestras se colectaron en el período de 2 años (2017-2019), con el propósito de evaluar el comportamiento de dichos cuerpos lacustres de manera a conocer mejor la variabilidad diaria pero también estacional. Las medidas fueron tomadas en el horario establecido de 10:00 am hasta un máximo de las 15:00 horas, intervalo del día donde se la radiación solar alcanza su pick máximo. Las estaciones del año verano y primavera serán estudiadas detalladamente debido a que en las mismas se muestran valores extremos de parámetros tales como temperatura y UV fundamentales para este estudio, por lo cual en la bibliografía se buscará la variabilidad pasada y será comparada. Los lugares elegidos para situar las estaciones de muestreo serán en función de las características particulares de cada lago.

2.5 Modelo de transporte radiativo en la atmósfera y la columna de agua

Se utilizaron las irradiancias espectrales solares de la PAR (400-700nm) y de la radiación UV (280-399 nm) para los 36° y 39° de latitud Sur, latitud geográfica más

cercana a las áreas de estudio y cuyos datos serán obtenidos en la campaña de terreno a través de sensores. Las irradiancias espectrales justo debajo de la superficie $E(\lambda, 0^-)$ fueron obtenidas a partir de las correspondientes justo por encima de la superficie $E(\lambda, 0^+)$, utilizando la ecuación (5):

$$E(\lambda, 0^-) = [1 - R]E(\lambda, 0^+) \quad (5)$$

Donde R es el coeficiente de reflexión de Fresnel para la interfaz aire-agua, el valor R fluctúa entre 2% (para ángulo solar zenital 0 grados) y 11% (para ángulo solar zenital >70 grados). Se consideró que la fracción de la luz incidente reflejada por la interfaz entre el lago y la atmósfera se aproxima a un 6.5% (Wetzel, 2001).

Las irradiancias espectrales $E(\lambda, z)$ en la profundidad z fueron determinadas usando la ley de Lambert-Beer de la Óptica:

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0^-) \exp[-K(\lambda)z] \quad (6)$$



Dónde:

$E(\lambda, z)$: Irradiancia espectral en la profundidad z

$E(\lambda, 0^-)$: Irradiancia espectral justo debajo de la superficie acuática.

$K(\lambda)$: coeficiente espectral de atenuación de la radiación.

Se utilizaron los $K(\lambda)$ tomados in situ a través del disco Secchi, para los tres cuerpos de agua determinado en cada estación.

Para determinar la porción de la PAR absorbida por los diferentes grupos fitoplanctónicos, o sea la luz fotosintéticamente utilizable (LFU) se utilizó la ecuación:

$$E_{PAR}(z) = \sum_{\lambda=400nm}^{700nm} A(\lambda)E(\lambda, z)\Delta\lambda \quad (7)$$

donde: $\Delta\lambda=1nm$, $A(\lambda)$ representa la luz absorbida expresada en términos de absorbancia o por ciento de luz absorbida (Kirk, 2011). Para su determinación se realizó un despeje de la ecuación (8) y se utilizaron los datos de absorbancia (D) publicados por Litchman y Neale (2005) y Lesser (1996) para *Thalassiosira* spp ya que es una diatomea y este grupo es el predominante en los lagos de estudio y los valores obtenidos representan el porcentaje de luz captada por esta especie.

$$D(\lambda) = -\log_{10}[1 - A(\lambda)] \quad (8)$$

Las irradiancias de la radiación UV se determinaron mediante la ecuación (9). En la misma se incorpora una función de ponderación biológica (BWF, del inglés Biological Weighting Function) o espectro de acción biológica de la radiación UV ($\varepsilon(\lambda)$). La que cuantifica los daños al aparato fotosintético y al ADN, ya que ambos efectos contribuyen a la inhibición del proceso de fotosíntesis $E^*(\lambda,0-)(1/nm)$. Se utilizaron los datos de BWF publicados por Litchman y Neale (2005) y Banaszak, (2002).

$$E_{UV}^*(z) = \sum_{\lambda=222nm}^{399nm} \varepsilon(\lambda)E(\lambda, z)\Delta\lambda \quad (9)$$

A continuación, se muestran a través de las figuras 8 y 9 la correlación entre los datos estimados por COART y los medidos por los sensores de radiación UV (SU-100).

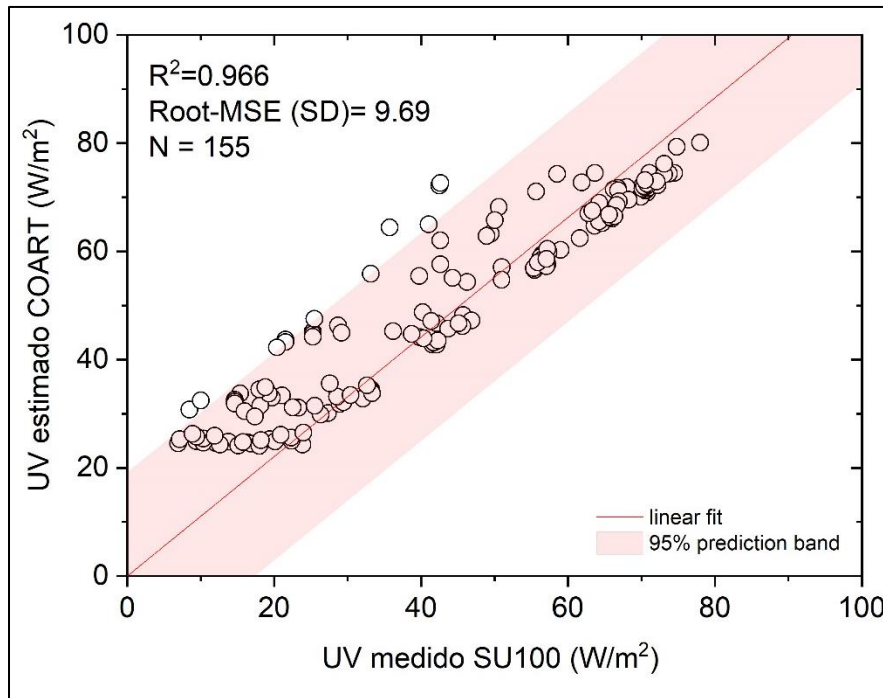


Figura 8. Modelado con el COART vs. medidos con el sensor SU100 radiación UV promedio al mediodía solar (14:00 LT) para todas las condiciones de cielo en el año 2019.

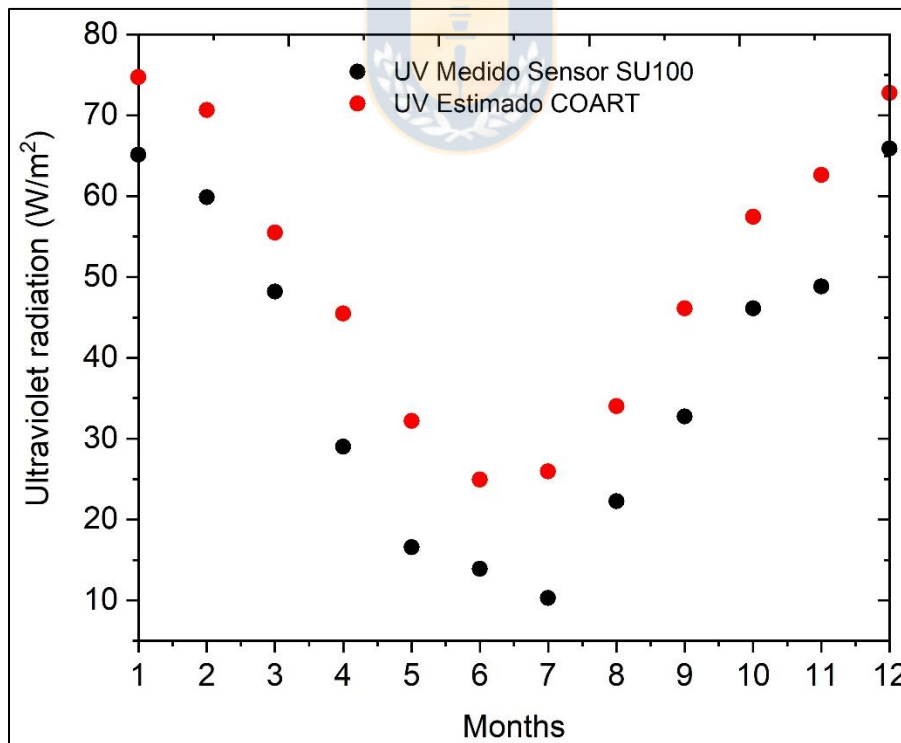


Figura 9. Comportamiento de valores medios mensuales de radiación ultravioleta medida (SU100) y estimada (COART) al mediodía solar.

El modelo de transferencia radiativa sobreestima los valores de UV a nivel superficial, esto pudiera ser refinado posteriormente dado que para el presente estudio se consideraron cielos despejados sin tener en cuenta condición de nubosidad o aerosoles.

2.6 Descripción del Modelo de Fotosíntesis

Las tasas de fotosíntesis determinan un aumento de la actividad metabólica y por consiguiente un aumento del crecimiento y reproducción del organismo. El modelo E que aparece en (Fritz y colaboradores, 2008) que se presenta a continuación estima las tasas de fotosíntesis en la profundidad z de la zona eufótica:

$$\frac{P}{P_S}(z) = \left(1 - e^{-E_{PAR}(z)/E_S}\right) \frac{1}{1 + E_{inh}^*} \quad (10)$$

Donde E_{PAR} (en $W \cdot m^{-2}$) es la irradiancia de la luz visible, mientras que E_S (en $W \cdot m^{-2}$) es un parámetro del modelo que representa el valor de irradiancia de E_{PAR} para el que la fotosíntesis alcanza el 63% de su máximo valor posible. Mientras menos sea el valor de E_S , mayor es la eficiencia del aparato fotosintético, pues se alcanza el 63% de la tasa máxima de fotosíntesis con una irradiancia menor. El valor de E_S para una gran cantidad de especies fluctúa entre 15 y 25 W/m^2 , aunque existen especies para los que E_S cae fuera de ese rango. E_{inh} es la irradiancia inhibitoria adimensional, dada por la radiación ultravioleta.

2.6.1 Cálculo de irradiancia de la luz visible

$$E_{PAR}(z) = \sum_{\lambda=400nm}^{700} E(\lambda, 0^-) e^{-k_d z} \Delta\lambda \quad (11)$$

$$E_0(\lambda, 0^-) = E_0(\lambda, 0^+) * 0.935 * F_{latitud} \quad (12)$$

Como se explicó anteriormente k_d es el coeficiente de atenuación de la luz. La constante se deriva de la ecuación de reflexión de la luz de Fresnel.

2.6.2 Cálculo de irradiancia de la luz ultravioleta

$$E_{inh}^*(z) = \sum_{\lambda=280nm}^{400} \varepsilon(\lambda)E(\lambda, z)\Delta\lambda \quad (13)$$

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0^-)e^{-k_d z} \quad (14)$$

Donde $\varepsilon E(\lambda)$ (en $W.m^{-2}$) son los pesos biológicos que cuantifican la efectividad de la exposición espectral $E(\lambda)$ (en $W.m^{-2} nm$), es decir, representa la inhibición de la fotosíntesis causada por la radiación ultravioleta de longitud de onda (λ). La variación de $\Delta\lambda=1nm$.

2.7 Técnicas Paleolimnológicas para datación de sedimentos

La paleolimnología es definida como el estudio de la física, química y biológica a través de la información almacenada en los depósitos sedimentarios de lagos (Smol, 2001). En la mayoría de los casos, los sedimentos lacustres también contienen importantes datos indirectos de cambios ambientales pasados. Para ello existen múltiples técnicas que utilizan los paleolimnólogos para describir e interpretar perfiles sedimentarios, los que han permitido una mayor robustez a las investigaciones; ya que debido a la faltante data histórica a nivel mundial; ésta ha sido sustituida por las reconstrucciones de información acumulativa que forma parte de datos proxy en sedimentos.

2.7.1 Obtención de muestras sedimentarias

Para tomar muestras se utilizan núcleos cortos de sedimento, es esencial utilizar dispositivos de extracción que muestreen la interfaz de barro - agua con el mínimo de perturbación, como los pequeños muestreadores de gravedad ligeros, por ejemplo, Glew corer (Glew et al., 2001) son los más convenientes. El espesor del sedimento superficial que debe retenerse depende de la tasa de acumulación de sedimentos. Para ello se instalará la plataforma UWITEC sobre la superficie del agua, en el punto de muestreo seleccionado (generalmente coincide con la profundidad máxima del lago) para proceder a la extracción de los núcleos de sedimentos en un perfil aproximado a los 2 primeros metros. Una vez al ser extraído el material, será trasladado a laboratorio y conservado en frío hasta el momento de ser analizado.

Cuando es extraído el perfil sedimentario, éste será analizado para descartar procesos de alteración de la secuencia estratigráfica. Para ello, después de realizada la inspección visual, se toma una serie de placas de rayos X al perfil, las

que evidencian si existe algún tipo de alteración de las capas sedimentarias (Cruces, 2006).

Luego para evaluar los cambios recientes ocurridos en el lago de estudio, se cortará el perfil en un intervalo de 1cm.

2.7.2 Datación

Para estudios paleolimnológicos es de extrema importancia contar con una cronología de sedimentos lo más precisa posible, ya que garantiza establecer el tiempo en que ocurrieron los cambios ambientales inferidos y estimar el flujo de materiales al lago. La cronología nos permite determinar la fecha a la cual los cambios estratigráficos sucedieron y compararlos con eventos históricos conocidos, siendo especialmente útil para establecer relaciones causa-efecto, de forma que también permite estimar las tasas de sedimentación y calcular la acumulación de material en el lago (Cruces, 2006).

Los métodos de datación pueden ser clasificados en dos categorías:

1- Los que son marcadores estratigráficos (ej. análisis de polen, determinación de radioisótopos y análisis geoquímicos).

2- Los que asignan fechas a todos o algunos estratos de un perfil sedimentario (ej. radiocarbono ^{14}C , ^{210}Pb).

Para datar los diferentes estratos del perfil de sedimento se utilizará la técnica del ^{210}Pb , debido a que los cambios ocurridos en las últimas tres décadas, pueden ser identificados a través de este isótopo en fechas ocurridas más recientes. Por otra parte, para complementar mayor precisión en la datación, se puede medir la actividad de ^{137}Cs en los estratos más superficiales, de tal forma de establecer un marcador temporal que le diera mayor precisión y confiabilidad a la geocronología anteriormente del ^{210}Pb .

Para realizar ambas técnicas de datación: ^{210}Pb y ^{137}Cs posteriormente serán enviadas las muestras a laboratorios fuera de Chile donde serán analizadas, midiéndose en éstas la actividad de los dos radioisótopos en el material sedimentario.

2.7.3 Diatomeas como bioindicadores

Las diatomeas se clasifican como algas, división Bacillariophyceae. Son unicelulares, eucariotas. Organismos caracterizados por sus paredes celulares silíceas y su pigmentación amarillo-marrón. Hoy en día el análisis de diatomeas es una técnica ampliamente utilizada tanto como bioindicador de calidad de agua y en

el uso del análisis de diatomeas para la reconstrucción ambiental (Stoermer y Smol, 1999).

Existen algunos aspectos claves sobre las diatomeas que las convierten en información valiosa en la datación de sedimentos, el contenido de la celda es similar a otras algas eucariotas incluyendo el núcleo, cloroplastos, mitocondrias, etc. Pero la sílice conduce a la rigidez de las paredes celulares, limita aspectos de la reproducción y conduce a la preservación de los frústulos de la diatomea como fósiles.

De esta forma, el contenido de diatomeas en la matriz sedimentaria puede entregar información valiosa respecto a las condiciones limnológicas, debido a que su abundancia y distribución se encuentra fuertemente controlada por las condiciones físico-químicas y por los procesos sedimentarios en el cuerpo de agua (Cruces, 2006).

Por ello, la reconstrucción de los cambios ambientales experimentados por este ecosistema a través del tiempo, serán esenciales para comprender el impacto real que los procesos naturales y las actividades antrópicas tienen sobre él, estableciendo la variabilidad natural del lago, de aquella provocada por el hombre especialmente durante el último siglo.

2.7.4 Procedimientos de laboratorio

Para las muestras de sedimento, se prefiere material fresco o material liofilizado, el secado en el horno puede causar la rotura de las diatomeas (Flower et al, 1997). En todo momento se debe tener cuidado en la contaminación de la muestra. La técnica de tratamiento utilizada sería la limpieza de los frústulos mediante un proceso de oxidación con un ácido o base fuerte para posteriormente realizar láminas de montaje permanente en una resina de alto índice de refracción (Naphrax, Zrax, Hyrax, etc.). Para este grupo se puede requerir microscopía electrónica para la identificación de géneros de menor tamaño. Para análisis de diatomeas se debe realizar un conteo de los frústulos, este se recomienda realizarlo en 500 a 600 valvas, aunque algunos estudios han utilizado hasta 1000 valvas. En estudios profundos de biodiversidad es mejor contar la totalidad de la lámina a 100 x (Seeligmann et al, 2008).

La identificación taxonómica se llevará a cabo utilizando literatura especializada de este grupo fitoplanctónico (Parra & Bicudo, 1996). De esta forma se puede reconstruir en las últimas décadas la composición y abundancia de este grupo de algas en el área de estudio.

2.8 Pigmentos sedimentarios

Los pigmentos fotosintéticos son moléculas que absorben y transmiten eficientemente la energía solar captada. Absorben la luz en un espectro de 400nm

a 700nm (PAR). Algunos pigmentos como clorofilas y carotenoides han sido identificados a través de los sedimentos acuáticos durante más de 50 años (Smol, 2001). Tales pigmentos de algas se conservan mucho tiempo después de que todas sus estructuras morfológicas han desaparecido. Los pigmentos fósiles se utilizan como indicadores de la composición de comunidades de microalgas, para acidificación de lagos y cambios en la estructura física de los mismos (Hogson, 2005). Además, han sido utilizados como indicador de los impactos antropogénicos sobre los ecosistemas acuáticos, incluyendo la eutrofización de estos sistemas, las prácticas de uso intensivo del agua y el cambio climático (Leavitt, 2003).

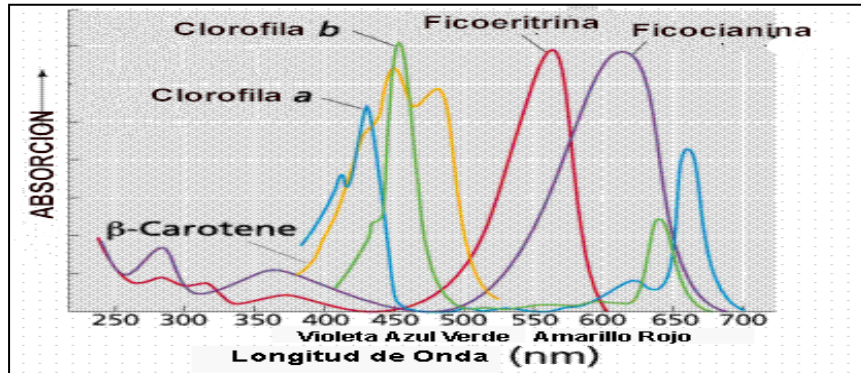


Figura 10. Espectros de absorción de los pigmentos fotosintéticos que se indican.

2.8.1 Concentración de pigmentos por espectrofotometría

La determinación de la concentración de pigmentos fotosintéticos nos permite estimar la biomasa y la capacidad fotosintética del fitoplancton. La calidad, distribución y relación entre las distintas clases de pigmentos nos indica el estado fisiológico de la comunidad y la composición del fitoplancton en cuanto a grupos algales. La concentración de pigmentos varía ampliamente y depende del metabolismo algal y de factores físico-químicos como la luz, la temperatura y la disponibilidad de nutrientes.

Para estimar su concentración el método consiste en extraer los pigmentos mediante un solvente orgánico y leer en un espectrofotómetro la absorción de luz a la longitud de onda específica para cada pigmento. Se toma una muestra de agua cuyo volumen varía entre 0.5 y 5 litros de acuerdo a la concentración algal. La muestra se filtra con filtro de fibra de vidrio para retener las algas en el mismo. Luego el filtro se tritura agregándole un volumen de 10 ml de acetona al 90% para preparar un extracto. El mismo se coloca en un tubo de ensayo y se guarda a 4°C durante 24 horas. La finalidad de estos procedimientos es que las células algales se rompan y los pigmentos se disuelvan en la acetona (Clesceri, 1998). Posteriormente los tubos de ensayo se centrifugan (2.000 a 3.000 rpm durante 10 minutos) para separar los restos del filtro. El extracto resultante se coloca en una celda de 1 cm de recorrido óptico (o de 5 cm si su concentración de clorofila es muy baja) y se leen

las densidades ópticas (absorbancias) a las distintas longitudes de onda en un espectrofotómetro:

- 750 nm: turbidez de la muestra
- 664 nm: clorofila a
- 647 nm: clorofila b
- 630 nm: clorofila c
- 430 nm: carotenoides para el cálculo del Índice de Margalef

Luego de realizar estas lecturas se agregan 3 gotas de HCl 0.1 N al extracto en la celda para acidificarlo, logrando que toda la clorofila se degrade y se transforme en feofitina, entonces se vuelve a leer la absorbancia a 665 y 750 nm (la clorofila a absorbe principalmente a los 665nm, mientras que el valor de 750nm se utiliza para descontar la turbidez de la muestra). A las lecturas de absorbancia a 664, 647, y 630 nm se les debe restar la lectura a 750 nm, obteniéndose las lecturas corregidas. Se utilizan diferentes fórmulas para estimar la concentración de pigmentos en la muestra de agua a partir de estos datos según (Clesceri et al., 1998):

Clorofila a, $\text{mg/m}^3 = 26.7 (\text{DO } 664_{\text{antes}} - \text{DO } 665_{\text{después}}) V1 / V2 L$

Feofitina a, $\text{mg/m}^3 = 26.7 [1,7 (\text{DO } 665_{\text{después}}) - \text{DO } 664_{\text{antes}}] V1 / V2 L$

V1= volumen del extracto en ml

V2= volumen de la muestra filtrado en litros

L= largo del paso de luz, o sea, ancho de la celda en cm

664antes = densidad óptica o absorbancia del extracto antes de acidificarlo

665después = densidad óptica o absorbancia del extracto después de acidificarlo

DO densidad óptica

Método tricromático para determinación de clorofilas a, b y c

Cl a = $11.85 (\text{DO } 664) - 1.54 (\text{DO } 647) - 0.08 (\text{DO } 630)$

Cl b = $21.03 (\text{DO } 647) - 5.43 (\text{DO } 664) - 2.63 (\text{DO } 630)$

Cl c = $24.52 (\text{DO } 630) - 7.60 (\text{DO } 647) - 1.67 (\text{DO } 664)$

Luego de determinar la concentración de estos pigmentos en el extracto (para celda de 1 cm de paso de luz) se calcula su concentración en la muestra de agua con la siguiente fórmula:

$$\text{Clorofila a, b o c, mg/m}^3 = \text{Cl a, b o c V1} / \text{V2}$$

2.8.2 Determinación de pigmentos por técnicas de cromatografía

Para mayor detalle en el estudio, donde se requiere la separación e identificación de las clases de clorofilas, así como de ciertos carotenos indicadores de grupos algales o condiciones ambientales, deberán usarse técnicas de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, High Performance Liquid Chromatography). Esta técnica es una de las más usadas en los últimos años debido a su sensibilidad, fácil aplicabilidad en determinaciones cuantitativas exactas, a su idoneidad para la separación de especies no volátiles o termolábiles y por su uso en la determinación de sustancias de interés en la industria e investigación (Skoog & Leary, 2001).



3.RESULTADOS

Rodríguez-López L, Cardenas R, Parra O, González-Rodríguez L, Martin O, Urrutia R (2018). On the quantification of habitability: merging the astrobiological and ecological schools. *International Journal of Astrobiology* 1–4. <https://doi.org/10.1017/S1473550418000344>.

CAPÍTULO 1: On the quantification of habitability: merging the astrobiological and ecological schools.

Abstract

In this paper, we connect ideas of the astrobiological and ecological schools to quantify habitability. We show how habitability indexes, devised using the astrobiologically inspired Quantitative Habitability Theory (QHT), can be embedded into ecological models of trophic levels. In particular, we address the problem of spatial-temporal scales. It turns out that the versatility of QHT allows to treat spatial and temporal scales typical of ecological studies. As a habitability index, we propose a new version of our Aquatic Primary Habitability, devised by some of us and formerly applied to saltwater ecosystems (both ocean and coastal) and now applied to freshwater. Although the aim of the paper is to outline the methodology rather than realism, initial steps for parameterization are considered for lakes of South-Central Chile.

Key words:

Freshwater ecosystem; habitability index; modelling; physical–Biological interactions.

Introduction

The quantification of habitability is an open and active area of research. Currently, three schools can be distinguished: the astrobiological focuses on the most basic premises for abiogenesis (origin of life)-biogenesis (life evolution) to occur anywhere in the universe, the biogeochemical pays more attention at biogeochemical cycles and the availability of physical magnitudes such as energy or power, while the ecological (biological) is more concerned with the interactions between species in the ecosystem (Shock and Holland, 2007; Cardenas, 2017). These approaches could be seen as complementary, but actually, not much effort is done to enhance feedbacks, although some attempts are underway (Shock and Holland, 2007; Cardenas, 2017).

One issue currently argued is the problem of spatial-temporal scales. However, Quantitative Habitability Theory (QHT), born inside the astrobiological community, is scalable in space and time. In this paper, we use tools of QHT to devise a new version of our Aquatic Primary Habitability (APH) index (Cardenas et al., 2014; Cardenas, 2017) to apply for the first time to freshwater ecosystems under perturbations of their optical quality. Then we embed the index in an ecological model of trophic levels, a phytoplankton–zooplankton dynamics which we modified from Ferrero et al. (2006). This traces a clear connection from the astrobiological to the ecological schools of quantitative habitability, showing that ecosystem spatial and temporal scales can be addressed from the starting point of QHT.

Thus, we present a new methodology to model the dynamics of freshwater ecosystems after perturbations of their optical quality. Although the main objective is to outline the methodology rather than realism, initial steps for parameterization and application are directed towards the Riñihue lake which belongs to Araucanian Lakes District in South-central Chile (Thomasson, 1963). In the case of Chile, this methodology is relevant because in the country there is insufficient data to evaluate the state of water resources, mainly in lake systems. The existing monitoring network only considers 14 of the 375 lakes with larger areas of 3 km² (MMA 2014), so exists little understanding and information on continental aquatic ecosystems. Of course, the proposed methodology is applicable to lacustrine systems elsewhere in the planet, as it is based on general theoretical foundations.

Materials and methods

The main postulate of QHT is that habitability indexes HI can be devised as a product of n functions $f_i(\{x_j\})$, which are dependent on sets $\{x_j\}$ of the main environmental variables influencing life (Mendez, 2010):

$$IH = \prod_{i=1}^n f_i(\{x_j\})$$

where n is positive integer number. For the sake of interpretation, habitability indexes are usually normalized in the range $\{0-1\}$, where 0 means a dead environment and 1 is the optimum for life. Another crucial aspect of QHT is that a correctly devised habitability index can be used to estimate the net primary productivity NPP of a given ecosystem through:

$$PPN \approx IH \cdot PPN_{m\acute{a}x}$$

where NPPmax is the maximum possible net primary productivity. In this work, we use the general formalism for devising habitability indexes described in Cardenas et al. (2014; 2017), which concludes that a primary aquatic habitability index for a photosynthetically dominated ecosystem in principle can be formulated as:

$$APH = f(N)f(L)f(T)$$

where f(L), f(N) and f(T) are functions of light, nutrients and temperature, respectively. All these functions can be normalized to be in the range {0 – 1}. In Cardenas et al. (2014; 2017) two particular versions of this index were devised and applied. However, those versions were applied to oceanic and coastal environments. In this work, we apply APH for the first time to freshwater ecosystems, specifically lakes and thus we propose another particular version of this index.

Results and discussion

The third version of APHIII considers the function of limiting nutrient f(N) as a classical Michaelis–Menten kinetics:

$$f(N) = \frac{v_{\max}[N]}{K_{1/2} + [N]},$$

with v_{max} being the maximum speed of (phytoplankton) nutrient uptake, K_{1/2} the half-saturation constant and [N] the concentration of limiting nutrient. The function of temperature f(T) is (Volk, 1987):

$$f(T) = 1 - \left(\frac{T_{\text{opt}} - T}{T_{\text{opt}} - 273} \right)^2,$$

where T_{opt} is the optimum temperature for (photosynthetic) aquatic primary producers and T is the temperature. The most complex part of APHIII is the radiational one. We propose a function of light f(L) which treats photosynthetically active radiation (PAR) as in the E model for photosynthesis (Fritz et al., 2008) and UV radiation as in Ferrero et al. (2006), but extending it through the water column using Lambert–Beer's law of Optics:

$$f(L) = \frac{1 - \exp[-E_{\text{PAR}}(z)/E_s]}{1 + (E_{\text{UV}}(z))/(B)},$$

where E_{PAR}(z) stands for PAR irradiance at depth z, E_s is a parameter measuring the efficiency of the species in the use of PAR, E_{UV}(z) is the irradiance of ultraviolet

radiation and B is a parameter measuring the UV inhibition of photosynthesis. The spectral irradiances down the water column can be calculated using the Lambert–Beer’s law of Optics:

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0^-) \exp[-K(\lambda)z].$$

In the above equation, $K(\lambda)$ is the wavelength-dependent attenuation coefficient. The spectral irradiances just below the surface are found subtracting the reflected light from the spectral irradiances just above:

$$E(\lambda, 0^-) = [1 - R]E(\lambda, 0^+),$$

where R is the reflection coefficient of the water surface, which can be found using the Fresnel formulae applied to the interface air– water. Its value of R depends on solar zenith angle, roughly varying between 0.02 and 0.11. The irradiances at depth z for UV and PAR bands can be found summing the spectral irradiances:

$$E_i(z) = \sum_{\lambda} E(\lambda, z)\Delta\lambda,$$

where subscript i represents UV or PAR and $\Delta\lambda$ is the interval for which $E(\lambda, z)$ stands.

Normalization of the APH III

For APHIII to be in the range {0–1}, in this work each of its component functions is normalized. For each function, this is usually done dividing by the function evaluated at some situation considered optimum, unless other considerations prevail. For $f(T)$ normalization is not necessary, as it already takes the maximum value $f(T) = 1$ for $T = T_{opt}$ and the minimum $f(T) = 0$ for $T = 273$ and $T = 2T_{opt} - 273$. Outside the range $T = \{273-(2T_{opt}-273)\}$, $f(T)$ takes unphysical negative values which are discarded. For $f(N)$, we took into consideration that it asymptotically tends to v_{max} , which is the optimum, so the normalized function yields:

$$f(N) = \frac{v_{max}[N]/K_{1/2} + [N]}{v_{max}} = \frac{[N]}{K_{1/2} + [N]}$$

Now, for practical purposes, we propose a trophic classification according to the range of values of the function of nutrients $f(N)$ (Table 1).

Above equation goes from 0 (for $[N] = 0$) to 1 (for $[N] = \infty$). The average real value of $f(N)$ for above mentioned Riñihue lake could be calculated from available data for the time period 1987–2015 (Campos et al., 1987; Campos et al., 2001; Woelfl et al., 2003), but as we intend to focus on the radiational side in this modelling, we just set $f(N) = 0,2$; which from the mathematical point of view means $K_{1/2} = 4[N]$. Real calculation of $f(N)$ would result in a small correction of this value, which would not affect the conclusions of this paper.

The normalization of the radiational function $f(L)$ is much more complicated. We consider as optimum the time interval with the smallest average attenuation coefficient $\langle K_{PAR} \rangle$ of the PAR, assuming this implies a greater photosynthetic potential. For the Riñihue lake, selecting a seasonal timescale and using measurements for the time period 1987–2015, results can be seen in Table 2: Then summer turns out to be the optimum from the radiational point of view for Riñihue lake. To be consistent with that physical situation, we then took the $\langle K_{UV} \rangle$ corresponding to this season. Despite the higher UV, we assume this is the situation with greater photosynthetic potential, as was shown in papers by some of us for open ocean and coastal ecosystems

Table 1. Trophic classification according to the function of limiting nutrient $f(N)$

$f(N)$	Trophic status
0.00–0.25	Oligotrophic
0.25–0.75	Mesotrophic
0.75–1.00	Eutrophic

Table 2. Average light attenuation coefficient for Riñihue lake in the time series 1987–2015

Season	$\langle K_i \rangle$ (1987–2015)			
	Winter	Spring	Summer	Autumn
$\langle K_{UV} \rangle$	0.95	0.87	0.86	1.09
$\langle K_{PAR} \rangle$	0.16	0.16	0.15	0.18

(Rodríguez-López et al., 2014; Avila-Alonso et al., 2016). The selected depth to evaluate Lambert Beer’s law is calculated from formulae resulting from the traditional definition of maximum photic depth z_{ph} (Montecino, 1991) with the empirical formula relating Secchi depth z_S with $\langle K_{PAR} \rangle$:

$$z_{ph} = \frac{4.6}{\langle K_{PAR} \rangle}$$

$$z_s = \frac{2}{\langle K_{PAR} \rangle}$$

Combining above two formulae:

$$z_{ph} = 2.3z_s$$

We then chose the intermediate photic zone depth:

$$z = \frac{z_{ph}}{2} = 1.15z_s$$

Then the average $\langle APH_{III} \rangle$ can be estimated as:

$$\langle APH_{III} \rangle = \langle f(L) \rangle \langle f(N) \rangle \langle f(T) \rangle$$

The phytoplankton–zooplankton dynamics

We follow the dynamics of algae modifying the model in Ferrero et al. (2006), neglecting circulation. This is applicable to stratified lakes. We additionally propose a more comprehensive way of estimating biological primary productivity. This is done by introducing average net primary production $\langle NPP \rangle$ in the photic zone estimating it using an averaged version of equation (1):

$$\langle NPP \rangle = \langle APH_{III} \rangle NPP_{max}$$

Then the dynamics phytoplankton–zooplankton is described by:

$$\frac{dA}{dt} = A \left[\frac{\langle NPP \rangle}{A_s} - qH \right],$$

Table 3. Parameters of the biophysical parameter space

Parameter	Biophysical meaning
$\langle K_{PAR} \rangle$	Average attenuation coefficient of photosynthetically active radiation
$\langle K_{UV} \rangle$	Average attenuation coefficient of ultraviolet radiation
E_S	Photosynthetic efficiency
B	Inhibition of photosynthesis by ultraviolet radiation
μ	Mortality rate of zooplankton
q	Predation efficiency
e_T	Conversion of predated (phytoplankton) matter to zooplankton biomass
A_S	Surface density of phytoplankton carbon biomass
NPP_{max}	Maximum possible net primary productivity

$$\frac{dH}{dt} = H[e_T q A - \mu],$$

where A and H are biomass (volumetric) densities of phytoplankton and zooplankton, respectively; μ is the mortality rate of zooplankton, q is predation efficiency, while e_T is the transformation efficiency, i.e., conversion efficiency of predated (phytoplankton) matter to zooplankton biomass. For the sake of dimensional homogeneity, it was introduced the (surface) density of phytoplankton carbon biomass A_S .

The biophysical parameter space

From the above equations it turns out that the model depends on the biophysical parameter space:

$$p = \{\langle K_{PAR} \rangle, \langle K_{UV} \rangle, E_S, B, \mu, q, e_T, A_S, NPP_{max}\}.$$

It can be split in optical, bio-optical and biological parameter subspaces:

$$p_{\text{opt}} = \{ \langle K_{\text{PAR}} \rangle, \langle K_{\text{UV}} \rangle \}$$

$$p_{\text{bio-opt}} = \{ E_S, B \}$$

$$p_{\text{bio}} = \{ \mu, q, e_T, A_S, \text{NPP}_{\text{max}} \}$$

For the sake of clarity, below we include Table 3 with the biophysical meaning of each parameter of equation (19). Perturbations of the optical quality mean to perturb the optical parameter space, that is, to vary the parameters $\langle K_{\text{PAR}} \rangle$ and $\langle K_{\text{UV}} \rangle$, which would act as control parameters in the dynamical systems analysis of the system of differential equations (17) and (18). For it, the critical points are:

$$(A_1^*, H_1^*) = (0, 0),$$

$$(A_2^*, H_2^*) = \left(\frac{\mu}{qe_T}, \frac{\langle \text{NPP} \rangle}{qA_S} \right),$$

which are consistent with those found in Ferrero et al. (2006), after neglecting circulation and introducing our model for net primary productivity. As in the previous reference, we focus on the second (non-trivial) point. The eigenvalues of the Jacobian matrix are:

$$\lambda_{1,2} = \pm i \sqrt{\frac{\mu \langle \text{NPP} \rangle}{A_S}}$$

The two eigenvalues are a conjugated pair, which implies the presence of oscillations of the biomass densities of phytoplankton and zooplankton, looking like a classical Lotka Volterra dynamics. However, the detailed stability analysis of this model goes beyond the aims of the present paper and shall be presented in a forthcoming one, which will also include vertical mixing to extend potential applications to non-stratified lakes with active vertical mixing and thus a highly variable PAR and UV doses for plankton.

Conclusions

We outlined a methodology to investigate how robust freshwater ecosystems are to perturbations of their optical quality. It incorporates ideas from the astrobiological

school to model habitability, specifically QHT to devise habitability indexes and then embed the proposed index in an ecological model of trophic levels.

The above mentioned habitability index is a new version of our APH index, devised by some of us and formerly applied to saltwater ecosystems (both ocean and coastal), now directed to freshwater ecosystems (lakes). All this shows the applicability of QHT to spatial-temporal scales typical in ecological studies, showing a useful bridge between Astrobiology and Ecology.

In a forthcoming publication some refinements of this methodology will be presented and its applications to case studies.



References

- Avila-Alonso D, Cardenas R, Rodríguez-López L and Álvarez-Salgueiro J (2016) Phytoplankton photosynthetic potential in coastal zones around the world. *Revista Cubana de Física* 33, 12.
- Campos H, Steffen W, Aguero G, Parra O and Zúñiga L (1987) Limnology of Lake Riñihue. *Limnologica* 18, 339.
- Campos H, Hamilton D, Villalobos L, Imberger J and Javam A (2001) A modelling assessment of potential for eutrophication of lake riñihue, Chile. *Archiv für Hydrobiologie* 151, 101.
- Cardenas R, Pérez-Díaz N, Martínez-Frias J and Martín-González O (2014) On the habitability of aquaplanets. *Challenges* 5, 284.
- Cardenas R (2017) On the Quantification of Habitability. Proceedings of the II International Conference on BioGeoSciences, Varadero, Cuba; October 23rd– 27th, 2017. Available at https://www.researchgate.net/publication/321732366_On_the_Quantification_of_Habitability.
- Ferrero E, Eory M, Ferreyra G, Schloss I, Zagarese H, Vernet M and Momo F (2006) Vertical mixing and ecological effects of ultraviolet radiation in planktonic communities. *Photochemistry and Photobiology* 82, 898.
- Fritz J, Neale P, Davis R and Pelloquin J (2008) Response of Aantarctic phytoplankton to solar UVR exposure: inhibition and recovery of photosynthesis in coastal and pelagic assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 365, 1.
- MMA (2014) Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile. Available at <http://portal.mma.gob.cl/>.
- Mendez A (2010) Evolution of the global terrestrial habitability during the last century. Proceedings of Sixth Astrobiology Science Conference, Houston, TX, USA. April 26th–29th (2010).
- Montecino V (1991) Primary productivity in South American temperate lakes and reservoirs. *Revista Chilena de Historia Natural* 64, 555.
- Rodríguez-López L, Cardenas R and Avila-Alonso D (2014) On the photosynthetic potential in open oceans. *Revista Cubana de Física* 31, 15.
- Shock E and Holland M (2007) Quantitative habitability. *Astrobiology* 7, 839.
- Thomasson K (1963) *Araucanian Lakes; Plankton Studies in North Patagonia, with Notes on Terrestrial Vegetation*. Uppsala: Almqvist&Wiksell's Boktryckeri.
- Volk T (1987) Feedbacks between weathering and atmospheric CO₂ over the last 100 million years. *American Journal of Science* 287, 763.
- Woelfl S, Villalobos L and Parra O (2003) Trophic and method validation in Lake Riñihue (North Patagonia: Chile) from 1978 through 1997. *Revista Chilena de Historia Natural* 76, 459.

Rodríguez L; Cárdenas R , Parra O, Urrutia R , González L , Martínez R (2018). On the subaquatic light fields in lakes of Southterm Chile and their Photosynthetic Potential. Chapter 10 Proceedings of the 2nd International Conference on BioGeoSciences Modeling Earths Hydrosphere at Ecosystem Scales. Editorial: Springer Nature Switzerland AG.

CAPÍTULO 2: On the subaquatic light fields in lakes of Southterm Chile and their Photosynthetic Potential.

Abstract

The district of Chileans Araucanian Lakes is a group of lakes of glacial origin that are located between 39° and 42°, Lat. S and 71° and 72° Long. W that are characterized by presenting oligotrophic conditions. The last of the chain of lakes of Valdivia Basin River is the Riñihue, a temperate monomític lake, reason why its study is of great importance, since it reflects any disturbance in the chain. It is relevant to have precise spectra of the photosynthetically active and ultraviolet radiation of the location area to calculate the photosynthetic potential in these lakes. In this paper, an assessment is made about the applicability of the COART radiative transport model in freshwater aquatic systems.

Keywords: Radiative, Phytoplankton, Aquatic

Introduction

The continental aquatic ecosystems are characterized by a great complexity in which different biotic and abiotic elements interact in several temporal and spatial scales in very diverse ways [1]. This causes that the study, management actions, and prediction of possible future states are complex tasks and difficult to research using classical scientific methods. One way to reduce the complexity with which one works in environmental management and research is the development and use of physical–mathematical models to apply to the ecology that represent the most important processes and elements of the ecosystem. The modeling of radiative transport in atmosphere and ocean has been much more worked than in continental aquatic systems (freshwater); therefore, the development of scientific research is indispensable in order to evaluate the applicability of ocean radiative transport models for lacustrine ecosystems [2].

In the last three decades, there has been a decrease in ozone concentrations in the southern hemisphere [3]; as a consequence, this hemisphere has received more UV radiation than the northern hemisphere [4]. In terms of its terrestrial distribution, ozone varies over time, with daily or seasonal periods; these variations are caused

by the circulation of stratospheric winds and by the production and chemical destruction of ozone. It is generally found in lower concentration in Ecuador and in greater abundance in the poles. Due to the special climatic and meteorological conditions in Antarctica and nowhere else on the planet, a hole is forming in the ozone layer. The difference between the ozone content in the Polar Regions comes from different meteorological patterns [3].

Chile, due to its proximity to Antarctica, has extreme radiation conditions, so it is a unique experimental natural scenario to prove what this increase would mean for ecosystems and aquatic organisms, in addition to the high levels of radiation it receives, due to the possible implications and uncertainties that climate change would generate in this country. Due to the physical–geographical characteristics of this territory, the highest percentage of the Chilean territory presents great elevations, according to studies carried out in the northern zone [5], over 1000 msnm, UV radiation increases by 10%, so the same. It can vary with altitude and latitude [6, 7]. In relation to the Chilean territory from Valparaíso to the lakes, the sun's rays are classified as dangerous, specifically between 11:00 and 16:00 h according to Conac studies [8].

On the other hand, Chile has several lake districts throughout the country; the Araucanos lake district located in the southern part of the American continent is considered one of the most important. According to the ecosystem value, this water is for different uses: represent a reservoir the drinking water, for irrigation, agriculture and represent a high landscape, cultural and tourist value. Therefore, the investigation of these lake ecosystems has aroused an interest and relevance in recent years. The present investigation will contribute with the scientific bases obtained from one of these lakes: the Riñihue Lake.

According to the ecosystem value, is water is for different uses: represent a reservoir the drinking water, irrigation, agriculture.

Materials and Methods

Description of the Study Area

Lake Riñihue is located at 39°50' south latitude and 72°20' west longitude. It is a pre-Cordilleran lake in the province of Valdivia in southern Chile, it is part of a chain of six lakes (Araucanian Lakes). It has an altitude of 117 m above sea level, with a basin of 4500 km² of which 77.5 km² correspond to the lake. The Riñihue presents a glacial origin. The waters of this lake discharge into a river that receives different names before joining the sea. From its beginning to the encounter with the

Collileufu River it is called San Pedro, from this point until the junction with the Cruces River it is called Calle-Calle and from there to its drainage in the Corral Bay it is called the Valdivia River. The river has a course of 110 km until its mouth [9]. The climate of the area is temperate of rainy type; the superficial temperatures of the water vary of 9–20 °C during the year. There is thermal stratification (>2–3 °C) for 9–10 months of the year, beginning in September [10–12]. This lake is monomictic warm, which means that during the summer period it is stratified and, during the winter months, the water column is mixed. The thermal amplitude rises inwards and is moderate due to the influence of the sea.

As hydrological characteristics, the precipitations take place throughout the year and increase from north to south, border the 1167 mm per year, has 27 km maximum length and 5 km wide, a volume of 12.6 km³ with a maximum depth of 323 m. The level of the lake varies approximately 2 m, registering the highest values in winter and the lowest in summer; the variations are closely related to the meteorological events of rain (Fig. 1).

Obtaining of the Data Series

In the study, a time series was taken from 1987 to 2016 (30 years). Experimental data reported in the literature that were taken from several studies: studies conducted by Professor Hugo Campos in Limnological study of Araucanian Lakes (Chile) in 1984, the study: Partial operation of the minimum control network of Riñihue Lakes and Rancho UACH-DGA, 1988. Study: Redefinition of the minimum network of lakes POCH AMBIENTAL SA, 2009. Study: Final report No. 1. Phytoplankton analysis in water samples. Tender No. 1019-98-LE13. Study: Phytoplankton analysis in water samples, Eula, 2012. Study: Analysis and reformulation network monitoring lakes region of the rivers, DGA 2016.

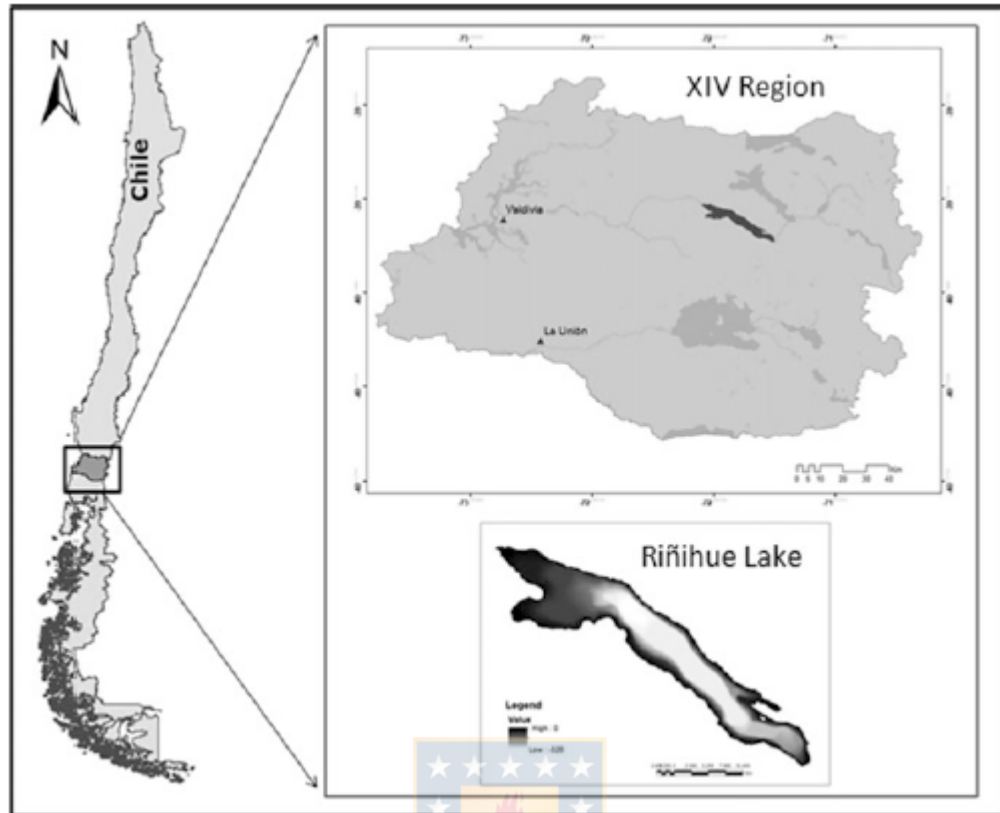


Fig. 1 Geographical location of the study area

Radiative Transport Model (COART)

The COART radiative transport model (Coupled Ocean Atmosphere Radiative Transfer) is a model of unified radiative transport developed by NASA Solar and Cloud Radiation Group, in the sense that it considers the ocean as the lower layer of the atmosphere. It also includes the influence of turbulence on the penetration of light in the upper oceanic layers. It has been implemented for saltwater, the potential for its application in freshwater was tested in a previous work [2] and with this paper, and a continuity will be given for its future application in continental aquatic ecosystems.

Evolution of Phytoplankton Species Through Historical Records

The phytoplankton data were taken in three years within the study series; the first is in 1987 where Professor Hugo Campos carried out a monitoring campaign on Lake Riñihue and describes the 43 phytoplankton groups found, and the second period corresponds to a study of the Center for Environmental Studies (EULA) conducted by Professor Oscar Parra and Dalba Avilés in 1997 where the specific wealth

increased to 68 taxa, and the last interval was in 2015, data that was taken from the monitoring campaign carried out by the EULA according to the disposition of the General Direction of Waters (DGA) of Chile, this time increased the wealth being of 107 groups.

Results and Discussion

Relationship Between UV and Chlorophyll a

The following graphs show how the UV values (on the surface and at 10 m depth) obtained from modeling with COART and chlorophyll a values during the study time series are related. The graphs were constructed for several zenithal angles representative of Central Chile from 30° to 60° with an interval of 10. The same for the autumn season subscribes below: Autumn See Figs. 2, 3, 4, and 5.

During this season, it is observed that incident UV radiation at the surface level has a high value in the study period, even though it is attenuated in the water column it shows high values registered at 10 m depth; UV radiation is cumulative in lake sediments and over time it could mean extreme conditions for aquatic organisms in case of disturbance. Due to the extreme conditions, UV radiation in the 10 m depth remain stable in the period studied and may have caused an adaptation to aquatic species to these values of radiation.

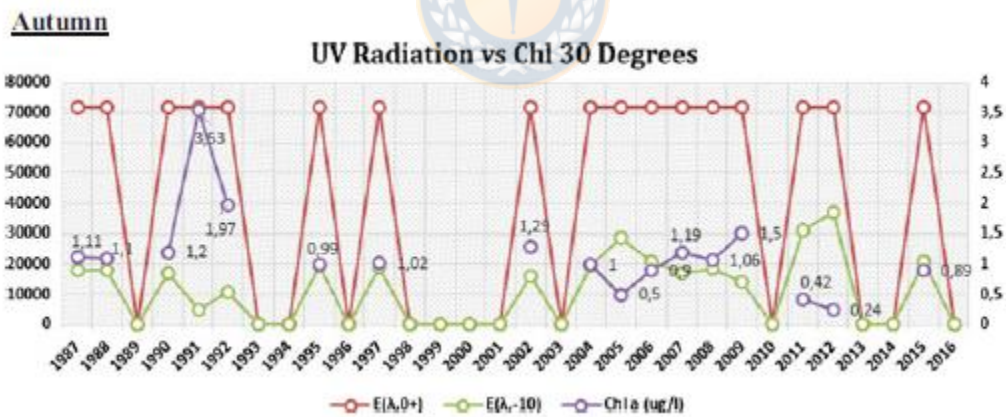


Fig. 2 UV radiation versus Chl a in the Autumn season, 30° of solar zenithal angle

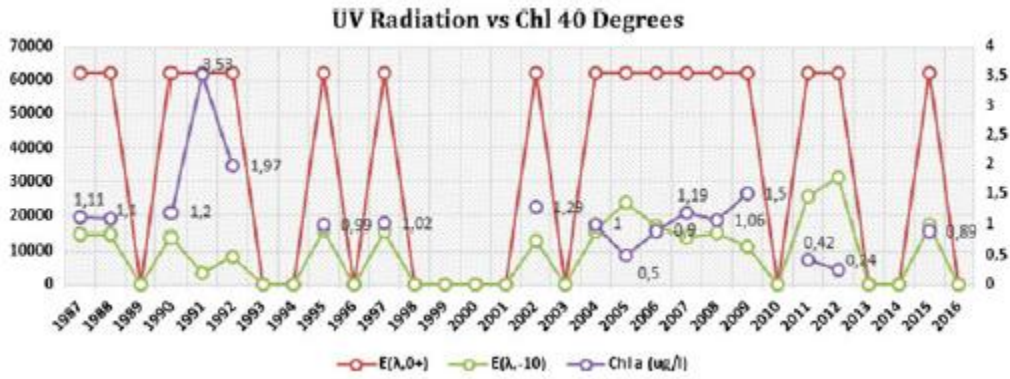


Fig. 3 UV radiation versus Chl a in the Autumn season, 40° of solar zenith angle

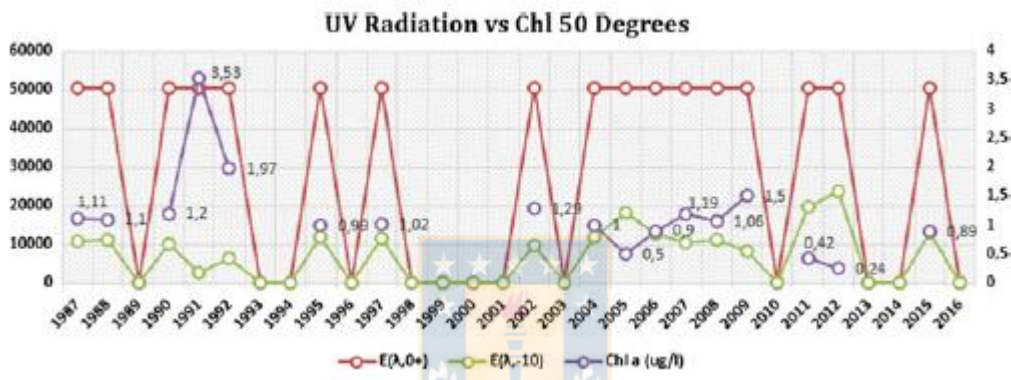


Fig. 4 UV radiation versus Chl a in the Autumn season, 50° of solar zenith angle

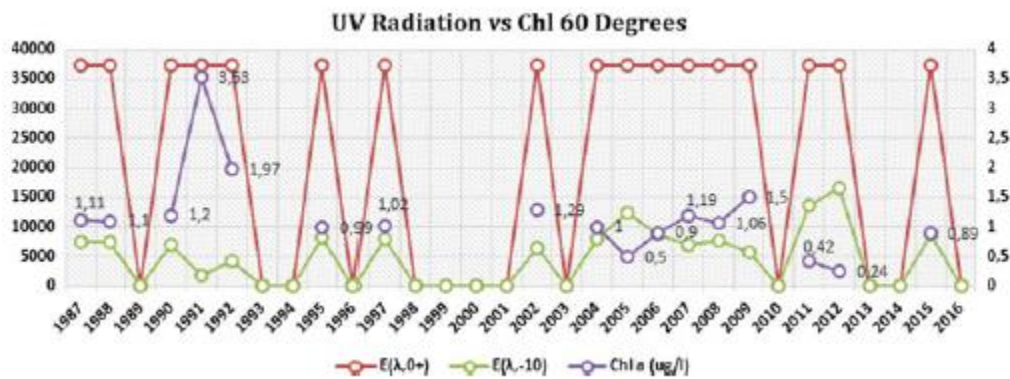


Fig. 5 UV radiation versus Chl a in the Autumn season, 60° of solar zenith angle

Winter

See Figs. 6, 7, 8, and 9. In this season, chlorophyll a has a greater variability due to the instability in the water column of the phytoplankton suspension due to the existing mixture,

Winter

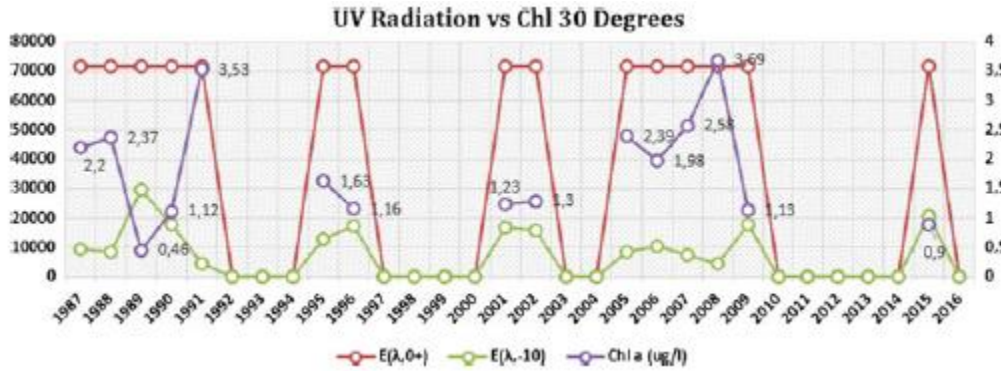


Fig. 6 UV radiation vs Chl a in the Winter season, 30° of solar zenith angle

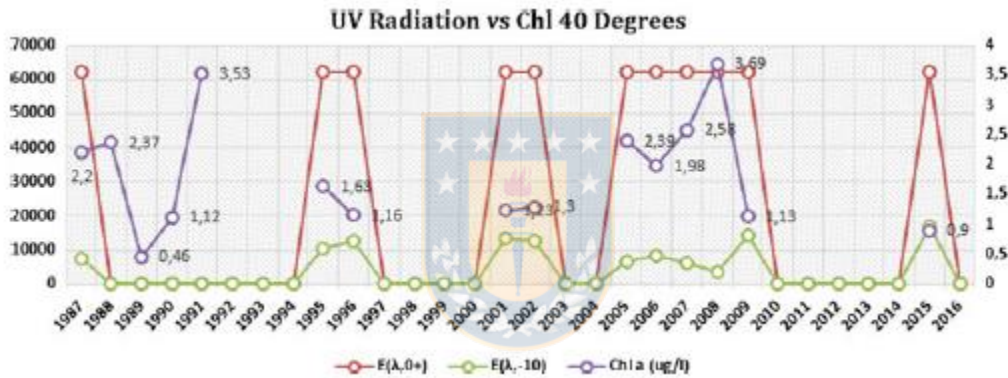


Fig. 7 UV radiation versus Chl a in the Winter season, 40° of solar zenith angle

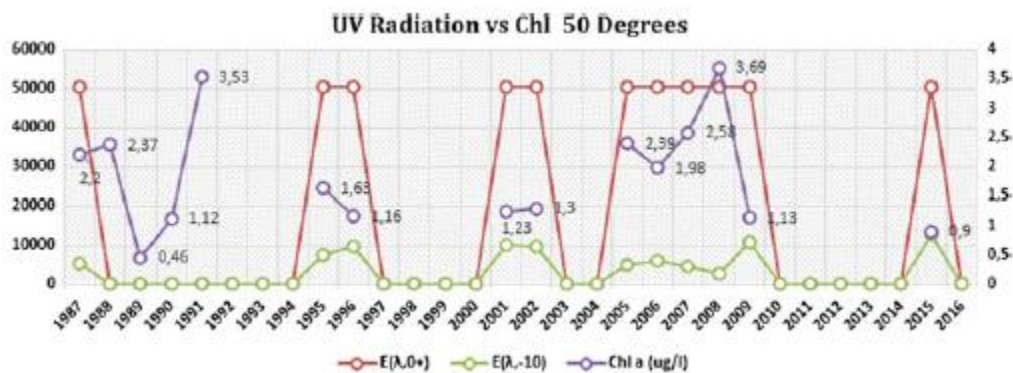


Fig. 8 UV radiation versus Chl a in the Winter season, 50° of solar zenith angle

the average radiation throughout the year does not present significant variations at the surface level, while the UV that penetrates in the 10 m depth it is much smaller than in the other stations characteristic that can be derived from the mixture itself and function as a barrier to the passage of light.

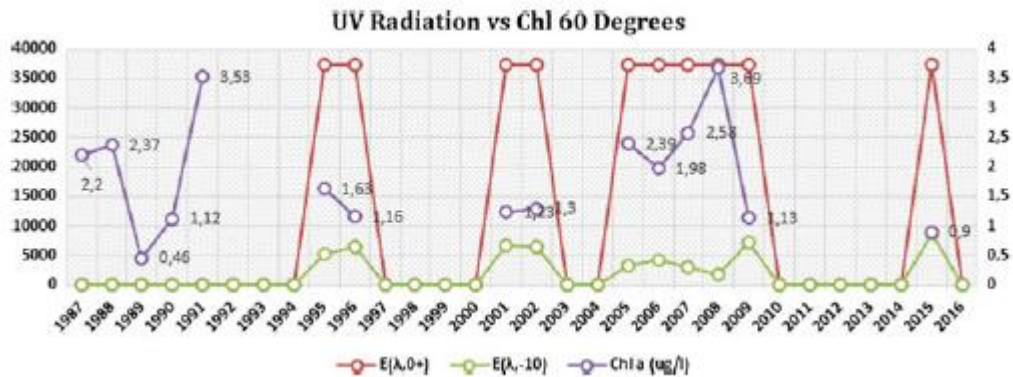


Fig. 9 UV radiation versus Chl a in the Winter season, 60° of solar zenithal angle

Spring

See Figs. 10, 11, 12, and 13. During the spring and summer, a strong incident UV radiation is observed at surface level that is little attenuated and penetrates up to 10 m depth with a radiation of up to 3000 W/m² being able to cause damage to the organisms that live in the illuminated column, thus affecting their vital processes as is the case of photosynthesis.

Spring

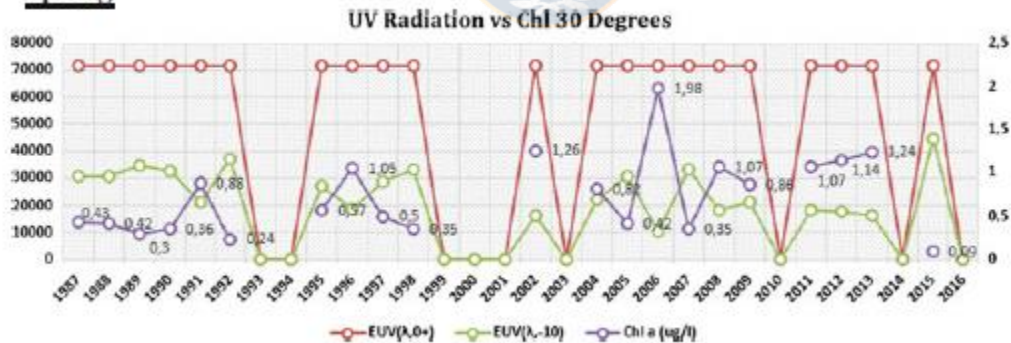


Fig. 10 UV radiation versus Chl a in the Spring season, 30° of solar zenithal angle

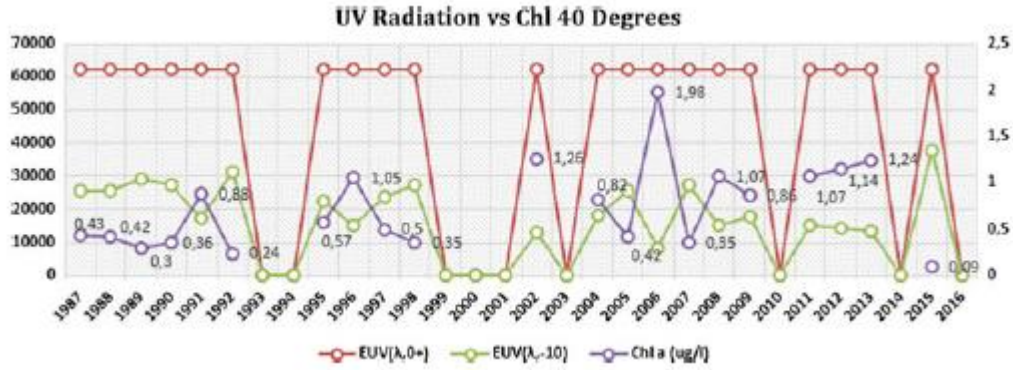


Fig. 11 UV radiation versus Chl a in the Spring season, 40° of solar zenital angle

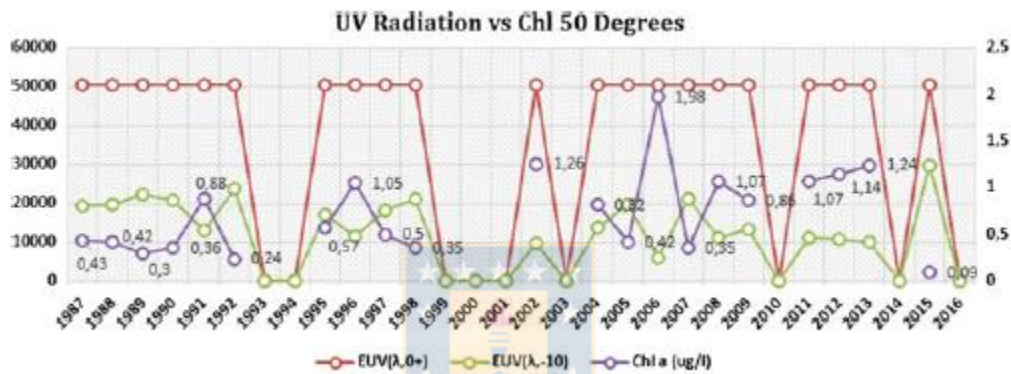


Fig. 12 UV radiation versus Chl a in the Spring season, 50° of solar zenital angle

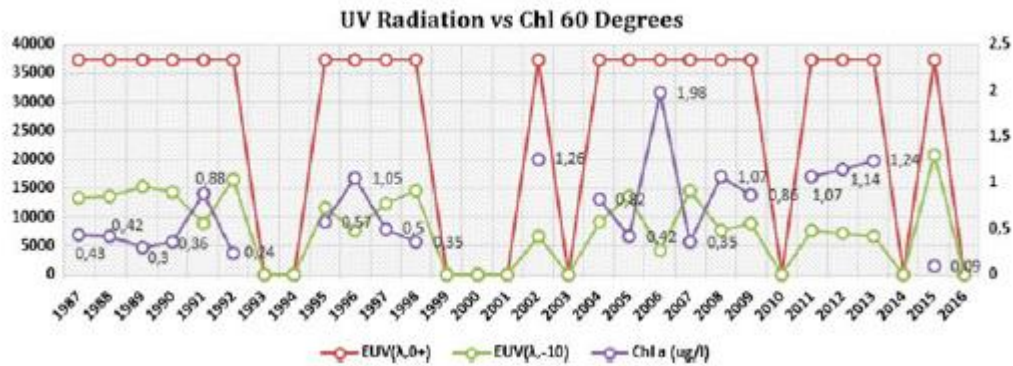


Fig. 13 UV radiation versus Chl a in the Spring season, 60° of solar zenital angle

Summer

See Figs. 14, 15, 16, and 17. During the whole period studied (temporary series 30 years), the incident UV radiation had a simulated behavior at the surface level, while the UV radiation calculated for the 10 m depth had significant seasonal differences

being higher in the spring and summer seasons by the penetration and light stability in the water column which may represent damages to the primary producers regarding the inhibition of the photosynthetic process. It was observed that while increasing the zenithal angle the incidence of UV radiation decreases by approximately 100 W/m^2 every 10° . In Autumn of 1991, there was a maximum of incident UV radiation at the surface level coinciding with the increase in the chlorophyll a value reported for this season in the same year (1991), in a previous work [13] a decrease of ozone in Autumn that could cause this increase in UV. The same happens for the spring of 2006, where an increase in the chlorophyll value coincides with an increase in the UV radiation incident on the surface of the lake. Using the IBM SPSS 22 statistical software, a Pearson's correlation was performed for UV variables at 10 m depth and for chlorophyll a. Table 1 shows these

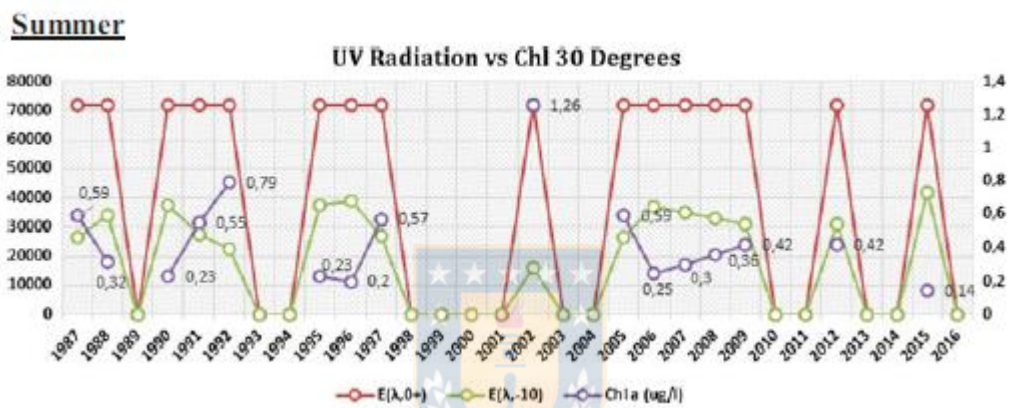


Fig. 14 UV radiation versus Chl a in the Summer season, 30° of solar zenithal angle

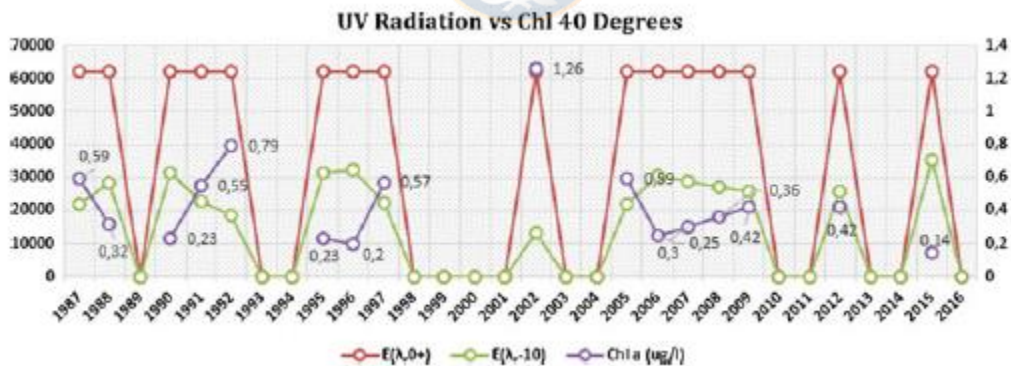


Fig. 15 UV radiation versus Chl a in the Summer season, 40° of solar zenithal angle

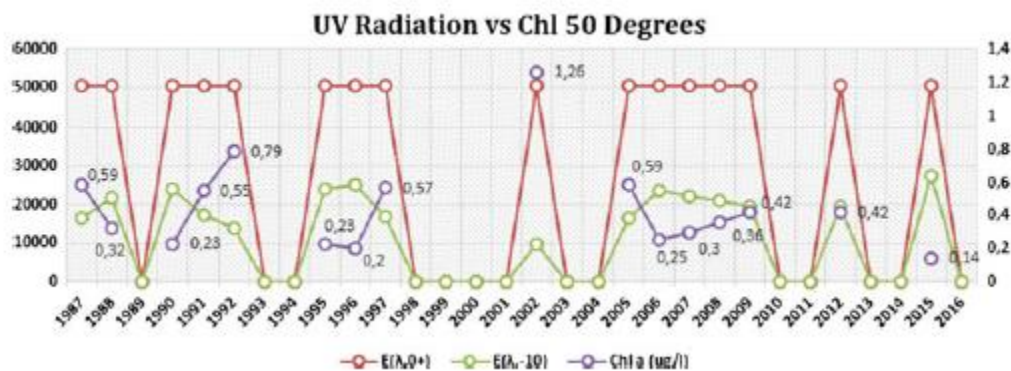


Fig. 16 UV radiation versus Chl a in the Summer season, 50° of solar zenithal angle

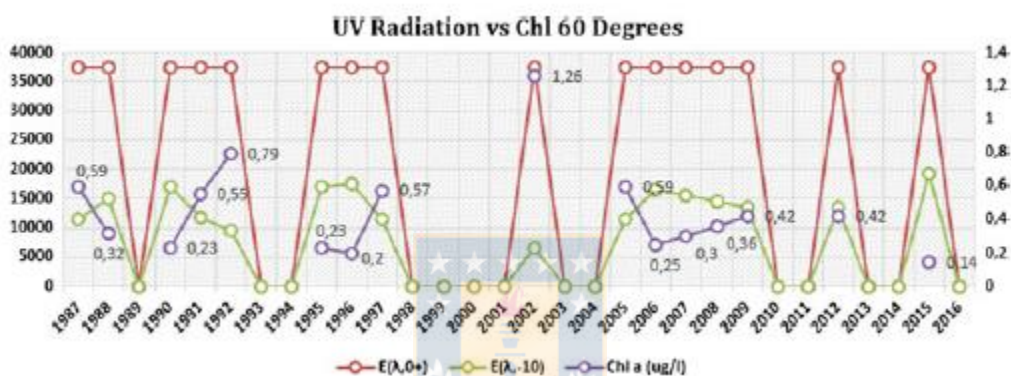


Fig. 17 UV radiation versus Chl a in the Summer season, 60° of solar zenithal angle

Table 1 Pearson's correlation for UV variables 10 m and Chl a (30° and 60°) for each season of the year

Seasons	30°	60°
Autumn	-0.877	-0.853
Winter	-0.932	-0.952
Spring	-0.954	-0.943
Summer	-0.969	-0.96

correlations for each season of the year and for the extreme zenithal solar arrays that were taken into consideration (30° and 60°). Highly negative correlation between these variables was obtained for all stations, in all cases greater than -0.86, which could mean that the UV variable is the dominant environmental variable and that it may be limiting the growth of the phytoplanktonic groups in the months where it reaches its maximum values.

Optical Classification of the Lake

Transparency values (meters) were recorded, measured by Secchi disk in the aforementioned monitoring campaigns in order to know the behavior of the passage of light through the water column and later used to calculate the attenuation coefficient of the light (PAR); the values obtained in the time series for each year were averaged by season of the year. Figure 18 shows the values of the transparency behavior of the water column during time series and seasonal differences.

The lower values are reflected in the Autumn season due to possible mixtures in the water column, which could cause the turbidity to prevent the passage of light in it. The greatest transparency is in summer, because the characteristics of the station itself have greater incident radiation, and in this period the lake is stratified, so the circulation of the water body is not much and the equilibrium allows a greater passage of water the light.

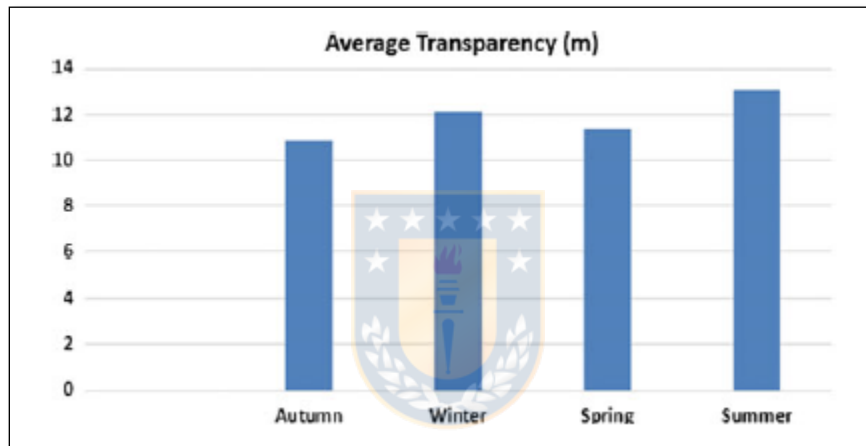


Fig. 18 Average transparency during the time series by season of the year

Table 2 Light attenuation coefficient by season in the time series

Kd (1987–2016)				
Radiation	Winter	Spring	Summer	Autumn
UV	0.95	0.87	0.86	1.09
PAR	0.16	0.16	0.15	0.18

The attenuation coefficient of the light PAR (Kd) was calculated for each season of the year (Table 2) by formula (1):

$$Kd = 2/Z(\text{Secchi}) \quad (1)$$

where Kd is (the attenuation coefficient) and Z(Secchi) is the transparency average the Secchi disk.

The attenuation coefficient corresponding to UV light was calculated through the Lambert Beer law of Optics, evaluated at depth $z = 10$ m:

$$E(\lambda, 10) = E(\lambda, 0-) \exp[-Kd(\lambda)10] \quad (2)$$

The attenuation coefficients for PAR and UV radiation are shown in Table 2. According to the attenuation coefficients of the PAR and UV radiation obtained, the Riñihue Lake for photosynthetic active radiation behaves similarly to the Jerlov type I oceanic waters (Fig. 19, Source: [14]) and for the attenuation coefficients corresponding to UV light, it is an intermediate between the oceanic waters type III and the coastal ones C1 [15]. In all cases, the optical classification of this lake is in correspondence with the trophic characteristics of an oligotrophic aquatic system (very clear waters and with low productivity).

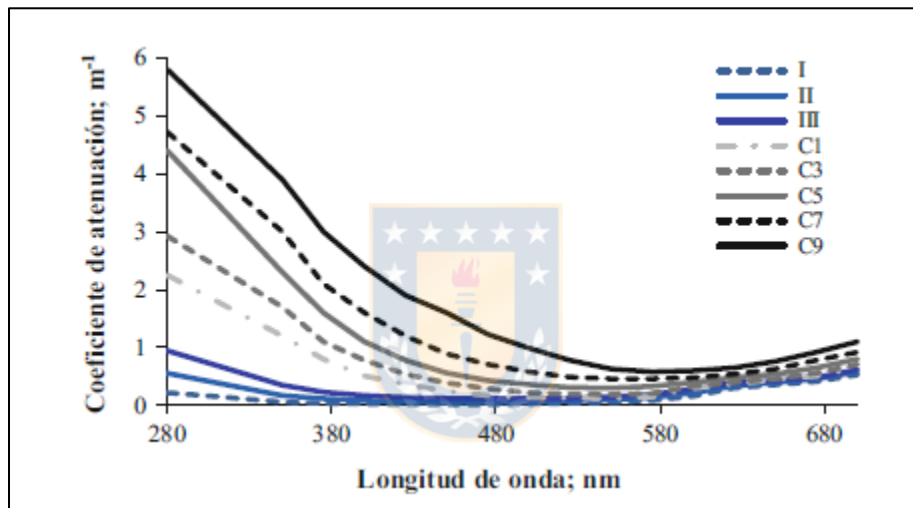


Fig. 19 Jerlov classification of coastal and oceanic waters

Results of Evolution of Phytoplankton Species Through Historical Records

To know the evolution in these 30 years of the phytoplanktonic groups of this lake, three periods of study were taken into account: The first time period considered was in 1987 through the results obtained in the monitoring campaign of Professor Hugo Campos, the second period considered corresponds to the year 1997 where a campaign was conducted by the Center for Environmental Studies (EULA) led by Professor Oscar Parra and Dalba Avilés, and the last stage of analysis was the one corresponding to 2015 in the monitoring campaign as provided by the Directorate Water General of Chile (DGA).

In 1987, 43 phytoplankton species were described, of which: belong to 20 Bacillariophyceae (being the most abundant group), 16 Chlorophyceae, 2

Chrysophyceae, 3 Cyanophyceae, and 2 Dinophyceae, in the same period a minimum cell density of 268.287 cel/L was found and maximum density of 1.627285 (cel/L); the species with the highest density corresponded to the types: *Asterionella formosa* and *Melosira husteidi* (both of the Bacillariophyceae group). The minimum biomass was 195.6 g/m², and the maximum biomass was 4192.6 g/m², respectively. The average chlorophyll a value during the campaign was 0.9 ug/l.

After a decade in the campaign of 1997, 68 phytoplankton species were reported: 35 species of Bacillariophyceae, 19 Chlorophyceae, 3 Chrysophyceae, 5 Cryptophyceae, 3 Cyanophyceae, and 2 Dinophyceae; the number of species of the most abundant group (Bacillariophyceae) was increased, a maximum cell density of 1.700238 cel/L and a minimum of 14.188 cel/L was reported, which increased considerably in this last decade, something that was to be expected considering the increase of the groups, the higher density species that were described were: *Rhodomonas lacustris*, *Anabaena spiroides*, *Melosira distans*, *Asterionella formosa*, and *Sphaerocystis schroeteri*. Among them, a cyanobacteria (*A. spiroides*) characterized by being toxic and form blooms in systems of higher degree of trophy.

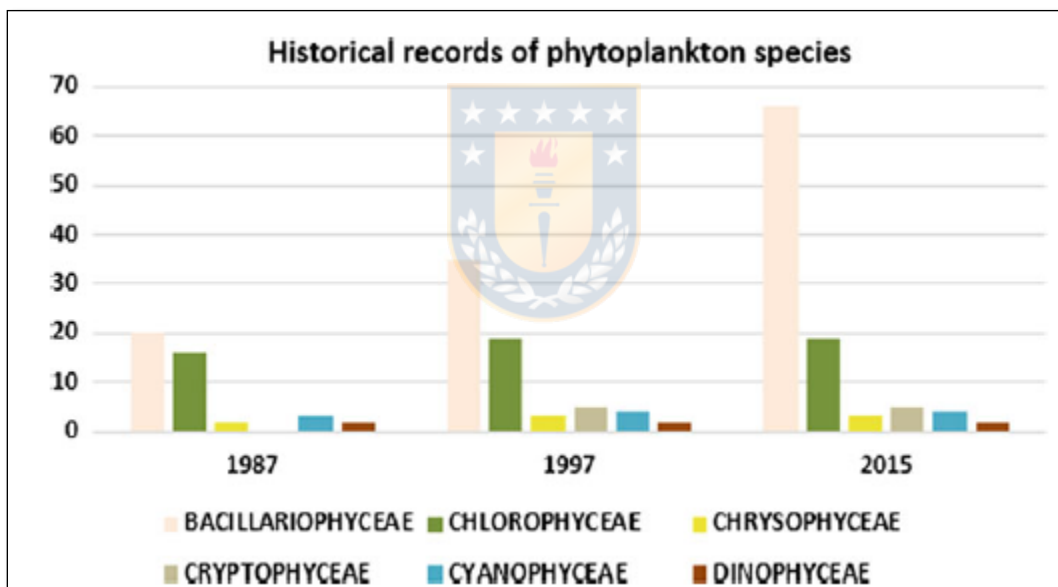


Fig. 20 Historical records of phytoplankton species

In this period, the Dinophyceae *Ceratium hirundinella*, a species reported as invasive in Chile for having a high degree of expansion and invading most of the continental systems of the south of this country, was detected for the first time in this freshwater system. The average value of Chl a during this campaign was 1.02 ug/l.

The last stage of analysis corresponding to the year 2015 where it is described that this lake has a specific richness of 107 species, of them: 66 Bacillariophyceae, 19 Chlorophyceae, 3 Chrysophyceae, 5 Cryptophyceae, 4 Cyanophyceae, and 2 Dinophyceae, increasing, as well that in the previous record, the Bacillariophyceae

group, a maximum cell density of 207.927 cel/L was reported. The presence of the invasive species is once again found: *C. hirundinella* but of greater concern, the infestation species *Didymosphenia geminata*, which has invaded a large number of freshwater aquatic ecosystems and has been associated with flood conditions [16], is reported in its tributary (Rio Enco) systems characterized by low nutrients and studies suggest that it has been related to supporting high values of radiation. Among the most abundant species in this year are: *Tabellaria fenestrata*, *Aulacoseira granulata*, and *Fragilaria crotonensis*, continuing the Diatoms being the dominant species in this lake.

The graph (Fig. 20) shows the evolution of these groups in the series of time studied according to historical records.

Conclusions

The COART radiative transfer model was applied again to a freshwater ecosystem, showing as a result the behavior of UV radiation at the surface level and at 10 m depth. Graphs of UV and chlorophyll a radiation were obtained for each season of the year in different zenithal solar angles from 30° to 60° with separation of 10°, it could be determined that as the angle increases every 10° decreases with a rate 100 W/m² the value of the radiation.

The statistical software IBM SPSS Statistics was used to perform Pearson's correlation between the UV variables at 10 m depth and the chlorophyll variable during all seasons of the year; this analysis shows a highly negative correlation between the study variables with higher values in all the cases at -0.86, the highest correlation was found in the summer season, which can be means that UV is the dominant environmental variable and that it may be limiting the growth of these phytoplankton groups during the seasons of the year when the UV takes its maximum values.

An optical classification of the lake is established in the series of time studied (30 years) where the attenuation coefficient (kd) of the light was calculated for each season of the year (Table 1) which was corresponding to the type of wáter C1 according to the Jerlov classification of the oceanic and coastal waters.

An analysis of the phytoplankton groups was carried out in three years of the time series studied to see their evolution, in 1987 where information was recorded in the monitoring campaign carried out by Professor Hugo Campos, the second year of study was in 1997 during another campaign of the center of environmental studies (EULA) directed by Professor Oscar Parra and Dalba Aviles and the last year 2015 campaign according to the disposition of the General Directorate of Water of Chile DGA. There is an evolution in the most abundant group: Bacillariophyceae with a wealth in 1987 of 20 groups and in 2015 they increased to 66.

In 1997, the dinophyceae *C. hirundinella* was found for the first time in this aquatic ecosystem, a species reported as invasive in Chile for having a high degree of expansion and invading most of the continental systems of the south of this country.

In 2015, the presence of the invasive species is once again found: *C. hirundinella* but of greater concern, the infestation species *D. geminata*, which has invaded a large number of freshwater aquatic ecosystems and has been associated with flood conditions, is reported in its tributary (Rio Enco). Systems characterized by low nutrients and studies suggest that it has been related to supporting high values of radiation.



References

- Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Glob Ecol Biogeogr* 12:361–371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2003.00042.x>
- Rodríguez-lópez L, Cárdenas R, Parra O, Urrutia R, González L, Martínez R, De Concepción U (2017) II CONFERENCIA INTERNACIONAL DE BIOGEOCIENCIAS Sobre la aplicabilidad del modelo de transporte radiativo COART a sistemas acuáticos continentales On the applicability of radiative transfer model COART to continental aquatic systems, 1–9
- Agustí S (2007) Aumento de la radiación ultravioleta: Impacto sobre los océanos polares, Impacto Del Calentamiento Glob. Sobre Los Ecosistemas Polares 25–46
- Agustí S, Llabrés M, Carreja B, Fernández M, Duarte CM (2015) Contrasting sensitivity of marine biota to UV-B radiation between southern and northern hemispheres. *Estuaries Coasts*. 38:1126–1133. <https://doi.org/10.1007/s12237-014-014-0>
- Rivas M, Rojas E, Madronich S (2008) Aumento del Índice Solar Ultravioleta con la Altura Solar Ultraviolet Index Increase With Altitude, *Ingeniare. Rev Chil Ing* 16:383–388. <https://doi.org/10.4067/s0718-33052008000200013>
- Cornejo L, Martín-Pomares L, Alarcon D, Blanco J, Polo J (2017) A through analysis of solar irradiation measurements in the region of Arica Parinacota, Chile. *Renew Energy* 112:197–208. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.04.012>
- Molina A, Falvey M, Rondanelli R (2017) A solar radiation database for Chile. *Sci Rep* 7:1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-13761-x>
- Conac, INFORME DE RADIACIÓN UV Y CÁNCER DE PIEL EN CHILE 2016, Santiago de Chile, 2016. <http://ambiente.usach.cl/uv>
- Campos H, Bucarey Bahamondes elys, Arenas jn (1974) Estudios Limnológicos del lago Rihue y rio Valdivia (Chile).
- Campos, H., Steffen, W., Aguero, G., Parra, O., & Zúñiga, L. (1987). Limnology of lake Riñihue. *Limnologica(Berlin) LMNOA* 8, 18(2).
- Woelf S, Villalobos L, Parra Ó (2003) Trophic parameters and method validation in Lake Riñihue (North Patagonia: Chile) from 1978, through 1997. *Rev Chil Hist Nat* 76:459–474. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2003000300010>
- Imberger J, Javam A, Campos H, Hamilton DP, Villalobos L (2001) A modelling assessment of potential for eutrophication of Riñihue Lake, CHILE, 101–125
- Rodríguez L, Parra O, Cárdenas R, Urrutia R, González L, Martínez R (2017) On the applicability of radiative transfer model COART to continental aquatic systems. Editorial Samuel Feijoo (Indexed Scielo)
- Rodríguez L, Cárdenas R, Ávila-Alonso D (2014) On the photosynthetic potential in the open oceans. *Rev Cuba Fis* 31:15–17
- Avila-Alonso D, Cardenas R, Rodriguez L, Alvarez-Salgueiro J (2016) Phytoplankton photosynthetic potential in coastal zones around the world. *Rev Cuba Fis* 33:62–64
- Beamud SG, Baffico G, Reid B, Torres R, Gonzalez-Polo M, Pedrozo F, Diaz M (2016) Photosynthetic performance associated with phosphorus availability in mats of *Didymosphenia geminata* (Bacillariophyceae) from Patagonia (Argentina and Chile). *Phycologia* 55:118–125. <https://doi.org/10.2216/15-83.1>

Rodríguez-López L, Parra O, Cardenas R, González L, Pedreros P, Karrash B, Almanza V and Urrutia R. Influence of (extreme) radiation and optical characteristics in physical and biological features of a regulated lake. Web of Conferences, E3S (Environment, Energy and Earth Sciences).

CAPÍTULO 3: Influence of (extreme) radiation and optical characteristics in physical and biological features of a regulated lake.

Abstract:

Radiation plays an essential role in the establishment and proliferation of biota in natural environments. The photosynthetic process determines the existence of all life forms, since it supplies the energy that this photobiological process needs for the reaction, it is carried out by absorbing photons in the visible and infrared bands of the electromagnetic spectrum, while ultraviolet (UV) photons and ionizing radiation tends to inhibit it (decreasing, by various mechanisms, its quantum yield). The speed of photosynthesis, measured by the amount of O₂ released in the unit of time (or CO₂ absorbed) depends on the intensity of the incident light, in the last three decades this radiation has been increased by the decrease of stratospheric ozone in the South latitudes of our planet, for this reason the UV values in the aquatic ecosystems of Chile have been high as well as a considerable increase in the surface temperature of the bodies of water, having possible implications in the primary biological productivity of the ecosystems lakes, especially in Andean lakes. This increase in radiation could be related to the abundance of the different algal groups and the seasonal variability of them, creating favorable conditions for those dominant species considered invasive of these ecosystems. This paper shows the direct relationship between the concentration of ozone (O₃) and ultraviolet radiation and how it influences the vertical distribution of the phytoplankton groups in the water column. For the first time it was found in this lake the appearance of a bloom of toxic cyanobacteria.

1 Introduction

The decline of stratospheric ozone (O₃) in the 1970 became one of the main global problems [1]. In addition to this global decrease, must be added, another phenomenon known as AOH (Antarctic Ozone Hole) originates in spring at the South Pole. In this case, when the concentration of O₃ decreases considerably in the Antarctic stratosphere, associated with the activity of the Antarctic Polar Vortex, it causes alterations in the natural cycle of O₃ and thereby increases the levels of ultraviolet (UV) radiation that reach superficial level of water bodies and before they were absorbed by this gas. Although the levels of O₃ have increased in recent years and the layer has been regenerated, the initial values of this gas have not been

recovered before the beginning of the decline in 1970. Therefore, it is considered a threat to the nearby latitudes [2]. Therefore, the UV radiation reaching the surface water level has increased; therefore, the southern hemisphere has received more radiation than the northern hemisphere in the last three decades [3]. Within the Southern Hemisphere, Chile, due to its physics-geographic characteristics, presents extreme radiation conditions, resulting in a unique experimental scenario to demonstrate what this increase would mean for water ecosystems and aquatic organisms.

In this sense, in lakes of height altitude than 1000 m.a.s.l. the incident UV radiation is increased by 10%, [4]. If we add to that, that water body presents characteristics of an oligotrophic system (very transparent waters), the propagation of the incident radiation in the water column could mean considerable influence or damage in the phytoplankton groups that coexist despite these conditions. In the literature numerous and diverse damages by UV radiation on this community have been reported [5], being the base link of the trophic chains, i.e., phytoplankton the most vulnerable to the increase of the dose of irradiation, since it is dependent on the light for the realization of one of its fundamental processes: photosynthesis and UV radiation has been reported as the cause of the inhibition of this process [6]. Higher-frame organisms have a greater capacity to generate structures to avoid the damage caused by exposure to UV radiation, but they do not escape their harmful effects. In some aquatic vertebrates, such as fish, damage caused by UV radiation has also been described when cataracts are detected in the eyes of some fishes [5]. In addition, sunburns have been identified in the skin, common in high mountain fishes, when exposed, due to altitude, to higher values of incident UV radiation [7]. However, in the case of phytoplankton of freshwater systems studies have been limited, and have reported losses in the primary daily production depending on the UV range since insignificant (2.5%) up to appreciable (26%) [1].

Therefore, these new changing environmental conditions have allowed some species to develop defense mechanisms (photo protection) to minimize the harmful effects of UV radiation. However, the new mechanisms only represent an effective filter against certain exposure doses and radiation levels, which could mean that some groups are favored to the new habitat conditions, prevailing those that have been better adapted to these changes.

2 Material and Methods

2.1 Study Area

Laja Lake is located at 36° 54 'South latitude and 71 ° 05' West longitude in the Andean mountain range (Central Chile). It has an altitude of 1360 m.a.s.l., is the largest natural reservoir in Chile with 7500 million m³. Its formation took place by the successive actions of glaciers and volcanoes. The Laja Lake basin is formed by an elongated river (Laja River) with a valley of lateral tributaries, drowned by a lava dam built during an eruption episode of the Antuco Volcano[8]. The climate of the area corresponds to a Mediterranean climate, with six mild-dry months and six cold-humid months, degrading to cold climate over 1500 m of altitude. Regarding temperatures, the lower annual average corresponds to 10°C, while the monthly average of July is 6°C and in January it reaches 15°C, maintaining a notable decrease of this one with altitude [9]. Due to the altitude, this lake is subjected to strong winds, pronounced temperature, variable during the day and strong solar radiation and therefore UV Radiation [10]. The hydrological characteristics are an average annual rainfall of about 2170 mm, generally in the form of snow, with a maximum length of 35 km and 7 km in width [11] a surface area up to 87 km², with depth maximum of 134 m (average depth 54 m). The lake level varies throughout the year, from 15 to 40 m, the lowest level occurs in the autumn before the first rains and the highest in spring during the thaw [12]. The lower volume is caused by the intensive use of water from three hydroelectric power plants (Antuco, Abanico and El Toro), generating approximately 300 MW [13] and irrigation canals.

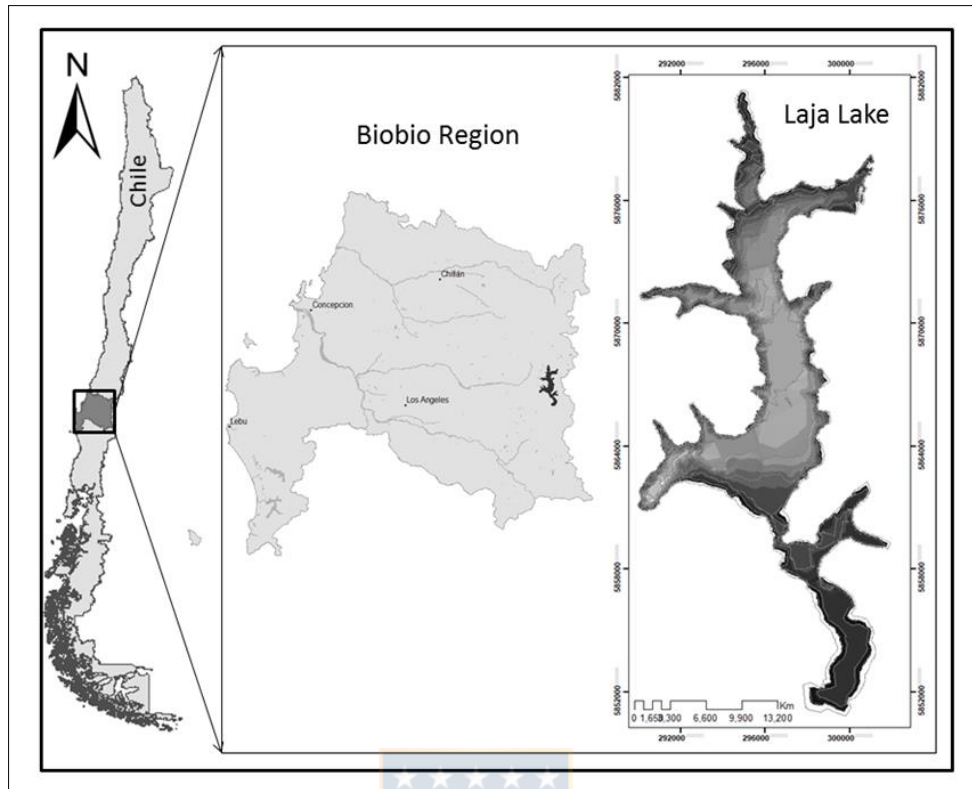


Fig. 1. Study Area.

2.2 Behavior of Ozone Concentration

According to its terrestrial distribution, O_3 varies over time, with daily or seasonal periods; these variations are caused by the circulation of stratospheric winds and by the production and chemical destruction of O_3 . It is generally found in lower concentration in Ecuador and in greater abundance in the poles. Due to the special climatic and meteorological conditions in Antarctica, the hole in the ozone layer forms on this site. The difference between the ozone content in the Polar Regions comes from different meteorological patterns [5]. Antarctica is a continent of great extension surrounded by oceans; these symmetrical conditions produce very low stratospheric temperatures. In addition to the global decrease in O_3 that affects the entire planet, there is another phenomenon present in the austral spring called (AOH). This phenomenon has a seasonal activity, that is to say, it starts its activity at the end of August and continues until the month of December, with annual differences [10].

Chilean territory, because it is very close to this continent, has unique environmental conditions to study how the behavior of this O_3 depression affects the latitudes close or near the South Pole. The O_3 data was taken from corresponding NASA records available at <https://ozoneaq.gsfc.nasa.gov>. The values were taken from January 8 to mid-March 2018.

2.3 Sampling Station

A monitoring station with two radiation sensors was installed on the shore of the lake. The sensors correspond to an Apogee SQ 500 sensor for measuring photosynthetically active radiation (PAR) in the range of 400 to 700 nm and an Apogee SU 100 sensor (sensitivity 0.61 mV per $W\ m^{-2}$), to measure UV radiation in the range of 280 nm to 400 nm. The corresponding measurements were considered from 10:00 am to 4:00 pm (segment of the day where the maximum irradiance value is shown). The data were recorded from the months of January to March of 2018, coinciding with the summer season in Chile. The profiles of temperature, dissolved oxygen, pH and conductivity were recorded with a CTD mark Sea-Bird 19 plus. In order to carry out a comparative analysis of these physico-chemical variables in the water column, the information obtained in the monitoring was compiled, for the same period, 2001 [10]. For all analysis of nutrients in 2001: ortho-phosphate (o- PO_4): ascorbic acid method) were determined according to APHA (1998). For the calculation of dissolved inorganic nitrogen (DIN) partly no ammonia values were available (below the detection limit of $7\ \mu g\ N-NH_4$). For the analysis of nutrients in 2018 it was used: 4110 B (ortho-phosphate), 4500-N-C (Total Nitrogen) and 4500 - $NH_3\ F$ (ammonium) Standard Methods 22th Edition.

2.4 Optical characteristics of the underwater light field

Lake Laja presents oligo-trophic conditions, with very transparent waters [14], taking into account this factor and knowing that being a high lake the radiation incident independently of the spectral bands is of great intensity, we would expect the passage of light in the field of underwater light it could affect the microalgae communities that coexist despite the environmental stress conditions that this aquatic body presents as it is subjected to variable temperatures during the day and strong winds. For this, the daily PAR and UV radiation values were measured, as well as a measure of transparency behavior during the days of the monitoring campaign in these months. This measurement was made through the Secchi disk in order to calculate the light attenuation coefficient in the aquatic environment, propose for the first time for this lake an optical classification of its waters, and compare them with classifications established by Jerlov [15] for coastal and oceanic waters.

The light attenuation coefficient (PAR) was calculated through the following formula:

$$K_d = 2 / Z (\text{Secchi}) \quad (1)$$

Where K_d is the respective coefficient of attenuation of the light PAR and Z (Secchi) is the average of the Secchi disc transparency.

The attenuation coefficient corresponding to ultraviolet light was calculated through the Lambert Beer law of optics:

$$E(\lambda, 0) = E(\lambda, 0-) \exp[-K_d(\lambda) \cdot 0] \quad (2)$$

2.5 Algal groups composition

Quantitative samples were taken with a Niskin sampling bottle and analyzed according to the Utermöhl cell counting method [16] and qualitative phytoplankton samples obtained with phytoplankton net and were analyzed with photon microscopy [17], during the surface level and at different depths (z): z = 5, 10, 15 and 20 meters, to describe the vertical distribution of the algal groups in the water column and their abundance. In addition, they were compared with samples taken in a campaign in 2001[10] with the same relative depths to assess the variability of phytoplankton communities. Community structures were compared in order to see the evolution of phytoplankton groups and species in the 2001 and 2018 monitoring.

2.6 Statistics Analysis

The Shapiro Wilks normality test was run to the time series studied, to check if the ozone concentration, UV radiation and physical- chemical parameters data showed a normal distribution in 2001 and 2018. Since the time series was not distributed normally, Kruskal Wallis test was performed to prove significant differences between the months of the study in 2018. Paired comparisons, using the non-parametric Mann-Whitney U test, were performed to verify the existence of significant differences between the years 2001 and 2018 for the O₃, UV and chemical physical parameters of the water column, temperature, dissolved oxygen, pH, Conductivity and Nutrients.

In the case of the biological matrix, community parameters such as species richness, total abundance and Shannon diversity were calculated. Additionally, the relative abundances of the most abundant groups and species found in the water column were determined. All statistical analyzes were performed using R software version 3.5.0 [18] and for biological analyzes, vegan package 2.5.2 [19] was used.

3 Results and Discussion

3.1 Behavior of Ozone Concentration, UV and PAR radiations

The Figure 2A shows the behavior of the concentration of O₃ (DB) during the months of study (January, February and March 2018). During the corresponding summer season, the values were low, in all cases, less than 300 DB. The mean values of O₃ were $274 \pm 9, 16$ DB, 267 ± 4.61 DB and 259 ± 14.21 DB, for the months of January, February and March, respectively. The maximum concentration of this parameter was 292 DB (January), while the minimum reached was 242 DB (March). Meanwhile, the UV radiation registered mean values that fluctuated between 55.81

$\pm 11.72 \text{ Wm}^{-2}$ (January) and $68.53 \pm 13.42 \text{ Wm}^{-2}$ (February) (Figure 2B). In addition, it was observed that this parameter had an inverse relationship with respect to O_3 , given that when the ozone concentration was maximum the UV value was minimal and vice versa. The Kruskal Wallis analysis showed high significant differences in the concentration of O_3 (KW = 26.35, $p < 0.001$) and UV (KW = 16.29, $p < 0.001$) radiation between the months of the study.

The PAR and UV radiation values were high during the months corresponding to the summer season in the Southern Hemisphere. However, it was observed that during the last fortnight of March the PAR radiation was more variable and tended to decrease, registering values lower than 100 Wm^{-2} (Figure 2C). The maximum values of PAR radiation were recorded between 10 o'clock in the morning and 2 o'clock in the afternoon. The monthly average of the PAR radiation oscillated between $295.88 \pm 37.53 \text{ Wm}^{-2}$ (March) and $401 \pm 42.34 \text{ Wm}^{-2}$ (January).

The comparison in the behavior of the concentration of O_3 between 2001 and 2018, showed that during the summer of 2001, there was less variability and the average monthly values of this gas (January = $284.10 \pm 4.67 \text{ DB}$, February = $283.89 \pm 4.69 \text{ DB}$, March = $287.10 \pm 3.10 \text{ DB}$) were higher than those registered in 2018 (January = $273.39 \pm 9.16 \text{ DB}$, February = $266.82 \pm 4.61 \text{ DB}$, March = $258.77 \pm 14.21 \text{ DB}$) (Figure 3 A). While UV radiation, showed an inverse behavior, presenting higher and more variable monthly mean values in 2018 (January = $57.06 \pm 11.72 \text{ Wm}^{-2}$, February = $69.79 \pm 13.42 \text{ Wm}^{-2}$, March = $65.69 \pm 7.59 \text{ Wm}^{-2}$) compared to year 2001 (January = $19.64 \pm 3.37 \text{ Wm}^{-2}$, February = $19.47 \pm 2.34 \text{ Wm}^{-2}$, March = $14.31 \pm 3.43 \text{ Wm}^{-2}$) (Figure 3 b). All paired comparisons between the months of study, for the concentration of O_3 and UV, were highly significant ($p < 0.001$).

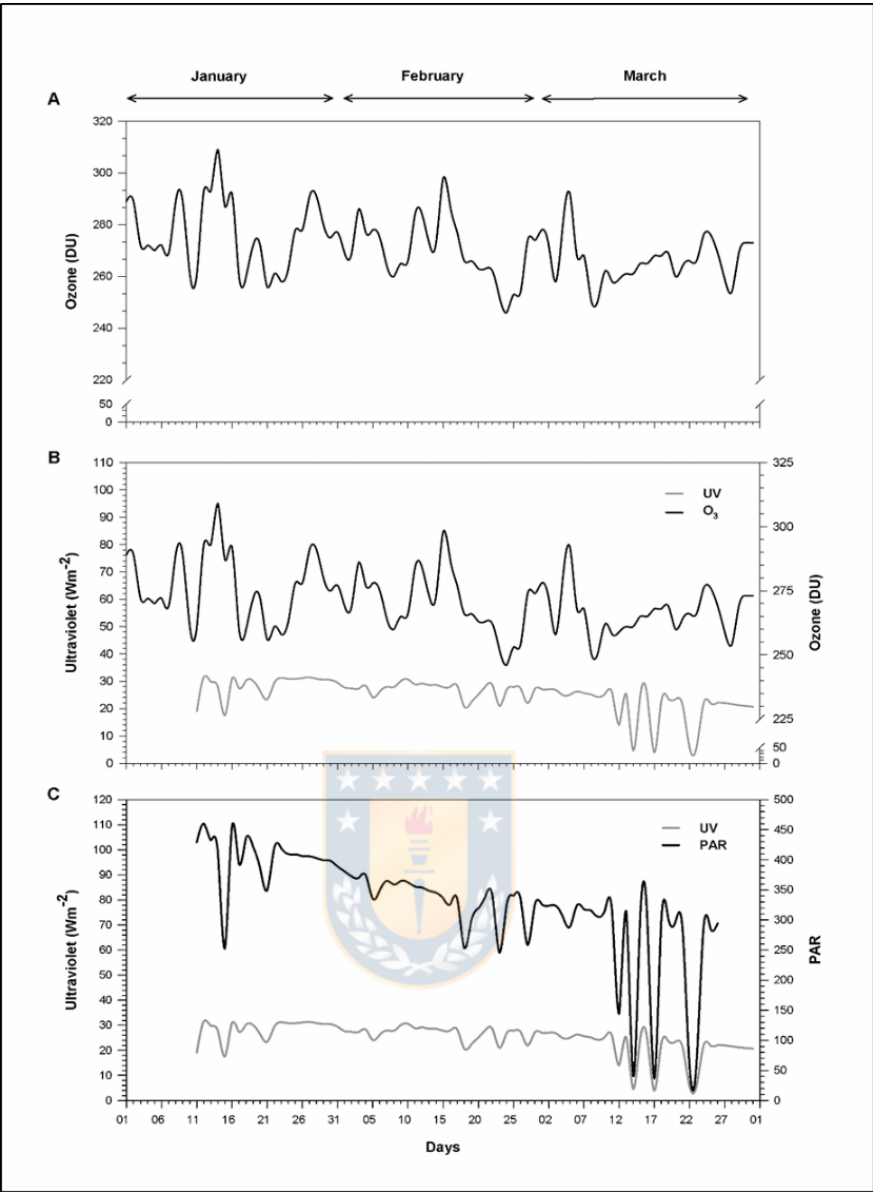


Fig. 2. Behavior of Ozone Concentration, relation between UV vs O_3 and PAR vs UV.

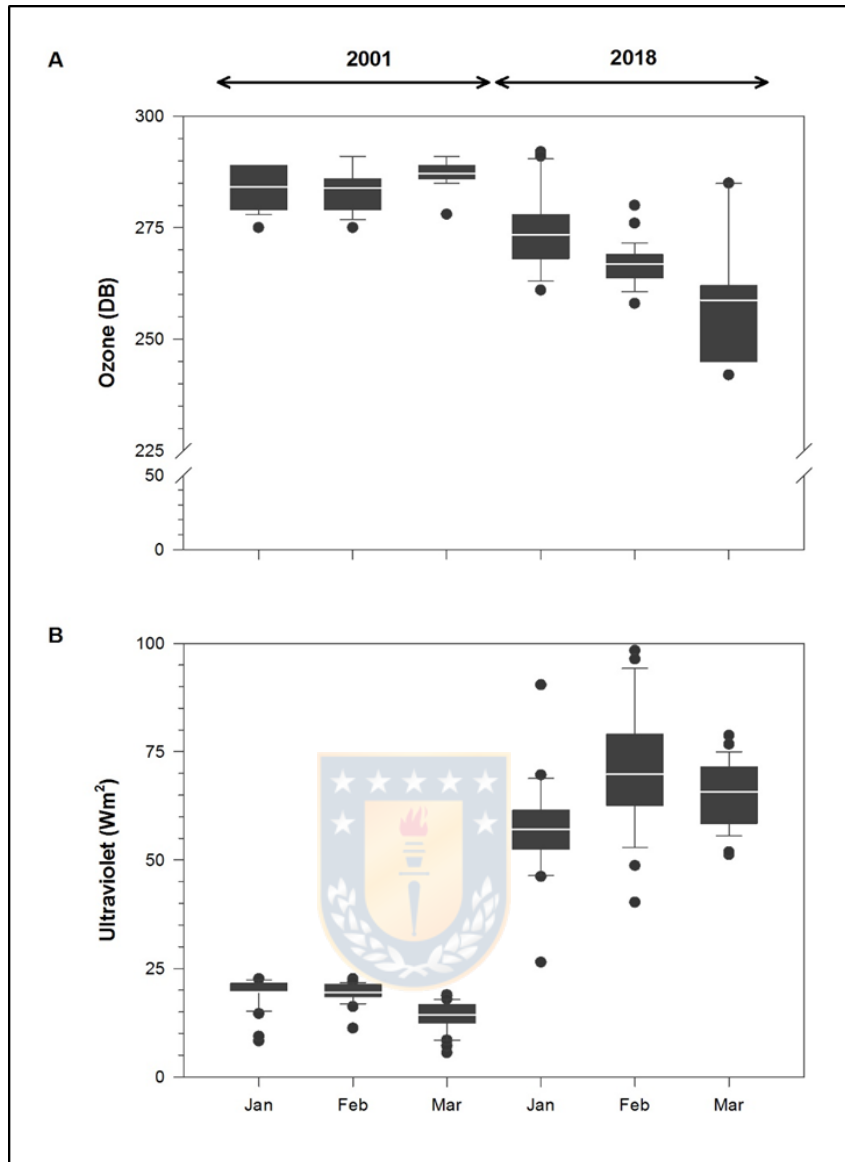


Fig. 3. Concentration of O₃ (A) and UV radiation (B) between the summer months of the years 2001 and 2018. The white line represents the mean value.

3.2 Optical characteristics of the aquatic environment

The values of transparency were 4.0 m in January and 7.5 m in March of 2018, allowing obtaining attenuation coefficients (K_d) for the photosynthetically active radiation of 0.50 and 0.27, while for ultraviolet radiation were 1.02 and 1.01 during January and March of 2018, respectively.

The values of the coefficient of attenuation of the PAR and UV light for the study period (summer season) reflect that the Laja lake has a corresponding propagation

coefficient, as type I (clear, transparent waters); according to Jerlov's classification of ocean waters (Figure 4).

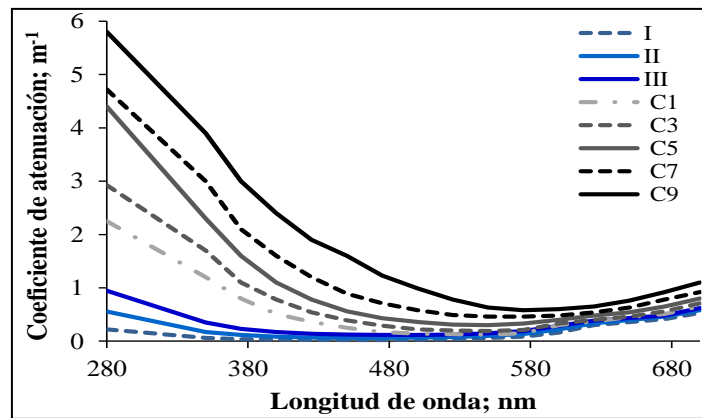


Fig . 4. Jerlov classification of ocean and coastal waters.

3.3 Chemical physical parameters of the water column

The vertical behavior (0 - 40 m) of the physical and chemical parameters of the water column, between March 2001 and 2018, showed that the average values of pH and conductivity tended to increase ($\text{pH}_{2001} = 7.74 \pm 0.13$, $\text{pH}_{2018} = 8.93 \pm 0.29$, $\text{Cond}_{2001} = 16.10 \pm 5.04 \mu\text{S} / \text{cm}$, $\text{Cond}_{2018} = 46.30 \pm 1.30 \mu\text{S} / \text{cm}$), while dissolved oxygen decreased ($\text{OD}_{2001} = 8.25 \pm 0.69 \text{ mg} / \text{L}$, $\text{OD}_{2018} = 6.08 \pm 0.28 \text{ mg} / \text{L}$). However, the temperature did not show differences in their mean values (March2001 = $10.88 \pm 4.62 \text{ }^\circ\text{C}$, March2018 = $10.66 \pm 1.07 \text{ }^\circ\text{C}$). The U-Mann Whitney test showed that the parameters dissolved oxygen, pH and conductivity were highly significant between March 2001 and 2018 ($p < 0.001$) (Figure 5). In both periods, the concentration of orthophosphate was $\leq 0.04 \text{ mg} / \text{L}$, while the total nitrogen ranged between 0.10 and 0.21 mg / L. During the period analyzed, the nutrients in the lake have not varied significantly.

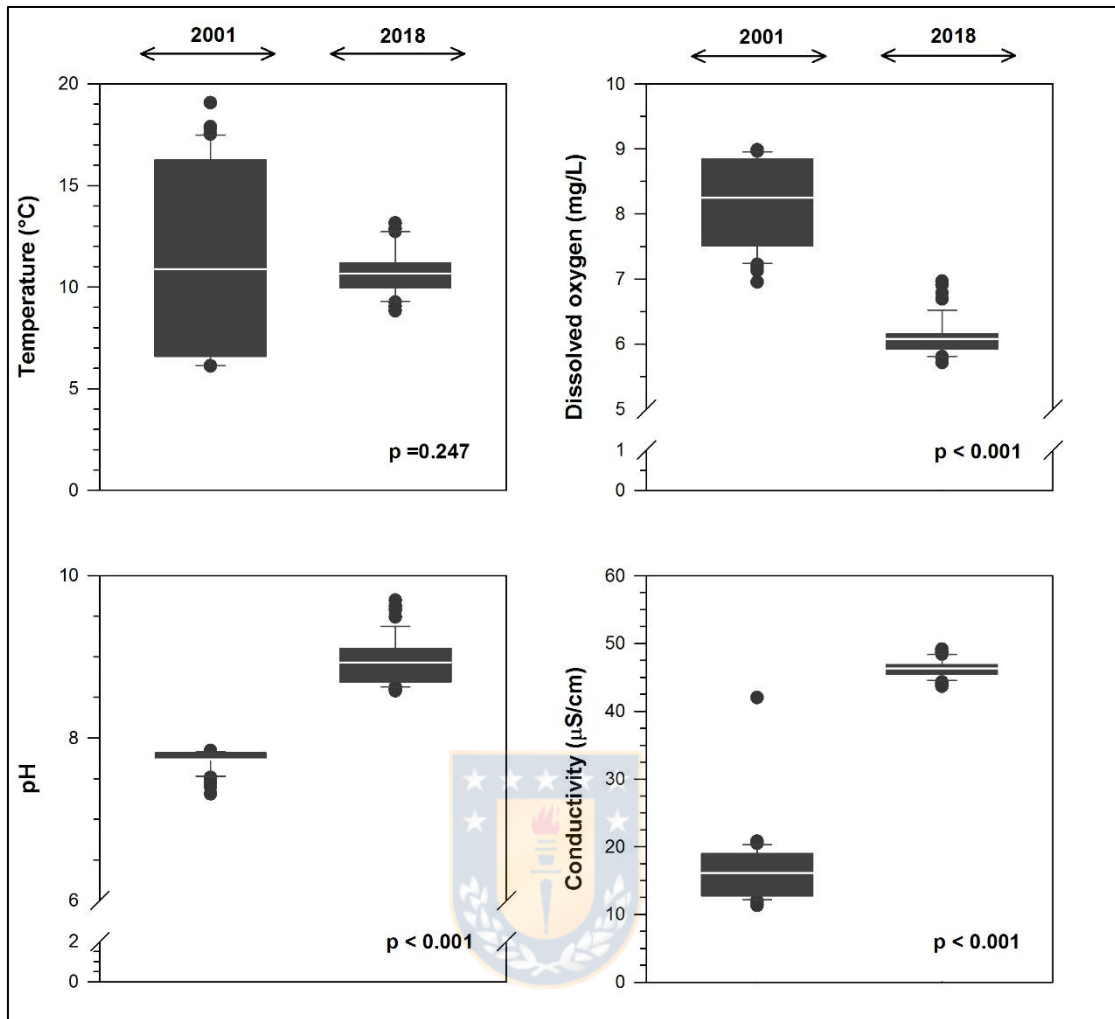


Fig. 5. Chemical physical parameters of the water column (0-40 m) recorded in March 2001 and 2018. The white line represents the average values.

3.4 Algal community

The algal community of Lake Laja was composed of 29 species of 6 different class (Bacillariophyceae, Mediophyceae, Cyanophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae, Conjugatophyceae (Zygnematophyceae)). It was observed that the media values of species richness, abundance and Shannon diversity were higher in January than March (Figure 6A). The Figure 6B shows the relative abundance of the main groups, with the Bacillariophyceae group dominating in January and with a marked increase (>50%) in the Cyanobacteria group in March. The species that contributed most to the abundance in January were *Fragilaria crotonensis* (54.46%), *Dolichospermum circinale* (16.53%), *Cyclotella ocelata* (15.96%) and *Asterionella formosa* (11.97%), while in March 2018 dominated mainly that cyanobacteria *Dolichospermum circinale* (73.84%) following by *Fragilaria crotonensis* (19.03%)

(Figure 6C). The comparison the different groups and species between 2001 and 2018 shows in (Figure 7).

In March 2001 there was a greater variability of groups and species in the algal communities of Lake Laja, with the Chlorophyceae (52%) followed Bacillariophyceae (39,43%)group dominating the community, while in 2018 the dominant group was the Cyanophyceae and dis not presence of (Chlorophyceae).

In relation to the taxonomic composition it was observed that there was a change in the richness and dominance of the species. In 2001 domino *S. schoeteri* (50.94%) followed by *F. crotonensis* (21.56%) while in 2018 domino *D. circinale* (73.8%).

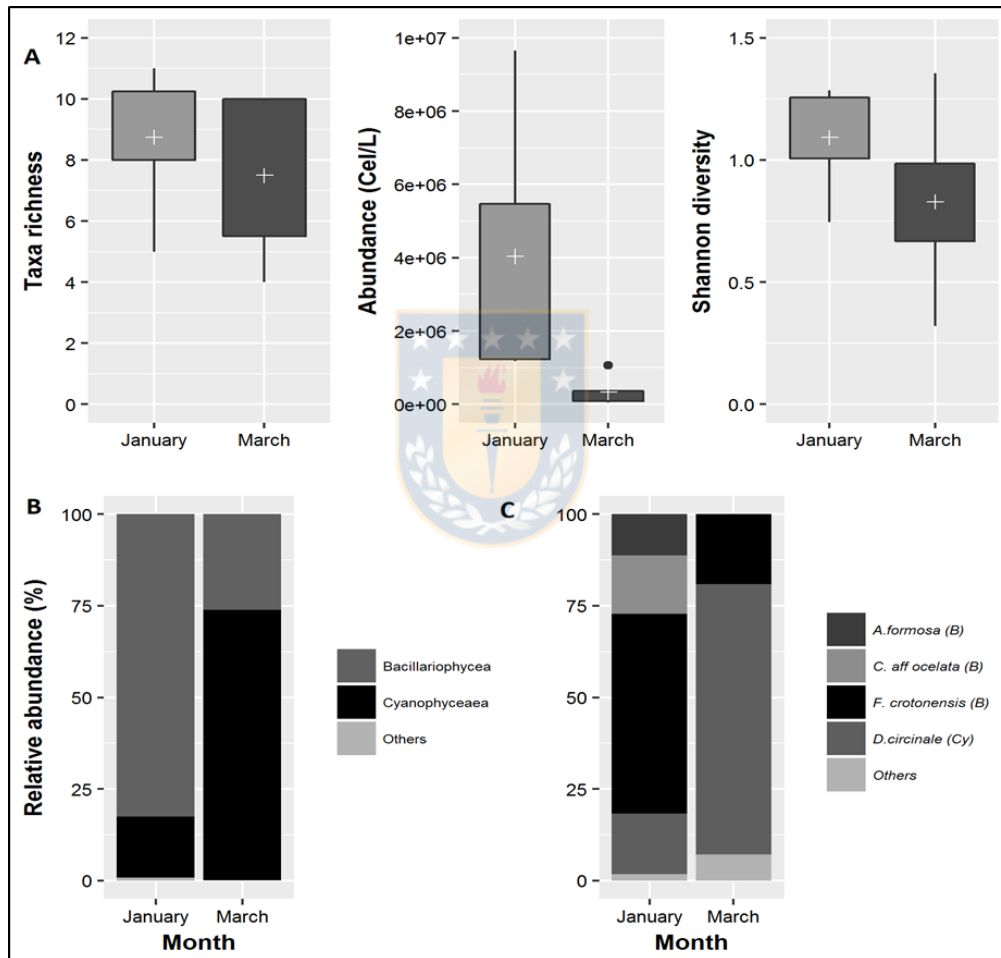


Fig. 6. Relative abundance main groups and species in Laja Lake in 2018.

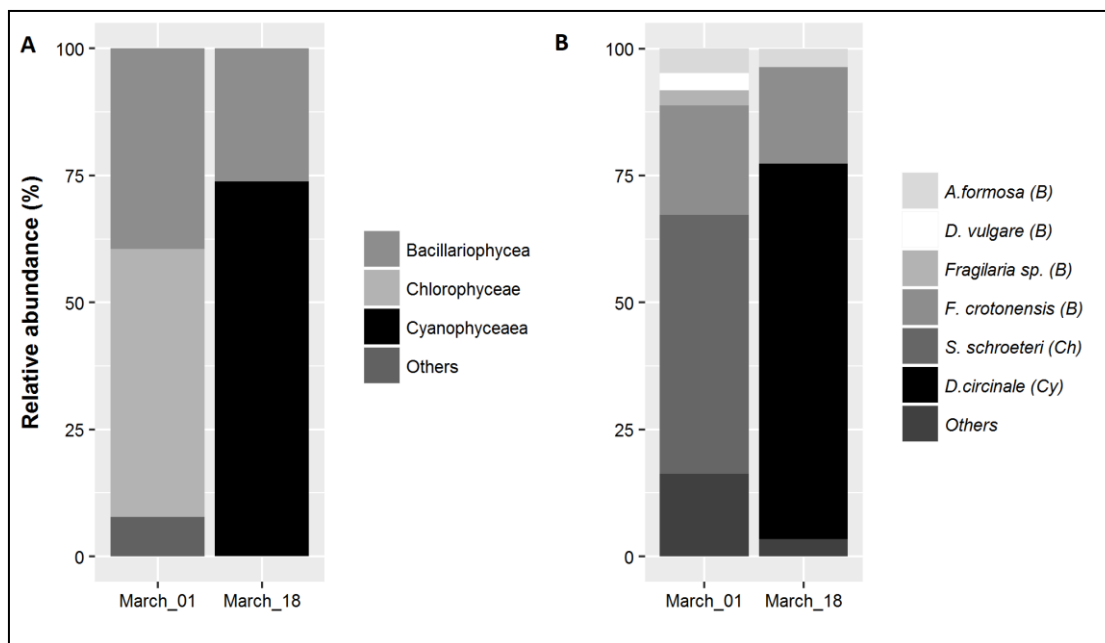


Fig. 7. Comparisons between main groups and species in 2001 and 2018.

Discussion

In the summer season corresponding to the year 2018, in the Southern Hemisphere low concentrations of O₃ were reported (lower than 250 DB), which generated high levels of UV and PAR radiation in the study area during the monitoring campaign. In this respect, values considered as extremely high UV radiation (> 50 W m⁻²) were obtained, which has been reported by other authors [7] [5], as a cause of damage in aquatic organisms. In this context, the damage in the aquatic communities can also manifest itself in this study area, favored by the altitude (1360 m.a.s.l.) and the classification of its waters (Type I), where the passage of light through the field of light underwater benefits by the clarity or transparency of its waters.

During the monitoring in January 2018, a bloom of *Dolichospermum circinale* [20] it was detected for the first time in this lake, mainly between 0 and 5 m deep, it is necessary to keep in mind that it is characteristic of this algal group to form blooms at a superficial level [21]. These blooms are extremely unusual, since it is thought that low concentrations nutrient limit bloom in oligotrophic systems [22][23], and these also depends on light and temperature [24] [25]. According to Lambert Beer law optics can be obtained that between 2 and 5 m depth there is 40% more light than below this level of depth [26] and cyanobacteria are highly dependent on high intensity light for nitrogen fixation [27]. Previously, this lake was described as a lacustrine system limited by nitrogen [10], however, this species of cyanobacteria has the ability to fix nitrogen from the atmosphere [21]. In relation to the concentration of nutrients, the levels did not register an important variation

(remaining the $\text{o-PO}_4 \leq 0.04$ mg/l and the total nitrogen registers concentrations between 0.10 and 0.21 mg/l). This suggests that the radiative variability, especially of the UV, may be playing a decisive role in the appearance of blooms of certain cyanobacteria.

The current conditions of the lake Laja show an increase in the levels of UV radiation it receives at surface level, the altitude at which it is exposed this lake to changing climatic variables in short periods of time, its optical characteristics of transparent waters due to its oligotrophy state that allow more easily the transmission of light in the underwater field have allowed an increase in the last two decades of the group of the cyanobacteria and their dominance due to the ecological advantages that they present with respect to the other algal groups because they are better adapted to the new conditions that prevail in this lake and that have generated a flowering that has persisted throughout the study period. These blooms have been reported by other authors in oligotrophic systems [28][22]. The importance of this study lies in the fact that continental aquatic systems, like this Lago Laja, due to its oligotrophic characteristics and absence of contamination, represent lakes systems a high environmental value due to the multiple uses of their waters, for which it will be necessary to pay attention if these blooms show toxicity which could mean a limitation in the use of this resource.

Conclusions

The results showed low levels in the O_3 concentration during the whole study period (summer 2018), while the values of UV and PAR radiation were quite high, showing the maximum values of UV radiation in the month of February (above 50 Wm^{-2}). All paired comparisons between the months of study, for the concentration of O_3 and UV, were highly significant ($p < 0.001$). An optical classification of this lake ecosystem is proposed as type I waters (very clear), comparing the attenuation coefficients of the photosynthetically active and ultraviolet radiation according to the Jerlov's classification. For the first time, was found in this freshwater ecosystem, one toxic algae bloom species corresponding to the species *Dolichospermum Circinale* (Cyanobacteria), probably caused by the variability in the levels of UV reaching lake's surface.

References

- J. Rockström, W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin, E. Lambin, T.M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H.J. Schellnhuber, B. Nykvist, C.A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R.W. Corell, V.J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, J. Foley, *Ecol. Soc.* 14 (2009)
- W.T. Ball, J. Alsing, D.J. Mortlock, J. Staehelin, J.D. Haigh, T. Peter, F. Tummon, R. Stübi, A. Stenke, J. Anderson, A. Bourassa, S.M. Davis, 1379–1394 (2018)
- S. Agustí, M. Llabrés, B. Carreja, M. Fernández, C.M. Duarte, Contrasting Sensitivity of Marine Biota to UV-B. *Estuaries and Coasts.* 38, 1126–1133 (2015)
- L. Cornejo, L. Martín-Pomares, D. Alarcon, J. Blanco, J. Polo, Chile, *Renew. Energy.* 112, 197–208 (2017)
- S. Agustí, Impacto Del Calentamiento Glob. Sobre Los Ecosistemas Polares, 25–46 (2007)
- J.J. Fritz, P.J. Neale, R.F. Davis, J.A. Peloquin, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 365, 1–16 (2008).
- S. Leech, D. M., & Johnsen (2003)
- S.R. & M.P.-B. Thiele R, Moreno, S. Elgueta, A. Lahsen, Thiele, R, *Rev. Geológica Chile.* 25 (2), 229–253 (1998)
- F. Cruces, Universidad de Concepcion, Universidad de Concepcion (2006)
- C. Valdovinos, H. Cid, O. Parra, *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84, 433–450 (2011)
- Cleve & Möller (Bacillariophyceae) *Gyna* 67, 12–18 (2010)
- M. Nacional, *H. Natural*, 95, 89–95 (1991)
- P. Pedreros, 2007 *Limnologica* (2016)
- C. Valdovinos, C. Moya, V. Olmos, O. Parra, B. Karrasch, O. Buettner, *Biodivers. Conserv.* 16, 3095–3109 (2007)
- Jerlov, N.G., *Marine Opt*, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam (1976)
- H. Utermöhl, *Uthemol, Mitteilung*, Germany (1958)
- O. Parra, *Gayana (Concepción)*. 70, 8–15 (2006)
- R Core Team, R., <https://www.r-project.org/> (2017)
- J. Oksanen, F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P.R. Minchin, R.B. O'hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, E. Szoecs, H. Wagner, M.J. Oksanen, Package "vegan," <https://github.com/vegandevs/vegan/issues> (2018)
- J. Ralph, *The annals, Mag. Histoey, Natueal.* 29 (1878)
- W. Pirjo, H. Lucien, K. Jiří, *comb . nova*, 9, 59–64 (2009)
- C.C. Carey, K.C. Weathers, K.L. Cottingham, *Plankton research*, 30(8), 893–904 (2008)
- E. Downing, J. A., Watson, S. B., & McCauley, *Aquat. Sci.* 58, 1905–1908 (2001)
- R.P. Barbiero, *Arch. Fur Hydrobiol.* 127, 87–100 (1993)
- I. Karlsson, *Hydrobiology.* 506, 189–193 (2003)
- R. Wetzel, *Limnology: lake and river ecosystems*, gulf professional publishing (2001)
- T.P. Chang, *Br. Phycol. J.* 14, 207–210 (1979)
- J. Nimptsch, S. Woelfl, S. Osorio, J. Valenzuela, C. Moreira, V. Ramos, R. Castelo-Branco, P.N. Leão, V. Vasconcelos, *Int. Rev. Hydrobiol.* 101, 57–68 (2016)

Rodríguez-López, L., González-Rodríguez, L., Peñate-Alvariño, L., Cardenas, R., & Parra, O. (2018). Influence of solar and geomagnetic storms on terrestrial photosynthesis. In E3S Web of Conferences (Vol. 62, p. 02007). EDP Sciences.

CAPÍTULO 4: Influence of solar and geomagnetic storms on terrestrial photosynthesis.

Abstract.

It is reviewed the potential influence of solar and geomagnetic storms on terrestrial photosynthesis. Then it is presented a modification of a physical-mathematical model of photosynthesis published by some of us, which allows quantifying the influence of particulate ionizing radiation on this biological process. Some guidelines to obtain this new model from first principles are mentioned and it is applied to some case studies including atmospheric and geomagnetic perturbation due to solar storms.

Introduction

In the long course on Earth's biological evolution, several astrophysical phenomena might have delivered important doses of high energy muons on the planet's surface [1]. Neutron star mergers and core collapse supernovae are two examples.

High energy cosmic ray jets coming from nearby neutron star mergers, or due to their accretion induced collapse, can hit the atmosphere and produce lethal fluxes of atmospheric muons at ground level, underground and underwater, deplete the ozone layer, and radioactivate the environment.

These phenomena could have caused some of the massive life extinctions on planet Earth in the past 570 Myr. On another hand, biological mutations due to such ionizing radiations could have enhanced the fast appearance of new species after these mass extinctions.

Several studies acknowledge the high penetration power of high energy muons, quoting that they can travel through hundreds of meters in the ocean water column. However, the investigation of biological damage of muons on ocean phytoplankton is to be done. Thus, in this paper we present the damage on phytoplankton photosynthesis that a flux of high energy muons would do. Very illustrative are the scenarios of Cosmic Rays Bursts proposed in [2]. In this paper we focus in a less energetic but more frequent situation: solar storms. Due to the fact that they follow a cycle of approximately 22 years (11 years with a given polarity of the Sun's magnetic field, and the remaining 11 with the reverse polarity), several researchers have suggested consequent cyclical biological effects on Earth, mediated by several derived mechanisms: geomagnetic storms, perturbations of atmospheric chemistry,

etc. This is the basis of a science that in Eastern Europe is usually called Heliobiology.

2 Materials and Methods

To quantify the action of solar storms we used a modification proposed by some of us of the so called E model of photosynthesis to include particulate ionizing radiation [3]:

$$P/P_S(z) = [1 - e^{-E_{PAR}(z)/E_S}] / [f_{in}(z) + E^*_{UV}(z)], \quad (1)$$

where P is the photosynthesis rate at depth z, P_S is the maximum possible photosynthesis rate, E_{PAR}(z) is the irradiance of photosynthetically active radiation (PAR) at depth z, E_S is a parameter accounting how efficiently the species uses PAR, E*_{UV}(z) is the irradiance of ultraviolet radiation (UV), convolved with a biological action spectrum measuring how much each UV wavelength inhibits photosynthesis (the reason for the asterisk), and f_{in}(z) is the function introduced by some of us in [3] to represent the influence of particulate ionising radiation. We considered independence between the effects of UV and muons, and used a biological action spectrum typical of temperate phytoplankton [4].

The irradiances of PAR and UV at sea level were calculated with the radiative transfer code Tropospheric Ultraviolet and Visible, developed at the National Centre for Atmospheric Research of USA, and free for download (<https://www2.acom.ucar.edu/modeling/tropospheric-ultraviolet-and-visible-tuv-radiation-model>). It was assumed a solar zenithal angle of 45 degrees (moderate radiational regime, typical of temperate regions), an ozone column of 300 Dobson units, an ocean albedo of 0,065; a cloud layer between 4 and 5 km above sea level with an optical depth of 0,00; and aerosols with an optical depth of 0,235 and a single scattering albedo of 0,990. The radiation transfer model in the atmosphere was pseudo-spherical with two streams. The radiation transfer model in the ocean included the Lambert-Beer's law of Optics:

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0) e^{-K(\lambda)z}, \quad (2)$$

where E(λ,z) are the spectral irradiances at depth z, E(λ,0-) are the spectral irradiances just below ocean surface, and K(λ) are the (wavelength-dependent) attenuation coefficients, which were taken from Jerlov's reference tables [5] and further interpolated according to [6]. In order to get a wide range of potential responses, we used ocean optical types I and III, which are the clearest and darkest

in Jerlov's classification [5]. For the same reason, calculations were also made for coastal waters C1 and C9 of above mentioned classification. To complete this preliminary study, we included some freshwater ecosystems. These vary tremendously with respect to their optical quality, so we just selected two oligotrophic lakes of South-Central Chile (Riñihue and Laja), as some data concerning their attenuation coefficients for PAR and UV were available.

It was assumed that solar storms can increase at ocean surface both the muon flux and their average energy up to 10% respect to ordinary conditions. However, these increments were first treated separately, in order to weigh their relative importance, and then were considered together. The penetration of muons in the ocean was modeled through:

$$I(z) = I_0 e^{-(\rho/l)z}, \quad (3)$$

where I_0 and $I(z)$ are the particle fluxes (m^{-2}) at ocean surface and at depth z , ρ is the density of water, and l is a parameter measuring the penetrating efficiency of the particles of ionizing radiation (the bigger l , the more penetrating the particle). In this first modelling, it was not considered the disintegration of muons in their way down the water column, and it was assumed that the penetrating power depends linearly with their average energy $\langle E \rangle$:

$$l = n \langle E \rangle \quad (4)$$

The average energy $\langle E_{SS} \rangle$ of muons from solar storms can be written:

$$\langle E_{SS} \rangle = m \langle E \rangle, \quad (5)$$

where m is a proportionality constant. Thus the penetrating power I_{SS} of "solar" muons can be stated as:

$$I_{SS} = n \langle E_{SS} \rangle = nm \langle E \rangle = ml \quad (6)$$

Following an ansatz formally analogous to the one used in [7, 3], we propose as the function of ionizing radiation:

$$f_{\mu}(z) = I_{SS}(z)/I(z) = I_{0,SS} \exp[-(\rho/l_{SS})z] / I_0 \exp[-(\rho/l)z], \quad (7)$$

where the subscript ss means the scenario of the solar storm. Applying equation (6) to (7), after some algebra we get:

$$f_{ir}(z) = (I_{0,ss}/I_0)\exp\{ [(m-1)/m](\rho/l)z\} \quad (8)$$

For our calculations we used $l = 104 \text{ kg/m}^2$, a typical value for muons from ordinary cosmic rays. We used three particular cases of equation (8). If there is only an increase in muon flux and average energy remains constant, it means $m=1$ in eq. (5), which implies the following form for the function of ionising radiation:

$$f_{ir}(z) = I_{0,ss}/I_0 \quad (9)$$

Assuming a 10% of increase of the muon flux means $f_{ir}(z) = 1,1$. On another hand, if muon flux is constant and average energy increases in 10%, this means $m=1,1$ in equation (5), so equation (8) results:

$$f_{ir}(z) = \exp[0,09(\rho/l)z] \quad (10)$$

The third case is an increase of 10% in both variables, implying:

$$f_{ir}(z) = 1,1\exp[0,09(\rho/l)z] \quad (11)$$

Results and Discussion

Photosynthesis rates were calculated using the equations of the former section for three above mentioned potential radiational situations:

- a) the solar storm increments muon flux at sea level up to a 10%,
- b) the solar storm increments average muon energy at sea level up to a 10% and,
- c) the solar storm increments both muon flux and average muon energy at sea level up to a 10%.

For the sake of compactness we only show the plots for the third situation (Figure 1 to Figure 6), but summarize results in Table I.

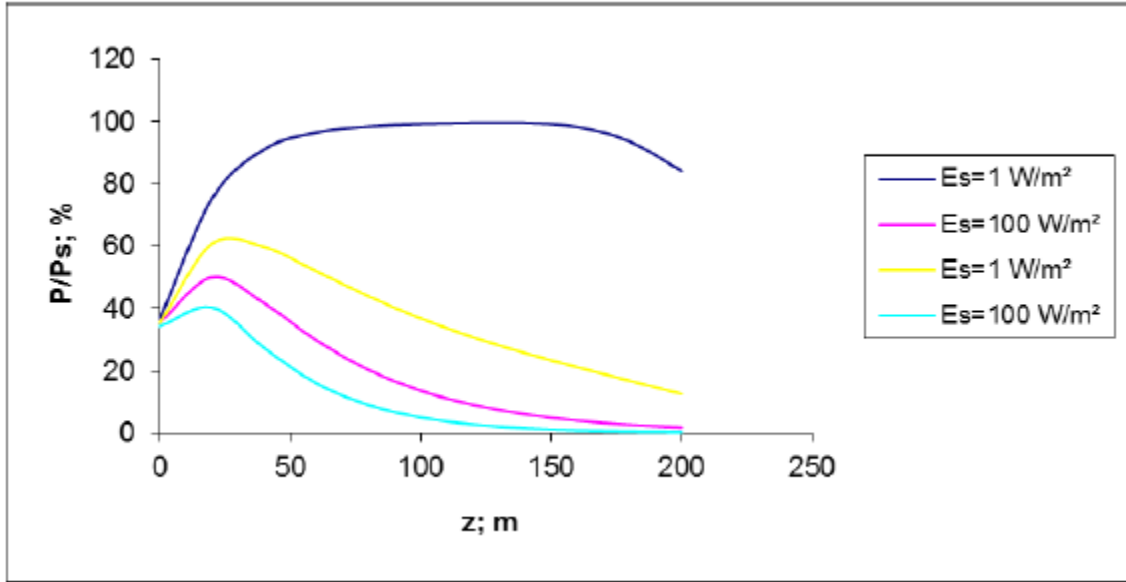


Fig. 1. Photosynthesis rates vs. depth for ocean water type I. Dark-blue and pink lines: usual radiational scenario. Yellow and blue-green lines: solar storm scenario.

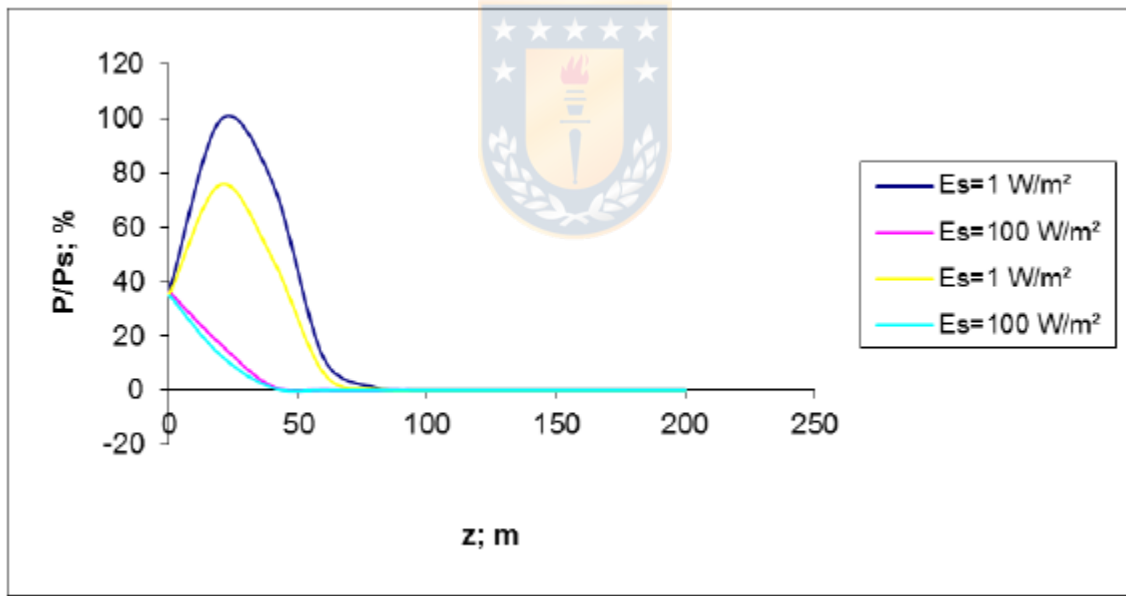


Fig. 2. Photosynthesis rates vs. depth for water type III. Dark-blue and pink lines: usual radiational scenario. Yellow and blue-green lines : solar storm scenario.

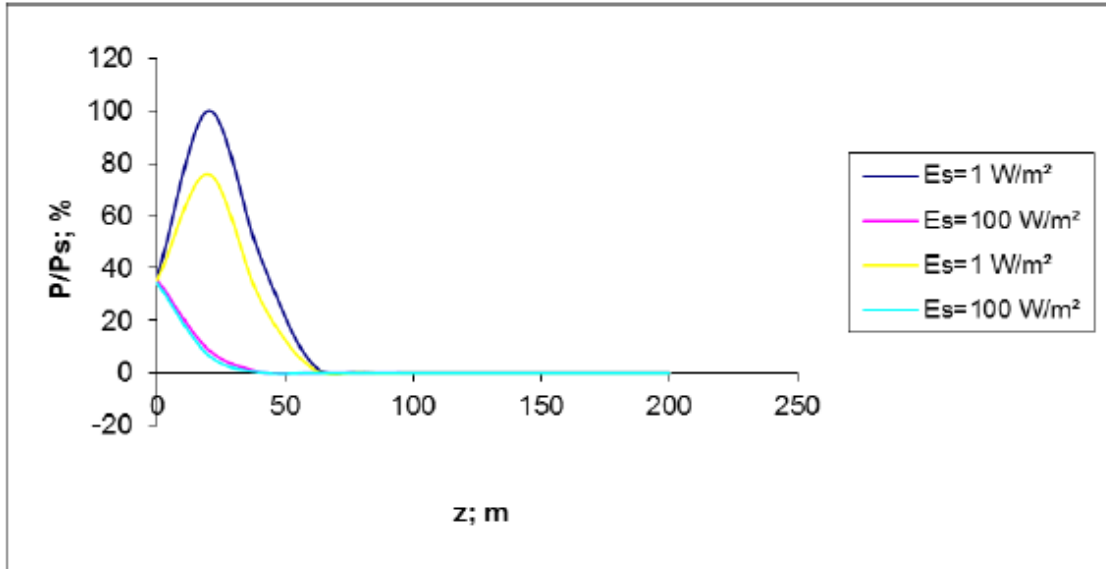


Fig. 3 Photosynthesis rates vs. depth for coastal water type 1. Dark-blue and pink lines: usual radiational scenario. Yellow and blue-green lines: solar storm scenario.

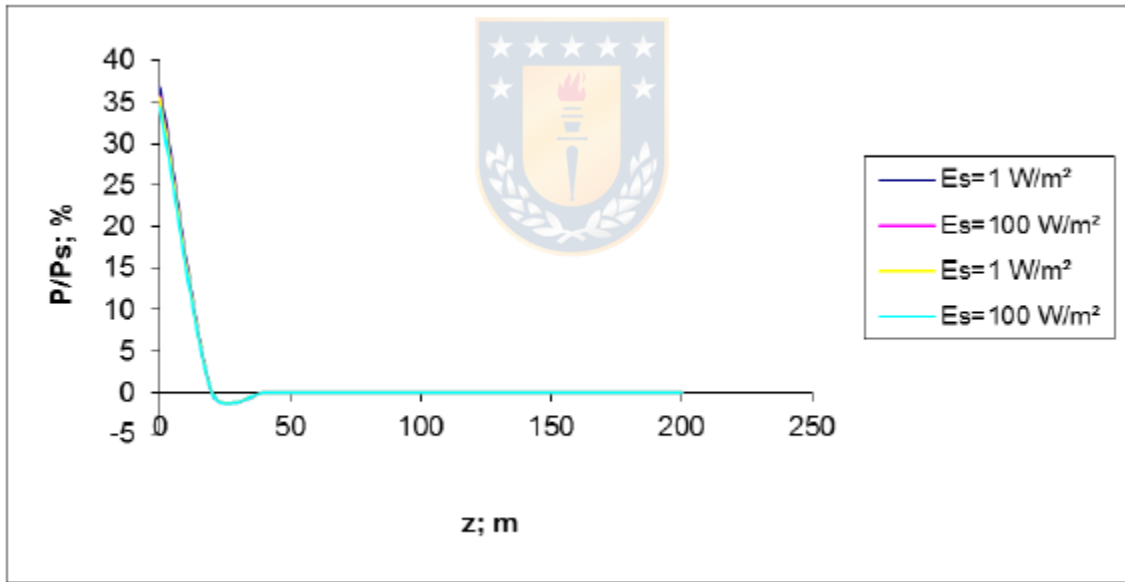


Fig. 4. Photosynthesis rates vs. depth for coastal water type 3. Dark-blue and pink lines: usual radiational scenario. Yellow and blue-green lines: solar storm scenario (apparent negative values due to interpolation procedure).

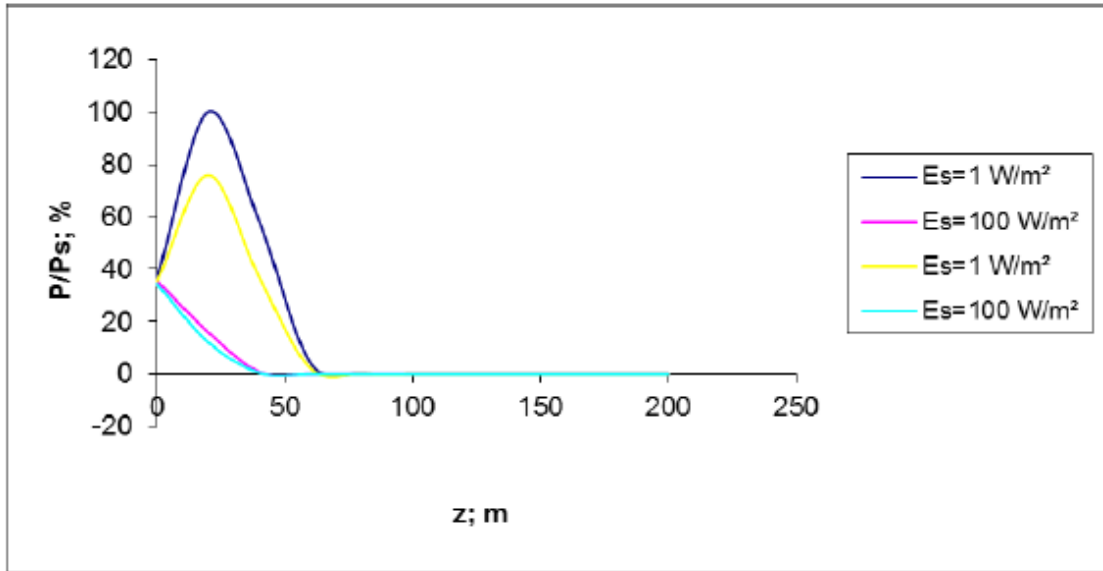


Fig. 5. Photosynthesis rates vs. depth for lake Riñihue. Dark-blue and pink lines: usual radiational scenario. Yellow and blue-green lines: solar storm scenario.

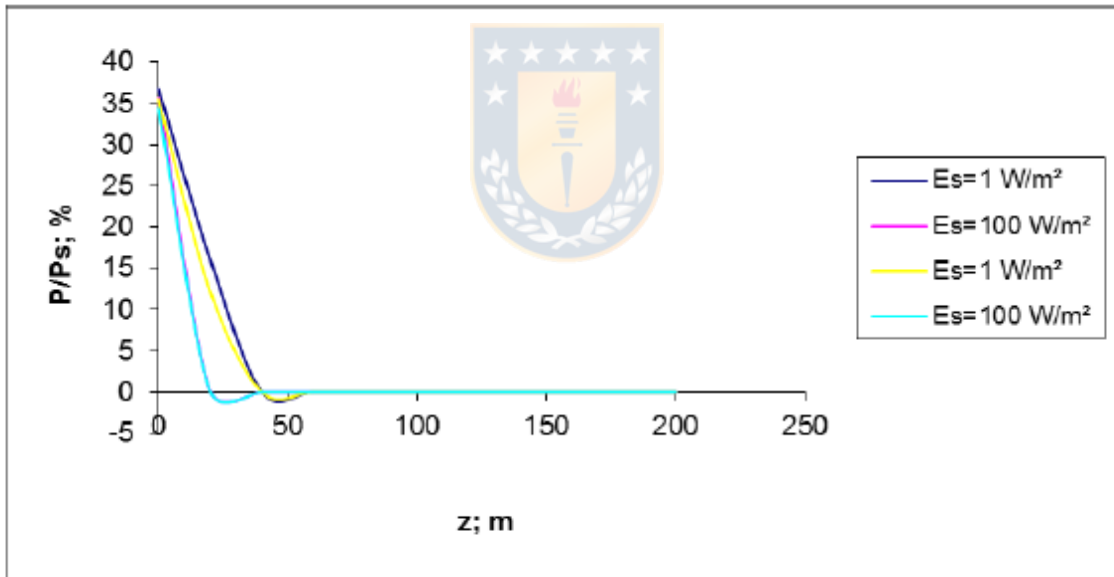


Fig. 6. Photosynthesis rates vs. depth for lake Laja. Dark-blue and pink lines: usual radiational scenario. Yellow and blue-green lines: solar storm scenario scenario (apparent negative values due to interpolation procedure).

In Table I we present relative photosynthesis reductions, considering depths between 0 and 100 meters (because in most situations photosynthesis rates beneath 100 meters were negligible). It can be seen that in general the darker waters will less affected. This is to be expected, as usually dark waters are more protected against radiational phenomena. On another hand, in most cases the increase in average

muon energy will have a much more inhibitory effect in photosynthesis than the increase of muon flux (assuming the increases are similar, 10% each). This can be explained because more energetic muons would have a greater penetrating power in the water column, making more effects in their journey through the photic zone.

Table I. Relative reduction (%) of photosynthetic potential

Effect of Increase of Muon Flux			
Water Type I		Water Type III	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
8,23	7,62	8,59	6,33
Water Type C1		Water Type C9	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
8,48	5,49	3,56	3,55
Freshwater (Rinihue Lake, Summer)		Freshwater (Laja Lake, Summer)	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
8,53	6,25	6,14	3,60
Effect of Increase of Average Muon Energy			
Water Type I		Water Type III	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
36,0	26,9	21,7	8,92
Water Type C1		Water Type C9	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
19,0	6,11	0,0536	0,000555
Freshwater (Rinihue Lake, Summer)		Freshwater (Laja Lake, Summer)	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
19,9	8,41	7,70	0,161
Combined Effects			
Water Type I		Water Type III	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
41,2	32,4	28,3	14,4
Water Type C1		Water Type C9	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
25,8	11,0	3,61	3,55
Freshwater (Rinihue Lake, Summer)		Freshwater (Laja Lake, Summer)	
$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$	$E_s = 1W/m^2$	$E_s = 100W/m^2$
26,6	13,9	13,1	3,75

Conclusions

Using our modification of a model for photosynthesis to account for the influence of muons in this process, it was obtained for solar storms that in most cases the effect of the increase of average muon energy is greater than the effect of increase of muon flux, at least if the increase of both variables is similar. It was obtained that in general the darker waters would be less affected. In most cases the increase in average muon energy caused a greater inhibitory effect in photosynthesis than the

increase of muon flux (assuming the increases are similar, 10% each). This could be explained because more energetic muons would have a greater penetrating power in the water column, making more effects in their journey through the photic zone. We consider this a rather pioneering study; we hope to improve these results in the near future using a more refined muon dosimetry and more accurate spectra for solar storms.

References

- A.M. Melott, B.C. Thomas, *Astrobiology*, 11, 343–361 (2011)
A. Dar, A. Laor, N. Shaviv, *Phys. Rev. Lett.*, 80, 5813–5816 (1998)
L. Rodriguez, R. Cardenas, O. Rodriguez, *Int. J. Astrobiol.*, 12, 326-330 (2013)
P. Neale, personal communication (2014)
N. Jerlov. *Marine Optics*. Elsevier, Amsterdam (1976)
L. Peñate, O. Martín, R. Cárdenas, S. Agustí, *Astrophys. Space Sci.*, 330, 211-217 (2010)
D. Atri, A. Melott, *Geophys Res Lett.*, 38, L19203 (2011)



Rodríguez-López L, Cárdenas R, González-Rodríguez L, Peñate L, Parra O, Urrutia R. Perturbation to aquatic photosynthesis due to high energy muons from cosmic ray bursts due to neutron star mergers. *Astron. Nachr.* 2019; 340:828–833. <https://doi.org/10.1002/asna.201913753>.

CAPÍTULO 5: Perturbation to aquatic photosynthesis due to high energy muons from Cosmic Ray Bursts due to neutron star mergers.

Abstract:

In this work, we propose a modification of the E-model (Cullen, Neale, and Lesser) mathematical model for aquatic photosynthesis to include the action of ionizing radiation. We evaluated, with this modified model, the perturbations that muons from neutron star fusions could cause in the biological process of aquatic photosynthesis. It is shown that neutron star fusions not far from the solar system have the potential to considerably deplete aquatic photosynthesis.

Keywords: photosynthesis model, neutron star merger, cosmic ray burst, muons



Introduction

In the long course on Earth's biological evolution, several astrophysical phenomena might have delivered important doses of high energy muons on the planet's surface (Melott & Thomas, 2011). Gamma-ray bursts (CRB's) have been recognized as the most powerful explosions in the universe (see e.g. (Meszáros, 2001); (Piran, 2005); (Bloom et al., 2009)).

There appear to be two classes of CRB's, based on duration of the events, which is also correlated with spectral hardness of short duration bursts tending to have harder spectra but less overall energy (Kouveliotou et al., 1993); (Zhang & Choi, 2008). Neutron star mergers and core collapse supernovae are another two examples of astrophysical sources of ionizing radiation.

In this paper, we address potential effects that high energy cosmic ray bursts (CRB's) coming from nearby neutron star mergers could cause on biological primary productivity on Earth, specifically on phytoplankton. CRB's can hit the atmosphere and produce lethal fluxes of atmospheric muons at ground level, underground and underwater, deplete the ozone layer, and radioactivate the environment. These phenomena could have caused some of the massive life extinctions on planet Earth in the past 570 Myr.

In spite of intensive studies, however, it is not yet known what is the true cause of these extinctions, how quickly they occurred and whether they were subject to varying survival conditions at local levels. Many extinction mechanisms have been proposed but no single mechanism seems to provide a satisfactory explanation of both the marine and continental extinction levels, the biological extinction patterns and the repetition rate of the mass extinctions (Benton, 1995); (Erwin, 1996). On the other hand, biological mutations due to such ionizing radiations could have enhanced the fast appearance of new species after these mass extinctions.

Among the astrobiological community, attention has increasingly been directed to the role of muons in this type of process. Several studies recognize the high penetration power of high-energy muons, revealing that they can travel hundreds of meters in the ocean's water column. However, the investigation of the biological damage of muons in oceanic phytoplankton remains an open scenario.

In this respect, we have evaluated, in this contribution, preliminarily, possible damages to the phytoplankton photosynthesis caused by a high energy muon flux. We examine the possible damages considering a wide set of aquatic ecosystems: ocean water types I (clearest) (Dar, Laor, & Shaviv, 1998) and water types III (darkest) (Jerlov, 1976), coastal water types 1 (clearest) and 9 (darkest) and two Chilean lakes.



Materials and Methods

Gamma ray bursts (GBRs) represent a class of highly energetic bursts that emit radiation at a very short time scale (a few seconds) and whose emission aperture angle is very narrow. It is estimated that CRBs of galactic origin could have irradiated the earth in the past with Universe Age ≈ 0.5 Gyr, producing an intense gamma ray burst that would in turn ionize the earth's atmosphere and possibly deplete the ozone layer. As a result, there would be an increase in solar UVB flux on the Earth's surface, causing biological, atmospheric and environmental damages. This is because secondary particle streams produced by gamma-induced showers reach the surface of the Earth and are dominated by terrestrial ground-level secondary muons (99 % of total number of particles) (Atri, Melott, & Karam, 2014). A CRB with energy, for instance, around 1 TeV/nucleon, coming from 1 kpc distance, would produce at sea level a flux of atmospheric muons with energies of tens of GeV (Dar et al., 1998). In the following, we use two values for the average energy of the flux of high energy muons at the planet surface,

$$E_1=20 \text{ GeV} \quad (1)$$

$$E_2=40 \text{ GeV} \quad (2)$$

In this first modelling, we neglect the disintegration of muons in their way down a water column of 200 meters depth (the photic zone, where there is light enough for photosynthesis). In the following, we propose a modification of the so called E-model for photosynthesis (Cullen, Neale, & Lesser, 1992) introducing a function of ionizing radiation $f_{ir}(z)$:

$$\frac{P}{P_0}(z) = \frac{1 - e^{-E_{PAR}(z)/E_S}}{1 + f_{ir}(z) + E_{UV}(z)} \quad (3)$$

in this expression, P is the photosynthesis rate at depth z , P_0 is the photosynthesis rate at ocean surface, $E_{PAR}(z)$ is the irradiance of photosynthetically active radiation (PAR) at depth z , E_S is a parameter measuring the efficiency of the species in the use of PAR (the smaller its value, the greater its efficiency), $E_{UV}(z)$ is the irradiance of ultraviolet radiation at depth z (convolved with a biological action spectrum weighting inhibitory effect of every ultraviolet wavelength), and $f_{ir}(z)$ is a function of particulate ionizing radiation at depth z .

We considered in the calculations the perturbation of the photosynthetic potential for temperate latitudes, and therefore we used average solar irradiance, $E_{PAR.0}$, provided by the radiative transfer code SMARTS for mid-USA at the planet surface. For this same reason, to estimate ultraviolet irradiances $E_{UV}(z)$, we use a biological weighting function derived for phytoplankton existing at temperate latitudes. Details of the calculations and references can be found in our publications (Rodríguez, Cardenas, & Avila-Alonso, 2014; Rodríguez, Cardenas, & Rodríguez, 2013). It is important to highlight that in the present contribution, in comparison with our previous articles, we propose a more realistic function to describe the ionizing radiation:

$$f_{ir}(z) = \frac{I_{CRB}(z)}{I_{ord}(z)} e^{-\frac{d}{ln}(z)} \quad (4)$$

in this expression, $I_{CRB}(z)$ is the (secondary) flux of muons from Cosmic Ray Bursts, $I_{ord}(z)$ is the flux of muons from ordinary cosmic rays, d is the density of water, l is the penetrating power of muons, z represents the water depth, and n is a parameter measuring the increase of energy and flux of muons from a CRB as compared to the flux of ordinary muons. Assuming the average energy of ordinary muons to be 2 GeV, and considering equations (1) and (2), we consider two cases: $n=1$ and $n=2$.

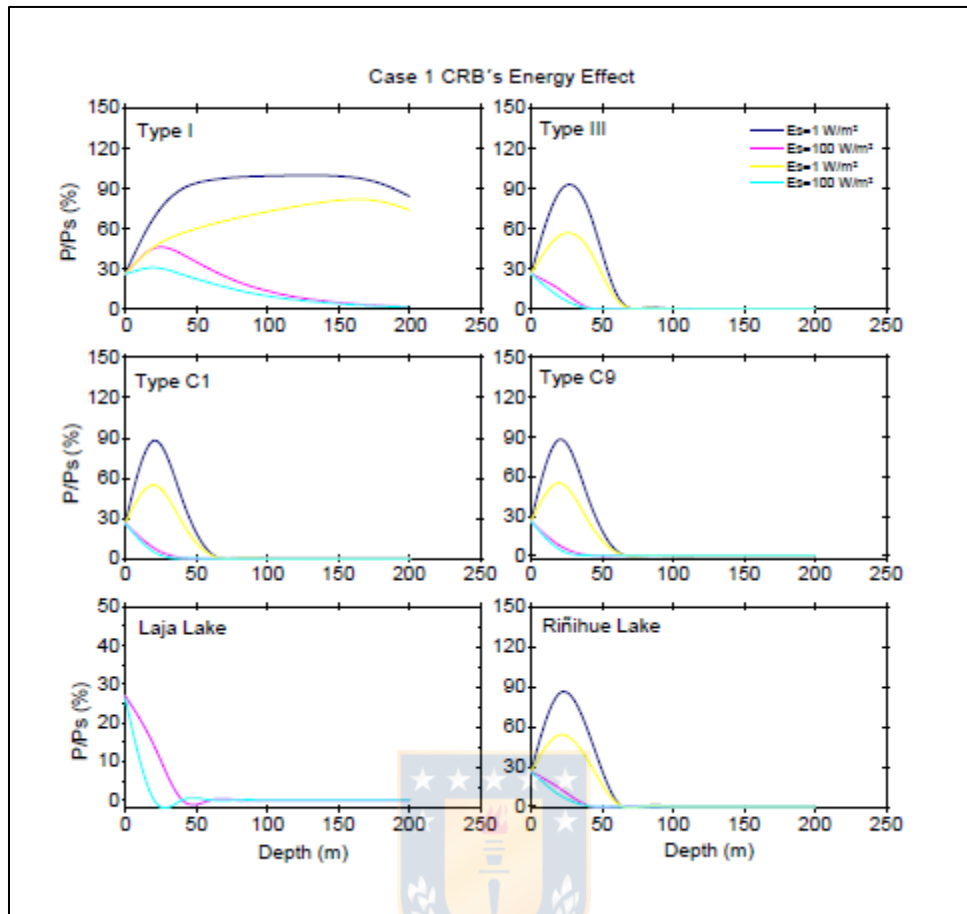


FIGURE 1 Effects of CRB's energy for extreme types of ocean water (type I: clearest waters, type III: darkest waters), coastal waters C1 (clearest) and C9 (darkest) and two lakes in Central Chile included to consider continental freshwater. The curves represent the photosynthetic potential of phytoplankton for normal conditions (upper) and after the impact of a muon flow of 20 GeV of average energy (lower).

TABLE 1 Relative (percentual) reduction of the photosynthetic potential.

Case 1 CRB Energy Effect			
Water Type I		Water Type III	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
24,73	29,13	35,27	20,79
Water Type C1		Water Type C9	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
34,56	14,9	0,15	0,0015
Freshwater Riñihue Lake		Freshwater Laja Lake	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
34,41	19,45	0,12	0,001802729
Case 2 CRB Energy Effect			
Water Type I		Water Type III	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 1W/m2

35	35,41	39,05	22,47
Water Type C1		Water Type C9	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
24,18	16,1	0,16	0,0016
Freshwater Riñihue Lake		Freshwater Laja Lake	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
37,87	21	20,67	0,47
Case 1 CRB Energy and Flow Effect			
Water Type I		Water Type III	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 1W/m2
75,35	81,26	85,86	80,01
Water Type C1		Water Type C9	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
85,78	77,4	70,82	70,75
Freshwater Riñihue Lake		Freshwater Laja Lake	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
85,61	79,44	60,93	70,82
Case 2 CRB Energy and Flow Effect			
Water Type I		Water Type III	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 1W/m2
91,48	92,08	93,31	51,97
Water Type C1		Water Type C9	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
88,65	87,75	83,66	83,62
Freshwater Riñihue Lake		Freshwater Laja Lake	
ES = 1W/m2	ES = 100W/m2	ES = 1W/m2	ES = 100W/m2
93,06	89,03	88,97	67,53

When the ecosystem is in ordinary physical conditions (no muon flux from CRB's), $f(z) = 0$, and from equation (4) the original version of the E-model (Cullen et al., 1992) is recovered:

$$\frac{P}{P_0}(z) = \frac{1 - e^{-E_{PAR}(z)/E_S}}{1 + E_{UV}^*(z)} \quad (5)$$

In our study, for both cases we applied equation (3) to assess perturbations of the photosynthetic potential caused by muons from a CRB. We have examined radiation scenarios of the kind proposed in the Ref. (Dar et al., 1998), considering a wide set of aquatic ecosystems, as stressed before: ocean water types I (clearest) and III (darkest) (Jerlov, 1976), coastal water types 1 (clearest) and 9 (darkest), and two Chilean lakes as examples of freshwater ecosystems.

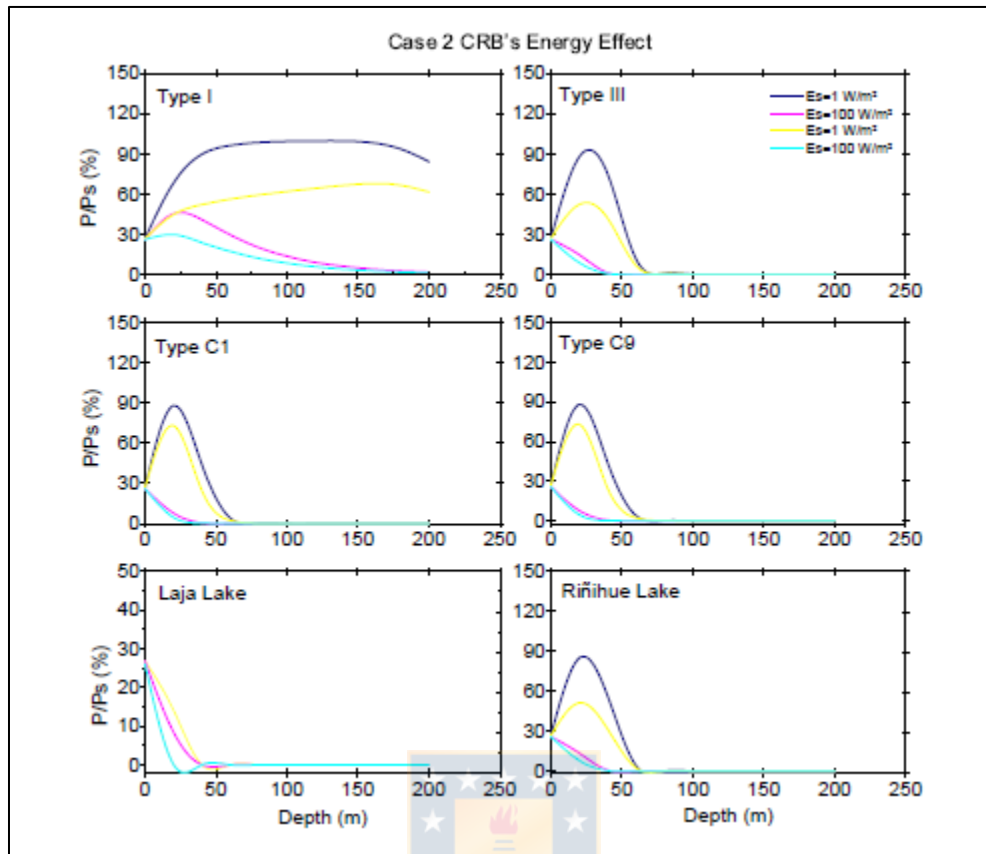


FIGURE 2 Effects of CRB's energy for extreme types of ocean water (type I: clearest waters, type III: darkest waters), coastal waters C1 (clearest) and C9 (darkest) and two lakes in Central Chile included to consider continental freshwater. The curves represent the photosynthetic potential of phytoplankton for normal conditions (upper) and after the impact of a muon flow of 40 GeV of average energy (lower).

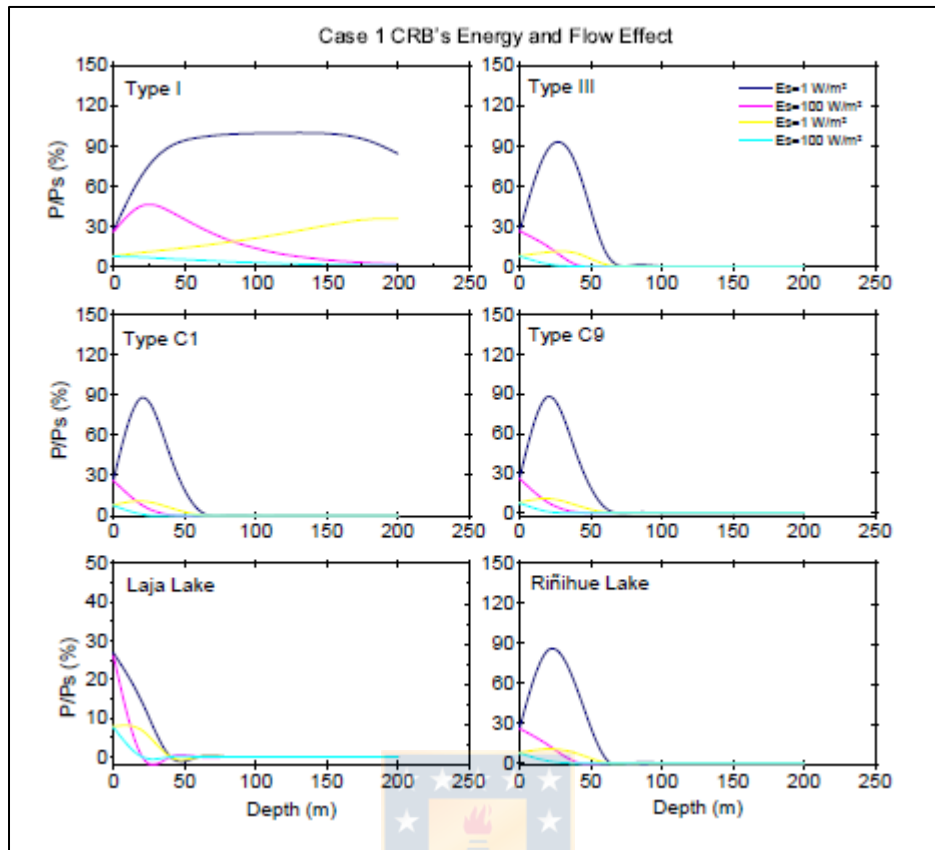


FIGURE 3 Effects of CRB's energy and increased muon flux for extreme types of ocean water (type I: clearest waters, type III: darkest waters), coastal waters C1 (clearest) and C9 (darkest) and two lakes in Central Chile included to consider continental freshwater. The curves represent the photosynthetic potential of phytoplankton for normal conditions (upper) and after the impact of a muon flow of 40 GeV of average energy and with a muon flux 10 times greater than that of the ordinary cosmic rays (lower).

Results and Discussion

In the figures (1 , 2 , 3 , 4) and table (1) we predict the consequences of the action of a CRB on the phytoplankton photosynthesis potential. Notice that in some cases the reduction of the phytoplankton photosynthesis potential is drastic, more than 50%. As expected, the effects for the case in which we consider the impact of a muon flux are more severe, and the additional inclusion of the flow effect may increase the inhibition of photosynthesis. Concerning different water characteristics, in most cases more turbid waters are best protected against radiational phenomena, but in this first study we have considered the same depth of the photic zone for all waters, which may mask the turbidity protection effect. However, this does not mean a prediction of massive phytoplankton death, as cells can take some time without

photosynthesis. Phytoplankton recovery after a CRB was not modelled in this work. However, we can advance that this process will depend greatly on the efficiency of repair mechanisms in radioactive environments.

Conclusions

After applying our modification of the E-model for photosynthesis, we have shown that CRB's in principle have potential for sudden drops in phytoplankton photosynthesis. Being phytoplankton the starting point of the aquatic food assemblage, a perturbation in its photosynthesis could cause a considerable drop in biodiversity. This reinforces the hypothesis in (Dar et al., 1998) that CRB's from neutron star mergers may have interrupted the diversification of life on our planet, causing some of the massive life extinctions on planet Earth in the past 570 Myr. We stress that this is a preliminary (and interdisciplinary) study, grasping basic aspects. A more refined study could include other aspects, for instance, the disintegration of muons in their way through the water column.

REFERENCES

- Atri, D., Melott, A. L., & Karam, A. 2014, *International Journal of Astrobiology*, 13, 224.
- Benton, M. J. 1995, *Science*, 268(5207), 52–58.
- Bloom, J., Perley, D., Li, W. et al. 2009, *The Astrophysical Journal*, 691(1), 723.
- Cullen, J. J., Neale, P. J., & Lesser, M. P. 1992, *Science*, 258(5082), 646–650.
- Dar, A., Laor, A., & Shaviv, N. J. 1998, *Phys. Rev. Let.*, 80, 5813.
- Erwin, D. H. 1996, *Scientific American*, 275(1), 72–78.
- Jerlov, N. G. 1976, (Vol. 14). Elsevier.
- Kouveliotou, C., Meegan, C. A., Fishman, G. J. et al. 1993, *The Ast J.*, 413, L101–L104.
- Melott, A. L., & Thomas, B. C. 2011, *Ast.*, 11, 343–361.
- Meszáros, P. 2001, *Science*, 291(5501), 79–84.
- Piran, T. 2005, *Reviews of Modern Physics*, 76(4), 1143

CAPÍTULO 6: Variabilidad de la productividad primaria de de un lago andino a través de registros sedimentarios.

Abstract:

En este estudio se presentan resultados encontrados a través de multiproxy de paleoproduktividad mediante análisis realizados a sedimentos laminados obtenidos de tres cores extraídos del lago Laja (36° 54 S, 71 ° 05' W) situado en la cordillera andina chilena. Para describir las reconstrucciones de la paleoproduktividad del lago Laja de las últimas 3 décadas, se utilizó una combinación de los siguientes métodos analíticos Isótopos (Carbon y Nitrogen), susceptibilidad magnética, modelo de datos y cromatografía líquida (HPLC). Se encontró en los estratos superiores un aumento en el pigmento (Scytonemin) relacionado con incrementos de radiación ultravioleta y pigmentos fotoprotectores.

Keywords: sediments; environmental changes; primary productivity

1.Introducción

Dos factores externos importantes que están influyendo en el medio ambiente acuático hoy día es el cambio climático y la eutrofización antropogénica (Reuss 2005). Los modelos climáticos globales predicen que nos enfrentamos a un pronunciado calentamiento climático, lo que tendrá consecuencias en ecosistemas terrestres y acuáticos (IPCC 2001). Los registros paleoecológicos son cada vez más utilizados con el fin de suplir la faltante data insitu en dichos ecosistemas. Algunos de los biomarcadores más utilizados son los pigmentos fotosintéticos.

Los pigmentos están presentes en todos los organismos fotosintéticos, principalmente como agentes recolectores de luz para la fotosíntesis y la fotoprotección (Porra et al. 1997), a saber, clorofilas (Chls), carotenoides, compuestos fotoprotectores y sus derivados. Estos comúnmente se encuentran almacenados en los sedimentos de ambientes lacustres y son producidos por algas, bacterias fototróficas y plantas acuáticas. (McGowan 2013). Los pigmentos como indicadores paleolimnológicos han sido ampliamente utilizados en diferentes investigaciones, en los cuales la abundancia, producción y composición de las comunidades fototróficas del pasado son variable respuesta estudiada (Guilizzoni y Lami 2002); Hodgson et al. (2004); Leavitt y Hodgson (2001). Los pigmentos pueden ser utilizados para cuantificar la producción primaria pasada en sistemas acuáticos, y debido a que muchos pigmentos muestran un grado de especificidad taxonómica, pueden proporcionar información sobre las comunidades de algas y/o bacterias fotosintéticas. Las técnicas analíticas modernas permiten la identificación y

cuantificación de pigmentos presentes en las secuencias sedimentarias, y a través de mejoras en la comprensión de los procesos de biogeoquímica y deposición.

Estos compuestos representan un importante proxy para reconstruir las tendencias históricas de la producción primaria del lago, sucesión de algas, invertebrados herbívoros, y los regímenes de radiación ultravioleta (Leavitt y Hodgson 2001; Waters et al; 2005). Existen diversas técnicas cromatográficas para cuantificar los pigmentos sedimentarios, sin embargo, las de mayor precisión son la cromatografía líquida de alta precisión (HPLC) (Vinebrooke y Leavitt 1999) y la espectrometría de masa (Hodgson et al; 2006).

Los pigmentos se degradan en el medio acuático por procesos químicos, fotoquímicos y biológicos. Las clorofilas contienen nitrógeno y, por lo tanto, son más resistentes a la degradación biológica que los carotenoides. Las vías de degradación de la clorofila incluyen la alomerización (oxidación), demetallation (pérdida del Mg), y dephytylation (pérdida de cadena de fitilo), con la forbina de cinco anillos relativamente estable (Porra et al. 1997). A pesar de los problemas de degradación de los pigmentos sedimentarios, siguen siendo valiosos como indicadores paleoecológicos y son a menudo el único registro fósil de algas no silíceas (Reus, 2005). Por lo tanto, su uso constituye una valiosa herramienta para evaluar cambios ecológicos en el medio acuático, tales como el impacto de la eutrofización y el cambio climático sobre la estructura y funcionamiento del ecosistema. Además, combinado con otros indicadores biológicos y geoquímicos constituyen una aproximación más robusta para interpretar las variaciones a largo plazo en la estructura del ecosistema.

De acuerdo con lo anterior, este estudio tiene por objetivo realizar una evaluación multi proxy de la paleoproduktividad de un lago alto andino en el Centro Sur de Chile, proporcionando información paleoecológica sobre la evolución en este lago, en las últimas tres décadas.

Materiales y Métodos

2.1 Localización y contexto climático.

El Lago Laja está ubicado (36° 54 S, 71 ° 05' W) en la cordillera de los Andes (Chile Central) a una altura de 1360 m.s.n.m. Se formó por las sucesivas acciones de glaciares y volcanes. La cuenca del lago Laja está formada por un río alargado (río Laja) con un valle de afluentes laterales, ahogado por una presa de lava basáltica construida durante un episodio de erupción del volcán Antuco (Thiele et al, 1998). El clima de la zona corresponde a un clima mediterráneo, con seis meses de sequía templada y seis meses de clima frío y húmedo, degradación a clima frío a más de 1500 m de altitud. Las temperaturas más bajas ocurren en junio (en promedio, - 0.3°C), y el más alto en enero, en promedio 13.6°C (Torres et al., 2008). Las características hidrológicas son una precipitación media anual de aproximadamente

2170 mm, generalmente en forma de nieve (Urrutia et al; 2010). Presenta una longitud máxima de 35 km y 7 km de ancho una superficie de hasta 87 km², con una profundidad máxima de 134 m (profundidad promedio 54 m) (Valdovinos et al, 2007).

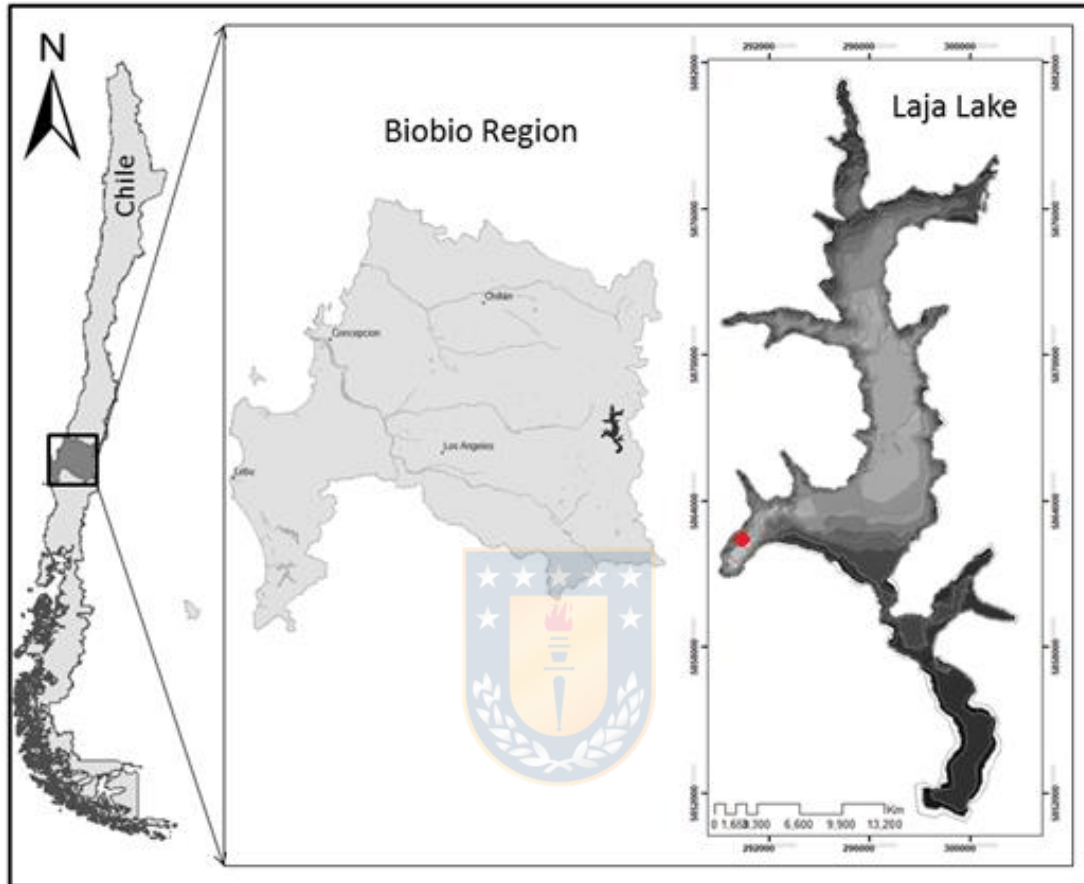


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio.

2.2 Extracción de núcleos y preparación de muestras

Un total de 3 núcleos de sedimentos (Core1: **LJ18A**, Core 2: **LJ18B** y Core 3: **LJ18C**), de aproximadamente 1 metro de largo, fueron recolectados en la campaña de monitoreo del verano de 2018, utilizando un muestreador Uwitec gravity corer con percutor. La extracción de estos núcleos se realizó a 80 m de profundidad (Figura 1), debido a que es un lugar con sedimentación regular.

Los núcleos fueron abiertos longitudinalmente y escaneados para susceptibilidad magnética con un susceptibilímetro Bartington MS2E. Posteriormente los núcleos se seccionaron en intervalos de cada 1 cm de espesor, los que fueron almacenados en bolsas plásticas hasta sus análisis.

Luego de tomar el testigo de sedimento (correspondiente al LAJ18A), las muestras para pigmentos fueron congeladas a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ para evitar la degradación por exposición a luz, oxígeno y calor; y se mantuvieron herméticas hasta el momento del análisis.

2.3 Geocronología

Las muestras de los primeros 30 centímetros del núcleo Lj18A (~ 2 g D.W), fueron deshidratadas y homogenizadas para la determinación de la actividad de ^{210}Pb y ^{137}Cs en el laboratorio EPOC, University of Bordeaux (France). El análisis se llevó a cabo a través de espectrometría gama de alta eficiencia con un detector de germanio equipado de un crio-ciclo. La edad de los sedimentos se determinó a partir de la tasa de acumulación másica (MAR), donde se asume una tasa de acumulación constante a través del tiempo. La estimación de las edades fue validada con el peak de ^{137}Cs , que en el Hemisferio Sur se reconoce entre 1964-1965 (Arnaud et al. 2006, Ribeiro Guevara and Arriberé 2002).

Análisis sedimentológicos

Para el análisis de isótopos estables, las muestras de sedimentos se deshidrataron durante al menos 48 h a $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ en un horno mufla Nabertherm Controlador C6 con control de temperatura termostática, posteriormente fueron molidas hasta obtener un polvo homogéneo usando mortero y mano de mortero. El carbono inorgánico presente en las muestras puede ser una fuente de sesgo para el análisis de la proporción de isótopos estables de C. Por lo tanto, después de la molienda, las muestras que contenían carbonatos se colocaron durante 24 h debajo de una campana de vidrio con HCl humeante (37%; Merck, p.a. para la calidad del análisis) para eliminarlas del material. Las mediciones isotópicas se realizaron usando un espectrómetro de masas de relación de isótopos IsoPrime100 (Isoprime, Reino Unido) junto con un vario MICRO cubo C-N-S elemental analyzer (Elementar Analysensysteme GMBH, Germany). Las razones isotópicas se expresaron usando la notación δ (‰) (Coplen; 2011). Materiales de referencia certificados (CRM) fueron IAEA-N1 para nitrógeno y IAEA-C6 para el carbono. Ambos CRM están calibrados contra las referencias internacionales Vienna Pee Dee Belemnita y aire atmosférico para carbono y nitrógeno, respectivamente (Frédérich et al; 2017).

2.4 Pigmentos Fotosintéticos

El análisis de pigmentos presentes en las muestras de sedimento involucra varias etapas (i) extracción en solventes adecuados, (ii) separación de la mezcla de pigmentos, (iii) identificación de los pigmentos y (iv) cuantificación. Hoy en día, esto se logra a través de la Cromatografía Líquida de Alta Resolución (HPLC) y espectrofotometría con arreglo de diodos (PDA). Estos análisis tienen una capacidad

analítica superior dado a su rapidez y exactitud (revisado en Leavitt y Hodgson 2001; Roy et al. 2011).

Para rastrear los cambios temporales en la productividad primaria del lago, los pigmentos fotosintéticos se extrajeron de aproximadamente 1 g de sedimentos frescos usando una solución de acetona (90%) manteniendo las muestras durante la noche bajo nitrógeno y a 4 ° C. Las muestras se centrifugaron a ca. 3500 g durante 10 min, y se filtraron a través de un filtro de poro de 0.45 µm. Los carotenoides totales (TC) y los derivados de clorofila (CD) se cuantificaron a partir del extracto mediante espectrofotometría, según lo descrito por Guilizzoni et al. 1986 utilizando un espectrofotómetro UV-VIS (UV mc2, SAFAS Principato di Monaco). El mismo extracto de acetona también fue utilizado para la determinación de pigmento algal específico por HPLC (Lami et al. 2009) el que consiste en una bomba cuaternaria, un muestreador automático y un detector DAD (Ultimate, Thermo Fisher U.S). La elución se logró con un gradiente utilizando dos disolventes: A (metanol: agua MillQ 80:20, añadido con PIC A de emparejamiento iónico (Waters), 0.001 mol concentrado y ácido propiónico) y B (acetona: metanol 80:20). El programa de elución comenzó con 20% de B y en rampa de 100 B en 60 min, se usó un tiempo de equilibrio de 10 min antes de analizar la muestra sucesiva. Los pigmentos individuales se identificaron y cuantificaron utilizando estándares externos y las concentraciones de pigmento sedimentario se expresaron en relación con el contenido de materia orgánica (OM) del sedimento.



3.Resultados

3.1 Caracterización litológica

En los dos núcleos analizados (LAJ18A y LAJ18C) se reconocieron cuatro unidades litoestratigráficas (Figura 2):

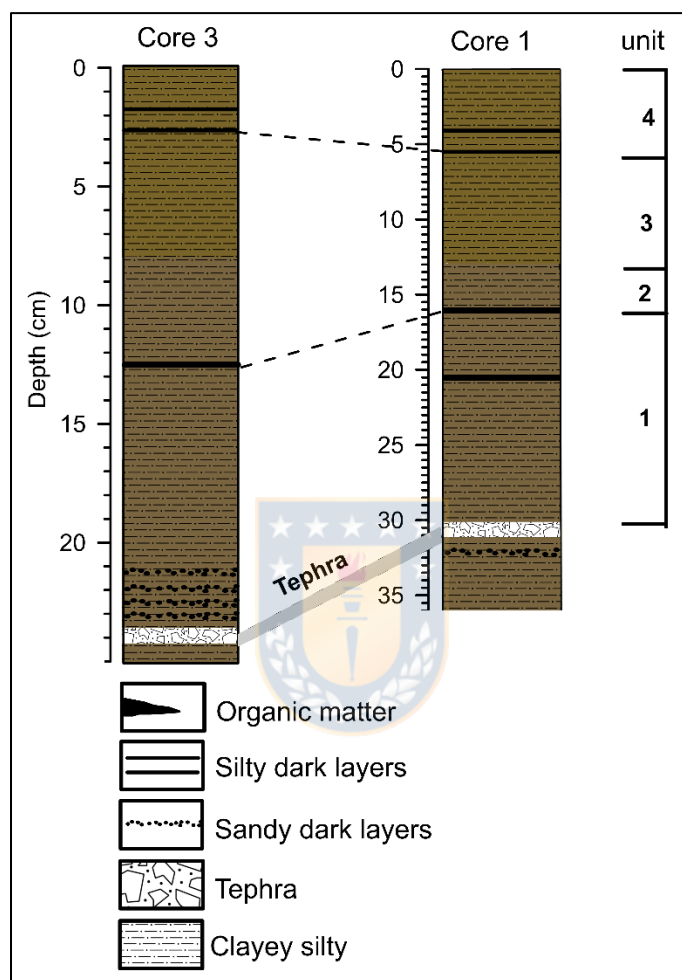


Figura 2. Litología y variaciones de los dos núcleos de sedimentos trazados contra la profundidad.

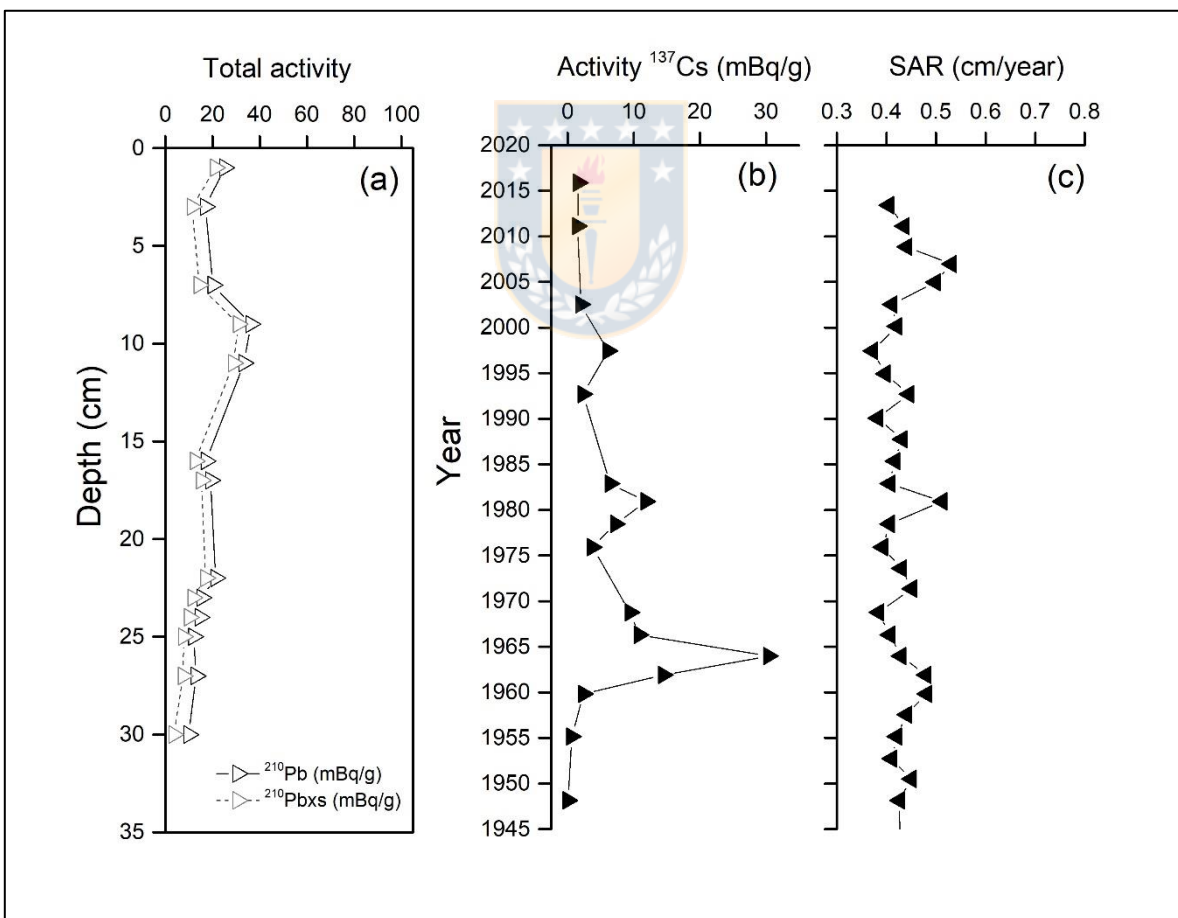
La primera unidad, comprende desde los 30 a los 21cm, en el núcleo LAJ18A y los sedimentos están compuestos por arcillas y limos (depósitos de gravas sub redondeadas de naturaleza caliza de 2 a 5 cm de diámetro, empastadas con arcillas limosas y su cemento). La unidad II se extiende desde los 21 hasta los 16 cm, en estos estratos siguen predominando los sedimentos arcillo- limoso, pero visualmente se distinguen capas oscuras compuestas por arenas. Hacia la unidad III (16-6 cm), el sedimento tiende a tener una coloración que va de marrón oscuro a claro hacia la superficie, manteniendo una composición de tipo limosa, que

predomina en un 90%. Finalmente, la unidad 5, representado por los últimos 5 cms tiene una coloración café claro y una disminución del contenido de arcillas.

3.2 Geocronología de los sedimentos

La actividad de ^{210}Pb fue detectada en los primeros 29 cms, con valores que fluctuaron entre 10 mBq y 36 mBq. Se observa una baja actividad en los primeros 5 cm, que incrementa alrededor del 10 cm. Posteriormente, el registro muestra un decaimiento sostenido de la actividad de ^{210}Pb en función de la profundidad, obteniendo hacia el cm 29, el menor valor.

El modelo de edad permitió establecer que el núcleo sedimentario cubría los últimos 60 años, con una tasa de sedimentación que fluctuó entre 0.37 y 0.53 cm año⁻¹. Este modelo fue validado comparando las edades con el perfil de ^{137}Cs , cuya máxima actividad se detectó en el cm 22 correspondiente al periodo 1964 -1965, siendo coherente con los picos máximos descritos para el Hemisferio Sur.



3.3 Análisis sedimentológicos

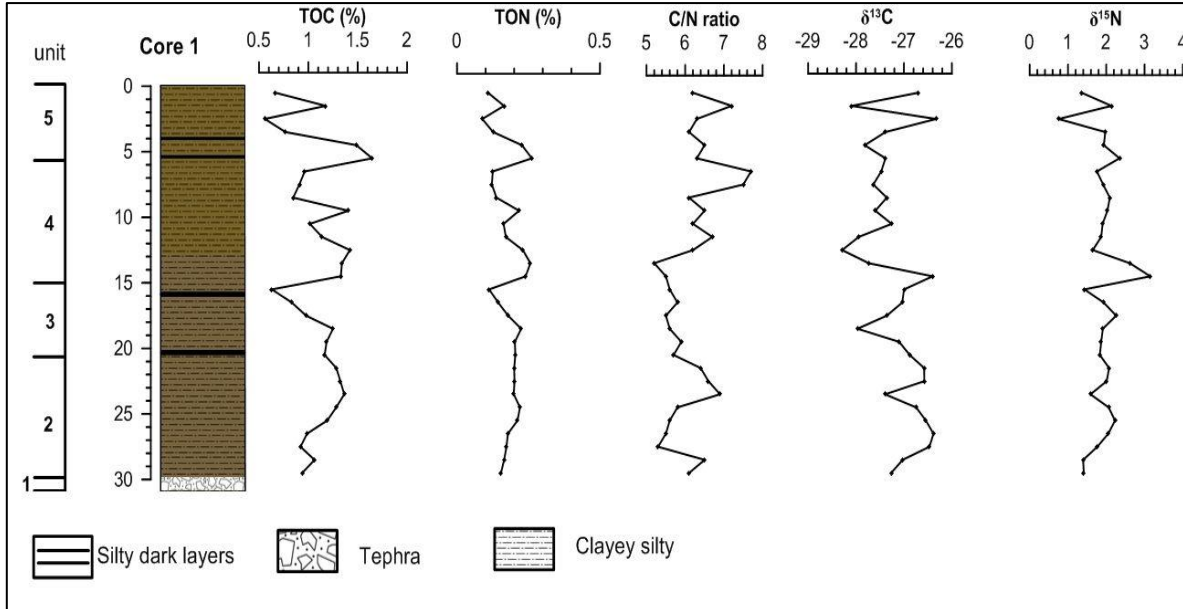


Figure.3 Isótopos estables (^{13}C y ^{15}N).

El TOC y TN mostraron variaciones a lo largo del núcleo de sedimento, con valores que fluctuaron entre 0.5 y 1.6% para TOC y 0.08 y 0.3% para TN (figura 3). Las variaciones entre ambos elementos tienen un patrón similar, observándose una disminución importante a los 15 cms, que coincide con una capa arenosa y oscura identificada a la misma profundidad. En los últimos 5 cms, los porcentajes de TOC y TN, tienden a disminuir gradualmente hacia la superficie. Por otro lado, la relación C/N se mantiene con valores de 5 a 8, distinguiéndose un periodo (Unidad II y Unidad III) con una tendencia hacia bajos valores (<6), los que luego tienden a incrementar hacia la superficie. Finalmente, los valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, presentan menos variación que los otros parámetros, sin embargo, sus tendencias son coherentes con TOC y TON, observándose un aumento de los valores isotópicos cuando el carbono y nitrógeno disminuyen, tendencia que se identifica claramente alrededor de los 15 cm de profundidad.

3.3 Pigmentos Fotosintéticos

La clasificación de los principales pigmentos presentes en los sedimentos del lago Laja son mostrados en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales pigmentos específicos y taxones relativos, modificado a partir de Guilizzoni and Lami 2003.

Pigment	Taxa
Chlorophylls	
Chlorophyll a	common to all plants

Chlorophyll b	Chlorophytes, Euglenophytes, Trachaeophytes
Chlorophyll c	Chrysophytes, Pyrrophytes
Chlorophyll derivatives	
Phaeophorbide a	chlorophyll a derivative (grazing)
Phaeophytin a	chlorophyll a derivative common to all plants
Phaeophytin b	chlorophyll b derivative common to all plants
Phaeophytin c	chlorophyll c derivative (Chrysophytes, Pyrrophytes)
Carotenes	
betacarotene	Cryptophytes, Chlorophytes, Trachaeophytes
alfa carotene	common to all plants, some bacteria
Xanthophylls	
Alloxanthin	Cryptophytes
Canthaxanthin	Invertebrate herbivores, some filamentous cyanobacteria
Echinenone	Total cyanobacteria (formerly named Blue-green algae)
Scytonemin	Cyanophyta UV screening
Fucoxanthin	Siliceous algae
Lutein	Chlorophytes, Euglenophytes, Trachaeophytes
Myxoxanthophyll	Colonial and filamentous cyanobacteria
Oscillaxanthin	Oscillatoriaceae
Aphanizophyll	N ₂ -fixer cyanobacteria
Zeaxanthin	Cyanobacteria
Diadinoxanthin	Euglenophytes
Dinoxanthin	Pyrrophytes, Chrysophyceae
Astacene	Invertebrate herbivores, some chlorophytes

En la figura 4 se muestra el perfil de derivados de la clorofila y de carotenoides totales que están asociados con la productividad del lago. La relación CD: TC es indicativa de la fuente del material del pigmento, es decir, autóctona frente a alóctona. La relación 430: 410 nm es indicativa para la preservación del pigmento. En este caso, el período en carotenos a los 25 cm, correspondiente a la unidad litológica 2, podría indicar la prevalencia de la entrada alóctona con menor preservación (menor valor de la relación 430: 410).

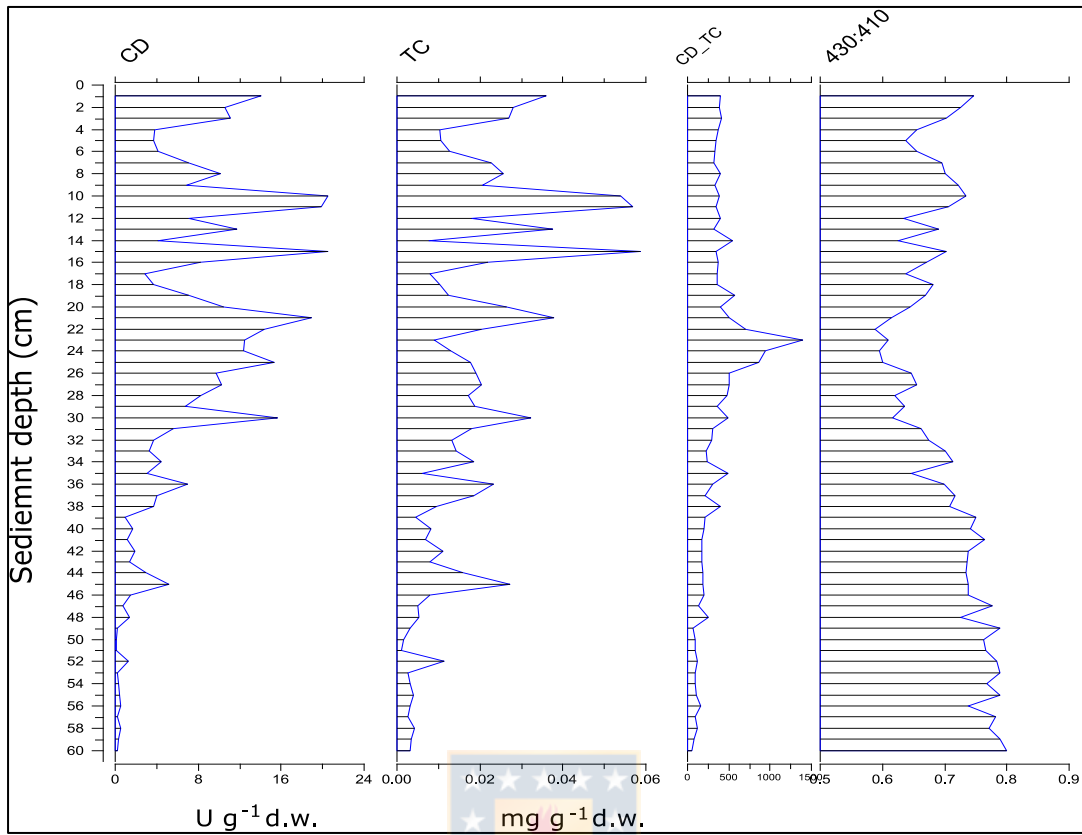


Figura.4: Derivados de la Chlorophyll (CD), Carotenoides totales (TC), radio CD:TC y radio 430:40nm.

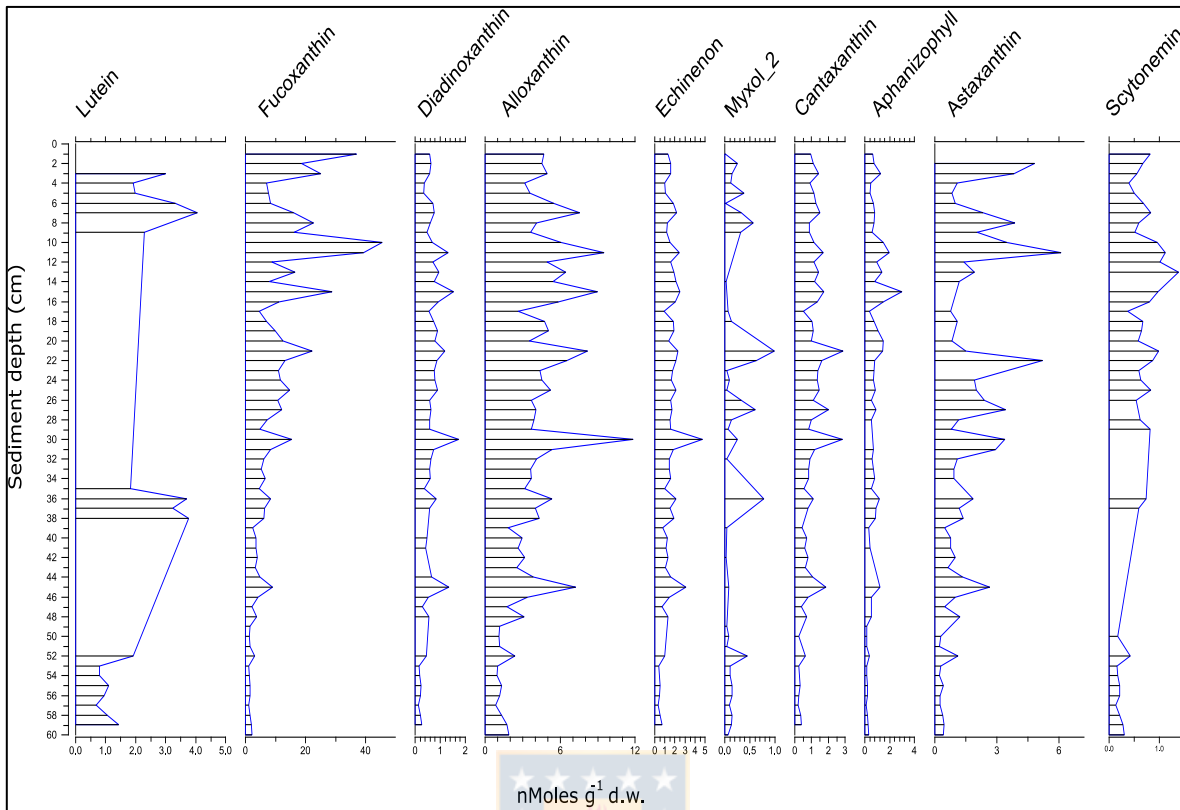


Figura.5 Principales Carotenoide específicos identificados. Para la asociación de pigmentos, ver Tabla 1.

Se han identificado varios pigmentos comunes específicos de taxones en este núcleo y se han asociado a sus respectivos taxones de acuerdo con la tabla 1. Los más abundantes son los asociados a diatomeas (fucoxantina, diadinoxantina), siendo este lago anteriormente reportado en otros estudios dominado por las diatomeas. La fucoxantina es definitivamente la más abundante, la mayor concentración es en la unidad litostratigráfica 5, representa el último periodo de deposición donde corresponde según los análisis anteriores con aumentos en el contenido de materia orgánica. La equinenona, la cantaxantina y la afianzofila pertenecen a las cianobacterias, mostrándose un aumento de estos pigmentos en los estratos superiores. El astaceno, un producto de degradación de la astaxantina, generalmente se asocia al zooplancton, fluctua en la parte superior del núcleo en la unidad litológica 4 descrita anteriormente. Scytonemin es un fabricante de carotenoides asociado a la detección de la radiación UV, su máxima concentración se encuentra en la unidad litoestratigráfica 4 y corresponde al máximo en el isótopo de $\delta^{15}\text{N}$, esto pudiera explicarse debido a la capacidad de algunas cianobacterias de fijar el nitrógeno atmosférico.

Discusión

El estudio del cambio climático y su potencial influencia en los ecosistemas acuáticos se ha convertido en las últimas décadas en uno de los principales problemas a nivel mundial. Una de las técnicas recientemente utilizadas por la comunidad científica para explicar las variaciones pasadas y proyectar los cambios en los ecosistemas son los estudios paleolimnológicos. Este estudio ha contribuido al conocimiento de proxys de paleoproduktividad según pigmentos sedimentarios como biomarcadores del cambio ambiental asociado al cambio climático en lagos y análisis sedimentológicos realizados.

El modelo cronológico permitió reconstruir la paleoproduktividad de los últimos 60 años en el lago Laja. Este modelo, establecido a partir de ^{210}Pb fue coherente con el peak de ^{137}Cs para el Hemisferio Sur. El decaimiento radioactivo de ^{210}Pb en nuestro núcleo de sedimento, si bien es menos fluctuante que lo reportado por Quiroz et al (2005), presenta en los primeros centímetros una baja actividad, lo cual podría ser atribuido a un mayor contenido de agua. Alrededor de los 10 cm, la actividad de ^{210}Pb , muestra un decaimiento gradual, sugiriendo una ausencia de perturbaciones importantes, lo cual confirmaría que nuestro sitio de estudio pudo tener una sedimentación más regular.

Se demostró que los pigmentos sedimentarios son útiles para evaluaciones cualitativas de la comunidad dominante de plancton y potencialmente para estimaciones de producción relativas a lo largo del tiempo en sistemas lacustres, reflejando cambios en la productividad del lago Laja. Se realiza un análisis detallado a través de espectrofotometría para cuantificar los pigmentos totales por estratos y se muestra una mayor abundancia del grupo de las diatomeas. Por otra parte, en los estratos superiores existe una tendencia de aumento en los pigmentos que representan el grupo de las cianobacterias (Scytonemin) pudiendo ser asociados su aumento a la generación de pigmentos foto protectores a los altos valores de radiación UV cordillerana encontrados en esta zona geográfica. Se refleja un aumento del grupo de las cianobacterias a través de los pigmentos encontrados que pudieran relacionarse con aumentos en la temperatura, ya que estos grupos presentan ventajas ecológicas y se benefician de los óptimos de temperatura para su crecimiento. Además, este lago ha sido reportado en estudios anteriores como limitante de nitrógeno, pero algunas algas verde azules tienen la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico y representa otra de las ventajas competitivas ante el resto de las especies algales. A pesar que el lago Laja, presenta características de un sistema oligotrófico, se reportó en campaña de monitoreo de verano de 2018 una floración de una especie de cianobacteria, lo que pudiera representar en el tiempo para este sistema en un cambio en su estado trófico que afecte todos los servicios ecosistémicos que brinda este ecosistema lacustre. Se mostró como proxy de paleoproduktividad los isótopos estables de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ que a pesar de reflejar valores bajos representativos de un lago oligotrófico se obtuvo de la relación C/N

que la producción era autóctona (menor a 10) con una tendencia de aumento de productividad en los estratos superiores.

Conclusiones

Los pigmentos fotosintéticos representan un importante proxy para reconstruir las tendencias históricas de la producción primaria del lago. A través del análisis cromatográfico de los cores se encontró que el grupo de mayor abundancia representado en los estratos son las bacillariophyceas (diatomeas). Por otra parte, en los estratos superiores existe una tendencia de aumento en los pigmentos que representan el grupo de las cianobacterias (Scytonemin) pudiendo ser asociados su aumento a la generación de pigmentos foto protectores a los altos valores de radiación UV cordillerana encontrados en esta zona geográfica. A pesar que el Lago Laja ha sido reportado en otros estudios como un cuerpo de agua oligotrófico, han aparecido recientemente floraciones de una especie de cianobacteria, lo que se observó a través del análisis sedimentológico que la biomasa algal ha aumentado en la última década. Los pigmentos como biomarcadores son una herramienta valiosa para registrar el comportamiento de la productividad del sistema lacustre de estudio a través del tiempo.



Referencias Bibliográficas

- Frédérich, B., Michel, L., Zaeytydt, E., Lingfo Bolaya, R., Lavitra, T., Parmentier, E., & Lepoint, G. (2017). Comparative feeding ecology of cardinalfishes (Apogonidae) at Toliara Reef, Madagascar. *Zoological Studies*, 56(10), 1-14.
- Guilizzoni P, Lami A, Ruggiu D, Bonomi G (1986) Stratigraphy of specific algal and bacterial carotenoids in the sediments of Lake Varese (N. Italy). *Hydrobiologia* 143:321–325
- Heiri, O., A. F. Lotter, & G. Lemcke, 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25: 101–110.
- IPCC (2001) *Climate Change 2001: The scientific basis*. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lami A, Musazzi S, Marchetto A, et al (2009) Sedimentary pigments in 308 alpine lakes and their relation to environmental gradients. *Adv Limnol* 62:217–238.
- Reuss Nina. PhD Thesis 2005: Sediment pigments as biomarkers of environmental change. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment . Denmark.
- Schnurrenberger, D., Russell, J., & Kelts, K. (2003). Classification of lacustrine sediments based on sedimentary components. *Journal of Paleolimnology*, 29(2), 141-154.
- Sáez, A., VALERO-GARCÉS, B. L., Moreno, A., Bao, R., Pueyo, J. J., GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, P., ... & Gibert, R. O. (2007). Lacustrine sedimentation in active volcanic settings: the Late Quaternary depositional evolution of Lake Chungará (northern Chile). *Sedimentology*, 54(5), 1191-1222.
- Thiele, R., Moreno, H., Elgueta, S., Lahsen, A., Rebolledo, S., & Petit-Breuilh, M. E. (1998). Evolución geológico-geomorfológica cuaternaria del tramo superior del valle del río Laja. *Revista geológica de Chile*, 25(2), 229-253.
- Wolfe, A. P., Vinebrooke, R. D., Michelutti, N., Rivard, B., & Das, B. (2006). Experimental calibration of lake-sediment spectral reflectance to chlorophyll a concentrations: methodology and paleolimnological validation. *Journal of Paleolimnology*, 36(1), 91-100.

4.DISCUSIÓN GENERAL

El incremento de las radiaciones UV en el Hemisferio Sur, durante las últimas tres décadas, ha generado una variación de la productividad primaria en los lagos del Centro Sur de Chile, lo que influye en la distribución espacio temporal de la composición de sus comunidades fitoplanctónicas. (H)

A fines de la década de los 70's se originó en la Tierra un declive en la concentración de ozono estratosférico debido a la emisión de sustancias agotadoras de ozono, generando un agujero en los polos del planeta, mayormente en la Antártida, además de esta disminución otro fenómeno conocido como AOA (agujero de ozono antártico) provoca una depresión en la primavera austral del Hemisferio Sur (Agustí et al., 2015). Este fenómeno que ha agudizado además el cambio climático global asociada con la actividad del vórtice polar antártico, causa alteraciones en el ciclo natural de O₃ y ha provocado un incremento de la radiación solar ultravioleta en la superficie terrestre. Aunque los niveles de O₃ han aumentado en los últimos años y la capa se ha regenerado lentamente a una tasa de 1% por década, los valores iniciales de este gas no se han recuperado antes del comienzo de la disminución en 1970 y se espera que tarde un siglo más en su recuperación. Por lo tanto, se considera una amenaza para las latitudes cercanas. La radiación solar que alcanza la superficie ha aumentado; por lo tanto, el Hemisferio Sur ha recibido más radiación que el Hemisferio Norte en las últimas tres décadas (Agustí et al., 2007). Dentro del Hemisferio Sur, Chile, por sus cercanías al polo sur, resulta un escenario experimental natural único para evaluar el incremento de los niveles de radiación que representarían para los ecosistemas acuáticos.

Diversos procesos de absorción y reflexión de la radiación UV generan variación en las dosis recibidas en un lugar y por un organismo en concreto. La intensidad de la radiación solar varía con distintos factores tales como la inclinación solar (hora del día) donde se recibe un 60% durante las 10-14 horas, latitud, concentración de ozono estratosférico, estación del año, cobertura nubosa (a pesar que solo las nubes más densas representan un filtro efectivo), la concentración de aerosoles en la atmósfera, altitud (incrementándose aproximadamente entre un 10-12% cada 1000 m.s.n.m) (Rivas et al; 2008), además las superficies incidentes tiene distintas capacidades de reflejar la luz, mientras que la tierra refleja un 25%, la nieve refleja un 80%, el agua solo refleja un 10%, por lo cual la radiación incidente sobre un cuerpo de agua pasa casi en su totalidad de un medio de propagación al otro, representando este incremento radiacional una exposición mayor y daño para aquellos organismos que viven en la columna de agua iluminada.

Al incidir un haz de luz en un medio acuático, experimenta un proceso de inhibición, saturación y luego de limitación de la luz, hasta alcanzar el 1% de la irradiancia donde marca el límite de la zona eufótica (capa superficial de un cuerpo acuático donde se realiza el proceso fotosintético). Por ello, la luz no se propaga en todos los

cuerpos acuáticos de la misma manera e influye la transparencia del sistema acuático en todos los procesos biofísico que necesiten como energía la radiación solar. En los cuerpos acuáticos oligotróficos, en general cuerpos de agua muy transparentes, un aumento de la radiación representaría un daño mayor para los organismos acuáticos y más para aquellos que necesitan de la luz para realizar procesos básicos como la fotosíntesis para el fitoplancton (Fritz et al., 2008). Es por ello que muchos organismos crean mecanismos de fotoprotección ante estos bruscos cambios ambientales, prevaleciendo aquellos que tengan mejores mecanismos de reparación y dominando los sistemas acuáticos (Neale et al., 2014).

En esta tesis doctoral fueron estudiados dos cuerpos lacustres de Chile Central, el Lago Laja y el lago Riñihue según sus características son definidos como sistemas acuáticos continentales oligotróficos (aguas prístinas y poco productivas) (Bernhard et al., 2011, Campos et al., 1987). Los mismos tienen un alto valor paisajístico, cultural y turístico, brindando múltiples servicios ecosistémicos. Se evaluó una metodología aplicable a ambos cuerpos lacustres, la teoría de la habitabilidad acuática como postulado principal. Un tema actualmente discutido es el problema de las escalas espacio-temporales y con este índice de habitabilidad acuática se puede conocer la tendencia de este lago de un estado trófico a otro. Para ello se utilizaron tres funciones fundamentales para el establecimiento y proliferación de los grupos algales, la función de la luz, función del nutriente limitante y una función de la temperatura. Una vez establecido el índice de habitabilidad acuática se puede conocer la productividad primaria neta del sistema en estudio.

Se realizó un estudio de las características físico-químicas y biológicas de ambos lagos para evaluar su comportamiento en los últimos 40 años (serie temporal utilizada en esta investigación). Se encontró una diferencia de radiación UV incidente de los lagos de un 20% por factor altitud, además de un aumento del 40% de la radiación UV en los últimos 20 años. Se encontró que los niveles de ozono continúan bajos durante la primavera y se extiende hasta el otoño por lo que los valores de radiación UV durante la mayor parte del año son elevados. Es evidente la relación inversa que existe entre la radiación UV y la concentración de ozono atmosférico. Por otra parte, se realizó un estudio de la evolución de los grupos fitoplanctónicos en los lagos estudiados y se encontró una tendencia de aumento en el grupo de las cyanophyceas en ambos cuerpos acuáticos. Este grupo algal procarionte primitivo está generando floraciones en sistemas acuáticos oligotróficos, lo cual no es característico de sistemas con bajos contenidos de nutrientes, en uno de ellos el lago Laja se encontró una floración durante la campaña de monitoreo de esta tesis (Rodríguez et al., 2019). Se han reportado además incrementos de temperatura en la superficie de los cuerpos acuáticos a nivel mundial, otra condición que favorece la proliferación de algas. Todos estos factores han contribuido a que exista una variación de los productores primarios tomando el dominio del sistema aquellos grupos cuyas ventajas ecológicas sean mayores. Por todas las razones anteriormente mencionadas un estudio de la calidad del agua de estos sistemas es fundamental para entender el comportamiento y evolución de los mismos, debido a

que el recurso agua cobra un alto valor económico y social. Su uso y consumo está sujeto a la calidad del agua, ya que una perturbación en el sistema podría acelerar el curso natural del paso de un estado de trofia a otro en menor tiempo.

En unos de los cuerpos lacustres estudiados: en el lago Laja, se extrajeron 3 cores de sedimentos para su posterior análisis, con el objetivo de conocer a través de los pigmentos fotosintéticos depositados en los distintos estratos sedimentarios el comportamiento de los grupos algales, así como la relación de los mismos con la radiación UV incidente que puede relacionarse con el aumento de la formación de pigmentos fotoprotectores. Este estudio se complementó con otros proxys de paleoproduktividad como son los isótopos de ^{13}C y ^{15}N , los que reflejan el comportamiento de la productividad del lago, así como la relación C/N donde muestra que el aporte de estos nutrientes es autóctono y no alóctono. A su vez no se muestra en el período analizado (últimos 40 años) una variación en los nutrientes, sin embargo, este lago ha sido reportado como limitante de nitrógeno (Karrash et al; 2011) y en la última década, el mismo se ha visto en ligero incremento en los estratos superiores y explicaría las recientes floraciones algales que se han encontrado en nuestras campañas de monitoreo en la estación de verano de 2018 y 2019, ya que algunas cianobacterias tienen la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico y de esta manera suministrar el nutriente que representaría una limitante por las características de este cuerpo de agua. Además, se realizó un estudio comparativo con datos de un monitoreo realizado en el mismo lago durante los años 2001, 2002 y 2003 (Karrash et al; 2011) y se encontró una tendencia de aumento de las cianobacterias, este grupo algal, conocido por contar con ventajas ecológicas frente al resto no solo ha aumentado en su biomasa sino también que está generando floraciones en un sistema oligotrófico, no característico de manifestar este fenómeno. Por ello, es de gran importancia el continuar el estudio y monitoreo en sistemas que estén reflejando condiciones similares ante las nuevas condiciones que se están reflejando con el cambio climático en Chile.

También, se evaluó el comportamiento de las tasas fotosintéticas en la ocurrencia de dos fenómenos de origen astrofísico que pudieran influir en la comunidad acuática de los lagos en estudio, debido al aumento de partículas ionizantes que penetran en la columna de agua, como son los muones, sobre los mismos se han realizado muy pocos estudios sobre la influencia de estos en muestras no humanas. El primer escenario estudiado es bajo un incremento en la dosis del flujo de muones de gran energía producto de una tormenta solar y el segundo mediante el incremento de rayos cósmicos debido a la fusión de estrellas de neutrones. En ambos casos se encontró una disminución drástica de las tasas fotosintéticas en los dos cuerpos lacustres, mostrando que el paso de partículas a través de la columna de agua es mayor en aguas claras que en aguas turbias, pudiendo de esta forma crear diferentes variaciones en los grupos fitoplanctónicos que coexisten en ecosistemas acuáticos continentales.

5.CONCLUSIONES

El estudio de los ecosistemas dulceacuícolas en Chile, es fundamental para la utilización y el desarrollo de los múltiples servicios ecosistémicos que nos brinda el recurso agua. Se estudian dos lagos oligotróficos del centro sur de Chile, el lago Laja y el lago Riñihue.

Se realizó una estimación durante los últimos 30 años de la radiación UV incidente en el lago Riñihue para diferentes ángulos solares zenitales de 30° a 60° (representativos de Chile Central) con separación de 10, se pudo determinar que a medida que el ángulo aumenta cada 10 ° disminuye con una tasa de 100 W / m² el valor de la radiación. Se realizaron correlaciones estadísticas entre los valores de UV y la clorofila a resultando ambas variables altamente correlacionadas, pero de forma negativa, lo que puede sugerir que altos valores de UV implican una inhibición del proceso fotosintético. Estudios especie específicos son propuestos en futuras investigaciones. Por primera vez se aplica el modelo de transferencia radiativa COART para un ecosistema acuático continental (Rodríguez et al; 2018). Se establece una clasificación óptica del lago en la serie de tiempo estudiado donde se calcularon los coeficientes de atenuación (kd) de la luz para cada estación del año el lago se corresponde al tipo de agua C1 según a la clasificación de Jerlov (1976) de las aguas oceánicas y costeras.

Se realizó un análisis de los grupos de fitoplancton en el lago Riñihue en tres años de las series de tiempo estudiadas para ver su evolución, en 1987, donde se registró información en la campaña de monitoreo llevada a cabo por el profesor Hugo Campos, el segundo año de estudio fue en 1997 durante otra campaña. del centro de estudios ambientales (EULA) dirigido por el profesor Oscar Parra y Dalba Avilés y la campaña del año 2015 según la disposición de la Dirección General de Agua de Chile DGA. Hay una evolución en el grupo más abundante: Bacillariophyceae con una riqueza en 1987 de 20 especies y en 2015 aumentaron a 66. En 1997, se encontró por primera vez la dinophyceae *C. hirundinella* en este ecosistema acuático, una especie reportada como invasiva en Chile por tener un alto grado de expansión e invadir la mayoría de los sistemas continentales del sur de este país (Meichtry de Zaburlín et al; 2016). En 2015, se encuentra nuevamente la presencia de especies invasoras: *C. hirundinella*, pero de mayor preocupación, la especie de infestación *D. geminata*, que ha invadido una gran cantidad de ecosistemas acuáticos de agua dulce y se ha asociado con condiciones de inundación, se informa en su afluente (Río Enco). Estudios sugieren que las apariciones de dichas especies en sistemas caracterizados por bajos nutrientes se han relacionado con el soporte de altos valores de radiación (Beamud et al; 2016).

Se esboza una metodología para investigar qué tan robustos son los ecosistemas de agua dulce ante las perturbaciones de su calidad óptica. Incorporando ideas de la escuela astrobiológica para modelar la habitabilidad, específicamente QHT para idear índices de habitabilidad y luego sustituir el índice propuesto en un modelo

ecológico de niveles tróficos. El índice de habitabilidad mencionado anteriormente es una nueva versión de nuestro índice APH, diseñado por algunos colaboradores y anteriormente aplicado a los ecosistemas de agua salada (tanto oceánicos como costeros), ahora dirigido a los ecosistemas de agua dulce (lagos). Todo esto muestra la aplicabilidad de QHT a escalas espacio-temporales típicas en estudios ecológicos, mostrando un puente útil entre Astrobiología y Ecología. Con una buena determinación de dichos índices puede calcularse la productividad primaria neta de cualquier rango temporal, de esta forma se podrían predecir los estados tróficos futuros de los ecosistemas.

Mientras en el otro sistema lacustre estudiado, el lago Laja, se realizó un estudio comparativo entre los parámetros físico-químicos y biológicos 20 años atrás y en la actualidad. Los resultados mostraron niveles bajos en la concentración de O₃ durante todo el período de estudio (verano de 2001 y 2018), mientras que los valores de radiación UV y PAR fueron bastante altos, mostrando los valores máximos de radiación UV en el mes de febrero (más de 50 Wm⁻²). Todas las comparaciones pareadas entre los meses de estudio, para la concentración de O₃ y UV, fueron altamente significativas ($p < 0.001$). Se propone una clasificación óptica de este ecosistema lacustre como aguas tipo I (muy clara), comparando los coeficientes de atenuación de la radiación fotosintéticamente activa y ultravioleta de acuerdo con la clasificación de Jerlov. Por primera vez, se encontró en este ecosistema de agua dulce, una especie de floración de algas tóxicas correspondiente a la especie *Dolichospermum circinale* (Cyanobacteria) (Wacklin et al; 2009), probablemente causada por la variabilidad en los niveles de UV que llegan a la superficie del lago (Rodríguez et al; 2019).

Se recolectó un total de 3 núcleos de sedimentos en campaña de monitoreo del verano de 2018, utilizando núcleos cortos de sedimentos Glew corer (Glew et al; 2001) de 1 m de largo del Lago Laja extraídos a 80 m de profundidad, el motivo de elección del lugar de extracción es debido a que el mismo es protegido de sedimentación regular. Los núcleos se seccionaron a segmentos laminados en intervalos de 1 cm. La correlación del registro del núcleo se basa en la coincidencia de picos de susceptibilidad magnética correspondientes a capas de tefras. Este estudio tuvo por objetivo realizar una evaluación multi proxy de la paleoproductividad de un lago alto andino en el Centro Sur de Chile, proporcionando información paleoecológica sobre la evolución en este lago, en las últimas tres décadas. Se reportó según resultados de las técnicas cromatográficas que el grupo de las diatomeas es el más abundante, sin embargo, en los estratos superiores hay un aumento de las cianobacterias. Se encontró el pigmento fotosintético (Scytonemin) pudiendo ser asociados su aumento a la generación de pigmentos foto protectores a los altos valores de radiación UV cordillerana encontrados en esta zona geográfica.

Se evalúa a través de un modelo las tasas fotosintéticas de ambos lagos utilizando como evento extremo tres situaciones donde las condiciones de radiación serían

influyentes:

1- la tormenta solar incrementa el flujo de muones al nivel de la superficie hasta un 10%.

2- la tormenta solar incrementa la energía promedio del muón al nivel de la superficie hasta un 10% y,

3- la tormenta solar incrementa el flujo de muones y la energía promedio de muones al nivel de la superficie hasta un 10%.

Utilizando nuestra modificación de un modelo de fotosíntesis para tener en cuenta la influencia de los muones en este proceso, se obtuvo para tormentas solares que en la mayoría de los casos el efecto del aumento de la energía muónica promedio es mayor que el efecto del aumento del flujo de muones, menor que si el aumento de ambas variables es similar. Se obtuvo que, en general, las aguas más oscuras se verían menos afectadas. En la mayoría de los casos, el aumento en la energía media del muón causó un mayor efecto inhibitorio en la fotosíntesis que el aumento del flujo de muón (suponiendo que los aumentos sean similares, 10% cada uno). Esto podría explicarse porque más muones enérgicos tendrían un mayor poder de penetración en la columna de agua, haciendo más efectos en su viaje a través de la zona fótica. Consideramos que este es un estudio bastante pionero, esperamos mejorar estos resultados en el futuro cercano utilizando una dosimetría de muón más refinada y espectros más precisos para tormentas solares.



6.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agustí, S., Llabrés, M., Carreja, B., Fernández, M., & Duarte, C. M. (2015). Contrasting sensitivity of marine biota to UV-B radiation between Southern and Northern hemispheres. *Estuaries and coasts*, 38(4), 1126-1133.
- Agustí, S. (2007). Aumento de la radiación ultravioleta: impacto sobre los océanos polares. *Impacto Del Calentamiento Glob. Sobre Los Ecosistemas Polares*, 25-46.
- Algarra, F. J. G. (2012). Modelo discreto estocástico de dinámica mutualista.
- Bais, A. F., McKenzie, R. L., Bernhard, G., Aucamp, P. J., Ilyas, M., Madronich, S., & Tourpali, K. (2015). Ozone depletion and climate change: Impacts on UV radiation. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 14(1), 19-52.
- Banaszak, A. T. (2003). Photoprotective physiological and biochemical responses of aquatic organisms. *UV effects in aquatic organisms and ecosystems*, 329-356.
- Beamud, S. G., Baffico, G., Reid, B., Torres, R., Gonzalez-Polo, M., Pedrozo, F., & Diaz, M. (2016). Photosynthetic performance associated with phosphorus availability in mats of *Didymosphenia geminata* (Bacillariophyceae) from Patagonia (Argentina and Chile). *Phycologia*, 55(2), 118-125.
- Campos, H., Bucarey Bahamondes, e. I. y. s., & Arenas, j. n. (2015). Estudios Limnológicos del lago Rinihue y rio Valdivia (Chile).
- Campos, H, Arenas J N, Steffen W & Aguero G (1978) Physical and Chemical limnology of Lake Riñihue (Valdivia, Chile). *Arch Hydrobiol.*84 (4), 405-429
- Campos, H., Steffen, W., Román, C., Zúñiga, L., & Aguero, G. (1983). Limnological studies in lake Villarrica morphometric, physical, chemical, planktonical factors and primary productivity. *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Monographische Beiträge*, 65(4), 371-406.
- Cruces, F., Urrutia, R., Parra, O., Araneda, A., Treutler, H., Bertrand, S., ... & Chirinos, L. (2006). Changes in diatom assemblages in an Andean lake in response to a recent volcanic event. *Archiv für Hydrobiologie*, 165(1), 23-35.
- Cullen, J. J. y Huot, Y. (2012) Spectral model of depth-integrated water column photosynthesis and its inhibition by ultraviolet radiation. *Global Biogeochemical Cycles* 26 (1).
- Dahlback, A. (2002) Recent changes in surface solar ultraviolet radiation and stratospheric ozone at a high Arctic site. En D. Hessen, ed. *UV Radiation and Arctic Ecosystems*. Berlín-Heidelberg: Springer-Verlag,. 3-22.
- Eloy, J. (2016). Simulador hiperespectral para ecosistemas marinos (Master's thesis, Universitat Oberta de Catalunya).
- Figueroa, F. L. (2004). Análisis transdisciplinar sobre la destrucción de la capa de ozono e incremento de radiación ultravioleta y sus efectos sobre el medio ambiente y salud humana. In *Tecnociencia y cultura a comienzos del siglo XXI* (pp. 253-283). Servicio de Publicaciones.
- Flower, R., S. Juggins & R. W. Battarbee, 1997. Matching diatom assemblages in lake sediment cores and modern surface sediment samples: the implications for lake conservation and restoration with special reference to acidified systems. *Hydrobiologia* 344: 27–40.

- Fritz, J., Neale, P., Davis, R., Peloquin, J.: Response of Antarctic phytoplankton to solar UVR exposure: inhibition and recovery of photosynthesis in coastal and pelagic assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 365: 1-16 (2008).
- García-Corral, L. S., Holding, J. M., Carrillo de Albornoz, P., Steckbauer, A., Pérez-Lorenzo, M., Navarro, N & Agustí, S. (2017). Effects of UVB radiation on net community production in the upper global ocean. *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 54-64.
- Geller W & Campos H, 1997. Temperature and stratification of Southern hemisphere temperate lakes in Patagonia (Chile-Argentina). *Internat Verein Limnol*, 26, 243-247.
- Glew, J. R., J. P. Smol & W. M. Last, 2001. Sediment core collection and extrusion. In Last, W. M. & J. P. Smol (eds.) *Tracking Environmental Change in Lake Sediments. Vol 1, Basin Analysis, Coring and Chronological Techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: in press.
- Häder, D. P., Kumar, H. D., Smith, R. C., & Worrest, R. C. (2007). Effects of solar UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 6(3), 267-285.
- Hodgson, D. A., Verleyen, E., Sabbe, K., Squier, A. H., Keely, B. J., Leng, M. J., ... & Vyverman, W. (2005). Late Quaternary climate-driven environmental change in the Larsemann Hills, East Antarctica, multi-proxy evidence from a lake sediment core. *Quaternary Research*, 64(1), 83-99.
- IPCC (2016) Comunicado de prensa del IPCC, 20 de Octubre .Bangkok.
- Jacqueline C (2010). Observations and comments on the diatom *stephanodiscus minutulus* (kutzing) cleve & moller (bacillariophyceae) found for the first time in Chile from bottom sediments collected in lake Laja.
- Ji, Z.-G. (2007) *Hydrodynamics and water quality, modeling river, lakes, and estuaries*. (wiley, J., ed.)
- Jin, P., Duarte, C. M., & Agustí, S. (2017). Contrasting Responses of Marine and Freshwater Photosynthetic Organisms to UVB Radiation: A Meta-Analysis. *Frontiers in Marine Science*, 4, 45.
- Justić, D., Rabalais, N. N., Turner, R. E., & Dortch, Q. (1995). Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40(3), 339-356.
- Kirk J (2011). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press.
- Leavitt, P. R., Cumming, B. F., Smol, J. P., Reasoner, M., Pienitz, R., & Hodgson, D. A. (2003). Climatic control of ultraviolet radiation effects on lakes. *Limnology and Oceanography*, 48(5), 2062-2069.
- Llabrés, M., & Agustí, S. (2006). Picophytoplankton cell death induced by UV radiation: evidence for oceanic Atlantic communities. *Limnology and Oceanography*, 51(1), 21-29.
- Lucas, R. M., Norval, M., Neale, R. E., Young, A. R., de Gruijl, F. R., Takizawa, Y., & van der Leun, J. C. (2015). The consequences for human health of stratospheric ozone depletion in association with other environmental factors. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 14(1), 53-87.

- Magaña Álvarez, M. E. (2015). Distribución de nutrientes y su efecto en el nivel trófico de la laguna Macapule, Sinaloa.
- Margalef, R., (1974): Ecología, Omega, Madrid, 953pp.
- Meichtry de Zaburlín, 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. *Journal of phycology*, 52(2), 200-208.
- Moreno, D. P., Quintero, J., López, A. (2010): Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *Contactos*. 78: pp. 25-33.
- Movellán, M. E. (2004): Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuarino del río Ebro. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona, pp. 5-50.
- Munakata, N., S. Kazadzis, D. Bolseé, N. Schucht, T. Koskela, A. Karpetchko, C. Meleti, C. Casiccia, M.B. Rosa, T. Saida, C. Nishigori, K. Ogata, K. Imafuku, C.M. Liu, S. Lestari, M. Kanoko, S. Cornain, K. Mulyadi, and K. Hieda. 2009. Variations and trends of biologically effective doses of solar ultraviolet radiation in Asia, Europe and South America from 1999 to 2007. *Photochemical and Photobiological Sciences* 8: 1117–1124.
- Neale, P. J., Litchman, E., Sobrino, C., Callieri, C., Morabito, G., Montecino, V., ... & Steiner, D. (2001). Quantifying the response of phytoplankton photosynthesis to ultraviolet radiation: Biological weighting functions versus in situ measurements in two Swiss lakes. *Aquatic sciences*, 63(3), 265-285.
- Parra, O. (2006). Estado de conocimiento de las algas dulceacuícolas de Chile (Excepto Bacillariophyceae). *Gayana (Concepción)*, 70(1), 8-15.
- Pérez-Urria Carril, E. (2011). Fotosíntesis: aspectos básicos. *REDUCA (Biología)*, 2(3).
- PNUMA, (2010) Agotamiento de la Capa de Ozono. Ministerio de Medio Ambiente 2010.
- Rasuk, M. C., Ferrer, G. M., Kurth, D., Portero, L. R., Farías, M. E., & Albarracín, V. H. (2017). UV Resistant Actinobacteria from High Altitude Andean Lakes: Isolation, Characterization and Antagonistic Activities. *Photochemistry and Photobiology*, 93(3), 865-880.
- Richardson, K.; beardall, j.; raven, j.a. (1983) Adaptation of unicellular algae to irradiance: an analysis of strategies. *New Phytol* 93: 157-191.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... & Nykvist, B. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.
- Rodriguez L, R Cardenas, L Gonzalez, O Rodriguez. (2016) Cambios informacionales en biomoléculas causados por radiaciones ionizantes: Una primera mirada desde la Entropía de Tsallis , *Revista Cubana de Física*, 36, ISSN: 2224-7939, Editorial: Universidad de la Habana.
- Seeligmann, C., Maidana, N. I., & Morales, M. (2008). Diatomeas (Bacillariophyceae) de humedales de altura de la Provincia de Jujuy-Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 43(1-2), 1-17.

- Skoog, D.A., & Leary, J.J. (2001). *Análisis instrumental*. McGraw-Hill. España, 935 p. 4ª edición
- Smol Jonh, Birk J & Last W (2001). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*.
- Solarte, M. E., Moreno, L. y Melgarejo., L. M. (2012) *Fotosíntesis Y Pigmentos Vegetales*. In: *Laboratorio de fisiología y bioquímica vegetal*. (Colombia, D. d. b. U. N. d., ed.).
- Stoermer, E. F. & J. P. Smol (eds.) 1999. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, 469 pp.
- Thiele R, Moreno, S. Elgueta, A. Lahsen, Thiele, R, *Rev. Geológica Chile*. 25 (2), 229–253 (1998)
- Ulloa Pérez, A. E. (2015). *Influencia de la disponibilidad de nutrientes sobre los cambios espaciotemporales de la comunidad de fitoplancton en el litoral del Municipio de Guasave, Sinaloa*.
- Valdovinos, C., & Pedreros, P. (2007). *Geographic variations in shell growth rates of the mussel *Diplodon chilensis* from temperate lakes of Chile: Implications for biodiversity conservation*. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 37(1), 63-75.
- Valdovinos, C., Moya, C., Olmos, V., Parra, O., Karrasch, B., & Buettner, O. (2007). *The importance of water-level fluctuation for the conservation of shallow water benthic macroinvertebrates: an example in the Andean zone of Chile*. *Biodiversity and Conservation*, 16(11), 3095-3109.
- Wacklin, P., Hoffmann, L. & Komárek, J. (2009). *Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova*. *Fottea* 9(1): 59-64.
- Weatherhead, E.C., and S.B. Andersen. 2006. *The search for signs of recovery of the ozone layer*. *Nature* 441: 39–45.
- Wetzel, R. G. (2001), *Limnology*, United States: Saunders College Publishing.
- Woelfl, S., Villalobos, L., & Parra, O. (2003). *Trophic parameters and method validation in Lake Riñihue (North Patagonia: Chile) from 1978 through 1997*. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(3), 459-474.

GLOSARIO

Agujero de Ozono Antártico (AOA): El agujero de la capa de ozono es una zona de la atmósfera terrestre donde se producen reducciones anormales de la capa de ozono. Es un fenómeno anual observado durante la primavera en las regiones polares y que es seguido de una recuperación durante el verano.

Cyanobacteria: Antiguamente llamadas algas verde-azuladas, son un filo del dominio Bacteria que comprende las bacterias capaces de realizar fotosíntesis oxigénica. Son los únicos procariontes que llevan a cabo ese tipo de fotosíntesis.

Estratósfera: es una de las capas de la atmósfera terrestre; está situada entre la troposfera y la mesosfera. La altura a la que comienza es variable: En las regiones polares a menor altura, entre 6 y 9 kilómetros o más; y en las regiones ecuatoriales entre 16 y 20 kilómetros y se extiende hasta los 50 km de altura aproximadamente.

Estrellas de neutrones: Una estrella de neutrones es un tipo de remanente estelar resultante del colapso gravitacional de una estrella supergigante masiva después de agotar el combustible en su núcleo y explotar como una supernova tipo II, tipo Ib o tipo Ic.

Eutrofización: Proceso asociado al exceso de nutrientes fundamentalmente nitrógeno y fósforo y que se caracteriza por un incremento desmedido del fitoplancton. La eutrofización es la causa de la turbidez que exhiben muchos lagos y áreas costeras en la actualidad debido al uso excesivo de fertilizantes.

Fitoplancton: Integrado por un gran número de especies y organismos unicelulares entre los que se destacan diferentes tipos de cianobacterias y algas. Por ser los productores primarios más extendidos se consideran un elemento indispensable tanto dentro del ecosistema como a nivel climático global.

Funciones de Ponderación Biológica (ϵ): Funciones matemáticas construidas generalmente a partir de estudios experimentales para cuantificar los efectos de determinado agente (ejemplo UV) sobre determinada estructura o proceso orgánico como pueden ser el ADN o la fotosíntesis respectivamente.

Irradiancia: La irradiancia es la magnitud utilizada para describir la potencia incidente por unidad de superficie de todo tipo de radiación electromagnética es la potencia incidente es el área de la superficie en que incide la onda. En unidades del sistema internacional se mide en W/m^2 .

Muones: El muon (que toma su nombre de la letra griega μ , μ) es una partícula elemental masiva que pertenece a la segunda generación de leptones. Su espín es $1/2$. Posee carga eléctrica negativa, como el electrón, aunque su masa es 200 veces mayor que la del electrón, y su vida es algo más larga que otras partículas inestables ($2,2 \mu s$). Está asociada con su correspondiente antipartícula, el antimuón (μ^+).

Paleolimnología: la paleolimnología es utilizada para reconstruir las condiciones ambientales y ecológicas en sistemas lacustres. En este contexto, es utilizada como herramienta para determinar condiciones climáticas pasadas, evaluar cambios naturales como incendios forestales o erupciones volcánicas y cambios inducidos por el hombre como explotaciones mineras, eutroficación, deforestación y fenómenos de remoción en masa, entre otros.

Pigmentos fotosintéticos: Los pigmentos fotosintéticos son moléculas que absorben y transmiten eficientemente la energía solar captada. Absorben la luz en un espectro de 400 nm a 700 nm (PAR).

Productividad primaria: Se define como la tasa a la cual la energía radiante es almacenada por la actividad fotosintética en forma de materia orgánica, que puede ser utilizada como alimento. En otros términos, es la tasa de conversión de energía radiante en energía química y materia orgánica, pues los organismos fotosintéticos utilizan la energía proveniente del Sol, el dióxido de carbono y las sales minerales para producir la materia orgánica. Se suele distinguir entre productividad primaria bruta y productividad primaria neta.

Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR): Intervalo de longitudes de onda comprendido aproximadamente entre 400-700 nm que contribuye activamente al proceso de fotosíntesis.

Radiación ultravioleta: Intervalo de longitudes de onda comprendido aproximadamente entre 100-400 nm inhibitorio del proceso fotosintético.

Tormenta geomagnética: Una tormenta geomagnética, también llamada tormenta solar, es una perturbación temporal de la magnetósfera terrestre que puede ser causada por una onda de choque de viento solar y/o una eyección de masa coronal (CME, por sus siglas en inglés) que interactúa con el campo magnético terrestre.

Zona Fótica: Término empleado para referirse aquella región con niveles de luz suficiente como para realizar el proceso de fotosíntesis. Su amplitud depende directamente de aquellos factores que afectan la transparencia de la columna del agua.

