

# *El libro del* **OBSERVATORIO PERMANENTE DEL LAGO TITICACA**

*Un observatorio científico del medio ambiente  
para la investigación y vigilancia de la eutrofización  
en el Lago Menor del Titicaca  
mediante estaciones limnológicas, una boya HydroMet  
y la teledetección satelital*



*Xavier Lazzaro, Viviana E. Cruz Hernández, Marcela A. Ormachea Rojas,  
William G. Lanza Aguilar, Javier A. Maldonado Alfaro  
& Javier Nuñez Villalba, Editores*

**Proyecto Piloto PNUD/GEF 05-B-05 'OLT'**

# Resumen

El Lago Titicaca es el mayor lago de agua dulce (8 562 km<sup>2</sup>, 190 km x 80 km) del continente sudamericano. Es único por ser a la vez tropical (16°S) y el más alto (3.810 msnm) de los Grandes Lagos (≥ 500 km<sup>2</sup>). Hasta 2019, estaba abandonado. Paradójicamente, a pesar de ser impactado por los efectos combinados particularmente intensos del cambio climático y de la contaminación antrópica, el Lago Titicaca nunca había tenido una vigilancia permanente en tiempo real de su calidad de agua. Se trata de un sitio de investigación clave, un centinela único de los efectos del cambio global, ya que concentra todos los retos medioambientales, ecológicos, climáticos y sociales actuales.

Este libro presenta los logros del Observatorio permanente del Lago Titicaca (OLT), un proyecto piloto financiado por el GEF, el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM), mediante el PNUD, el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. En el ámbito de la cooperación UMSA-IRD, seis investigadores, expertos en ecología acuática y geografía, implementaron el 1º observatorio de investigación hidrometeorológica permanente con alta frecuencia (minutos a horas) y transmisión remota de los datos en tiempo real, mediante una boya HydroMet (XYLEM Inc.) desplegada sobre el Lago Menor, la región más vulnerable por ser poco profunda (≤ 5 m) así como el repositorio de las aguas residuales de El Alto. Esta ciudad, la segunda más poblada de Bolivia (≥ 1 millón de habitantes), la más alta del mundo (4.150 msnm), se desarrolla espontáneamente y sin planificación desde 3 décadas atrás. Lo que conlleva a un tratamiento de sus aguas residuales municipales totalmente deficiente.

Sus principales propósitos científicos son: (a) Analizar los procesos de la eutrofización, o sea la proliferación selectiva de microalgas del fitoplancton hasta los eventos extremos indeseables de floraciones (o blooms), como ocurrió en 2015 generando mortandades masivas de organismos acuáticos. Son inducidos por importantes aportes de nutrientes y materia orgánica, magnificados por las condiciones meteorológicas y los efectos combinados del cambio climático y de la contaminación antrópica de El Alto. (b) Determinar los parámetros físico-químicos clave y las microalgas indicadoras de los estados tróficos en una red de estaciones representativas de los sitios más impactados y vulnerables. (c) Validar las concentraciones de clorofila-*a* (el principal pigmento fotosintético, sustituto de la biomasa del fitoplancton) en imágenes satelitales Sentinel-2 a partir de medidas *in situ*.

Como aplicaciones prácticas para la vigilancia y la protección del Lago Menor, el observatorio OLT cuenta con: (i) Un sistema de alerta temprana de floraciones (blooms). (ii) El mapeo satelital de la eutrofización en todo el Lago Menor, ubicando los sitios de mayores concentraciones de clorofila-*a* (puntos críticos o 'hotspots') y sus desplazamientos mediante 'time-lapses' de 5 días (la frecuencia de paso de Sentinel-2 encima del Lago). (iii) Un sitio web presentando gráficamente las evoluciones meteorológicas y de calidad de agua (columna de 10 m) actualizadas e interpretadas. (iv) El GeoVisor (Geoportal IIGEO/UMSA) donde se almacenan datos, información e imágenes satelitales, ambos georeferenciados. (v) Un sistema de información donde los usuarios pueden inscribirse para ser habilitados en descargar bases de

datos ('open data'); en compensación, deberán citar la fuente del observatorio OLT en sus publicaciones. El libro comprende cuatro capítulos que abordan las siguientes temáticas:

**Capítulo 1** – Presenta las características únicas del Lago, los impactos combinados del calentamiento y de la contaminación sobre la acelerada eutrofización, las áreas y las estrategias de estudio, las mediciones *in situ*, la Boya HydroMet XYLEM, la teledetección satelital, la comparación de las condiciones actuales con las cuatro últimas décadas y la posible evolución futura.

**Capítulo 2** – Presenta una guía metodológica de investigación y monitoreo de los parámetros físico-químicos, los pigmentos fotosintéticos (clorofila-*a*, ficocianina) medidos con sondas fluorométricas, el fitoplancton y perifiton, la totora (macrófita acuática emergente), el zooplancton, los análisis estadísticos multivariados, los métodos de la teledetección satelital, y la estructura del sitio web (<https://olt.geovisorumsa.com>).

**Capítulo 3** – Presenta los resultados entre bioindicadores del estado trófico, físico-química, comunidades de fitoplancton, perifiton, zooplancton, teledetección satelital, totora, la red mínima de estaciones limnológicas de monitoreo, el GeoVisor, el sitio web, las bases de datos generadas por la Boya HydroMet, y la evolución hacia un programa del Observatorio Binacional del Lago Titicaca (OBLT).

**Capítulo 4** – Presenta la teoría y los paradigmas ecológicos del funcionamiento de los lagos poco profundos, las transiciones críticas entre estados alternativos, estrategias amigables con el medioambiente para frenar la eutrofización, propuestas para reducir las descargas de nutrientes y materia orgánica por las cuencas hidrográficas con la combinación de estrategias novedosas.

Este libro sintetiza el conocimiento más actual sobre el funcionamiento ecológico y biogeoquímico del Lago Menor. Por su contenido técnico, está destinado a científicos y gestores. Entretanto, está escrito en un lenguaje accesible para que pueda ser utilizado por el público en general. Lo redactamos en particular para los maestros y alumnos de las escuelas ribereñas al Lago, así como para los profesores y estudiantes de las universidades. Esperamos así incrementar el interés y el conocimiento, así como incentivar una educación más respetuosa sobre el Lago Titicaca. Más allá de ser una maravilla natural, queremos promover su conservación, protección, restauración y respeto, para que las generaciones futuras tengan todavía la gran suerte de disfrutarlo como lo hicieron las civilizaciones ancestrales, y nosotros ahora. Si poco podemos hacer para adaptarnos al acelerado cambio climático que estamos experimentando de frente, es inaceptable seguir observando el deterioro irreversible de la calidad del agua y el ecosistema acuático del Lago Menor, provocado por las consecuencias de actividades humanas irresponsables. También, con este libro, esperamos contribuir en despertar la pasión por este ecosistema tan especial, e inspirar a jóvenes y nuevos investigadores para que se dediquen a estudiarlo; así mismo convocar a la reflexión de las autoridades políticas, la imperiosa necesidad de implementar medidas urgentes para frenar la dramática contaminación, de este importante cuerpo de agua.

# Contenido

Prefacio.....	4
Prólogos.....	8
Agradecimientos.....	23
Dedicatoria.....	28
Glosario.....	29
El equipo del Observatorio OLT.....	32
<b>I. Conocimientos previos.....</b>	<b>35</b>
1. Características únicas del Lago Titicaca – Énfasis en el Lago Menor.....	35
2. Eutrofización: origen, síntomas y consecuencias.....	39
3. Impactos del cambio climático y de las actividades humanas sobre la eutrofización.....	42
4. ¿Se están calentando rápidamente las aguas superficiales del Lago Titicaca?.....	44
5. ¿Podría el calentamiento global reforzar los síntomas de la eutrofización?.....	47
6. Impacto del calentamiento global sobre las áreas más vulnerables del Lago Titicaca.....	49
7. Principales enfoques de las investigaciones en el Lago Mayor y la Bahía de Puno – Carencia de estudios en el Lago Menor y Bahía Cohana.....	53
8. Principales problemas que afectan al Lago Menor y Bahía Cohana.....	56
9. Principales efectos que se podrían anticipar sobre el Lago Menor y Bahía Cohana.....	57
10. Contexto social e institucional para vencer estos desafíos.....	58
11. Objetivos y alcances del Observatorio OLT.....	59
12. Áreas de estudio en el Lago Menor: Noreste, Centro y Sistema hídrico Katari .....	60
13. Estrategias de investigación y monitoreo.....	61
14. ¿Porque desplegar una boya hidro-meteorológica automática y donde ubicarla?.....	62
15. Selección de la boya HydroMet y parámetros medidos por los captoreos .....	67
16. Evaluación de la calidad de agua del lago mediante teledetección satelital .....	70
16.1. ¿Qué es la teledetección satelital?.....	70
16.2. Teledetección satelital de la calidad del agua .....	71
16.3. La clorofila- <i>a</i> como bioindicador de la calidad del agua detectada por satélite.....	71
16.4. Sentinel-2.....	72
16.5. Sentinel-3.....	74
16.6. Corrección atmosférica.....	74
16.7. Dinámica espacio-temporal del estado trófico mediante la clasificación OWT generada por imágenes del satélite Sentinel-3.....	74
17. Bibliografía .....	76
<b>II. Guía metodológica para la investigación y el monitoreo limnológico del Lago Titicaca – con énfasis en la eutrofización del Lago Menor.....</b>	<b>81</b>
1. Estrategias de estudio.....	81
2. Físico-química y biología.....	82
2.1. Transparencia con el disco de Secchi.....	83
2.2. Espectroradiómetro Biospherical C-OPS.....	84

Introducción

2.3. Sonda multiparamétrica YSI EXO2.....	86
2.4. Sonda fluorométrica FluoroProbe bbe.....	89
2.5. Colorímetro LAMOTTE para el análisis de nutrientes.....	91
2.6. Colecta y preparación de muestras para el análisis de isotopos de nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) y carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ).....	92
3. Pigmentos fotosintéticos.....	94
3.1. Determinación de la clorofila- <i>a</i> por el método fluorométrico con acetona.....	94
3.2. Espectrofotometría vs sondas fluorométricas.....	94
3.3. Inter-calibración entre las sondas bbe y EXO2 para las mediciones de las concentraciones en clorofila- <i>a</i> .....	95
3.4. Mapear las concentraciones en clorofila- <i>a</i> del lago a partir de imágenes satelitales.....	96
4. Fitoplancton.....	116
5. Perifiton asociado a Totora.....	118
6. Macrófitas emergentes – Evolución multi-temporal de la distribución espacial de la Totora mediante teledetección satelital.....	119
6.1. Evolución de la totora.....	119
6.2. Clasificación supervisada.....	120
6.3. Espectroradiómetro HandHeld 2.....	120
6.4. Firmas espectrales.....	121
6.5. Método del cuadrante.....	122
6.6. Cálculo de la densidad de tallos de Totora por m2.....	123
7. Zooplancton .....	123
8. Algunos analices estadísticos apropiados .....	125
9. Elaboración del sitio web OLT para compartir los conocimientos.....	126
9.1. Introducción.....	126
9.2. Antecedentes.....	126
9.3. Planteamiento de los retos a resolver.....	127
9.4. Objetivos.....	127
9.5. Justificación técnica.....	128
9.6. Justificación Social.....	128
9.7. Marco contextual.....	129
9.8. Marco conceptual.....	129
HTML.....	129
CSS3.....	129
JavaScript.....	130
jQuery.....	130
Bootstrap.....	130
PHP.....	130
PostgreSQL.....	131
9.9. Especificaciones de los requerimientos para el proyecto del sitio web.....	131
9.10. Descripción del desarrollo del proyecto del sitio web Organigrama.....	132

10. Bibliografía.....	132
<b>III. Resultados.....</b>	<b>135</b>
1. Campañas periódicas – Bioindicadores del estado del Lago Menor.....	135
2. Físico-química.....	136
2.1 Variables físico-químicas y análisis estadísticos considerados.....	136
2.2. Condiciones físico-químicas en estaciones de monitoreo por zona.....	137
3. Comunidades del fitoplancton .....	142
3.1. Zona Noroeste.....	143
3.2. Zona Noreste.....	144
3.3. Zona Central.....	145
3.4. Zona del Sistema Hídrico del río Katari.....	146
3.5. Clasificación en base a la morfología funcional (MBFG).....	147
3.6. Mapas de distribución de las microalgas.....	148
4. Comunidades del perifiton.....	150
4.1. Resultados.....	151
4.2. Anexo – Tabla taxonómica de las microalgas del fitoplancton y perifiton .....	153
5. Comunidades del zooplancton.....	155
5.1. Introducción.....	155
5.2. Metodología.....	155
5.3. Resultados.....	155
5.4. Conclusiones.....	167
6. Teledetección satelital .....	167
6.1. Algoritmo de la clorofila- <i>a</i> específico del Lago Menor – Mapeo con Sentinel-2.....	168
6.2. Clasificación trófica OWT con Sentinel-3.....	170
7. Macrófitas emergentes – Totora.....	174
7.1. Evolución de la superficie de los totorales a lo largo de 4 décadas.....	174
7.2. Comparación de zonas en el área de estudio.....	177
7.3. Fenología de la totora.....	182
7.4. Densidades de la totora.....	182
8. Red mínima de estaciones limnológicas de monitoreo.....	184
8.1. Metodología.....	184
8.2. Zona Noreste.....	185
8.3. Zona Central.....	189
8.4. Zona del Sistema Hídrico Katari.....	194
8.5. Definición de la Red Mínima de estaciones de monitoreo para el Lago Menor.....	197
9. El GeoVisor IIGEO/UMSA como herramienta para el monitoreo espacial del Lago Titicaca.....	199
9.1. Antecedentes.....	199
9.2. Los Geovisores como herramienta de monitoreo.....	199
9.3. Implementación de instrumentos para el monitoreo.....	203
9.4. Conclusiones.....	205
9.5. Recomendaciones.....	205

10. El sitio web del observatorio OLT.....	207
10.1. Desarrollo del sitio web.....	207
10.2. Ventusky - meteo <i>in vivo</i> .....	208
10.3. Estrategias.....	210
10.4. Monitoreo de alta frecuencia - Mi Boya.....	210
10.5. Monitoreo periódico - Campañas lacustres.....	211
10.6. Monitoreo en escala global – Teledetección satelital.....	212
10.7. Datos.....	213
10.8. Datos Mi Boya.....	213
10.9. Datos – Campañas lacustres.....	215
10.10. Sistema de Información (SI).....	216
10.11. Publicaciones.....	219
10.12. Presentaciones.....	219
10.13. Biblioteca.....	220
10.14. Investigadores.....	221
10.15. Videos y Contactos.....	221
10.16. Conclusiones y recomendaciones.....	222
11. Las bases de datos generadas por la Boya HydroMet.....	222
11.1. Evolución temporal de los datos meteorológicos de la Boya HydroMet entre junio 2019 y junio 2022.....	222
11.2. Evolución temporal de los datos de calidad de agua a 1 m de profundidad.....	236
11.3. Floración de microalgas en el Lago Menor del Titicaca desde agosto 2022 / 1er Boletín de Alerta Temprana.....	246
11.4. Conclusiones sobre la eutrofización de las regiones Norte y Central del Lago Menor.....	247
12. Hacia un programa del Observatorio Binacional del Lago Titicaca (OBLT).....	248
13. Bibliografía.....	249

**IV. Perspectivas: teoría ecológica y propuestas para frenar la eutrofización, anticipar y controlar las floraciones de microalgas .....253**

1. Funcionamiento ecológico de los lagos poco profundos.....	254
1.1. Generalidades sobre los lagos poco profundos.....	254
1.2. Efectos de la gran altitud en la ecología de los lagos.....	255
1.3. Caso del Lago Menor del Titicaca.....	258
2. Paradigmas y teoría sobre los estados alternativos en lagos poco profundos.....	259
3. Previsión de transiciones críticas o puntos de inflexión entre estados alternativos – Bases teóricas.....	260
4. Uso del principio de los estados alternativos en la anticipación de las floraciones.....	262
5. Estrategias posibles para frenar una eutrofización - De la teoría a la practica.....	264
5.1. Implicaciones de los estados alternativo.....	264
5.2. Cascadas tróficas.....	268
5.3. Efectos ‘Bottom-Up’ vs. ‘Top-down’ (o teoría BU:TD).....	268
5.4. Efectos de los piscívoros sobre la pendiente de la relación clorofila-fósforo total..	271

5.5. Impactos de los peces planctívoros en función de sus comportamientos alimentarios.....	275
5.6. Biomanipulación.....	296
5.7. Ingeniería ecológica o ecotecnología.....	312
5.8. Caso de los lagos (sub)tropicales eutrofizados poco profundos.....	317
6. Estrategias factibles para controlar la eutrofización del Lago Menor del Titicaca.....	330
7. Propuestas para reducir las contaminaciones de El Alto-Viacha al Lago Menor.....	333
7.1. Sin una visión no habrá futuro para el Lago Menor.....	333
7.2. Distribución de fuentes contaminantes en la cuenca Katari.....	336
7.3. La misteriosa red de PTARs de la cuenca Katari.....	340
7.4. Explorar estrategias novedosas para tratar aguas residuales.....	341
7.5. Innovar con unidades de depuración compactas.....	345
7.6. Innovación: Separar aguas residuales y pluviales, combinar humedales construidos con unidades depuradoras compactas.....	348
7.7. Ampliar la red binacional de vigilancia automática con mini-boyas hidrobiológicas.....	350
7.8. Gobernanza hacia el Observatorio Binacional OBLT.....	350
7.9. Expectativas.....	351
8. Bibliografía.....	353

# Prefacio

En 1979-1980, el ORSTOM (Oficina de Investigación Científica y Técnica en Ultramar, de Francia; actual IRD) y el Instituto de Ecología de la UMSA (entonces ubicado atrás del Monobloc en el Campus del Centro de La Paz) me reclutaron para realizar el primer estudio limnológico del Lago Menor del Titicaca (Lazzaro 1981). A los 24 años, participe como Voluntario del Servicio Nacional Activo (VSNA, es decir el servicio de cooperación técnica en lugar del servicio militar de Francia, obligatorio en ese entonces). Recién me había formado con un Diploma de Estudios Avanzados (DEA) en Oceanografía Biológica por la Université Pierre & Marie Curie en Paris. No podía creer que se me ofreciera semejante oportunidad de estudiar el Lago Titicaca, el más alto de los Grandes Lagos, tan imponente, magnifico, tema de fascinación mundial. Por supuesto, no dude en aceptar, sin poder medir la magnitud del desafío. Al llegar me quedé impresionado por la inmensidad y la belleza de este Gran Lago a la vez tropical y ubicado a 3.810 m en el Altiplano, entre los espesos nevados de las dos Cordilleras de los Andes.

Para iniciar mi investigación sobre la limnología, el fitoplancton y su producción primaria en el Lago Menor, yo contaba con el apoyo de colegas del ORSTOM<sup>1</sup> y nuestros socios de la UMSA en los Institutos de Ecología (IE) y Química (IIQ)<sup>2</sup>. Sin embargo, el estudio de Richerson et al. (1977)<sup>3</sup> era la única base científica de referencia. Ellos recién habían publicado su informe por la University of California (USA) sobre la limnología de la profunda región norte del Lago Mayor, en colaboración con el IMARPE (Instituto del Mar del Perú), y la entonces UNTA (Universidad Nacional Técnica del Altiplano; actual UNAP, Universidad Nacional del Altiplano). De enero a diciembre 1973, estos autores analizaron los parámetros físicos y biológicos, las comunidades de fitoplancton y zooplancton, y midieron la producción primaria en ocho estaciones de profundidades  $\geq 100$  m, con una frecuencia de 15 días. Fueron principalmente financiados por la National Geographic Society, la University of California, y la NSF (National Science Foundation). A partir de los años 1970, se implementaron los primeros estudios modernos del funcionamiento fisicoquímico y biológico del Lago Titicaca: simultáneamente por la Cooperación Científica de los Estados Unidos (NSF, UC Davis) y del Canadá (UBC, Vancouver) con Perú sobre el profundo y monomítico Lago Mayor, y la Cooperación Científica de Francia (ORSTOM) con Bolivia sobre el somero y polimítico Lago Menor.

Al inicio, la limnología moderna (o sea mecanística, en oposición a descriptiva) se enfocó principalmente sobre los lagos profundos y los fenómenos relacionados con los efectos de la dinámica estacional de la alternancia entre período estratificado con termoclina y la homogeneización de la columna de agua por la acción combinada del régimen de los vientos y de la temperatura. Muy poco o casi nada se conocía sobre el funcionamiento distinto del

---

<sup>1</sup> Investigadores ORSTOM: Jean-Pierre Carmouze, hidroquímico; André Ittis, fitoplanctonólogo; Jacques Lemoalle, hidrobiólogo; Gérard Loubens y Laurent Lauzanne, ictiólogos; Claude Dejoux, entomólogo acuático; Daniel Collot, ecólogo especialista de macrófitas acuáticas, también VSNA.

<sup>2</sup> Investigadores UMSA: IE: Julio Pinto Mendieta, Rubén Marín Pantoja; IIQ: Jorge Quintanilla Aguirre, Carlos Arze, Hans Salm, Moises Calliconde, entre otros.

<sup>3</sup> Richerson P.J., Widmer C. & Kittel T. (1977) *The Limnology of Lake Titicaca (Peru-Bolivia), A Large, High Altitude Tropical Lake. Division of Environmental Studies and Institute of Ecology, University of California, Davis, USA. Publication # 14, June 1977, 43 pp.*

somero polimictico Lago Menor, como ejemplo de lago tropical de alta montaña. También, hay que recordar que 40 años atrás los instrumentos de medición eran muy rudimentarios. Como sondas, solo disponíamos de un termistor, un quantámetro y un fluorímetro (cuyo límite de detección de la clorofila-*a* (Cl-*a*) se revelo insuficiente), ambos con lectura analógica (Fig. 0-1). Todas las mediciones físico-químicas se realizaban manualmente a bordo de la lancha Yatina del IE/UMSA, mediante una bureta y reactivos. Se filtraba litros de agua para retener la Cl-*a* en filtros de microfibra de vidrio de porosidad 0,7  $\mu\text{m}$ , previo a su extracción con acetona en el laboratorio. Luego, eran días de determinaciones y morosos conteos de las comunidades de fitoplancton bajo un microscopio invertido; esto no cambio. Sin embargo, la meta de este estudio era ambiciosa, ya que se planeaba evaluar la dinámica espacio temporal de la Cl-*a*, como biondicador de la biomasa del fitoplancton, en los sectores boliviano y peruano del Lago Menor, mediante la teledetección satelital. Por esto, se sincronizo las campañas in situ con la frecuencia de paso de 18 días del satélite Landsat-2 durante 1,5 año. La teledetección satelital no era suficiente sensible para detectar las fluctuaciones de las bajas concentraciones de la Cl-*a*  $\leq 3 \mu\text{g/L}$ , tampoco el fluorímetro analógico G.K. Turner modelo 111 con flujo continuo, a pesar de ser diseñado para condiciones oceanográficas oligotróficas. Disponíamos de un sensor quantámetro Li-COR LI-185B con su unidad de medición analógica para medir la radiación fotosintéticamente activa (PAR, 400-700 nm) subacuática descendiente y estimar la profundidad de la zona eufótica donde el fitoplancton realiza la fotosíntesis, hasta donde penetra 1% de la radiación subsuperficial. Las tecnologías todavía no estaban a la altura de nuestras expectativas.



**Figura 0-1** – El fluorímetro Turner y el quantámetro Li-COR con su unidad de medición. Los dos más sofisticados equipamientos analógicos que disponíamos en 1979-1980. Fuente: Fotos fabricantes

Anécdotas y desafíos: El litoral del lago no estaba electrificado; se vivía al ritmo del sol. De noche se trabajaba con una calculadora de bolsillo solo con luz de vela. Se podía comunicar con la base del ORSTOM en Obrajes, solo una vez por día mediante una radio de onda corta. Se monitoreaba 8 estaciones en todo el Lago Menor lo que demoraba 3 días a bordo de la lancha Yatina, propiedad del Instituto de Ecología de la UMSA, equipada de un motor interno Volvo Penta goloso en combustible. Don Ramón Catarí, arquitecto naval y técnico del Laboratorio de Limnología de la UMSA era nuestro piloto y ‘GPS humano’ para ubicarnos con precisión. Sin el y su amplia experiencia del lago, no hubiéramos podido realizar este estudio. Con el navegábamos entre 2-3 docentes investigadores del Instituto de Investigaciones Químicas (IIQ) de la UMSA: Jorge Quintanilla, Hans Salm, Moisés Calliconde, y/o Franz Velazco, y yo. A bordo, cocinábamos con un horno a gas y dormíamos sobre el piso y la mesa de trabajo. Las noches nos parecían largas y frías. El litoral del Lago Menor era dominado por actividades agrícolas y ganaderas, todas manuales, sin uso de fertilizantes, ni productos fitosanitarios. La ciudad de El Alto no

existía, era apenas un barrio, la Ceja, entre el final de la autopista y el aeropuerto. No habían congestiones de tráfico, más bien los bloqueos eran frecuentes. La carretera tenía varios desvíos, así que se tardaba tanto como ahora. En el lago, navegaban sobre todo veleros y balsas de totora. Las lanchas a motor eran escasas. Para el combustible, había que transportarlo desde los surtidores de La Paz, cargando en la camioneta en turriles de 100L. Organizar una campaña al lago debía planearse con antelación. Era bastante complejo, no se podía tener comunicación con la familia Catarí en Huatajata para coordinar. Era una aventura humana. Conseguir bibliografía, solo mediante revistas científicas en físico. Nadie se quejaba, era el pan de todos.

Como hubiera podido imaginar que volvería al Lago Titicaca 32 años más tarde en 2012 para investigar la eutrofización del Lago Menor (lo dejé tan prístino) durante la última década de mi carrera profesional en IRD... y sobretodo que lo encontraría en tal estado de deterioro y abandono. Tampoco que, con un equipo de jóvenes investigadores maestrantes de la UMSA, estaríamos elaborando el presente libro para sintetizar 4 años de investigación y vigilancia de su calidad de agua, coordinando un proyecto piloto financiado por el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), en Bolivia.

Como científico, me siento realmente afortunado de haber conocido el Lago Menor como la referencia de un lago altoandino tan cristalino, en equilibrio con las condiciones climáticas, respetado y venerado por las poblaciones ancestrales ribereñas. Por lo tanto, estoy profundamente afligido verlo hoy desfigurado, con las descargas de ríos afluentes mugrientos; zonas litorales urbanizadas, cordones de totora malogrados; construcciones improvisadas con cemento y ladrillo a vista; extensa contaminación plástica; una pesca artesanal en colapso; especies endémicas de peces, ranas y aves acuáticas en peligro de extinción; un turismo comunitario casi inexistente desde la pandemia, inconcebible dada la belleza natural de este ecosistema único; con la invisible contaminación industrial múltiple, mucho más perniciosa.

Aunque me creo bastante racional, no puedo ignorar el hecho de que el lago Titicaca me ha atraído dos veces hacia él, como al rescate. Sin ser místico ni pensar que representa algún tipo de misión, no podía permanecer insensible. Así pues, hice todo lo posible por ser útil para comprender mejor su funcionamiento ecológico, tratar de evitar un desenlace que si seguimos sin hacer nada será inevitable, y movilizar la atención y el interés a mi alrededor, por este lago que, sin duda, está entre los cinco lagos más bellos del mundo, además de estar cargado de una rica historia de civilizaciones ancestrales de las más avanzadas. ¿Cómo no iba a estar fascinado? Espero con este libro despertar el interés de la mayoría de los lectores, para en conjunto contribuir a recuperar la belleza y salud del Lago Titicaca. Para que así, generaciones futuras puedan disfrutar de los beneficios climáticos que proporciona desinteresadamente, y compartir armoniosamente a su lado, como lo hacían los ancestros. Las condiciones de vida son reunidas en la región norte del Altiplano gracias al microclima moderado y húmedo que genera. Porque si seguimos sin respetarlo, como ahora, una cosa es cierta: todos necesitamos al Lago Titicaca, pero él no nos necesita a nosotros para seguir existiendo.

Estoy orgulloso de haber compartido estos años con nuestro equipo de jóvenes investigadores, entusiastas, curiosos, comprometidos y trabajadores, con los colegas docentes-investigadores de la UMSA que nos apoyaron, también con los miembros de la familia Catarí, ambos apasionados por el Lago. Nuestra misión todavía no está cumplida. Queda mucho para estudiar y emprender para conservar y restaurar en particular el Lago Menor. Es tiempo de dedicarse a la investigación ecológica sobre la eutrofización, un fenómeno olvidado tan

importante ahora, y más a futuro por sus efectos dañinos a largo plazo, es apenas uno de los temas prioritarios. Existe un gran vacío que llenar, además de compartir estos conocimientos y concientizar a la sociedad civil y los gestores.

Con el intenso cambio global, cabe esperar que en el Lago Menor las floraciones de microalgas del fitoplancton se volverán más recurrentes e intensas, sobretodo si no se reduce drásticamente los aportes de nutrientes y materia orgánica por los ríos afluentes, en particular en la cuenca Katari proveniente de El Alto-Viacha. Por lo que construir y poner en marcha nuevas plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) domesticas aguas arriba en el área urbana, además de ampliar la PTAR de Puchukollo, tiene que ser la prioridad numero uno desde ahora. Además, se vuelve imprescindible por lo menos una PTAR especializada en el tratamiento de las contaminaciones industriales. Aguas abajo en la región rural, donde el hábitat es muy disperso, las PTARs siendo inadaptadas, se necesita completar el dispositivo de saneamiento del río Katari con soluciones en base a principios de la Ingeniería Ecológica ('Ecological Engineering' o 'Ecotechnology'), inspirada de la naturaleza, con beneficios para ambos el medio ambiente y la sociedad. Se trata sobre todo de implementar la fitorremediación con plantas acuáticas (macrófitas), preservando y ampliando la zona de humedales, como filtros biológicos naturales. Esto es muy diferente, más eficiente y con más bajo costo que la ingeniería ambiental, la cual consiste en construir estructuras sobre todo de concreto. Para esto, se tendrá que experimentar más, inclusive hasta en escala real, porque paradójicamente la ingeniería ecológica todavía no esta enseñada ni practicada en las universidades bolivianas.

Esperemos que los resultados de nuestra investigación y las reflexiones presentadas en este libro sean una contribución útil para mejor entender la complejidad del ecosistema lacustre y de las interacciones entre fenómenos naturales e inducidos por las actividades humanas. Revela lo indispensable de un enfoque interdisciplinar y apoyarse en un conjunto de herramientas tecnológicas de las más avanzadas. Humildemente, esperemos así incentivar nuevas vocaciones en ciencias ecológicas, geográficas, meteorológicas, hidrológicas, entre otras. El Lago Titicaca, por ser tan único, peculiar, y tan impactado por los más actuales mecanismos del cambio global, necesita mucha más atención por parte de los académicos y gestores. Esperamos que las pistas sugeridas para intentar reducir los fenómenos de la eutrofización serán provechosas. Finalmente, creemos que será la oportunidad de incentivar e intensificar el dialogo entre los actores que son la sociedad civil, los científicos y los gestores. Sin este diálogo constructivo no se podrá llegar a una gobernanza realmente responsable ni sostenible para la conservación de este maravilloso lago, sus recursos naturales y la vida de sus habitantes.

El Lago Titicaca nos fascina por su extrema belleza. Es un icono conocido y envidiado por todo el mundo. Crea un microclima favorable a la vida en el Altiplano. Sin embargo, esta amenazado por un peligro invisible. ¡Unámonos para salvarlo, antes que sea demasiado tarde!

### **Bibliografía**

- Lazzaro, X. (1981) Biomasses, peuplements phytoplanctoniques et production primaire du lac Titicaca. Rev. Hydrobiol. trop., 14, 349–380.
- Richerson, P.J., Widmer, C. & Kittel, T. (1977) The Limnology of Lake Titicaca (Peru-Bolivia), A large, High Altitude Tropical Lake. Inst. Ecol. Publ., 14, 43 pp.

La Paz, septiembre 2022

**Dr. Xavier Lazzaro, PhD**, Investigador en Ecología Lacustre, IRD/BOREA, Paris, Francia  
Coordinador del 'Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT' – [xavier.lazzaro@ird.fr](mailto:xavier.lazzaro@ird.fr)

# Prólogos

## **EL OBSERVATORIO PERMANENTE DEL LAGO TITICACA**

*Proyecto Binacional Bolivia – Perú Gestión de los recursos hídricos de Sistema Hídrico Titicaca – Desaguadero – Poopó - Salar de Coipasa*

*“Para el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo en Bolivia es un motivo de satisfacción y de aprendizaje la ejecución del Proyecto Binacional Bolivia – Perú Gestión de los recursos hídricos de Sistema Hídrico Titicaca – Desaguadero – Poopó - Salar de Coipasa, por un lado por la temática que se aborda y por otro por el conocimiento que se ha generado poniendo en marcha cinco sitios piloto que aportan con resultados concretos en diversas temáticas que contribuyen al complejo tema hídrico y ambiental en la cuenca endorreica del Lago Titicaca.*

*Bolivia cuenta con una gran variedad de ecosistemas que impresionan por su belleza y preocupan por su fragilidad, más aún en las condiciones de cambio climático que se viven globalmente, agravadas por las prácticas ambientales inadecuadas de los actores del desarrollo.*

*A pesar de la importancia del Lago Titicaca en las múltiples dimensiones económicas, socio ambientales y culturales, la información sobre su funcionamiento, vitalidad y las interacciones de este hábitat, que entre Perú y Bolivia sobrepasa los ocho mil kilómetros cuadrados de superficie, es escasa y dispersa y requiere de estudios científicos que le den sustento y provean evidencia para la formulación de políticas públicas de corto, mediano y largo plazo, basadas en un análisis, seguimiento y monitoreo constante cuya finalidad sea asegurar la vida y no explicar las razones de su deterioro.*

*La presente publicación se concentra en el área del Lago Menor en territorio boliviano y enfatiza la problemática de la eutrofización, fenómeno definido como un proceso de deterioro de la calidad del recurso agua que se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de estos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Ledezma, et al., 2013).*

*Adicionalmente a los datos cuali-cuantitativos que se aportan en este estudio, se han incluido un conjunto de recomendaciones y buenas prácticas que deben ser compartidas, difundidas y utilizadas por los actores en los distintos niveles del Estado, los actores sociales y productivos que habitan en esta región, con el objetivo que sus decisiones protejan y conserven este ecosistema fundamental para la vida de las poblaciones aledañas, así como para el equilibrio y el mantenimiento de su paisaje y biodiversidad.*

*El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo en Bolivia, agradece el trabajo dedicado del Instituto Francés de Investigación para el Desarrollo (IRD) y de los investigadores que han hecho posible esta contribución inicial y que debe continuar y replicarse en otras áreas del Lago Titicaca. Recomendamos la difusión y uso de este documento como bien público que debe ser aprovechado libremente por todos los interesados en esta temática.”*

**Dra. Luciana Mermet**

*Representante Residente*

*Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUD-Bolivia  
Calle 14, esq. Av. Sánchez Bustamante, Edif. Metrobol II, Calacoto, La Paz, Bolivia –  
maria.luciana.mermet@undp.org*

*“En un mundo altamente tecnificado como en el que vivimos actualmente, la toma de decisiones requiere de información de la más alta calidad obtenida durante el mayor tiempo posible. Esto es particularmente importante si se trata del manejo y planificación de un sistema como el del Lago Titicaca, tanto por su tamaño como por su influencia para los seres humanos y el ecosistema de la región.*

*La obtención de dicha información representa diversos retos para asegurar la consistencia y fiabilidad de la misma a lo largo del tiempo: equipos que proporcionen datos de la calidad requerida para evaluar los cambios que se pretende medir, como los cambios de temperatura; un sistema que asegure que estos instrumentos no presenten derivas artificiales, sea por degradación de sus componentes o por cambios en el entorno que introduzcan sesgos artificiales y/o espurios. Esto requiere normalmente, no solo una inversión inicial al adquirir los equipos sino una inversión para mantenimiento de los mismos a lo largo del tiempo que garantice la calidad de la información obtenida. Sin embargo, por distintas circunstancias, especialmente en países en desarrollo, esto ha sido difícil de asegurar. Problemas asociados a un adecuado financiamiento para mantener las redes de observación, incluida la falta de personal altamente calificado para este propósito, han impedido el obtener series temporales de alta calidad científica que permitan estudiar, entender y, eventualmente, proyectar, cambios en nuestro entorno.*

*Por estos motivos, el trabajo realizado por Xavier Lazzaro y su equipo, presentado en este libro, cobra particular importancia para Perú y Bolivia. Primero equipando la región del Lago Titicaca con instrumentación de alta calidad para medir parámetros atmosféricos y acuáticos; segundo preparando científicos y técnicos capaces de mantener estos equipos e interpretar adecuadamente la información obtenida en el tiempo y, no menos importante, informando y concientizando a los tomadores de decisiones y población en general acerca de lo obtenido hasta ahora. Este trabajo, en las condiciones especiales en las que vivimos, adquiere especial relevancia y demuestra el profundo amor por esta región.*

*Sin embargo, debe quedar muy claro que éste es solo el comienzo del trabajo. Ahora, entre todos, debemos no solo preservar lo establecido sino garantizar su funcionamiento a lo largo de las siguientes décadas para poder documentar claramente los cambios que puedan venir debido a modificaciones en nuestro entorno producto de cambios globales (calentamiento global) y locales (contaminación ambiental) que puedan amenazar nuestro entorno y por tanto el bienestar nuestro y de las generaciones futuras. No hacerlo sería irresponsable pues sin información fiable será difícil tomar las decisiones correctas y esto podría tener consecuencias irreversibles para la región, el país y el mundo.”*

**Prof. Marcos F. Andrade F., PhD.**

*Director del Laboratorio de Física de la Atmósfera  
Instituto de Investigaciones Físicas, Universidad Mayor de San Andrés - UMSA  
Campus de Cota Cota, Calle 27 s/n, La Paz, Bolivia – mandrade@fiumsa.edu.bo*

*“El laboratorio BOREA, a través de sus actividades orientadas a Sudamérica, ha apoyado el desarrollo de un componente de investigación biológica en el Lago Titicaca, en el marco del Observatorio Binacional. Este apoyo se materializó en un fuerte respaldo al despliegue de uno*

*de sus investigadores, el Dr. Xavier Lazzaro, y en contribuciones financieras para la compra de determinados equipos y para misiones de exploración y muestreo sobre el terreno. Este apoyo también estuvo acompañado por las contribuciones de varios otros investigadores del laboratorio. Todos queríamos que el trabajo de investigación fuera realizado por nuestros colegas bolivianos y peruanos, con los que trabajamos en plena colaboración y con la ayuda de las instituciones estatales correspondientes. El despliegue de la boya HydroMet representa la culminación de toda esta cooperación, que consideramos esencial para la sostenibilidad a largo plazo de la capacidad del Observatorio Binacional de registrar lo más fielmente posible los cambios bióticos y abióticos que afectan al Lago. El laboratorio BOREA se siente especialmente orgulloso de haber participado en esta aventura científica y humana, y desea al Observatorio Binacional un brillante futuro.”*

**Prof. Tarik Meziane, Ph.D.**

Director del Laboratorio BOREA

Laboratorio de biología de los organismos y ecosistemas acuáticos

MNHN, CNRS 8067, SU, IRD 207, UCN, UA

43 rue Cuvier, CP 26, 75231 Paris Cedex 05, Francia – [tarik.meziane@mnhn.fr](mailto:tarik.meziane@mnhn.fr)

*“Hace cincuenta años, cuando el IRD (entonces ORSTOM) se estableció en Bolivia, los estudios sobre las condiciones ecológicas y la biodiversidad del Lago Titicaca fueron de los primeros en realizarse. Dejaron un importante legado que ahora puede servir de referencia histórica. Desde entonces, se han realizado muchos otros estudios, ya que las condiciones ecológicas y la calidad del agua del Lago han seguido deteriorándose. La contaminación y las presiones antrópicas se han vuelto cada vez más fuertes sin poder ser controladas.*

*El IRD está en deuda con el PNUD por haber tomado conciencia de la importancia de este problema y por haber confiado en los equipos científicos dirigidos por el IRD y la UMSA para poner en marcha una herramienta de vigilancia de la calidad del agua. Obviamente, esta herramienta no modifica directamente la calidad del agua. Mide las condiciones climáticas, fisicoquímicas y biológicas casi en tiempo real. Estas observaciones, acumuladas a lo largo del tiempo, permitirán determinar los procesos bióticos y abióticos que conducen a la degradación o, por el contrario, a la mejora de la calidad del agua, y a partir de ahí proponer soluciones de actuación. Estas observaciones también permitirán seguir la evolución de la calidad del agua a lo largo del tiempo, con la esperanza de que mejore en el futuro. El Observatorio del Lago Titicaca es, por tanto, una herramienta importante para ayudar a tomar decisiones y supervisar el impacto de éstas en el futuro de un lago conocido en todo el mundo, que es el orgullo de los pueblos de Bolivia y Perú. En efecto, las decisiones y acciones que permitan al Lago Titicaca recuperar un estado de salud satisfactorio son imperativas, para la biodiversidad, para la producción de recursos alimentarios sanos y ricos, para la salud y el bienestar de las poblaciones ribereñas y, más globalmente, para la preservación de la belleza milenaria del Lago y del mundo armonioso que lo rodea.*

*El papel de los científicos para hacer frente a este reto es aportar conocimientos, herramientas y experiencia. El proyecto del Observatorio del Lago Titicaca es un ejemplo, aún por consolidar, de la implicación de la ciencia en el apoyo a la gestión. Esperamos que esta herramienta pueda continuar y aportar todos los beneficios que los científicos, las autoridades bolivianas (MRE,*

*MMAyA), las autoridades binacionales (ALT) y el PNUD/GEF imaginaron cuando se embarcaron juntos en esta gran aventura.”*

**Dr. Marc Pouilly, Ph.D.**

*Representante del IRD en Bolivia  
Calle 9 de Achumani, n°21, frente al Parque Jaime Escalante, La Paz, Bolivia –  
marc.pouilly@ird.fr*

*“El año 2013 se realizó en la ciudad de Puno (Perú) el 2do Segundo Simposio Internacional del Lago Titicaca . Gracias a la invitación de Xavier Lazzaro del IRD pude participar presentando una ponencia para mostrar datos geográficos del Lago Titicaca. Hasta entonces pensaba que ya estaba todo investigado en el Lago. Sin embargo, me encontré con la sorpresa de que había bastante información, pero muy poco articulada. A pesar de ser uno de los lagos más importantes del mundo, por sus características geográficas, no existía una plataforma de monitoreo o un observatorio permanente del Lago. Varias instituciones gubernamentales, universidades, públicas y privadas estudian el Lago de manera muy dispersa. De esta manera se pudo observar que, si bien el Lago cuenta con bastante información, no contaba con una plataforma de monitoreo o un observatorio permanente. El entusiasmo de Xavier me impulsó a continuar trabajando en el Lago con herramientas tecnológicas de información geográfica.*

*Dos años después, el año 2015, ocurrió un Bloom inesperado . Este evento resulto importante por el impacto que causo en el Lago y además porque se pudo observar desde el espacio con imágenes de satélite. Desde entonces urgieron nuevas interrogantes: ¿será posible prevenir un Bloom en el Lago Titicaca con imágenes de satélite? ¿Por qué se localizó el Bloom en el Norte del Lago Menor el 2015? ¿El Lago Titicaca podrá ser un indicador para monitorear el Cambio Climático?. A partir de estos cuestionamientos se iniciaron nuevos retos e investigaciones. Por ejemplo, la instalación de una plataforma web de monitoreo con imágenes de satélite . La instalación de la primera boya hidrometeorológica en el Lago . Retos que se hicieron realidad años más tarde con el apoyo de diferentes fuentes de financiamiento.*

*El Observatorio del Lago es otra gran iniciativa que permitirá monitorear el Lago en tiempo real. El mantenimiento y estabilidad es nuestra responsabilidad como países, universidades, instituciones públicas y privadas para cuidar nuestro hermoso Lago Titicaca.”*

**Lic. Javier Nuñez Villalba, MSc.**

*Docente Investigador*

*Instituto de Investigaciones Geográficas – IIGEO, Universidad Mayor de San Andrés – UMSA  
Campus UMSA de Cota Cota, Calle 27 s/n, La Paz, Bolivia – jnunezvillalba@gmail.com*

*“Los impulsores del Observatorio Permanente del Lago Titicaca, entre los que se encuentran los autores de este libro, son investigadores con una gran visión. El Altiplano andino del que forma parte la cuenca del Lago Titicaca está situado en la región que recibe más radiación solar de todo el planeta. Y muy probablemente es una de las zonas más sensibles a los efectos del calentamiento global. Cuenta también con una importante población descendiente de grandes civilizaciones andinas que domesticaron varias de las plantas más cultivadas por el hombre. El Lago Titicaca es el cuerpo de agua más importante del sistema hídrico del Altiplano y por tanto*

*esencial para el futuro de sus ecosistemas y de los pobladores que dependen de ellos. Por eso, el monitoreo continuo del Lago Titicaca es, sencillamente, una tarea imprescindible.*

*Uno de los aspectos más interesantes del Observatorio es la medición de muchos parámetros a paso horario o de minutos, gracias a la boya HydroMet. Las observaciones que permiten describir los ciclos diarios de muchas variables, como las climáticas e hidrológicas, son una necesidad en estos tiempos de cambio global. Y no solamente para conocer el comportamiento actual. Varios estudios recientes muestran que los efectos del calentamiento global y de los cambios regionales, como la deforestación en la Amazonía, se manifiestan a escalas de tiempo subdiarias, con igual o mayor fuerza que a escalas diarias o mensuales, especialmente en los Andes tropicales. De hecho, varios cambios que se detectan a escala mensual o interanual son resultado de lo que pasa a escala subdiaria. Por eso, las observaciones a paso horario o subhorario son muy valiosas y con frecuencia indispensables para un adecuado ajuste o parametrización de los modelos climáticos regionales de alta resolución. El problema es que se cuentan con muy pocas estaciones con mediciones a esa escala de tiempo en Bolivia. Incluso en la mayor parte de Sudamérica son en general relativamente escasas. Además, la gran cantidad de información que genera y generará HydroMet es un desafío a los investigadores y usuarios, empezando con el desarrollo y aplicación de las herramientas informáticas más eficientes y adecuadas para manejar ese volumen de datos.*

**Dr. Jorge Molina Carpio, Ph.D.**

*Investigador, Profesor*

*Instituto de Hidráulica e Hidrología – IHH, Universidad Mayor de San Andrés - UMSA  
Ciudad Universitaria, calle 30 s/n, Cota Cota, La Paz, Bolivia – jamolinacarpio@gmail.com*

*“El Lago Titicaca se ha constituido en los últimos años en una preocupación permanente de propios y extraños respecto a su calidad de sus aguas, principalmente dentro del círculo de ecólogos y la academia por supuesto, por la poca definición de parte de autoridades y por qué no decir por la poca información del público en general, sin embargo, pese a esos aspectos, es necesario comentar sobre este aporte, que viene ser una propuesta de los últimos años de esfuerzo y dedicación.*

*Es claro que un aporte de esta dimensión es clave para el mundo científico, autoridades y pueblo en general en primer lugar y de forma genérica sin abordar en un análisis pormenorizado por capítulo, sino simplemente revisando aspectos generales, el hacer una síntesis de todos los aspectos que conllevan la situación ambiental del Lago Titicaca principalmente de Lago Menor, es imperativo para darse cuenta de la situación urgente de este Lago.*

*Información inicial sobre las características, impactos grandes como el calentamiento global y tal vez el aspecto social como un problema radical a los que se halla expuesto el Lago Titicaca, se constituyen en la revisión obligatoria para planear y explicar la conformación de la constitución de un Observatorio Permanente del Lago Titicaca.*

*Este Observatorio ha basado un funcionamiento gracias a la puesta e instalación de una boya automática Hidrometeorológica HydroMet, que permite tener información diversa de parámetros atmosféricos y del hidroclima (físico química), así como complementariamente de la parte biológica, de la mayoría de los componentes de la cadena alimenticia, como ser*

*fitoplancton, perifiton, zooplancton y macrófitas, con atención especial en el componente de pigmentos.*

*Por las características de la boya y la relación con el componente de teledetección satelital respecto a pigmentos, se realiza un seguimiento de la eutrofización, todo este análisis permanente se realiza con la participación del Instituto de Ecología - IE (Unidad de Ecología Acuática – Laboratorio de Limnología) y el Instituto de Investigaciones Geográficas – IIGEO (GEO Visor) de la Universidad Mayor de San Andrés (UMSA).*

*Xavier Lazzaro investigador del Instituto Francés de Investigación para el Desarrollo (IRD), con varios libros y una serie de artículos, ha basado su actividad de investigación en aguas del Lago Titicaca y lagunas de altura en el país, se inició hace varias décadas y actualmente sigue trabajando sobre el mismo tema, nos presenta esta propuesta clara y con una proyección en el tiempo que será un aliciente para continuar con el trabajo, así como información clave de tomadores de decisión a nivel gubernamental.*

*Por todo mencionado, me es grato presentar esta publicación, como un hito en nuestro trabajo y para seguir con la investigación.”*

**Lic. Julio Pinto M., MSc.**

*Docente investigador, Director de la Unidad de Ecología Acuática  
Unidad Ecología Acuática, Instituto de Ecología – IE, Universidad Mayor de San Andrés - UMSA  
Campus de Cota Cota, Calle 27 s/n, La Paz, Bolivia – julio.julpin@gmail.com*

*“Hablar del Lago Titicaca, es hablar del lago tropical de altura, el más alto y navegable de la tierra, cuna de una cultura milenaria; fuente de vida, de inspiración, de una belleza mágica, condominio indivisible de dos países hermanos, Perú y Bolivia, reconocido por la Convención Ramsar como humedal de importancia internacional. Tiene una superficie de 8.400 km<sup>2</sup> y 950 km<sup>3</sup> de agua, por ello, la reserva de agua dulce más importante de América del Sur, hábitat de importantes especies endémicas (peces, aves y anfibios), así como hábitat temporal de muchas especies migratorias. No obstante, pese a su extensión y volumen, debido a su naturaleza trófica, es un ecosistema muy frágil. Está siendo dramáticamente dañado, por la contaminación y eutrofización, por ser el único cuerpo receptor de toda la carga contaminante, que generan las diversas actividades socio económicas (agricultura, ganadería, minería, industrias, etc.), que se llevan a cabo en el ámbito de su cuenca de drenaje (56.270 km<sup>2</sup>), en la que habitan 2 millones 300 mil habitantes, además de la crianza intensiva de trucha, desde hace más de treinta años, en diversas zonas, con impactos ambientales aún, imperceptibles.*

*No podemos dejar de reconocer que actualmente existen zonas impactadas por la contaminación, principalmente de origen urbano. Por el sur, en sector boliviano del Lago Menor o Wiñaymarca, recibe toda la carga contaminante proveniente de la ciudad del El Alto, con cerca de 1 millón de habitantes; la bahía interior de Puno, la bahía Mayor de Puno, donde desemboca el río Coata, con toda su carga contaminante, generada por la ciudad de Juliaca (600 mil habitantes), y de otros pueblos aguas arriba, y la bahía de Yunguyo. Los impactos negativos son notables, expresados en la pérdida de servicios ecosistémicos (agua limpia, paisaje, recreación, forraje, recursos pesqueros, etc.), proliferación de lenteja de agua; que terminan afectando directa e indirectamente el bienestar de miles de familias peruano bolivianas.*

*En ese contexto, Perú y Bolivia, desde el 2012, acordaron realizar anualmente monitoreos binacionales, sobre una red de más de setenta puntos, en los que se miden parámetros físicos, químicos y biológicos. Esta actividad se lleva a cabo con la participación de las autoridades competentes de ambo países, ello con la finalidad de evaluar el comportamiento de la calidad del agua del Lago Titicaca; sin embargo, esta información, no permite conocer con mayor detalle el comportamiento a nivel de la columna de agua, sobre todo teniendo en cuenta, la profundidad de este importante cuerpo de agua.*

*Desde el 2015, en el marco del Proyecto GIRH TDPS, financiado por el Fondo Mundial del Ambiente (GEF), el IRD y la UMSA implementaron el proyecto piloto PNUD/GEF 05-B05, cuyo objetivo es conocer el funcionamiento biogeoquímico y ecológico de la zona norte y central del Lago Menor. Este importante proyecto, se basó en la instalación del primer y moderno sistema de monitoreo remoto de la calidad del agua (instalado en una boya), denominado Observatorio Permanente del Lago Titicaca, el cual permite recoger y transmitir información físico-química de la columna de agua, además de información meteorológica, información presentada en esta magnífica obra SINTESIS DEL PROYECTO PILOTO 'OLT', escrita con rigor científico, única en su tipo, que proporciona información que permite conocer con certeza las relaciones entre los diversos parámetros de calidad de agua y bioindicadores, así como el comportamiento puntual de determinados parámetros meteorológicos como las precipitaciones, la temperatura del aire, que tienen incidencia directa en el ecosistema; sobre todo en un contexto de cambio climático; constituyendo una base técnica que permitirá identificar la aparición de fenómenos biológicos perjudiciales, como las floraciones algales excesivas, como las ocurridas en el pasado, donde murieron peces y ranas; además, conocer el comportamiento diario de la temperatura del agua, el oxígeno disuelto, pH, etc..*

*Por otro lado, este libro es el primer referente, que nos dice, que es posible y necesario, a la luz de la problemática ambiental antes descrita, contar con un sistema de boyas automáticas, que en conjunto se convierta en el primer observatorio binacional que nos permitan conocer con mayor amplitud y precisión, el comportamiento de la calidad del agua, y los fenómenos asociados a la contaminación y eutrofización, sobre todo, en las zonas de mayor impacto de las actividades socioeconómicas, como estrategia tecnológica sustentada en la tecnología, para la toma de decisiones oportunas en materia de gestión de la calidad del agua del Lago Titicaca, debiendo ser esta acción, el mayor de los desafíos de Perú y Bolivia, a fin de asegurar el uso sostenible de sus aguas y los ecosistemas que alberga el maravilloso Lago Titicaca, en bien nuestro y de las futuras generaciones. Estamos a tiempo."*

**Lic. Juan José Ocola Salazar**  
Presidente Ejecutivo

Autoridad Binacional Autónoma del Lago Titicaca - ALT  
Calle 14, Edif. Metrobol 2, piso 2, Calacoto, La Paz – [jjocola@alt-perubolivia.org](mailto:jjocola@alt-perubolivia.org)

*"Para los pueblos indígenas, la comunión con la naturaleza es primordial, por eso la importancia que tiene la Qutamama (Lago Madre) porque es nuestra vida misma y la consideramos como una persona, que al igual que nosotros tiene derechos.*

*Nuestra Qutamama es quien brinda alimento y vida a los pueblos, pero durante las últimas décadas, el Lago Titikaka, fue sufriendo progresivamente la enfermedad de la contaminación, es por esta razón que la inquietud de los pobladores de dos países hermanos como son Perú y Bolivia, realizaron gestiones con organismos internacionales, quienes con un equipo multidisciplinario desde el 2019 implementaron con permiso de la Qutamama, Pacha Mama, Apus, Illas, Wak'as, Achachilas, Inti Willka (sol), Paxi Mama (Luna) y todos nuestros sitios ceremoniales, la boya HydroMet, en el Lago menor del Lago Titikaka.*

*Desde el 2019 se ve la magnitud de la contaminación en el Lago Menor del Lago, afectando directamente a la Provincia Ingavi a través del río Desaguadero, Provincia Los Andes con la contaminación de aguas hervidas generadas por la Ciudad de El Alto, Provincia Omasuyos, Provincia Camacho y Provincia Manco Kapac en lo que refiere al lado boliviano, al igual que otras regiones del país hermano del Perú.*

*Un reencuentro espiritual con nuestro lago sagrado y la Pachamama es primordial para avanzar la curación y conservación de la Qutamama, recurrir a los saberes de nuestros abuelos que tenían respeto profundo por nuestra naturaleza. El Lago Titikaka somos nosotros mismos, porque nosotros somos agua y si ella muere morimos nosotros también.*

*En este trabajo de ayuda a nuestra Qutamama deben participar todos, desde cada uno de los pobladores del país y del mundo, los gobiernos de nuestros países hermanos, hasta las grandes empresas que contaminan el Lago, pero esperamos que sea ayuda real, compromiso real, para nosotros y nuestras futuras generaciones.*

*Al ver estos resultados con la boya, los comunarios vemos conveniente que este proyecto sea implementado al Lago Mayor del Lago Titikaka, ya que con estos informes se podrá solicitar a las autoridades gubernamentales se tomen las políticas y medidas correspondientes y poder frenar la contaminación y curar a nuestra Qutamama.*

*Es tan importante que como población veamos de manera urgente como estamos lastimando a nuestra madre agua y a todo nuestro plantea con el uso excesivo de plásticos y otros materiales contaminantes, es momento de tomar conciencia y volver a estar en comunión en esencia y espíritu con nuestra Qutamama. Jawilla, jawilla Qutamama."*

**Comadre Adela Callisaya Illatarco**

*Médica Naturista y Guía Espiritual de Copacabana – mujerlider4@gmail.com*

*"La Cooperación Francesa IRD (antes ORSTOM) llegó a Bolivia hace más de 50 años a realizar trabajos de investigación en diferentes ecosistemas de nuestro país, realizando investigaciones en las tres cuencas hidrológicas (Altiplano, Amazonia y Plata) en diferentes especialidades de la investigación.*

*Son varios los institutos de investigación de la UMSA (Instituto de Hidrología e Hidráulica, Instituto de Investigaciones Químicas, Instituto de Ecología y otros) que han recibido a los investigadores franceses potencializando las unidades de investigación a nivel nacional.*

*Las investigaciones del Lago Titicaca se iniciaron desde la llegada de los investigadores del IRD (antes ORSTOM) en los años 70's y 80's con estudios en los campos de la hidrología, química, ecología y limnología; recién en la última década con la actuación de investigadores del Instituto*

*de Ecología y financiamiento internacional se ha ido potenciando en la evaluación de los fenómenos en tiempo real con la instalación de la boya HIDROMET se esta evaluando el impacto de no solo la ciudad de El Alto con las descargas de aguas residuales parcialmente tratadas, efluentes industriales (de diversa índole) formando un coctel que ingresa al Lago Titicaca (Lago Menor), sino también evaluando las zonas rurales que en las tres últimas décadas ha aumentado su actividad ganadera generando contaminantes emergentes como han sido reportados por investigadores franceses y nacionales.*

*Un aspecto que en los anteriores estudios que no se tocado que es fundamental para la evaluación por una realidad a nivel global que no se puede pasar desapercibo es la inclusión de aspectos de escenarios de cambios climático y el estudio de bioindicadores hace de este libro una lectura obligatoria de los investigadores de lagos de altura.”*

**Dr. Oswaldo Ramos Ramos, PhD**

*Docente Investigador,  
Instituto de Investigaciones Químicas - IIQ  
Universidad Mayor de San Andrés - UMSA  
Campus de Cota Cota, Calle 27 s/n, La Paz, Bolivia – oswalram2@gmail.com*

*“Ch’uwa Achachila.*

*Yo soy Quta Jaqi: habitante del lago, nacido en una isla. En los años que llevo, he visto muchos cambios dentro del sistema de vida lacustre. Recuerdo a mis abuelos nombrar y venerar al Lago como Ch’uwa Achachila, que encierra un profundo concepto de la sacralidad del Lago, de respeto y reverencia, donde la T’inkha (botella de alcohol y coca) son elementos para mediar el permiso de ingreso al lago para navegar y retornar de ella sin ningún percance, pero con los productos que provee el Lago.*

*Ch’uwa Achachila se comprendería como un “antepasado, abuelo o anciano longevo, progenitor de las aguas profundas y cristalinas, espíritu ancestral sacralizado y respetado”, una deidad que tutela el espacio lacustre y los seres vivos que conviven en ella. Mientras eran cristalinas las aguas del Lago, abundaba una diversidad de peces nativos como Qhisi, Umantu, Mawri, Siq’i, Punku, Qarachi y otros; la totora brindaba sus múltiples beneficios tanto para la alimentación humana, y cobijando varias especies de aves; habían algas que crecían en sus profundidades que eran habitat de peces y serbia de forraje.*

*Hoy, las aguas del Lago han dejado de ser cristalinas y veneradas. Ninguno que ingresa al Lago tiene ese profundo respeto al Lago como nuestros abuelos, las nuevas generaciones olvidaron el concepto sagrado de la Ch’uwa Achachila, por ende, los peces se han ido, la totora ha cambiado sus bondades. Porque hemos dejado de cuidar nuestro Lago y hemos permitido que las aguas contaminadas aniquilen la vida y cambien nuestro sistema de vida lacustre. El impacto negativo es que, así como los peces se van, así también estamos dejando nuestras comunidades abandonadas, y con eso, la potencialidad de nuestra cultura e identidad de ser Quta Jaqis: habitantes de lago.*

*El uso y aplicación de las nuevas tecnologías como la Boya Hidrométrica, deben apoyar y ayudar a que nuestro espacio de vida este en pleno cuidado. Debe ser una esperanza de que nos lleve de retorno a ese camino del profundo respeto que merece nuestro Lago sagrado, para continuar*

*subsistiendo por otras siguientes generaciones, así como nuestros antepasados. Las investigaciones, el conocimiento, los proyectos deben ser con ese objetivo de cuidar, proteger y preservar toda forma de vida para una convivencia mutua.”*

**L. Isaac Callizaya Limachi**

Investigador MUSEF, Comunidad Isla Pariti – islapariti21@gmail.com

*“El Lago Titikaka es uno de los lagos icónicos del mundo. Con 8400 km<sup>2</sup>, a más de 3800 metros sobre el nivel del mar, es definitivamente un sistema de vida único a nivel global.*

*El ancestral Titikaka se consolida como una fuente de vida en esta región del planeta que conocemos como Altiplano Sudamericano. Las interacciones e interdependencias entre la Cordillera de Los Andes y el Lago, han sostenido históricamente todas las formas de vida en la región, incluidas a todas las culturas y civilizaciones humanas desde el principio de nuestra historia en medio de Los Andes.*

*A pesar de ser desconocidas por la gran mayoría de la población, las dinámicas ecosistémicas del Lago Titikaka sostienen todas nuestras actividades diarias y nos permiten vivir en una región extrema del planeta. El Lago Titikaka evapora en promedio, alrededor de 500 toneladas de agua por segundo, distribuyendo esta humedad a miles de kilómetros alrededor, generando condiciones climáticas mucho más aptas para el desarrollo de la vida y el sostenimiento de las culturas humanas cercanas.*

*Alrededor de sus orillas, encontramos la región más fértil y productiva de todo el Altiplano, con condiciones climáticas óptimas para la producción agropecuaria y la pesca, lo cual se puede evidenciar en miles de hectáreas aldeañas de terrazas, andenes y suka kollus, testigos del enorme poder productivo de nuestros ancestros.*

*Sin embargo, durante los últimos 50 años, la consolidación de un modelo productivo y de desarrollo extractivista e irresponsable con el medio ambiente, ha exacerbado la que seguramente es la mayor crisis ambiental de nuestra historia. Hemos llevado a varias regiones del Titikaka al borde del colapso ecológico, producto de la contaminación por aguas residuales domésticas, contaminación minera, industrial, ganadera, acuícola, además de miles de toneladas de basura que llegan anualmente de todos los núcleos humanos cercanos.*

*Hemos transformado la fuente de vida del Altiplano, en nuestra cloaca urbana, en un basurero, en el receptor final de todo aquello que la modernidad no se responsabiliza de limpiar; y para colmo de males, desconocemos el grado real de afectación que hemos generado, así como las potenciales consecuencias de nuestras malas decisiones, sumadas a los inminentes impactos del cambio climático.*

*Es increíble para mí, que el Titikaka sea el único de los grandes lagos del mundo que todavía no cuente con un sistema de monitoreo adecuado para poder emprender cualquier acción de gestión responsable e informada. En 2015 vimos en el Lago Menor del Titikaka una de las reacciones más drásticas del Lago hacia la contaminación humana, hubo una “explosión demográfica” de microalgas debido a la elevada concentración de nutrientes contenidos en las aguas residuales humanas. Ese evento conocido como Bloom brindó importante información sobre las dinámicas ecológicas del Lago, sin embargo, ni Bolivia, ni Perú contaban con un*

*sistema de monitoreo a la fecha, por lo que se perdió la oportunidad de estudiar el evento más profundamente.*

*El Proyecto “Observatorio Permanente del Lago Titikaka” es definitivamente uno de los principales esfuerzos de la última década por mejorar mínimamente nuestra comprensión sobre las dinámicas del Titikaka, brindando información importante para una adecuada toma de decisiones para la gestión binacional.*

*Es importante que las autoridades de ambos países cobren conciencia sobre la necesidad imperiosa de consolidar un sistema de monitoreo binacional acorde a las necesidades de uno de los grandes lagos del mundo, profundamente afectado por diversas actividades humanas.*

*Quedan muchos retos pendientes en el futuro inmediato, sin embargo, nos genera profunda alegría la consolidación de este tipo de proyectos, que a pesar de las dificultades características de la burocracia estatal, logran consolidarse y brindar un nuevo aporte en este largo camino.*

*Algo mejoró respecto a 2015, ahora ya se cuenta con un par de boyas de monitoreo en nuestro Lago milenario, todavía no tenemos un sistema de monitoreo, pero hemos avanzado, y lo hemos logrado gracias al incansable esfuerzo quijotesco de gente como Xavier Lazzaro y Darío Achá. Para ellos mi profundo respeto y reconocimiento, sin ustedes, este tipo de proyectos no habría sido posible. ¡Jallalla Titikaka!”*

**Lic. Gonzalo Lora Veizaga**

*Asesor y experto del Lago Titikaka y del Altiplano Andino – loragonzalo@gmail.com*

*“El Lago Titicaca fue sagrado para las más grandes civilizaciones de Sudamérica, Tiwanaku e Inca, y otras culturas precolombinas. Es el lugar donde convergen las mitologías y leyendas sobre hechos trascendentales, como el lugar de nacimiento del Sol, la Luna y las Estrellas, obra del dios Viracocha.*

*Hoy, para los habitantes circunlacustres, que trabajan en la pesca, agricultura, la ganadería, turismo, etc.. es el ser viviente dinámico, más importante, con el que comparten un mismo destino. Es sagrado porque les alimenta, y es el hogar que sostiene y reproduce todos los seres vivos, bajo un solo ecosistema y biodiversidad.*

*Sin embargo, en las últimas décadas el Lago Titicaca ha sufrido un drástico debilitamiento de sus capacidades de vida, principalmente por la contaminación de aguas residuales provenientes de la ciudad de El Alto, a través del río Katari que desemboca en la bahía de Cohana. Esta manifestación se hace creciente, cada año, en épocas de lluvias al arrastrar toda el agua de contaminación múltiple, doméstica e industrial.*

*El impacto negativo causado en las poblaciones es la sobrepesca en la mayor parte del Lago Menor, Wiñay Marka, provocando la extrema pobreza en sus habitantes.*

*Antes se veía embarcaciones a motor desplazarse de un lugar a otro, hoy aún existen esas lanchas a motor, pero se desplazan a fuerza de brazos y remos, porque ya no les alcanza el dinero, ni siquiera para comprar gasolina.*

*La mancha de agua turbia que ingresa al lago rodea los totorales que son fuente de alimentación para los ganados vacunos. Ahora, estos animales la rechazan y hasta a veces se contaminan con enfermedades, por la presencia de metales pesados en los tallos de totora y algas. Y todo esto*

*ha provocado la constante migración del campo a la ciudad de El Alto. Es triste ver a los hermanos Aymaras en su impotencia de reclamar a las Autoridades Municipales, Departamental y Nacional, ya que sus reclamos nunca fueron atendidos.*

*Existe la Ley 300 de la Madre Tierra, donde para efectos de comparación, el Lago Titicaca sería una gran Zona de Vida. Al respecto, se señala que "... cualquiera entidad que ocasione daños de forma accidental o premeditada a los componentes, zonas de vida y sistemas de la Madre Tierra, está obligada a realizar una integral y efectiva restauración y rehabilitación de la funcionalidad de los mismos...", lo que no es muy difícil de comprobar que lo logro. En este caso la Alcaldía de la Ciudad de El Alto debería asumir esta responsabilidad. Junto a ellos las otras Alcaldías, el Gobierno Autónomo Departamental de La Paz y el Gobierno Central son quienes deberían asumir esta responsabilidad histórica de restaurar sus cualidades.*

*Asimismo, la entidad cabeza de sector, me refiero al Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA), más específicamente la Unidad de Gestión de la Cuenca Katari (UGCK), poco o nada hace en favor de la mitigación, reparación y restauración de la calidad de agua del Lago Titicaca.*

*Es muy lamentable ver la negligencia de las autoridades de todos los sectores y niveles de gobierno, abandonando a su suerte tanto al Lago Titicaca, su fauna y a las poblaciones humanas que también son parte de ella. Al parecer, no existe la mínima conciencia de recuperarlo, ni el valor de trabajar por ello. Y los comunarios que viven en las islas y pueblos circunlacustres se lamentan, hasta el extremo de derramar lágrimas, encontrándose en situación de extrema pobreza. Y sin poder hacer nada; solo lamentarse.*

*Es en ese marco, que desde hace más de una década, el investigador Xavier Lazzaro, un ciudadano francés, vio la necesidad de entender con que mecanismos y en que medida se estaban degradando las aguas del Lago Titicaca. Y en ese afán, organizó a grupos de investigadores bolivianos de la Universidad Mayor de San Andrés (UMSA) para realizar monitoreos de los avances de las comunidades de micro-algas del plancton que son los organismos que más rápidamente responden a esta contaminación que esta sufriendo el Lago Titicaca. Hizo que el Instituto de Investigación para el Desarrollo (IRD), al cual pertenece, o sea la Cooperación Científica de Francia, se sumara a esta tarea.*

*En Bolivia, el 'Observatorio permanente del Lago Titicaca (OLT)' es uno de los cinco proyectos piloto financiados por el GEF (el Fondo Mundial para el Medioambiente) y administrado por el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), en el ámbito del proyecto binacional de Gestión Integrada de Recursos Hídricos del sistema Titicaca-Desaguadero-Poopó-Salar de Coipasa (GIRH TDPS). Se implementó el año 2019, como un esfuerzo conjunto de investigadores bolivianos de los institutos de Ecología (IE) y de Geografía (IIGEO) de la UMSA y del IRD, apoyado inicialmente hasta 2021, luego ampliado hasta junio 2022. Como los otros pilotos, su desarrollo fue perjudicado en 2020 por la pandemia de COVID19 y el confinamiento, pero siguió en pie por el despliegue de una boya hidrometeorológica autónoma y automática, los datos de la cual combinados con imágenes de satélite permitieron seguir la vigilancia de la cálida de agua del Lago Menor, con un mínimo de intervención humana en el campo.*

*Para las comunidades circunlacustres del Lago Titicaca, este proyecto, con las herramientas tecnológicas que fueron desarrolladas, significa la esperanza de ver a este Sistema de Vida, recuperarse en sus capacidades biológicas y que un mañana cercano vuelva a ser la fuente limpia de vida que siempre lo fue.*

*En verdad, antes de este proyecto no existía un programa de monitoreo del Lago. Así, cuando en 2015 ocurrió la floración de micro-algas en la mayor parte del Lago Menor, acompañada por mortandades masivas de animales acuáticos, nadie estaba preparado y todo el mundo se quedó incrédulo. Esta Boya y el Observatorio son el primer sistema de vigilancia de la calidad de agua implementado en la parte más frágil del Lago Titicaca, en el sector boliviano, el menos profundo, que funciona como un receptáculo para los productos de desecho de todas las actividades humanas en la cuenca del Lago Titicaca. También, es el mayor lago de Sudamérica, el más alto de los Grandes Lagos del mundo, así como la cuna de civilizaciones milenarias y la fuente de vida de millones de bolivianos y peruanos, sin hablar de su magnífica belleza fuente de inspiración para el turismo regional e internacional. A pesar de todo esto, paradójicamente, su Lago Menor ha sido abandonado a su destino desde hace décadas. La combinación de los efectos del cambio climático (que no prescinden del Altiplano, al contrario, sería el doble de intenso que para la media del planeta) con la presión del crecimiento demográfico están acelerando el deterioro del funcionamiento ecológico armonioso del lago, y esto de manera totalmente silenciosa, sin que los no especialistas se den cuenta.*

*Aunque no sea visible a simple vista, las condiciones y la productividad del lago han cambiado, debido a todos estos aportes de nutrientes, materia orgánica, fertilizantes, contaminantes, entre otros. Por supuesto, la Boya no tiene la capacidad de limpiar el lago, no es su función. Sin embargo, nos informa sobre el avance del estado de salud del lago. Esta información llega a ser imprescindible para tomar las medidas que hay que tomar a tiempo para evitar lo peor. O sea, que mantener la vigilancia de esta boya con su observatorio equipado de una página web que nos informa paso a paso de la evolución, es el lazo que nos conecta a nuestro lago y que no podemos cortar. Tienen que seguir operando de manera permanente durante las próximas décadas. Juegan el papel de un ‘Centinela del Lago’, un poco como un médico informando sobre el estado de su paciente. Tenemos que aprender a sentir su pulso, sus cambios de humor, sus ataques de fiebre, etc. Y con todo este diagnóstico, las autoridades deben establecer su recuperación.”*

**Erik Catarí Gutiérrez**

*Investigador Aymara de las culturas precolombinas que vive en Huatajata –  
erikcatarig@gmail.com*

*“Síntesis sobre los alcances del proyecto PNUD del Observatorio OLT – Es incuestionable que el crecimiento exponencial de la humanidad ocasiona un uso y abuso de los recursos naturales existentes en el planeta. Las aguas dulces constituyen un recurso finito, su cantidad es muy pequeña (menos de medio punto porcentual de la cantidad mundial de agua), pero es vital para la supervivencia de un sin número de especies, incluidos los seres humanos, y para la sostenibilidad de diversos ecosistemas.*

*Pese a la reconocida importancia del agua dulce, muchos lagos, ríos y humedales están sufriendo graves daños por acción del hombre. La contaminación y eutrofización afecta la calidad del agua, ocasiona pérdida de biodiversidad y de importantes servicios ecosistemas. La actual aceleración de la variabilidad ambiental hace aún más vulnerables estos ecosistemas al cambio climático. El Lago Titicaca no es ajeno a este panorama mundial, sus aguas en zonas puntuales reciben una importante carga de contaminantes que provienen de grandes centros*

urbanos, asentamientos mineros informales y dentro del propio lago el cultivo de peces aporta significativas concentraciones de nutrientes. Dos claros ejemplos de la respuesta del Titicaca a las presiones ambientales son, dos eventos de mortandad masiva de peces surgidos en la Bahía Interior de Puno (2013) y al norte del Lago Menor (2015), que como característica similar fue la disminución del oxígeno disuelto a concentraciones que no permiten la vida acuática. Tal vez estos eventos sean apenas una muestra de las consecuencias que podría ocurrir si las presiones al Lago se mantienen o incrementan, lo cual sería fatal para la vida en esta parte del planeta.

La vigilancia del Lago Titicaca, sobre todo en zonas críticas, para detectar proliferación de algas (nocivas), cambios en la calidad de sus aguas e incremento de la productividad primaria es sumamente necesaria y urgente, ya que permitirá prevenir o reducir, según sea el caso, los efectos de la eutrofización/contaminación sobre el ambiente acuático y bienes asociados a esta.

El Proyecto Piloto PNUD/GEF 05-B-05 'Observatorio permanente del Lago Titicaca' desarrolló e implementó una estrategia novedosa para el monitoreo del Lago Titicaca, que combinó a) un muestreo rutinario en una red de estaciones litorales poco profundas (método tradicional), b) un monitoreo automatizado de alta frecuencia y en tiempo real (boya hidrometeorológica), y c) sensoramiento remoto satelital. Esto permitió complementar y superar las limitaciones de cada metodología/tecnología y generar información valiosa, oportuna y de calidad para mejorar el conocimiento sobre las dinámicas biogeoquímicas y ecológicas en el Lago Menor del Titicaca.

Además, capacitar a un grupo importante de profesionales y técnicos en la toma e interpretación de datos de monitoreo, para la toma de decisiones y la socialización de la información generada con las comunidades locales.

Los capítulos de este libro comunican la experiencia que los investigadores han adquirido durante el desarrollo del Proyecto Piloto PNUD 05-B-05, así como los resultados alcanzados. Principalmente, abordan el análisis de la evolución espacio-temporal de la condición del agua, la identificación de zonas mas vulnerables, el seguimiento de la proliferación de microalgas (blooms), así como del desarrollo de un sistema de alerta temprana a procesos de eutrofización.

Esta publicación muestra los beneficios de aplicar una novedosa estrategia de monitoreo combinado para anticipar procesos indeseados de eutrofización en una zona vulnerable y critica del Lago Titicaca, que puede ser replicado en otras partes del propio lago o en otros ecosistemas acuáticos, sobre todo de similares características.

Por último, es menester reconocer el valioso aporte de los autores al conocimiento del funcionamiento biogeoquímico y limnológico del Lago Titicaca, sobre todo en zonas someras y altamente vulnerables; así como por sentar las bases para la implementación de un sistema de vigilancia y alerta temprana del fenómeno de eutrofización. Queda en manos de las entidades competentes hacer un uso adecuado de la información generada e impulsar la creación de una red de vigilancia y monitoreo permanente de Lago, lo cual se traducirá en mantener/mejorar la salud del ecosistema acuático y por ende en beneficio de la población humana cuya supervivencia depende de este importante y valioso recurso hídrico”.

**Biol. César Gamarra Peralta, MsC.**

Investigador en limnología e ictiología

Coordinador del Laboratorio Continental del IMARPE

Jr. ciudad de La Paz 205-207, Puno – cgamarra@imarpe.gob.pe

*“El Lago Titicaca, además de ser un sistema de vida con características únicas en el mundo, con hábitats y ecosistemas de gran valor por su diversidad biológica, es el reflejo de la riqueza cultural de pueblos ancestrales como los Urus y Aymaras. Y es en la actualidad, el refugio de una serie de poblaciones que habitan en sus riberas y cuyos medios de vida dependen de su sostenibilidad y sano equilibrio.*

*Corazón del sistema hídrico Titicaca-Desaguadero-Poopó-Salar de Coipasa (TDPS), el Lago, es también un vínculo permanente y transfronterizo entre Bolivia y Perú, quienes desde 1955 vienen realizando esfuerzos para lograr una gestión conjunta.*

*Como es el caso de un sin número de lagos, humedales y cuerpos de agua en el planeta, el Lago Titicaca resiste hoy en día ante una serie de desafíos para su conservación y sostenibilidad, derivados principalmente de la crisis climática y del inconsciente pensamiento antropocéntrico sobre los recursos naturales. Particularmente, de la influencia de las grandes ciudades sobre su medio ambiente. En las últimas décadas, la contaminación orgánica producida por las aguas residuales provenientes de las ciudades tanto en Bolivia como en Perú, se ha convertido en uno de los principales problemas transfronterizos de la cuenca circunlacustre.*

*La consolidación de un Observatorio Binacional, que permita hacer un seguimiento a la situación del Lago Titicaca y sus principales amenazas, ha estado en el radar de ambos países en los últimos años y ha sido parte de sus discusiones en los diferentes espacios de gestión binacional que comparten.*

*Bolivia, a través del Proyecto Piloto Observatorio Permanente del Lago Titicaca (OLT), da el primer paso y adquiere la primera experiencia de investigación para el monitoreo de la eutrofización en el Lago Menor.*

*A través de la implementación de un innovador sistema de monitoreo, que combina el uso de bioindicadores capturados en campañas periódicas, con datos en tiempo real de una boya hidrometeorológica automática y métodos de teledetección satelital, permite en su integralidad, conocer el estado de la calidad del agua y alertar ante posibles eventos de eutrofización en el Lago Menor.*

*La experiencia OLT se convierte entonces en una de las más exitosas entre las iniciativas piloto del Proyecto Binacional: Gestión Integral de Recursos Hídricos del Sistema Lago Titicaca – Río Desaguadero – Lago Poopó – Salar de Coipasa (GIRH TDPS), demostrando también, la importancia del vínculo entre la gestión institucional del Estado con la investigación académica, para una mejor comprensión, vigilancia, protección y revitalización de nuestros lagos y sus sistemas de vida asociados.*

*En este libro, el lector podrá encontrar los detalles de la experiencia del Proyecto Piloto Observatorio Permanente del Lago Titicaca, podrá familiarizarse con la metodología y explorar sus principales resultados. Conocerá las perspectivas y propuestas de sus investigadores, comprendiendo también, la importancia de la transferencia tecnológica, de la generación del conocimiento científico y de la necesidad de la permanencia de los sistemas de monitoreo para la conservación y protección de importantes cuerpos de agua como el Lago Titicaca.*

*Pero, sobre todo, podrá reflexionar sobre la importancia y responsabilidad que tiene el ser humano para mantener un justo equilibrio entre sus necesidades con las necesidades de la Madre Tierra, que también requiere de agua en calidad como fuente de vida.”*

**Lic. Marissa Castro Magnani**

Directora General de Límites, Fronteras y Aguas Internacionales Transfronterizas  
Ministerio de Relaciones Exteriores, Estado Plurinacional de Bolivia  
Av. Mariscal Santa Cruz N° 1392, Piso 14 – marissa.cm06@gmail.com

## Agradecimientos

No podríamos omitir tod@s l@s que nos apoyaron en esta aventura. En primer lugar, estamos muy agradecidos al **PNUD-Bolivia** (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo) y al **GEF** (Fondo para el Medio Ambiente Mundial) por seleccionar y financiar nuestra propuesta de "Observatorio permanente del Lago Titicaca (OLT)" como uno de los cinco pilotos bolivianos del **proyecto binacional GIRH TDPS**. De ese modo, hemos podido realizar un gran salto tecnológico que parecía tan inaccesible, ofreciendo a los bolivianos el primer centinela automático en tiempo real de la calidad de agua y meteorología del Lago Menor. No solo fue un honor emprender este desafío, si no que hemos aprendido mucho. Lo debemos inicialmente a Roció Chain por sus interacciones y atenta guía, Virginia Tapia Terrazas que nos permitió arrancar con el acuerdo de subsidio y realizar las primeras actividades, Karina Antezana Belaunde por la gestión financiera y la adquisición de equipos. Sobre todo debemos el éxito a Analía Guachalla Terrazas por su compromiso sin falla, sus excelentes consejos y apoyo incondicional, la organización de talleres y simposios, nos permitió lograr nuestros ambiciosos objetivos a lo largo de casi 4 años, a pesar de los increíbles imprevistos que tuvimos que enfrentar en 2019-2020. Gracias a Gonzalo Lora Vaizaga, 1º coordinador del proyecto binacional GIRH TDPS, por compartir su conocimiento y pasión comunicadora por el Lago, por ubicar nuestro trabajo en el contexto socio-económico, productivo, cultural y ancestral, y luego a Danna Lara Holguín, su sucesora, por compartir nuestros logros con los equipos de los otros pilotos bolivianos y peruanos, así que internacionalmente, también gracias a Yolanda Ballivian Ríos, por las comunicaciones y los videos. María Luciana Mermet, la Representante Residente de PNUD en Bolivia, por su confianza, soporte, reconocimiento y promoción de nuestra investigación.

**Cancillería/MRE:** Marissa Castro Magnani, Directora General de Límites Fronteras y Aguas Internacionales Transfronterizas, Cancillería; David Rada Riveros, Jefe de Unidad de Aguas Internacionales Transfronterizas, Ministerio de Relaciones Exteriores (MRE); Grover Huallpa Aruquipa, Oficial administrativo, Coordinador del Taller de Arranque PNUD/TDPS; por apoyar el desarrollo de estrategias, y enfocar la sostenibilidad del programa OLT a largo plazo.

**UGCK/MMAyA:** Waldo Medinacelli, Coordinador de la misión BID Cuenca Katari; Leopoldo Ibáñez Illiamani, Rusenia Rengel, y Adrián Villegas Callizaya, sucesivos Coordinadores Generales de la Unidad de Gestión de la Cuenca Katari, Ministerio de Medio Ambiente y Agua; Daniel Mamani Jarandilla, Director Adjunto; Daniel Rodríguez, Responsable del Plan Director de la Cuenca Katari; Elvira Chavarría, Responsable Técnico; Kevin Álvarez, Grober Apaza, Elva Janett Vargas Copa, y Josué Erick Gonzales Huanca, Técnicos en calidad de agua; por la supervisión de los reportes trimestrales de nuestro proyecto piloto PNUD 05-B-05, OLT.

**Vicerrectoría UMSA:** María Eugenia García Moreno, Vicerrectora de la Universidad Mayor de San Andrés; Mauro Costantino, Director del Departamento de Investigación, Postgrado e Interacción Social (DIPGIS); y Boris Leandro Quevedo Calderón, Secretario Académico; por la voluntad e sostener un programa multidisciplinario permanente de investigación en el Lago Titicaca, con la oportunidad académica de capacitar nuevos expertos.

**IE/UMSA:** Darío Achá Cordero, investigador ex Director de la **Carrera de Biología**, Responsable de la Unidad de Ecología Acuática, Director de la Unidad de Calidad de Agua (**UCA**), Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, Campus de Cota Cota, por nuestra enriquecedora colaboración a lo largo de numerosos proyectos sobre los lagos Titicaca y Uru Uru; Jaime Chincheros Paniagua, Responsable del Laboratorio de Calidad de Agua (**LCA**), Mónica Moraes Ramírez y Adriana Rico Cernohorska, sucesivas Directoras del Instituto de Ecología Julio Pinto Mendieta, Director de la Unidad de Ecología Acuática y Rubén Marín Pantoja, investigador de la Unidad de Limnología, actual Director de FUNDECO, ambos limnólogos pioneros en el lago; Erick Zender Loyza Torrico, ictiólogo, 1º hidroacústico en Bolivia, por su colaboración, capacitar y entusiasmar a estudiantes con la ecología del lago.

**IIGEO/UMSA:** Javier Núñez Villalba, docente-investigador y ex Director de Instituto de Investigaciones Geográficas, por la larga colaboración con la creación del GeoVisor, estimular las provechosas interacciones entre ecología y geografía, hacernos descubrir las potencialidades de teledetección satelital y con drones, compartir nuestras visiones a futuro; Miroslav Orellana y Zaida Torrez, siempre dispuestos en colaborar; José Luis Soza Santos por el apoyo técnico sobre la programación y el dominio de nuestro sitio web OLT; Nilo Alberto Lima Quispe, investigador hidrólogo, becario ARTS del IRD para el PhD, modelador del balance hídrico del Lago Titicaca, por las discusiones enriquecedoras sobre los impactos de escenarios climáticos sobre el lago y revisar la sección sobre los efectos de la sequía.

**IIQ/UMSA:** Oswaldo Ramos Ramos, docente-investigador del Instituto de Investigaciones Químicas; por nuestras interacciones siempre enriquecedoras.

**LFA/UMSA:** Marcos Andrade, Director del Laboratorio de Física de la Atmósfera, Instituto de Investigaciones Físicas, e Investigador Principal de la Estación GAW/Chacaltaya, por inspirarnos con la excelencia científica de su equipo y cómo progresar hacia un observatorio internacional de investigación sostenible; Carina Isabel Moreno Rivadeneira, Asistente de Investigación, por compartir experiencias en el análisis y la validación de series temporales.

**IHH/UMSA:** Jorge Molina Carpio, docente-investigador, Instituto de Hidráulica e Hidrología, por siempre estar dispuesto en compartir experiencias, discutir informaciones. Ramiro Pillco Zola, Edson Ramírez y Francisco Rojas por su interés en proseguir con las actividades del OLT.

**ALT:** Juan José Ocola Salazar, Presidente Ejecutivo de la Autoridad binacional autónoma del Lago Titicaca, por la muy efectiva colaboración hacia fortalecer la capacidad técnica de la ALT, organizar la 16va Conferencia Internacional 'Living Lakes' en dic. 2022 en Puno, clave para el futuro del lago, reflejar sobre el observatorio binacional OBLT, y sus constructivos aportes a la sección 7. Propuestas; Bratzo Klauer García, Coordinador de las Campañas Binacionales, por la confianza y colaboración con nuestro equipo boliviano; Jorge Peña Méndez, ex. Presidente a.i., por una década de colaboración y confiar en mi co-organización des las sesiones científicas del II Simposio Internacional del Lago Titicaca: "...una responsabilidad compartida"; Julio Campos Gorriti, Especialista en hidrología, por compartir mutuamente

- Vicerrectoría UMSA:** María Eugenia García Moreno, Vicerrectora de la Universidad Mayor de San Andrés; Mauro Costantino, Director del Departamento de Investigación, Postgrado e Interacción Social (DIPGIS); y Boris Leandro Quevedo Calderón, Secretario Académico; por la voluntad e sostener un programa multidisciplinario permanente de investigación en el Lago Titicaca, con la oportunidad académica de capacitar nuevos expertos.
- IE/UMSA:** Darío Achá Cordero, investigador ex Director de la **Carrera de Biología**, Responsable de la Unidad de Ecología Acuática, Director de la Unidad de Calidad de Agua (**UCA**), Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, Campus de Cota Cota, por nuestra enriquecedora colaboración a lo largo de numerosos proyectos sobre los lagos Titicaca y Uru Uru; Jaime Chincheros Paniagua, Responsable del Laboratorio de Calidad de Agua (**LCA**), Mónica Moraes Ramírez y Adriana Rico Cernohorska, sucesivas Directoras del Instituto de Ecología Julio Pinto Mendieta, Director de la Unidad de Ecología Acuática y Rubén Marín Pantoja, investigador de la Unidad de Limnología, actual Director de FUNDECO, ambos limnólogos pioneros en el lago; Erick Zender Loyza Torrico, ictiólogo, 1º hidroacústico en Bolivia, por su colaboración, capacitar y entusiasmar a estudiantes con la ecología del lago.
- IIGEO/UMSA:** Javier Núñez Villalba, docente-investigador y ex Director de Instituto de Investigaciones Geográficas, por la larga colaboración con la creación del GeoVisor, estimular las provechosas interacciones entre ecología y geografía, hacernos descubrir las potencialidades de teledetección satelital y con drones, compartir nuestras visiones a futuro; Miroslav Orellana y Zaida Torrez, siempre dispuestos en colaborar; José Luis Soza Santos por el apoyo técnico sobre la programación y el dominio de nuestro sitio web OLT; Nilo Alberto Lima Quispe, investigador hidrólogo, becario ARTS del IRD para el PhD, modelador del balance hídrico del Lago Titicaca, por las discusiones enriquecedoras sobre los impactos de escenarios climáticos sobre el lago y revisar la sección sobre los efectos de la sequía.
- IIQ/UMSA:** Oswaldo Ramos Ramos, docente-investigador del Instituto de Investigaciones Químicas; por nuestras interacciones siempre enriquecedoras.
- LFA/UMSA:** Marcos Andrade, Director del Laboratorio de Física de la Atmósfera, Instituto de Investigaciones Físicas, e Investigador Principal de la Estación GAW/Chacaltaya, por inspirarnos con la excelencia científica de su equipo y cómo progresar hacia un observatorio internacional de investigación sostenible; Carina Isabel Moreno Rivadeneira, Asistente de Investigación, por compartir experiencias en el análisis y la validación de series temporales.
- IHH/UMSA:** Jorge Molina Carpio, docente-investigador, Instituto de Hidráulica e Hidrología, por siempre estar dispuesto en compartir experiencias, discutir informaciones. Ramiro Pillco Zola, Edson Ramírez y Francisco Rojas por su interés en proseguir con las actividades del OLT.
- ALT:** Juan José Ocola Salazar, Presidente Ejecutivo de la Autoridad binacional autónoma del Lago Titicaca, por la muy efectiva colaboración hacia fortalecer la capacidad técnica de la ALT, organizar la 16va Conferencia Internacional 'Living Lakes' en dic. 2022 en Puno, clave para el futuro del lago, reflejar sobre el observatorio binacional OBLT, y sus constructivos aportes a la sección 7. Propuestas; Bratzo Klauer García, Coordinador de las Campañas Binacionales, por la confianza y colaboración con nuestro equipo boliviano; Jorge Peña Méndez, ex. Presidente a.i., por una década de colaboración y confiar en mi co-organización des las sesiones científicas del II Simposio Internacional del Lago Titicaca: "...una responsabilidad compartida"; Julio Campos Gorriti, Especialista en hidrología, por compartir mutuamente

nuestras experiencias; Edgar Castro Flores, Especialista en SIG, por compartir experiencias en batimetría; Julio Cesar Miranda Aranibar, co-organizador de la Conferencia 'Living Lakes', por su impecable programación; René Condori, Administrador, por la logística; Margarita Ferrel, Secretaria de dirección, por sus atentos recibimientos y soporte; los choferes Gonzalo Candía y David Maldonado, por su puntualidad y hacer los viajes más amenos.

**Instituto de Investigación y Acción para el Desarrollo Integral (IIADI):** Carlos Javier Revilla Herrero, Antropólogo, Oficial de Proyectos, por las discusiones enriquecedoras sobre los aspectos socio-ecológicos y la especificidad de los desafíos relativos a la descontaminación de los ríos, el abastecimiento en agua potable, en la cuenca del Katari y en el Altiplano en general, así como por sus sugerencias constructivas relativas a la sección 7. Propuestas.

**XYLEM Inc.:** Pierre Sterling, Director de Ventas para América Central y del Sur, por el apoyo técnico incondicional y extremadamente profesional, por capacitarnos, desde el primer día de despliegue de la Boya HydroMet hasta ahora, siempre para resolver todas las cuestiones encontradas, como por los excelentes consejos para seleccionar y mantener los equipos.

**BASE FLOW:** Cynthia Marrot, Comercial, distribuidora de los productos XYLEM Inc., por su eficiencia en aconsejar, cotizar, conseguir al mejor costo, y expedir los equipos y repuestos.

**CORIM SRL:** Carlos Aguilar Liendo, Gerente de Operaciones; por su eficiencia en el despacho aduanero de los equipos y repuestos XYLEM importados para el piloto OLT.

**SNHN:** Capitán Luis Miguel Carrasco Nattes, y CN. DAEN. Vladimir Nery Riveros Magueño (luego DG UOB), Directores sucesivos del Servicio Nacional de Hidrografía Naval, por el apoyo logístico y oficializar la ubicación de la Boya HydroMet en los mapas lacustres.

**UOB (ex-PELT-Bolivia):** Capitán Vladimir N. Riveros Magueño, Director General de la Unidad Operativa Boliviana, por las excelentes interacciones sobre equipos, tecnologías, y consejos.

**ARMADA BOLIVIANA:** Almirante Juan Arnés Salvador, Comandante General, por confiar en nosotros, facilitar el apoyo del CIBA en las operaciones de anclaje y supervisar la Boya.

**CIBA:** Comandante Víctor Chávez, Cap. Corb. DEMN. Efran Meneses Ancalle, Comandantes sucesivos del Centro de Instrucción de Buceo en Altura, Armada Boliviana, en San Pedro de Tiquina, por coordinar las misiones de re-anclaje de la Boya HydroMet; los buceadores Alfrez Vladimir Bustencio, Rudy Coronel, Sargento Freddy Quispe, Sub-Oficial Mayta Lungo, Teniente Carvajal Klaus, Teniente Peter Fuertes, y las buceadoras, por el profesionalismo y la valentía frente a la escasa visibilidad y el frío durante las pesadas operaciones subacuáticas.

**Capitanía de Huatajata:** Capitán Luis Arnoldo Aguilar Rodríguez, por facilitarnos los tramites de navegación y registro de la lancha Inti, para las campañas de nuestros diferentes proyectos.

**SENAMHI-BO:** Miguel Ángel Ontiveros M., Luis Roberto Noriega Choque, Gualberto Carrasco Miranda, e Hugo Mamani Ticona, sucesivos Directores Generales Nacionales, por el soporte y la confianza en compartir datos; Jorge Ríos Alanes, Jefe de la Red Hidrometeorológica, y Carlos Chambi, Técnico, por la descarga de datos y revisión de nuestra estación en Huatajata; Hugo Cutile Copa, Director de Hidrología, por compartir información y datos; Cesar Altamirano Bustillos, Director de Planificación, por su aprecio de nuestra investigación.

**IMARPE:** Almirante Javier Alfonso Gaviola Tejada, Presidente Ejecutivo de Instituto del Mar de Perú, en Lima, por la confianza en nuestra cooperación científica; César Gamarra Peralta,

*Coordinador del Laboratorio Continental de IMARPE en Puno, por las inúmeras colaboraciones científicas a lo largo de los proyectos limnológicos y cinematográficos.*

**Proyecto de Vida, Casa de la Solidaridad:** *Federico Chipana, Coordinador, por compartir experiencias inolvidables con tan simpático grupo joven y campañas de limpieza, y compartir retos en educación ambiental.*

**IRD-Bolivia:** *Jacques Gardon, Marc Pouilly, sucesivos Representantes en Bolivia, por sus entusiastas apoyos institucionales, consejos y divulgación de nuestras investigaciones; Olivier Dangles, investigador ecólogo, Depto. ECOBIO, luego Director Adjunto de Ciencia encargado de la ciencia de la sostenibilidad, por las discusiones productivas sobre ciencias ecológicas, la inspiración hacia la comunicación y edición de libros; Stéphane Debard, Jefe de Proyecto en informática científica, por la colaboración tecnológica, los consejos hacia software libre, bases de datos 'open source', el diseño del GeoVisor mediante el proyecto Spirales, entre otros; Anne Lebourges-Dhaussy, Experta en acústica y ecología marina, por el apoyo tecnológico en nuestras campañas de evaluación de la biomasa de peces mediante hidroacústica; Natalie Rangel, Administradora, por el apoyo incondicional en los procedimientos y el balance financiero de nuestro piloto; Liliam Salvatierra, Responsable de las misiones y viajes, por resolver los tramites de nuestras campañas; Yuri Aramayo, informático, por siempre resolver nuestros problemas de programas y equipos; sin olvidar nuestros choferes Julio Cesar Salinas, Marcelo Claire, Abdul Castillo, y Sergio Chuquimia, Choferes, en que siempre se puede contar, y el ingenio de sus atajos para evitar El Alto.*

**IRD-Francia:** *Ludovic Mollier, del Service des Affaires Internationales; Perrine Guillon, Nadjah Benaïfa y Kevin Bonny, del Service Partenariats et Contrats de Recherche; Vincent Bousquet, del Service Contrats et Ressources Financières; Chafika Hemri Seffani y Laurent Dagneaux, de la Direction des Finances; Elise Bourgon-Schouvey, de la Direction des affaires juridiques; por su preciado apoyo y colaboración en la gestión administrativa y financiera del Piloto OLT, con la complicación de validar balances en ambos bolivianos, dólares (PNUD) y euros (IRD).*

**BOREA/MNHN:** *Sylvie Dufour, luego Tarik Meziane, nuestros Directores de Unidad, incondicionales en el apoyo de nuestros proyectos sobre el lago Titicaca; Hervé Rybarczyk, Ecólogo, Experto en el lenguaje R (su 2ª lengua), muy amigo apasionado por el Lago y la Cordillera, compartimos mucho en el Tunari con analizar series temporales para visualizar el cambio climático, lastimosamente se ha ido demasiado pronto; Cedric Hubas, Guillaume Dirberg, y Eric Goberville, algunos de mis otros colegas ecólogos acuáticos, a pesar de investigar distintos ecosistemas, siempre encontramos temas para colaborar.*

**IEES/CNRS:** *Gérard Lacroix, Ecólogo acuático funcional, Limnólogo, Ecología y Evolución de las Redes de Interacción, Instituto de Ecología y Ciencias Medioambientales de París, Centro Nacional de Investigación Científica de Francia, por haber descubierto nuestros intereses comunes en ecología funcional lacustre, topología de redes tróficas, llevamos décadas inspirándonos en la comparación de sistemas templados y tropicales poco profundos.*

**Laboratoire CARTEL, INRAE:** *Estación de Hidrobiología Lacustre de Thonon-les-bains, cuna histórica de la limnología de los lagos alpinos, a orilla del Lago Léman (Geneva) binacional entre Francia y Suiza, gestionado por la Comisión Internacional de Protección de las Aguas del Léman (CIPEL), el equivalente de la ALT. Desde 1997 Unidad Mixta de Investigación (UMR) del Instituto Nacional de Investigación Agronómica, Alimentaria y Medioambiental (INRAE) y*

la Universidad de Saboya Mont Blanc (USMB), donde, siendo inicialmente oceanógrafo, me capacité en limnología y en la técnica de medición de la producción primaria de fitoplancton con  $C^{14}$  que utilicé en el Lago Menor en 1979-1980; luego me fascinaron e inspiraron las estrategias y procedimientos del Observatorio de los Lagos (OLA) para desarrollar el observatorio OLT y su sistema de información que pone bases de datos abiertas a disposición de los usuarios acreditados; Bernard Montuelle, Jean Guillard, e Isabelle Domaizon, sus Directores sucesivos, Ecólogos e Ictiólogos, y Ghislaine Monnet, Jefe de la Plataforma Informática de Recogida de Datos y Bases de Datos del SOERE OLA; les agradezco por todas las experiencias compartidas, consejos y soporte para el OLT.

**Nuestros cooperadores locales:** Don Ramón Catari, mi más antiguo colega y amigo, con más de 40 años de colaboración como piloto en el lago, con una pericia medioambiental insuperable, capaz de ubicarse con precisión en un tiempo cuando no existía los GPS ni los celulares; su hermano Don Máximo Catari Cahuaya, e hijo Erik Catari Gutiérrez, en Huatajata, con su insustituible Lancha Inti, modificada para optimizar el muestreo y la navegación en aguas someras; sin la familia Catari, arquitectos reconocidos de balsas de totora, navegadores ancestrales, no hubiéramos podido estudiar el Lago Menor como el IRD con la UMSA lo han hecho; Oscar Limachi Mamani, Experto en conocimiento ancestral y turismo comunitario en la región de Quehuaya, Bahías de Cohana y Cumana, Islas de Suriqui y Pariti, por permitirnos ser pioneros en explorar los sitios más remotos y poco profundos de los ríos y canales de la cuenca baja del Catari y Sehuenca, entre los totorales, gracias a su bote 'peque peque'; Isaac Callizaya Limachi, en Isla Pariti, Arqueólogo del Museo Nacional de Etnografía y Folklore (MUSEF), por ayudarnos en conocer mejor la riqueza ancestral de esta región, mejor conservada del Lago Menor del Titicaca, y relacionarnos con las autoridades locales; sin olvidar Don Fermín Limachi, también famoso arquitecto de balsas de totora ancestrales, por apoyarnos en el lanzamiento de la Boya desde la playa de su terreno en Huatajata.

**Living Lakes:** Marion Hammerl, la Presidente del Global Nature Fund (GNF); Vladimr Arana, Investigador del Secrétariat International de l'Eau (SIE); por reconocer el valor y apoyar nuestras acciones e investigaciones hacia la protección del Lago Titicaca.

Tod@s l@s **periodistas y cineastas** que se interesaron por nuestro proyecto, nuestra implicación en la defensa del Lago Titicaca, nos entrevistaron y nos incluyeron en sus documentales. Gracias por compartir y comunicar sobre la importante problemática del Lago Titicaca. En particular, a Nelson Martínez Espinoza y Marco Zelaya, de la Asociación de Periodistas de La Paz. Manuel Seoane, fotoperiodista comisionado por Reuters y fotógrafo de National Geographic, por participar en su reportaje "La muerte del Titicaca: cómo agoniza uno de los lagos más hermosos del planeta". Malkya Tudela, periodista del PIEB, y Mario Rodríguez, periodista de RTP, por ser invitado en sus reportajes. La Comadre Mónica Medina de RTP por su pasión por el Lago y su apoyo a nuestro trabajo. Alfred de Montesquiou, reportero de Arte, por participar en su documental "Sudamérica, camino de los extremos - Los Andes". Fanny Lothaire, periodista y corresponsal de France 24 y France 2 Brasil, por participar en su documental "Bolivie : le lac Titicaca en eaux troubles". Alexandre Lacroix, filósofo, Director Editorial de Philosophie Magazine, por su entrevista en el Lago que resulto en el capítulo "En apparence, la majesté des lieux est intacte" de su libro "Au cœur de la nature blessée". Julia Blagny, documentalista independiente, por el honor de invitarme en participar en su premiado documental "La Sangre de Bolivia, Eau Secours – Des Andes à l'Amazonie". Gracias

*a Ustedes por dar a conocer mejor nuestro querido y amenazado Lago Titicaca con sus desafíos.*

*Tenemos un agradecimiento muy especial y profundo para las autoridades y comunarios de Quehuaya, Suriqui, Cohana, Puerto Pérez, Huatajata y Copacabana quienes nos recibieron con los brazos abiertos y nos propiciaron su respaldo. Sobre todo, estamos muy retribuidos por el cuidado y seguimiento que han dado a la boya para dejarla en perfecto estado a lo largo de estos 4 años. Gracias a ellos, especialmente al pescador Francisco Chiquipa Quispe, quien fue nuestros ojos durante la cuarentena de la pandemia de Covid, cuando las misiones al Lago estaban prohibidas. También a Saïgon Wara Wara quien ha dado la alerta en la red social cuando la boya derivó hacia Quehuaya, a Francisco Chiquipa Quispe quien me llamo para avisar, y a Oscar Limachi Mamani quien la remolco a salvo al lado de la isla flotante. Gracias hermanos, salvaron el equipo! No olvidaremos su solidaridad y compromiso. Tenemos un reconocimiento muy especial para la Comadre Adela Callisaya Illatarco, Guía Espiritual de Copacabana, por transmitirnos sus sabidurías sobre la Qutamama, la cosmovisión andina, y por realizar conmovedoras ceremonias ancestrales. Sin duda han contribuido a mantener la integridad de la boya y el éxito de nuestro proyecto piloto OLT.*

*Otro agradecimiento muy especial a Théo Curin, Malia Metella y Matthieu Witvoet, y su Asociación, por el honor de aportar mi experiencia del Lago Titicaca en su logística para el éxito de su 'Défi Titicaca', la travesía a nado de Copacabana a Puno (108 km) en noviembre 2021; entregar y recuperar su catamarán solar 'Pachamama' de sobrevivencia, y en retribución dejarlo al IRD y la UMSA para las misiones de investigación del 'Observatorio OLT'. Aparte de los fantásticos recuerdos de este gran logro humano, seguimos profundamente agradecidos por la confianza depositada en nosotros. Reconocimiento sincero para Marianne Cardon, la ingeniera quien diseño y construyó el catamarán que es una verdadera maravilla 'carbono cero', o sea totalmente autónomo y amigable con el ecosistema del Lago; no contamina en absoluto y esta siempre cargado para una nueva misión. Otro gran agradecimiento para Chris Rodrigo, el logístico, por la confianza y amistad; ambos conseguimos resolver los numerosos desafíos que se nos presentaron para contribuir al éxito de esta hazaña.*

*Y tod@s l@s que colaboraron y hubiéramos podido olvidar sin querer.... Con nuestro profundo reconocimiento. Jallalla, Jallalla Titikaka!*

## **Dedicatoria**

*Dedicamos este libro a los habitantes de las comunidades ribereñas del Lago Titicaca, que son los directos afectados por la contaminación y sufren un constante abandono por parte de las autoridades nacionales. Creemos que con los conocimientos incluidos aquí tendrán un panorama más preciso sobre el estado de su Lago, su funcionamiento y cual podría ser su futuro en función de las medidas de protección, conservación y restauración que se puedan adoptar, o no, por parte de los gestores y la población en general. Queremos expresarles nuestro compromiso incondicional a seguir trabajando e incentivando acciones para la protección de esta maravilla natural para que todavía pueda ser admirada, disfrutada y cuidada por las próximas generaciones.*

## Glosario

**Antropogénico:** Debido a las acciones de los humanos.

**Artificialización:** Más que una protección de las orillas por la erosión, corresponde a la acción de ganar terreno en el lago con un terraplén para reducir la pendiente con tierra y a veces con muros de contención. Por consecuencia, destruye el cordón litoral de macrófitas, en particular las totoras. Esta práctica es dañina porque elimina las áreas de desova, alimentación y refugio de los peces, así como la filtración de los nutrientes de escorrentías difusas provenientes de las actividades agrícolas durante las épocas de lluvias. Por consecuencia, favorece el crecimiento de las microalgas del fitoplancton.

**Autótrofo:** Organismo que elabora su propia materia orgánica a partir de sustancias inorgánicas (nutrientes) usando la energía de la radiación solar. La fotosíntesis que realizan las microalgas y las macrófitas acuáticas es el proceso central de la nutrición autótrofa.

**Béntico:** Caracteriza la zona del fondo con el sedimento, la interface agua-sedimento, y los sectores litorales.

**Biocenosis:** Comunidad, o conjunto de organismos poblando un ecosistema.

**Bioindicador:** Organismo vivo que se utiliza para determinar y evaluar el índice de contaminación de un lugar, especialmente de un cuerpo de agua.

**Biomasa:** Cantidad de materia viva.

**Bioturbación:** Mecanismo de mezcla y re-suspensión del sedimento por la actividad de los organismos bénticos. Los animales detritívoros (que consumen detritus y materia orgánica) como los macro-invertebrados, los peces, y las aves acuáticas (en particular, los patos), cuando numerosos, por alimentarse provocan la bioturbación.

**Bloom:** Floración, o sea crecimiento desmedido de algas o microalgas. Generalmente predomina solo una especie y puede alcanzar concentraciones de clorofila-*a*  $\geq 100 \mu\text{g/L}$ .

**Cianobacterias:** Filo de bacterias que contiene únicamente la clase Cyanophyceae. Son organismos procariotas fotosintéticos que se denominaban incorrectamente "algas verde-azuladas". Algunas son capaces de usar el nitrógeno atmosférico para desarrollarse. Otras liberan toxinas. Predominan frecuentemente en los blooms. Son particularmente dañinas en los ecosistemas acuáticos porque generan anoxia (o anaerobia, o sea reducción extrema en oxígeno disuelto), lo que provoca mortandades masivas de peces, ranas y aves acuáticos.

**Cladóceros:** Pequeños crustáceos herbívoros filtradores. Pertenecen al zooplancton. Son provistos de un caparazón bivalvo que deja libre la cabeza y el extremo del abdomen. Los más conocidos son las *Daphnia* cuyo tamaño puede atingir 2 mm en tamaño. Siendo muy visibles solo proliferan en ausencia de peces. Son muy eficientes en filtrar las floraciones de microalgas. Por lo que son capaces de restaurar un lago eutrófico.

**Copepodito:** Segunda fase larval (la primera se llama nauplii) de los copépodos.

**Copépodo:** Clase de crustáceos de pequeño tamaño, muy cosmopolita en ecosistemas de agua dulce y el océano. Se distingue los ciclopoídos que son carnívoros u omnívoros, de los calanoídos que son herbívoros filtradores.

**Desnitrificación:** Proceso metabólico bacteriano que usa el nitrato como receptor terminal de electrones en condiciones anaerobias (ausencia de oxígeno disuelto).

**Distrofia:** Califica un medio en crisis (ruptura) de funcionamiento (bloqueo de la mineralización) generalmente debido a un exceso de materia orgánica (MO).

**Ecosistema:** En ecología, una comunidad de seres vivos que interactúan con su entorno. Los componentes del ecosistema desarrollan una densa red de dependencias e intercambios de energía, información y materia que permiten mantener y desarrollar la vida.

**Endemismo:** Fenómeno de diferenciación de taxones (grupo de organismos emparentados) propios a un área biogeográfica donde están estrictamente confinados. La mayor parte de las plantas y animales que coexisten en el Altiplano, así como en el Lago Titicaca, son endémicos de esta área, debido a la barrera natural de los Andes.

**Estequiometría:** Ciencia que mide las proporciones cuantitativas o relaciones de masa de los elementos químicos que están implicados. En general, se considera la razón entre carbono, nitrógeno y fósforo, indicada como C:N:P.

**Eutrófico:** Se dice de un cuerpo de agua, que es rico en nutrientes (N, P) con una alta producción primaria (o sea por parte de las algas y plantas). Por tanto, presenta un exceso de crecimiento de microalgas, lo que ocasiona una disminución del contenido de oxígeno disuelto, al detrimento de los organismos animales acuáticos.

**Eutrofización:** Fenómeno natural de aumento gradual de las concentraciones de nutrientes, en particular, fósforo y nitrógeno, en un ecosistema lacustre envejecido. Cuando este fenómeno es acelerado y amplificado por los efectos de las actividades humanas, o sea la introducción de aguas residuales, detergentes, fertilizantes y otras fuentes de nutrientes, se llama 'eutrofización cultural'.

**Fitoplancton:** Microalgas que viven flotando en la columna de agua, y cuya capacidad natatoria no logra nunca superar la inercia de las corrientes. Son organismos autótrofos que crecen realizando la fotosíntesis.

**Floración:** Aumento rápido de la concentración de una (generalmente) o pocas especies de microalgas (bacterias, cianobacterias) del fitoplancton, en un sistema acuático sometido a grandes descargas de nutrientes y materia orgánica. Corresponde a concentraciones de clorofila-*a*  $\geq 20 \mu\text{g/L}$ . Representa la fase preliminar de un Bloom.

**Hipertrófico:** Se dice de un lago con concentraciones de clorofila-*a*  $\geq 100 \mu\text{g/L}$ .

**Hotspot:** Término que originalmente se refiere a un punto de acceso inalámbrico a Internet (o sea un terminal wifi). Por extensión, en ecología, representa un punto crítico, una zona biogeográfica, terrestre o marina, con una gran riqueza de biodiversidad y particularmente amenazada por las actividades humanas. Aquí, lo utilizamos para indicar una zona con una alta concentración de clorofila-*a*, es decir, una biomasa de fitoplancton en floración.

**Macrófitas acuáticas:** Representan las plantas de gran tamaño (visibles a simple vista), como las algas filamentosas en aglomeración, las *Chara* sumergidas, *Totora* emergentes, *Lemna* flotantes, musgos, entre otros.

**Mesotrófico:** Un medio que tiene un estatuto trófico intermediario entre oligo- y eutrófico.

**Mineralización:** La mineralización de la materia orgánica es el proceso donde la materia orgánica es degradada por los microorganismos y se transforma en CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O y compuestos minerales básicos, como los nutrientes (N, P).

**Mixótrofo:** Organismos que obtienen energía metabólica tanto por fotosíntesis como por consumo de organismos vivos. Como por ej. las bacterias y ciertas microalgas que pueden

utilizar la luz solar como fuente de energía, o tomarla de compuestos orgánicos o inorgánicos. Esta capacidad se llama la mixotrofia.

**Monomíctico:** Se dice de lagos que son relativamente profundos, no se congelan durante el invierno, y en donde solamente ocurre un ciclo de estratificación y mezcla durante el año. Por causa del aumento de la temperatura del aire, la capa superficial se calienta más que la capa más profunda de la columna de agua. Al mismo tiempo, se vuelve más liviana (menos densa) creando un gradiente vertical de varios grados ( $^{\circ}\text{C}$ ) en pocos metros, llamado termoclina. Esta estratificación impide los intercambios de energía, nutrientes, así como de organismos del plancton. Al contrario, los lagos poco profundos (o sea someros) bajo los efectos del viento, son polimícticos. Están permanentemente mezclados. La temperatura entre la superficie y el fondo es homogénea (o sea constante, sin gradiente vertical). Así el profundo Lago Mayor del Titicaca es monomíctico, en cuanto que el somero Lago Menor (en gran parte somero  $\leq 5$  m, en particular en el sector boliviano) es polimíctico.

**Nivel trófico:** Es la posición de un organismo dentro de la cadena alimentaria. Los niveles tróficos se basan en la clasificación de los organismos en función del origen de la materia (u organismos) que consumen.

**Nutrientes:** Elementos nutritivos ('nutrients', en inglés: nitrógeno, fosforo, sílice) para la fotosíntesis de las plantas, macrófitas y el fitoplancton.

**Oligotrófico:** Se dice de un lago pobre en nutrientes (N, P), con baja producción biológica.

**Omnivoría:** Se refiere a animales que consumen a diferentes niveles tróficos.

**Paradigma:** Teoría o conjunto de teorías cuyo núcleo central es aceptado que suministra la base y los modelos para resolver problemas y avanzar en el conocimiento.

**Pastoreo:** Consumo por filtración de partículas orgánicas vivas (bacterias, microalgas del fitoplancton) o muertas (detritus), por el zooplancton y los peces herbívoros.

**Pelágico:** Califica la zona de aguas abiertas de un lago, alejada del litoral y del fondo.

**Perifiton:** Comunidad microbiana englobada en una matriz polisacárida, la cual puede desarrollarse en la superficie de sustratos, como por ejemplo plantas acuáticas (macrófitas), piedras, sedimento. Esta comunidad se encuentra compuesta principalmente por microalgas y bacterias. Aquí es asociado al tallo de las Totoras.

**Plancton:** Conjunto de organismos pelágicos o litorales con una movilidad limitada, flotando en las corrientes. Se divide en clases de tamaño: picoplancton o bacterioplancton ( $\leq 2 \mu\text{m}$ ); nanoplancton (protozoarios, fitoplancton entre 2 y  $50 \mu\text{m}$ ); microplancton (fitoplancton y zooplancton de 20 a  $200 \mu\text{m}$ ); mesoplancton (de 0,2 a  $5 \mu\text{m}$ ); macroplancton (zooplancton  $\geq 5$  mm).

**Polimíctico:** Ver su opuesto **monomíctico**.

**Producción primaria:** Cantidad de materia orgánica sintetizada por los organismos vegetales vía la fotosíntesis.

**Productividad:** Eficiencia de producción por unidad de biomasa (razón P/B).

**Proxy:** Término inglés utilizado en informática para caracterizar un programa que sirve de intermediario para acceder al Internet. Por extensión, aquí se trata de aproximar la biomasa del fitoplancton en función de la concentración de clorofila-*a*, el principal pigmento fotosintético de las algas.

**PTAR:** Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

**Quimiótrofo:** Califica los organismos que adquieren su energía a partir de sustratos minerales. Este proceso se llama Quimiosíntesis.

**Rotíferos:** Organismos filtradores más pequeños del zooplancton, generalmente  $\leq 1$  mm.

**'Time-lapse':** Término inglés por lapso de tiempo, o sea una secuencia de imágenes en el tiempo. Por ej., animar en un archivo .gif una serie de imágenes satelitales Sentinel-2 a una frecuencia de intervalo de 5 días (corresponde a su paso encima del Lago Titicaca) constituye un 'time-lapse'. Permite visualizar la distribución espacial de la concentración superficial en clorofila-*a*, así como el desplazamiento de los 'hotspots' de las altas concentraciones a lo largo del tiempo.

**Trófico:** Califica las relaciones alimenticias entre los organismos de una biocenosis. Constituye una red trófica.

**Unidad de fluorescencia relativa (RFU):** Medida de intensidad de la fluorescencia, en este caso en particular, el equipo sonda EXO2 arroja los datos de clorofila-*a* (Cl-*a*), ficocianina (BGE) y materia orgánica disuelta (fDOM) en unidades de RFU. Estos valores se pueden convertir en concentraciones reales, para la clorofila-*a* (1 RFU =  $\sim 4,5$   $\mu\text{g/L}$ ) y la ficocianina (1 RFU = 1  $\mu\text{g/L}$ ).

**Zona afótica:** Califica la zona profunda oscura (por debajo de la zona eufótica) que no recibe suficiente luz solar (< 1% de la radiación sub-superficial) para que las microalgas realicen la fotosíntesis.

**Zona eufótica:** Caracteriza la capa superficial iluminada de los lagos hasta la profundidad donde recibe por lo menos 1% de la energía solar incidente sub-superficial. En esta zona, las microalgas del fitoplancton realizan la mayor parte de la fotosíntesis.

# El equipo del Observatorio OLT

IRD – Institut de Recherche pour le Développement, BOREA - Biologie des Organismes et des Ecosystèmes Aquatiques, MNHN-CNRS-SU-IRD, 61 rue Buffon, 75231 Paris, Francia



**Coordinador: Dr. Xavier Lazzaro**, PhD, investigador, ecología trófica lacustre, limnología, [xavier.lazzaro@ird.fr](mailto:xavier.lazzaro@ird.fr)

UMSA – Universidad Mayor de San Andrés, IE – Instituto de Ecología  
Campus Universitario, Calle 27 s/n, Cota Cota, La Paz, Bolivia



**Lic. Viviana Edith Cruz Hernández**, investigadora asociada, fitoplancton, físico-química, [vchrz11@gmail.com](mailto:vchrz11@gmail.com)



**Lic. William Gustavo Lanza Aguilar**, investigador asociado, perifiton, análisis multivariadas, [wilanz66@gmail.com](mailto:wilanz66@gmail.com)



**Lic. Ana Julia Flores Chambi**, investigadora asociada, zooplancton, [anaflores94@hotmail.com](mailto:anaflores94@hotmail.com)

UMSA – Universidad Mayor de San Andrés, IIGEO – Instituto de Investigaciones Geográficas – Campus Universitario, Calle 27 s/n, Cota Cota, La Paz, Bolivia



**Coordinador adjunto: Ing. Javier Nuñez Villalba**, docente investigador, GeoVisor, SIG, teledetección satelital, [jnunezvillalba@gmail.com](mailto:jnunezvillalba@gmail.com)



**Ing.ª Marcela Andrea Ormachea Rojas**, investigadora asociada, geografía, web master, comunicación, [andremar985@gmail.com](mailto:andremar985@gmail.com)



**Ing. Javier Alberto Maldonado Alfaro**, investigador asociado, biología, geografía, teledetección satelital, [javier.maldonado.alfaro@gmail.com](mailto:javier.maldonado.alfaro@gmail.com)

## Cooperadores locales, en el Lago Menor del Titicaca



**Don Máximo Catari Cahuaya**, Puerto Hostal Inti Karka, emprendedor, propietario y piloto de la Lancha Inti, constructor de lanchas y balsas de totora, Co-fundador del Museo Titi de la navegación ancestral, Q8Q5+2XH, Ruta Nacional 2 ,Huatajata, +591 732 00 870



**Erik Catari Gutiérrez**, Investigador Aymara de las culturas precolombinas, piloto de la Lancha Inti, emprendedor, Fundador del Museo Titi de la navegación ancestral, Q8Q5+2XH, Ruta Nacional 2 ,Huatajata, [erikcatarig@gmail.com](mailto:erikcatarig@gmail.com)



**Oscar Limachi Mamani**, Guía local Aymara de turismo de las culturas precolombinas, Bahía Cohana y Comunidad Quehuaya, +591 623 28 005

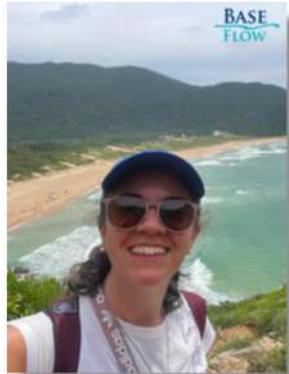


**L. Isaac Callizaya Limachi**, Investigador Aymara de las culturas precolombinas, guía local de turismo de las Islas y Misterios del Wiñay Marka, Ayudante de Bodega en el MUSEF – Restauración y Conservación, Comunidad Isla Pariti, [islapariti21@gmail.com](mailto:islapariti21@gmail.com)

**Soporte técnico de los equipos científicos por las empresas proveedoras XYLEM Inc. y BASE FLOW LLC (boya HydroMet, sondas multiparamétricas, estación meteorológica, transmisión remota...)**



**Pierre Sterling**, MS Earth Sciences con especialidad en Oceanografía e Hidrología, AS en Oceanographic Technology. Director de ventas de XYLEM Inc. para América Central y del Sur; nuestro valioso e incondicional apoyo técnico durante los 4 años del piloto; Florianópolis, Brasil, [pierre.sterling@xylem.com](mailto:pierre.sterling@xylem.com)



**Cynthia Marrot**, Bioquímica, Master of Science in Quality Assurance, Gerente de BASE FLOW LLC, Proveedora de los equipos XYLEM Inc.; nos suministró todos los equipamientos y repuestos del piloto; Miami, USA, [sales@baseflow.net](mailto:sales@baseflow.net)

# Capítulo I – Conocimientos previos

*Xavier Lazzaro*

Para aprovechar al máximo este capítulo, se recomienda al lector contar con un adecuado conocimiento del Altiplano, el Lago Titicaca y su cuenca, una buena capacitación en ecología acuática y limnología, en combinación con cierta experiencia en colectas y mediciones *in situ*. Si no fuera el caso, como buena base en cultura general sobre el funcionamiento ecológico y biogeoquímico de los ecosistemas lacustres, sugerimos algunos excelentes manuales, como: la referencia en limnología (Wetzel 2001); el libro inspirador de Scheffer (1998) dedicado a la ecología de los lagos poco profundos; el análisis de Jacobsen & Dangles (2017) sobre la ecología distintiva de los sistemas acuáticos de gran altitud; un libro de referencia sobre el control de la eutrofización en lagos (Ryding & Rast 1989); el estado del arte sobre la eutrofización en la poco profunda bahía de Puno (Northcote *et al.* 1991); la biblia de los conocimientos multidisciplinarios históricos sobre el Lago Titicaca (Dejoux & Ittis 1992), con una actualización (Pouilly *et al.* 2014); una percepción de los efectos del cambio climático sobre el funcionamiento ecológico del Lago Titicaca mediante la teledetección satelital (Nuñez 2018); el funcionamiento ecológico y los escenarios futuros comparativos entre las bahías de Puno y de Cohana (Bouhassoun *et al.* 2018); un levantamiento de los impactos de la piscicultura de trucha en jaulas flotantes sobre la eutrofización (Salas Pludo & Nuñez-Villaba 2019, Ocola Salazar *et al.* 2020); un inventario de las fuentes contaminantes en la cuenca del Lago Titicaca (Ocola Salazar *et al.* 2022); y las consecuencias del deterioro del Lago Titicaca sobre el ascenso de desigualdades socio-ecológicas en la cuenca Katari (Revilla H. 2021). Asimismo, el Capítulo 4 presenta una síntesis de los paradigmas ecológicos más actualizados sobre lagos poco profundos y unas propuestas para anticipar y controlar las floraciones de microalgas en el Lago Menor.

## 1. Características únicas del Lago Titicaca – Énfasis en el Lago Menor

Con una superficie de 8 562 km<sup>2</sup> (190 km x 80 km) y un volumen de 893 km<sup>3</sup>, el Lago Titicaca es el lago de agua dulce más grande del continente Sudamericano. En contraparte, la Lagoa dos Patos, la laguna de agua salobre más grande de este continente (10 140 km<sup>2</sup>), se extiende en el litoral Atlántico del Estado de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, en el Sur del Brasil.

**Tabla 1-1** – Repartición de los Grandes Lagos en el mundo. Fuente: Herdendorf (1982).

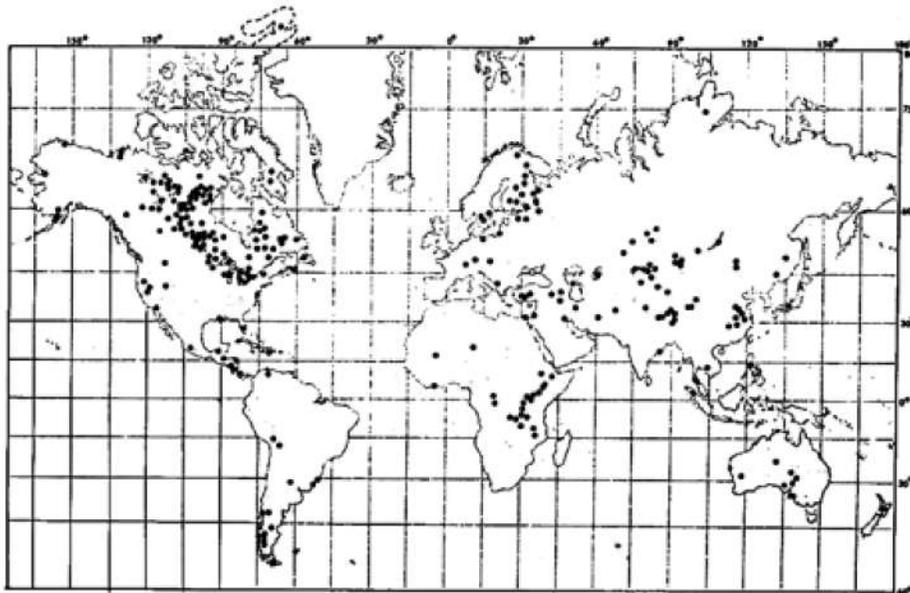
Continente	Número de países	Número de lagos	Área total de los lagos	% de superficie lacustre mundial
África	18	23	205.670	14,12
Asia	15	61	633.015	43,47
Europa	13	25	60.481	4,15
Norte América	8	122	487.614	33,49
Oceanía	2	8	23.539	1,62
América del Sur	8	14	45.830	3,15
<b>TOTAL</b>	<b>64</b>	<b>253</b>	<b>1.456.149</b>	<b>100,00</b>

El Lago Titicaca es uno de los Grandes Lagos. Son considerados como Grandes Lagos los 253 lagos naturales de superficie  $\geq 500 \text{ km}^2$  (Herdendorf 1982) (Fig. 1-1, Tabla 1-1). Representan en torno de 90% de la superficie y volumen total contenido en todos los lagos del mundo. Se encuentran ampliamente distribuidos en todos los continentes, con el 48% en América del Norte. El Lago Titicaca es el lago navegable más alto del mundo, y uno (3.809 m s.n.m.) de los más altos Grandes Lagos. Solo existen 10 Grandes Lagos más altos, sin embargo son mucho más pequeños en tamaño (Tabla 1-2), en mayoría localizados en el Tíbet (China).

**Tabla 1-2** – Los diez Grandes Lagos más altos que el Lago Titicaca. Fuente: Herdendorf (1982).

Lago	País	Superficie (km <sup>2</sup> )	Altitud (m)	Lago	País	Superficie (km <sup>2</sup> )	Altitud (m)
Pomo	Tíbet	880	4 936	Ziling	Tíbet	1 860	4 495
Tangra	Tíbet	1 400	4 724	Yamdruk	Tíbet	800	4 374
Kyaring	Tíbet	670	4 708	Ngoring	Tsinghay	650	4 270
Terinam	Tíbet	810	4 684	Oling	Tsinghay	570	4 270
Nam	Tíbet	2 500	4 627	Pangong	Tíbet	600	4 248

Entre los Grandes Lagos, el Lago Titicaca ocupa el puesto n<sup>o</sup> 23 (Fig. 1-2). Es uno de los 20 Grandes Lagos más antiguos. Como se lo conoce actualmente solo tiene 9.000 años. Resulta de una sucesión de lagos ancestrales: el Lago Mataró con 55.000 a 51.000 años AP, el Lago Cabana con 50.000 años AP, el Lago Balivian con 40.000 años AP, el Lago Michín con 30.000 a 20.000 AP, y el Lago Tauca con 14.000 a 10.000 AP (Fig. 1-3).



**Figura 1-1** – Distribución global de los 253 Grandes Lagos. Fuente: Herdendorf (1982).

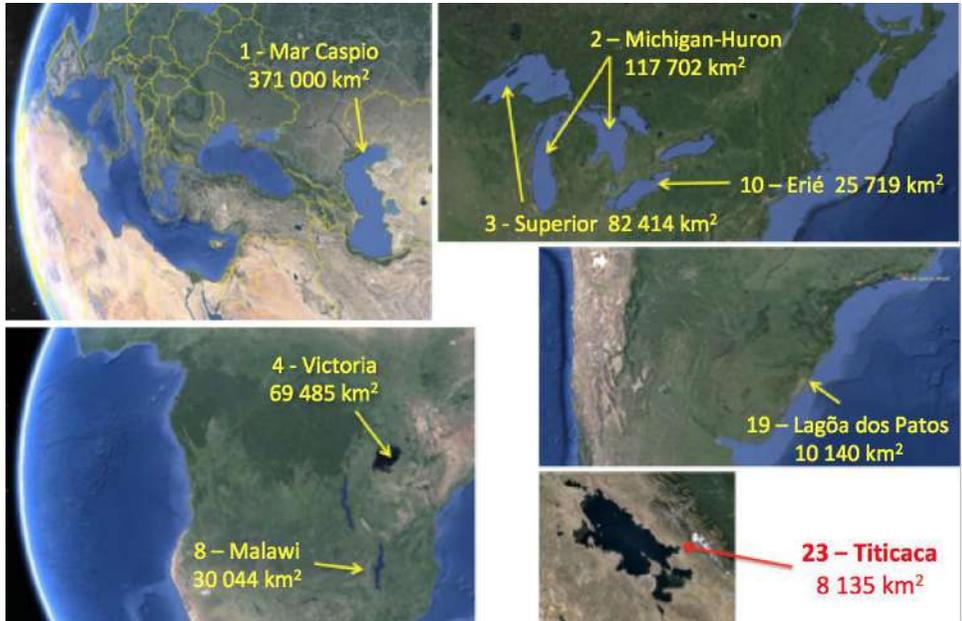


Figura 1-2 – Puesto del Lago Titicaca entre los 253 Grandes Lagos, en función de la superficie de su espejo de agua. Fuente: X. Lazzaro, elaboración propia.

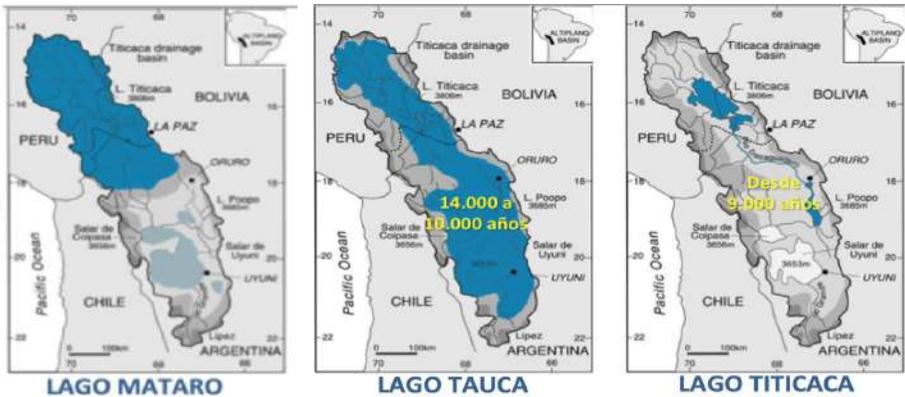
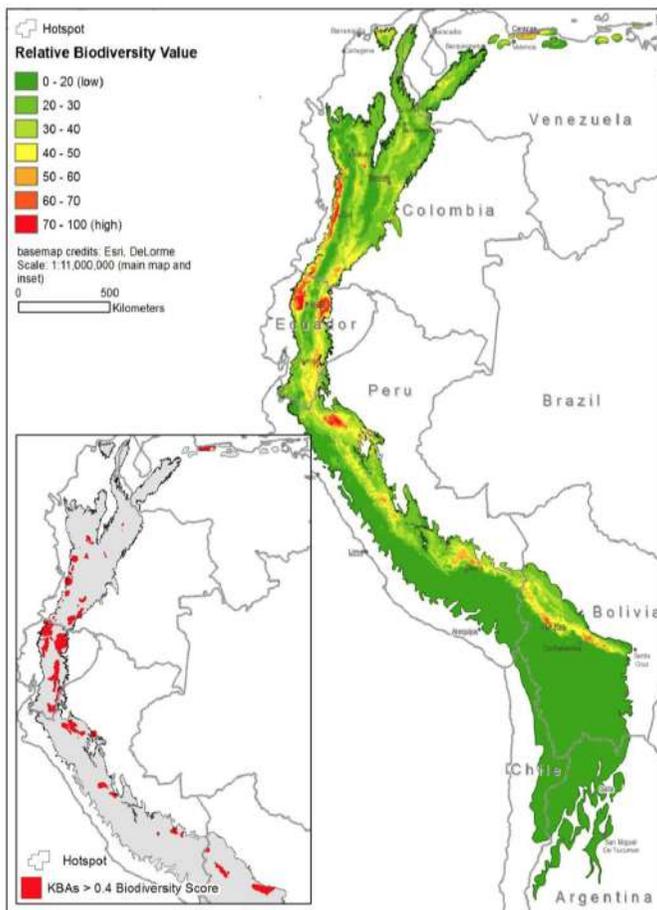


Figura 1-3 – Extensión comparativa de los lagos Mataró, Tauca y Titicaca. Fuente: Ricardo Céspedes, Director del Museo de Historia Natural Alcide d’Orbigny, Cochabamba.



**Figura 1-4** – ‘Hotspot’ de los Andes tropicales: valor relativo de biodiversidad. Fuente: Zador et al. (2015).

**Tabla 1-3** - Diversidad de especies, endemismo y estado de amenaza global en el Hotspot de los Andes tropicales. Fuente: Zador et al. (2015).

Grupo taxonómico	Especies	Especies endémicas	% Endemismo
Plantas	~30.000	~15.000	50,0
Peces	380	131	34,5
Anfibios	981	673	68,6
Reptiles	610	275	45,1
Aves	1.724	579	33,6
Mamíferos	570	75	13,2
<b>Total</b>	<b>~34.265</b>	<b>~16.733</b>	<b>~48,8</b>

El Lago Titicaca, su cuenca hidrográfica y el Altiplano pertenecen al ‘Hotspot’ de biodiversidad y endemismo de los Andes Tropicales, el cual comprende la Cordillera de los Andes de Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, y Bolivia. Abarca 158,3 millones de hectáreas. Es

uno de los 35 hotspots de biodiversidad mundial, definidos como aquellas regiones que tienen al menos 1.500 especies de plantas endémicas y que han perdido más del 70% de su hábitat natural. Estos 35 hotspots cubren sólo el 2,3% de la superficie de la Tierra, pero contienen un número desproporcionadamente alto de especies, muchas de las cuales están amenazadas de extinción. Dada su importancia estratégica, los hotspots son prioridades mundiales de conservación (Zador *et al.* 2015; Fig. 1-4).

Se identifica 814 especies globalmente amenazadas para los Andes Tropicales (Tabla 1-4). Este es el número más alto de todos los Hotspots. Sin embargo, es una subestimación del número real debido a las limitaciones de datos. 1.313 especies se encuentran en áreas de distribución tan pequeñas que son muy susceptibles a una rápida disminución de la población.

**Tabla 1-4** - Resumen de las especies amenazadas y del área de distribución restringida en el “Hotspot” de los Andes Tropicales. Fuente: Zador *et al.* (2015).

Grupo taxonómico	En peligro crítico	En peligro	Vulnerable	Total	Área de distribución restringida
Plantas*	0	0	0	0	324
Peces*	2	0	5	7	--
Anfibios	133	207	163	503	567
Reptiles*	2	5	12	19	38
Aves	18	75	110	203	257
Mamíferos	10	18	54	82	127
<b>Total</b>	<b>165</b>	<b>305</b>	<b>344</b>	<b>814</b>	<b>1.313</b>
<b>%</b>	<b>20</b>	<b>37</b>	<b>42</b>	<b>100</b>	<b>--</b>

\* La UICN aún no ha evaluado de forma exhaustiva los peces, reptiles o plantas de la zona tropical andina.

El Hotspot de los Andes Tropicales es el hotspot más diverso y con mayor endemismo del mundo (~48,8 %; Tabla 1-3). Contiene ~1/6 de toda la vida vegetal del mundo, incluidas 30.000 especies de plantas vasculares, lo que le convierte en el principal hotspot de diversidad vegetal. Posee la mayor variedad de especies de anfibios, aves y mamíferos, y ocupa el segundo lugar después de la Mesoamérica en cuanto a diversidad de reptiles (Zador *et al.* 2015).

## 2. Eutrofización: origen, síntomas y consecuencias

La eutrofización es el aumento gradual de las concentraciones de fósforo (P) y nitrógeno (N) en un ecosistema acuático envejecido, como un lago. La productividad o fertilidad de un lago de este tipo aumenta de forma natural a medida que aumenta la cantidad de materia orgánica que puede descomponerse en nutrientes, mediante la acción mineralizadora de las bacterias. Este material entra en el ecosistema principalmente por la escorrentía de la tierra que arrastra restos y productos de la reproducción y muerte de los organismos terrestres y también acuáticos. Las floraciones de agua, o elevadas concentraciones de algas y microalgas, suelen desarrollarse en la superficie, impidiendo la penetración de la luz y la absorción de oxígeno necesarias para la vida subacuática. Las aguas eutróficas suelen ser turbias y pueden albergar menos animales grandes, como peces y aves, que las aguas no eutróficas.

La eutrofización cultural se produce cuando la contaminación humana del agua acelera el proceso de envejecimiento natural al introducir en el ecosistema aguas residuales,

detergentes, fertilizantes y otras fuentes de nutrientes. La eutrofización cultural tiene consecuencias dramáticas sobre los recursos, la pesca y los cuerpos de agua recreativos (turismo). Es una de las principales causas de degradación de los ecosistemas acuáticos.

Una limitante es que el nivel de eutrofización de un lago no es visible a simple vista. Únicamente llega a ser notorio cuando surgen las floraciones o “blooms” en una fase final. Como este fenómeno se desarrolla de forma gradual e invisible, sorprende a todos cuando ya es demasiado tarde para revertirlo. Por ende, es indispensable un monitoreo permanente y frecuente, automático o no, con mediciones y muestreos adecuados. Esto es lo que faltó durante la temporada de lluvias de 2015 para anticiparse a la floración que invadió las regiones Norte y Central del Lago Menor y provocó mortalidades masivas de organismos acuáticos.

La eutrofización es generalmente considerada como indeseable porque sus efectos perjudican de manera significativa el funcionamiento ecológico y biogeoquímico de un lago, así como interfieren en los usos de los recursos hídricos y biológicos, tal el suministro de agua potable, la irrigación, los usos recreativos, el turismo, la pesca, la piscicultura, entre otros. La eutrofización es un fenómeno natural de enriquecimiento de las aguas y de obstrucción progresiva de los cuerpos de agua que demora miles de años, debido al depósito de los organismos muertos y de la materia de agua, así como de los aportes en sedimento por la cuenca. El crecimiento demográfico, el aumento de las actividades humanas, la urbanización, la industrialización, aceleran este proceso en apenas algunas décadas, como se ha visto para el impacto de la cuenca Katari en el litoral boliviano del Lago Menor en menos de cuatro décadas.

**Tabla 1-5** – Valores límite de la OCDE para el sistema de clasificación trófica abierto (valores promedios anuales)\*. Fuente: modificado de la OCDE (1982).

Parámetro		Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hiper-eutrófico
Fósforo total (µg P/L)	x	8,0	26,7	84,4	
	x ± 1 SD	4,85-13,3	14,5-49	48-189	
	Rango	3,0-17,7	10,9-95,6	16,2-386	750-1200
	n	21	19 (21)	71 (72)	2
Nitrógeno total (µg N/L)	x	661	753	1875	
	x ± 1 SD	371-1180	485-1170	861-4081	
	Rango	307-1630	361-1387	393-6100	
	n	11	8	37 (38)	
Clorofila-a (µg/L)	x	1,7	4,7	14,3	
	x ± 1 SD	0,8-3,4	3,0-7,4	6,7-31	
	Rango	0,3-4,5	3,0-11	2,7-78	100-150
	n	22	16 (17)	70 (72)	2
Clorofila-a valor máximo (µg/L)	x	4,2	16,1	42,6	
	x ± 1 SD	2,6-7,6	8,9-29	16,9-107	
	Rango	1,3-10,6	4,9-49,5	9,5-275	
	n	16	12	46	
Disco de Secchi (m)	x	9,9	4,2	2,45	
	x ± 1 SD	5,9-16,5	2,4-7,4	1,5-4,0	
	Rango	5,4-28,3	1,5-8,1	0,8-7,0	0,4-0,5
	n	13	20	70 (72)	

\*Los promedios geométricos (tras ser transformadas a  $\log_{10}$ ) se calcularon después de eliminar los valores mayores o menores a 2 x la desviación estándar obtenida en el primer cálculo; donde  $x$  = Promedio geométrico; SD = Desviación estándar;  $y$  ( ) = Número de variables (n).

La eutrofización se materializa por el aumento de la concentración en la clorofila-*a* (Cl-*a*, el principal pigmento fotosintético de las plantas) que sirve de 'proxy' (bioindicador) para caracterizar el estado trófico de los lagos, desde oligotrófico (baja productividad), mesotrófico (moderada), eutrófico (alta) hacia hipertrófico (muy alta) (Thienemann, 1918; Naumann, 1919). Estos términos indican el estatuto en nutrientes, o describen los efectos de los nutrientes sobre la calidad del agua y/o las condiciones tróficas del cuerpo de agua. Así que estos términos han sido relacionados a valores límite específicos para ciertos parámetros de calidad de agua. Como ejemplo, el programa de cooperación internacional para el control de las aguas interiores de la OECD (1982), la Organization for Economic Co-operation and Development, proporciona valores límites específicos para el fósforo total (TP), el nitrógeno total (TN), la clorofila-*a* (Cl-*a*) y la profundidad de desaparición del disco de Secchi ( $Z_s$ ) (Tablas 1-5, 1-6).

En la floración ('Bloom'), visible, una o pocas especies proliferan en masas compactas. Puede aumentar la concentración de ficocianina, pigmento fotosintético específico de las cianobacterias, procariontes dañinas. Pueden proliferar en una película superficial por ej. con carencia de nitrógeno, columnas de agua estables, más calientes, e intensa radiación solar. Otras micro-algas sufren de foto-inhibición (exceso de radiación visible y ultravioleta), por lo tanto, migran al fondo. Algunas cianobacterias pueden producir toxinas (nunca documentado en el Lago Menor). En fase de senescencia la más peligrosa, se degrada la materia orgánica y se reduce la concentración en oxígeno disuelto (OD), hasta la anoxia (su ausencia), y a veces la producción de sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ , con olor a huevos podridos), potente neurotóxico capaz de matar masivamente peces, ranas y aves acuáticas. Ocurrió en abril 2015, al final del primer Bloom documentado en las regiones Norte y Central del Lago Menor (Achá *et al.* 2018).

**Tabla 1-6** – Valores límite para el sistema fijo de clasificación trófica (modificado de OCDE 1982).

Categoría trófica	PT	Promedio Cl- <i>a</i>	Máximo Cl- <i>a</i>	Promedio Secchi	Mínimo Secchi
Ultra-oligotrófico	< 4,0	< 1,0	< 2,5	> 12,0	> 6,0
Oligotrófico	< 10,0	< 2,5	< 8,0	> 6,0	> 3,0
Mesotrófico	10-35	2,5-8,0	8-25	6-3	3-1,5
Eutrófico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Híper-eutrófico	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

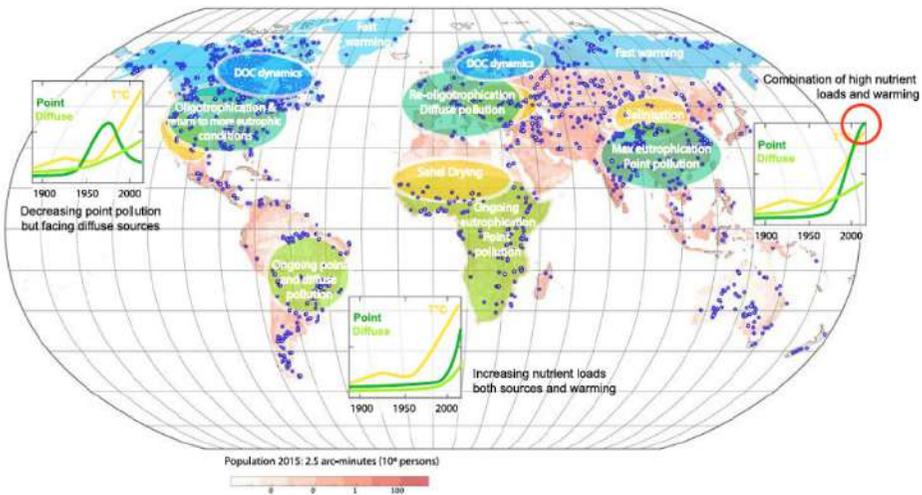
Explicación de los términos: PT = Concentración anual promedio de fósforo total ( $\mu g P/L$ ); Promedio Cl-*a* = Concentración anual promedio de clorofila-*a* ( $\mu g Cl-a/L$ ); Máximo Cl-*a* = Concentración anual máxima de la clorofila-*a* ( $\mu g Cl-a/L$ ); Promedio Secchi = Profundidad anual promedio de la profundidad del disco de Secchi (m); Máximo Secchi = Profundidad anual máxima del disco de Secchi (m).

Las características de los lagos oligotróficos y eutróficos son bastante similares en las regiones templadas y (sub)tropicales. Las diferencias son en la magnitud y/o cronología de los parámetros, idénticos (Thornton 1987; Tabla 1-7). Para saber más, ver Ryding & Rast (1989).

**Tabla 1-7** – Comparación de los valores límite en lagos templados y lagos tropicales para varios indicadores de estado trófico: Fuente: modificado de Thornton (1985, 1987). \* Referencias citadas en Thornton (1987).

Indicador trófico	Valores límites promedios entre condiciones mesotróficas y eutróficas		
	Lagos templados	Lagos tropicales	Referencias
Producción primaria promedio (gC/m <sup>2</sup> .día)	1,0	2-3	Robarts (1982)
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	10-15	10-15	Walmsey & Butty (1980)*
Fósforo total (µg P/L)	30	50-60	Thornton & Nduku (1982)*
Nitrógeno total (µg N/L)	50-100	20-100	Wood (1975)*
Limitación de nutriente frecuente por	Fósforo	Nitrógeno	Toerien et al. (1975)*
Tipos de micro-algas dominantes	Diatomeas	Cianobacterias	Thornton (1985)
Eficiencia fotosintética	< 1%	> 2-3 %	Wetzel (1975)*

### 3. Impactos del cambio climático y de las actividades humanas sobre la eutrofización



**Figura 1-5** - Los factores de estrés en los Grandes Lagos están representados como contaminación puntual y difusa por nutrientes, y por el forzamiento climático. Estos difieren según los contextos regionales, siendo contrastado para China oriental, Europa y América del Norte, y el hemisferio sur. Distribución mundial de los Grandes Lagos  $\geq 100 \text{ km}^2$  (puntos azules), los Grandes Lagos  $\geq 500 \text{ km}^2$  (círculos azules abiertos) y la densidad de población humana (mapa de fondo, Center for International Earth Science Information Network-CIESIN-Columbia University, 2015). Fuente: Jenny et al. (2020).

Los Grandes Lagos, como el Titicaca, son centinelas eficaces del cambio climático al cual responden rápidamente, e integran esta información en su cuenca (Adrian *et al.*, 2009). Son especialmente expuestos a factores de estrés climáticos y antropogénicos, se degradan en pocas décadas, lo que implica mayores esfuerzos de restauración y gestión. Esto genera altos costos ecológicos y económicos para las generaciones futuras para sostener aguas de buena/alta calidad. Los Grandes Lagos comparten numerosas propiedades limnológicas, y tiene enormes valores ecológicas y económicas. Por ende, Jenny *et al.* (2020; Fig. 1-5) lanzaron una Llamada a la Humanidad, destacando la importancia de desplegar una red de observatorios en los Grandes Lagos para vigilar los cambios ambientales, en particular la eutrofización, e informar sobre ellos. Comparados con los lagos más pequeños, los Grandes Lagos tienen: 1) mayores volúmenes de agua; 2) mayores cuencas hidrográficas; 3) mayor longitud de la línea de costa; 4) mayores entradas de agua; 5) mayor profundidad; y 6) mayor influencia del viento por un ‘fetch’ mayor (gran extensión del espejo de agua para las acciones del viento y las olas.

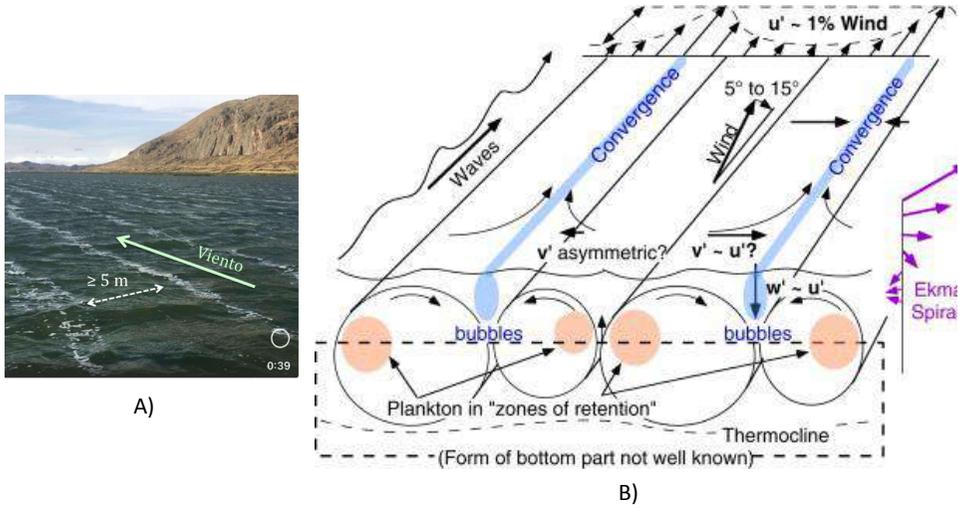
Los lagos poco profundos (= someros o ‘shallow lakes’), así como las zonas litorales y áreas poco profundas (< 5 m) de los lagos más profundos, son las áreas más susceptibles a eutrofizarse, porque a) están impactadas por los aportes puntuales (desembocaduras de ríos) y difusos (agricultura) de nutrientes, materia orgánica, y contaminantes; b) a diario se calientan más y más rápidamente por la radiación solar, siendo más afectados por el calentamiento global; c) en superficie la foto-inhibición por las dañinas radiaciones ultra-violetas es más intensa, favoreciendo las floraciones de cianobacterias; y d) los vientos mezclan fácilmente la columna de agua, re-suspenden nutrientes y microalgas en la zona eufótica (donde se produce la fotosíntesis). Entonces, estas áreas poco profundas son ‘Hotspots’ de eutrofización.

Así, el sector boliviano del Lago Menor se distingue del sector peruano y del Lago Mayor por su poca profundidad ( $\leq 5$  m) y una excepcionalmente fuerte y diaria influencia del viento en la dinámica de su columna de agua. Este viento térmico es generado localmente, proviene del gradual aumento de la diferencia de temperatura entre el agua (más caliente) y la tierra durante el calentamiento matutino. Cuando es constante en fuerza y dirección, este viento genera en la superficie bandas paralelas de espuma que materializan vórtices en la columna de agua. Estas células de Langmuir (Fig. 1-6) son capaces de mezclar y re-suspender los nutrientes, la materia orgánica y los contaminantes en la zona eufótica donde penetra la radiación solar hasta el fondo, aumentando la fotosíntesis y el crecimiento de las micro-algas.

Bajo el efecto de los vientos térmicos regulares, el Lago Menor se mezcla verticalmente a diario; se califica de polimictico. Favorece su capacidad de eutrofización en comparación con las zonas más profundas, como la Fosa de Chúa (40 m), y el Lago Mayor (promedio 107 m, máximo 283 m) se estratifica térmicamente la mayor parte del año entre 50 y 70 m, formando una termoclina (frágil gradiente 0,15 °C/m). Solo se mezcla verticalmente una vez por año (se califica de monomictico) entre julio y septiembre, la época de los vientos.

Las células (vórtices o circulaciones) de Langmuir son un potente mecanismo de mezcla vertical en las columnas de agua de océanos y lagos, impulsado por el viento y las olas (Fig. 1-6). Establecen la profundidad de la zona de mezcla. Los vórtices contra-rotantes tienen ejes alineados en paralelo al viento. Cuando las circulaciones de dos vórtices adyacentes convergen hacia abajo, se forma la línea de burbujas con restos superficiales (espuma, algas, entre otros) alineados con el viento, luego arrastrados hacia abajo, potenciando el intercambio de gases con la atmósfera. En la medida de que los vientos térmicos soplan diariamente, con mayor frecuencia por las tardes, la circulación de Langmuir garantiza la mezcla vertical y la

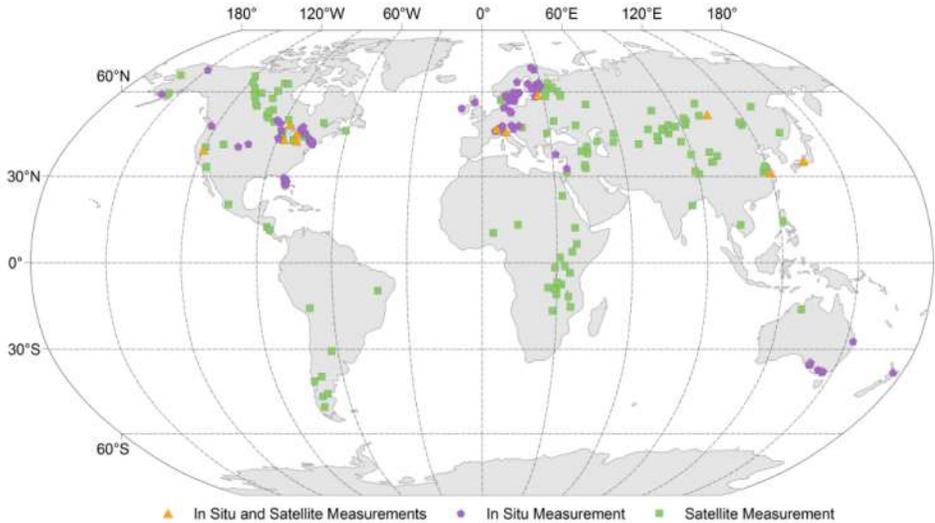
homogeneización casi permanente de la columna de agua. Esta mezcla, que resuspende el fitoplancton y hace que los nutrientes estén disponibles en la zona eufótica, es un proceso que fomenta la eutrofización. En última instancia, puede provocar la floración de microalgas.



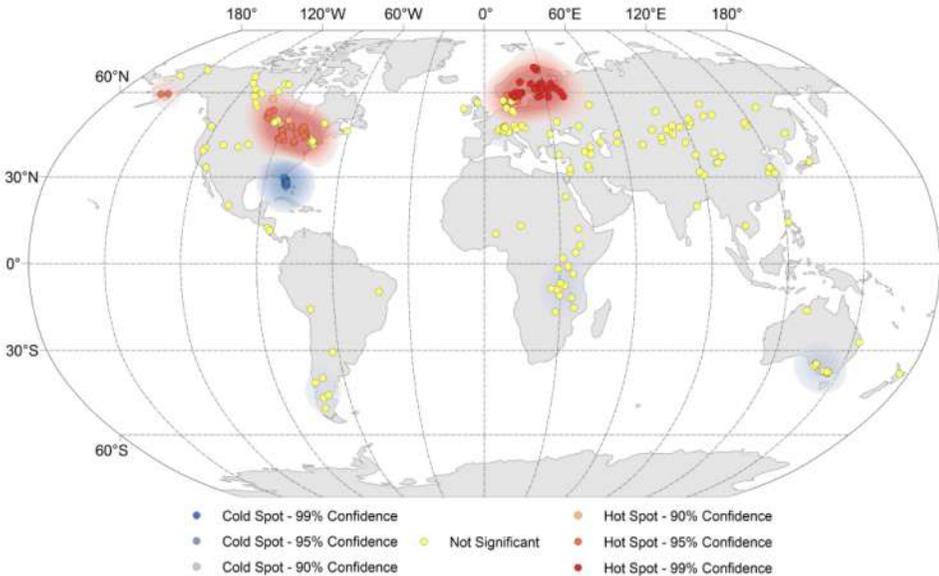
**Figura 1-6** – A) Formación de células de Langmuir en el Nordeste de Quehuaya. Las líneas de burbujas y espuma se desplazan paralelas en la dirección del viento. En el Lago Menor, hemos observado que se forman con vientos de apenas  $\geq 5 \text{ m/s}$  ( $\geq 18 \text{ km/h}$ ) en menos de 30 min. El intervalo entre las líneas es generalmente  $\geq 5 \text{ m}$  (el diámetro de los vórtices). Por ende, la mezcla vertical atinge el fondo en el sector boliviano. B) Esquema de esta circulación, descrita por 1ª vez por Langmuir (1938). Fuente: De Pollard (1977).

#### 4. ¿Se están calentando rápidamente las aguas superficiales del Lago Titicaca?

No se tiene un estudio analizando el calentamiento de las aguas del Lago Titicaca a lo largo de las últimas décadas. Sin embargo, como aproximación se puede usar el meta-análisis de O'Reilly *et al.* (2015) quienes realizaron el estudio más completo con el fin de comprender y predecir mejor las tendencias globales del calentamiento de los lagos, entre regiones del mundo. Eligieron lagos para los cuales había  $\geq 13$  años de datos. Resulto en 118 lagos muestreados *in situ*, 128 lagos muestreados por satélite, y 11 lagos muestreados tanto por el método *in situ* como por satélite. Utilizaron la base de datos de Sharma *et al.* (2015) sobre 154 lagos de Norte América, Europa, Oriente Medio, Asia, África y Oceanía entre 1985 y 2009.



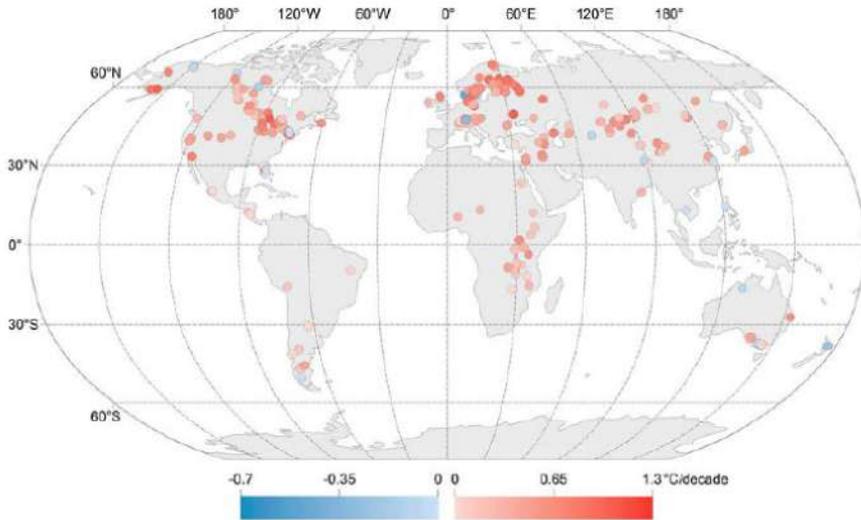
**Figura 1-7** – Mapa de los lagos muestreados mediante mediciones in situ y por satélite, donde se ubica el Lago Titicaca. Fuente: O'Reilly et al. (2015), información complementaria.



**Figura 1-8** – Mapa de similitud proximal (o análisis de 'hotspots') de las tendencias de la temperatura superficial de los lagos en verano. Cuanto más oscuro el color del gradiente, mayor es la densidad de los grupos estadísticamente significativos de lagos que se están calentando (rojo) o enfriando (azul); el color se aclara a medida que disminuye la densidad de dichos grupos. Las regiones de color azul oscuro indican áreas

con grupos de lagos que comparten tendencias de SSWT significativamente inferiores a la tendencia global. Y vice-versa para las regiones de color rojo oscuro. En el este de África y el sur de Australia se observa un ligero tono azul. Entretanto, en América del Sur, donde todos los lagos fueron evaluados por satélite, no se observa un tono de color, lo que sugiere un calentamiento muy variable entre lagos de una misma región, y a lo largo de la Cordillera de los Andes. Fuente: O'Reilly et al. (2015), información complementaria.

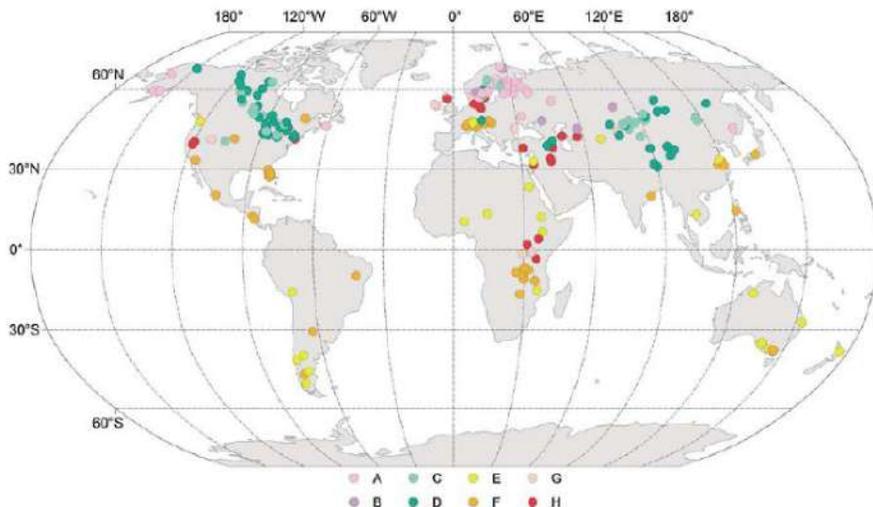
Esta base de datos, incluyendo el Lago Titicaca evaluado por satélite (Fig. 1-7), incorpora las temperaturas del agua superficial de los lagos en verano (LSSWT como abreviación) con las correspondientes variables climáticas (temperaturas del aire, radiación y nubosidad) y las características geomorfológicas influyentes (como latitud, longitud, elevación, superficie del lago, profundidad máxima, profundidad media y volumen). Sharma et al. (2015) recopilaron las temperaturas superficiales del agua obtenidas por el satélite AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer), con una resolución espacial de 4 km. Para cada lago y cada día, han extraído un único píxel a partir de las coordenadas seleccionadas manualmente sobre cada lago, maximizando la distancia de cualquier línea de costa e isla. Esto evitó posible sesgo debido a la contaminación de los píxeles mezclados conteniendo tanto tierra como agua. Solo utilizaron datos nocturnos, entre 01:00 y 04:00. El uso de datos nocturnos garantiza que la temperatura de la superficie del lago se mantiene constante y no se ve afectada por el calentamiento diurno. Según la información de O'Reilly et al. (2015), los lagos de América del Sur muestran un calentamiento variable (Fig. 1-8).



**Figura 1-9** – Mapa de las tendencias de las temperaturas superficiales del agua en verano (SSWT) de los lagos entre 1985 y 2009. La mayoría de los lagos se calientan, con una gran heterogeneidad espacial en las tendencias. Las magnitudes de enfriamiento y calentamiento son diferentes. Fuente: O'Reilly et al. (2015).

El estimador de la pendiente de Sen ('Sen slope' en inglés) de la temperatura es un análisis no paramétrico en el que la pendiente se estima por la mediana de todas las pendientes pareadas en el conjunto de datos. A partir de **23 años de mediciones satelitales** ( $p = 0,01$ ), el **Lago Titicaca** tendría una **tendencia de calentamiento SSWT de  $0,15 \text{ }^{\circ}\text{C.década}^{-1}$** . La mayoría de los lagos se están calentando y existe una gran heterogeneidad espacial en las tendencias (Fig. 1-

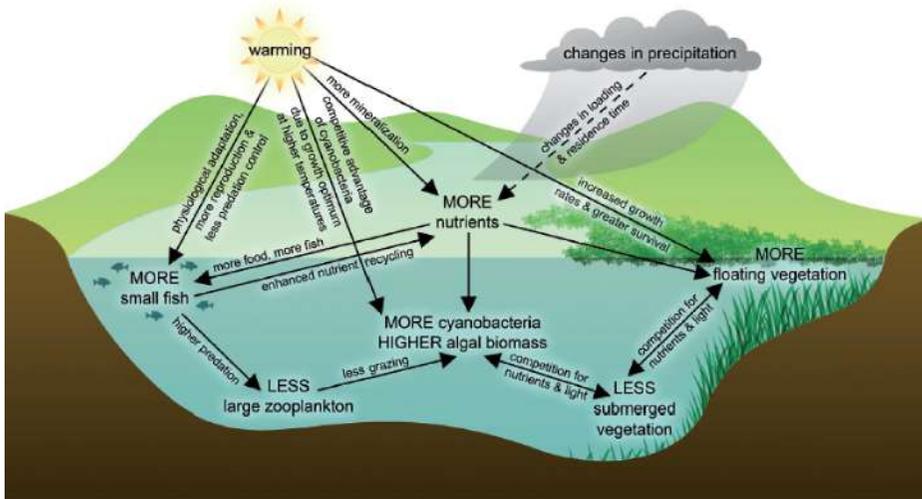
9). Sin embargo, el 10% de los lagos presentan tendencias de enfriamiento, aunque sólo una de ellas era significativa ( $p < 0,1$ ). La tendencia al calentamiento atinge  $+0,39$  °C/década como promedio,  $+0,40$  °C/década como mediana, y  $0,02$  °C/década como error estándar ( $n = 246$ ). El **Lago Titicaca pertenece al grupo E**, caracterizado por un calentamiento del aire en  $0,27$  °C.década<sup>-1</sup>, un invierno cálido, tendencias decrecientes de la temperatura del aire en verano y tendencias decrecientes de la radiación de onda corta en invierno, también reducción de la nubosidad a lo largo del año y la radiación de onda corta en verano ( $n = 32$ ): Tendencia SSWT =  $0,27 \pm 0,31$  °C.década<sup>-1</sup> | Tendencia de la temperatura del aire en verano =  $0,09 \pm 0,17$  °C.década<sup>-1</sup> | Tendencia en onda corta en verano =  $-2,1 \pm 5,6$  W.m<sup>-2</sup>.década<sup>-1</sup> | Tendencia de la nubosidad en verano =  $-0,6 \pm 2,4$  % cambio.década<sup>-1</sup> (Fig. 1-10).



**Figura 1-10** – Los grupos de lagos compartiendo factores similares que influyen en las tendencias de la SSWT no están agrupados por regiones. Los lagos que se están calentando a tasas similares debido a las características climáticas y geomórficas compartidas están ampliamente distribuidos por todo el mundo. Tendencias de calentamiento del agua superficial (SSWT) por grupos de lagos: A =  $0,72$ ; B =  $0,39$ ; C =  $0,55$ ; D =  $0,36$ ; E =  $0,27$ ; F =  $0,12$ ; G =  $0,26$ ; H =  $0,53$ . Fuente: O'Reilly et al. (2015).

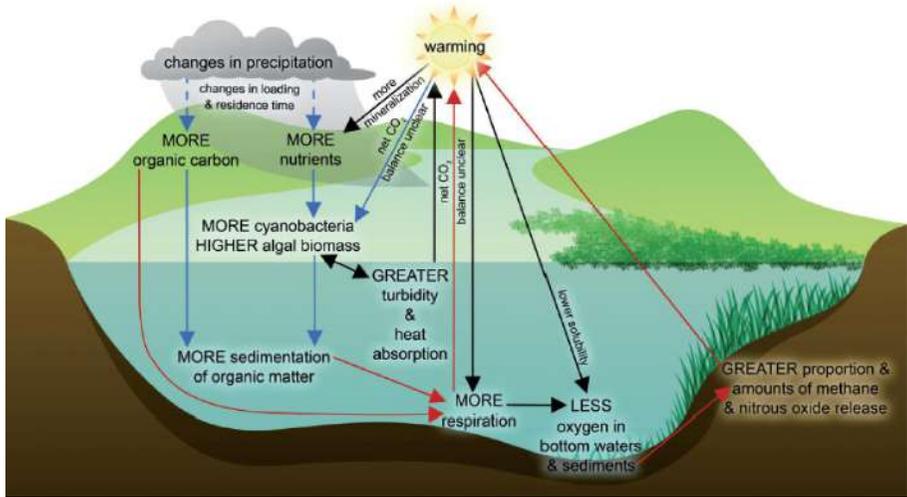
## 5. ¿Podría el calentamiento global reforzar los síntomas de la eutrofización?

En los lagos, el cambio climático intensifica los síntomas de la eutrofización (Jeppesen et al. 2010; Moss et al. 2011; Fig. 1-11) y tal vez la eutrofización podría favorecer el cambio climático de forma concomitante (Moss et al. 2011; Fig. 1-12).



**Figura 1-11** – Algunas relaciones ya establecidas que vinculan el cambio climático y los síntomas de eutrofización. Fuente: Moss et al. (2011).

El calentamiento global ('warming' en la Fig. 1-11) provoca: a) un aumento de los procesos fisiológicos como la reproducción de los pequeños peces forrajeros (por ej. *Orestias* spp. en el Lago Titicaca), lo que, en contraparte reduce el impacto de los peces piscívoros, sus depredadores (truchas y pejerreyes, especies exóticas introducidas, siendo muy pocos de vida libre en el Lago Titicaca); b) una ventaja competitiva de las cianobacterias en relación a las micro-algas por tener un crecimiento óptimo a mayores temperaturas; c) una mayor tasa de mineralización de la materia orgánica resultando en mayor disponibilidad en nutrientes; cambios en la precipitación, ambos provocando d) mayores aportes en nutrientes; e) un aumento de las tasas de crecimiento y una mayor supervivencia de las macrófitas acuáticas. En consecuencia (Moss et al. 2011; cf. Fig. 1-11), se genera: f) una mayor biomasa de microalgas con mayor proporción de cianobacterias, debido a: g) una reducción del pastoreo del zooplancton herbívoro causado por una mayor depredación por parte de los peces forrajeros sobre el zooplancton; h) a consecuencia de la competición por los nutrientes y la luz favorable a las cianobacterias y microalgas, una reducción en macrófitas sumergidas (como *Chara* sp. y *Potamogeton* sp. en el Lago Titicaca) favoreciendo la macrófitas flotantes (como *Lemna* y *Azola*).



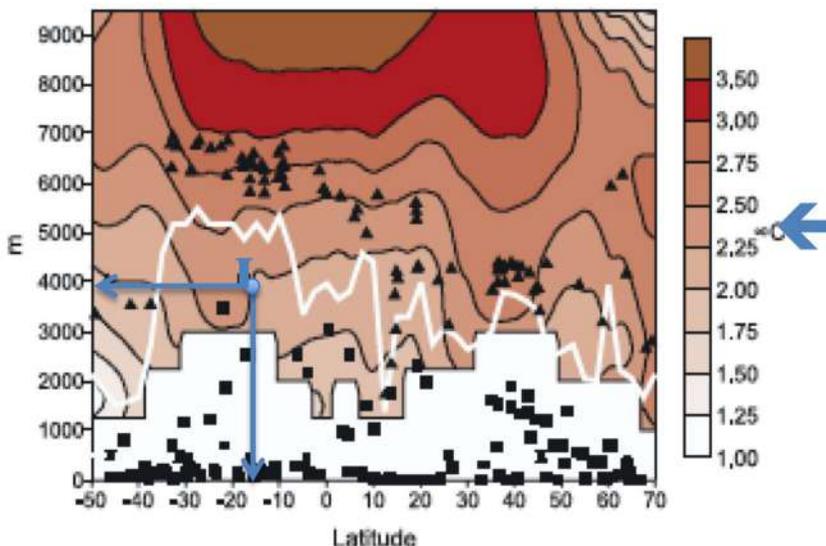
**Figura 1-12** – Indicaciones actuales de los efectos de retroalimentación ('feedbacks' en inglés) de la eutrofización sobre el cambio climático. Las flechas azules indican las vías de captación de carbono; las rojas, las de emisión; las negras, otros efectos climáticos. Dado que tanto la captación como la liberación de  $\text{CO}_2$  pueden aumentar con la eutrofización, el balance neto de  $\text{CO}_2$  no está claro. El aumento del metano ( $\text{CH}_4$ ) y del óxido nítrico ( $\text{N}_2\text{O}$ ) es más probable. La flecha discontinua indica que los cambios en los regímenes de precipitación pueden conducir a una mayor o menor carga de carbono orgánico, dependiendo de las circunstancias locales y regionales. Fuente: Moss *et al.* (2011).

La combinación de la mayor disponibilidad en nutrientes, la reducción en zooplancton herbívoro, el aumento en macrofitas flotantes en relación a las sumergidas, conduce a una mayor biomasa de fitoplancton con mayor proporción de cianobacterias, acumulados son síntomas de un aumento de la eutrofización. Aunque existe pocas evidencias, la eutrofización, a la inversa, podría favorecer el cambio climático. De hecho, la eutrofización, mediante el aumento de la fotosíntesis, puede favorecer una mayor fijación de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Esto conduce a un aumento de la producción y la respiración, a una mayor liberación de metano ( $\text{CH}_4$ ) de las aguas y los sedimentos desoxigenados, y a más óxido nítrico ( $\text{N}_2\text{O}$ ) por desnitrificación. Tanto el  $\text{CH}_4$  como el  $\text{N}_2\text{O}$  son gases de efecto invernadero más eficientes (x21 y x310, respectivamente) que el  $\text{CO}_2$ . Sin embargo, no se conoce el balance global entre la liberación de estos gases y la retención de calor debido a la eutrofización (Moss *et al.* 2011; Fig. 1-12). Elucidar la relevancia de este mecanismo requiere más investigación (Borges *et al.* 2022).

## 6. Impacto del calentamiento global sobre las áreas más vulnerables del Lago Titicaca

Bradley *et al.* (2004) analizó las proyecciones de las temperaturas medias mensuales y las alturas geopotenciales de siete modelos de circulación general atmósfera-océano acoplados a lo largo de las Cordilleras entre Norteamérica y Sudamérica. En todas las latitudes, los cambios de temperatura previstos aumentan con la elevación. En el hemisferio sur se prevén aumentos de temperatura de  $>2,5^\circ\text{C}$  en la zona montañosa desde el  $10^\circ\text{S}$  (en Perú), pasando por Bolivia, hasta el  $40^\circ\text{S}$  (en Chile/Argentina). Consideró al periodo 2001-2020 como el "tiempo presente" y

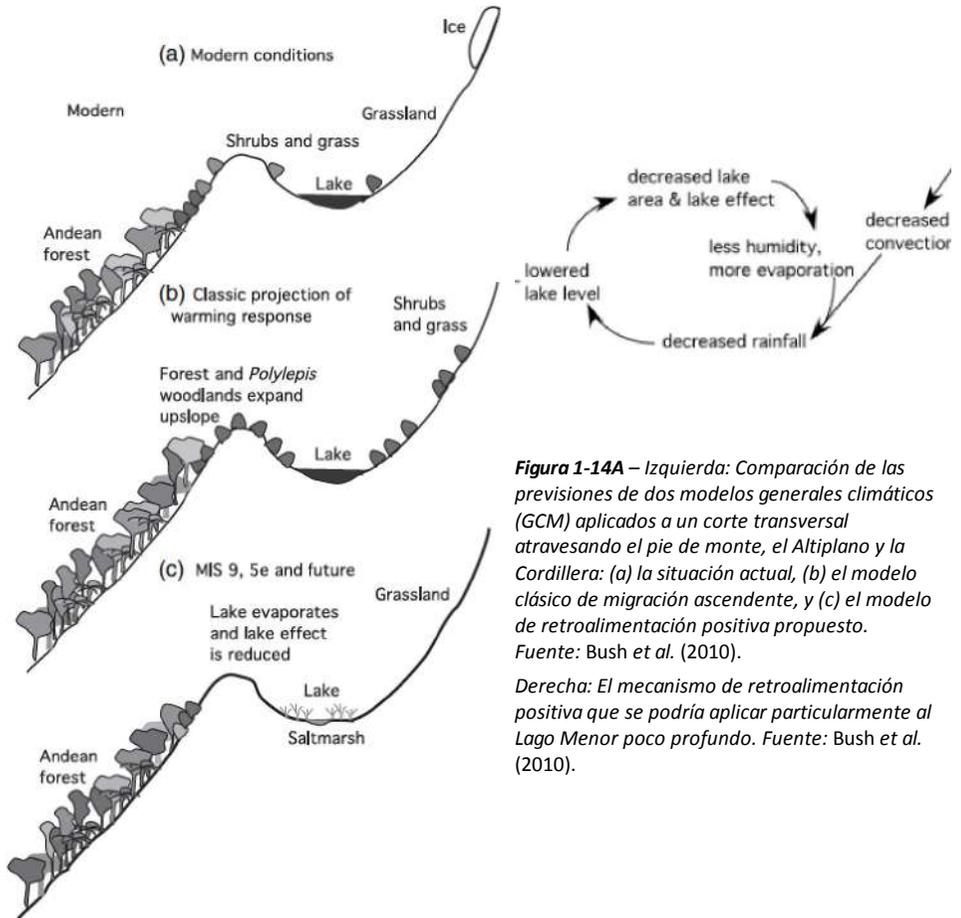
2061-2080 como el "futuro". Siendo estimado que al 2070 la concentración atmosférica en CO<sub>2</sub> iba a llegar a 560 ppm, o sea el doble de la época pre-industrial. En el caso más pesimista (RCP8.5) se habla de +2°C a +4 °C para mediados de siglo para el Altiplano. Esto parece mucho considerando cuanto se incremento la temperatura en los últimos 60-70 años.



**Figura 1-13** – Cambio medio anual de la temperatura del aire libre, equivalente a la temperatura de superficie, generado por 2 x niveles de CO<sub>2</sub> en los 7 modelos GCM ('General Circulation Models'). La línea blanca continua conecta las elevaciones de las regiones más altas de cada cuadrícula. Los triángulos negros muestran algunos de los picos más altos de cada país a lo largo de las Cordilleras de América del Norte a América del Sur. Los pequeños triángulos negros representan las montañas de mayor altitud en los países a lo largo del transecto. Fuente: Adaptado de Bradley et al. (2004)

En la Fig. 1-13, el punto L indica la ubicación del Lago Titicaca (-16°S y 3.809 m s.n.m.), justo en la isolínea de +2,25 °C. Lo que significa que para un cambio promedio del planeta de +1,0 °C para el horizonte 2061-2080 al nivel del mar, el Lago Titicaca y el Altiplano sufrirán + 2,25° C de calentamiento, en relación a la época pre-industrial. Este aumento sería letal para la mayoría de las especies animales y vegetales que ya coexisten al límite de sus capacidades fisiológicas. Ya muchas se encuentran en peligro, o peligro de extinción.

Está bien documentado que los lagos poco profundos obedecen a los principios de los modelos dinámicos donde fuertes perturbaciones son capaces de iniciar el cambio entre estados de equilibrios alternativos: 'aguas claras' (con poco fitoplancton) dominadas por macrófitas (plantas) acuáticas vs 'aguas turbias' dominadas por fitoplancton, con pocas macrófitas (Scheffer et al. 1993). La generalidad de estos mismos modelos se aplica a la economía así como a la demografía.



**Figura 1-14A** – Izquierda: Comparación de las previsiones de dos modelos generales climáticos (GCM) aplicados a un corte transversal a través del pie de monte, el Altiplano y la Cordillera: (a) la situación actual, (b) el modelo clásico de migración ascendente, y (c) el modelo de retroalimentación positiva propuesto. Fuente: Bush et al. (2010).

Derecha: El mecanismo de retroalimentación positiva que se podría aplicar particularmente al Lago Menor poco profundo. Fuente: Bush et al. (2010).

Así, a partir de los resultados de un registro paleoecológico (un testigo del sedimento del fondo) de 370.000 años del Lago Titicaca, Bush *et al.* (2010) visualizan un escenario aún más dramático. Ellos proponen un modelo conceptual con un mecanismo de retroalimentación positiva que promueve la desecación hasta que gran parte de la cuenca del lago se pueda reducir a pantanos. Los autores proponen que el concepto habitual de migración de las especies vegetales a mayor altura con el calentamiento no sería aplicable en el Altiplano (Fig. 1-14A). Sugieren que un punto de inflexión podría existir por encima de +1-2°C de las temperaturas actuales, donde las condiciones agrícolas relativamente benignas del norte del Altiplano serían reemplazadas por climas áridos e inhóspitos. El mecanismo de retroalimentación positiva sería: el incremento de la temperatura iniciaría una reducción de las precipitaciones, ocasionando una bajada del nivel del lago, lo que (siendo poco profundo) provocaría una significativa reducción de la superficie del espejo de agua, y por ende menos humedad y más evaporación, acelerando la bajada de nivel, y así sucesivamente (Fig. 1-14B).



Figura 1-14B – Limnograma histórico del Lago Titicaca (estación de Guaqui) de los niveles medios diarios entre 1973 y 2023. Fuente: Servicio Nacional de Hidrografía Naval (SNHN) de Bolivia, 24/07/2023.

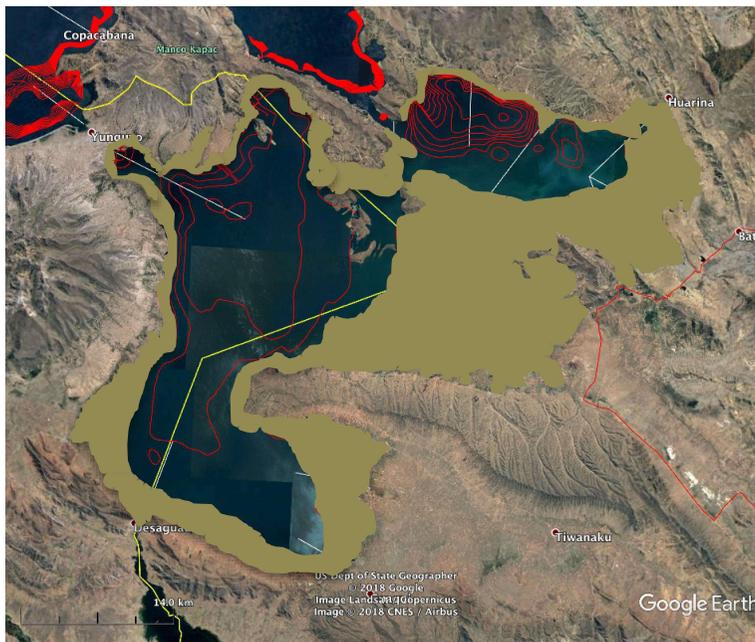


Figura 1-15 – Consecuencias de un descenso en el nivel del Lago Menor de 1 a 4 m. Fuente: X. Lazzaro, elaboración propia a partir de la digitalización de las isolíneas del mapa batimétrico al 100.000 de 1978 por los Servicios Hidrográficos Nacionales del Perú y de Bolivia).

**El Lago Titicaca en tiempo de sequía** – Desde 1973, el nivel del Lago Titicaca ha fluctuado entre un máximo de 3.811,28 m s.n.m. (abril 1986) y un mínimo extraordinario de 3.807,49 m s.n.m (diciembre 1998). Entretanto en los últimos cien años el nivel mínimo histórico observado en Puno fue 3.806,23 m s.n.m. en 1944. Se definen niveles de alerta de inundación (3.810,50 m s.n.m.) y de sequía (3.807,80 m s.n.m.) cuando se informa las autoridades competentes. Los niveles mayores ocurren en abril-mayo y los mínimos en diciembre. Los niveles de abril-mayo 2023 son significativamente menores a los de gestiones anteriores. El 18 de julio de 2023, se registró 3.807,78 m s.n.m. (es decir, 2 cm bajo el nivel de alerta de sequía). Por lo que en el caso más desfavorable, se podría atingir un nuevo nivel mínimo histórico de 3.807,16 m s.n.m. en diciembre 2023 (es decir, 64 cm por debajo del nivel de alerta de sequía y 33 cm por debajo del nivel mínimo histórico de 1998), dependiendo del régimen pluviométrico en las cuencas afluentes (SNHN 24/07/2023, Fig. 14B).

La Obra de Regulación (ORLT) de la ALT en Desaguadero, fue construida tras la inundación de 1986. La solera de sus compuertas metálicas corresponde al nivel 3.805,98 m s.n.m., al cual se perdería la comunicación entre el Lago Menor y el río Desaguadero. Actualmente todavía alcanza 1,80 m de columna de agua, y sería apenas 1,18 m por debajo del nivel anticipado por el SNHN para diciembre 2023 (3.807,16 m s.n.m.). Sugiere que un período de sequía prolongada, como el actual agravado por un intenso fenómeno El Niño pronosticado para durar hasta el 2025, podría llegar a impedir la conexión del Lago Menor al río Desaguadero. Por consecuencia, perjudicaría el abastecimiento en agua del Lago Urú Urú, la ciudad de Oruro, a los sistemas de riego, y finalmente el Lago Poopó. Aunque Oruro se abastece de aguas subterráneas, debe existir una conexión entre el río y los acuíferos que pueden desfavorecer la recarga debido a la reducción del caudal del Desaguadero. La ALT ya envió un informe de alerta. Por ahora las compuertas están abiertas, pero de acuerdo al protocolo de operación, al llegar a 3.807,35 m s.n.m. se debe ejecutar una máxima regulación, dejando solo un desfogue de 2 m<sup>3</sup>/s.

Mediante un modelo hidrológico mensual implementado con datos climáticos e hidrológicos observados durante el periodo 1980-2015, Lima-Quispe *et al.* (2021) calcularon un balance anual promedio donde los aportes: 878 mm por los tributarios más 826 mm por precipitación, casi equilibran las pérdidas: 1.646 mm por evaporación (unos 4 mm/día) más 86 mm de caudal de descarga hacia el río Desaguadero, entretanto con un ligero déficit de -28 mm. Esto ha contribuido al descenso del nivel del lago que comenzó en ocurrir a partir de 2005, e ilustra cuanto sensible puede ser a las fluctuaciones de precipitación. De hecho, como es conocido, los autores confirmaron así que (a) la evaporación representa  $1.646 / (1.646 + 86) = 95\%$  de las pérdidas del lago, o sea que quedan apenas 5% de pérdidas por el exutorio para eventualmente intervenir; y demostraron también que (b) el clima explica el 80% del rango de fluctuación del nivel, en cuanto los 20% restantes se deben a la irrigación donde teóricamente se podría intervenir. Solo se lograría tentar reducir los consumos por la agricultura en las cuencas de los ríos Ramis y Coata en el Perú, y en el río Desaguadero en Bolivia, o sea una negociación muy difícil de conseguir y más probablemente imposible de regular. Entonces, el Lago Titicaca esta muy vulnerable a una sequía prolongada, es decir varios años secos sucesivos. Esto es el caso desde el fin de los años 2010, como lo ilustra la reducción de precipitación registrada por la boya HydroMet por encima del espejo de agua de 2019 a 2022 (782, 677 luego 485 mm/año). Las condiciones lluviosas están relacionadas con la inflexión hacia el sur de la Zona de Convergencia Intertropical (ITCZ en ingles) y la Alta Boliviana, que es un anticiclón de núcleo cálido establecido en el Altiplano. Por lo que se trata de fenómenos muy complejos de

pronosticar. Una reducción de profundidad de 1,18 m para llegar a la solera de la ORLT podría ser lograda en unos 295 días sin precipitación, y unos 426 días más tarde con valores promedios de precipitación y contribución por los tributarios, o sea en unos dos años. Por lo que podría ocurrir al final de 2025, si no se tiene lluvias extraordinarias como lo sucedido en 2001 donde el lago recuperó su nivel muy rápido después de años precedentes con sequía sucesivo.

Para agravar las consecuencias de la sequía, una reducción del nivel de agua en las regiones más someras, como la bahía interior de Puno y el sector boliviano del Lago Menor, inevitablemente se acompañará de una deterioración de la calidad de agua. Por ejemplo, el retroceso del agua provoca: una salinización de los suelos por evaporación del agua (placas blancas como ya se observa en bahía Cohana y Quehuaya) a lo largo del litoral emergente, perjudicial al desarrollo de la vegetación terrestre y la agricultura; la destrucción del cordón litoral de macrófitas acuáticas, como los totorales desarraigados, reduciendo su capacidad como filtro biológico natural de los nutrientes y contaminantes, y como hábitat para las comunidades de peces y aves acuáticos; el incremento del calentamiento del agua, de la penetración de la radiación solar visible hasta el fondo (entretanto con inhibición por la radiación ultravioleta) y del efecto de los vientos en la mezcla vertical de la columna de agua, provocando una recirculación de los nutrientes incentivando la fotosíntesis de las microalgas, por ende reforzando los síntomas de la eutrofización (ver la sección 5), tanto más cuanto que las macrófitas emergentes (Totora) habrán desaparecido.

## **7. Principales enfoques de las investigaciones en el Lago Mayor y la Bahía de Puno – Carencia de estudios en el Lago Menor y Bahía Cohana**

Por su inmensidad, el Lago Titicaca (área 8.200 km<sup>2</sup>, 190 km de noroeste a sudeste, volumen 893 km<sup>3</sup>) pertenece a los Grandes Lagos del Mundo y es el mayor lago de agua dulce de Sur América. Esta fascinación por sus dimensiones, en particular su profundidad máxima (> 285 m), hizo que el Lago Mayor siempre fue el centro de atención de los estudios, desde las primeras expediciones de famosos naturalistas, como D'Orbigny<sup>1</sup> (1826-1833), Agassiz<sup>2</sup> (1876), Neveu-Lemaire<sup>3</sup> (1906) y la Percy-Sladen-Trust Expedition liderada por Gilson<sup>4</sup> (1937). En la segunda mitad del siglo XX, la limnología se focalizó en entender el funcionamiento de los Grandes Lagos del Mundo, en particular con el programa internacional 'Man and the Biosphere Program' (MAB) lanzado en 1972 por la UNESCO (Dyer & Holland 1988). Su objetivo principal era establecer una base científica para una mejor relación entre las personas y el medio ambiente.

Richerson *et al.* (1977) realizaron el primer estudio de limnología funcional del Lago Titicaca, focalizado en el ciclo anual del fitoplancton, la producción primaria, el zooplancton, el balance de calor, en base a su carácter monomíctico (una sola mezcla vertical por año). Monitorearon dos veces por mes durante todo el año 1973 una de sus siete estaciones de la parte norte más profunda del Lago Mayor. Con su libro, Northcote *et al.* (1991) incentivaron

---

<sup>1</sup> <http://www.memoriachilena.gob.cl/602/w3-article-9529.html>

<sup>2</sup> [https://en.wikipedia.org/wiki/Louis\\_Agassiz](https://en.wikipedia.org/wiki/Louis_Agassiz)

<sup>3</sup> [https://es.wikipedia.org/wiki/Maurice\\_Neveu-Lemaire](https://es.wikipedia.org/wiki/Maurice_Neveu-Lemaire)

<sup>4</sup> [https://www.barterbooks.co.uk/catalog/product\\_info.php?products\\_id=208241&osCsid=bkst9jfh4knqdba6o2ojd2rjq3](https://www.barterbooks.co.uk/catalog/product_info.php?products_id=208241&osCsid=bkst9jfh4knqdba6o2ojd2rjq3)

importantes investigaciones sobre la contaminación y la eutrofización de la Bahía de Puno, debido a las descargas de aguas residuales provenientes de Puno y Juliaca, y su reducida profundidad. Su deterioro aumento porque Puno carecía de un tratamiento adecuado debido al colapso de la única planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Espinar.

Lazzaro (1981) realizo el primer estudio limnológico del Lago Menor, analizando el ciclo anual de las características físico-químicas, el fitoplancton y su producción primaria, con una frecuencia de 18 días (paso del satélite Landsat-2), en 8 estaciones de los sectores boliviano y peruano. Como en esta época los ríos no descargaban aguas residuales contaminadas en la zona litoral, estas estaciones representativas eran ubicadas en la zona pelágica. Este estudio reveló su carácter oligotrófico (i.e., limitado en nutrientes) y transparente, pero polimíctico (mezcla diaria por vientos térmicos). Hoy, esta investigación representa la línea base de referencia de las características del Lago Menor antes de ser impactado por el cambio climático, combinado con los efectos de las actividades humanas amplificadas por el crecimiento demográfico. En esta época, los pequeños pueblos ribereños no eran electrificados; no existía la ciudad de El Alto (apenas la Ceja alrededor del aeropuerto); Viacha era un pueblito; no existían los embalajes plásticos; no se utilizaban fertilizantes químicos ni agrotóxicos; la agricultura no era mecanizada; se podía beber y cocinar con el agua del lago; los veleros y las balsas de totora predominaban; las lanchas con motor fuera de borda eran escasas; no existía la contaminación domestica e industrial proveniente de la mancha urbana de El Alto-Viacha; ni los residuos de una agricultura intensiva. En su libro, Dejoux & Iltis (1992) sintetizaron el conocimiento sobre el Lago Titicaca correspondiente al período 1970-1990, mientras Lazzaro & Gamarra (2014) presentaron las condiciones ecológicas actuales del Lago Menor en el libro de Pouilly *et al.* (2014).

Paradójicamente, a pesar de sus características únicas -- ser a la vez tropical y de gran altura, y sufrir la combinación de un intenso cambio climático con una acelerada antropización -- antes de iniciar el piloto del OLT en 2019, el Lago Titicaca era el único de los Grandes Lagos en no contar con una vigilancia permanente de su calidad de agua. No existía una vigilancia de las floraciones de microalgas. Solo desde 2014 existen dos programas de expediciones binacionales anuales: uno sobre recursos hídricos y calidad de agua realizado por ANA (Autoridad Nacional del Agua, mediante la AAA - Autoridad Administrativa del Agua, en Puno), y otro sobre biomasa pesquera (ECERP) realizado por IMARPE y PELT, ambos coordinados por ALT. No siempre participan efectivamente las instituciones bolivianas (MMAyA, UOB, IPD-PACU, UMSA). La cuenca Katari descarga las aguas residuales de El Alto-Viacha en Bahía Cohana y solo cuentan con las dos PTARs de Puchukollo (Fig. 1-16) y Laja (Fig. 1-17).



**Figura 1-16** – PTAR de Puchukollo construida en 1998 para 500.000 habitantes. Actualmente, trata ineficientemente la contaminación doméstica (> 1 M hab.) e industrial con 15 lagunas: 5 anaerobias, 4 facultativas, 4 de maduración, 2 de pulimento; en ampliación y mejoramiento. Cubre 60% de El Alto. Su efluente es vertido en el río Seque. Fuente: PNUMA (2011).



**Figura 1-17** – La PTAR de Laja fue construida en 2010 para 20.000 habitantes (hoy > 25.000 hab.). Su tratamiento primario se realiza en un tanque de sedimentación, luego en un tratamiento biológico en lagunas de totorales. Cubre 60% de la población. Su efluente es vertido en el río Pallina. Fuente: ALT (2014).

En su mayoría, las PTARs del Lago Titicaca son deficientes o fuera de servicio (ver Mamani Salinas 2016). A pesar de existir una multitud de fuentes contaminantes (ver las síntesis en Ocola Salazar *et al.* 2017; Ocola Salazar *et al.* 2022), no existe un programa coordinado de investigaciones transfronterizas sobre los procesos de eutrofización. Por ende, el Lago Menor no dispone de una red integrada de PTARs efectivas para impedir la descarga de nutrientes, materia orgánica, contaminantes, sedimentos y/o basura sólida por la cuenca Katari hasta bahía Cohana. No hay procedimientos de control ni restauración respetuosos con el medio ambiente para complementar a bajo costo las medidas de saneamiento básico tradicionales (PTAR). Ver síntesis en: Molina *et al.* (2017) presentan un diagnóstico de la contaminación en Bahía Cohana y sugieren algunos procedimientos para su restauración. Bouhassoun *et al.* (2018) delinear prioridades para los programas de investigaciones sobre calidad de agua, productividad pesquera y acuícola, programas de monitoreo y vigilancia; presentan las consecuencias dramáticas de escenarios futuros en función del aumento de las fluctuaciones de nivel del lago y del retraso en implementar más PTARs; comparan las situaciones entre las bahías de Puno y de Cohana; y analizan escenarios futuros en función de las medidas que se tomaran o no.



**Figura 1-18** – Tipos de sistemas de tratamiento de aguas residuales. En el Lago Menor: PTARs (verde): Yunguyo y Zepita, Lara y Batallas; Lagunas de estabilización (amarillo) Tiahuanaco y Desaguadero; humedales (verde pálido) Huarina y Pucarani; biodigestores (naranja) isla Anapia; Letrinas (morado) Tiquina, Chúa, Huatajata y Guaqui. Fuente: ALT (2014).



**Figura 1-19** – Estado operativo de los sistemas de tratamiento de agua. Bueno (verde) Yunguyo y Zepita, Batallas y Laja; Regular (amarillo) Tiahuanaco; Deficiente (rojo) en el Lago Mayor; Fuera de funcionamiento (morado) Desaguadero. Fuente: ALT (2014).

## 8. Principales problemas que afectan al Lago Menor y Bahía Cohana

El Lago Menor del Titicaca es una de las dos áreas (con la Bahía de Puno en el Perú) más vulnerables a los impactos del cambio climático y de la antropización por ser poco profundo, con una profundidad promedio  $< 5$  m en la parte boliviana (ver una comparación de futuros escenarios en Bouhassoun *et al.* 2018). Combinando su altitud (3.809 m) con su ubicación tropical (16°S) el Lago Titicaca tiene características climáticas y ecológicas únicas – siendo, con los Andes tropicales, un ‘hotspot’ (punto caliente) de biodiversidad y endemismo. Así también sufre de un calentamiento global dos veces más intenso que el promedio del planeta (Bradley *et al.* 2004). O sea que si hasta el año 2100 el promedio del planeta no pasaría de los  $+2^{\circ}\text{C}$  de aumento de temperatura del aire en relación al periodo pre-industrial, se podría anticipar unos  $+4^{\circ}\text{C}$  para la región del Altiplano y del Lago Titicaca. Esto sería considerable y desastroso para la coexistencia de las especies de la fauna y flora. Es decir que la naturaleza y los paisajes no serían más como se los conocen actualmente. Eventos extremos, como sequías prolongadas y lluvias intensas fuera de época, acompañarían este calentamiento. Con la aceleración del retroceso de los glaciares de la Cordillera Real, se podría anticipar mayores amplitudes en la variación anual del nivel del agua. Pues, el derretimiento de los glaciares limita actualmente la rebaja del nivel durante las épocas secas. Después del desaparecimiento de los glaciares más pequeños la amplitud de variación podría llegar a varios metros. Sería dañino para la coexistencia de las macrófitas acuáticas, sobre todo el cordón litoral de totoras las cuales son el único filtro biológico natural de la contaminación. ¿Los bofedales de la zona alto-andina podrían en parte compensar este efecto? Es dudoso, si no se los preserva desde ahora.

Se debe resaltar que una rebaja de  $\leq 1,5$  m del nivel actual del lago (bajo la cota 3.806,50 m correspondiente al umbral inferior de la obra de regulación de la ALT en Desaguadero; ALT 1998) impediría que las aguas sigan fluyendo por el río Desaguadero hacia el Sur, cortando la alimentación del Lago Urú-Urú, la ciudad de Oruro y sus actividades (riego,

minería), y últimamente el Lago Poopó. Peor, una rebaja del nivel  $\geq 4$  m, desconectaría las regiones sur y central del Lago Menor de la región norte más profunda (Fosa de Chúa y Estrecho de Tiquina de profundidad  $> 40$  m), por lo cual se secarían progresivamente. Como punto de comparación, un calentamiento del orden de  $+1^{\circ}\text{C}$  durante el período interglaciario provocó una acelerada rebaja de una decena de metros del nivel de agua del lago, por lo cual Bush *et al.* (2010) sugieren que el aumento en las tasas de evaporación y descenso del nivel del lago desencadenaría mayor aridez en el Altiplano vía mecanismos de retroalimentación positiva.

La magnitud de la contaminación doméstica e industrial proveniente de El Alto, mediante la cuenca Katari, hacia Bahía Cohana y el Lago Menor solo fue revelada tardíamente por Quintanilla *et al.* (2001) y Chiqui (2001) (ver una síntesis en Ribera Arismendi 2008), cuando la ciudad tenía apenas 250.000 habitantes. Archundia *et al.* (2017) presentaron los elevados riesgos sanitarios para los humanos y los animales que representa la contaminación doméstica (coliformes fecales), la industrial y minera en la Cuenca Katari hasta su entrada en Bahía Cohana, no solamente por el agua, sino mediante el transporte masivo de sedimento contaminado durante las épocas lluviosas. También, se tiene que considerar los aportes de nutrientes (nitrógeno y fósforo) provenientes del rebaño bovino de Bahía Cohana ( $\sim 9.600$  cabezas en una superficie de  $8.372 \text{ km}^2$ ; ver Bouhassoun *et al.* 2018), el cual abastece en carne y leche a El Alto y La Paz, además de las actividades agrícolas de la cuenca del Lago Menor (sumando los fertilizantes minerales y los agrotóxicos). Un prolongado período de lluvias provocó en Marzo-Mayo 2105 la proliferación de una microalga verde (*Carteria* sp.) en las regiones norte y central del Lago Menor. Esta primera floración (o “Bloom”) reportada en el Lago Menor provocó una anoxia y una liberación de importantes cantidades de un potente neurotóxico, el sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ), debido a la mineralización del exceso de materia orgánica por las bacterias sulfato-reductoras. Este fenómeno resultó en mortandades masivas de peces, ranas y aves acuáticas (Molina *et al.* 2017, Achá *et al.* 2018).

## 9. Principales efectos que se podrían anticipar sobre el Lago Menor y Bahía Cohana

**Efectos del cambio climático** – Comprenden mayores amplitudes de la variación anual del nivel del agua, calentamiento, vientos térmicos más fuertes, mezclas verticales más profundas, sequías, salinización debido al aumento de evaporación, lluvias fuera de época, descarga masiva de sedimento contaminado en época de lluvias, consecuente alteración/reducción de los totales, mayor irradiación solar (UV-visible) dañina para los organismos vs aumento de producción primaria a mayor profundidad, aumento de vulnerabilidad de la población humana con mayor pobreza y migración hacia la ciudad, consecuente pérdida de conocimiento ancestral sobre los ecosistemas naturales y el uso sostenible de los recursos naturales; entre otros fenómenos. Los efectos del cambio climático y de la contaminación (ver abajo) se combinan para aumentar la vulnerabilidad de ambos los ecosistemas y las poblaciones humanas. La contaminación ambiental amplifica las desigualdades socio-económicas ocasionando cambios culturales, como la pérdida de conocimiento ancestral, debido a la migración humana en busca de “mejores” oportunidades económicas. (Revilla 2021).

**Efectos antrópicos** – Comprenden el aumento de los niveles de contaminación y eutrofización (mayores concentraciones en N y P) de origen doméstica, industrial, agrícola, minera, piscícola; aumento significativo tanto de la producción como de la degradación del

metilmercurio (MeHg); mayor producción de sulfuro de hidrogeno ( $H_2S$ ), un neurotóxico potente, por la actividad de las bacterias sulfato-reductoras en respuesta a mayores aportes de materia orgánica; vulnerabilidad y disminución de especies endémicas (carachis *Orestias* spp., rana gigante *Telmatobius culeus*, zambullidor *Rollandia microptera*, entre otros); reducción de la biodiversidad; alteración de la relación estequiometrica entre N y P; aumento de las biomásas del fitoplancton (concentración de la Cl-a) en zona someras, mientras se reduce en zonas más profundas consecuente con la mayor estratificación debido al calentamiento; aumento de la proporción de las algas verdes y cianobacterias, con posible mayor ocurrencia de ‘blooms’ y mortandades de organismos acuáticos; reducción de la transparencia (aumento de la turbidez), con menor penetración de las radiaciones ultravioleta y visible, o sea reducción de la zona eufótica; alteración de la distribución y sucesión de las especies de macrófitas acuáticas (entre sumergidas, flotantes y emergentes); reducción del cordón litoral de macrófitas (debido a la artificialización de las orillas, quema de totorales); reducción del control del fitoplancton por las macrófitas (totorá, chara) mediante competición por la luz y los nutrientes; entre otros.

## 10. Contexto social e institucional para vencer estos desafíos

Es clave y de gran beneficio contar con una destacada autoridad binacional (ALT) entre dos países hermanos. Cuando lagos transfronterizos no tienen una institución transfronteriza de coordinación permanente, sino apenas un comité que se reúne algunas veces por año solo cuando se presentan problemas para evaluar posibles estrategias, a menudo es demasiado tarde para lograr soluciones efectivas y respetuosas con el medio ambiente y la sociedad. Sin embargo, la ALT necesita más autonomía, disponibilidad de equipos de mediciones de última generación, un dedicado grupo de expertos capacitados para operarlos, a fin de coordinar todas las actividades técnico-científicas requeridas al nivel binacional, en particular en respuesta inmediata a eventos extremos (por definición) imprevistos. Es preciso un amplio dialogo y coordinación entre sociedad civil, academia y tomadores de decisión de ambos países. En Bolivia, las funciones de cada actor e institución, sus obligaciones y derechos merecen ser mejor definidos. Limita la capacidad de resolver eficientemente los problemas, de cooperar entre expertos de disciplinas complementarias. Podría resultar en desperdicio de recursos y solapamiento de medidas contradictorias. Podemos reflexionar sobre el contexto:

**Sociedad civil** – Limitada participación ciudadana (participativa) en la gestión de los recursos hídricos e acuáticos; limitado conocimiento sobre el funcionamiento ecológico de los ecosistemas, las consecuencias de la contaminación y la necesidad del reciclaje; conocimiento reducido de sus obligaciones y derechos hacia el medioambiente con una organización comunitaria demasiado jerárquica y rígida, inadecuada para adaptarse en enfrentar efectivamente los eventos extremos, por definición imprevisibles; ausencia de protocolos establecidos conjuntamente con los científicos y los decisores para la implementación de alertas tempranas; crecimiento urbano desordenado de la ciudad de El Alto y municipios de la mancha urbana de la cuenca Katari con aumento de los niveles de contaminación y pérdida de biodiversidad; desaparición de conocimientos ancestrales amigables para el medio ambiente y el uso sostenible de los recursos naturales, del hábito de observar la naturaleza y las condiciones meteorológicas/estacionales. Revilla (2021) presenta la más exhaustiva y completa investigación sobre estas complejas interacciones entre las dinámicas de la urbanización, la contaminación, la demografía, y las múltiples desigualdades socioeconómicas (en trabajo, ingresos, salud y educación) y socioecológicas, en la cuenca Katari.

**Academia (científicos)** – Falta de financiamiento recurrente (POA anual) para estudiar, monitorear y vigilar el Lago Titicaca, investigar los procesos de eutrofización, identificar las variables clave y los bioindicadores, anticipar los escenarios futuros; desaparición de los financiamientos IDH para pequeños proyectos; financiamientos de los grandes donantes (BM, BID, FAO, UN, UE,...) poco accesibles; de forma positiva, recién en diciembre 2022, fue creado el Fondo de Fomento al Desarrollo de Ciencia y Tecnología (FONDECyT) para incentivar el desarrollo de proyectos de investigación científica, tecnología e innovación, permitiendo a Bolivia ser elegible por mayores donantes para más tipos de financiación; poca coordinación entre equipos de investigación, entre institutos y universidades, a nivel binacional; poco intercambio de recursos, equipos y personal; limitada interdisciplinariedad en los estudios; reducida oferta de capacitaciones a nivel de Maestría y Doctorado; reclutamiento limitado de nuevos (jóvenes) profesionales con ítem; carencia de becas para estudios académicos; elevado costo de equipos, consumibles y su importación; poco incentivo para publicar en revistas indexadas; literatura gris (informes) no siempre confiable y de difícil acceso; escasas bases de datos e información digital abiertas.

**Tomadores de decisiones (políticos)** - Dispersión y solapamiento de actividades y atribuciones con los científicos; actividades realizadas mediante contratos con duración reducida (prestaciones de servicio infra-anales); falta de estabilidad laboral; composición demasiado cambiante de los equipos; consecuentemente, reducida consolidación institucional de las experiencias; poca confianza hacia los académicos y sus recomendaciones; limitado acceso y transferencia de tecnologías; baja convicción en actividades de investigación y monitoreo; compromiso deficiente con implementar PTARs; incompleta comprensión de los enfoques ecológicos en restauración; colaboración esperada con la autoridad binacional (ALT).

## 11. Objetivos y alcances del Observatorio OLT *Xavier Lazzaro*

El proyecto piloto tiene **seis objetivos principales**, conforme definidos en el documento de proyecto PRODOC PNUD/GEF GIRH TDPS (UNDP 2015):

- (1) Implementar una **boya hidro-meteorológica fija de monitoreo automático/autónomo permanente con alta frecuencia** (min, hora) en la región poco profunda y más vulnerable a la contaminación de la parte boliviana del Lago Menor del Titicaca, en las afueras de Huatajata. Almacenar/validar bases de datos en el GeoVisor IIGEO/UMSA previo a transferencia a UGCK/MMAyA, SENAMHI y ALT, otras instituciones, y usuarios habilitados .
- (2) Realizar **mediciones y colectas *in situ* en una red de estaciones** representativas durante campañas periódicas (cada 1-2 meses) para determinar la contribución del clima y la contaminación antrópica en las alteraciones observadas.
- (3) Identificar **indicadores clave y mecanismos** del buen funcionamiento ecológico y biogeoquímico del lago.
- (4) Diseñar un **sistema de alerta temprana** para anticipar los fenómenos indeseables de ‘eutrofización’, como las floraciones.
- (5) Utilizar la **percepción remota validada con mediciones *in situ***; consiste en extrapolar las mediciones puntuales de concentraciones en clorofila-*a* en estaciones y transectos para elaborar mapas cuantitativos de su distribución en la escala del Lago Menor.

- (6) **Capacitar el personal científico-técnico** de la UMSA y la ALT para operar y eventualmente replicar la plataforma, **compartir bases de datos para generar recomendaciones de medidas apropiadas para los gestores del MMAyA y contribuir a las previsiones climáticas** del SENAMHI, e **incentivar la implementación de la red de vigilancia con boyas automáticas** en otras partes vulnerables del Lago Titicaca. Luego, **compartir experiencias y tecnologías** con instituciones peruanas para **conformar el observatorio OBLT**.

**Breve descripción del Proyecto Piloto:** Busca desarrollar investigaciones para mejorar la comprensión del funcionamiento biogeoquímico y ecológico, e implementar una plataforma permanente de monitoreo y anticipación de la evolución de la condición del agua en el sector boliviano del Lago Menor. El Observatorio Permanente del Lago Titicaca constituye parte de una **propuesta más extensa** para generar un **‘Observatorio Binacional del Lago Titicaca’** (OBLT, <http://borea.mnhn.fr/fr/OBLT>) que tratará de la totalidad de este emblemático socio-ecosistema y contribuirá hacia la GIRH en el sistema TDPS. Pretende lograr sus objetivos a través de **5 resultados** (cf. Acuerdo de Subsidio, entre PNUD-Bolivia e IRD-Francia, 18/11/2018):

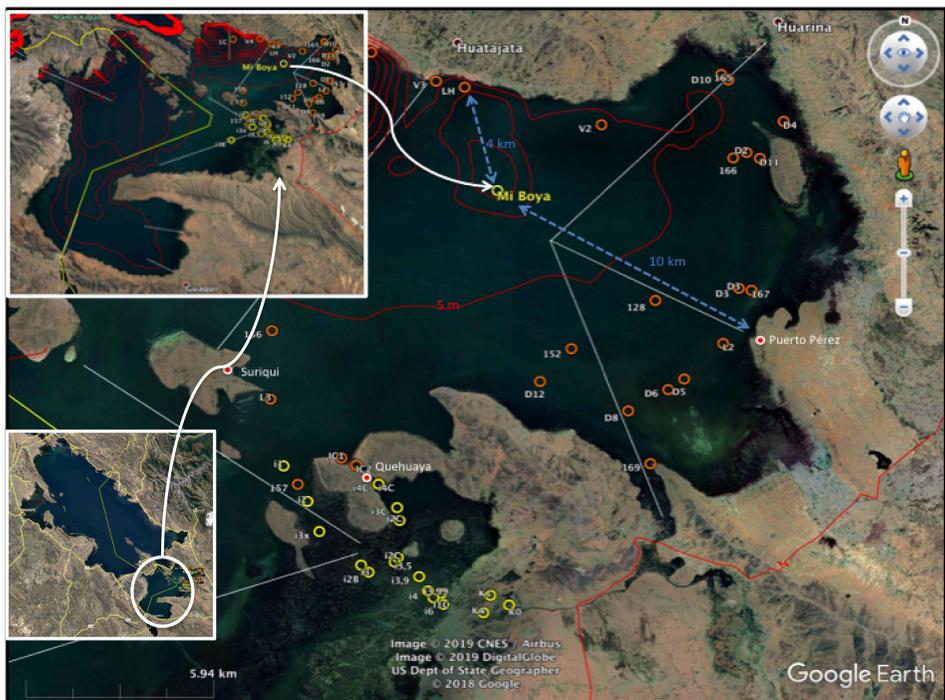
- **Resultado 1:** Mejorar el conocimiento sobre las **dinámicas biogeoquímicas y ecológicas del proceso de eutrofización** en el Lago Menor, en escala multi-temporal (día-noche, estacional, inter-anual), a partir de **mediciones con alta-frecuencia** (boya hidro-meteo), expediciones anuales, **campañas rutinarias**, estudios puntuales, y **percepción remota**.
- **Resultado 2:** Establecer relaciones entre distintos factores y fenómenos particulares en el Lago Menor del Titicaca, identificadas para prevenir, o al menos **anticipar**, la **aparición de floraciones de microalgas del fitoplancton** (o ‘blooms’) y otros fenómenos de gran relevancia para la vida y los servicios que brinda el Lago Titicaca.
- **Resultado 3:** **Capacitar** el personal técnico del **MMAyA**, del **SENAMHI**, de la **UOB**, de la **ALT** y de la Gobernación de El Alto y del Gobierno Autónomo de La Paz en la interpretación de datos de monitoreo, para la toma de decisiones y la socialización de la información generada con las comunidades locales. Realizar la transferencia de tecnologías hacia los investigadores y técnicos de las **instituciones peruanas**, para **estandarizar protocolos y redes de observación**, a fin de gestionar el sistema del Lago Titicaca de manera verdaderamente global y binacional.
- **Resultado 4:** Elaboración de informes técnicos y científicos.
- **Resultado 5:** Publicación de artículos técnicos y científicos.

**Nota:** Los Proyectos Piloto ‘Observatorio permanente del Lago Titicaca’ y ‘Fitorremediación de las zonas de Huatajata y Bahía Cohana del Lago Titicaca y revalorización cultural económica de la totora’ (coordinador Dr. Darío Achá, IE/UMSA) son dos proyectos hermanos complementarios. Promueven fuertes interacciones entre los dos equipos de investigadores, centrados en el mismo sitio de estudio. De hecho, enfocan de manera global el problema de la contaminación-eutrofización, y su control por ingeniería ecológica (fitorremediación). Inicialmente, era previsto que las observaciones de la boya y teledetección satelital servirían para evaluar las mejorías en la calidad de agua debido a la puesta en servicio de nuevas PTARs en la cuenca Katari, así como la implementación de humedales artificiales e islas flotantes de totoras en el litoral de Huatajata y aguas abajo del río Katari, respectivamente. Estas PTARs no fueron completadas. Debido al confinamiento por la pandemia de COVID19, el Dr. Achá tuvo que desarrollar su piloto de fitorremediación como una plataforma experimental en el Campus de la UMSA en Cota Cota.

## 12. Áreas de estudio en el Lago Menor: Noreste, Centro y Sistema hídrico Katari

Para seleccionar las áreas de estudio en el Lago Menor, se consideró 3 criterios:

- El área (Bahía Cohana) más conocida por la descarga de las aguas residuales transportadas por los ríos de la cuenca Katari, o sea la **región Central** entre las islas de Suriqui (Paco), Pariti y Quehuaya (4 décadas atrás era una isla cuando el nivel del lago era >1 m más alto).
- La **región Nordeste**, bordeada por el litoral de Chúa, Huatajata, Huarina, Puerto Pérez y Cumana, es la región más poblada. Apparently, allí originó la floración de *Carteria* sp. en Abril-Mayo 2015. Posteriormente, descubrimos durante nuestros estudios y mediante las imágenes satelitales que durante el período lluvioso, el desbordamiento del río Katari se divide en dos brazos: uno en dirección Oeste hacia el canal de Cohana y Bahía Cohana; el otro en dirección Este, se junta al río Sehuena, forma la laguna temporaria de Cumana, se desborda bajo el puente Incaico en Bahía Cumaná, al Norte.



**Figura 1-20** – Mapa de las zonas de estudio, en el sector boliviano de las regiones Norte y Central del Lago Menor, con las ubicaciones de algunas estaciones iniciales de monitoreo y la Boya HydroMet. Fuente: X. Lazzaro, elaboración propia.

- El **Sistema hídrico Katari**, clave durante el período lluvioso, entre Cohana y Cumana, combina los ríos Katari y Sehuena. Cuenta con tres desembocaduras al Lago Menor:

(1) Chojasivi, Sur de Bahía Cohana; (2) Bahía Cohana entre las islas Mayo, Quehuaya y Pariti (ambas en la región Central); y (3) Bahía Cumaná hacia la región Noreste.

### 13. Estrategias de investigación y monitoreo

De manera sintética, el observatorio OLT combina tres estrategias de monitoreo:

- Un **monitoreo automatizado con alta frecuencia** (minutos, horas) mediante una **boya hidrometeorológica**, anclada en 10 m de profundidad, integrando la calidad de agua de la región Norte más poblada, con transmisión remota en tiempo real al Campus UMSA.
- Un **programa de muestreo rutinario en una red de estaciones litorales** poco profundas ( $\leq 5$  m), enfocando las concentraciones en clorofila-*a* (bioindicador de la biomasa del fitoplancton), ficocianina (bioindicador de la biomasa de cianobacterias) y materia orgánica disuelta colorida (fDOM), influenciadas por la contaminación de los ríos.
- Una **teledetección satelital** (Sentinel-2), validada por mediciones *in situ* (en estaciones y la Boya) de las concentraciones en **clorofila-*a*** (mediante las sondas YSI EXO2 y Fluoroprobe BBE), la cual permite un análisis multitemporal del estado trófico del agua y de la distribución de los totorales a la escala global del Lago Menor. La implementación de ‘timelapses’ de imágenes Sentinel-2 con una frecuencia de 5 días permite **detectar los ‘hotspots’ de eutrofización** (áreas con clorofila-*a*  $\geq 20$   $\mu\text{g/L}$ ) y servir de **alerta temprana de floraciones de microalgas del fitoplancton** (‘Blooms’,  $\geq 100$   $\mu\text{g/L}$ ).

Esta investigación incrementa el conocimiento de los mecanismos de eutrofización, y desarrollar una plataforma de vigilancia del estado trófico del Lago Menor. Estas estrategias se pueden extrapolar al estudio de otras regiones vulnerables, como Bahía de Puno en el Perú.

### 14. ¿Porque desplegar una boya hidro-meteorológica automática y donde ubicarla?



**Figura 1-21** – Vista del satélite Landsat-8 de la floración masiva (‘bloom’) de la micro-alga verde unicelular *Carteria* sp. en las regiones Norte y Central del Lago Menor en Abril-Mayo 2015. Las lluvias anormalmente

*prolongadas provocaron mayores aportes de nutrientes, favoreciendo la fotosíntesis. La anoxia resultando de la descomposición de esta floración y de la producción de sulfuro de hidrogeno (H<sub>2</sub>S), un potente neurotóxico, por las bacterias sulfato-reductoras, provocó una mortandad considerable de peces, ranas y aves acuáticos. Fuente: Lazzaro (2015), elaboración propia.*

En Marzo-Abril 2015, la superficie del agua de las regiones Norte y Central del Lago Menor se volvió verde. Por primera vez, se observó una floración masiva de la micro-alga verde unicelular *Carteria* sp. (*sensu* Achá 2016). Es próxima a *Chlamydomonas* sp., con cuatro flagelos en vez de dos. Típica de ambientes eutróficos, es mixotrófica, o sea capaz de alimentarse por autotrofia (mediante fotosíntesis) y heterotrofia (consumiendo partículas orgánicas).

La prolongada estación de lluvias (más allá de marzo) arrastro aportes excesivos de nutrientes (N, P), materia orgánica y contaminantes provocando la floración. La descarga puntual de las aguas residuales de EL Alto vía la cuenca Katari hasta Bahía Cohana provocó la floración en la región Central. El escurrimiento difuso de aguas en la cuenca, contaminadas por las actividades agrícolas (fertilizantes, agrotóxicos), ganaderas (estiércol, antibióticos), y humanas (heces, orina), provocó la proliferación en el litoral norte y noreste, desprovisto de PTAR. Para socializar una información correcta, el 12 de mayo, Lazzaro & Achá (2015) y Lazzaro (2015) colgaron comunicados en la página web del IRD en Bolivia. Transmitieron un podcast en France Inter el 16 de Junio (Faux 2015). En la época, los artículos de la prensa local permitieron delinear la extensión de este fenómeno (Fig. 1-17). la descomposición de la masa de microalgas sumado a la liberación de sulfuro de hidrogeno (H<sub>2</sub>S, gas neurotóxico) por las bacterias sulfato-reductoras, provocó importantes mortandades de peces (*Orestias* spp.), ranas gigantes (*Telmatobius culeus*) y aves acuáticas que no vuelan (zambullidor del Titicaca o queñola, *Rollandia microptera*, en peligro de extinción, y choca, *Fú lica americana*), ambos endémicos. Las pérdidas económicas fueron muy importantes.

El déficit en OD por la altitud del lago fue agravado por las actividades de mineralización del exceso de materia orgánica por bacterias sulfato reductoras, las cuales consumen O<sub>2</sub> y liberan H<sub>2</sub>S (olor a huevos podridos). Ver mecanismos en la animación 3D de Achá & Pabon (2022). Este primer evento jamás reportado en el Lago Menor, reveló la extrema vulnerabilidad de este ecosistema poco profundo a los impactos combinados del cambio climático y antropogénicos. También reveló que la extensión de totoras emergentes y charas sumergidas, representa el único filtro biológico natural. El mismo es insuficiente para controlar el exceso de carga orgánica y contaminantes provenientes de la cuenca y la mancha urbana de El Alto – Viacha (1,2 M hab.).

Esta situación tan crítica impulsó Lazzaro (XL) en 2015 en delinear las directrices del **Observatorio Binacional del Lago Titicaca** (<http://borea.mnhn.fr/fr/OBLT>). Mediante el apoyo técnico y financiamiento del **programa SPIRALES del IRD**, con Javier Núñez Villalba, diseñaron el **GeoVisor IIGEO** (<https://geovisorumsa.com>, <https://www.youtube.com/watch?v=2q4A7ckul1Y>, <https://www.youtube.com/watch?v=alo6Vivlxw>). El GeoVisor es un portal geográfico universitario gratuito que permite analizar y visualizar datos científicos y técnicos de incursiones realizadas en el Lago Titicaca, en el ámbito de proyectos de cooperación entre UMSA e IRD. Finalmente, este mismo año XL elaboró el primer borrador del presente proyecto piloto OLT. Se volvía imprescindible anticipar, sino prevenir, la ocurrencia de futuras floraciones, más susceptibles durante épocas de lluvias, implementar un programa de monitoreo permanente del noreste del Lago Menor. Esta región más densamente poblada de todo el Lago Titicaca, paradójicamente carece de al menos una PTAR operacional y suficientemente dimensionada. No

obstante, la PTAR de Puchukollo, construida en 1998 con capacidad para apenas 500.000 habitantes, trata imperfectamente las aguas residuales de los barrios vecinos del Aeropuerto de El Alto. En vista de la imprevisibilidad y rapidez de ocurrencia del fenómeno se justificó:

- El despliegue de una plataforma de mediciones automáticas con alta frecuencia de las características físico-químicas y biológicas del agua, en particular relacionadas con la disponibilidad en materia orgánica degradable siendo la concentración en H<sub>2</sub>S un excelente bioindicador, y la concentración en clorofila-*a* (el principal pigmento fotosintético de las microalgas) como proxy de la biomasa y composición del fitoplancton.
- La combinación de mediciones de calidad de agua en la columna de agua sincronizadas con mediciones meteorológicas (siendo capaces de iniciar el fenómeno), o sea mediante una Boya HydroMet anclada en la zona mas vulnerable observada en 2015-2016.
- Complementar este dispositivo con un programa rutinario de monitoreo en una red de estaciones limnológicas (pre-establecida en la ocasión de la expedición ECERP de Agosto 2016) en la zona en cuestión. Sincronizar estas observaciones *in situ* con el paso de satélites, como Landsat-8 y Sentinel-2, para poder – mediante validación *in situ* – extrapolarlas a la escala de todo el Lago Menor, identificando las zonas en proceso de deterioro (eutrofización) requiriendo medidas urgentes de remediación.

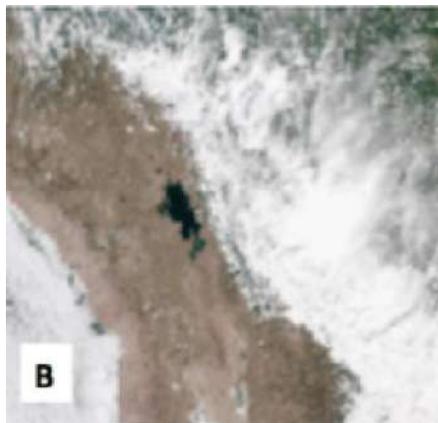


**Figura 1-22** – Mapa de las zonas de riesgos de eutrofización (simbolizadas por estrellas amarillas) en Agosto 2016, con calidad de agua deteriorada, pudiendo eventualmente generar floraciones ('Blooms'). Elaborado a partir de valores extremos de bioindicadores: anoxia y alta turbidez (sonda multiparamétrica HydroLab D55), reducida zona eutrófica (espectro-radiómetro C-OPS), materia orgánica y alta actividad de bacterias sulfato reductoras [H<sub>2</sub>S], alta clorofila-a con dominancia de algas verdes y cianobacterias (sonda FluoroProbe BBE),

especies mixotróficas, pequeños herbívoros del zooplancton, y clases IV-V del índice BMWP/Bol para macro-invertebrados (Lazzaro *et al.* 2017).

- En Bahía Cohana, la circulación hidrológica es muy cambiante y compleja durante el año, además de ser un ambiente muy poco profundo, frecuentemente < 30-50 cm en su región central. Los islotes de totorales son muy móviles y crean áreas de remanso. Existen por lo menos dos ejes principales por los cuales la corriente del río Katari fluye hacia el Lago Menor: uno eje noroeste entre la isla de Pariti y la península de Quehuaya hacia la isla de Suriqui, y el otro (posiblemente el principal) hacia el suroeste en dirección de la península de Taraco. En estas condiciones, desplegar una o mismo dos boyas automáticas, más sin perfilador, sería sabio más no tan factible para detectar cambios indeseables. En vez, varias sondas multiparametricas localizadas en sub-superficie no lo harían mejor y serían muy vulnerables a los cambios de nivel de agua y la navegación local.
- De hecho, el Lago Titicaca no puede ser el único de los Grandes Lagos del mundo carente de un programa de vigilancia/monitoreo permanente con un sistema de alerta temprana, por la intensificación de las presiones climáticas y antropogénicas en las últimas décadas.

Luego, investigadores asociados del IE/UMSA y Xavier Lazzaro, participamos en dos expediciones binacionales de evaluación de la calidad de agua y recursos pesqueros (programa ECERP coordinado por la ALT), en Diciembre 2015 y Agosto 2016. Caracterizamos la físico-química, las comunidades de fito- y zooplancton, macro-invertebrados y peces (Loayza *et al.* 2020), así las concentraciones en clorofila-*a* de las diferentes clases de micro-algas, la atenuación de la radiación ultravioleta y visible en las columnas de agua (Lazzaro *et al.* 2016, 2017). Para esto, durante períodos de 15 días, realizamos mediciones y muestreos a lo largo de perfiles verticales en 55 y 85 estaciones, respectivamente, en todo el Lago Menor, entre Perú y Bolivia, definiendo una red binacional de monitoreo. Pues, en los años anteriores, se había omitido las áreas someras litorales y las bahías.



**Figura 1-23** – Imágenes del satélite VIIRS demostrando que las condiciones meteorológicas encima del espejo de agua del Lago Titicaca, como la nubosidad, son muy diferentes de las condiciones encima de la cuenca, durante la mayor parte del año, por ejemplo: (A) Jueves 30 de Abril 2015 (2015120), (B) Miércoles 1ero de Julio 2015 (2015182), y (C) Martes 3 de Noviembre 2015 (2015307). Fuente: J. Maldonado & X. Lazzaro (2019), elaboración propia.



En Agosto 2016, combinar toda la información concerniente a bioindicadores clave nos permitió identificar unas 13 zonas vulnerables en proceso de eutrofización (Fig. 1-22). Como se puede notar, y era de esperar, todas estas zonas están ubicadas a proximidad de centros urbanos, desembocaduras de ríos, e islas pobladas. Estas zonas tienen que ser remediadas en prioridad; la más impactada siendo obviamente Bahía Cohana: somera, sedimentada, con su extenso totoral amenazado; Bahía Cumana y alrededores de isla Cojata, cerca de Huarina; isla Sicuya e isla Suriqui, en el sector boliviano. Corresponden con los sitios que ubicamos como ‘hotspots’ de eutrofización durante el piloto OLT mediante campañas e imágenes satelitales.

Otro mayor argumento es equipar el Lago Titicaca con una estación meteo a bordo de una boya. Pues, las condiciones meteorológicas sobre el espejo del agua son generalmente distintas de las terrestres. En particular la nubosidad es muy reducida, como se lo puede observar en la Fig. 1-23, en varias épocas del año. Por lo que, la irradiancia solar suele ser mayor encima del agua, aumentando la temperatura superficial del agua en relación a la tierra, favoreciendo vientos más fuertes y alterando la tasa de evaporación y la pluviometría, en relación a la tierra. Además de poder anticipar los fenómenos de eutrofización y los blooms, el monitoreo continuo automático con alta-frecuencia mediante una boya permitirá detectar/cuantificar las esperadas mejorías en la calidad de agua generadas por la implementación de nuevas PTARs en la cuenca Katari y el litoral Noreste. Estas construcciones estaban previstas desde hace más de una década. El momento del despliegue de la Boya HydroMet es aún muy oportuno, en la medida de que desde 2018 se dispone de recursos suficientes (prestamos de BID, AFD y UE) destinados para la construcción de nuevas PTARs. Previamente, es deseable experimentar una unidad piloto para comprobar su adecuación a las condiciones ambientales muy peculiares en el Altiplano. Estas resultan de su ubicación tropical y de gran altitud, como: intensa radiación solar UV y visible (+30%), baja presión parcial en oxígeno (-30%) y gran amplitud diaria de temperatura del aire ( $\geq 15$  °C), con consecuencias sobre la estructura y el funcionamiento de las comunidades de micro-organismos, entre otros.

Desde 2012, la única estación meteo ubicada cerca del Lago Menor es la estación Campbell del IRD en el litoral de Huatajata, cuyas bases de datos son compartidas con el SENAMHI-BO. Por lo que, es importante contar con una Boya HydroMet en la región Noreste más vulnerable del Lago Menor. Así se entiende mejor los procesos ecológicos y biogeoquímicos de la eutrofización, la formación de ‘blooms’, influenciados por las condiciones meteorológicas. Asimismo, las series temporales de meteo lacustre permitirán afinar el balance hídrico de esta

parte del lago, a partir de mediciones locales más precisas de tasas de irradiación solar, balance de calor, régimen de vientos, evaporación y pluviometría. Estas informaciones serán de gran interés no solo para los biólogos y ecólogos, sino para los hidrólogos, los meteorólogos del SENAMHI-BO, y los físicos modeladores del clima futuro, para elaborar escenarios más exactos, y adecuados planes de gestión sostenible de los recursos hídricos y acuáticos.

Por supuesto, nuestra propuesta innovadora del observatorio OLT debería, mediante la ALT, reforzar la cooperación binacional sobre la comprensión de los mecanismos y el control de la eutrofización en áreas poco profundas (litorales) del Lago Titicaca. Así, es urgente incentivar la implementación de un monitoreo automático permanente similar, por parte de los investigadores y técnicos de las instituciones peruanas, en el ámbito de los proyectos pilotos y complementares del programa PNUD GIRH TDPS. En particular, se deberían focalizar en la bahía de Puno donde ocurre similares desafíos con altos niveles de contaminación/eutrofización perjudiciales a las actividades turísticas y piscícolas. Estos son agravados por (a) el colapso de la PTAR El Espinar de la ciudad de Puno, contaminando desde varias décadas a la Bahía Interior de Puno (BIP) y (b) las descargas masivas de aguas residuales de la ciudad de Juliaca, carente de una PTAR, vía el río Coata hasta la Bahía Exterior de Puno (BEP) donde se concentran las islas flotantes turísticas de los Uros, e importantes piscifactorías de truchas en jaulas flotantes.

## 15. Selección de la boya HydroMet y parámetros medidos por los captores



**Figura 1-24** – Detalles de los equipos del pontón perfilador XYLEM, con la estación meteo Vaisala 202133, el piranómetro Li-COR Li-200R, el compartimiento del perfilador equipado de dos paneles solares, con la sonda multi-paramétrica YSI EXO2 (debajo de la boya, no visible). Fuente: X. Lazzaro, elaboración propia.

Para seleccionar los modelos y marcas de la boya y los sensores meteorológicos y de calidad de agua, se realizó una licitación de los equipos disponibles en el mercado internacional, comparando sus características técnicas y costos. Comparamos los **equipos de marcas líderes**:

- **OTT HydroMet**, GmbH / Hach Company, Kempten, Alemania: OTT Water Quality Buoy y sonda multiparamétrica HYDROLAB HL7 (temperatura, conductividad, presión/profundidad, pH, oxígeno disuelto, turbidez, ORP, cianobacterias, clorofila-*a*; [www.ott.com](http://www.ott.com))
- **DMO – Del Mar Oceanografic**, LLC, San Diego, CA, USA: perfilador vertical ‘THE WIREWALKER™’, alimentado por la energía de las olas oceánicas; [www.delmarocean.com](http://www.delmarocean.com)
- **EIVA Marine Survey Solutions**, Skanderborg, Dinamarca: ToughBuoy Pancha wave buoy solution para estudios de medición de olas y corrientes; [www.eiva.com/products/eiva-equipment/toughbuoy-panchax](http://www.eiva.com/products/eiva-equipment/toughbuoy-panchax)
- **NKE Instrumentation**, Hennebont, Francia: NKE Boya instrumentada genérica, transmisión de datos por enlace de radio o red de telefonía celular mediante protocolo TCP-IP, almacenamiento > 1 año; medición de parámetros de agua: temperatura, caudal, nivel de agua, conductividad, oxígeno disuelto, turbidez, pH, clorofila; parámetros meteorológicos: velocidad y dirección de viento, temperatura del aire; NKE Boya perfiladora mejorada del modelo inicial **PROLIPHYC**: sonda multiparamétrica MP (temperatura, presión, conductividad, OD), sonda FluoroProbe BBE5 (fluorescencia de la clorofila-*a*) con sistema de cloración; estación meteorológica Vaisala: irradiancia solar, velocidad/dirección del viento, temperatura, presión atmosférica, pluviometría; [www.nke-instrumentation.fr](http://www.nke-instrumentation.fr)
- **Polimater LLC / BASE FLOW / XYLEM Analytics**, Doral, FL, USA: YSI EMM68 Harbour Buoy: plataforma de monitoreo de calidad de agua de despliegue rápido con telemetría remota, puede ser levantado por 2 personas, operable desde un pequeño bote; **XYLEM HydroMet Profiler Pontoon/Raft**: combina una estación meteo completa Vaisala multiparamétrica ultrasónica (velocidad-dirección del viento, pluviometría, radiación solar, humedad, presión atmosférica) con una sonda YSI EXO2 multiparamétrica sumergible (profundidad, conductividad, temperatura, pH/ORP, DO óptico, turbidez, fDOM, fluorescencia de la Clorofila-*a* y Ficocianina, con limpiador) montada en un perfilador vertical programable; boya equipada de GPS, dataloggers, transmisión GSM, alimentada por paneles solares; [www.baseflow.net](http://www.baseflow.net)

Nuestro análisis técnico y de costo/performance nos llevó a **seleccionar la boya XYLEM HydroMet Profiler Pontoon/Raft de Polimater/BASE FLOW/XYLEM**, con una estación meteo Vaisala 202133 digital ultrasónica y una sonda multiparamétrica YSI EXO2 sumergible. Polimater/Base Flow es el proveedor oficial para América Latina de los más renombrados fabricantes, como YSI, Campbell, Vaisala, SonTek, WaterLOG, Aanderaa, entre otros. XYLEM Analytics (<https://www.xylem.com/en-us/about-xylem/>) es un importante ensamblador y fabricante mundial de marcas líderes del mercado, cuyo éxito se basa en la innovación, la aplicación dentro de los sectores del agua y las aguas residuales, y totalmente personalizable según las necesidades de los usuarios.

El **pontón XYLEM** es mucho más estable de que una boya clásica en condiciones de ventarrones y oleadas, bastante frecuentes en el Lago Titicaca. Mismo en estas condiciones permite trabajar a bordo, programar, calibrar y reparar equipos. Alberga 2 paneles solares orientados en posiciones opuestas capaces de generar toda la energía eléctrica necesaria al funcionamiento permanente de los equipos, así como la estación meteo Vaisala ultrasónica (sin piezas móviles) en la parte superior, y en el compartimento central el perfilador vertical (cable que se envuelve alrededor de un cabrestante) al cual esta suspenda la sonda multiparamétrica sumergible YSI EXO2. Los datos generados por ambos sistemas de captosres son almacenados por separado en dos datalogger Campbell CR1000, y transmitidos de manera inalámbrica mediante un modem Sierra Airlink, vía la red celular. La frecuencia de adquisición de los datos así como la frecuencia del perfilador vertical son completamente programables, con mínimos de 5 min y 1 hora, respectivamente. El pontón esta equipado con un GPS Garmin 16X-HVS (alta sensibilidad, 12 canales, salida NMEA 0183) para detectar una eventual deriva vinculada, por ejemplo, a la ruptura de uno de sus anclajes, así como de una baliza Carmanah M650 de luces LED de alta potencia de 4 millas de alcance para evitar las colisiones nocturnas. Varios softwares permiten sincronizar los sensores entre ellos y programar la emisión de sus datos (LoggerNet), programar y analizar los datos perfilados (KorEXO, YSI Profile Wizard y firmware escrito personalizado CR1000 Turn Key System) y generar alertas automáticas en caso de superar unos valores de umbral. Las características y los sensores de la estación meteo y la sonda multiparamétrica fueron seleccionados cuidadosamente en función de los parámetros clave interviniendo en la iniciación y/o el desarrollo de los procesos de eutrofización, pudiendo conducir hasta condiciones físico-bioquímicas dañinas y últimamente la ocurrencia de floraciones de micro-algas. La **estación meteo Vaisala VXT536** está equipada con una suite de sensores ultrasónicos todos digitales, sin partes móviles. Mide 5 de los mas esenciales parámetros meteorológicos, y registra la radiación solar con un **piranómetro Li-COR Li-200R** (rango de 400 a 1100 nm), <https://www.vaisala.com/en/products/weather-environmental-sensors/weather-transmitter-wxt530-series> :

- **velocidad** (rango 0-60 m/s, tiempo de respuesta 0,25 s, variables disponibles: promedio, máximo y mínimo, precisión  $\pm 3\%$  a 10 m/s, resolución 0,1 m/s) y **dirección del viento** (azimut 0-360°, tiempo de respuesta 0,25 s, variables disponibles: promedio, máximo y mínimo, precisión  $\pm 3,0^\circ$  a 10 m/s);
- **duración** (contando cada incremento de 10 segundos cada vez que se detecta una gota, resolución 10 s; granizo: cantidad acumulada de golpes contra la superficie de recolección, duración: contando cada incremento de 10 segundos cuando se detecta granizo, resolución 0,1 hits/cm<sup>2</sup>, 1 golpe) e **intensidad de precipitación** (acumulación acumulativa después del último reinicio automático o manual, ejecutando promedio de 1 min en pasos de 10 segundos, rango de observación 0-200 mm/h, resolución 0,1 mm/h, área de recolección 60 cm<sup>2</sup>, resolución de salida 0,01 mm, precisión mejor que 5% según el clima; intensidad: promedio de ejecución 1 min en pasos de 10 s, resolución de granizo 0,1 hits/cm<sup>2</sup>h, 1 hit/h);
- **presión barométrica** (rango 600 a 1100 hPa, precisión  $\pm 0,6$  hPa de 0 a +30°C);
- **humedad relativa** (0 a 100% HR, precisión  $\pm 3\%$  HR a 0-90% HR, +5% HR a 90-100% HR);
- **temperatura del aire** (-52° a +60°C, precisión a +20 °C  $\pm 0,3^\circ$ C);
- **radiación solar incidente** mediante un sensor piranómetro Li-200 R (precisión 5%, típicamente <3%, sensibilidad  $\pm 1\%$  de linealidad).

La **sonda multiparamétrica YSI EXO2** es la plataforma la más avanzada para el monitoreo de la calidad de agua. Tiene un rango de profundidad de 0-250 m, una autonomía de 90 días (con pilas) con una frecuencia de adquisición de 15 min y una frecuencia de hasta 4 Hz. Alberga 7 puertos, 1 para el limpiador antifouling y 6 para sensores de:

- **conductividad/temperatura** (precisión 0,001 mS/cm y resolución 0,0001 a 0,01 mS/cm);
- **pH/ORP** (rango -999 a 999 mV, precisión  $\pm 20$  mV, resolución 0,1 mV);
- **clorofila-*a* y ficocianina** (cianobacterias) combinadas en un solo sensor (rango 0 a 100  $\mu\text{g/L}$ , resolución 0,01  $\mu\text{g/L}$ );
- **fDOM** (fluorescencia de la materia orgánica disuelta; proxy más preciso que la CDOM, materia orgánica disuelta colorida) (rango 0 a 300 ppb QSU – Quinine Sulfate Equivalents, límite de detección 0,07 ppb QSU, resolución 0,01 ppb QSU);
- **DO óptico**, oxígeno disuelto (rango 0 a 50 mg/L, precisión 0 a 20 mg/L  $\pm 0,1$  mg/L i.e. 0,1 % de lectura, y 20 a 50 mg/L  $\pm 5\%$  de lectura, resolución 0,01 mg/L);
- **turbidez** (rango 0 a 4000 FNU, precisión 0-99 FNU con 0,3 FNU o  $\pm 2\%$  de lectura, 1000 a 4000 NFU con  $\pm 5\%$  de lectura, resolución 0-999 FNU = 0,01 NFU, 1000-4000 FNU = 0,1 FNU).

## 16. Evaluación de la calidad de agua del lago mediante teledetección satelital

Javier Maldonado Alfaro

Los lagos de agua dulce son un recurso importante para la biosfera mundial, tienen un rol fundamental en el ciclo biogeoquímico (Likens 2009). Afectan al clima a escala regional mediante el intercambio de calor y agua con la atmósfera (Krinner 2003). Desempeñan un papel importante en el ciclo global del carbono (Tranvik *et al.* 2009) y prestan servicios ecosistémicos esenciales para la sociedad (Vollmer *et al.* 2018). Los lagos son lugares valiosos de fuente de agua potable, pesca, agricultura, transporte y turismo. Sin embargo, la gestión de la calidad del agua es una de las principales preocupaciones de la sociedad actual.

La gestión eficaz de los recursos hídricos requiere el seguimiento de los parámetros de calidad del agua con datos registrados del pasado hasta el presente. Una forma de lograrlo es mediante el muestreo de campo y las mediciones de laboratorio, que son muestreos puntuales que pueden tener limitaciones temporales como espaciales (Anne & Riddick 2016). Es necesario contar con apoyo técnico y financiero para realizar estudios que puedan cubrir ciertas zonas y puedan realizarse de manera continua. Sin embargo, estos esfuerzos pueden incluir múltiples desafíos, como los problemas logísticos y financieros. Además, las mediciones de campo, en la mayoría de los casos, son difíciles de obtener debido a complicación de acceso al lugar, distancias largas para muestrear y la necesidad de un personal técnico capacitado. Teniendo en cuenta todo lo anterior, se necesitan métodos complementarios para las mediciones de la calidad del agua. En este contexto, la teledetección es una herramienta que ayuda a monitorear la calidad del agua en los lagos proporcionando un alcance temporal y espacial importante. A continuación, se describe en que consiste la teledetección para evaluación de calidad del agua.

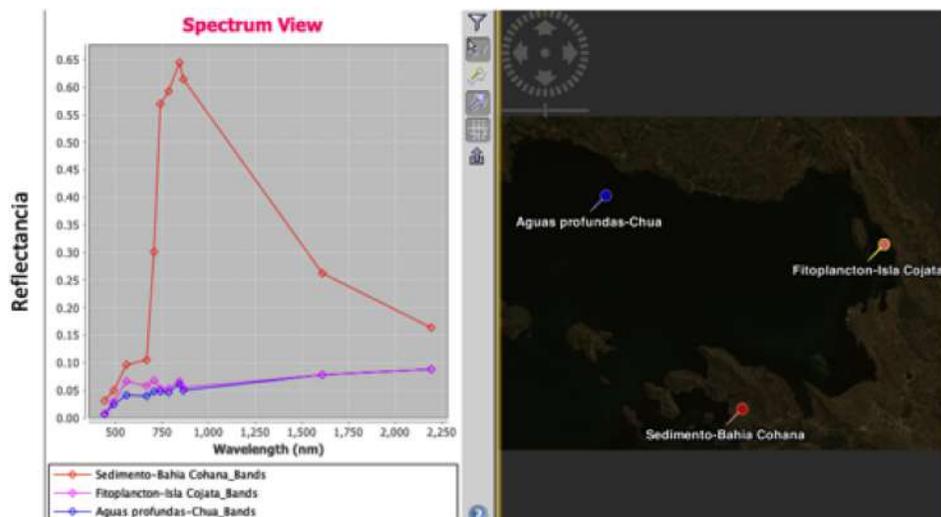
### 16.1. ¿Qué es la teledetección satelital?

El concepto de utilizar la teledetección para vigilar la calidad del agua surgió en 1960. Se estudiaba el color del océano para intentar estimar la clorofila-*a* (Cl-*a*), que es el principal

pigmento fotosintético, como sustituto ('proxy') de la biomasa del fitoplancton, así como la temperatura de la superficie del mar (TSM), mediante una técnica de teledetección satelital (Morel & Prieur 1977). La teledetección se define como la ciencia utilizada para obtener información de un objeto, un área específica o fenómeno, a partir del análisis de datos adquiridos por un sensor ubicado a cierta distancia (Le *et al.* 2011). Los datos que se consiguen proporcionan una amplia cobertura de la superficie terrestre y pueden ser obtenidos con repeticiones de paso frecuentes por el mismo lugar, con una frecuencia variando de un día a varios días. Facilitando así, el monitoreo continuo de lagos y embalses. La mayoría de los sensores satelitales utilizados en la teledetección del agua, funcionan en plataformas satelitales de órbita baja sincrónicas al sol (Mollaee 2018). Esta radiación solar permite captar los fenómenos en longitudes de onda visible e infrarroja (Chuanmin Hu *et al.* 2012). Algunos de los parámetros que se utilizan para el monitoreo de lagos son: la concentración de la clorofila-*a*, la concentración de la ficocianina (pigmento fotosintético específico de las cianobacterias, unas micro-algas indeseables) o la transparencia del agua, proporcionando una buena cobertura espacial y temporal con costos reducidos (Constantin 2012).

Sin embargo, obtener información confiable a partir de datos de teledetección es un desafío, ya que la señal detectada por el sensor está afectada por las interferencias atmosféricas (De Keukelaere *et al.* 2018), como también por los compuestos presentes en el agua. La aplicación de las técnicas de teledetección en lagos puede ser muy diferente de las que se aplica en océanos abiertos, debido a la composición variable de los componentes del agua (Ogashawara *et al.* 2017), por lo que algunos algoritmos podrían ser intercambiables. Así, se han desarrollado numerosos algoritmos de corrección atmosférica para eliminar estos efectos no deseados. Algunas correcciones son específicas del sensor y se desarrollaron para la tierra (Sola *et al.* 2018, König *et al.* 2019) o para el agua (De Keukelaere *et al.* 2018). Debido a esto, es preciso y necesario el desarrollo de un algoritmo específico para el Lago Menor del Titicaca, y así obtener datos confiables, monitoreando el proceso de eutrofización y la calidad del agua.

## 16.2. Teledetección satelital de la calidad del agua



**Figura 1-25** – Sensibilidad del sensor en relación a sedimento, fitoplancton y agua profunda en Chúa, isla Cojata, bahía Cohana (Elaboración propia, Sentinel-2, corrección atmosférica iCOR 10m, 27/04/2022, SNAP).

Los componentes del agua ópticamente significativos, como la clorofila-*a* (Cl-*a*), las partículas totales en suspensión (TSS) y la materia orgánica disuelta coloreada (CDOM), pueden obtenerse a partir de mediciones por satélite de la luz solar que es reflejada en determinadas longitudes de onda del espectro visible y del infrarrojo cercano (Allan & McBride 2018). Esto se debe a que estos componentes absorben y dispersan varias longitudes de onda de la luz incidente en el agua (Ogashawara & Li, 2019). Así, la reflectancia del agua captada por el satélite puede proporcionar información muy valiosa sobre los cambios en el medio acuático, como aumento de biomasa de algas, sedimentos (Brezonik *et al.* 2015; Eiji *et al.*, 2019) (Fig. 1-25).

### **16.3. La clorofila-*a* como bioindicador de la calidad del agua detectada por satélite**

La clorofila-*a*, el principal pigmento fotosintético del fitoplancton, es un indicador de su biomasa. Una cantidad adecuada de esta biomasa es vital para un ecosistema acuático saludable y productivo. Al contrario, un exceso de biomasa puede representar un problema para la salud pública y la vida de otros seres vivos (Brooks *et al.* 2016). Las mediciones radiométricas ópticas de las aguas oceánicas, permiten, de manera precisa determinar el color del océano, que es dado principalmente, por la Cl-*a* y sus pigmentos accesorios (Hu *et al.* 2012). En lo que concierne a las aguas costeras y continentales, su color es influenciado por la presencia de partículas orgánicas e inorgánicas disueltas, por lo que la medición de la Cl-*a* es un desafío aun mayor (Doxani *et al.* 2018; Kuhn *et al.* 2020).

La elección del satélite es muy importante. En el proyecto, se decidió utilizar los satélites Sentinel-2 y Sentinel-3, ambos de la Agencia Espacial Europea (ESA), en vez de Landsat 8, una colaboración entre la NASA y el United States Geological Survey (USGS), con 30 m a 100 m de resolución espacial y 16 días de frecuencia de paso (o sea solo 1-2 pasos/mes). De hecho, los dos Sentinel-2A y 2B (10 m, 5 días) son más apropiados para estudiar Bahía Cohana con canales de  $\leq 5$  m de ancho entre los totorales e implementar un sistema de alerta temprana de las floraciones del fitoplancton (o 'Blooms'). Los dos Sentinel-3, del programa Copernicus de la Unión Europea (UE) proporcionan datos sobre la altura de las olas, la temperatura del agua, la velocidad del viento, así como datos ópticos y altimétricos sobre los océanos y los continentes. Sus ventajas son tener una mayor frecuencia de paso (1-2 días) y sobre todo medir la radiación visible y del infrarrojo cercano de los océanos y las aguas continentales con una resolución espacial  $< 300$  m, o sea, un nivel de rendimiento equivalente al del instrumento MERIS de Envisat. Este rendimiento debería ser equivalente al de los instrumentos MERIS y AATSR de Envisat y al del instrumento de vegetación de SPOT. Así, Sentinel-3 es particularmente apropiados para mapear el estado trófico global de la zona pelágica del Lago, en cuanto la limnología clásica en base a muestreos puntuales en estaciones no puede resolverlo.

### **16.4. Sentinel-2**

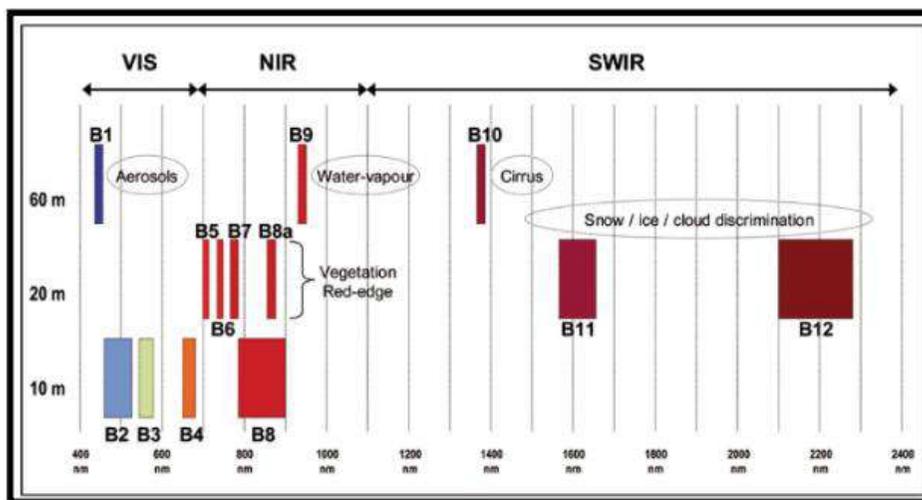
Sentinel-2, es una misión satelital de dos satélites gemelos, Sentinel-2A y 2B, de órbita polar colocados en la misma órbita sincrónica al sol, en fase de 180° entre sí. Producen imágenes de alta resolución multispectral. Fueron puestos en órbita en junio 2015 y marzo 2017 por la ESA (European Space Agency). Tienen un sensor MSI (MultiSpectral Instrument), el cual les

permite hacer diversos tipos de monitoreos, como agrícolas, en zonas costeras, glaciares y aguas continentales (Mollae 2018).

El sensor MSI tiene un ancho de franja de 290 nm. Es un multispectral de 13 bandas (de 443 a 2190 nm), desde NIR (visible e infra-rojo cercano) a SWIR (Infrarrojos de longitud de onda corta), con una resolución espacial de 10 m (cuatro bandas visibles e infrarrojo cercano), 20 m (seis bandas infrarrojas de borde rojo y onda corta) y 60 m (tres bandas de corrección atmosférica): <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2> (Tabla 1-8) (Fig. 1-26) (ESA 2015; Mollae 2018).

**Tabla 1-8 – Características de las bandas de Sentinel-2A. Fuente: Mollae (2018).**

Bandas de S2	Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda	Resolucion espacial
B1	443	20	60
B2 (Azul)	490	65	10
B3 (Verde)	560	35	10
B4 (Rojo)	665	30	10
B5	705	15	20
B6	740	15	20
B7	783	20	20
B8 (NIR)	842	115	10
B8a	865	20	20
B9	945	20	60
B10 (SWIR Cirrus)	1380	20	60
B11 (SWIR)	1610	90	20
B12 (SWIR)	2190	180	20



**Figura 1-26 – Bandas con longitudes (en nm) y resoluciones espaciales (10, 20 y 60 m) del satélite Sentinel-2A (ESA 2015; ESA’s Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services). Términos: *Aerosols* = aerosoles, o sea, un conjunto de finas partículas sólidas o líquidas de una sustancia química o una mezcla de sustancias suspendidas en un medio gaseoso; *Water-vapor* = vapor de agua; *Vegetation red-edge* = borde rojo de la vegetación, se refiere a la región de rápido cambio en la reflectancia de la vegetación en el rango infrarrojo cercano del espectro electromagnético. La clorofila-a contenida en la vegetación absorbe la mayor parte de la luz en la parte visible del espectro (400-700 nm), pero se vuelve casi transparente a longitudes de**

*onda > 700 nm; Cirrus = nube blanca alta de la troposfera superior (de 6.000 a 15.000 m de altura), sedosa, con forma de filamentos paralelos, rizos de pelo, uñas o arrugas que no provoca precipitaciones y está formada por cristales de hielo en forma de copos o filamentos; Snow / ice / cloud discrimination = Nieve / hielo / discriminación de nubes.*

Entre los dos satélites Sentinel-2A y 2B que se encuentran a una altitud de 786 km, se tiene un periodo de revisita de 5 días por un mismo punto. Las imágenes se encuentran divididas en tiles o teselas de 100 x 100 km. Los productos disponibles para su descarga son Level-1C y Level-2A. El Level-1C proporciona la reflectancia geocodificada del TOA (Top-Of-the-Atmosphere, parte superior de la atmosfera) con registros multispectrales y multi-fecha (Mollae 2018). Proporciona también, máscaras de tierra/agua, la presencia de nubes y dependiendo de la banda una resolución de 10, 20 y 60 m (ESA 2015). El Level-1C es la imagen base para poder efectuar las correcciones atmosféricas que se necesiten y poder obtener valores de reflectancia para cada banda.

### 16.5. Sentinel-3

Los satélites Sentinel-3A y 3B forman parte del programa Copernicus, financiado por la Unión Europea (UE), que incluye un componente espacial gestionado por la Agencia Espacial Europea (ESA). Fueron lanzado el 16/02/2016 y el 25/04/2018, respectivamente. Se utilizan principalmente para la topografía de la superficie del mar, medir temperatura y en la vigilancia del medio ambiente y del clima. Sentinel-3 es un multi-instrumento que lleva cuatro equipos útiles: un Instrumento de color oceánico y terrestre (OLCI), un radiómetro de temperatura de la superficie marina y terrestre (SLSTR), un altímetro SAR (SRAL) y un radiómetro de microondas (MWR) (Moses *et al.* 2019). Las principales características del OLCI son: un ancho de franja de 1.270 km, un espectrómetro de escoba de empuje (con cinco cámaras que reducen la contaminación por el sol inclinando las cámaras en la dirección oeste), 300 m de resolución espacial y 21 bandas (0,4-1,02  $\mu\text{m}$ ) (ESA & EUMETSAT 2018).

### 16.6. Corrección atmosférica

Después de validar una corrección atmosférica para el Lago Menor del Titicaca, se puede obtener un algoritmo de las concentraciones de clorofila-*a*. La luz captada por un sensor remoto pasivo de observación, atraviesa la atmosfera de la tierra dos veces, desde el sol hasta la superficie de la tierra, y desde la superficie hasta el sensor (Moses *et al.* 2017). Por lo que, la luz recibida por el sensor, se ve afectada por la absorción y dispersión causadas por las moléculas de gas y partículas atmosféricas. La 'Corrección atmosférica' es el proceso de corrección de los efectos atmosféricos y recuperación de la reflectancia de un objeto en la superficie de la tierra. Las correcciones atmosféricas terrestres se las considera como una 'superficie Lambertiana' (Gao *et al.* 2009), es decir, una superficie ideal, perfectamente difusa, que refleja la energía por igual en todas las direcciones (NALMS 2009). Mientras que la interfaz aire-agua tiene una reflexión especular (Keukelaere *et al.* 2018) es decir un reflejo como de un espejo. Es también importante mencionar, que la teledetección en lagos es más complicada que en los océanos, debido a mayores concentraciones de partículas inorgánicas y materia orgánica disuelta como también a la estratificación vertical de la profundidad óptica (Bitelli & Mandanici 2010). Se desarrollado varios algoritmos de corrección atmosférica para eliminar estos efectos no deseados.

## 16.7. Dinámica espacio-temporal del estado trófico mediante la clasificación OWT generada por imágenes del satélite Sentinel-3

Aquí se muestra la dinámica del estado trófico del lago con la herramienta OWT (Optical Water Type' classification) de nuestra área de estudio (Lago Menor del Titicaca) y observar las diferentes clases que están presentes entre el 12 de abril y 29 de mayo 2022.

**Mapas de distribución de las clases de calidad de agua OWT** – Los índices de clasificación trófica de los lagos en base a monitoreo *in situ*, procedimiento clásico en limnología, solo pueden tener un valor puntual en el espacio y el tiempo, a menos que sean calculados de manera global, por ej. con datos estacionales o anuales promedios. Por lo que, estos índices no permiten acompañar la dinámica trófica de un lago a nivel espacial o temporal. Además de un sistema de monitoreo *in situ* en base a campañas, la teledetección con imágenes satelitales ofrece una mayor cobertura espacial y temporal siendo esta, una herramienta muy poderosa para el monitoreo de la calidad del agua. Durante la última década, el acceso gratuito a imágenes satelitales ha promovido su uso y se han desarrollado nuevas técnicas confiables de monitoreo de calidad de agua. Los últimos satélites lanzados, con nuevos sensores, como ser el MultiSpectral Imager (MSI) a bordo de los satélites Sentinel-2 (ESA) y el Ocean Land Color Imager a bordo del satélite Sentinel-3 (ESA) permiten un monitoreo de la calidad de las aguas continentales (Eleveld *et al.* 2017; Mollae 2018). Las misiones Sentinel-3A / B y tienen una gran capacidad de monitoreo para la calidad del agua de lagos, debido a la configuración favorable de sus 21 bandas, las altas relaciones señal/ruido, la resolución espacial completa (300 m) y una visita sincrónica con el sol de menos de dos días (Eleveld *et al.* 2017; Soomets *et al.* 2019).

A estas capacidades de Sentinel-3 para monitoreo de los lagos, se suma una herramienta desarrollada por la Unión Europea llamada Global Lakes Sentinel Services (GLaSS) que es un sistema para procesar datos de lagos (Eleveld *et al.* 2017). Uno de los productos desarrollados para el análisis de imágenes de lagos está basada en los tipos ópticos de agua (en inglés 'Optical Water Types') (OWT). Esta clasificación calcula conglomerados de píxeles basados en espectros que fueron medidos *in situ* por diferentes usuarios de todo el mundo. OWT asigna la clase de tipo de agua que corresponde a la mejor coincidencia entre el espectro de detección remota y la obtenida *in situ*. La Glass\_6C, es un tipo de clasificación, que se utilizó para este informe, y está destinado al uso de lagos y es el resultado de mediciones de reflectancia *in situ* efectuadas en otros lagos y de las cuales se obtuvo 6 clases (Tabla 1-9) (Eleveld *et al.* 2017).

**Tabla 1-9** – Glass\_6C: Características de la 6 clases OWT de parámetros no normalizados.

OWT	Chl min	Chl median	Chl max	CDOM min	CDOM median	CDOM max	TSM min	TSM median	TSM max
1	0.1	1.6	12.3	0.04	0.17	1.03	0.15	1.34	14.70
2	0.8	7.2	69.6	0.9	4.8	20.43	0.87	27.18	52.28
3	1.3	24.0	33.0	0.05	2.6	8.0	0.28	16.76	208.9
4	0.9	107.0	705.0	0.27	4.2	18.67	1.70	37.65	190.07
5	0.8	27.0	86.1	0.2	1.17	17.0	3.10	54.03	285.6
6	7.5	22.5	450.0	0.32	0.76	1.03	1.4	67.27	250.36

La Tabla 1-19 presenta las características del GLASS\_6C. El **clase 1** es representativa de aguas claras ligeramente afectadas por la Cl-a (pico alrededor de 550 nm). Las aguas dominadas

por concentraciones crecientes de Cl-*a* están representadas por las **clases 1, 3 y 4**. Las **clases 5 y 6** son aguas dominadas por sedimentos brillantes. Las aguas de **clase 2** son relativamente oscuras en todo el espectro y se encuentran en turberas con alta absorción húmica (CDOM). Las características bio-ópticas que utiliza OWT para un lago son: CDOM (Colored Dissolved Organic Matter), TSM (Total Suspended Matter) y Cl-*a*. El CDOM consiste en la materia orgánica disuelta ('Dissolved Organic Matter' o DOM) es un componente importante de los ecosistemas lacustres. Se lo define como la fracción del material orgánico que pasa a través de un filtro con tamaño de poro  $\leq 0,45 \mu\text{m}$  (McDonald *et al.* 2004). Está compuesto por ácidos húmicos y fúlvicos derivados de la degradación de material vegetal y del suelo, como también compuesto por material particulado biológico y sustancias excretadas por otros organismos (Saraceno *et al.* 2009).

La parte de DOM que absorbe la luz se llama CDOM ('Coloured Dissolved Organic Matter' o Materia Orgánica Disuelta Coloreada) (Kutser *et al.* 2006). El CDOM absorbe la radiación solar de longitud de onda corta (0,25 a 4,0 nm), permitiendo la realización de reacciones fotoquímicas, cumpliendo también una función protectora de la biota acuática del daño que pueden causar los rayos UV-B, un efecto que probablemente sea especialmente importante en los lagos de alta latitud (Pienitz & Vincent 2000).

El TSM representa la Total Suspended Matter o Materia Total Suspendida. Está compuesta por detritos orgánicos de organismos algales y no algales, otros microorganismos, células del fitoplancton en degradación y sedimentos minerales (Yuan *et al.* 2019). Finalmente, la Cl-*a* es el mayor pigmento fotosintético presente en todos los grupos algales. La concentración de Cl-*a* se considera un indicador de la biomasa del fitoplancton en lagos. Se puede utilizar para determinar la calidad del agua, el estado trófico (biofísico) y el nivel de eutrofización de un cuerpo de agua (Thi Thu Ha *et al.* 2017).

## 17. Bibliografía

- Achá Cordero, D. & Pabon, C. (2022) *Inventario de mercurio en el Lago Titicaca y Uru Uru, Bolivia*.
- Achá, D., Guédron, S., Amouroux, D., Point, D., Lazzaro, X., Fernandez, P.E. & Sarret, G. (2018) Algal bloom exacerbates hydrogen sulfide and methylmercury contamination in the emblematic high-altitude lake titicaca. *Geosci.*, **8**. doi:10.3390/geosciences8120438
- Adrian, R., O'Reilly, C.M., Zagarese, H., Baines, S.B., Hessen, D.O., Keller, W., Livingstone, D.M., *et al.* (2009) Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.*, **54**, 2283–2297. doi:10.4319/lo.2009.54.6\_part\_2.2283
- Allan, M.G. & McBride, C.G. (2018) Remote Sensing of Water Quality. in *Lake Restoration Handbook* eds. Hamilton, D.P. & Al., E., pp. 463–494, Springer International Publishing AG, part of Springer Nature. Retrieved from [https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-93043-5\\_14](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-93043-5_14)
- ALT. (1998) Obra de regulación del Lago Titicaca: Una acción de enorme trascendencia y beneficio para Perú y Bolivia, La Paz, Bolivia.
- ALT. (2014) Programa SIGAR - Diagnóstico y Categorización de los Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en el anillo Circunlacustre del Lago Titicaca.
- Anne, C. & Riddick, L. (2016) Remote sensing and bio-geo-optical properties of turbid , productive inland waters : a case study of Lake Balaton.
- Archundia, D., Duwig, C., Spadini, L., Uzu, G., Guédron, S., Morel, M.C., Cortez, R., *et al.* (2017) How Uncontrolled Urban Expansion Increases the Contamination of the Titicaca Lake Basin (El Alto, La Paz, Bolivia). *Water. Air. Soil Pollut.*, **228**, Water, Air, & Soil Pollution. doi:10.1007/s11270-016-3217-0
- Bitelli, G. & Mandanici, E. (2010) Atmospheric correction issues for water quality assessment from remote sensing: the case of Lake Qarun (Egypt). *Earth Resour. Environ. Remote Sensing/GIS Appl.*, **7831**, 78311Z.

- Borges, A.V., Deirmendjian, L., Bouillon, S., Okello, W., Lambert, T., Roland, F., Razanamahandry, F., *et al.* (2022) No longer a blind spot: greenhouse gas emissions from African lakes. *Sci. Adv.*, **24**. doi:10.1126/sciadv.abi8716
- Bouhassoun, A., Chaptal, E., Février, J., François, R., Hesling, P., Menage, C., Picard, L., *et al.* (2018) Estudio pluridisciplinario del Lago Titicaca (Bolivia - Perú): Impactos de los cambios globales sobre la calidad de agua y las actividades productivas. Situación actual, escenarios y modos de recuperación sustentable de las zonas más vulnerables.
- Bradley, R.S., Keimig, F.T. & Diaz, H.F. (2004) Projected temperature changes along the American cordillera and the planned GCOS network. *Geophys. Res. Lett.*, **31**, 2–5. doi:10.1029/2004GL020229
- Brezonik, P.L., Olmanson, L.G., Finlay, J.C. & Bauer, M.E. (2015) Factors affecting the measurement of CDOM by remote sensing of optically complex inland waters. *Remote Sens. Environ.*, **157**, 199–215.
- Brooks, B.W., Lazorchak, J.M., Howard, M.D., Johnson, M.V. V., Morton, S.L., Perkins, D.A., Reavie, E.D., *et al.* (2016) re Harmful Algal Blooms Becoming the Greatest Inland Water Quality Threat to Public Health and Aquatic Ecosystems? *Environ. Toxicol. Chem.*, **35**, 6–13. Retrieved from <https://doi.org/10.1002/etc.3220>
- Bush, M.B., Hanselman, J.A. & Gosling, W.D. (2010) Nonlinear climate change and Andean feedbacks: An imminent turning point? *Glob. Chang. Biol.*, **16**, 3223–3232. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02203.x
- Chiqui, F.R.F. (2001) *Evaluación del Río Pallina, en relación a su calidad de aguas en la zona urbana de Viacha*, Tesis de Postgrado, UMSA-IE, La Paz, Bolivia.
- Constantin, G. (2012) *La détection des cyanobactéries en milieu lacustre par l'étude des anomalies des spectres de réflectance de l'eau.*, Université de Sherbrook.
- Dejoux, C. & Iltis, A. (1992) *Lake Titicaca: a synthesis limnological knowledge.* (C. Dejoux & A. Iltis, Eds.), Monographi., Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers.
- Doxani, G., Vermote, E., Roger, J., Gascon, F., Adriaensen, S., Frantz, D., Hagolle, O., *et al.* (2018) Atmospheric Correction Inter-Comparison Exercise. *Remote Sens.*, **10**, 1–18. Retrieved from <https://doi.org/10.3390/rs10020352>
- Dyer, M.I. & Holland, M.M. (1988) Unesco's Man and the Biosphere Program. *Bioscience*, **38(9)**, 635–641. Retrieved from <https://doi.org/10.2307/1310830>
- Eiji, E., Lisboa, F., Kaikkonen, L., Kallio, K., Koponen, S., Brotas, V. & Kuikka, S. (2019) Temporal patterns of phytoplankton phenology across high latitude lakes unveiled by long-term time series of satellite data. *Remote Sens. Environ.*, **221**, 609–620.
- Eleveld, M.A., Ruescas, A.B., Hommersom, A., Moore, T.S., Peters, S.W.M. & Brockmann, C. (2017) An Optical Classification Tool for Global Lake Waters. *Remote Sens.*, 1–24.
- ESA. (2015) Sentinel-2 User Handbook.
- ESA & EUMETSAT. (2018) Sentinel-3 OLCI Marine User Handbook Doc. No. EUM/OPS-SEN3/MAN/17/907205; v.1H. Retrieved from [https://www.eumetsat.int/website/wcm/idc/idcplg?IdcService=GET\\_FILE&dDocName=PDF\\_DMT\\_907205&RevisionSelectionMethod=LatestReleased&Rendition=Web](https://www.eumetsat.int/website/wcm/idc/idcplg?IdcService=GET_FILE&dDocName=PDF_DMT_907205&RevisionSelectionMethod=LatestReleased&Rendition=Web)
- Faux, F. (2015) Joyau d'Amérique, le Lac Titicaca est en péril. *LeTemps.ch*: <http://www.letemps.ch/sciences/2015/08/24/joyau-amerique-lac-titicaca-peril>, 25 août 2015.
- Gao, B.C., Montes, M.J., Davis, C.O. & Goetz, A.F.H. (2009) Atmospheric correction algorithms for hyperspectral remote sensing data of land and ocean. *Remote Sens. Environ.*, **113 (Suppl)**, S17–S24. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.12.015>
- Herdendorf, C.E. (1982) Large Lakes of the World. *J. Great Lakes Res.*, **8**, 379–412, Elsevier. doi:10.1016/S0380-1330(82)71982-3
- Hu, C., Lee, Z. & Franz, B. (2012) Chlorophyll a algorithms for oligotrophic oceans : A novel approach based on three-band reflectance difference. *J. Geophys. Res. Ocean.*, **117**, 1–25.
- Hu, Chuanmin, Lee, Z. & Franz, B. (2012) Chlorophyll a algorithms for oligotrophic oceans: A novel approach based on three-band reflectance difference. *J. Geophys. Res. Ocean.*, **117**, 1–25. doi:10.1029/2011JC007395
- Jacobsen, D. & Dangles, O. (2017) *Ecology of High Altitude Waters*, Oxford University Press.
- Jenny, J.P., Anneville, O., Arnaud, F., Baulaz, Y., Bouffard, D., Domaizon, I., Bocaniov, S.A., *et al.* (2020)

- Scientists' Warning to Humanity: Rapid degradation of the world's large lakes. *J. Great Lakes Res.*, **46**, 686–702. doi:10.1016/j.jglr.2020.05.006
- Jeppesen, E., Moss, B., Bennion, H., Carvalho, L., Meester, L. De, Feuchtmayr, H., Friberg, N., *et al.* (2010) Interaction of climate change and eutrophication. in *Climate change impacts on freshwater ecosystems* eds. Kerman, M., Battarbee, R.W. & Moss, B., pp. 119–151, Wiley-Blackwell.
- Keukelaere, L. De, Sterckx, S., Adriaensen, S., Knaeps, E., Reusen, I., Giardino, C., Bresciani, M., *et al.* (2018) Atmospheric correction of Landsat-8/OLI and Sentinel-2/MSI data using iCOR algorithm: validation for coastal and inland waters. *Eur. J. Remote Sens.*, **51**, 525–542, Taylor & Francis. doi:10.1080/22797254.2018.1457937
- König, M., Hieronymi, M. & Oppelt, N. (2019) Application of sentinel-2 msi in arctic research: Evaluating the performance of atmospheric correction approaches over arctic sea ice. *Front. Earth Sci.*, **7**. doi:10.3389/feart.2019.00022
- Krinner, G. (2003) Impact of lakes and wetlands on boreal climate. *J. Geophys. Res. Atmos.*, **108**. doi:10.1029/2002jd002597
- Kuhn, C., Matos, A.D., Ward, N., Loken, L., Oliveira, H., Kampel, M., Richey, J., *et al.* (2020) Remote Sensing of Environment Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-*a* and turbidity. *Remote Sens. Environ.*, **224**, 104–118.
- Kutser, T., Metsamaa, L. & Stro, N. (2006) Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **67**, 303–312.
- Langmuir, I. (1938) Surface Motion of Water Induced by Wind. *Science (80-. )*, **87(2250)**, 119–123. Retrieved from doi: 10.1126/science.87.2250.119
- Lazzaro, X. (2015) El Lago Menor verde, evento meteorológico extremo o cambio climático en marcha? <http://www.bolivia.ird.fr/toute-l-actualite/l-actualite/el-lago-menor-verde-evento-meteorologico-extremo-o-cambio-climatico-en-marcha>, Mayo 2015.
- Lazzaro, X. & Achá, D. (2015) Análisis y recomendaciones acerca de la mortandad ocurrida en la zona Norte del Lago Menor durante el mes de Abril 2015. <http://www.bolivia.ird.fr/toda-la-actualidad/la-actualidad/comunicado-analisis-y-recomendaciones-acerca-de-la-muerte-de-peces-anfibios-y-aves-ocurrida-en-la-zona-norte-del-lago-menor-durante-el-mes-de-abril-2015>, mayo 2015.
- Lazzaro, X., Alcoreza Ortíz, M.P., Lanza Aguilar, W.G., Flores Chambi, A.J., Fernández Paz, L.A., Fernández Saavedra, P.E., Loayza Torrico, E.Z., *et al.* (2016) Guía metodológica de toma y análisis de muestras hidrobiológicas, con énfasis en el Lago Titicaca.
- Lazzaro, X., Lanza Aguilar, W.G., Ortíz, M.P., Flores Chambi, A.J., Fernández Paz, L.A., Fernández Saavedra, P.E., Loayza Torrico, E.Z., *et al.* (2017) Análisis e interpretación de los resultados de la expedición científica de evaluación de las características limnológicas y ecológicas del Lago Mnor del Titicaca (programa ECERP, Agosto 2016), La Paz, Bolivia, May 2017.
- Lazzaro, Xavier. (1981) Biomasses, peuplements phytoplanktoniques et production primaire du lac Titicaca. *Rev. Hydrobiol. trop.*, **14**, 349–380.
- Lazzaro, Xavier & Gamarra Peralta, C. (2014) Limnological functioning and photobiology of Lake Titicaca. in *Línea base de conocimientos sobre los recursos hidrológicos e hidrobiológicos en el sistema TDPS con enfoque en la cuenca del Lago Titicaca* eds. Pouilly, Marc, Lazzaro, X., Point, D. & Aguirre, M., p. 320, Quito, Ecuador: IRD, Lanza, UICN. Retrieved from <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2014-015.pdf>
- Le, C., Li, Y., Zha, Y., Sun, D., Huang, C. & Zhang, H. (2011) Remote estimation of chlorophyll *a* in optically complex waters based on optical classification. *Remote Sens. Environ.*, **11**, 725–737.
- Likens, G.E. (2009) *Biogeochemistry of Inland Waters. Encycl. Inl. Waters*, Vol. 53.
- Lima-Quispe, N., Escobar, M., Wickel, A.J., Kaenel, M. von & Purkey D. (2021) Untangling the effects of climate variability and irrigation management on water levels in Lakes Titicaca and Poopó. *J. Hydrol. Reg. Stud.*, **37**, 100927.
- Loayza, E., Bertrand, A., Guillard, J., Cruz, L. La, Lebourges-Dhaussy, A., Vargas, G. & Lazzaro X. (2020) First Hydroacoustic Assessment of Fish Abundance and Distribution in the Shallow Subbasin of Lake Titicaca. *J. Aquac. Fisheries*, **4**. doi:DOI: 10.24966/AAF-5523/100034
- Mamani Salinas, A. (2016) La ALT Gestor del TDPS, Una Cuenca Transfronteriza Compartida, X Asamblea

General Mundial de la RIOC, Mérida, Junio 2016.

- McDonald, S., Bishop, A.G., Prenzler, P.D. & Robards, K. (2004) Analytical chemistry of freshwater humic substances. *Anal. Chim. Acta*, **527**, 105–124.
- Molina, C., Lazzaro, X., Guédon, S. & Achá, D. (2017) Contaminación de la Bahía de Cohana, Lago Titicaca (Bolivia): Desafíos y oportunidades para promover su recuperación. *Ecol. en Bolív.*, **52**, 65–76.
- Mollae, S. (2018) Estimation of Phytoplankton Chlorophyll-a Concentration in the Western Basin of Lake Erie Using Sentinel-2 and Sentinel-3 Data. *UWSpace*. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10012/13456>
- Morel, A. & Prieur, L. (1977) Analysis of Variations in Ocean Color. *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 709–722.
- Moses, W.J., Saprygin, V., Gerasuyk, V., Povazhnyy, V., Berdnikov, S. & Gitelson, A.A. (2019) Olci-based nir-red models for estimating chlorophyll-a concentration in productive coastal waters—a preliminary evaluation. *Environ. Res. Commun.*, **1**.
- Moses, W.J., Sterckx, S. & Montes, M.J. (2017) Atmospheric Correction for Inland Waters. in *Bio-Optical Modelling and Remote Sensing of Inland Waters*, Elsevier Inc. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804644-9.00003-3>
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R.W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., *et al.* (2011) Allied attack: climate change and eutrophication. *Inl. Waters*, **1**, 101–105. doi:10.5268/iw-1.2.359
- Naumann, E. (1919) Några synpunkter angående limnoplanktons ekologi med särskild hänsyn till fytoplankton. *Sven. Bot.*, **13**, 129–163.
- Northcote, T.G., Morales S., P., Levy, D.A. & Greaven, M.S. (1991) *Contaminación en el Lago Titicaca, Perú: Capacitación, Investigación y Manejo*. (T. G. Northcote, P. Morales S., D. A. Levy & M. S. Greaven, Eds.), Vancouver, Canada; Puno, Perú: Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada; Instituto de Aguas Alto Andinas, Universidad Nacional del Altiplano, Puno, Perú.
- Nuñez-Villalba, J. (2018) Monitoreo Espacial de los Efectos del Cambio Climático en el Lago Titicaca con imágenes de satélite (IIGEO/UMSA, Ed.) (1era edición), La Paz, Bolivia.
- O'Reilly, C.M., Rowley, R.J., Schneider, P., Lenters, J.D., Mcintyre, P.B. & Kraemer, B.M. (2015) Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, **42**: 1–9. *Geophys. Res. Lett.*, 1–9. doi:10.1002/2015GL066235. Received
- Ocola Salazar, J.J., Fernández Valdivia, V., Escalante Arcos, J., Klauer García, B., Laqui Vilca, W., Chuquisengo Picón, L. & Espiritú Limay, C. (2020) *La acuicultura y la gestión integrada de los recursos hídricos en la cuenca del Lago Titicaca*, Lima, Perú: Universidad Nacional de Juliaca (UNJ), Editorial San Macos.
- Ocola Salazar, Juan José, Meza Álvarez, M.A., Escalante Arcos, J. & Sullcata Cruz, L.P. (2022) *Inventario de recursos hídricos y fuentes contaminantes en la cuenca del Lago Titicaca - Bolivia*, La Paz, Bolivia: Autoridad Binacional Autónoma del Lago Titicaca (ALT).
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). (1982) Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control, Paris.
- Ogashawara, I. & Li, L. (2019) Removal of Chlorophyll-a Spectral Interference for Improved Phycocyanin Estimation from Remote Sensing Reflectance. *Remote Sens.*, **11**, 1764.
- Ogashawara, Igor, Mishra, D.R. & Gitelson, A.A. (2017) Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-Art. in *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*, pp. 1–24, Elsevier Inc. doi:10.1016/B978-0-12-804644-9.00001-X
- Pienitz, R. & Vincent, W.F. (2000) Effect of climate change relative to ozone depletion on UV exposure in subarctic lakes. *Nature*, **404**, 484–487.
- PNUMA. (2011) Estudio de caracterización de las aguas residuales afluentes al sistema de tratamiento de Puchukollo.
- Pollard, R.T. De. (1977) Observations and theories of Langmuir circulations and their role in near surface mixing. in *In: Angel M (ed.) A Voyage of Discovery: G. Deacon 70th Anniversary Volume, Re, pp. 235–251. Oxford, Reino Unido: Pergamon.*
- Pouilly, M., Lazzaro, X., Point, D. & Aguirre, M. (2014) *Línea base de conocimientos sobre los recursos hidrológicos e hidrobiológicos en el sistema TDPS con enfoque en la cuenca del Lago Titicaca*. (Marc Pouilly, X. Lazzaro, D. Point & M. Aguirre, Eds.) UICN, IRD, Quito, Ecuador: UICN, IRD, COSUDE, UMSA, UMSS. Retrieved from <https://www.portalces.org/sites/default/files/migrated/docs/Titicaca.pdf>

- Quintanilla, J., Niura, A., Martínez, J., Camacho, V. & Coudrain-Ribstein, A. (2001) Hidroquímica y contaminación de la Cuenca Endorreica del Altiplano. in *Aguirre B.C. et al. Contribución al conocimiento del Sistema del Lago Titicaca*, pp. 181–194, La Paz, Bolivia: KAOW-ARSOM, Acad. Nac. Cien. Bol., ICIB, BID, EMB. BELG.
- Revilla H., C. (2021) *Somos nosotros mismos? Desigualdades socioecológicas y urbanización en la cuenca del río Katari*, La Paz, Bolivia: Unidad de Comunicación y Gestión y Gestión de Información, Centro de Estudios para el Desarrollo Labora y Agrario (CEDLA).
- Ribera Arismendi, M.O. (2008) La Hiper-Contaminación de la Bahía de Cohana.
- Richerson, P.J., Widmer, C. & Kittel, T. (1977) The Limnology of Lake Titicaca (Peru-Bolivia), A large, High Altitude Tropical Lake. *Inst. Ecol. Publ.*, **14**, 43 pp.
- Ryding, S.-O. & Rast, W. (1989) *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*. (S.-O. Ryding & W. Rast, Eds.), New Jersey: MAB - Man And the Biosphere Series, UNESCO.
- Salas Piludo, R. & Nuñez-Villaba, J. (Eds.). (2019) *Identificación de puntos críticos de eutrofización asociada a las actividades de piscicultura en el sector boliviano del Lago Titicaca*, Serie Obse., La Paz, Bolivia: Instituto de Investigaciones Geográficas (IGEO), Universidad Mayor de San Andrés (UMSA), Institut de Recherche pour le Développement (IRD).
- Saraceno, J.F., Pellerin, B.A., Downing, B.D., Boss, E., Bachand, P.A.M. & Bergamaschi, B.A. (2009) High-frequency in situ optical measurements during a storm event: Assessing relationships between dissolved organic matter, sediment concentrations, and hydrologic processes. *J. Geophys. Res. Biogeosciences*, **114**, 1–11.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, **8**, 275–279.
- Sharma, S., Gray, D.K., Read, J.S., O'Reilly, C.M., Schneider, P., Quadrat, A., Gries, C., et al. (2015) A global database of lake surface temperatures collected by in situ and satellite methods from 1985-2009. *Sci. Data*, **2**, 1–19. doi:10.1038/sdata.2015.8
- Sola, I., García-martín, A., Sandoñis-pozo, L. & Álvarez-mozos, J. (2018) Assessment of atmospheric correction methods for Sentinel-2 images in Mediterranean landscapes *Int J Appl Earth Obs Geoinform.*, **73**, 63–76, Elsevier. doi:10.1016/j.jag.2018.05.020
- Soomets, T., Uudeberg, K., Jakovels, D., Zagars, M. & Reinart, A. (2019) Comparison of Lake Optical Water Types Derived. Comparison of Lake Optical Water Types Derived from Sentinel-2 and Sentinel-3. *Remote Sens.*, **11**, 2883. doi:10.3390/rs11232883
- The North American Lake Management Society (NALMS). (2009) *Remote sensing methods for lake management - A guide for resource managers and decision makers*. (For the US EPA, Ed.). Retrieved from <https://www.yumpu.com/en/document/read/48281323/remote-sensing-methods-for-lake-management-calmit-the>
- Thi Thu Ha, N., Phuong Thao, N., Katsuki, K. & Mai, T.N. (2017) Selecting the Best Band Ratio to Estimate Chlorophyll-a Concentration in a Tropical Freshwater Lake Using Sentinel 2A Images from a Case Study of Lake Usin. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, **6**, 290. Retrieved from <https://doi.org/10.3390/ijgi6090290>
- Thienemann, A. (1018) Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in norddeutschen Seen. *Arch. Hydrobiol.*, **12**, 1–65.
- Thornton, J.A. (1987) Aspects of eutrophication management in tropical/sub-tropical regions. *Jour. Limnol. Soc. S. Afr.*, **13**, 25–43.
- Tranvik, L.J., Downing, J.A., Cotner, J.B., Loiselle, S.A., Striegl, R.G., Ballatore, T.J., Dillon, P., et al. (2009) Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.*, **54**, 2298–2314. doi:10.4319/lo.2009.54.6\_part\_2.2298
- UNDP. (2015) *Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) en el Sistema Titicaca-Desaguadero-Poopó-Salar de Coipasa (TDPS)*.
- Vollmer, D., Shaad, K., Souter, N.J., Farrell, T., Dudgeon, D., Sullivan, C.A., Fauconnier, I., et al. (2018) Integrating the social, hydrological and ecological dimensions of freshwater health: The Freshwater Health Index. *Sci. Total Environ.*, **627**, 304–313, The Authors. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.040

- Wetzel, R. (2001) *Limnology Lake and River Ecosystems*, Elsevier, 3rd Edition - April 5, 2001.
- Yuan, C., Wang, F., Wang, S. & Zhou, Y. (2019) Accuracy evaluation of flood monitoring based on multiscale remote sensing for different landscapes. *Geomatics, Nat. Hazards Risk*, **10**, 1389–1411.
- Zador, M., Young, B.E., Comer, P.J., Hak, J., Diego, A., Rolando, D., Moritan, G., *et al.* (2015) Tropical Andes Biodiversity Hotspot. *Crit. Ecosyst. Partnersh. Fund - Ecosyst. Profile Tech. Summ. - submission to donor Counc. Febr. 2015, 53 p.* Retrieved from [https://www.cepf.net/sites/default/files/tropical\\_andes\\_profile\\_final\\_4\\_2015.pdf](https://www.cepf.net/sites/default/files/tropical_andes_profile_final_4_2015.pdf)

# Capítulo II. Guía metodológica para la investigación y el monitoreo limnológico del Lago Titicaca – Énfasis en la eutrofización del Lago Menor

---

## 1. Estrategias de estudio

*Xavier Lazzaro*

Obtuvimos mediciones *in situ* de calidad de agua y colectas de organismos acuáticos en la zona de estudio de las regiones Noreste, Central, Sur de bahía Cohana y Sistema hídrico del río Katari, mediciones meteorológicas y de calidad de agua con alta frecuencia en la superficie y a lo largo de la columna de agua en el centro de la zona Noreste, además de una evaluación global de la evolución espacio-temporal de las concentraciones en clorofila-*a* a la escala de toda la zona de estudio. Para este fin, implementamos respectivamente una **red de monitoreo en estaciones limnológicas representativas**, desplegamos una **Boya HydroMet autónoma automática y perfiladora**, y validamos las imágenes de la distribución de las **concentraciones de clorofila-*a* generadas por los satélites Sentinel-2A-2B** con mediciones *in situ* mediante las sondas óptica y fluorométrica. Estas son las **tres estrategias** empleadas en el piloto PNUD/GEF 05-B-05 ‘Observatorio permanente del Lago Titicaca’ (OLT).

Para investigar, monitorear y vigilar la evolución del nivel de eutrofización en la zona de estudio, el piloto OLT ha realizado un salto tecnológico, empleando los equipos científicos y los protocolos más innovadores y de punta. Acompañamos las tendencias mundiales seguidas por los laboratorios líderes en limnología sobre los Grandes Lagos transfronterizos. O sea, que hemos decidido abandonar progresivamente la estrategia ‘manual’ clásica de muestreos y mediciones mediante una red de estaciones representativas de áreas impactadas en el lago, en favor de una plataforma de medición automática con alta frecuencia (boya HydroMet de XYLEM Inc.) acoplada a imágenes por satélite. La meta es reducir los costos en tiempo, recursos y movilización de personal altamente especializado, para generar automáticamente información y datos validados en tiempo real y transmitidos remotamente del campo al laboratorio.

De hecho, hemos seleccionado todas las variables y los bioindicadores que mediante equipos con sensores ópticos (calidad de agua) y ultra-sónicos (meteo) nos permiten caracterizar de manera casi instantánea, con alta frecuencia, el estado trófico y el nivel de eutrofización de las diferentes áreas litorales y bahías poco profundas perjudicadas por los aportes masivos en nutrientes, materia orgánica y contaminantes transportados por los ríos de la cuenca Katari, así como, de forma sincrónica, por las condiciones de viento, precipitaciones y radiación solar. Este procedimiento *in situ* novedoso nos permite (a) economizar las largas semanas de trabajo de laboratorio (análisis de muestras, conteos microscópicos), que retrasan las interpretaciones relativas a la identificación y evolución de los puntos críticos (‘hotspots’ en inglés) de eutrofización, los fenómenos extremos y, por tanto, la adopción de las medidas de mitigación necesarias; (b) esperar la disponibilidad de especialistas, vehículo, lancha,...

Los 7 meses de confinamiento (marzo-octubre de 2020) debido a la pandemia, durante los cuales la sonda sumergida multiparamétrica y la estación meteorológica de la boya HydroMet adquirieron continuamente las series temporales de datos, sin deriva ni fallos de calibración, demostraron las ventajas de este procedimiento de vigilancia a distancia con alta frecuencia. Lo mismo ocurrió con las imágenes satelitales, cuya adquisición, por supuesto, no se vio afectada por la pandemia. Así, demostramos que podemos limitar las mediciones y colectas de muestras *in situ* a la verificación en campo de fenómenos observados de manera automática y remota. Ganamos en eficiencia y rapidez en detectar las anomalías de funcionamiento ecológico y biogeoquímico del ecosistema, e *in fine* los eventos extremos anunciadores de fenómenos indeseables, como las floraciones de micro-algas o 'Blooms'.

Al mismo tiempo, reducimos los costes asociados a las campañas de campo, el uso de vehículos de servicio, barcos, el consumo de combustible, los gastos de alojamiento y alimentación de los equipos de especialistas, que así pueden concentrarse en su investigación, entre otras cosas. El despliegue de la primera boya HydroMet en el sector boliviano del Lago Menor, una de las dos regiones más vulnerables a los efectos combinados del cambio climático acelerado y los efectos de las actividades humanas (con la bahía de Puno en el Perú), marca el inicio de una nueva era de investigación y vigilancia permanente del Lago Titicaca. Nos hemos beneficiado de los avances tecnológicos que no estaban disponibles ni eran tan confiables hace menos de una década. Hemos puesto esta herramienta a disposición de Bolivia, del Lago Titicaca y de sus habitantes, hasta ahora descuidados. La extrema belleza de este lago único, centinela del cambio climático en la región del Altiplano, cargado de culturas de civilizaciones milenarias, y fuente de vida y riqueza para más de 2 millones de habitantes, no se tienen que demostrar.

Esta boya HydroMet y su acoplamiento con la teledetección por satélite representan herramientas científicas innovadoras que proporcionan nuevas experiencias y conocimientos actualizados sobre el funcionamiento del Lago Titicaca, el cual silenciosamente se está deteriorando desde más de tres décadas. Las ventajas de esta nueva estrategia de estudio han sido asimiladas por nuestros socios peruanos quienes en noviembre de 2021 desplegaron una boya HydroMet perfiladora de idénticas características en la bahía de Chucuito (Puno) para monitorear los impactos perjudiciales de la piscicultura industrial de truchas en jaulas flotantes sobre la calidad del agua. Esto prefigura el inicio de una red binacional de boyas automáticas que, por supuesto, incentiva el diálogo entre equipos de ambos países, la colaboración, el intercambio de experiencias, de bases de datos, su interpretación, la estandarización de los protocolos, los recursos informáticos, los servidores, los sitios web, etc. Esto sólo puede ser beneficioso para la vigilancia y los cuidados al lago Titicaca como socio-ecosistema global único.

Los equipamientos científicos descritos abajo son los que están a disposición del equipo del Piloto del observatorio OLT (como propiedades del IRD, y del PNUD durante la duración del proyecto). Por supuesto, existen otros equipamientos equivalentes de otros fabricantes. Realizamos todas las campañas de este piloto a bordo de la lancha Inti (11 m de eslora) de la familia Catarí, en Huatajata.

## 2. Físico-química y biología

*William Gustavo Lanza Aguilar & Viviana Edith Cruz Hernández*

## 2.1. Transparencia con el disco de Secchi

La profundidad de desaparición, llamada profundidad Secchi, o transparencia de Secchi, es una medida estándar de la transparencia del agua. El disco Secchi es un disco de (más frecuentemente) 20 cm de diámetro, con 4 cuadrantes, blancos y negros alternados, lastrado por debajo con un peso para que ingrese de forma vertical. Una cuerda graduada (por ej., a cada 25 cm) esta sujeta al disco. Se sumerge el disco en el agua hasta que el observador ya no puede verlo. Se registra la profundidad a la que llega el disco, justo cuando se pierde de vista. Por lo que la acuidad visual del observador es importante. Así, se recomienda que durante una campaña, o a lo largo de un mismo programa, el mismo observador realice el registro para garantizar la comparabilidad de los datos. Para realizar una medición adecuada, se requiere hacer ligeros largados y tirones del disco hasta ubicar la profundidad en la que desaparece.

La transparencia disminuye a medida que aumenta el color, los sedimentos en suspensión o la abundancia de las microalgas del fitoplancton. El agua suele estar teñida de amarillo o marrón por la materia vegetal en descomposición. Por tanto, la transparencia puede verse afectada por la cantidad de nutrientes provenientes de fuentes como las plantas de tratamiento de aguas residuales, las fosas sépticas y los fertilizantes para la agricultura. Los sedimentos en suspensión suelen proceder de fuentes como la resuspensión del fondo del lago, las obras de construcción, los campos agrícolas, la escorrentía urbana de las tormentas y canteras en los ríos andinos. Entonces, la transparencia es un indicador del impacto de las actividades humanas alrededor del lago. La transparencia, cuando medida a lo largo de la temporada y de los años puede servir de alerta temprana de que las actividades en la cuenca están teniendo efectos en el lago.

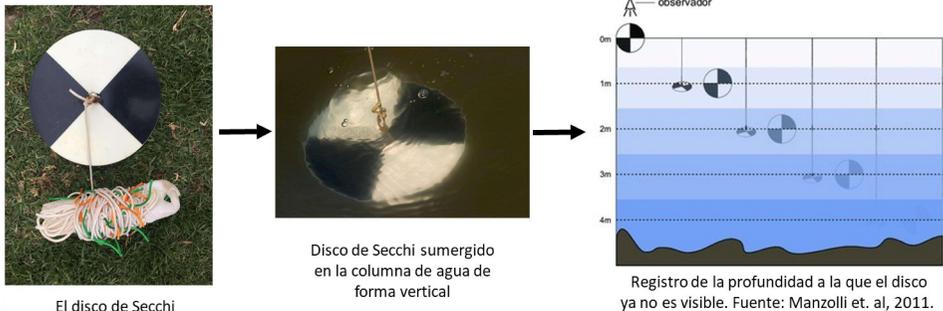
El disco de Secchi es uno de los más antiguos equipos de limnología. Todavía, se sigue utilizando por lo confiable y comparativo que es. Así, en su monitoreo de 8 estaciones del Lago Menor entre febrero 1979 y mayo 1980 con una frecuencia de 18 días (paso del satélite Landsat-2), Lazzaro (1981, 1985) encontró una relativamente buena correlación entre la concentración de clorofila-*a* por unidad de superficie (*Cl-a* en mg/m<sup>2</sup>; mediante el método de extracción con acetona) y la transparencia de Secchi (*Z<sub>s</sub>*, profundidad en m):

- Para la Fosa de Chúa (40 m):  $Z_s (m) = -0,03 * Cl-a (mg/m^2) + 6,08$  ( $n = 17, r^2 = -0,30$ ).
- Para una zona poco profunda representativa del sector boliviano del Lago Menor, Sukuta (6 m), frente a la isla de Suriqui:  $Z_s (m) = -0,15 * Cl-a (mg/m^2) + 5,84$  ( $n = 15, r^2 = -0,57$ ).

Esto sugiere que la atenuación de la radiación solar con la profundidad, por lo menos en esta época, dependía estrechamente de la biomasa de fitoplancton presente en la columna de agua y que la contribución de las partículas en suspensión era reducida.

Según Poole & Atkins (1929), el producto entre *K<sub>d</sub>* (el coeficiente de atenuación vertical de la radiación solar incidente, donde  $K_d (m^{-1}) = 1 / Z_s (m)$ ) y *Z<sub>s</sub>* es una constante (~1) para un ambiente determinado. Para la Fosa de Chúa, este cálculo lleva a valores próximos en un rango de 0,88 a 1,24, con un promedio de 1,08. Además, la energía solar incidente a la profundidad de Secchi representaba en promedio 34% de la energía incidente superficial. Esto demuestra la confiabilidad de *Z<sub>s</sub>* como medida cuantitativa.

## Determinación de la penetración de la luz mediante el disco Secchi



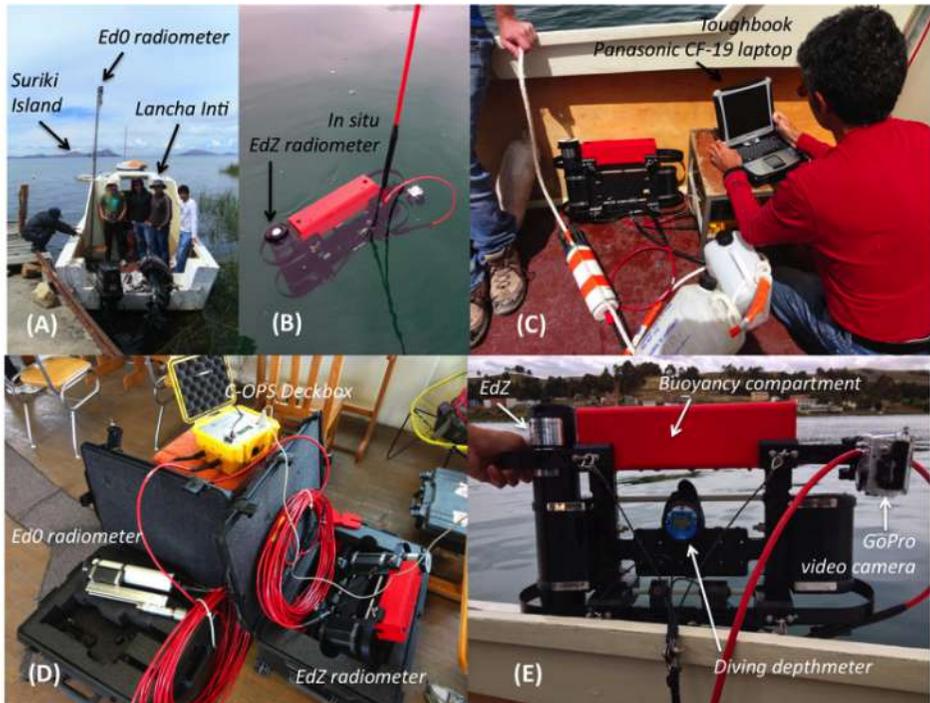
**Figura 2-1** – A izquierda, características del disco de Secchi. A derecha, observación de la transparencia. Fuente: Manzolli et al. (2011).

## 2.2. Espectroradiómetro Biospherical C-OPS

El espectroradiómetro C-OPS<sup>1</sup> (Compact-Optical Profiling System, Biospherical Inc., San Diego, California, USA) desarrollado en colaboración con la NASA, es un sistema de radiómetros para determinar las propiedades ópticas aparentes en la columna de agua de ecosistemas acuáticos. Consta de dos radiómetros de 7 cm de diámetro (Fig. 2.2): uno (Ed0) mide la irradiancia global (aérea) descendente llegando en la superficie del agua, y el otro (EdZ) la irradiancia descendente en el agua (además de la presión/profundidad, la temperatura y la inclinación en dos ejes). El C-OPS comporta dos sensores de radiación solar ultravioleta y visible, el captor Ed0 instalado en la extremidad del mástil de la lancha registra la irradiancia solar incidente recibida en la superficie del lago y el captor sumergible EdZ llamado 'Perfilador C-OPS' registra la atenuación de la energía incidente en la columna de agua con la profundidad. Mediante cables de 20 m autoportadores a prueba del agua, estos dos sensores son conectados a una caja eléctrica (amarilla) alimentadora y sincronizadora llamada 'Deckbox'. La misma es conectada a la computadora PC portátil mediante un cable RS232-USB o un cable mini-USB-USB. Una caja plástica naranja contiene las herramientas y repuestos. Por seguridad, todos los equipos son transportados en cajas Pelicase, a prueba de agua con protección interna de espuma.

El radiómetro EdZ esta montado en una montura de caída libre, similar a una cometa. Ambos radiómetros están equipados con 8 micro-radiómetros con filtro óptico seleccionados entre 29 longitudes de onda diferentes: radiaciones ultra-violeta UV-B (305 y 313 nm), UV-A (320, 340, 380, 395 y 412 nm) y radiaciones visibles (fotosintéticamente activa o PAR: 412 nm y 400-700 nm). De los cuales se utiliza principalmente la información de 4 micro-radiómetros de longitudes de ondas remarcables: 313 nm (UV-B), 380 nm (UV-A), 412 nm y 400-700 nm (PAR). Todas las radiaciones son expresadas en  $\mu\text{W}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{nm}^{-1}$ , excepto el 400-700 nm en  $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ .

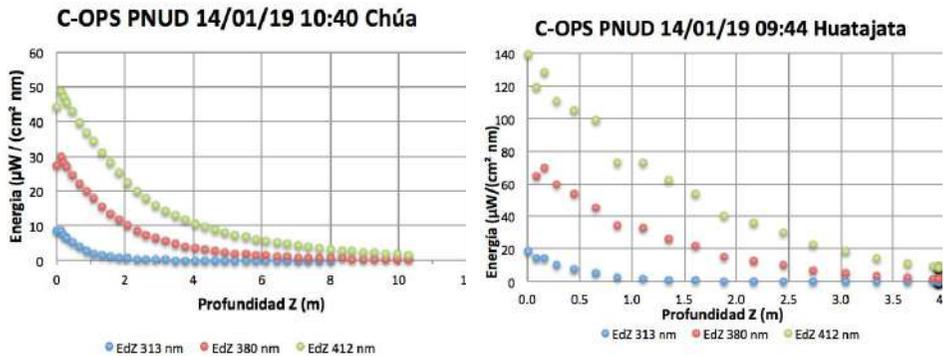
<sup>1</sup> [http://www.biospherical.com/BSI%20PDFs/Brochures/C-OPS\\_Brochure\\_11-25-09.pdf](http://www.biospherical.com/BSI%20PDFs/Brochures/C-OPS_Brochure_11-25-09.pdf)



**Figura 2-2** – Los elementos constitutivos del espectroradiómetro C-OPS (Biospherical Inc.): (A) El radiómetro aéreo Ed0 instalado en un mástil en la parte mas alta del barco (evita las sombras de otras estructuras); (B) El radiómetro sumergible EdZ; (C) La computadora portátil Panasonic Toughbook CF-19; (D) Los dos radiómetros conectados a la Deckbox (caja amarilla) por sus respectivos cables autoportadores sumergibles (rojos), ella misma conectada a la computadora por un cable RS232 (gris); Detalle del radiómetro sumergible EdZ (el profundímetro y la cámara de video son accesorios extra).

Para evitar las influencias de la sombra de la embarcación o del muelle, la plataforma del EdZ puede ser optimizada para velocidades de descenso lentas (usamos 30 cm/s) para trabajar en aguas muy poco profundas (por ej.,  $\leq 3$  m) y costeras, o velocidades de descenso más rápidas para observaciones en zonas más profundas del Lago Mayor (hasta 281 m). El C-OPS es tan ligero que puede ser desplegado a mano por casi cualquier persona, y el sistema puede ser operado desde buques pequeños o grandes.

A bordo de la lancha, al llegar a una estación de muestreo, realizamos primero el perfil vertical con el espectroradiómetro C-OPS (5-10 repeticiones del perfil por estación). Para este procedimiento se necesita dos operadores. Uno despliega el C-OPS desde la superficie para realizar su descenso hasta el fondo por sí mismo, y luego lo saca a la superficie. El otro maniobra la computadora portátil para iniciar y finalizar cada perfil. El cable del C-OPS es de 20 m lo que es más que suficiente para medir hasta las profundidades de extinción de las radiaciones ultravioletas UV-B ( $\sim 3$  m), UV-A ( $\sim 6$  m) y visible PAR ( $\sim 12$  m). El programa  $\mu$ Profile de la C-OPS por sí mismo crea un archivo identificado con fecha y hora para cada perfil realizado (ver el modo de funcionamiento de la sonda C-OPS en el tutorial abajo, y el sitio web del OLT).



**Figura 2-3** – Ejemplos de curvas de atenuación de la radiación solar (en vertical,  $\mu\text{W}/(\text{cm}^2 \text{ nm})$ ) en la columna de agua (profundidad Z en horizontal, m) de dos estaciones: a) A izquierda, la Fosa de Chúa (40 m), y b) A derecha, el litoral de Huatajata (5 m). Longitudes de onda: 313 nm = UV-B, 380 nm = UV-A, 412 nm = PAR.

**Tabla 2-1** – Características distintas de las curvas de atenuación vertical de las radiaciones 313 nm (UV-B), 380 nm (UV-A) y 412 nm (PAR). Comparación entre la Fosa de Chúa y la zona litoral de Huatajata. La atenuación vertical de las radiaciones solares sigue una curva exponencial negativa, con la siguiente ecuación de Beer–Lambert:  $I_z = I_0 * \exp(-K_d * Z)$

Donde  $I_z$  = energía incidente a la profundidad Z ( $\mu\text{W} / (\text{cm}^2 * \text{nm})$ )

$I_0$  = energía incidente en sub-superficie  $Z_0$  (justo por debajo de la superficie;  $\mu\text{W} / (\text{cm}^2 * \text{nm})$ )

$K_d$  = coeficiente de extinción vertical de la radiación solar incidente ( $\text{m}^{-1}$ ); Z = profundidad (m)

		Fosa de Chúa (40 m)				Huatajata (5 m)			
		$I_0$ $\mu\text{W}/\text{cm}^2 \text{ nm}$	$K_d$ ( $\text{m}^{-1}$ )	$Z_{eu}$ (m)	$R^2$	$I_0$ $\mu\text{W}/\text{cm}^2 \text{ nm}$	$K_d$ ( $\text{m}^{-1}$ )	$Z_{eu}$ (m)	$R^2$
313 nm	UV-B	9,0845	1,394	3,30	0,999	21,492	2,238	2,06	0,999
380 nm	UV-A	33,205	0,488	9,44	0,997	85,418	0,948	4,86	0,996
412 nm	PAR	51,296	0,335	13,75	0,995	147,63	0,706	6,52	0,996

La fórmula para el cálculo de la profundidad de la zona eufótica  $Z_{eu}$  (columna donde se realiza la fotosíntesis de las microalgas del fitoplancton; la profundidad donde llega 1% de la energía incidente sub-superficial) es:  $Z_{eu} \text{ (m)} = -\ln(0,01) / K_d \text{ (m}^{-1}\text{)}$  donde  $\ln$  = log neperiano.

### 2.3. Sonda multiparamétrica YSI EXO2

La sonda multiparamétrica YSI EXO2<sup>2</sup> (XYLEM Inc., Yellow Springs, OH 45387, USA) es un medidor sumergible portátil de parámetros fisicoquímicos y biológicos de última generación, con sensores ópticos, que incluye 7 puertos de conexión (Fig. 2-4): un puerto central para el

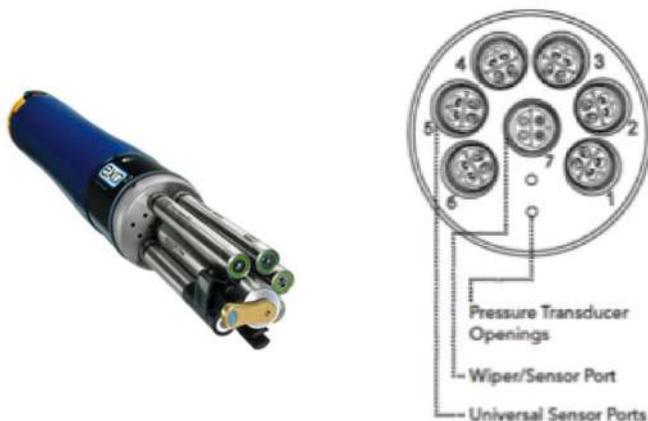
<sup>2</sup> <https://www.ysi.com/EXO2s>

<https://www.ysi.com/File%20Library/Documents/Brochures%20and%20Catalogs/YSI-EXO-Brochure.pdf>

cepillo limpiador anti-incrustante (*antifouling* en inglés) automático que evita el desarrollo de biofilm, plus seis puertos para los sensores inteligentes extraíbles:

- (i) Conductividad (mS/cm o  $\mu\text{S/cm}$ ) y temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )
- (ii) pH y ORP (potencial de oxidación-reducción en mV)
- (iii) Clorofila-*a* total y ficocianina (en RFU = Relative Fluorescence Unit)
- (iv) Materia orgánica disuelta fluorescente (fDOM, por sus siglas en inglés)
- (v) Oxígeno disuelto (mg/L y en % de saturación)
- (vi) Turbidez (en NTU = Unidad de Turbidez Nefelométrica)

Los sensores inteligentes proporcionan datos multiparamétricos exhaustivos sobre la calidad del agua, con una frecuencia de medición programable de 1, 3 segundos, o más.



**Figura 2-4** – A izquierda, los 6 sensores inteligentes y el cepillo central, con el protector removido. A derecha, la ubicación de los 7 puertos equivalentes. Fuente: YSI.

Previo a las mediciones, se tiene que realizar la calibración de los sensores. El sensor de pH se calibra generalmente en tres puntos, utilizando soluciones de pH estándar de 4, 7 y 10. La conductividad eléctrica se calibra con una solución de 1000  $\mu\text{S/cm}$  y la turbidez a partir de una solución a 12,4 FNU. El sensor de oxígeno disuelto se calibra mediante aire saturado, al 100 % de saturación. Para dicha calibración, se requiere la instalación del software KorEXO<sup>3</sup> en una PC, y se debe conectar la sonda EXO2 vía USB o bluetooth. Información más detallada sobre la calibración se puede encontrar en el manual de usuario mediante el siguiente enlace: <https://www.ysi.com/file%20library/documents/manuals/exo-user-manual-web.pdf>

El sensor óptico de algas totales (EXO 599102) que utilizamos con la sonda multiparamétrica YSI XDO2, determina *in situ* la clorofila-*a* sin tener que romper las células, al contrario del análisis extractivo con acetona u otro solvente. Está diseñado para adquirir grandes cantidades de datos *in situ* de clorofila-*a* (con frecuencia de adquisición de hasta 1 Hz, o sea un registro de todos los parámetros a cada segundo), tanto en muestreo puntual como monitoreo continuo. También, mide la concentración en ficocianina, el principal pigmento fotosintético de las cianobacterias, lo que permite tener una alertar sobre su contribución en la biomasa de la comunidad de fitoplancton, y en caso de floración.

El sensor YSI de clorofila-*a* es idéntico en concepto, pero mucho más pequeño que los fluorómetros de campo, siendo compatible con los puertos de la sonda EXO2. Sus datos son

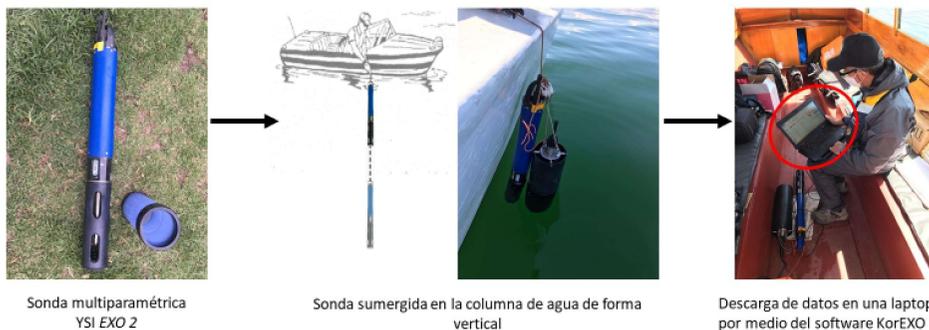
<sup>3</sup> <https://www.ysi.com/kor-software>

procesados automáticamente mediante el software KorEXO de la sonda proporcionando lecturas en unidad de fluorescencia relativa (RFU) y  $\mu\text{g/L}$  de clorofila-*a*. El sensor YSI no requiere ninguna bomba, así funciona con las baterías internas de la sonda o de la boya. La sonda EXO2 adquiere también múltiples parámetros simultáneamente.

El sensor YSI está equipado con un limpiador mecánico (cepillo) central para limpiar periódicamente la cara óptica de todos los sensores de la sonda EXO2, ya sea por activación manual o automática. Puede utilizarse en aguas superficiales durante varias semanas sin necesidad de mantenimiento, como lo verificamos en 2020, durante los 7 meses del confinamiento por la pandemia.

Para fines comparativos, se amarra la sonda EXO2 con la sonda fluorométrica FluoroProbe bbe (o sonda bbe) para que los sensores de la EXO2 y las LEDs de la bbe (al centro de la sonda, ubicado por la posición de los tornillos en la cubierta negra) estén al mismo nivel durante la realización del perfil vertical en la columna de agua. Se verifica de esto esta correcto suspendiendo las dos sondas en el aire desde el grillete de la cuerda de suspensión de la sonda EXO2, antes de sumergirlas. Se programa de preferencia las frecuencias de adquisición de los datos a cada 3 s (por defecto de la sonda bbe) para ambas sondas. Se realiza mediciones durante 30 s a 1 min a cada profundidad, para obtener entre 10 y 20 registros por profundidad. Si no ha tenido tiempo de reprogramar la sonda EXO2 para esta frecuencia, no es grave, se puede dejar una frecuencia de un registro/s, lo que generara entre 30 y 60 registros/profundidad. Mejor precisión todavía para la EXO2 en el calculo del valor promedio por profundidad.

### Medición de parámetros fisicoquímicos con la sonda multiparamétrica YSI EXO2



**Figura 2-5 – Uso de la sonda multiparamétrica YSI EXO2.**

Se sumerge la sonda EXO2 (junto con la sonda bbe) de forma vertical (Fig. 5). Se registra los datos a lo largo de la columna de agua, obteniendo un perfil vertical de cada estación. Se utiliza los clips de cuña instalados para este fin a lo largo del borde de la parte trasera de la lancha, para asegurar la cuerda de suspensión de las sondas a cada profundidad. De manera estándar, utilizamos simultáneamente el lado babor de la parte trasera de la lancha para sumergir las sondas, y el lado estribor para realizar las colectas de muestras de agua y fitoplancton con las botellas Niskin y Van Dorn, y de zooplancton con la red cónica y la trampa

de Schindler. Así, se obtiene datos comparativos de una misma estación, y los dos operadores/equipos pueden trabajar juntos sin interferir entre sí.

Entre la superficie y el fondo, a cada 0,25 m en el primer metro, luego en cada metro de profundidad, se registra los datos por lapsos de 30 a 60 segundos, con una frecuencia de 1 a 3/sec. O sea que se obtiene entre 10 y 60 registros de cada parámetro por profundidad, de los cuales se calcula un promedio. Descargamos los datos registrados en la sonda a una laptop por medio del software KorEXO (ver el modo de funcionamiento de la sonda EXO2 y del software KorEXO en el tutorial abajo y en el sitio web del OLT).

## 2.4. Sonda fluorométrica FluoroProbe bbe

La FluoroProbe bbe<sup>4</sup> (Moldaenke GmbH, 24222 Schwentinental, Alemania) es un fluorímetro sumergible (Fig. 2-6) altamente sensible para el análisis de clorofila-*a* con determinación de 4 clases de microalgas, hasta una profundidad de 100 m. Durante las mediciones, se toman perfiles individuales de algas verdes (Clorofitas), cianobacterias (Cianofitas), diatomeas/dinoflagelados (Bacillariofitas/Dinofitas) y Criptofitas. Mediante programación, se pueden añadir más clases, por ej., *Planktothrix rubescens*. Los datos de medición se pueden visualizar en tiempo real en un PC mediante el programa FluoroProbe bbe++ (Fig. 2-7), se almacenan en la sonda para una descarga y evaluación posterior.

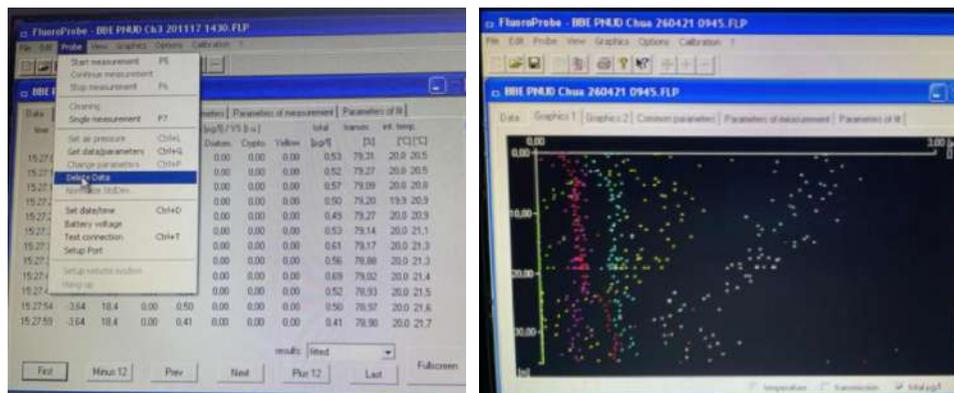


**Figura 2-6** – A izquierda, sonda FluoroProbe bbe con cubierta protectora, conectada a su cable de alimentación y cargador. Este mismo cable conecta la sonda a la computadora. Al centro, sonda FluoroProbe bbe sin su cubierta, mostrando el compartimiento con los LEDs para la excitación y la recepción de la fluorescencia. A derecha, cargador conectado a la corriente. El LED rojo se ilumina para indicar que la sonda se está cargando. El LED verde se ilumina cuando la sonda está completamente cargada. Fuente: Moldaenke.

La fluorescencia de las algas, que es producida en la fotosíntesis por excitación con luz visible, es proporcional al contenido de clorofila-*a*, el principal pigmento fotosintético en el

<sup>4</sup> [https://www.bbe-moldaenke.de/en/products/chlorophyll/details/fluoroprobe.html?gclid=EA1aIQobChMItsaY7r2z-AIVQuVcCh0z0AN1EAAySAAEglyQfD\\_BwE](https://www.bbe-moldaenke.de/en/products/chlorophyll/details/fluoroprobe.html?gclid=EA1aIQobChMItsaY7r2z-AIVQuVcCh0z0AN1EAAySAAEglyQfD_BwE)

mundo de las plantas. La FluoroProbe tiene un fotomultiplicador que detecta y mide esta luz fluorescente emitida. Además de la clorofila-*a*, las algas y las cianobacterias tienen otros pigmentos que son típicos en las diferentes especies de algas. Las interacciones entre estos diferentes sistemas de pigmentos con la clorofila-*a* dan como resultado un espectro de excitación especial para las clases taxonómicas de microalgas.



**Figura 2-7** – Pantalla principal del programa bbe++. A izquierda, los registros de datos adquiridos aquí con una frecuencia de 5 s, para las 4 clases de algas: **Green** (Clorofitas), **Bluegr.** (Cianofitas), **Diatom** (Bacilariofitas), **Crypto** (Criptofitas); la clorofila-*a* total (**total**), las sustancias amarillas (~ CDOM; **Yellow**), y la temperatura (**temp**). Con el menú principal: Probe > Start measurement, > Get data/parameters, > Delete data, > Battery voltaje, > Test connection, > Setup port. A derecha, el gráfico de las concentraciones en clorofila-*a* ( $\mu\text{g/L}$ ) de las 4 clases de algas: **Green** (puntos verdes), **Bluegr** (puntos celestes), **Diatom** (puntos amarillos), **Crypto** (puntos rosados), y la **concentración total** (puntos blancos), **sustancias amarillas** (puntos rojos) vs la profundidad (eje Y). Fuente: X. Lazzaro.

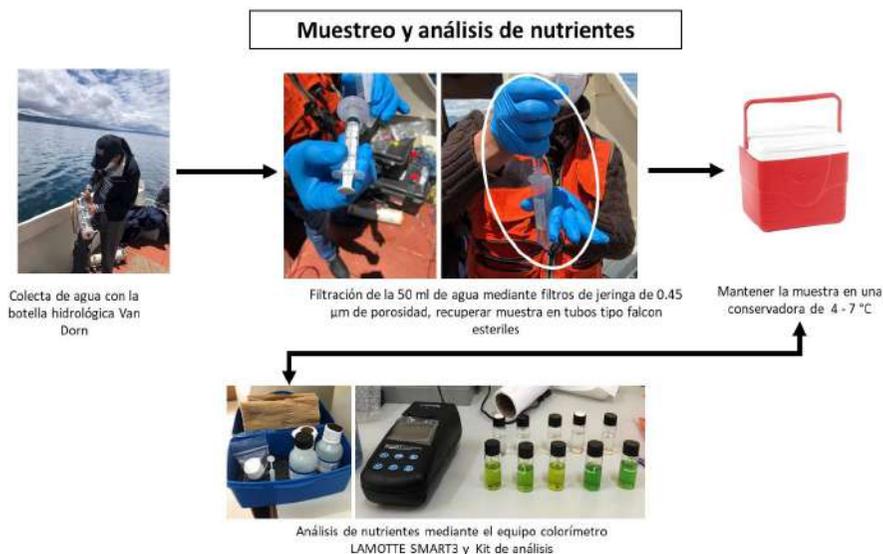
Los patrones especiales de fluorescencia de estas algas, conocidos como “huellas digitales” (‘algal footprints’ en inglés), se utilizan en el fluorímetro bbe para cuantificar las diferentes clases de algas. La excitación se produce mediante seis LEDs diferentes, con longitud de onda de 370 y 610 nm. La FluoroProbe ya viene integrada con las huellas digitales de cuatro clases de algas y de sustancias amarillas. También pueden agregarse huellas digitales especiales definidas por el usuario. Por defecto, el programa bbe++ salva los datos en formato .FLP; también se les puede salvar en .TXT o .XLS. La sonda bbe se puede operar de dos modos: a) Como **sonda portátil sumergida** (ver arriba), para la determinación rápida y flexible de las clases de microalgas y de su concentración en toda la extensión de una columna de agua (perfiles verticales) o a lo largo de transectos superficiales (horizontal); y b) Con el **accesorio de la Workstation 25**, donde se retira la cubierta y se equipa la FluoroProbe bbe con un porta cubetas y para realizar manualmente mediciones individuales (single measurement) en laboratorio (Fig. 2-8), de modo idéntico al de un fluorímetro o espectrofotómetro de laboratorio. El cilindro de la sonda bbe es mantenido horizontal sobre dos soportes. Se utiliza una cubeta de cuarzo para contener la muestra frente a las LEDs de excitación y recepción. También, existe un agitador magnético para homogeneizar la muestra. (ver el modo de funcionamiento de la sonda FluoroProbe bbe y del software bbe++ en el tutorial abajo así como en el sitio web del OLT).



**Figura 2-8** – Workstation 25 de la FluoroProbe bbe: Se retira la cubierta y se dispone la bbe horizontal sobre dos soportes. Se dispone la cubeta de cuarzo con la muestra en el compartimiento adecuado y se realiza las mediciones individuales mediante el submenú > **Single measurement**. Es ideal realizar 10 mediciones sucesivas de la misma muestra para poder calcular un valor promedio.

## 2.5. Colorímetro LAMOTTE para el análisis de nutrientes

Viviana Edith Cruz Hernández & William Gustavo Lanza Aguilar



**Figura 2-9** – Procedimientos para la colecta de muestras de agua y análisis de nutrientes.

La colecta de muestras se realiza por medio de una botella hidrológica Van Dorn (horizontal) o Niskin (vertical), a partir de la cual se filtra 50 mL de agua, empleando filtros de jeringa con membrana de Nylon (0,45  $\mu\text{m}$  de porosidad). Este último paso se realiza para eliminar los microorganismos (bacterias, microalgas, etc.) presentes en la muestra y evitar en lo posible que la concentración de nutrientes varíe hasta su análisis. La muestra de agua filtrada se colecta en tubos estériles de tipo Falcon de 50 mL, refrigerados en una conservadora a 7 °C.

El análisis de la muestra se realiza como máximo 24 horas después de la colecta. Para el análisis se emplea kits de análisis de LaMotte para fosfatos (método 3653 SC), nitratos (método 3649 SC), nitritos (método 3650 SC) y amonio (método 3659-01-SC). La lectura de las muestras se realiza con el colorímetro portátil LAMOTTE SMART3 Colorimeter™ (Chestertown, Maryland, USA) (Fig. 2.9); ver el protocolo del manual de usuario LaMotte.

## 2.6. Colecta y preparación de muestras para el análisis de isótopos de nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) y carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) *William Gustavo Lanza Aguilar*



**Figura 2-10** – Colecta de muestras de materia orgánica particulada y preparación de la muestra para el análisis de isótopos estables en Francia.

Se colecta muestras de Materia Orgánica Particulada (MOP) y perfiton para realizar el análisis de isótopos estables de nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) y carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ). Los análisis son realizados en Francia, en el laboratorio LIENSs Stable Isotope Facility (LIENSs SIF) de La Universidad de La Rochelle, por la técnica de Espectrometría de Masas de relaciones isotópicas (IRMS, en inglés). La colecta y preparación de muestras para el transporte a Francia se detallan a continuación.

**Muestras de materia orgánica particulada (MOP)** – Se emplea una botella hidrológica Van Dorn (capacidad de 3 litros) (o Niskin de 5 litros) para la colecta de agua, que consiste en un cilindro de acrílico transparente con ambos extremos abiertos, las tapas en forma de sopapas de

los extremos están conectadas por una manguera. Posee un mecanismo que puede ser disparado a una cierta profundidad mediante un ‘mensajero’ para capturar la muestra de agua.

A partir de la botella Van Dorn se colecta de 3 a 5 litros de agua en un envase limpio (previamente enjuagado con HCl al 1% y/o agua milli-Q). Antes de tomar la muestra se realiza la purga de la botella Van Dorn y el envase, al menos 3 veces con el agua de la estación. Luego se procede a homogeneizar la muestra y filtrar el agua con una bomba de vacío manual, sobre un filtro de fibra de vidrio (Millipore GF/F) de 0,7  $\mu\text{m}$  de porosidad y 47 mm de diámetro. El volumen de filtración varía de 0,5-3 litros según la estación, dependiendo el nivel de saturación del filtro. Se recupera el filtro y lo empaqueta en papel aluminio. Posteriormente, se etiqueta y guarda en una conservadora manteniendo una temperatura de 4 a 7 °C, hasta su llegada al laboratorio de Calidad Ambiental del Instituto de Ecología del Campus de la UMSA en Cota Cota.

En el laboratorio, se procede a preparar la muestra para su envío a Francia para el análisis de isótopos estables. Para la preparación de la muestra (Fig. 2.10), se determina el peso húmedo de cada filtro, mediante una balanza de precisión. Se procede al secado de los filtros a 45 °C en una estufa por 3 horas aproximadamente. Se registra el peso seco de los filtros en la balanza de precisión y se procede a empaquetar en papel aluminio/estañado y depositar en viales de vidrio. Finalmente se mantiene los filtros refrigerados a 7 °C hasta su envío a Francia.

**Muestra de perifiton asociado a Titora** – La muestra de perifiton se obtiene a partir de los tallos de titora (*Schoenoplectus californicus*) (Fig. 2.11). Se colectan de 5 a 15 tallos (dependiendo de la densidad del perifiton en la estación) con una longitud de 40 a 50 cm (colectar la zona del tallo sumergida en el agua). La colecta del perifiton se realiza mediante un raspaje superficial de los tallos de forma manual con guantes de nitrilo y se recupera la muestra en un vial de vidrio. Posteriormente se etiqueta y asegura el tubo con un tapón de papel aluminio. Se mantiene a una temperatura de 4 a 7 °C en una conservadora hasta su llegada al laboratorio de Calidad Ambiental del Instituto de Ecología de la UMSA en Cota Cota.



**Figura 2-11** – Colecta de muestras de perifiton y preparación de la muestra para el análisis de isótopos estables en Francia.

En el laboratorio, se registra el peso húmedo de la muestra en el mismo vial por medio de una balanza de precisión (previo al muestreo se registra el peso del vial vacío y limpio). La muestra es sometida a una estufa a 45 °C durante 48 horas, o en el mejor de los casos puede ser liofilizada, hasta deshidratar completamente la muestra. Se registra el peso de la muestra seca con el vial y se la tritura en un mortero de porcelana hasta obtener una consistencia fina. Se registra el peso de la muestra pulverizada y se la colecta en el vial de vidrio. Se conserva entre 4 y 7 °C, hasta su envío a Francia.

### 3. Pigmentos fotosintéticos

*Viviana Edith Cruz Hernández*

Existen varias técnicas para medir la clorofila-*a*, como la espectrofotometría, la cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC) y la fluorometría. Todos estos métodos están descritos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition, <https://www.standardmethods.org>

#### 3.1. Determinación de la clorofila-*a* por el método fluorométrico con acetona

*Xavier Lazzaro*

La clorofila-*a* es un bioindicador de la biomasa del fitoplancton en las aguas naturales. Es el más importante pigmento en las micro-algas fotosintéticas aeróbicas, excepto las cianobacterias. Yentsch & Menzel (1963) desarrollaron el método fluorométrico original, luego descrito por Holm-Hansen *et al.* (1965) y Strickland & Parsons (1997). Fue inicialmente desarrollado para ser aplicado en el medio marino. Es muy sensible y sólo requiere un pequeño volumen de muestra, por lo que es preferido sobre el método espectrofotométrico, que carece de sensibilidad. Se filtra la muestra, se recogen las algas en un filtro y se las extraen en acetona al 90%. Se determina la concentración de la clorofila-*a*, midiendo la fluorescencia emitida a una longitud de onda  $\geq 665$  nm, tras una excitación a una longitud de onda de  $\sim 340$ -500 nm.

El método corrige la presencia de feofitina-*a* (una clorofila-*a* degradada que carece de su catión central de magnesio  $Mg^{2+}$ ), que absorbe a una longitud de onda cercana a la de la clorofila-*a*. Se realiza la medición fluorométrica antes y después de la acidificación, la que transforma toda la clorofila-*a* en feofitina-*a*, que es fluorescente con menor intensidad. Esto corrige la interferencia de la feofitina-*a* en la clorofila-*a*, para determinar la feofitina-*a*.

Se colecta una muestra en un frasco de polipropileno opaco de 250 mL. No se añade ningún conservante. No se debe llenar el frasco hasta el borde para poder agitar la muestra y garantizar su homogeneidad. Se tiene que conservar la muestra en cerca de 4 °C y llevarla rápidamente al laboratorio. La extracción debe realizarse dentro de las 72 horas inmediatamente después de la filtración. Se guarda el extracto de acetona en el congelador y en la oscuridad antes de realizar el ensayo. Disolver en acetona los filtros Millipore de acetato de celulosa o nitrato de celulosa de 0,8  $\mu m$  de porosidad es más eficiente que usar filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F de 0,7  $\mu m$ , que hay que triturar en acetona mediante un mortero de cerámica. Se puede conservar la muestra filtrada en el congelador durante 3 semanas antes de la extracción, porque la clorofila-*a* se degrada rápidamente a temperatura ambiente y con la luz.

#### 3.2. Espectrofotometría vs sondas fluorométricas

El método espectrofotométrico (absorbancia o fluorescencia) es el método clásico más utilizado para determinar la concentración de clorofila-*a* en aguas superficiales. Necesita

colectar un gran volumen de muestra, su filtración para concentrar las micro-algas que contienen clorofila-*a*, la fractura de las células y la extracción de la clorofila-*a* en un disolvente orgánico, como la acetona (o cloroforme-metanol, entre otros). Se analiza el extracto por espectrofotometría o por cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC). Este procedimiento más preciso reconocido en pruebas y aplicaciones, es aceptado como referencia en la literatura científica. El método fluorométrico requiere la misma extracción que la espectrofotometría, en cambio utiliza un fluorómetro para medir la fluorescencia molecular de la clorofila-*a*.

Sin embargo, las desventajas de estos métodos son importantes. Consumen mucho tiempo y requieren un analista experimentado para generar resultados confiables. No permiten el monitoreo continuo de la clorofila-*a*, o sea de fitoplancton, ya que la colecta de muestras con frecuencia elevada (por ej. cada hora o cada metro de un perfil vertical) consumiría un tiempo considerable en el campo y el laboratorio.

Los sensores ópticos de las sondas automáticas usan un método alternativo para medir la clorofila-*a* que supera estos inconvenientes, aunque con una posible pérdida de precisión. Los resultados del análisis *in situ* con un sensor óptico no son tan precisos como los resultados del análisis extractivo certificado. Durante un estudio, se puede minimizar la inexactitud, combinando el análisis extractivo de unas pocas muestras con el monitoreo de datos con un sensor óptico. Las mediciones *in situ* nunca sustituirán al procedimiento estándar. Están diseñadas para complementar los resultados más precisos, pero más morosos de obtener, de los métodos espectrofotométricos de determinación de la clorofila-*a*.

Cuando se irradia con luz de una determinada longitud de onda, la clorofila-*a* emite una luz fluorescente de mayor longitud de onda (o menor energía). Los fluorómetros basados en este principio se utilizan desde hace tiempo. La mayoría de estos utilizan un diodo emisor (LED) como fuente de la luz irradiada que tiene una longitud de onda máxima de ~470 nm. Los LED con esta especificación producen una radiación en la región azul del espectro visible.

Irradiada con esta luz azul, la clorofila-*a* emite luz de 650-700 nm. El detector es un fotodiodo de alta sensibilidad equipado con un filtro óptico que impide que se detecte la luz excitante de 470 nm cuando se retrodispersa en las partículas del agua. Existen dos clases de fluorómetros: los de laboratorios, con capacidad óptica superior, entre tanto más caros y no apropiados para el campo; y los de campo con una configuración óptica fija. Para ambos se recomienda usar una bomba lo que requiere baterías de gran capacidad en el campo. Como desventajas, los de campo solo miden clorofila-*a* (fluorescencia), pero no otro parámetro. Generalmente, la salida está en mV o unidad relativa de fluorescencia (RFU), pero no en µg/L.

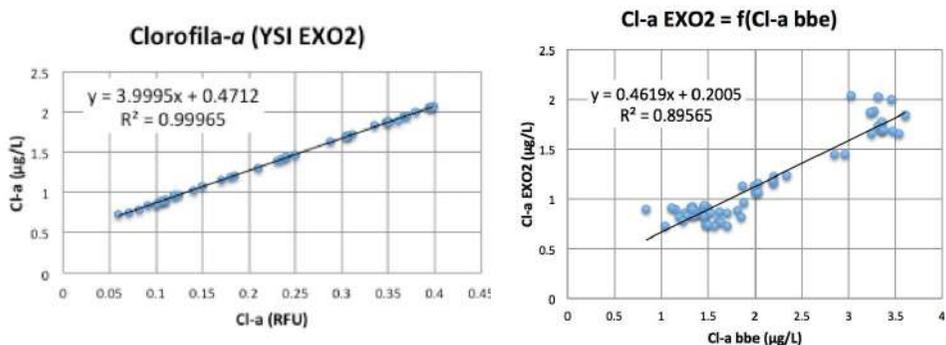
Para comparar las **funcionalidades** de las **sondas YSI EXO2 y FluoroProbe bbe**, para las mediciones *in situ* de las concentraciones de clorofila-*a*, ver arriba las secciones 2.3. y 2.4., respectivamente. Ver los **tutoriales** de uso de estas sondas en las secciones 11.1. a 11.4. abajo. También las funcionalidades de las **aplicaciones KorEXO y LoggerNet** en las secciones 11.5. y 11.6.. Para evaluar las concentraciones de clorofila-*a* del fitoplancton a la escala del Lago Menor, mediante **imágenes satelitales**, ver el tutorial correspondiente de la sección 11.7.

### **3.3. Inter-calibración entre las sondas bbe y EXO2 para las mediciones de las concentraciones en clorofila-*a***

*Xavier Lazzaro*

Las sondas YSI EXO2, tanto la ubicada en el perfilador de la Boya como la utilizada en las campañas de campo, disponen de una calibración del fabricante (XYLEM Inc.), entre las

concentraciones de clorofila-*a* en RFU (Relative Fluorescence Unit) y  $\mu\text{g/L}$ . Por otro lado, existe una ligera discrepancia para las concentraciones de clorofila-*a* en  $\mu\text{g/L}$  entre la sonda YSI EXO2 y la sonda FluoroProbe bbe. Así que realizamos varias inter-calibraciones. En la Fig. 2-13, presentamos las regresiones lineares que realizamos en el sitio de la Boya HydroMet, el 09/10/2019 a las 11:33, entre las concentraciones de clorofila-*a* adquiridas por la sonda YSI XO2 y la sonda FluoroProbe bbe, sumergidas simultáneamente (amarradas entre ellas) verticalmente entre la superficie y el fondo (10 m), con la misma frecuencia de adquisición de 3 s.



**Figura 2-13** – Inter-calibración de las mediciones de clorofila-*a*. A izquierda, sonda YSI EXO2, relación del fabricante entre las medidas en RFU y en  $\mu\text{g/L}$ :  $\mu\text{g/L} = 4,00 * \text{RFU} + 0,47$ ; ubicación = Boya HydroMet, sonda EXO2 de campo (no la instalada en la Boya), 09/10/2019, 11:33,  $n = 41$ . A derecha, inter-calibración de la sonda FluoroProbe bbe y de la sonda YSI EXO2 de campo:  $\mu\text{g/L}$  (EXO2) =  $0,46 * \mu\text{g/L}$  (bbe) +  $0,20$ ; ubicación = Boya HydroMet, 09/10/2019, 11:33,  $n = 63$ . Las dos sondas amarradas fueron sumergidas hasta 10 m, con frecuencia de adquisición de 3 s.

a) Para la sonda YSI EXO2, la concentración de clorofila-*a* en  $\mu\text{g/L}$  es ligeramente superior a 4 veces la concentración en RFU, y b) Para las concentraciones en  $\mu\text{g/L}$ , los valores medidos por la sonda EXO2 representan aproximadamente la mitad de los valores medidos por la sonda bbe. Queda todavía por verificar la generalidad de estas relaciones si estas relaciones varían con las características de las aguas, la profundidad, la hora del día. O sea:

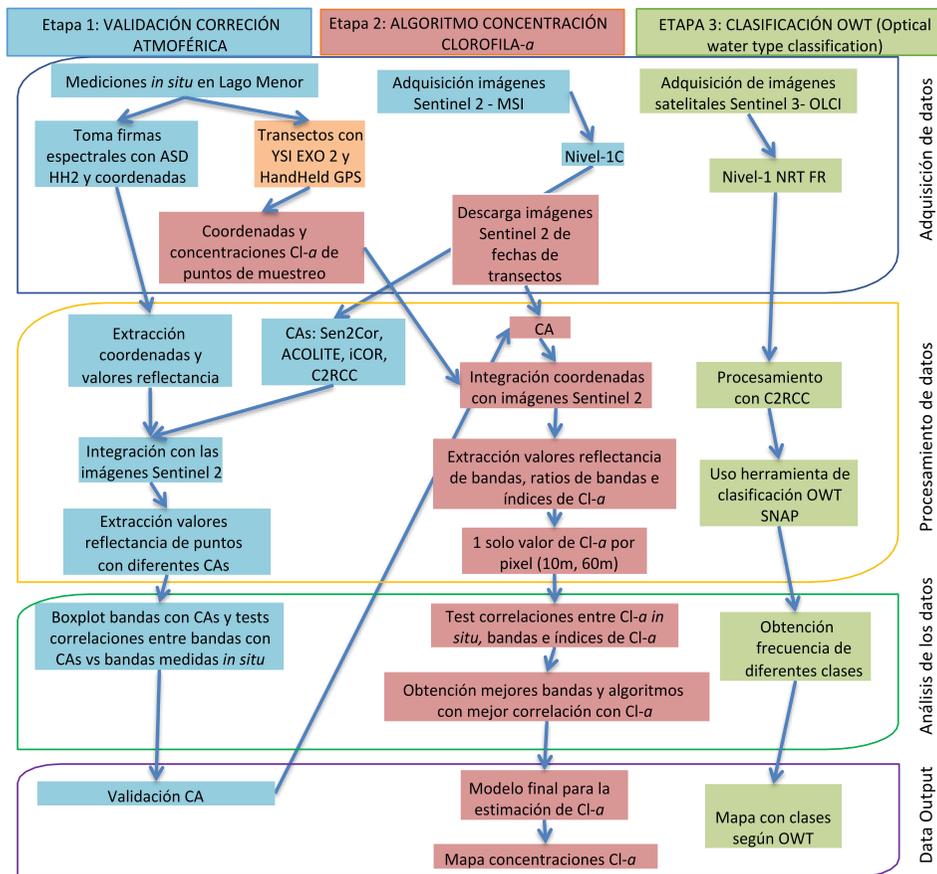
$$\text{Sonda YSI XO2: } \text{Cl-a } \mu\text{g/L} = 4,00 * \text{Cl-a RFU} + 0,47$$

$$\text{Cl-a } \mu\text{g/L (EXO2)} = 0,46 * \text{Cl-a } \mu\text{g/L (bbe)} + 0,20$$

### 3.4. Mapear las concentraciones en clorofila-*a* del lago a partir de imágenes satelitales

*Javier Alberto Maldonado Alfaro*

El monitoreo de la calidad del agua del Lago Menor del Titicaca con imágenes satelitales Sentinel-2 y Sentinel-3 se ha estructurado en 3 etapas importantes. La **primera etapa** consiste en **validar una corrección atmosférica (CA) con datos de reflectancia medidos in situ** con un espectroradiómetro. Los valores obtenidos, sin interferencia atmosférica ya que son tomados a 50 cm de la superficie acuática, son la referencia a la cual una CA de satélite debe aproximarse. Para poder validarla, muchas campañas se realizaron en diferentes sectores del área de estudio desde enero hasta diciembre 2019.



**Figura 2-14** – Etapas del procedimiento para elaborar mapas de concentraciones de clorofila-a, a partir de imágenes Sentinel-2 con validaciones *in situ*. CAs = Correcciones Atmosféricas. Cl-a = Clorofila-a. Fuente: Javier Maldonado, elaboración propia.

Después de un proceso de selección y eliminación de ‘outliers’<sup>5</sup> (datos tomados con sombra, poca luz, mala calibración, presencia de nubes que disparaban los valores de reflectancia) se seleccionaron 4 fechas significativas: 22/04/2019, 27/05/2019, 11/06/2019 y 10/08/2019. Las dos primeras corresponden a muestreos realizados terminando el periodo de lluvias y las otras dos en el periodo seco. Las coordenadas (Latitud y Longitud) de estos muestreos se utilizaron para extraer los valores de reflectancia con diferentes CA. Se logró determinar la mejor CA en relación a mediciones *in situ*.

<sup>5</sup> ‘Outlier’ (termino ingles) = una observación anormal y extrema en una muestra estadística o serie temporal de datos que puede afectar potencialmente a la estimación de los parámetros del mismo.

En la **segunda etapa**, ya teniendo una CA validada, se procede a **medir las concentraciones *in situ* de clorofila-*a* (Cl-*a*)** para así **crear un algoritmo propio del Lago Menor** que permita con imágenes satelitales monitorear toda la zona. La Cl-*a*, el principal pigmento fotosintético de las microalgas, es un bioindicador de la biomasa del fitoplancton. La Cl-*a* esta íntimamente relacionada con las actividades humanas, ya que ellas aumentan la carga en nutrientes (nitrógeno y fósforo) de los ríos que desembocan en el lago, incrementando la fotosíntesis y por consecuencia la biomasa de las microalgas. Muchos países, la emplean como indicador de la calidad del agua y que, además, puede ser detectada con imágenes satelitales. Se realizaron diferentes tipos de muestreos durante 2020, desde puntos fijos, hasta transectos. Esta metodología ha ido evolucionando. Se ha empleado nuevas fuentes de datos y equipos tecnológicos, como la Boya HydroMet, la nueva Red de Monitoreo, las sondas multiparamétricas YSI EXO2 y el YSI Handheld Display (la interfaz mejorada para la calibración y el registro de datos con la sonda EXO2). Por lo que, en esta sección presentamos dos fechas, 26/02 y 01/05/2022, en las cuales se realizaron los transectos y se obtuvieron > 7000 mediciones.

En la **tercera etapa**, utilizamos una herramienta de clasificación de los tipos de agua, OWT (Optical Water Type classification) con Sentinel-3, para visualizar los estados tróficos exhibidos en toda la extensión del Lago Menor. En esta sección, presentamos los conceptos mas importantes de lo elaborado, así como la metodología. Estamos elaborando una publicación (Maldonado *et al.*, en prepa.) donde se describe a detalle los diferentes pasos y se presenta los resultados **obtenidos** con el algoritmo desarrollado.

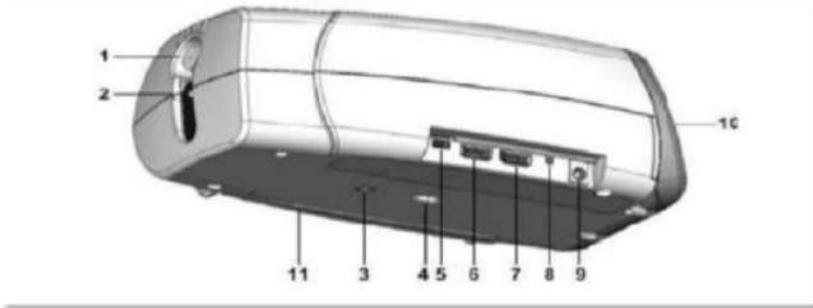
### **Etapa 1: Validación de la corrección atmosférica**

**Mediciones *in situ* de la reflectancia con el espectroradiómetro ASD FieldSpec HandHeld-2** – El HH2 (<https://prolabsystems.com/wp/product/asd-handheld-2-hand-held-vnir-spectroradiometer/>) está calibrado para ser utilizado en las condiciones de la ciudad de La Paz, teniendo en cuenta la altitud y la atmosfera. Su rango de longitud de onda es de 325–1075 nm, con una exactitud de  $\pm 1$  nm; en base al *Spectroradiometer-2 User Manual* (ASD 2010).



**Figura 2-15** – Espectroradiómetro ASD FieldSpec HandHeld-2 con sus accesorios en su Pelicase de transporte.

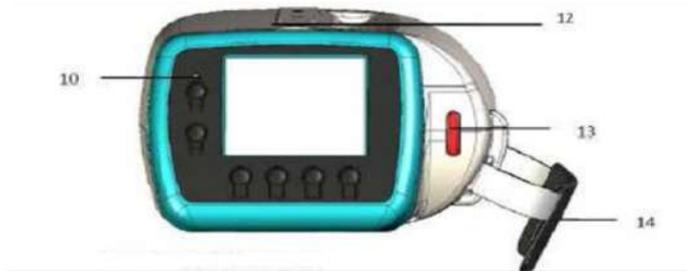
El equipo viene con un GPS conectado vía USB, con los cables para descargar los datos y un disco blanco de referencia para calibrar. Cuenta con una memoria interna. La aplicación HH2 Sync instalada en una computadora PC (solo para Windows) sirve para descargar los datos.



**Figura 2-16** – Componentes en la sección frontal (1 y 2), lateral (5 a 10) e inferior (3, 4 y 11).

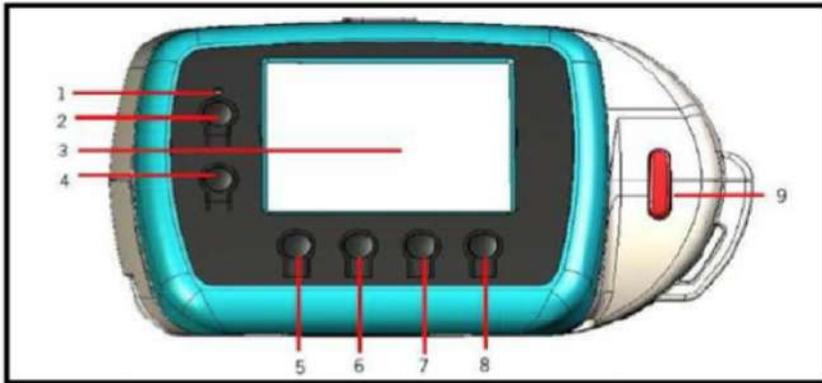
1	Entrada óptica	7	USB A (hembra)
2	Puntero laser	8	Jack para disparador remoto opcional
3	Entrada para el mango o trípode	9	5 voltios Entrada de alimentación de CC
4	Conexión para el mango (gatillo)	10	Panel de visualización (giratorio con bisagras)
5	USB Mini-B para el modo atado solamente. Controlado por computadora.	11	Compartimiento de pilas para 4 AA. Baterías recargables
6	USB A (hembra)		

En la sección frontal, se encuentran los diferentes puertos, la entrada óptica y el puntero laser. Los puertos USB permiten conectar el GPS y así tener las mediciones con sus coordenadas exactas. Esto, facilita el tratamiento de los datos, puesto que los valores de reflectancia están representados con sus coordenadas, fecha y hora. El puntero laser y la entrada óptica no se deben tocar con las manos en ningún momento.



**Figura 2-17** – Componentes de la sección posterior (10,12,13 y 14) del HandHeld 2.

10	Panel de visualización (giratorio con bisagras)	13	Botón del disparador del pulgar (rojo)
12	Roscas de montaje telescopio terrestre	14	Correa de mano



**Figura 2-18** – Pantalla de visualización del HandHeld 2.

En la sección posterior, se encuentra el panel de visualización, la correa de mano que tiene que estar bien sujeta, el botón disparador y las roscas de montaje.

1	Indicador de encendido LED	4	Indicador laser ON/OFF
2	Botón de encendido / apagado	5 a 8	Menú de botones
3	Pantalla LCD	9	Botón del disparador del pulgar (rojo)

El panel de control tiene los botones de encendido/apagado, los botones que sirven para visualizar en la pantalla del menú y el botón disparador.



**Figura 2-19** – Pantalla LCD del HandHeld sin calibrar (extremo superior izquierdo la letra "D").

Al encender el equipo, es importante observar la **letra "D"** en el extremo superior izquierdo de la pantalla, la cual, nos indica que **el equipo no está calibrado**.



**Figura 2-20** – Apretar el botón “OPT” (a izquierda) y Mensaje en la pantalla (a derecha).

La calibración del equipo se realiza en un lugar donde le llegue la luz solar. Se selecciona el botón “OPT”. Inmediatamente, un mensaje nos indica que el dispositivo esta listo.



**Figura 2-21** – Calibración del espectralradiómetro HandHeld 2.

Se coloca el HandHeld apuntando al disco blanco a una distancia de 1 m en ángulo recto y se efectúa un primer disparo.



**Figura 2-22** – Calibración del espectralradiómetro YSI HandHeld 2.

Seguidamente, se selecciona el botón “DC/WR”. Se coloca el HandHeld apuntando al disco blanco a una distancia de 1 m en ángulo recto y se efectúa un segundo disparo. En ambos casos, es importante que el disco blanco este iluminado con luz solar libre de sombras y nubes.



**Figura 2-23** – Pantalla que muestra que la calibración se realizó correctamente.

En el extremo superior izquierdo de la pantalla, aparece la letra “R”; nos indica que la **calibración se realizó correctamente**, el equipo está **listo para tomar los valores de reflectancia**.



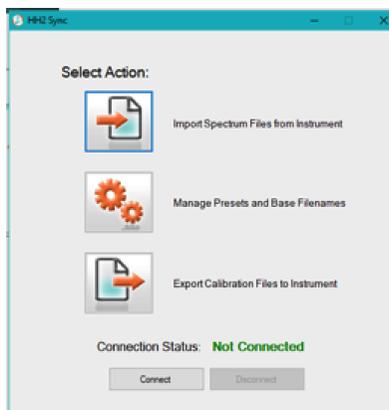
**Figura 2-24** – Disparo del gatillo para la toma de muestras.

Finalmente, a una distancia entre 0,50 m a 1 m, se coloca al espectroradiómetro en ángulo recto de la zona de interés. Se realiza el disparo que mide el valor de reflectancia. Es importante que esta zona no este con sombra y que el cielo no este nublado. Los valores guardados en la memoria interna del dispositivo comprenden la información GPS (Latitud y Longitud), la hora, fecha, numero de muestra y valor de reflectancia.

**Extracción de coordenadas y valores de reflectancia** – Posteriormente, se extraen los valores de reflectancia y las ubicaciones GPS que fueron grabados en el espectroradiómetro. Se utilizan dos programas, el **HH2 Sync** y **ViewSpec Pro Version 6.2.0** que vienen con el equipo y solo funcionan para Windows.



**Figura 2-25** – Programas de descarga y visualización de datos obtenidos por el espectroradiómetro.



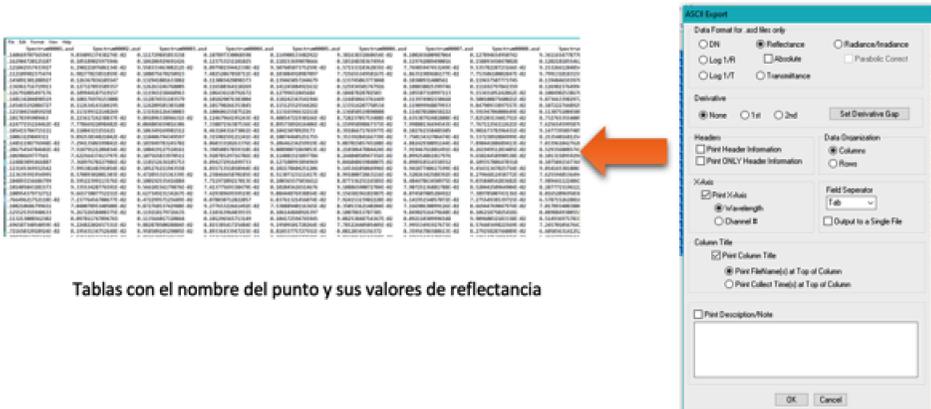
**Figura 2.26** – Extracción de mediciones con el programa HH2 Sync.

Primeramente se utiliza el **programa HH2 Sync**, para descargar los datos a la computadora. Se conecta vía USB y se descargan todos los archivos guardados en formato .asd.



**Figura 2-27 –**  
Visualización de las firmas espectrales.

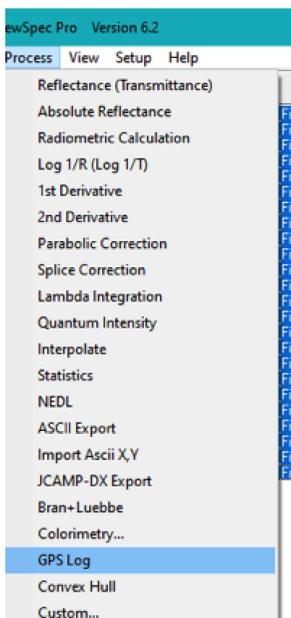
Utilizando el **programa ViewSpec Pro**, se selecciona todas las firmas espectrales. Se visualiza el gráfico entre la longitud de onda y la reflectancia con la opción **View> Graph Data**.



**Tablas con el nombre del punto y sus valores de reflectancia**

**Figura 2-28 –** Exportación de los puntos a formato .ASCII y de sus mediciones de reflectancia.

Luego, se exportan los datos en formato ASCII con la **herramienta ASCII Export**. Los datos se presentan con el nombre del punto y sus valores de reflectancia sin los datos GPS.



**Figura 2-29 – Herramienta GPS Log para obtener las coordenadas de las muestras.**

Para obtener las coordenadas, se utiliza la función *Process>GPS Log* del programa ViewSpec Pro. Esta función permite extraer el nombre del punto, fecha, hora y sus coordenadas (Latitud y Longitud). Se exporta las tablas que se obtienen (valores de reflectancia y coordenadas) a tablas Excel para poder guardarlas en formato .csv. Se puede utilizar un programa de tratamiento de texto para realizar esta tarea.

**Toma de muestras con el espectroradiómetro FieldSpec® HandHeld 2** – Las fechas de muestreo coinciden con el paso del satélite Sentinel-2. Encima del Lago Titicaca, su **frecuencia de paso es de 5 días** entre los satélites **Sentinel-2A y 2B**. Se realizan mediciones puntuales, como también transectos. Los transectos tienen una longitud de 100 m. Son materializados por una sogá a lo largo de la cual, a cada 10 m se ubica una esfera flotante de poliestireno (isopor) con un número referencial. En cada punto, se calibra el espectroradiómetro efectuando 10 ‘disparos’ (= 10 replicas) a una distancia de 50 cm de la superficie del agua (Fig. 2-30). Los valores de reflectancia de cada punto van acompañados de la fecha, la hora y las coordenadas de cada punto. Es **muy importante** que se usen **baterías alcalinas**. Caso contrario, el equipo se descargará muy rápidamente. Es **muy importante** verificar la **fecha** a la cual el equipo graba los datos (tiene que ser la actual), para que el momento de efectuar el análisis, estos puntos tengan datos exactos.



**Figura 2-30 – Transecto con señalización de esferas flotantes de poliestireno (Isopor) a cada 10 m a lo largo de 100 m.**

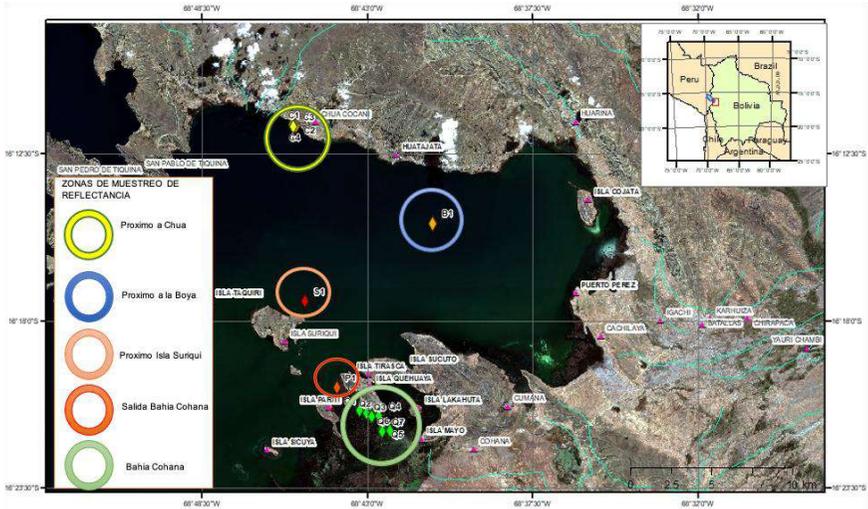


Figura 2-31 – Zonas y fechas de muestreo de reflectancia con el espectroradiómetro HandHeld 2.

**Descarga de imágenes satelitales Sentinel-2 en las fechas de muestreo** – Las salidas de campo son planificadas en relación al paso del satélite Sentinel-2. Una vez los datos de reflectancia y GPS convertidos a formato .csv, se procede a descargar las imágenes satelitales. Estas son de acceso libre y están en su sitio web <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home> . Este requiere un registro de usuario con correo electrónico y una contraseña.

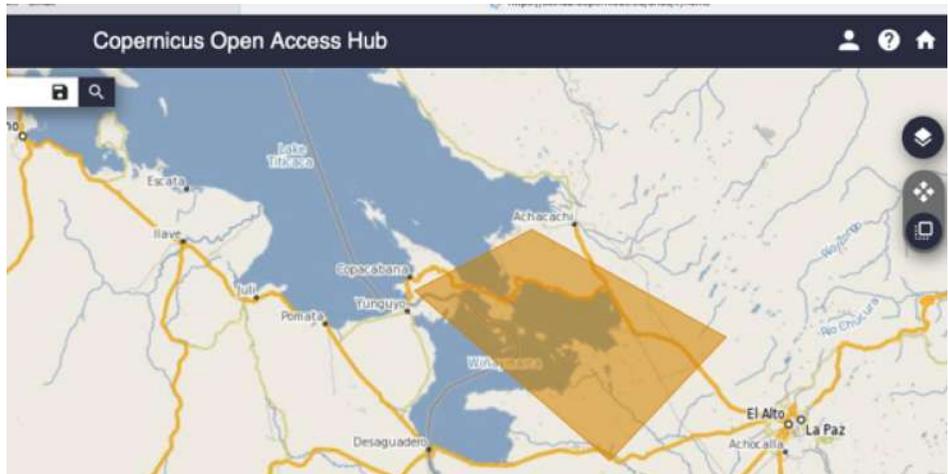


Figura 2-32 – Selección del área de interés en la página web de Copernicus: <https://www.copernicus.eu/fr>

Insert search criteria...

**Advanced Search** Clear

Sort By: Ingestion Date Order By: Descending

Sensing period: 2019/04/01 2019/04/30

Ingestion period: [ ] [ ]

Mission: Sentinel-1

Satellite Platform: [ ] Product Type: [ ]

Polarisation: [ ] Sensor Mode: [ ]

Relative Orbit Number (from 1 to 175): [ ]

Mission: Sentinel-2

Satellite Platform: S2A\_\* Product Type: S2MS1C

Relative Orbit Number (from 1 to 143): [ ] Cloud Cover % (e.g.[0 TO 9.4]): [ ]

Mission: Sentinel-3

Satellite Platform: [ ] Product Type: [ ]

**Figura 2-33** – Búsqueda avanzada de la imagen satelital.

Una vez inscrito en la pagina, se selecciona el área de interés. Un polígono naranja se forma alrededor.

Luego, se selecciona la fecha a la que se realizó el muestreo. En nuestro caso, se los realizó el 22/04/2019, 27/05/2019, 11/06/2019 y 10/08/2019.

Display 1 to 12 of 12 products. Order By: Ingestion Date 0 products selected

Request Done: { footprint:"Intersects(POLYGON)((-68.71226936949111 -16.02356833273278,-69.04244520931854 -16.314971062480183,-68.64087999871762 -16.507573358561004,-68.43117372207047 -16.20360314439276,-68.71226936949111 -16.02356833273278))"

S2A MSI	S2A_MS1C_20190522T144731_N0207_R139_T19LDC_201905...	Offline
S2A MSI	S2A_MS1C_20190522T144731_N0207_R139_T19LDC_201905... <b>LEC</b>	Offline
S2A MSI	S2A_MS1C_20190522T144731_N0207_R139_T19LDC_201905... <b>KEE</b>	Offline
S2A MSI	S2A_MS1C_20190522T144731_N0207_R139_T19KDB_201905...	Offline
S2A MSI	S2A_MS1C_20190512T144741_N0207_R139_T19LDC_201905...	Offline

**Figura 2-34** – Selección de la imagen para descarga.

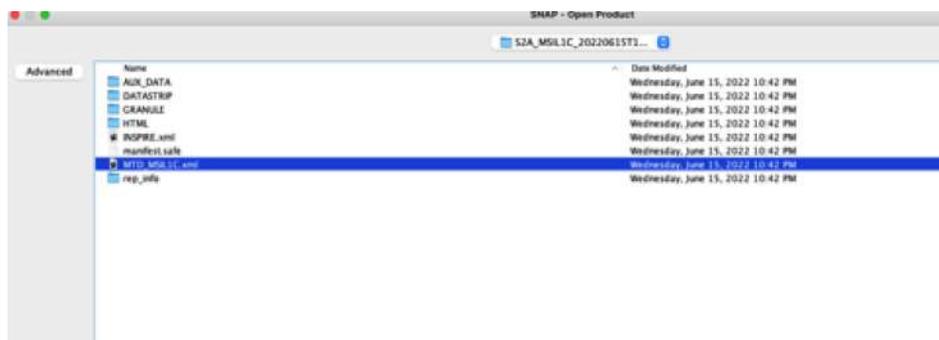
La misión es Sentinel-2, la plataforma puede ser S2A o S2B. Son dos satélites gemelos en la misma órbita, que pasan por el mismo punto alternando a cada 5 días. **IMPORTANTE:** Si la fecha del muestreo es antigua de algunos meses atrás, se hace la solicitud y la imagen estará disponible en unos 3 días. Para las fechas actuales, la descarga es inmediata.

El **tipo de producto** es **S2MS11C**, que corresponde al **sensor MSI** (Multi Spectral Instrument). **1C** nos indica el **nivel de producto**: 1C = **ortoimagen** con una proyección UTM/WGS84; esto indica que tiene correcciones y posee características geométricas.

Posteriormente, se escoge la mejor imagen que represente nuestra área de estudio. Para el Lago Menor, las imágenes con **códigos LEC** (Sector Sur) y **KEB** (Sector Norte) son las que se descargan. Cada imagen pesa 817,7 MB. Depende de la velocidad del Internet para poder descargarla. Una vez descargada, se utiliza el **programa SNAP** (Sentinel Application Platform), de acceso libre, para visualizar y realizar las diferentes correcciones atmosféricas.

Se puede descargar el programa SNAP en el enlace siguiente: <https://step.esa.int/main/download/snap-download/>. Es preferible **instalar todos los Toolboxes** en los enlaces que nos proponen para Mac OS X, y Windows (64 Bit o 32 Bit).

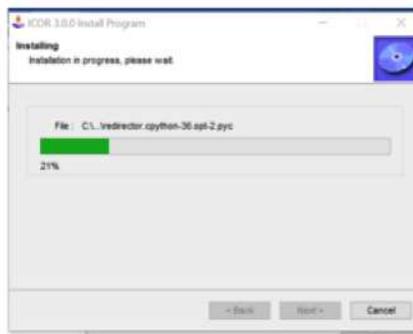
Para poder visualizar la imagen descargada, se debe descomprimir el archivo y posteriormente en la ventana de SNAP seleccionar '**Open Product**'. Se abre el archivo de la imagen satelital y se selecciona el **archivo en formato MTD\_MS11C.xml**.



*Figura 2-35 – Apertura de la imagen satelital mediante el programa SNAP.*

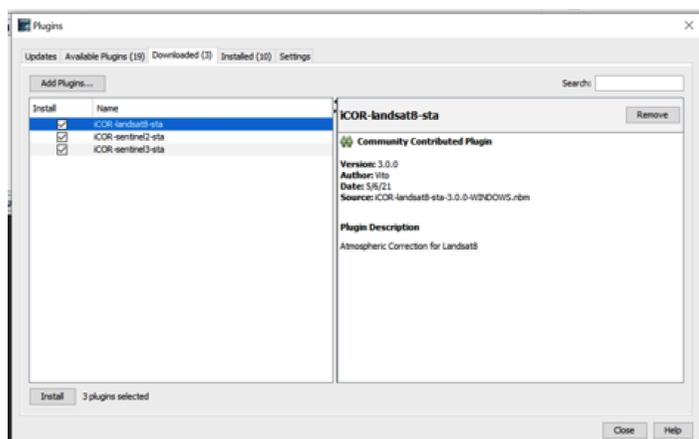
**Validación de la corrección atmosférica** – Las correcciones atmosféricas seleccionadas para su evaluación y validación son: **C2RCC**, **iCOR**, **ACOLITE**, **Sen2Cor**. A continuación, se explica el procedimiento de la corrección atmosférica **iCOR**. Este procedimiento de validación se realiza con todas las fechas en las cuales se efectuaron las salidas. Aquí, por ej., se realiza el procedimiento solo para el 11/06/2019.

En el **SNAP** (Version 6.0), se instala el programa **iCOR** (image CORection for atmospheric effects). **iCOR** es una corrección atmosférica que ha sido elaborada por **VITO**, una organización de investigadores belgas. Este programa, por el momento, solo esta accesible para Windows X64 y UBUNTU. Una vez descargado e instalado, SNAP lo adjunta en su menú de opciones. Se puede descargar **iCOR** desde su sitio web, previa inscripción: <https://info.vito.be/download-icor-submission>



**Figura 2-36** – Instalación del programa **iCOR** en la computadora.

El archivo de descarga pesa 1,8 Gb. Una vez terminada se lo instala en Windows.



**Figura 2-37** – Instalación del programa **iCOR** en **SNAP**.



**Figura 2-38** – Finalización de la instalación de la corrección atmosférica **iCOR**.

Al finalizar la instalación, en SNAP en la pestaña Tools > Plugins > Downloaded > Add Plugins> C:/Program Files/VITO/iCOR/sta . Se selecciona la opción de iCOR-sentinel2-sta>Next> Se acepta las condiciones de uso 'I accept the terms in the License Agreement'> luego 'Install'

Una vez finalizada la instalación del programa **iCOR**, se lo aplica para tratar las imágenes de Sentinel-2.



**Figura 2-39** – Uso de la corrección atmosférica *iCOR*.

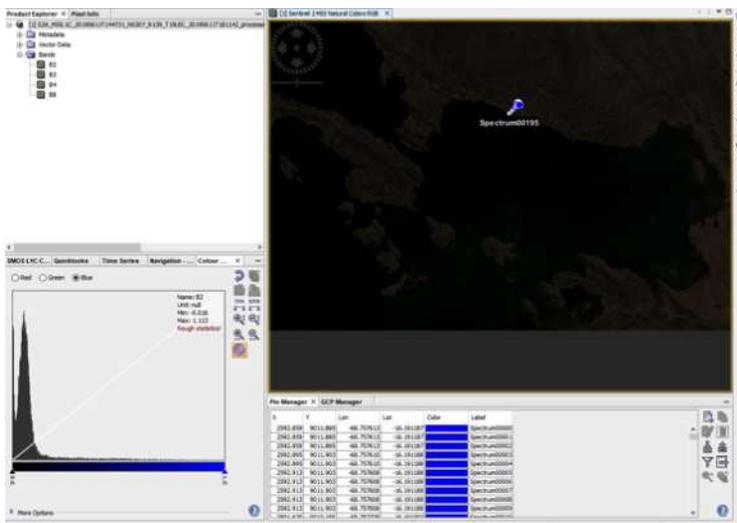
Para utilizar *iCOR* en SNAP, se selecciona: *Optical>iCOR* y luego la imagen satelital. Este proceso dura unos 20 – 30 minutos, dependiendo de la capacidad de la computadora.



**Figura 2-40** – Archivos de 60, 20 y 10 m en formato .tif.

Al final del proceso se obtienen 3 archivos en formato .tif; uno de 10m (4 Bandas), otros de 20 m (6 bandas) y 60 m (11 bandas).

**Integración de las imágenes satelitales con los puntos de muestreo** – Como ejemplo, se toma una sola fecha (11/06/2019) para poder explicar el procedimiento de validación de la corrección atmosférica. Una vez obtenida la corrección atmosférica *iCOR*, se procede a visualizarla en el SNAP.



**Figura 2-41** – *iCOR* 10m del 11/06/2019 con sus puntos de muestreo.

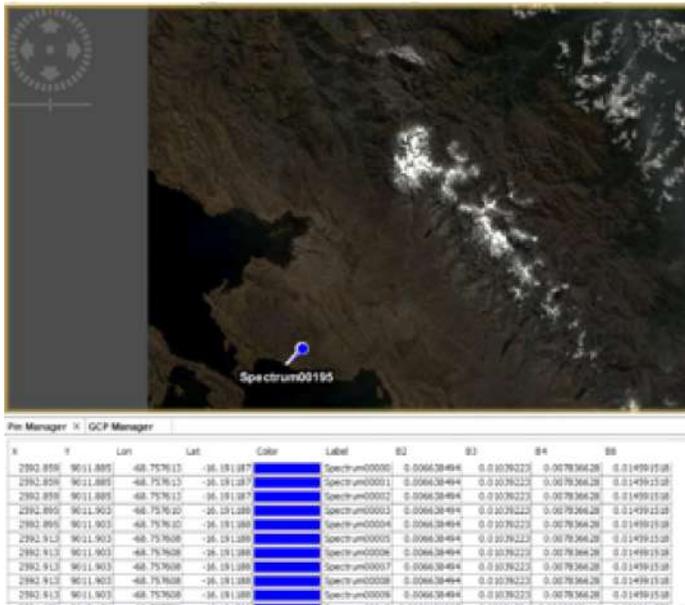
Se abre la imagen con CA **iCOR** 10 m del 11/06/2019 en el programa SNAP, y se introduce los puntos de muestreo. Estos corresponden a un transecto próximo al sector de Chúa, donde a cada 10 m se tomó una firma espectral.



**Figura 2.42** – Visualización del transecto en una imagen iCOR 10 m del 11/06/2019.

Cada pixel mide 10 m x 10 m. Cada 10 m, se visualiza los diferentes puntos de muestreo efectuados con los flotadores de isoporc.

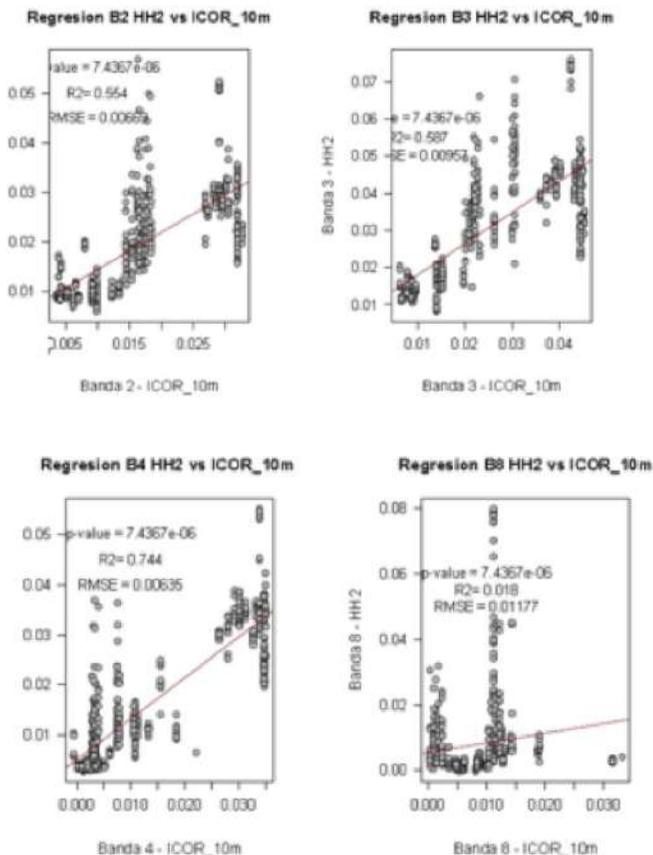
**Extracción de valores de reflectancia de las bandas** – Luego, se extraen los valores de reflectancia de las bandas y se las transforma en formato .csv. Este procedimiento se realiza también para las demás fechas.



**Figura 2-43** – Extracción de valores de reflectancia.

**Validación de la corrección atmosférica** – Mediante regresiones entre los valores obtenidos por el espectroradiómetro (HH2) y los obtenidos por las diferentes CA se obtiene la mejor corrección atmosférica.

Este proceso se aplica a todas las bandas de todas las CA que se realizan. Al final se presentan estos valores en una tabla con los valores  $R^2$  de correlación, y se elige los mejores resultados. Los resultados de esta etapa están en proceso de elaboración y estarán disponibles una vez publicados en un artículo científico (Maldonado *et al.*, en prep.).



**Figura 2-44** – Correlación de las bandas B2, B3, B4 y B8 de iCOR 10m vs las mismas bandas obtenidas por el HH2 (espectroradiómetro ASD HandHeld 2).

## Etapa 2: Obtención del algoritmo de concentración de clorofila- $\alpha$

Transectos con la sonda EXO2 y el EXO Handheld Display con GPS

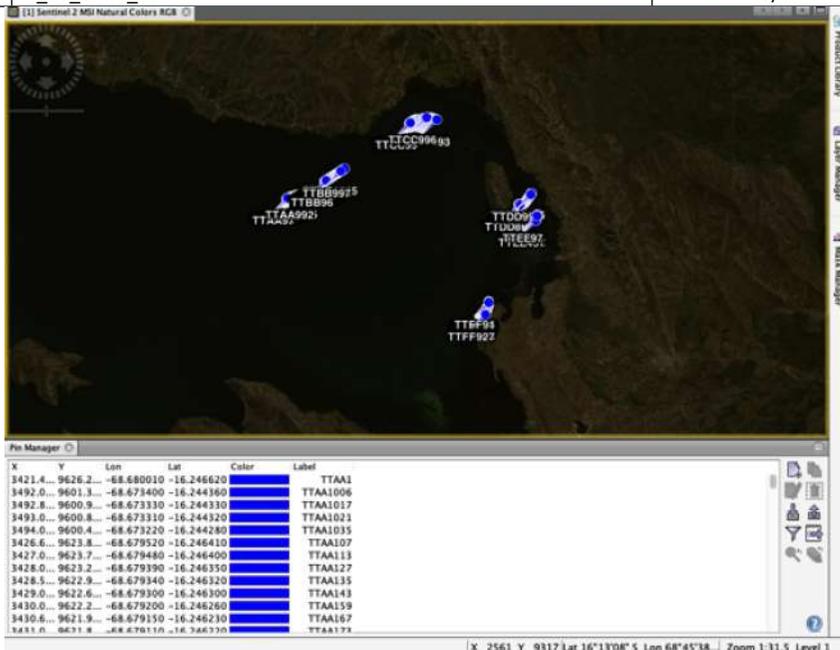


**Figura 2-45** – Para la realización de los transectos, se utiliza la sonda multiparamétrica YSI EXO2 (a izquierda), un computador laptop con el programa KorEXO y el EXO HandHeld Display con GPS (el equipo azul, a derecha). Se programa el KorEXO para que la sonda EXO2 haga mediciones cada segundo. Las tablas de resultados presentan fecha, hora, CI-a en RFU, CI-a en  $\mu\text{g/L}$ , latitud y longitud, entre otras variables.

### Integración con las imágenes satelitales y extracción de valores de reflectancia

**Tabla 2-2** – Ratios de bandas para 10 m y 60 m.

	Nombre asignado	Descripción
60 m	1_Blue_entre_Green_B2_entre_B3	B2/B3
	5_(R490menosR665)entreR560_B2menosB4_entreB3	(B2-B4)/B3
	6_B3_entre_B1	B3/B1
	8_B5_entre_B4	B5/B4
	11_B8A_entre_B4	B8A/B4
10 m	12_B8_entre_B4	B8/B4
	1_Blue_entre_Green_B2_entre_B3	B2/B3
	2_NIR_entre_RED_B8_entre_B4	B8/B4
	7_B3_entre_B2	B3/B2



**Figura 2-46** – Imagen con CA iCOR de 10 m con los puntos (latitud y longitud) de los transectos el 26/04/2022.

La integración de las coordenadas de los transectos se realiza tanto en iCOR 10m como en iCOR 60m. Se extraen todos los valores de reflectancia, tanto de bandas como de los ratios de bandas (Tabla 2.2). Estos son almacenados en una tabla única en formato .csv.

**Test de correlación entre valores de reflectancia y concentraciones de clorofila-a in situ** – Luego, se utiliza el programa Rstudio con un test de Correlación de Spearman entre las bandas iCOR 10 m y la concentración de clorofila-a. Se efectúa el mismo test para iCOR 60m.

	Cl-a - RFU
B2_iCOR_10m	0
B3_iCOR_10m	0.32
B4_iCOR_10m	0.72
B8A_iCOR_10m	0.72



**Tabla 2-3** – Ejemplo de tabla de correlación de Spearman ( $R^2$ ) entre Banda iCOR 10m y Cl-a-RFU.

Se obtienen tablas como la Tabla 2.3 donde se ve la correlación del valor de reflectancia de la banda con la concentración de Cl-a. La reflectancia de las bandas B4 y B8A reaccionan a las variaciones de concentración de Cl-a en los diferentes puntos de los transectos.

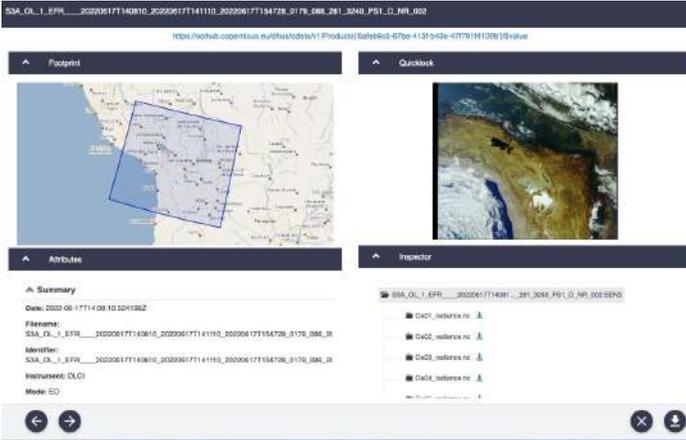
**Análisis de regresión múltiple** – Las mejores bandas y ratios de bandas (‘band ratios’ en ingles) son utilizados para la elaboración del algoritmo. El modelo de regresión múltiple es elaborado utilizando un ‘stepwise regression algorithm’ o algoritmo de regresión por pasos. Se lo realiza en el programa Rstudio donde el modelo tiene una forma de  $y = A_0x_0 + A_1x_1 + \dots + A_nx_n + e$ , donde y es la Cl-a que se desea predecir. Al final del calculo, se obtienen coeficientes que están relacionados con las bandas y los ratios de bandas, los cuales se introducen en una imagen iCOR para poder visualizar un mapa. En este mapa, cada pixel tiene un valor de Cl-a. Esta etapa, esta en periodo de validación para su próxima publicación.

### Etapa 3: Clasificación OWT (Optical Water Type classification) con Sentinel-3



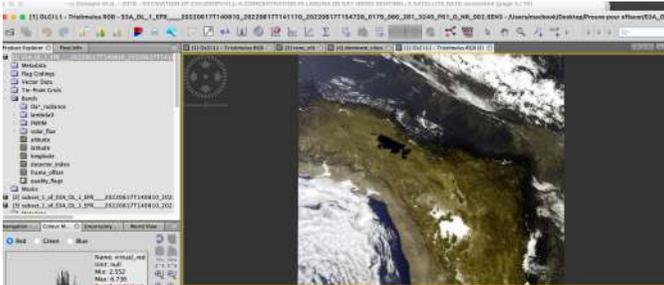
**Figura 2-47** – Búsqueda avanzada de la imagen satelital.

Las imágenes de Sentinel-3 se encuentran en el mismo sitio que Sentinel-2 <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home> , y el procedimiento es el mismo. Se selecciona el área de interés y se introduce la fecha, la plataforma, en este caso Sentinel-3A el tipo de producto OL\_1EFR\_\_, y el sensor que es OLCI.



**Figura 2-48 –** Verificación de la zona de estudio.

Se verifica que la zona de estudio no este con nubes. Si es el caso, se procede con la descarga del producto. Tiene un peso de 688 MB.



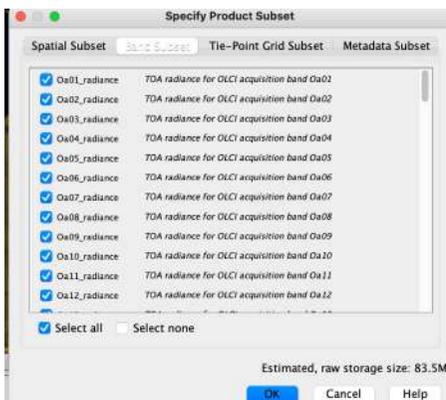
**Figura 2-49 –** Visualización del área de estudio en color real.

Se puede realizar una combinación de bandas RGB y ver la imagen en color real. Se observa que la imagen abarca una gran parte del continente.



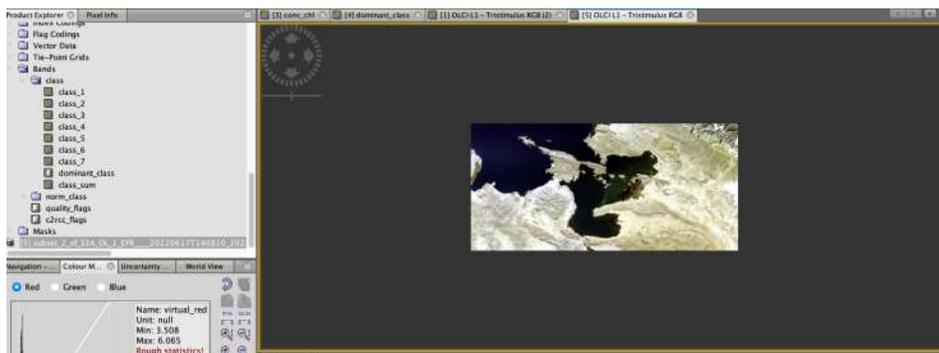
**Figura 2-50 –** Corte del área de estudio.

Luego, se realiza un corte de la zona de interés. Para lograrlo, se amplía, usando el botón derecho y se selecciona “Spatial Subset from View”.



*Figura 2-51 – Tabla de bandas que se desea cortar con la herramienta “Spatial Subset”.*

Se selecciona todas las bandas antes de efectuar el corte.



*Figura 2-52 – Visualización solo de la zona seleccionado durante el corte.*

Se obtiene una menor área para los procesos que se desee hacer, por lo que el tiempo de procesamiento disminuye considerablemente. Seguidamente, se realiza la corrección atmosférica C2RCC, para poder obtener los valores de reflectancia de las bandas en rhov (‘water leaving reflectance bands’).

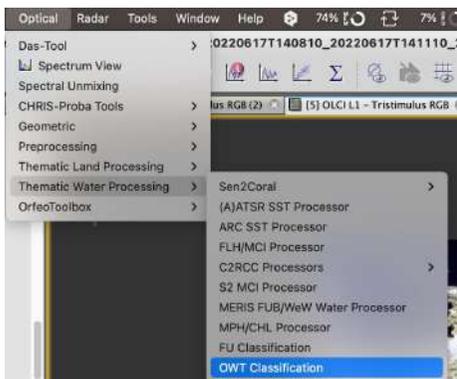


Figura 2-53 – Optical>Thematic Eater Processing>OWT Classification.

Finalmente, en el programa SNAP, se utiliza la herramienta OWT classification. La interpretación del mapa final se realiza con la Tabla 2.2.

Tabla 2-3 – Glass\_6C: Características del agua para la clasificación OWT no normalizada (Eleveld et al. 2017). Chl = Cl-a; CDOM = materia orgánica disuelta colorida; TSM = materia total en suspensión.

OWT	Chl min	Chl median	Chl max	CDOM min	CDOM median	CDOM max	TSM min	TSM median	TSM max
1	0.1	1.6	12.3	0.04	0.17	1.03	0.15	1.34	14.70
2	0.8	7.2	69.6	0.9	4.8	20.43	0.87	27.18	52.28
3	1.3	24.0	33.0	0.05	2.6	8.0	0.28	16.76	208.9
4	0.9	107.0	705.0	0.27	4.2	18.67	1.70	37.65	190.07
5	0.8	27.0	86.1	0.2	1.17	17.0	3.10	54.03	285.6
6	7.5	22.5	450.0	0.32	0.76	1.03	1.4	67.27	250.36

La clase 1 es representativa de aguas claras ligeramente afectadas por pigmentos de Cl-a (pico alrededor de la banda 550 nm). Las aguas dominadas por Cl-a con aumento en la concentración de pigmento están representadas por las clases 1, 3 y 4. Las clases 5 y 6 son aguas dominadas por sedimentos brillantes. Las aguas de clase 2 son relativamente oscuras en todo el espectro y se encuentran en turberas con alta absorción húmica (CDOM) (Eleveld et al. 2017).

## 4. Fitoplancton

Viviana Edith Cruz Hernández

El muestreo de fitoplancton se realiza con la botella Van Dorn (horizontal), en ambientes someros, o Niskin (vertical), sumergida en la profundidad requerida. La determinación de la profundidad de muestreo depende de la profundidad total en la estación y la penetración de la luz (en base al disco Secchi) (Fig. 2-20). También se puede tomar como referencia la profundidad donde se encuentra la concentración máxima de clorofila-a detectada con la sonda FluoroProbe bbe o la EXO2 (ver sección 2.3 y 2.4). Para fines de monitoreo y en base a nuestra experiencia se recomienda que en zonas con profundidad  $\geq 1$  m del Lago Menor (por ej., Boya, Chúa, Huatajata), se puede realizar el muestreo a 1,5 y 3 m. En zonas con profundidad  $\geq 1$  m (por ej., Boya, Chúa, Huatajata), se realiza el muestreo a 1,5 y 3 m. En zonas poco profundas ( $\leq 1$  m, por ej., Bahía Cohana) se muestrea a  $\leq 0,5$  m. La muestra de agua se deposita en un frasco de 250 mL y se preserva con lugol hasta llegar a una concentración final de 5%. Posteriormente, se etiqueta (indicando estación, fecha, hora y profundidad de colecta prioritariamente) y almacena en una conservadora; luego es transportada al Laboratorio de Limnología, Instituto de Ecología, UMSA, en Cota Cota.



**Figura 2-54 – Muestreo de fitoplancton y análisis de microalgas.**

Previo al análisis de microalgas en laboratorio, se aplica el método de sedimentación de Utermöhl (1958) debido a que el fitoplancton se encuentra disperso en la columna de agua, es necesario concentrar la muestra. Se emplea tubos con diferentes volúmenes (100, 50, 25, 10 y 5 mL), dependiendo de la densidad del fitoplancton. Por ej., las muestras de estaciones con poca profundidad y alto arrastre de sedimento son sedimentadas en tubos de 25-5 mL, mientras que las estaciones de mayor profundidad y aguas más claras son sedimentadas en 100 y 50 mL.

La identificación de microalgas se realiza a nivel de género, en un portaobjetos y adicionando varias alícuotas bajo un microscopio óptico con cámara Olympus CX30, utilizando los aumentos de 400 X y 1000 X. Se toma fotografías de cada género y se realiza la medición de las microalgas utilizando la aplicación Olympus Imaging Software (LCmicro). Se emplea claves dicotómicas (Bellinger & Sigeo 2013, Bourrelly 1968, 1972, 1985, Wehr *et al.* 2015) y comparaciones basadas en imágenes (Cadima *et al.* 2005, Cadima & Bicudo 2014, Matthews 2016a, 2016b) y la base de datos taxonómica AlgaeBase (<http://www.algaebase.org/>, Guiry & Guiry 2020). De igual manera, se clasifica las microalgas en Grupos Funcionales en base a su Morfología (Kruk *et al.* 2010). El conteo de las microalgas del fitoplancton se realiza en la cámara de sedimentación Utermöhl (2,97 mL de volumen) bajo el microscopio óptico invertido OLYMPUS IMT-2. A partir del conteo se estima la densidad (cel/mL) y abundancia relativa. Asimismo, se calcula el biovolumen considerando las métricas obtenidas para cada género.

Asimismo, se calcula el biovolumen, considerando las métricas obtenidas para cada género, tales como el largo, anchura y altura utilizando la aplicación Olympus Imaging Software (LCmicro), el cual debe ser previamente calibrado empleando un porta graduado para microscopio. Una vez obtenido los datos, se asemeja a la estructura celular de cada género encontrado a una figura geométrica más adecuada, como sugeridas por Hillebrand *et al.* (1999), Sun & Liu (2003), y Olenina (2006).

## 5. Perifiton asociado a Totora

William Gustavo Lanza Aguilar



**Figura 2-55 – Muestreo perifiton asociado a Totora y análisis de microalgas.**

El muestreo de perifiton se realiza colectando 5 a 15 tallos (dependiendo de la densidad del perifiton en la estación) de Totora (*Schoenoplectus californicus*), con una longitud de 40 a 50 cm, realizando un corte a los 10 cm por debajo del nivel del agua (Fig. 2-21). Se realiza un raspaje superficial de los tallos de forma manual (se registra el área total de raspaje de los tallos), con guantes de nitrilo y una bandeja, o se puede emplear un cepillo de dientes, teniendo cuidado de no dejar perifiton en las cerdas. también se puede emplear un cepillo de dientes, teniendo cuidado de no dejar perifiton en las cerdas.

La muestra es colectada en tubos de centrifuga tipo Falcon de 50 mL, o bien frascos de polipropileno de boca ancha de 250 mL. Para conservar la muestra se puede añadir Lugol (para lograr una concentración final de 7 a 8 %). Sin embargo, algunas muestras de perifiton pueden presentar mayor densidad y requerir una mayor concentración de Lugol. Otra opción es emplear formol hasta obtener una concentración final del 4 % en la muestra; sin embargo, esto no es recomendable si se desea realizar análisis moleculares. Finalmente, se homogeneiza suavemente la muestra para evitar destrozarse las estructuras de las microalgas. Se etiqueta el frasco (indicando fecha, hora, estación) y se transporta en una conservadora hasta su llegada al Laboratorio de Limnología del Instituto de Ecología, UMSA, Cota Cota.

La identificación de microalgas del perifiton a nivel de género es realizada siguiendo los mismos métodos y técnicas empleados para el fitoplancton (ver sección 4), mediante claves dicotómicas, comparación de imágenes y consulta de la base de datos taxonómica AlgaeBase (<http://www.algaebase.org/>), (Guiry & Guiry 2020). Es necesario la observación bajo un microscopio óptico utilizando los aumentos de 400X y 1000X.

Sin embargo, a diferencia del fitoplancton, la muestra de perifiton puede presentar una elevada concentración de materia orgánica y microalgas, limitando la visibilidad al momento

de analizar en un microscopio. Por lo tanto, a menudo es necesario realizar diluciones, se sugieren probar las siguientes: 1/2; 1/5, 1/10 y 1/20. Se debe seleccionar la dilución que permita observar las células sin solapamiento entre ellas. Posteriormente se procede a realizar el conteo de las células de microalgas en una cámara de conteo Sedgewick Rafter cuadrículada (1mL de volumen) bajo un microscopio óptico con un aumento de 250X.

A partir del conteo se puede estimar la densidad de las microalgas en el perifiton (cel/cm<sup>2</sup>), considerando el área de raspaje en el tallo de totora ( $A=2\pi * r * h$ ; donde “r” es el radio del tallo, y “h” la altura del tallo) y el volumen total de la muestra obtenida del raspaje del perifiton (Vt). Para estimar la densidad de microalgas en el perifiton se utiliza la ecuación:

$$\text{Densidad (células/cm}^2\text{)} = ((Vt * N * FD / Vc)) / A \quad \text{donde}$$

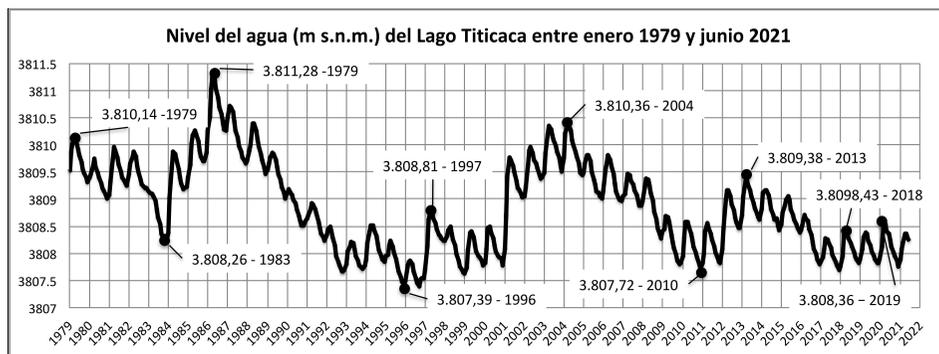
- Vt = Volumen total de la muestra obtenida del raspaje de la totora (mL)
- N = Numero de células total contadas en la cámara Sedgewick Rafter (células)
- Vc = Volumen de muestra analizada para el conteo (mL)
- FD = factor de dilución empleado para el conteo
- A = Área de raspaje del tallo de totora (cm<sup>2</sup>)

## 6. Macrófitas emergentes – Evolución multi-temporal de la distribución espacial de la Totora mediante teledetección satelital

*Jhasmin Duarte Tejerina & Mishel Justiniano Ayllón*

### 6.1. Evolución de la totora

Para calcular la superficie de los totorales distribuidos en el Lago Menor del Titicaca se considera los años con eventos extremos de las últimas cuatro décadas (1979, 1986, 1996, 1997, 2004, 2010, 2013, 2015), además de los dos años en los cuales se hicieron los viajes de campo para este estudio (2018 y 2019) (Fig. 2.56).



**Figura 2-56** – Evolución del nivel mensual (en m s.n.m.) del Lago Menor entre 1979 y 2019. Elaboración propia a partir de los datos del SENAMHI-BO en la estación de Huatajata. Fuente: SENAMHI (2021).

Posteriormente, con ayuda de las imágenes satelitales Landsat-2, 5 y 8 descargadas desde la plataforma del United States Geological Survey (USGS), se realizó la clasificación supervisada para cada año de estudio, tomando en cuenta las épocas seca y húmeda.

## 6.2. Clasificación supervisada

A partir de las campañas realizadas al área de estudio y un previo reconocimiento del terreno, se descargaron las imágenes satelitales Landsat-2, 5 y 8 para la realización de la clasificación supervisada con ayuda del Software ENVI 5.3. Para comenzar este procedimiento, se despliega una imagen con una combinación de bandas (6, 5, 4) que permite el análisis de la vegetación, diferenciándose las coberturas existentes en la imagen. Después, se toman regiones de interés ('ROI') y se asigna un nombre a cada muestra tomada. Se toman muestras de afloramientos rocosos, nubes, agua, ríos, vegetación, glaciares, cultivos, zona urbana y totora. En total se toman 10 regiones de interés.

Una vez seleccionadas todas las regiones de interés, se procede a realizar el análisis de separabilidad de áreas de entrenamiento. Esto indica que tan consistentes estadísticamente son las áreas de entrenamiento seleccionadas. Es decir, si las diferentes coberturas que se desea clasificar son lo suficientemente independientes y diferenciables entre sí. Seguidamente, se convierte el ráster obtenido en datos vectoriales, de tal forma que, se puede separar la totora de otras coberturas y calcular la superficie en hectáreas de diferentes imágenes (Fig. 2-57).

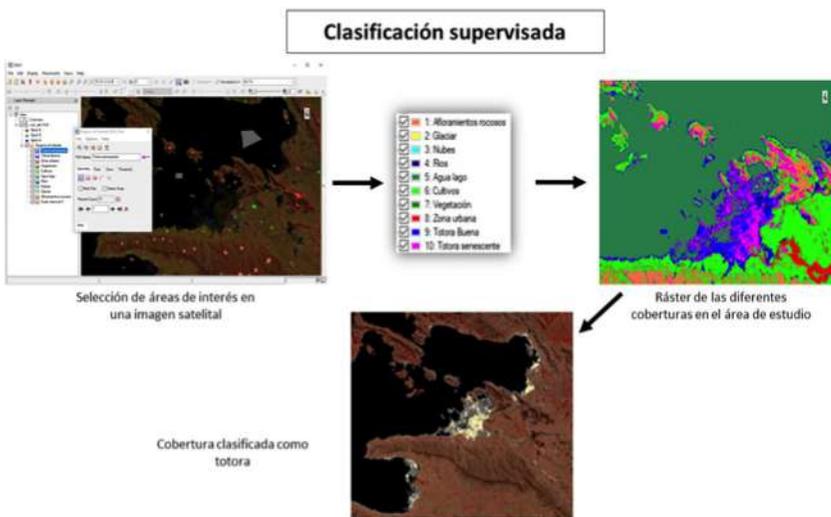


Figura 2-57 – Procesamiento de la clasificación supervisada.

## 6.3. Espectroradiómetro HandHeld 2

El espectroradiómetro de mano ASD FieldSpec 600860 HandHeld 2<sup>6</sup> (ASD Inc., Boulder, CO 80301 USA) es usado para medir la reflectancia obteniendo firmas espectrales del agua y de las macrófitas acuáticas, entre otro tipo de cubiertas, en el rango de 325-1.075 nm<sup>7</sup>. Este instrumento (ASD 2010) es calibrado con un blanco de referencia en cada estación de muestreo

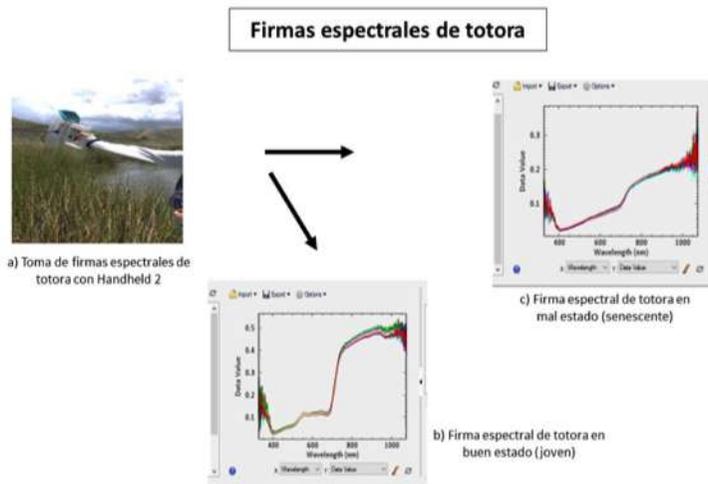
<sup>6</sup>[https://www.academia.edu/35089421/ASD\\_Document\\_600860\\_Rev.\\_A\\_1\\_FieldSpec\\_HandHeld\\_2\\_User\\_Manual\\_FieldSpec\\_HandHeld\\_2\\_Spectroradiometer\\_Users\\_Manual](https://www.academia.edu/35089421/ASD_Document_600860_Rev._A_1_FieldSpec_HandHeld_2_User_Manual_FieldSpec_HandHeld_2_Spectroradiometer_Users_Manual)

<sup>7</sup> <http://www.geo-informatie.nl/courses/grs60312/material2017/manuals/600860-dHH2Manual.pdf>

para la posterior toma de firmas espectrales. Se recolecta entre 5 a 10 firmas espectrales de totora, a una distancia vertical de 30 cm, entre 10:00 y 16:00 (el día y alrededor del horario 10:47 de paso del satélite Sentinel-2). Este horario presenta las condiciones óptimas para la captura de firmas espectrales siempre y cuando se tenga la menor cantidad de nubes que impidan el paso de luz solar y causa una mala toma, con ruido en las firmas. Para la toma de firmas espectrales se programa las salidas de campo con los pasos de los satélites Landsat-8 (14:18, frecuencia de paso 18 días) y Sentinel-2 (10:47, frecuencia 5 días). Por esta diferencia de frecuencias de paso, raramente Landsat-8 y Sentinel-2 pasan el mismo día.

## 6.4. Firmas espectrales

Los factores más destacados a la hora de analizar una firma espectral de la vegetación (Fig. 2-58) son la presencia de pigmentos, la estructura celular y el contenido de humedad. Estos son evaluados entre los valores de reflectividad del espectro visible, infrarrojo cercano y medio (Chuvieco 2008).



**Figura 2-58** – Procedimiento para el muestreo de firmas espectrales de la totora.

La baja reflectividad en el espectro visible (400 - 700 nm), se debe al efecto absorbente de los pigmentos de la planta. En la banda intermedia (verde: 500-600 nm), el efecto absorbente es menor, por lo cual aparece un pico de reflectividad causando que percibamos a la totora más vigorosa y en buen estado como se puede observar en la Fig. 2-58 (inciso b). Por el contrario, cuando esta macrófita se encuentra en un estado senescente, la *Cl-a* ejerce una menor influencia causando una mayor reflectividad y por lo tanto se ve amarillenta. En la Fig. 2.58 (inciso c), podemos apreciar que en el rango del visible, la firma espectral se ve más recta y no presenta un pico en la banda verde, como en la firma espectral de la totora en buen estado.

La alta reflectividad en el Infrarrojo cercano (IRC: 700-1.300 nm) se debe a dos factores: la baja absorción de la *Cl-a* y al estado de la estructura celular interna que dispersa la mayor

parte de la radiación incidente en este rango de bandas (Chuvienco, 2008) . En resumen, una planta sana tiene valores de reflectancia más altos que una senescente o en mal estado. Así, en las firmas tomadas en campo, la totora en buen estado (Fig. 2-58, inciso b) tiene una alta reflectividad en relación a la firma de la totora senescente (Fig. 2-58, inciso c). Se promedia las firmas por grupo de acuerdo con el estado (joven o senescente). Se obtiene como resultado los valores de reflectancia de cada banda en formato ASCII. A través de estos valores se puede realizar la clasificación del estado fenológico durante las épocas seca y húmeda en 2019.

## 6.5. Método del cuadrante

El método del cuadrante es una de las formas más comunes de muestreo de vegetación por su facilidad para determinar la cobertura y porque puede ser utilizado para muestrear cualquier clase de plantas. El método consiste en colocar un cuadrado (de madera o PVC) sobre la vegetación, para determinar la densidad, cobertura y frecuencia de las plantas. El tamaño de los cuadrantes depende de la densidad de las plantas. Para refinar el tamaño adecuado, es necesario realizar pre-muestreos, sino habrá muchas parcelas con ausencia de individuos o, al contrario, cuadrantes con demasiado (Mostacedo & Fredericksen 2000).

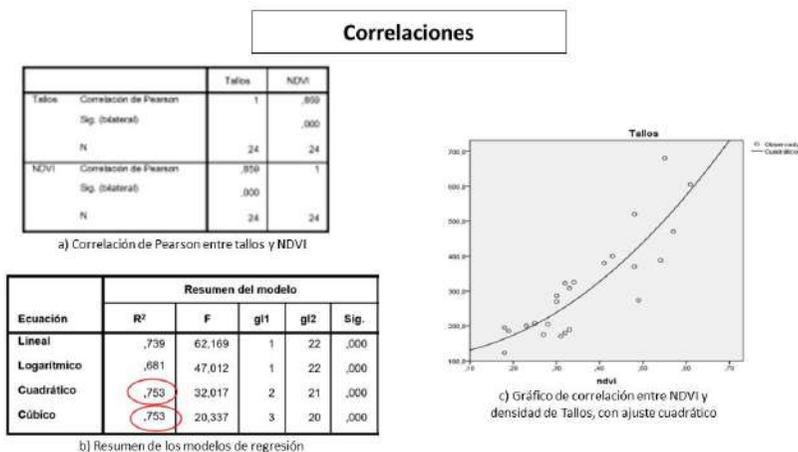
### Método del cuadrante



**Figura 2-59 –**  
*Cuadrante de muestreo de 1m x 1m, fabricado en tubos de PVC.*

Realizamos visitas en épocas seca y húmeda en 2019. Hicimos un reconocimiento del área de estudio con un cuadrante de 1 m<sup>2</sup> (1 x 1 m) debido a la densidad de los tallos. A continuación, se realiza el conteo de los tallos/m<sup>2</sup> con ayuda del cuadrante, para calcular la densidad de totoras en las diferentes estaciones de estudio (Fig. 2-59).

## 6.6. Cálculo de la densidad de tallos de Totora por m<sup>2</sup>



**Figura 2-60** – Análisis estadístico de la relación entre la densidad in situ de los tallos de Totora y el valor de NDVI del pixel correspondiente.

Para calcular la densidad, se utilizan los conteos de tallos de totora realizados en campo y el ráster de NDVI generado anteriormente con ayuda de una imagen satelital Sentinel-2A. Se crea una base de datos en la cual, en la primera columna se registra el número de totoras/m<sup>2</sup> en cada estación y en la segunda columna el valor de NDVI, el cual fue extraído del ráster generado anteriormente según la ubicación de cada estación de estudio.

Con el fin de determinar la relación existente entre la densidad de tallos/m<sup>2</sup> y el NDVI, se realiza una correlación de Pearson dando como resultado una buena correlación  $R = 0,859$  (Fig. 2-60, inciso a). Posteriormente, se realizan diferentes regresiones para identificar cuál de ellas se ajusta mejor a los datos (Fig. 2-60, inciso b), dando como resultado dos con valores más altos, la cúbica y la cuadrática (Fig. 26, inciso c). Para estimar la densidad de totora durante el año 2019, se hace un cálculo con las diferentes herramientas de ArcGIS 10.6, utilizando la ecuación cuadrática y el ráster de NDVI generado con imágenes Sentinel-2A, tanto en época seca como húmeda, obteniendo un ‘shape file’ con los valores de densidad.

## 7. Zooplancton

*Ana Julia Flores*

Para muestrear el zooplancton, se emplea la caja Schindler-Patalas (cuantitativo) y una red cónica de arrastre (semi-cuantitativo), ambos con malla de 60  $\mu\text{m}$  (Fig. 2-61). El muestreo con la caja es vertical, hasta la profundidad de muestreo de la botella van Dorn (o Niskin). Una vez sumergido se espera unos minutos a que estabilice, y se recoge la caja. Al subir, las tapas de la caja se cierran por la presión del agua. Se recupera la muestra en un frasco. Con la red cónica, se realiza un arrastre vertical a lo largo de la columna de agua, en general del fondo (unos  $\geq 30$  cm por encima, para no coleccionar sedimento) a la superficie. Caso se utiliza una segunda sog

sujeta la parte inferior de la red, cerca del colector, es posible recoger una columna de agua entre una cierta profundidad y la superficie. Para ello, la red se levanta tirando de esta segunda soga, en lugar de la soga atada a la abertura de la red.



**Figura 2-61 – Muestreo y análisis de zooplancton.**

Cuando se sumerge la red verticalmente, se evita remover el fondo bruscamente, se espera unos minutos a que la columna de agua se estabilice y se recoge la red verticalmente. Ambas muestras colectadas se fijan con formol (concentración 40%) hasta una concentración final del 5-7% en la muestra. Se homogeneiza suavemente la muestra para que el formol llegue a todos los organismos. Se etiqueta el frasco y se transporta en una conservadora hasta su llegada al Lab. de Limnología del Instituto de Ecología, en el Campus de la UMSA en Cota Cota.

La identificación y cuantificación del zooplancton se realiza a nivel de género. Para esta evaluación se observa el frasco de la muestra externamente. Si éste contiene una muestra densa, tanto que no se puede ver a través del frasco, es necesario realizar sub-muestreos. Esto ocurre en la mayoría de las muestras. En vista de que los frascos contienen diferentes volúmenes de muestra, se procedió a aforar a 100, 150, 200, 250 o 750 mL, según la densidad de la muestra. Es decir cuanto más densa esta la muestra, mayor es el volumen de aforo. Cuando la muestra no esta densa, se procede a evaluar la totalidad de la muestra, y no se hace sub-muestreo. Una vez separada la sub-muestra, se la deposita en un tamiz de 60  $\mu\text{m}$  y se enjuaga con agua destilada repetidas veces hasta eliminar el contenido de formol, materia orgánica y/o sedimento. Luego,

con ayuda de una pipeta Pasteur, se coloca alícuotas de 1 mL de muestra en una cámara Sedgewick-Rafter. La muestra es analizada bajo un microscopio óptico compuesto con objetivos y oculares de 10x. La densidad del zooplancton es expresada en organismos/L.

Para la identificación de rotíferos, entre otras se utilizó las claves de Rutner-Kolisko (1974) y Koste (1978); para los cladóceros las claves de Ray (1991), Paggi (1995), Covich & Thorp (2009); para los copépodos las claves de Bayly (1992) y Reid (1985).

## 8. Algunos análisis estadísticos apropiados

*William Gustavo Lanza Aguilar*

Para analizar los datos recopilados se puede emplear distintas técnicas estadísticas, en función al propósito y el tipo de datos disponibles (datos numéricos continuos o discretos, y datos cualitativos). A continuación, se sugiere algunas técnicas frecuentemente empleadas para el estudio de las condiciones limnológicas y calidad de agua de los ecosistemas acuáticos:

- **Análisis descriptivos:** histogramas, diagrama de cajas (box plot), gráficos de barras, gráficos de dispersión, los cuales nos permiten describir, visualizar y resumir los datos.
- **Técnicas modelos lineales simples:** podemos mencionar el Análisis de Varianza (ANOVA), análisis de correlación (Pearson y Spearman) y regresión lineal para evaluar relaciones entre variables ambientales y/o biológicas.
- **Técnicas multivariadas de ordenación indirecta:** Análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés) permite identificar las variables más importantes (variables físico-químicas) a utilizar para caracterizar y ordenar las estaciones de monitoreo y/o zonas. Por otra parte, se puede aplicar el Análisis de Correspondencia (CA, por sus siglas en inglés) a partir de los datos de las comunidades biológicas (por ej. fitoplancton, perifiton y zooplancton) mediante una tabla de contingencia (datos de proporciones o porcentajes). Esta técnica permite analizar las diferencias entre las abundancias relativas de las especies a lo largo de la combinación de condiciones ambientales desconocidas.
- **Técnicas multivariadas de ordenación directa:** Análisis de Correlación Canónica (CCA, por sus siglas en inglés) y análisis de redundancia (RDA, por sus siglas en inglés) buscan la combinación lineal de variables ambientales (regresión múltiple) que maximiza la dispersión entre las estaciones a lo largo de gradientes ambientales.

**Tabla 2-4** – Técnicas estadísticas y softwares sugeridos para los análisis de datos.

Técnica estadística	Softwares					
	Microsoft Excel	Graph Pad Prism	Software libre: Lenguaje de programación R	Software libre: Past (Paleontological Statistics)	Sigma Plot	CANOCO
Análisis descriptivos	X	X	X	X	X	
Análisis multivariados			X	X		
Modelos lineales (ANOVA, correlación, regresión)		X	X	X	X	X

Permite identificar relaciones entre dos grupos de variables (Gotelli & Ellison 2013, Palacio *et al.* 2020), en este caso particular, variables fisicoquímicas y variables biológicas (grupos taxonómicos). La Tabla 2-4, sugiere algunos software estadísticos para realizar los análisis mencionados, dos de los cuales son de libre descarga.

## 9. Elaboración del sitio web OLT para compartir los conocimientos

*Marcela Andrea Ormachea Rojas*

<https://olt.geovisorumsa.com/> (versión en español)

<https://olt.geovisorumsa.com/english/index-en.html> (versión en inglés)

<https://girh-tdps.com/proyecto-piloto-05/> (el OLT en el sitio web PNUD/GEF GIRH TDPS)

### 9.1. Introducción

La evolución de la tecnología (informática, web, inteligencia artificial, ...) conjuntamente con los sistemas lógicos que los controlan revolucionaron nuestra vida. El hecho de contar con un sitio web eficaz y amigable que optimice el desempeño de un proyecto, logre informar y compartir datos a distintos tipos de usuarios, se ha vuelto una necesidad.

El sitio web 'Observatorio permanente del Lago Titicaca - OLT', comparte la información y los datos actualizados generados y validados en tiempo real por los equipos de la plataforma del 1º observatorio medioambiental del Lago Titicaca. Está diseñado para compartir el conocimiento y los datos sobre la meteorología y la calidad de agua implementado en el sector boliviano del Lago Menor. La investigación y el monitoreo se enfocan en la eutrofización, o sea las respuestas de las microalgas del fitoplancton y las plantas (macrófitas) acuáticas a los aportes masivos de nutrientes (nitrógeno y fosforo) y materia orgánica. Esta región poco profunda es la más vulnerable a la eutrofización promovida por la sinergia de los efectos del cambio climático con las actividades humanas acelerados durante las tres últimas décadas.

### 9.2. Antecedentes

El Lago Menor del Titicaca siendo poco profundo ( $\leq 5$  m), es susceptible cotidianamente a la mezcla vertical de su columna de agua por los vientos térmicos, soplando frecuentemente en ráfagas (promedio 18 km/h, ráfagas hasta  $\geq 65$  km/h). Representa una de las dos áreas (con la bahía de Puno en el Perú) más vulnerables a los impactos del cambio climático, el crecimiento demográfico, la urbanización, la intensificación de las actividades agropecuarias e industriales, el uso creciente de fertilizantes inorgánicos y de agrotóxicos, entre otros fenómenos dañinos para la calidad de agua. Por consecuencia, perjudica las condiciones de vida y las actividades productivas (pesca, piscicultura, agricultura, ganadería, turismo, ...) de sus habitantes concentrados en las riberas de las regiones norte y central.

Combinando su altitud (3.809 m s.n.m.) y ubicación tropical (16ºS) el Lago Titicaca tiene características climáticas y ecológicas únicas, siendo, con los Andes tropicales, un punto caliente ('hotspot' por su termino en inglés) de biodiversidad y endemismo. Así también sufre de un calentamiento global dos veces más intenso que el promedio del planeta. O sea que podría atingir un aumento de +4 °C hasta el año 2100, en relación a las condiciones preindustriales. Esta condición es considerable y desastrosa para la coexistencia de la fauna y flora, la naturaleza

y los paisajes tal como se las conocen actualmente. Los modelos climáticos globales anticipan eventos extremos, como sequías prolongadas y lluvias intensas fuera de época, que acompañarían este calentamiento.

### 9.3. Planteamiento de los retos a resolver

Previo al arranque del observatorio OLT en 2019, conseguir informaciones y datos de calidad actualizados sobre el estado del Lago Titicaca era un verdadero desafío y extremadamente moroso. La mayor parte de los documentos existía exclusivamente en versión física. Eran sobre todo libros e informes, frecuentemente con informaciones y datos de segunda mano, de orígenes no siempre confiables. Las publicaciones validadas en revistas científicas nacionales o internacionales siguen relativamente escasas. O sea que documentarse necesitaba visitar a profesionales de las universidades e instituciones involucradas, ya que bibliotecas temáticas actualizadas no siempre existen. A pesar del avanzado estado de eutrofización de las bahías y litorales poco profundos, no habían investigaciones dedicadas, tampoco programas de monitoreo. Sin embargo, se tiene que resaltar las expediciones ‘binacionales’ anuales, que dan una visión instantánea puntual de la situación a la escala integral de ambos Lagos Mayor y Menor. Entre tanto no tienen la capacidad de anticiparse a los fenómenos. Tampoco los resultados eran compartidos en reportes integrados entre los dos países. Resulta que las decisiones para el manejo del Lago Titicaca y sus recursos no eran tomadas en base a conocimientos del estado actual, tampoco de los cambios y/o tendencias en la evolución de los parámetros, ni de la ubicación y las condiciones de las zonas más deterioradas. Sin estas informaciones ni datos actualizados no se podía tomar decisiones correctas sobre las intervenciones más apropiadas.

En marzo-abril de 2015, afortunadamente, si se puede llamar así, la naturaleza acudió a nuestro rescate con la primera floración de fitoplancton jamás documentada en el Lago Menor. Este fenómeno fue totalmente inesperado ya que nadie imaginaba hasta qué punto habían cambiado las condiciones tróficas. De hecho, no existía ningún programa de vigilancia. Los fenómenos de eutrofización no son visibles a simple vista, hasta atingir su punto extremo que es la floración o ‘Bloom’. Este evento dramático con mortandades masivas de peces, ranas y aves acuáticas, e importantes pérdidas económicas, hizo tomar consciencia a la población y los decisores. De allí, con el proyecto binacional PNUD/GEF GIRH TDPS, nacieron los dos pilotos del observatorio OLT (05B05) y fitorremediación con totora (03B03) que debían complementarse.

Entonces, para el piloto del observatorio OLT se planteo **tres retos**: a) implementar una **investigación sobre los procesos y el nivel de eutrofización** de la región Noreste más poblada y la región Central impactada por las descargas de la cuenca Katari, b) desarrollar **estrategias para monitorear y vigilar en tiempo real** los parámetros clave de la eutrofización, y c) compartir los **datos y conocimientos adquiridos** no solo con los científicos, sino **la población** (la primera impactada) y **los tomadores de decisión** (para orientar sus intervenciones).

### 9.4. Objetivos

Para cumplir con esta voluntad de informar, imaginamos implementar un sitio web donde se podría encontrar toda la información y los datos más actualizados sobre estas dos regiones más vulneradas del Lago Menor. Ideamos preparar una página adaptada para cada uno de los tres tipos de usuarios. Al reflexionar, nuestra idea no tenía sentido y en vez había que

elaborar un solo sitio web, usando un lenguaje accesible y presentaciones graficas de los resultados para compartir el mismo nivel de conocimientos para todos los interesados.

Así **nuestro principal objetivo es elevar el nivel de conocimiento de todos sobre el funcionamiento ecológico del Lago y su evolución**. Tener un publico general muy bien informado, con científicos muy implicados en presentar, interpretar adecuadamente sus resultados, informar y concientizar a los tomadores de decisiones para emprender medidas adecuadas, es el contexto más apropiado para lograr una gestión y una restauración responsables y eficientes. Lo que merece no solamente el ecosistema del Lago Titicaca, el más grande lago de agua dulce de Sudamérica y el más alto de los Grandes Lagos, sino su población de  $\geq 2$  millones de habitantes entre Bolivia y Perú. Esta es la estrategia empleada por las Comisiones binacionales de los Grandes Lagos transfronterizos de Estados Unidos – Canadá, y el Lago de Ginebra entre Francia y Suiza. Esto funciona muy bien, con el papel central de las universidades para garantiza la calidad de los datos generados, así como un sistema de información que permite compartir bases de datos (datos abiertos o ‘open data’ en ingles) con usuarios habilitados.

Esta practica favorece: a) los **avances en las investigaciones**; b) la **capacitación de los estudiantes** para sus disertaciones de Masters y Doctorados; c) la **información del público en general** mediante una pagina web y un panel de controle ilustrando la evolución de los parámetros clave en relación a una meta; d) la **interpretación de las condiciones del lago** para la más apropiada serie de medidas para su conservación y el control de la eutrofización; así como e) la obtención de recursos (por ej., mediante las convocatorias de propuestas, los intereses de las instituciones académicas por el uso de las bases de datos en la investigación, entre otros) para sostener las operaciones del observatorio OLT. Así, como **objetivos específicos** tenemos:

- **Proporcionar** acceso a “**datos abiertos**” a los científicos y a los responsables de la toma de decisiones mediante su registro en un Sistema de Información.
- **Informar** en tiempo real sobre la **calidad del agua** y la **meteorología** actual en el Lago.
- **Compartir de forma gratuita la documentación** relacionada al Lago Titicaca (cartillas informativas, reportes, presentaciones, publicaciones, entre otros).
- **Alertar de forma temprana** sobre la localización y propagación de eventos extremos (eutrofización, floraciones).

## 9.5. Justificación técnica

La implementación de un Sistema de Información en un sitio web facilita la descarga de datos y con el fin de mantener en pie el observatorio OLT, se tiene un registro de usuarios comprometidos en usar y citar dichos datos para sus programas de investigación, vigilancia, y publicaciones.

## 9.6. Justificación Social

Para un proyecto como del Observatorio del Lago Titicaca, es importante poder compartir la información no solo a nivel nacional, sino que también internacional, así poder tener la oportunidad de que los profesionales así como el público en general sepan a cerca de la situación en el Lago y colaborar en mejorarla.

## 9.7. Marco contextual

**Misión** – Desarrollar una plataforma web intuitiva para todo tipo de usuario y mantener los datos actualizados.

**Visión** – Ser reconocido como una fuente confiable de información sobre el Lago Titicaca.

## 9.8. Marco conceptual

Para crear este sitio web se utilizaron distintas herramientas de programación:



### HTML

**HTML**, siglas en inglés de *HyperText Markup Language* ('lenguaje de marcado de hipertexto'), hace referencia al lenguaje de marcado para la elaboración de páginas web. EL HTML se encarga de desarrollar una descripción sobre los contenidos que aparecen como **textos** y sobre su estructura, complementando dicho texto con diversos objetos (como fotografías, animaciones, etc.). Es un **lenguaje muy simple y general** que sirve para definir otros lenguajes que tienen que ver con el formato de los documentos. El texto en él se crea a partir de **etiquetas**, también llamadas tags, que permiten interconectar diversos conceptos y formatos.

Para la escritura de este lenguaje, pues, se crean las **etiquetas** que aparecen especificadas a través de corchetes o paréntesis angulares: < y >. Entre sus componentes, los **elementos** dan forma a la estructura esencial del lenguaje, ya que tienen dos propiedades (el contenido en sí mismo y sus atributos). Por otra parte, cabe destacar que el HTML permite ciertos códigos que se conocen como **scripts**, los cuales brindan **instrucciones específicas a los navegadores** que se encargan de procesar el lenguaje. Entre los scripts que pueden agregarse, los más conocidos y utilizados son JavaScript y PHP.



### CSS3

La sigla **CSS** corresponde a la expresión inglesa *Cascading StyleSheets*, que puede traducirse como "**Hojas de estilo en cascada**". El concepto se utiliza en el ámbito de la **informática** para referirse a un **lenguaje** empleado en el diseño gráfico. El lenguaje CSS permite presentar, de manera estructurada, un **documento** que fue escrito en un **lenguaje de marcado**. Se usa especialmente en el **diseño visual** de un **sitio web** cuando las páginas se hallan escritas en **XML** o **HTML**. El CSS se desarrolló en distintos niveles. El **CCS1** ya no se emplea, mientras que el **CSS2** funciona como recomendación. El **CSS3**, que se divide en varios módulos, es el **lenguaje** que se está tomando como estándar. Lo que hace el CSS es encargarse de la **descripción de las formas y de la sintaxis del lenguaje de marcado**. Así, describe cómo se tienen que renderizar (generar las imágenes) los elementos que aparecen en **pantalla**.

El diseño del CSS posibilita establecer una **separación entre el contenido y la forma de presentación del documento** (dada por las fuentes, los colores y las capas empleadas). Así se puede lograr que muchos documentos **HTML** compartan la apariencia, utilizando una única hoja de estilo para todos (que se especifica en un archivo **.css**). Gracias a esta particularidad, se evita tener que repetir el código en la estructura. Gracias a la separación del contenido y la forma de presentación, se puede apelar a distintos estilos de acuerdo al método de renderizado: si se trata de un **documento** exhibido en una pantalla, impreso, compartido en formato de audio, etc. Además de todo lo expuesto, podemos subrayar que gracias al CSS se pueden crear páginas web con un diseño que pueda resultar atractivo y agradable. Eso sí, para poder hacer uso de aquel se hace imprescindible tener conocimientos básicos del mismo, así como de informática, del lenguaje HTML e incluso ciertas destrezas e ideas en cuanto al manejo de ficheros.



## JavaScript

JavaScript es un lenguaje de alto nivel, dinámico e interpretado. Se define como orientado a objetos, basado en prototipos, imperativo y débilmente tipado. Se utiliza sobre todo para producir **recursos interactivos** en una página web. Junto al *HTML* y a *CSS*, es una de las tres tecnologías esenciales en la producción mundial de webs: la mayoría de los sitios web la emplean y es compatible con todos los navegadores modernos sin necesidad de *plug-ins*. JavaScript posee una API para trabajar con texto, arrays, fechas y expresiones regulares. A pesar de algunos nombres y similitudes en la biblioteca estándar, JavaScript y Java no poseen ninguna relación y tienen semánticas muy diferentes. En el ámbito de la programación web, los objetos en JavaScript pueden ser creados por el desarrollador; pero existen muchos que son propios de este entorno.

En actualidad, la totalidad de los **navegadores** soportan **JavaScript**. Esto supone que los programas pueden interpretar directamente el código que aparece en una página web, por lo cual **JavaScript** es un **lenguaje interpretado**.



## jQuery

Se denomina **jQuery** a una **librería** o **biblioteca** de **JavaScript** que facilita la programación en este lenguaje. Por lo general, se emplea para añadir elementos interactivos a una página web sin necesidad de tener que programar demasiado. En el terreno de la **informática**, las librerías o bibliotecas son colecciones de recursos e implementaciones que se encuentran codificadas en un determinado lenguaje de programación y que resultan funcionales. Un **lenguaje de programación**, en tanto, es un lenguaje formal que detalla instrucciones a una computadora (ordenador) para producir diferentes datos. En el caso de **jQuery**, la biblioteca es de **código abierto** (todos pueden contribuir al desarrollo ya que el acceso al código fuente es libre) y está basada en el lenguaje **JavaScript**. Lo que hace es ofrecer diversas funcionalidades que, de otro modo, exigirían desarrollar más código, y por lo tanto ayudan a ahorrar tiempo.



## Bootstrap

**Bootstrap** es un framework de desarrollo web gratuito y de código abierto. Está diseñado para facilitar el proceso de desarrollo de los sitios web responsivos y orientados a los dispositivos móviles, proporcionando una colección de sintaxis para diseños de plantillas. En otras palabras, Bootstrap ayuda a los desarrolladores a **construir sitios web** más rápidamente, ya que no tienen que preocuparse por los comandos y funciones básicos. Consta de scripts basados en [HTML](#), [CSS](#) y JS para funciones y componentes relacionados con el diseño web.



## PHP

La sigla **PHP** identifica a un lenguaje de programación que nació como **Personal Home Page (PHP) Tools**. Fue desarrollado por el programador de origen danés **Rasmus Lerdorf** en **1994**, con el propósito de facilitar el diseño de páginas web de carácter dinámico. Sin embargo, en la actualidad está vinculado a **PHP Hypertext Pre-Processor**. El lenguaje PHP suele procesarse directamente en el **servidor** aunque también puede usarse a través de software capaz de ejecutar comandos y para el desarrollo de otra clase de **programas**.

Actualmente, el PHP suele incrustarse dentro del **código HTML** de las páginas web y ejecutarse desde un servidor. Se estima que PHP está presente en más de veinte millones de webs y en cerca de un millón de servidores. Una de las ventajas de PHP es su parecido con lenguajes de programación del tipo estructurado, lo que ayuda a que los programadores puedan desarrollar aplicaciones complejas en poco tiempo. Si bien existen alternativas, muchos consideran PHP como una herramienta indispensable a la hora

de desarrollar un sitio Web. Permite establecer una conexión con la base de datos, lo que permite presentar en pantalla datos personales del cliente cuando éste lo requiera. Su característica más importante es que permite modificar dinámicamente el contenido de una página, siendo esencial hoy en día.



PostgreSQL

## PostgreSQL

**PostgreSQL** es un gestor de bases de datos relacional y orientado a objetos. Su licencia y desarrollo es de código abierto, siendo mantenida por una comunidad de desarrolladores, colaboradores y organizaciones comerciales de forma libre y desinteresadamente. Es reconocido actualmente como uno de los sistemas gestores de bases de datos relacionales más potentes del mercado. Presenta fácil accesibilidad, es multiplataforma y está disponible para su utilización en casi todos los sistemas operativos utilizados en la actualidad sin disminuir su rendimiento.

### 9.9. Especificaciones de requerimientos para el proyecto del sitio web

Para el análisis, el primer paso será de definir los requerimientos del sistema. Estos requerimientos serán agrupados en dos grupos: los **funcionales** y los **no funcionales**.

**Requerimientos funcionales** – Los requerimientos funcionales permitirán definir el comportamiento del sistema del sitio web: input, output y el flujo de información. Con esta lista de requerimientos se podrá obtener las necesidades del presente sitio web. En la siguiente lista se presentan los requerimientos:

*Tabla 2-5 – Requerimientos funcionales.*

Requerimientos
El sistema debe permitir a los usuarios navegar el sitio web de forma libre para consultar información acerca del Lago Titicaca.
El sistema debe permitir a los usuarios de público general descargar material informativo de forma gratuita
El sistema debe mostrar la cantidad de usuarios que visitan el sitio web según su país de origen.
El sistema deberá permitir ver el sitio web de forma responsiva mediante cualquier dispositivo.
El sistema debe permitir que el usuario pueda registrarse.
El sistema debe notificar al administrador cuando hay una nueva solicitud de registro mediante un correo electrónico.
El sistema deberá mostrarle al usuario una confirmación de que su solicitud fue enviada correctamente mediante una ventana en el sitio web.
El sistema debe permitir que existan tres tipos de usuarios: administrador, científicos/investigadores y tomadores de decisión.
El sistema debe permitir que los Administradores acepten o eliminen las solicitudes de registro de usuarios.
El sistema debe permitir que los Administradores modifiquen las solicitudes de registro de usuarios.
El sistema deberá notificar al usuario que su registro fue aceptado.
El sistema debe permitir a los usuarios descargar datos según el tipo de usuario.
El sistema debe mostrar la cantidad de usuarios registrados.
El sistema debe trabajar sobre una red de comunicación inalámbrica a través del Internet.
El lenguaje de programación será PHP y JavaScript. HTML, CSS3 y jQuery para realizar la estructuración y funcionalidad del sitio web. BOOTSTRAP como framework de desarrollo. PostgreSQL como gestor de base de datos para su implementación.

## 9.10. Descripción del desarrollo del proyecto del sitio web Organigrama

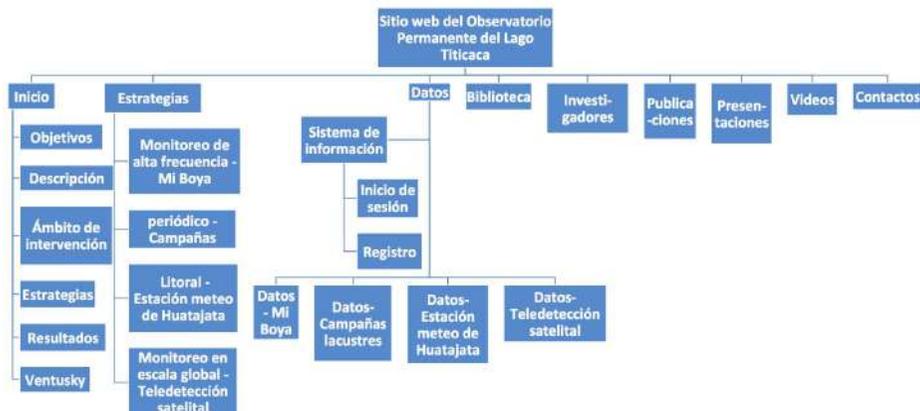


Figura 2-62 – Organigrama del sitio web del OLT.

### Fase de análisis

**Definición de los roles** – Se detalla a continuación los actores que interactúan en los procesos de la aplicación, especificando sus acciones realizadas, descritos en la Fig. 2-63.



Figura 2-63 – Definiciones de Usuario y Administrador para el sitio web OLT.

## 10. Bibliografía

- ASD. (2010) FieldSpec® HandHeld 2TM Spectroradiometer User Manual. Retrieved from www.asdi.com
- ASD, I. (2010) FieldSpec® HandHeld 2TM Spectroradiometer User Manual.
- Bayly, I.A.E. (1992) Fusion of the genera Boeckella and Pseudoboeckella (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antarctic islands. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, **65**, 17–63.
- Bellinger, E.G. & Sigeo, D.C. (2013) Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators. *J. Appl. Phycol.*,

25, 1265–1266.

- Bourrelly, P. (1968) *Les Algues d'eau douce: Initiation à la systématique. Tome II, Les Algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées*, Société Nouvelle des Editions Boubée, Paris.
- Bourrelly, P. (1972) *Les algues d'eau douce: Initiation à la systématique. Tome I, Algues vertes*, Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris.
- Bourrelly, P. (1985) *Les algues d'eau douce. Initiation a la systematique. Tome III. Les algues bleu et rouges. Les Eugleniens, Peridiniens, et Cryptomonadines*, Société Nouvelle des Editions Boubée, Paris.
- Cadima, F.M.M. & Bicudo, C.E. de. (2014) *Guía ilustrada de algas de Bolivia: División Euglenophyta*, Segunda edición, Editorial Kipus.
- Cadima, M., Fernández, E. & López, L. (2005) *Algas de Bolivia con énfasis en el fitoplancton: Importancia, ecología, aplicaciones y distribución de géneros*, Fundación Simón I. Patiño.
- Chuvieco, E. (2008) *Teledetección ambiental*, Barcelona, España: Editorial Ariel S.A.
- Covich, A.P. & Thorp, J.H. (2009) Introduction to the subphylum Crustacea. in *In: Thorp, J.H. & Covich, A.P. (Eds.). Ecología y clasificación de invertebrados de agua dulce de América del Norte*, Academic Press, Elsevier Ltd.
- Eleveld, M.A., Ruescas, A.B., Hommersom, A., Moore, T.S., Peters, S.W.M. & Brockmann, C. (2017) An Optical Classification Tool for Global Lake Waters. *Remote Sens.*, 1–24.
- Gotelli, N.J. & Ellison, A.. (2013) *A Primer of Ecological Statistics*, Second Edi.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.D. (2020) Algaebase: Listing the World's Algae. *World-wide Electron. Publ. Natl. Univ. Ireland, AlgaeBase*.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, **35**, 403–424. doi:10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x
- Holm-Hansen, O., Lorenzen, C.J., Holmes, R.W. & Strickland, J.D.H. (1965) Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. int. Explor. Mer.*, **30**, 3–15.
- Koste, W. (1978) *Rotatoria: die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk. Gebrüder Borntraeger, Germany: 2. Aufl edition*.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lürling, M., Reynolds, C.S., et al. (2010) A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshw. Biol.*, **55**, 614–627. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- Lazzaro, X. (1981) Biomasses, peuplements phytoplantoniques et production primaire du lac Titicaca. *Rev. Hydrobiol. trop.*, **14**, 349–380.
- Lazzaro, X.T. (1985) Poblaciones, Biomosas y produccion fitoplanconica del lago Titicaca. *Ecol. en Boliv.*, **nº 7**, 23–63.
- Manzollí, R.P., Luana, P. & Paiva, M. (2011) Oceanografía Química. *Estud. Ocean. do Instrum. ao prático, Manzollí R.P.*
- Matthews, R. (2016) *Freshwater Algae in Northwest Washington, Volume I, Cyanobacteria. A Collection of Open Access Books and Monographs*, Institute for Watershed Studies, Huxley College of the Environment, Western Washington University. Retrieved from <https://doi.org/10.25710/awgt-cp35>
- Matthews, R. (2016) *Freshwater Algae in Northwest Washington, Volume II, Chlorophyta and Rhodophyta. A Collection of Open Access Books and Monographs*. Retrieved from <https://doi.org/10.25710/fctx-n773>
- Mostacedo, B. & Fredericksen, T.S. (2000) *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*, Santa Cruz, Bolivia: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOS). Editora El Pais.
- Olenina, I. (2006) Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea, Helsinki.
- Paggi, J.C. (1995) Crustacea Cladocera. in *In: Lopretto, E. C. & Tell, G. (eds.), Ecosistemas de aguas continentales, metodologías para su estudio*, pp. 3:909, 951 p, La Plata, Argentina: Ediciones Sur.
- Palacio, F.X., Apodaca, M.J. & Crisci, J.V. (2020) *Análisis multivariado para datos biológicos. Teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R*. (A. – F. de H. N. Vasquez Mazzini Editores, 'UMAI – Universidad Maimónides, Ed.), Buenos Aires.
- Poole, H.H. & Atkins, W.R.G. (1929) Photo-electric measurements of submarine illumination through the year. *J. Mar. Biol. Ass., UK*, **10**, 297–324.
- Ray, J. (1991) Los cladóceros. in *In: Dejours, C. & Ittis, A. (Eds.). El lago Titicaca, síntesis del conocimiento*

- limnológico actual*, pp. 265–276, La Paz, Bolivia: ORSTOM & HISBOL.
- Reid, J.W. (1985) Chave de identificação para as espécies continentais sulamericas de vida livre da orden cyclopoida (Crustacea Copepoda). *Bolm. Zool. Univ. S. Paulo*, **9**, 17–143.
- Rutner-Kolisko, A. (1974) *Plankton rotifers. Biology and taxonomy*, Schweizerbart. Germany.
- Strickland, J.D. & Parsons, T.R. (1997) A practical handbook of seawater analysis. *2nd ed., Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, **167**.
- Sun, J. & Liu, D. (2003) Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, **25**, 1331–1346.
- Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *SIL Commun. 1953-1996*, **9**, 1–38. doi:10.1080/05384680.1958.11904091
- Wehr, J.D., Sheath, R.G. & Kociolek, J.P. (2015) *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*, Elsevier.
- Yentsch, C.S. & Menzel, D.W. (1963) A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep. Res.*, **10**, 221–231.

# Capítulo III. Resultados

## 1. Campañas periódicas – Bioindicadores del estado del Lago Menor

*William Gustavo Lanza Aguilar*

Realizamos las campañas periódicas entre 2018 y 2021, cuando se monitorearon un total de 41 estaciones en 45 campañas de campo, en 4 zonas en el Lago Menor del Titicaca:

- i) En la **zona Noroeste (NO)**, se monitoreó solo la Fosa de Chúa (LC) que podemos calificar de estación ‘ancestral’, ya que tiene datos desde 1979 (Lazzaro 1981), entre tanto sin seguimiento, dispersos en el tiempo según los proyectos realizados (Fig. 3-1).



**Figura 3-1** – Estación de la Fosa de Chúa en la Zona Noroeste (NO) del Lago Menor.

- ii) La **zona Noreste (NE)** comprende 10 estaciones, incluyendo la Boya (BH), las regiones de Huatajata (LH), bahía de Cumana (NE1, NE2, NE3, NE4), Puerto Pérez (NE5 y L2), río Batallas (NE6), Huarina (NE8) e isla de Cojata (NE7 y NE9) (Fig. 3-2).



**Figura 3-2** – Estaciones de monitoreo en la Zona Noreste (NE) del Lago Menor.

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

- iii) La **zona Central (CE)** comprende 20 estaciones, en las cercanías de isla Suriqui (L3, CE1), península de Quehuaya (NE2), isla Pariti (CE3 y CE4), interior de bahía Cohana (CE5, CE6, CE7 y CE8), desembocadura del río Katari (CE9,CE10 y CE11), isla Sicuya (CE12, CE13 y CE14), Chojasivi (CE15, CE16 y CE17), península de Taraco (CE18 y CE19) (Fig. 3-3).



**Figura 3-3** – Estaciones de monitoreo en la Zona Central (CE) del Lago Menor.

- iv) La **zona del Sistema hídrico Katari (SK)** comprende 10 estaciones en la desembocadura del río Katari (SK1, SK2, SK3), río Katari (SK4 y SK9), puente Katari (SK5), río Cohana (SK8), río Sehuenca (SK6 y SK7) y puente Incaico (SK10) (Fig. 3-4).



**Figura 3-4** - Estaciones de monitoreo en la Zona Sistema hídrico Katari (SK) del Lago Menor.

En cada zona realizamos el monitoreo de indicadores fisicoquímicos y biológicos (comunidades) para evaluar el estado de la calidad de agua y su nivel de eutrofización. A seguir presentamos los principales resultados de estas campañas.

## 2. Físico-química

*William Gustavo Lanza Aguilar*

### 2.1 Variables físico-químicas y análisis estadísticos considerados

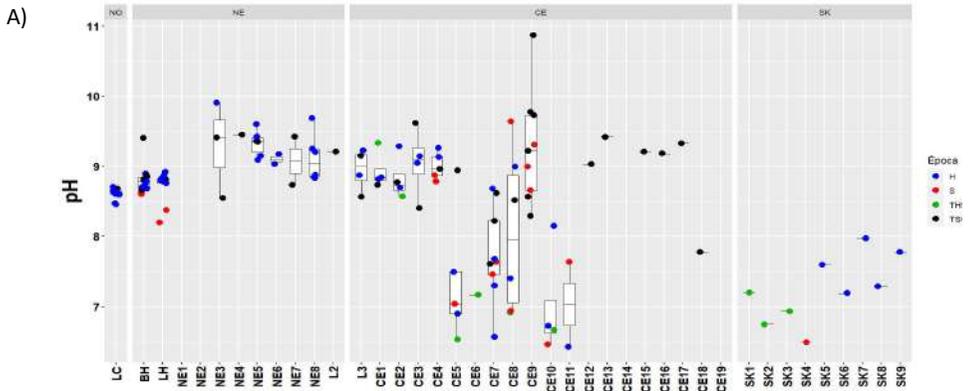
Monitoreamos 11 variables físico-químicas en cada estación entre 2018 y 2021: pH, conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), oxígeno disuelto (OD,  $\text{mg}/\text{L}$ ), turbidez (NTU Nephelometric Turbidity

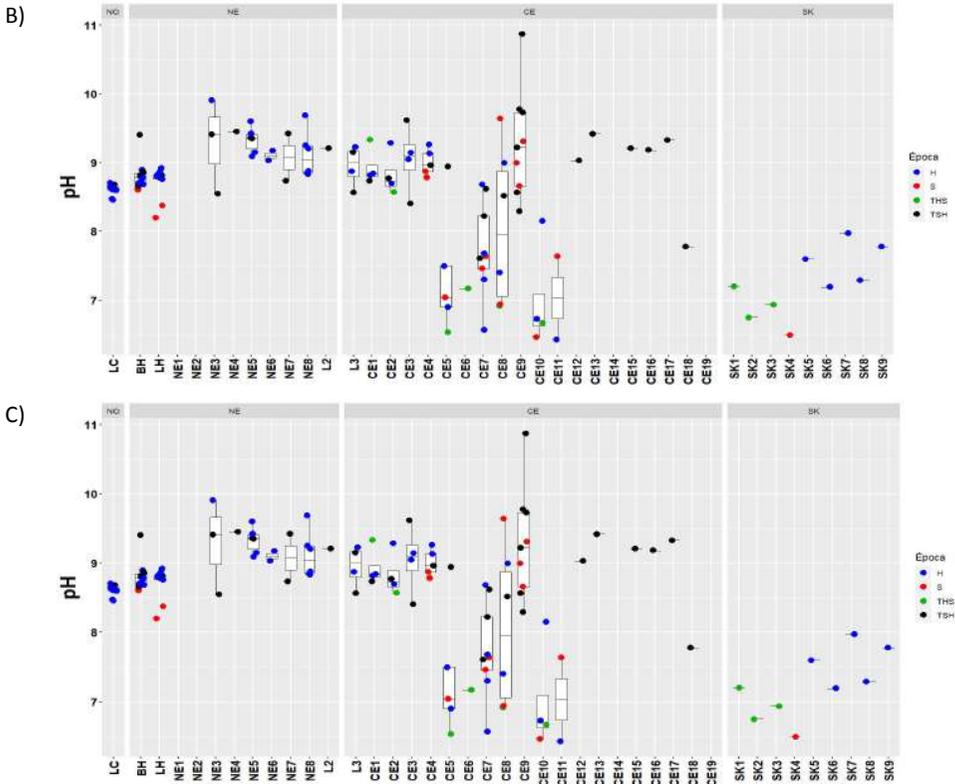
Unit), nitratos (mg/L), nitritos (mg/L), amonio (mg/L), fosfatos (mg/L), materia orgánica disuelta fluorescente (fDOM, RFU Relative Fluorescence Unit), clorofila-*a* (Cl-*a*, RFU) y Ficocianina (RFU).

Representamos la distribución de los datos para los diferentes parámetros en cada estación y zona, mediante graficas de cajas (box plots). Cada punto es el valor promedio de un conjunto de  $\geq 30$  datos registrados por la sonda multiparamétrica YSI EXO2 o FluoroProbe bbe (frecuencia de adquisición 1 y 3 seg., respectivamente). Muestreamos el fitoplancton y perifiton, a 1,5 m en la profunda Fosa de Chúa (40 m) y 0,5 m en zonas someras (por ej. Bahía Cohana). Se identifico diferencias significativas mediante las pruebas no paramétrica Kruskal Wallis y post hoc Wilcoxon Rank-Sum. Identificamos un gradiente de eutrofización entre bahía Cohana y el litoral del Lago Menor próximo a la isla Suriqui, aplicando un análisis de regresión lineal entre las variables ambientales y la distancia (km) a la desembocadura del río Katari. Para aceptar las hipótesis, aplicamos un nivel de significancia  $p \leq 0.05$ .

## 2.2. Condiciones físico-químicas en estaciones de monitoreo por zona

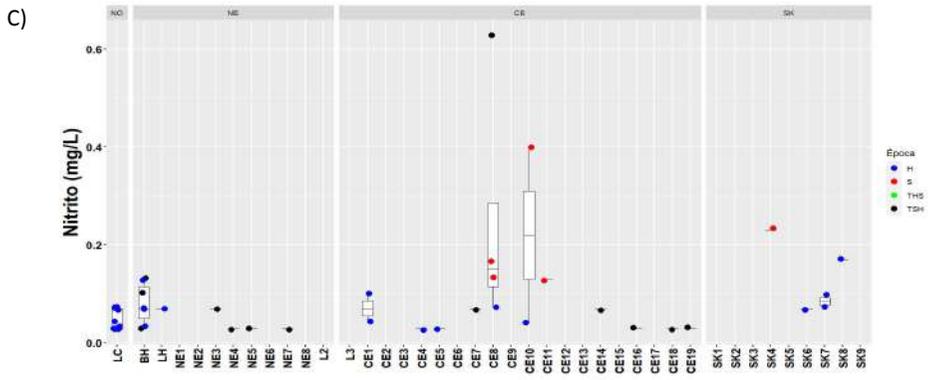
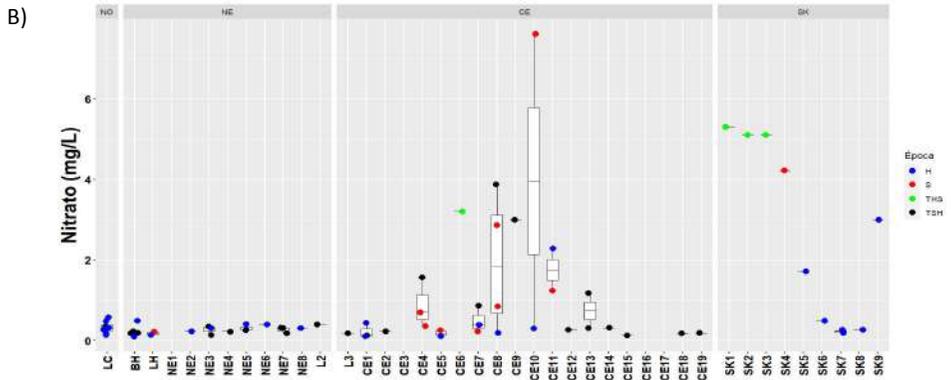
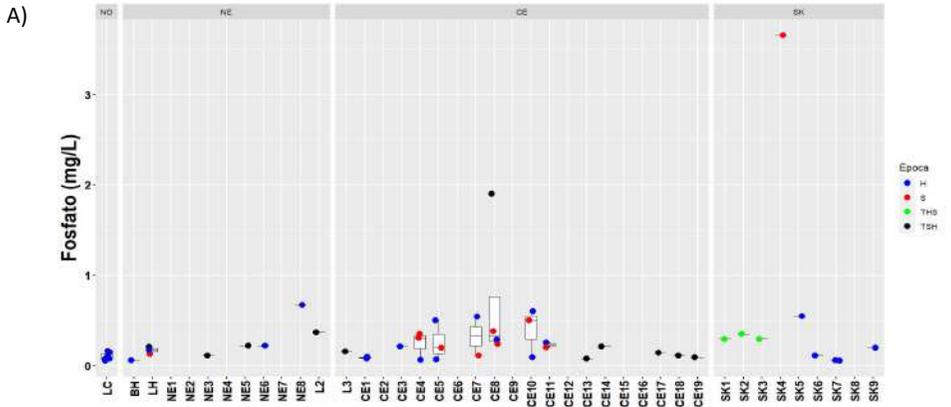
Los resultados de las campañas muestran niveles de pH, OD y conductividad muy variables entre estaciones y zonas. Es interesante resaltar que las condiciones en Chúa (LC), Boya (BH) y Huatajata (LH) fueron más estables, presentando generalmente valores extremos de pH (8,2 a 9,4) y conductividad (1.041 a 1.623  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Estos rangos son similares a los reportados en décadas anteriores (pH: 8,06 a 9,38; 950 a 1.600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (Iltis 1987).



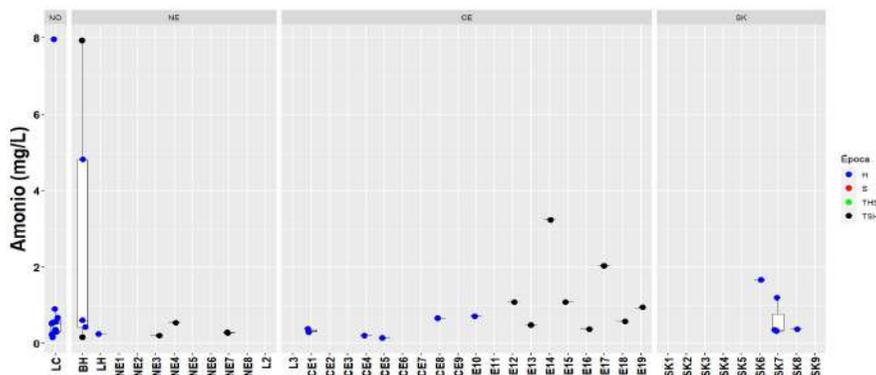


**Figura 3-5** – Condiciones fisicoquímicas en las zonas y estaciones de monitoreo: A) pH; B) oxígeno disuelto (OD); C) conductividad eléctrica. “H” denota época húmeda, “S” época seca, “THS” época de transición húmeda a seca y “TSH” época transición de seca a húmeda.

Condiciones alcalinas y alta conductividad caracterizan el Lago Titicaca, posiblemente por una elevada actividad fotosintética (fitoplancton y macrófitas). En consecuencia, puede derivar en una depleción de CO<sub>2</sub> (Talling 2010). La erosión de minerales ricos en sulfato en la cuenca juega un rol importante (Iltis *et al.* 1991, Ramos Ramos *et al.* 2014). Solo en la Boya (BH) existió una diferencia significativa de conductividad entre épocas, siendo menor en época seca ( $p < 0.01$ ). LC, BH y LH generalmente presentaron altos niveles de OD (5,23 a 10,71 mg/L), llegando a la sobresaturación (121,9 % en Chúa, 113 % en Huatajata, y 109 % en la Boya), probablemente debido a los vientos (máximo 61 km/h) actuando en la capa superficial.



D)



**Figura 3-6** – Concentración de nutrientes: A) Fosfato; B) Nitrato; C) Nitrito y D) Amonio. “H” denota época húmeda, “S” época seca, “TSH” época de transición húmeda a seca y “TSH” época de transición seca a húmeda. “NO” indica zona Noroeste, “NE” zona Noreste, “CE” zona Central y “SK” Sistema Katari.

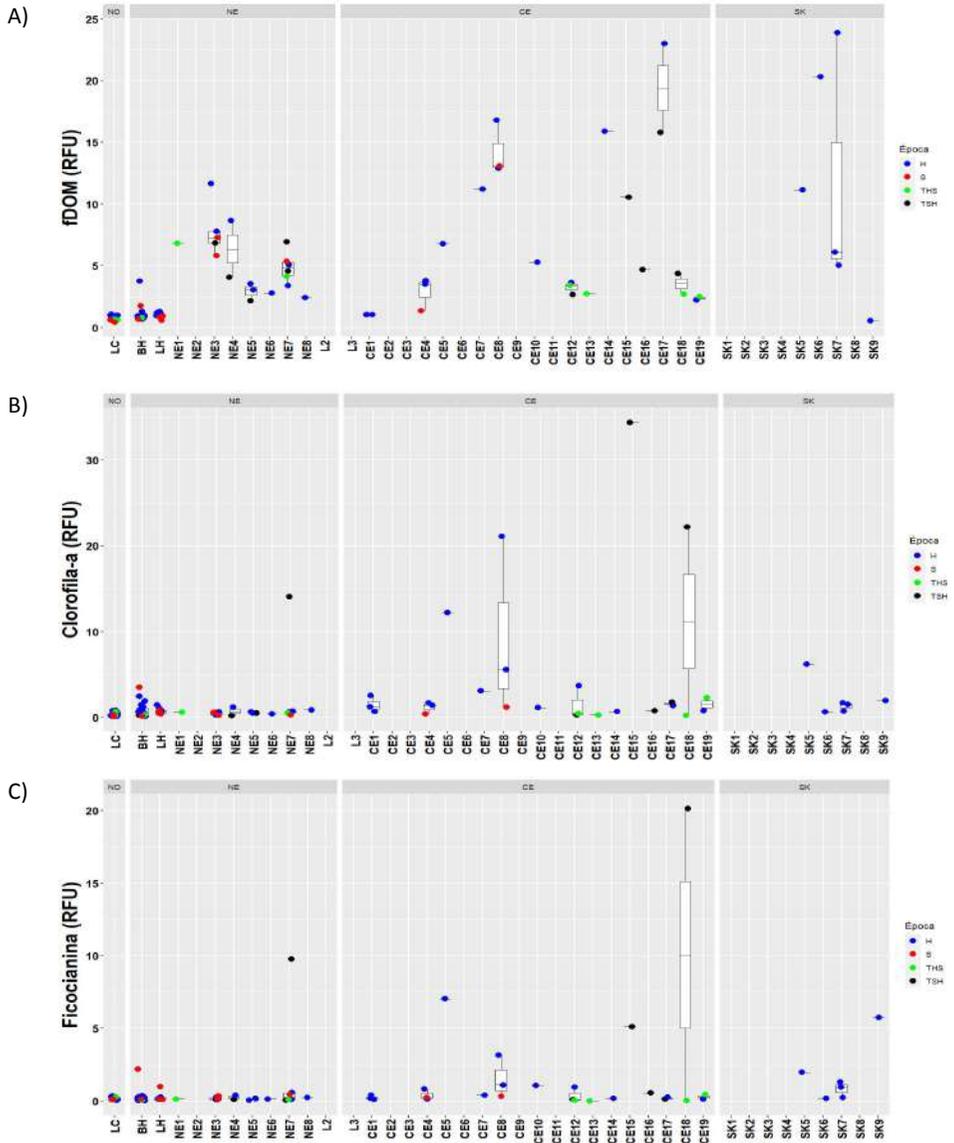
Las concentraciones de fosfatos (0,06 a 0,21 mg/L), nitratos (0,1 a 0,57 mg/L) y nitritos (0,03 a 0,13 mg/L) fueron generalmente bajas. No se considero valores por debajo del límite de detección (Colorimetro LaMotte): fosfatos < 0,05 mg/L, nitratos < 0,1 mg/L, nitritos < 0,02 mg/L.

El amonio fue mayormente bajo (0,16 a 0,9 mg/L), con valores muy extremos en la Boya y Chúa (4,81, 7,93 y 7,96 mg/L) entre 2-7/12/2020, siendo tóxicos para los organismos acuáticos (EPA 1998). Posiblemente resultan de actividades de piscicultura y/o agrícolas. Las concentraciones de Cl- $\alpha$  fueron relativamente bajas en las tres estaciones. LC se diferenció significativamente ( $p < 0.05$ ) por presentar niveles de Cl- $\alpha$  menores (0,11 a 0,84 RFU o 0,91 a 383  $\mu\text{g/L}$ ) a comparación de BH y LH (0,13 a 3,51 RFU o 0,99 a 14,51  $\mu\text{g/L}$ ).

En contraste, las estaciones de la zona Noreste (NE) próximas a Huarina (NE8), isla Cojata (NE6 y NE7), Puerto Pérez (NE5) y Cumana (NE3) mostraron condiciones generalmente más alcalinas (pH máx. 9,9) con mayor variabilidad del OD (5,63 a 13,85) y conductividad (104 a 1.657  $\mu\text{S/cm}$ ). La estación N7 presentó valores extremos, con una conductividad muy baja (75  $\mu\text{S/cm}$ ) y condiciones anóxicas (1,5 mg OD/L) en 6/4/2021, fecha que coincide con la mayor biomasa de Cl- $\alpha$  registrada (ver sección 1.2 Fitoplancton). En general las estaciones presentaron una importante carga de fDOM (2,16 a 11,64 RFU), mucho mayor a la de la Boya, Chúa y Huatajata ( $p < 0.001$ ). Los nutrientes y pigmentos (Cl- $\alpha$  y ficocianina) fueron relativamente bajos, salvo algunos valores atípicos para fosfato (0,67 mg/L) en la época húmeda (18/12/2019), Cl- $\alpha$  (sonda YSI EXO2: **14,08 RFU = 56,79  $\mu\text{g/L}$** ; ver Capítulo 2, sección 2.3.3) y ficocianina (**9,75 RFU = 9.75  $\mu\text{g/L}$** ) en época de TSH (08/10/2020). Estos resultados alertan sobre una degradación de la calidad de agua cerca a la isla de Cojata, probablemente afectada por descargas del río Batallas, y bahía Cumana que recibe aguas contaminadas del brazo derecho del río Katari y río Sehuenca.

En la zona Central (CE), fuera del cinturón de totorales de Bahía Cohana, o sea isla Suriqui, península de Quehuaya e isla Sukuta (L3, CE1, CE2, CE3 y CE4) presentaron condiciones mayormente alcalinas (pH 8,41 a 9,62), alta conductividad (983 a 1.731  $\mu\text{S/cm}$ ), y moderado a elevado OD (5,49 a 11,7 mg/L), similares a la zona NE. Observamos valores atípicos en época de transición seca a húmeda (TSH, octubre-noviembre 2018), con OD muy bajo (1,87 a 3,6 mg/L), en bahía Cohana. L3, CE1, CE2 y CE3 presentaron niveles bajos en fosfato (< 0,25 mg/L), nitratos

(< 0,5 mg/L), nitritos (< 0,15 mg/L), amonio (< 0,4 mg/L), Cl-a (máx.= 2,54 RFU o 10,63 µg/L) y ficocianina (máx.= 0,82 RFU). Solo CE4, a metros afuera del titoral de bahía Cohana, presentó altos nitratos (0,35 a 1,57 mg/L) y fDOM (1,36 a 3,8 RFU).



**Figura 3-7** – Concentración de pigmentos y materia orgánica disuelta: A) fDOM; B) Cl-a; C) Ficocianina. “H” denota época húmeda, “S” época seca, “THS” época de transición húmeda a seca y “TSH” época transición de seca a húmeda. “NO” indica zona Noroeste, “NE” zona Noreste, “CE” zona Central y “SK” Sistema Katari.

CE5 a CE11 en bahía Cohana presentaron condiciones más variables y extremas, con pH (6,43 a 10,87), conductividad (144 a 2.141  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), OD (1,87 a 16,33 mg/L), fDOM (5,3 a 16,78 RFU), fosfato (0,07 a 1,9 mg/L), nitratos (0,1 a 7,61 mg/L) y Cl- $\alpha$  (1,15 a 21,9 RFU, o sea 5,07 a 88,07  $\mu\text{g}/\text{L}$ ), confirmando la perjudicial eutrofización de bahía Cohana.

Las cercanías de la isla Sicuya (CE12, C13 y C14), Chojasivi (CE15, CE16 y CE17) y península de Taraco (CE18 y CE19) generalmente presentaron condiciones alcalinas y moderadamente oxigenadas. Tuvieron una considerable variabilidad de los demás parámetros, con valores elevados en CE17, CE14 y CE18 de fDOM (máx. 15 a 23 RFU), nitrito (máx. 0,63 mg/L) y amonio (1,08 a 3,24 mg/L). Esta zona presentó las concentraciones más elevadas de Cl- $\alpha$  y FC de todas las campañas de octubre a diciembre 2020 en: i) CE15, **Chojasivi** con **Cl- $\alpha$  = 34,38 RFU o 137,99  $\mu\text{g}/\text{L}$**  (nivel de floración o Bloom) y **FC = 5,1 RFU o 5,1  $\mu\text{g}/\text{L}$** ; ii) CE18 cerca a **Taraco**, con **Cl- $\alpha$  = 22,2 RFU o 89,27  $\mu\text{g}/\text{L}$**  (nivel de floración o Bloom) y **FC = 20,14 RFU o 20,14  $\mu\text{g}/\text{L}$** ; iii) CE8 en **bahía de Cohana**, con **Cl- $\alpha$  = 21,09 RFU o 84,83  $\mu\text{g}/\text{L}$**  (nivel de floración o Bloom), y **FC = 3,14 RFU o 3,14  $\mu\text{g}/\text{L}$** . Esto sugiere un **fuerte avance de la eutrofización en la Bahía Cohana hacia la isla Sicuya, Chojasivi y la península de Taraco**.

Raramente pudimos monitorear el **Sistema Katari** por su bajo nivel de agua. Parte del **río Katari** (SK4 y SK9) y su desembocadura (SK1, SK2 y SK3) muestran condiciones levemente acidas a casi neutras (pH 6,49 a 7,2), bajo OD (< 4,8 mg/L), elevados nitrato (1,72 a 5,3 mg/L), fosfato (hasta 3,65 mg/L) y ficocianina (1,96 a 5,75 RFU). Los ríos Cohana (SK5 y SK8) y Sehuenca (SK6 y SK7) tuvieron altos fDOM (5,03 a 23,8 RFU), nitrato (máx. 1,72 mg/L) y amonio (1,2 mg/L).

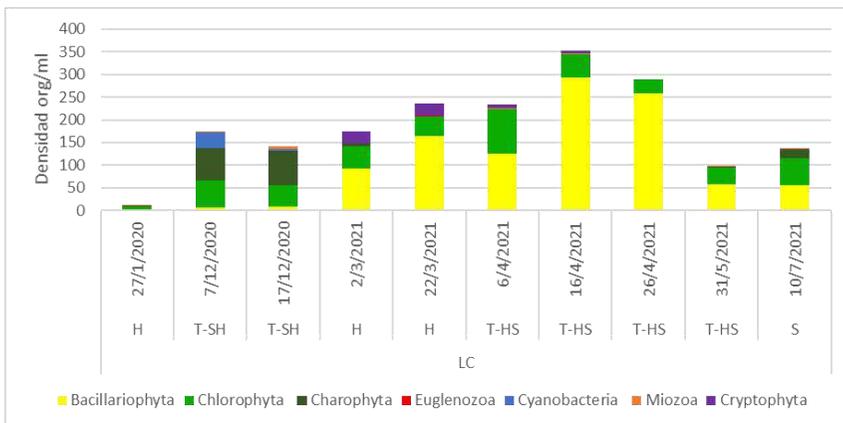
En resumen, las estaciones con gran variabilidad en condiciones fisicoquímicas tuvieron calidad de agua degradada. Muchas eventualmente tuvieron pH levemente ácido, bajo OD (hasta anoxia), elevados fDOM, nutrientes y picos Cl- $\alpha$  y Fico. Esta inestabilidad resulta de la **descarga de aguas residuales** por la cuenca Katari, no solo hacia **Cohana**, sino también hacia **Cumana** (vía el brazo derecho del río Katari y canal de Cohana) y recientemente debido al desvió hacia **Chojasivi**. La zona de **isla Cojata** está muy degradada por la descarga de aguas residuales provenientes del **Municipio de Batallas**. Allí, las comunidades de perifiton y fitoplancton resultaron inestables (ver sección 3. Fitoplancton y sección 4. Perifiton).

### 3. Comunidades del fitoplancton Viviana Cruz Hernández

Evaluamos 139 muestras de fitoplancton, mediante microscopía invertida, identificadas en base a la **Clasificación Taxonómica** tradicional y por **Grupos Funcionales** según su morfología (Kruk *et al.* 2010), para estimar **densidad (org/mL)** y el **biovolumen ( $\text{mm}^3/\text{L}$ )** representados mediante gráficas de barras, por estación, zona, y época de muestreo.

Identificamos 59 géneros entre los phyla: Bacilliarophyta (20), Chlorophyta (20), Charophyta (7), Euglenozoa (= Euglenophyta) (3), Cyanobacteria (4), Miozoa (= Dinophyta) (2), Cryptophyta (2) y Ochrophyta (1) (Tabla 3-5). Dividimos las estaciones en **4 zonas de muestreo** (ver Fig.1.13). A continuación, presentamos la composición de las microalgas.

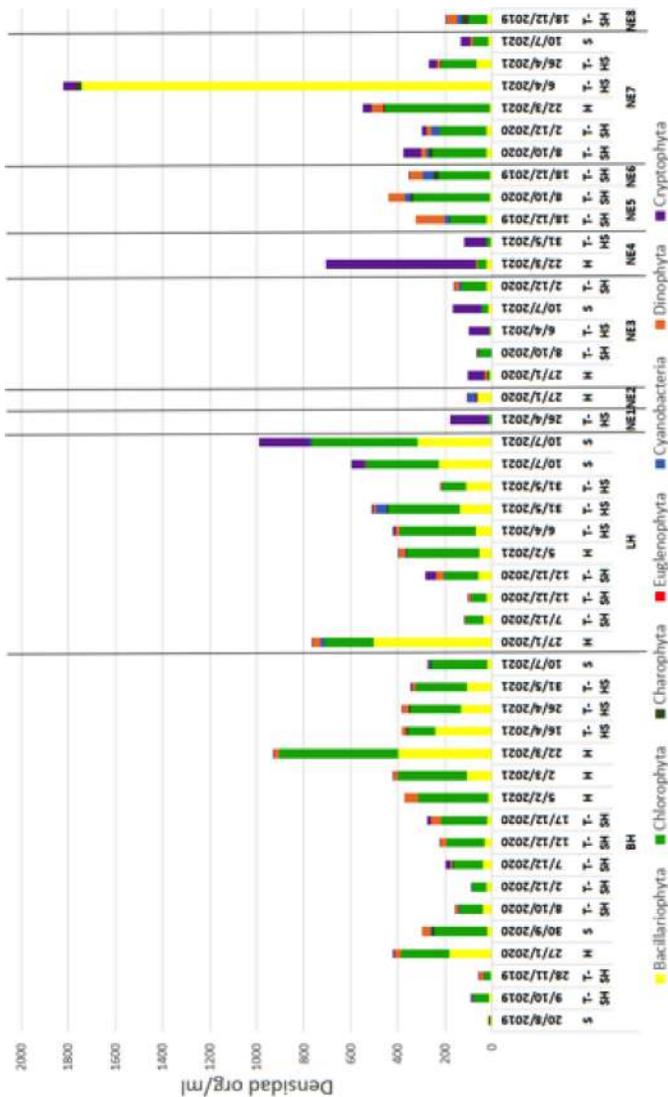
### 3.1. Zona Noroeste



**Figura 3-8** –Densidad del fitoplancton por grupos taxonómicos de microalgas (phyla) en la zona Noroeste.

En la Fosa de Chúa (LC) evaluamos 10 muestras. La estructura de las comunidades cambio con la época/fecha de muestreo. Durante 2020, entre épocas húmeda (H) y transición seca-húmeda (TSH) predominaron las algas verdes (Chlorophyta y Charophyta), sobre todo por los géneros *Klebsorbidium* (48 y 74 org /mL), *Oocystis* (2, 14 y 15 org/mL). Durante 2021, en épocas húmeda, transición húmeda-seca (THS) y seca, dominaron las diatomeas (Bacillariophyta), en particular *Fragilaria* (90, 156, 118, 58 y 47 org/mL) y *Oocystis* (21, 18, 18,15 y 20 org/mL). *Cryptomonas* (27 y 26 org/mL), tuvo baja densidad en época húmeda (2021).

### 3.2. Zona Noreste



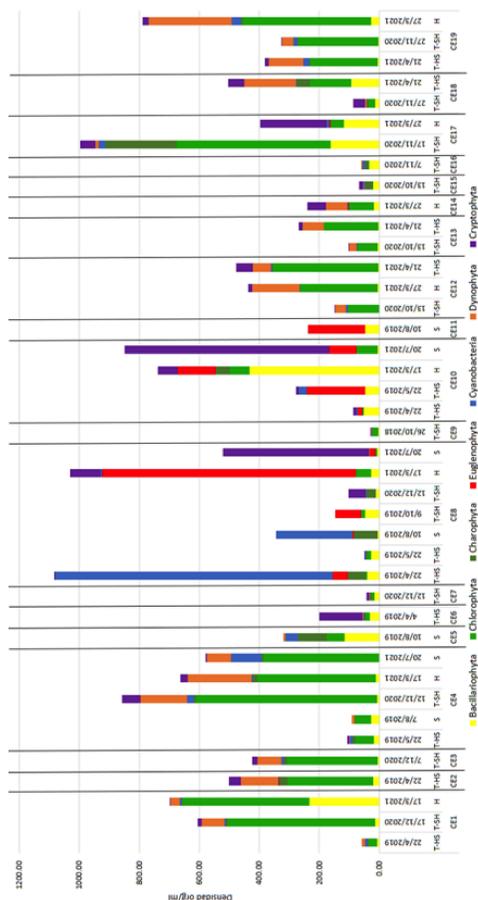
**Figura 3-9** – Densidad de fitoplancton por grupos taxonómicos (phyla) de microalgas en la zona Noreste.

En la zona Noreste, evaluamos 46 muestras de fitoplancton en 10 estaciones. Las estaciones BH y LH, presentaron una similitud de composición, principalmente dominadas por diatomeas y Chlorophyta (Fig. 3-9). En ambas estaciones, los géneros más dominantes fueron *Fragilaria* (máx. 497 org/mL en BH) y *Tetraedron* (máx. 208 org/mL) en época húmeda 2021. En época seca 2021 *Carteria* fue más abundante (máx. 425 org/mL en LH) junto con *Cryptophyta sp.2* (posiblemente *Rhodomonas*; máx. 205 org/mL).

Cumana (NE1, NE2, NE3, NE4) y Puerto Pérez (NE5), presentaron una composición dominada principalmente por Cryptophyta y Chlorophyta. Durante las épocas H 2020, THS 2021 y S 2021, NE3 y NE4 fueron dominadas por *Cryptomonas* (máx. 637 org/mL). Durante la TSH 2020-2021, *Carteria* fue dominante (máx. 81 org/mL) en NE3. NE5 presentó mayor abundancia de *Peridinium* (máx. 122 org/mL) en TSH 2019; *Ankistrodesmus* (máx. 47 org/mL) en TSH 2020, *Scenedesmus* (máx. 27 org/mL) en TSH 2020, y *Tetraedron* (máx. 28 org/mL) en TSH 2019.

NE7 al sur de la Isla Cojata, generalmente estuvo dominado por Chlorophyta como *Carteria* (máx. 200 org/mL) en TSH 2020 y *Tetraedron* (máx. 244 org/mL) en H 2021. Un **evento alarmante** sucedió en dicha estación **durante la THS (06/04/2021)** con el **más alto pico de *Asterionella* (Diatomea, 1.726 org/mL)**. Durante este evento, registramos **condiciones anóxicas (1,5 mg/L de OD)** y una **baja conductividad (75 µS/cm)** (ver capítulo 2. Físicoquímica). Por lo tanto, revela una situación de ‘Bloom’ local. Sin embargo, el 26/04/2021, la densidad fitoplanctónica disminuyó bruscamente, y su composición volvió a ser dominada por *Tetraedron* (92 org/mL) y *Carteria* (41 org/mL).

### 3.3. Zona Central



En la zona Central, evaluamos 41 muestras en 18 estaciones (Fig. 3-10). Observamos una alta heterogeneidad en la composición entre estaciones y épocas. Pese a ello, en Bahía Cohana y desembocadura del río Katari (CE5 a CE11) se registraron las densidades fitoplanctónicas más elevadas y las más bajas (Fig. 3-10), revelando una elevada dinámica e inestabilidad. A continuación, describimos a detalles la dinámica del fitoplancton por estaciones y épocas.

Entre las islas Suriqui, Quehuaya y Pariti (CE1, CE2 CE3 y CE4) las composiciones fueron muy similares. Durante las épocas TSH 2020 y H 2021, fueron dominadas por Chlorophyta, con *Carteria* (máx. 379 org/mL) y *Tetraedron* (máx. 400 org/mL), y cierta competencia con las diatomeas, como *Synedra* (máx. 224 org/mL) en H 2021 y *Peridinium* (máx. 123 org/mL) en THS 2019.

**Figura 3-10** – Densidad de fitoplancton por grupos de microalgas (phyla) de la zona Central.

Sin embargo, es necesario notar que durante THS y S de 2019, con relación a otras fechas, la CE4 presentó una reducida densidad de *Tetraedron* (máx. 36 org/mL) y *Carteria* (máx. 27 org/mL). Entretanto, durante TSH 2020, y H y S 2021, las Chlorophyta se incrementaron, con *Carteria* (143 a 276 org/mL), *Tetraedron* (83 a 243 org/mL) y *Peridinium* (80 a 213 org/mL) entre

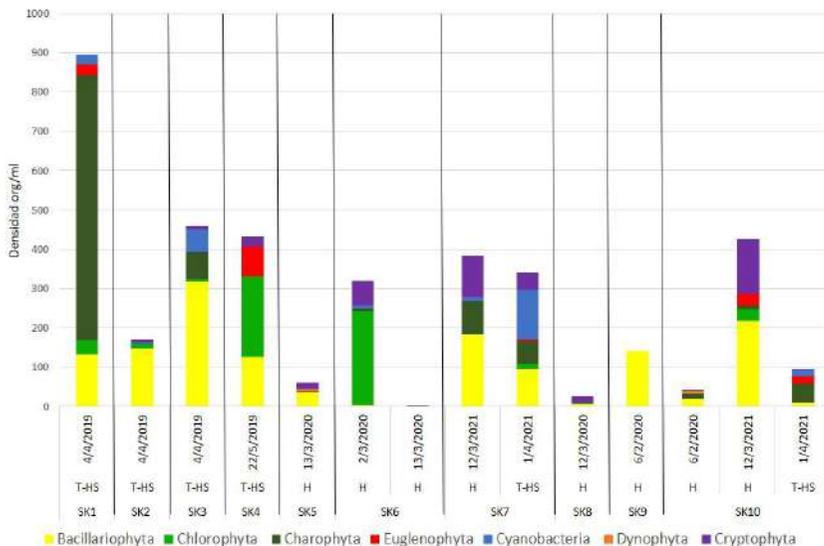
## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

los géneros más importantes. Pudo resultar de su cercanía con la salida del cinturón de Totoras de Cohana, cerca de la isla Pariti, influenciado por las condiciones eutróficas.

El interior de bahía Cohana (CE5, CE8) siempre presentó una alta variabilidad en densidad y composición. Particularmente CE8 mostró cambios bruscos en la estructura del fitoplancton, con competencia entre grupos dominantes como Cyanobacteria, Cryptophyta, Euglenophyta. Durante THS 2019, se registró una de las más elevadas densidades, dominada por *Oscillatoria* (913 org/mL), *Spirogyra* (61 org/mL) y *Euglena* (50 org/mL). Un mes después la densidad disminuyó bruscamente, representada por *Schroederia* (14 org/mL), *Achnantidium* (8 org/mL), *Cocconeis* (7 org/mL) y *Gomphonema* (8 org/mL). En S 2019, nuevamente *Oscillatoria* y *Spirogyra* dominaron. En TSH 2019-2020, dominaron *Euglena* (máx. 87 org/mL), *Cocconeis* (máx. 21 org/mL), *Nitzschia* (máx. 21 org/mL) y *Cryptomonas* (57 org/mL). En H 2021, se incremento *Euglena* (846 org/mL). En S 2021, predominó *Cryptophyta* sp.2 (416 org/mL).

La desembocadura del río Katari (CE10, CE11) mostró una gran inestabilidad, con competencia entre Euglenophyta, Chlorophyta, Cryptophyta y Diatomeas. En general, los géneros más importantes fueron *Cryptomonas* (máx. 682 org/mL), *Nitzschia* (máx. 326 org/mL), *Euglena* (máx. 194 org/mL), *Caloneis* (48 org/mL) y *Cocconeis* (máx. 29 org/mL). Cerca de la isla Sicuya (CE12, CE13 y CE14) , las épocas fueron estructuradas por *Carteria* (máx. 154 org/mL) en THS 2021, *Tetraedron* (máx. 175 org/mL) en THS 2021, *Peridinium* (máx. 157 org/mL) y *Cryptomonas* (máx. 63 org/mL) en H 2021. Frente de Chojasivi (CE15, CE16 y CE17) dominaron *Spirogyra* (máx. 169 org/mL) en TSH 2020, *Carteria* (máx. 494 org/mL) en TSH 2020, *Synedra* (máx. 155 org/mL) en TSH 2020, y *Cryptomonas* (máx. 221 org/mL) en H 2021. En el litoral de Taraco (CE18, CE19), dominaron *Carteria* (máx. 152 org/mL) en TSH 2020, *Tetraedron* (255 org/mL) en H 2021, y *Peridinium* (máx. 276 org/mL) en H 2021.

### 3.4. Zona del Sistema Hídrico del río Katari



**Figura 3-11** – Densidad de fitoplancton por grupos taxonómicos de microalgas (phyla) del Sistema Katari.

El sistema hídrico Katari solo pudo ser muestreado durante las épocas H y THS. *Spirogyra* (675 org/mL) dominó en SK1. Durante H 2021, *Nitzschia* (medio 123 org/mL) dominó en SK2, SK3, SK5, SK7 y SK10. Durante THS, *Anabaena* (127 org/mL) dominó en SK7, y *Spirogyra* (44 org/mL) durante SK10. *Scenedesmus* (204 org/mL) dominó en SK4. *Epithemia* (60 org/mL) y *Nitzschia* (60 org/mL) dominaron en SK9.

### 3.5. Clasificación en base a la morfología funcional (MBFG)

La clasificación MBFG, agrupa a las microalgas con relación a la morfología funcional, considerando características fisiológicas, morfológicas y fenológicas, relacionadas con el ambiente. Por ej., la captación de recursos y luz depende de las dimensiones de un organismo, su volumen y relación superficie/volumen. Esta clasificación de Kruk *et al.* (2010) toma en cuenta el volumen, la dimensión lineal máxima (MDL), el área, y la presencia de mucilago, flagelo, vesículas de gas, y estructuras de silicio. Así, se diferencian a las microalgas en **7 grupos funcionales**. Ver gráficas descriptivas en el Anexo 4.2.2. Realizamos un **Análisis de Similitud (ANOSIM)** para identificar diferencias en la composición de grupos funcionales entre zonas, y grupos representativo en cada zona.

El análisis demostró diferencias significativas entre las distintas zonas ( $p$ -valor  $\leq 0,05$ ); a excepción de las zonas Noroeste (NO) vs Sistema Katari (SK) ( $p$ -valor = 0,44), sugiriendo una alta similitud entre ellas. El **Grupo VI** dominó las zonas NO y SK, a pesar de sus distintos niveles de eutrofización, por lo que es necesario combinar con información de las condiciones fisicoquímicas. La Fosa de Chúa (LC), la única en la zona Noroeste (NO), mayormente presentó condiciones alcalinas, muy oxigenadas y con bajos niveles de nutrientes. En contraste, cerca a la desembocadura del río Katari (SK), las condiciones son extremas, con agua levemente acida, elevada turbidez, baja oxigenación y fuertes corrientes. La dominancia del **Grupo VI** en el Sistema Katari concuerda con Izaguirre *et al.* (2012), quienes de igual manera, registraron este grupo en aguas poco iluminadas y sistemas turbios de lagos poco profundos, como describen Allende *et al.* (2019). La turbulencia generada por el flujo de agua podría ser beneficiosa para la resuspensión de las diatomeas (**Grupo VI**) a diferencia de cianobacterias y algas verdes.

El **Grupo IV** fue común entre las regiones CE y NE. Es caracterizado por agrupar organismos de mediano tamaño sin caracteres especiales (por ej. flagelos) (Kruk *et al.* 2010) que dominan ambientes con buena calidad, abundante zooplancton, baja atenuación de luz y poco nutrientes (Pacheco *et al.* 2010; Izaguirre *et al.* 2012). El **Grupo V** dominó en las regiones CE y NE, representado por organismos mixótrofos, con flagelos y de mediano tamaño. Pueden tolerar zonas de mezcla, con poca luz y características de ambientes meso- a eutróficos. Presentan una tolerancia alta a moderada a la limitación de la luz y a las condiciones de corriente (Kruk *et al.* 2010). El **Grupo III** estuvo presente en la zona Central (CE) y el Sistema Katari (SK), llegando a dominar en  $\geq 80\%$  la comunidad de microalgas. Comprende organismos filamentosos con presencia de aerotopos (vacuolas gaseosas que permiten regular la profundidad en la columna de agua). Son tolerantes a condiciones limitantes de luz, presentando un óptimo desarrollo en ambientes eutróficos con poca penetración de luz (Rangel *et al.* 2016, Magalhães *et al.* 2020). Estas condiciones son representativas de la zona de Cohana y del sistema Katari. El **Grupo II** estuvo presente en las regiones NE y CE, conformado por organismos flagelados y con estructuras de sílice. Predominan en aguas oligotróficas a mesotróficas con vegetación acuática

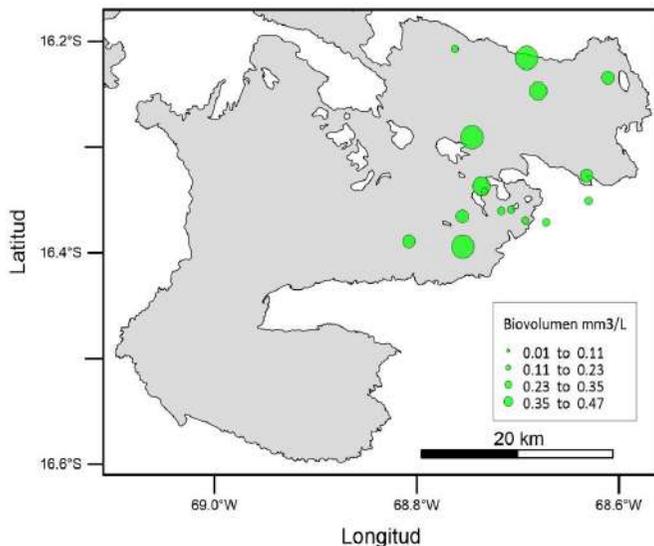
El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

(Kruk *et al.* 2010). Estas algas fueron presentes en hasta 50% del biovolumen en NE5, BH, LH, CE1-4, CE12-14 y CE18-19 (excepto BH), en presencia de macrófitas sumergidas (Charophyta).

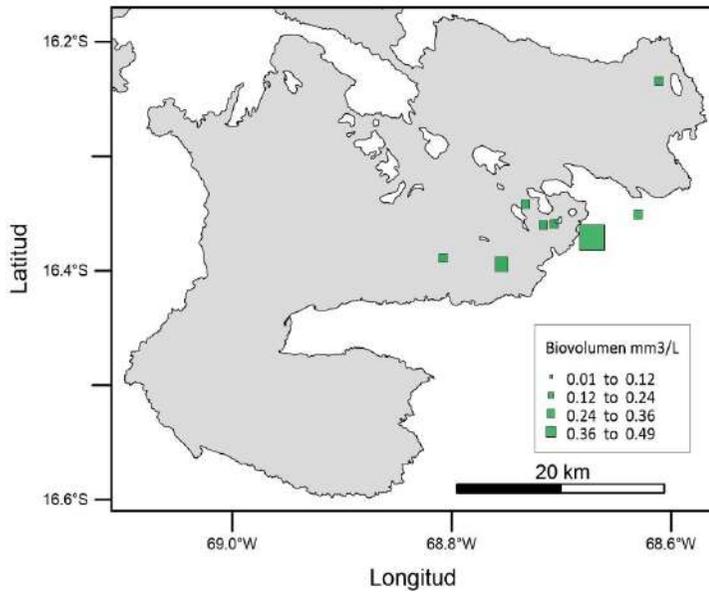
El **Grupo VII** predominó en LC (hasta 42% del biovolumen), también en BH, LH y CE4 (hasta 35% en BH,  $\leq 20\%$  en las otras estaciones). El Grupo VII predomina en aguas con alto o bajo contenido de nutrientes (Kruk & Segura 2012); también en aguas claras con vegetación (Izaguirre *et al.* 2012), siendo sensible a los procesos de mezcla y bajas condiciones de recursos (Kruk & Segura 2012; Kruk *et al.* 2010). Kruk *et al.* (2010) concluyeron que su clasificación captura mejor la función ecológica del fitoplancton por lo que los grupos funcionales en base a la morfología pueden ser lo más adecuados para predecir la composición de comunidades. Poder comprender y predecir las comunidades de fitoplancton del Lago Menor del Titicaca guarda su importancia, ya que es vital para el funcionamiento adecuado del lago. Paradójicamente, han sido poco estudiadas. Aún falta profundizar el estudio de los grupos funcionales en relación a las condiciones del Lago Titicaca, pues originalmente esta clasificación fue propuesta para otras regiones.

### 3.6. Mapas de distribución de las microalgas

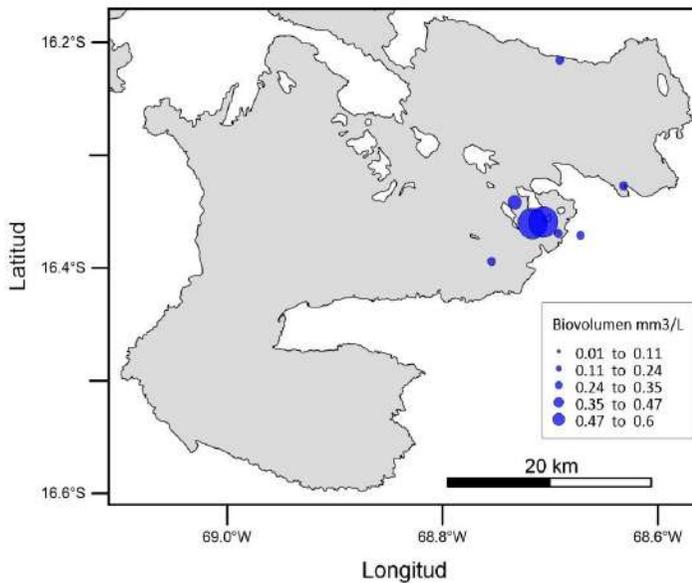
Realizamos mapas de distribución con el software Surfer 16. Consideramos el biovolumen ( $\text{mm}^3/\text{L}$ ) de géneros de importancia, como: *Carteria*, causante del bloom registrado en 2015 (Achá *et al.* 2018); *Spirogyra*, siendo que algunas especies pueden formar blooms (Gubelit 2019); *Oscillatoria*, así como otras cianobacterias, al presentar una alta relación superficie/volumen pueden tolerar bajas condiciones de luz (Naselli-Flores *et al.* 2007, Reynolds *et al.* 2014), así como ambientes turbios con un grado trófico elevado (González & Roldán 2020).



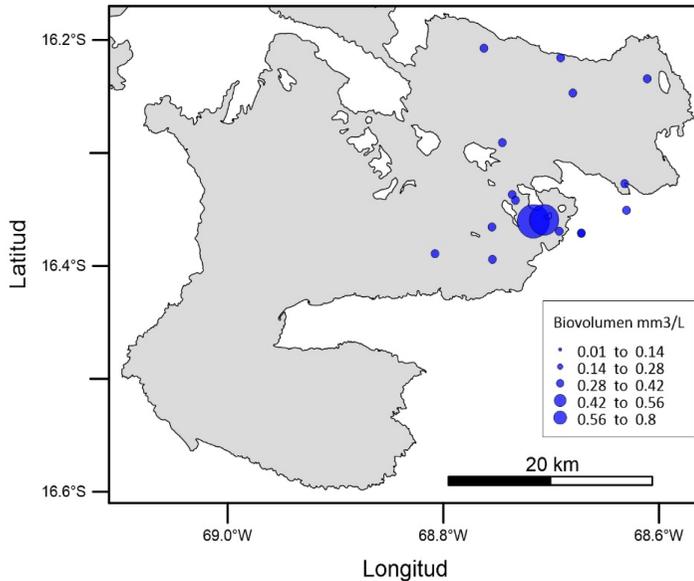
**Figura 3-12** – Mapa de distribución de la biomasa de *Carteria*.



**Figura 3-13** – Mapa de distribución de la biomasa de *Spirogyra*.



**Figura 3-14** – Mapa de distribución de la biomasa de *Oscillatoria*.



**Figura 3-15 –**  
**Mapa de**  
**distribución de**  
**biomasa de**  
**cianobacterias.**

## 4. Comunidades del perifiton

*William Gustavo Lanza Aguilar*

Muestreamos la comunidad de microalgas del perifiton únicamente en estaciones con presencia de totora (*Schoenoplectus californicus* ssp. *tatora*), una macrófita emergente, ya que el perifiton fue colectado mediante un raspaje superficial de sus tallos. Por lo tanto, no se muestreó en estaciones profundas como la Boya (BH, 10 m) ni la Fosa de Chúa (LC, 40 m). Identificamos las microalgas a nivel de géneros con estimación de densidad (org/mL). Representamos los resultados como graficas de barras y mapas de abundancias relativas (%). Realizamos análisis de regresión lineal para identificar relaciones entre géneros y nutrientes.

### 4.1. Resultados

Registramos 57 géneros distribuidos en 5 grupos (*phyla*) (ver sección 4.2 y en Anexo la tabla taxonómica de las microalgas del fitoplancton y del perifiton): Bacillariophyta (= Diatomeas) con 20 géneros, Chlorophyta con 15 géneros, Cyanobacteria con 12 géneros, Charophyta con 8 géneros, Euglenozoa (= Euglenophyta) con 3 géneros y Miozoa con solo 1 género. La densidad de microalgas del perifiton generalmente presentó una dominancia del grupo Bacillariophyta o “Diatomeas”; en promedio fue del 52 %. De hecho, las diatomeas han sido reportadas como el grupo dominante en el perifiton asociado a Totora (*Schoenoplectus californicus* ssp. *tatora*), en estudios realizados en el TDPS (Lanza et al. 2017, Flores et al. 2019).

La densidad (org/cm<sup>2</sup>) y composición del perifiton a nivel de phylum varió según la zona de estudio y la estación. Las densidades por grupo o phyla (nota: ‘phyla’ es el plural de ‘phylum’) de microalgas fue muy variable (Fig. 3-16). Encontramos las densidades más elevadas (de 2.547 a 139.093 org/cm<sup>2</sup>) en las estaciones de bahía Cohana (CE5 a CE10). Las densidades también fueron altas en el puente incaico del Sistema Katari (16.502 org/cm<sup>2</sup>, en SK10), Cumana (19.145 org/cm<sup>2</sup> en NE4), isla Cojata (35.893 org/cm<sup>2</sup>), y Chojasivi (103.643 org/cm<sup>2</sup> en CE17).

Las estaciones con mayor densidad presentaron una predominancia considerable de algas verdes (Chlorophyta + Charophyta), particularmente filamentosas como *Oedogonium*, *Stigeoclonium* y *Spirogyra*; así como de Cyanobacterias, con mayor ocurrencia de géneros filamentosos *Oscillatoria*, *Geitlerinema*, y *Lyngbia*.

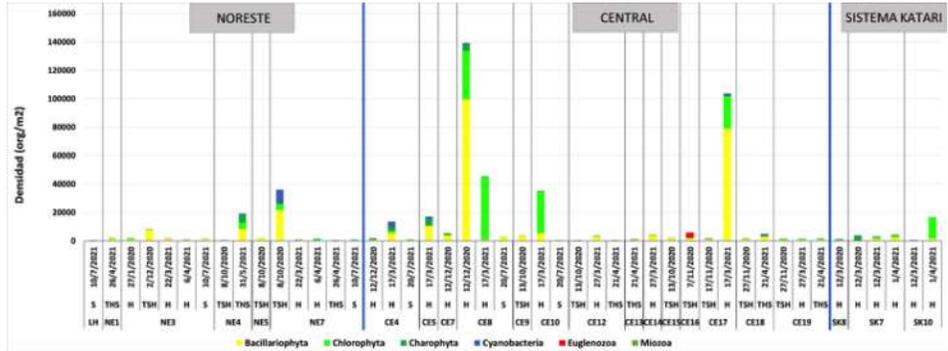


Figura 3-16 – Densidad de perifiton en las estaciones de la red de monitoreo del piloto OLT.

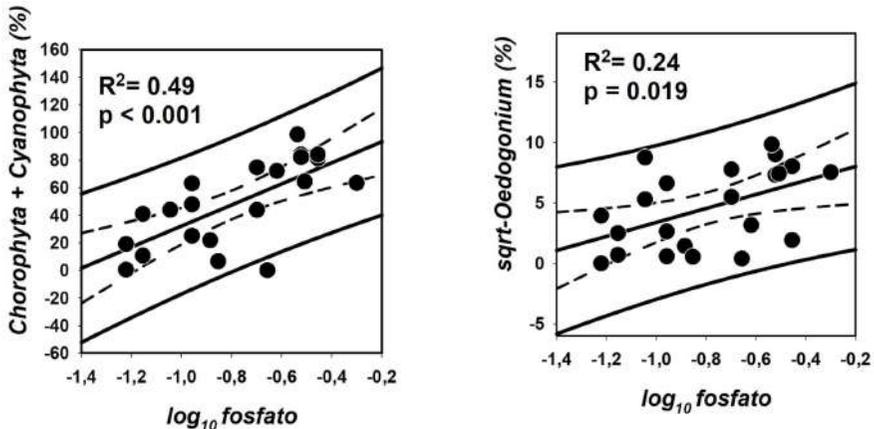
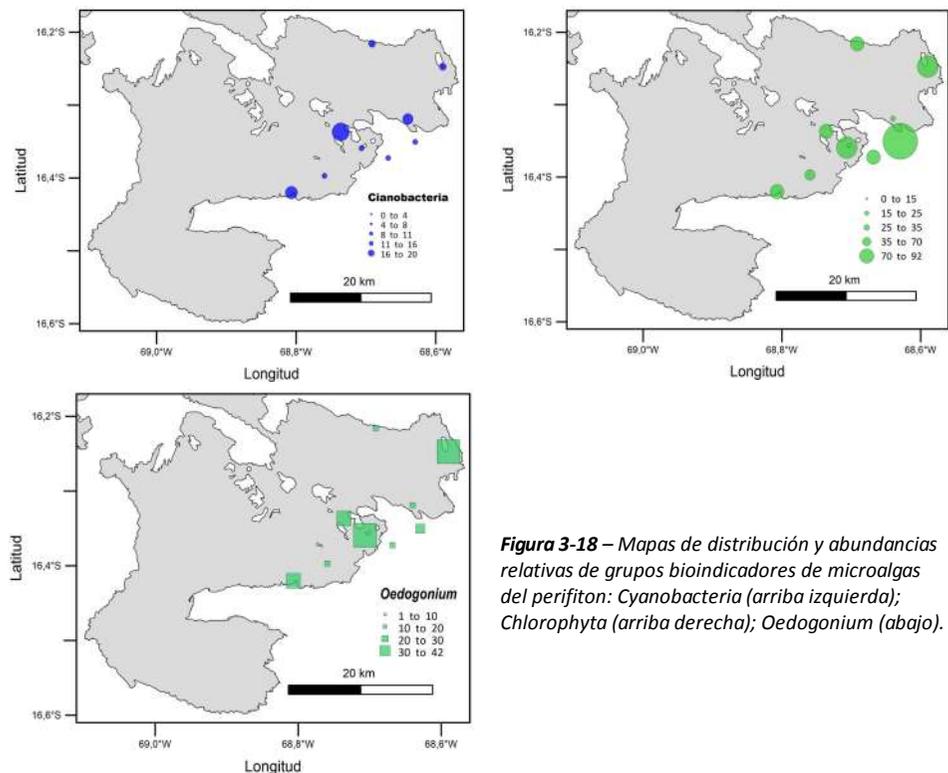


Figura 3-17 – Regresión lineal entre Fosfato y grupos de microalgas del perifiton. Izquierda: abundancia relativa de  $\log_{10}$  fosfato vs (Chlorophyta + Cyanophyta). Derecha:  $\log_{10}$  fosfato vs Oedogonium (= raíz cuadrada del %).

Realizamos un análisis de regresión lineal para identificar relaciones entre géneros y grupos con variables fisicoquímicas. Se identificó una relación positiva significativa entre la suma de abundancias de los grupos taxonómicos Chlorophyta + Cyanophyta (%) con la concentración de fosfato (Fig. 3-17 izquierda). Esto indica que el incremento de la abundancia de estos dos grupos sería un buen indicador del nivel de eutrofización. Nuestros resultados concuerdan con algunos estudios realizados en otras regiones, donde se registró una mayor dominancia de formas filamentosas (Chlorophyta y/o Cyanobacteria) bajo condiciones eutróficas (Cattaneo 1987, McCormick *et al.* 2001, DeNicola *et al.* 2006, Lu *et al.* 2016). Similarmente, el género *Oedogonium* (Chlorophyta) se relacionó positivamente con el incremento de fosfatos. También en su estudio, Schneider & Lindstrøm (2011) identificaron una similar relación, sugiriendo que

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

este género es un buen indicador de condiciones eutróficas. Por lo tanto, la abundancia del género *Oedogonium* es un potencial bioindicador de eutrofización para el Lago Menor. Elaboramos mapas de abundancia relativa (promedio) (Fig. 3-18) para los grupos de las Cianobacterias, Chlorophyta y el género *Oedogonium*. Observamos una mayor dominancia de estos grupos y *Oedogonium* en estaciones cercanas a la isla Cojata, bahía Cumana, bahía Cohana y Península de Taraco, sugiriendo que presentan condiciones de eutrofización.



**Figura 3-18** – Mapas de distribución y abundancias relativas de grupos bioindicadores de microalgas del perifiton: *Cyanobacteria* (arriba izquierda); *Chlorophyta* (arriba derecha); *Oedogonium* (abajo).

## 4.2. Anexo – Tabla taxonómica de las microalgas del fitoplancton y perifiton William Gustavo Lanza Aguilar & Viviana Cruz Hernández

Las microalgas pueden estar presentes tanto en el fitoplancton (libres en la columna de agua) o el perifiton (adheridas a los tallos sumergidos de las totoras) (ver Tabla 3-6).

**Tabla 3-6** – Distribución taxonómica de las microalgas entre fitoplancton y perifiton.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	FITO-PLANCTON	PERIFITON
Bacillariophyta (Diatomea)	Coscinodiscophyceae	Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira</i>		X
	Bacillariophyceae	Cocconeidales	Achnanthesiaceae	<i>Achnanthes</i>	X	X
Catenuleaceae			<i>Amphora</i>	X	X	
Thalassiosiphales		Naviculaceae	<i>Caloneis</i>	X	X	
		Naviculales	<i>Navicula</i>	X	X	
			Pinnulariaceae	<i>Pinularia</i>	X	X

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

			Stauroneidaceae	<i>Stauroneis</i>		X
		Achnanthes	Cocconeidaceae	<i>Cocconeis</i>	X	X
		Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella</i>		X
			Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i>	X	X
				<i>Encyonema</i>	X	
			Rhoicospheniaceae	<i>Roicosphenia</i>		X
		Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Diatoma</i>		X
				<i>Fragilaria</i>	X	X
				<i>Synedra</i>	X	X
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Epithemia</i>	X	X
				<i>Rhopalodia</i>	X	
		Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia</i>	X	X
				<i>Hantzschia</i>	X	
				<i>Denticula</i>		X
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella</i>	X	
		Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Asterionella</i>	X	
		Naviculales	Stauroneidaceae	<i>Craticula</i>	X	X
	Mediophyceae	Stephanodisciales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i>	X	X
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	<i>Ankistrodesmus</i>	X	X
			Scenedesmeaceae	<i>Pectinodesmus</i>	X	X
				<i>Scenedesmus</i>	X	X
				<i>Pediastrum</i>	X	X
		Chlamydomonadales	Chlamydomonadaceae	<i>Carteria</i>	X	
				<i>Sphaerocystis</i>	X	X
		Oedogoniales	Sphaerocystidaceae	<i>Oedogonium</i>	X	X
				<i>Bulbochaete</i>	X	X
		Chaetophorales	Chaetophoraceae	<i>Stigeoclonium</i>	X	X
		Sphaeropleales	Hydrodictyceae	<i>Tetraedron</i>	X	X
		Chlamydomonadales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis</i>	X	X
		Sphaeropleales	Schroederiaceae	<i>Schroederia</i>	X	X
			Characiaceae	<i>Characium</i>		X
	Trebouxiophyceae	Chlorococcales	Scenedesmeaceae	<i>Crucigenia</i>	X	
		Chlorellales	Nephrocycitiaceae	<i>Nephrocycitium</i>	X	
			Oocystaceae	<i>Oocystis</i>	X	X
				<i>Willea</i>	X	X
		Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Dictyosphaerium</i>	X	
		Trebouxiales	Botryococcaceae	<i>Botryococcus</i>	X	X
	Ulvophyceae	Ulotrichales	Ulotrichaceae	<i>Ulothrix</i>	X	X
Charophyta	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakatotrix</i>	X	
			Klebsormidiaceae	<i>Klebsormidium</i>	X	X
	Zygnematophyceae	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Cosmarium</i>	X	X
				<i>Staurastrum</i>	X	X
				<i>Euastrum</i>	X	X
			Closteriaceae	<i>Closterium</i>	X	X
		Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia</i>	X	X
				<i>Spirogyra</i>	X	X
				<i>Zygnema</i>	X	X
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Nostocaceae	<i>Anabaena</i>	X	X
			Calothricaceae	<i>Calothrix</i>	X	X
			Aphanizomenonaceae	<i>Dolichospermum</i>	X	X
		Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus</i>	X	X
		Synechococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia</i>	X	X
			Chamaesiphonaceae	<i>Chamaesiphon</i>		X
		Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>	X	X
				<i>Lyngbia</i>	X	X
			Coleofasciculaceae	<i>Geitlerinema</i>		X
		Synechococcales	Synechococcales familia incertae sedis	<i>Schizotrix</i>		X
		Spirulinales	Spirulinaceae	<i>Spirulina</i>	X	
Miozoa (Dinophyta)	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium</i>	X	
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium</i>	X	X
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas</i>	X	
Euglenozoa (Euglenophyta)	Euglenophyceae	Euglenida	Euglenidae	<i>Trachelomonas</i>	X	X
				<i>Euglena</i>	X	X
			Phacaceae	<i>Phacus</i>	X	X
Ochrophyta	Chrysophyceae	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon</i>	X	

## 5. Comunidades del zooplancton

Ana Julia Flores

### 5.1. Introducción

El Lago Titicaca es el lago de agua dulce de mayor envergadura en Sudamérica, compartido entre Perú y Bolivia. Está ubicado en la región norte de la cuenca del Altiplano entre las Cordilleras Oriental y Occidental de los Andes (Dejoux & Iltis 1992). A pesar de ser tropical, el Lago Titicaca cuenta con una baja diversidad de especies acuáticas y su patrón de distribución es aún poco entendido. Muy pocos organismos del zooplancton suelen ubicarse en el primer metro de la columna de agua, por la penetración de la intensa radiación ultravioleta (Villafañe *et al.* 1999), y el riesgo de depredación por organismos de mayor tamaño (peces).

Contrario a lo esperado, los cambios ambientales en los patrones de precipitación y temperatura, junto a los cambios en las dinámicas de producción agrícola y pecuaria podrían generar modificaciones en las propiedades físicas y químicas del agua afectando la distribución y las relaciones tróficas del zooplancton. La reducción en la transparencia del agua por el material disuelto y particulado en suspensión, atenuando la penetración de radiación ultravioleta dañina (Helbling *et al.* 2002), favorecería la ocupación del zooplancton en la capa superficial de la columna de agua. Por lo tanto, es importante evaluar el zooplancton a diferentes profundidades frente a los cambios ambientales que experimenta el Lago Titicaca. El zooplancton es el principal regulador de la comunidades de microalgas fitoplanctónicas (Lampert & Sommer 2007, Suthers & Rissik 2009). Estas pueden afectar negativamente a las comunidades de peces, anfibios y aves, cuando proliferan en floraciones o Bloom. Por estas inquietudes aquí se describe el zooplancton.

### 5.2. Metodología

Se identifico y cuantifico el zooplancton a nivel de género. Caso la muestra en el frasco fue muy densa (opaco) se realizó un submuestreo, lo que ocurrió para la mayoría de las muestras. Como los frascos contenían diferentes volúmenes de muestra, se procedió a aforar a 100, 150, 200, 250 o 750 mL, según la densidad de la muestra. Es decir, cuanto más densa era la muestra mayor fue el volumen de aforo. Para una muestra no densa, se procedió a evaluar la totalidad de la muestra. Una vez separada la submuestra se la depositó en un tamiz de 60  $\mu$ m de porosidad y se enjuagó con agua destilada repetidas veces hasta eliminar el contenido de formol (fijación inicial a 4%) y de materia orgánica y/o sedimento. Luego, con ayuda de una pipeta Pasteur se colocaron alícuotas de 1 mL de muestra en una cámara de recuento Sedgewick-Rafter (para contar organismos en solo 1 ml de agua). Se analizó el contenido de la muestra en un microscopio óptico compuesto con objetivos y oculares de 10x. El zooplancton cuantificado fue expresado en org/L. Para la identificación de rotíferos se utilizaron las claves de Rutner-Kolisko (1974) y Koste (1978); para los cladóceros las claves de Ray (1991), Paggi (1995), Covich & Thorp (2009); para los copépodos las claves de Bayly (1992) y Reid (1985).

### 5.3. Resultados

Se registraron 20 géneros de rotíferos, 13 de cladóceros y 7 de copépodos, y también individuos juveniles de los 3 órdenes de copépodos (copepoditos calanoides, ciclopoideos y harpacticoides) y nauplii (Tabla 3-7).

**Tabla 3-7 – Diversidad taxonómica del zooplancton registrado en las 4 zonas de estudio.**

FILO	CLASE	SUBCLASE	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO					
Rotifera	Eurotatoria	Bdelloidea	Philodinida	Philodinidae	<i>Philodina</i>					
				Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i>			
		Brachionidae	<i>Anuraeopsis c.f.</i>							
		Brachionidae	<i>Brachionus</i>							
		Brachionidae	<i>Keratella</i>							
		Brachionidae	<i>Notholca</i>							
		Filiiniidae	<i>Filinia</i>							
		Euchlanidae	<i>Euchlanis</i>							
		Gastropidae	<i>Ascomorpha</i>							
		Lecanidae	<i>Lecane</i>							
		Lepadellidae	<i>Calurella</i>							
		Lepadellidae	<i>Lepadella</i>							
		Mytilinidae	<i>Mytilina</i>							
		Notommatidae	<i>Cephalodella</i>							
		Synchaetidae	<i>Polyarthra</i>							
		Synchaetidae	<i>Synchaeta</i>							
		Trichocercidae	<i>Trichocerca</i>							
		Trichotriidae	<i>Trichotria</i>							
						Flosculariaceae	Hexarthridae	<i>Hexarthra</i>		
					Testudinellidae	<i>Testudinella</i>				
Arthropoda	Branchiopoda	Phyllopoda	Cladocera	Chydoridae	<i>Alona</i>					
				Chydoridae	<i>Alonella</i>					
				Chydoridae	<i>Chydorus</i>					
				Chydoridae	<i>Camptocercus</i>					
				Chydoridae	<i>Dunhevedia</i>					
				Chydoridae	<i>Pleuroxus</i>					
				Bosminidae	<i>Bosmina</i>					
				Daphnidae	<i>Ceriodaphnia</i>					
				Daphnidae	<i>Daphnia</i>					
				Daphnidae	<i>Scapholeberis</i>					
				Daphnidae	<i>Simocephalus</i>					
				Macrothricidae	<i>Macrothrix</i>					
				Moinidae	<i>Moina</i>					
						Maxillopoda	Copepoda	Calanoida	Centropagidae	<i>Boeckella</i>
									Copepodito calanoide	
								Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Acanthocyclops</i>
									Cyclopidae	<i>Eucyclops</i>
									Cyclopidae	<i>Metacyclops</i>
									Cyclopidae	<i>Paracyclops</i>
									Cyclopidae	<i>Tropocyclops</i>
									Copepodito ciclopoide	
									Copepodito harpacticoido	
								Harpacticoida	Canthocamptidae	<i>Attheyella</i>
										<i>Nauplii</i>

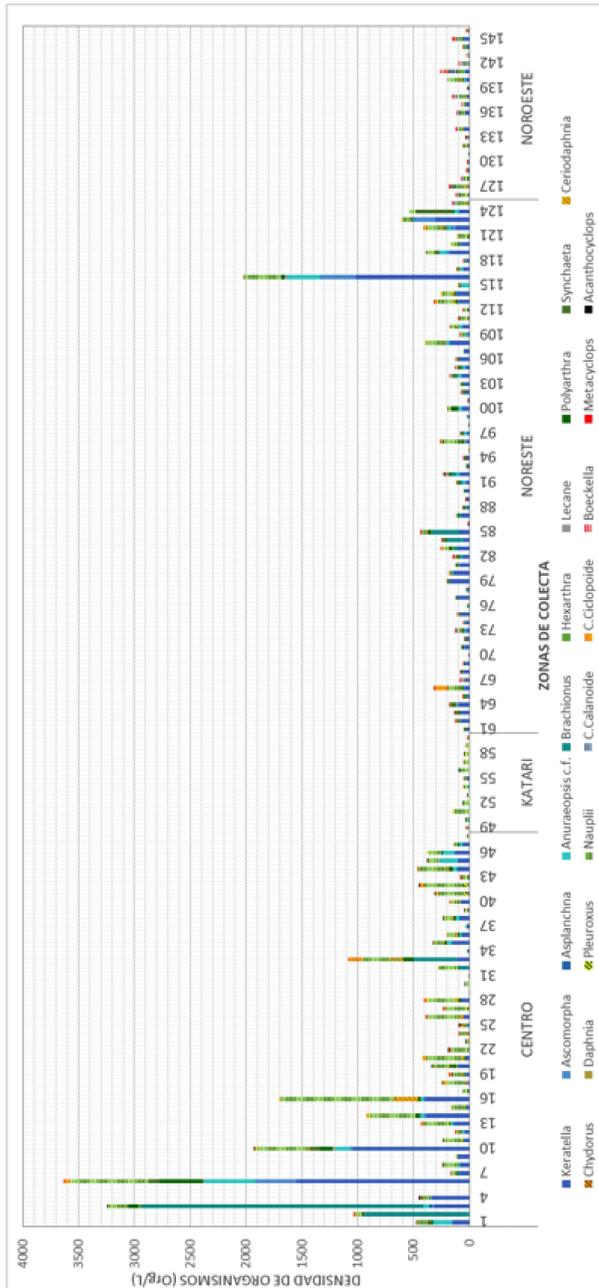
El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

**Tabla 3-8** – Promedio, desviación estándar, máximo y mínimo de las densidades (org/L) de los géneros de rotíferos, cladóceros y copépodos registrados.

ROTÍFEROS	<i>Keratella</i>	<i>Ascomorpha</i>	<i>Asplanchna</i>	<i>Anuraeopsis</i> c.f.	<i>Brachionus</i>	<i>Cephalodella</i>	<i>Colurella</i>	<i>Euchlanis</i>	<i>Fillinia</i>	<i>Hexarthra</i>	<i>Lecane</i>	<i>Lepadella</i>	<i>Mytilina</i>	<i>Notholca</i>	<i>Philodina</i>	<i>Polyarthra</i>	<i>Synchaeta</i>	<i>Testudinella</i>	<i>Trichocerca</i>	<i>Trichotria</i>
PROMEDIO	74,5	7,8	1,4	15,9	31,4	0,3	0,1	0,1	1,2	1,2	1,5	0,4	0	0,3	0,7	8,3	9,9	0	0,1	0,3
DS	181,3	42,5	3,8	50,8	224,2	0,8	0,3	0,9	3,4	3,6	3,5	1,9	0,3	1,5	2,5	35,2	31,1	0,2	0,5	0,9
MÁXIMO	1546,4	369,6	32,0	459,2	528,0	5,4	2,0	10,0	26,0	22,8	25,5	21,0	3,0	17,0	20,0	392,0	338,9	1,9	3,2	8,0
MÍNIMO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

CLADÓCEROS	<i>Alona</i>	<i>Alonella</i>	<i>Bosmina</i>	<i>Camptocercus</i>	<i>Ceriodaphnia</i>	<i>Chydorus</i>	<i>Daphnia</i>	<i>Dunhevedia</i>	<i>Macrotrix</i>	<i>Moina</i>	<i>Pleuroxus</i>	<i>Scapholeberis</i>	<i>Simocephalus</i>
PROMEDIO	0,3	0,0	0,0	0,1	3,7	0,3	2,9	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0
DESV. EST.	1,0	0,1	0,1	0,7	16,9	1,4	10,6	0,1	0,0	0,0	3,8	0,1	1,2
MÁXIMO	10,0	0,6	1,2	8,3	200,0	11,3	116,0	1,0	0,0	0,3	36,8	1,0	13,0
MÍNIMO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

COPÉPODOS	<i>Nauplii</i>	<i>Copepodito calanoides</i>	<i>Copepodito ciclopoide</i>	<i>Copepodito harpacticoides</i>	<i>Boeckella</i>	<i>Metacyclops</i>	<i>Acanthocyclops</i>	<i>Eucyclops</i>	<i>Paracyclops</i>	<i>Tropocyclops</i>	<i>Attheyella</i>
PROMEDIO	71,3	3,2	6,4	0,0	1,6	0,8	0,3	0,1	0,1	0,1	0,0
DESV. EST.	126,3	9,6	15,5	0,2	5,2	1,8	1,5	0,4	0,8	0,8	0,1
MÁXIMO	1010,0	84,0	118,0	2,0	48,0	10,0	12,0	2,8	8,0	9,9	0,7
MÍNIMO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

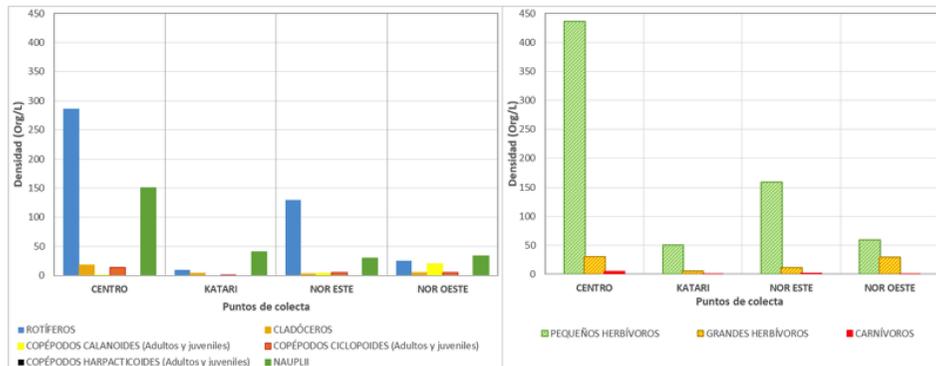


**Figura 3-19** – Densidades (org/L) de los géneros de zooplancton en las 4 zonas de estudio.

Entre los rotíferos, dominaron *Keratella* (media  $75 \pm 181$  org/L), *Brachionus* ( $31 \pm 224$  org/L), *Anuraeopsis* c.f. ( $16 \pm 51$  org/L) y *Synchaeta* ( $10 \pm 31$  org/L); los otros géneros con  $< 10$  org/L. Entre los cladóceros, los más abundantes fueron *Ceriodaphnia* y *Daphnia* (medias  $3,7 \pm 17$  org/L y  $3 \pm 11$  org/L); los otros géneros con  $< 1$  org/L. Los copépodos fueron dominados por nauplii ( $71 \pm 126$  org/L), copepoditos ciclopidos ( $6,4 \pm 15$  org/L), calanoides ( $3 \pm 10$  org/L) y *Boeckella* ( $2 \pm 5$  org/L); los otros copépodos con  $< 1$  org/L.

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

Según las densidades promedio (Figs. 3-19 y 3-20), en la zona Centro se registraron las mayores densidades, con dominancia de rotíferos y nauplios, excepto de los copépodos calanoides que fueron más abundantes en la zona Noroeste. Las densidades fueron menores en la zona Centro, pero en proporciones similares, está la zona Noreste. En la zona Katari, los más representativos fueron los nauplios ( $41 \pm 38$  org/L). La zona Noroeste, aunque tuvo solo densidades  $< 35$  org/L, se mostró como la más diversa.



**Figura 3-20** – Densidades (org/L) promedio de zooplancton en las 4 zonas de estudio. Izquierda: grupos taxonómicos del zooplancton. Derecha: grupos tróficos del zooplancton

**Tabla 3-9** – Densidades (org/L) promedio y desviación estándar de los principales grupos de zooplancton en las 4 zonas de estudio.

	ROTÍFEROS	CLADÓCEROS	COPÉPODOS CALANOIDEOS (adultos y juveniles)	COPÉPODOS CICLOPOIDES (adultos y juveniles)	COPÉPODOS HARPACTICODES (adultos y juveniles)	NAUPLII
CENTRO	286 ± 630	18 ± 38	0,5 ± 1	14 ± 22	0,1 ± 0,3	151 ± 187
KATARÍ	9 ± 11	4 ± 5	0 ± 0	1 ± 1	0,1 ± 0,2	41 ± 38
NORESTE	130 ± 225	3 ± 5	4 ± 9	5 ± 16	0 ± 0	30 ± 54
NOROESTE	25 ± 18	5 ± 6	20 ± 30	5 ± 5	0 ± 0	34 ± 31

**Tabla 3-10** – Densidades (org/L) promedio y desviación estándar de los grupos tróficos de zooplancton en las 4 zonas de estudio.

	PEQUEÑOS HERBÍVOROS	GRANDES HERBÍVOROS	CARNÍVOROS
CENTRO	436 ± 729	30 ± 49	5 ± 8
KATARÍ	50 ± 35	5 ± 5	1 ± 1
NORESTE	159 ± 266	11 ± 20	2 ± 3
NOROESTE	59 ± 44	29 ± 35	1 ± 2

**Zona Centro** – En la zona Centro se observa que CE1, CE2 y CE4 fueron las estaciones con mayores densidades (época húmeda), con  $> 1.900$  org/L. Se observó dominancia de rotíferos ( $286 \pm 630$  org/L) y nauplios ( $151 \pm 187$  org/L); los cladóceros y copépodos aparecieron esporádicamente (Fig. 3-21).

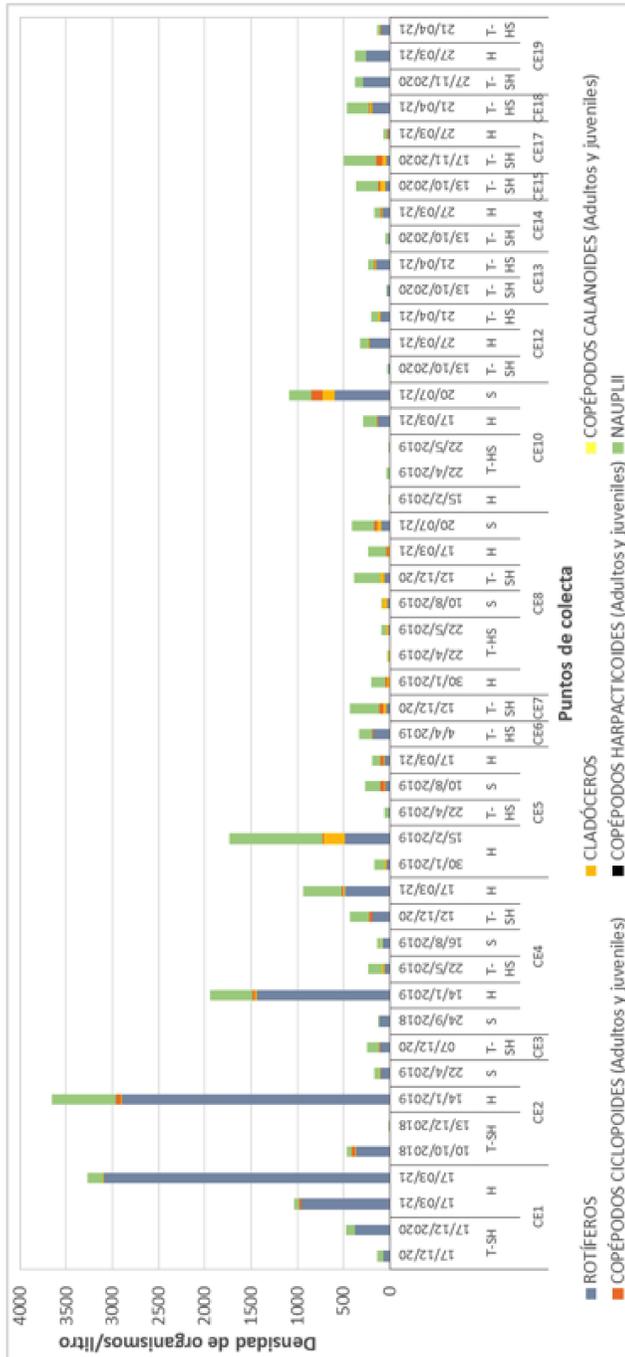
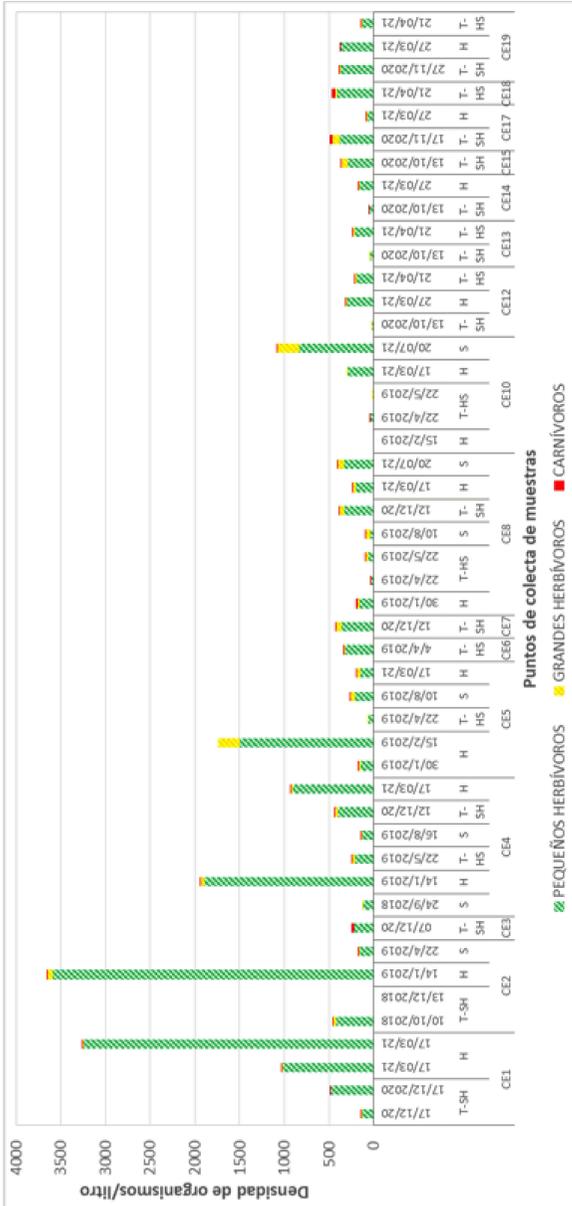


Figura 3-21 – Densidades (org/L) de los grupos taxonómicos del zooplancton en la zona Centro.

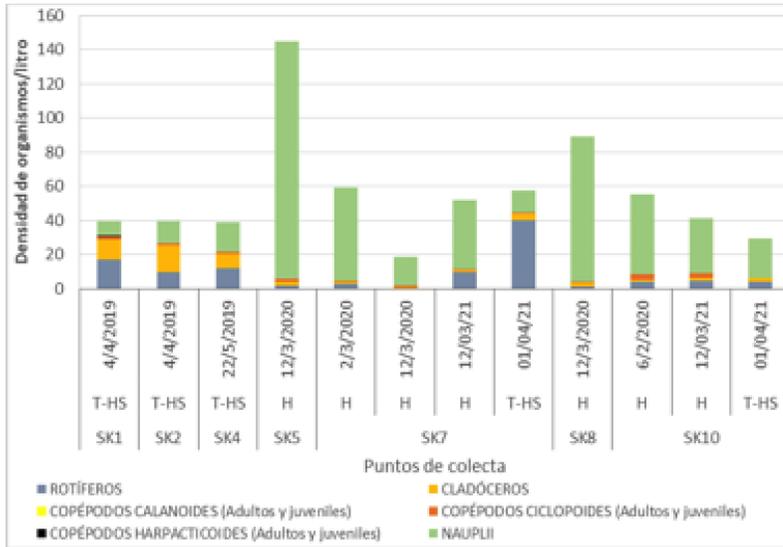
La clasificación en grupos tróficos (Fig. 3-22) muestra la sobreabundancia de los **Pequeños herbívoros** (rotíferos + nauplii;  $436 \pm 729$  org/L). Los **Grandes Herbívoros** (cladóceros + copépodos calanóida;  $30 \pm 49$  org/L) y los **Carnívoros** (copépodos ciclopoída;  $5 \pm 8$  org/L) fueron pobremente representados, con sólo el 13% y 2%, de los Pequeños herbívoros.



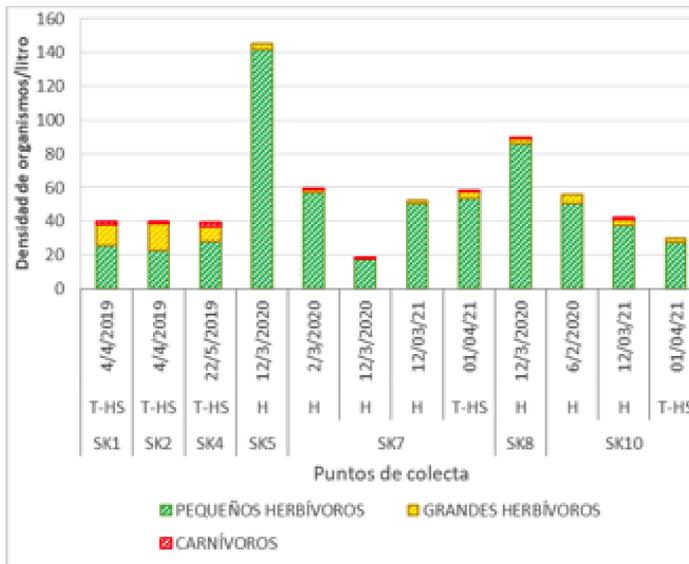
**Figura 3-22** – Densidades (org/L) de los grupos tróficos del zooplancton en la zona Centro.

**Zona Katarí** – En la zona del sistema hídrico Katarí, según la clasificación taxonómica, dominaron los nauplios ( $\leq 41 \pm 38$  org/L), rotíferos ( $9 \pm 1$  org/L), cladóceros y copépodos ( $\leq 5 \pm 5$  org/L (Fig. 3-23). Los cladóceros fueron presentes en SK1, SK2 y SK4.

En vista de la prevalencia de los nauplios, la agrupación Pequeños herbívoros (nauplios + rotíferos; excepto *Asplanchna*, un rotífero carnívoro) fue dominante ( $50 \pm 1$  org/L). Los Grandes herbívoros y los Carnívoros solo alcanzaron  $5 \pm 5$  org/L y  $1 \pm 1$  org/L, respectivamente (Fig. 3-24). Esta zona presentó las menores densidades.



**Figura 3-23** – Densidades (org/L) de los grupos taxonómicos de zooplancton en la zona Katari.



**Figura 3-24** – Densidades (org/L) de los grupos tróficos de zooplancton en la zona Katari.

**Zona Noreste** – Al igual que en la zona Centro, los rotíferos fueron dominantes ( $130 \pm 225$  org/L), luego los nauplios ( $30 \pm 54$  org/L), copépodos y cladóceros ( $< 10$  org/L) (Fig. 3-25). La agrupación Pequeños herbívoros fue dominada por rotíferos ( $159 \pm 266$  org/L). Los Grandes herbívoros sólo alcanzaron  $11 \pm 20$  org/L, y los carnívoros  $2 \pm 3$  org/L, o sea el 7% y 1% de los herbívoros pequeños, respectivamente (Fig. 3-26).

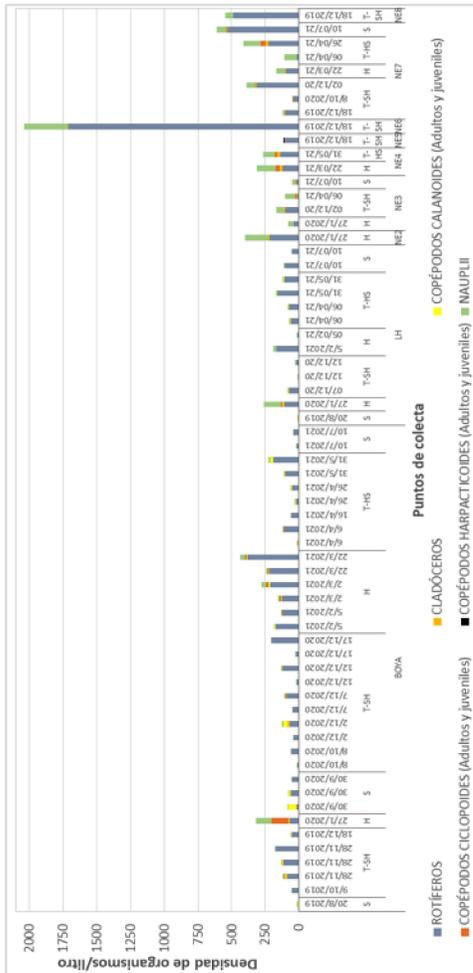


Figura 3-25 – Densidades (org/L) de los grupos taxonómicos de zooplancton en la zona Noreste.

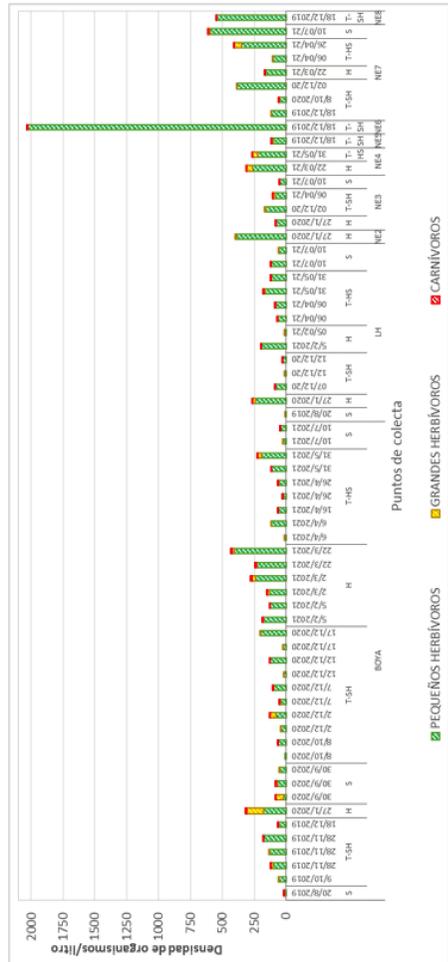
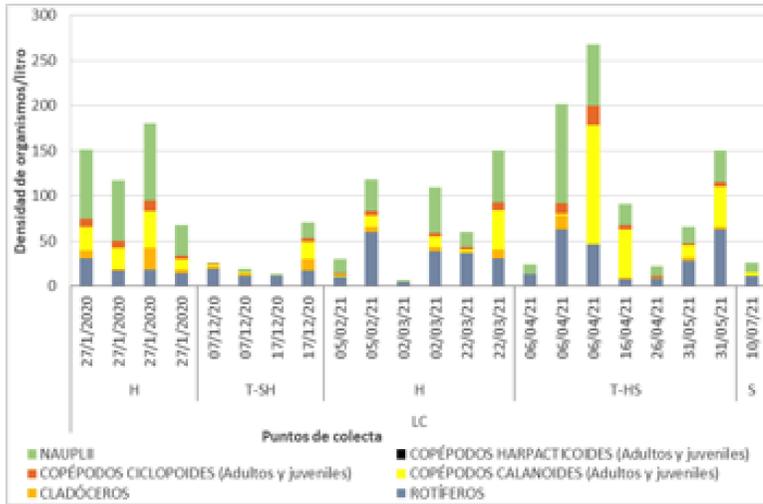
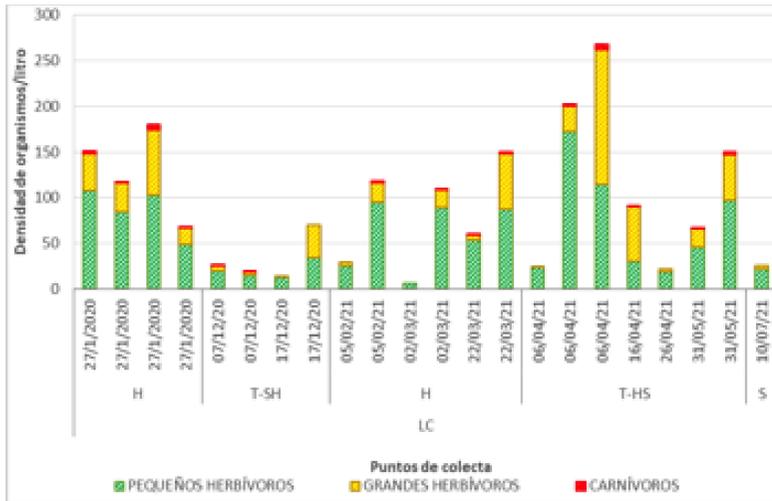


Figura 3-26 – Densidades (org/L) de los grupos tróficos de zooplancton en la zona Noreste.

**Zona Noroeste** – Los más abundantes fueron los nauplios ( $34 \pm 31$  org/L), luego rotíferos ( $25 \pm 18$  org/L) y copépodos calanoides ( $20 \pm 30$  org/L). Los copépodos ciclopoideos y cladóceros solo alcanzaron ( $5 \pm 5$  org/L) (Fig. 3-27).



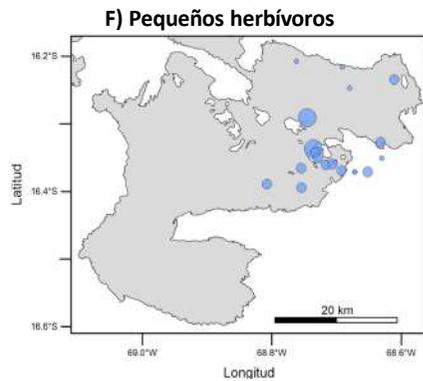
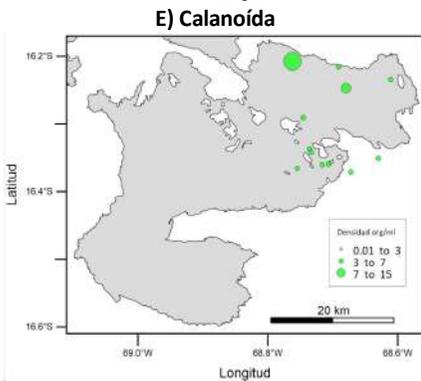
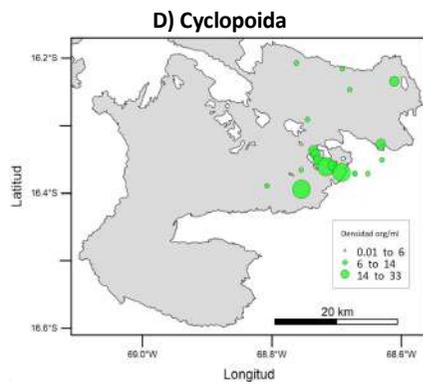
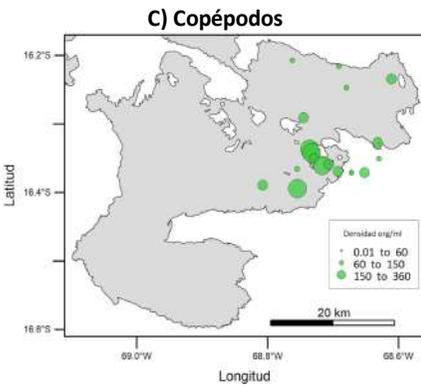
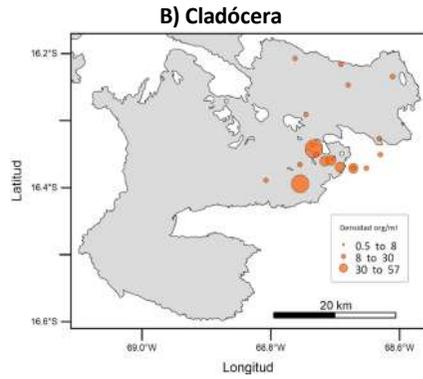
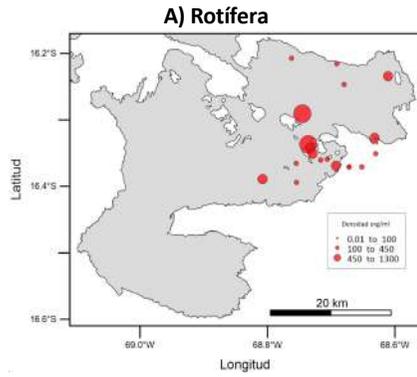
**Figura 3-27 – Densidades (org/L) de los grupos taxonómicos de zooplancton en la zona Noroeste.**



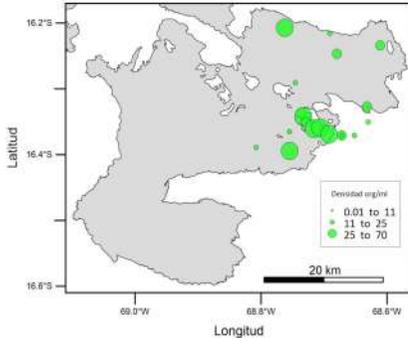
**Figura 3-28 – Densidades (org/L) de los grupos tróficos de zooplancton en la zona Noroeste.**

Los Pequeños herbívoros ( $59 \pm 44$  org/L) representaban densidades dobles de los Grandes herbívoros ( $29 \pm 35$  org/L). Los Carnívoros solo alcanzaron  $\leq 1 \pm 2$  org/L. Esta zona resulto con bajas densidades, pero con una más diversa distribución de los grupos taxonómicos y por tanto de los grupos tróficos (Fig. 3-28).

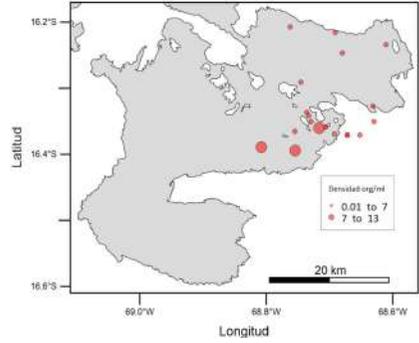
Mapas de distribución espacial del zooplancton



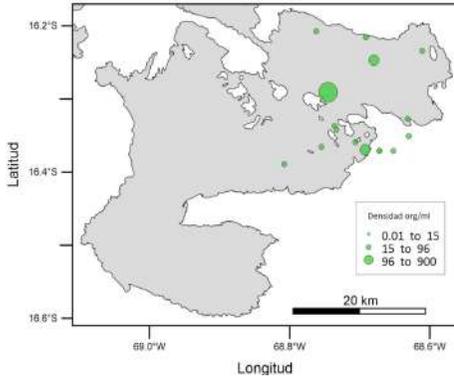
**G) Grandes herbívoros**



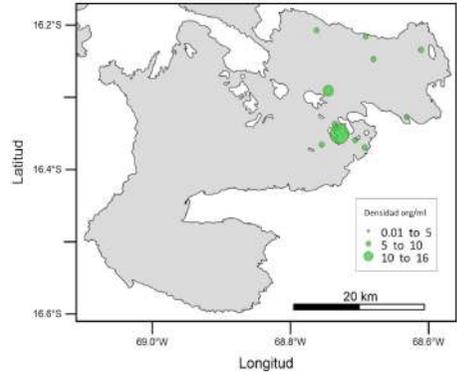
**H) Carnívoros**



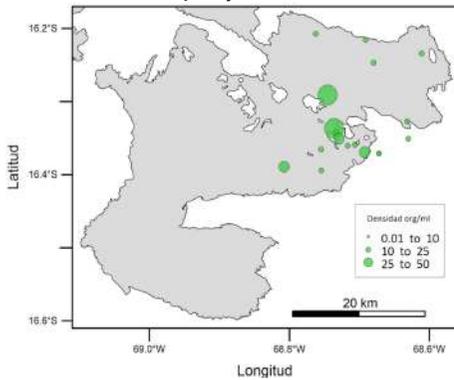
**I) *Brachionus***



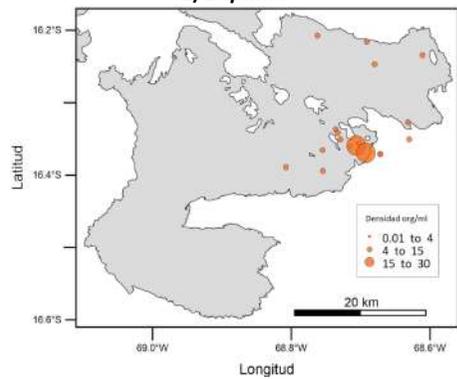
**J) *Hexarthra***



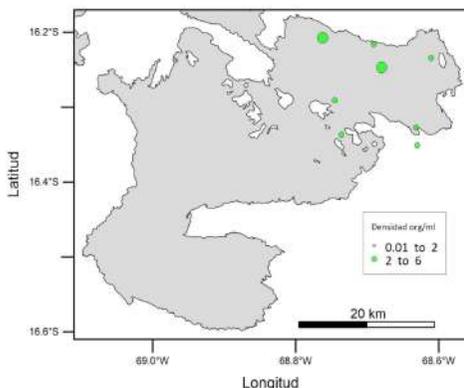
**K) *Polyarthra***



**L) *Daphnia***



### M) *Boeckella*



**Figura 3-29** – Mapas de distribución espacial del zooplancton, por clases, grupos tróficos y algunos géneros importantes.

Se destacan los copepoditos calanoides (E, adultos y juveniles) en la zona Noroeste. Los Pequeños herbívoros (F) eran distribuidos principalmente en las zonas Centro y Noreste. Los Grandes herbívoros (G) en las zonas Centro y Noreste. Los Carnívoros (H) en la zona Centro.

## 5.4. Conclusiones

El grupo trófico más abundante fue de los Pequeños herbívoros, destacando *Keratella* y nauplii, luego *Brachionus* (sólo en algunas estaciones), *Anuraeopsis* c.f. y *Synchaeta*. Los Grandes herbívoros estuvieron representados por los copepoditos ciclopoideos y el cladóceros *Ceriodaphnia*, seguido de *Daphnia* y calanoides copepoditos. Sólo en la zona Noroeste alcanzaron el 50% de los Pequeños herbívoros; en las zonas Centro, Katari y Noreste sólo el 7% a 10%. Entre los Carnívoros, los copépodos ciclopoideos adultos fueron los más abundantes, principalmente *Metacyclops*, representando sólo el 1% al 2% de los Grandes herbívoros.

No se observó un patrón de abundancia por profundidad. Los organismos fueron más abundantes durante la época húmeda. Varios mecanismos podrían ser responsables, como la mayor radiación solar fotosintética activa (PAR) que favorece la fotosíntesis y por consecuencia la producción secundaria del zooplancton; el incremento de descarga de nutrientes alóctonos por la cuenca durante las épocas lluviosas, con mayor influencia en las zonas litorales.

## 6. Teledetección satelital

*Javier Alberto Maldonado Alfaro*

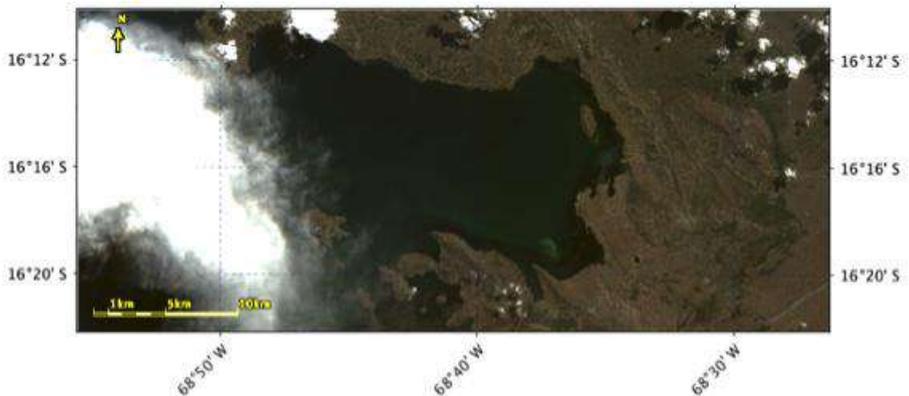
A partir de las imágenes satelitales de Sentinel-2 utilizamos el programa SNAP y la corrección atmosférica iCOR para las bandas de 10 m (B2, B3, B4 y B8). Primero se muestra una imagen en color natural (Figs. 3-30, 3-31). Luego se le aplicó el algoritmo diseñado para el Lago Menor del Titicaca, para cada píxel (10m x 10m) de la superficie acuática, para mapear la distribución de las concentraciones de la clorofila-*a* en µg/L (Figs. 3-32, 3-33).

## 6.1. Algoritmo de la clorofila-*a* específico del Lago Menor – Mapeo con Sentinel-2

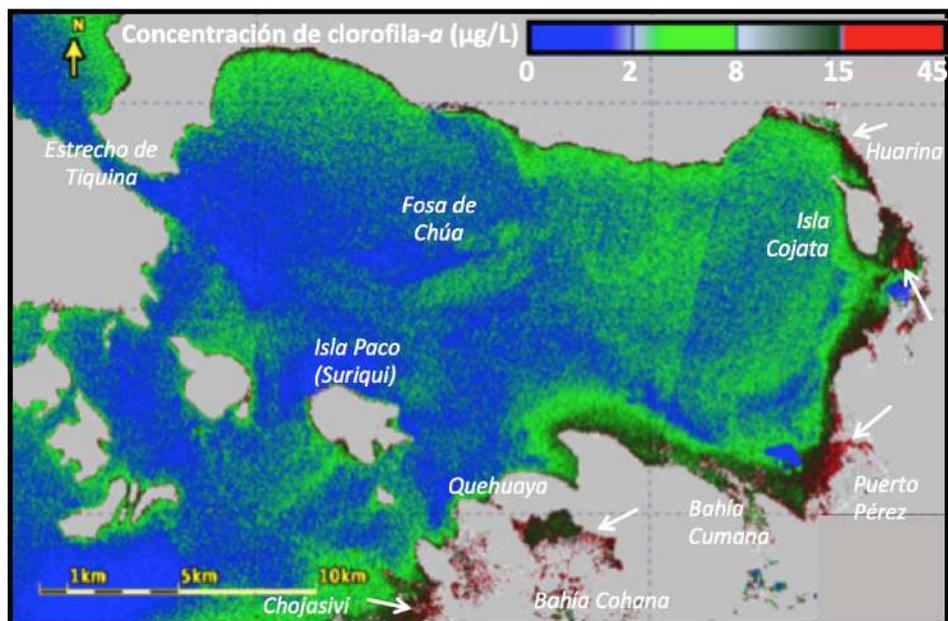


**Figura 3-30** – Imagen satelital Sentinel-2 del 26/04/22, en color natural (RGB, combinación de bandas B4-B3-B2), con corrección atmosférica iCOR 10 m, y resolución de espacial 10 m por pixel. Elaboración de Javier Maldonado Alfaro.

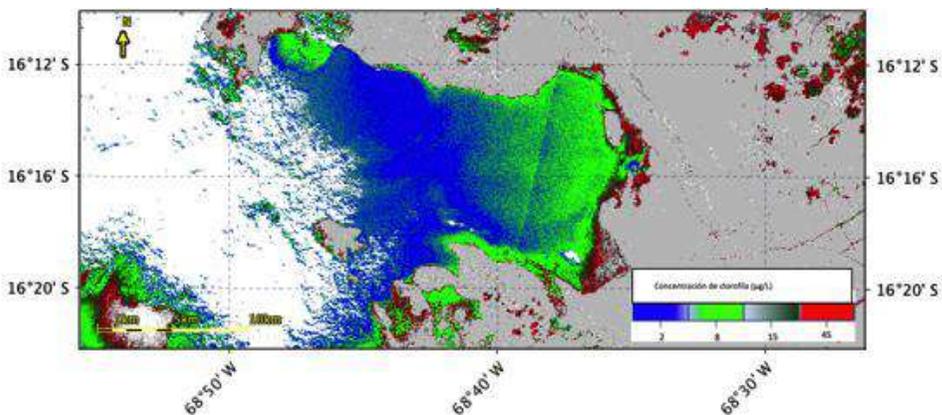
Estas imágenes Sentinel-2 tienen una resolución espacial de 10 x 10 m por pixel. Con esta resolución, lo que les caracteriza es la posibilidad de monitorear precisamente Bahía Cohana y Bahía Cumana, ya que ambas presentan canales estrechos de agua entre los totoraes. Con una menor resolución no se los podrá detectar y caracterizar.



**Figura 3-31** - Imagen satelital Sentinel-2 en color natural (RGB) del área de interés del 01/05/22 con corrección atmosférica iCOR 10m. Elaboración de Javier Maldonado Alfaro.



**Figura 3-32** - Imagen Sentinel-2 del 26/04/22, de concentración de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ), con corrección atmosférica iCOR 10 m y algoritmo generado a partir de una validación sincronizada al paso del satélite con mediciones in situ mediante la sonda YSI EXO2. Elaboración de Javier Maldonado Alfaro.



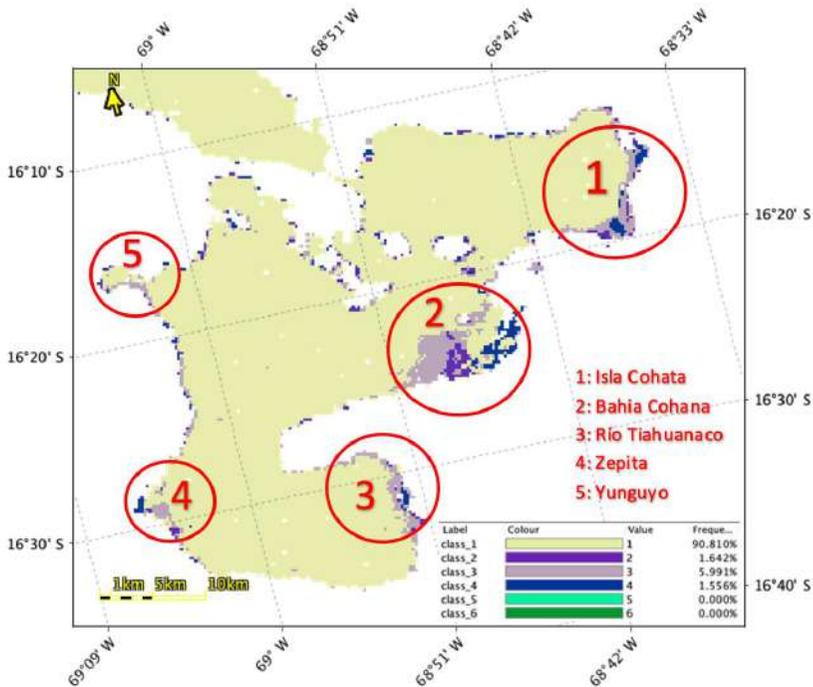
**Figura. 3-33** – Imagen satelital de la concentración de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) del área de interés del 01/05/22 con corrección atmosférica iCOR 10m y el algoritmo generado.

En esta imagen del 01/05/22, presenta un 20 % de nubosidad en el área de interés. En las zonas cubiertas por las nubes, no es posible efectuar el monitoreo porque la corrección atmosférica no atraviesa las nubes. Con el algoritmo aplicado se nota un aumento del tamaño

de las zonas con mayor *Cl-a* de color rojo (~45 µg/L) al frente de Isla Cojata (expuesta a la desembocadura del río Batallas), en las Bahías de Puerto Pérez, Cumana y Cohana. Entre las Figs. 3-31, el área partiendo de Isla Cojata hacia Bahía Cumana se reduce en tamaño y de 15 µg *Cl-a*/L (verde oscuro) a 8 µg *Cl-a*/L (verde claro). La *Cl-a* en la Fosa de Chúa, paso de ~8 µg *Cl-a*/L (verde claro) a ~2 µg *Cl-a*/L (color azul). El mismo comportamiento se observa en Bahías de Cohana y de Cumana. La sucesión de estas imágenes ilustra la dinámica y los gradientes de la eutrofización. Las zonas con mayores concentraciones de *Cl-a*, se desarrollan próximas a las zonas pobladas (Puerto Pérez, Huarina, Bahía Coahana) y las desembocaduras de los ríos (Bahía de Cumana, Isla de Cojata) reflejando los mayores aportes de nutrientes.

## 6.2. Clasificación trófica OWT con Sentinel-3

**Mapeo del estado trófico con Sentinel-3** – Empleamos la clasificación OWT (Optical Water Types) de estados tróficos generada por las imágenes del satélite Sentinel-3 (resolución espacial 300 × 300 m en tamaño de pixel) para sus pasos encima del Lago Menor entre el 12/04/22 (Fig. 3-34) y el 29/05/22 (Fig. 3-35).



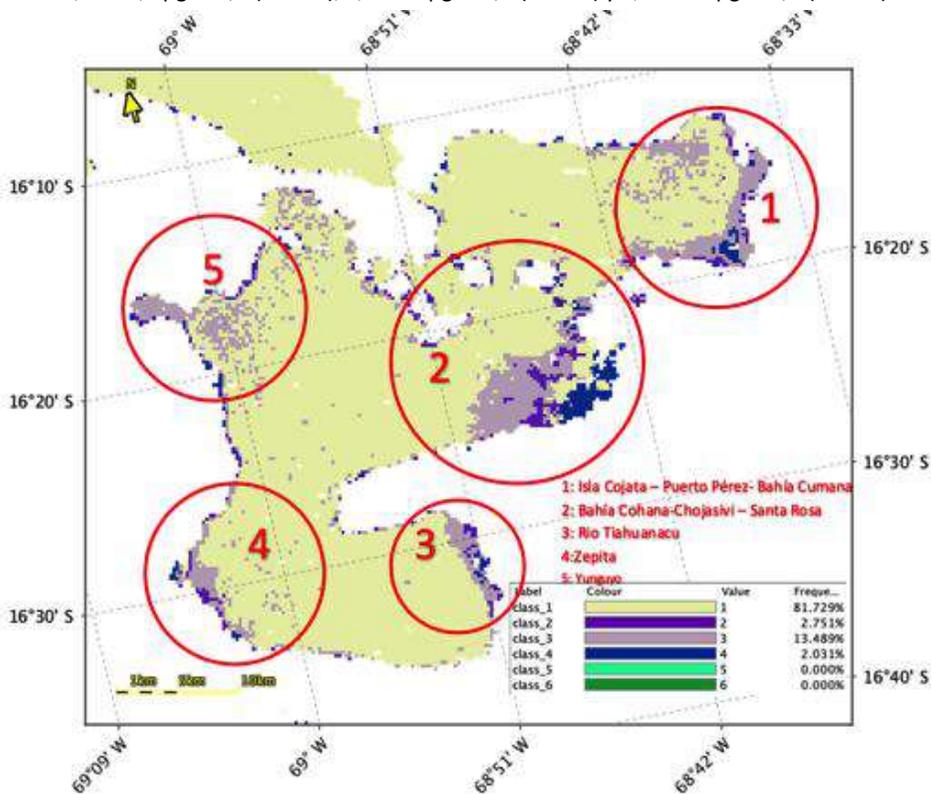
**Figura 3-34** – Mapa de distribución de las 6 clases OWT en 5 sitios del Lago Menor, con la tabla de los porcentajes de frecuencia superficial de estas clases, a partir de la imagen de Sentinel-3A del 12/04/22.

Se puede usar la clasificación OWT así con el satélite Sentinel-2 para una mayor resolución espacial (pixel 10 x 10 m) (Soomets *et al.* 2019). La **clase 1** representa aguas claras ligeramente afectadas por la *Cl-a*. Las aguas con mayores concentraciones de *Cl-a* están

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

representadas por las **clases 2, 3 y 4**. Las **clases 5 y 6** representan aguas dominadas por sedimentos brillantes no son identificadas en nuestra área de estudio.

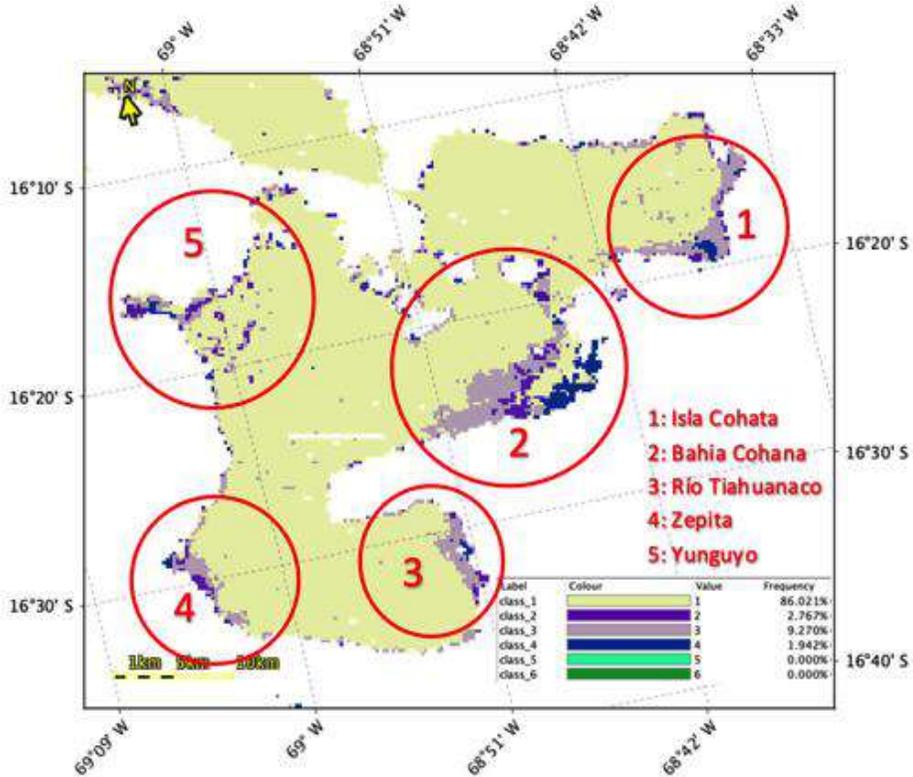
El mapa de distribución de las clases de estados tróficos elaborado para 12/04/22 muestra una predominancia de la clase 1 (90,81%) en todo el Lago Menor entre los sectores peruano y boliviano. Esta clase, es representativa de aguas claras ligeramente afectadas por pigmentos de clorofila-*a* (Cl-*a*). Se destacan 5 zonas donde las clases 2, 3 y 4 están presentes. Estas clases, son representativas de zonas con altas concentraciones de Cl-*a*, cubriendo rangos desde 0,8 a 69,6  $\mu\text{g Cl-}a/\text{L}$  (clase 2), 1,3 a 33  $\mu\text{g Cl-}a/\text{L}$  (clase 3) y 0,9 a 705  $\mu\text{g Cl-}a/\text{L}$  (clase 4).



**Figura 3-35** – Mapa de distribución de las 6 clases OWT en todo el Lago Menor, con la tabla de los porcentajes de frecuencia superficial de estas clases OWT, a partir de la imagen Sentinel-3A del 27/04/22.

En la Fig. 3-34, las mayores concentraciones se encuentran en el sector boliviano, en la zona 1 (Isla Cojata y Bahía de Puerto Pérez) con clases 4 y 3; la zona 2 (Bahía Cohana) con clases 3, 2 y 4; la zona 3 (desembocadura de río Tiahuanaco) con clases 3 y 4; y en el sector peruano, en la zona 4 (Zepita) con clases 3 y 4; la zona 5 (Yunguyo) con clases 3 y 4. Esta clasificación OWT identifica varios gradientes espaciales de eutrofización en las áreas más perjudicadas por la contaminación por actividades humanas, próximas a pueblos y zonas de cultivos (contaminación difusa), así como desembocaduras de ríos polucionados (contaminación puntual).

El 27/04/22 (Fig. 3-35), se puede notar que en relación a la imagen anterior (12/04/22) dos semanas más temprano (Fig. 3-34), la clase 3 (de 5,991 % a 13,489 %) se ha expandido (reemplazando la clase 1 de agua clara) sobre todo a lo largo del litoral Este (zonas 1 y 2, en dirección a Cumana, el Sur de bahía Cohana e inicio de la península de Taraco) y Oeste (zona 5, en dirección al lago abierto y al Norte hacia bahía de Unicachí). Los parches de clase 3 dispersados en aguas abiertas son de gran tamaño ya que el tamaño del pixel es de 300 x 300 m.



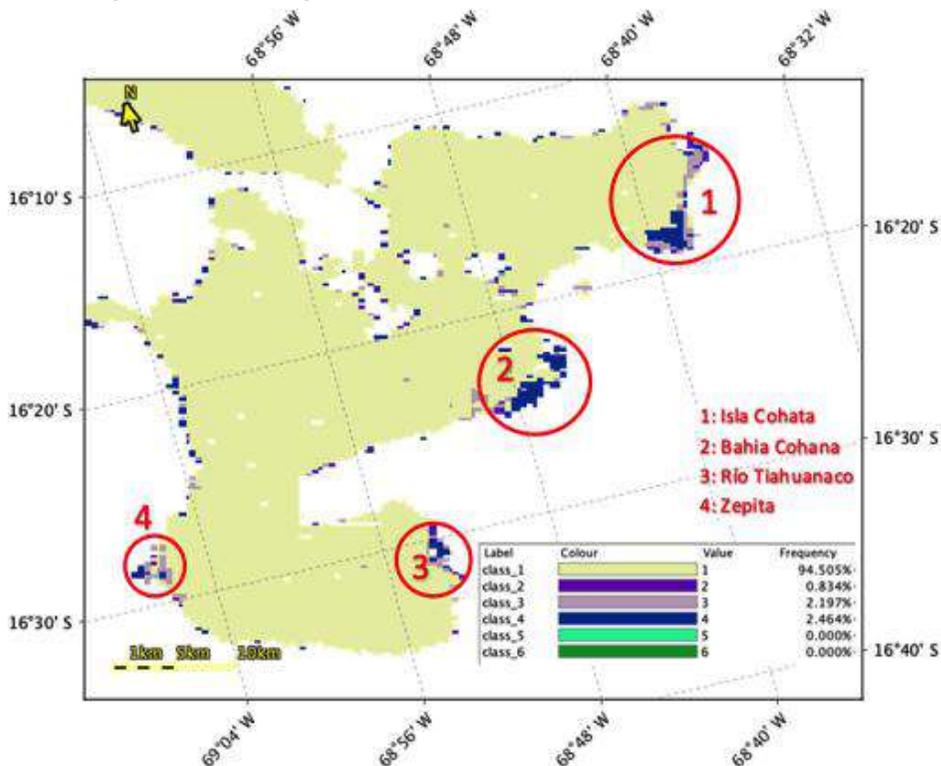
**Figura 3-36** – Mapa de distribución de las 6 clases OWT en todo el Lago Menor, con la tabla de los porcentajes de frecuencia superficial de estas clases, a partir de la imagen de Sentinel-3A del 01/05/22.

El 01/05/22 (Fig. 3-36), en relación al 27/04/22, apenas cuatro días antes (Fig. 3-35), las inúmeras manchas de la clase 3 (13,489 %) se han reducido (quedando 9,270 %), en aguas abiertas de la zona 1 (sector boliviano de Huatajata a Huarina) y en la zona 5 (sector peruano de la Bahía de Yunguyo). Esta clase 3 sobretodo se extendió más a lo largo del litoral Norte de la península de Taraco. A pesar de casi no haber cambiado su extensión (de 2,031 % a 1,942 %) la clase 4 se ha dispersado en micro-manchas a lo largo de los litorales, inclusive de las islas de Bolivia y Perú de la zona 2. En consecuencia, la clase 1 (agua clara) se ha ligeramente extendido de 81,729 % a 86,021%.

El 29/05/22 (Fig. 3-37), es decir un mes más tarde, la clase 3 desapareció casi por completo (de 9,270 % a 2,197 %), solo presente en el litoral de la zona 1 (en los alrededores de

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

la Isla de Cojata y la bahía de Puerto Pérez). En compensación, la clase 4 se ha extendido de 1,942 % a 2,464 %, en pequeñas manchas a lo largo de los litorales, concentrada en el litoral de Isla Cojata, la bahía de Puerto Pérez, y sobretodo el litoral central de bahía Cohana. En consecuencia, la extensión de la clase 1 se ha extendido enormemente de 86,021 % a 94,505 % a todas las aguas abiertas del Lago Menor.



**Figura 3-37** – Mapa de distribución de las 6 clases OWT en todo el Lago Menor, con la tabla de los porcentajes de frecuencia superficial de estas clases, a partir de la imagen de Sentinel-3A el 29/05/22

Esta sucesión de 4 imágenes satelitales durante un período de apenas 1 mes  $\frac{1}{2}$ , ilustra cuán dinámico es el proceso de eutrofización, no solo temporalmente si no espacialmente. En pocos días aparecen y desaparecen gradientes, así como se concentran y se dispersan los ‘hotspots’, sus concentraciones de *Chl-a* aumentan y se reducen. Esta dinámica espacio-temporal extrema demuestra cuanto ineficaz sería un programa de muestreo ‘clásico’ en base a campañas de muestreo *in situ* de un equipo de investigadores a bordo de una embarcación. Mismo siendo intensas, con salidas de campo semanales en todo el Lago Menor en los sectores boliviano y peruano, consumiendo muchísimo tiempo en desplazamientos (en carretera y navegación), movilizando a expertos fuera de sus laboratorios, no se podría nunca llegar a generar estos mapas. Sin hablar de los costos (misiones, análisis físico-químicos y de plancton). Por lo tanto, no se podría detectar la aparición y ubicación de los ‘hotspots’, sus desplazamientos, identificar las zonas de mayor deterioro donde urgentemente se tiene que intervenir con medidas apropiadas.

Por lo tanto, queda clara la ventaja de combinar la adquisición automática de datos *in situ* con alta frecuencia mediante la Boya HydroMet, con su uso para validar el mapeo de concentraciones de Cl-a a partir de un algoritmo específico aplicado a imágenes satelitales (Sentinel-2 con paso a cada 5 días, y Sentinel-3 dos veces por día, encima del Lago Titicaca). Esta es la estrategia ideal para vigilar la eutrofización del Lago Menor y anticipar las floraciones. También, aplicar la clasificación OWT del Programa Copernicus<sup>1</sup> de la ESA (Agencia Espacial Europea) para la observación de la Tierra, permite mapear el gradiente del estado trófico en base a 6 clases (Sentinel-2 y -3), el cual no tiene equivalente en limnología clásica basada en el monitoreo de estaciones puntuales.



**Figura 3-38** – Dinámica de los % de contribuciones de las clases OWT 1 a 4 representadas en el Lago Menor entre el 12 de abril y el 29 de mayo 2022. Es alentador observar que la clase 1, de mejor calidad, domina ampliamente las aguas abiertas del Lago Menor (2.112 km<sup>2</sup>), por lo tanto durante este corto período, su extensión fluctúa en 14 %, es decir en 296 km<sup>2</sup>. Las que más fluctúan son las clases 3 y 4, o sea las más deterioradas y eutrofizadas. La clase 4 llega a cubrir 2,46 % o sea unos 52 km<sup>2</sup>, principalmente en aguas litorales someras (≤ 2 m de profundidad). Elaboración por Javier Maldonado Alfaro.

Esta estrategia combinando el monitoreo *in situ* automático con la teledetección satelital permite enfrentar los desafíos y riesgos inmediatos, cada vez más frecuentes. Como: a) la aceleración del cambio climático y del crecimiento demográfico, cuyos efectos positivos son sinérgicos sobre los procesos de eutrofización; y b) el aumento de la intensidad de los eventos extremos, su ocurrencia de época, y por lo tanto la carencia de previsibilidad de los mismos.

## 7. Macrófitas emergentes – Totora

*Jhasmin Duarte Tejerina & Mishel Justiniano Ayllón*

<sup>1</sup> La misión Sentinel-2 es una constelación de vigilancia terrestre compuesta por dos satélites A y B, con una resolución de hasta 10 m; mientras Sentinel-3 es principalmente una misión oceánica con una resolución de 300 m.

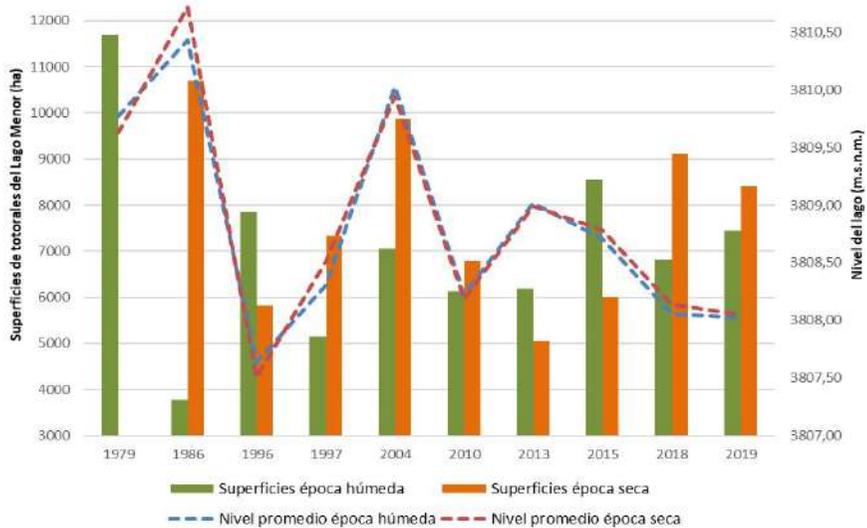
## 7.1. Evolución de la superficie de los totorales a lo largo de 4 décadas

Para interpretar el comportamiento de los totorales, se elaboró la Tabla 3-1, comparando las superficies (coberturas) entre las épocas seca y húmeda, en función de los niveles del lago en los diferentes años de estudio.

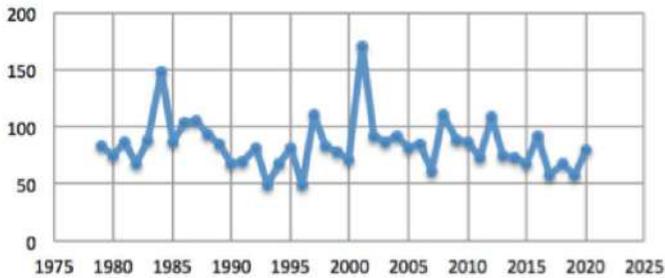
<b>Superficie de totorales y niveles del Lago Menor (lado boliviano)</b>				
<b>Año</b>	<b>Superficies época húmeda</b>	<b>Superficies época seca</b>	<b>Nivel promedio época húmeda</b>	<b>Nivel promedio época seca</b>
1979	11690		3810	3810
1986	3786	10690	3810	3811
1996	7847	5818	3808	3808
1997	5152	7326	3808	3809
2004	7048	9861	3810	3810
2010	6128	6783	3808	3808
2013	6187	5052	3809	3809
2015	8551	6005	3809	3811
2018	6816	9109	3808	3808
2019	7455	8419	3808	3808

**Tabla 3-11** – Superficie de los totorales en el sector boliviano del Lago Menor y niveles del agua en función de los años y de las épocas (húmeda vs. seca).

Para entender mejor el comportamiento de la totora con los niveles del lago se realizó el gráfico de la Fig. 3-39, donde se puede apreciar que en los años cuando el nivel del lago subió (1986, 1997, 2004 y 2013), la superficie de totora en épocas húmedas fue baja -- con excepción del 2013-- y aumentó en los meses de épocas secas. Se podría interpretar este comportamiento como: al subir el nivel del lago, la totora quedó progresivamente sumergida, por consecuencia, la cobertura (superficie) de totorales fue más baja, con la menor superficie (3.876 ha) de las últimas 4 décadas en 1986 (época húmeda). La totora, al quedar sumergida, el agua inhibe su respiración y disminuye el suministro de energía para su crecimiento, y actividad fotosintética.



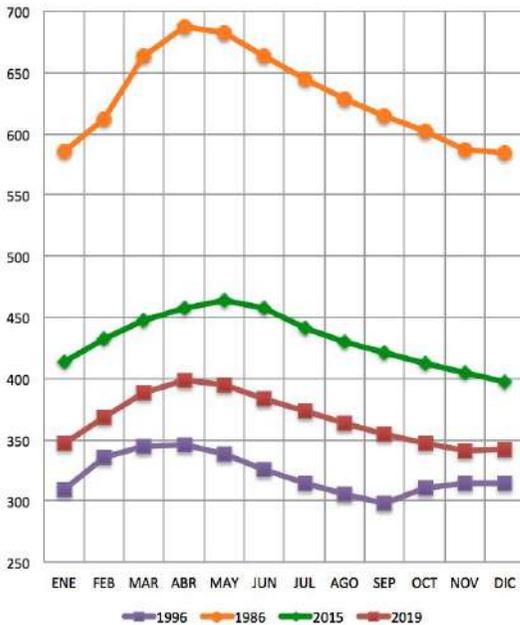
**Figura 3-39** – Superficies de totora en el sector boliviano del Lago Menor, en épocas secas y húmedas entre 1979 y 2019. Elaboración propia.



**Figura 3-40** – Evolución de la amplitud de variación anual, entre máximo y mínimo (en cm), de la cota del Lago Titicaca entre 1979 y 2020. Fuente: cotas mensuales del SENAMHI-BO para la estación limnimétrica de Huatajata (Duarte Tejerina et al. 2021).

Al contrario, en los años con bajo nivel del lago (1979, 1996, 2010, 2015, 2018 y 2019), la superficie de totora fue mayor en época húmeda que en época seca -- a excepción de 2010, 2018 y 2019 --; en cuanto a los años 2018 y 2019 no fueron considerados como extremos. Para 1979 no se pudo trabajar con datos de época seca debido a la presencia de nubes en la imagen, tampoco se trabajó con las imágenes de 1983 ya que no se cuenta con las mismas.

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

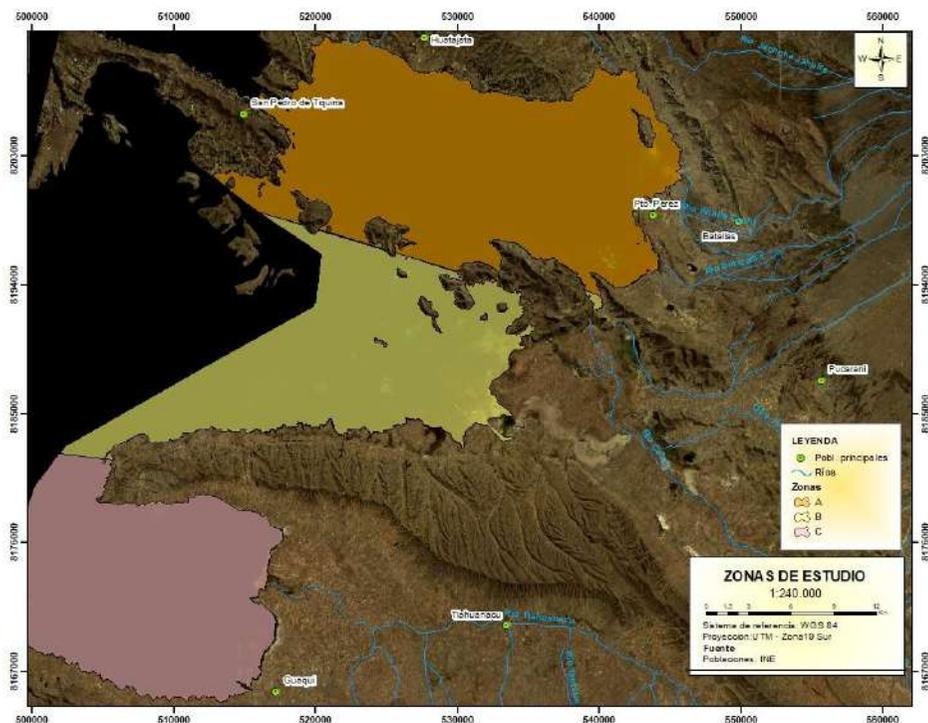


**Figura 3-41**– Evolución mensual de la cota del Lago Titicaca durante los años del estudio. Para obtener la altitud correspondiente, se aplica la siguiente fórmula:  $\text{Altitud (m)} = [\text{cota (cm)} / 100] + 3.804,41 \text{ (m)}$ . Fuente: cotas del SENAMHI-BO para el limnigráfico de Huatajata (Duarte Tejerina et al. 2021).

Así, se puede considerar que dos parámetros se combinan y son importantes para determinar las superficies de totora entre años y épocas secas y húmedas: a) la **amplitud de variación anual de la cota del lago**, entre nivel mínimo y máximo (Fig. 3-41), y b) la **velocidad de crecida de la cota** en épocas húmedas y de **bajada de la cota** en épocas secas.

Es importante mencionar que se consideró 2015 en nuestro estudio, debido al fenómeno ocurrido dicho año. La época húmeda del 2015 fue excepcionalmente larga y se prolongó hasta abril-mayo. Por consecuencia, el exceso de nutrientes transportados al lago por los ríos de la cuenca Katari (materias orgánicas de origen humano) así como por escurrimiento en las zonas de cultivos (abonos) a lo largo del litoral, provocó una floración del fitoplancton (o ‘bloom’), constituido por un solo género de microalgas verdes unicelulares de diámetro  $\leq 10 \mu\text{m}$ , *Carteria* sp. (Chlorophyta) (Achá et al. 2018). Esta floración cubrió casi la totalidad del espejo de agua de las regiones noreste y central (hasta el norte de la península de Taraco) del Lago Menor. Aparentemente, los aportes masivos en nutrientes también beneficiaron al crecimiento de los totorales. De hecho, la cobertura de totorales fue la mayor (8.551 ha) de todas las observadas en épocas húmedas sin tomar en cuenta el año 1979 (11.690 ha).

## 7.2. Comparación de zonas en el área de estudio

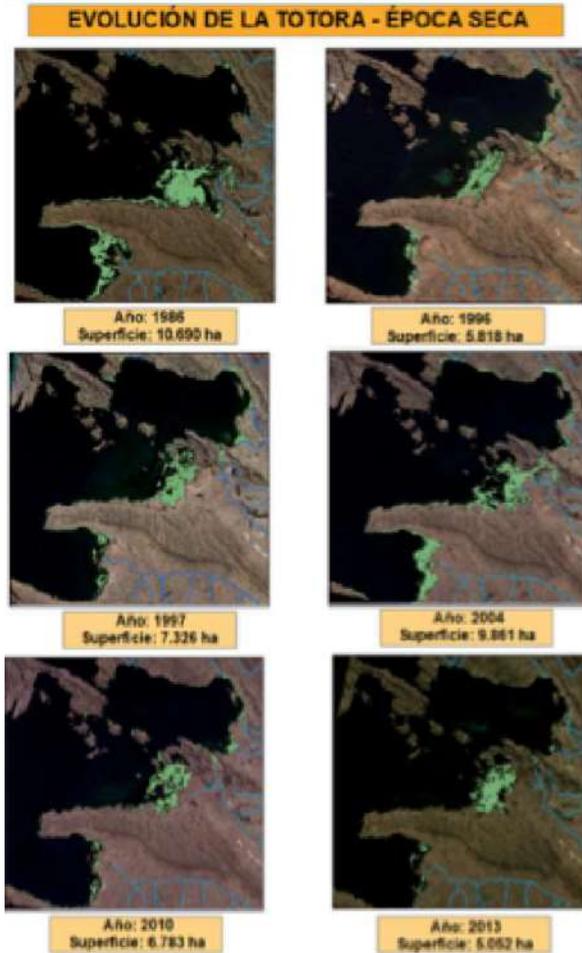


**Figura 3-43** – Delimitación de las tres regiones en el sector boliviano del Lago Menor, nuestra zona de estudio. Elaboración propia.

**Tabla 3-12** – Porcentajes de cobertura con totora entre las épocas húmedas (a izquierda) y secas (a derecha) para la 3 regiones (o zonas) para los años 1986 a 2019.

ÉPOCA HÚMEDA			
AÑO	ZONA A %	ZONA B %	ZONA C %
1979	23	49	28
1986	12	64	24
1996	21	57	23
1997	22	64	14
2004	13	59	29
2010	23	56	21
2013	26	61	12
2015	21	58	21
2018	19	61	20
2019	20	65	15
<b>TOTAL</b>	<b>20</b>	<b>59</b>	<b>21</b>

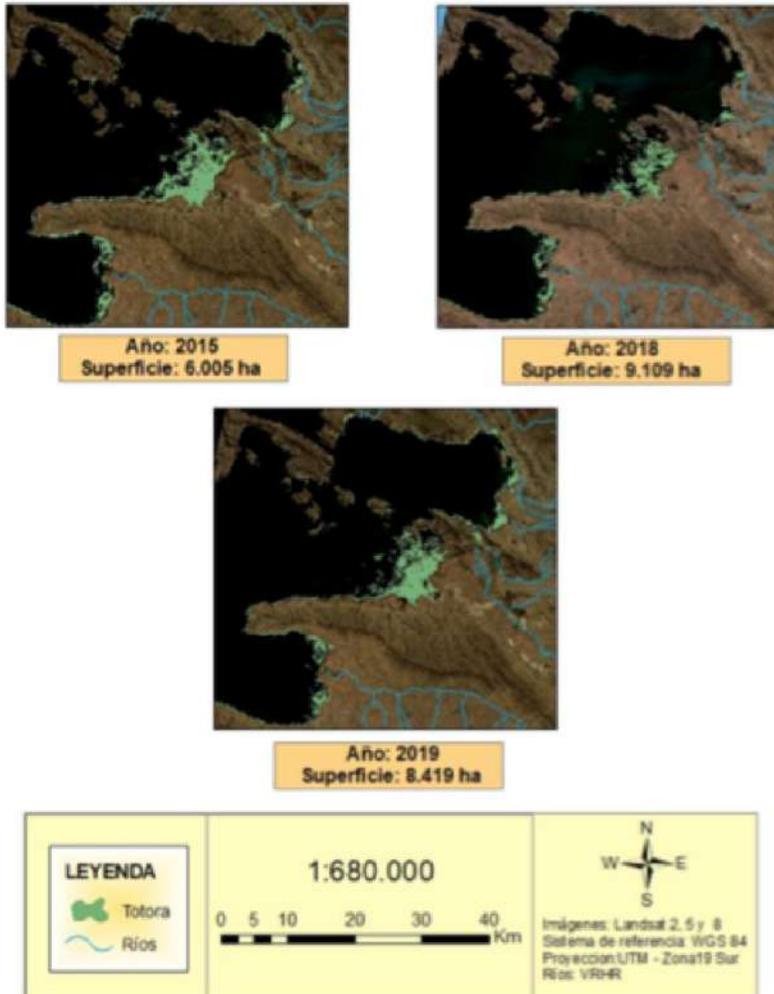
ÉPOCA SECA			
AÑO	ZONA A %	ZONA B %	ZONA C %
1986	5	63	32
1996	23	58	19
1997	23	59	18
2004	14	53	33
2010	18	64	17
2013	12	75	13
2015	17	56	27
2018	17	63	20
2019	23	59	18
<b>TOTAL</b>	<b>17</b>	<b>61</b>	<b>22</b>



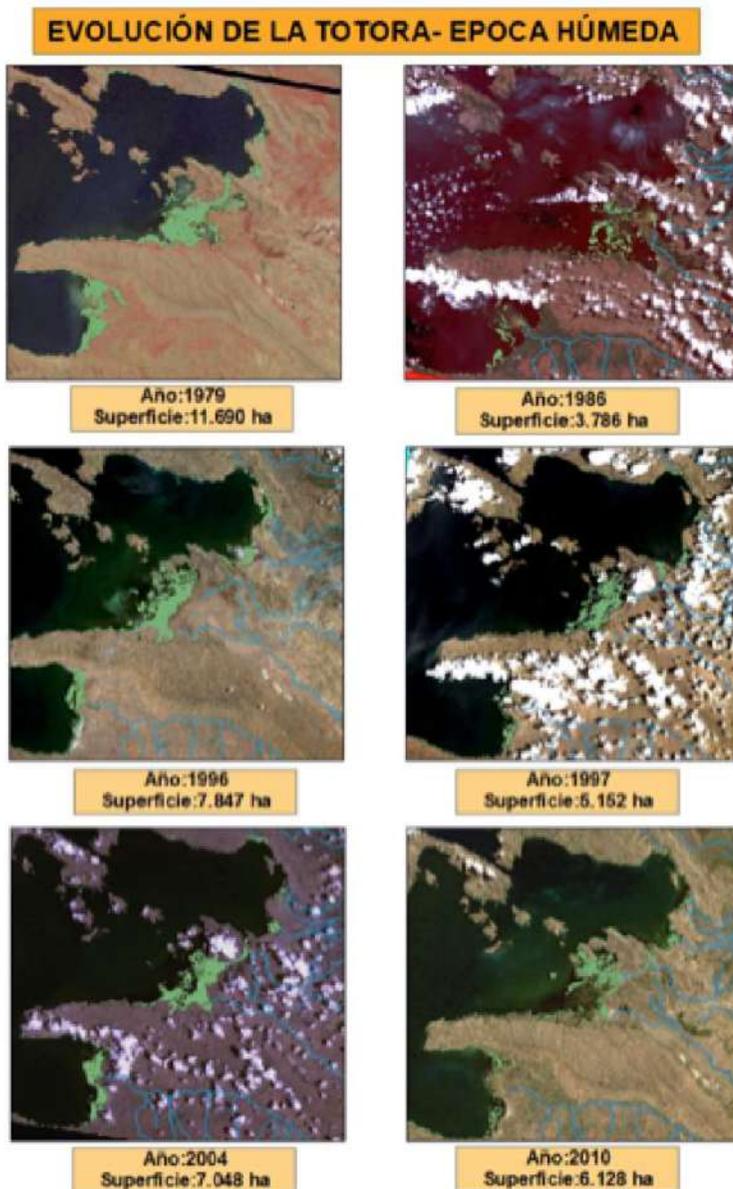
El mapa de la Fig. 3-43 permite observar **3 zonas** (A = Norte, B = Central, y C = Sur) que hemos separado, distribuidas en el área de estudio de acuerdo con el trabajo de tesis realizado por Freddy Loza el año 2004. Mediante esta separación, se realizó una comparación de los porcentajes de cobertura de totora en los distintos años de interés. Como se puede observar en la Tabla 3-12, los **mayores porcentajes de cobertura de totora** se encuentran en la **zona B** que corresponde al área central del Lago Menor, la cual se distingue por ser más somera.

*Figura 3-44 – Evolución comparativa de las superficies de totora en las épocas secas de los años 1986, 1996, 1997, 2004, 2010 y 2013.*

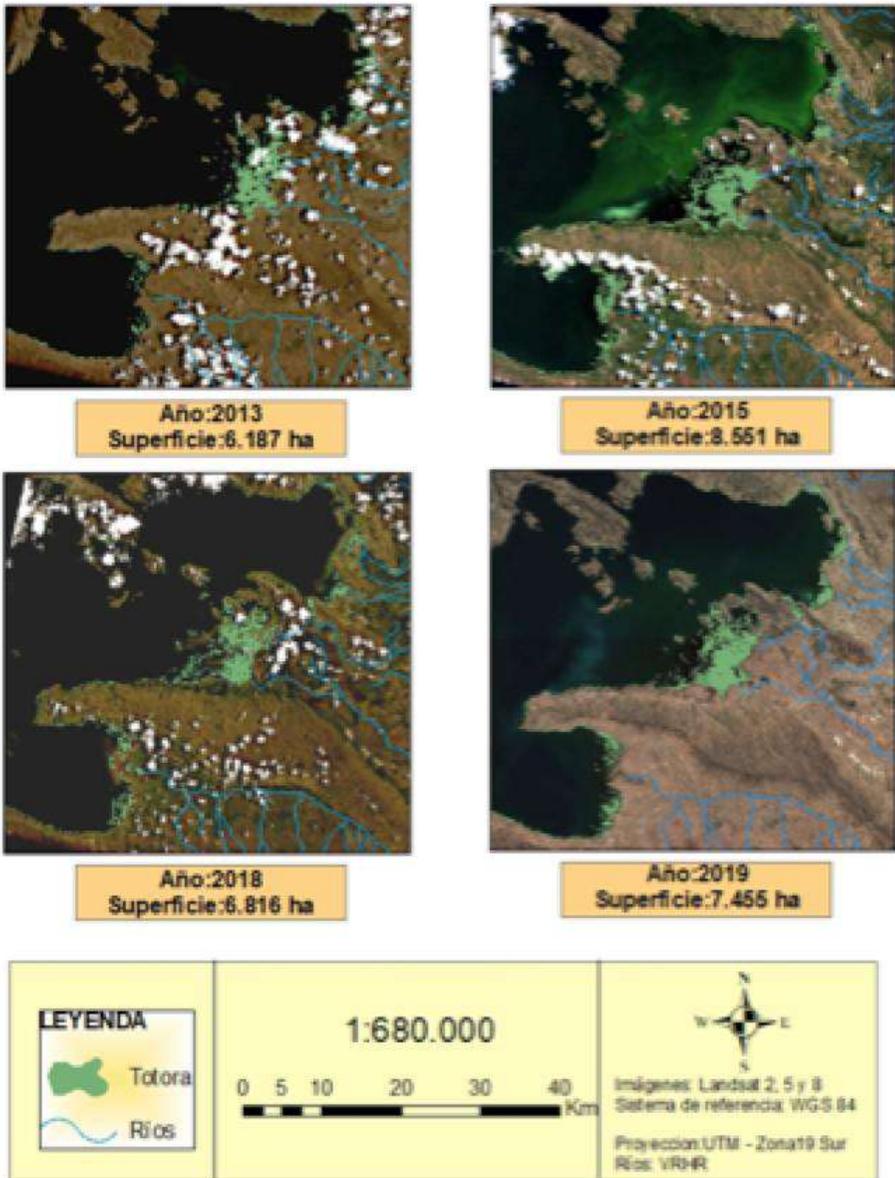
Al contrario, existen menores porcentajes de cobertura en las regiones A y C. Esto probablemente se deba a la presencia de comunidades cercanas, el uso de botes con motor y mayores profundidades. Las Figs. 3-44 y 3-45 presentan los mapas comparativos de las superficies de totora en épocas secas durante los diferentes años del estudio, y las Figs. 3-46 y 3-47 los equivalentes en épocas húmedas.



*Figura 3-45 – Evolución comparativa de las superficies de totora en épocas secas de 2015, 2018 y 2019.*



*Figura 3-46 – Evolución comparativa de las superficies de totora en las épocas húmedas de los años 1979, 1986, 1996, 1997, 2004 y 2010.*



*Figura 3-47 – Evolución comparativa de las superficies de totora en las épocas húmedas de los años 2013, 2015, 2018 y 2019.*

### 7.3. Fenología de la totora

En la época húmeda (noviembre-abril), se calculó una superficie de 1.016 ha que conforman un 18 % de la totora presente en el lago se encontraba en buen estado (joven) y un 82 % que equivalen a 4.767 ha en mal estado (senescente). En la época seca, se calculó 250 ha de totora en buen estado (joven) que significa apenas el 4 % y 6.698 ha en mal estado (senescente) que constituyen el 96% del área total de la totora (Tabla 3-13).

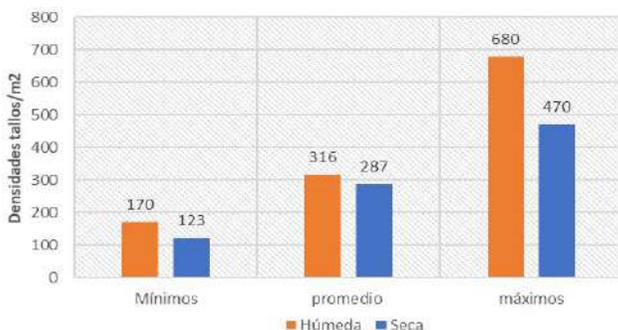
**Tabla 3-13** – Superficies comparativas de la totora entre estados joven y senescente en 2019, con relación a las épocas húmeda y seca.

Fenología de la Totora			
Época	Estado	Superficie (ha)	Superficie en %
Húmeda	Joven	1016	18
	Senescente	4767	82
Seca	Joven	250	4
	Senescente	6698	96

Por lo tanto, se resalta que, en ambas épocas del año, la casi totalidad de la cobertura en totora se encuentra en mal estado (senescente).

### 7.4. Densidades de la totora

La variabilidad estacional y los efectos de eventos climáticos tienen un impacto importante en la fenología y densidad de los totorales. Estudios anteriores manejaban valores más bajos en las distintas categorías de densidad estudiadas (denso, semi-denso y ralo).



**Figura 3-48** – Densidades de tallos/m<sup>2</sup> en 2019. Promedio del total de los datos y valores mínimos y máximos obtenidos en los conteos de totora en ambas épocas del año.

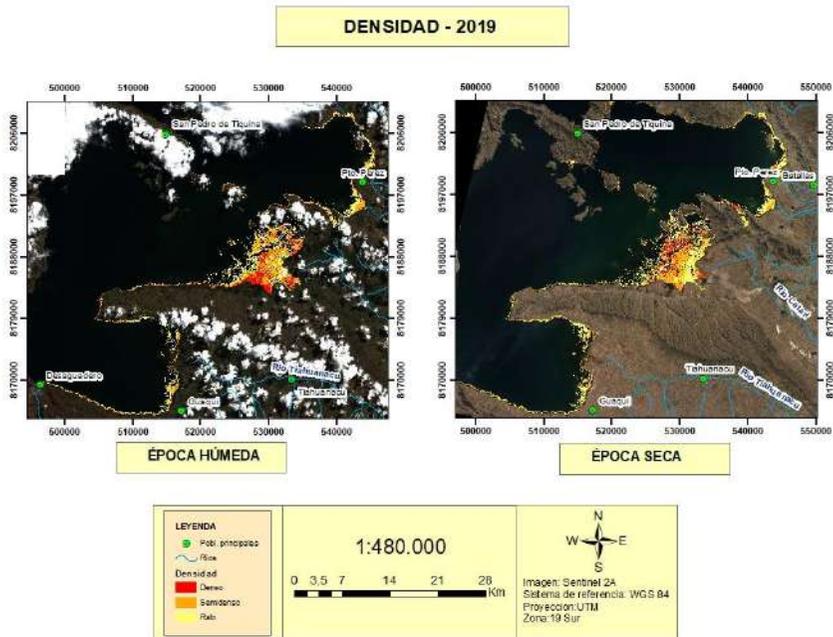
En abril del 2019 (fin de época lluviosa), determinamos una densidad promedio de 316 tallos/m<sup>2</sup> en época húmeda, con un mínimo de 170 tallos/m<sup>2</sup> y un máximo de 680 tallos/m<sup>2</sup>. En julio del 2019 (mediado de época seca), se obtuvo un promedio de 287 tallos/m<sup>2</sup> con una densidad mínima de 123 tallos/m<sup>2</sup> y máxima de 470 tallos/m<sup>2</sup> (Fig. 3-48). Para la categoría **densidad rala** (ver Tabla 3-4):

- En **época húmeda**, se calculó de 0 a 226 tallos/m<sup>2</sup>, con un área de 3.376 ha distribuidos principalmente en la parte norte y sur del Lago Menor.

- En **época seca**, de 0 a 156 tallos/m<sup>2</sup>, con un área de 4.142 ha distribuidos sobretodo en las riberas del lago.

**Tabla 3-14** – Densidades de tallos/m<sup>2</sup> y áreas de cobertura (en ha) según la categoría y épocas del año.

Categoría	Época húmeda		Época seca	
	Tallos/m <sup>2</sup>	Área	Tallos/m <sup>2</sup>	Área
<b>Ralo</b>	0 - 226	3376	0 - 156	4142
<b>Semidenso</b>	227 - 453	3604	157 - 313	3578
<b>Denso</b>	> 454	1131	> 314	774



**Figura 3-49** – Distribución de las densidades de la totora en ambas épocas húmeda y seca, en 2019.

Para la categoría **densidad semi-densa**:

- En **época húmeda**, se calculó de 227 a 453 tallos/m<sup>2</sup>, un área de 3.604 ha.
- En **época seca**, de 157 a 313 tallos /m<sup>2</sup> con un área de 3.578 ha, al igual que en época húmeda, distribuidos principalmente en el sector de Bahía Cohana.

Para la categoría **densidad densa**:

- En **época húmeda**, con > 454 tallos/m<sup>2</sup>, cubriendo un área de 1.131 ha distribuidos mayormente al sur de Bahía Cohana.

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

- En **época seca**, con > 314 tallos/m<sup>2</sup>, cubriendo un área de 774 ha distribuidos en la parte norte, central y sur del Lago Menor.

Los datos obtenidos muestran que a mayor profundidad existe menor densidad de totora, esto debido a que los tallos de la totora quedan más sumergidos impidiendo que exista una buena respiración y fotosíntesis. Al contrario, cuando existe menor profundidad la totora tiene un mejor desarrollo y por ende una mayor densidad.

Según revisión bibliográfica, la totora crece a profundidades de hasta 4,5 m, pero los datos obtenidos muestran que en promedio la profundidad medida en totorales ralos es de 1,03 m, menos de la mitad de profundidad a la que se menciona que crece. Podría deberse a que los sedimentos trasladados por los ríos y descargados en el lago se depositan en el fondo llegando a enterrar las raíces y parte del tallo. Por ende, no permiten que se tenga una medición real de la profundidad a la que se encuentran los totorales para un buen desarrollo. (Loza 2005) menciona que la turbidez del lago por efecto de arrastre de sedimentos en épocas de lluvias, entorpece el crecimiento de la totora, sustentando la teoría mencionada anteriormente. También es notorio que los valores más altos de NDVI se encuentran relacionados con los valores más altos de tallos/m<sup>2</sup>. Esta correlación es bastante normal ya que la vegetación influye sobre los valores de NDVI, siendo menor cuando la densidad es rala.

## 8. Red mínima de estaciones limnológicas de monitoreo

*William Gustavo Lanza Aguilar*

### 8.1. Metodología

Con el fin de simplificar la red de monitoreo actual, se realizó análisis de agrupación (clúster) que permitieron identificar estaciones con similares condiciones, de esta forma tener un criterio para reducir el número de estaciones. Se uso la aplicación PAST, <https://past.en.lo4d.com/windows>, para el análisis de datos científicos en forma estadística, que dibuja gráficos y diagramas con una interfaz similar a la de otros programas de hojas de cálculo).

Para cada **zona** (Noreste, Central, Sistema Katarí), se realizaron **4 análisis clúster**:

- a) un clúster considerando **parámetros básicos\*** (pH, OD = oxígeno disuelto, CE = Conductividad, SAL = Salinidad);
- b) un clúster con datos de **pigmentos\*** (Clorofila-*a* = Cl-*a* y Ficocianina = FC) y materia orgánica disuelta (MOD = fDOM);
- c) un clúster considerando **nutrientes\*\*** (nitratos y fosfatos); y
- d) un clúster basado en la **composición de las comunidades biológicas\*\*\*** (fitoplancton y zooplancton).

No se realizó para la zona **Noroeste** debido a que únicamente se monitoreo la estación de la Fosa de Chúa (LC). **OJO:** \*Usamos la sonda multiparamétrica YSI EXO2 para medir *in situ* los parámetros básicos, los pigmentos y la materia orgánica. \*\*Determinamos las concentraciones de los nutrientes en el laboratorio LCA/UMSA a partir de los kits LaMotte (LaMotte Company, Chestertown, MD 21620 USA). \*\*\*Determinamos las composiciones y densidades de las microalgas del fitoplancton y zooplancton mediante conteos bajo microscopio.

Todos los datos fueron cuantitativos, por lo tanto, los análisis fueron realizados en base a distancias euclidianas para el caso de las variables fisicoquímicas (parámetros básicos, pigmentos, materia orgánica y nutrientes). En cambio, para el análisis de las comunidades biológicas (abundancia relativa) se empleó el índice de disimilitud de Bray Curtis. En todos los casos se aplicó el método jerárquico UPGMA (método de grupos de pares no ponderados con media aritmética). El coeficiente de correlación cofenética (o sea lineal) de Pearson entre los  $n(n - 1)/2$  pares de distancias ( $\delta_{ij,uij}$ ), para  $1 \leq i < j \leq n$ , permitió determinar la bondad de ajuste para cada clúster elaborado, siempre  $R > 0,89$ , que indica un buen ajuste del método empleado.

## 8.2. Zona Noreste

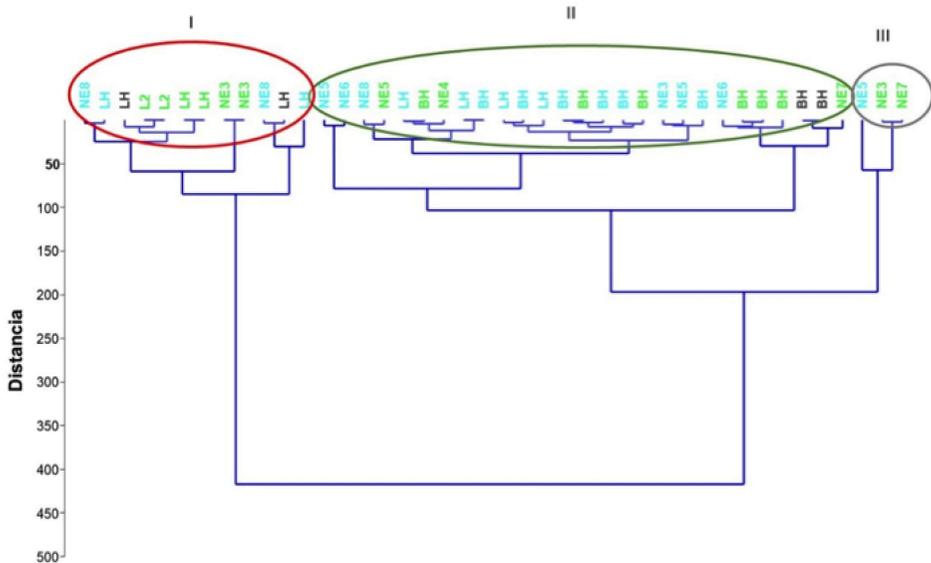


**Figura 3-50** – Ubicaciones de las 11 estaciones monitoreadas en la zona Noreste durante el proyecto OLT.

Durante el proyecto OLT (2019-2022), se realizó el monitoreo durante **11 campañas en 5 estaciones** en la zona Noreste del Lago Menor, las cuales se distribuyeron entre Boya (1), Huatajata (1), Cojata (3), Puerto Pérez (3) y Cumana (4), y se observan en la Fig. 3-50.

El clúster elaborado en base a los parámetros fisicoquímicos básicos (Fig. 3-51) presenta una mayor influencia de la conductividad en la ordenación debido a su variación, mientras el pH y OD generalmente se mantienen entre los rangos de condiciones alcalinas (8,8 a 9,9) y muy oxigenadas (5,5 a 10 mg/L). En general se diferencian **3 agrupaciones principales** (I, II y III). En el **grupo II**, la estación de la boya (BH) se agrupa con las diferentes estaciones de la zona Noreste, sugiriendo que las condiciones fisicoquímicas (CE, pH, OD y Conductividad) de BH pueden ser muy similares a otras estaciones la zona Noreste en la mayoría de los monitoreos realizados, particularmente en la época de transición de seca a húmeda (TSH) y húmeda (H). En este grupo, la conductividad oscila entre 1.130 a 1.250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , aproximadamente. Sin embargo, en ciertos monitoreos, las estaciones de Huatajata (LH), Cumana (NE3) y Cojata (NE8, L2) se agrupan, mostrando una conductividad mayor entre 1.500 a 1.600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , aproximadamente

(grupo I). Finalmente, el **grupo III** agrupa las estaciones de Cumana y Cojata, con una conductividad entre 1.300 a 1.370  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , en muy pocas ocasiones.



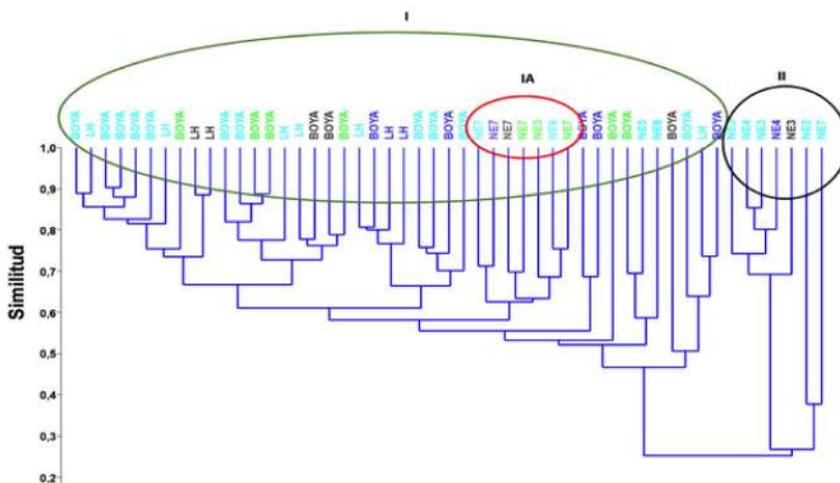
**Figura 3-51** – Clúster elaborado en base a parámetros básicos (CE, Cond, pH, OD). Los códigos en color celeste son aquellas estaciones muestreadas en época húmeda, verde corresponde a época de Transición seca a húmeda (TSH) y negro a época seca.

La Fig. 3-52 muestra el clúster elaborado a partir de las concentraciones de clorofila-*a* (Cl-*a*), ficocianina (FC) y materia orgánica disuelta (fDOM). Se diferencian **cuatro grupos**. Aunque el **grupo I** únicamente está considerado en la estación NE7 de Cojata. Se diferencia de los demás por presentar concentraciones elevadas de Cl-*a* (14 RFU, o sea 56  $\mu\text{g}/\text{L}$  o 121  $\mu\text{g}/\text{L}$ , según las sondas YSI EXO2 y Fluoroprobe bbe, respectivamente), FC (9,7 RFU = 9,7  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) y fDOM (4,5 RFU), en la época TSH (08/10/2020). Por tanto, el monitoreo de esta estación será importante. En cambio, el **grupo II** considera estaciones de Cojata (NE6, NE7 y NE8), Puerto Pérez (NE5), Cumana (NE4 y NE5) y la Boya (BH), que presentan niveles moderados de fDOM (2,1 a 3,7 RFU) y bajos niveles de pigmentos (Cl-*a* <1 RFU o sea <4-8  $\mu\text{g}/\text{L}$ , y FC < 1  $\mu\text{g}/\text{L}$ ). El **grupo III** engloba una mayoría de los monitoreos realizados en las estaciones BH y LH siendo muy similares en diferentes periodos o épocas, estos presentan bajas concentraciones de fDOM y pigmentos en general. Finalmente, el **grupo IV** asocia estaciones de Cumana (NE1, NE3, NE4) y Cojata (NE7) con las concentraciones más elevadas de fDOM, pero bajas concentraciones de pigmentos.



considera a las estaciones Boya (BH), Puerto Pérez (L2) y Cojata (NE6) que presentan las concentraciones más altas de nitratos en la zona (0,4 a 0,48 mg/L). La estación NE8 (**grupo IV**) en isla Cojata, se aísla de todos los grupos, debido a que presenta en general, niveles altos de nitratos y fosfatos (0,31 y 0,67 mg/L, respectivamente) a diferencia de las otras estaciones.

La Fig. 3-54 muestra la agrupación de estaciones en base a la similitud en la composición de las comunidades biológicas (fitoplancton y zooplancton). Se observan **4 grupos** de estaciones. El **grupo I** compuesto en una mayoría por estaciones de la Boya y LH (Huatajata), aunque también se observa dentro este grupo, las estaciones de Cojata (NE6 y NE7) (subgrupo IA). En general, las estaciones del grupo I tienen una similitud mayor al 50 % entre ellas. En cambio, el **grupo 2**, es muy diferente, mostrando una similitud de la composición menor al 30 % con relación al grupo I. Las estaciones que se agrupan corresponden a Cumana (NE2, NE3, NE4) y Cojata (NE7). Esto sugiere que en ciertos periodos (sin un claro patrón estacional) Cumana y Cojata tienen condiciones y composiciones particulares diferentes a la Boya y Huatajata (LH).



**Figura 3-54** – Análisis de Clúster (similitud de Bray Curtis) en base a las comunidades biológicas (fitoplancton y zooplancton). Los códigos en color celeste son aquellas estaciones muestreadas en época húmeda, verde corresponde a época de Transición seca a húmeda (TSH), negro a época seca (S) y azul a época de Transición húmeda a seca (THS).

**Estaciones seleccionadas para la red de monitoreo de la zona Noreste** – De acuerdo con los análisis de clúster realizados (en base a las características fisicoquímicas y biológicas de las estaciones), se identificó aquellas representativas para la zona Noreste, siendo las siguientes:

1. La **estación de la Boya (BH)** resulta ser clave debido a que en muchos monitoreos presentó características muy similares a las demás estaciones de la zona Noreste, con mayor frecuencia a LH (Huatajata). Generalmente se observó concentraciones bajas de pigmentos y materia orgánica disuelta, así como de nutrientes.
2. La **estación NE3**, la cual se encuentra en la entrada de la bahía de Cumana, se agrupó repetidas veces en los diferentes análisis con las estaciones NE2, NE4, NE5, NE7, indicando que es representativo de este sector. Un criterio importante para definirla como una

estación permanente es la accesibilidad a esta estación en los diferentes periodos, ya que en época seca, por el bajo nivel de agua, no se puede ingresar fácilmente a NE2, NE1.

3. La **estación NE7** con características particulares, mostró en ciertos periodos valores elevados de  $Cl-a$  y  $fDOM$ . Es representativa de la zona de Cojata, la cual generalmente se agrupo con estaciones cercanas (NE5, NE6, NE8, NE9), así como de Cumana.

Se sugiere que las estaciones LH, L2 y NE1 sean consideradas para algunos monitoreos cuando las condiciones sean adecuadas (en cuestión de tiempo, recursos y accesibilidad).

### 8.3. Zona Central

Monitoreamos **20 estaciones** en la zona Central, distribuidas en sectores como en el interior de Bahía Cohana (6), salida de Cohana (2), Cerca de la isla Suriqui (2), península de Quehuaya (2), isla Sicuya (3), a la altura de Chojasivi (3) y cerca de la península de Taraco (2).

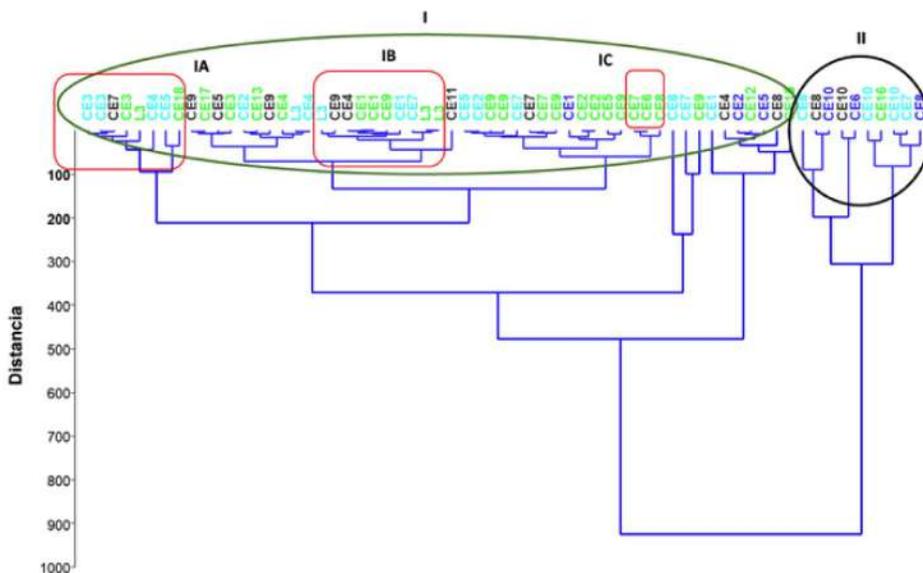


**Figura 3-55** – Ubicación de las 20 estaciones monitoreadas en la zona Central durante el proyecto OLT.

El clúster sobre las condiciones fisicoquímicas presenta dos agrupaciones importantes, determinadas principalmente por la variación de la conductividad. El **grupo I** presenta niveles de conductividad mayores (1.351 a 2.142  $\mu S/cm$ ) con relación al **grupo II** (438 a 931  $\mu S/cm$ ). Sin embargo, el **grupo I** se diferencia por presentar condiciones mayormente alcalinas. Algunas estaciones tienen ciertas particularidades, por ej., el **subgrupo IA** que presenta niveles intermedios de conductividad (1.350 a 1.460  $\mu S/cm$ ) y oxigenación (6 a 9 mg/L). Mientras el **subgrupo IB** presenta niveles mayores de 1.540 a 1.570  $\mu S/cm$  y altos niveles de oxigenación (8,5 a 11 mg/L). En contraste, el **subgrupo IC**, presenta valores de conductividad que alcanzan a 1.700 a 2.000  $\mu S/cm$  y baja oxigenación (1,9 a 4,7 mg/L). Este último subgrupo comprende estaciones del interior de Cohana (CE6, CE7 y CE8) con condiciones muy variables, como evidencia de que se encuentran frecuentemente afectadas por la contaminación. El **grupo II**, con menor conductividad, tiene concentraciones muy variables de oxigenación (desde 3 a 8,4 mg/L) y pH desde levemente ácidos a casi neutros (6,4 a 7,4). Las estaciones que comparten estas

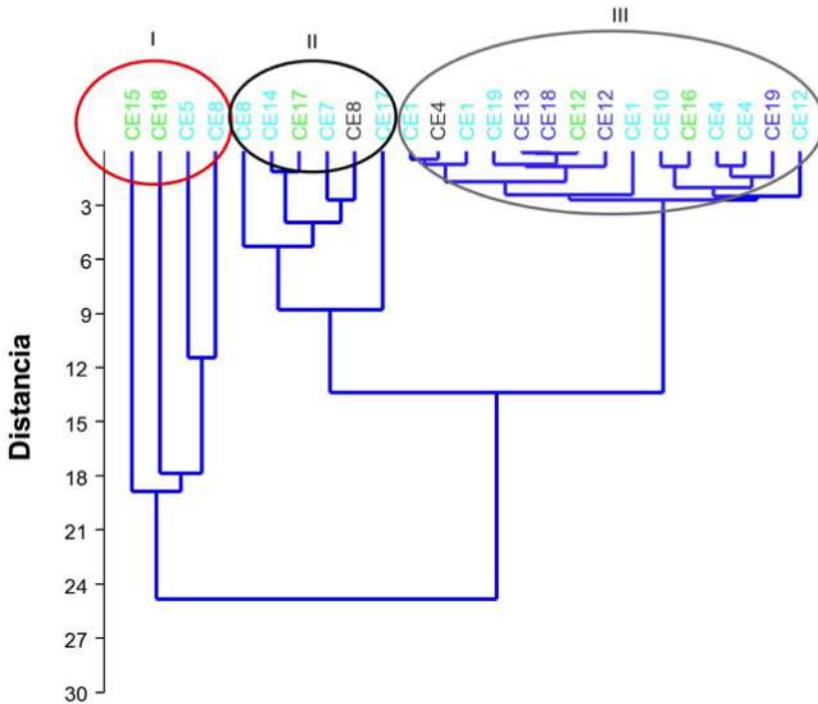
El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

características corresponden al **interior de la bahía Cohana** (CE6, CE7, CE8, CE10) y la zona de **Chojasivi** (CE16), las cuales se encuentran más expuestas a la contaminación de la cuenca Katari.



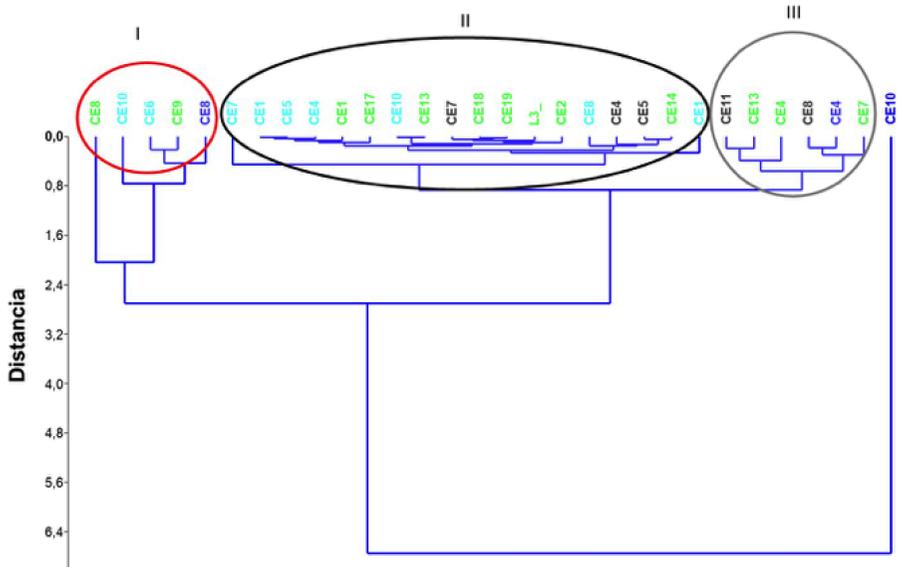
**Figura 3-56** – Clúster en base a condiciones fisicoquímicas básicas (pH, OD, CE y Conductividad). Los códigos en color celeste son aquellas estaciones muestreadas en época húmeda, verde corresponde a época de Transición seca a húmeda (TSH), negro a época seca (S) y azul a época de Transición húmeda a seca (THS).

El análisis clúster en base a pigmentos y materia orgánica disuelta (fDOM) diferencia **3 grupos**: El **grupo I**, que aglomera estaciones del **interior de Cohana** (CE8 y CE5), **Chojasivi** (CE15) y **Taraco** (CE18) presentan las concentraciones más elevadas de Cl-*a* (de 12 a 34,4 RFU, o sea 72-96 a 206, 768 µg/L) y FC (3,1 a 20.4 RFU) para la zona central; condiciones probablemente relacionadas a las épocas TSH y H. El **grupo II** presenta concentraciones altas de fDOM (11,2 a 17 RFU, o 67,2-89,6 a 102-136 µg/L), pero no para pigmentos. Agrupó las estaciones del **interior de Cohana** (CE7 y CE8), **isla Sicuya** (CE14), **Chojasivi** (CE17). El **grupo III** asocia una mayor cantidad de estaciones, en el **exterior de la Bahía de Cohana**, con bajos niveles de fDOM, Cl-*a* y FC.



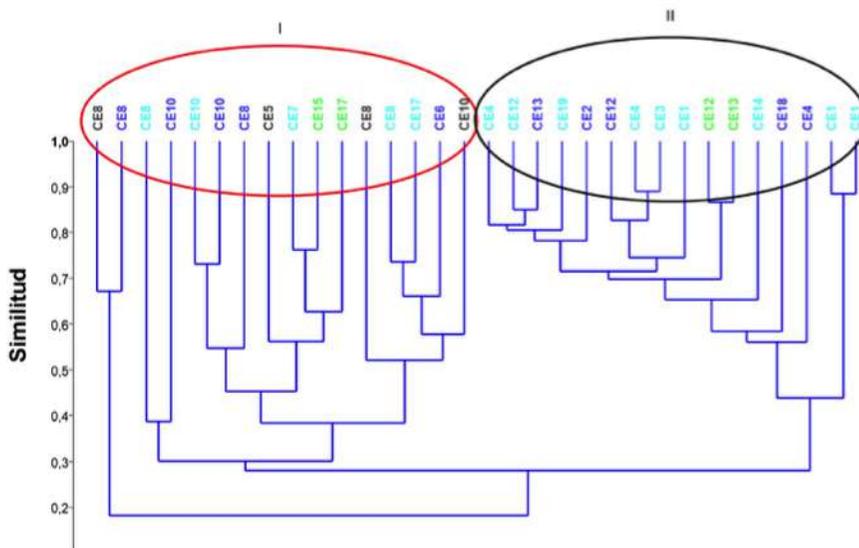
**Figura 3-57** – Análisis Clúster de las estaciones de la zona Central en base a datos de Cl-a, FC y fDOM. Los códigos en color celeste son aquellas estaciones muestreados en época húmeda, verde corresponde a época de Transición seca a húmeda (TSH), negro a época seca (S) y azul a época de Transición húmeda a seca (THS).

El análisis clúster correspondiente a **nutrientes** (Fig. 3-58) también diferencia **3 grupos**: El **grupo I**, que aglomera estaciones del **interior de Cohana** (CE6, CE8 y CE10), **interior de Quehuaya** (CE9) que tiene las mayores concentraciones de nitratos (2,9 a 3,8 mg/L) y fosfatos (0,8 a 1,9 mg/L) en la zona Central. El **grupo III** presenta concentraciones menores de nitratos a comparación del grupo I, y un bajo contenido de fosfato. Este grupo asocia a estaciones del **interior de Cohana** (CE7, CE8 y CE11), **salida de Cohana** (CE4) e **isla Sicuya** (CE13). El **grupo II** asocia diferentes estaciones que presentaron bajas concentración de nutrientes. La estación CE10 (desembocadura del río Katari) en época seca presentó la concentración más alta de nitratos (7,1 mg/L), aislándose de todas las demás, como un “out-group” (grupo atípico).



**Figura 3-58** – Análisis clúster en base a nutrientes (nitratos y fosfatos). Los códigos en color celeste son aquellas estaciones muestreadas en época húmeda, verde corresponde a época de Transición seca a húmeda (TSH), negro a época seca (S) y azul a época de Transición húmeda a seca (THS).

La Fig. 3-59 ilustra el clúster elaborado con datos de la **composición de las comunidades biológicas**, donde se definen **2 grupos**. El **grupo I**, compuesto por estaciones que se encuentran más expuestas a la contaminación de la cuenca Katari y presenten condiciones de eutrofización como son la **Bahía Cohana interior** (CE5, CE6, CE7, CE8 y CE10) y cerca de la región de **Chojasivi** (CE15 y CE17). Mientras que en el **grupo II** se encuentran estaciones que corresponden a zonas como la **salida de Cohana** (CE1, CE3, CE4), **Isla Suriqui** (CE1), **Isla Sicuya** (CE12, CE13, CE14) y **Península de Taraco** (CE18 Y CE19). En general se observa un recambio de las comunidades (fitoplancton y zooplancton), influenciadas por las condiciones de la eutrofización y la contaminación de la cuenca Katari, siendo característico del grupo I.



**Figura 3-59** – Análisis Clúster (similitud de Bray Curtis) en base a la composición de las comunidades biológicas (fitoplancton y zooplancton) de la zona central. Los códigos en color celeste son aquellas estaciones muestreados en época húmeda, verde corresponde a época de Transición seca a húmeda (TSH), negro a época seca (S) y azul a época de Transición húmeda a seca (THS).

**Estaciones seleccionadas para la red de monitoreo de la zona Central** – De acuerdo con los análisis de clúster se sugieren las siguientes estaciones para la red de monitoreo final:

**Estación CE4** se ubica en la salida de la bahía de Cohana (saliendo del cordón de macrófitas). La cual ha mostrado condiciones relativamente saludables, con poca variación en relación a otras estaciones. Es clave pues alertara si la eutrofización avanza fuera de Cohana hacia la isla Suriqui.

**Estación CE8** se ubica en el interior de Cohana, al frente de la isla Mayo. La cual frecuentemente ha presentado condiciones eutróficas, como elevadas concentraciones de nutrientes,  $Cl-a$  y FC, bajas concentraciones de oxígeno y pH levemente alcalinos, además de un recambio en las comunidades de fito- y zooplancton. Sin embargo, sus condiciones varían en ciertos periodos, siendo similares a otras estaciones fuera de la Bahía de Cohana. Por otra parte, es una estación accesible en cualquier época de precipitación, a diferencia de las demás estaciones de Cohana.

**Estación CE14** se ubica cerca a la isla Sicuya, frente a Cohana. Su estado es variable, con eutrofización en solo ciertos periodos. Es un indicio de condición inestable, y del avance de la eutrofización hacia la zona central, por lo que su monitoreo permitirá alertarnos.

**Estación CE15** se encuentra al frente de la zona de Chojasivi, afectada por el reciente desvío del río Katari, y ha presentado frecuentemente condiciones eutróficas, agrupándose en varias oportunidades (según los análisis de clúster) con estaciones de Cohana.

**Estación CE18** corresponde a la región de la península de Taraco, de forma similar a CE15, presenta variación en su estado, con periodos de condiciones eutróficas de Cohana y otros mejores. Esta inestabilidad demuestra ser afectada por la contaminación de la cuenca Katari.

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

Se sugiere realizar el monitoreo de la estación CE2 frente a la península de Quehuaya y la isla Suriqui. Generalmente ha mostrado buenas condiciones y es necesario monitorear el avance de la eutrofización a esta región. También, se sugiere monitorear la estación CE10, en la desembocadura del río Katari; siendo somera, pero su acceso se limitaría a época húmeda.

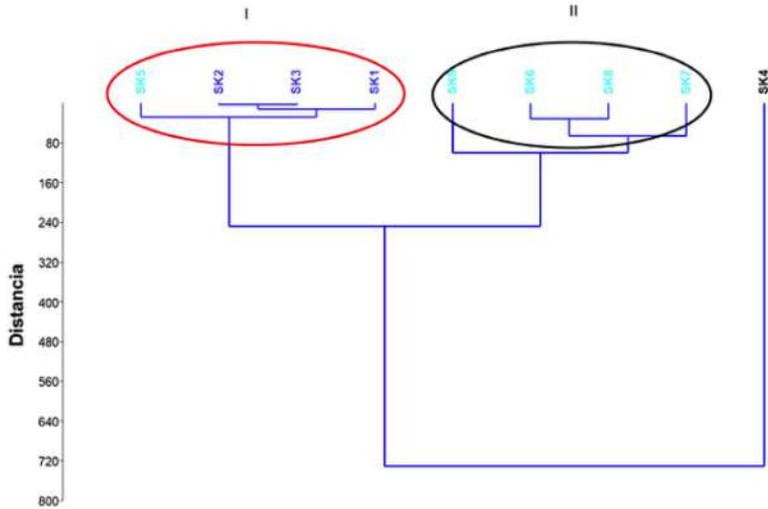
### 8.4. Zona del Sistema Hídrico Katari

Monitoreamos 10 estaciones en la zona del Sistema Hídrico Katari. **4 estaciones** en la **desembocadura del río Katari** (SK1, SK2, SK3 y SK4), **3** por el **punto Katari y Río Cohana** (SK5, SK8, SK9), **2** en el **río Sehuena** (SK6, SK7) y **1** en el **punto incaico de Cumana** (SK10) (Fig. 3-60).

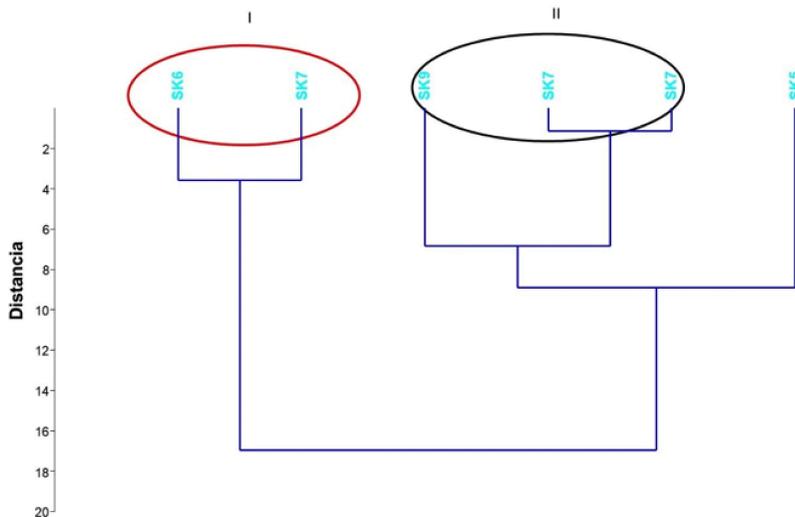


**Figura 3-60** – Estaciones monitoreadas en el Sistema Hídrico Katari.

El clúster de parámetros fisicoquímicos (Fig. 3-61), determinado principalmente por la variación de la conductividad, define **2 grupos**. El **grupo I** presenta valores de conductividad entre 415 a 450  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y condiciones levemente acidas; comprende las estaciones de la **desembocadura del río Katari a Cohana** (SK1, SK2, SK3) y el **punto Katari** (SK5). El **grupo II** muestra valores mucho menores de conductividad (119 a 262  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y casi neutras de pH (poco  $\geq 7$ ). Agrupa estaciones del **río Sehuena**. Por la mayoría de las estaciones el OD fue muy bajo (2,03 a 4,92 mg/L), salvo SK7 (7,7 mg/L). La estación SK4 (río Katari) presentó condiciones muy particulares de alta conductividad (1.043  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), baja oxigenación (2 mg/L) y pH (6,5) en la época seca, por lo que es considerado como un “out-group” (grupo atípico).



**Figura 3-61** – Análisis clúster en base a las condiciones fisicoquímicas básicas (pH, OD, salinidad y Conductividad) de la zona del Sistema Katari.



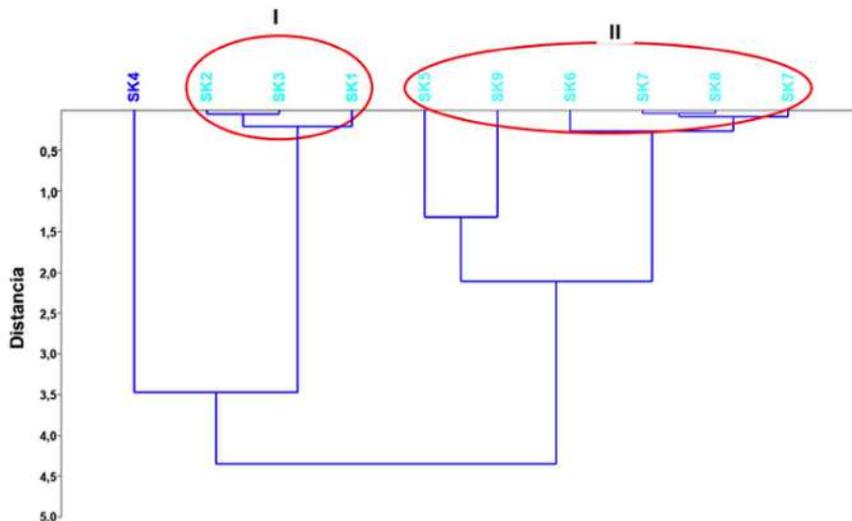
**Figura 3-62** – Análisis Clúster en base a datos de Cl-a, FC y fDOM del Sistema Hídrico Katari. Los símbolos de color celestes representan que el muestreo se realizó en la época húmeda.

La Fig. 3-62 muestra el análisis de clúster con los datos de Cl-a, FC y fDOM. Se diferencian **2 grupos**. El **grupo I** presenta altas concentraciones de fDOM (20,3 a 23,9 RFU) y concentraciones bajas de Cl-a y FC. Comprende estaciones del río Sehuena (SK6 y SK7). El **grupo II** comprende estaciones del **río Sehuena** (SK6 y SK7) el **río Katari** (SK8 y SK9), con una

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

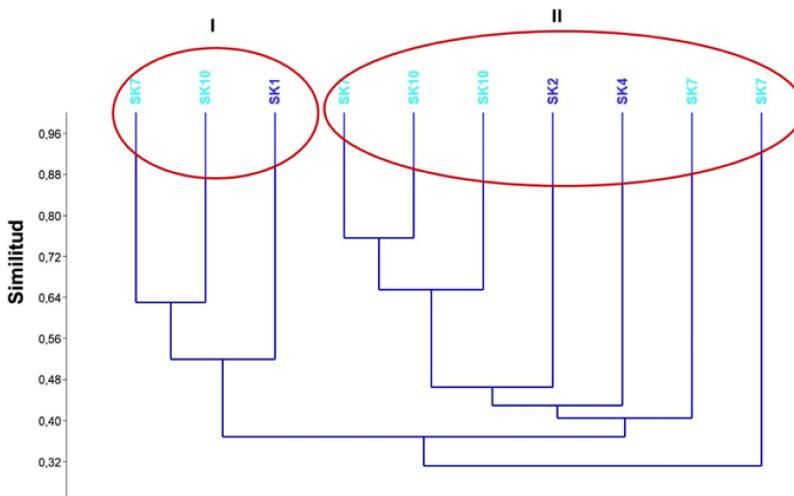
concentración moderada de fDOM (5,03 a 6,11 RFU) y Cl- $\alpha$  (1,51 – 1,94 RFU, o 6,5-8,2 a 11,6-17,5  $\mu\text{g/L}$ ). La estación SK5 (puente Katari), es un “out-group” (atípico) con una elevada Cl- $\alpha$  (6,21 RFU o 25,3-54,6  $\mu\text{g/L}$ ) y fDOM (11,16 RFU) a comparación de los otros grupos.

El clúster de la Fig. 3-63, diferencia dos grupos y un “out-group” con los datos de nutrientes. El **grupo I** presenta niveles considerables de nitratos (5,1 mg/L) y fosfato (0,35 mg/L); comprende las estaciones SK2, SK3 Y SK1 del río Katari. El **grupo II** presenta nutrientes bajos a comparación del **grupo I**, comprende las estaciones de **río Cohana, puente Katari** (SK 5, SK9, SK8) y **río Sehuenca** (SK6 y SK7). El “out-group” (atípico) corresponde a la **desembocadura del río Katari** (SK4), con elevados nitratos (4,22 mg/L) y fosfatos (3,65 mg/L).



**Figura 3-63** – Análisis de clúster en base a nutrientes (nitratos y fosfatos) de la zona del Sistema Katari. Los símbolos de color celestes representan que el muestreo se realizó en la época húmeda y color azul correspondiente al muestreo de época transición humedad a seca.

El análisis de clúster sobre las comunidades biológicas del sistema Katari (Fig. 3-64) identificó dos grupos principales de similitud. El **grupo I** comprende las estaciones del **río Sehuenca** (SK7), el **puente Incaico** (SK10) y a la **desembocadura del Río Katari** en Cohana (SK1). El **grupo II** presenta una composición muy diferente (60%) del grupo I; agrupa a las mismas estaciones (SK7, SK10, SK2 y SK4), en similares épocas (H, THS), pero en diferentes muestreos. Sugiere que las estaciones del sistema Katari pueden ser muy variables en composición, debido a la respuesta biológica a las descargas de aguas contaminadas y los procesos de eutrofización.



**Figura 3-64** – Clúster en base a las comunidades biológicas (fitoplancton y zooplancton) en las estaciones de la zona del Sistema Hídrico Katari.

**Estaciones seleccionadas para la red mínima de monitoreo en la zona del Sistema Hídrico Katari** – De acuerdo con los análisis de clúster surgirémos las siguientes estaciones:

**Estación SK4** se ubica en la desembocadura del río Katari a la bahía de Cohana. En algunos análisis clúster se considera como un “outgroup” (Figs. 3-21 y 3-23), debido a sus condiciones particulares, como elevada carga de nutrientes, baja oxigenación y elevada conductividad (mayor cantidad de iones por la descarga de aguas contaminadas).

**Estación SK5**, corresponde al puente Katari presentando condiciones de eutrofización, con elevados niveles de  $Cl-a$  y fDOM (“outgroup”) (Fig. 3-22) y baja oxigenación.

**Estación SK7** se ubica en el río Sehuenca que proviene del Municipio de Pucarani, antes de unirse al brazo derecho del río Katari y desembocar en la Bahía de Cumana. Presenta una elevada cantidad de fDOM que aporta a la bahía de Cumana. La composición del fitoplancton y zooplancton resulto muy variable, prueba de contaminación (Fig. 3-23).

**Estación SK10**, corresponde al puente incaico, donde ingresan aguas provenientes de la confluencia de los ríos Sehuenca y el brazo derecho del río Katari hacia la bahía de Cumana.

La zona del Sistema Hídrico Katari puede no ser accesible en época seca por su condición somera (la laguna Cumana se seca), limitando el monitoreo a las épocas H y THS.

## 8.5. Definición de la Red Mínima de estaciones de monitoreo para el Lago Menor

Por los análisis clúster, sugerimos **3 estaciones en zona Noreste** (BH, NE3 y NE7); **5 en zona Central** (CE4, CE8, CE14, CE16 y CE18); **4 en zona del Sistema Katari** (SK4, SK5, SK7 y SK10).

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

Por otra parte, la **zona Noroeste** contaría con una estación **LC (Fosa de Chúa)**, por la cual no se pudo realizar el análisis de clúster. Por la experiencia en las expediciones binacionales entre Perú y Bolivia, también será importante considerar el monitoreo del Centro Piscícola a cargo de IPD-PACU, donde se realiza la crianza de truchas, y puede considerarse en una fuente de contaminación. Por lo tanto, se propone **2 estaciones en zona Noroeste**.



*Figura 3-65 – Mapa ubicación de las 17 estaciones de la red mínima de monitoreo del sector boliviano del Lago Menor del Titicaca.*

La **zona Sur** del Lago Menor no fue monitoreada dentro del proyecto del Observatorio permanente del Lago Titicaca. Tenemos como antecedentes las expediciones binacionales del 2015 y 2016 donde observamos una degradación de la calidad de agua en los sectores de Tiahuanaco, Guaqui y Desaguadero. Así, para la red mínima de monitoreo cubriendo todo el sector boliviano del Lago Menor, proponemos **3 estaciones adicionales en la zona Sur**: S1, S2 y S3, respectivamente frente a **Tiahuanaco, Guaqui y Desaguadero**. Ver mapa en la Fig. 3-65 y coordenadas GPS en la Tabla 3-15.

**Tabla 3-15** – Coordenadas de las estaciones de la red mínima de monitoreo.

REGIONES	ESTACIONES	LAT. S	LONG. W
NORESTE	NE3	-16,326087	-68,634972
	NE7	-16,537057	-68,059568
	BH	-16,246574	-68,680172
NOROESTE	LC	-16,210300	-68,769200
	PACU	-16222869	-68834411
CENTRAL	CE4	-16,336800	-68,736000
	CE8	-16,359184	-68,706554
	CE14	-16,375770	-68,750710
	CE15	-16,393785	-68,754434
	CE18	-16,420097	-68,806938
SISTEMA HIDRICO KATARI	SK4	-16372471	-68668012
	SK5	-16,370913	-68,650710
	SK7	-16,361775	-68,626311
	SK10	-16,350624	-68,629305
SUR	S1	-16,517614	-68,861776
	S2	-16,582102	-68,872252
	S3	-16,558250	-69,035605

## 9. El GeoVisor IIGEO/UMSA como herramienta para el monitoreo espacial del Lago Titicaca *Javier Nuñez Villalba*

### 9.1. Antecedentes

El monitoreo científico en el Lago Titicaca todavía es limitado. Por esta razón, a partir del año 2015 se inició una base de monitoreo con la compilación de datos geográficos concentrados en el GeoVisor UMSA<sup>2</sup>, gracias a nuestro proyecto GeoVisor IIGEO financiado por el programa SPIRALES del IRD (Lazzaro & Nuñez Villalba 2015; Debard *et al.* 2015; Castro Magnani 2015). Este proyecto consistió en almacenar datos geográficos para luego ser visualizado en un GeoPortal Web. El siguiente paso fue la generación de información a través de equipos como sondas batimétricas, espectroradiómetros de campo, vuelos VANT e imágenes de satélite. Además se tienen datos de la primera boya científica con transmisión de datos en tiempo real<sup>3</sup>. Estas herramientas tecnológicas podrán modelar y prevenir fenómenos que puedan afectar al lago Titicaca.

### 9.2. Los Geovisores como herramienta de monitoreo

El término GeoVisor, o GeoPortal, se describe por primera vez en las políticas nacionales de Infraestructura de Datos Espaciales de los Estados Unidos en el año 1994 (Federal

<sup>2</sup> <https://geovisor.umsa.bo> implementado en el Instituto de Investigaciones Geográficas (IIGEO)

<sup>3</sup> <https://olt.geovisorumsa.com/boya/index.html> del proyecto piloto PNUD 'Observatorio OLT'

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

Register 1994). Un GeoPortal es una página web que permite encontrar datos con base en Sistemas de Información Geográfica SIG, e Infraestructura de Datos Espaciales IDEs.

En base al proyecto SPIRALES, se implementó una mejora en el GeoVisor UMSA con el propósito de almacenar la información geográfica del Lago Titicaca (Debard 2015). Los tipos de información que se almacena, son principalmente: imágenes de satélite (datos raster) y elementos vectoriales como cuencas, ríos, contaminantes, servicios, equipamientos, entre otros. Esta plataforma logra una sinergia de redes que facilita la colaboración entre científicos nacionales e internacionales a través de recursos web (Chambilla 2017) (ver las Figs. 3-66 a 3-69). Gracias a esta interacción, es posible visualizar de manera sencilla las variables geográficas relacionadas con el lago Titicaca. Por ejemplo, se ha podido identificar los ríos que presentan mayor contaminación, así como las fuentes de dicha contaminación y sus puntos de desembocadura.



**Figura 3-66** – Pagina inicial del GeoVisor: <https://geovisor.umsa.bo>

Esta interacción permite observar de manera fácil las variables geográficas del Lago Titicaca. Por ej., se pudo observar los ríos que más contaminan, cuáles son sus fuentes y a dónde contaminan. Los ríos Seque y Seco, que atraviesan El Alto de Norte a Sur, captan todos los residuos líquidos de la ciudad. Luego, ambos ríos se conectan con el río Pallina, que cruza la ciudad de Viacha, hasta encontrarse al Sur con las aguas limpias del Río Katari. El río Katari, a partir de su encuentro con el río Pallina, recibe la contaminación de las ciudades hasta desembocar en la Bahía Cohana del lago Titicaca (Fig. 3-67). Los habitantes de los municipios de El Alto y Viacha no perciben que la contaminación de sus ríos afecta a las poblaciones ribereñas del Lago Menor del Titicaca. En este caso se puede identificar a las ciudades como fuente de contaminación. De esta manera el GeoVisor es una herramienta que permite a los tomadores



El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT



Figura 3-68 – Los diferentes Geovisores del GeoVisor IIGEO/UMSA.



Figura 3-69 – Algunos videos de presentación y tutoriales.

Tabla 3-16 – Direcciones WMS conectadas al GeoVisor UMSA.

Institución	Dirección WMS
Autoridad binacional del Lago Titicaca – ALT - GeoTiticaca	<a href="http://visor.geotiticaca.org/geoserver/Est_monitoreo/wms">http://visor.geotiticaca.org/geoserver/Est_monitoreo/wms</a>
Viceministerio de Recursos Hídricos y Riego, MMAyA – GEOSIRH	<a href="http://geo.siarh.gob.bo/geoserver/wms">http://geo.siarh.gob.bo/geoserver/wms</a>
GeoBolivia – SENAMHI	<a href="https://geo.gob.bo/geoserver/senamhi/wms">https://geo.gob.bo/geoserver/senamhi/wms</a>
GeoBolivia - MMAyA	<a href="https://geo.gob.bo/geoserver/mdmaya/wms">https://geo.gob.bo/geoserver/mdmaya/wms</a>

En algunos casos los datos son accesibles a través de formatos estándares de intercambio de información geográfica, como el WMS<sup>4</sup> (Tabla 3-16). En otros casos el intercambio de información se establece bajo convenios específicos y hay que adecuarlos para su visualización geográfica. A pesar de la gran cantidad de información que se genera en instituciones que trabajan en el Lago Titicaca, sigue habiendo un déficit de información. Por ejemplo, datos de parámetros físico químicos en tiempo real, fotografías aéreas infrarrojas que permitan detectar las zonas eutrofizadas, etc.

### 9.3. Implementación de instrumentos para el monitoreo

En una segunda fase de monitoreo, se implementaron instrumentos para la recolección de información primaria (en campo). Por ejemplo:

- **Espectroradiómetro de campo ASD Inc. Field Spec VNIR HandHeld-2 (USA):** Es un instrumento que sirve para obtener, *in situ*, firmas espectrales que permiten validar los datos obtenidos por satélites (Maldonado 2019). El método consiste en realizar salidas de campo sincronizadas con el paso del satélite. En nuestro caso se obtienen firmas espectrales del satélite Landsat-8 cada 16 días. El área que se estudia es el Norte del Lago Menor del Titicaca entre Huatajata y la isla Suriqui. El propósito de este trabajo es construir una biblioteca de firmas espectrales que nos permita identificar el comportamiento de las coberturas que afectan al lago.



**Figura 3-70** – Toma de muestras con espectroradiómetro HandHeld2 en el Lago Menor del Titicaca, Sector Huatajata. Fuente : Nuñez Villalba (2018).

<sup>4</sup> Web Map Service (WMS), es un servicio que produce mapas en un formato estándar para su publicación en la web (OGC n.d.).



*Figura 3-71 – Jaulas flotantes de la Laguna Lagunillas, Santa Lucía, Puno, Perú (foto con drone, IIGEO, 2018). Imagen obtenida en el trabajo de campo del estudio “Determinación de la capacidad de carga de la Laguna Lagunillas – Puno, para el cultivo de trucha Arco Iris (*Oncorhynchus mykiss*) en jaulas flotantes” realizado por el IMARPE (Instituto del Mar del Perú, Puno) y el IIGEO como invitado científico (Polar 2018).*

- **Aplicación de VANTS con cámaras infrarrojas:** El detalle de la información que ofrecen las imágenes de satélite todavía es bajo en la región del Lago Titicaca. En este punto los Vuelos Aéreos No Tripulados (VANTS) con drones se convierten en una solución. Más aún cuando se instalan cámaras infrarrojas que permiten observar con mejor claridad coberturas como el fitoplancton, la clorofila-*a*, los estados de vegetación, entre otros.
- **Boya de monitoreo en tiempo real:** La boya es un esfuerzo interinstitucional entre el IRD, la UMSA, el MMAyA, la Cancillería y la ALT, con un financiamiento del PNUD/GEF, que permite la transmisión en tiempo real de los datos hidrometeorológicos registrados en alta frecuencia (meteo a cada 5 min, calidad de agua a 1 m de profundidad a cada 30 min y a lo largo de un perfil vertical 1-10 m a cada 2 horas). Los datos más importantes que se transmitirán son: a) para la **meteo**: temperatura del aire, dirección y velocidad del viento, precipitación (lluvia, granizada, nieve), presión atmosférica, humedad; y b) para la **calidad del agua**: la concentración de oxígeno disuelto, temperatura, materia orgánica disuelta, turbidez, pH, clorofila-*a*, ficocianina, conductividad del agua (Lazzaro 2019).

Todos estos instrumentos sirven para alimentar en datos al GeoVisor UMSA. Las herramientas descritas nos permiten por primera vez obtener información actualizada del estado de la calidad de agua en el Lago Titicaca, en relación directa con las condiciones atmosféricas sobre el mismo espejo de agua.



**Figura 3-72** – *Boya Hidro-Meteorológica, el día de su despliegue en el Lago Menor del Titicaca el 28 junio de 2019. La boya fue fabricada por XYLEM Inc., <https://www.xylen.com/en-us/>. Comprende una plataforma de 3,6 x 2 metros, una estación meteorológica completa ultrasónica, un perfilador equipado de sonda multiparamétrica subacuática, dos dataloggers y un modem (Lazzaro 2019). Foto: J. Nuñez, despliegue el 28/06/2019.*

## 9.4. Conclusiones

El Lago Titicaca, al ser una región lacustre binacional, hace más difícil su coordinación del intercambio de datos. Sin embargo, las nuevas tecnologías a través del Internet, los mapas web, los estándares de intercambio de información, la 'Big Data', las boyas automáticas, entre otros, permiten crear plataformas web como un punto de encuentro ('hotspot') para el almacenamiento e intercambio de toda su información. El GeoVisor UMSA como plataforma de monitoreo del Lago Titicaca es imprescindible. Esta plataforma permite integrar datos de diferentes fuentes de información, estaciones de monitoreo y principalmente datos geográficos. Al mismo tiempo, el GeoVisor, no pretende ser una plataforma que recopile datos. La filosofía del GeoVisor es ser un punto de encuentro entre diferentes Infraestructuras de Datos Espaciales. Por ej., la ALT con el GeoTiticaca desarrolla y almacena sus propios datos en sus servidores. Lo único que comparte es su dirección WMS o WFS para ver su información geográfica. La intención es que cada institución que genere información geográfica en los estándares establecidos, comparta su información sólo para su visualización. De esta manera sabremos con que datos se cuenta, y que tipo de información se genera.

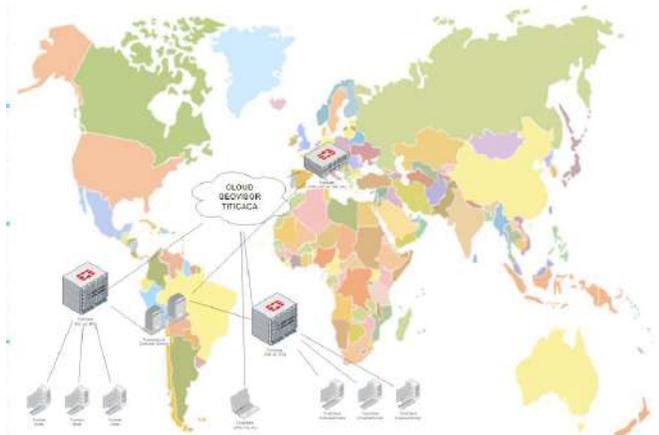
Además del intercambio de información geográfica, esta plataforma permite crear una **Red de Usuarios** que investigan sobre el Lago Titicaca.

## 9.5. Recomendaciones

**Estabilidad del GeoVisor** – Es fundamental establecer una coordinación basada en una filosofía de interoperabilidad y trabajo colaborativo para garantizar la estabilidad de la plataforma. Por ej., el GeoVisor UMSA actualmente cuenta con sus servidores ubicados en La Paz. Sin embargo, si la ALT, el IRD, MMAY, IMARPE, ANA y otras instituciones deciden crear su propio GeoVisor, esto contribuirá a fortalecer la plataforma y evitar depender exclusivamente de una institución. En caso de que el GeoVisor UMSA experimente alguna interrupción, ya sea por razones técnicas o de otra índole, se activarán los servidores de los demás GeoVisores que pueden estar ubicados en Perú, Francia, Bolivia u otros países. De esta manera, si el GeoVisor UMSA vuelve a estar operativo, contará con un respaldo sólido. Este enfoque garantiza que la estabilidad de la plataforma no se vea afectada por limitaciones de espacio o tiempo.

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

Para lograr este objetivo, es necesario estandarizar los formatos de trabajo y coordinar de la mejor manera posible la creación de "espejos de respaldo" en los servidores de cada institución asociada. Esto permitirá una sincronización eficiente de los datos y asegurará la disponibilidad constante de la información geográfica en toda la red de GeoVisores que monitorean el Lago Titicaca.



**Figura 3-73** – Propuesta de Red de Servidores de Respaldo para el monitoreo del Lago Titicaca a través de un GeoVisor. Fuente: Javier Nuñez Villalba, elaboración propia.

**Red de Boyas Automáticas** – El año 2019 se instaló la primera boya automática a unos 4 km en frente de Huatajata, en el sector boliviano de la región Noreste del Lago Menor. Gracias a una buena coordinación, la instalación de la segunda boya automática HydroMet, también financiada mediante un piloto del proyecto GIRH TDPS, fue desplegada en noviembre 2021, frente a Chucuito, Perú, a fin de monitorear los impactos de la piscicultura de truchas en centenas de jaulas flotantes sobre la calidad de agua de la bahía externa de Puno. Estas boyas idénticas, con las mismas características, realizan un monitoreo permanente de la superficie (1 m) y la columna de agua (1-15 m), con alta frecuencia (5 y 30 min a 2 horas), en tiempo real (Lazzaro *et al.* 2021). Al finalizar la pandemia de COVID 19, con la reanudación del transporte y las actividades, se ha visto necesario comparar la evolución de los parámetros del monitoreo remoto que realizan las boyas HydroMet. Por esta razón es esencial el mantenimiento de su operación, al igual que el GeoVisor. Debe realizarse bajo coordinación entre instituciones involucradas que mantengan un personal y presupuesto estable, permanente a largo plazo.

**Catastro de jaulas flotantes para la piscicultura** – En el sector peruano las políticas para el Lago Titicaca se orientan a la mejora de la piscicultura con buenos resultados. En contraste, la actividad piscícola, incluyendo la pesca artesanal, se ha degradado con mayor énfasis en el sector boliviano. En Bolivia, no hay un objetivo común que tenga como política mejorar la pesca como actividad económica. Las políticas están más orientadas a la romántica idea de cuidar el Lago, pero no hay un objeto común de cuidar la calidad de agua para mejorar la piscicultura. La piscicultura en Bolivia no tiene normas establecidas y no existe un catastro de jaulas flotantes. En resumen, no sabemos con precisión cuanto producimos de peces, que tipo de peces, en qué condiciones. Todas las políticas del gobierno están orientadas al turismo. Las mismas

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT comunidades no ven la actividad de la pesca como un buen negocio, siendo sacrificado y poco rentable. Por esta razón, y a manera de conclusión, el monitoreo del Lago Titicaca intenta ser una herramienta para mejorar la calidad de agua y la producción piscícola como una actividad sostenible sin dañar su ecosistema.

## 10. El sitio web del observatorio OLT

*Marcela Andrea Ormachea Rojas*

### 10.1. Desarrollo del sitio web

El sitio web del observatorio OLT, ahora existe en dos versiones: una versión en español y otra en inglés.

<https://olt.geovisorumsa.com/> (versión en español)  
<https://olt.geovisorumsa.com/english/index-en.html> (versión en inglés)  
<https://girh-tdps.com/proyecto-piloto-05/> (el OLT en el sitio PNUD/GEF GIRH TDPS)



**Figura 3-74**– Pagina inicial del sitio del observatorio OLT.

La pestaña de inicio presenta una información detallada del proyecto dividida en los siguientes temas:

*Objetivos | Descripción | Ámbito de intervención | Estrategias | Beneficiarios | Resultados*

Inicio Estrategias Datos Biblioteca Investigadores Publicaciones Presentaciones Vídeos Contact

## PROYECTO PILOTO PNUD 05-B-05 (2019-2021): Observatorio permanente del Lago Titicaca (OLT)

El Proyecto Piloto PNUD/GEF 05-B-05 'Observatorio permanente del Lago Titicaca' es uno de los once proyectos piloto (cinco en Bolivia y seis en el Perú) que constituyen el Proyecto Binacional GIRH TDPS (Gestión Integral de Recursos Hídricos del sistema hídrico Titicaca-Desaguadero-Poopó-Salar de Coipasa; <https://gih-tdps.com/proyecto-piloto-05/>). Este es financiado por tres años (2019 a 2021) por el GEF (Global Environment Facility) y administrado por el PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo; UNDP por su sigla en inglés). El Piloto 05-B-05 es una cooperación científica entre investigadores de planta y asociados del Instituto de Ecología (IE) y el Instituto de Investigaciones Geográficas (IGIG), ambos de la Universidad Mayor de San Andrés (UMSA) e investigadores del IRD-Francia (Instituto de Investigación para el Desarrollo).

La meta práctica de este piloto es apoyar la toma de decisión de la UGCK/MMaYa (Unidad de Gestión de la Cuenca Katari, del Ministerio de Medio Ambiente y Agua), la Cancillería (Ministerio de Relaciones Exteriores), el SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología) y la ALT (Autoridad binacional autónoma del Lago Titicaca), entre otras instituciones, sobre la evaluación del estado, la conservación, la gestión y la restauración del Lago Titicaca, con informaciones y datos actualizados confiables de calidad provenientes de investigación y monitoreo.

También su función es de anticipar la evolución futura del ecosistema del Lago Menor del Titicaca, ya que esta entre los más vulnerables por ser tan poco profundo y tan poblado, en función de la combinación de los fuertes impactos del cambio climático y antrópicos: en particular la intensificación de los eventos extremos (sequía, lluvias) fuera de época, combinada con el deterioro de los ambientes y las contaminaciones múltiples de origen doméstica, industrial, agrícola y/o minera.

### Objetivo

El proyecto piloto PNUD/GEF 05-B-05 tiene como objetivo comprender el funcionamiento biogeológico y ecológico de las regiones norte y central poco profundas en la sección boliviana del Lago Menor del Titicaca fuertemente impactadas por la combinación del cambio climático intenso y de una creciente contaminación antropogénica proveniente de la cuenca del Río Katari. El desarrollo de las **investigaciones científicas** se basan en **tres estrategias de monitoreo**: (a) un monitoreo automatizado con alta frecuencia (minutos, horas) y visualización en tiempo real mediante una **boya hidrometeorológica**, anclada en una zona de 16 m de profundidad, integrando la dinámica de la región norte más poblada, (b) un programa de muestreo rutinario en una red de **estaciones litorales poco profundas** (< 5 m) directamente influenciadas por la contaminación y (c) un **sensoramiento remoto satelital** el cual permite un análisis multitemporal de la condición del agua a la escala global del Lago Menor.

### Descripción

Figura 3-75 – Informaciones del observatorio OLT presentadas en la página inicial.

## 10.2. Ventusky - meteo *in vivo*



Figura 3-76 – Página de inicio de Ventusky:

Con Ventusky, se puede volver 6 meses atrás, como también a previsiones para las próximas 2 semanas, sobre un gran número de variables meteorológicas clave, como:

Temperatura percibida | Precipitación | Radar | Satélite | Nubes | Velocidad del viento | Ráfagas de viento | Presión atmosférica | Tormentas eléctricas | Humedad | Holas (par el mar) | Cobertura de nieve (en glaciares) | Calidad del aire

<https://www.ventusky.com>

Para planear nuestras misiones en el Lago, por ejemplo, asegurarnos con anticipación que el tiempo será bueno, que no tendremos lluvias o vientos muy fuertes, o que no habrá

nubes que perjudiquen la calidad de las imágenes satelitales, nosotros usamos la aplicación web Ventusky: <https://www.ventusky.com/> En estos últimos años, las previsiones de Ventusky han sido muy exactas casi siempre, y se actualizan en tiempo real. Por lo que hemos instalado un enlace a Ventusky en la página de inicio del observatorio OLT.

La aplicación **Ventusky** ha sido desarrollada en la empresa **InMeteo**, en colaboración con Marek Mojžík y Martin Prantl. Se trata de una empresa meteorológica checa con sede en Pilsen. Esta empresa se centra en la predicción del tiempo y la visualización de datos meteorológicos. El principal proveedor de datos meteorológicos para Ventusky es el **DWD**<sup>5</sup> y la **NOAA**<sup>6</sup>. Las capas de radar tienen varias otras fuentes específicas del país.

Abajo, se presenta la ventana activa del sitio web del OLT hacia la aplicación Ventusky. Se puede visualizar las direcciones de los vientos (en m/s y km/h), y también la ubicación de la Boya HydroMet (círculo negro).



**Figura 3-77**– Enlace de la aplicación Ventusky activa en el sitio web del observatorio OLT.

<sup>5</sup> **DWD - Deutscher Wetterdienst** ([https://www.dwd.de/DE/Home/home\\_node.html](https://www.dwd.de/DE/Home/home_node.html)) es el servicio meteorológico de la República Federal de Alemania bajo la dirección del Ministerio Federal de Transporte, Construcción y Asuntos Municipales.

<sup>6</sup> **NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration** (<https://www.noaa.gov>), la **Administración Nacional Oceánica y Atmosférica** es la agencia estadounidense encargada de estudiar el océano y la atmósfera. Los científicos dedicados de la NOAA utilizan investigación de vanguardia e instrumentación de alta tecnología para proporcionar a los ciudadanos, planificadores, gestores de emergencias y otros responsables de la toma de decisiones la información fiable que necesitan, cuando la necesitan.

### 10.3. Estrategias



Figura 3-78 – Las tres estrategias de investigación y monitoreo del observatorio OLT.

Las actividades de investigación y seguimiento del proyecto piloto se basan en **tres estrategias interactivas** (Fig. 3-78). Para dar a conocer cada una de estas estrategias, se diseñó una pestaña para cada una donde podremos encontrar la información más detallada.

### 10.4. Monitoreo de alta frecuencia - Mi Boya



Figura 3-79 – La página de inicio de la pestaña 'Mi Boya'.

La pestaña 'Mi Boya' detalla la información sobre la Boya HydroMet (hidrometeorológica), dicha información se divide en **tres pestañas**:

**Inicio** – Donde se encontrará todo acerca del despliegue de la Boya, el porqué de una boya en el lago, su ubicación y la ceremonia que se llevó a cabo el día de su inauguración.

**Diseño y características de “Mi Boya”** – Se encontrarán todas las características físicas de la Boya, desde los distintos tipos de boya que existen en el mercado internacional en los cuales se basaron para llegar al diseño final, los parámetros que mide la boya, cada una con su definición y finalmente el funcionamiento de la Boya.

**Álbum** – Un álbum de fotos de la boya el día de su instalación e inauguración en el Lago Titicaca, 27 junio 2019.

## 10.5. Monitoreo periódico - Campañas lacustres

**Inicio**

### Campañas limnológicas - Monitoreo periódico

#### Estrategia

Para evaluar la evolución espacial del estado de la calidad de agua en las zonas de influencia de las aguas residuales provenientes de El Alto mediante la cuenca Katari, se realizan campañas limnológicas de muestreo y medición en estaciones representativas. Estas estaciones son ubicadas en varios sectores de la región noreste (Chía, Huatajata, Isla Paco (Suriqui), Quehuaya, bahía de Cumana, Puerto Pérez, Isla Cojata, Huarina), la región central (desembocaduras de los ríos Katari, Sefuenca y Cohana, laguna de Cumana, bahía de Cohana), y la región sur de bahía Cohana (Islas Pariti y Sicoya, totoraes del litoral, Chojavi y canal del Katari, litoral en dirección a la península de Taraco) (ver mapa).

Se repite estas campañas a lo largo de los periodos más representativos del año, o sea durante las épocas seca (mayo – octubre) y lluviosa (noviembre – abril), así como durante las transiciones entre épocas lluviosa y seca, y seca y lluviosa. Los dos periodos de mayor riesgo de deterioro son la época lluviosa (con mayor aporte de contaminación múltiple: doméstica, industrial y minera) y la transición hacia la época seca cuando (con la mayor evaporación y la reducción de los caudales de los ríos) ocurre la concentración de los contaminantes y nutrientes que favorecen el crecimiento de las microalgas. Esas campañas tienen dos objetivos: (1) Cuantificar la variabilidad estacional e interanual de los parámetros, repitiendo estas campañas a lo largo de los tres años del piloto (2019-2021). (2) Identificar una red de monitoreo de la calidad de agua, seleccionando las estaciones más representativas para el estudio de los procesos de eutrofización, la ubicación de gradientes de eutrofización y de zonas con mayor riesgo de proliferación (llamada eflorescencia o "bloom") de microalgas del fitoplancton. De hecho, los "blooms" pueden provocar mortandades masivas de peces.

**Figura 3-80** – La página de inicio de la pestaña ‘Campañas limnológicas’.

En este sitio web podremos encontrar un menú lateral donde se ubican las pestañas:

**Inicio** – Donde se describe el ¿cómo? y ¿por qué? se realizan las campañas limnológicas en una red de estaciones representativas en las que se miden parámetros con sondas y se muestrea el fitoplancton, el zooplancton y el perifiton sobre las totoras. Donde podremos encontrar las características de las sondas y de los colectores de muestras que son utilizados.

**Fotos** – Donde encontrarán fotografías de las campañas que se realizan y del equipo de investigadores.

**Videos** – Donde se encontrarán fotos y cortos videos tomados con drone.

## 10.6. Monitoreo en escala global – Teledetección satelital

### Monitoreo espacial de la distribución de concentraciones de clorofila-a en las áreas someras del Lago Titicaca

Autor: Alberto Maldonado Albuja<sup>7</sup>  
Instituto de Investigaciones Geográficas (IIGEO), Universidad Mayor de San Andrés (UMSA), Campus de Chuquiaguá, Calle 20 s/n, La Paz, Bolivia  
Proyecto P1401/07 2018-05, Observatorio permanente del Titicaca<sup>7</sup>

Los ecosistemas acuáticos son afectados negativamente por la eutrofización, siendo los principales nutrientes el nitrógeno [N] y el fósforo [P] o la combinación de ambos lo que controla el crecimiento del fitoplancton, la biomasa y la composición de especies. Este fenómeno es cada vez más frecuente en varias partes del mundo y está íntimamente asociado al desarrollo urbano, a las actividades agrícolas e industriales. A esto se suma, otros factores indirectos, como ser el embalsado de ríos, la modificación de la vegetación, el uso de suelos, y los cambios climáticos (calentamiento global), creando así condiciones óptimas para las proliferaciones descontroladas o "blooms" de microalgas del fitoplancton. Las aguas eutrofizadas tienen impactos negativos ecológicos, sanitarios y económicos.

La teledetección espacial, se convierte en una herramienta útil para poder vigilar la concentración de la clorofila-a presente en el Lago Titicaca, obteniendo una buena cobertura espacial y temporal. La clorofila-a es el principal pigmento responsable por la fotosíntesis del fitoplancton (y de las plantas en general). La concentración de clorofila-a del fitoplancton puede ser usado como un proxy de su biomasa.

Las medidas in situ de la clorofila-a provenientes de la boya y de las campañas de monitoreo periódico permiten validar las medidas obtenidas mediante las imágenes de satélite. Las medidas satelitales de clorofila-a así obtenidas permiten mapear su distribución espacial a la escala del Lago Titicaca. Entonces, permite ubicar zonas de mayores concentraciones, para anticipar el desarrollo de los "blooms" de microalgas del fitoplancton.

Imágenes satelitales (Sentinel 2)



**Figura 3-81** – La página de inicio de la pestaña 'Monitoreo satelital de la clorofila-a'.

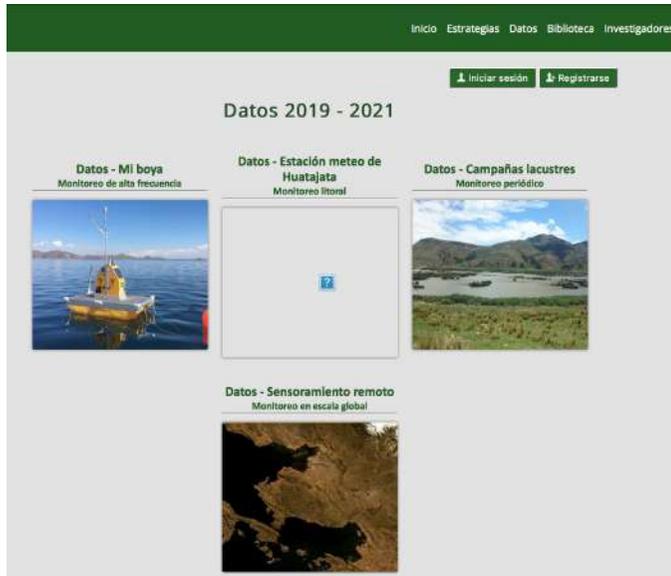
Esta pestaña describe el procedimiento para descargar las imágenes de satélites, procesar la corrección atmosférica y validar las concentraciones de clorofila-a en las zonas poco profundas del Lago Titicaca. Pronto será completada con un tutorial y los últimos resultados obtenidos con validación *in situ* en estaciones y transectos<sup>7</sup>. También se completará con imágenes de distribución de concentraciones en clorofila-a, así como de 'time-lapses' (animaciones de imágenes satelitales en intervalo de tiempo: 16 días para Landsat-8 y 5 días para Sentinel-2) donde se podrá visualizar el desplazamiento de 'hotspots' de eutrofización (o sea, puntos de altas concentraciones en clorofila-a).

## 10.7. Datos

En esta pestaña se podrá encontrar todos los datos en formato de gráficos de las diferentes estrategias. En la parte superior derecha se encuentra los botones 'Iniciar sesión' y

<sup>7</sup> Transecto = Muestreo caracterizado por la toma de datos en determinados recorridos prefijados

‘Registrarse’, los cuales son funcionalidades del **Sistema de Información**, donde pueden ingresar y registrarse los usuarios para ser habilitados en descargar bases de datos en formato bruto .csv.



*Figura 3-82 – Página de inicio de la pestaña ‘Datos’ para las 3 estrategias, con los dos botones (‘Iniciar sesión’ y ‘Registrarse’) del Sistema de Información (SI) arriba a derecha.*

## 10.8. Datos Mi Boya



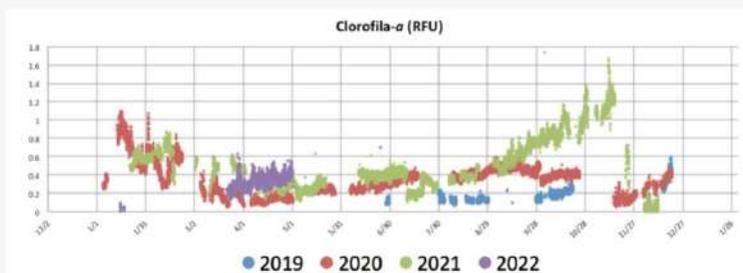
En el sitio de datos de Mi Boya se podrán encontrar **dos pestañas: ‘Calidad de agua’ y ‘Meteo’**. Donde se presentarán de forma gráfica comparativa los datos generados por la **sonda multiparamétrica YSI EXO2** a lo largo de perfiles verticales (1-10 m, con frecuencia 2 horas) y series temporales (a 1 m de profundidad, frecuencia 30 min), así como por la **estación meteo Vaisala** (frecuencia 5 min), durante 3 períodos: de 2019 a 2020, de 2019 a 2021 y de 2019 a 2022, con una interpretación debajo de cada gráfico.



**Figura 9a** - Evolución de la concentración en clorofila-a. **Promedio +/- error estándar = 0,875 +/- 0,003 RFU.**

La clorofila-a es el principal pigmento fotosintético de los vegetales (plantas y fitoplancton). En ecología acuática y limnología, la concentración en clorofila-a sirve de bioindicador de la biomasa de las microalgas del fitoplancton, entonces del nivel de eutrofización. El sensor EXO de algas totales contiene dos haces de excitación: uno azul (470 nm) que excita directamente la molécula de clorofila, y otro naranja (590 nm) que excita la ficocianina, el pigmento accesorio que se encuentra en las cianobacterias. Las medidas de concentraciones en clorofila-a y ficocianina son expresadas en RFU (Relative Fluorescence Unit) y  $\mu\text{g/L}$ . Los factores de conversión son: **1 RFU = 6  $\mu\text{g/L}$**  según el fabricante (YSI) y **1 RFU = 8  $\mu\text{g/L}$**  cuando se utiliza la sonda fluorimétrica Fluoroprobe BBE Moldaenke (experimentación propia, cuando sumergimos simultáneamente nuestras sondas YSI EXO y Fluoroprobe BBE a la misma profundidad (X. Lazzaro, experimentación propia). Entonces, **en promedio** la clorofila-a alcanza valores de **5,3 a 7,0  $\mu\text{g/L}$** , con **máximos de 15 a 20  $\mu\text{g/L}$**  en las estaciones lluviosas de 2019 y 2020, y 21 a 28  $\mu\text{g/L}$  en la estación lluviosa de 2021. Como comparación, las concentraciones de clorofila-a (método de extracción con acetona) no pasaban de 3  $\mu\text{g/L}$  en el Lago Menor en 1979-1980 (Lazzaro 1981). O sea, actualmente las concentraciones máximas en superficie del centro de la región norte pueden alcanzar valores 5 a 9 veces mayores... a pesar de la intensa radiación solar sub-superficial (visible y ultravioleta) que inhibe la fotosíntesis.

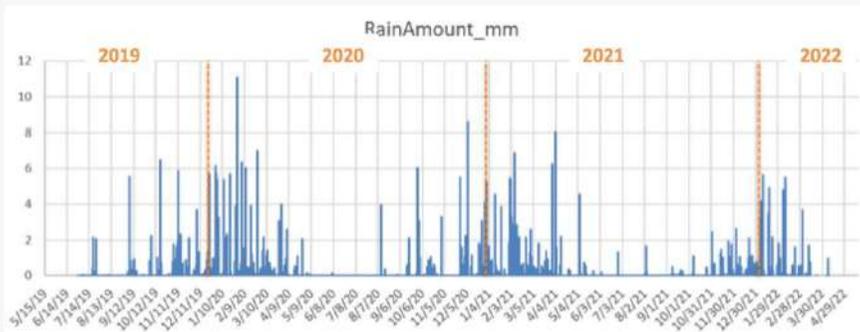
Según la **clasificación abierta** (o sea que los rangos de valores de los estados se solapan) de la OECD (1982), 0,3-4,5  $\mu\text{g/L}$  corresponde a un estado oligotrófico, 3,0-11  $\mu\text{g/L}$  a un estado mesotrófico, y 2,7-78  $\mu\text{g/L}$  a un estado eutrófico. Entonces, en cuanto el Lago Menor se caracterizaba por un estado oligotrófico en 1979-1980, actualmente oscila estacionalmente entre los estados mesotrófico y eutrófico. Junto a los otros parámetros, esto confirma el rápido progreso de la eutrofización.



**Figura 9b** - Comparación de la evolución estacional de la concentración en clorofila-a entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022. Lo que salta a la vista es: a) En relación a los otros años, el período de confinamiento (marzo-octubre 2020, rojo) exhibe las menores concentraciones en clorofila-a; b) La época de lluvias 2021 (septiembre-diciembre, verde) exhibe las mayores

**Figura 3-84** – Ejemplo de presentación gráfica de la evolución de un parámetro de calidad de agua (aquí la clorofila-a) a lo largo del período de estudio (junio 2019 a abril 2022).

4.- Pluviometría (mm/5 min)



**Figura 4a** – Evolución de la pluviometría en alta frecuencia (mm/5 min) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet, centro de la región norte del Lago Menor. Promedio +/- error estándar = 0.007 +/- 0.000 mm/5 min.

Con mediciones en alta frecuencia (5 min; Fig. 4a), se observa que las duraciones de los períodos de lluvias más intensas se reducen a lo largo de los tres años de estudio: del 12 sept 2019 al 09 mayo 2020; del 06 sept 2020 al 04 mayo 2021; del 31 oct 2021 al 29 abril 2022. También, las intensidades máximas de las lluvias bajan de 11 mm/5 min en 2019-2020, 9 mm/5 min en 2020-2021, a  $\approx 6$  mm/5 min en 2021-2022, lo que aparentemente contradice la hipótesis de aumento de las intensidades de los eventos y de sus frecuencias; sin embargo, nuestro período de estudio es demasiado corto para inferir conclusiones significativas con relación a las tendencias futuras. Sin embargo, estos son indicios de un aumento notorio de las condiciones de aridez. O sea que ya el cambio climático

**Figura 3-85** – Ejemplo de presentación gráfica de la evolución de un parámetro meteorológico (aquí la pluviometría) a lo largo del período de estudio (junio 2019 a abril 2022).

## 10.9. Datos – Campañas lacustres



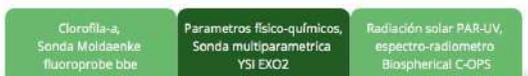
**Figura 3-86** – Página de inicio de la pestaña ‘Campañas lacustres’.

Este sitio se divide en dos secciones: campañas realizadas y caracterización de las comunidades biológicas.

**Campañas realizadas** – Aquí se encuentran los gráficos de la sonda FluoroProbe bbe (concentración de clorofila-a en 4 clases de micro-algas), la sonda multiparamétrica YSI EXO2

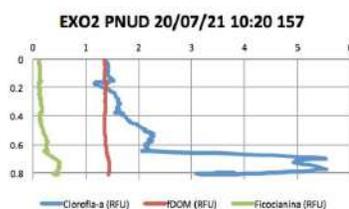
El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

(parámetros físico - químicos) y el **espectro-radiómetro Biospherical C-OPS** (atenuación vertical de la radiación solar incidente visible PAR y ultra-violeta UV-B y UV-A) en la columna de agua, que se utilizarán durante las más de 40 campañas realizadas en el ámbito del proyecto piloto.



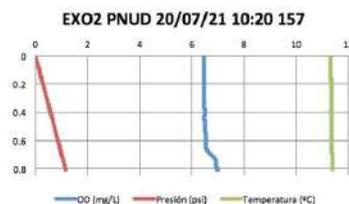
Xavier Lazzaro<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Biología de los Organismos y Ecosistemas Acuáticos (BOREA), Instituto de Investigación para el Desarrollo Piloto PNUD/GEF 05-9-05 'Observatorio permanente del Titicaca'



Lorem ipsum dolor sit am dolore magna aliqua. Ut e ea commodo consequat. D nulla pariatur. Excepteur si id est laborum.

**Figura 3-87** – Ventana de visualización de los gráficos de perfiles verticales obtenidos con la sonda YSI EXO2 en la estación 157 el 20/07/21 a las 10:20.



**Caracterización de las comunidades biológicas** – Se encontrarán los reportes realizados por los investigadores del proyecto, sobre la dinámica de las comunidades de fitoplancton, zooplancton, perifiton sobre los tallos de las totoras, la red mínima de estaciones de monitoreo, la evolución de la extensión de los totorales de 1979 a 2021 (mediante imágenes de satélite).

## 10.10. Sistema de Información (SI)

Para poder tener acceso a las bases de datos (brutos, validados; en formato .csv) generados por los equipos del observatorio OLT, los usuarios deben ser habilitados por un comité inter-disciplinar que deberá ser constituido. Por supuesto, las instituciones implicadas (como UMSA, IRD, MRE, MMayA, UOB, SENAMHI, ALT, entre otras) serán habilitadas como tal.

Para esto, los usuarios profesionales de estas instituciones y de otras, como las académicas, en prioridad de Bolivia y del Perú, deberán llenar los siguientes **formularios de registro**: formulario de **creación de cuenta** (Fig. 3-88), solicitud de **acceso a los datos** (Fig. 3-89) y

formulario de **consultación de datos** (Fig. 3-90), este último deberá ser descargado y llenado a mano señalando los datos que el usuario desea obtener.

**Paso 1: Formulario de creación de cuenta**

• Rellene los campos con sus datos personales, los clic en "siguiente" para emitir su solicitud de creación de cuenta. Los campos con (\*) son obligatorios, caso contrario la solicitud no será enviada.

• Seleccione su tipo de usuario:  Investigador  Tomador de decisiones

• Nombre de usuario:

• Contraseña (mín. 4 dig):   Mostrar Contraseñas

• Ingrese su contraseña nuevamente:

• Correo:

• Apellidos:

• Nombres:

Teléfono:

Celular (+código de país):

**Figura 3-88** – Este formulario de creación de cuenta deberá ser llenado con los datos personales del usuario.

**Paso 2: Solicitud de acceso a los datos**

• Organización/ Empresa/ otroadespecificar:

• Función (investigador, profesor, estudiante de doctorado, otro):

Si usted es estudiante de doctorado, o bajo un contrato de servicios, por favor especifique el nombre de su supervisor:

Dirección profesional, ciudad, estado, país:

• Propósito de la solicitud: por favor, indique el propósito para el que desea obtener estos datos:

Si su estudio está en colaboración con un científico del Observatorio OLT, por favor indique su nombre:

**Figura 3-89** – Este formulario deberá ser llenado por el usuario con el propósito de solicitar los datos deseados en función de la institución, universidad, organización o empresa a la que pertenece y su función que cumple.

También, el usuario deberá descargar y firmar las **condiciones de uso del Sistema de Información** (Fig. 3-91), donde en sus informes y publicaciones se comprometerá a citar al OLT como fuente. Una vez llenados estos documentos deberán adjuntarse con los demás formularios y enviarse a [xavier.lazzaro@ird.fr](mailto:xavier.lazzaro@ird.fr) y [jnunezvilalba@gmail.com](mailto:jnunezvilalba@gmail.com) . Los pasos para realizar la descarga de los archivos y el procedimiento que se debe seguir se encontrarán de forma más detallada en la parte superior de los formularios.

# El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

Researchers > Data Query > Data availability and synthesis

This interface provides an overview of the temporal distribution of the data available in the database and, eventually, allows to identify patterns in the measured variables. Some types of data (other types) are stored in the SI, but their data do not appear in the summary on this page. You can find the list and content here: [The content of the SI data availability](#). These data types are available for extraction in the section "Selection of files from other servers".

First, Last name: \_\_\_\_\_  
 Institution: \_\_\_\_\_  
 Email: \_\_\_\_\_

**Data consultation form**  
 Please check the appropriate boxes

Location	Data type	Logistics	Characteristics	Period	Variables
<input type="checkbox"/> Titicaca Minor Lake <input type="checkbox"/> Cohana Bay <input type="checkbox"/> Cumana Lagoon <input type="checkbox"/> Mouths of the Katari and Suenuca Rivers <input type="checkbox"/> South of Cojata Island	<input type="checkbox"/> Water quality <input type="checkbox"/> Meteorology	<input type="checkbox"/> Buoy <input type="checkbox"/> Stations <input type="checkbox"/> Transects <input type="checkbox"/> Huatajata meteo station <input type="checkbox"/> Sentinel-2 image with atmospheric correction of Chlorophyll-a	<input type="checkbox"/> Surface <input type="checkbox"/> Vertical profiles	2019 2020 2021 2022 Jan <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Feb <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Mar <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Apr <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> May <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Jun <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Jul <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Ago <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Sep <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Oct <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Nov <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> Dec <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<b>Water quality</b> <input type="checkbox"/> Temp_°C <input type="checkbox"/> Cond_µS/cm <input type="checkbox"/> pH <input type="checkbox"/> ORP_mV <input type="checkbox"/> DO_mg/L <input type="checkbox"/> DO_2% <input type="checkbox"/> Turbid_NTU <input type="checkbox"/> Chl-a_RFU <input type="checkbox"/> Chl-a_µg/L <input type="checkbox"/> Phycoc_RFU <input type="checkbox"/> Phycoc_µg/L <input type="checkbox"/> tDOM_RFU  <b>Meteo</b> <input type="checkbox"/> AirTemp_°C <input type="checkbox"/> BaroPress_mmHg <input type="checkbox"/> WindSpdAvg_m/s <input type="checkbox"/> WindDir_degree <input type="checkbox"/> RHPC_% <input type="checkbox"/> RainAmount_mm <input type="checkbox"/> HallAmount_hhPercm <sup>2</sup> <input type="checkbox"/> SolarRad_W/m <sup>2</sup>

Purpose of your request  
 Elaboration of a comparative database on Lake Titicaca  Bolivia  Peru  International  
 Publish  a paper  a book/chapter  a report  
 Other, specify ....

Sitio web del 'OLT – Observatorio permanente del Lago Titicaca': <https://olt.observatorumlago.org/> (versión en español)  
<https://olt.observatorumlago.org/english/index-en.html> (versión en inglés)  
 Contact OLT: [ObservatorioLagoTiticacaOLT@gmail.com](mailto:ObservatorioLagoTiticacaOLT@gmail.com)  
 /Formulario consulta datos\_130522.pptx

**Figura 3-90 –** Formulario de consultación de datos, aquí la versión en inglés. Nota: todos los formularios, así como el documento de condiciones de uso, son disponibles en español, inglés y francés. El usuario selecciona la versión que quiere llenar.

Condiciones de uso - Sistema de Información OLT – IIGEO/UMSA, IE/UMSA & BOREA/IRD, La Paz – <https://...>



## Condiciones de uso del sistema de información y de los datos del 'Observatorio permanente del Lago Titicaca' (OLT-IS1)

Las presentes condiciones de uso se aplican 1) al uso de los datos del 'Observatorio permanente del Lago Titicaca' (OLT)<sup>1</sup> producidos y gestionados en el GeoVisor IIGEO/UMSA-IRD<sup>2</sup> por el IIGEO/UMSA (Instituto de Investigaciones Geográficas) y el IE/UMSA (Instituto de Ecología) de la Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia) & el laboratorio BOREA/IRD (Biología de los Organismos y Ecosistemas Acuáticos / Instituto de Investigación para el Desarrollo, Paris, Francia) y sus socios, sus propios datos y los datos de terceros de los que el UMSA y el IRD son depositarios, y 2) a la aplicación informática que gestiona y pone a disposición estos datos. Toda utilización del sistema de información (SI) del OLT y toda extracción de datos implica la aceptación y el respeto de todos los términos de las presentes condiciones generales de utilización.

Constituyen un acuerdo entre el OLT (IIGEO/UMSA, IE/UMSA & BOREA/IRD) y la persona que solicita el uso, definida en adelante como el **Usuario**.

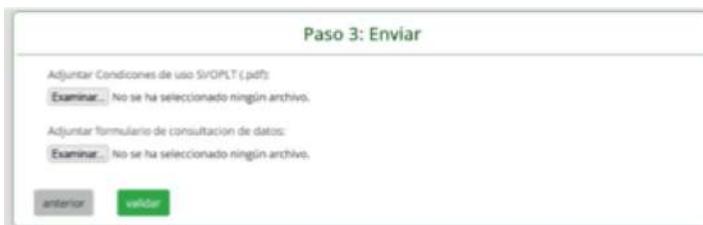
### ARTÍCULO 1 - DEFINICIONES

**El Sistema de Información OLT-IS:** Se refiere a la totalidad de la base de datos del Observatorio permanente del Lago Titicaca (OLT) y a la aplicación informática que gestiona y pone a disposición dichos datos. El sistema de información se pone a disposición del usuario en las presentes condiciones de uso (CdU). Contiene los datos y los datos derivados.

**Figura 3-91 –** Documento de Condiciones de uso del SI, que deberá firmar el usuario y adjuntar a los formularios a momento de enviar su solicitud.



**Figura 3-92** – En esta pagina se encontrarán los archivos para descargar y llenar en formato de .pdf, así como los pasos a seguir para enviar la solicitud de registro.



**Figura 3-93** – Esta ventana deberá ser validada, adjuntando los formularios llenados y el documento de condiciones de uso del SI/OLT firmado en formato de pdf.

## 10.11. Publicaciones

A lo largo del proyecto piloto, nuestros investigadores realizaron diversas publicaciones (como artículos, reportes, cartillas y libros), las cuales podrán encontrarse en esta pestaña con la posibilidad de ser descargadas en formato de .pdf, de forma gratuita.



**Figura 3-94** – Página de inicio de la pestaña 'Publicaciones' con las referencias descargables con un simple clic en el texto.

## 10.12. Presentaciones

Creamos una pestaña para almacenar las presentaciones (en formato .pdf) realizadas en los distintos eventos (foros, conferencias, talleres) por los miembros del equipo del proyecto.

En los próximos meses, almacenaremos todas las presentaciones que hemos realizado desde 2019. Hasta el momento, almacenamos solo las presentaciones de los 3 talleres de restitución de los resultados del proyecto 'OLT':

- 1º taller para los actores locales, en Quehuaya, Lago Menor, el 17/03/22.

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

- 2º taller técnico para los socios institucionales, en el colegio franco-boliviano, Achumani, zona Sur, La Paz, 29/03/22.
- 3º taller para las instituciones participantes, en el salón Tiwanaku, Ministerio de Relaciones Exteriores / Cancillería, Plaza Murillo esq. Ingavi., Centro, La Paz, 13/04/22.

Con un clic en los títulos de las presentaciones, se podrán descargar en formato *.pdf*.



**Figura 3-95** – Página de inicio de la pestaña ‘Presentaciones’, con los iconos de los tres Talleres técnicos realizados por el equipo del observatorio OLT. Un clic en ‘ver más’ permite descargar las presentaciones en formato de *.pdf*.

## 10.13. Biblioteca

Para que los usuarios puedan tener más información relacionada al ecosistema del Lago Titicaca, creamos una pestaña ‘Biblioteca’ donde se podrán descargar artículos, libros de diferentes autores en formato de *.pdf*, por temática, de forma gratuita.



**Figura 3-96** – Página de inicio de la pestaña ‘Biblioteca’ con las referencias descargables en .pdf.

## 10.14. Investigadores

Para resaltar la importancia de todas las personas y socios que contribuyeron al proyecto se creó una pestaña especial sobre los científicos e investigadores de diferentes áreas y los colaboradores locales, con sus correos electrónicos para poder contactarlos.

## 10.15. Videos y Contactos

En estas pestañas, podremos encontrar videos de testimonios a cerca del cambio climático en el Lago Titicaca, y debajo información de contacto donde podrán comunicarse con el coordinador del proyecto y la web master, caso tenga duda o sugerencia para el sitio web. También, encontrarán los logos del financiador (PNUD/GEF) y las instituciones participantes.



**Figura 3-97** – Página de la pestaña ‘Videos’ que se pueden visualizar con YouTube en pantalla completa.



**Figura 3-98** – Página de inicio de la pestaña ‘Videos’, descargables con un clic, logos y contactos.

## 10.16. Conclusiones y recomendaciones

Es importante destacar la importancia de un sitio web para este proyecto, ya que ayuda a llegar a más personas interesadas en la situación del Lago Menor del Titicaca, no solo a tomadores de decisión o científicos, sino a los más implicados y curiosos sobre la situación del lago, que son los comunarios. Ellos son ribereños y viven allí el día a día. Son los más afectados. Conocen más que cualquier otra persona, los problemas y los retos para resolver. Ellos pueden sugerir y tomar medidas apropiadas, necesarias para conservar y rescatar el Lago Menor del Titicaca. Esperamos que la información y los datos presentados en este sitio web ayude en entender mejor el funcionamiento ecológico y biogeoquímico del lago. Se trata de mejorar la experiencia del usuario al momento de buscar información. Por eso, a medida que el proyecto avanza, se ira añadiendo más pestañas, como: un blog donde el usuario podrá compartir su opinión acerca del proyecto o del sitio web; se buscará automatizar la presentación en tiempo real de la evolución de los parámetros de calidad de agua y meteorológicos, de forma gráfica.

## 11. Las bases de datos generadas por la Boya HydroMet

*Xavier Lazzaro*

### 11.1. Evolución temporal de los datos meteorológicos de la Boya HydroMet entre junio 2019 y junio 2022

Las series temporales de datos compartidos son generadas por la **estación meteorológica Vaisala WXT536**. Cubren el período desde el despliegue de la boya, **del 29/06/19 al 06/04/22**, en relación a 7 parámetros: **Temperatura** (*AirTemp\_°C*) y **Humedad del aire** (*RhPct\_%*), **Presión atmosférica** (*BaroPress\_mm\_Hg*), **Pluviometría** (*RainAmount\_mm*), **Granizada** (*HailAmount\_hitPercm<sup>2</sup>*), **Radiación solar incidente** (*SolarRad\_W/m<sup>2</sup>*), **Dirección** (*WindDir*) y **Velocidad del viento** (*WindSpdAvg\_m/s*).

El **programa LoggerNet** genera dos archivos en el **datalogger Campbell** de la Boya dedicado a los datos meteorológicos (el otro es para calidad de agua):

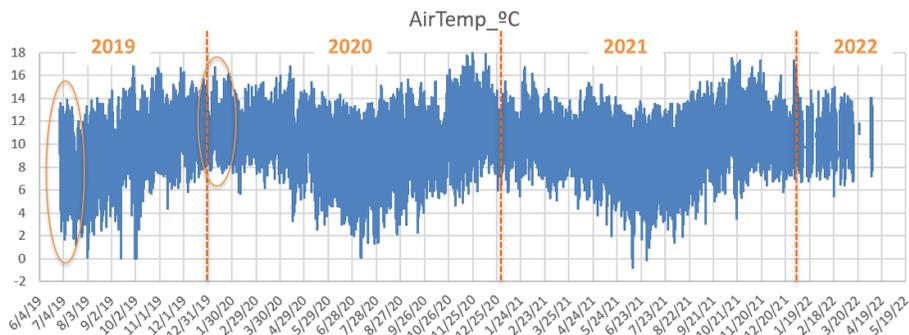
- a) **A cada 5 min** <Boya\_Met\_Serial\_Met\_IntervalData.dat>: 278.111 registros x 7 parámetros = **1.946.777 datos**. Manipular y graficar tantos datos usando Microsoft Excel con 8 MB de RAM es muy pesado y puede colgar la computadora. Se debe aumentar la memoria y/o utilizar el **lenguaje R** ([www.r-project.org](http://www.r-project.org) de código abierto y multiplataforma) o **MATLAB** (<https://la.mathworks.com/products/matlab.html>).
- b) **Diarios** <Boya\_Met\_24HrData.dat> : 965 registros x 7 parámetros = **6.755 datos**.

La estación meteorológica Vaisala funciona sin falla del 27/06/19 (desplegué) hasta el 01/01/22, excepto un micro-corte del 01/10/19 al 02/10/19). A partir de enero 2022, comenzó a presentar interrupciones intermitentes durante algunos días sucesivos (Tabla 3-17). Resultó de una combinación de circunstancias: a) La carga de la batería de la Boya disminuyó después de 3 años; y b) Con el período lluvioso y el aumento de nubosidad, el número de horas soleadas por día no fue suficiente para recargar la batería a su nivel óptimo con los paneles solares. El 22/03/22 después de > 36 horas de recarga reinstalamos la batería; recuperó su nivel óptimo.

**Tabla 3-17** – Periodos sin adquisición de datos meteorológicos por la estación meteorológica Vaisala.

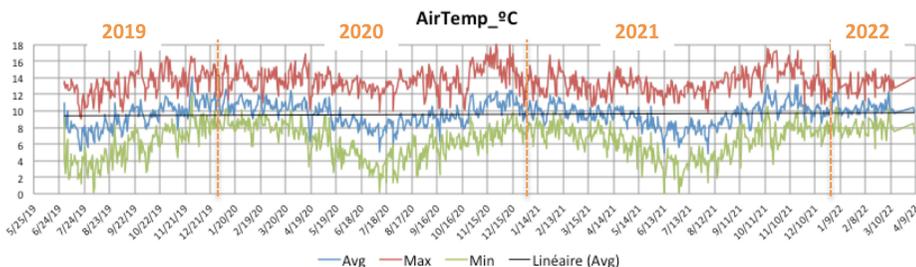
PERIODOS SIN ADQUISICIÓN de datos meteorológicos por la estación Vaisala	
01/10/19 – 02/10/19	12/02/22 – 14/02/22
01/01/22 – 14/01/22	22/02/22 – 24/02/22
10/01/22 – 14/01/22	05/03/22 – 06/03/22
01/02/22 – 03/02/22	14/03/22 – 04/04/22

**Temperatura del aire (°C) a 3 m sobre la superficie del lago** – Su rango de fluctuación (Fig. 3-99) es de 8-12 °C entre día y noche, mayor en época seca, con mínimos en épocas secas (-1°C, junio-octubre) y máximos en épocas húmedas ( $\leq 18$  °C noviembre-diciembre).



**Figura 3-99** – Evolución de la temperatura del aire (°C, frecuencia 5 min), del 27/06/19 al 07/04/22, por la estación Vaisala en la boya HydroMet. **Temperatura promedio  $\pm$  error estándar = 9,556  $\pm$  0,005 °C.**

Esta oscilación sigue la variación estacional de altura del sol sobre el horizonte, controlando la intensidad de la radiación solar incidente. Temperaturas negativas fueron muy raras sobre el espejo de agua (junio 2021) por la ubicación tropical y el efecto de la gran masa de agua que almacena y retiene el calor mucho más tiempo que la tierra. La amplitud diaria de la temperatura del aire es mayor durante las épocas secas (Fig. 3-100). El promedio anual llega a 9,6 °C. La línea de tendencia sobre los datos promedios produce un **aumento de 0,2 °C en 966 días**, o sea **+0,76 °C/década**. El calentamiento global está en marcha en el Lago Titicaca y el Altiplano.



**Figura 3-100** – Evolución de la temperatura del aire (°C, frecuencia diaria) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet, con promedio (línea azul), máximo (línea roja), mínimo (línea verde), y línea de tendencia (negra). **Temperatura promedio  $\pm$  error estándar = 9,581  $\pm$  0,046 °C.**



**Figura 3-101** – *izquierda:* Estación meteorológica Campbell del IRD instalada en 2012, a orilla de Huatajata, a 4 km de la Boya HydroMet. Equipamientos: Datalogger Campbell CR1000, panel solar, anemómetro, higrómetro, quantámetro LiCOR, espectrofotómetro y pluviómetro. *Derecha:* Mapa del litoral de Huatajata con la ubicación de la estación meteo Campbell (en amarillo) en la propiedad de la familia Catari, cerca del Museo Titi de la navegación ancestral (a bordo de balsas de totora) y del surtidor.

Queremos comparar las condiciones meteorológicas en la superficie del agua del Lago Menor con las en tierra. Para esto, usamos las series temporales de la **estación meteorológica Campbell del IRD**, incluyendo un pluviómetro (Fig. 3-101), desplegada en 2012 **en la orilla de Huatajata** (lat.  $-16,213242^{\circ}$  S, long.  $-68,690342^{\circ}$  W), en la propiedad de la familia Catari. Se ubica a 4 km de la Boya, en línea recta. Esta cuestión es crucial, ya que: a) Todas las estaciones meteorológicas del SENAMHI están situadas en tierra en la cuenca del lago. b) Los datos de estas estaciones se utilizan para calcular el balance hídrico del lago. c) ¿Será que las condiciones en la superficie del agua difieren, si podrían alterar el cálculo del balance? Y d) La boyta HydroMet es la **primera estación meteorológica desplegada sobre el Lago Titicaca**, disponible para este fin.

Como ecólogos y limnólogos, nos interesa especialmente evaluar por primera vez cuáles son las condiciones meteorológicas en la superficie del agua, su variabilidad en alta frecuencia (5 min), su evolución infra-diaria e inter-estacional. Esto nos permitirá analizar hasta qué punto las condiciones meteorológicas locales (radiación solar, precipitación, humedad relativa, presión atmosférica, temperatura, viento) pueden influir en la evolución de los parámetros de calidad del agua en tiempo real y con un desfase temporal (frecuencia 30 min a 1 m de profundidad; 2 horas entre 1-10 m). En particular, nos interesan las respuestas de la biomasa del fitoplancton (usando la *Chl-a* como bioindicador), como base de la red trófica. Los hidro-químicos podrían cuantificar los aportes en nutrientes provenientes de las precipitaciones, los efectos sobre los balances iónicos. Para los físicos, interesan los efectos de las radiaciones solares (visible y ultravioletas) sobre el balance de calor, la evaporación, el clima local y regional para afinar el cálculo del balance hídrico del lago. Entre otras temáticas.

Comprender el funcionamiento ecológico, biogeoquímico, hidrológico y físico actual del Lago Titicaca es legítimo. La tecnología de punta innovadora de la Boya proporciona información precisa sobre los rangos de variación de los parámetros, sus interacciones y evolución multi-temporal. Por primera vez, el Lago Titicaca cuenta con un ‘centinela medioambiental’ de los efectos combinados del cambio climático y las actividades humanas. Mediante análisis de tendencias y modelos, nos permite anticipar eventos extremos y fenómenos no deseables, como por ej. las floraciones de microalgas (‘Blooms’), responsables de mortandades masivas, desastrosas para el medioambiente y las actividades humanas.

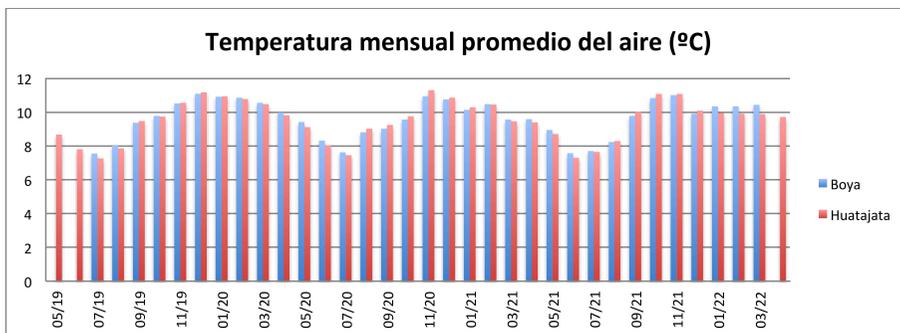
Con apenas 3 años de series temporales es insuficiente para identificar tendencias significativas. Sin embargo, este inicio es alentador. En lagos tropicales, poco profundos de gran altitud, las variaciones interanuales superan las estacionales, con variaciones diarias a menudo considerables. Este cuadro justifica investigar y vigilar el lago a largo plazo. Los más importantes Grandes Lagos, como los Laurentinos norteamericanos, transfronterizos entre Canadá y Estados Unidos, y los alpinos como el lago Lemán (Ginebra) entre Suiza y Francia, cuentan con varias décadas de estudios y vigilancia. Esto permite prevenir y controlar los fenómenos indeseables, adoptar medidas adecuadas en beneficio de la integridad ecológica de estos ecosistemas, la explotación sostenible de sus recursos y el bien estar de la sociedad.

Obviamente por (i) su importancia en controlar el clima regional, (ii) crear condiciones favorables para la vida, (iii) providenciar recursos para los más de 2 millones de habitantes de la cuenca, (iv) representar un ecosistema de funcionamiento único siendo a la vez tropical y de gran altitud, el Lago Titicaca, como el más alto de los Grandes Lagos y patrimonio natural del universo, merece una atención equivalente a la de los otros Grandes Lagos. Por lo que debe ser dotado de las mejores plataformas de investigación, monitoreo y vigilancia.

**Comparación de la temperatura del aire en la superficie del lago y en tierra –**

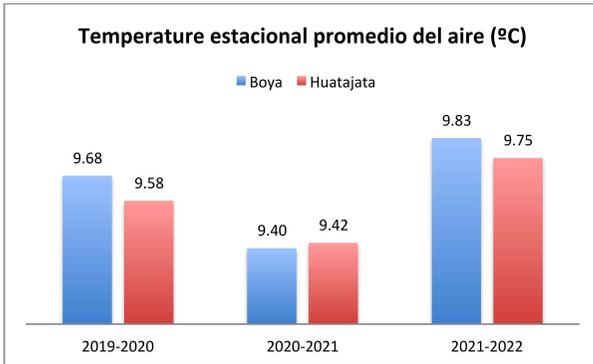
**Tabla 3-18** – Comparación del promedio y la mediana de las temperaturas mensuales promedio del aire a lo largo del periodo junio 2019- junio 2022 entre los sitios de la Boya y del litoral de Huatajata.

Temperatura mensual del aire	Boya (en el lago)	Huatajata (en tierra)
Promedio ± desviación estándar	9,62 ± 1,12	9,50 ± 1,19
Mediana ± desviación estándar	9,76 ± 1,10	9,73 ± 1,18



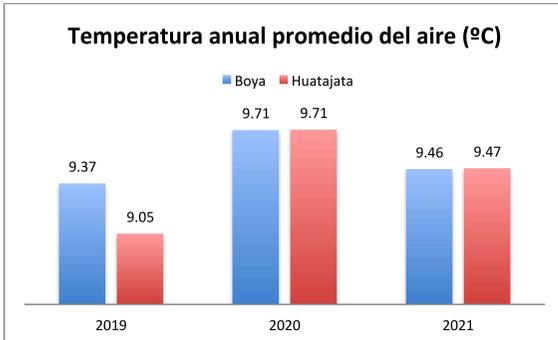
**Figura 3-102** – Evolución de las temperaturas mensuales promedio del aire a lo largo del periodo junio 2019- junio 2022 entre los sitios de la Boya y del litoral de Huatajata.

Para realizar esta comparación, calculamos las temperaturas mensuales promedio del aire en los sitios de la Boya HydroMet y la estación Campbell en Huatajata. Los patrones de variación son idénticos. A lo largo de los 3 años la temperatura del aire fue ligeramente superior en el lago (Boya) que en tierra (Huatajata) (Tabla 3-18 y Fig. 3-102):

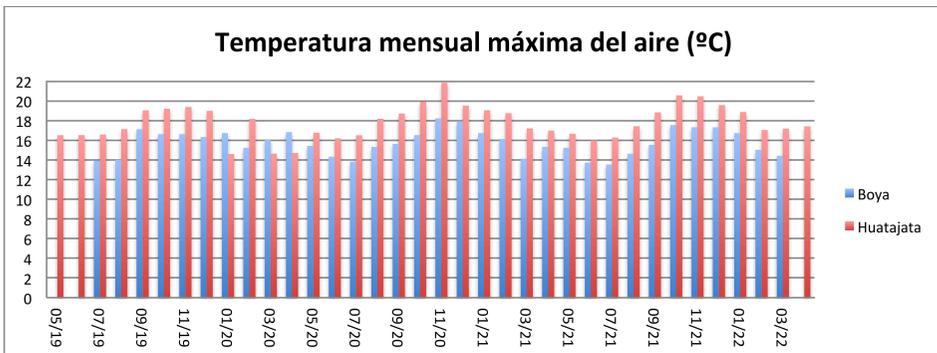


**Figura 3-103** – Comparación de las temperaturas estacionales del aire (°C; promedios mensuales) de los tres periodos 2019-2020, 2020-2021 y 2021-2022 (hasta marzo), entre el lago (Boya) y la tierra (Huatajata). Las temperaturas son más elevadas en el lago durante el 1º y el 3º periodo, y ligeramente superior en tierra durante el 2º periodo.

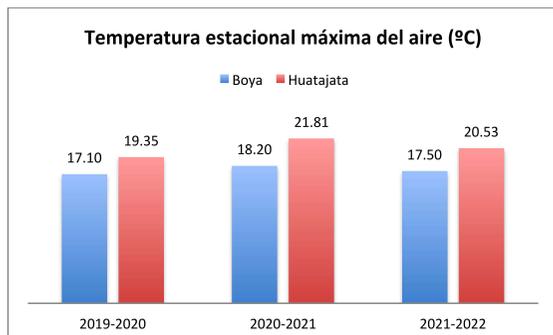
Para analizar la evolución de estas temperaturas consideramos 3 periodos y 2 modos de calcular: a) **Temperaturas estacionales promedio** de los meses entre julio de un año y junio del año siguiente (toma en cuenta todo el periodo lluvioso Fig. 3-103); b) **Temperaturas anuales promedio** de los meses de enero a diciembre de cada año (o sea el año calendario; Fig. 3-104).



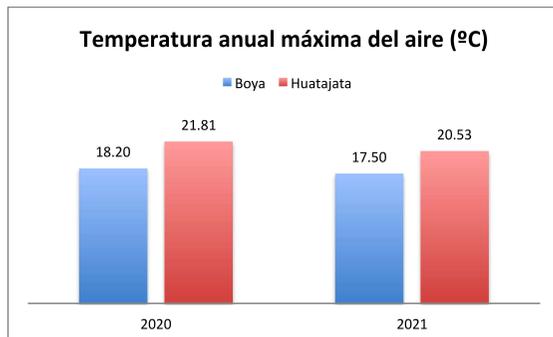
**Figura 3-104** – Cuando se compara las temperaturas anuales promedio (enero-diciembre), solo en 2019 la temperatura del aire en el lago fue mayor que en tierra. En 2020 y 2021, no se observó diferencias de temperatura entre el lago y la tierra. Sin embargo, en 2020 y 2021 las temperaturas fueron claramente más elevadas que en 2019.



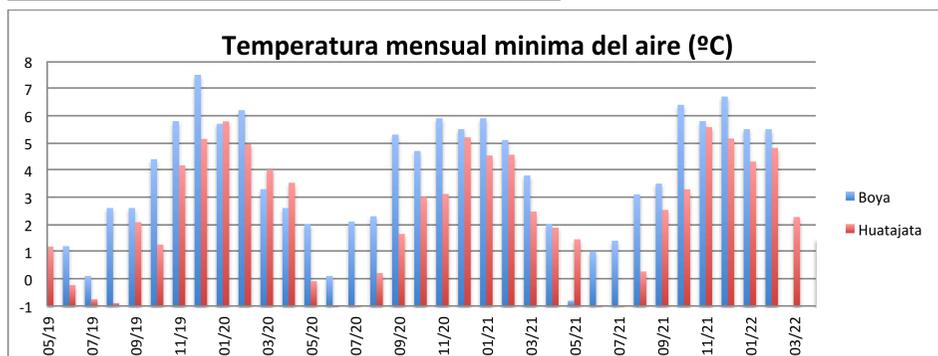
**Figura 3-105** – Evolución de las temperaturas mensuales máximas del aire encima del agua (Boya) y de la tierra (Huatajata). Son sincronizadas, siguiendo oscilaciones con máximos de octubre a diciembre, y mínimos de abril a julio. La temperatura máxima encima de la tierra es siempre mayor de uno 1,5 °C que la temperatura máxima encima del agua. Son esas diferencias de temperaturas máximas que generan los vientos térmicos encima del lago.



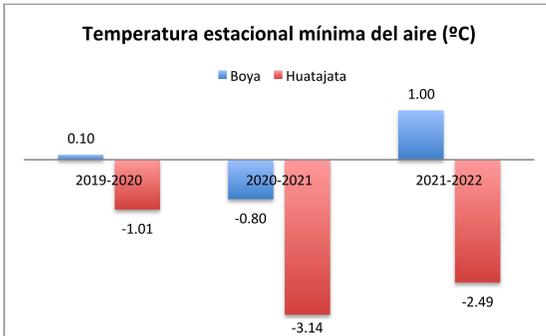
**Figura 3-106** – Comparación de las temperaturas estacionales máximas del aire (julio a junio) encima del agua (Boya) y de la tierra (Huatajata). Las temperaturas estacionales encima de la tierra son siempre mayores de +2,25 °C (en 2019-2020) a +3,61°C (en 2021-2022). Este aumento de la diferencia de temperaturas entre 2019 y 2022 impulsa vientos más fuertes y probablemente eventos extremos como períodos de golpes de viento.



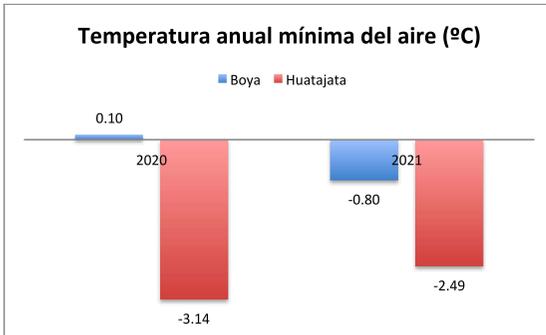
**Figura 3-107** – Comparación de las temperaturas anuales máximas del aire encima del agua (Boya) y de la tierra (Huatajata). Al idéntico de las temperaturas estacionales, se demuestra mayores temperaturas anuales máximas encima de la tierra, entre +3,03 °C (en 2020) y +3,61 °C (en 2021), con un aumento de las diferencias con el tiempo. Esto impulsa vientos más fuertes e irregulares.



**Figura 3-108** – Las temperaturas mensuales mínimas oscilan entre máximos entre diciembre y febrero, y mínimos entre mayo y agosto. Las oscilaciones son sincronizadas encima del agua (Boya) y de la tierra (Huatajata). Los mínimos mensuales son siempre menores encima de la tierra con hasta -2,5 °C que encima del agua. Las temperaturas mínimas nunca son negativas encima del agua, en cuanto pueden llegar a -1,0 °C encima de la tierra, como en enero 2019.

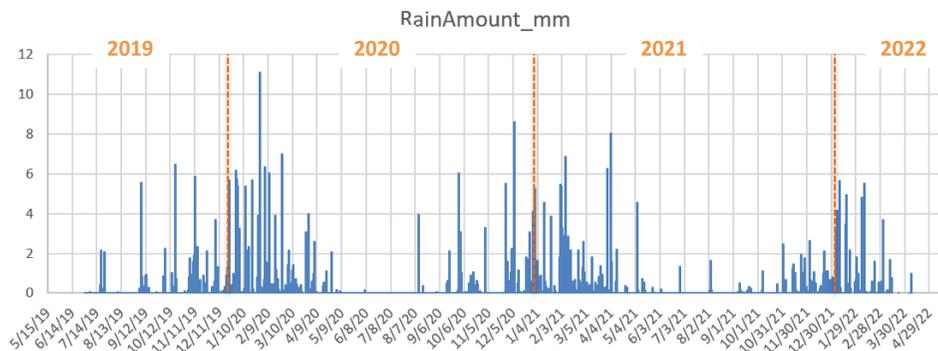


**Figura 3-109** – Esta figura permite ilustrar mejor cuanto negativas son las temperaturas estacionales mínimas del aire encima de la tierra (Huatajata) hasta -3,14 °C (en 2020-2021). Por otro lado, las temperaturas estacionales mínimas excepcionalmente llegan a ser negativas encima del lago (por ej. -0,80 °C en 2020-2021).

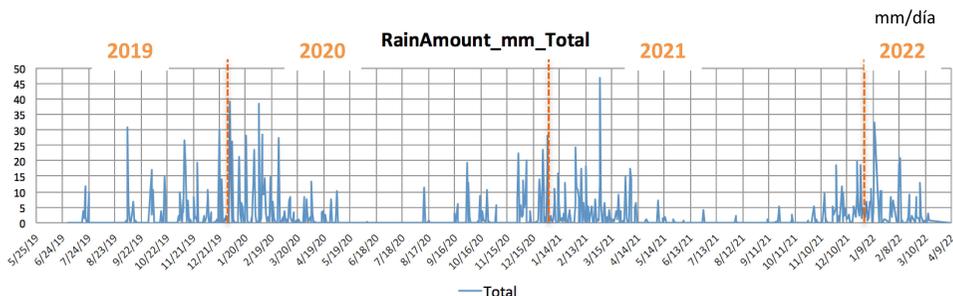


**Figura 3-110** – Se observa los mismos patrones con las temperaturas anuales mínimas del aire. Pueden ser negativas encima de la tierra, por ej. -3,14 °C en 2020; sin embargo, raramente negativas encima del lago, por ej. -0,80 °C en 2021.

**Pluviometría (mm) sobre la superficie del lago** – Con mediciones en alta frecuencia (5 min), se observa que las duraciones de los períodos de lluvias más intensas se reducen a lo largo de los tres años del estudio: del 12 sept 2019 al 09 mayo 2020; del 06 sept 2020 al 04 mayo 2021; del 31 oct 2021 al 29 abril 2022. También, las intensidades máximas de las lluvias bajan de 11 mm/5 min en 2019-2020, 9 mm/5 min en 2020-2021, hasta ≤ 6 mm/5 min en 2021-2022 (Fig. 3-111). Esto aparentemente contradice la hipótesis de aumento de las intensidades de los eventos y de sus frecuencias. Sin embargo, nuestro período de estudio es demasiado corto para inferir conclusiones significativas con relación a las tendencias futuras. Con todo, estos son indicios de un aumento notorio de las condiciones de aridez. Confirma que el cambio climático está en marcha en el Lago Titicaca y su cuenca.

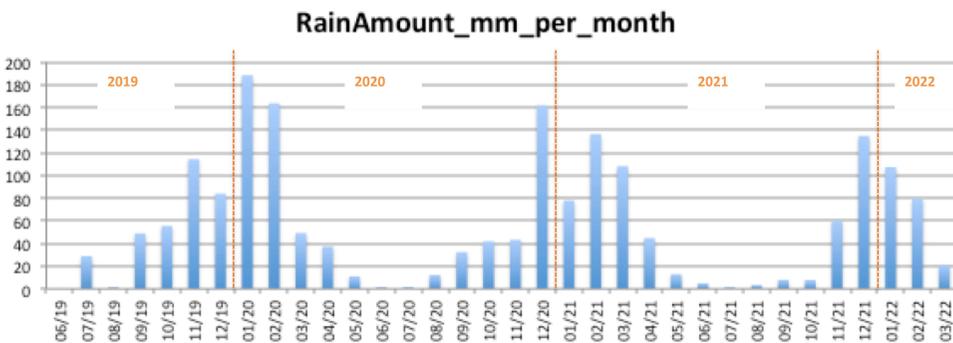


**Figura 3-111** – Evolución de la pluviometría (lluvia, en mm/5 min) medida en la boya HydroMet, del 27/06/19 al 07/04/22. Formato de fechas: m/d/a.



**Figura 3-112** – Evolución de la pluviometría diaria (mm/día) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet, centro de la región norte del Lago Menor.

Con la acumulación de los datos según una frecuencia diaria (Fig. 3-112), la tendencia de reducción de las intensidades máximas es menos notoria:  $\leq 40$  mm/día en 2019-2020,  $\leq 25$  mm/día en 2020-2021 con un pico en 47 mm/día,  $\leq 20$  mm/día en 2021-2022 con un pico en 30 mm/día. La concentración de las lluvias en períodos más cortos se confirma: septiembre-mayo en 2019-2020, septiembre-abril en 2020-2021, y noviembre-marzo en 2021-2022.

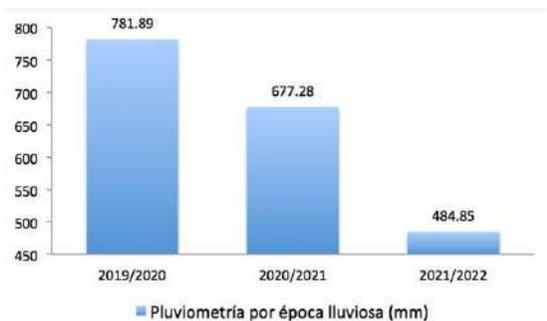


**Figura 3-113** – Evolución de la pluviometría mensual (mm/mes) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet, centro de la región norte del Lago Menor.

Meses	Pluviometría mensual (mm/mes)	Pluviometría anual (mm/año)	
06/19	0	(n/a)	Año 2019: (n/a)
07/19	28,91	Época lluviosa 2019-2020: 781,89	
08/19	0,14		
09/19	48,89		
10/19	55,51		
11/19	114,36		
12/19	83,96		
01/20	188,46		
02/20	163,67		
03/20	49,3		
04/20	37,34		
05/20	10,99	Época lluviosa 2020-2021: 677,28	Año 2020: 742,04
06/20	0,36		
07/20	0,03		
08/20	12,29		
09/20	32,46		
10/20	41,91		
11/20	43,31		
12/20	161,95		
01/21	77,97		
02/21	136,54		
03/21	108,25	Época lluviosa 2021-2022*: 422,28*	Año 2021: 599,52
04/21	44,79		
05/21	12,94		
06/21	4,84		
07/21	0,05		
08/21	3,48		
09/21	7,95		
10/21	7,76		
11/21	60,07		
12/21	134,88		
01/22	107,45	(n/a)	
02/22	79,57		
03/22	21,07		
04/22	--		
05/22	--		
06/22	--		

**Tabla 3-19** – Pluviometría mensual y anual entre junio 2019 y junio 2022. \*OJO: Para 2022, faltan las pluviometrías de abril-mayo-junio. Sin embargo, si se aumenta las pluviometrías mensuales correspondientes de 2021: 44,79 (abril) + 12,94 (mayo) + 4,84 (junio) = 62,57 mm, **la pluviometría anual de 2022 llegaría a: 422,28 + 62,57 = 484,85 mm, o sea todavía bien inferior a 2021.**

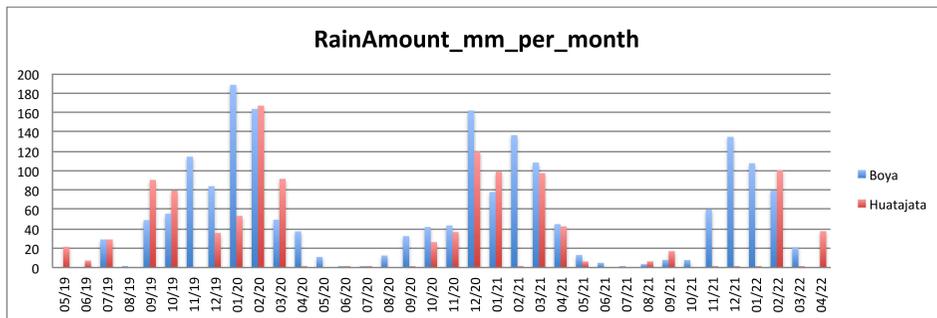
Con la acumulación mensual de la pluviometría (Fig. 3-113) se confirman las tendencias en: a) la reducción de la intensidad a lo largo de los tres años: máximos 288 mm/mes en 2019-2020, 162 mm en 2020-2021, y 135 mm en 2021-2022; y b) lluvias concentradas en períodos más cortos: julio-mayo en 2019-2020, septiembre-abril en 2020-2021, y noviembre-marzo en 2021-2022. La Fig. 3-114 ilustra los datos de la Tabla 3-19, donde se nota la reducción de la pluviometría tanto si se compara las épocas lluviosas, como los años. La Fig. 3-115 ilustra gráficamente esta reducción entre las épocas lluviosas.



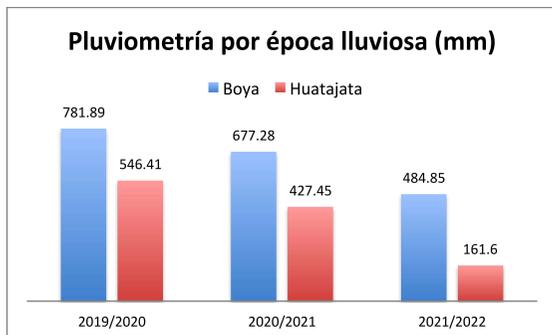
**Figura 3-114** – Este gráfico de barras ilustra los datos de la Tabla 3-19. Por supuesto, tres años de datos no es suficiente para calcular una tendencia. Sin embargo, no observamos que las **pluviometrías por épocas**

*lluviosas (mm) fluctúan de un año para el siguiente, si no que se reducen drásticamente de 105 mm de 2019/2020 a 2020/2021, y que esta reducción se magnifica todavía más hasta 192 mm de 2020/2021 a 2021/2022. Esta amplificación de aridez no es una buena noticia para la región ni el Lago Titicaca.*

**Comparación de la pluviometría sobre la superficie del lago y en tierra –** Aquí, comparamos la pluviometría (en mm/mes) en el lago (Boya) y en tierra del litoral de Huatajata.



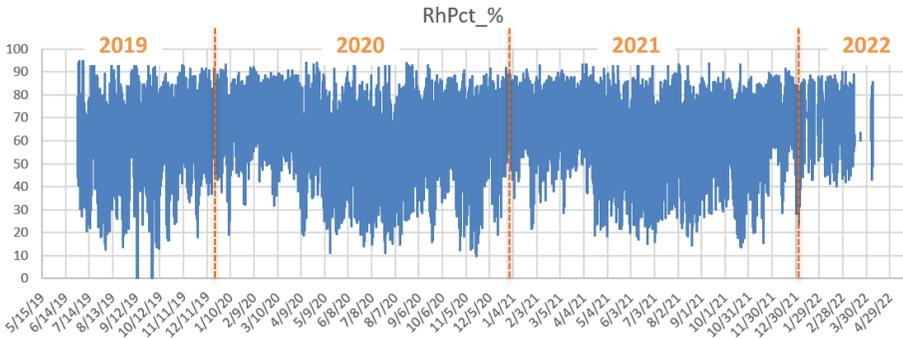
**Figura 3-115** – Evolución de la pluviometría mensual en el Lago (Boya) y en tierra (Huatajata) entre junio 2019 y abril 2022. A lo largo de los 3 años, no solo se reduce la pluviometría mensual máxima, sino la duración de los períodos lluviosos.



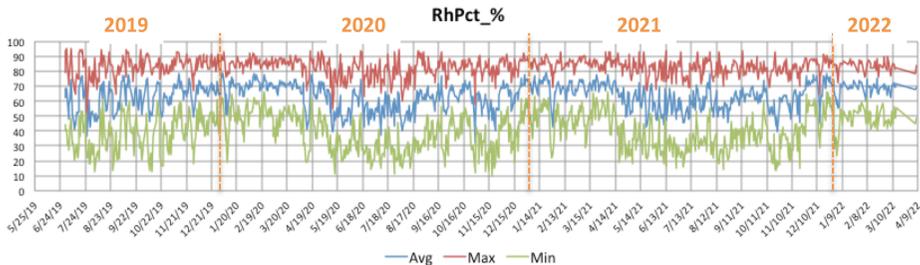
**Figura 3-116** – Evolución de la pluviometría por época lluviosa (diciembre-abril) para los 3 años, comparando encima del Lago (Boya) y de la tierra (Huatajata). La pluviometría se reduce cada año en relación al anterior y fue siempre mayor encima del Lago.

**Evolución de la humedad del aire (RhPct %) a 3 m encima del lago** – La humedad del aire varía ampliamente durante el día entre 10 y 90 % durante las épocas secas (mayo-septiembre) y solo de 40 a 95 % durante las épocas lluviosas (diciembre-abril). Se nota tanto con una frecuencia de 5 min (Fig. 3-117) o diaria (Fig. 3-118). Paradójicamente, los tres primeros meses de los años (enero-abril) son de ambientes más secos (mínimos 30 %, máximos 90 %).

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

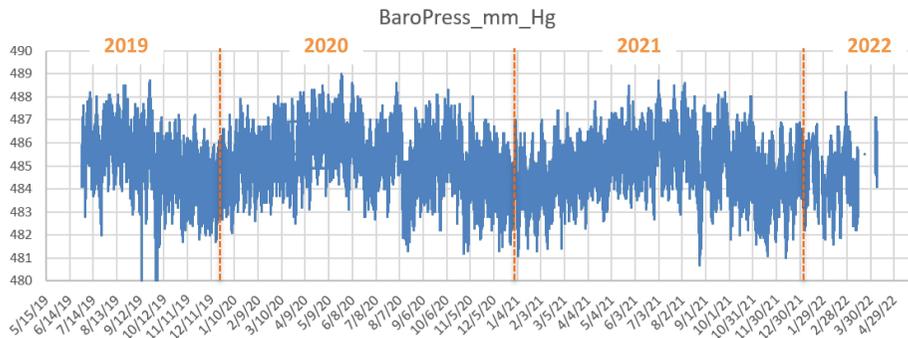


**Figura 3-117** – Evolución de la humedad del aire (RhPct\_%, frecuencia 5 min) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet. **Promedio  $\pm$  error estándar = 63.055  $\pm$  0.027 %.**

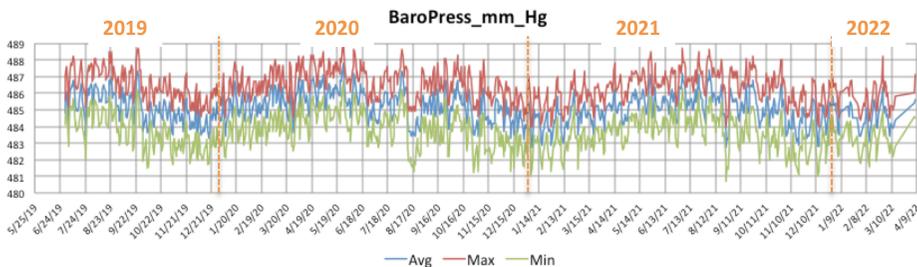


**Figura 3-118** – Evolución de la humedad del aire (RhPct\_%, frecuencia diaria; promedio, máximo y mínimo) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet.

**Evolución de la presión atmosférica encima del lago** – La presión atmosférica oscila de manera sinusoidal, según un patrón invertido con la temperatura, o sea con máximos en épocas secas (junio-septiembre, 483-489 mm Hg) y mínimos en épocas lluviosas (diciembre-marzo, 481-487 mm Hg). En épocas secas varía diariamente en  $\sim 6$  mm Hg, contra  $\sim 5$  mm Hg en épocas lluviosas. O sea que esta amplitud es relativamente constante durante el año.

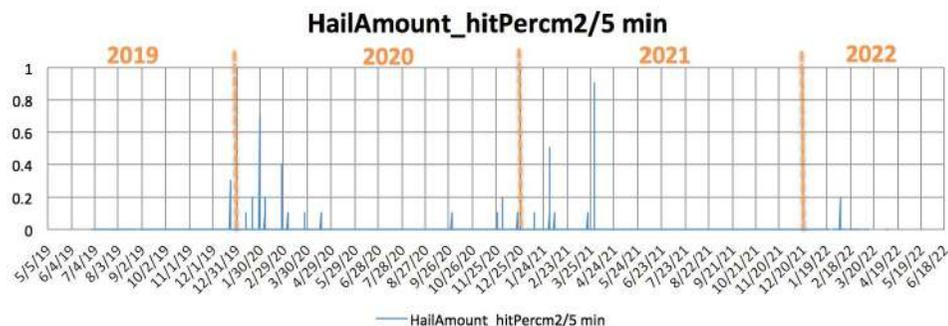


**Figura 3-119** – Evolución de la presión atmosférica (mm Hg, frecuencia 5 min) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet. **Promedio  $\pm$  error estándar = 484.542  $\pm$  0.031 mm Hg.**



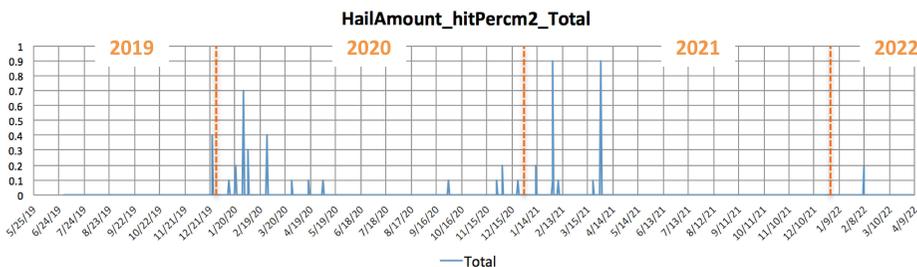
**Figura 3-120** – Evolución de la presión atmosférica (BaroPress\_mm\_Hg, frecuencia diaria; promedio, máximo y mínimo) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet.

**Evolución de la granizada sobre el lago** – En alta frecuencia (5 min), los períodos de granizada fueron bastante semejante entre 2019-2020 (diciembre-abril) y 2020-2021 (diciembre-abril, con una ocurrencia puntual en octubre). Sin embargo, fueron muy distintos en 2021-2022 con una sola ocurrencia puntual al inicio de febrero (Fig. 3-121). Las intensidades de los eventos fueron muy distintas: 0,1-0,7 impactos/cm<sup>2</sup> en 2019-2020, 0,1-0,9 impactos/cm<sup>2</sup> en 2020-2021, y 0,2 impactos/cm<sup>2</sup> en 2022. O sea, eventos progresivamente menos intensos.



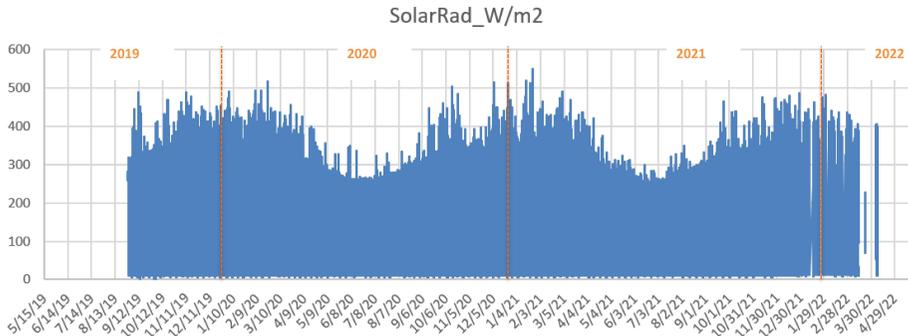
**Figura 3-121** – Evolución de la granizada (impactos/cm<sup>2</sup>, frecuencia 5 min) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet. **Promedio ± error estándar = 0.000 ± 0.000.**

El acumulo en frecuencia diaria (Fig. 3-122), revela el mismo patrón con máximos en enero-marzo, excepto en 2022.



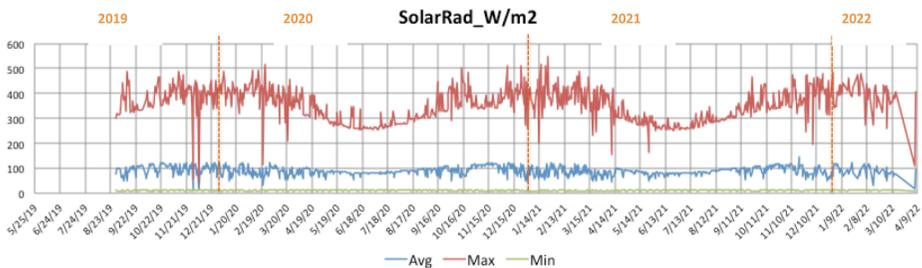
**Figura 3-122** – Evolución de la granizada (impactos/cm<sup>2</sup>, frecuencia diaria) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet. **OJO: Casi no ocurrió granizada en 2022, salvo el 8 de febrero.**

**Evolución de la radiación solar sobre el lago** – En alta frecuencia (5 min), la radiación solar incidente sigue una oscilación sinusoidal (Fig. 3-123), con máximos durante los períodos lluviosos (hasta 550 W/m<sup>2</sup>, diciembre-marzo), cuando la nubosidad es mayor y más frecuente. De hecho, según la estacionalidad, corresponde al verano en Bolivia que es la época en la cual llega mayor radiación solar a la superficie terrestre. Al opuesto, los mínimos se encuentran durante los períodos secos ( $\leq 280$  W/m<sup>2</sup>, junio-julio) del invierno.



**Figura 3-123** – Evolución de la radiación solar (W/m<sup>2</sup>, frecuencia 5 min) del 29/08/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet. **Promedio  $\pm$  error estándar = 89.886  $\pm$  0.213 W/m<sup>2</sup>.**

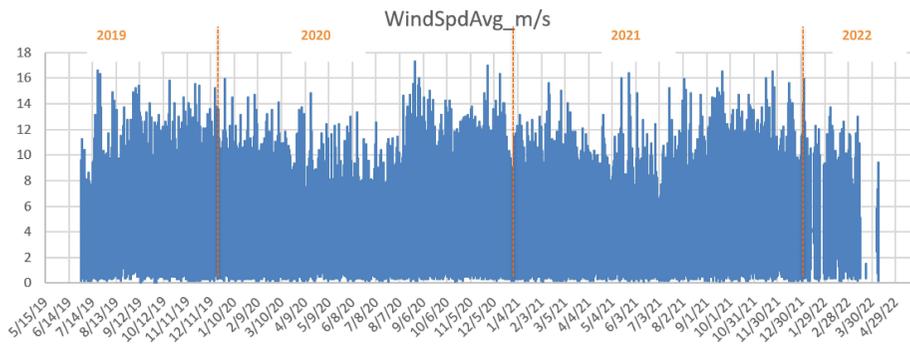
En frecuencia diaria (Fig. 3-124), es notorio que el promedio es bastante estable en  $\sim 90$  W/m<sup>2</sup>, con una nítida fluctuación de los máximos como descrito anteriormente.



**Figura 3-124** – Evolución de la radiación solar (W/m<sup>2</sup>, frecuencia diaria) del 29/08/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet.

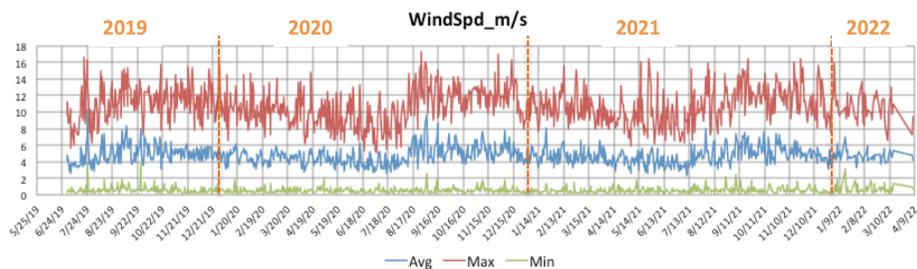
**Evolución de la velocidad del viento sobre el lago** – La dirección de los vientos térmicos (o sea creados por la diferencia de temperatura entre la tierra y el agua) varía a lo largo del día. Se levantan más fuertes principalmente en las tardes. La evolución temporal de la dirección del viento no se puede interpretar con un gráfico lineal clásico. Se tiene que representar con un gráfico tipo ‘Rosa del viento’, lo que es bastante moroso en realizar con Excel. Una rosa de viento promedio para el período de los tres años del estudio no tiene mucho sentido. Próximamente se presentará Rosas del viento anuales en el sitio web del observatorio OLT. La dirección promedio del viento es de  $\sim 148^\circ$ , lo que es de Noroeste, casi Norte.

En alta frecuencia (5 min, Fig. 3-125), la velocidad del viento oscila con una frecuencia aparentemente inferior a un año, con máximos durante el período de los vientos (agosto-septiembre), como es conocido, hasta 17 m/s, o sea > 61 km/h.



**Figura 3-125** – Evolución de la velocidad promedio del viento (m/s, frecuencia 5 min) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet. **Promedio ± error estándar = 4.719 ± 0.005 m/s.**

En frecuencia diaria (Fig. 3-126), se observa promedios de ~4,7 m/s o sea ~17 km/h, a ~6 m/s o ~22 km/h durante el período de vientos. Los mínimos oscilan entre 0-1 m/s, los máximos de 10-17 m/s o 36-61 km/h. Estos análisis gráficos preliminares solo presentan patrones y amplitudes de valores brutos. Los análisis de series temporales previstos permitirán una mejor visualización y cuantificación de los fenómenos.



**Figura 3-126** – Evolución de la velocidad promedio del viento (m/s, frecuencia diaria) del 27/06/19 al 07/04/22 en el sitio de la Boya HydroMet. **OJO: 18 m/s = 65 km/h.**

**Conclusiones sobre la evolución de las condiciones meteorológicas en la región norte del Lago Menor** – Los indicadores meteorológicos relevantes arriba sugieren que el cambio climático, como el **calentamiento global** y la **alteración de la estacionalidad**, están **en marcha acelerada**. Esto debería elevar la consciencia ambiental de todos. Esperamos los resultados de los análisis estadísticos de las series temporales para perfeccionar nuestra interpretación. A pesar del corto período de nuestro estudio (34 meses), son particularmente notorios:

- El **ligero gradual aumento de temperatura del aire**, en torno de **< 0,2 °C en 3 años** (Fig. 3-99), o sea **+0,67 °C por década**.
- El promedio ligeramente mayor (70 %) con menor rango de amplitud (40-90 %) de la humedad del aire en enero-marzo 2022, en relación a años anteriores (Figs. 3-117, -118).

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

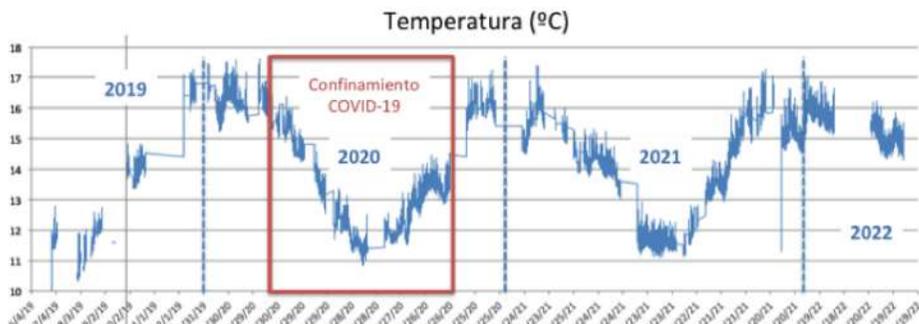
- c) La más notoria **tendencia en la reducción de la pluviometría estacional y anual** (reducción de **-105 a -192 mm de un año al siguiente**; Figs. 3-111 a 3-114), así como la **reducción de la duración del período lluvioso**, progresivamente más corto: julio-mayo en 2019-2020, septiembre-abril en 2020-2021, y noviembre-marzo en 2021-2022.
- d) Los **eventos de granizadas progresivamente menos intensos** (2 eventos aislados de 0,9 impactos/cm<sup>2</sup> en febrero y abril 2021) y más escasos (un solo evento de 0,2 impactos/cm<sup>2</sup> en febrero 2022) (Figs. 3-121, 3-122).
- e) Un **ligero incremento del nivel de radiación solar incidente durante la época de lluvias** (verano, diciembre-enero) en relación con los dos años anteriores (Figs. 3-123, 3-124).
- f) **Eventos más frecuentes de ráfagas de viento** hasta máximas velocidades superiores a 16 m/s (**> 58 km/h**), como en 2021 en relación a los dos años anteriores (Figs. 3-125, 3-126).

Este contexto es **bastante preocupante** y requiere **mayor atención**. Lo que justifica plenamente la **sostenibilidad del observatorio OLT a largo plazo**, para comprobar tendencias y tentar anticipar los eventos extremos. El OLT genera además **dos beneficios importantes** para: 1) **optimizar las previsiones de los modelos climáticos regionales y globales**, y 2) **afinar el balance hídrico del lago**, aprovechando mediciones encima del agua (en complemento de los datos de SENAMHI sobre la cuenca).

## 11.2. Evolución temporal de la calidad de agua a 1 m de profundidad

En los gráficos, ubicamos el período de confinamiento durante la pandemia de COVID-19 (marzo-septiembre 2020) con un cuadrado rojo. Durante este período, no se podía circular en las carreteras y la mayor parte de las actividades humanas e industriales estaban paradas. Por lo que la contaminación se redujo. Sin embargo, por supuesto, los vertidos orgánicos humanos (orina, heces) en las redes sanitarias y los ríos no fueron alterados. O sea que los aportes en sobre todo nitrógeno, y fósforo, se mantuvieron, pero no los contaminantes.

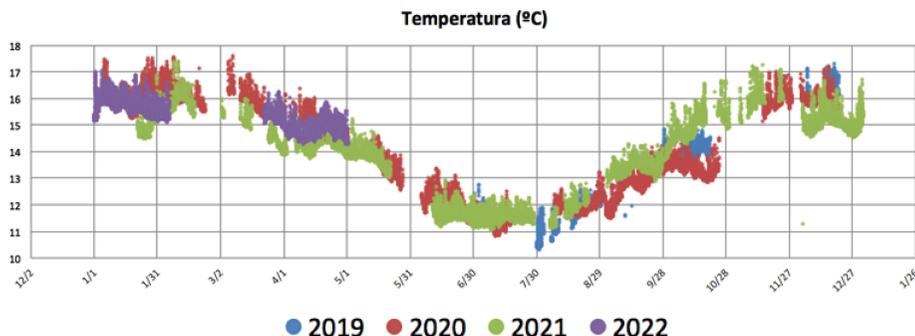
**Evolución de la temperatura superficial del agua –**



**Figura 3-127 – Evolución de la temperatura del agua a 1 m de profundidad (formato de fecha mm/dd/aa). Promedio  $\pm$  error estándar = 14,247  $\pm$  0,009 °C.**

Sigue el efecto del ciclo estacional de la radiación solar sobre la temperatura superficial del agua. La curva sinusoidal tiene una gran amplitud con máximos en veranos ( $\leq 18$  °C, noviembre a febrero) y mínimos en inviernos ( $\geq 10$  °C, junio a agosto). A primera vista la

oscilación es regular sin diferencia aparente entre años. Los blancos en los datos son periodos cuando la sonda EXO2 permaneció a 10 m de profundidad (datos correspondientes eliminados).



**Figura 3-128** – Comparación de la evolución estacional de la temperatura entre 2019 (azul), 2020 (rojo), 2021 (verde) y 2022 (púrpura) (formato de fecha m/d). Los patrones estacionales son semejantes entre años y se superponen. Tal vez, el agua se calienta ligeramente más rápido y más (~+0,5 °C) en septiembre-octubre 2021. Sin embargo, no parece significativo. Formato de fecha: m/d.

**Evolución de la conductividad del agua (SpCond)** – El Lago Titicaca es ligeramente salino, presentando un valor de TDS  $\leq 1.000$  mg/L. La conductividad específica (SpCond, en  $\mu\text{Si}/\text{cm}$ ) se correlaciona con los sólidos totales disueltos (TDS, mg/L). Los cambios significativos en la conductividad pueden deberse a una inundación natural, a la evaporación o a la contaminación antrópica. Pueden ser muy perjudiciales para la calidad del agua. Por lo tanto, un aumento o una disminución repentina de la conductividad en un cuerpo de agua puede indicar contaminación.

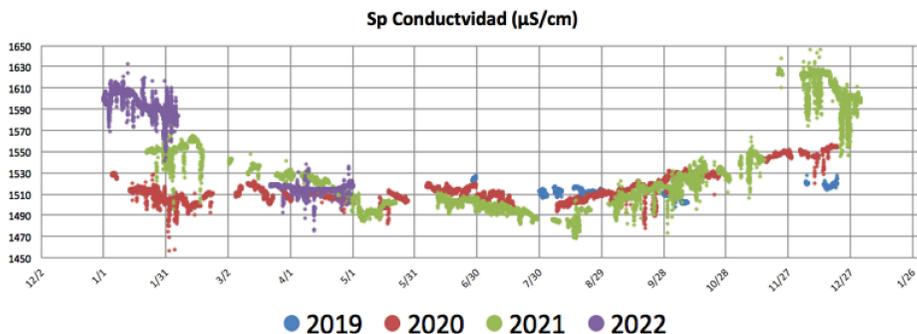


**Figura 3-129** – Evolución de la conductividad específica. En 2019-2020 se inició en torno de  $1.510 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Aumento en las épocas lluviosas de 2020 ( $\geq 1.550 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) y 2021 ( $\geq 1.650 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) y disminuyó en la época seca de 2021 ( $\leq 1.490 \mu\text{S}/\text{cm}$ ), lo que puede parecer contra-intuitivo. A lo largo del período de estudio tiene una tendencia en aumentar, aunque no sea estadísticamente significativo. **Promedio  $\pm$  error estándar =  $1526,584 \pm 0,357 \mu\text{S}/\text{cm}$ .** Formato de fecha: m/d/a.

La escorrentía agrícola o una descarga de aguas residuales pueden ser la causa principal del aumento de la conductividad debido a los iones adicionales de cloruro, fosfato y nitrato. De hecho, los valores más altos de la conductividad corresponden con las épocas lluviosas

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

(noviembre-febrero) cuando traspasan los ríos Katari y Sehuenca, ambos cargados de aguas residuales domésticas e industriales.

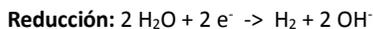
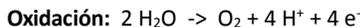


**Figura 3-130** – Comparación de la evolución estacional de conductividad específica (SpCond) entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022. Lo que salta a la vista es: a) Una conductividad más baja en enero-mayo 2020; b) Una conductividad más elevada en febrero ( $\leq 1.570 \mu\text{S/cm}$ ) y diciembre 2021 ( $\leq 1.650 \mu\text{S/cm}$ ); y c) La mayor conductividad en enero 2022 ( $\leq 1.630 \mu\text{S/cm}$ ).

**Evolución del potencial de oxidación y reducción (ORP) del agua** – El mismo sensor de la sonda YSI EXO2 mide pH y ORP. Desde el 2021 hemos tenido problema de medición con este sensor integrado de pH/ORP, a pesar de calibraciones exitosas con las soluciones estándares (pH 4,0, 7,0 y 10,0). Así que los datos de pH no son confiables. Lo más frecuentemente, se encuentran en torno de 8,60. El sensor terminó por no responder en noviembre 2021. No compramos otro, por su costo y retraso en la entrega, y debido a la escasez de componentes electrónicos tras el período de COVID-19. Por lo que preferimos **no presentar los datos de pH**.

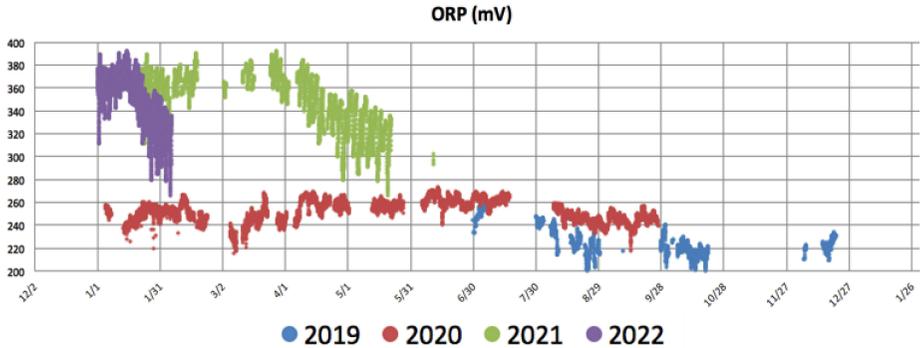
El potencial de óxido-reducción (ORP) mide la capacidad de un lago para limpiarse o descomponer los productos de desecho, como los contaminantes y las plantas y animales muertos. Cuando el valor del ORP es alto, hay mucho oxígeno presente en el agua. Esto significa que las bacterias que descomponen los tejidos muertos y los contaminantes pueden trabajar con mayor eficacia. En general, cuanto más alto es el valor de ORP, más sano es el lago. En aguas sanas, el ORP debe ser alto, entre 300 y 500 mV. Se espera un ORP bajo en aguas que reciben aportes de aguas residuales o residuos industriales, como en Bahía Cohana, Bahía Cumana y el Sur de la isla Cojata. Para mayor información ver: (Horne & Goldman 1994), (Wetzel 1983). La Organización mundial de la Salud (OMS) adoptó en 1971 un valor de 650 mV como valor adecuado para el agua potable.

El ORP es una medida de la capacidad de desinfección del agua. Es una medida electrónica, en milivoltios (mV), de la capacidad del agua para oxidar o reducir. El ORP es positivo cuando se produce una oxidación y negativo cuando se produce una reducción. Normalmente, las reacciones redox se acompañan de cambios de pH. La oxidación acidifica el agua (se producen iones  $\text{H}^+$ ), mientras que su reducción la basicifica (se generan iones  $\text{OH}^-$ ).



En la Fig. 3-128, el ORP de +240 mV, confiable hasta septiembre 2020, es ligeramente inferior a los  $\geq 300$  mV que se podría esperar para aguas sanas. A partir de febrero 2021 el ORP

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT es muy alto (hasta  $\geq 1.100$  mV) lo que es bueno, más fluctúa mucho (hasta  $\leq 300$  mV). Corresponde con el período en el cual la concentración de oxígeno es alta (DO%  $\geq 90\%$ ; DO  $\geq 9$  mg/L). Entretanto, podría no ser confiable porque el sensor de pH estaba fuera de servicio.



**Figura 3-131** – Comparación de la evolución estacional del ORP entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022. Lo que salta a la vista es: a) OJO: los valores de enero a mayo 2021 (verde; a partir de junio no son confiables) y de enero 2022 (purpura; a partir de febrero no son confiables) son los más elevados (280-400 mV). b) Los valores de 2019 (azul) y 2020 (rojo) se mantienen relativamente estables entre 280 y 200 mV, en el límite inferior de las aguas sanas. c) Se observa dos períodos de valores más altos: diciembre 2021 (300-550 mV) y enero 2022 (300-400 mV). Como se trata de un sensor que integra las mediciones de pH (defectuoso) y ORP, queda la duda de que la medición de ORP pueda no ser muy confiable (como en 2021).

**Evolución del porcentaje de saturación en oxígeno disuelto del agua (%OD)** – La mayor saturación en oxígeno disuelto (%OD) durante el período de confinamiento (marzo-septiembre 2020) sugiere una mayor actividad fotosintética del fitoplancton y/o una mezcla vertical de la columna de agua más intensa debido al viento. Sin embargo, la concentración en clorofila-*a* es la más baja en este período, y el período de viento corresponde al mes de agosto lo que no se refleja en el perfil que se mantiene entre 100 y 110%. Tal vez, se relaciona más a las temperaturas bajas (6 °C menos) que induce una mayor disolución del oxígeno en el agua, como también se notó en 2021. De hecho, la solubilidad del oxígeno disminuye a medida que aumenta la temperatura. Esto significa que el agua superficial, más caliente, necesita menos oxígeno disuelto para alcanzar el 100 % de saturación de aire que el agua más profunda y fría.



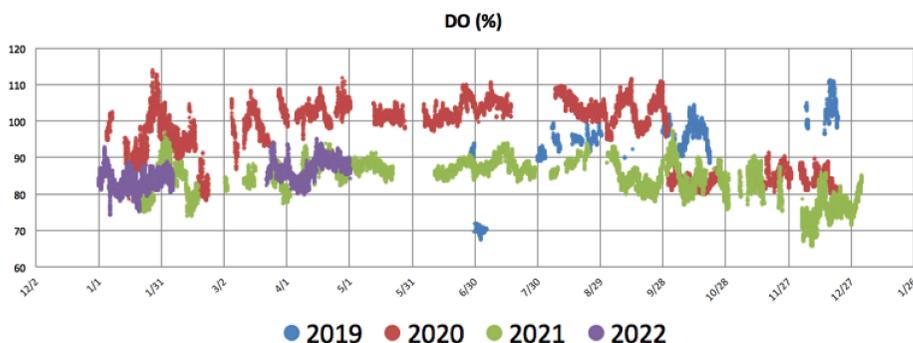
**Figura 3-132** – El porcentaje de saturación en oxígeno disuelto fluctuó entre  $\leq 70\%$  (diciembre 2021) y  $\geq 115\%$  (enero 2020). Como tendencia, es mayor durante el período seco (junio-julio) y menor al inicio del período lluvioso (noviembre-diciembre). Se resalta que permaneció alto ( $\leq 110\%$ ) durante todo el **período de confinamiento (marzo-septiembre 2020)**, por la buena calidad del agua en ausencia de la mayor parte de los aportes por las actividades humanas contaminantes, la baja turbidez, la fuerte insolación (baja nubosidad), la intensa mezcla vertical durante el período de viento (julio-junio), entre otros. **Promedio  $\pm$  error estándar =  $89.248 \pm 0.054 \%$ .**

**Tabla 3-20** - Valores de calibración para varias presiones atmosféricas y altitudes.

Altitud (m s.n.m.)	Presión (mm Hg)	Presión (kPa)	% de saturación OD
0	760	101,3	100
1.350	646	86,1	85
2.362	570	76,0	75
3.371	502	66,9	66

Fuente: XYLEM Technical instructions:

<https://www.ysi.com/File%20Library/Documents/Technical%20Notes/DO-Oxygen-Solubility-Table.pdf>



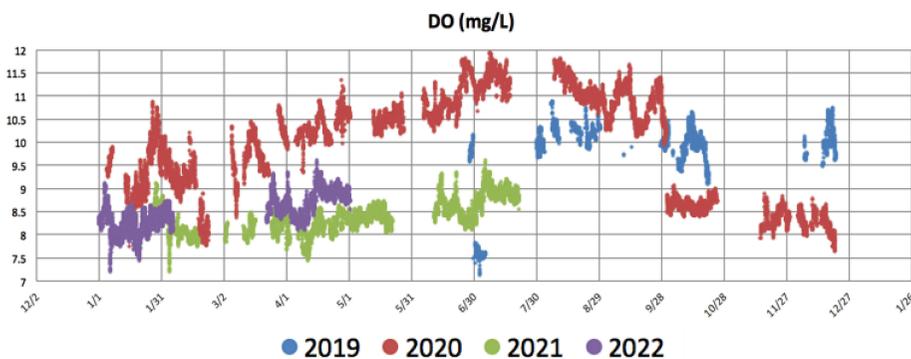
**Figura 3-133** – Comparación de la evolución estacional de la saturación en oxígeno disuelto (%OD) entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022. Lo que salta a la vista es: a) Una mejor saturación %OD en enero 2020 ( $> 110\%$ ), en relación a los otros años; b) La mayor saturación (hasta  $> 100\%$ ) que los otros años, durante el confinamiento (marzo-septiembre 2020); y c) Bajas saturaciones en diciembre 2021 ( $\leq 70\%$ ). **OJO:** OD = ‘oxígeno disuelto’ en español; DO = ‘dissolved oxygen’ en inglés.

El % de saturación en oxígeno disuelto decrece de manera exponencial negativa con el aumento de altitud. Sin embargo, los valores de saturación en oxígeno en el lago son mayores que los valores teóricos en función de la altitud. Así, a los 3.809 m s.n.m. el % de saturación debería ser  $< 66\%$  (Tabla 3-20), aunque en el lago los porcentajes son  $> 70\%$ . Entonces los procesos de fotosíntesis deben contribuir de manera significativa.

**Evolución de la concentración en oxígeno disuelto del agua (OD)** – Como para el % de saturación del OD, la concentración en OD es mayor durante los períodos más fríos (marzo-septiembre). Sin embargo, tiene tendencia a decrecer a lo largo de los tres años. Lo que no es una buena noticia, pues resalta que el proceso de eutrofización se está intensificando y ya comienza a afectar la parte central de la región norte del Lago Menor donde se ubica la Boya HydroMet. No solo se concentra en las regiones litorales afectadas por las aguas residuales de los ríos Katari, Sehuenca y Batallas (el cual desemboca al sur de la isla Cojata, frente a Huarina).



**Figura 3-134** – Por supuesto, la concentración en oxígeno disuelto acompaña el comportamiento del porcentaje de saturación en oxígeno disuelto (Fig. 3-129). Promedio  $\pm$  error estándar =  $9,126 \pm 0,006$  mg/L.



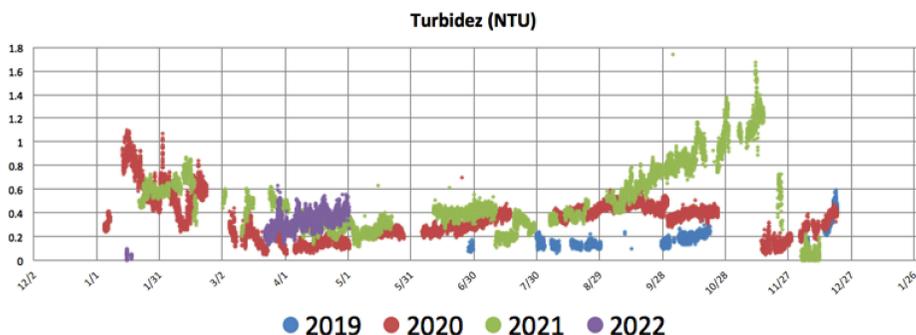
**Figura 3-135** – Comparación de la evolución estacional de la concentración en oxígeno disuelto (OD, mg/L) entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022. Lo que salta a la vista es: a) Lógicamente, los patrones de OD (mg/L) son semejantes a los patrones de saturación en OD (%) (ver Fig. 3-130).

**Evolución de la turbidez del agua** – La turbidez aumenta en la época de los vientos (agosto) por la mezcla vertical de la columna de agua, la que re-suspende los sedimentos del fondo. Es máxima en el fin de los períodos lluviosos (enero-febrero), hasta 1,8 NTU, más probablemente por los aportes de aguas cargadas en sedimento fino provenientes de las crecidas de los ríos Katari y Sehuena. Durante el período de confinamiento, las actividades humanas se suspendieron en gran parte. En particular, con el cese del dragado de canteras en los ríos Seque y Seco, se cortó el aporte de sedimento fino al Lago, reduciendo la turbidez.

La **NTU** es la abreviación de **Nephelometric Turbidity Unit**, Es la unidad en la que se mide la turbidez de un fluido, o sea la presencia de partículas en suspensión en el agua. Cuantos más sólidos en suspensión haya en el agua, más alta será la turbidez.



**Figura 3-136** – Evolución de la turbidez.  $\text{Promedio} \pm \text{error estándar} = 0,226 \pm 0,002 \text{ NTU}$ .



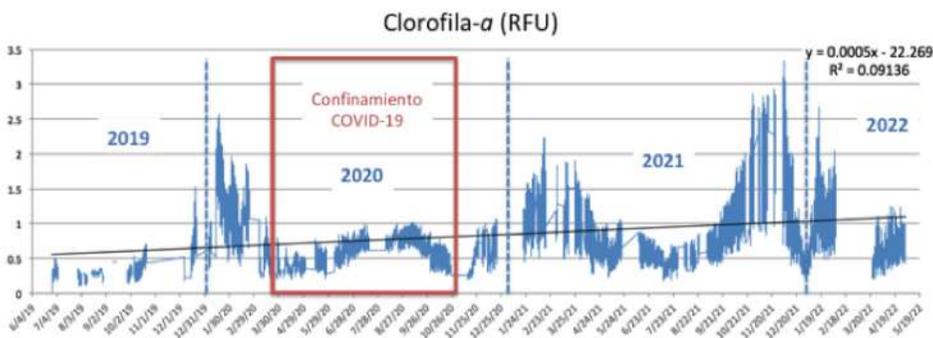
**Figura 3-137** – Comparación de la evolución estacional de la turbidez entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022.

Lo que salta a la vista es: a) Los valores más bajos durante el confinamiento (marzo-junio 2020); b) El incremento exponencial de la turbidez de octubre a noviembre 2021; y c) El mantenimiento de valores más altos (hasta 0,6 NTU) en abril 2022.

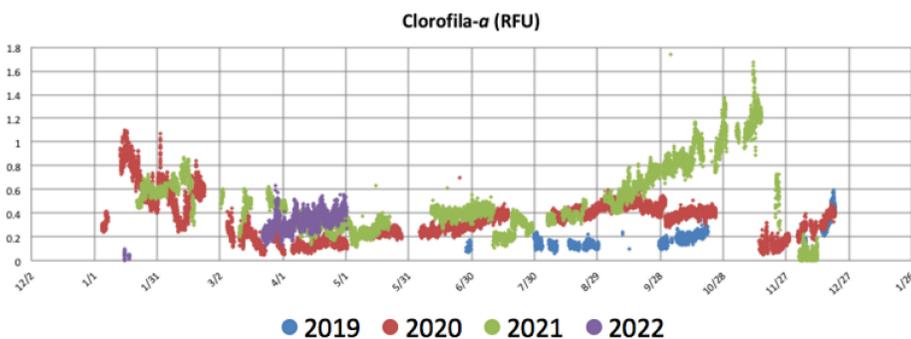
**Evolución de la concentración de clorofila-*a* en el agua** – La clorofila-*a* es el principal pigmento fotosintético de los vegetales (plantas, algas, y microalgas del fitoplancton). En ecología acuática y limnología, la concentración en clorofila-*a* sirve de bioindicador de la biomasa de las microalgas del fitoplancton, entonces del nivel de eutrofización. El sensor EXO de algas totales contiene dos haces de excitación: uno azul (470 nm) que excita directamente la molécula de clorofila-*a*, y otro naranja (590 nm) que excita la ficocianina, el pigmento fotosintético accesorio que se encuentra en las cianobacterias. Las medidas de concentraciones en clorofila-*a* y ficocianina son expresadas en RFU (Relative Fluorescence Unit) y  $\mu\text{g/L}$ . Para la clorofila-*a*, los factores de conversión son: 1 RFU = 6  $\mu\text{g/L}$  según el fabricante (YSI) y 1 RFU = 8  $\mu\text{g/L}$  comparando la sonda fluorimétrica Fluoroprobe BBE Moldaenke (cuando sumergimos simultáneamente nuestras sondas YSI EXO y Fluoroprobe BBE a la misma profundidad; X. Lazzaro, experimentación propia). Entonces, en promedio la clorofila-*a* alcanza valores de 5,3 a 7,0  $\mu\text{g/L}$ , con máximos de 15 a 20  $\mu\text{g/L}$  en los períodos lluviosos de 2019 y 2020, y 21 a 28  $\mu\text{g/L}$  en el período lluvioso de 2021. Como comparación, las concentraciones de clorofila-*a* (usando el método de extracción con acetona) no pasaban de 3  $\mu\text{g/L}$  en el Lago Menor en 1979-1980 (Lazzaro 1981). O sea, actualmente las concentraciones máximas en superficie del centro de la

región norte pueden alcanzar valores 5 a 9 veces mayores, a pesar de la intensa radiación solar (visible y ultravioleta) que inhibe la fotosíntesis en el primer metro de la columna de agua.

Según la clasificación abierta (o sea, donde los rangos de valores de los estados sucesivos se solapan) de la OECD (1982), 0,3-4,5 µg/L corresponde a un estado oligotrófico, 3,0-11 µg/L a un estado mesotrófico, y 2,7-78 µg/L a un estado eutrófico. Entonces, en cuanto el Lago Menor se caracterizaba por un estado oligotrófico en 1979-1980, actualmente oscila estacionalmente entre los estados mesotrófico y eutrófico. Junto a los otros parámetros, esto confirma el rápido progreso de la eutrofización.



**Figura 3-138** – Evolución de la concentración en clorofila-a. **Promedio ± error estándar = 0,875 ± 0,003 RFU.**

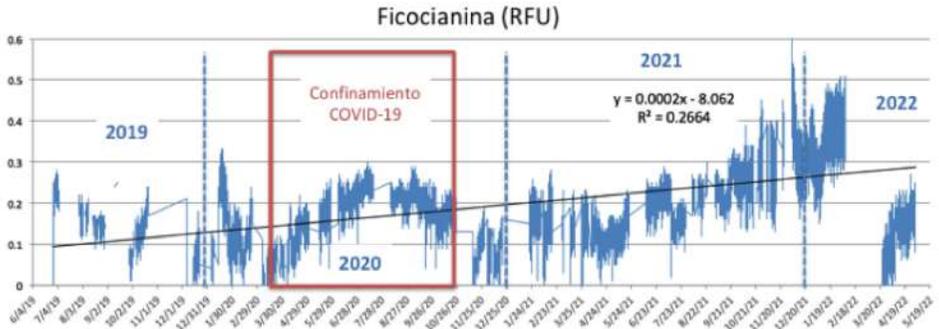


**Figura 3-139** – Comparación de la evolución estacional de la concentración en clorofila-a entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022. Lo que salta a la vista es: a) En relación a los otros años, el período de confinamiento (marzo-octubre 2020, rojo) exhibe las menores concentraciones en clorofila-a; b) La época de lluvias 2021 (septiembre-diciembre, verde) exhibe las mayores concentraciones en clorofila-a.

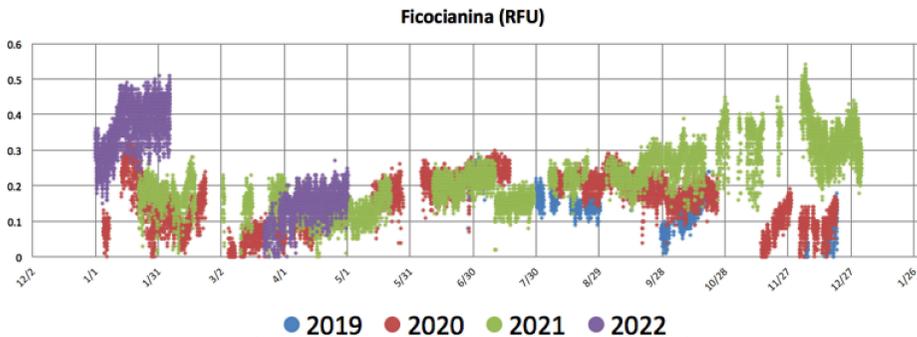
**Evolución de la concentración ficocianina del agua** – La ficocianina es el principal pigmento fotosintético específico de las cianobacterias. El sensor EXO de algas totales permite detectar la importancia de la contribución de las cianobacterias (como organismos dañinos capaces de proliferar, dominar la biomasa y crear floraciones, o Blooms, ciertos pudiendo generar neuro- o hepato-toxinas), en la biomasa total de las microalgas del fitoplancton. Por esto, las cianobacterias son de gran interés en los estudios de eutrofización con anticipación de floraciones. Según el fabricante YSI, 1 RFU = 1 µg/L de ficocianina. La concentración promedio en ficocianina durante todo el estudio solo atinge 0,2 µg/L, o sea 0,7 a 1,4 % de la biomasa total.

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

Siendo poco, solo la presencia de las cianobacterias es preocupante, porque pueden desarrollarse exponencialmente en pocos días con condiciones ambientales favorables (aportes en nutrientes, razón N:P, limitación en N). Se nota una tendencia al aumento de concentraciones promedio (x 3, de 0,1 a 0,3 µg/L) durante los tres años, aunque esta tendencia no es significativa.



**Figura 3-140** – Evolución de concentración en ficocianina. Promedio  $\pm$  error estándar = 0,208  $\pm$  0,001 RFU.



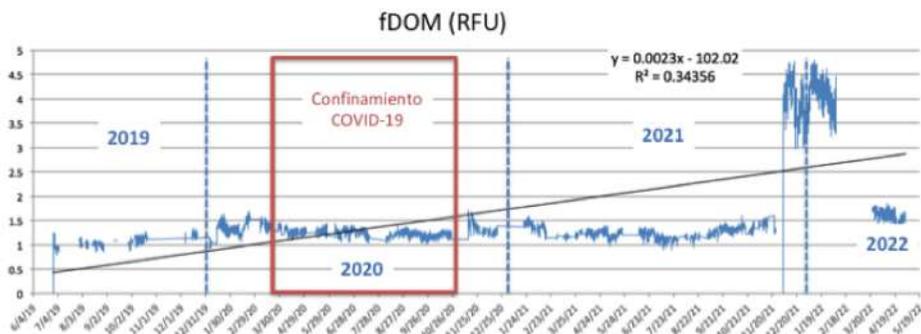
**Figura 3-141** – Comparación de la evolución estacional de la concentración en ficocianina entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022. Lo que salta a la vista es: a) El aumento de la concentración durante el fin de 2021 y comienzo de 2022, o sea la época de transición al final de la época seca (septiembre-octubre) y la época lluviosa (noviembre-enero), con duplicación de los valores.

**Evolución de la concentración en materia orgánica disuelta del agua (fDOM)** – La materia orgánica disuelta fluorescente (fDOM) es un producto de la materia en descomposición. Se refiere a la fracción de CDOM (Materia Orgánica Disuelta Colorida) que es fluorescente. La CDOM es en gran medida un subconjunto de la DOM (Materia Orgánica Disuelta). La descomposición libera sustancias orgánicas, también llamadas taninos, los cuales manchan las aguas y pueden tener efectos sobre la absorción de la luz y otros aspectos de la calidad del agua. Básicamente, esta materia orgánica en descomposición es el Carbono Orgánico Disuelto (COD). Clásicamente, la fDOM se utiliza como sustituto de la CDOM, y es una de las formas que permite el seguimiento de la Materia Orgánica Disuelta (DOM) en las aguas. Además de contribuir a la absorción de la luz, la CDOM también puede ayudar en alimentar la respiración bacteriana, debido a las grandes cantidades de carbono, nitrógeno y fósforo que transporta. Esto puede

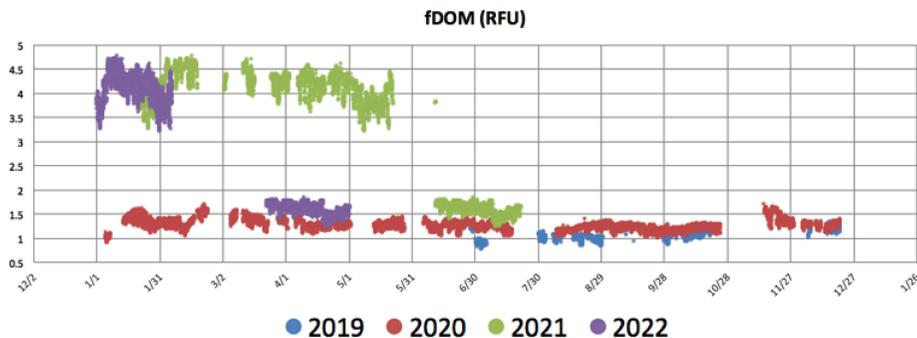
contribuir indirectamente a la eutrofización. Junto con la turbidez y la clorofila-*a*, la CDOM es importante para determinar la atenuación de la luz en un cuerpo de agua. También, la conductividad puede aumentar o disminuir en función de los niveles de CDOM.

En general, se produce una alta absorción de las longitudes de onda infrarrojas y rojas de la luz que calienta significativamente el primer metro de agua. Las bajas concentraciones de CDOM aumentan mucho la absorción ultravioleta. A mayores concentraciones, esta absorción es completa en < 1 m de agua. El COD (Carbono Orgánico Disuelto) está relacionado con los niveles de mercurio y metilmercurio, porque tienden a formar complejos con el carbono orgánico.

Durante el período de estudio, se observa un aumento de la fDOM promedio de 2019 (1 RFU) a 2022 (x 3; 3 RFU), sobre todo con un pico en el período lluvioso de 2021 (hasta 5 RFU en diciembre-enero). Es también un síntoma de la eutrofización.



**Figura 3-142** – Evolución de la materia orgánica disuelta fluorescente (= cromofórica). Promedio  $\pm$  error estándar =  $1,868 \pm 0,007$  RFU.



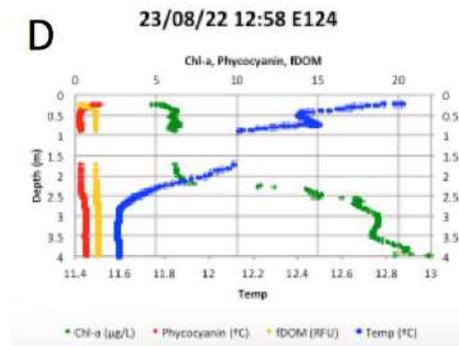
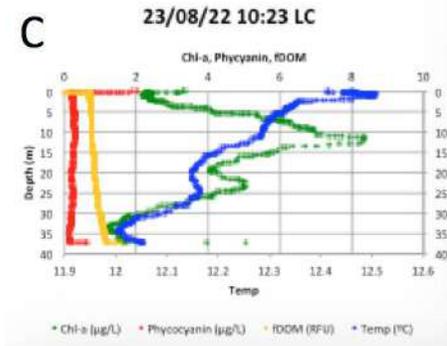
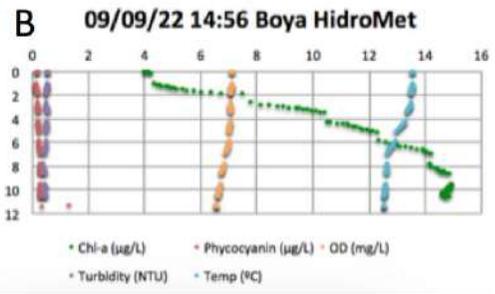
**Figura 3-143** – Comparación de la evolución estacional de la concentración en fDOM entre los años 2019, 2020, 2021 y 2022. Lo que salta a la vista es en relación al valor promedio (1,3 RFU): a) El aumento de fDOM con valores máximos en marzo-mayo 2021 y enero 2022 (hasta 4,8 RFU) en relación a los otros años, y b) Sus valores bajos de julio a diciembre 2019, de enero a diciembre 2020, en junio-julio 2021, y en abril 2022.

Podría resultar de la reanudación de las actividades de extracción de cascajos (en enero 2021) en las canteras de los ríos Seque y Seco, las fuertes lluvias y/o el desvío del río Katari hacia Chojasivi, con la fuerte inundación de los cultivos en bahía Cohana, todo lo cual contribuye a los aportes difusos de nutrientes, materia orgánica disuelta (DOM) y sedimento fino. Esto claramente inicia un salto en el estado de la calidad

*de agua de la región norte del Lago Menor. Lo que hay que observar con atención, porque puede favorecer la proliferación de ciertos grupos de micro-algas, en particular las dañinas cianobacterias.*

### 11.3. Floración de microalgas en el Lago Menor del Titicaca desde agosto 2022 / 1<sup>er</sup> Boletín de Alerta Temprana

El 16/08/22, durante nuestra visita a la Boya HydroMet, observamos que el agua tenía un tono verde profundo con una transparencia reducida, contrastando con el habitual tono azul. No teníamos ningún equipo para comprobar el cambio.





**Figura 3-144** – Evidencias del desarrollo de una floración de microalgas del fitoplancton desde agosto 2022 hasta ahora (febrero 2023). Estrategias de la Alerta Temprana de Bloom del Observatorio OLT: A) Alerta visual del cambio de color del agua en el sitio de la Boya HydroMet. Perfiles verticales con la sonda YSI EXO2: Cl-a ( $\mu\text{g/L}$ , línea verde), FC ( $\mu\text{g/L}$ , línea roja), fDOM (RFU, línea amarilla), Temp. ( $^{\circ}\text{C}$ , línea azul). B) Boya 09/09/22. C) Chúa 23/08/22. D) Sur de la Isla Cojata, estación E124. Distribución de Cl-a mediante imágenes Sentinel-2: E) En efecto, la floración de microalgas se inició a partir de junio (30/06/22) en la zona Noreste, a partir de la isla Cojata en dirección a la Bahía de Puerto Pérez. F) Ya en agosto (04/08/22) la floración se había expandido hasta la región central del Lago Menor. Fuente: elaboración por J. Maldonado Alfaro.

Luego, Javier Maldonado Alfaro (IIGEO/UMSA), participando en la expedición internacional ECERP a bordo del BIC PELT, observo lo mismo los 23 y 24/08/22 en las regiones Norte y Central del Lago Menor. En varias estaciones limnológicas, mediante perfiles verticales con la sonda multiparamétrica YSI EXO2, pudo cuantificar aumentos en clorofila-*a* (Cl-*a*) y ficocianina (FC). Analizando las muestras de fitoplancton correspondientes, Viviana Cruz Hernández y Gustavo Lanza Aguilar (IE/UMSA) pudieron comprobar la predominancia de dos géneros: *Carteria* y *Chroococcus*. Finalmente, Javier Maldonado Alfaro, animando unas series temporales de imágenes ('time-lapses') del satélite Sentinel-2, con frecuencia de 5 días, pudo ubicar varias zonas con altas concentraciones de Cl-*a* ('hotspots' de eutrofización), sus desplazamientos y extensiones durante el período seco de junio a agosto, o sea en ausencia de aportes masivos en nutrientes, los cuales ocurren durante el período lluvioso de diciembre a marzo (Fig. 3-141). Este evento fue objeto del 1º informe de Alerta Temprana de floración en la 1ª Opinión Científica (Lazzaro & Maldonado Alfaro 2022; descargable del sitio web), transmitido a las autoridades en octubre de 2022. Entretanto, estas no tomaron ninguna medida preventiva, antes de que la floración (máx. 25  $\mu\text{g Cl-a/L}$ ) alcanzara el nivel de una floración ( $\geq 100 \mu\text{g Cl-a/L}$ ).

#### 11.4. Conclusiones sobre la eutrofización de las regiones Norte y Central del Lago Menor

La mayor parte de los parámetros biofísicos (relacionados entre ellos) medidos mediante la sonda multiparamétrica YSI EXO2 demuestra el **avance sensible del nivel de eutrofización** en la parte central de la región norte del Lago Menor, donde se ubica la Boya HydroMet, en apenas 3 años. En particular, como: el aumento de la conductividad, el pH, el ORP, la clorofila-*a*, la

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

ficocianina y su proporción en la biomasa del fitoplancton, la fDOM; así como la reducción del OD% y OD. La evolución de la composición taxonómica y funcional de las comunidades de fitoplancton y perfiton (cf. los estudios de V. Cruz & G. Lanza) lo confirma.

Esta condición del Lago Menor que **se deteriora más rápidamente** de lo que se podía imaginar es bastante preocupante, sobre todo en **ausencia de medidas de control** de la eutrofización y de la polución mediante la reducción de los aportes puntuales y difusos. Para esto, la **combinación de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) con humedales artificiales** (por ej., la fitorremediación con totoras) en las desembocaduras de cada río (siendo todos contaminados con aguas residuales) sería muy beneficioso. Adicionalmente, la mejora de condiciones durante el confinamiento ilustra los **importantes efectos de las actividades humanas en estimular el proceso de eutrofización**.

## 12. Hacia un programa del Observatorio Binacional del Lago Titicaca (OBLT)

El paso lógico es la implementación de un '**Observatorio binacional del Lago Titicaca' (OBLT)**. La voluntad de Perú y Bolivia hacia estrategias binacionales para el Sistema hídrico del TDPS es clara (ver la Declaración de La Paz y el Plan de Acción<sup>8</sup>), con la implementación del Observatorio Binacional del Sistema TDPS. Entonces es plenamente justificado implementar el OBLT, en base a las estrategias y los procedimientos técnicos desarrollados en el Observatorio OLT. La 1ª tentativa de definir lo que podría incorporar el OBLT resultó de una colaboración entre el IRD y la ALT. Fue presentada en 2015, en una página web anterior de la ALT, en el ámbito de la plataforma GeoTiticaca. Previamente, X. Lazzaro identificó las características clave del OBLT en la página web de la unidad BOREA/IRD de la que es miembro: <https://borea.mnhn.fr/en/equipe-recherche-axe-implantation/binational-observatory-lake-titicaca-oblt>

Ya que demostramos la factibilidad de operar un observatorio ambiental como centinela del Lago Titicaca, con adquisición automática de datos hidrometeorológicos con alta frecuencia y mapeo satelital de la distribución espacio-temporal de la clorofila-*a* a cada 5 días a escala del lago entero, y capacidad de anticipar los eventos extremos como las floraciones de microalgas (blooms), se tiene que sostener el proyecto OLT en un programa permanente a largo plazo. La propuesta de sostenibilidad de este programa se encuentra en la 2ª Opinión Científica (Lazzaro & Nuñez-Villalba 2022; descargable del sitio web). Para esto, se cuenta con un presupuesto de la Cancillería boliviana en el POA de la ALT para la custodia y el mantenimiento de los equipos, así como con los investigadores y estudiantes de los Institutos de la UMSA para operar las investigaciones y los monitoreos. En 2022, fue desplegada una 2ª Boya HydroMet peruana (idéntica a la 1ª Boya HydroMet boliviana) operada por ANA en la Bahía de Puno.

---

<sup>8</sup> La Declaración de La Paz fue suscrita por los Presidentes de Bolivia y del Perú en el marco del VI Gabinete Binacional, el 30 de Octubre 2021. Esta al origen del Plan de Acción 2021-2022 para el sistema TDPS. <https://abi.bo/index.php/economia2/35-notas/noticias/politica/14548-Conozca-los-71-puntos-de-la-Declaración-de-La-Paz-suscrita-por-los-presidentes-de-Bolivia-y-Perú-en-el-marco-del-VI-Gabinete-Binacional> Ver en particular los Compromisos 2 – Desarrollo del conocimiento hidrológico en el Sistema TDPS (incluyendo Fortalecer y activar el Observatorio Binacional del sistema TDPS, que administra la ALT), 3 - Balance Hídrico Integrado del Sistema TDPS y 6 - Saneamiento Básico y Gestión Integral de Residuos Sólidos.

Constituyen los primeros elementos de la Red Binacional de Boyas automáticas interoperables para la vigilancia de las áreas más vulnerables del Lago Titicaca. Se ampliará con boyas complementarias, en particular para la vigilancia de los caudales de las desembocaduras de los principales ríos tributarios al Lago Mayor y Lago Menor.

El Perú dispone de dos buques de investigación científica (BIC) de 15 m de eslora, el BIC IMARPE VIII y BIC PELT, bien equipados para estudiar y monitorear el Lago Titicaca, en particular el Lago Mayor. Bolivia no tiene ninguno. Para investigar el Lago Menor se necesita un buque con un calado reducido para poder operar en aguas poco profundas  $\leq 1$  m. Desde una década, para realizar varios proyectos incluyendo el presente piloto PNUD, hemos alquilado la lancha Inti de Don Máximo y Erik Catari, en Huatajata. Esta lancha de 11 m de eslora es ideal con un calado de 30 cm, una cabina amplia para el trabajo de laboratorio y una gran popa abierta al aire libre para maniobrar varios equipos a la vez, un cabrestante manual orientable para coleccionar muestras a gran profundidad en el Lago Mayor, dos motores fuera de borda (60 y 40 HP) que le permiten desplazarse rápidamente (hasta 30 km/h), además de un casco que pasa bien las olas. Recomendamos adquirir la Lancha Inti, actualmente a la venta, para seguir operando eficientemente el observatorio OLT, tanto para las campañas como el mantenimiento de la Boya.

### 13. Bibliografía

- Achá, D., Guéron, S., Amouroux, D., Point, D., Lazzaro, X., Fernandez, P.E. & Sarret, G. (2018) Algal bloom exacerbates hydrogen sulfide and methylmercury contamination in the emblematic high-altitude lake titicaca. *Geosci.*, **8**. doi:10.3390/geosciences8120438
- Allende, L., Fontanarrosa, M.S., Murno, A. & Sinistro, R. (2019) Phytoplankton functional group classifications as a tool for biomonitoring shallow lakes: a case study. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, **2019-Janua**. doi:10.1051/kmae/2018044
- Bayly, I.A.E. (1992) Fusion of the genera Boeckella and Pseudoboeckella (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antarctic islands. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, **65**, 17–63.
- Castro Magnani, M. (2015) *Alcances de la Conferencia: Adquisición y Publicación de Datos en Alta Resolución Temporal*, IRD, UMSA, ALT, ADSIB, Portada del sitio IDE-EPB.
- Cattaneo, A. (1987) Periphyton in lakes of different trophic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 296–303. doi:10.1139/f87-038
- Chambilla, V. (2017) GeoPortales: Una herramienta académica para el monitoreo espacial. In: *Monitoreo Espacial de desastres con imágenes de satélite*, La Paz, Bolivia.
- Covich, A.P. & Thorp, J.H. (2009) Introduction to the subphylum Crustacea. in *In: Thorp, J.H. & Covich, A.P. (Eds.). Ecología y clasificación de invertebrados de agua dulce de América del Norte*, Academic Press, Elsevier Ltd.
- Debard, S. (2015) Système d'Information de l'IRD, Spécificité SenSorWeb. In *Presentación programa SPIRALES*, La Paz, Bolivia.
- Debard, S., Lazzaro, X. & Nuñez-Villalba, J. (2015) SPIRALES, soutien aux projets informatiques dans les Equipes Scientifiques, Montpellier.
- Dejoux, C. & Ittis, A. (1992) *Lake Titicaca: A Synthesis of Limnological Knowledge*.
- DeNicola, D.M., Eytz, E. de, Wemaere, A. & Irvine, K. (2006) Periphyton response to nutrient addition in 3 lakes of different benthic productivity. *J. North Am. Benthol. Soc.*, **25**, 616–631. doi:10.1899/0887-3593(2006)25[616:PRTNAI]2.0.CO;2
- Duarte Tejerina, J., Justiniano Ayllón, M., Maldonado Alfaro, J.A., Nuñez Villalba, J. & Lazzaro, X.

## El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

- (2021) Cobertura de la totora a lo largo del litoral boliviano del Lago Menor del Titicaca en años con eventos extremos, entre 1986 y 2019 mediante sensoamiento remoto. *REVIGEO*, 25 p.
- EPA, U.S. (1998) Principles of Environmental Impact Assessment Review: Appendix A: Environmental Impact Assessment Checklist.
- Federal Register. (1994) Presidential Documents Title 3-The President Coordinating Geographic Data Acquisition and Access: The National Spatial Data Infrastructure, Washington, DC.
- González, E.J. & Roldán, G. (2020) *Eutrophication and Phytoplankton: Some Generalities from Lakes and Reservoirs of the Americas. Microalgae - From Physiol. to Appl.* doi:10.5772/intechopen.89010
- Gubelit, Y. (2019) Green Tides : New Consequences of the Eutrophication of Natural Waters Green Tides : New Consequences of the Eutrophication of Natural Waters ( Invited Review ). doi:10.1134/S1995425519020057
- Helbling, E.W., Zaratti, F., Sala, L.O., Palenque, E.R., Menchi, C.F. & Villafañe, V.E. (2002) Mycosporine-like amino acids protect the copepod *Boeckella titicacae* (Harding) against high levels of solar UVR. *J. Plankton Res.*, **24**, 225–234. doi:10.1093/plankt/24.3.225
- Horne, A.J. & Goldman, C.R. (1994) *Limnology*, New York (NY), USA: 2nd ed. McGraw-Hill Inc.
- IIGEO. (n.d.) GeoVisor IIGEO UMSA [Video], La Paz, Bolivia.
- Iltis, A. (1987) Datos sobre la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica y la transparencia de las aguas de superficie del Lago Titicaca boliviano (1985-1986), La Paz, Bolivia.
- Iltis, A., Carmouze, J.-P. & Lemoalle, J. (1991) Características físico-químicas del agua. in *El lago Titicaca, síntesis del conocimiento limnológico actual* ed. Iltis, A. & Carmouze, J.-P. (Eds. ), pp. 107–114, La Paz, Bolivia: ORSTOM. Institut de Recherche Scientifique et Technique d’Outre-Mer.
- Izaguirre, I., Allende, L., Escaray, R., Bustingorry, J., Pérez, G. & Tell, G. (2012) Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia*, **698**, 203–216. doi:10.1007/s10750-012-1069-1
- Koste, W. (1978) *Rotatoria: die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk. Gebrüder Borntraeger, Germany: 2. Aufl edition.*
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C.S., et al. (2010) A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshw. Biol.*, **55**, 614–627. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- Kruk, C. & Segura, A.M. (2012) The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*, **698**, 191–202. doi:10.1007/s10750-012-1072-6
- Lampert, W. & Sommer, U. (2007) *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*, 2nd edition, Oxford:Oxford University Press.
- Lazzaro, X. (1981) Biomasses, peuplements phytoplanktoniques et production primaire du lac Titicaca. *Rev. Hydrobiol. trop*, **14**, 349–380.
- Lazzaro, X. (2019) Observatorio Permanente del lago Titicaca - Mi Boya - Bolivia desplegó la primera boya de monitoreo hidro-meteorológico automático en el Lago Menor del Titicaca el 28 de Junio de 2019, La Paz, Bolivia.
- Lazzaro, X., Achá, D., Cruz, V., Duarte, J., Justiniano, M., Lanza, G., Maldonado, J., et al. (2021) HydroMet: La primera boya automática perfiladora con alta-frecuencia en el Lago Titicaca, el más alto de los Grandes Lagos del mundo. *Ecol. En Bolív.*, **56**, 65–67.
- Lazzaro, X. & Maldonado Alfaro, J. (2022) Floración de microalgas en el Lago Menor del Titicaca en Ago-Sep 2022.

- Lazzaro, X. & Nuñez-Villalba, J. (2022) Propuesta de sostenibilidad a largo plazo del 'Observatorio permanente del Lago Titicaca (OLT)'.
- Lazzaro, X. & Nuñez Villalba, J. (2015) GeoVisorIIGEO - Développement d'outils Web pour la stabilité, le contrôle, la production d'analyses et de contenus pour les trois géoviseurs du portail géographique universitaire GeoVisorIIGEO de l'UMSA, La Paz, Bolivie, Marsella, Francia.
- Lazzaro, Xavier. (1981) Biomasses, peuplements phytoplanctoniques et production primaire du lac Titicaca. *Rev. Hydrobiol. trop.*, **14**, 349–380.
- Loza, F. (2005) *Patrones de distribución espacio – temporal de las poblaciones de Totora del lago Titicaca Menor 1986 - 2004*, Universidad Mayor de San Andrés (UMSA), La Paz, Bolivia.
- Lu, H., Feng, Y., Wang, J., Wu, Y., Shao, H. & Yang, L. (2016) Responses of periphyton morphology, structure, and function to extreme nutrient loading. *Environ. Pollut.*, **214**, 878–884. doi:10.1016/j.envpol.2016.03.069
- Magalhães, L. de, Rangel, L.M., Melo Rocha, A. de, Cardoso, S.J. & Sampaio da Silva, L.H. (2020) Responses of morphology-based phytoplankton functional groups to spatial variation in two tropical reservoirs with long water-residence time. *Inl. Waters*, **0**, 1–15. doi:doi:10.1080/20442041.2020.1745007
- Maldonado, J. (2019) Manual de uso, encendido y calibración. FieldSpec HandHeld2 Spectroradiometer, La Paz, Bolivia.
- McCormick, P.V., O'Dell, M.B., Shuford, R.B.E., Backus, J.G. & Kennedy, W.C. (2001) Periphyton responses to experimental phosphorus enrichment in a subtropical wetland. *Aquat. Bot.*, **71**, 119–139. doi:10.1016/S0304-3770(01)00175-9
- Naselli-Flores, L., Padisák, J. & Albay, M. (2007) Shape and size in phytoplankton ecology: Do they matter? *Hydrobiologia*, **578**. doi:10.1007/s10750-006-2815-z
- Nuñez-Villalba, J. (2018) Lake Titicaca monitored by Erdas Apollo. *Conf. Hexag. Live from 12-15 June 2018. Las Vegas, NV*.
- Nuñez-Villalba, J. (2018) Monitoreo Espacial de los Efectos del Cambio Climático en el Lago Titicaca con imágenes de satélite (IIGEO/UMSA, Ed.) (1era edición), La Paz, Bolivia.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). (1982) Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control, Paris.
- OGC, N. d. (n.d.) Introduction to WMS | OGC. Retrieved July 11, 2019, from: <http://www.opengeospatial.org/standards/wms/introduction>
- Pacheco, J.P., Iglesias, C., Meerhoff, M., Fosalba, C., Goyenola, G., Teixeira-de Mello, F., García, S., et al. (2010) Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): A morphology-based approach. *Hydrobiologia*, **646**, 187–197. doi:10.1007/s10750-010-0180-4
- Paggi, J.C. (1995) Crustacea Cladocera. in *In: Lopretto, E. C. & Tell, G. (eds.), Ecosistemas de aguas continentales, metodologías para su estudio*, pp. 3:909, 951 p, La Plata, Argentina: Ediciones Sur.
- Polar, M. (2018) Informe de participación en la comisión - Muestreo en Laguna Lagunillas. Santa Lucía, Puno, Perú, Puno, Perú.
- Ramos Ramos, O.E., Rötting, T.S., French, M., Sracek, O., Bundschuh, J., Quintanilla, J. & Bhattacharya, P. (2014) Geochemical processes controlling mobilization of arsenic and trace elements in shallow aquifers and surface waters in the Antequera and Poopó mining regions, Bolivian Altiplano. *J. Hydrol.*, **518**, 421–433. doi:10.1016/J.JHYDROL.2014.08.019
- Rangel, L.M., Soares, M.C.S., Paiva, R. & Silva, L.H.S. (2016) Morphology-based functional groups

El Observatorio permanente del Lago Titicaca – OLT

- as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river-reservoir system. *Ecol. Indic.*, **64**, 217–227, Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.ecolind.2015.12.041
- Ray, J. (1991) Los cladóceros. in *In: Dejours, C. & Iltis, A. (Eds.). El lago Titicaca, síntesis del conocimiento limnológico actual*, pp. 265–276, La Paz, Bolivia: ORSTOM & HISBOL.
- Reid, J.W. (1985) Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da orden cyclopoida (Crustacea Copepoda). *Bolm. Zool. Univ. S. Paulo*, **9**, 17–143.
- Reynolds, C.S., Elliott, J.A. & Frassl, M.A. (2014) Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. *J. Great Lakes Res.*, **40**, 143–150.
- Rutner-Kolisko, A. (1974) *Plankton rotifers. Biology and taxonomy*, Schweizerbart. Germany.
- Schneider, S.C. & Lindstrøm, E.-A. (2011) The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia*, **665**, 143–155.
- Soomets, T., Uudeberg, K., Jakovels, D., Zagars, M., Reinart, A., Brauns, A. & Kutser, T. (2019) Comparison of Lake Optical Water Types Derived from Sentinel-2 and Sentinel-3. *Remote Sens.*, **11**, 2883. doi:10.3390/rs11232883
- Suthers, I.M. & Rissik, D. (Eds.). (2009) *Plankton: A Guide to Their Ecology and Monitoring for Water Quality*, CSIRO Publishing; Collingwood; Australia.
- Talling, J.F. (2010) pH, the CO<sub>2</sub> System and Freshwater Science. *Freshw. Biol. Assoc.*, **3**, 133–146. doi:doi:10.1608/FRJ-3.2.156
- Villafañe, V.E., Andrade, M., Lairana, V., Zaratti, F. & Helbling, E.W. (1999) Inhibition of phytoplankton photosynthesis by solar ultraviolet radiation: studies in Lake Titicaca, Bolivia. *Freshw. Biol.*, **42**, 215–224.
- Wetzel, R.G. (1983) *Limnology*, Philadelphia: 2nd Edition, Saunders College Publishing.

# Capítulo IV – Perspectivas: teoría ecológica y propuestas para frenar la eutrofización, anticipar y controlar las floraciones de microalgas

*Xavier Lazzaro*

---

En marzo-abril de 2015, afortunadamente, si se puede decir así, la naturaleza acudió a nuestro rescate en forma de alerta, con la primera floración de fitoplancton jamás documentada en el Lago Menor. Este fenómeno fue totalmente inesperado ya que nadie imaginaba hasta qué punto habían cambiado las condiciones tróficas durante las últimas décadas. No sólo no existía ningún programa de vigilancia, si no que los fenómenos de eutrofización no son visibles a simple vista hasta llegar a su punto extremo que es una floración o ‘Bloom’ de microalgas.

Este evento dramático con mortandades masivas de peces, ranas y hasta aves acuáticas, además de importantes pérdidas económicas, hizo tomar consciencia a la población y los tomadores de decisión sobre la importancia de enfocar seriamente esta situación de desastre. De allí nacieron en el ámbito del proyecto binacional PNUD/GEF GIRH TDPS los dos proyectos piloto, del observatorio OLT (05-B-05) y de fitorremediación con totora BIOREM (03-B-03), los cuales fueron diseñados para complementarse. Desafortunadamente, la implementación planeada por la UGCK/MMAyA de varias mini-plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) – la cual representa la única medida para reducir significativamente la carga en nutrientes y materia orgánica al lago – no fue realizada, dejando el lago y sus ribereños a su buena suerte. Esta ausencia de cumplimiento de obras es muy arriesgada en la medida de que tiene consecuencias irreversibles. Así, cuanto más tiempo pase sin tomar medidas, más costará la recuperación del ecosistema, hasta que técnicamente no sea más viable. En ese contexto, los habitantes no tendrán más medios de subsistencia y vivirán en un entorno totalmente insalubre.

El propósito de este Capítulo es: a) ilustrar cuanto difiere el **funcionamiento de los lagos poco profundos** (o sea ‘someros’) con respecto al funcionamiento de los lagos profundos; b) presentar los **paradigmas y las controversias más actuales** de la teoría ecológica sobre el funcionamiento de las redes tróficas lacustres, no enseñados en Bolivia; c) en base a estas herramientas, proponer **estrategias ecotecnológicas alternativas respetuosas con el medio ambiente** para la protección y restauración de la **calidad de agua** y de los **recursos del Lago Menor** en curso de eutrofización, complementarias de las únicas prácticas de ingeniería ambiental hasta ahora consideradas.

Los lagos profundos se estratifican térmicamente solo durante el verano (se les llaman de monomícticos), aislando la capa superior del agua (epilimnión), más caliente y entonces liviana, de la capa profunda fría (hipolimnion) y de las interacciones con el sedimento. Clásicamente, la limnología se ha referido sobre todo a estos lagos profundos que se estratifican durante el

verano. En estos lagos profundos, el papel de las macrófitas acuáticas es muy insignificante, en la medida de que el crecimiento de estas plantas está limitado a la estrecha zona litoral poco profunda. En contraste, los lagos poco profundos son abundantemente colonizados por macrófitas, tanto sumergidas, flotantes y/o emergentes. Ellos no se estratifican durante largos periodos durante el verano. En estos lagos someros con una profundidad inferior a 5 m, inclusive frecuentemente inferior a 3 m, la radiación solar penetra hasta el fondo. Su columna de agua es verticalmente homogénea, ya que es diariamente mezclada por los vientos térmicos, por lo que son polimícticos. La intensa interacción entre el sedimento y el agua, además del importante impacto de la vegetación acuática son en gran parte responsables del funcionamiento muy distinto de los lagos someros en comparación de los lagos profundos. Así el Lago Menor del Titicaca es un lago somero ( $\leq 5$  m), de funcionamiento muy diferente al del Lago Mayor profundo y tradicionalmente más estudiado.

## **1. Funcionamiento ecológico de los lagos poco profundos**

### **1.1. Generalidades sobre los lagos poco profundos**

En muchas regiones, los lagos poco profundos son más abundantes que los profundos. Son frecuentemente clasificados entre los humedales, o 'wetlands' en inglés. La mayoría de los lagos prístinos (o sea vírgenes) son caracterizados por sus aguas transparentes y una abundante y diversa vegetación acuática. El incremento de la carga en nutrientes cambia esta situación. Los lagos pasan de claros a turbios. Con el aumento de la turbidez, las plantas sumergidas desaparecen en gran parte. La vegetación de los lagos poco profundos con bajo contenido en nutrientes es generalmente dominada por plantas de pequeño tamaño. Con el incremento de la carga en nutrientes, la biomasa de las plantas acuáticas (macrófitas) aumenta, sobre todo en la capa superior, volviéndose dominante. A mayor eutrofización, aumenta la biomasa del fitoplancton y del perifiton que cubre las plantas. Estos organismos provocan un sombreado el cual provoca el colapso de la vegetación debido a la limitación de la penetración de la luz solar.

En su libro 'Ecology of Shallow Lakes' que se ha vuelto la referencia sobre el funcionamiento de los lagos poco profundos, Scheffer (1998) analiza en detalle las interacciones tróficas existentes entre las comunidades dominantes de plantas, plancton, perifiton, zooplancton, macroinvertebrados, peces y aves. De las investigaciones resulta en su gran mayoría que estos lagos ocurren en dos estados de estructuras de comunidades fuertemente contrastadas, con situaciones intermediarias muy raras. Esta dicotomía es bastante inusual en ecología. Proviene de que cada uno de estos estados poseen mecanismos estabilizadores de retroalimentación. En el estado turbio, el desarrollo de la vegetación sumergida es impedido por los niveles de luz muy bajos. Así, las olas y los peces (bentívoros detritívoros cuando existen) que buscan sus alimentos al fondo resuspenden el sedimento desnudo desprotegido, provocando una reducción todavía mayor de la transparencia. En consecuencia, los peces tienen más facilidad de detectar y consumir el zooplancton que no cuentan más con el refugio de las plantas. Luego, las bajas densidades de zooplancton se vuelven incapaces de controlar por pastoreo las floraciones de microalgas del fitoplancton. En contraste, en lagos someros claros, las macrófitas sumergidas predominan y evitan la re-suspensión del sedimento, adsorben los nutrientes disueltos, y procuran un refugio para el zooplancton contra la depredación por peces.

Debido a los mecanismos de retroalimentación, los lagos someros no responden de manera lineal a los aportes de nutrientes que aumentan la biomasa del fitoplancton, como

ocurre clásicamente en los lagos profundos. Entonces, más frecuentemente, la respuesta de los lagos someros a la eutrofización es muy abrupta, poco previsible, no es progresiva. Así, no es raro que estos lagos hayan cambiado entre estados claros y turbios, de manera repetida, sin explicación evidente. Debido a este comportamiento errático y poco previsible, los lagos poco profundos son poco representados en la literatura limnológica y no han atraído mucho interés por parte de los investigadores. Solo desde unas dos décadas, la literatura sobre los lagos poco profundos se ha visto enormemente enriquecida, en gran parte gracias a los trabajos experimentales de M. Scheffer, B. Moss, E. Jeppesen, M. Meerhoff, C. Kruk, N. Mazzeo, M. Beklioglu, J.L. Attayde, entre otros, y las conferencias internacionales del grupo 'Shallow Lakes', clásicamente organizadas cada 2 años. M. Scheffer ha desarrollado los aspectos teóricos de estos complejos y dinámicos sistemas, en particular sus cambios abruptos o '**critical transitions**', mediante sus '**mini-models**' o 'modelos minimalistas' (Scheffer *et al.* 1993; Scheffer 1998, 2009). Los grupos son muy activos en países de Europa, como Dinamarca y Holanda, donde dominan los lagos poco profundos, así como en Sudamérica. En 2021, la 10ª conferencia fue en Natal, Brasil (<https://shallowlakes2020.com.br/>), y la próxima 11ª conferencia será en Estonia en 2023. También, la 9th International Shallow Survey Conference esta prevista para 2023 en Australia ([www.shallowsurvey.org/](http://www.shallowsurvey.org/)). Estas conferencias organizadas cada 2-3 años enfocan temas como la vigilancia (monitoreo) de aguas poco profundas.

Durante el último siglo, el número de lagos poco profundos se ha reducido y existe un deterioro considerable de la calidad de agua, en gran parte debido a su drenaje a favor de la agricultura o de la urbanización. Con el aumento de las cargas en nutrientes, estos lagos han cambiado de claros a turbios. El incremento de la turbidez provocó la desaparición de las plantas sumergidas. La restauración de estos lagos poco profundos turbios sin vegetación hacia un estado de agua transparente con vegetación es muy difícil. La reducción de la carga de nutrientes puede no tener mucho efecto benéfico, en la medida de que durante el período de eutrofización grandes cantidades de nutrientes, en particular el fósforo, han sido adsorbidas por el sedimento y son progresivamente liberadas, volviéndose importantes fuentes de nutrientes para la fotosíntesis del fitoplancton. Entonces, la reducción de la carga externa es compensada por una carga interna, lo que retrasa la respuesta del lago a la reducción de la carga externa. Además, la desaparición de la vegetación acuática modifica profundamente la estructura de las comunidades acuáticas. El retorno a una situación con plantas sumergidas se vuelve poco probable, debido al aumento de turbidez mantenido por la frecuente re-suspensión del sedimento por los vientos y los peces bentívoros (cuando es el caso). Frente a la poca eficiencia de la medida de reducción de la carga en nutrientes, frecuentemente se elimina una parte del stock de peces y/o se modifica el nivel de agua (más factible en reservorios que en lagos naturales).

## 1.2. Efectos de la gran altitud en la ecología de los lagos

Es difícil definir la gran altitud porque la transición de baja a gran altitud es gradual, y la gran altitud depende de nuestra percepción de las condiciones climáticas y el tipo de vegetación, los cuales dependen de la latitud. La línea de árboles y las líneas de nieve permanentes se producen a altitudes más bajas en latitudes bajas, también en relación con una estacionalidad más extrema. Como gran altitud en general se puede considerar 3.000 m s.n.m. (sobre el nivel del mar) siendo el límite inferior. En zona tropical (baja latitud), la gran altitud se sitúa sobretodo  $\geq 4.000$  m, por lo que los lagos extremos de gran altitud se encuentran en la zona

tropical, como en las Cordilleras de los Andes, el Tibet y las Rocosas y la Sierra Nevada en Norteamérica. Estas altitudes de referencia son bastante subjetivas. Sin embargo, independientemente de la latitud, la gran altitud se presenta con características propias como una disponibilidad baja en oxígeno (en relación con la baja presión atmosférica) y una intensa radiación ultravioleta (RUV). Jacobsen & Dangles (2017) analizaron detalladamente las condiciones abióticas y bióticas que afectan el funcionamiento ecológico de los arroyos, ríos y lagos ubicados en gran altitud, entre otros:

**Temperatura** – La temperatura superficial del agua de los lagos baja con la altitud, generalmente en torno de  $-0,6$  °C por incremento de 100 m (Eggermont *et al.* 2007 in África; Aguilera *et al.* 2013 en lagunas de la Cordillera del Tunari, Cochabamba). Los lagos subtropicales ubicados a  $> 5.000$  m pueden congelar durante varios meses, dependiendo de la nubosidad.

**Oxígeno disuelto** – La solubilidad del oxígeno es mayor en agua en baja temperatura. En contraparte, se compensa con la reducción de la presión parcial atmosférica con el aumento de altitud. La producción de oxígeno mediante la fotosíntesis del fitoplancton y de las macrófitas también es compensada por la respiración de los organismos. Entonces, ni la concentración ni la saturación del oxígeno permite estimar la disponibilidad del oxígeno para los organismos. En gran altitud, los organismos son adaptados a condiciones de limitación en oxígeno.

**Entorno climático** – Sólo tres parámetros climáticos biológicamente relevantes muestran una relación globalmente coherente con la altitud: a) la disminución de la temperatura del aire con su efecto sobre la humedad ambiental; b) la disminución de la presión atmosférica total y la presión parcial de todo los gases, en particular los más relevantes: oxígeno ( $O_2$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ) y vapor de agua ( $H_2O$ ); y c) el aumento de la radiación solar en condición de ausencia de nubes, con mayor proporción de la radiación UV-B (280-315 nm) dañina para los organismos (Körner 2007). Otros factores como precipitación, nubosidad, humedad y velocidad del viento pueden cambiar con la altitud, pero localmente, sin patrón global consistente.

**Humedad, condensación y evaporación** – Existe una relación compleja entre la humedad atmosférica (vapor de agua) y la altitud. Con el aumento de altitud, la presión atmosférica total baja, así como la presión parcial del vapor de agua, por lo que la humedad absoluta y relativa también se reduce (Barry 2008). Sin embargo, frecuentemente la humedad relativa de una porción de aire aumenta cuando el aire (más caliente) se eleva, porque el efecto de la temperatura compensa el efecto de la presión del vapor. El punto de condensación (rocío) es la temperatura a la cual la humedad relativa es 100%, o sea el aire se condensa en agua líquida, formando nubes, niebla, o rocío. La cobertura en nubes (nubosidad) tiene un efecto profundo sobre la radiación solar incidente y la temperatura. La evaporación (o evapotranspiración, incluyendo el vapor de agua perdido por las plantas) y la sublimación (evaporación directa de la nieve y del hielo, sin pasar por una fase líquida) depende de varios factores, como la diferencia en presión de vapor entre la superficie y el aire, la temperatura de ambos, y el movimiento del aire. A gran altitud, la baja presión atmosférica y la humedad absoluta a gran altitud promueven la evaporación y sublimación, lo que genera una impresión de pérdida por evaporación y desecación. Entretanto, dada la gran variabilidad de las condiciones atmosféricas, el efecto de la baja presión se puede compensar por la baja temperatura.

**Radiación solar** – La radiación solar incidente es fuente de energía y calor. Algunos % de la energía llega como radiación ultra-violeta (UVR, longitud de onda  $\sim 100-400$  nm). El resto se divide casi por igual entre la luz visible, que corresponde groseramente a la radiación

fotosintéticamente activa ('photosynthetically active radiation' o PAR<sup>1</sup>, ~400-700 nm) y la radiación infra-roja y calor (~700-3.000 nm). Bajo un cielo despejado, la máxima radiación solar, PAR y UVR, aumenta con la altitud y el ángulo solar (latitud). La RUV incluye la UV-A cercano (320-400 nm), la UV-B medio (280-320 nm) y la UV-C lejano (200-280 nm, que no penetra la atmósfera). La fuerte energía de los UV (de la cual 90% son UV-A y UV-B) es potencialmente dañina para los organismos vivos (Caldwell *et al.* 1998). La proporción de UV en relación a la radiación solar total aumenta con la altitud y llega a 8,3% en la parte superior de la atmósfera. La UV-B aumenta de 13-36%/km y es adsorbida por el ozono. El espesor de la capa de ozono, que protege contra los UVR, disminuye de los polos hacia el ecuador, por lo que la proporción de UVR es todavía mayor en las latitudes tropicales. Así, el máximo biológicamente activo global UV-B que reciben las regiones ecuatoriales de gran altitud es aproximadamente 8 veces superior que en la baja zona ártica (Caldwell *et al.* 1980).

**Precipitación y viento** – A baja y alta latitud, la precipitación en gran altitud puede caer como lluvia, granizada o nieve, cualquier sea la estación. En el Ecuador la estacionalidad de la precipitación es generalmente poco pronunciada. Frecuentemente, la precipitación allí cae como llovizna, más no como lluvias torrenciales como es el caso en las tierras bajas tropicales. Mismo si las precipitaciones pueden cambiar con la altitud, no existe un patrón consistente. Los patrones de precipitaciones orográficas (o sea en relación con las montañas) varían entre regiones, pero son determinados por la latitud, la topografía local, los patrones de viento, y la continentalidad (Barry 2008). En las zonas subtropicales, la precipitación frecuentemente aumenta de las tierras bajas hasta un máximo en altitud media, más allá de la cual disminuye hasta las altitudes máximas. El umbral altitudinal al cual este patrón se invierte varía entre regiones, sin embargo es más frecuentemente ubicado por debajo de la línea de árboles (Körner 2007). La velocidad del viento varía mismo más que la precipitación en amplias escalas espaciales y temporales, por lo que no tiene sentido tentar elaborar relaciones con la altitud. La velocidad del viento es más relacionada a la topografía local que la altitud. Los vientos en las altas montañas tropicales son generalmente flacos, especialmente en la mañana antes de la actividad térmica que se intensifica durante la tarde. Los lagos son ubicados en los valles y planicies que pueden ser a las vez muy ventosos y protegidos de las tierras más elevadas.

**Límites de árboles ('tree lines')** – En los Andes tropicales, el *Polylepis* es encontrado en las mayores altitudes. A pesar de la variabilidad regional taxonómica, las temperaturas del límite de árboles alrededor del mundo es notablemente similar, y relacionadas con una temperatura promedia del suelo de 6,7 °C, con 2,2 °C de amplitud para diferentes zonas climáticas, correspondientes en áreas con una temperatura promedia mensual del aire inferior a 10 °C durante los meses más calientes (Körner & Paulsen 2004). Las altitudes de los límites de árboles varían mucho en relación a la latitud. Al Ecuador, los límites de árboles son ubicados en 4.000-4.700 m en los Andes norte y central (Dangles *et al.* 2010), y 3.700-3.800 m en la Cordillera del Tunari, Cochabamba (Navarro *et al.* 2005, Aguilera *et al.* 2013). Las mayores latitudes de los límites de árboles no se encuentran al Ecuador, sino fuera de los trópicos y subtrópicos, posiblemente porque la formación casi permanente de nubes en las regiones ecuatoriales húmedas suprime los límites de árboles. Por ejemplo, en las laderas del volcán Sajama en Bolivia, unos grupos de *Polylepis* pueden alcanzar hasta 4.800 m (Hoch & Körner 2005).

---

<sup>1</sup> PAR = porción de la radiación solar utilizada por las plantas para realizar la fotosíntesis.

### 1.3. Caso del Lago Menor del Titicaca

Hasta la fecha, solo se ha documentado un cambio de aguas transparentes a aguas turbias en la ocurrencia del Bloom de *Carteria* sp. (Clorofita) en abril-mayo 2015 en las regiones Norte y Central del Lago Menor del Titicaca. Probablemente porque no duro lo suficiente, no fue acompañado de una reducción de las biomazas de macrófitas sumergidas (*Chara* sp.) ni de macrófitas emergentes (*Totora* sp.). Por lo menos, esta reducción no fue reportada ni estudiada.



**Figura 4-1** – Vista aérea de los islotes de totorales en la bahía de Cohana desde la desembocadura del río Katari (abajo), pasando entre la isla Pariti y la península de Quehuaya, hasta el Lago Menor del Titicaca, frente a la Isla Paco (Suriqui). Fuente: X. Lazzaro, toma de dron.



**Figura 4-2** – Sucesión de comunidades de macrófitas acuáticas a lo largo del transecto de eutrofización decreciente de la desembocadura del río Katari hasta la región Central del Lago Menor del Titicaca, frente a la isla Paco (Suriqui). Respectivamente: macrófitas flotantes (*Lemna*, *Hydrocotyle*), macrófitas sumergidas

*(Chara, Potamogeton, algas filamentosas, luego solo Chara), y fitoplancton en la columna de agua con Chara al fondo. En la época del Bloom de 2015 el fitoplancton era dominado por Carteria sp. Fotos X. Lazzaro.*



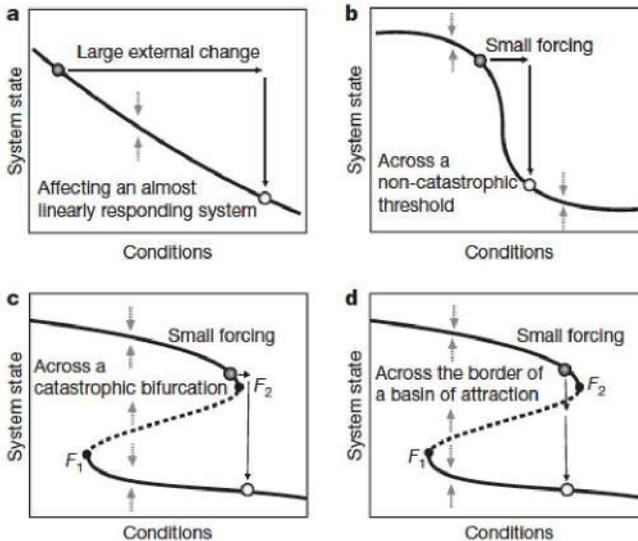
**Figura 4-3** – Floración de *Azolla* sp., en la mayor parte de la superficie de bahía Cohana, 01/05/2022. Foto: X. Lazzaro.

Entretanto, a lo largo de un transecto de eutrofización decreciente (Fig. 4-1) desde la desembocadura del río Katari, entre los totorales de la bahía Cohana, hasta el Lago Menor frente a la isla Paco (Suriqui) se puede observar un cambio espacial en la estructura y biomasa de las comunidades de macrófitas acuáticas, con una sucesión desde una predominancia de macrófitas flotantes, macrófitas emergentes, hasta macrófitas sumergidas (Fig. 4-2). Entretanto, el 01/05/2022, encontramos la mayor superficie de bahía Cohana cubierta de *Azolla* sp. (Fig. 4-3), una macrófita flotante, característica de ambientes eutrofizados. Duro pocas semanas. *Azolla* adsorbe el exceso de nutrientes. Es tan densa que no deja la radiación solar penetrar en la columna de agua ( $\leq 0,5$  m), perjudicando la fotosíntesis del fitoplancton y de las plantas sumergidas.

## 2. Paradigmas y teoría sobre los estados alternativos en lagos poco profundos

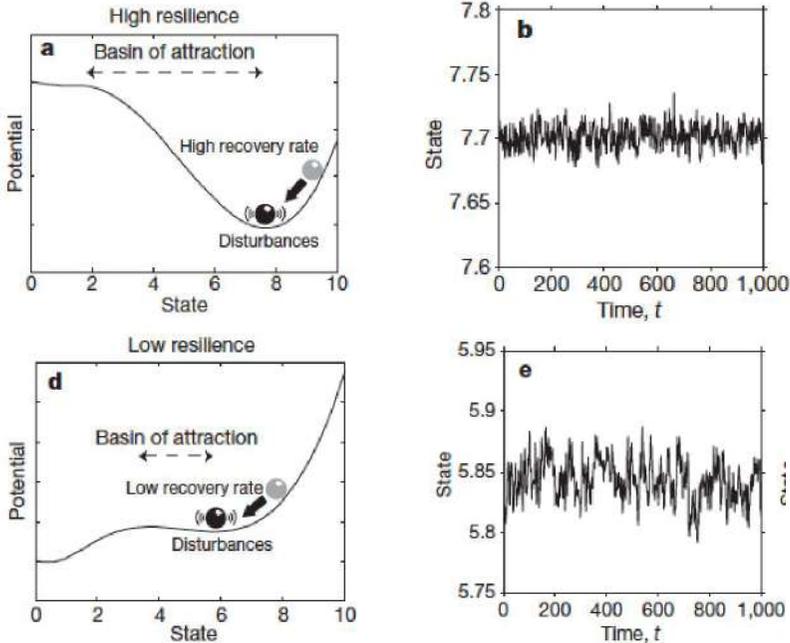
Los conceptos y paradigmas sobre el funcionamiento de los lagos poco profundos han surgido sobre todo de observaciones y comparaciones entre los estados tróficos de diferentes lagos. Las manipulaciones experimentales de los stocks pesqueros han generado muchas informaciones sobre los mecanismos de control de las redes tróficas, así como sobre el papel clave de las plantas sumergidas en el mantenimiento del estado claro de lagos poco profundos. Sin embargo, son los modelos que han sido determinantes en situaciones cuando los procesos de retroalimentación provocan patrones complejos inesperados, porque no es fácil de comprender estos mecanismos de forma intuitiva. Entretanto, los modelos solo se basan en hipótesis que intentan explicar patrones observados en la naturaleza. Los modelos simples (o ‘mini-models’ de M. Scheffer) o las teorías intentan ordenar la diversidad y complejidad de los patrones observados, incorporando solo una parte de los mecanismos que predominan en la naturaleza. Entretanto, la importancia relativa de los diferentes mecanismos puede diferir de una situación a otra. Así, sería ingenuo pensar que los modelos y las hipótesis pueden ser comprobados solo como verdaderos o falsos (Scheffer 1998). También, sería muy incorrecto de solo aceptar los fenómenos que cumplen con las teorías. Considerar explicaciones alternativas es importante en todos los aspectos de la ciencia, y particularmente en ecología que no es una ciencia ‘exacta’, como por ejemplo la física que obedece a leyes estrictas.

### 3. Previsión de transiciones críticas o puntos de inflexión entre estados alternativos – Bases teóricas



**Figura 4-4** – Diferentes formas de repuestas del estado de equilibrio (= curva negra) de un sistema a los cambios de condiciones. Si la curva de equilibrio se dobla hacia atrás ('*fold bifurcation*' en inglés; gráficas c, d), pueden existir **tres equilibrios** ( $F_1$ ,  $F_2$ , círculo abierto) para una condición determinada. Las flechas grises punteadas indican la dirección en la que se mueve el sistema si no está en equilibrio (es decir, si no está en la curva). La curva punteada en las gráficas c y d representa situaciones de **equilibrios inestables**, cuando el sistema no está en equilibrio (se aleja en lugar de volver, como lo señalan las flechas dirigidas para afuera de la curva). Si el sistema está muy **cerca de un punto de bifurcación del pliegue** ( $F_1$  o  $F_2$ ), un **pequeño cambio** de condición puede provocar un **gran desplazamiento** en la rama inferior (gráfica c). Esos **puntos de bifurcación** son **puntos de inflexión** en los que una pequeña perturbación puede producir una **gran transición**. Fuente: Scheffer et al. (2009).

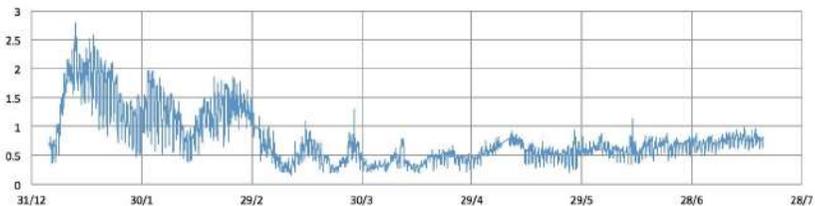
Los lagos poco profundos son sistemas dinámicamente complejos. Pueden mostrar cambios bruscos de estructura y/o funcionamiento llamados **transiciones críticas** o **puntos de inflexión** ('critical transitions' o 'tipping points' en inglés), donde pasan de un estado a otro. Predecir estas transiciones críticas antes que ocurran es muy difícil. Entretanto, podrían existir unas **señales genéricas de alerta temprana** de que se acerca un **umbral crítico** (Scheffer et al. 2009). Los umbrales críticos de estas transiciones corresponden a **bifurcaciones** (Kuznetsov 1995; Scheffer 2009). Son especialmente relevantes las "**bifurcaciones catastróficas**", donde, una vez superado un umbral, una **retroalimentación positiva** impulsa al sistema a través de una fase de cambio direccional hacia un estado opuesto. Otra importantes bifurcaciones son las que marcan la transición de un equilibrio estable hacia un **atractor cíclico o caótico**. Los cambios fundamentales que ocurren cuando se superan las bifurcaciones se llaman **transiciones críticas**.



**Figura 4-5** – Lejos del punto de bifurcación (a), la resistencia es grande, la cuenca de atracción es grande y la tasa de recuperación de las perturbaciones es alta. La dinámica resultante de una perturbación se caracteriza por una baja correlación entre los estados en intervalos de tiempo posteriores (b). Cuando el sistema está más cerca del punto de transición (d), la resiliencia disminuye por que la cuenca de atracción se reduce y la tasa de recuperación de pequeñas perturbaciones es menor. Con esta ralentización, el sistema tiene una memoria más larga para las perturbaciones; se caracteriza por una desviación estándar mayor y una correlación más fuerte entre los estados posteriores (e). Fuente: Scheffer et al. (2009).

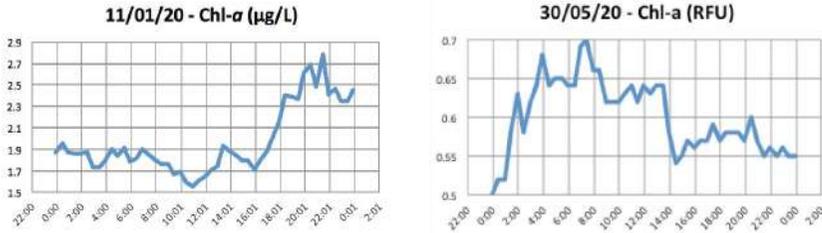
Entre los indicadores de si un sistema se está acercando a un umbral crítico está un fenómeno conocido en la teoría de los sistemas dinámicos como **"ralentización crítica"** (Wissel 1984). De particular interés es la **'catástrofe de pliegue'** ('fold catastrophe' en inglés). Cuando el sistema se acerca a los puntos críticos de bifurcación del pliegue (F1 y F2 en Fig. 4-4), se vuelve cada vez más lento en su recuperación después de pequeñas perturbaciones (Fig. 4-5).

#### Chl-a (RFU)



**Figura 4-6** – Evolución de la concentración en clorofila-a a 1 m de profundidad en el sitio de la Boya HydroMet con frecuencia de 30 min, mediante la sonda YSI EXO2, del 01/01/20 al 17/07/20. Se observan cambios bruscos y erráticos en la concentración durante el periodo lluvioso (dic.-feb.), son signos de baja

resiliencia a las perturbaciones, como por ej. los chubascos, las ráfagas de viento y las descargas de nutrientes por los ríos vía las corrientes. En contraste se observa un comportamiento más estable, con alta resiliencia durante el período seco (abr.-jul.). Fuente: Observatorio OLT, <https://olt.geovisorumsa.com>



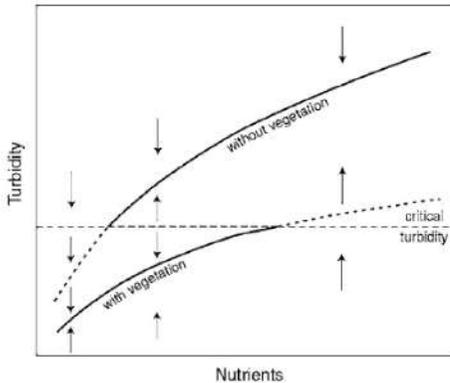
**Figura 4-7** - Evolución de la concentración en clorofila-a a 1 m de profundidad en el sitio de la Boya HydroMet con frecuencia de 30 min, mediante la sonda YSI EXO2, durante los días 11/01/20 (período lluvioso) y 30/05/20 (período seco). El 11/01/20, la fuerte radiación solar con alta nubosidad genera una intensa fotosíntesis posiblemente acompañada de una migración ascendente de las microalgas (fluctuación entre 1,5 y 2,7 TFU), reflejando una baja resiliencia a las perturbaciones. Entre tanto, el 30/05/20, la ausencia de nubosidad y la intensa radiación UV induce una foto-inhibición superficial, acompañada de una migración descendente en la tarde; resulta en una mayor resiliencia y/o ausencia de fuertes perturbaciones (fluctuación entre 0,55 y 0,70 RFU). Fuente: Observatorio OLT, <https://olt.geovisorumsa.com>

Antes de las transiciones, la **asimetría** ('skewness' en inglés) de las fluctuaciones puede aumentar antes de una bifurcación catastrófica, por lo que el sistema tendrá a permanecer en las proximidades del punto de equilibrio inestable. El **parpadeo** ('flickering' en inglés) sucede si el forzamiento estocástico es lo suficientemente fuerte como para mover el sistema hacia adelante y hacia atrás entre las cuencas de atracción de dos atractores alternativos cuando el sistema entra en la región biestable antes de la bifurcación. Se ha demostrado en modelos de eutrofización de lagos y cascadas tróficas. El parpadeo puede observarse en la distribución de frecuencias de los estados como una mayor varianza y asimetría, así como una bimodalidad (que refleja los dos regímenes alternativos).

Las transiciones críticas se han vuelto un importante tema de investigación en ecología. Entretanto, son más fácil de detectar en modelos que en sistemas reales. Experimentalmente, se ha demostrado la existencia de atractores alternativos en lagos (Scheffer & Van Nes 2007). Los trabajos sobre las señales de alerta temprana son todavía incipientes. Una tendencia en los indicadores puede servir de advertencia, pero predecir el momento real sigue siendo difícil. Una cuestión clave para la aplicación práctica es: ¿Podría una señal detectarse con la suficiente anticipación para prevenir una transición o prepararse para ella (Biggs *et al.* 2009)?

## 4. Uso del principio de los estados alternativos en la anticipación de las floraciones

Scheffer *et al.* (1993) desarrollaron la teoría sobre la coexistencia de estados alternativos en lagos poco profundos: entre turbio (dominado por fitoplancton) y claro (dominado por macrófitas). La sostuvieron con un modelo gráfico simple (Fig. 4-8) basado en tres supuestos: a) **La turbidez aumenta con los nutrientes** debido al crecimiento del fitoplancton. b) **La vegetación acuática reduce la turbidez**. c) **La vegetación desaparece cuando se supera una turbidez crítica**.



**Figura 4-8** – Equilibrio alternativo ‘turbio’ causado por la desaparición de la vegetación sumergida cuando se supera una turbidez crítica. Las flechas indican la dirección del cambio cuando el sistema no se encuentra en uno de los dos estados estables alternativos. Fuente: Scheffer et al. (1993).

Scheffer & Van Nes (2007) analizaron como el clima, los nutrientes, la profundidad y el tamaño de lagos llevan a impulsar estos estados alternativos. Los estados dominados por uno de los grupos de plantas acuáticas pueden representar estados estables alternativos. En los lagos tropicales, o en aguas templadas pequeñas y estancadas, las plantas flotantes pueden representar un estado estable alternativo. Los lagos templados poco profundos pueden estar dominados alternativamente por macrófitas acuáticas, como los carófitos sumergidos (*Chara* sp.), o por microalgas verdes o cianobacterias. El cambio de las comunidades lacustres a lo largo de un gradiente de eutrofización se ve como un continuo de sustituciones graduales de especies interrumpidas en puntos críticos por cambios más drásticos con especies dominantes diferentes que también pueden representar estados estables alternativos.

Mismo si se reduce considerablemente la carga de nutrientes en lagos poco profundos eutrofizados, frecuentemente no se recuperan a su estado claro original. Buscar las causas de esta ‘**histéresis**’ (= evolución de un ecosistema que no sigue el mismo camino según aumente o disminuya una perturbación externa) ha sido útil para diseñar procedimientos de restauración, así como también para entender las **propiedades de estabilidad** de estos lagos (Moss 1988, Scheffer 1998). La Fig. 4-8 ilustra que en un rango de niveles intermedios de nutrientes pueden existir dos equilibrios alternativos: uno claro con vegetación acuática (= macrófitas) y otro más turbio sin vegetación. A niveles de nutrientes más bajos, sólo existe el equilibrio dominado por la vegetación, mientras que en los niveles más altos de nutrientes, sólo existe un equilibrio sin vegetación. La **turbidez crítica** representa el **punto de ruptura del sistema**, el cual corresponde a una **disminución de la estabilidad**. Cerca de los bordes del rango de nutrientes intermedios, una pequeña perturbación es suficiente para que el sistema supere la línea crítica y provoque un cambio al otro equilibrio. Obviamente, este modelo simple es una simplificación cruda de la realidad. Para hacer que el modelo sea más realista, se tiene que considerar la **variabilidad temporal**, como la estacionalidad, la variabilidad inter-anual y los eventos meteorológicos. En vista de esta complejidad, Scheffer & Carpenter (2003) consideran que se debería tratar de **regímenes alternativos** (**‘alternative regimes’** en inglés) en vez de estados estables alternativos (**‘alternative stable states’** en inglés).

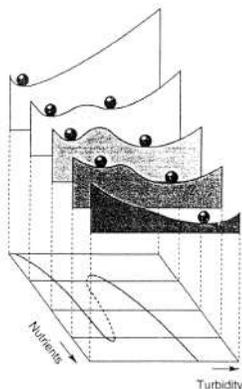
También, la **variabilidad espacial** interviene: a) ¿Qué pasa si algunas partes de un lago son poco profundas y otras son **profundas**? Esto es el caso del Lago Menor del Titicaca, donde la mayor parte del sector boliviano tiene una profundidad  $\leq 5$  m, en comparación con el sector peruano  $> 10$  m y sobre todo la Fosa de Chúa con  $\geq 40$  m. B) ¿Y si los **lagos claros y turbios** están

**conectados?** Esto también ocurre a lo largo del gradiente de eutrofización (Fig. 2), entre la entrada de bahía de Cohana turbia sin plantas sumergidas, más con plantas emergentes (*Totora* sp.) y ocasionalmente plantas flotantes (*Lemna* sp., *Azola* sp.) durante aportes masivos de nutrientes (Fig. 4-3), y su salida transparente en las regiones Central y Norte del Lago Menor, con poco fitoplancton, alta transparencia y cobertura de plantas sumergidas (*Chara* sp.). No todas las plantas sumergidas desaparecen a una misma turbidez crítica. Las plantas son menos afectadas por la turbidez en los lugares menos profundos. La vegetación desaparece más gradualmente. En consecuencia, el paso del estado de vegetación al estado de turbidez puede ocurrir de forma menos abrupta de lo que predice el modelo minimalista ('mini-model').

## 5. Estrategias posibles para frenar una eutrofización - De la teoría a la practica

### 5.1. Implicaciones de los estados alternativos

No existe una guía practica para restaurar los lagos, aplicando los mecanismos de cambios entre estados alternativos. Sin embargo, uno puede tomar en cuenta los principales mecanismos de un punto de vista práctico. Como buenos manuales de gestión y restauración de lagos existen los trabajos de Ryding & Rast (1989), Cooke *et al.* (1993), y Moss *et al.* (1996).



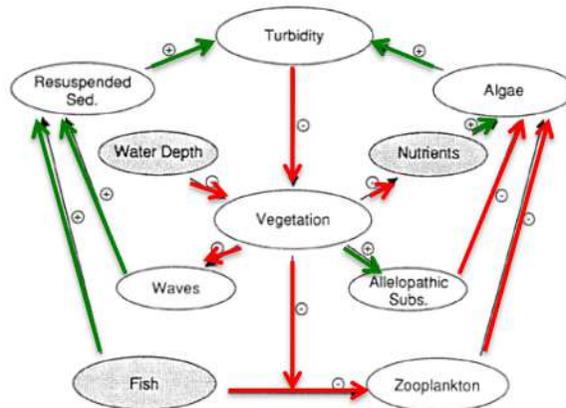
**Figura 4-9** – Representación de la estabilidad (i.e. el perfil del 'paisaje') para cinco diferentes niveles de carga en nutrientes, según el diagrama de 'mármol en una taza'. El mínimo corresponde a un equilibrio estable, en cuanto que las cimas son los puntos de ruptura. Fuente: Scheffer *et al.* (1993).

Esta sección se basa en el renombrado libro de Scheffer (1998) 'Ecology of Shallow Lakes', demostrando que, dentro de una gama de niveles de nutrientes, en la mayoría de los lagos someros, un estado claro dominado por la vegetación acuática alterna con un estado turbio sin vegetación (dominado por el fitoplancton). En el estado turbio, las cianobacterias dominan frecuentemente el fitoplancton, la comunidad de peces comprende principalmente bentívoros y planctívoros (y omnívoros en lagos tropicales, Lazzaro 1987), con una comunidad de pequeños pajaros piscívoros y omnívoros (en lagos templados). En el estado claro con vegetación, la comunidad de peces es más diversa, con aves acuáticas herbívoras y omnívoras. La existencia de dos estados tiene importantes implicaciones para la gestión y restauración de lagos.

**Propiedades de estabilidad** – Los mecanismos causando estos equilibrios alternativos son complejos. Así que es difícil elucidar las propiedades de estabilidad general que pueden resultar. Sin embargo, se puede resumirlas de manera simple e intuitiva, mediante los diagramas de

‘estabilidad del paisaje’ (‘landscape stability’ en inglés) y ‘mármol en una taza’ (‘marble-in-a-cup’) (Fig. 4-9). La bola, o ‘mármol’, tiene tendencia de moverse cuesta abajo y establecerse en el punto más profundo el cual es un equilibrio. La pendiente determina la dirección y velocidad del movimiento. La estabilidad del paisaje se puede calcular mediante un modelo matemático, utilizando la derivada de la variable de estado (por ej. la turbidez). En la cima de la colina y en el punto más profundo, la pendiente es cero, lo que corresponde a una derivada igual a cero, entonces a un equilibrio. La cima de la colina es un equilibrio inestable y representa el punto de ruptura, o sea el punto más profundo de la cuenca de atracción del equilibrio estable.

Las perturbaciones (por ej. mortandades de peces, fuertes tormentas de viento, entre otras) son representadas por los desplazamientos de la bola de mármol. Si solo existe un estado estable (valle), el efecto de una perturbación será solo temporario en la medida de que el sistema se establecerá en el mismo estado de nuevo. Entretanto, si dos estados alternativos estables (valles) existen, el sistema podrá establecerse en el estado alternativo estable si la perturbación ha sido suficiente para moverlo más allá del punto de ruptura (cima de la colina). Es representado por una pérdida permanente de vegetación acuática, o una reducción drástica del stock de peces. Al contrario, cambios en los factores condicionantes externos, como la carga en nutrientes, o el nivel promedio del agua, cambiaron las propiedades de estabilidad (paisaje).



**Figura 4-10** – Principales bucles de retroalimentación responsables de la existencia de equilibrios alternativos en lagos someros. Se determina el efecto cualitativo de cada trayecto multiplicando los signos (positivo en verde, negativo en rojo) a lo largo del trayecto. Todo el sistema de retroalimentación se centra en torno a la interacción entre la vegetación y la turbidez. Se ve que tanto el estado con vegetación como el estado turbio se refuerzan a sí mismos. La vegetación tiende en aumentar la transparencia del agua:  $\text{vegetación} - , + , + = - \text{turbidez} = + \text{transparencia}$ . La vegetación tiene tendencia en reforzarse:  $\text{vegetación} - , + , - = + \text{vegetación}$ . La turbidez tiene tendencia en reforzarse:  $\text{turbidez} - , - , + , + = + \text{turbidez}$ . Una alta turbidez limita el crecimiento de la vegetación sumergida:  $\text{turbidez} - \text{vegetación}$ . La retroalimentación entre vegetación y turbidez es probablemente el mecanismo causando histéresis<sup>2</sup> en lagos someros, aunque otros factores pueden ser importantes también. Fuente: Scheffer et al. (1993).

**Mecanismos de estabilización** – La vegetación acuática tiende a mejorar la transparencia del agua. La limitación de la luz es una de las mayores limitaciones para el crecimiento de las

<sup>2</sup> Histéresis = significa que la magnitud de una cantidad resultante es diferente durante los aumentos de la causa que durante sus disminuciones.

macrófitas sumergidas en los lagos eutróficos. Esto implica una retroalimentación positiva en el desarrollo de la vegetación sumergida: cuando crece, la transparencia aumenta, así crece mejor. La Fig. 4-10 sintetiza los principales mecanismos implicados. Para evaluar el efecto global de las interacciones presentadas, hay que multiplicar los signos (+, -) a lo largo del trayecto hasta el compartimiento en cuestión. Haciendo esto, se observa que a través de todos los trayectos, la turbidez aumenta la turbidez, y la vegetación aumenta la vegetación.

A parte de la retroalimentación vegetación-turbidez, otros mecanismos pueden causar una histéresis en lagos someros. Por ej., los lagos sin vegetación tienen tendencia de quedarse sin vegetación no solo porque son turbios, mas también porque la perturbación de los sedimentos por las olas y los peces bentívoros evita el asentamiento de las plantas, y la herbivoría puede ayudar a prevenir la recuperación de la vegetación. En contraste, los lagos con vegetación acuática tienen tendencia en quedarse con vegetación porque la transparencia del agua resultante promueve el crecimiento de las plantas, más también porque el sedimento es estable, la comunidad de peces es más dominada por piscívoros, y la producción global de la vegetación es suficiente alta para sostener una población importante de herbívoros sin colapsar.

La existencia de estos mecanismos de estabilización tiene tendencia de mantener el sistema en un estado o sea dominado por la vegetación o por el fitoplancton, lo que facilita los estados alternativos estables. En los modelos matemáticos, los equilibrios alternativos en general ocurren solo para rangos limitados de los parámetros. También, los sistemas reales generalmente tienen estas propiedades por un conjunto limitado de condiciones. En los lagos someros, la existencia de estados alternativos estables es limitada por un rango intermedio de niveles de nutrientes, porque los lagos oligotróficos son raramente turbios, y las cargas muy altas en nutrientes generalmente excluyen la dominancia de la vegetación acuática (esto es notable en la bahía interior de Puno).

**Eutrofización y restauración** – La Fig. 4-9 ilustra como el aumento en la carga de nutrientes cambia las propiedades de estabilidad (i.e., el perfil del ‘paisaje’). A baja concentración de nutrientes, el sistema tiene un solo equilibrio globalmente estable, el estado de agua transparente. El aumento del nivel de nutrientes progresivamente cambia la forma del perfil de estabilidad (paisaje), para crear un equilibrio alternativo turbio. Sin mayor perturbación, el sistema se va quedar en su estado actual, respondiendo poco al enriquecimiento. A mayor nivel de nutrientes, el equilibrio de agua transparente desaparece, y el sistema salta al equilibrio turbio. Reduciendo el nivel de nutrientes para restaurar el sistema cambiará el paisaje de estabilidad; sin embargo, mismo volviendo al nivel de nutrientes para el estado transparente, la respuesta será poco notable. Cuando se estabiliza al estadio turbio localmente estable, solo una reducción significativa del nivel de nutrientes será suficiente para que el estado turbio se vuelva inestable, provocando un cambio al estado transparente.

Mismo cuando existen dos equilibrios alternativos, no tienen la misma probabilidad de realizarse. En un sistema donde ocurren eventos aleatorios frecuentes, la probabilidad de estabilizarse en un equilibrio y no en otro, va depender de las propiedades de estabilidad del sistema, o sea el tamaño relativo de las cuencas de atracción de los dos equilibrios. El tamaño de la cuenca de atracción del equilibrio con vegetación disminuye con el nivel de nutrientes. En cuanto que el del estado turbio (dominancia del fitoplancton) aumenta con el enriquecimiento. Así, se espera que el estado con vegetación y agua transparente resista más a perturbaciones para niveles bajos de nutrientes. Entretanto, se espera que el sistema se establezca en el estado turbio cuando la carga de nutrientes es alta.

Los resultados de las medidas de manejo dependen estrechamente de las propiedades de estabilidad del sistema. Los cambios en los factores condicionantes, como la carga en nutrientes y la profundidad, pueden tener poca influencia en el rango de condiciones que permiten la coexistencia de los dos estados alternativos estables. Sin embargo, una fuerte perturbación intencional puede ser suficiente para restaurar de maneja sostenible un lago turbio. Entretanto, en la práctica es bien difícil anticipar si un estado alternativo es posible. Así, si un lago transparente se vuelve turbio debido a la eutrofización, una reducción substancial de los nutrientes es necesaria para restablecer un equilibrio transparente. Una biomanipulación<sup>3</sup> (de la comunidad de peces, y/o de la biomasa/extensión de la vegetación acuática) necesita ser anticipada por una substancial reducción de la carga de nutrientes y/o la alteración del nivel de agua, a fin de crear un estado estable de agua transparente que no necesite un cuidado continuo.

Es importante resaltar que el cambio en las propiedades de estabilidad es relacionado con la carga externa de nutrientes, la cual es un factor condicionante. Mientras que la concentración *in situ* de nutrientes es una propiedad del lago, fuertemente influenciada por la estructura biológica del ecosistema que condiciona su estequiometría biológica<sup>4</sup> (Elser *et al.* 2000a).

**¿Reducir la carga de nutrientes?** – La reducción de la carga de nutrientes es el lógico primer paso para restablecer el estado de agua transparente con vegetación, en la medida de que la carga en nutrientes es la principal responsable de la pérdida de vegetación sumergida en los lagos someros transparentes. Sin embargo, dos importantes problemas limitan el éxito de esta medida si es la única que se toma. Primero, la mayor parte del fósforo se acumula generalmente en el sedimento durante los años a décadas de fuerte carga; así que su liberación puede mantener el fósforo (P) disponible en la columna de agua por muchos años (Søndergaard *et al.* 2003). Dependiendo de la historia de la carga y los mecanismos de liberación, esta carga interna de P suele persistir durante 10-15 años después de la reducción de la carga externa hasta que se establecen nuevas condiciones de equilibrio (Jeppesen *et al.* 2005). Segundo, varios mecanismos de retroalimentación (Fig. 4-10) pueden estabilizar el estadio turbio y así prevenir el retorno de las macrófitas sumergidas. Esto implica que el nivel de nutrientes necesario para la recuperación debe ser mucho más bajo que el nivel de nutrientes al cual el lago cambia de transparente a turbio. Inclusive podría ser imposible de aclarar ciertos lagos debido a la resuspensión de sedimentos por las olas y/o la actividad forrajera de los peces zooplanctívoros y bentívoros detritívoros que pueden mantener un alto nivel de turbidez impidiendo la respuesta a la reducción de nutrientes. También, el establecimiento de plantas puede ser impedido por el forrajeo de peces o aves, y la resuspensión de sedimento fino por los vientos. Entonces, restaurar lagos solo mediante la reducción de la carga externa de nutrientes no es confiable. Frecuentemente, es más eficaz cuando esta reducción es parte de una estrategia más amplia de restauración. Ver abajo la sección sobre biomanipulación.

---

<sup>3</sup> *Biomanipulación* = Tipo de ingeniería biológica en la que se utilizan manipulaciones de la biota para reducir los tipos de algas y la biomasa objetables además de, o para suplir, las reducciones de la carga de nutrientes. Este termino fue introducido por (Erik Jeppesen *et al.* 2012)

<sup>4</sup> *Estequiometría biológica* = Esta teoría considera el equilibrio de múltiples elementos químicos en los sistemas vivos, y sus productos de excreción y gestión, en particular la razón N:P.

## 5.2. Cascadas tróficas

Sorprendentemente, la controversia sobre la importancia relativa del control descendente por la depredación ya estaba viva hace más de un siglo. De hecho, el científico italiano Lorenzo Camerano (1880) intentaba determinar si una invasión de insectos debía ser controlada o no por el hombre, o más bien dejar que las aves la controlaran de forma natural. Su descripción de las controversias científicas y la teoría que propone para explicar la dinámica de las cadenas alimentarias guardan sorprendentes similitudes con el argumento actual de los efectos 'Top-Down'. Sus contemporáneos no comprendieron su visión demasiado vanguardista por la época.

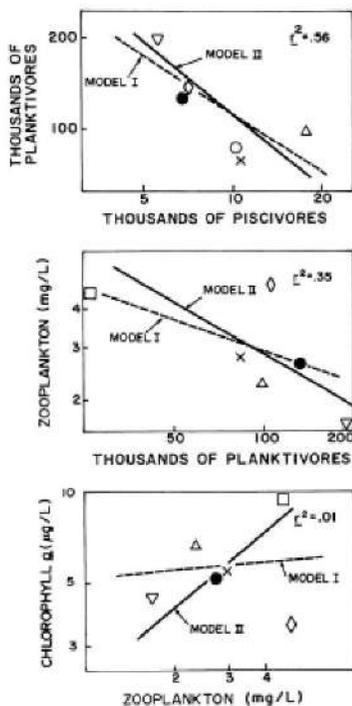
Anterior a los años 1960, tradicionalmente en limnología se consideraba que los aportes de fósforo (P) explicaban los patrones de biomasa y producción del fitoplancton. Una serie de trabajos fundadores ha progresivamente remplazado este paradigma. Hrbáček *et al.* (1961) fueron los pioneros en demostrar experimentalmente que la **manipulación de un ensamblaje de peces** podía propagarse hacia abajo en la cadena alimentaria hacia **reducir la biomasa del fitoplancton**, así mejorando la calidad de agua, en un remanso del río Elba, en la República Checa. Comparando la composición y distribución en tamaño del zooplancton en lagos del sur de Nueva Inglaterra, Brooks & Dodson (1965) sugirieron que la depredación selectiva por tamaño podía afectar a la productividad de los lagos. Testaron esta hipótesis en el Lago Cristal, en el norte de Connecticut, comparando la composición y distribución en tamaño del zooplancton en 1942 antes de la introducción de un Clupeidae zooplanctívoro, *Alosa aestivalis*, cuando el zooplancton estaba dominado por grandes organismos (*Daphnia*, *Diaptomus*, *Mesocyclops*) hasta tamaños de 1,8 mm, y en 1964, con 10 años tras su introducción, cuando ningún zooplancton  $\geq 1$  mm pudo ser encontrado, siendo principalmente  $\leq 0,6$  mm. En base a la selección natural que tiene a favorecer al depredador que elija de manera más consistente la mayor presa disponible, los autores apuntan a la 'size efficiency hypothesis (SEH)', o '**hipótesis de la eficiencia del tamaño**'. Mediante la depredación de *Alosa* los más grandes dominantes zooplancton (*Daphnia*, *Diaptomus*) son eliminados y reemplazados por pequeñas especies litorales, en especial *Bosmina longirostris*. Todos los zooplancton herbívoros consumen pequeñas partículas orgánicas (1-15  $\mu\text{m}$ ). Entretanto, las especies grandes son más eficientes en colectarlas además de ser capaces de recoger partículas más grandes. Ellas excluirán competitivamente al zooplancton más pequeño cuando la depredación dependiente del tamaño sea de baja intensidad. La depredación intensa eliminará a las especies grandes, y las especies pequeñas relativamente inmunes predominarán. Entonces competencia y depredación se combinan para determinar el tamaño del cuerpo de los zooplancton herbívoros dominantes.

Una aclaración importante del término "cascadas tróficas" ha sido propuesta por Polis *et al.* (2000). Los autores diferencian entre cascadas tróficas a nivel de especie ('species-level trophic cascades') y cascadas tróficas a nivel de comunidad ('community-level trophic cascades'), a las que se hace referencia con más frecuencia pero no siempre bien definidas.

## 5.3. Efectos 'Bottom-Up' vs. 'Top-down' (o teoría BU:TD)

Tres hipótesis generales han sido propuestas para explicar la regulación de las biomásas de los niveles tróficos en los ecosistemas lacustres. Dos hipótesis enfocan el impacto de los predadores: son el **concepto de la biomanipulación** (Shapiro *et al.* 1975) y la **teoría de las interacciones tróficas en cascada** (Carpenter *et al.* 1985). Ambos sugieren que los cambios en la abundancia de los piscívoros bajarán en cascada por la red trófica y hará que la clorofila se

desvío de las concentraciones previstas a partir de los nutrientes. La tercera teoría, el **modelo 'Bottom-Up: Top-Down'** (McQueen *et al.* 1986), fue inicialmente propuesta por Lewis (1979). Según este modelo, la máxima biomasa alcanzable es determinada por la disponibilidad de nutrientes (efecto 'Bottom-Up'), en cuanto que la biomasa realizada es determinada por los efectos combinados 'Top-Down' y 'Bottom-Up'. La teoría BU-TD también prevé que las fuerzas TD deberían ser fuertes en la parte superior de la red trófica y se debilitarían hacia la base donde el fitoplancton se regula principalmente por la disponibilidad de nutrientes (es decir, de abajo hacia arriba) (McQueen *et al.* 1986, 1989). En cuanto que las fuerzas BU deberían ser fuertes a la base y debilitarse hacia la parte superior.

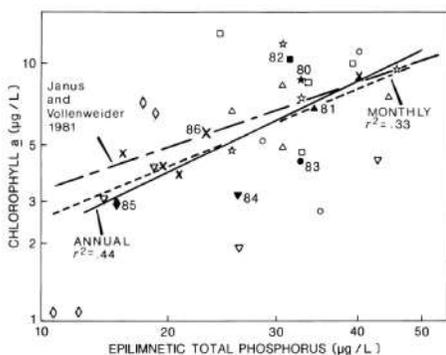


**Figura 4-11** – Gráficos de regresión de los modelos I y II de abundancias de los depredadores (eje horizontal X) y de sus presas (eje vertical Y). Las líneas del modelo I desarrollado por McQueen *et al.* (1986) son presentadas como comparaciones. Las líneas del modelo II (McQueen *et al.* 1989) representan predicciones más precisas de Y en función de X. Los datos son promedios de verano para 1980 (círculos abiertos), 1981 (triángulos), 1982 (cuadrados), 1983 (círculos cerrados), 1984 (triángulos inversos), 1985 (losanges) y 1986 (x). Fuente: McQueen *et al.* (1989).

Así predice que en los lagos eutróficos los impactos de los cambios de la biomasa de piscívoros se debilitarían cuando caen en cascada hacia la parte inferior de la red trófica, por lo que habría poca o ninguna influencia en la biomasa de la clorofila. A pesar de todo, la hipótesis de las cascadas tróficas ha sido caracterizada como demasiado simplista, por no tomar en cuenta las respuestas compensatorias que pueden ocurrir, tampoco los cambios en el reciclaje interno de nutrientes, y la estequiometría (razón C:N:P), que pueden resultar. Por lo que otras hipótesis alternativas han sido propuestas, como la **hipótesis 'Bottom-Up vs. Top-Down'**, o sea los efectos descendentes de los consumidores (depredación, pastoreo, competición) vs los efectos ascendientes de los recursos (nutrientes). Una gran variedad de experimentos realizados en 'enclosures' (recintos *in situ* en un lago), 'mesocosmos' (estanques artificiales sobre tierra) y lagunas artificiales (pequeños estanques en tierra) que implican la manipulación de peces o de peces y nutrientes ha contribuido a mejorar nuestra comprensión de la estructura o topología de las comunidades lacustres. Sin embargo, los resultados han sido variados y a veces

contradictorios. El consenso es que los peces planctívoros reducen la biomasa y eliminan preferencialmente los grandes individuos y las grandes especies del zooplancton. Los subsiguientes efectos sobre el fitoplancton son complejos, no tan directos, genéricos, ni únicos. Sin embargo, la mayoría de estos estudios experimentales fueron de corta duración (frecuentemente, durante la fase primaveral de aguas claras). Reportaron correlaciones negativas entre las abundancias o biomásas de zooplancton y fitoplancton. Por lo que McQueen *et al.* (1989) utilizaron una base de datos de 7 años en el Lago St. George (superficie 10,6 ha; profundidades máximas: cuenca este 16,2 m; cuenca oeste 15,2 m), Ontario, Canadá, meso-eutrófico, para comprobar las predicciones de las teorías de las biomanipulaciones, las cascadas y las interacciones BU-TD. Las dos primeras sugieren un desvío de la clorofila de las predicciones a partir de los nutrientes, en cuanto que el modelo BU-TD predice que en los lagos mesotróficos y eutróficos no debería haber efectos. McQueen *et al.* (1989) concluyeron que los datos del Lago St. George eran consistentes con las hipótesis del modelo BU:TD, donde (Fig. 4-11): a) la correlación interanual entre los números de piscívoros y planctívoros es fuertemente negativa con el mayor  $r^2$ ; b) la correlación planctívoros-zooplancton tiene un menor  $r^2$ ; c) la correlación zooplancton-clorofila-*a* tiene una pendiente positiva (BU), con una regresión no significativa; y d) la clorofila-*a* es positivamente correlacionada con el fósforo total epilimnético (Fig. 4-12).

Conjuntamente, estos resultados sugieren que el control de las biomásas de los niveles tróficos es determinado por los impactos combinados de la depredación y de la disponibilidad en nutrientes, implicando a los procesos a largo y corto plazos. Lo que significa que cuando la disponibilidad en nutrientes aumenta, la biomasa máxima alcanzable en todos los niveles tróficos aumentará. Esto está demostrado por las predicciones de rendimiento pesquero entre lagos publicadas por Hanson & Leggett (1982) y por los modelos del índice morfo-edáfico (M.E.I.) de Ryder (1965). En base a este paradigma de máxima biomasa alcanzable determinada por el estado estacionario de la disponibilidad en nutrientes, las perturbaciones a corto plazo o las cascadas determinan la 'biomasa realizada'.



**Figura 4-12** – Concentración de la clorofila-*a* en función de la concentración en fósforo total epilimnético. Los símbolos sólidos (negros) representan los valores promedios de cada verano entre mayo y agosto (1980-1986). La ecuación del modelo I de regresión en escala  $\log_{10} - \log_{10}$  es:  $\text{Chl-a} = -1,005 + 1,054 \text{ TP}$  ( $r = 0,66$ ). Los símbolos abiertos representan las muestras semanales o quincenales (mismos símbolos por año que en la Fig. 4-11) con ecuación del modelo I:  $\text{Chl-a} = -0,778 + 1,054 \text{ TP}$  ( $r = 0,57$ ). Como comparación, esta la línea de regresión de Janus & Vollenweider (1981) que corresponde a los datos de 140 lagos Norteamericanos. Fuente: McQueen *et al.* (1989).

Las cascadas descendientes (TD) provienen de la variabilidad del reclutamiento de los piscívoros y planctívoros, y pueden durar varios años porque las historias de vida de los peces son relativamente largas (años a décadas). Entretanto, las cascadas ascendientes (BU) generadas por eventos como la carga de nutrientes en primavera tienen que ser fenómenos a muy corto plazo (semanas a meses) y se amortiguan a medida que pasan a través de la red trófica. Las influencias de los depredadores y de la disponibilidad en nutrientes son probablemente igual de fuertes al nivel zooplancton-fitoplancton lo que produce interacciones difíciles de predecir.

Como consecuencia, en sistemas oligotróficos, la cascada descendente (TD) podría extenderse más abajo en la red trófica (o sea que el zooplancton podría efectivamente controlar el fitoplancton) que en los sistemas eutróficos. De hecho, en los sistemas eutróficos, la producción primaria del fitoplancton es mayor y entonces la amortiguación descendente (TD) es más intensa.

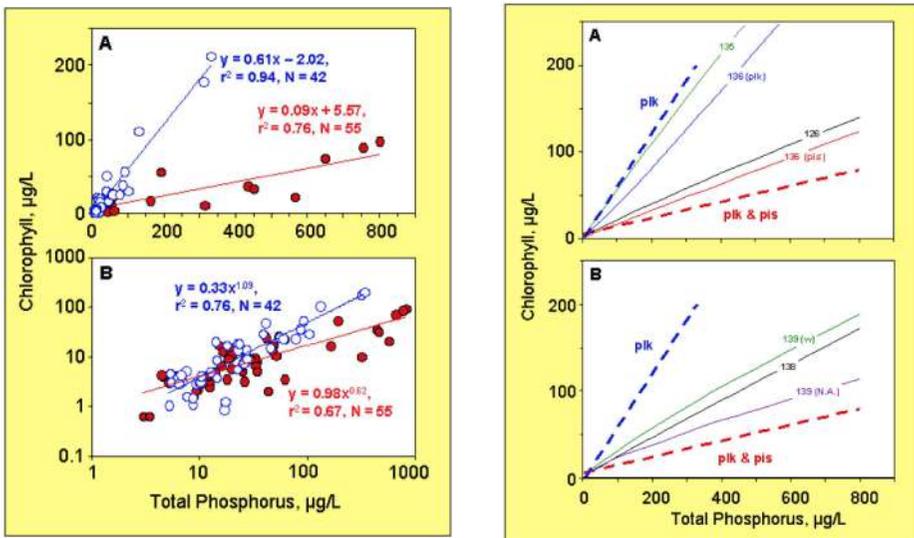
## 5.4. Efectos de los piscívoros sobre la pendiente de la relación clorofila-fósforo total

En limnología, la clásica relación positiva entre las concentraciones en clorofila y en fósforo total (Chl-PT) representa el proceso biológico fundamental de la productividad de los lagos. En los lagos templados, esta relación está influenciada por el régimen térmico (lagos con o sin estratificación) y la estructura de las redes tróficas (lagos con o sin gran zooplancton herbívoro) (Mazumder 1994). La concentración de Chl por unidad de TP disminuye en presencia de grandes herbívoros (cladóceros, copépodos calanoída), tanto si el lago está estratificado como si no. Las concentraciones de Chl y TP son siempre mayores en los lagos no estratificados (o sea, los poco profundos o someros) que en los estratificados (profundos). En un amplio rango de estados tróficos ( $1 \leq TP \leq 1.000 \mu\text{g L}^{-1}$ ), la relación Chl-PT tiene una forma sigmoidea, lo que ilustra la transición de los sistemas estratificados a los no estratificados a lo largo del gradiente PT. Asimismo, la pendiente de la relación clorofila-fósforo total esta influenciada por la presencia de peces piscívoros vía su alteración de las interacciones en la red trófica pelágica.

El concepto de interacción trófica en cascada (ver Capítulo 5.3) ha sido aceptado en la literatura científica, y también por los gestores de lagos como una base para sus estrategias de gestión de lagos. Sin embargo, todavía no ha sido sometido a pruebas experimentales rigurosas, como se esperaría para ser reconocido como un paradigma. Así, Drenner & Hambricht (2002) han emprendido de revisar unos experimentos de campo e investigaciones realizados hasta entonces. De 39 estudios de la literatura científica analizando los efectos de los piscívoros en la biomasa del fitoplancton, los autores encontraron 22 confundidos por otras manipulaciones, como la reducción de nutrientes y la remoción de planctívoros. De los 17 estudios validos, la mayoría no encontró efectos de los piscívoros sobre la biomasa del fitoplancton, por lo que no apoyan la hipótesis de las cascadas tróficas. Además, en base a las análisis de regresión entre las concentraciones de clorofila-*a* y fosforo total, los lagos que contienen piscívoros tienen menores biomasa de fitoplancton para cualquier concentración de fósforo. Encontraron que la pendiente de la regresión entre la clorofila-*a* y el fosforo total era inferior en lagos que contienen piscívoros y planctívoros, comparado con lagos que contienen planctívoros más sin piscívoros. Los autores sugieren que se use esta pendiente como un indicador de la 'piscivoría funcional'. Por lo que las comunidades con valores extremos de piscivoría funcional (cero o muy alto) representan redes tróficas clásicas con 3 y 4 niveles tróficos, respectivamente.

De hecho, en ecología, se ha inicialmente generalizado las redes tróficas en conceptos manejables, clasificando los organismos en función de la principal fuente de energía que consumen. Así, los productores primarios (fitoplancton, perifiton, macrófitas) utilizan la energía solar para producir tejidos vegetales; los herbívoros consumen las plantas; los carnívoros consumen los herbívoros. Así, hasta el mediado de siglo XX se ha considerado que la regulación de las poblaciones era una función de la competición alterada por la disponibilidad de los recursos y el clima. Luego, el artículo de referencia de Hairston, Smith & Slobodkin (1960),

clásicamente denominado HSS, ha cuestionado esta opinión. Ellos han planteado la hipótesis de que en un sistema de 3 niveles tróficos, las poblaciones de herbívoros no son reguladas por la disponibilidad de los recursos, sino por el consumo de los carnívoros, en cuanto que los productores y carnívoros son regulados por los recursos. Durante las décadas siguientes, el modelo de HSS con 3 niveles tróficos ha sido extendido para incluir menos o más niveles tróficos, así como la energética. Como es la hipótesis del ecosistema de explotación, o 'Exploitation Ecosystem Hypothesis' (EEH; por ej., Smith 1969, Oksanen *et al.* 1981, Oksanen 1992). Según el modelo EEH, los números pares de niveles tróficos (2 y 4) producen bajas cosechas de plantas porque las poblaciones de herbívoros prosperan. En ecosistemas con números impares de niveles tróficos las plantas son controladas por la disponibilidad de sus recursos porque los herbívoros son ausentes o suprimidos por los carnívoros. Aunque los niveles tróficos y el modelo HSS ocupan una posición importante en los manuales de ecología, por ser útiles en entender la dinámica de las redes tróficas, la delimitación individual de los niveles tróficos es abundantemente debatida. De hecho, en particular, los depredadores son frecuentemente generalistas (o sea omnívoros), en la medida de que consumen presas en más de un nivel trófico (G. A. Polis 1991). O sea que los depredadores generalistas difunden sus efectos por toda la red trófica en lugar de concentrarlos en determinados niveles tróficos (G.A. Polis & Strong 1996). También, ciertos consumidores se alimentan además de detritus, en cuanto los detritus no son correctamente incorporado en las redes tróficas como una porción importante de la energía y de los nutrientes para los consumidores.



**Figura 4-13 – A izquierda:** Relaciones clorofila-fósforo total en lagos con peces planctívoros con (rojo, cerrado) y sin (azul, abierto) peces piscívoros. Cada punto representa un lago-verano de los experimentos no confinados y los estudios mostrados en la Tabla 1 del estudio (39 lagos de Europa, América del Norte y Sudamérica) de Drenner & Hambright (2002). **A derecha:** Comparación de la relación clorofila-fósforo total en lagos que contienen peces planctívoros con (línea discontinua roja) y sin peces piscívoros (línea discontinua azul), con las relaciones clorofila-fósforo total publicadas anteriormente. Los números en las líneas del gráfico denotan el número de referencia de la literatura. (A) La línea verde es de Mazumder (1994; # 135) para lagos que contienen sólo peces planctívoros. La línea negra es de Currie *et al.* (1999; # 126) para

*sistemas con y sin piscívoros. Las líneas restantes son de Quiros (1998; # 136) para lagos y embalses argentinos que contienen sólo peces planctívoros (línea azul) y tanto planctívoros como piscívoros (línea roja). (B) Las líneas verde y morada son de Nürnberg (1996; # 139) para lagos y embalses mundiales y norteamericanos; la línea negra de la OECD (1982; # 138). Fuente : Drenner & Hambright 2002.*

Otro importante sesgo ha sido que dos de los mayores componentes de las redes tróficas lacustres, el plancton y los peces, tradicionalmente han sido estudiados y gestionados por dos disciplinas científicas distintas: la Limnología y la Biología pesquera, respectivamente (Rigler 1982). La limnología se centra en los aspectos físicos, químicos y biológicos de la calidad de agua, donde los peces no eran considerados como variables de control (o 'driving variables') sino como variables de respuesta (o 'response variables') en función de factores abióticos y bióticos. En contraparte, los peces eran estudiados y gestionados por los biólogos pesqueros para optimizar el rendimiento de las pesquerías comerciales y recreativas. Esta segregación artificial de componentes de las redes tróficas entre dos disciplinas ha retrasado la comprensión de los efectos de los peces en las redes tróficas y la calidad del agua hasta el mediado de los años 1960, con los trabajos pioneros de Hrbáček *et al.* (1961) y Brooks & Dodson (1965).

De allí, mediante la hipótesis de las cascadas tróficas, la literatura se ha enfocado en el papel de los peces en el control de la eutrofización, porque el fitoplancton prolifera en respuesta a los aportes en nitrógeno y fósforo, pudiendo generar floraciones (blooms) y deterioro de la calidad de agua. Todo cuando, las cascadas tróficas y entonces los efectos de los consumidores sobre las cadenas tróficas se comportan de acuerdo a los modelos HSS y EEH. En los lagos sin peces piscívoros, las cadenas tróficas funcionan como un sistema con 3 niveles. En los lagos con peces piscívoros, las cadenas tróficas funcionan como un sistema con 4 niveles. Un cambio de un sistema de 3 niveles a un sistema de 4 niveles resulta en una desconexión entre fitoplancton y los nutrientes (fósforo), con una pendiente más baja de la relación clorofila-fósforo total.

Para analizar la eficacia de los efectos en cascada descendientes de los piscívoros hasta el fitoplancton, Drenner & Hambright (2002) seleccionaron 11 experimentos de la literatura: 6 adiciones de piscívoros, 1 remoción de piscívoros y 4 aumentos de piscívoros. De estos experimentos, 4 (2 adiciones de piscívoros y 2 aumentos de piscívoros) detectaron reducciones de la biomasa del fitoplancton debido a los efectos de los piscívoros. Entretanto, 7 experimentos (4 adiciones de piscívoros, 1 remoción de piscívoros y 2 adiciones de piscívoros) no documentaron ningunos efectos mediados por los piscívoros sobre la biomasa del fitoplancton (Fig. 4-13). Entre las investigaciones, 3 estudios encontraron efectos de piscívoros sobre la biomasa del fitoplancton, en cuanto 3 no encontraron. Entonces, los autores concluyeron que la mayoría de los estudios sin efectos confundidos (10 desde 17, entre lagos norteamericanos, europeos y sudamericanos) no sustentaron la hipótesis de las cascadas tróficas.

Existen varios mecanismos por los que la biomasa del fitoplancton no esta afectada por la presencia de peces piscívoros. Drenner & Hambright (2002) se asombrarán que la hipótesis de las cascadas tróficas sea un concepto demasiado simple para aplicarse con éxito a la gestión de ecosistemas. De hecho, las comunidades naturales no están conformadas por simples cadenas alimentarias lineales, si no que contienen especies con diversas defensas morfológicas, químicas y comportamientos anti-depredadores. Los mismos argumentos críticos se aplican al modelo HSS. Por ej., los tamaños y las alturas de cuerpos de los peces planctívoros en relación al tamaño de abertura de boca de los piscívoros, la capacidad de escape de los planctívoros, también la acuidad visual relativa entre los planctívoros (lo que les permitiría escapar a sus depredadores) y los piscívoros, son mecanismos que determinan la intensidad de la piscivoría. Por lo tanto, en

lugar de que los peces planctívoros sean reducidos en gran medida por los piscívoros, una intensa piscivoría puede cambiar el ensamblaje de peces planctívoros de unos individuos de cuerpo pequeño, alargado y altamente vulnerables, a unos individuos de cuerpo más grande y menos vulnerables. Así, Bronmark & Miner (1992) descubrieron que la morfología corporal de la carpa cruciana (*Carassius carassius*) respondía a la presencia de piscívoros (perca *Esox lucius*), aumentando la altura de su cuerpo.

Muchos invertebrados planctívoros relativamente grandes (por ej. *Chaoborus*, *Mysis*, y grandes cladóceros, *Leptodora* y *Polyphemus*) pueden ocasionar una mortalidad alta en las poblaciones de zooplancton. Sin embargo, en presencia de peces planctívoros, las poblaciones de invertebrados planctívoros son también eliminadas o se restringen a ciertos refugios, siendo ineficaces en regular el zooplancton. Cuando los piscívoros suprimen las poblaciones de peces planctívoros, los invertebrados planctívoros aumentan y eliminan el gran zooplancton herbívoro.

Otra complicación viene de que la mayoría de los peces piscívoros son más bien generalistas cuya dieta no sólo incluye peces, sino también invertebrados. Los peces piscívoros, como largemouth bass (*Micropterus salmoides*), lucioperca (*Sander lucioperca*), lucio (*Esox lucius*) y perca (*Perca fluviatilis*) experimentan cambios ontogénicos en su dieta, pasando de la zooplanctivoría y la bentivoría cuando son jóvenes y juveniles, a la piscivoría facultativa cuando son adultos. Por lo tanto, en lugar de favorecer el zooplancton mediante la cascada trófica, los peces piscívoros pueden aumentar la presión de depredación sobre el zooplancton, especialmente en años con alto éxito reproductivo. Los peces planctívoros que se alimentan visualmente no localizan fácilmente al zooplancton herbívoro pequeño. El zooplancton evasivo, como los copépodos, puede evitar ser capturado por los peces planctívoros filtradores. El zooplancton también puede alterar su vulnerabilidad a los peces planctívoros migrando verticalmente y residiendo en la capa profunda (más oscura) de la columna de agua durante el día para evitar a los peces que se alimentan visualmente y volviendo a la capa superficial durante la noche para alimentarse. El zooplancton que migra verticalmente no está sometido a una intensa presión de depredación por parte de los peces planctívoros.

El fitoplancton tiene defensas morfológicas y químicas para reducir los efectos del pastoreo. El zooplancton filtrador no consume eficazmente el fitoplancton filamentosos y colonial de gran tamaño (inedibilidad física). Por ej., el aumento de las poblaciones de *Daphnia* puede conducir al dominio del fitoplancton por cianobacterias filamentosas de gran tamaño. También, basado en un experimento de diseño factorial en mesocosmos, Rondel *et al.* (2008) demostraron que en condiciones de lagos tropicales poco profundos meso-eutróficos limitados por N con predominio de zooplancton herbívoro pequeño, ni el tipo (alimentación visual vs por filtración) ni la biomasa de peces planctívoros impidieron las floraciones prevalentes de cianobacterias. Las cascadas tróficas a nivel de comunidades no se produjeron porque el fitoplancton no consumible atenuó los efectos de los peces. A menudo se documenta el aumento de la abundancia relativa de grandes algas no comestibles tras el aumento de las poblaciones de zooplancton herbívoro. Algunos fitoplancton son tóxicos para el zooplancton herbívoro, incluidas las cianobacterias, los taxones más problemáticos en lagos eutróficos. Por lo tanto, incluso si los efectos de los piscívoros se transmiten en cascada a través de los peces planctívoros y dan lugar a un aumento de las poblaciones de zooplancton, la intensificación del pastoreo puede producir un cambio en la abundancia de especies de fitoplancton, de tal manera que el fitoplancton no comestible (por ej., grandes cianobacterias) puede aumentar en abundancia y compensar la disminución del fitoplancton comestible.

Estos mecanismos podrían estar implicados en la falta de apoyo a la hipótesis de las cascadas tróficas en los estudios revisados por los autores. Por lo que no es evidente en que lagos y que circunstancias se tiene más chances que ocurran las cascadas tróficas con el beneficio de la reducción de la biomasa del fitoplancton.

## 5.5. Impactos de los peces planctívoros en función de sus comportamientos alimentarios

En 1892, el médico y naturalista suizo François-Alfonse Forel creó y definió la nueva ciencia de la Limnología como 'la oceanografía de los lagos'. Dedicó su investigación al Lago de Geneva (Léman en francés) y otros lagos suizos; les hizo los más conocidos del mundo. Forel (1901) publicó el primer tratado de limnología general, y la monografía de referencia en tres volúmenes sobre la limnología del lago Léman (Forel 1892, 1895 y 1904).

Originalmente, el paradigma de la limnología se basaba esencialmente en una visión "ascendente" (o sea un control por los recursos, o 'Bottom-Up') del funcionamiento ecológico de los lagos, en la que la fisicoquímica (nutrientes) controlaba los niveles tróficos sucesivos de forma ascendente. En su "Manual de limnología", Forel (1901) sólo dedicó 56 páginas (3,5%) a los peces. En 1922, Thienneman A. y Naumann E.C.L. fundaron la SIL (International Association of Theoretical and Applied Limnology, <https://limnology.org/what-is-limnology/>). Cuenta con una revista internacional indexada 'Inland Waters', <https://limnology.org/publications/inland-waters/> y actas de congresos internacionales. Como investigador de la Estación Pesquera de Aneboda (Suecia), Naumann incluyó los peces en sus investigaciones y publicaciones en limnología. Después, el tema entró en declive entre 1930 y 1960. En los primeros tratados de limnología de Reid (1961), Cole (1975) y Golterman (1975) se prestaba poca atención a los peces. En cambio, los tratados de Hutchinson (1967), Wetzel (1975) y Goldman & Horne (1983) incluían un capítulo sobre peces y pesca. El desarrollo simultáneo de la limnología y la pesca en los USA (Frey 1963) y Canadá (Rawson 1942, 1952; Rawson fue el principal limnólogo del oeste de Canadá entre 1930 y 1960), respectivamente, fue un factor favorable a la inclusión del rol funcional de los peces.

Posteriormente, Lindeman (1942) fue pionero en el enfoque trofodinámico. En los años 1960-1970, el International Biological Program (IBP) (en particular los trabajos de Kajak y Hillbricht-Ilkowska en Polonia; véase la síntesis final de Morgan *et al.* 1981) se centró en las relaciones entre las tasas de producción, las relaciones producción:biomasa de los diferentes niveles tróficos y los flujos de energía asociados. Por último, gracias a Rigler (1982), se ha desarrollado una mejor comunicación a nivel mundial entre limnología y biología pesquera.

Por lo que, hace apenas unas seis décadas que la limnología ha empezado a reconocer los profundos efectos de los peces en la estructura de la comunidad planctónica y la calidad biológica de las aguas lacustres. Los primeros estudios se publicaron de forma aislada en la primera mitad del siglo XX. Es muy paradójico señalar que se referían principalmente a peces omnívoros planctívoros, en particular la carpa común *Cyprinus carpio* (Cahn 1929; Anderson 1950; Ball & Hayne 1952; Hrbáček 1958) y el sábalo molleja ('gizzard shad' en inglés) *Dorosoma cepedianum* (Velasquez 1939), y zooplanctívoros (Caird 1945; Swingle 1946). De hecho, luego – en parte por los efectos de los peces omnívoros ser muy complejos y poco previsibles, con consumo en varios niveles tróficos – los efectos tróficos de los peces (zoo)planctívoros depredadores visuales predominantes en los lagos templados fueron el centro de atención.

Se tuvo que esperar los trabajos pioneros de Hrbáček *et al.* (1961) sobre la carpa común criada en el estanque de Poltruba (República Checa), y de Brooks & Dodson (1965) sobre el arenque azul ('blueback herring' en inglés; *Alosa aestivalis*) introducido en el lago Crystal (Estados Unidos). Estos artículos fueron el origen de la investigación sobre los peces planctívoros y sus funciones ecológicas en la estructuración de las redes tróficas de los lagos, principalmente templados, de Norteamérica y Europa. Estos trabajos han sido objeto de varias revisiones (por ej., O'Brien 1979, Zaret 1980, Hurlbert & Mulla 1981, Lazzaro X. 1987, Northcote 1988, De Melo *et al.* 1992, Brett & Goldman 1996, Mehner & Thiel 1999).

En las décadas de 1970 y 1980, los estudios sobre el papel de los peces en el plancton y la calidad de agua de los lagos trataban de predecir los efectos de determinadas especies, consideradas 'clave', en la dinámica de las comunidades planctónicas. Estos estudios se basaban en el análisis de contenidos estomacales de individuos capturados en el medio natural, la descripción y modelización de comportamientos alimentarios observados en laboratorio, y en experimentos sobre sus impactos en 'enclosures' controlados *in situ* o en mesocosmos.

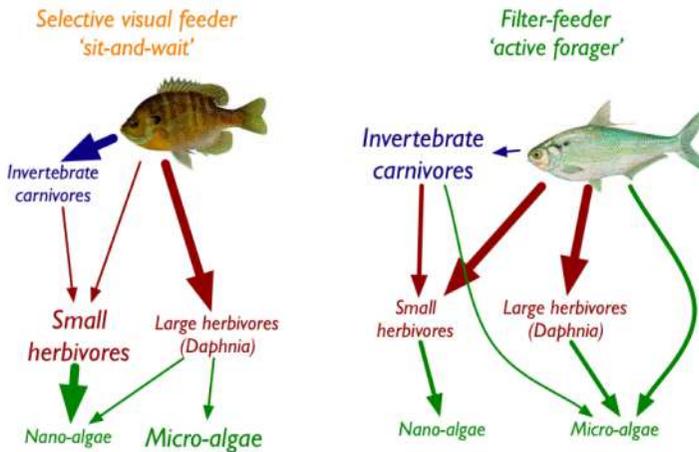
En su síntesis que se convirtió en una referencia, Lazzaro (1987) categorizó los diferentes comportamientos tróficos (alimentarios) existentes en peces planctívoros (de agua dulce y marinos) con sus respectivos impactos en las comunidades de plancton lacustre. Según sus hábitos alimentarios, los peces que se alimentan de plancton pueden clasificarse en dos tipos principales: los depredadores visuales y los filtradores omnívoros. Ver una síntesis de los efectos de los peces filtradores omnívoros en lagos tropicales someros en Lazzaro (2009).

**Modos de alimentación de los peces depredadores visuales** – Hasta principios de la década de 1990, los depredadores visuales eran los peces planctívoros más estudiados, ya que pueblan los lagos oligo-mesotróficos templados en los que trabaja la mayor comunidad de limnólogos. A estos peces también se les llama zooplanctívoros de alimentación visual, de los términos ingleses 'particulate feeders' o 'visual-feeding planktivores'. Al detectar visualmente las presas individuales que consumen, los zooplanctívoros seleccionan e ingieren activamente las presas más visibles, es decir, preferentemente el zooplancton grande y/o de pigmentación oscura, especialmente *Daphnia* en aguas templadas. También consumen bentos, como insectos, o sus larvas acuáticas (Wright & O'Brien 1982, Lazzaro X. 1987). Las fases jóvenes (alevines, juveniles) de todos los peces utilizan la caza visual para capturar zooplancton. Se clasifican como pequeños depredadores con abertura bucal limitada ('gape-limited' en inglés). Debido a la pequeña abertura de su boca y a su escasa agudeza visual y capacidad natatoria, son incapaces de capturar presas más grandes o ágiles (Zaret 1984, (Mehner & Thiel 1999)). Entre los peces zooplanctívoros más conocidos se encuentran: el bluegill (*Lepomis macrochirus*, centrárquido), el *Alosa pseudoharengus* (clupeido), *Notemigonus crysoleucas* (ciprínido), *Coregonus* spp. (salmónido), *Oncorhynchus nerka* (salmón rojo), *Gambusia* spp, poeciliidae), percas juveniles (*Perca fluviatilis*), pejerreyes norteamericanos (*Menidia beryllina*, athelinidae), pequeños charácidos sudamericanos (*Astyanax* spp.). Estos peces están en el origen del modelo de cascada trófica desarrollado en lagos templados oligo-mesotróficos (Carpenter *et al.* 1985, Carpenter & Kitchell 1992, cf. revisión de Drenner & Hambright 2002).

**Modos de alimentación de los peces filtradores omnívoros** – En cambio, los filtradores ('filter-feeding' o 'suspension-feeding planktivores' en inglés), divididos en dos grupos, están mucho menos estudiados. Los **filtradores por desplazamiento** ('tow-net filter feeders', literalmente a la manera de una red de plancton) practican la filtración verdadera ('ram suspension feeding', Sanderson & Wassersug 1990). Nadan rápidamente con la boca y los

opérculos muy abiertos, forzando pasivamente el agua hacia la cavidad bucal y luego hacia las branquias. Son escasos, grandes y generalmente marinos, como el tiburón ballena (*Cetorhinus maximus*) o lóuticos, como el pez espátula (*Polyodon spathula*, poliódontido) del río Misisipi.

Los más comunes, los **filtradores por bombeamiento**, filtran activamente el agua en sus branquias mediante una serie de succiones direccionales ('pump filter feeders'). Como resultado, seleccionan e ingieren pasivamente el zooplancton con poca capacidad para escapar (Drenner *et al.* 1978). Los filtradores omnívoros son capaces de filtrar partículas de alimento en el rango de tamaño de 5-3000 µm del flujo de agua que entra por las branquias y sale por ellas (Sanderson & Wassersug 1993). Estos peces pertenecen a 21 familias incluidas en 12 órdenes (Cheer *et al.* 2001) y representan una cuarta parte de las capturas mundiales (FAO 2000). Los filtradores por bombeo mejor estudiados son: el sábalo molleja norteamericano (gizzard shad, *Dorosoma cepedianum*, clupeidos), la carpa común (*Cyprinus carpio*, ciprinidos), la carpa plateada (silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, los tilapias (e.g., del Nilo, *Oreochromis niloticus*, del Congo, *Tilapia rendalli*, cíclidos), los cíclidos brasileños (acará, *Geophagus brasiliensis*), el tambaqui amazónico (*Colossoma macropomum*, charácido), los ciprinidos generalistas europeos como el rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) y la cucaracha (roach, *Rutilus rutilus*). A diferencia de los depredadores visuales, cuya dieta consiste casi exclusivamente en zooplancton herbívoro y carnívoro, los filtradores son más bien omnívoros y consumen también fitoplancton y detritus, que constituyen la mayor parte de su dieta (Durbin 1979, Drenner *et al.* 1984a, 1984b, 1987a). Trabajos experimentales recientes demuestran que los rastrillos branquiales desempeñan un papel menor en la filtración selectiva de partículas de lo que se pensaba (Drenner *et al.* 1987b, Cheer *et al.* 2001, Smith & Sanderson 2007).



**Figura 4-16** – Comparación de comportamientos alimentarios de peces zooplanctívoros (predadores visuales, como el bluegill, *Lepomis macrochirus*, Centrarchidae, a izquierda) y filtradores omnívoros (por ej., el gizzard shad, *Dorosoma cepedianum*, Clupeidae, a derecha). Los zooplanctívoros capturan activamente sus presas zooplanctónicas una a una o en pequeños grupos, no consumen fitoplancton. En cambio, los filtradores omnívoros consumen pasivamente tanto zooplancton como microalgas del fitoplancton que retienen en su filtro branquial, nadando activamente con la boca abierta (Clupeidae) o bombeando (succionando) repetidamente volúmenes de agua (Cichlidae). El grosor de las flechas denota la intensidad del forrajeo. Solo

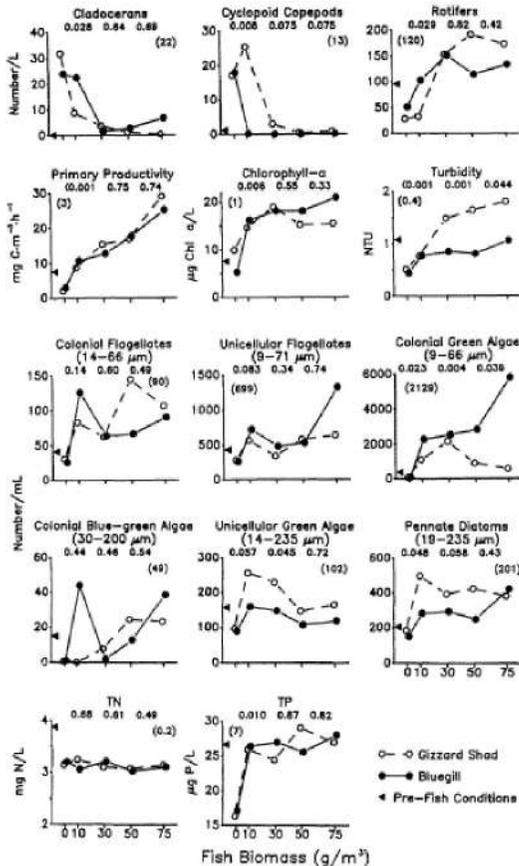
se presenta el zooplancton herbívoro, entre pequeños (rotíferos, nauplii) y grandes (cladóceros, copépodos calanoída) (Lazzaro 1991; Lazzaro et al. 1992; Drenner & Hambright 2002). Fuente: Lazzaro (2009).

La tasa de alimentación de los filtradores por bombeo depende de su volumen de succión (la capacidad bucal aumenta con el tamaño del pez), de la tasa de bombeo (la frecuencia disminuye con el tamaño) y de la densidad del plancton (Drenner et al. 1982a, 1984). Así, los pequeños filtradores y los filtradores juveniles se alimentan más a menudo como depredadores visuales porque el volumen de su cavidad bucal no es suficiente para que la filtración sea eficiente desde el punto de vista energético (Yowell & Vinyard 1993). En los taxones que se alimentan obligatoriamente por filtración, los individuos de tamaño intermedio pueden utilizar ambos modos de alimentación alternativamente, antes de cambiar a la filtración permanente en tamaños mayores (Lazzaro 1987). Algunos taxones se alimentan facultativamente por filtración durante toda su vida. Dependen de la riqueza del medio, la filtración por sí sola puede no proporcionar suficiente energía para mantener un crecimiento sostenido (Dempster et al. 1995).

**Alternancia entre modos de alimentación** – El modo de alimentación de algunas especies de peces, especialmente entre cíclidos y clupeidos, depende de la edad (*Oreochromis aureus*, *Sarotherodon galilaeus*, Gophen et al. 1983; *Dorosoma cepedianum*, Drenner et al. 1982).

En general, las larvas y los juveniles son depredadores visuales obligados y los adultos se alimentan preferentemente por filtración, con un periodo de transición en el que ambos modos pueden alternarse en función de las condiciones ambientales (por ej., las densidades relativas de zooplancton y fitoplancton, la estructura del tamaño de las presas, la turbidez, el contraste). Por ej., en los cíclidos, el acará *Geophagus brasiliensis* y la tilapia del Congo *T. rendalli*, los individuos < 30 mm son depredadores visuales de copépodos grandes y los > 70 mm son filtradores de pequeños cladóceros y rotíferos. Los individuos de 30-50 mm son depredadores visuales o filtradores dependiendo del tamaño del zooplancton; consumen preferentemente los cladóceros grandes, ciclopoídos adultos y copépodos y calanoídos adultos (Lazzaro 1991). Aunque pertenecen a dos géneros diferentes y son nativas de Sudamérica y África respectivamente, ambas especies presentan los mismos patrones de selectividad sobre el zooplancton. Desarrollaron el mismo comportamiento alimentario estereotipado (convergencia evolutiva) para explotar óptimamente la distribución heterogénea y desigual del plancton.

**Impacto global de las comunidades de peces planctívoros en lagos** – Los peces **zooplanctívoros cazadores visuales** son **depredadores selectivos** que dependen positivamente del tamaño relativo y la visibilidad de sus presas. Las seleccionan individualmente, es decir, preferentemente grandes cladóceros y copépodos (O'Brien et al. 1976). Los **filtradores por desplazamiento** consumen tanto pequeñas partículas de **fitoplancton** como **zooplancton** de forma bastante indiscriminada. Son muy eficaces en la captura de copépodos calanoída (Rosen & Hales 1981), que son difíciles de capturar debido a su natación errática. Estos peces son, por tanto, los **menos selectivos** de todos los tipos de planctívoros (Janssen 1976). Por el contrario, los que se alimentan por **bombeo** utilizan **succiones bucales rítmicas** y no dirigidas a organismos individuales, nadando lentamente o permaneciendo inmóviles (Drenner et al. 1982). Son **depredadores selectivos** en proporción **inversa a la capacidad de escape de sus presas**, ya que sólo capturan presas con baja capacidad de escape como los cladóceros, pero no los copépodos.



**Figura 4-17** – Los gráficos muestran las respuestas promedio (muestras de los días 7, 14, 21 y 28 tras la introducción de los peces) del zooplancton, fitoplancton y los nutrientes a la biomasa de peces (B) y al tipo de planctívoro (P). Los p-valores de ANOVA (análisis de varianza) con medidas repetidas en el tiempo de los efectos principales de B y P y sus interacciones BxP se indican de izquierda a derecha en cada gráfico. El error cuadrático medio se muestra entre paréntesis. Los tamaños del fitoplancton mostrados son rangos de dimensiones máximas. Fuente: Lazzaro et al. (1992).

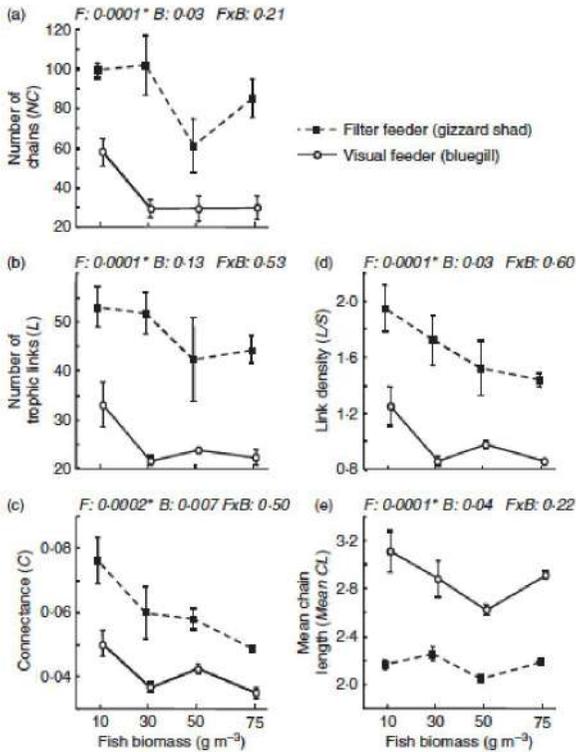
En los lagos, las comunidades de peces planctívoros se componen tanto de especies que cazan visualmente como de especies que se alimentan por filtración, y algunas combinan ambas modalidades dependiendo de la edad y/o de la composición y disponibilidad de plancton y detritus, es decir, de la carga de nutrientes, o sea del estado trófico. El impacto de los peces planctívoros en las comunidades planctónicas depende, por tanto, de la importancia relativa de las biomásas de ambos tipos de peces y la estructura de tamaños de sus poblaciones. El análisis de Lazzaro (1987) demuestra que según su comportamiento alimentario (= forrajero) se puede dividir los peces planctívoros entre dos principales tipos: a) los **depredadores visuales** que consumen el zooplancton y los macro-invertebrados seleccionando los más grandes, y b) los **filtradores omnívoros** que consumen selectivamente el zooplancton con menor capacidad de escape, plus el fitoplancton y los detritus de manera indiscriminada. Estos comportamientos ‘Top-Down’ distintos se combinan con los efectos ‘Bottom-Up’ de las tasas intrínsecas (o sea, por grama de peso corporal) disparejas de excreción y reciclaje interno de nutrientes (mayores para los filtradores los cuales son también bentívoros, alimentándose a proximidad del sedimento del fondo). Entonces, es de esperar que los dos tipos de planctívoros tengan impactos distintos sobre las comunidades de plancton, así como la estequiometría de los

nutrientes (razón N:P), y por consecuencia, que favorezcan diferentes clases de micro-algas del fitoplancton, y eventualmente promuevan floraciones (blooms). Los estudios experimentales a seguir permiten desentrañar estos mecanismos.

Para analizar los efectos del tipo de pez planctívoro (o sea, el comportamiento forrajero de depredador visual vs. filtrador omnívoro), sobre las comunidades de zooplancton y fitoplancton, y los nutrientes, Lazzaro *et al.* (1992) implementaron un experimento factorial de un mes de duración en 20 mesocosmos de 5,5 m<sup>3</sup> con mezcla continua, en la plataforma de R.W. Drenner en la Texas Christian University, Ft Worth, TX, USA entre abril-mayo 1989. Cruzaron los tratamientos de 2 tipos de planctívoros (un depredador visual bluegill *Lepomis macrochirus* vs. un filtrador omnívoro gizzard shad *Dorosoma cepedianum*) con 5 niveles de biomasa (0, 10, 30, 50 y 75 g/m<sup>3</sup>; un rango que se encuentra clásicamente en la naturaleza) para cada uno. Cada nivel de tratamiento era replicado (Fig. 4-17).

A medida que aumentaba la biomasa de peces, disminuían los cladóceros, los ciclopoideos, y los quironómidos. Por el contrario, aumentaban los rotíferos, la clorofila-*a*, la turbidez, los flagelados unicelulares, las algas verdes coloniales y unicelulares, y las diatomeas pennadas. En presencia de gizzard shad, en comparación con el bluegill, los ciclopoideos, la turbidez, las algas verdes unicelulares, las diatomeas pennadas y los tubos de quironómidos fueron mayores, mientras que las algas verdes coloniales fueron menores. La biomasa de peces funcionó independientemente del tipo de planctívoro para la mayoría de las variables, excepto los copépodos, las algas verdes coloniales y la turbidez. Entonces, al contrario de lo que cabría esperar, aunque el gizzard shad y el bluegill tienen diferentes vías de cascada trófica, la biomasa de peces fue más importante que el tipo de planctívoro como regulador de las comunidades de plancton y de la calidad del agua.

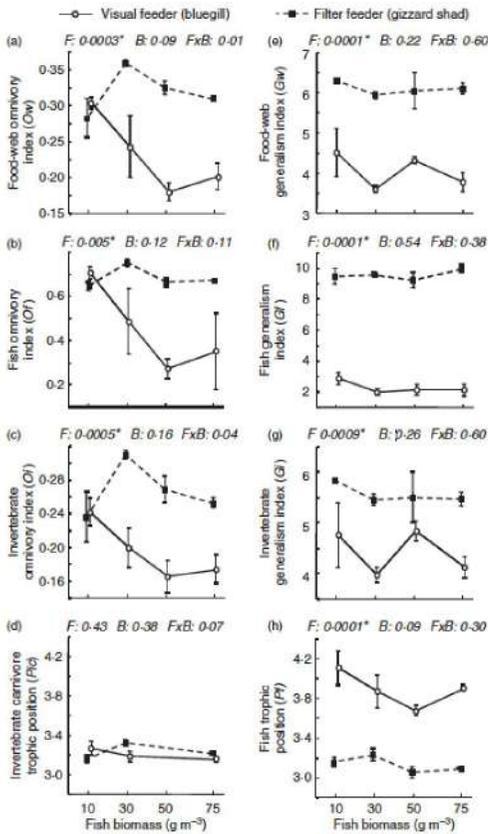
**Definiciones de los descriptores topológicos** – La topología hace referencia a la disposición, física o lógica, de las conexiones dentro de una red trófica. La cadena trófica ('trophic chain') es el flujo de nutrientes y energía de un organismo a otro a diferentes niveles tróficos. Los eslabones tróficos (L, 'trophic links') son las conexiones tróficas en la red trófica. O sea que una red trófica es constituida por varias cadenas tróficas interconectadas. La densidad de eslabones ( $L / S$ ) se definió como la relación entre el número de eslabones tróficos (L) y la riqueza específica global (S). La riqueza específica de herbívoros se anotó como H. La conectividad ( $C = L / (S(S-1))$ ) ('connectance') representa el número de enlaces sobre el número de enlaces posibles, excluyendo el canibalismo. Una cadena es el camino distinto desde una especie basal a una no basal. La longitud de una cadena es su número de enlaces. Una especie trófica es omnívora si consume presas de más de un nivel trófico. El índice de omnivoría de los peces (Of) es la desviación estándar de las posiciones tróficas de sus presas. El índice de generalismo de los peces (Gf) es el número de taxones que consumen. El índice de generalismo de la red trófica (Gw) es el valor promedio de los índices de generalismo de todas las especies consumidoras que la componen.



**Figura 4-18** – Respuestas promedio de las cuatro fechas de muestreo (días 5, 12, 19 y 26) de: (a) número de cadenas tróficas, (b) número de eslabones tróficos, (c) conectividad, (d) densidad de eslabones, y (e) descriptores de longitud promedio de las cadenas a lo largo del tiempo. Los puntos de datos y las barras de error son la media  $\pm$  SE de ocho valores (dos tanques replicados x cuatro fechas de muestreo). Los valores de probabilidad de las medidas repetidas de la ANOVA de los efectos principales del tipo de alimentación del planctívoro (F) y la biomasa de peces (B), y sus efectos de interacción (F x B) se indican en la parte superior de cada gráfico. El asterisco indica los valores p de los efectos estadísticamente significativos ( $p \leq 0,05$ ) tras los ajustes secuenciales de Bonferroni. Fuente: Lazzaro et al. (2009).

**Impactos de los peces planctívoros sobre la topología de las redes tróficas lacustres –**

Entre tanto, a partir del mismo juego de datos, Lazzaro *et al.* (2009) analizaron como estos dos tipos de planctívoros pueden controlar la biodiversidad, la arquitectura de las redes tróficas y por consecuencia el funcionamiento de los ecosistemas lacustres, ya que esta información no se encuentra documentada en la literatura científica. Para esto, compararon experimentalmente los efectos de un mismo gradiente de 5 niveles de biomasa de estos dos peces modelos: el bluegill como depredador visual selectivo según el tamaño de sus presas, y el gizzard shad como filtrador omnívoro. Analizaron el efecto de cada pez en la arquitectura de la red trófica calculando los principales descriptores topológicos a lo largo del tiempo (conectividad, densidad de enlaces, índice de omnivoría, etc.) (Figs. 4-18 a 4-20).

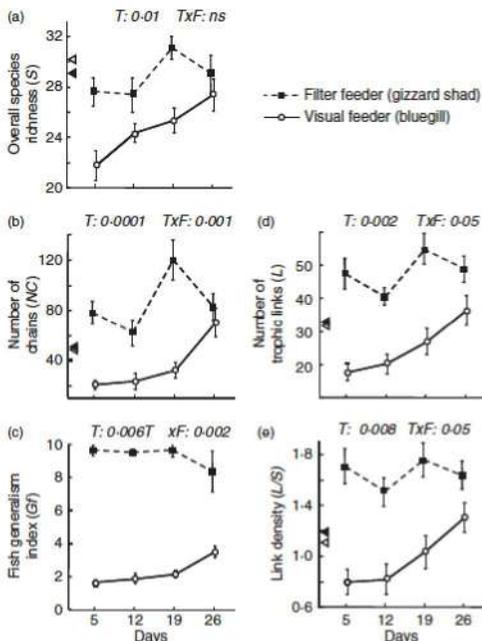


**Figura 4-19** – Respuestas promedio de: (a-c) descriptores de omnivoría y (e-g) descriptores de generalismo para la red trófica, peces y carnívoros invertebrados, y posiciones tróficas de (d) carnívoros invertebrados y (h) peces a lo largo del tiempo. Las fechas de muestreo, probabilidades, significación, medias, barras de error y ajustes secuenciales de Bonferroni son como en la Fig. 4-18. Fuente: Lazzaro et al. (2009).

Estos descriptores se calcularon a partir de 80 matrices binarias depredador-presa, utilizando taxones identificados principalmente a nivel de especie. Encontraron que el depredador visual inducía más especies de fitoplancton no consumibles, menor densidad de enlaces, menor conectividad, y niveles más bajos de omnivoría y generalismo en la red trófica que el filtrador omnívoro. Sin embargo, la biomasa de depredadores no afectó a la topología de la red trófica. Sus resultados ilustran que el comportamiento forrajeo de los depredadores superiores es un rasgo funcional clave que puede determinar la topología de la red trófica y, por último, el funcionamiento del ecosistema.

**Interacción sinérgica entre peces filtradores omnívoros y estado trófico del lago** – Varios autores han sugerido que el aumento del fitoplancton por los peces que se alimentan de zooplancton debería ser más intenso en los lagos oligotróficos que en los eutróficos. Sin embargo, pocos estudios lo han confirmado (McQueen *et al.* 1986, pero véase la revisión de DeMelo *et al.* 1992). Esta hipótesis se basa en dos supuestos. En primer lugar, el principal mecanismo responsable del aumento del fitoplancton es la supresión del zooplancton herbívoro por los peces. En segundo lugar, las cianobacterias que no son consumidas por el zooplancton herbívoro son más abundantes en los sistemas eutróficos. De hecho, esta suposición sólo se aplicaría a los peces filtradores que se alimentan de zooplancton (Lazzaro 1987). Los peces

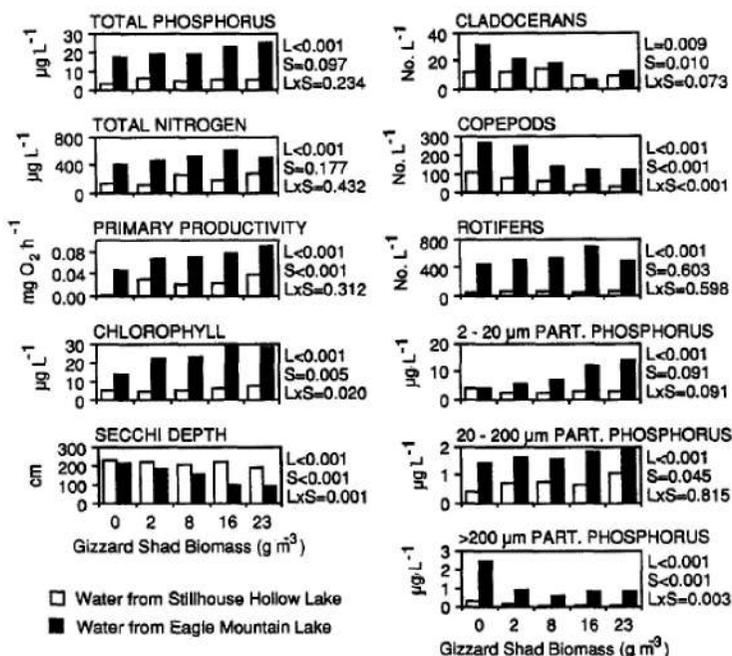
filtradores omnívoros aumentan la biomasa de fitoplancton no sólo suprimiendo el zooplancton, sino también actuando como ‘bombas de nutrientes’. Este efecto no se vería atenuado por el desarrollo de cianobacterias.



**Figura 4-20** – Respuestas temporales de: (a) riqueza de especies tróficas, (b) número de cadenas, (c) generalismo de los peces, (d) número de enlaces tróficos y (e) descriptores de densidad de enlaces a la presencia de filtradores y depredadores visuales. Arriba de cada gráfico se indican los valores de probabilidad significativos de ANOVA con medidas repetidas de los efectos principales del tiempo (T, como factor de ensayo) y de interacción del tiempo con el tipo de planctívoro (T x F); ns = no significativo ( $p > 0,05$ ). Las flechas (abiertas = depredador visual; negras = filtrador omnívoro) indican los valores promedios de pre-tratamiento (2 días antes de la introducción de los peces) que no difirieron significativamente entre los mesocosmos que recibirán cualquier de los dos tipos de peces. Fuente: Lazzaro et al. (2009).

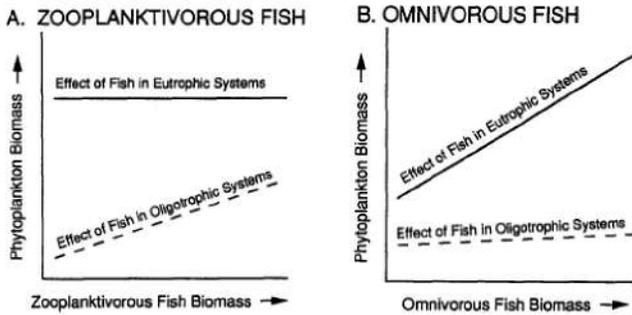
Las pruebas experimentales de esta hipótesis de interacción entre el estado trófico del lago y los efectos de los peces (es decir, la hipótesis del ‘estado trófico x los peces’) se han limitado a los peces depredadores visuales zooplanctívoros. No detectaron la interacción esperada (por ej., Drenner *et al.* 1990, revisión de Lancaster & Drenner 1990). Además, en una síntesis basada en 50 experimentos de biomanipulación, DeMelo *et al.* (1992) concluyeron que no había pruebas de un mayor impacto de los peces zooplanctívoros en el aumento del fitoplancton en los lagos oligotróficos en comparación con los lagos eutróficos.

Por otro lado, hay al menos dos estudios que demuestran una sinergia positiva entre el aumento de fitoplancton por peces filtradores omnívoros y el aumento del estatus trófico. En un experimento factorial en recintos *in situ* (‘enclosures’), Reimann (1985) cruzó la presencia vs. la ausencia de roach (*Rutilus rutilus*) con dos niveles de enriquecimiento en nitrógeno y fósforo. El autor comprobó que el aumento de la concentración de clorofila era mayor en los recintos que recibían una mayor carga de nutrientes, es decir, un efecto contrario al previsto por la hipótesis de la interacción ‘estado trófico x los peces’. El segundo experimento en mesocosmos (20 de 5,2 m<sup>3</sup>) de Drenner *et al.* (1996) (Fig. 4-21) incluye dos lagos de Texas de diferentes estatus tróficos como fuentes de agua (transportada por camión cisterna) cruzados con 5 biomazas de un filtrador omnívoro, el gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*). Cada tratamiento tenía dos réplicas. Los efectos del sábalo, positivos sobre las biomazas de fitoplancton y negativos sobre la profundidad del disco Secchi y el zooplancton, fueron máximos en los recintos del lago eutrófico (lago Eagle Mountain, 32 µg TP L<sup>-1</sup>).



**Figura 4-21** – Respuestas promedio de las variables de calidad del agua, plancton y fósforo particulado en las diez combinaciones de tratamiento del experimento con gizzard shad. Los puntos de datos son los promedios de las combinaciones de tratamiento para las dos últimas fechas de muestreo. Los valores de probabilidad (los  $p$ -valores  $\leq 0,05$  indican efectos significativos) para los efectos principales del lago (L), el gizzard shad (S) y los efectos de interacción lago x gizzard shad (L x S) se indican a la derecha de los gráficos. El lago Stillhouse Hollow (mesotrófico) presentaba menores concentraciones de fósforo total y clorofila y mayores profundidades Secchi que el lago Eagle Mountain (eutrófico) en todas las fechas de muestreo (cada 4 a 8 semanas desde mayo 1989 a marzo 1990) excepto una para la clorofila. Fuente: Drenner et al. (1996).

Estos resultados demuestran que los efectos de un filtrador-omnívoro interactúan sinérgicamente con el estado trófico de tal forma que sus efectos son más intensos con el aumento de la eutrofización (Fig. 4-22). Las interacciones sinérgicas gizzard shad x lago (es decir, los efectos del gizzard shad se magnifican al aumentar el estatus trófico) implican la clorofila, la profundidad del disco Secchi, los cladóceros, los copépodos y el fósforo particulado PP 2-20  $\mu\text{m}$  y PP<200  $\mu\text{m}$  (Fig. 4-21). Los efectos de mayor magnitud se observan en los mesocosmos con agua y plancton del lago Eagle Mountain (eutrófico), donde el gizzard shad ganó peso, frente a los del lago Stillhouse Hollow (mesotrófico), donde perdió peso. En nuestro experimento de mesocosmos (Lazzaro et al. 1992) también descubrimos que el gizzard shad aumentaba la clorofila y la producción primaria en los mesocosmos más eutróficos donde el gizzard shad aumentaba de peso. Dos mecanismos pueden explicar estos efectos interactivos: la sedimentación de la materia orgánica es probablemente más intensa en los sistemas eutróficos, aumentando la capacidad de ‘bombeo de nutrientes’ del gizzard shad; lo mismo debería ocurrir con el grado de eliminación del macrozooplancton.



**Figura 4-22** – Efectos hipotéticos de la interacción peces x estado trófico del lago para peces zooplanktívoros que se alimentan visualmente (A) y peces omnívoros que se alimentan por filtración (B). Fuente: Drenner et al. (1996).

La generalidad de las interacciones sinérgicas ‘estado trófico x peces filtradores omnívoros’ queda confirmada por el análisis de Drenner et al. (1996) en base a 48 experimentos (29 publicaciones) relativos a los efectos de 11 especies de peces filtradores omnívoros sobre la abundancia del fitoplancton, la biomasa y la producción primaria. Sólo en 5 experimentos (10%) no fue posible detectar interacciones estadísticamente significativas. Esto se debió a la baja biomasa de peces y/o al enriquecimiento en nutrientes.

Estas interacciones sinérgicas entre la carga de nutrientes y los peces omnívoros indican que este tipo de planctívoro sigue teniendo efectos intensos incluso en los sistemas más eutróficos. Además, los filtradores omnívoros tienen un alto grado de plasticidad alimentaria, ya que son capaces de explotar diversas fuentes de alimento en varios niveles tróficos. Gracias a esta capacidad, predominan en las biomásas de peces lacustres (Miranda 1983, Meijer et al. 1990, Riemann et al. 1990), especialmente en zonas tropicales (por ej., Fernando 1991, Kolding 1993, Lazzaro 1997, Vanni et al. 1997, Starling et al. 2002, Lazzaro et al. 2003, Romo et al. 2004, Vakkilainen et al. 2004, Figueredo & Giani 2005). Comprender las interacciones ecológicas entre los peces filtradores omnívoros y la carga de nutrientes es, por tanto, de vital importancia para la gestión de los ecosistemas lacustres eutróficos.

**Modelos de estequiometría C:N:P** – Redfield et al. (1963) observaron que las proporciones C:N:P de las partículas ( $C_{106}:N_{16}:P_1$  como paradigma) en la superficie del océano en alta mar eran similares a las proporciones de las especies disueltas de estos mismos elementos en aguas profundas. Así, propusieron que la química marina refleja una fuerte influencia biótica (i.e., la hipótesis de la ‘homeostasis’ o sea las relativamente constantes proporciones C:N:P de los organismos a pesar de la gran variación de estas proporciones en los alimentos que ingieren). Luego, en un libro que se tornó la referencia, Sterner & Elser (2002) sintetizaron el campo en desarrollo de la estequiometría ecológica, el estudio del equilibrio de los elementos químicos en las interacciones ecológicas. Los autores avanzan en una línea de complejidad desde las moléculas a las células, los individuos, las poblaciones, las comunidades y los ecosistemas. Examinan las limitaciones químicas fundamentales en los fenómenos ecológicos como la competencia, la herbivoría, la simbiosis, el flujo de energía en las redes tróficas y el secuestro de materia orgánica. Por el contrario, los sistemas de agua dulce presentan una mayor variabilidad de los ratios C:N:P del sestón<sup>5</sup> (Elser et al. 2000), variación que se ha demostrado que afecta a

<sup>5</sup> Sestón = todas las partículas minerales, muertas o vivas, de origen orgánico o inorgánico suspendidas en el agua, alimentos de muchos animales filtradores. Por oposición, el plancton representa los organismos

los patrones del ciclo de nutrientes, la producción secundaria y la estructura de las comunidades (Hessen & Elser 2005). En general, los lagos tienen un sestón con C:P y C:N más altos que los del océano, así como una mayor variabilidad espacial y temporal (Elser & Hassett 1994). Estos contrastes se relacionan con los patrones de limitación de nutrientes, así como con los tiempos de residencia hidráulica, altamente contrastados de estos sistemas.

Sterner *et al.* (2008) examinaron los acoplamientos entre C, N y P en el sestón de lagos pequeños y grandes (> 2.000 observaciones; en comparación con los océanos), y la coherencia de los datos con la razón clásica de Redfield. En sus más de 2.000 observaciones, hallaron una razón  $C_{166}:N_{20}:P_1$  que describía mejor los datos, lo que implica un mayor secuestro de C por unidad de N y P en las aguas superficiales que el dado por la razón clásica. A escala regional, sin embargo, C:P y C:N disminuían a menudo con el aumento de la abundancia de sestón, lo que rechaza un modelo de proporción constante. Tanto en los hábitats de agua dulce como en los marinos, una mayor abundancia de sestón suele ir asociada a ratios C:P y C:N más bajas (mayor contenido en nutrientes). Los autores reconocen que los procesos mecánicos subyacentes que dan lugar a esos patrones siguen siendo un tanto misteriosos. Concluyeron de que, para todas las escalas (subconjuntos de datos) excepto las más grandes, el modelo clásico de Redfield del ciclo biogeoquímico debería sustituirse por un modelo de función de potencia más general. Proponen que la **eficiencia cambiante en el uso de nutrientes** sería una alternativa al modelo de estequiometría constante de Redfield. Una menor eficiencia en el uso de nutrientes a mayor productividad o biomasa podría deberse a la introducción de otros factores limitantes (luz u otros nutrientes) cuando la concentración de un determinado nutriente es elevada. En la columna de agua, una mayor abundancia de sestón reducirá los niveles de luz debido al autosombreado. A su vez, una menor luz generalmente reducirá la relación C:P y C:N (Sterner & Elser 2002). El **cambio en la eficiencia del uso de nutrientes** proporcionaría un marco explicativo para entender los datos a escala regional. Para explicar la dependencia de la escala en las razones estequiométricas, Sterner *et al.* (2008) proponen la **hipótesis del "mosaico biogeoquímico"** que reconoce que diferentes procesos biogeoquímicos críticos como la fijación de N y la desnitrificación ocurren en condiciones contrastadas y a menudo están separados espacialmente. Por tanto, la razón de Redfield solo debería aplicarse a las mayores escalas de observación. **A pequeñas escalas**, sólo estaría presente un **subconjunto de todo el mosaico biogeoquímico** y primarían otras fuerzas, como cambios en la eficiencia del uso de nutrientes.

**Alteración de la estequiometría por el zooplancton y los peces** – Los peces pueden alterar los ratios C:N:P del sestón mediante sus propios ratios de excreción, así como el zooplancton, mediante su depredación selectiva en función del tamaño o de la capacidad de escape de sus presas. En retorno, estos ratios pueden controlar la estructura de las comunidades de zooplancton (Sterner & Hessen 1994), así como la eficiencia en el uso de los recursos (**RUE**, **'Resource Use Efficiency'**, o sea con que los recursos se convierten en producción de biomasa) y por consecuencia el acumulo de biomasa del fitoplancton (Gerhard *et al.* 2021).

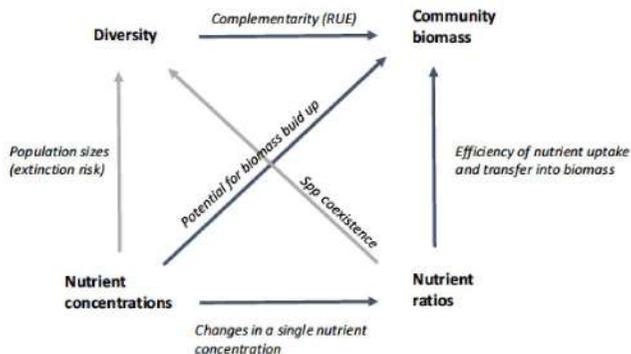
De hecho, el zooplancton muestra una variación inter-específica en sus ratios C:P y C:N (Andersen & Hessen 1991), por lo que posiblemente difieren en sus requisitos estequiométricos para estos elementos (Sterner *et al.* 2000). Las especies individuales de zooplancton son caracterizadas como "homeostáticas", lo que significa que sus relaciones C:N:P permanecen

---

*microscópicos, animales (zooplancton) y vegetales (fitoplancton), que viven suspendidos en el agua y se mueven únicamente por las corrientes; el necton son organismos capaces de moverse contra las corrientes.*

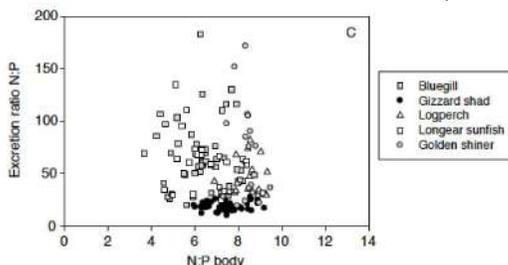
relativamente constantes a pesar de la gran variación de estas proporciones en los alimentos que ingieren (Hessen & Lyche 1991), aunque no sea perfecto (Demott *et al.* 1998). Se ha registrado una reducción del crecimiento del zooplancton con alto contenido en P (bajo C:P), como *Daphnia*, que se alimenta de algas con bajo contenido en P (alto C:P). Para los herbívoros homeostáticos, los nutrientes que son relativamente escasos no deberían ser reciclados, si no ser invertidos en la producción. Así que el reciclaje de nutrientes por parte de los consumidores homeostáticos genera correlaciones negativas entre las proporciones de los elementos en los consumidores y su alimento porque el animal recicla una mayor proporción del elemento que no limita su propio crecimiento (Sterner 1990). Sterner *et al.* (2000) midieron las estequiometrias del zooplancton y el sestón en cinco sitios lacustres de la zona de los Lagos Experimentales de Ontario, Canadá. Descubrieron la fuerte homeostática de la comunidad de zooplancton en comparación con el sestón, su fuente potencial de alimento. La relación C:P, N:P y C:N del zooplancton se limitaba a una gama estrecha en comparación con la amplia gama de parámetros químicos del sestón. La relación C:P del zooplancton con la del sestón no fue significativa, en contraste, la relación N:P correspondiente fue débil pero negativa.

Las concentraciones de nutrientes y las proporciones de los nutrientes limitantes disponibles (equilibradas o desequilibradas; Elser *et al.* 2007) limitan la biomasa del fitoplancton. En proporciones equilibradas, las algas están co-limitadas (las proporciones suministradas coinciden con las necesidades de la alga) por lo que la transferencia a la biomasa es máxima. Tradicionalmente, se ha considerado la relación de Redfield (1958) (N:P = 16) como el óptimo equilibrado. Sin embargo, las relaciones N:P óptimas podrían variar sustancialmente entre taxones, tasas de crecimiento y temperatura (Elser *et al.* 2000b). Al inverso, las proporciones desequilibradas disminuyen la eficiencia de la producción, ya que las proporciones de nutrientes no coinciden con las necesidades de la alga para acumular biomasa (Torres & Vanni 2007). Pocas investigaciones experimentales evaluaron las respuestas de la eficiencia en el uso de los nutrientes (RUE), la biomasa y la estequiometría del fitoplancton a la diversidad y a las concentraciones de nutrientes, ratios de nutrientes y diversidad. Por lo tanto, Gerhard *et al.* (2021) realizaron un experimento con comunidades de fitoplancton, utilizando seis tratamientos de diversidad inoculados bajo dos niveles de nutrientes (bajo y alto), mantenimiento dos niveles de un estrecho rango de relación N:P, en doce mesocosmos interiores de 600 L. En condiciones de limitación múltiple (co-limitación) de nutrientes, se espera que la biomasa aumente cuando las proporciones de nutrientes estén equilibradas porque la absorción de nutrientes es más eficiente. Sin embargo, los resultados de Gerhard *et al.* (2021) muestran que el desequilibrio en las proporciones de los nutrientes no disminuye necesariamente la RUE ni la biomasa. Esto es consistente con la idea de que la RUE depende no solo de la disponibilidad del nutriente limitante, sino también del contexto estequiométrico y de las características específicas de las especies en la comunidad (Fig. 4-23). Los autores detectaron diferencias crecientes en la RUE de la comunidad y en su biomasa entre los niveles extremos de diversidad cuando las relaciones de suministro N:P eran más altas (limitación en P). Esto sugiere que el rendimiento de las comunidades diversas aumentó bajo ratios limitantes de P en comparación con las comunidades de baja diversidad. En general, el N limitó la biomasa global en la mayoría de los tratamientos.

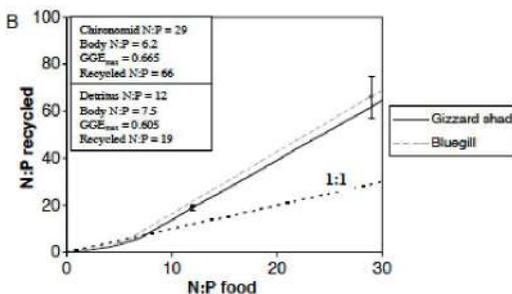


**Figura 4-23** – Esquema conceptual que resume los efectos directos e indirectos de los nutrientes (concentraciones y proporciones) y la diversidad sobre la biomasa de los productores primarios, como por ej. las algas. RUE = eficiencia en el uso de los recursos. Fuente: Gerhard et al. (2021).

Torres & Vanni (2007) investigaran experimentalmente en contenedores cómo varían las tasas y las razones de los nutrientes reciclados entre especies de peces, con especial atención comparando el gizzard shad, un detritívoro ecológicamente dominante, con el bluegill, un zooplanctófago, de un lago híper-eutrófico en el suroeste de Ohio (USA). Como predecía la alometría (= evolución de un tasa en función del tamaño de un organismo), las tasas de excreción de N y P per cápita (= por individuo) aumentaron y las tasas de excreción específicas de la masa disminuyeron, con el aumento de la masa. El contenido corporal de P se correlacionó con la masa corporal sólo en una especie, el bluegill. Contrariamente a las predicciones estequiométricas, no hubo relación entre el P corporal y la tasa de excreción de P normalizada por la masa, o entre el N:P corporal y el N:P excretado, cuando se consideraron todos los individuos de todas las especies (Fig. 4-24 arriba). Sin embargo, a nivel de especie, se observó un cierto efecto del contenido de nutrientes corporales sobre la excreción, tal como predice la teoría de la estequiometría: el gizzard shad tenía un P corporal más bajo (N:P corporal alto) y también excretaba P a tasas más altas (N:P más bajo) que el bluegill, que tenía un P corporal alto (N:P corporal más bajo). Entretanto, aplicando el modelo de homeostasis de Sterner (1990), las simulaciones sugieren que la diferencia observada en la excreción N:P entre el gizzard shad y el bluegill puede ser más una función de las diferencias en el alimento N:P que del N:P corporal del consumidor (Fig. 4-24 abajo). Esto concuerda con los algoritmos de los modelos bioenergéticos (ver a seguir). Elser & Urabe (1999) también concluyeron que la liberación de nutrientes por el zooplancton es más una función del alimento N:P que del N:P corporal del zooplancton.



**Figura 4-24** – Arriba: Razones N:P de excreción de nutrientes en función de la razón N:P corporal de los peces. Abajo: Modelo de Sterner (1990) aplicado al N:P de la excreción de nutrientes por el gizzard shad y el bluegill. Las diferencias en el N:P reciclado de ambos parecen deberse más a diferencias en el N:P del alimento



que únicamente al N:P corporal. El aumento del N:P reciclado con el aumento del N:P del alimento se representa en relación con una línea con una pendiente de uno (línea discontinua 1:1). Fuente: Torres & Vanni (2007).

Muy pocos estudios han comparado los mecanismos ascendentes ('Bottom-Up') entre lagos templados y tropicales, en particular las diferencias en el reciclaje, la limitación de nutrientes y la estequiometría. Además, no se puede transferir directamente la teoría de las cascadas tróficas de lagos templados a tropicales, por mecanismos descendientes ('Top-Down') que no son claramente identificados, como la falta de especies clave de zooplankton herbívoro, la ausencia de estacionalidad en la reproducción de los peces, el desarrollo de cianobacterias y/o las diferencias en el comportamiento de alimentación de los peces. Según la teoría de la estequiometría ecológica, las alteraciones de la estructura de la red trófica inducidas por los peces podrían modificar la eficacia del reciclaje de nutrientes impulsado por los consumidores al cambiar la contribución relativa de biomasa de las especies y/o la composición en especies clave en las redes tróficas. Debido a las limitaciones estequiométricas, los nutrientes se reciclan en función de las composiciones elementales de los consumidores. Los nutrientes en exceso en los alimentos de los consumidores en relación con sus necesidades se liberan en mayor proporción que los nutrientes limitantes. Si se consideran los procesos 'top-down', se podrían subestimar las consecuencias sobre la disponibilidad de nutrientes para el crecimiento del fitoplancton.

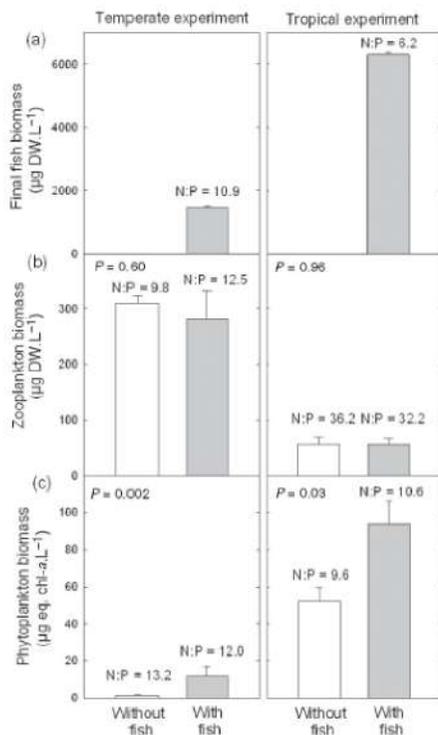
Así que Danger *et al.* (2009) compararon los resultados de dos experimentos en mesocosmos<sup>6</sup> realizados en zonas templada y tropical. Cada uno manipulaba la estructura de la red trófica mediante la presencia o ausencia de peces. El fitoplancton parece frecuentemente limitado por P en lagos templados, y por N en lagos tropicales. Esta disparidad latitudinal debería inducir discrepancias estequiométricas. Sin embargo, nunca se han realizados estas comparaciones experimentales entre lagos templados y tropicales. Como experimento templado, se presentó los resultados de los 4 primeros meses, realizado en el lago mesotrófico de Créteil (razón molar N:P = 20:1), al sureste de París (Francia), en 8 'enclosures' (recintos) de 40 m<sup>3</sup> cerrados al fondo, 4 con 40 juveniles zooplanktivoros de roach/enclosure (*Rutilus rutilus*), o sea 256 ± 7 kg/ha, y 4 sin peces. El experimento tropical se realizó en el campus del IRD-ISRA (Instituto Francés de Investigación para el Desarrollo - Instituto Senegalés de Investigación Agronómica) en Dakar, Senegal, durante 1 mes en 6 tanques cilíndricos elevados de 8 m<sup>3</sup> llenados con agua bombeada desde el embalse de Dakar-Bango (N:P = 10:1) cerca de Saint Louis,

<sup>6</sup> Los mesocosmos acuáticos, o recintos acuáticos experimentales, están diseñados para proporcionar una masa de agua limitada (generalmente algunos m<sup>3</sup>) con condiciones próximas a las naturales, en la que los factores ambientales y/o los organismos (peces, plancton, macro-invertebrados, macrófitas, entre otros) pueden manipularse de forma realista para analizar los mecanismos implicados y la magnitud de las respuestas. Mediante análisis estadísticos multivariados y planes factoriales, puede comprobarse la significatividad de las respuestas a esos tratamientos replicados en varios mesocosmos (de preferencia ≥ 3 replicas).

3 con 6 juveniles filtradores omnívoros de tilapia del Nilo/tanque (*Oreochromis niloticus*), o sea  $228 \pm 2$  kg/ha, y 3 sin peces. Estas biomásas de peces, estas razones N:P, así como estos tipos de planctívoros, son típicos de estos lagos, respectivamente. Las diferencias entre las medias de los tratamientos sin peces y con peces se analizaron estadísticamente utilizando ANOVAs (análisis de varianza) con medidas repetidas usando el tiempo como factor de prueba.

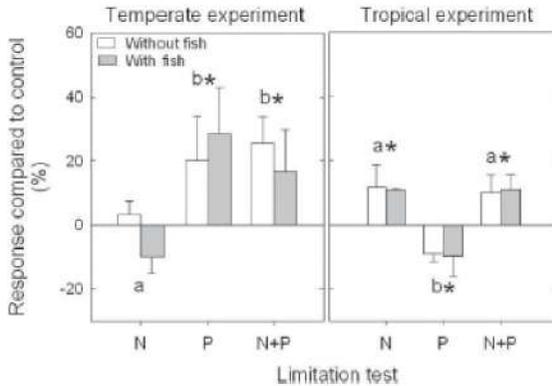
Los peces no tuvieron un efecto significativo sobre la biomasa de zooplancton ni en mesocosmos templados ni tropicales, pero la biomasa de zooplancton fue aproximadamente 6 veces mayor en los mesocosmos templados que en los tropicales. Se observó biomásas elevadas de zooplancton y bajas biomásas de fitoplancton en los mesocosmos templados y, a la inversa, en los tanques tropicales. Los peces tuvieron efectos positivos sobre la biomasa de fitoplancton tanto en los experimentos templado como tropical. En el experimento templado, la biomasa de fitoplancton fue > 8 veces superior en los mesocosmos con peces que en los sin peces. En el experimento tropical, los peces sólo aumentaron la biomasa de fitoplancton en menos del doble en comparación con los tanques control. Independientemente del tratamiento, la biomasa de fitoplancton fue mucho mayor en tropical que en templado, y los valores de los tanques tropicales de control llegaron a quintuplicar los de los mesocosmos templados con peces. En ambos experimentos, las algas verdes dominaron la biomasa del fitoplancton (> 60%), independientemente del tratamiento. En el experimento tropical fueron significativamente menos abundantes en control que en tanques con peces, pero no en el experimento templado. Las cianobacterias nunca aparecieron como grupo dominante a lo largo de los experimentos.

Tanto en los experimentos templado como tropical, los peces no tuvieron un efecto significativo sobre la naturaleza del nutriente limitante para el fitoplancton. En los mesocosmos templados, la adición de P (solo y como P+N) produjo un aumento significativo de la biomasa de fitoplancton. Por el contrario, la biomasa de fitoplancton se vio estimulada por la adición de N en tanques tropicales. En el experimento templado, las razones N:P del zooplancton fueron significativamente menores en los mesocosmos sin peces que con peces. No se encontró diferencias en las razones N:P del zooplancton entre los tratamientos del experimento tropical, pero las razones N:P tendieron a ser mayores en el experimento tropical que en el templado. Entonces, se encontraron cascadas tróficas a nivel de comunidades en ambos experimentos, pero las diferencias de respuestas entre los tratamientos con y sin peces fueron mayores en el experimento templado que en el tropical. En el experimento tropical, los efectos observados no pudieron apoyarse en la alteración clásica de la comunidad de zooplancton herbívoro ni en la prevalencia de cianobacterias. Las biomásas finales de los peces en ambos experimentos fueron bastante conservadoras para peces omnívoros. Al comparar la biomasa inicial y final de los peces, las tasas de crecimiento fueron mayores en los mesocosmos templados que en los tanques tropicales. Esto podría relacionarse con las diferencias en la talla media inicial de las dos especies (tilapia más grande, por tanto con menor tasa de crecimiento).



**Figura 4-25** – Biomazas medias  $\pm$  SE (error estándar) del (a) peso seco de peces, (b) peso seco de zooplancton, y (c) fitoplancton como concentración de clorofila-a, sobre una base volumétrica comparable, en los tratamientos sin peces y con peces de los experimentos templado y tropical. Los datos de fitoplancton y zooplancton corresponden a los valores medios de 4 y 2 fechas de muestreo en los experimentos templados y tropicales, respectivamente. Las relaciones molares N:P de los peces (basadas en Dantas & Attayde 2007), el zooplancton y el seston se muestran en la parte superior de los gráficos correspondientes. Fuente: Danger et al. (2009).

En el experimento templado, el zooplancton representaba el ~20% de la biomasa de peces, entre tanto la tasa de excreción intrínseca (por g de peso) de *Daphnia* fue unos 10 veces mayor que la del roach. En consecuencia, por compensación de las proporciones de biomasa y excreción, tanto el zooplancton como los peces podrían desempeñar un gran papel en el reciclado de nutrientes en los sistemas templados, incluso eventualmente más importante (Sarnelle & Knapp 2005). En cambio, en los tanques tropicales con peces, la biomasa de zooplancton representó < 1% de la biomasa de peces. Por lo tanto, la contribución del zooplancton al reciclado debería haber sido mucho menor que la de los peces. La razón N:P corporal del roach fue similar a la de su alimento (zooplancton y seston). Por el contrario, la razón N:P de la tilapia fue inferior a la de su alimento. La relación N:P de excreción del roach fue  $14,6 \pm 0,9$  y la de la tilapia fue muy elevada (P se excretó por debajo del límite de detección) y la excreción de N representó hasta el 11,7% del enriquecimiento diario de N. Esta carga interna de N mediada por los peces constituyó probablemente un mecanismo importante que indujo el aumento del fitoplancton en los tanques tropicales limitados en N.



**Figura 4-26** – Respuestas medias  $\pm$  SE del fitoplancton a las pruebas de limitación para los experimentos templado y tropical, medidas con el espectrofluorómetro BBE-Moldaenke. Abreviaturas: N = enriquecimiento en N; P = enriquecimiento P; N+P = enriquecimiento en N y P. Para cada enriquecimiento (E), la respuesta se calcula como porcentaje del aumento (positivo) o la disminución (negativo) en relación con el nivel del control no enriquecido (C), es decir,  $(E - C) \cdot 100 / C$ . Los factores limitantes se revelan por incrementos positivos significativos. Las diferencias en las respuestas cuantitativas entre adiciones de nutrientes se indican con una letra, según las pruebas posthoc de Tukey. Las respuestas positivas y negativas significativas (es decir, las diferencias con el valor cero) se indican con un asterisco. Fuente: Danger et al. (2009).

Las divergencias en la importancia relativa de la excreción del zooplancton y de los peces y en la naturaleza de la limitación de nutrientes entre ambos sistemas podrían representar diferencias importantes entre lagos templados y tropicales, que rara vez se han tenido en cuenta en estudios anteriores. Se necesita más estudios tropicales con datos sobre la estequiometría de las redes tróficas para poder generalizar las diferencias en el complejo funcionamiento ecológico entre lagos templados y tropicales. Para contar con datos adecuados y condiciones iniciales similares entre ambos sistemas se requiere estudios experimentales más que empíricos para demostrar los mecanismos de la cascada trófica y para proporcionar bases teóricas garantizando el éxito de los programas de restauración utilizando los principios de la ingeniería ecológica.

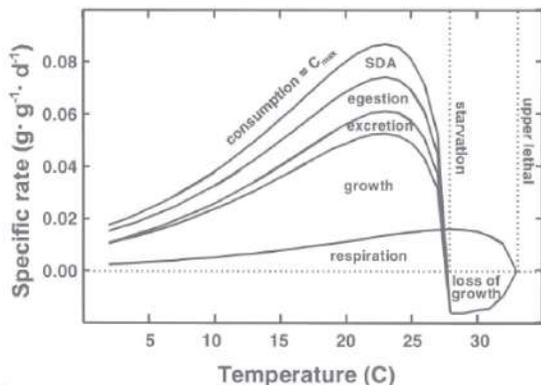
**Evaluar el reciclaje de nutrientes por los peces mediante modelos bioenergéticos** – El método de **modelización bioenergética** proporciona una herramienta para cuantificar la asignación de energía en los peces mediante la división de la energía consumida en tres componentes básicos: (1) metabolismo, (2) desechos y (3) crecimiento (Winberg 1956). Los modelos se utilizan frecuentemente para estimar el crecimiento o el consumo de alimentos y resultan especialmente atractivos para estimar las tasas de alimentación de peces en libertad, dado el tiempo y el esfuerzo que requieren las técnicas tradicionales (Kitchell et al. 1977).

Los modelos bioenergéticos son basados en la segunda ley de la termodinámica. Se formulan como una ecuación de balance energético:

$$G = C - (R + A + SDA + F + U)$$

donde el crecimiento somático y/o gonadal (G) se equilibra con la entrada de energía o sea el consumo de alimentos (C), menos las demandas metabólicas o metabolismo estándar (R), el gasto de energía debido a la actividad (A), la acción dinámica específica o energía necesaria para

digerir los alimentos (SDA), y las pérdidas de desechos debidas a la egestión o defecación (F) y la excreción (U). La unidad para todos los términos suele ser Joule/día. El Joule es una unidad utilizada en la alimentación para cuantificar energía y calor; donde 1 Watt/hora = 3.600 Joules.



**Figura 4-27** – Presupuesto energético (como tasas específicas en g/g/día) de una perca de 50 g (*Perca flavescens*) en función de la temperatura del agua. Temperatura óptima = 23 °C. Temperatura límite = 27 °C. Fuente: Hanson et al. (1997).

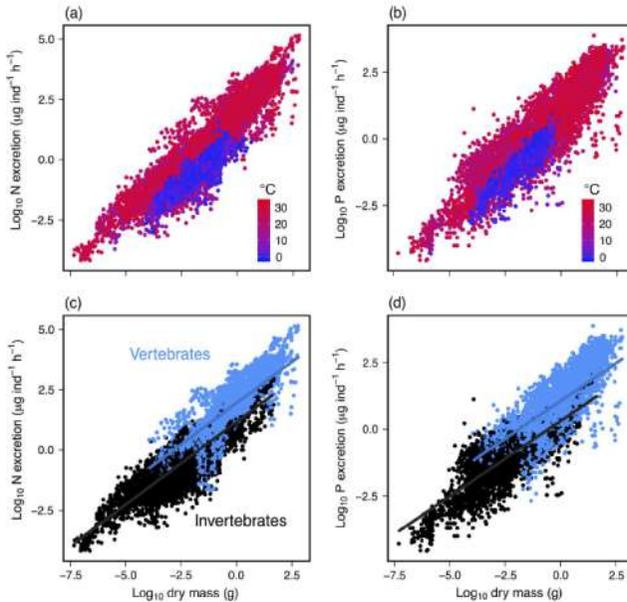
El enfoque de modelización utilizado actualmente es conocido como el "modelo de Wisconsin". Se basa en el trabajo pionero de James F. Kitchell y sus colaboradores del Centro de Limnología de la Universidad de Wisconsin-Madison (Kitchell *et al.* 1977); el cual se basa en trabajos anteriores sobre la distribución de la energía en los peces (e.g., Brett 1971). Esta base y el creciente interés por las aplicaciones de los modelos bioenergéticos a la investigación y la gestión impulsaron el desarrollo de programas informáticos (o 'softwares'), como Fish Bioenergetics 1.0 (Hewett & Johnson 1987), Fish Bioenergetics 2.0 (Hewett & Johnson 1992) y Fish Bioenergetics 3.0 (Hanson *et al.* 1997). El lanzamiento en 1997 de Fish Bioenergetics 3.0 por el Programa Wisconsin Sea Grant ha sido tremendamente popular entre los científicos pesqueros de todo el mundo, debido a la sólida base biológica de los modelos bioenergéticos, el fácil manejo de la aplicación y el bajo coste del software (Hanson *et al.* 1997).

Los modelos bioenergéticos son generalmente utilizados para evaluar los factores que afectan al crecimiento de los peces a través de la dieta o las limitaciones ambientales, o para cuantificar el impacto que un depredador puede tener sobre su presa. En la actualidad, los modelos bioenergéticos se utilizan ampliamente como herramienta analítica para abordar una amplia gama de cuestiones de fisiología, ecología, acuicultura y gestión pesquera, también para mejorar nuestra comprensión de la alimentación y el crecimiento de los peces en las distintas etapas de su vida (para esto se les divide en cohortes), y evaluar la acumulación de contaminantes por los peces. En nuestro caso, para entender el papel de los peces planctívoros y piscívoros en la estructuración de las redes tróficas, podemos utilizar los modelos bioenergéticos para estimar tanto las tasas de depredación y herbivoría (efectos descendientes 'top-down'), como las tasas de excreción de nutrientes (efectos ascendentes 'bottom-up') las cuales modifican la estequiometría e *in fine* la estructura de las comunidades de fitoplancton. Por supuesto, esto requiere que se disponga de los valores de los parámetros específicos de peces y/o macro-invertebrados de interés para nuestro estudio. Obviamente, no siempre es el caso. Por lo que se tiene que adaptar los parámetros disponibles de los organismos más próximos. Implica plantear hipótesis y limitaciones en los resultados generados por los modelos.

El software Fish Bioenergetics 3.0 no se ha actualizado en más de 20 años. Es solo compatible con Windows (no con MacOS), y con 32 bits es incompatible con los sistemas operativos más recientes de 64 bits. Desde su lanzamiento en 1997, el número de modelos bioenergéticos publicados ha considerablemente aumentado. Por lo que Fish Bioenergetics 4.0 (FB4, Deslauriers *et al.* 2017a, <http://fishbioenergetics.org>) es una aplicación de modelización nuevamente desarrollada con el lenguaje de programación R de código abierto (i.e., The R Project for Statistical Computing, <https://www.r-project.org>) que incorpora nuevos modelos para 73 especies, corrige errores conocidos, ofrece un entorno de trabajo adaptable y fácil de usar, y actualiza la guía del usuario (Deslauriers *et al.* 2017b).

Los modelos bioenergéticos de FB4 se refieren a 73 especies. No incluyen *Orestias* spp. ni *Trichomycterus* sp., solo interesan 2-3 especies para el Lago Titicaca: a) Lake trout o trucha del lago (*Salvelinus namaycush*), y rainbow trout o trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*), ambas introducidas libres o cultivadas en jaulas flotantes en el sector peruano del Lago Mayor. b) Eventualmente, silver carp o carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) podría ser experimentada en los tributarios del Lago Titicaca, libre o en jaulas flotantes; se diferencia de las otras carpas bénticas, por ser pelágica (vive y se alimenta en la columna de agua) y consumir cianobacterias selectivamente por filtración; es sembrada en lagos para reducir exitosamente la eutrofización y las floraciones de cianobacterias; no se reproduce naturalmente sino en condiciones hidrológicas muy peculiares; es producida triploíde (o sea estéril); tiene un crecimiento lento pudiendo alcanzar un peso de  $\geq 10$  kg; es muy gregaria (se desplaza muy poco); estas características son ventajosas para evitar competir con otras especies y proliferar.

Una **alternativa** a los modelos bioenergéticos es **combinar dos marcos: la teoría metabólica de la ecología** ('metabolic theory of ecology' o MTE) con la **estequiometría ecológica** ('ecological stoichiometry' o ES), para concebir los balances de energía y nutrientes en los organismos, y así en particular estimar la excreción de nutrientes por los organismos acuáticos (Vanni & McIntyre 2016).



**Figura 4-28** – Tasas de excreción de N y P en función de la masa corporal animal, según (a, b) la temperatura y (c, d) la categorización vertebrado/invertebrado. Las líneas en (c) y (d) representan los ajustes de los modelos universales para las tasas de excreción, usando los valores de la Tabla 2 de los autores, y asumiendo una temperatura de 20°C (la temperatura media para todo el conjunto de datos es 19.45). Fuente: Vanni & McIntyre (2016).

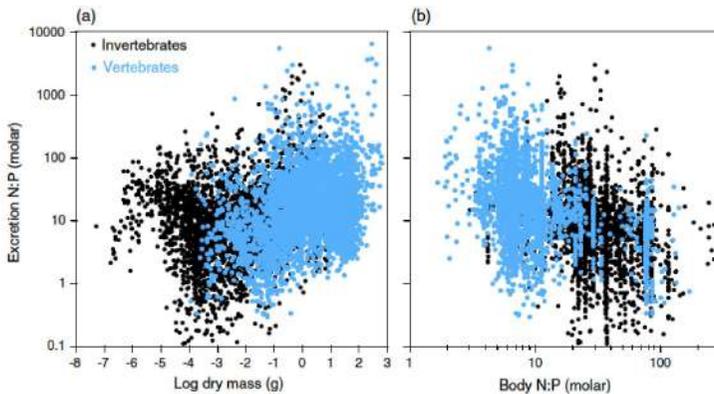
De hecho, el tamaño corporal y la temperatura permiten predecir muchas tasas metabólicas (Peters 1983), con la base teórica de las relaciones expresada en MTE (Brown *et al.* 2004). La estequiometría ecológica (ES) toma en cuenta el balance de nutrientes durante la búsqueda de alimento, el mantenimiento, el crecimiento, la reproducción y la producción de residuos (Sternler & Elser 2002). Sin embargo, los marcos MTE y ES no se han integrado bien, ni teórica ni empíricamente (Allen & Gillooly 2009), aunque tanto el MTE como el ES hacen predicciones independientes sobre el uso de la energía y el procesamiento de nutrientes.

El tamaño corporal afecta profundamente a las tasas fisiológicas de los organismos, siguiendo una función potencia de la tasa metabólica (B) con la masa corporal (M), como

$$B = B_0 M^b,$$

donde  $B_0$  es una "constante de normalización" y  $b$  es un 'coeficiente de escalado' ('scaling coefficient') alométrico<sup>7</sup>. La TME proporciona coeficientes de escalado de  $\sim 0,75$  (West *et al.* 1997), aunque esta predicción sigue siendo controvertida (Isaac & Carbone 2010). Tanto las constantes de normalización como los coeficientes de escala para las tasas metabólicas varían enormemente entre especies (Hudson *et al.* 2013).

<sup>7</sup> Alométrico = relación del tamaño corporal con la forma, la anatomía, la fisiología y/o el comportamiento de un organismo, donde alguna parte crece a un ritmo diferente del resto del organismo durante el desarrollo.



**Figura 4-29** – Razón N:P excretada por invertebrados y vertebrados en relación con (a) la masa corporal y (b) la razón N:P corporal. Fuente: Vanni & McIntyre (2016).

Vanni & McIntyre (2016) predijeron que los modelos que incluían tanto MTE como ES explicarían más variación en las tasas de excreción de N y P que los modelos que incluían sólo uno de los dos marcos. Para comprobarlo, ellos recopilaron las tasas de excreción de N y P de animales marinos y de agua dulce ( $n = 10.534$ ) de 92 fuentes distintas que abarcan 491 especies. Sólo incluyen tasas de excreción derivadas de incubaciones experimentales de animales capturados en libertad en volúmenes medidos de agua tomada del hábitat de recogida y mantenida a temperaturas iguales o próximas a las *in situ*, y no datos procedentes de estudios de laboratorio. La base de datos completa reveló que la masa corporal era el único predictor más importante para cada variable de excreción (Fig. 4-28a,b). Contrariamente a lo esperado, los coeficientes de escala para la masa corporal fueron significativamente  $< 0.75$  tanto para N como para P, y el N:P excretado aumentó significativamente con la masa corporal (Fig. 4-29a). Ambas tasas de excreción aumentaron con la temperatura, pero la pendiente del efecto de la temperatura fue más pronunciada para el N (Fig. 4-28a,b), traduciéndose en  $Q_{10}$  para el N (1,76) mayor que para el P (1,56), o sea significativamente  $< 2$ . Los vertebrados excretaron tanto N como P en tasas 5 veces superiores a las de los invertebrados. El N:P corporal no predice el N:P excretado después de tener en cuenta la masa corporal y otros predictores.

Vanni & McIntyre (2016) concluyeron que las variables MTE (tamaño corporal, temperatura) funcionaron mejor que las variables ES ('guild' o grupo trófico, clasificación de vertebrados, razón N:P corporal) a la hora de predecir las tasas de excreción, pero los mejores modelos incluyeron variables de ambos marcos. Contrariamente a lo esperado, los vertebrados excretaron tanto N como P en mayor proporción que los invertebrados a pesar de tener cuerpos más ricos en nutrientes, y los consumidores primarios excretaron tantos nutrientes como los carnívoros a pesar de tener dietas pobres en nutrientes. Por lo que los datos básicos sobre tamaño corporal, temperatura del agua, grupo trófico y clasificación de vertebrados son suficientes para realizar estimaciones generales de las tasas de excreción de nutrientes para cualquier taxón animal o ecosistema acuático. Sin embargo, existe amplia variación inter-específica en los coeficientes de gama de tamaño y los patrones contra-intuitivos con respecto a la dieta y la composición corporal. Esto destaca la necesidad de disponer de datos de campo sobre las tasas de consumo y egestión.

## 5.6. Biomanipulación

**Restauración de lagos eutrofizados por biomanipulación clásica con peces** – Shapiro *et al.* (1975) fueron los primeros en proponer la biomanipulación de las redes alimentarias para aumentar las tasas de pastoreo y controlar así las microalgas indeseables en los lagos, en particular las cianobacterias. Resulto que los mecanismos a través de los cuales la biomanipulación mejora la calidad del agua resultan ser mucho más complejos que el pastoreo por sí solo. Para contemplar esta complejidad, Paine (1980) integro los conceptos de las redes alimentarias con las interacciones tróficas fuertes, así como el flujo de carbono orgánico y nutrientes a través de las redes. Además de introducir el término "cascada trófica", Paine (1980) sugiere que los cambios masivos en la estructura de las comunidades podían tener implicaciones en los procesos de los ecosistemas, como los flujos biogeoquímicos. Las interacciones tróficas en cascada se tornaron un paradigma muy importante en ecología. Esta contemplado en los manuales de ecología, limnología y ecología de la alimentación de los peces, además de ser el foco del libro de Carpenter & Kitchell (1993). El termino de biomanipulación introducido por Shapiro *et al.* (1975) incluye la manipulación de cualquier componente biológico con el propósito de inducir mejoramientos deseados en la calidad de agua. Las biomanipulaciones intensas y sostenidas, siendo experimentos en lagos enteros, representan las pruebas más decisivas de la hipótesis de las cascadas tróficas (Carpenter & Kitchell 1992). Los mecanismos tratados en la hipótesis de las cascadas tróficas (Carpenter 1988) no son directamente equivalentes a los objetivos de las biomanipulaciones (Gulati *et al.* 1990) por la misma razón que la investigación no es lo mismo que la gestión, respectivamente.

Para superar la inercia ecológica mantenida por el reciclaje interno de nutrientes por los organismos y acelerar la recuperación hacia un estado transparente, se han desarrollado varios métodos de restauración físico-química y biológica para controlar la eutrofización (Danger *et al.* 2009). En especial, en lagos eutróficos templados, se han dado mayores enfoques en la biomanipulación de peces (i.e. reducir la abundancia de zooplanctívoros y bentívoros y/o repoblar con piscívoros) para promover el zooplancton herbívoro, reducir la biomasa (mediante la reducción de la concentración elevada de clorofila-*a*) y modificar la estructura de las comunidades de fitoplancton (eliminar las cianobacterias), e *in fine* controlar el reciclaje interno de los nutrientes, con éxitos variados (Moss *et al.* 1996). Para tener un control efectivo del fitoplancton, la eliminación de estos peces zooplanctívoros y bentívoros debe alcanzar  $\geq 75\%$  del stock de peces. Se realiza mediante envenenamiento (usando rotenona), drenaje (en reservorios), pesca selectiva (artesanal, deportiva, con redes de arrastre, redes de lanzar o sea 'tarafa' o 'cast net' en inglés), frecuentemente acompañado de una repoblación masiva o una introducción de peces piscívoros para frenar el reclutamiento. En lagos muy grandes este procedimiento puede ser inviable.

La aclaración inicial casi inmediata del agua tras la eliminación de los peces resulta de tres mecanismos. Primero, la resuspensión de sedimento por los peces bentívoros es reducida. Segundo, el mayor efecto es mediante cascadas tróficas<sup>8</sup>, donde la presión de depredación de los peces planctívoros sobre el zooplancton es reducida, lo que aumenta el pastoreo del zooplancton herbívoro, llevando a un control descendente sobre el fitoplancton. Tercero, la

---

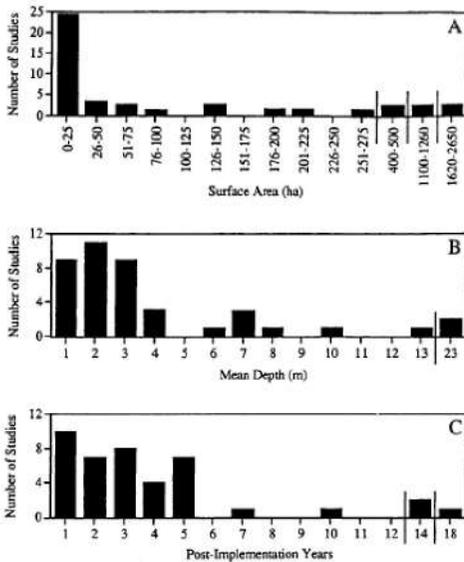
<sup>8</sup> *Cascadas tróficas = Las cascadas tróficas son los efectos de los depredadores sobre las presas que se propagan de manera descendiente por las redes alimentarias. Provocan patrones inversos de abundancia y biomasa entre los grupos tróficos sucesivos.*

remoción de los peces puede también implicar una reducción del flujo de nutrientes del sedimento hasta la columna de agua, además de la reducción del reciclaje interno de los nutrientes mediante la excreción (orina) y egestión (heces) de los peces. Como consecuencia de las buenas condiciones de luz bajo el agua y ausencia de perturbaciones en los sedimentos, las macrófitas sumergidas se pueden desarrollar, en primer lugar las *Chara* sp. (Charophyta). Si la vegetación acuática se desarrolla lo suficiente rápido, el lago se podrá quedar transparente. Al contrario, durante la primavera del hemisferio norte, la zooplanctivoría<sup>9</sup> de la nueva cohorte de peces (jóvenes-del-año) comprometerá el mantenimiento del estado de agua transparente durante el verano. Para lo cual, una repoblación masiva con juveniles de peces piscívoros puede contribuir en controlar el reclutamiento de los peces forrajeros, dando más tiempo a la vegetación para recuperarse y así estabilizar el estado transparente. En lagos templados, para que una biomanipulación sea exitosa, el stock de peces tiene que ser reducido drásticamente, debe llevar a aguas transparentes estabilizadas por la vegetación sumergida. La etapa débil en ese proceso es que las plantas sumergidas se desarrollen, aunque sin evitar el retorno a largo plazo del estado turbio. La estabilidad del estado transparente es menos factible con altas concentraciones de nutrientes. Por ej., en lagos daneses, el estado transparente es inestable con concentraciones de fósforo total (P-total)  $\geq 0,1$  mg/L (Jeppesen *et al.* 1990).

La biomanipulación es apenas una técnica alternativa para luchar contra los síntomas de la eutrofización lacustre. Puede considerarse una estrategia complementar a la ingeniería sanitaria de las aguas residuales mediante plantas de tratamiento (PTARs) indispensable para reducir significativamente la carga externa en nutrientes. En la literatura se encuentran numerosas revisiones y meta-análisis de experiencias de biomanipulación. Entre ellas, el análisis más completo, para analizar los factores que determinaran el éxito y el fracaso en diferentes estrategias de biomanipulación, Drenner & Hambright (1999) examinaron 41 experimentos de biomanipulación publicados en renombradas revistas internacionales. Dividieron estos experimentos en 5 estrategias generales: la sola siembra de peces piscívoros (7 estudios); la siembra de piscívoros + la eliminación parcial de peces forrajeros (10); la eliminación parcial de peces forrajeros (10); la erradicación de peces (5); la erradicación de peces seguida de siembra (9). Los autores caracterizaron cada estudio en función del tamaño del lago (superficie, profundidad), la incidencia de una previa reducción de la carga en nutrientes, la presencia de cianobacterias, las especies de peces planctívoros y bentívoros presentes, los piscívoros sembrados, la fecha de implementación, la duración del período de pos-implementación, si las manipulaciones fueron aplicadas una vez o repetidas después del inicio de la biomanipulación, el resultado de la manipulación, y las respuestas de las *Daphnia* y las macrófitas acuáticas. Ellos evaluaron el éxito comparando la calidad de agua entre el período de pre-implementación y el período de pos-implementación (o sea, antes y después la biomanipulación inicial). Cada tentativa de biomanipulación fue clasificada como (1) 'éxito duradero', (2) 'parcialmente exitoso', o (3) 'fracaso', a lo largo del período de pos-implementación reportado. Las manipulaciones exitosas duraderas son las que duraderamente reducen la biomasa del fitoplancton y/o aumentan la transparencia del agua durante el período de pos-implementación.

---

<sup>9</sup> Zooplanctivoría = Consumo de microalgas del fitoplancton por parte del zooplancton herbívoro (rotífera, cladóceros y copépodos de calanóida).

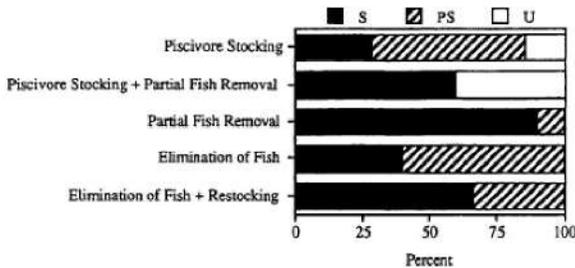


**Figura 4-30** – Numero de estudios de biomanipulación en lagos enteros en función de la superficie de los lagos (mayoría  $\leq 25$  ha), la profundidad promedio (mayoría  $\leq 3$  m) y el numero de años de pos-implementación (mayoría  $\leq 5$  años). Fuente: Drenner & Hambright (1999).

Las manipulaciones parcialmente exitosas son las que mejoran la calidad de agua durante por lo menos un año en el período de pos-implementación pero fracasan en años siguientes. Las manipulaciones fracasadas son las que no mejoran la calidad de agua. Los periodos de observación fueron inconsistentes entre estudios (i.e., algunos vigilados durante todos los años, mientras otros solo durante algunas estaciones). Los lagos considerados son templados del hemisferio norte ubicados en Europa sobretodo (79,5%) y América del Norte (20,5%) y fueron manipulados entre 1955 y 1995: Alemania (3), Holanda (7), Italia (1), Francia (1), Inglaterra (2), Suecia (4), Dinamarca (4), Noruega (4), Polonia (2), Republica Checa (2), USA (8) y Canadá (1). Son relativamente pequeños: rango mínimo-máximo de 0,04 a 2.650 ha, promedio  $\pm$  desviación estándar de  $237 \pm 544$  ha; y poco profundos: rango mínimo-máximo de profundidad promedio de 1,5 a 64 m, promedio  $\pm$  desviación estándar de  $11 \pm 13$  m; rango mínimo-máximo de profundidad máxima de 1 a 23 m, promedio  $\pm$  desviación estándar de  $4 \pm 4$  m (Fig. 4-30).

El porcentaje de manipulaciones exitosas duraderas varió con la estrategia: siembra de piscívoros (28,6%), siembra de piscívoros + eliminación parcial de peces (60,0%), eliminación parcial de peces (90,0%), erradicación de peces (40,0%), erradicación de peces seguida de siembra (66,7%). Globalmente, 61% de las biomanipulaciones fueron exitosas duraderas en mejorar la calidad de agua, con solo 24,4 % parcialmente exitosas (Fig. 4-16). Las manipulaciones más exitosas involucraron pequeños lagos poco profundos ( $< 25$  ha, profundidad promedio  $< 3$  m) debido a la logística y los costes asociados. Los estudios variaron de 1 a 18 años, con la mayoría de los períodos pos-implementación  $\leq 5$  años. Las poblaciones de peces fueron manipuladas en múltiples años, as veces durante todo el experimento. El numero de años exitosos varió de 1 a 12 años. Sin embargo, las manipulaciones durante múltiples años no garantizan el éxito a largo plazo, como lo demostró el reservorio Rimov (República Checa) manipulado sin éxito durante 14 años. Solo 14,6% de las biomanipulaciones fracasaron en mejorar la calidad de agua para por lo menos un año. Las biomanipulaciones que resultaran en

el aumento de abundancias de *Daphnia* y macrófitas tuvieran mayores probabilidades de conseguir estados de agua clara y mantener una mejor calidad de agua (Fig. 4-31).



**Figura 4-31** – Porcentajes de estudios de biomanipulación en lagos enteros que fueron duraderamente exitosos (S), parcialmente exitosos (PS), o fracasos (U), para las 5 estrategias de biomanipulación. Fuente: Drenner & Hambright (1999).

La biomanipulación se ha aplicado en muchos lagos norteamericanos y europeos, con éxitos predominante exitosos, aunque variados. Sin embargo, algunos autores han cuestionado el potencial de la biomanipulación como verdadera técnica de manejo de lagos eutrofizados (McQueen 1990, Reynolds 1994). De hecho, McQueen (1990) resalta que las cascadas tróficas siendo fuertemente atenuadas, y de manera impredecible, entre el zooplancton y el fitoplancton, los cambios en la biomasa del fitoplancton solo ocurren cuando la comunidad de peces esta fuertemente manipulada. Además, estos cambios en la comunidad de peces son más susceptibles de descender en cascada por la cadena trófica en lagos poco profundos (= someros), donde la reducción de la turbidez, provocada por la eliminación de los peces, estimula el crecimiento de una densa población de macrófitas acuáticas. Por lo que hay más mecanismos que la típica cascada trófica mediada por el zooplancton. En contraste, en los lagos profundos, las biomanipulaciones solo pueden ser exitosas cuando los factores físicos y químicos son alterados de tal manera que favorecen la composición de las especies de microalgas del fitoplancton que permiten un fuerte control descendiente ('top-down') de los depredadores. Como otro problema, McQueen (1990) cita los reportes de Grimm (1989) y Benndorf (1990) que sugieren que sería imposible de aumentar los piscívoros hasta niveles que puedan reducir los plantívoros e incentivar la proliferación del gran zooplancton herbívoro.

Sus argumentos son que existen numerosos efectos indirectos, mecanismos de retroalimentación y desfases temporales que desempeñan un papel importante en las redes tróficas manipuladas de arriba abajo. Según Kerfoot & Sih (1987), se pueden diferenciar al menos cinco tipos de efectos indirectos descendentes que son: efectos de depredador clave ('keystone'), efectos en cascada, efectos de cambio de comportamiento, inducción química de rasgos anti-depredadores y cambios cuantitativos y cualitativos en la base de los recursos. Cada impacto descendiente ('top-down') genera respuestas de retroalimentación en mecanismos ascendientes ('bottom-up'), como por ej.: modificación del reciclaje interno de nutrientes por parte de los peces y del zooplancton, incremento de la fotosíntesis del fitoplancton con el aumento de la transparencia del agua, cambio de la estequiometría N:P con la modificación de la estructura en tamaño de los peces, de los macro-invertebrados y el zooplancton, entre otros. Por lo que otros autores se han mostrado escépticos sobre si la biomanipulación de la red trófica, mediante la alteración de las interacciones tróficas en cascada, sería estable y ofrecería una solución a largo plazo a los problemas de calidad del agua relacionados con la eutrofización. Una red trófica manipulada de arriba abajo alcanzará un nuevo estado estacionario sólo después de algunos años, dado que muchos organismos participando en esos mecanismos indirectos y de retroalimentación, tienen tiempos de generación de años, como por ej. peces, otros

depredadores vertebrados, *Chaoborus*. También, se considera que las inestabilidades – como la poca previsible variación interanual del reclutamiento de los peces – son consecuencia del carácter estocástico de las condiciones meteorológicas, así como el resultado de desfases temporales y mecanismos de retroalimentación dentro del ecosistema.

**Predominancia de los peces omnívoros en los lagos (sub)tropicales** – Las redes tróficas de los lagos tropicales son generalmente más complejas que de los lagos templados, sin embargo las similitudes y diferencias entre los sistemas tropicales y templados son raramente cuantificadas. Por lo que no se sabe si las hipótesis desarrolladas para los lagos templados son apropiadas para los lagos tropicales. Aunque no ha sido formalmente comprobada, la hipótesis de cascada trófica no parece ser un buen candidato, por varias razones entre las cuales su típica estructura lineal entre peces piscívoros, peces zooplanctívoros, zooplancton y fitoplancton, que ignora el dominio generalizado de la omnivoría, en vez del consumo selectivo de zooplancton en base a su tamaño per se. Para los lagos tropicales, la pertinencia de modelos alternativos debería ser explorada, a causa de sus numerosas peculiaridades sugieren que el ‘enfoque clásico’ de la biomanipulación podría no tener éxito (Lazzaro 1997):

- a) La depredación por invertebrados (como *Chaoborus* y *Culex*, análogos de *Leptodora* y *Neomysis* en templado) es intensa y se produce durante todo el año. Impide que aumente la abundancia de grandes herbívoros, incluso en ausencia de peces zooplanctívoros.
- b) Los crustáceos herbívoros de cuerpo grande (cladóceros, en particular *Daphnia*, que pueden consumir cianobacterias filamentosas, aunque no existe consenso) son menos abundantes o ausentes, con especies más pequeñas, lo que debilita el control del zooplancton sobre el fitoplancton.
- c) En lagos templados, la reproducción de los peces es estacional (un único pico de desove en primavera); en los tropicales desovan en distintos momentos. Así, los peces juveniles, planctívoros, mantienen una depredación selectiva por tamaño sobre el zooplancton, favoreciendo a las especies de pequeño tamaño y reduciendo el control del pastoreo.
- d) En los lagos tropicales cálidos, los tiempos de generación del zooplancton son más cortos (renovación más rápida). Por tanto, no siempre se satisfacen las mayores necesidades alimentarias, lo que favorece a las especies más pequeñas.
- e) De forma natural, o como consecuencia de la repoblación, los peces omnívoros filtradores (clupeidos, ciprínidos, cíclidos) - no los zooplanctívoros visuales - suelen dominar la comunidad de planctívoros. No están limitados por el zooplancton (porque pueden alimentarse alternativamente de fitoplancton y detritus, alcanzando así capacidades de carga superiores a las de los zooplanctívoros), ni controlados por los piscívoros (debido a su rápido crecimiento, que les permite alcanzar un tamaño superior a la abertura bucal de los depredadores).
- f) Los grandes depredadores de aguas abiertas, estrictamente piscívoros, que son los peces dominantes en las aguas dulces de Norteamérica y Europa (róbalos, luciopercas), a menudo no tienen equivalente en los lagos tropicales. Son sustituidos por peces carnívoros generalistas, a menudo de pequeño tamaño, depredadores sedentarios (cíclidos carnívoros y eritrínidos en Sudamérica).
- g) Por razones alométricas, la mayor biomasa de planctívoros y el menor tamaño del zooplancton contribuyen a incrementar el reciclaje de nutrientes y su regeneración en beneficio del crecimiento del fitoplancton.

- h) Debido al régimen de temperaturas, las macrófitas crecen más rápido y durante todo el año. Pueden plantear graves problemas de gestión, ya que su proliferación es incontrolada en los sistemas eutróficos, constituyen refugios para enfermedades causadas por insectos vectores y representan sumideros/fuentes de nutrientes muy variables e inestables.
- i) Las frecuentes situaciones de 'depredación intragremial' ('Intraguild predation'<sup>10</sup>) y 'omnivoría en la misma cadena' ('Same-Chain Omnivory'<sup>11</sup>) son responsables de la debilidad de los eslabones tróficos (retroalimentaciones, efectos adversos, retrasos, etc.) que impiden los efectos en cascada.

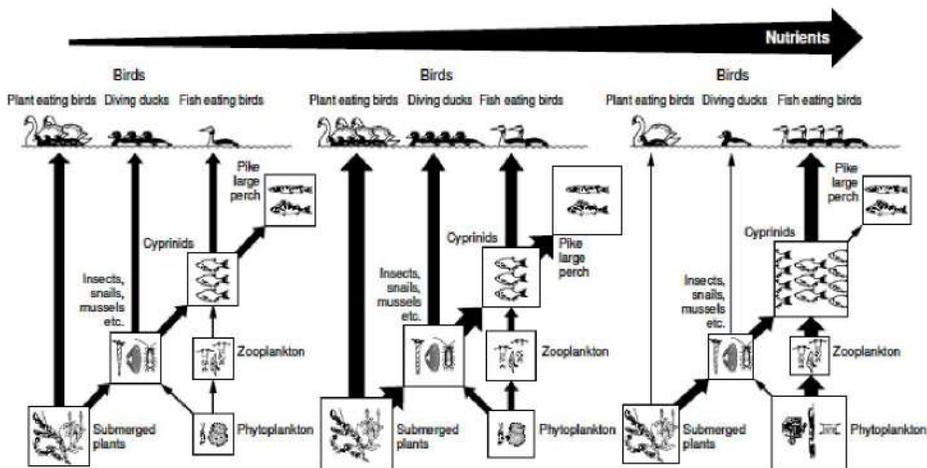
Estas características arriba de los lagos y embalses tropicales debilitan los efectos descendentes entre piscívoros y planctívoros, y entre zooplancton y fitoplancton. Cuanto más se cumplan estas características, menor será la probabilidad de éxito de una biomanipulación basada únicamente en cascadas tróficas. A diferencia de los lagos templados, la variabilidad interanual de los lagos tropicales suele ser mayor que su variabilidad intra-anual, y a menudo no existen características de 'año medio'. Estas restricciones drásticas limitan las predicciones.

Jeppesen *et al.* (2005) también noto estas grandes diferencias que dificultan la aplicación directa de los métodos de la biomanipulación clásica. Por ej., en lagos (sub)tropicales suele haber un mayor predominio y abundancia de peces pequeños, una mayor agregación de peces en la vegetación, un mayor número de cohortes de peces al año, un mayor grado de alimentación omnívora por parte de los peces y menos piscivoría que en lagos templados. Por desgracia, se sabe muy poco sobre la dinámica trófica y el papel de los peces en los lagos (sub)tropicales. Muchos están fuertemente eutrofizados. Se requiere nuevos conocimientos sobre las interacciones tróficas y los posibles métodos de restauración en estas regiones. Especialmente debido tanto al aumento de la urbanización, de la carga de nutrientes y vertido de aguas residuales, como del calentamiento global (Jeppesen *et al.* 2005).

---

<sup>10</sup> 'Intraguild predation' = La competencia interespecífica puede darse cuando los recursos son limitados y suele ser más intensa entre animales del mismo gremio ecológico ('guild'). La depredación intragremial (IGP) es una forma distintiva de competencia por interferencia, en la que un depredador dominante mata selectivamente a rivales subordinados para obtener un mayor acceso a los recursos.

<sup>11</sup> 'Same-Chain Omnivory' = En la omnívora de la misma cadena, una especie se alimenta sobre dos y tres niveles por debajo, dentro de la misma cadena alimentaria.



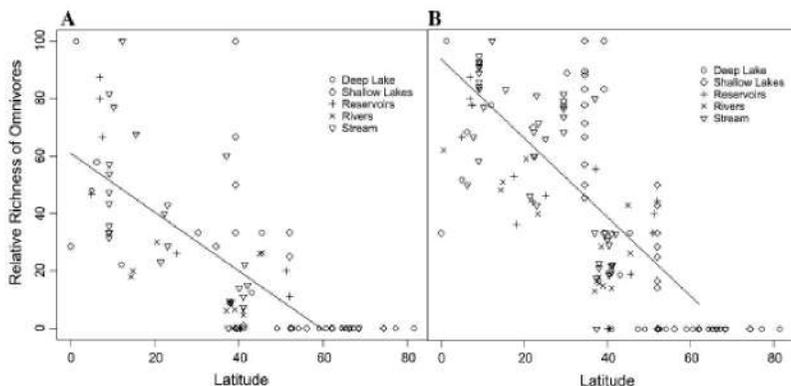
**Figura 4-32** – Cambio de la estructura trófica a lo largo de un gradiente de carga de nutrientes en lagos templados poco profundos. Los lagos con baja carga de nutrientes son claros, con vegetación sumergida y una red trófica pelágica bien equilibrada. Al aumentar la carga, los lagos permanecen primero claros, con mayor abundancia y producción en todos los niveles tróficos y una gran diversidad de aves acuáticas. A partir de un cierto umbral se produce un cambio a un estado turbio, con gran abundancia de peces ciprínidos zooplanctívoros, pocos piscívoros, poco zooplancton, gran biomasa de fitoplancton (a menudo con floraciones de cianobacterias en verano), pocas plantas sumergidas y pocas aves acuáticas dominadas por piscívoros. Fuente: Jeppesen *et al.* (1999), modificado de Andersson *et al.* (1990).

La Fig. 4-32 presenta una sucesión típica de los lagos templados del norte de Europa. Varios lagos templados han mostrado una rápida respuesta a la reducción de la carga de nutrientes, fósforo en especial, aunque muchos han demostrado ser muy resistentes a las reducciones de carga, sólo mostrando escasas mejoras. No se espera cambios significativos y sostenibles en la comunidad biológica ni la transparencia del agua de lagos someros templados, a menos que la concentración de TP se haya reducido a  $\leq 0,05-0,1 \text{ mg P L}^{-1}$  (Jeppesen *et al.* 2000), o  $\leq 0,02-0,03 \text{ mg P L}^{-1}$  para lagos profundos (Sas 1989). La resistencia a la mejora puede ser 'química', ya que las concentraciones de P siguen siendo elevadas debido a la liberación de P de la reserva de sedimentos acumulada cuando la carga era elevada. Mismo si se amplía la PTAR de Puchukollo para reducir significativamente la carga de nutrientes y materia orgánica en la cuenca Katari, lo mismo podría pasar en el Lago Menor del Titicaca, ya que la capa gruesa de sedimentos que se depositó durante décadas en bahía Cohana seguirá liberando esta contaminación en la columna de agua mucho tiempo. La resistencia también puede ser 'biológica', como por los peces planctívoros y bentívoros, en particular a través de su excreción de nutrientes a las aguas superpuestas o su bioturbación de los sedimentos superficiales (Breukelaar *et al.* 1994; Persson 1997; Starling *et al.* 2002).

Jeppesen *et al.* (2005) concuerdan que es muy probable que el control descendente por parte de los piscívoros sea más débil en los lagos (sub)tropicales que en los templados. Sugieren que en estos lagos la biomanipulación también podría reducir la liberación de nutrientes de los sedimentos. Sin embargo, el predominio de especies de peces pequeños y la mejora de las condiciones de crecimiento de las cianobacterias sugieren que el efecto no será duradero. Por lo tanto, para restaurar lagos (sub)tropicales una reducción drástica de la carga externa de

nutrientes parece también ser el mejor camino a seguir, pero está claro que la base científica (por ej., los niveles umbrales de nutrientes) sobre la que tomar decisiones es todavía limitada.

Se tuvo que esperar el meta-análisis de González-Bergonzoni *et al.* (2012), para establecer si el gradiente latitudinal en la proporción de especies de peces omnívoros encontrado en los ecosistemas marinos, también existe en lagos. Analizaron datos publicados de arroyos, ríos, lagos, embalses, estuarios y aguas marinas abiertas en unos 90 artículos que abarcaban 269 ecosistemas, a lo largo de un amplio gradiente latitudinal mundial, desde 41 °S hasta 81,5 °N, que incluye todos los continentes excepto la Antártida. Para todos los ecosistemas, encontraron una tendencia creciente consistente en la riqueza relativa de omnívoros con la disminución de la latitud.



**Figura 4-33** - Relación entre la latitud y la abundancia relativa de peces omnívoros en los sistemas de agua dulce, estuarino y marino, indicando su hemisferio de origen. Todas las regresiones son estadísticamente significativas (valores  $P < 0,001$ ), aunque la relación se acentúa a medida que disminuye la salinidad. Fuente: González-Bergonzoni *et al.* (2012).

La hipótesis de los autores es que este patrón macroecológico en la estructura trófica de los peces resulta de la mayor diversidad total de peces en latitudes más bajas y del efecto de la temperatura en las tasas individuales de ingestión de alimentos. Ambos factores aumentan la limitación alimentaria de los animales a medida que los ecosistemas se calientan.

#### **Estrategias alternativas de biomanipulación en lagos tropicales – Caso del Lago Paranoá –**

El Lago Paranoá es un embalse urbano (área 3.800 ha, profundidad media 14 m, tiempo de residencia 299 días) creado en 1959 para mejorar las condiciones climáticas, promover recreo, y recibir el drenaje urbano y las aguas residuales de Brasilia, la nueva Capital del Brasil construida por el arquitecto y urbanista Oscar Niemeyer. Desde los años 1970-1990, su calidad de agua se deterioró en particular en los brazos Bananal Y Riacho Fundo, con baja transparencia (profundidad del disco de Secchi  $\leq 50$  cm), excesiva biomasa de algas (clorofila- $a \geq 40$   $\mu\text{g/L}$ ) a causa de las descargas de aguas residuales domésticas inadecuadamente tratadas.



**Figura 4-34** – Arriba: Mapa de ubicación de las PTARs ('ETE – Estações de Tratamento de Esgoto') en los brazos Bananal y Riacho Fundo del Lago Paranoá, en relación al Plano Piloto de la ciudad de Brasília. Fuente: Starling et al. (2002).

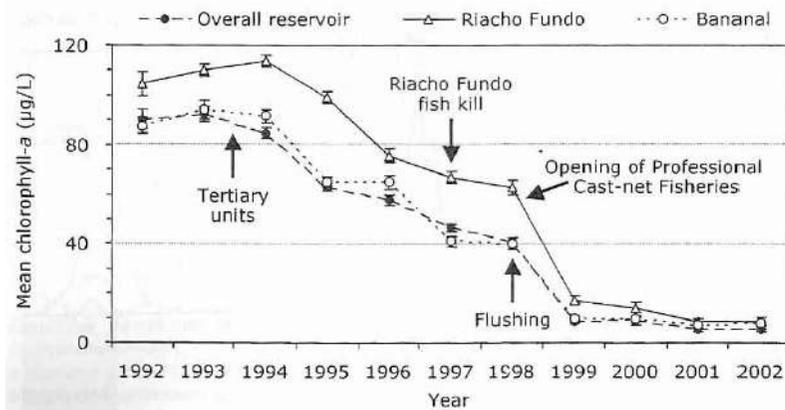
Abajo: Foto de las instalaciones de tratamiento terciario de las aguas residuales de la ETE Norte de la CAEB en el brazo Bananal; donde fueron realizados los experimentos en mesocosmos y limnocorales del Programa de Biomanipulación. Fuente: CAESB.

El Lago Paranoá es muy distinto del Lago Menor del Titicaca, por ser bien más pequeño, de baja altitud, más profundo, dendrítico, urbanizado, no ser un lago sino un embalse hidroeléctrico, ser superpoblado de peces omnívoros, y limitado en macrófitas acuáticas. Sin embargo, el objetivo aquí es demostrar como, con voluntad política, la implementación de infraestructuras sanitarias las más avanzadas (programa de restauración, con unidades de tratamiento terciario) combinada con la experimentación de osadas y novedosas estrategias de ingeniería ecológica (programa de biomanipulación), ambos programas impulsados durante décadas por la compañía pública de saneamiento y agua potable (CAESB), diálogos constructivos entre gobierno (federal), científicos y sociedad civil, es decir un esfuerzo sostenido por más de ½ siglo, permitió vencer la hiper-eutrofización. Merece resaltar que, de un plano piloto planeado para un máximo de 500.000 habitantes en los años 1960, Brasilia hoy concentra 2,5 millones de habitantes con una tremenda presión sobre los recursos acuáticos y la calidad de agua. Se vuelve inspirador para controlar la eutrofización generada en el Lago Menor, por la contaminación generada por la región urbana de El Alto – Viacha a lo largo de la cuenca Katari.

En 1978, en los alrededores de la ETE Sur (PTAR) localizada en el brazo Riacho Fundo, se produjo un intenso Bloom (floración de microalgas) de *Microcystis aeruginosa*, una cianobacteria. Causo una mortandad extensiva de peces que afectó toda la masa de agua y esparciendo un fétido olor penetrante en toda la ciudad. Desde entonces se intensificó la eutrofización. Durante los años 1980-1990, unos blooms permanentes de cianobacteria filamentosas, *Cylindrospermopsis raciborskii*, fueron siempre asociados con un pastoreo reducido por rotíferas y pequeños cladóceros, poca transparencia (Secchi < 50 cm), altos niveles de nutrientes (30-80 g TP L<sup>-1</sup>; 1,8-2,5 mg TN L<sup>-1</sup>). Desde los años 1960' se repobló el lago con especies exóticas de peces omnívoros, como los tilapias del Nilo y del Congo (*Oreochromis niloticus* y *Tilapia rendalli*, respectivamente) y la carpa común (*Cyprinus carpio*) que respondieron al enriquecimiento en nutrientes ateniendo unas densidades y biomásas

extremadamente altas, en particular en Bananal y Riacho Fundo, los dos brazos más eutrofizados, a lo largo del Plano Piloto de Brasilia.

La CAESB (compañía de saneamiento ambiental del distrito federal de Brasilia) ha estado combatiendo las floraciones con aplicaciones periódicas de los tóxicos sulfato de cobre y de aluminio, usando varias toneladas por año. Como etapa final de su Programa de Restauración, a partir de 1993-1994 la CAESB implementó dos nuevas unidades de tratamiento terciario ubicadas al lado de sus PTARs en los brazos Bananal y Riacho Fundo más eutrofizados. Fueron construidas para tratar las aguas residuales de las cuencas a nivel terciario, o sea remover > 90% de N y P, y > 70% de la carga externa en P (Fig. 4-34).



**Figura 4-35** – Evolución de las concentraciones anuales medias de clorofila-a en los brazos Bananal y Riacho Fundo, y en la globalidad del Lago Paranoá, durante el periodo 1992-2002. Las fechas de implementación de las unidades de tratamiento terciario (1993-1994), la mortandad de peces en el Riacho Fundo (1997), la apertura de la pesquería artesanal profesional con redes tarafa<sup>12</sup> ('cast nets') y la mayor descarga de agua mediante el aliviadero del embalse (1998) son indicadas por las flechas a lo largo del eje horizontal del tiempo. Fuente: Base de datos de la CAESB, gráfico en Lazzaro & Starling (2005).

En 1998, Starling (1998) aplicó rotenona (un neurotóxico) en áreas de 80 m<sup>2</sup> para estimar la composición y biomasa de la población de peces en el brazo Bananal hiper-eutrófico. La biomasa total alcanzó 1.592 kg ha<sup>-1</sup>, incluyendo 1.312 kg ha<sup>-1</sup> (88%) de *Oreochromis niloticus* y poco *Tilapia rendalli*. Para estimar a la escala del embalse entero la superpoblación de peces y evitar el riesgo de mortandad, Lazzaro *et al.* (1998) y Lebourges-Dhaussy *et al.* (1999) realizaron una campaña de pesca y acústica diurna y nocturna. A pesar de la remoción de unas 300 t de peces siguiendo dos mortandades previo a la campaña, el sondeo acústico alcanzó > 1.400 t para el embalse, con subestimación de las zonas ≤ 1 m de profundidad no detectadas por el transductor. Las más altas biomásas de peces fueron detectadas en el Riacho Fundo (355 t, media 791 kg ha<sup>-1</sup>) y Bananal (304 t, 564 kg ha<sup>-1</sup>), próximo a las ETES.

Por la asociación entre la dominancia de cianobacterias y la elevada biomasa de peces planctívoros, el contexto de eutrofización del Lago Paranoá resultó favorable para comprobar escenarios de manipulación de redes tróficas. Así, en 1987, en el ámbito del Programa de

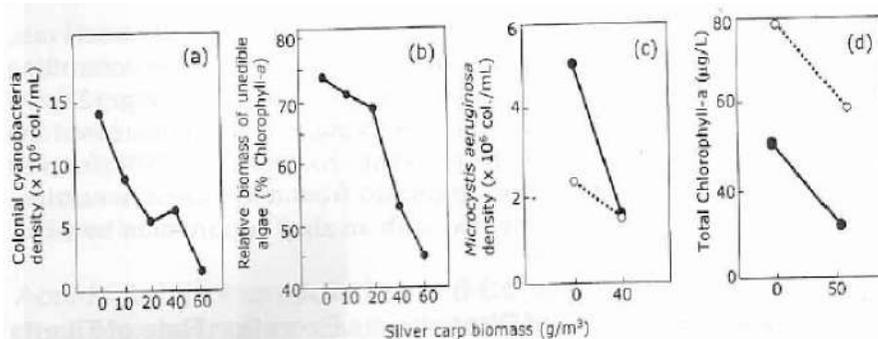
<sup>12</sup> Tarafa = también llamada red arrojada ('throw net'), es una red de pesca circular con pequeñas pesas distribuidas por su borde. Permite capturar peces que evitan las redes de espera.

Restauración del Lago Paranoá por la CAESB, Starling y Lazzaro iniciaron el Programa de Biomanipulación apoyado por la CAESB y varias agencias de investigación, como IFS (International Foundation for Science), CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) y CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, fundação do Ministério da Educação, MEC), en base a estudios experimentales enfocando los efectos de peces. Realizamos estos experimentos en diferentes escalas espacio-temporales en el sitio de la ETE Norte del brazo Bananal (Starling 1989). Evaluamos los comportamientos de alimentación de los peces en acuarios (10-50 L), así sus impactos mediante experimentos *in situ* en ‘enclosures’ (recintos de 2,5 a 6,5 m<sup>3</sup>); demostraron el estímulo de la eutrofización por el tilapia del Congo (Starling & Rocha 1998), así como el potencial de usar la carpa plateada (*Hypophthalmichthys molitrix*), un filtrador pelágico, para controlar directamente los blooms de cianobacterias (Starling 1993). Realizamos experimentos en grandes áreas litorales *in situ* (‘limnocorales’<sup>13</sup>) aisladas del medio exterior por lonas plásticas ( $\geq 1.000 \text{ m}^3$ ). Demostraron que las altas biomásas de tilapia favorecen la eutrofización debido al suministro directo de nutrientes al sistema por su excreción y egestión, además de la agitación de sedimentos (bioturbación) causada por sus actividades de forrajeo (Starling & Lazzaro 1997). Evaluamos la aplicabilidad de la biomanipulación para el Lago Paranoá mediante experimentos en grandes limnocorales (80-1.000 m<sup>2</sup> o 50-100 m<sup>3</sup>):

- a) En dos no replicados limnocorales (1.000 m<sup>2</sup>, 100 m<sup>3</sup>), comprobamos que el control de la superpoblación de tilapia pueda reducir la carga interna de nutrientes (Starling & Lazzaro 1997).
- b) Evaluamos la alternativa de poblar el Lago Paranoá de carpa plateada filtradora estéril para consumir selectivamente las cianobacterias en la columna de agua (Starling *et al.* 1998), usando biomásas moderadas ( $< 1.200 \text{ peces ha}^{-1}$ ,  $< 70 \text{ g m}^{-3}$  o  $< 900 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Bajas densidades iniciales plus eliminación (mediante pesquerías) subsecuentes garantizan el éxito. Por el contrario, en altas biomásas la carpa plateada estimula el crecimiento algal indirectamente mediante su excreción de nutrientes y la herbivoría del zooplancton. Para evaluar el rango óptimo de biomasa de carpa plateada capaz de eliminar las cianobacterias, almacenamos carpas plateadas adultas según 5 niveles de biomasa (hasta 60 g m<sup>-3</sup>, o 360 kg ha<sup>-1</sup>) replicados en 10 grandes limnocorales (80 m<sup>2</sup>, 50 m<sup>3</sup>) durante 35 días (Starling *et al.* 1998). La presencia de carpa plateada redujo la biomasa de algas coloniales, principalmente *Microcystis*, independiente de su biomasa. Solo a 40-60 g m<sup>-3</sup>, la carpa plateada redujo el porcentaje de grandes microalgas en la biomasa del fitoplancton, así como la abundancia del zooplancton.
- c) Comparamos las dos estrategias de manejo, la reducción de biomasa de tilapia y la introducción de carpa plateada, aplicadas solas o combinadas, en grandes limnocorales litorales (80 m<sup>2</sup>, 100 m<sup>3</sup>), en un experimento durante el período lluvioso, el otro durante el período seco (Starling 1998). Durante el período lluvioso, la presencia de carpa plateada, independiente de la biomasa de tilapia, provocó una reducción media de 65% de la biomasa de *Microcystis*, en comparación con el control (típica alta biomasa de tilapia). Durante el período seco, la reducción de biomasa de tilapia provocó importantes mejoras de calidad de agua. Comparado con el control, aumento la transparencia en 31%, la

<sup>13</sup> Los limnocorales aíslan subsecciones replicadas del medio acuático utilizando paredes laterales divisorias ancladas a los sedimentos del fondo y llenas de agua pelágica.

turbidez se redujo en 44%, el fósforo total TP en 26%, y la clorofila-*a* en 37%. La carpa plateada sola redujo la clorofila-*a* en 25% en relación al control (Fig. 4-36).



**Figura 4-36** – Respuestas medias de: (a) la densidad de cianobacterias coloniales (*Microcystis* y *Botryococcus* spp.); (b) la biomasa relativa de algas no comestibles ('unedible') (% clorofila-*a* ≥ 30 µm) en relación a un gradiente de biomasa de carpa plateada (60-360 kg ha<sup>-1</sup>) en 10 grandes limnocorrales litorales (80 m<sup>2</sup>, 50 m<sup>3</sup>) durante 35 días en el período lluvioso (modificado de Starling et al. 1998); (c) la respuesta media de la densidad de *Microcystis aeruginosa* a una alta (120 g m<sup>-3</sup>, mezcla de *O. niloticus* y *T. rendalli*, línea continua) vs baja biomasa de tilapia (40 g m<sup>-3</sup>, línea punteada) en ausencia o presencia de carpa plateada (40 g m<sup>-3</sup>), en 8 de estos limnocorrales durante 84 días del período lluvioso; y (d) la respuesta media de la clorofila-*a* total a una alta (100 g m<sup>-3</sup>, mezcla de *O. niloticus* y *T. Rendalli*, línea continua) vs baja biomasa de tilapia (25 g m<sup>-3</sup>, línea punteada) en ausencia o presencia de carpa plateada (50 g m<sup>-3</sup>), en 8 de estos limnocorrales durante 56 días en el período seco (modificado de Starling (1998).

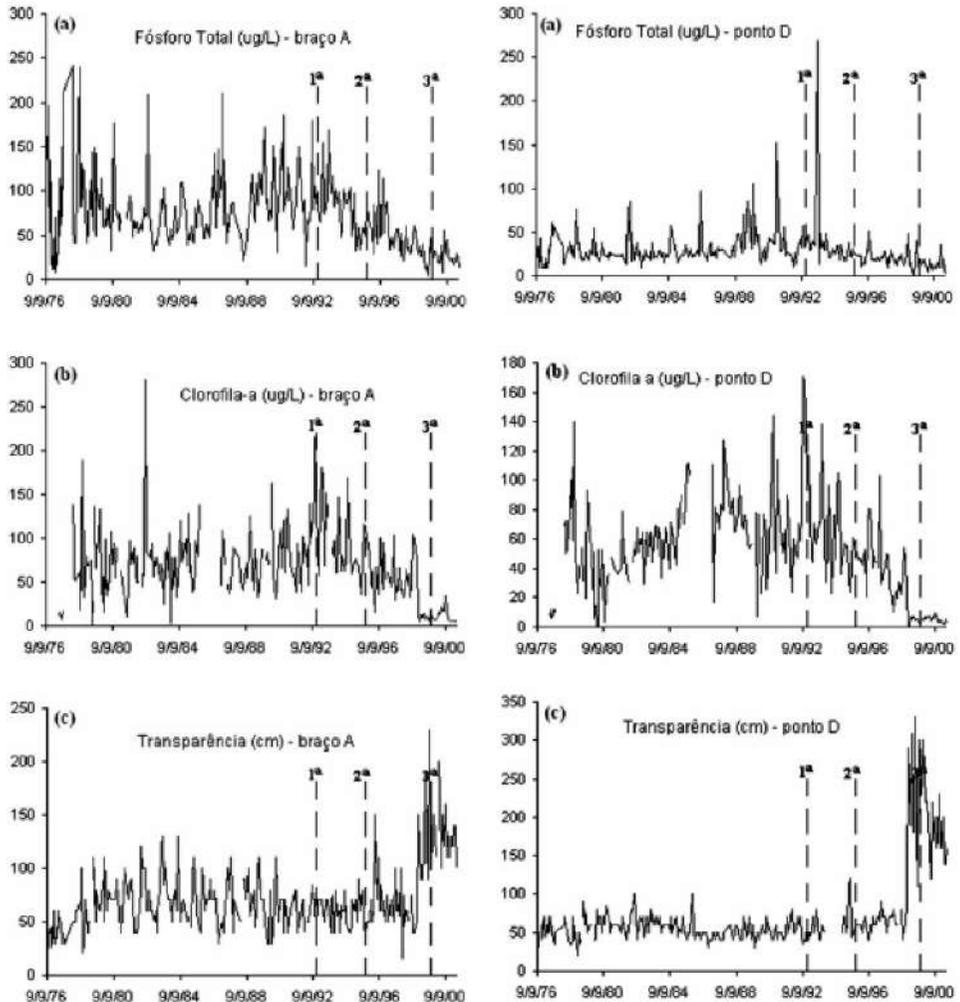
Lazzaro & Starling (2005) demostraron que la carpa plateada y las tilapias tienen efectos independientes en limnocorrales. Resultaron en reducciones de 35% de TP y clorofila-*a* ya sea controlando la superpoblación de tilapia o introduciendo carpa plateada. Como lo muestra la Fig. 4-36, combinando la reducción de tilapia con la introducción de carpa plateada aumentó los efectos benéficos sobre la calidad de agua, reduciendo la clorofila-*a* en 70% (de 80 para 25 µg Cl-*a* L<sup>-1</sup>). Estos resultados provienen de una reducción del aporte en nutrientes debido a la remoción de tilapia combinada con la supresión de microalgas por filtración de la carpa plateada (Starling 1998).

Para estimar el impacto de remover tilapia sobre la reducción del reciclaje interno de fósforo (P) en el Lago Paranoá, Starling (1998) estimó las tasas de excreción del P por tilapia, durante 24 horas en acuarios de 50 L poblados de 16 tilapias juveniles de 16 g o 6 de 40 g (mitad *O. niloticus*, mitad *T. rendalli*). Obtuvo tasas máximas de excreción de 1,58 µg SRP<sup>14</sup> g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> y 1,12 µg TP g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> para tilapia de 16 g, y 0,53 µg SRP g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> y 1,73 µg TP g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> para tilapia de 40 g. Extrapolado a una biomasa de repoblación de 100 kg h<sup>-1</sup>, corresponden a tasas de excreción mínima-máxima de 0,11-0,30 µg SRP L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para tilapia de 16 g, y 0,10-0,29 µg SRP L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para tilapia de 40 g. Lo que es consistente con las tasas de la literatura para otras especies.

Sin embargo, se hubiera podido subestimar estas tasas, debido a pérdidas de P (excretado) durante la captura, el transporte o aclimatación, o sobreestimado debido a la liberación de P por peces muriendo durante los experimentos largos. Entonces, se las re-estimo para peces pequeños (6,7 cm SL, 30 g) y medianos (12,2 cm SL, 63 g) durante experimentos de 4 horas en

<sup>14</sup> SRP = 'Soluble Reactive Phosphorus' o fósforo reactivo soluble (PO<sub>4</sub>).

acuarios de 50 L. Las tasas fueron ligeramente mayores, con  $3,09 \pm 0,75 \mu\text{g PO}_4 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  o  $7,36 \pm 1,14 \mu\text{g TP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  para peces de 30 g, hasta  $1,16 \pm 0,29 \mu\text{g PO}_4 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  o  $3,56 \pm 0,32 \mu\text{g TP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  para peces de 63 g (Starling et al., no publicado). Cuando se las aplican a las 350 t de la población de tilapia, estimadas a partir de la campaña acústica de 1998 en Riacho Fundo, el brazo más eutrofizado, la contribución global de tilapia al reciclaje interno de P atinge  $46 \text{ kg TP d}^{-1}$  solo por excreción (sin considerar la bioturbación del sedimento rico en P). Como comparación, el aporte externo medio en P al brazo Riacho Fundo en 1998-2001 era  $49 \text{ kg TP d}^{-1}$  (incluyendo  $41 \text{ kg TP d}^{-1}$  de los tributarios y el efluente de la ETE Sur, plus los  $8 \text{ kg TP d}^{-1}$  de fuentes difusas). O sea que el reciclaje interno por tilapia es equivalente al aporte externo.



**Figura 4-37** – Variación de TP ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), clorofila-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y transparencia (cm) para los brazos Riacho Fundo (izquierda) y Bananal (derecha) del Lago Paranoá. 1ª intervención: inicio operaciones ETEs, 01/1993; 2ª

*intervención: implementación unidades terciarias, 01/1996; 3ª intervención: 'flushing', 11/1999. La reducción de clorofila-a y TP en el brazo Bananal entre la 2ª y 3ª intervenciones también resulta de la remoción de tilapias por los pescadores contratados. Fuente: Angelini et al. (2008).*

Estas tasas fueron usadas para estimar el potencial de controlar el reciclaje interno de P mediante la remoción de tilapia por la pesquería. En el brazo Bananal, veinte pescadores profesionales contratados por el Programa de Biomanipulación removieron 120 t durante 20 meses (mediante pesca con tarafa), lo que corresponde a  $21 \text{ kg TP d}^{-1}$ , o sea la mitad del aporte externo en P al brazo Riacho Fundo. Los cálculos en base a la mortandad de peces de 1997 confirmaron estas estimaciones; ver Lazzaro & Starling (2005).

Como complemento al beneficio ecológico, estimamos la productividad de una pesquería artesanal y sus beneficios socio-económicos desarrollados a partir del Programa de Biomanipulación del Lago Paranoá. Durante la remoción experimental de tilapia con tarafas en 1999 en el Riacho Fundo, las capturas por unidad de esfuerzo ('Capture per Unit of Effort' o CPUE) variaban entre  $5\text{-}10 \text{ kg pez pescador}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , con un rendimiento diario de  $20\text{-}100 \text{ kg pez pescador}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Los desembarques de pescado del Lago Paranoá procedentes de la pesca ilegal con redes de enmalle ('cast-net') durante 1999-2000 generaron una captura media de  $225 \text{ kg pez pescador}^{-1} \text{ mes}^{-1}$  (Walter 2000). Durante los 20 meses de seguimiento (abril 2000 – noviembre 2001), un total de 158 t de tilapias y carpa común fueron desembarcados por un grupo de 20 pescadores licenciados, o sea una media de  $395 \text{ kg pez pescador}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ . Durante este período, se han sostenido capturas de  $30 \text{ kg pez pescador}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , esfuerzo de pesca de  $513 \text{ h mes}^{-1}$ , y rendimiento pesquero de  $6,2 \text{ kg pez pescador}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Sin embargo, durante el monitoreo de mayo 2002, el rendimiento cayó a  $3,2 \text{ kg pez pescador}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (Starling et al., no publicado), como consecuencia de un aumento de esfuerzo en  $902 \text{ h mes}^{-1}$ , asociado con una reducción global en el estado trófico del reservatorio (Fig. 4-35).

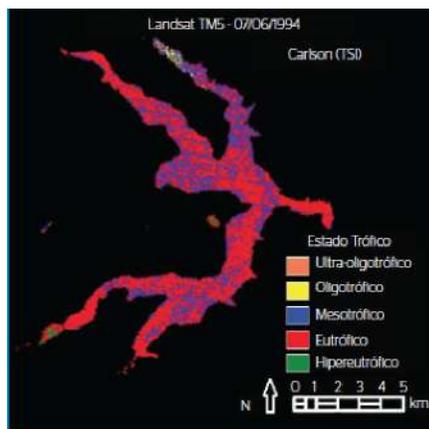
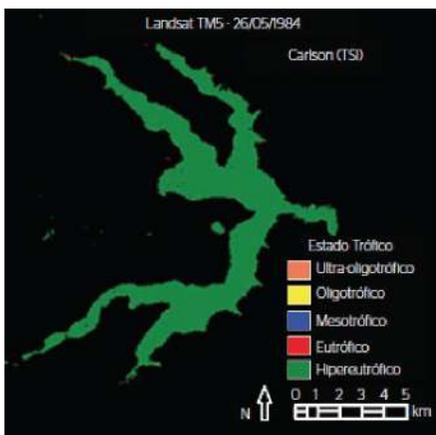
Estos altos rendimientos experimentales combinados con la excelente calidad sanitaria de los peces fueron confirmados en 1996 por la evaluación del ISDF (Instituto Social do Distrito Federal) sobre la ausencia de metales pesados, pesticidas y bacterias patogénicas en la carne de los peces. Esto convenció el IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) en autorizar una pesquería profesional con tarafas (i.e., selectiva para capturar tilapias) en los brazos Bananal y Riacho Fundo. Así, un grupo inicial de 450 pescadores profesionales fue licenciado por IBAMA de febrero 2000 a enero 2002, con una autorización extendida dos años más, a fin de mantener beneficios ambientales y económicos.

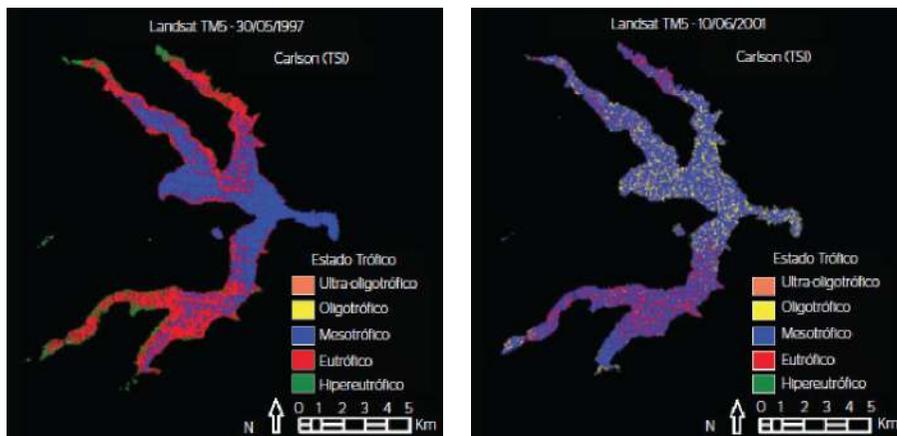
Starling (1998) estimo en  $780 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  la productividad pesquera media en estas áreas hipereutróficas. Es consistente con los  $600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  estimados como el 1% de la producción primaria del fitoplancton según los cálculos de Lowe-McConnell (1999). También esta productividad pesquera (P) es semejante a la biomasa pesquera total media (B) de  $787 \text{ kg ha}^{-1}$  estimada por acústica en estas áreas (Lazzaro et al. 1998b; Lebourges-Dhaussy et al. 1999b). Lo que genera un razón de producción por biomasa (P/B) aproximada de 1, lo que es inferior a los valores calculados por Lowe-McConnell (1999) para lagos tropicales africanos como el Kariba (1,5), el Tanganyika (3,0), y el lago amazónico Luísa (1,8).

El primer año del desembarque supervisado de pescado por los iniciales 50 pescadores licenciados, organizados en cooperativa, genero una captura media  $> 5.000 \text{ kg mes}^{-1}$ , predominante tilapias. Con tilapias vendidos a  $\text{U\$ } 1 \text{ kg}^{-1}$ , el ingreso bruto medio de un pescador individual licenciado por IBAMA en el ámbito del Programa de Biomanipulación supera los  $\text{U\$ } 200 \text{ mes}^{-1}$ , o sea más del doble del salario mínimo Brasileiro. Así que, más allá de los

beneficios ambientales de controlar la carga interna de fosforo y prevenir nuevas mortandades de peces, la pesquería de tilapias produce beneficios sociales y económicos a profesionales - anteriormente de bajos ingresos - y sus familias. Como cada pescador licenciado aporta hasta cuatro puestos de trabajo (pescador, remero, procesador de pescado y vendedor), el Programa de Biomanipulación podría generar  $\geq 1.000$  nuevos empleos directos e indirectos, relacionados con la explotación ecológica de la productividad pesquera del Lago Paranoá.

Esta biomanipulación de peces filtradores omnívoros en el Lago Paranoá fue reconocida por Naciones Unidas como la 1ª biomanipulación exitosa en un lago tropical (Starling & Lazzaro 1999a, 1999b). Resumiendo, estos 15 años de investigación experimental e iniciativas de gestión en el ámbito del Programa de Biomanipulación del Lago Paranoá demostraron el gran potencial de implementar esta herramienta ecotecnológica en otros lagos (sub)tropicales sufriendo de una biomasa excesiva de peces omnívoros combinada con blooms de cianobacterias. Por tanto, es esencial consolidar el conocimiento teórico en función de las peculiaridades de las redes tróficas de cada lago candidata. Se tiene que resaltar que la biomanipulación requiere ser compatible con otros usos de recursos acuáticos. De hecho, la restauración de la calidad de agua entra en conflicto con la producción piscícola así como la conservación de la biodiversidad, ya que la coexistencia de especies nativas puede ser comprometida por la introducción de especies exóticas. La calidad sanitaria de los organismos viviendo en sistemas contaminados debe comprobarse previamente. Incorporar toxinas de algas en redes tróficas de lagos eutrofizados es un riesgo para la salud; por ej. la bioacumulación de cianotoxinas encontradas en carpa plateada durante el período seco (Oliveira *et al.* 2013), ya que en Brasil no existe legislación ni obligación de estudios a largo plazo.





**Figura 4-38** – Distribución espacio-temporal de los estados tróficos del índice de Carlson (TSI o ‘Trophic State Index’) para los 4 periodos representativos (1984, 1994, 1997 y 2001) en relación con las 3 intervenciones notorias. Fuente: Machado & Baptista (2016).

Angelini *et al.* (2008) realizaron un balance de las intervenciones exitosas emprendidas para combatir la eutrofización. Utilizaron los datos de monitoreo permanente de la CAESB de clorofila-*a*, TP y transparencia medidos de 1976 a 2001 (Fig. 4-37). Demostraron que: (1) el inicio de operaciones de las ETE Norte y Sur (01/1993) no produjo efecto; (2) la implementación de las unidades de tratamiento terciario (01/1996) redujo significativamente los niveles de TP y clorofila-*a*; y (3) el evento de ‘flushing’ (apertura abrupta de las compuertas de la presa, para evacuar las aguas superficiales conteniendo las mayores concentraciones de cianobacterias; 11/1999) aumento la transparencia del agua para > 1 m (anteriormente ≤ 0,3 m) con una drástica reducción de la producción primaria del fitoplancton hasta un nuevo equilibrio.

Mesquita *et al.* (2014) resaltaron que después de la implantación del Programa de Recuperación del Lago Paranoá por la CAESB en la década de 1990, especialmente la colecta y el tratamiento terciario de las aguas residuales generadas en su cuenca de drenaje, las condiciones de baño del Lago Paranoá vienen mejorando a cada año, alcanzando actualmente cerca del 90% de su superficie apta para la recreación de contacto primario. Esta evolución se puede comprobar con teledetección satelital. Machado & Baptista (2016) validaron imágenes Landsat TM5 (bandas espectrales 1, 2, 3 y 4; resolución espacial 30 m) con mediciones *in situ* de clorofila-*a*, TP y profundidad del disco de Secchi, convertidos al índice de estado trófico de Carlson (1977), a partir de la base de datos de la CAESB para estaciones en los 4 brazos y 2 cuerpos centrales, para las fechas 8/5/84, 22/7/94, 27/5/97 y 27/6/01, más próximas al paso del satélite. La mejoría en la calidad de agua (oligotrofización) se destaca en la Fig. 4-38: (a) en 1984, la totalidad del lago estaba en estado hipereutrófico; (b) en 1994, la totalidad del lago oscilaba entre eutrófico y mesotrófico; (c) en 1997, el cuerpo central era mesotrófico, los 4 brazos eran eutróficos (sobre todo Riacho Fundo al Sur) con sus entradas hipereutróficas; (d) en 2001: el cuerpo central y los brazos Bananal y Ribeirão do Torto (al Norte) fluctuaban entre mesotrófico y oligotrófico, mientras que los brazos Riacho Fundo y Ribeirão do Gama (al Sur) fluctuaban entre eutrófico y mesotrófico. Entretanto, además del índice de Carlson ser desarrollado para sistemas templados, la ausencia de corrección atmosférica podría alterar estos patrones. En vez,

sugerimos usar el algoritmo ‘Global Lakes Sentinel-3 Services’ (GLaSS-6C OWT), aunque tenga una menor resolución espacial (300 m), con 6 clases en base a clorofila-*a*, CDOM (materia orgánica disuelta colorida) y TSM (materia suspendida total). En su análisis de la eutrofización, Marques (2017) también uso el índice de Carlson en conformidad con la legislación, y confirmo estos patrones. Destacó la importancia de contar con monitoreo continuo a largo plazo. Sugirió medidas para mejorar la calidad del agua, como una mayor inversión en saneamiento básico, que ya se han llevado a cabo para mitigar las concentraciones de P, como en otros países, mostrando resultados relevantes. Finalmente, Batista & Fonseca (2018) demostraron que la mejora en calidad de agua (eliminación de las floraciones superficiales de cianobacterias en verano, reducción del fitoplancton, mayor biodiversidad) que se inició en los brazos Bananal y Riacho Fundo, se propagó a la columna de agua de la región central profunda hacia la presa y todo el reservatorio. Sin embargo, subsisten taxones capaces de obstruir filtros de sistemas de tratamiento además de generar efectos sanitarios indeseables, inclusive algas tóxicas, por lo que sostener el monitoreo permanente a largo plazo queda imprescindible.

## 5.7. Ingeniería ecológica o ecotecnología

**Definiciones** – El Prof. Howard T. Odum fue el primero en definir la ingeniería ecológica como "la manipulación del medio ambiente por el hombre utilizando pequeñas cantidades de energía suplementaria para controlar sistemas en los que los principales impulsos energéticos siguen proviniendo de fuentes naturales" (Odum 1962, Odum *et al.* 1963). Luego definió este concepto como "la gestión de la naturaleza es ingeniería ecológica.... una asociación con la naturaleza es un mejor término..." (Odum 1971), y "... la ingeniería de nuevos diseños de ecosistemas es un campo que utiliza sistemas que se auto-organizan..." (Odum 1983).

El Prof. William J. Mitsch impulsó de manera significativa esta disciplina, con: 1) el desarrollo del campo de la **ingeniería ecológica** como autor del **primer libro** sobre este tema (Mitsch & Jørgensen 1989) y **fundador** en 1992 y redactor jefe de la **revista científica Ecological Engineering** (<https://www.sciencedirect.com/journal/ecological-engineering> , Impact Factor 4,379); 2) la creación del **Olentangy River Wetland Research Park**, un laboratorio único de investigación de humedales de 20 hectáreas, y ahora **Humedal Ramsar** de Importancia Internacional en la **Ohio State University**, Columbus, OH; 3) importantes contribuciones al desarrollo del campo de la ecología de humedales, en particular como primer autor de cinco ediciones del **libro de referencia ‘Wetlands’** (Mitsch & Gosselink 2023), que se sigue utilizando en todo el mundo para enseñar la ecología de humedales. Mitsch, Eminent Scholar y Director del **Everglades Wetland Research Park**, Florida Gulf Coast University, en Naples, Florida, acaba de jubilarse a finales de 2022, tras 47 años de carrera en ecología.

Mitsch (1988) define la ‘ingeniería ecológica’ (‘ecological engineering’) y la ‘ecotecnología’ (‘ecotechnology’) como el **“diseño de la sociedad humana con su medio ambiente natural en beneficio de ambos”**. La ingeniería ecológica y la ecotecnología ofrecen medios adicionales para hacer frente a los problemas de contaminación, mediante el reconocimiento de las propiedades de autodiseño de los ecosistemas naturales. Es ingeniería en el sentido de que implica el diseño del ambiente natural utilizando enfoques cuantitativos y basando los planteamientos en la ciencia básica. Es una tecnología cuya herramienta principal son los ecosistemas autodiseñados. Los componentes son todas las especies biológicas del mundo (*sensu* Mitsch & Jørgensen 1989).

Uhlmann (1983), Straškraba (1984, 1985), y Straškraba & Gnauck (1985) definieron la ecotecnología como **“el uso de medios tecnológicos para la gestión de los ecosistemas, basados**

*en un profundo conocimiento ecológico, con el fin de minimizar los costes de las medidas y sus perjuicios para el medio ambiente". Por último, Mitsch & Jørgensen (1989) consideran que "ingeniería ecológica y ecotecnología son términos sinónimos".*

Se tiene que resaltar que **la ingeniería ecológica no es lo mismo que la ingeniería ambiental** ('environmental engineering'), un campo desarrollado en las universidades desde los años 60, antes llamado ingeniería sanitaria ('sanitary engineering'). Aunque los ingenieros ambientales aplican principios científicos, se les enseña a utilizar "valiosas tecnologías ambientales", como tanques de sedimentación, depuradores, filtros de arena y tanques de floculación. En cambio, la ingeniería ecológica se ocupa de identificar los ecosistemas más adaptables a las necesidades humanas y de reconocer los múltiples valores de estos sistemas. La ingeniería ecológica se basa en el diseño de la sociedad humana en armonía con su mundo natural, en lugar de intentar conquistarlo. No puede confundirse tampoco con bioingeniería y biotecnología ('bioengineering' and 'biotechnology'). Biotecnología implica la manipulación de la estructura genética de las células para producir variedades y organismos capaces de realizar ciertas funciones. Biotecnología implica manipulaciones al micro nivel de las células, lo que genera enormes costes y preocupaciones. En cambio, ecotecnología no trata de introducir nuevas especies a las que la naturaleza no se haya enfrentado antes, evitando la invasión por especies exóticas. Según Mitsch & Jørgensen (1989), los principios de la ecotecnología son:

**Autodiseño** – El ecosistema se diseña a sí mismo, manipula su propio entorno físico y químico y optimiza su topología (estructura) y función. La ingeniería ecológica no es una licencia para contaminar, sino que la sociedad humana y el ecosistema se consideran una entidad.

**Conservación de los ecosistemas** – Para diseñar y construir productos y procesos, el ingeniero ecológico depende de la abundancia y diversidad de especies y ecosistemas. Sería contraproducente eliminar, drenar o incluso perturbar los sistemas naturales, a menos que sea absolutamente necesario, porque esos ambientes que protegen la diversidad biológica pueden ser requeridos por el ingeniero ecológico algún día. Así, los humedales ('wetlands') son reconocidos por sus valores abióticos para el control de las inundaciones y el mejoramiento de la calidad de agua, plus como hábitat para los peces y la fauna silvestre. Por consecuencia, los esfuerzos para la protección de los humedales así como la construcción de humedales artificiales se magnifican, pues reconocer los valores de los ecosistemas conduce a la conservación de los ecosistemas.

**Fundamento solar** – Los ecosistemas son sistemas solares. Una vez que se diseña e implementa un sistema, debería poder mantenerse indefinidamente con una modesta intervención humana. Esto significa que, al funcionar con energía solar o con los productos de la energía solar, un ecosistema no tiene que depender de energías tecnológicas, tanto como lo harían las soluciones de alta tecnología. Si el sistema no se sostiene por sí mismo, es porque no hemos diseñado la interfaz adecuada entre la naturaleza y el medio ambiente.

**Como parte de la naturaleza, no aparte de ella** – Una sociedad que proporciona valores significativos de los ecosistemas que la rodea, trabaja en un modelo simbiótico con ellos. Además de los valores recreativos y estéticos, se genera beneficios tangibles para aire y agua más limpios, y más energía no renovable para realizar otras tareas o ahorrar para el futuro.

**Ecología - la ciencia de la ingeniería ecológica** – La gestión de los ecosistemas no es una tarea fácil, pero no cabe esperar que los problemas complejos de sistemas complejos tengan soluciones fáciles. Para ello, será necesario un profundo conocimiento ecológico que permita

comprender los procesos y las respuestas de los ecosistemas a las posibles estrategias de manejo y gestión. Ahora que la base científica es suficientemente sólida, puede surgir la ecotecnología basada en métodos ecológicos sólidos y en un conocimiento profundo del funcionamiento de los ecosistemas.

**Necesidad y momento oportuno para la ecotecnología** – Aunque se han invertido fortunas en todo el mundo en soluciones a los problemas de polución, aún estamos lejos de una solución aceptable a muchos problemas graves que amenazan la supervivencia humana, como las contaminaciones por metales pesados, la contaminación por plásticos y microplásticos, los disruptores endocrinos, la eutrofización y las floraciones de fitoplancton, entre otros. Debido al acelerado crecimiento demográfico, los recursos no renovable son más limitados hoy que hace 20 años. Las tentativas de resolver los problemas usando la tecnología disponible han fallado parcialmente. La ecotecnología es basada en consideraciones ecológicas y tentativas par optimizar los ecosistemas (inclusive con recursos limitados) y los sistemas artificiales para el beneficio de ambos. Entonces, debería ganar apoyo. No podemos aceptar una situación de ausencia de control ambiental, tampoco podemos permitirnos políticas de vertido cero, en la medida de que no proporcionamos 1/3 de la población mundial con suficiente agua de buena calidad, alimento, ambientes sanos, alojamientos decentes. Algunos de los métodos de ecotecnología presentados en el libro de Mitsch & Jørgensen (1989) son novedosos. Algunos fueron practicados durante siglos cuando eran considerados como buenos enfoques empíricos.

**Ecotecnología y modelización** – Como los ecosistemas son sistemas complejos, la cuantificación de sus respuestas se vuelve compleja. Así que la modelización ecológica ('ecological modeling') representa una herramienta adecuada para analizar los enlaces entre los diferentes componentes y mecanismos. Aplicar la modelización ecológica resalta la necesidad de lograr una visión holística de los sistemas ambientales, o sea ganar experiencia en la generalidad de los procesos, los paradigmas y las teorías ecológicas subyacentes. Por lo que 'Fundamentals of Ecological Modeling' de Jørgensen & Bendoricchio (2001) es un excelente libro de referencia para la práctica de la ecotecnología. De hecho, la selección final de un método ecotecnológico siempre se basa en los resultados de un modelo.

**Ecotecnología y sistema educativo** – Los problemas ambientales son por definición multidisciplinarios, pero nuestro sistema educativo no lo es. La formación ecológica en las escuelas y las universidades se basa la mayoría de las veces en una rígida departamentalización que lleva siglos de inercia a sus espaldas. Urge una mejor integración de las disciplinas para hacer frente a la sinergia de los efectos actuales y futuros entre cambio climático y antropogénicos. A menudo, los ecologistas no comprenden la necesidad de cuantificar los ecosistemas y abordar las aplicaciones de la ecología en un marco tecnológico. También, los ingenieros no toman en cuenta las exigencias y valores de los ecosistemas en su desarrollo y planificación de tecnologías. Así que se necesita una educación mucho más integrada para encontrar soluciones ambientales adecuadas basadas en la sociedad humana y los ecosistemas como una sola entidad. Sin embargo, no debemos desarrollar sistemas educativos en los que se dé a los alumnos un poco de conocimiento sobre todo. Este enfoque está desacreditado. En su lugar, debemos educar a generalistas fundamentalmente sólidos (con amplia base teórica), así como a especialistas. Los especialistas deben trabajar juntos en proyectos multidisciplinarios. Esto evitará el aislamiento y provocará la cooperación y la coordinación. Por su lado, los estudiantes deben dedicar algún tiempo a aprender lo que pueden ofrecer otras disciplinas.

**Futuro de la ecotecnología** – Las posibilidades de la ecotecnología son todavía limitadas. Aunque sus resultados parecen prometedores, las aplicaciones de la ecotecnología deberían ser mucho más integradas como herramientas en el control de la polución y la planificación ambiental. Para ello será necesario un desarrollo continuo de la ecología, la ecología aplicada, la modelización ecológica y la ecotecnología. Como ciencia, la ecología esta avanzando muy rápidamente debido en gran parte al acelerado crecimiento de la tecnología informática, los cálculos en la nube, las redes de conocimiento, la tecnología de la información, la inteligencia artificial, entre otros. Sin embargo, una mejor comprensión ecológica general por parte de nuestros políticos y de la sociedad civil es requerida si queremos usar exitosamente los enfoques de la ecotecnología. Por lo que, se requiere urgentemente una mejor educación ecológica incluyendo aspectos multidisciplinarios. La ecología debería ser enseñada como una materia básica obligatoria a todos los niveles en las escuelas, incluyendo las elementarias. Luego, corresponde a los científicos ambientalistas del mundo académico, el gobierno y la industria seguir encontrando soluciones innovadoras a los problemas ambientales mediante esta "asociación con la naturaleza".

**Una clasificación de la ecotecnología** – Los diferentes enfoques ecotecnológicos utilizados, como el reciclaje de nutrientes y la modificación hidrológica, están basados en uno o más de los principios de aplicación abajo (*sensu* Mitsch & Jørgensen 1989):

- a) Los ecosistemas son usados para **reducir o resolver un problema de polución** que sino sería muy dañino, inclusive para otros tipos de ecosistemas. Ejemplos: eliminación de lodos, reciclado de aguas residuales en humedales.
- b) Los **ecosistemas se imitan** o "copian" para reducir o resolver un problema de contaminación, dando lugar a **ecosistemas artificiales** que pueden hacer frente "en nombre de" los ecosistemas naturales. Ejemplos: estanques piscícolas integrados, humedales artificiales.
- c) La **recuperación de los ecosistemas** es lograda después de **aplicar perturbaciones substanciales**. Ejemplos: recuperación de minas de carbón, métodos para la restauración de lagos y ríos, biomanipulación (uso de peces para reducir la eutrofización).
- d) Los **ecosistemas** son usados para el **beneficio de la humanidad sin destruir el balance ecológico**. O sea, uso de los ecosistemas según una base ecológica sólida. Ejemplos: agroecosistemas, cosecha de recursos renovables.

**Control de la eutrofización** – La eutrofización de un lago puede ser considerada como un problema de polución. La tecnología ambiental puede ser usada para reducir la entrada de nutrientes (e.g., fosforo por precipitación química, o nitrógeno por intercambio de iones o denitrificación). Sin embargo, la reducción de la entrada de nutrientes en las aguas residuales no es suficiente para controlar la eutrofización, debido a la contribución de las fuentes difusas y el reciclaje interno por los organismos. Cuanto más largo es el tiempo de residencia de un lago (= volumen del agua en el lago dividido por la descarga dentro o fuera del lago), más urgente se requiere la mejora. Por lo que la ecotecnología interviene mediante un humedal artificial creado para atrapar los nutrientes en el flujo de entrada, y/o las aguas hipolimnéticas (= del fondo) ricas en nutrientes son sifonadas río abajo del lago. Demuestra que la tecnología ambiental no es suficiente y que los métodos ecotecnológicos pueden ser usados para complementarla.

**Eliminación de lodos** – En un enfoque de tecnología ambiental, los lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se incineran, lo que causa problemas de contaminación

atmosférica, y las escorias y cenizas siguen teniendo que depositarse. Por el contrario, la solución ecotecnológica reconoce los lodos como un recurso de nutrientes y materia orgánica, y los deposita en tierras agrícolas, donde el recurso puede ser utilizado.

**Tratamiento de agua potable** – Para la eliminación de nitratos del agua potable, la tecnología ambiental utilizaría el intercambio iónico o la desnitrificación. El intercambio iónico tiene unos costes de funcionamiento elevados y produce una solución de regeneración que debe depositarse. La desnitrificación es costosa en instalación, y el agua requiere desinfección. El método ecotecnológico utiliza un humedal artificial diseñado para ser un sistema autosuficiente con producción de vegetación superficial que aporta materia orgánica para que tenga lugar la desnitrificación.

**Piscicultura** – La piscicultura se practica alimentando a los peces y resolviendo el problema de la contaminación por la producción de detritus provenientes de las algas muertas y las heces de los peces. Sin embargo, en la piscicultura integrada, los peces herbívoros se encargan de consumir las algas, mientras los peces detritívoros utilizan los detritus y sirven de alimento a otros peces, eliminando así la polución.

**Tabla 4-1** – Métodos ecotecnológicos aplicados a restaurar lagos. Fuente: Mitsch & Jørgensen (1989).

Problema para resolver	Método	Cambio directo en la función de forzamiento <sup>15</sup> (F) o de las variables de estado <sup>16</sup> (S)
Depleción del OD en el hipolimnion. Liberación de P y Fe del sedimento (eutrofización)	Aireación	F (+S)
Remoción de P y aguas pobres en OD (eutrofización)	Sifonar el agua del hipolimnion	F
Reducción de la liberación de P del sedimento (eutrofización)	Inoculación de nitrato en el sedimento	F (+S)
Eutrofización: reducción del crecimiento de las micro-algas	Aireación con circulación	S
Reducción de la liberación de P del sedimento o remoción de sustancias tóxicas (eutrofización y polución con sustancias tóxicas)	Remoción de nivel superior del sedimento	S
Eutrofización (reduce P/alga en el agua)	Remoción de P de las micro-algas en el agua	S
Remoción de N y P de fuentes difusas (eutrofización)	Humedal ('wetland')	F
Reducción de P y concentraciones de sustancias tóxicas (eutrofización y polución por sustancias tóxicas)	Tiempo de residencia reducido	F
Eutrofización (reducción de P en el agua)	Precipitación de P en el lago	S
Eutrofización (reducción de la entrada de P)	Precipitación de P en el agua entrante	F
Cambio de pH	Adición de Ca(OH) <sub>2</sub>	F (+S)
Eutrofización	Cobertura de sedimento	F (+S)

<sup>15</sup> Función de forzamiento = fuerza aplicada externamente que genera un cambio en un sistema dinámico.

<sup>16</sup> Variable de estado = uno de los conjuntos de variables que se utilizan para describir el "estado" matemático de un sistema dinámico.

Eutrofización (reducción de la entrada de P)	Pre-represamiento	F
Reducción de la penetración de la luz	Bolitas de plástico o tintes de lámina o hollín (carbón)	F (+S)
Eutrofización (reducción del carbono inorgánico en el agua)	Choque de modificación del pH	S

**Tabla 4-2** – Clasificación de los métodos ecotecnológicos para la restauración de lagos, en función del factor controlado. Fuente: Mitsch & Jørgensen (1989).

Factor controlado	In situ el lago	Cambiando la entrada/salida
Luz	Bolitas de plástico, láminas, tintes o hollín (carbón), circulación	Sombreado las orillas
Nutriente inorgánico soluble	Remoción de sedimento, microalgas o P	Pre-represamiento, humedales ('wetlands')
	Precipitación de P en el agua, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> en el sedimento	Precipitación de P en la entrada, sifonar el agua del hipolimnion
Carbono inorgánico soluble	Cambio de pH	
Tiempo de residencia		Reducción del tiempo de residencia
Tasa de pastoreo	Biomanipulación	

## 5.8. Caso de lagos (sub)tropicales eutrofizados poco profundos

La eutrofización es un proceso natural universal de envejecimiento de los lagos que puede tomar miles de años, por lo cual la productividad y la sedimentación aumentan. Los nutrientes provienen de la descomposición de los organismos muertos además del reciclaje interno de nutrientes por los organismos vivos. Por consecuencia la profundidad se reduce y el ecosistema se transforma progresivamente en humedal. La deterioración por la 'eutrofización cultural', o sea por los aportes en nutrientes y materia orgánica debidos a las actividades humanas, puede acelerarse en apenas algunas décadas. La eutrofización resultando de una elevada carga de nutrientes es el principal problema medioambiental de los lagos de todo el mundo desde las últimas cuatro décadas. Se magnificará en el futuro próximo, también debido a la combinación del cambio climático con los impactos del crecimiento demográfico (Drenner & Hambright 1999). Esto ha provocado aguas turbias, floraciones de cianobacterias a menudo tóxicas, pérdida de biodiversidad, cambios en la estructura de la comunidad biológica y degradación generalizada en el funcionamiento del ecosistema (Smith *et al.* 1999, Jeppesen *et al.* 2000). Sin embargo, las plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales (PTARs), eficientes en la eliminación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), no pueden reducir eficazmente los efectos negativos de la contaminación por nutrientes, en particular el N y el P.

En las últimas décadas se han tomado medidas en muchas partes del mundo para reducir la carga externa de nutrientes mediante la mejora del tratamiento de las aguas residuales o el desvío de los flujos ricos en nutrientes. Sin embargo, el control de los nutrientes es considerado como uno de los problemas más difíciles de controlar para conseguir recuperar una calidad de agua aceptable. Las soluciones tecnológicas, como el tratamiento terciario de las PTARs<sup>17</sup> de las

<sup>17</sup> PTAR = Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

fuentes puntuales de nutrientes, así como otras soluciones tecnologías para fuentes difusas provenientes de actividades urbanas, industriales y agrícolas, son muy costosas. Al final, es demasiado caro no hacer nada para controlarlos, y últimamente se vuelve hasta tecnológicamente imposible de resolver. La eutrofización de los lagos es un enorme desafío medioambiental mundial (Carpenter *et al.* 1998, Smith 2003).

En especial, los Grandes Lagos sufren una fuerte degradación con agotamiento de recursos, rápido calentamiento, destrucción de hábitats y ecosistemas, pérdida de especies y aceleración de la contaminación (Jenny *et al.* 2020). Para restaurar la calidad del agua de lagos poco profundos, la fitorremediación<sup>18</sup> es una tecnología prometedora, rentable y respetuosa con el medio ambiente. Para el control de los nutrientes y los sedimentos desde fuentes puntuales y difusas, las macrófitas acuáticas flotantes, sumergidas y emergentes, así como los humedales ('wetlands'), tanto los naturales como los construidos, ofrecen óptimas posibilidades de ingeniería ecológica. Los humedales representan la transición entre sistemas terrestres y acuáticos, donde el nivel freático esta muy próximo a la superficie y/o el terreno esta cubierto por agua poca profunda.

**Manejo *in situ* de macrófitas para restaurar los lagos eutróficos** – La reducción de la descarga de nutrientes a los lagos es la primera medida para controlar la eutrofización. El incremento de las macrófitas puede contribuir a la eliminación de nutrientes y mejorar la calidad del agua de lagos poco profundos. Varias macrófitas han sido utilizadas con éxito para controlar la calidad del agua en los lagos, en particular varios tipos de juncos, o sea de macrófitas emergentes como *Phragmites australis*, *Typha* spp. y *Scirpus* spp. (Wu *et al.* 2011). Mediante la absorción directa, e indirecta vía el perifiton que cubre los tallos, y la desnitrificación por la rizosfera<sup>19</sup>, las macrófitas convierten los nutrientes en compuestos orgánicos, eliminándolos de los lagos. Al mismo tiempo aumentan la evapotranspiración, lo que reduce el volumen de agua, y en cambio disminuye su calidad. Por ejemplo, en microcosmos (0,2 m<sup>2</sup> en superficie y 0,06 m<sup>3</sup> en capacidad) en Italia y mesocosmos (450 m<sup>2</sup> y 162 m<sup>3</sup>) en Sicilia, ambos ubicados al exterior, la presencia de *Phragmites australis* multiplico por 2,3-8,5 la tasa de evaporación del agua (medias de periodos de 10 días), siendo 5 mm/día en los controles sin vegetación y 15-50 mm/día con vegetación (Borin *et al.* 2011). Entonces, es muy importante un control racional de las macrófitas mediante la plantación y la cosecha (Xu *et al.* 2014).

En la zona templada, se considera que las macrófitas sumergidas afectan negativamente al fitoplancton por limitar nutrientes y luz, mejorar el control descendente ('top-down') al ofrecer refugio diurno al zooplancton contra la depredación visual, y así favorecer a los peces piscívoros. Por su similitud de condiciones tróficas, los resultados de Mazzeo *et al.* (2003) en Uruguay podrían servir de modelo para mejor entender el funcionamiento ecológico del Lago Menor. El Lago Blanca tiene una extensa cobertura (porcentaje de volumen infestado PVI de 28-39% del volumen del lago) de *Egeria densa* (*Elodea* de la familia Hydrocharitácea), una macrófita sumergida cosmopolita invasiva de estructura espacial próxima a la *Chara*, con una comunidad de peces restringida a dos pequeños peces omnívoros-planctívoros. Los autores compararon las características físicas, químicas y biológicas entre los lechos de plantas sumergidas y los sitios sin

<sup>18</sup> Fitorremediación = El uso de plantas para la extracción, inmovilización, contención o degradación de contaminantes, nutrientes y/o materia orgánica.

<sup>19</sup> Región del sedimento directamente formada e influenciada por las raíces y los microorganismos (bacterias) asociados a la planta.

plantas. A pesar de la elevada biomasa de peces omnívoros ( $115 \text{ kg ha}^{-1}$ ), el zooplancton, cuya biomasa es dominada por copépodos, afectó fuertemente a la variación espacial y temporal del fitoplancton. Las diferencias más importantes de biomasa del fitoplancton encontradas entre zonas con y sin plantas coincidieron con una elevada biomasa de zooplancton herbívoro y/o con plantas que ocupaban toda la columna de agua durante el periodo de niveles bajos. La clorofila-*a* (Chl-*a*) presentó diferencias estadísticamente significativas entre las zonas solo en abril y noviembre. Los mecanismos de remoción de nutrientes por *E. densa* también contribuyeron a mantener el agua clara. la misma secuencia de mecanismos podría aplicarse al Lago Menor.



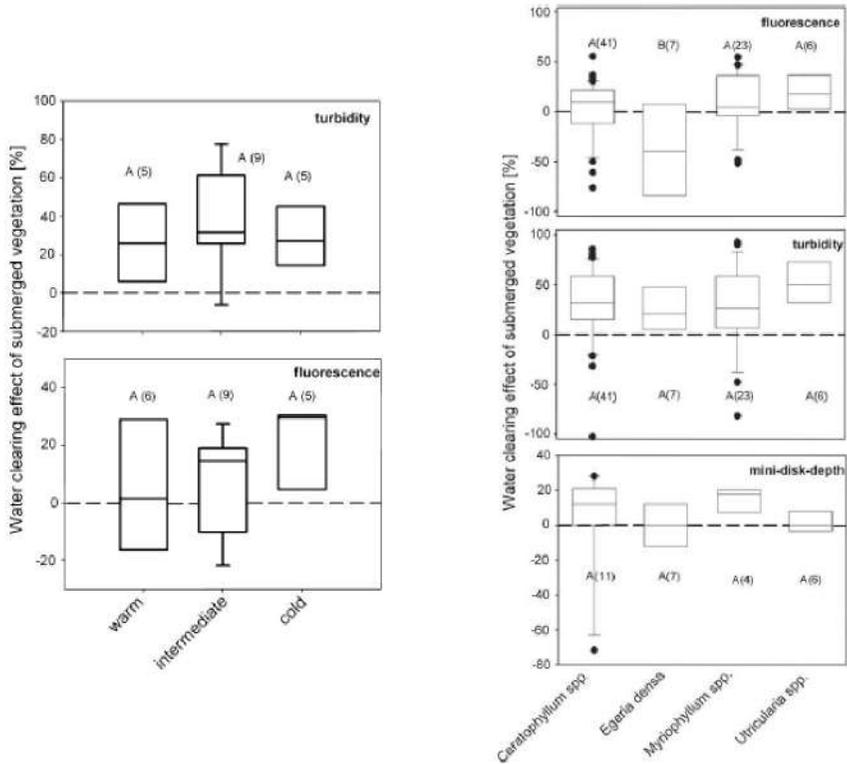
**Figura 4-39** – Localización de los lagos muestreados en regiones climatológicamente diferentes, de norte a sur: caliente, intermedio y frío. Fuente: Kosten et al. (2009).

El efecto local de aclaramiento del agua no difirió significativamente entre regiones climáticas, sino que varió fuertemente dentro de cada zona climática (Fig. 4.40a). Sin embargo, el efecto fue generalmente inferior ( $< 80\%$  para turbidez;  $< 40\%$  para fluorescencia) al observado en lagos templados del hemisferio norte, donde el efecto de aclaramiento osciló entre  $80\%$  y  $96\%$ . Las diferencias en morfología y distribución de la biomasa entre los distintos tipos de vegetación pueden influir en el efecto de aclaramiento vía la turbulencia y sedimentación, confirmando que existen variaciones específicas entre los taxones, especialmente sobre el fitoplancton (fluorescencia; Fig. 4.40b). Así que el aclaramiento del agua por la vegetación también funciona en lagos sudamericanos, para que se produzcan estados alternativos. Kosten et al. (2009) concluyeron que, aunque el éxito no esté garantizado, medidas como el trasplante de vegetación o la reducción temporal del nivel del agua podrían tener éxito en regiones (sub)tropicales, si bien se espera que el efecto sobre la claridad sea menor. En lagos húmicos o con una alta densidad de peces omnívoros, estas medidas tendrán pocas posibilidades de éxito.

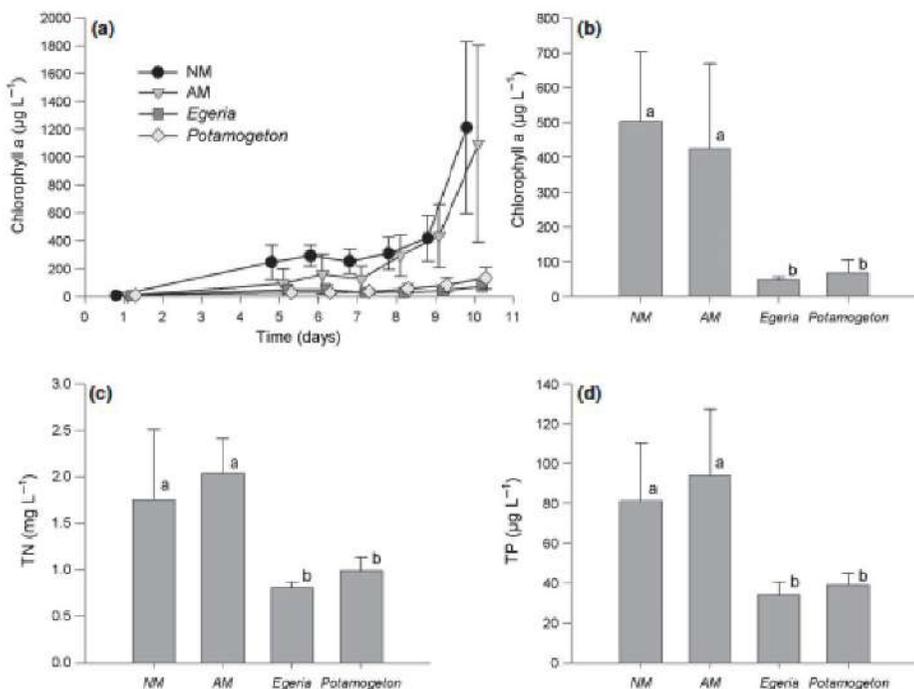
Para comprobar que la interacción positiva entre las macrófitas sumergidas y el pastoreo del zooplancton es menos marcada en las regiones más cálidas, así como los efectos negativos de estas macrófitas sobre la biomasa del fitoplancton son más débiles, Vanderstukken et al. (2011) realizaron un experimento en mesocosmos en Uruguay para estudiar los efectos de *Egeria densa* y *Potamogeton illinoensis* sobre la biomasa de fitoplancton, en ausencia de pastoreo por el zooplancton. Compararon el desarrollo del fitoplancton entre diferentes tratamientos con macrófitas: sin macrófitas, macrófitas artificiales, *Egeria* real y *Potamogeton* real. Utilizaron macrófitas artificiales para diferenciar los efectos físicos (sombra, sedimentación y competencia con el perifiton) de los biológicos (competencia por nutrientes y alelopatía<sup>20</sup>). No encontraron pruebas de efectos físicos de las macrófitas sobre la biomasa del fitoplancton, sino

<sup>20</sup> Alelopatía = un fenómeno biológico en el que un organismo genera compuestos bioquímicos que tienen influencia benéfica o perjudicial sobre la supervivencia, crecimiento o reproducción de otros organismos.

fuertes efectos biológicos: la clorofila-*a* era mucho menor con *Egeria* o *Potamogeton* que con macrófitas artificiales o sin macrófitas; ambos macrófitas suprimieron las floraciones de fitoplancton y redujeron nitrógeno total y fósforo total (Fig. 4-41). *Egeria* tiene una gran superficie por unidad de biomasa y puede albergar una gran biomasa de perifiton que puede haber contribuido al agotamiento de nutrientes y su limitación para el fitoplancton. Sólo *Egeria* afectó su estructura, moderando la dominancia de *Scenedesmus*, y suprimió el fitoplancton por competencia de nutrientes. En ensayos de adición de nutrientes descartando la competencia, tanto *Egeria* como *Potamogeton* suprimirán el fitoplancton, lo que sugiere que ambos controlaban el fitoplancton por alelopatía. Estos mecanismos pueden darse en el Lago Menor, ya que *Chara* también puede controlar hasta el fitoplancton formador de floraciones mediante alelopatía (Zloch *et al.* 2018).



**Figura 4-40** – a) Izquierda: Efecto de aclaramiento del agua por la vegetación sumergida en tres regiones climáticas diferentes según las mediciones de fluorescencia (Chl-a) y turbidez. Los límites de los diagramas de caja indican los percentiles 25 y 75%. Los bigotes por encima y por debajo indican los percentiles superiores e inferiores. Los bigotes por encima y por debajo indican los percentiles 90 y 10%. Las letras mayúsculas indican grupos con medianas significativamente similares. El número de puntos de datos figura entre paréntesis. b) Derecha: Efecto de aclaramiento del agua de diferentes géneros de macrófitas sumergidas basado en mediciones de fluorescencia, turbidez y minidisco. Los puntos negros son puntos periféricos ('outliers'). Fuente: Kosten *et al.* (2009).



**Figura 4-41** – a) Cl-a a lo largo del tiempo; b) media ponderada en el tiempo de la Cl-a; c) concentración de TN (nitrógeno total); y d) concentración de TP (fosforo total) en el Experimento 1, sin macrófitas (NM), con macrófitas artificiales (AM), Egeria real y Potamogeton real. Los grupos con medias que no difieren significativamente en las pruebas de comparación múltiple de Tukey se indican con letras idénticas (a, b). Las barras de error representan  $\pm$  SE (error estándar) de la media. Fuente: Vanderstukken et al. (2011).

**Breve historia de los humedales construidos** – La reciente revisión de Vymazal (2022) nos ayuda en entender el desarrollo histórico de los humedales artificiales (construidos), basados en los mecanismos de funcionamiento ecológico de los humedales naturales, en el tratamiento eficiente de las aguas residuales. No solo pueden ser complementares y operan con un costo menor al de los sistemas clásicos de ingeniería sanitaria (o sea las plantas de tratamiento o 'PTARs'), si no que en forma respetuosa con el medio ambiente.

Se han utilizado los humedales naturales durante siglos para tratar las aguas residuales. Sin embargo, el propósito era eliminar estas aguas en vez de tratarlas. O sea que el humedal servía de receptáculo cómodo. Verter aguas residuales de manera incontrolada ha provocado la destrucción de numerosos humedales en todo el mundo. Intentar usar humedales naturales para este tratamiento pero en condiciones controladas ha perdurado hasta la década de 1980, especialmente en Estados Unidos. Los humedales naturales se revelaron difícil de mantener y de eficiencia en el tratamiento bastante impredecible. Por lo tanto, para tratar las aguas residuales los humedales naturales fueron reemplazados por humedales construidos. Estos humedales construidos son diseñados con un mayor control, especialmente sobre las trayectorias hidráulicas y el tiempo de retención, así como en la selección de las macrófitas acuáticas (Mitsch & Gosselink 2000).

El papel directo de las macrófitas es la remoción de nutrientes y contaminantes; para esto tienen que ser cosechadas. Su papel indirecto es más amplio, como suministrar oxígeno a ambientes anóxicos, proveer sustratos para bacterias adheridas, excretar compuestos antibacterianos, también reducir la influencia del viento permitiendo la sedimentación de sólidos en suspensión y por consecuencia aumentar la transparencia del agua.

Fonder & Headley (2010) publicaron la clasificación más exhaustiva de los humedales de tratamiento construidos (**CW**, por ‘constructed wetlands’). Separaron tres características típicas: a) la presencia de macrófitas; b) la existencia de condiciones de sustrato saturado o encharcado durante al menos parte del tiempo; y c) la entrada de agua contaminada con componentes que deben eliminarse. En función de la posición del agua, distinguen dos grandes grupos: a) los **CW de flujo superficial (CWFS)**, a veces denominados CW de superficie de agua libre o ‘free water surface’; y b) los **CW de flujo sub-superficial (CWFSS)**, o ‘sub-surface flow’) que pueden clasificarse a en horizontales y verticales, según la dirección del flujo (Fig. 4-32).

Los **CWFS** suelen consistir en cuencas o canales poco profundos con tierra u otros medios adecuados para favorecer el crecimiento de macrófitas enraizadas. Su objetivo es poner en contacto las aguas residuales de flujo lento con superficies biológicas reactivas. Pueden clasificarse según el tipo de macrófitas: a) **macrófitas de flotación libre**; b) **macrófitas de hojas flotantes**; c) **macrófitas sumergidas**; d) **macrófitas emergentes**; y e) **árboles**. Las materias orgánicas se eliminan principalmente mediante el metabolismo de bacterias adheridas a las raíces y rizomas de plantas flotantes o a los tallos y hojas de las macrófitas enraizadas. Los sólidos en suspensión son eliminados por la sedimentación favorecida por las plantas que minimizan la turbulencia inducida por el viento y la agitación del agua. El nitrógeno es eliminado por desnitrificación del material vegetal descompuesto en el fondo. Sin embargo, no elimina el nitrógeno de las aguas residuales y sólo transfiere el amoníaco a nitrato. El fósforo es poco eliminado por el contacto limitado de las aguas residuales con las partículas del suelo.

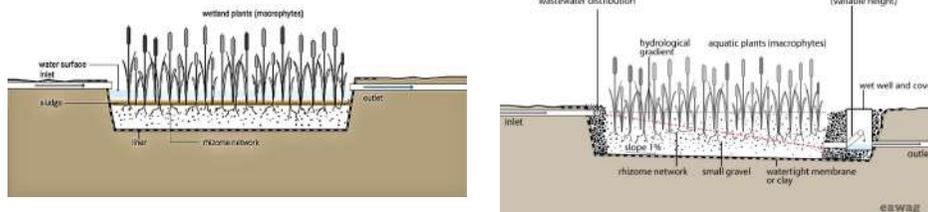


Figura 4-42 de flujo sub-superficial (derecha). Fuente: Tilley et al. (2014).

Las **macrófitas flotantes** son de forma y hábitat muy diversos, desde plantas grandes, como *Eichhornia crassipes* (jacinto de agua) o *Pistia stratiotes* (lechuga de agua) con grandes hojas y raíces, hasta plantas muy pequeñas, como Lemnaceae (lentejas de agua, *Lemna* spp.) con raíces diminutas. Estas CW tienen elevados costes de explotación y mantenimiento relacionados con la necesidad constante de recolectar plantas. Las **macrófitas de hojas flotantes** son enraizadas en el sustrato. Sus hojas flotan en la superficie del agua sobre largos pedúnculos, por ej. los nenúfares (*Nymphaea* spp.), la salpicadura (*Nuphar lutea*) o el loto indio (*Nelumbo nucifera*). Las **macrófitas sumergidas** son enraizadas en el sedimento con toda la planta sumergida en la columna de agua. Absorben nutrientes de los sedimentos; algunas plantas absorben los nutrientes directamente de la columna de agua. Son usadas solo en aguas bien oxigenadas con bajas concentraciones de sólidos en suspensión.

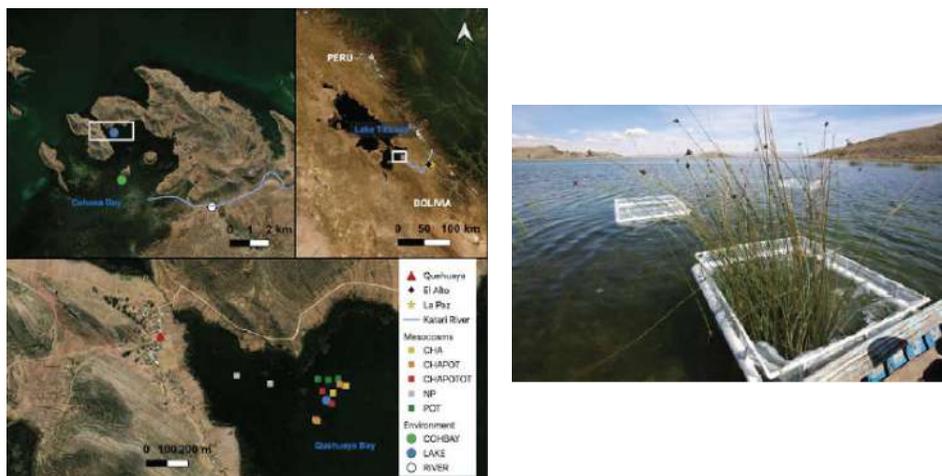
Un CW de flujo superficial típico con **macrófitas emergentes** consiste en un estanque o secuencia de estanques poco profundos, con 20-30 cm de suelo enraizado, una profundidad de agua de 10-60 cm y una densa zona de macrófitas. Las plantas más comunes en este tipo de CW son *Phragmites australis* (caña común), *Typha* spp. (espadaña) y *Scirpus/Schoenoplectus* spp. (juncos). La poca profundidad del agua, la baja velocidad del flujo y la presencia de tallos regulan el flujo estancado del agua. Algunas macrófitas emergentes pueden formar alfombras flotantes, aunque sus plantas individuales no. Las alfombras flotantes pueden producirse de forma natural por la alteración del fondo. Son un fenómeno común en humedales de todo el mundo, tanto en regiones templadas como (sub)tropicales (por ej., las islas flotantes de Totorá del Lago Titicaca).

Los **CWFSS** pueden clasificarse según la dirección del **flujo** en **horizontales (HF CW)** y **verticales (VF CW)**. Los HF CW se alimentan de forma continua, mientras que los VF CW se alimentan de forma intermitente. En los **HF CW**, las aguas residuales pre-tratadas mecánicamente fluyen lentamente bajo la superficie del lecho filtrante relleno de material poroso (por ej. rocas trituradas) plantado con macrófitas emergentes. Así, las aguas residuales entran en contacto con una red de zonas aerobias, anóxicas y anaerobias. Las zonas aerobias están restringidas a zonas estrechas adyacentes a las raíces y rizomas que filtran oxígeno al sustrato. Los **VF CW** consisten generalmente en un lecho de material poroso, a través del cual el agua se mueve en dirección vertical. Incorporan diversas características hidrológicas y son tres tipos de VF CW sub-superficiales: de flujo descendente, ascendente, de relleno y drenaje. El tipo más común es la unidad de flujo descendente de drenaje libre (a través de arena), en la que la salida está abierta en la base del lecho filtrante. El agua residual se suministra de forma intermitente a la superficie del lecho filtrante en lotes. Cada nuevo lote se introduce sólo después de que el agua del lote anterior se haya filtrado. Esto permite la difusión de aire en el lecho vacío. Por lo tanto, el lecho de filtración es predominantemente aeróbico. Se usa para oxidar el efluente anaeróbico de fosas sépticas.

El primer sistema documentado de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales se patentó ya en 1901. Sin embargo, se considera que en las décadas de 1980 y 1990 se produjo una rápida expansión de los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en todo el mundo. A finales de los 1980, Alemania publicó las directrices nacionales sobre el diseño y funcionamiento de los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales y, poco después, se publicaron las directrices europeas. En Norteamérica se construyeron CWFS con regularidad, durante los 1980. Muchos de estos sistemas servían como unidades de tratamiento terciario de las aguas residuales municipales en áreas grandes. En Sudamérica, los CW sólo se aplicaron en Brasil. Las investigaciones se centraron en sistemas basados en el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en combinación con CW verticales de flujo ascendente, denominados 'suelo filtrante'.

Durante los 1990, la tecnología de los humedales artificiales se extendió a todos los continentes. En los 2000, los CW se vuelven un método "certificado" de tratamiento de aguas residuales en muchos países del mundo. En algunos países, como China, el número de humedales artificiales supera los cien mil. También crecen los CW en Sudamérica, especialmente en Colombia, Argentina y Chile. Los CW se utilizan eficazmente en las ciudades para tratar las aguas residuales, las aguas grises, los desbordamientos de aguas pluviales y la escorrentía, para reciclar el agua dentro de las ciudades, y forman parte de los sistemas de drenaje urbano sostenible (SUDS o 'Sustainable Urban Drainage Systems').

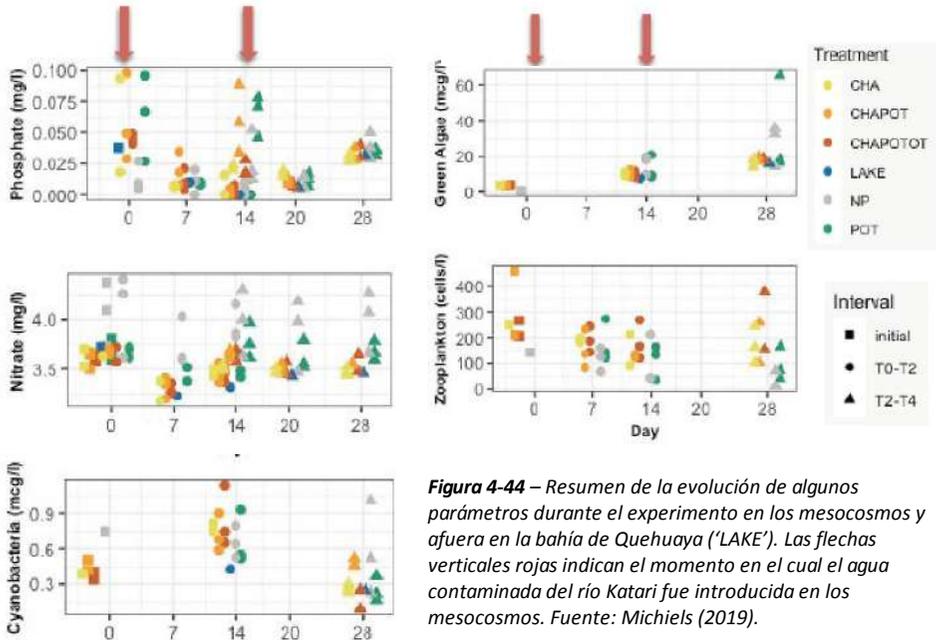
**Manejo de humedales construidos para tratar las aguas contaminadas** – Aunque los humedales construidos (o ‘artificiales’) fueron utilizados con éxito para tratar aguas residuales con altas concentraciones de nutrientes (Gottschall et al., 2007), se ha prestado poca atención para cuantificar la contribución de las macrófitas al rendimiento en nutrientes. Además de absorber N y P, las macrófitas actúan como intermedio para las reacciones de depuración al aumentar la diversidad ambiental en la rizosfera y potenciar una serie de procesos químicos y microbianos que promueven la eficacia de la depuración en los humedales construidos (Jenssen et al. 1993). La eficiencia de estos humedales puede estar relacionada con diferencias en especies y densidad, entre otros factores (Brisson & Chazarenc 2009).



**Figura 4-43** – Ubicación de los mesocosmos (izquierda) entre los 5 tratamientos en el total de la bahía de Quehuaya (meso-eutrófica; en el litoral del pueblo de Quehuaya), como región de la bahía de Cohana (eutrófica) en el Lago Menor. Foto de los mesocosmos al inicio del experimento (derecha). Nótese el fondo del lago cubierto de macrófitas. El mesocosmo en primer plano contiene las 3 macrófitas estudiadas combinadas (Chara, Potamogeton, Totorá), con la Totorá emergente visible. Fuente: Michiels (2019).

Los humedales construidos han sido principalmente diseñados para tratar los nutrientes N y P descargados en los ríos, provenientes tanto de fuentes puntuales de contaminación doméstica (aguas residuales negras y grises<sup>21</sup>) como de fuentes difusas de fertilizantes nitrogenados y fosfatados en la escorrentía agrícola. Antes de todo, es importante notar que no existe consensos, más bien controversias, por lo que no se puede llegar a una conclusión clara de diseño estructural de los humedales artificiales.

<sup>21</sup> Las aguas residuales domésticas pueden clasificarse en grises y negras (orina y excrementos humanos). Las aguas grises constituyen una parte sustancial de las aguas residuales domésticas. Proceden de fregaderos de cocina, duchas, lavanderías y lavamanos.



**Figura 4-44** – Resumen de la evolución de algunos parámetros durante el experimento en los mesocosmos y afuera en la bahía de Quehuaya ('LAKE'). Las flechas verticales rojas indican el momento en el cual el agua contaminada del río Katari fue introducida en los mesocosmos. Fuente: Michiels (2019).

A fin de evaluar el potencial de los humedales construidos para tratar las aguas residuales en el Lago Titicaca, Michiels (2019), en el ámbito de su Maestría, realizó el 1º experimento factorial en mesocosmos *in situ* en la bahía de Cohana del Lago Menor. Cuantificó la reducción de nutrientes y contaminantes por diferentes especies de macrófitas acuáticas nativas, por separado y combinadas, así como investigó las interacciones con los grupos funcionales y las estructuras de las comunidades de plancton. Construyó e instaló 15 mesocosmos con cinco tipos de vegetación diferentes, a los que se añadió 20 L (~1% del volumen de los mesocosmos) de agua contaminada (enriquecida en nutrientes, materia orgánica y bacterias coliformes fecales) del río Katari y se monitoreó semanalmente durante un periodo de 4 semanas (Fig. 4-43). Los mesocosmos de forma cubica y abiertos al fondo tenían una superficie de 1,5 m x 1,5 m y una profundidad oscilando entre 1,55 y 2,50 m. Cada mesocosmo consistió en paredes en polietileno transparente no reciclado de espesor suspendidas en un marco flotante de tubos PVC blanco. Para garantizar la hermeticidad con el sedimento, al extremo inferior de cada lado, se soldaron lastres de hierro de 5 kg en un fuelle del polietileno. Dada la flexibilidad del polietileno se estima a 1,21 m<sup>2</sup> la superficie de agua de cada mesocosmo con un volumen medio de 2,2 m<sup>3</sup>. Los 5 tratamientos fueron: NP (Control sin macrófitas), CHA (*Chara* sp.), POT (*Potamogeton* sp.), CHAPOT (*Chara* sp. + *Potamogeton* sp.) y CHAPOTOT (*Chara* sp. + *Potamogeton* sp. + *Schoenoplectus* sp. o Totorá). Los mesocosmos fueron asignados al azar en la medida de lo posible. Entretanto, encontrar ambientes semejantes para definir verdaderos duplicados para cada tratamiento fue difícil, dada la enorme heterogeneidad espacial.

El experimento demostró la complejidad del funcionamiento del sistema de humedales de la bahía de Cohana. Los cambios en los parámetros físico-químicos no fueron inequívocos y presentaron una gran variabilidad (Fig. 4-44). En general, las reducciones de nutrientes fueron

considerables, con - 0-6% para el nitrato y - 32-95% para el fosfato. Los coliformes fecales también disminuyeron muy rápida y fuertemente, hasta - 17-100%. De forma concomitante, las dominantes algas verdes aumentaron constantemente. Los análisis de varianza no permitieron detectar ningún efecto significativo entre los tipos de vegetación (tratamiento) para ningún parámetro. Sin embargo, la sola presencia de macrófitas influyó positivamente en la eliminación de fosfatos durante el primer intervalo, en el aumento de algas verdes, y en el aumento de las densidades de zooplancton durante el último intervalo. Michiels (2019) recomendando interpretar con cautela los resultados, ya que la mezcla de los mesocosmos tras la adición de agua del río podría haber provocado algunos artefactos, y las fuertes tormentas una posible intrusión temporal de agua de la bahía. Por lo que es necesario seguir desarrollando la experimentación.

**Humedales construidos para tratar la contaminación agrícola** – Li *et al.* (2021) revisaron los sustratos y especies vegetales óptimos para los humedales construidos, así como sus capacidades de tratamiento del exceso de N y P procedente de la escorrentía agrícola, el cual provoca la proliferación de algas (blooms), contamina el medio ambiente, perturba la pesca y el turismo, y amenaza la seguridad del agua. N es eliminado mediante los procesos de nitrificación, amonificación y absorción de amoníaco, mientras que P es eliminado mediante la combinación de sustratos, plantas y microorganismos. Los autores identificaron tres sustratos más adecuados: la grava, la zeolita y la escoria; entretanto, dependiendo del coste y de la disponibilidad de materias primas se puede usar: bentonita, pizarra, arena, cáscara, paja de arroz, cenizas volantes, trozos de ladrillo hueco y escoria. Entre las macrófitas emergentes, las más óptimas son *Eleocharis dulcis*, *Typha orientalis* y *Scirpus validus*; las sumergidas *Hydrilla verticillata*, *Ceratophyllum demersum* y *Vallisneria spiralis*; las flotantes *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor*, y las de hojas flotantes *Nymphaea tetragona* y *Trapa bispinosa*. Además, las condiciones meteorológicas y su estacionalidad, la hidrología, y el cambio climático influyen aún más en los efectos de la contaminación por difusión de nutrientes. Entre las lagunas de investigación para comprender el funcionamiento de los humedales construidos se encuentran las condiciones externas en diferentes regiones climáticas, los efectos competitivos entre especies de macrófitas y las interacciones entre plantas y sustratos.

Para revisar la eficiencia de tratamiento de los humedales construidos y mejor entender el papel de sus componentes (sustrato, vegetación y microorganismos) en distintos contextos climáticos, Hdidou *et al.* (2022) analizaron 29 artículos de investigación. Abarcarán 12 países entre templados y tropicales (Turquía, Egipto, España, Italia, México, Tailandia, Japón, China, Marruecos, Vietnam, Senegal e India), diferentes tipos de humedales construidos ('Constructed Wetlands', CWs) (superficie libre de agua, o 'Free Water Surface', FWS; subsuperficiales horizontales, o 'Horizontal Subsurface', HSSF; verticales subsuperficiales, o 'Vertical Subsurface', VSSF; híbridos CWs<sup>22</sup>) y distintos tipos de aguas residuales. En base a estos estudios, los CWs pueden alcanzar altas eficiencias de tratamiento, comparables, o incluso superar en algunos casos, las eficiencias de las tecnologías de tratamiento convencionales. Los autores encontraron que los CWs son muy eficaces en la eliminación de la contaminación convencional (SST, Sólidos Suspendidos Totales; DQO, Demanda Química de Oxígeno; DBO, Demanda Biológica de Oxígeno etc.), siendo los CW VSSF superiores a los CW FWS y HSSF debido a sus mayores tasas de transferencia del oxígeno. Los CWs tienen una buena capacidad de eliminación de metales

<sup>22</sup> Humedales construidos híbridos = combinación de diferentes tipos de humedales construidos (CW) para explotar sus diferentes ventajas y lograr un mayor rendimiento.

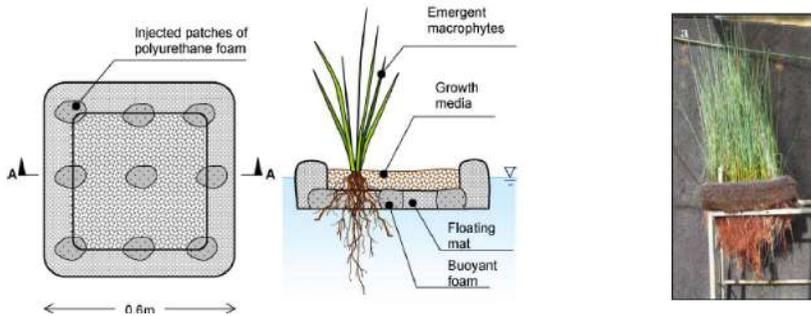
pesados y contaminantes emergentes. En cambio, la eliminación de la contaminación microbiana es un reto y puede mejorarse utilizando CW híbridos junto con altos tiempos de retención hidráulica<sup>23</sup> y humedales de pequeño tamaño. Los CWs producen efluentes de alta calidad que cumplen las normas y reglamentos para la reutilización de aguas residuales en la agricultura. Por lo tanto, los autores concluyen que los CWs son una solución sostenible, barata y que ahorra energía, que puede adoptarse como tecnología de tratamiento alternativa para el saneamiento rural remoto.

**Humedales construidos con macrófitas emergentes** – Las macrófitas emergentes son las más utilizadas en humedales construidos con flujo (sub)superficial. Sin embargo, no toleran grandes fluctuaciones de nivel de agua. Por ej., para evaluar el rendimiento a largo plazo en la eliminación de N y P de aguas fluviales contaminadas simuladas en humedales, e identificar las diferencias en el papel de cuatro especies de macrófitas emergentes (*Typha orientalis*, *Phragmites australis*, *Scirpus validus* e *Iris pseudacorus*), Wu *et al.* (2011) realizaron un experimento en 27 sistemas de humedales microcósmicos (cubetas de polietileno de 65 L de capacidad, 0,13 m<sup>2</sup> de superficie; ver plan experimental) con flujo superficial establecidos bajo un cobertizo transparente en el Norte de China. Fueron monitoreados en periodos de 10 días entre abril y noviembre 2008. Las macrófitas redujeron las concentraciones medias de TN de 18,84 ± 1,10 a un mínimo de 6,09 ± 2,04 mg/L (*I. pseudacorus*), o sea una eficiencia máxima de 68 ± 10% y una tasa de 0,20 ± 0,04 g/m<sup>2</sup>/d; las concentraciones medias de amonio NH<sub>4</sub>-N de 8,41 ± 0,41 a un mínimo de 0,59 ± 0,46 mg/L (*P. australis*), o sea 93 ± 5% y 0,12 ± 0,01 g/m<sup>2</sup>/d; en las unidades plantadas, las concentraciones medias de TP en los efluente oscilaron entre 0,52 ± 0,29 y 0,83 ± 0,50 mg/L (1,16 ± 0,51 mg/L en las unidades no plantadas), o sea 47-66%. Las plantas crecieron bien con una gran capacidad de remoción de los nutrientes, mayor en verano y máxima para *S. validus* e *I. Pseudacorus*, las especies preferidas en los humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales en el norte de China.

**Humedales construidos con macrófitas emergentes flotantes** – Las macrófitas emergentes flotantes son plantas emergentes que crecen artificialmente en una manta que flota en la superficie del agua, en lugar de enraizarse en los sedimentos del fondo. Estos sistemas de tratamiento llamados ‘Floating emergent macrophyte treatment wetlands’ (FTWs), son frecuentemente utilizados en estanques de aguas pluviales porque son capaces de tolerar sus típicas grandes fluctuaciones en la profundidad del agua. De hecho, las cuencas urbanas por ser muy impermeables, así como los regímenes hidrológicos de los ríos y torrentes de montaña, generan grandes picos de caudal durante las tormentas. Para comprender mejor las capacidades de tratamiento de las FTWs, Tanner & Headley (2011) realizaron una serie de experimentos en mesocosmos replicados (n = 3; tanques de 12 × 0,7 m<sup>3</sup> utilizando mantas flotantes de 0,36 m<sup>2</sup>; Fig. 4-45) en la Isla Norte de Nueva Zelanda, durante periodos de 7 días, con 4 especies diferentes de macrófitas emergentes (*Carex virgata*, *Cyperus ustulatus*, *Juncus edgariae*, *Schoenoplectus tabernaemontani*), para la eliminación de fósforo disuelto (inicial 96-136 mg TP m<sup>-3</sup>, de los cuales 85-90% en formas reactivas disueltas) y sólidos finos en suspensión (FSS; 7,7–10 g m<sup>-3</sup>), turbidez (10,2 NTU), además de cobre y zinc. Las plantas flotantes se ven obligadas a nutrirse directamente de la columna de agua, lo que puede aumentar la absorción de nutrientes y elementos por parte de la biomasa.

---

<sup>23</sup> *Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) = periodo de tiempo que el agua permanece en una unidad de tratamiento, desde la captación hasta el suministro a la red domiciliaria: TRH (hr) = V (m<sup>3</sup>) / Q (m<sup>3</sup>/hr). Donde, V = volumen y Q = gasto.*

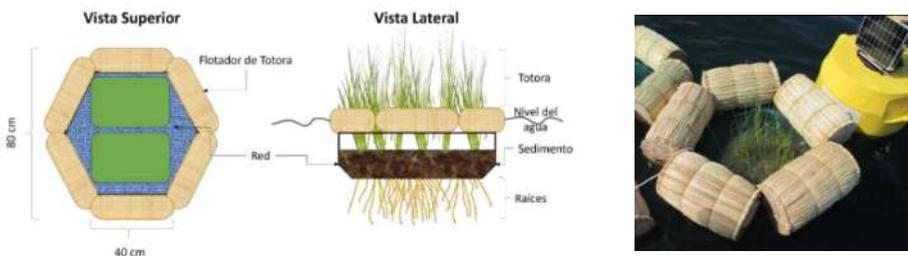


**Figura 4-45** – Vista superior (izquierda) y sección transversal (centro) de un humedal experimental de tratamiento flotante. Sólo se muestra una planta. Ej. de biomasa de *Schoenoplectus tabernaemontani* aérea y sumergida (derecha) en un tapete flotante vegetado tras un año de cultivo en aguas pluviales sintéticas. Las raíces de las plantas cuelgan bajo la manta flotante dando una amplia superficie para el crecimiento del biofilm adherido y el atrapamiento de partículas finas en suspensión. Fuente: Tanner & Headley (2011).

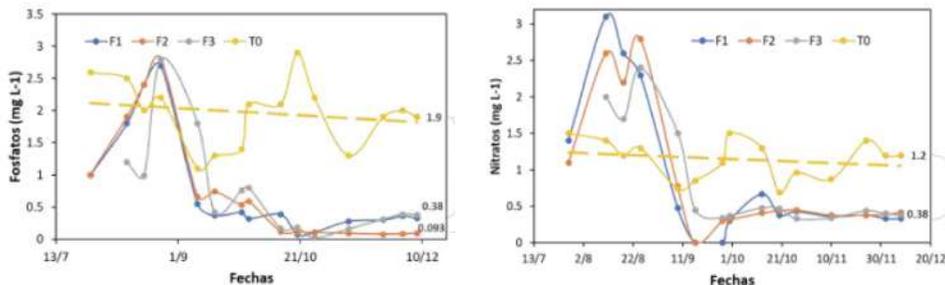
La presencia de una manta flotante plantada mejoró significativamente la eliminación de partículas finas en suspensión (reducción de la turbidez a 1 NTU después de 14 días con *C. vitgata*) y del P reactivo disuelto en comparación con el control. Se registraron tasas medias de absorción por las plantas de 0,5-8,5 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (o sea, entre 4% y >100% de las tasas de eliminación de P reactivo disuelto en 7 días; la presencia de FSS siendo necesaria). Sorprendentemente, se observó una reducción de los niveles de oxígeno disuelto en la zona radicular en presencia de las plantas, siendo las plantas de los humedales conocidas por transportar oxígeno atmosférico internamente a través de sus tejidos y liberarlo en sus rizosferas. Los autores sugieren que la liberación de compuestos bioactivos de las raíces de las plantas, o los cambios en las condiciones físico-químicas en la columna de agua y/o en suelos en los FTWs plantados mejoraron indirectamente los procesos de eliminación mediante la modificación de la especiación de metales (por ej., estimulando la complejación o floculación de fracciones disueltas) y/o las características de sorción<sup>24</sup> de los biofilmes.

Un estudio similar está siendo implementado por el equipo de Achá (2022) en el ámbito de su proyecto piloto PNUD 03-B-03 BIOREM de fitorremediación con Totora, inicialmente previsto para las zonas de Huatajata y Bahía Cohana, en el Lago Menor del Titicaca. Debido a la pandemia, los experimentos destinados a cuantificar la capacidad de remoción de los nutrientes, y por consecuencia la reducción de la concentración de la clorofila-*a* del fitoplancton, por totoras emergentes flotantes (*Schoenoplectus californicus* ssp.), fueron realizados en cuatro mesocosmos de 2,5 m<sup>3</sup> en el Campus de la UMSA en Cota Cota (Fig. 4-46).

<sup>24</sup> Sorción = proceso físico y químico mediante el cual una sustancia se adhiere a otra.



**Figura 4-46** – Esquema final con flotadores de Totoras (izquierda) construidos en la isla Suriqui (Lago Menor), capital de la artesanía con Totoras de acuerdo a sus pobladores. Flotadores de Totoras con el sistema con la Totoras (derecha) para la prueba de flotabilidad y supervivencia, próximo a Huatajata Fuente: Achá (2022).



**Figura 4-47** – Concentraciones de fosfato disuelto (izquierda) y nitrato disuelto (derecha) medidas en la columna de agua de los mesocosmos experimentales (2,5 m<sup>3</sup>) del Campus de Cota Cota con uno a tres sistemas de totoras flotantes (F3-F1 respectivamente) y sin presencia de Totoras (T0). En los sistemas F3-F1, se observó 80-95% de remoción para el fosfato y 68% de remoción para el nitrato, en relación al sistema control sin Totoras (T0). No se pudo realizar estas mediciones en el sitio de Huatajata por el corto plazo previo a la compleción del proyecto. Fuente: Achá (2022).

Estas tasas de remoción son consistentes con las obtenidas por Tanner & Headley (2011) en un contexto climático diferente. Es importante notar que los niveles de fosfato alcanzados en los mesocosmos con y sin Totoras son más de 250 veces los observados en Huatajata (Fig. 4-47). Por tanto, el enorme potencial de un humedal flotante con Totoras excede muchas veces la necesidad de remoción de contaminantes medida en el ambiente natural.

**Humedales construidos con macrófitas sumergidas** – Las comunidades de macrófitas acuáticas sumergidas presentan mecanismos de eliminación de fósforo (P) que no se encuentran en los humedales dominados por macrófitas emergentes. Esto incluye la asimilación directa del P de la columna de agua por parte de las plantas y la co-precipitación de P con carbonato de calcio (CaCO<sub>3</sub>) mediada por el pH (Dierberg *et al.* 2002). Este fenómeno se puede observar en zonas someras ( $\leq 2$  m) del Lago Menor. Se materializa por áreas de arena blanca fina de algunos metros de diámetro, en el medio de una pradera de *Chara* sp. Los procesos biológicos relacionados con la actividad fotosintética del fitoplancton pelágico y, sobretudo de la considerable biomasa de *Chara* en la zona litoral son responsables de esta acumulación en el sedimento, ya que las incrustaciones de CaCO<sub>3</sub> constituyen del 59% al 76% del peso seco de los Carófitos (Pelechaty *et al.* 2013). Entonces, las macrófitas sumergidas podrían emplearse para aumentar el rendimiento de los humedales construidos en la remoción del P. Dierberg *et al.* (2002) investigaron la eliminación de P en 9 mesocosmos (3,7 m<sup>2</sup>) triplicados poblados con una

mezcla de 4 taxones comunes en la región de los Everglades, Florida: *Najas*, *Ceratophyllum*, *Chara* spp. y *Potamogeton*, según 3 **tiempos de retención hidráulica (HRT)** nominales de 1,5, 3,5 o 7,0 días, que recibieron escorrentía agrícola durante 21 meses. En los tratamientos HRT de 3,5 y 7,0 días, las concentraciones promediaron 29 y 23 mg TP/L, respectivamente.

El fósforo reactivo soluble (SRP), la forma dominante de P en el agua de entrada, se eliminó casi por completo en los tratamientos HRT de 7,0 y 3,5 días sobre todo. Los niveles de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) y de nitrógeno nítrico ( $\text{NO}_x\text{-N}$  = nitrato + nitrito + nitrógeno) disminuyeron drásticamente. El sedimento y la litera son los sumideros finales de P en los humedales. Sin embargo, los procesos físicos y químicos asociados con la columna de agua y la vegetación son los principales responsables de la eliminación de P del agua suprayacente. Tres mecanismos intervienen: Las macrófitas sumergidas pueden asimilar el P directamente a través de sus talos, brotes y hojas. El perifiton que crece en la vegetación elimina los nutrientes directamente del agua. La elevación del pH resultante de la fotosíntesis intensa de las macrófitas y perifiton puede conducir a la sobresaturación de  $\text{CaCO}_3$ , que a su vez puede facilitar la eliminación de P por co-precipitación.

Este estudio demostró una relación entre el nivel de rendimiento del tratamiento alcanzado con la variación en la carga hidráulica y de nutrientes. El tratamiento HRT de 7,0 días fue superior a todos con respecto a la reducción de las concentraciones de TP a la salida. Las diferencias en estructura de la comunidad influenciaran poco el rendimiento de la eliminación de P. En cambio, las tasas de carga de TP fueron más importantes en la determinación de las eficiencias de eliminación de P. El tratamiento HRT de 1,5 días logró 1,5-3 veces mayor remoción de P por unidad de área ( $9,94 \text{ g/m}^2/\text{año}$ ). La selección del HRT apropiado para un sistema de tratamiento a escala real deberá considerar las ventajas y desventajas de alcanzar la eliminación de masa de nutrientes o de concentración del flujo de salida. Los autores concluyeron que estos pequeños mesocosmos reproducen los procesos esenciales de eliminación de P que tienen lugar en los humedales con macrófitas sumergidas a escala real. Son apropiados y rentables para realizar investigaciones sobre procesos y poner a prueba cuestiones operativas y de gestión.

## 6. Estrategias factibles para controlar la eutrofización del Lago Menor del Titicaca

La eutrofización y la contaminación son problemas recurrentes en la Bahía Interior de Puno (BIP) desde los años 1970s debido a las descargas de aguas residuales no tratadas provenientes de la ciudad de Puno (ver las referencias en Northcote *et al.* 1991), empeorados por el colapso de la PTAR de Espinar. Entretanto, para el sector boliviano del Lago Menor, se tuvo que esperar los trabajos pioneros de Fonturbel en los años 2000s. En bahía Cohana, contaminada por las aguas residuales provenientes de la ciudad de El Alto en pleno crecimiento, Fonturbel (2005) utilizó indicadores químicos (pH, turbidez, NT, SRP, DBO5) y biológicos (coliformes termotolerantes). En 3 áreas de  $100 \text{ m}^2$ , muestreo macrófitas flotantes (*Lemna*) y sumergidas (*Myriophyllum*, no encontró *Chara*) para medir cobertura y diversidad. Colecto fitoplancton de tamaño  $\geq 25 \mu\text{m}$  (filtrado en una red) dominado por cianobacterias *Gomphosphaeria*, y algas verdes *Closterium* y *Mougeotia*, con menor diversidad. Desafortunadamente, este procedimiento omite el más abundante microfitorplanton, como por ej. el alga verde *Carteria* sp.  $< 10 \mu\text{m}$  responsable del Bloom de 2015. Se basó principalmente en la proliferación superficial de *Lemna*, la reducción relativa de la cobertura en Totora y *Chara*, el

aumento de la turbidez, el exceso de nutrientes y materia orgánica, la reducción del oxígeno disuelto, para demostrar el rápido avance de la eutrofización.

De acuerdo a los límites máximos permisibles de la legislación boliviana (Anexo A del Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica de la Ley 1333 de Medio Ambiente), clasificó Cohana como Clase D (mínima calidad, no apta para uso humano). Desde entonces, recomiendo tomar medidas urgentes de mitigación e implementar un Plan de Monitoreo Ambiental integral. En base a sus investigaciones de Maestría, Fonturbel publicó un libro (Fonturbel 2008) sobre la contaminación cultural (antrópica). Resalto perspectivas retomando sus propuestas para eliminar nutrientes en exceso de las aguas eutrofizadas mediante bioreactores y biodigestores empleando microorganismos aerobios y anaerobios, fotobioreactores con microorganismos fotosintéticos, así como las tecnologías de fitorremediación, que no precisan de la construcción de costosas infraestructuras (PTARs), ambas respetuosas del medioambiente. Pasaran 2 décadas, se magnificaron la contaminación y la eutrofización en la cuenca Katarí y el litoral del Lago Menor, sin que se cuenta con mini PTARs adicionales (además de Puchukollo), tampoco unas tecnologías amigables (arriba). Las décadas pasan sin intervenciones. Por lo que los costos de remediar al deterioro de las aguas se elevan hasta que se vuelvan técnicamente inviables. Mientras tanto las condiciones sanitarias y de salud de las poblaciones solo se degradan.

**Tabla 4-3** – Algunas medidas técnicas de control localizado de la eutrofización potencialmente aplicables al Lago Menor del Titicaca. Fuente: elaboración propia de X. Lazzaro a partir de la literatura científica.

Ubicación	Tipo de tecnologías	Medidas
Tratamiento de las aguas de los ríos y lagunas afluentes	Fitorremediación	Diversión en humedales construidos mediante macrófitas acuáticas ( <i>Lemna</i> , <i>Azola</i> , <i>Totora</i> , <i>Chara</i> ) que adsorben los nutrientes, y provocan sombreado perjudicial para la fotosíntesis del fitoplancton.
		Implementación de islas flotantes con <i>Totora</i> que adsorben nutrientes.
Control <i>in situ</i> de la eutrofización en el Lago Menor	Bloqueo del fósforo	Experimentación del principio activo de una Planta Flotante Estacionaria de Descontaminación DELLEPERE con Sistema OxyPlus™ (microburbujas) con inyección de oxígeno (O <sub>2</sub> ), ozono (O <sub>3</sub> ) y radiación UV; sitio en laguna temporal de Cumana; <a href="https://www.facebook.com/dellepereenterprises/">https://www.facebook.com/dellepereenterprises/</a>
		Phoslock® se deriva del lantano, un mineral natural. Se une rápidamente con el fósforo reactivo libre (FRP) de la columna de agua y lo elimina. También retiene el fósforo en los sedimentos. La unión FRP-Phoslock es permanente y mejora la transparencia del agua; <a href="https://www.solitudelakemanagement.com/phosphorus-locking-technologies-phoslock-and-alum-nutrient-remediation/">https://www.solitudelakemanagement.com/phosphorus-locking-technologies-phoslock-and-alum-nutrient-remediation/</a>
		La adición de alumbre (sulfato de aluminio, Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ) en aguas de baja alcalinidad reduce el pH y produce residuos tóxicos por lo que no se recomienda; su capacidad de remoción de P cambia drásticamente bajo diferentes condiciones químicas o ambientales.
		Restricción de los fosfatos en los detergentes, mediante modificación de la legislación.

	Alguicida	Aplicación continua de sulfato de cobre (CuSO <sub>4</sub> ) provoca la sedimentación del fitoplancton; no se recomienda por ser tóxico.
	Aireación hipolimnética	La introducción de O <sub>2</sub> en las aguas del fondo reduce la liberación de P del sedimento en la columna de agua. Sin embargo, promueve también la dispersión de los contaminantes del sedimento.
	Control biológico o 'biomanipulación'	Fomento de cascadas tróficas entre peces piscívoros -> peces forrajeros -> zooplancton -> fitoplancton. Lastimosamente el Lago Titicaca no cuenta con piscívoros eficientes (trucha, pejerrey), ni peces omnívoros filtradores, tampoco zooplancton herbívoro de gran porte ( <i>Daphnia</i> ). Solo la competición de las macrófitas acuáticas ( <i>Chara</i> , <i>Totora</i> ) para los nutrientes y como refugio para el zooplancton sería perjudicial al fitoplancton.
Control de las fuentes difusas (no puntuales) de nutrientes en la cuenca de drenaje. Frecuentemente, representan los más importantes aportes en nutrientes, sin embargo los más difíciles de cuantificar.	Fuentes urbanas difusas de nutrientes	Reducir la escorrentía urbana mediante: mejores prácticas de barrido de calles; sistemas de alcantarillado doméstico más herméticos; introducción de superficies permeables en el pavimento de las calles y aceras; creación de parques con suelos con vegetación; construcción de estanques de almacenamiento de las aguas de escorrentía (lluvias); separación eficiente de las aguas pluviales y residuales; reducción de la contaminación por las aguas pluviales urbanas (bocas de tormenta); limpieza de cuencas hidrográficas; estabilización y retención de suelos; reforestación de la cuenca alta; etc.
	Aguas subterráneas	Providenciar áreas de expansión de los ríos en épocas lluviosas para evitar las inundaciones y recargar la capa freática. Sin embargo, limitar su contaminación por aguas residuales y de escorrentía.
	Erosión de la costa	Impedir la artificialización del litoral causada por aportes de suelos para ganar superficies de tierra en el lago, la construcción de muros de contención; porque ambos provocan la destrucción del cordón litoral de macrófitas emergentes ( <i>Totora</i> ) y sumergidas ( <i>Chara</i> ). Preferir reimplantar plantas con raíces que retengan el suelo y reforzar el litoral con macrófitas acuáticas.
	Aves acuáticas	Controlar la sobrepoblación litoral de aves acuáticas para reducir la producción de excrementos, sobre todo por parte los patos que son herbívoros y detritívoros. Durante su pastoreo bético, también liberan grandes cantidades de nutrientes del sedimento en la columna de agua.
	Fuentes agrícolas no puntuales (difusas) de nutrientes	Implementar el laboreo de conservación (evitar 'tillage' en inglés), franjas de protección vegetal (llamadas también barreras vivas), o sea plantar setos; promover los cultivos de contorno (paralelos a los contornos naturales del terreno; por ej., en terrazas); reducir los tiempos y la aplicación de fertilizantes para minimizar los aportes en P soluble inorgánico para el fitoplancton; optimizar la gestión del estiércol del ganado para evitar los vertidos en el lago; etc.

## **7. Propuestas para reducir las contaminaciones de El Alto-Viacha al Lago Menor**

Para frenar la eutrofización en las zonas litorales y pelágicas del Lago Menor, es imprescindible e impostergable controlar las descargas puntuales y difusas de nutrientes y materia orgánica provenientes de los desechos humanos en las áreas urbanas aguas arriba, y de las actividades agropecuarias aguas abajo de las cuencas hidrográficas (Katari, Sehuenca, Batallas), respectivamente. Las PTARs convencionales contribuyen al tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico, más no en su totalidad de las aguas residuales. El tratamiento de las contaminaciones industriales requiere PTARs específicas que no son contempladas en el Plan Director de la Cuenca Katari (MMAY 2018) que apenas cuenta con la ampliación de la PTAR de Puchukollo, la cual no capta el 100% de las aguas residuales municipales de la ciudad de El Alto. Este proyecto fue abandonado por la empresa concesionaria seleccionada.

El propósito de esta sección no es implementar un proyecto completo con evaluación de costos financieros además de beneficios ambientales y socioecológicos. Se trata más bien de un ejercicio de reflexión ('lluvia de ideas') sobre cómo combinar los paradigmas ecológicos presentados en la primera parte de este capítulo con algunos avances tecnológicos en 'mini-plantas' de tratamiento, también llamadas 'plantas compactas', para reducir la carga de nutrientes y materia orgánica vertida desde la cuenca Katari al Lago Menor. Pues, se tiene que tomar en cuenta las peculiaridades hidrológicas y el poblamiento disperso del Altiplano, que no permiten el uso convencional de grandes PTARs. Estas plantas de tratamiento compactas (ver la sección 7.5), por su reducida superficie al suelo, podrían ser operadas como plantas comunitarias próximas a los cursos de los ríos, e incluso a nivel de distritos en la ciudad.

### **7.1. Sin una visión no habrá futuro para el Lago Menor**

Proteger y restaurar un lago necesita conocimientos sobre su funcionamiento y los factores de incidencia (clima, urbanización, medidas) que lo alterarán a futuro, y sobre todo compromiso. Precisamente, un compromiso político es justo lo que falta para el Lago Menor (y el Titicaca en general) porque: (a) la situación ambiental actual del Lago Menor y su cuenca, es la expresión de una política ambiental débil, que conlleve a la construcción de sistemas de tratamiento, como al establecimiento de medidas de restauración pueden tomar una década para ser exitosas; (b) las autoridades competentes, porque no son expertos y/o podrían no coincidir con los planes propuestos, son poco sensibles o rechazan los argumentos de los científicos; y (c) la sociedad civil tiene limitados conocimientos, sin fuerza de reivindicación. Al verse absorbidos en su lucha diaria para obtener sus recursos básicos, los ribereños no tienen ni los medios ni la perseverancia para exigir mejores condiciones de vida con el legítimo respeto a la naturaleza que siempre han cultivado sus antepasados. Es más, con medios insuficientes, ellos no pueden adaptarse a los cambios en marcha ni a los cambios futuros. Los principios de la "modernidad" obligan a vivir en la inmediatez. La vida 'urbano-céntrica' nos aleja del medio ambiente, nos hace creer que podemos prescindir de él. En cuanto a la naturaleza no nos necesita, porque apenas destruimos su funcionamiento armonioso y la contaminamos sin límites, no podemos vivir sin la naturaleza que nos provee gratuitamente el aire que respiramos, las

condiciones climáticas propensas a la vida, y el agua recurso natural tan indispensable para los seres vivos. ¿Sin embargo, quien se preocupa de esto? Sin hablar de su inigualable belleza.

El video 'Fragile Water Layer' (<https://www.youtube.com/watch?v=t-cQE-Fh-oA>) de Efe Hellman, nos hace conscientes de la fragilidad de nuestro mundo. El océano cubre los 3/4 de la superficie del planeta. Sin embargo, es solo una capa extremadamente delgada que mide 3 milésimas de su diámetro ( $\emptyset$ ). Si el planeta tuviera 1 m de  $\emptyset$ , el agua sería tan delgada como una cascara de huevo. Si se la comprime en una esfera sólida, sería pequeña de apenas 11 cm de  $\emptyset$ , menos de una milésima parte del volumen del planeta. Entre tanto, el volumen del océano esta casi todo compuesto de agua salada. El agua dulce es apenas 2,5 % del agua del planeta, o sea una esfera de apenas 3 cm de  $\emptyset$ , pero no está toda disponible: el 69% es el hielo en los polos y la nieve en las montañas; el 30 % es agua subterránea; así que solo 1 % es el agua disponible en ríos y lagos que sería una esfera tan pequeña que casi no se puede ver. De esta pequeña cantidad de agua depende gran parte de la vida en nuestro planeta, incluidos nosotros, que somos compuestos de 70 % de agua. Ahora que lo sabes... ¿qué vas hacer?

Podemos extrapolar a la indisociable relación de El Alto con el Lago Menor. Imaginamos un tiempo no tan lejano, tal vez en unas 2-3 décadas adelante cuando los mayores glaciares de la Cordillera Real habrán desaparecido y que El Alto habrá contaminado gran parte de su acuífero. No, no es ciencia ficción. El Lago Menor quedará como la última abundante fuente de agua dulce. Entre tanto, si no se ha cuidado su calidad, será prohibitivo y técnicamente muy complejo tratar sus aguas antes de bombearlas. Esto será el precio de no tener voluntad política ni compromiso. Pasaron tres décadas de creciente contaminación acompañando el incontrolado crecimiento demográfico de El Alto y sus infraestructuras. Esta ciudad creció sin planificación, por la voluntad de los migrantes, la mayoría provenientes del entorno del Lago Titicaca, en procura de mejores oportunidades económicas para sus familias. Recordemos también otras causas más estructurales como la crisis de la economía campesina tras la reforma agraria, las sequías de los 40s y 80s y las medidas de ajuste estructural, incluida la relocalización. Pues, no fue solo porque los jóvenes no querían más vivir la vida sacrificada de sus padres: pescadores, agricultores, ganaderos, comerciantes. Si esto es cierto en parte, sería demasiado simplificador y caricaturesco. La limitada demanda en turismo comunitario es paradójica ante tanta belleza paisajística y riqueza cultural y arqueológica. Para la mayoría, "El Dorado" (ciudad legendaria del siglo xvi, donde existían abundantes minas de oro, en la actual Colombia) no se ha cumplido. La precariedad, la insalubridad y el inventivo predominan en sus vidas cotidianas.

En estas condiciones, no es de extrañar que ni la preservación del medio ambiente ni el control de la contaminación sean prioritarios. Las industrias han proliferado a medida que surgían oportunidades, muchas de ellas informales e ilegales. No existen sitios industriales donde se agrupen, ni infraestructuras para tratar sus residuos tóxicos. Sin límites sobre lo que está permitido y lo que no, no es sorprendente que se favorezcan las soluciones fáciles, no amigables para al medio ambiente. Obvio, aprovechar los ríos para transportar las aguas residuales lo más rápidamente posible lejos de las zonas urbanizadas, sin tratamiento sanitario previo. Así, aplicando el famoso adagio "la solución a la contaminación es la dilución", el Lago Menor se ha convertido en el receptor final de toda la contaminación generada en su cuenca de drenaje. Según la cosmovisión andina, las notorias civilizaciones consideraban el Lago como un lugar de veneración. Los pelegrinos venían de todo el continente, mismo de América Central, para depositar ofrendas preciosas. Hoy se descarta basura por todos lados. ¿Qué clase de 'civilización' se ha convertido?

Por mala suerte, el sector boliviano del Lago Menor es poco profundo, por lo que sus aguas litorales y bahías concentran la contaminación anual que se deposita en sucesivas capas de sedimentos durante los pocos meses lluviosos. Los kilómetros de vegetación emergente (totora), sumergida (*Chara*) y flotante (*Lemna*, *Azola*) que serían una ventaja para degradar el considerable aporte de materia orgánica y nutrientes transportados por las aguas residuales, se ven perturbados por esta dinámica de sedimentos finos arrastrados desde las zonas urbanas, pero sobre todo liberados aguas arriba por la actividad de las canteras de grava.

Desgraciadamente, los millonarios en préstamos y donaciones de los grandes donantes, gastados en fortalecimiento de instituciones, talleres de comunicación y sensibilización para las comunidades locales, y prestaciones de servicios que repiten año tras año el mismo diagnóstico sin tomar las medidas requeridas, no han controlado las verdaderas causas del deterioro medioambiental. La principal causa a combatir es la falta de un efectivo saneamiento básico y las descargas de aguas residuales en los ríos transformados en canales de drenaje "urbano". Esta actitud se puede calificar de indolente y totalmente irresponsable, en particular para las generaciones futuras que heredarán la actual incapacidad para resolver los problemas. Esta inacción es el resultado de la falta de voluntad política para aplicar las numerosas soluciones conocidas. Como consecuencias, se deteriora el funcionamiento ecológico armonioso de los ecosistemas, y se compromete gravemente la salud pública. Para compensar, se tiene que crear más estructuras hospitalarias y servicios, un colmo de ineficiencia global, con consecuencias socio-económicas desproporcionadas para los contribuyentes y la nación. Podemos considerar que se han perdido al menos dos décadas por falta de visión, compromiso, y por ende inacción. En 2005, tras una huelga generalizada de la ciudad de El Alto, protestando contra altas tarifas, limitados servicios, y restricción en el acceso al agua para comunidades pobres de El Alto, el gobierno boliviano rescindió la concesión de la empresa francesa "Suez Lyonnaise des Eaux", para operar el servicio de agua por medio de su filial "Aguas del Illimani".

En su lugar, EPSAS, la Empresa Pública Social de Aguas y Saneamiento, fue intervenida, por ineficiencia, durante seis meses para garantizar la normal provisión del servicio de agua potable y alcantarillado sanitario en el área metropolitana de El Alto y La Paz. Hasta el presente, pese a su responsabilidad de proveer agua potable, mantener y extender la red de alcantarillado e implementar una red de PTARs para proteger la calidad ambiental de los ríos de la cuenca Katari y del Lago Menor, EPSAS no ha desarrollado una coordinación con los municipios circunlacustres. En vez, practica una estrategia extractivista sobre todos los recursos hídricos de la región andina, sin cuidar la recarga de los mismos. Así, desvía las aguas del complejo minero de Milluni, al pie del cerro Huayna Potosí, y embalsa las lagunas como de los Nevados Tuni, Tuni Condoriri. Además, vacía el Acuífero Purapurani ubicado debajo de la urbe alteña, explotando las aguas de 35 pozos en el gran humedal de Puchukollo para alimentar la planta de abastecimiento de Tilata (Viacha) y luego retornarlas como aguas residuales a la PTAR de Puchukollo. ¡Corresponde en vaciar aguas subterráneas de calidad para descargarlas mugrientas en el río Seco! Así, solo se degradan los ríos y el lago, por falta de PTARs funcionales y eficientes. ¿Como si los efectos del cambio (desarreglo) climático no generaban suficientes desafíos para garantizar el balance hídrico de la cuenca? Cada año, se acumuló un déficit pluviométrico (cf. los datos de la estación meteo en la Boya HydroMet desde 2019). Este año 2023 el fenómeno El Niño está creciendo y traerá mayor sequía. Entonces, la actual abundancia de agua es solo aparente. Mas bien, las condiciones son propicias para sufrir serias restricciones en 2024. Por lo que vigilar

permanentemente la calidad de agua del Lago Menor y las condiciones meteorológicas es imprescindible.

Era previsible que la PTAR de Puchukollo, construida en 1998 para 500 mil habitantes cuando El Alto era apenas un barrio alrededor del Aeropuerto, no podría soportar > 1 millón de habitantes. Se agravó por las deficientes redes de alcantarillado que sólo podían contemplarse tras la anticipada planificación de la expansión geográfica y demográfica de la ciudad. Cuando iniciamos nuestro proyecto, apenas era conocido que las aguas residuales del Katari solo desembocaban en bahía Cohana. Que falta de curiosidad, porque nos tomó pocos meses para descubrir que también desembocaban en bahía Cumana, y sobre todo en el litoral de Chojasivi al sur de bahía Cohana. Lo que nos ayudó a entender porque en 2015 la floración de la microalga *Carteria* se extendió a las regiones norte y central del Lago Menor. Luego, los ‘time-lapses’ de las imágenes satelitales, validadas por mediciones *in situ* de concentraciones de clorofila-*a*, permitieron visualizar una circulación general litoral desde el sur de isla Cojata (próxima a Huarina, frente a la desembocadura del río de Batallas), hacia la bahía de Puerto Pérez, bahía Cumana, las afueras de bahía Cohana a lo largo del sur de isla Suriqui, isla Sicuya como la más impactada por la contaminación, las afueras del total de Chojasivi, a lo largo del litoral norte de la península de Taraco, pasando la punta de Santa Rosa. Por lo que las aguas residuales de El Alto y Viacha (a su vez en plena expansión) contaminan y eutrofizan (aumentan la biomasa de fitoplancton) la mayor parte del sector boliviano poco profundo del Lago Menor. Mucho peor de lo inicialmente imaginado. También contradice la Constitución Boliviana que establece que cada ciudadano tiene derecho a un ambiente sano. Es ignorar totalmente la situación de las poblaciones ribereñas a los ríos de la cuenca Katari y del litoral norte y central del Lago Menor.

## 7.2. Distribución de fuentes contaminantes en la cuenca Katari

El inventario de fuentes contaminantes en los sectores peruano (Ocola Salazar & Laqui Vilca 2017), y boliviano (Ocola Salazar *et al.* 2022) son impactantes: El Censo 2012 del INE reportó la presencia de 213.572 habitantes circunlacustres (26.842 urbanos), 1’007.100 en la Unidad Katari (934.508 urbanos), 848.452 en el Municipio El Alto (1’069.331 para 2020; 846.880 urbanos). La PTAR de Puchukollo (colapsada) recibe 13,6 hm<sup>3</sup>/año de aguas residuales. El vertimiento (en estiaje) de aguas residuales alcanza 1,228 m<sup>3</sup>/s o 40,2 hm<sup>3</sup>/año en el Puente Katari a 6 km de Cohana, con 27.239 m<sup>3</sup>/mes de residuos sólidos: materia orgánica (12.666 m<sup>3</sup>/mes), papel, cartón, vidrio, metales, plásticos, residuos tóxicos. Las industrias químicas impactan con compuestos orgánicos, metales pesados, PCB’s, cianuro; las de papel con cloro y otros tóxicos; de cemento, vidrio, cerámica con metales pesados y aceites; de tintes con sólidos en suspensión, sulfatos, cromo. Se estima > 5.000 industrias asentadas en El Alto, de ellas solo 1.920 con Registro Ambiental Industrial (RAI)<sup>25</sup>, incluyendo 411 que generan vertimientos líquidos, o sea más de 3.000 clandestinas (Castillo Chuquimia 2019). En bahía Cohana (88,60 km<sup>2</sup>), los vertimientos de > 25.000 cabezas de bovinos atingen 45.534 t estiércol/año (4,99 kg/día/cabeza) con altos contenidos de MO, P, N, y coliformes fecales; solo partes contribuyen

---

<sup>25</sup> Incluyendo 821 Panaderías y pastelerías, 377 Fábrica de metales, metalurgia, 119 Cepillado y fabricación de muebles de madera, 72 Preparación de productos alimenticios, 71 Productos químicos, plásticos, gases industriales, farmacéuticos, 53 Curtiembres y fabricación de calzados, 52 Preparación de cereales, 50 Mataderos (+ 80 ilegales), 48 Fabricación de textiles, 36 Fábrica de vidrios y cerámica, etc.

con la eutrofización porque también en mayoría sirven para mejorar y fertilizar los suelos agrícolas. En el Lago Menor, la crianza intensiva de truchas en 57 jaulas flotantes (543 en todo el litoral boliviano) produce 26,4 t/año de alimentos desperdiciados (global 159,3 t/año), así como excretas que contienen altas concentraciones de MO y nutrientes (Ocola Salazar *et al.* 2022), así como productos veterinarios, sobre todo antibióticos.



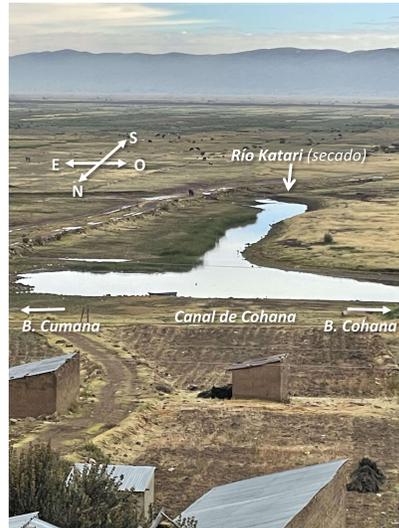
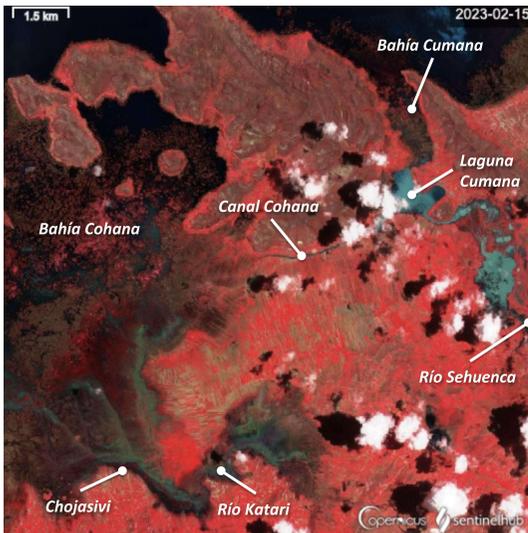
**Figura 4-48** – Mapa tentativo de las zonas de mayores riesgos de eutrofización (simbolizadas por estrellas amarillas, a partir de valores de turbidez, profundidad de zona eufótica, concentración de H<sub>2</sub>S, clorofila-a y algas dominantes, abundancia zooplancton, índice BMWP/Bol de macroinvertebrados): donde la calidad de agua está deteriorada y podría eventualmente generar eventos extremos indeseables como los Blooms de fitoplancton. Fuente: Expedición ECERP de Agosto 2016; Lazzaro *et al.* 2017.





**Figura 4-49** – Imágenes Sentinel-2, con el script Ulyssys, del Lago Menor: región Noreste el 20/02/23 (A) y el 02/03/23 (B), región Central el 15/02/23 (C), y vista combinada (D). Se nota una excelente concordancia con la Fig. 4-48. Las manchas marrón corresponden al sedimento en suspensión, mientras que las manchas amarillo-verde corresponden a mayores concentraciones ('hotspots') de clorofila-a (amarillo > verde). Estas imágenes sin corrección atmosférica, no permiten cuantificar las concentraciones de clorofila-a; las intensidades de color son relativas. Fuente: elaboración J. Maldonado.

La unidad hidrográfica Katari es constituida por el río Seco (caudal promedio  $0,442 \text{ m}^3/\text{s}$  o  $38.189 \text{ m}^3/\text{día}$ ) que nace en los nevados de la Cordillera Real, el río Seque ( $0,198 \text{ m}^3/\text{s}$  o  $17.107 \text{ m}^3/\text{día}$ ) que nace en la laguna de Milluni, la cual abastece de agua potable a las ciudades de La Paz y El Alto. Ambos confluyen en el río Pallina ( $0,628 \text{ m}^3/\text{s}$  o  $54.259 \text{ m}^3/\text{día}$ ) en el cual confluye el pequeño, intermitente y limpio río Katari que nace al Sur. De esta manera, el río Katari (entre tanto, en toda lógica, debería llamarse el río Pallina) desemboca en bahía Cohana con un caudal promedio de  $0,650 \text{ m}^3/\text{s}$  (o  $56.160 \text{ m}^3/\text{día}$ ). Así en el río Katari se vierten 1-2 millón  $\text{m}^3/\text{día}$  de aguas residuales municipales e industriales de los cuales  $300 \text{ m}^3/\text{día}$  son de orina. La PTAR de Puchukollo fue diseñada en 1998 para una población de 400 mil habitantes y tratar  $0,43 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $37.152 \text{ m}^3/\text{día}$ ) (Castillo Chuquimia 2019). Actualmente la población conjunta de El Alto y Viacha supera 1.034.000 habitantes, por lo que la PTAR de Puchukollo recibe actualmente un poco más de  $13,6 \text{ hm}^3/\text{año}$  ( $13,6$  millón  $\text{m}^3/\text{año}$ , o  $37.260 \text{ m}^3/\text{día}$  en promedio) de aguas residuales (Ocola Salazar *et al.* 2022).



**Figura 4-50** – Desvió completo del río Katari hacia Chojasivi (en verde). En la imagen Sentinel-2 del 15/02/23 (a izquierda) se nota claramente que ya no existe más (se secó) el brazo Norte que alimentaba el canal de Cohana, hasta la bahía de Cohana (al Oeste) y la bahía de Cumana (al Este). Solo el río Sehuenca y la laguna temporal de Cumana (en verde) alimentan ahora la bahía de Cumana. En la foto de la derecha tomada desde el pueblo de Cohana en dirección al Sur, se ve el canal de Cohana casi seco de ambos lados, y más en el fondo lo que queda de la desembocadura del río Katari (seco) que contiene un poco de agua porque llovió intensamente durante los 3 días anteriores. Fuente: Foto de X. Lazzaro el 07/04/23.

Entre tanto, lo que preocupa es la gran amplitud de las variaciones estacionales. El caudal del río Seco varía entre 0,02 y 1,4 m<sup>3</sup>/s (1.728 a 120.960 m<sup>3</sup>/día), debido a la descarga de El Alto. Durante el periodo seco la descarga de la PTAR de Puchukollo llega a 0,63 m<sup>3</sup>/s (54.432 m<sup>3</sup>/día). El caudal del río Pallina que recibe las aguas de los ríos Seco y Seque fluctúa alrededor de 0,7 m<sup>3</sup>/s (60.480 m<sup>3</sup>/día). En la parte baja, el río Katari tiene un caudal entre 0,9 m<sup>3</sup>/s (77.760 m<sup>3</sup>/día) en época seca. En época lluviosa, su máximo de 41 m<sup>3</sup>/s (3,5 millones m<sup>3</sup>/día) provoca importantes inundaciones en la parte baja de los dos brazos del río Katari<sup>26</sup>, el canal de Cohana hacia Cumaná, Cohana y Chojasivi (Archundia *et al.* 2017). Aguas abajo, el Katari recibe fuentes difusas de nutrientes, fertilizantes y agrotóxicos originados por las actividades agropecuarias.

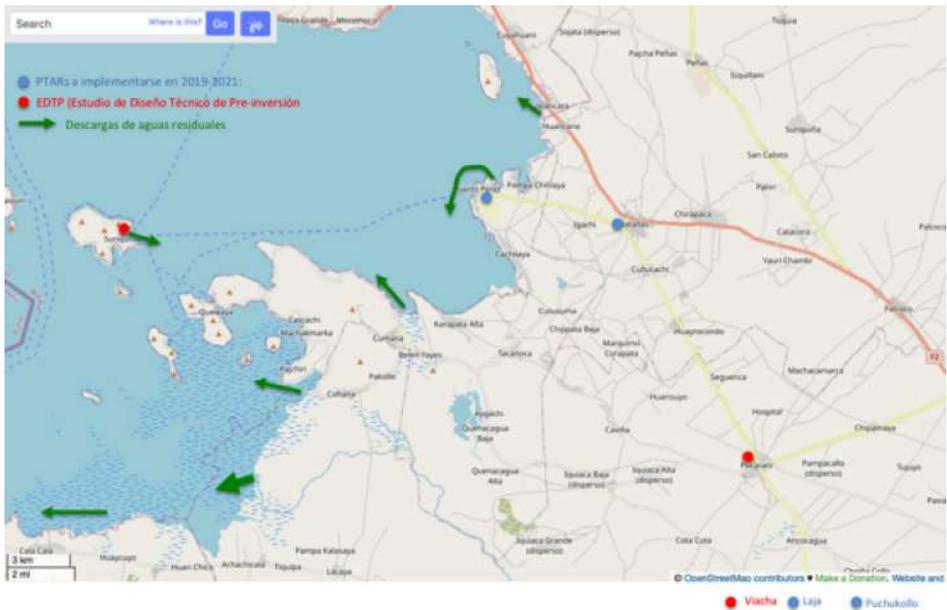
En el sector boliviano del Lago Menor, las campañas de medición de los parámetros bioecológicos y las imágenes satelitales de clorofila-*a* localizan los ‘hotspots’ de eutrofización. Indirectamente entonces, permiten ubicar aproximadamente las fuentes de los aportes masivos de nutrientes y materia orgánica. Así, podemos utilizar las condiciones físico-biológicas que registramos en 85 estaciones durante 15 días en todo el Lago Menor cuando en 2016, a bordo de la lancha Inti, cuando participamos (IE/UMSA e IRD) en una expedición científica binacional de evaluación de recursos pesqueros (ECERP), mientras colegas peruanos de IMARPE y PELT

<sup>26</sup> El río que entra al Lago Menor no debería llamarse Katari sino Pallina. Pues, el río Katari, de menor porte, viene limpio del Sureste desde la comunidad originaria de Palcoma Grande, cuando, por debajo del puente Katari en la carretera 43, se junta con el río Pallina de mayor porte y mugre. Es muy nítido en Google Earth™.

realizaban lo propio en el Lago Mayor a bordo del BIC IMARPE VIII y BIC PELT (Lazzaro *et al.* 2017; Fig. 4-48).

También, podemos utilizar las imágenes Sentinel-2 de 2023, las cuales mediante el script Ulyssys permiten ubicar los ‘hotspots’ de clorofila-*a* (eutrofización) y de sedimento, aunque solo se puede comparar las concentraciones relativas (no absolutas) de clorofila-*a* (Figs. 4-49). El ‘hotspot’ al sur de la isla Cojata sigue las aguas residuales vertidas por el río Batallas (contaminación por mataderos clandestinos), que se extienden hasta la orilla de Puerto Pérez. Estas dos manchas sugieren que las PTARs de Batallas y de Puerto Pérez todavía no están funcionando. La mancha amarilla > verde en forma de media luna debajo de las imágenes corresponden al vertido de aguas residuales por Bahía Cumana, provenientes en mayoría del río Sehuenca (contaminación doméstica y minera). Igualmente, las imágenes Sentinel-2 permiten verificar el desvío completo del río Katari hacia el pueblo de Chojasivi, privando de agua para irrigación al pueblo de Cohana (Fig. 4-50).

### 7.3. La misteriosa red de PTARs de la cuenca Katari



**Figura 4-51** – Ubicación supuesta de las PTARs previstas para ser implementadas por el MMAyA/VRHR hasta 2021 (puntos celestes) y las que están en estudio de diseño técnico de pre-inversión (puntos rojos). Las flechas verdes indican los vertidos de aguas residuales al lago. Fuente: elaboración propia; ubicación de las PTARs a partir del Plan Director de la Cuenca Katari (MMAyA 2018) y direcciones de las descargas de aguas residuales a partir de nuestras mediciones in situ y las imágenes satelitales durante las campañas del Observatorio OLT. Fuente: elaboración propia.

Desde más de una década el Viceministerio de Recursos Hídricos y Riego (VRHR) así como la Unidad de Gestión de la Cuenca Katari (UGCK) del Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA) informan que varias PTARs están en estudios de diseño final o algunas ya completadas

(Fig. 4-51). Un gran misterio reina en torno al estado de avance y funcionamiento de las mismas. Es dudoso si fueron conectadas a las redes de alcantarillado y puesta en marcha. Si fuera el caso, reportajes y documentales hubieran divulgado tal éxito. Pues, en vez de observar mejoras en la calidad (transparencia) del agua de los ríos y en el lago, a lo largo de los proyectos de investigación que realizamos durante la última década en el ámbito de la cooperación entre el Instituto de Ecología (IE/UMSA) y el IRD, solo registramos deterioros crecientes en la calidad de agua de los ríos<sup>27</sup> y aumento de la eutrofización del litoral del Lago Menor con una extensión a la zona pelágica (sitio de la Boya HydroMet). El desvío progresivo del río Katari (Fig. 4-50), completado en 2023, le priva a Cohana de agua para irrigación y a la bahía de Cohana de contaminación, mientras Chojasivi se encuentra invadido por kilómetros de desechos y botellas de plástico, para la mayor preocupación de la población que vive en la insalubridad total.

## 7.4. Explorar estrategias novedosas para tratar aguas residuales



**Figura 4-52** – Bahía Cohana en 30/12/1984. El nivel del agua del lago estaba  $\geq 1$  m por encima del actual. La península de Quehuaya era una isla conectada al continente por el puente incaico. El Lago Menor penetraba profundamente en la parte baja de la cuenca Katari, más adentro de Chojasivi, formando un inmenso totoral, y Aygachi. El río Katari desembocaba en la laguna Cumana, junto al río Sehuenca. Bahía Cohana era más profunda (1-2 m). Fuente: Google Earth © Historical Imagery, Image Landsat/Copernicus.

<sup>27</sup> De acuerdo con datos de EPSAS recogidos por IIADI, en 2015 el índice de tratamiento de aguas residuales, que establece el volumen tratado de aguas residuales respecto al volumen total de agua facturado era de 32% en el año 2015, mucho menor al parámetro óptimo que debe ser mayor a 60%.

Después del primer evento documentado en 2015, en el Lago Menor las floraciones de microalgas del fitoplancton sin duda se volverán más recurrentes y acentuadas<sup>28</sup>, sobre todo si no se controla ni reduce drásticamente los aportes de nutrientes y de materia orgánica, contaminantes acarreados por los ríos afluentes, en particular en la cuenca Katari proveniente de El Alto-Viacha. Priorizar la construcción e implementación de unas plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) domésticas, además de la ampliación de la PTAR de Puchukollo, debería contribuir a mejorar la calidad biológica y la transparencia de las aguas apenas en la cuenca alta del Katari, en la zona urbana de El Alto-Viacha. Si no está todavía completada, la construcción de estas obras, ni la conexión del alcantarillado demoraran 3-5 años. Entretanto, no se podrá esperar una visible mejora de la calidad de agua de los ríos y del litoral del Lago Menor en menos de una década.



**Figura 4-53** – Inundación de los dos brazos aguas abajo del río Katari hacia bahía Cumana (Noreste), bahía Cohana (Oeste) y la región de Chojasivi (Suroeste). Los sedimentos (marrón) son transportados por los ríos Seco, Seque y Pallina hacia las regiones central y norte. Los aportes excesivos de nutrientes, materia orgánica y contaminantes impactaron particularmente las islas de Suriqui, Taquiri y Sicuya. Fuente: satélite Rapid Eye, 19/02/2018.

Pues, este tiempo será necesario para que la materia orgánica y los lodos conteniendo los contaminantes depositados durante décadas se degraden. Idealmente, sería imprescindible una PTAR industrial, posiblemente en la confluencia de los ríos Pallina y Katari, marcando el límite a la zona rural propiamente dicha. Para la parte rural aguas abajo del río Katari, donde las viviendas están muy dispersas, las PTARs convencionales ya no serían una solución viable. Cuatro décadas atrás, esta región era un gran humedal natural cuando el nivel del lago llegaba  $\geq 1$  m más arriba del nivel actual. El actual estrecho canal de Cohana es lo que sobra del brazo del lago que separaba el continente de la entonces isla de Quehuaya. El puente incaico por encima de la laguna de Cumana materializa la distancia que debía recorrerse, unos 200 m. En ambos lados, las orillas con suave pendiente estaban cubiertas de totora. En los años 1980s, la zona inundada poca profunda representaba una superficie de unas 5.348 ha (Fig. 4-52).

---

<sup>28</sup> De acuerdo con datos de Revilla (2021), cerca a 7.000 toneladas de residuos sólidos se vierten en los ríos de la cuenca cada año.



**Figura 4-54 – Bahía Cohana en 12/2020.** En esta imagen, se ha sobrepuesto el área que era inundada en 1984 (en celeste claro) y las áreas de inundación de febrero 2018 (en beige claro; Fig. 4-53). La superposición de estas dos áreas en tierra indica las áreas que son más susceptibles de inundarse anualmente, o sea donde se podría mantener humedales construidos temporales (en épocas lluviosas) como filtros biológicos naturales. Son áreas de riesgos, para los cultivos y las viviendas. Habría que compartir esta imagen con las comunidades de Chojasivi para controlar los asentamientos en la zona y mantener un área de humedales. El problema es ver la vegetación que con variaciones tan radicales desaparece por completo en época seca.  
Fuente: Google Earth © Image Landsat/Copernicus.

El área que era sumergida en los años 1980s (Fig. 4-52), en la actualidad es un área de cultivos irrigados y sobre todo de ganadería. Las orillas representan las áreas de desbordes del río Katari en épocas lluviosas. Se ubican fácilmente en las imágenes satelitales (Fig. 4-53). Los conos aluviales al pie de la Cordillera han sido urbanizados y los ríos que atraviesan El Alto han sido canalizados, por lo que durante los períodos lluviosos los ríos tienen que extenderse aguas abajo. Como estas áreas se inundan anualmente, la vegetación acuática está adaptada a esta sucesión entre inundación y sequía. Los propágulos (semillas y raíces) de las macrófitas acuáticas se conservan en los sedimentos de un año para el siguiente. Por ej., en la laguna de Cumaná, durante los periodos secos, los tocones de las totoras desaparecen por completo y vuelven a brotar rápidamente en cuanto llega el agua durante los periodos lluviosos.

Entonces, en estas áreas de desbordes del río Katari, al inicio de los periodos lluviosos parece muy apropiado ampliar/favorecer la extensión de estas áreas (ubicarlas mediante las imágenes satelitales) con humedales (artificiales) construidos en base a macrófitas acuáticas y/o islas flotantes de tatora, para servir de filtros biológicos naturales (soluciones basadas en la naturaleza). De hecho, los ríos de la cuenca Katari, más parecidos a torrentes de montaña por

sus amplias variaciones estacionales de caudal, además de ser canalizados en su travesía de las zonas urbanas de El Alto y Viacha, aguas arriba tienen sus conos aluviales al pie de la Cordillera también invadidos por la urbanización. Por lo que no tienen donde expandirse en periodos de crecidas, sino aguas abajo en esta región litoral del lago. Este conocimiento es ancestral. Al final del periodo seco, cuando el nivel del agua en bahía Cohana está en su punto más bajo, los comunarios replantan brotes de totora para favorecer su crecida durante el período lluvioso.

Los principios de la ingeniería ecológica, como la fitorremediación (ver el piloto PNUD 03-B-03 'Fitorremediación con totora', coordinado por el Dr. Darío Achá, IE/UMSA), permiten experimentar alternativas de remediación respetuosas del medio ambiente, muy eficientes, más económicas. Sin embargo, solo son complementarias de las PTARs. Otra estrategia valiosa, muy poco explorada, es separar la red de aguas pluviales de la red de aguas residuales. Pues, solo las aguas residuales necesitan ser tratadas. El problema de no contar con esta separación de los dos tipos de agua es universal. Recolectar por separado y transportar las aguas residuales en canalizaciones, evitaría la contaminación de los ríos y canales (sin olvidar las aguas subterráneas, o freáticas, no visibles) extremadamente contaminados, como generalidad para los afluentes al Lago Menor. Para esto, se debería revisar y replantearse todo el sistema de alcantarillado de El Alto y Viacha. Por supuesto, dicha reingeniería movilizará muchas obras públicas y será costosa. Sin embargo, a largo plazo representará un gran ahorro económico futuro en saneamiento público. El Alto, por ser una ciudad joven, aún no está completamente acabada y quedan muchas calles y avenidas no adoquinadas ni asfaltadas, facilitando el acceso para modificar los alcantarillados. Estos conceptos merecen ser considerados y analizados.

Al nivel de las viviendas individuales y de los edificios, los dos tipos de aguas (pluviales y residuales) son generalmente separados. Se mezclan luego al nivel de los colectores por cuadras y barrios. Cuando llueve, las aguas pluviales que escurren por las carreteras y por las zonas de trabajo, y se cargan de sedimentos más o menos finos, que acaban desembocando en los ríos y depositándose en particular en Bahía Cohana. El fenómeno se ve agravado por los productores de áridos resultando de las actividades de las canteras, claramente visibles desde los puentes de la Ruta Nacional 2 cuando se cruza los ríos Seco y Seque.

Otra ventaja: si el volumen para tratar se limita a las aguas residuales, será reducido comparado a la situación actual. También, su caudal será más regular a lo largo del año. Por ende, las PTARs podrían ser de menor dimensión y limitarse a un tratamiento biológico de la contaminación doméstica. Aunque por supuesto quedaría el problema de la contaminación por las industrias clandestinas. Generalmente de pequeño porte para no ser muy notorias, vierten directamente sus residuos a los ríos. Entonces, habría que incentivar la construcción de sistemas individuales de saneamiento, más también fiscalizar y sancionar todos los vertidos clandestinos de aguas residuales contaminadas, generalmente bien visibles, a través de las paredes de los ríos canalizados. Ello requiere de un sistema de normas que regulen la calidad de vertimientos, así como un buen sistema de fiscalización ambiental. Las modificaciones para asegurar la mejor separación posible a lo largo de los trayectos, por supuesto serían inicialmente costosas y técnicamente complejas; entre tanto, a largo plazo, generarían importantes y rápidas mejorías permanentes. Los ríos volviéndose progresivamente de aguas pluviales rápidamente recuperarían una buena calidad biológica y se volverían transparentes, lo que sería visible a simple vista. Por lo que la población local debería apreciar la mejoría estética del entorno y votar a favor de este proyecto global de saneamiento del ambiente urbano.

En la parte baja de la cuenca, los recursos de los pequeños municipios son demasiado limitados, en comparación con la enorme contaminación múltiple generada por los grandes centros urbanos de El Alto y Viacha, río arriba. Por lo que valdría la pena aplicar el modelo francés de gestión de las cuencas hidrográficas, con sus Agencias de Cuenca como alternativa a la centralización, el pago de tasas por los usuarios, y un Plan Regional de Aprovechamiento y Gestión del Agua (SRAGE) con la preservación de los recursos hídricos para el consumo humano. Este se convirtió en un modelo internacional en los años 1990s (Ghiotti 2006). Vista la complejidad territorial, se justifica usar la división en cuencas hidrográficas que moviliza los diversos actores. Paralelamente, la Directiva Marco Europea (Directive Cadre Européenne DCE o Water Framework Directive WFD; European Commission 2000) establece un marco para la protección de todos los tipos de aguas para evitar un mayor deterioro, promover un uso sostenible basado en la protección a largo plazo, reforzar la protección y mejora a través de la reducción o eliminación progresiva de los vertidos, y mitigar los efectos de inundaciones y sequías, por lo que todos los cuerpos de agua deben ser vigilados. Sería valioso aplicar tanto el modelo de Agencias de Cuenca como la WFD para el Lago Titicaca.

Para el saneamiento, inspirarse de la naturaleza es el camino, con la ingeniería ecológica (ver sección 5.7) como estrategias complementarias. Estos paradigmas ampliamente aplicados afuera, no son enseñados en Bolivia, mas merecerían ser demostrados experimentalmente y probados a escala real en las condiciones de la cuenca del Lago Menor, y del Lago Titicaca.

## 7.5. Innovar con unidades de depuración compactas

Una PTAR, en español ‘Planta de Tratamiento de Aguas Residuales’ o EDAR ‘Estación Depuradora de Aguas Residuales’, o STEP en francés ‘STation d’ÉPuration des eaux usées’, o WWTP en inglés ‘Waste Water Treatment Plant’, generalmente tiene dos funciones muy distintas. La primera es tratar las aguas residuales eliminando los contaminantes antes de devolverlas a la naturaleza. La segunda es hacer que el agua natural sea limpia y segura para el consumo humano. La PTAR de Puchukollo, así como las otras PTARs planeadas para la cuenca Katari, no tienen la segunda misión. Una depuradora (EDAR) elimina los contaminantes del agua mediante cuatro procesos: (i) Un tratamiento mecánico que elimina los residuos por tamizado y decantación. (ii) Un tratamiento biológico que elimina la materia orgánica y mineral mediante un cultivo microbiano. (iii) Un tratamiento químico que elimina las sustancias peligrosas mediante la adición de productos químicos. (iv) Una desinfección por ultravioleta (UV), ozonización (O<sub>3</sub>) o cloro (Cl), que elimina los gérmenes patógenos.

Las PTARs son diseñadas para tratar las aguas de centros urbanos. Colectan las aguas residuales mediante una red de alcantarillado. Generalmente tienen una gran capacidad de tratamiento (por ej. de cientos de miles a varios millones de habitantes), por lo que su construcción y operación son muy costosas (de decenas a cientos de millones de dólares). Las convencionales tratan exclusivamente la contaminación doméstica (nutrientes, materia orgánica) de los desechos humanos. Las especializadas pueden tratar la contaminación industrial y/o minera. O sea que las PTARs no son adecuadas para las zonas rurales, porque es inviable conectar hogares dispersos que se encuentran a varios kilómetros de distancia, como es el caso en el Altiplano y en la parte baja de la cuenca Katari. Por lo que se tiene que buscar otras alternativas de menor escala y menos costosas.

Existen lo que se llaman las **mini-PTARs**, **compactas**, o **móviles**. Son unidades transportables del tamaño de un contenedor marítimo de 20 o 40 pies. Ocupan un espacio

reducido en el suelo. No necesitan tanques de decantación. No son una molestia visual ni olfativa. No es necesario expropiar tierras a los propietarios agrícolas. Sus costos de adquisición y operación son reducidos ( $\leq$  millones de dólares). El consumo eléctrico es reducido; puede suministrarse mediante energía solar, eólica y/o hidráulica. Tienen muchas ventajas.

La depuración de estas mini-PTARS se basa en distintos procesos:

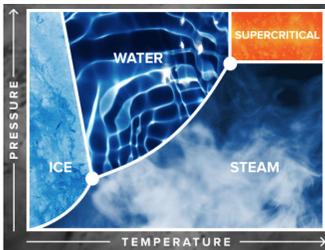
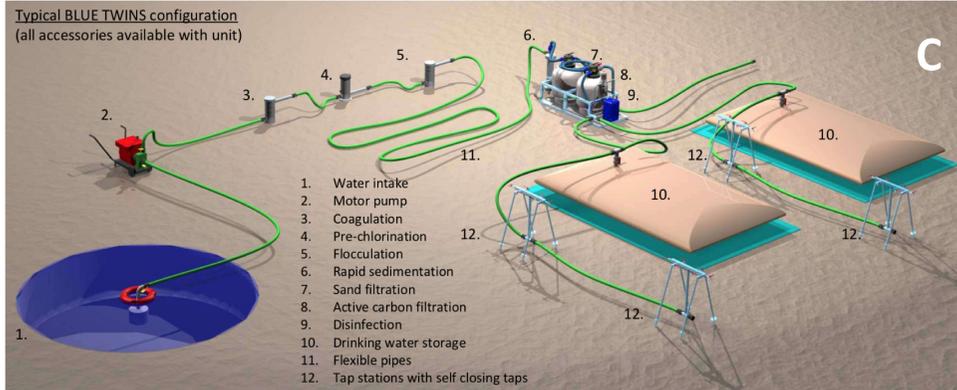
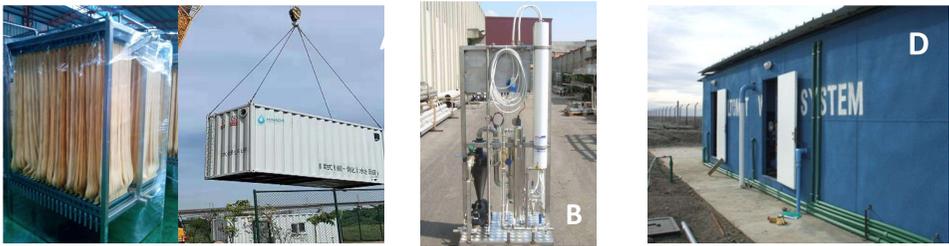
- a) La **ultrafiltración (UF)** es un proceso de separación que utiliza el tamizado como principio de separación y emplea la presión como fuerza motriz para lograr la separación mecánica. Cuando la solución mezclada que contiene diferentes tamaños de soluto molecular fluye a través de la superficie de la membrana, el disolvente y las moléculas pequeñas, como las sales inorgánicas, pasan a través de la membrana y el soluto macromolecular queda atrapado para lograr el objetivo de separación y purificación. Por ej., la empresa HINADA Water Treatment Tech CO LTD<sup>29</sup> (China) produce una unidad móvil (2,3 x 2,5 x 11,5 m) capaz de tratar 200 m<sup>3</sup>/día de aguas residuales, con aguas de salida que cumplen con las normas internacionales para descarga y reúso en irrigación, y un consumo eléctrico de 10 kW/h. Dispone de (a) un tanque anaeróbico, (b) un tanque aeróbico, ambos con 30 m<sup>2</sup> de filtros biológicos (membrana bioreactor o MBR), (c) un tanque MBR con 10 m<sup>2</sup> de filtros membranas (0,05  $\mu$ m de tamaño de poros), (d) un tanque de agua limpia de 2 m<sup>3</sup>, (e) varias bombas y sistema de aeración, y (f) un sistema de control automático con PC y pantalla táctil.
- b) La **combinación de sedimentación, microfiltración, ultrafiltración y esterilización UV**, para eliminar las partículas visibles del agua y también las bacterias, los virus y muchas otras sustancias potencialmente peligrosas para la salud. Por ej., la compañía IDRO GROUP<sup>30</sup> (Italia) produce una unidad móvil BLUE ULTRA (0,8 x 0,8 x 1,2 m) capaz de purificar aguas (a partir de fuentes como ríos, lagos, presas, embalses de agua de lluvia y pozos) microbiológicamente y químicamente deterioradas para la producción de agua potable (0,5 a 2 m<sup>3</sup>/hora), con un bajo consumo de energía (1 a 1,5 kW/h) ideal para su uso con fuentes de energía alternativas, como solar y eólica; alternativamente puede conectarse a un generador o a la red eléctrica.
- c) La **filtración con arena, carbón activo y desinfección** que elimina las partículas sólidas y los compuestos orgánicos. Por ej., la compañía IDRO GROUP (Italia) produce también una unidad móvil BLUE TWINS para la producción de agua potable libres de contaminación física y bacteriológica, a partir de aguas residuales sin contaminantes industriales, hidrocarburos ni residuos químicos. La unidad esta está instalada sobre un pequeño remolque (0,8 x 1,6 x 0,9 m, 750 kg). Funciona sin electricidad. Solo la bomba de aspiración necesita energía mediante una bomba diesel, o una bomba de energía solar. Tiene una capacidad de 4 m<sup>3</sup>/hora. Dispone de dos compartimentos flexibles para el almacenaje de agua potable.
- d) El **tratamiento biológico con varias tecnologías complementarias**. Por ej., la compañía FILTOMAT WATER SYSTEMS<sup>31</sup> (Argentina) produce una unidad en contenedor para el tratamiento de efluentes industriales y cloacales de pequeñas comunidades para suministrar agua segura para riego y otros usos. Integra una separación sólido-líquido, clarificado, concentrado de barros, tratamiento terciario de filtrado del efluente y desinfección para reúso de agua. Como opcional se puede agregar aireación extendida para minimizar el volumen de barros. Como otras opciones, la unidad puede incorporar sistemas de biorreactor de

<sup>29</sup> <https://www.hinada.com/product/200m3-day-mobile-wastewater-stp/>

<sup>30</sup> [https://www.idro.net/upload/blocchi/BLUE\\_ULTRA-Idrogroup-EN.pdf](https://www.idro.net/upload/blocchi/BLUE_ULTRA-Idrogroup-EN.pdf)

<sup>31</sup> <https://www.f-w-s.com/sistemas-tratamiento/planta-efluentes/contenedor-efluentes-industriales.html>

membranas MBR, sistemas de osmosis inversa para retención de sales, y tecnologías de avanzada para el tratamiento de efluentes industriales.



**Figura 4-55** – Los diferentes tipos de PTARs compactas: (A) HIDANA Water Treatment Tech CO LTD: membrana bioreactor o MBR (a izquierda) y unidad compacta en un contenedor de 40 pies. (B) IDRO GROUP unidad móvil BLUE ULTRA. (C) IDRO GROUP unidad móvil BLUE TWINS. (D) FILTOMAT WATER SYSTEMS unidad compacta en contenedor de 40 pies. (E) DELLEPERE ENTERPRISES Planta Estacionaria OXYPLUS™. (F) 374WATER Inc.: Proceso de Oxidación del Agua Supercrítica cuando el agua está por encima de su punto crítico (374°C y 221 bar; a izquierda) y unidad móvil en contenedor de 40 pies.

e) La **oxigenación avanzada oxigenación, ozonificación y luz ultravioleta**. El sistema de oxidación avanzada se denomina OXIPLUS™ y esta internacionalmente patentado por la empresa DELLEPERE ENTERPRISES<sup>32</sup> (USA). Consiste de una inyección de oxígeno (O<sub>2</sub>) y ozono

<sup>32</sup> <http://www.dellepere-ent.com/dellepere/la-tecnologia/>

(O<sub>3</sub>) en forma de microburbujas en conjunto con luz UV. Esta dosificación reduce drásticamente la demanda biológica y química de oxígeno de las aguas, la biomasa de microalgas del fitoplancton en particular las cianobacterias, el contenido de coliformes totales y fecales, los metales pesados, mejora la turbiedad, el color y reduce los olores producidos por situaciones anaeróbicas no deseadas. DELLEPERE ENTERPRISES produce dos tipos de plantas con el sistema OXIPLUS™: (a) Una embarcación, el **Scavenger Vessel™** (12 x 2,5 m, calado 1,4 m, 5 t) que además recoge residuos flotantes, inyecta unos 150 m<sup>3</sup> de O<sub>2</sub>/hora a una profundidad de 9 m y descontamina entre 38 y 76 m<sup>3</sup> de agua/min. Es capaz de operar las 24 horas del día durante todo el año y de reducir, sin adición de químicos, las diferentes microalgas (incluidas las cianobacterias) y especies bacterianas indeseadas presentes en las aguas superficiales. Tiene costos bajos de descontaminación (U\$ 0,06-0,10/m<sup>3</sup> de agua), operativo (un solo piloto) y mantenimiento. El Scavenger Vessel™ puede maniobrar girando 360° en un mismo punto, y ser fácilmente transportado encima de un camión o de un cargo a cualquier parte del mundo. Esta previsto usar dos Scavenger Vessel™ para reducir la eutrofización en la bahía interior de Puno, mediante un programa de la ALT. Es inadecuado para usar en la zona litoral del Lago Menor y Bahía Cohana (profundidad ≤ 1 m) por ser demasiado ancho y profundo para circular entre los totorales. (b) Una **Planta Estacionaria** (4,3 x 2,1 x 2,5 m, 1,3 t) flotante que genera una aireación de hasta 120 mg O<sub>3</sub>/hora junto a oxígeno mediante microburbujas superficiales, con capacidad de 90 a 260 kg/hora hasta una profundidad de 3,5 m. Se puede transportar en un contenedor marítimo de 20 pies. Por sus dimensiones y características es adecuado para ser anclado en las desembocaduras de los ríos en el Lago Menor, como por ej. en las bahías de Cumana y Cohana.

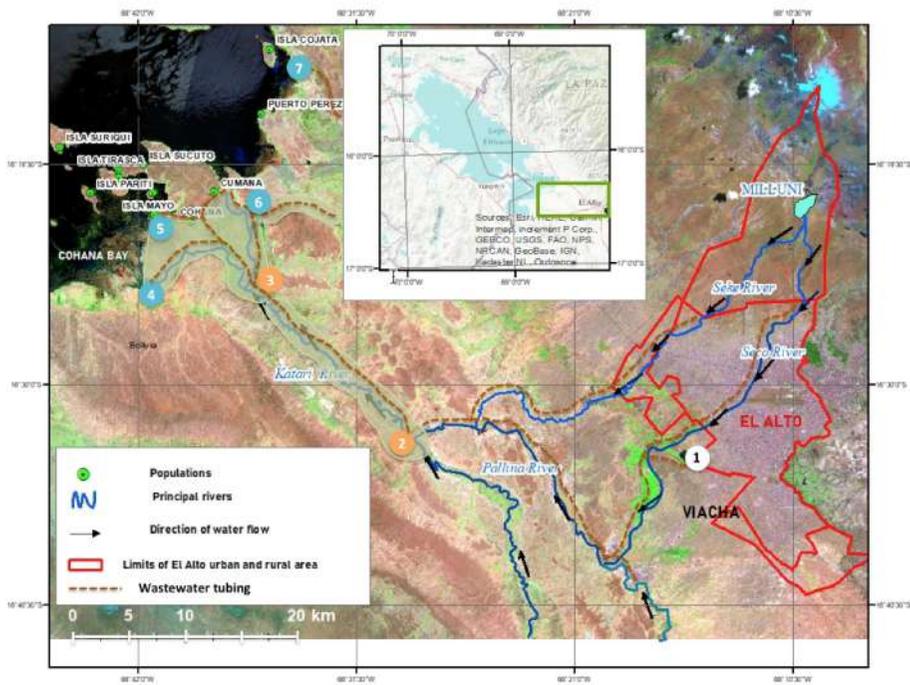
f) La **Oxidación con Agua Supercrítica** ('Supercritical Water Oxidation – SCWO') está abriendo una nueva era en la gestión sostenible de residuos. Puede clasificarse como 'química verde' o como 'tecnología limpia'. Es un proceso físico-térmico alimentado por agua por encima de su punto crítico (374°C y 221 bar) y aire que produce una reacción de oxidación altamente eficaz que elimina por completo los compuestos orgánicos en dióxido de carbono, gas nitrógeno, agua limpia y sales minerales. La reacción genera energía y productos seguros que pueden recuperarse y reutilizarse. El calor de la reacción de oxidación se utiliza para calentar la corriente afluente; el exceso de calor se convierte en electricidad. Las ventajas de la SCWO permiten alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas. 374Water Inc.<sup>33</sup> es la empresa que ofrece los sistemas comerciales que convierten los residuos orgánicos en agua limpia, energía y minerales. Se creó tras investigación y desarrollo financiados por la Fundación Bill y Melinda Gates en el laboratorio del Prof. Deshusses, Universidad de Duke, USA. Desde 2022, 374Water comercializa sus sistemas AirSCWO™ para tratar biosólidos y lodos de aguas residuales, residuos químicos orgánicos y de PFAS<sup>34</sup>, en contenedores marítimos: 6 toneladas húmeda/día (Th/día), < 240 kWh/día en 1 x 40 pies, y 30 Th/día, 300 kWh/día en 3 x 40 pies.

<sup>33</sup> <https://374water.com/>

<sup>34</sup> *Los pfas, o compuestos perfluorados o «químicos eternos», son > 4.700 contaminantes químicos sintetizados por su resistencia al agua y calor. Se acumulan a lo largo de tiempo en los humanos y el medio ambiente. Pueden provocar daños hepáticos, enfermedad tiroidea, obesidad, infertilidad y cáncer.*

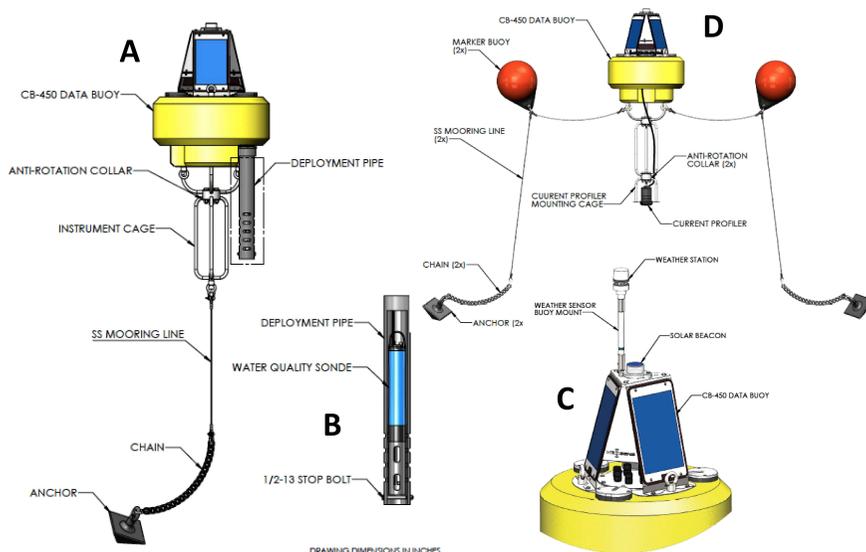
## 7.6. Innovación: Separar aguas residuales y pluviales, combinar humedales construidos con unidades depuradoras compactas

En vista de la inercia en la conexión, construcción y la puesta en servicio de PTARs urbanas y frente a las presiones climáticas y demográficas, es urgente volverse innovador combinando ingeniería ecológica y tecnología sanitaria de punta, como: (a) Separar las aguas residuales y pluviales en las áreas urbanas. (b) Prohibir (fiscalizar) y eliminar todas las descargas puntuales y difusas de aguas residuales en los ríos y el lago. (c) Concentrar todas las fuentes de aguas residuales en tuberías corriendo a lo largo de los ríos; usar bombas de circulación; incorporar fuentes locales de aguas residuales y tratarlas con plantas compactas. (d) Transportando exclusivamente aguas de nevado y pluviales, los ríos rápidamente se recuperarán, volviéndose transparentes y nuevamente albergando vida animal y vegetal, notorio para los ribereños. (e) Alimentar dos unidades depuradoras compactas (evaluar las mejores opciones) con las aguas residuales transportadas en las tuberías; el volumen a tratar será una fracción del volumen actual y constante durante todo el año; por sus tamaños compactos no será necesario expropiar terrenos; tampoco habrá molestias visuales ni olfativas. (f) En el delta de los ríos Katari, Sehuena y Batallas, construir humedales artificiales en zonas de inundaciones, o sea replantar totora, cavar cubetas de tierra poco profundas inoculadas con totora, *Chara*, *Lemna*, *Azola*, implementar islas flotantes de totora en los ríos (como lo practicado en China), ambos para aumentar la filtración biológica natural de nutrientes, materia orgánica y contaminantes. (g) En las desembocaduras de los ríos (no en el lago *per se*), desplegar plantas estacionarias OXYPLUS™, inyectando O<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> y UV, para eliminar microalgas, bacterias, coliformes indeseables. Se podría desplazar dos plantas entre 4 desembocaduras, y aplicar estas medidas en las desembocaduras de los ríos Tiwanaku y Guaqui. (h) Usar letrinas secas en viviendas, llevar la basura (plásticos) a centros de reciclaje. (i) Impulsar y fortalecer la educación ambiental en los establecimientos educativos y en el entorno profesional de El Alto, Viacha y otros municipios que son los principales generadores de contaminación hacia el Lago Titicaca. (j) Si no se crea una conciencia ambiental, la población seguirá siendo indiferente e ignorante de la frágil situación del Lago y las comunidades afectadas.



**Figura 4-56** – Propuesta para combinar: ríos descontaminados que sólo transportan aguas pluviales (líneas azules), tuberías de aguas residuales a lo largo de los ríos (líneas puntilladas marrones), humedales construidos (áreas transparentes verdes) alrededor de los ríos Katari, Sehuenca y Batallas, y el delta del Katari, con unidades de depuración compactas (unidades 2 y 3: unidades de tipos a) d) o otras; unidades 4, 5, 6 y 7: una o dos plantas estacionarias DELLEPERE, que se desplazarían en función de las necesidades. La PTAR de Puchukollo (tratamiento domestico) es la planta 1. La unidad 2 podría tratar aguas domesticas e industriales. Fuente: elaboración propia de X. Lazzaro, sobre un mapa de fondo de Duwig et al. (2014).

## 7.7. Ampliar la red binacional de vigilancia automática con mini-boyas hidrobiológicas



**Figura 4-57** – Mini-buía NEXSENS TECHNOLOGY<sup>35</sup> CB450: (A) La mini-buía con sus 3 paneles solares, y anclaje. (B) Tubo de despliegue de la sonda multiparamétrica YSI EXO2. (C) estación meteo y baliza solar. (D) Perfilador de corriente o Acoustic Doppler current profiler (ADCP) y doble anclaje (flotadores y anclas). Dimensiones: aéreo 1 m; sumergido 0,9 m; peso 59 kg. Fuente: recomendación de P. Sterling (XYLEM Inc.).

Para vigilar (calidad de agua y caudal) las desembocaduras de los ríos afluentes al Lago Menor, es recomendable desplegar unas mini-boyas automáticas con alta frecuencia y transmisión remota en profundidad  $\geq 2$  m. Se podría equipar algunas con una estación meteo y un perfilador de corriente. Vigilando las descargas, se podrían anticipar los eventos extremos (inundaciones, floraciones), también afinar el balance hídrico. Se las podría ubicar en las afueras de las Bahías de Cumana y Cohana, el litoral de Chojasivi, y la desembocadura del río Batallas.

Con la finalidad de conocer la carga de contaminantes acarreada por los ríos de la cuenca de los ríos que desembocan en el Lago Menor, es recomendable realizar la vigilancia sistemática de caudales y concentración de contaminantes, en estaciones próximas a las desembocaduras.

## 7.8. Gobernanza hacia el Observatorio Binacional OBLT

Combinar las bases de datos de las Boyas HydroMet boliviana (UMSA-IRD) y peruana (ANA) con la validación de las imágenes satelitales, en el GeoVisor GeoTiticaca permitirá: (a) adquirir un conocimiento global del funcionamiento de las dos áreas poco profundas, más eutrofizadas y vulnerables y (b) iniciar la ‘Red Binacional de Boyas’ de vigilancia con alta frecuencia, que luego podrá ser ampliada por la inclusión de mini-boyas. El **observatorio de investigación** resultante

<sup>35</sup> <https://www.nexsens.com/products/data-buoys/cb-450> , Fairborn, OH, USA

será efectivo para vigilar la calidad de agua y anticipar eventos extremos, pudiendo tomar medidas preventivas dirigidas a los puntos críticos ('hotspots') de eutrofización. Su operación requiere de un equipo permanente de expertos académicos (UMSA), de la coordinación y logística de la ALT, completado de un monitoreo participativo.



**Figura 4-58** – La estructura de funcionamiento del observatorio OLT, en base a un GeoVisor, un sitio web y un Sistema de Información (para compartir las bases de datos), puede ser replicada para volverse binacional (OBLT) mediante la re-implementation del GeoVisor de la ALT, el GeoTiticaca. Fuente: Elaboración propia X. Lazzaro.

## 7.9. Expectativas

Con el acelerado cambio climático, sobre todo el calentamiento y la sequía, la regresión de los glaciares, el desvío de las aguas de los lagos altoandinos y el agotamiento de las aguas subterráneas por EPSAS para el abastecimiento de El Alto y La Paz, se está incrementando el déficit de recursos hídricos. Esto es mucho más preocupante dado el fenómeno El Niño en marcha que provocará una reducida época lluviosa en 2023-2024, confirmando esta tendencia observada mediante la estación meteo de la Boya HydroMet desde 2019. Se suma la creciente contaminación de los ríos de la cuenca Katari provocada por la falta de control de los vertidos de las zonas urbanas, la cual incrementa la eutrofización de las zonas litorales y pelágicas del Lago Menor, aumentando los riesgos de floración acompañada de mortandades de organismos acuáticos. En la próxima década, es de temer que, si no se toman medidas inmediatas de protección y restauración, la mala calidad del agua del lago haga imposible su uso, dada la tecnología necesaria para tratarla y su elevado coste.

Estos riesgos, y sus consecuencias socio-económicas, son desastrosos para las poblaciones ribereñas, también las urbanas que pronto se encontrarán como las más perjudicadas. Demuestra que el crecimiento irracional de la urbanización no podrá seguir adelante por su depredación del medio ambiente y de los recursos naturales, ignorando los devastadores efectos sobre los ecosistemas, así como las condiciones de vida y las producciones de las poblaciones aguas abajo. Se requiere una solidaridad urbano-rural de la sociedad civil, junta a la toma de consciencia de responsabilidad de las autoridades de las áreas urbanas, en la dramática afectación de la calidad ambiental de los ríos y el Lago. El saneamiento básico tiene que volverse una prioridad efectiva. Dada la escala de los desafíos, en relación a los pocos recursos de los municipios rurales y el nivel de pobreza regional, solo un Programa Nacional de Protección del

Lago Titicaca y su cuenca hídrica tendrá los recursos suficientes para invertir significativamente este cuadro. Ello requiere de una firme decisión y compromiso político del gobierno boliviano.

En este sentido, esperamos haber convencido los lectores, y sobretodo las autoridades bolivianas, que mantener a largo plazo el observatorio OLT, sus equipos, y consolidar un equipo duradero de expertos para operarlo, es de lo más imprescindible para garantizar una vigilancia permanente. Para esto, siendo su misión proteger el Lago Titicaca y gestionar sus recursos naturales, la ALT es la institución boliviana (y peruana) más legítima para garantizar la logística, el mantenimiento y la custodia de los equipos, así como ampliar la red de boyas automáticas y el observatorio a nivel binacional (OBLT), maximizando el uso de los datos, una normativa interoperable (GeoVisor), contando con un presupuesto específico en el POA anual de la Cancillería boliviana. Mientras tanto, por ser un observatorio científico, la operación de los equipos, la producción, validación e interpretación de los datos son lógicamente responsabilidad de los científicos expertos y capacitados de la UMSA que capitalizan más de seis décadas de experiencia sobre el Lago Titicaca en cooperación con el ORSTOM luego IRD. Un programa interdisciplinar permitirá elucidar los mecanismos de forzamiento climático y antrópico del funcionamiento ecológico y biogeoquímico del lago, además de modelar su evolución futura en función de diversos escenarios deseables. Este programa se beneficiará de programas de cooperación e intercambios entre universidades, inclusive del exterior, completados de programas de capacitación a nivel de Maestría y Doctorado para incrementar la pericia académica así como la masa crítica de jóvenes expertos y expertos destacados que tanto falta actualmente, tanto en Bolivia como en el Perú. La calidad así garantida de las bases de datos, de la información y de sus interpretaciones permitirá incrementar los conocimientos científicos y la comprensión del funcionamiento detallado del Lago Titicaca, lo que también es de gran interés para la comunidad científica internacional, por representar un centinela privilegiado del cambio global a escalas regional y mundial, debido a su ubicación tropical y de gran altitud que son únicas entre los Grandes Lagos. Del punto de vista práctico, los datos, información e interpretaciones generados por el observatorio OLT, serán muy valiosos para que las instituciones gestoras bolivianas, como MRE, UGCK, MMAyA, SENAMHI, entre otras, puedan emprender, o no, las más adecuadas estrategias de saneamiento de los ecosistemas, gestión de sus recursos naturales, y protección de sus poblaciones. Este plan de gobernanza del observatorio OLT respeta las responsabilidades de los distintos actores institucionales, y se inspira de observatorios de Grandes Lagos, para optimizar su éxito a largo plazo, favoreciendo las colaboraciones, eliminando el solapamiento de actividades, y minimizando así los costes.

Es inaceptable seguir observando el deterioro irreversible del Lago Menor provocado por las consecuencias de actividades humanas irresponsables. Con este libro, esperamos despertar la curiosidad, la pasión, las vocaciones para estudiarlo, y convocar a la reflexión de las autoridades políticas, la imperiosa necesidad de implementar medidas urgentes para frenar la contaminación, proteger y restaurar este irremplazable e insuperable cuerpo de agua para la región. ¡Un sólido conocimiento sobre el funcionamiento del Lago Titicaca y sus respuestas a las perturbaciones, junto a la educación al respecto de la naturaleza, son esenciales para este éxito!



¡Solo unidos, con actitudes responsables, conseguiremos restaurar la grandeza, la integridad y el atractivo del Lago Titicaca para que las generaciones futuras puedan seguir disfrutando de él!

## 8. Bibliografía

- Achá, D. (2022) 11vo Reporte Trimestral del Proyecto Piloto PNUD 03-B-03 (Marzo 2022 – Junio 2022), La Paz, Bolivia.
- Aguilera, X., Lazzaro, X. & Coronel, J.S. (2013) Tropical high-altitude Andean lakes located above the tree line attenuate UV-A radiation more strongly than typical temperate alpine lakes. *Photochem. Photobiol. Sci.*, **12**, 1649–1657. doi:10.1039/c3pp25285j
- Allen, A.P. & Gillooly, J.F. (2009) Towards an integration of ecological stoichiometry and the metabolic theory of ecology to better understand nutrient cycling. *Ecol. Lett.*, **12**, 369–384.
- Andersen, T. & Hessen, D.O. (1991) Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton. *Limnol. Ocean.*, **36**, 807–814.
- Anderson, J.M. (1950) Some aquatic vegetation changes following fish removal. *J. Wildl. Manag.*, **14**, 206–209.
- Andersson, G., Blindow, I., Hargeby, A. & Johansson, S. (1990) Det våras för Krankesjön. *Anser*, **29**, 53–62.
- Angelini, R., Bini, L.M. & Starling, F.L.R.M. (2008) Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília-DF). *Oecol. Bras.*, **12(3)**, 564–571.
- Angelini, Ronaldo, Bini, L.M. & Starling, F.L.R.M. (2008) Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília - DF). *Oecologia Bras.*, **12**, 564–571. doi:10.4257/oeco.2008.1203.15
- Archundia, D., Duwig, C., Spadini, L., Uzu, G., Guédron, S., Morel, M.C., Cortez, R., *et al.* (2017) How Uncontrolled Urban Expansion Increases the Contamination of the Titicaca Lake Basin (El Alto, La Paz, Bolivia). *Water. Air. Soil Pollut.*, **228**, Water, Air, & Soil Pollution. doi:10.1007/s11270-016-3217-0
- Ball, R.C. & Hayne, D.W. (1952) Effects of the Removal of the Fish Population on the Fish-Food Organisms of a Lake. *Ecology*, **33**, 41–48. doi:10.2307/1931250
- Barry, R.G. (2008) *Mountain Weather and Climate*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Batista, B.D. & Fonseca, B.M. (2018) Phytoplankton in the central region of Paranoá Lake, Federal District of Brazil: an ecological and sanitary approach. *Eng. Sanit. Ambient.*, **23(2)**, 229–241.
- Benndorf, J. (1990) Conditions for effective biomanipulation: conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia*, **200**, 187–203.
- Biggs, R., Carpenter, S.R. & Brock, W.A. (2009) Turning back from the brink: detecting an impending regime shift in time to avert it. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, **106**.
- Borin, M., Milani, M., Salvato, M. & Toscano, A. (2011) Evaluation of Phragmites australis (Cav.) Trin. evapotranspiration in northern and southern Italy. *Ecol. Eng.*, **37**, 721–728.
- Brett, J.R. (1971) Energetic responses of salmon to temperature. A study of some thermal relations in the physiology and freshwater ecology of Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Am. Zool.*, **11**, 99–113.
- Brett, M.T. & Goldman, C.R. (1996) A meta-analysis of the freshwater trophic cascade. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, **93**, 7723–7726. doi:10.1073/pnas.93.15.7723
- Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Klein Breteler, J.P.G. & Tatrai, I. (1994) Effects of benthivorous bream (*Abramis brama* L.) and carp (*Cyprinus carpio* L.) on sediment resuspension and concentration of nutrients and chlorophyll *a*. *Freshwat. Biol.*, **32**, 113–121.
- Brisson, J. & Chazarenc, F. (2009) Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection? *Sci. Total Environ.*, **47**, 3923–3930.
- Bronmark, C. & Miner, J.G. (1992) Predator-induced phenotypical change in body morphology in crucian carp. *Science (80-. )*, **258**, 1348–1350.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.I. (1965) Predation, body size, and composition of plankton. *Science (80-. )*, **150**, 28–35. doi:10.1126/science.150.3692.28
- Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M. & West, G.B. (2004) Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, **85**, 1771–1789.
- Cahn, A.R. (1929) The effect of carp on a small lake: the carp as a dominant. *Ecology*, **10**, 271–274.
- Caird, J.M. (1945) Algal growth greatly reduced after stocking pond with fish. *Wat. Work. Eng.*, **98**, 240.
- Caldwell, M.M., Björn, L.O., Bornmann, J.F., Flint, S.D., Kulandaivelu, G., Teramura, A.H. & Tevini, M. (1998) Effects of increased solar ultraviolet radiation on terrestrial ecosystems. *J. Phytochem. Phytobiology*

- Caldwell, M.M., Robberrecht, R. & Billings, W.D. (1980) A steep latitudinal gradient of solar ultraviolet-B radiation in the arctic-alpine life zone. *Ecology*, **61**, 600–611.
- Camerano, L. (1880) Dell'equilibrio dei viventi merce la reciproca distruzione [translation: On the equilibrium of living beings by means of reciprocal destruction]. *Acad. delle Sci. di Torino*, **15**, 393–414.
- Carlson, R.E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnology Oceanogr.*, **22(2)**, 361–369.
- Carpenter, S.R. (Ed. ). (1988) *Complex interactions in lake communities*, Springer-Verlag, New York.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.*, **8**, 559–568.
- Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. (1992) Trophic Cascade and Biomanipulation: Interface of Research and Management- A Reply to the Comment by DeMelo et al. *Limnol. Oceanogr.*, **37**, 208–213.
- Carpenter, S.R., Kitchell, J.K. & Hodgson, J.R. (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, **35**, 634–639.
- Castillo Chuquimia, I. (2019) *Análisis del grado de contaminación ambiental del río Katari y sus efectos en la producción lechera en cuatro comunidades de la bahía de Cohana del lago Titicaca*, UMSA.
- Cheer, A.Y., Ogami, Y. & Sanderson, S.L. (2001) Computational fluid dynamics in the oral cavity of ram suspension-feeding fishes. *J. Theor. Biol.*, **210**, 463–474.
- Cole, G.A. (1975) *Textbook of Limnology*, Mosby.
- Commission, E. (2000) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. & Newroth, P.R. (1993) *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*, Lewis Publishers, Boca Raton.
- Currie, D.J., Dilworth-Christie, P. & Chappelleau, F. (1999) Assessing the strength of top-down influences on plankton abundance in unmanipulated lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **56**, 427–436.
- Danger, M., Lacroix, G., Kâ, S., Ndour, E.H., Corbin, D. & Lazzaro, X. (2009) Food-web structure and functioning of temperate and tropical lakes: A stoichiometric viewpoint. *Ann. Limnol.*, **45**, 11–21. doi:10.1051/limn/09001
- Dangles, O., Nowicki, F. & Mena, B. (2010) *Biota Maxima: Ecuador Biodiverso*, PUCE - IRD, Quito.
- Dantas, M.C. & Attayde, J.L. (2007) Nitrogen and phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes. *J. Fish Biol.*, **70**, 100–108.
- DeMelo, R., France, R. & McQueen, D.J. (1992) Biomanipulation : hit or myth? *Limnol. Ocean.*, **37**, 192–207.
- Demott, W.R., Gulati, R.D. & Siewertsen, K. (1998) Effects of phosphorus-deficient diets on the carbon and phosphorus balance of *Daphnia magna*. *Limnol. Ocean.*, **43**, 1147–1161.
- Dempster, P., Baird, D.J. & Beveridge, M.C.M. (1995) Can fish survive by filter-feeding on microparticles? *J. Fish Biol.*, **47**, 7–17.
- Deslauriers, D., Chipps, S., Madenjian, C., Rice, J. & Chipps, S. (2017) Fish Bioenergetics 4.0: An R-based Modelling Application - Users Manual.
- Deslauriers, D., Chipps, S.R., Breck, J.E. & Rice, J.A. (2017) Fish Bioenergetics 4.0: An R-Based Modeling Application. *Fisheries*, **42(11)**, 586–596. doi:10.1080/03632415.2017.1377558
- Dierberg, F.E., DeBusk, T.A., Jackson, S.D., Chimney, M.J. & Pietro, K. (2002) Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: response to hydraulic and nutrient loading. *Water Res.*, **36**, 1409–1422.
- Drenner, R.W., Hambright, K.D., Vinyard, G.L., Gophen, M. & Pollinger, U. (1987) Experimental study of size-selective phytoplankton grazing by a filter-feeding cichlid and the cichlids effects on plankton community structure. *Limnol. Ocean.*, **32**, 1138–1144.
- Drenner, R.W., O'Brien, W.J. & Mummert, J.R. (1982) Filter-feeding rates of gizzard shad. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **111**, 210–215.
- Drenner, R.W., Smith, J.D., Mummert, J.R. & Lancaster, H.F. (1990) Response of a eutrophic pond community to separate and combined effects of N:P supply and planktivorous fish: a mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, **208**, 161–167.
- Drenner, R.W., Strickler, J.R. & O'Brien, W.J. (1978) Capture probability – Role of zooplankton escape in selective feeding of planktivorous fish. *C. J. Fish. Res. Bd Can.*, **35**, 370–373.
- Drenner, R.W., Vinyard, G.L., Gophen, M. & McComas, S.R. (1982) Feeding behavior of the cichlid,

- Sarotherodon galilaeum: Selective predation on Lake Kinneret zooplankton. *Hydrobiologia*, **87**, 17–20.
- Drenner, R.W., Vinyard, G.L., Hambright, K.D. & Gophen, M. (1987) Particle ingestion by *Tilapia galilaea* is not affected by removal of gill rakers and microbranchiospines. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **116**, 272–276.
- Drenner, Ray W. & Hambright, K.D. (1999) Review: Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique. *Arch. fur Hydrobiol.* doi:10.1127/archiv-hydrobiol/146/1999/129
- Drenner, Ray W. & Hambright, K.D. (2002) Piscivores, trophic cascades, and lake management. *ScientificWorldJournal*, **2**, 284–307. doi:10.1100/tsw.2002.138
- Drenner, Ray W., Mummert, J.R., deNoyelles, F. & Kettle, D. (1984) Selective particle ingestion by a filter-feeding fish and its impact on phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.*, **29**, 941–948. doi:10.4319/lo.1984.29.5.0941
- Drenner, Ray W., Smith, J.D. & Threlkeld, S.T. (1996) Lake trophic state and the limnological effects of omnivorous fish. *Hydrobiologia*, **319**, 213–223. doi:10.1007/BF00013734
- Drenner, Ray W., Taylor, S.B., Lazzaro, X. & Kettle, D. (1984) Particle-Grazing and Plankton Community Impact of an Omnivorous Cichlid. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **113**, 397–402. doi:10.1577/1548-8659(1984)113<397:papcio>2.0.co;2
- Durbin, A.G. (1979) Food selection by plankton feeding fishes. in *Predator-Prey Systems in Fisheries Management* eds. Stroud, R.H. & Clepper, H., pp. 203–218, Sport Fish Institute.
- Duwig, C., Archundia, D., Lehembre, F., Spadini, L., Morel, M.C., Uzu, G., Chincheros, J., et al. (2014) Impacts of Anthropogenic Activities on the Contamination of a Sub Watershed of Lake Titicaca. Are Antibiotics a Concern in the Bolivian Altiplano? *Procedia Earth Planet. Sci.*, **10**, 370–375, Elsevier B.V. doi:10.1016/j.proeps.2014.08.062
- Eggermont, H., Russell, J.M., Schettler, G., Damme, K. Van, Bessems, I. & Verschuren, D. (2007) Physical and chemical limnology of alpine lakes and pools in the Rwenzori Mountains (Uganda-DR Congo). *Hydrobiologia*, **592**, 151–173.
- Elser, J.J., Bracken, M.E., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., et al. (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.*, **10(12)**, 1135–1142. doi:https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x
- Elser, J.J. & Hassett, R.P. (1994) A stoichiometric analysis of the zooplankton–phytoplankton interaction in marine and freshwater ecosystems. *Nature*, **370**, 211–213.
- Elser, J.J., Sterner, R.W., Gorokhova, E., Fagan, W.F., Markow, T.A., Cotner, J.B., Harrison, J.F., et al. (2000) Biological stoichiometry from genes to ecosystems. *Ecol. Lett.*, **3**, 540–550. doi:10.1046/j.1461-0248.2000.00185.x
- Elser, J.J., Sterner, R.W., Gorokhova, E., Fagan, W.F., Markow, T.A., Cotner, J.B., Harrison, J.F., et al. (2000) Biological stoichiometry from genes to ecosystems. *Ecol. Lett.*, **3(6)**, 540–550. doi:https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00185.x
- Elser, J.J. & Urabe, J. (1999) The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling: theory, observations, and consequences. *Ecology*, **80**, 735–751.
- Fernando, C.H. (1991) Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **48**, 24–32.
- Figueredo, C.C. & Gianini, A. (2005) Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshw. Biol.*, **50**, 1391–1403.
- Fonder, N. & Headley, T. (2010) Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands. in *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands* ed. Vymazal, J. (Ed. .), pp. 191–219, Dordrecht, The Netherlands: Springer Science & Business Media B.V.
- Fontúrbel, F.E. (2005) Physicochemical and biological indicators of the eutrophication process at Titikaka Lake. *Ecol. Apl.*, **4**, 135–141.
- Fontúrbel, F.E. (2008) Contaminación ambiental y cultural en el Lago Titikaka: estado actual y perspectivas. *Univ. Los Lagos*, **1**, 190. Retrieved from [https://www.academia.edu/203220/Contaminación\\_ambiental\\_y\\_cultural\\_en\\_el\\_Lago\\_Titikaka\\_Estado\\_actual\\_y\\_perspectivas](https://www.academia.edu/203220/Contaminación_ambiental_y_cultural_en_el_Lago_Titikaka_Estado_actual_y_perspectivas)
- Forel, F.-A. (1892) *Le Léman - Monographie Limnologique*, Tome I., Lausanne: E. Rouge.

- Forel, F.-A. (1895) *Le Léman - Monographie Limnologique*, Tome II., Lausanne: E. Rouge.
- Forel, F.-A. (1901) *Handbuch der Seenkunde : Allgemeine Limnologie*, Stuttgart: Bibliothek geographisches Handbü cher herausgegeben von Prof. Dr. Friedrich Ratzel. J. Englehorn.
- Forel, F.-A. (1904) *Le Léman - Monographie Limnologique*, Tome III., Lausanne: 715 pp.
- Frey, D.G. (1963) *Aquatic Environments: Limnology in North America*. (U. of Wisconsin, Ed.), Madison.
- Gerhard, M., Schlenker, A., Hillebrand, H. & Striebel, M. (2021) Environmental stoichiometry mediates phytoplankton diversity effects on communities' resource use efficiency and biomass. *J. Ecol.*, **00**, 1–13. doi:10.1111/1365-2745.13811
- Ghiotti, S. (2006) Les territoires de l'eau Les Territoires de l'eau et la décentralisation. La gouvernance de bassin versant ou les limites d'une évidence. *Développement Durable Territ., Dossier 6*, 1–28. Retrieved from <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.1742>
- Goldman, C.R. & Horne, A.J. (1983) *Limnology*, New York (NY), USA: McGraw-Hill Book Co.
- Golterman, H.L. (1975) *Physiological Limnology*, Amsterdam, Oxford & New York: Elsevier Sci. Publ. Co.
- González-Bergonzoni, I., Meerhoff, M., Davidson, T.A., Teixeira-de Mello, F., Baattrup-Pedersen, A. & Jeppesen, E. (2012) Meta-analysis Shows a Consistent and Strong Latitudinal Pattern in Fish Omnivory Across Ecosystems. *Ecosystems*, **15**, 492–503. doi:10.1007/s10021-012-9524-4
- Gophen, M., Drenner, R.W. & Vinyard, G.G. (1983) Cichlid stocking and the decline of the Galilee Saint Peter's fish (*Sarotherodon galilaeus*) in Lake Kinneret, Israel. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **40**, 983–986.
- Grimm, M.P. (1989) Northern pike (*Esox Lusius L.*) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiol. Bul.*, **23**, 59–65.
- Gulati, R.D., Lammens, E.H.R.R., Meijer, M.-L. & Donk, E. (Eds. . Van. (1990) *Bio-manipulation - tool for water management*, Proceeding., Kluwer.
- Hairston, N.G., Smith, F.E. & Slobodkin, L.B. (1960) Community structure, population control, and competition. *Am. Nat.*, **94**, 421–425.
- Hanson, J.M. & Leggett, W.C. (1982) Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **39**, 257–263.
- Hanson, P.C., Johnson, T.B., Schindler, D.E. & Kitchell, J.F. (1997) Fish bioenergetics 3.0 software for Windows.
- Hdidou, M., Necibi, M.C., Labille, J., Hajjaji, S. El, Dhiba, D., Chehbouni, A. & Roche, N. (2022) Potential Use of Constructed Wetland Systems for Rural Sanitation and Wastewater Reuse in Agriculture in the Moroccan Context. *Energies*, **15**, 156. doi:<https://doi.org/10.3390/en15010156>
- Hessen, D.O. & Elser, J.J. (2005) Elements of ecology and evolution. *Oikos*, **109**, 3–5.
- Hessen, D.O. & Lyche, A. (1991) Inter- and intraspecific variations in zooplankton element composition. *Arch. Hydrobiol.*, **121**, 355–363.
- Hewett, S.W. & Johnson, B.L. (1987) A generalized bioenergetics model of fish growth for microcomputers.
- Hewett, S.W. & Johnson, B.L. (1992) Fish bioenergetics model 2: an upgrade of a generalized bioenergetics model of fish growth for microcomputers.
- Hoch, G. & Körner, C. (2005) Growth, demography and carbon relations of *Polylepis trees* at the world's highest treeline. *Funct. Ecol.*, **19**, 941–951.
- Hrbáček, J., Dvořáková, M., Kořínek, V. & Procházková, L. (1961) Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *SIL Proceedings, 1922-2010*, **14**, 192–195, Taylor & Francis. doi:10.1080/03680770.1959.11899269
- Hrbáček, J.M. (1958) Density of the fish population as a factor influencing the distribution and speciation of the species in the genus *Daphnia*. *XVth Int. Congr. Zool., Sect. X*, **27**, 794–795.
- Hudson, L.N., Isaac, N.J.B. & Reuman, D.C. (2013) The relationship between body mass and field metabolic rate among individual birds and mammals. *J. Anim. Ecol.*, **82**, 1009–1020.
- Hurlbert, S.H. & Mulla, M.S. (1981) Impacts of mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation on plankton communities. *Hydrobiologia*, **83**, 125–151.
- Hutchinson, G.E. (1967) *A Treatise on Limnology, Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton*, John Wiley & Sons, Inc.
- Isaac, N.J.B. & Carbone, C. (2010) Why are metabolic scaling exponents so controversial? Quantifying

- variance and testing hypotheses. *Ecol. Lett.*, **13**, 728–735.
- Jacobsen, D. & Dangles, O. (2017) *Ecology of High Altitude Waters*, Oxford University Press.
- Janssen, J. (1976) Feeding mode and size selection in the alewife (*Alosa pseudoharengus*). *J. Fish. Res. Bd Can.*, **33**, 1972–1975.
- Janus, L.L. & Vollenweider, R.A. (1981) Summary report. The OECD cooperation programme on eutrophication, Burlington; Ontario; Canada.
- Jenny, J.P., Anneville, O., Arnaud, F., Baulaz, Y., Bouffard, D., Domaizon, I., Bocaniov, S.A., et al. (2020) Scientists' Warning to Humanity: Rapid degradation of the world's large lakes. *J. Great Lakes Res.*, **46**, 686–702. doi:10.1016/j.jglr.2020.05.006
- Jenssen, P.D., Maehlum, T. & Krogstad, T. (1993) Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Sci. Technol.*, **28**, 149–157.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000) Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: Changes along a phosphorus gradient. *Freshw. Biol.*, **45**, 201–218. doi:10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O. & Olrik, K. (1990) Fish manipulations as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, **200/201**, 219–228.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K.E., Anneville, O., Coveney, M.F., Deneke, R., et al. (2005) Lake responses to reduced nutrient loading - An analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshw. Biol.*, **50**, 1747–1771.
- Jeppesen, Erik, Søndergaard, M., Kronvang, B., Jensen, J.P., Svendsen, L.M. & Lauridsen, T.L. (1999) Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia*, **395–396**, 419–432. doi:10.1007/978-94-017-3282-6\_36
- Jeppesen, Erik, Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Davidson, T.A., Liu, Z., Mazzeo, N., Trochine, C., et al. (2012) *Bio-manipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication. Recent Advances and Future Challenges. Adv. Ecol. Res.*, Vol. 47. doi:10.1016/B978-0-12-398315-2.00006-5
- Jeppesen, Erik, Søndergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C.C., Huszar, V. & Scasso, F. (2005) Lake restoration and bio-manipulation in temperate lakes : relevance for subtropical and tropical lakes by Eutrophication of lakes. *Environ. Res.*, 1–12. Retrieved from <http://www.mendeley.com/research/lake-restoration-and-bio-manipulation-in-temperate-lakes-relevance-for-subtropical-and-tropical-lakes-1/>
- Jørgensen, S.E. & Bendoricchio, G. (2001) *Fundamental of Ecological Modelling*, 3rd Edition., Amsterdam: Elsevier - Developments in Environmental Modelling 21.
- Kerfoot, W.C. & Sih, A. (Ed. . (1987) *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities*, Hanover and London: University Press of New England.
- Kitchell, J.F., Stewart, D.J. & Weininger, D. (1977) Applications of a bioenergetics model to Yellow Perch (*Perca flavescens*) and Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Canada*, **34**, 1922–1935.
- Kolding, J. (1993) Population dynamics and life-history styles of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Ferguson's Gulf, Lake Turkana, Kenya. *Envir. Biol. Fishes*, **37**, 25–46.
- Körner, C. (2007) The use of 'altitude' in ecological research. *Trends Ecol. Evol.*, **22(11)**, 569–574.
- Körner, C. & Paulsen, J. (2004) A world-wide study of high-altitude treeline temperatures. *J. Biogeogr.*, **31**, 713–732.
- Kosten, S., Lacerot, G., Jeppesen, E., Motta Marques, D. Da, Nes, E.H. Van, Mazzeo, N. & Scheffer, M. (2009) Effects of submerged vegetation on water clarity across climates. *Ecosystems*, **12**, 1117–1129. doi:10.1007/s10021-009-9277-x
- Kuznetsov, Y.A. (1995) *Elements of Applied Bifurcation Theory*, Springer.
- Lancaster, H.F. & Drenner, R.W. (1990) Experimental mesocosm study of the separate and interaction effects of phosphorus and mosquitofish (*Gambusia affinis*) on plankton community structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**, 471–479.
- Lazzaro X. (1987) A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, **146**, 97–167.

- Lazzaro, X. (1991) *Planktivorous Fishes, Plankton Dynamics, and Water Quality: Quantifying the Effects of Foraging Mode and Fish Biomass*, Ph.D. in Aquatic Ecology, The Ohio State University (OSU), Columbus-OH, USA. Advisors: R.A. Stein, The Ohio State University (OSU), Columbus, OH & R.W. Drenner, Texas Christian University (TCU), FtWorth, TX.
- Lazzaro, X. (1997) Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes and reservoirs? *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **26**, 719–730.
- Lazzaro, X. (2009) *Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds*, HDR - Habilitation à Diriger des Recherches, Université Pierre & Marie Curie (UPMC).
- Lazzaro, X., Drenner, R.W., Stein, R.A. & Smith, J.D. (1992) Planktivores and plankton dynamics: effects of fish biomass and planktivore type. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**, 1466–1473. doi:10.1139/f92-161
- Lazzaro, X., Lanza Aguilar, W.G., Alcoreza Ortíz, M.P., Flores Chambi, A.J., Fernández Paz, L.A., Fernández Saavedra, P.E., Loayza Torrico, E.Z., et al. (2017) Análisis e interpretación de los resultados de la expedición científica de evaluación de las características limnológicas y ecológicas del Lago Menor del Titicaca - Programa ECERP, Agosto 2016.
- Lazzaro, X., Lebourges-Dhaussy, A., Dhaussy, P. & Correia, J.W. (eds. . (1998) Serviço de levantamento hidroacústico (ecosondagem) no Lago Paranoá, Brasília-DF - Relatório final, Brasília-DF, Brasil.
- Lazzaro, X., Lebourges-Dhaussy, A., Dhaussy, P. & Correia, J.W. (eds. . (1998) Serviço de levantamento hidroacústico (ecosondagem) no Lago Paranoá, Brasília-DF - Relatório final.
- Lazzaro, X. & Starling, F. (2005) Using biomanipulation to control eutrophication in a shallow tropical urban reservoir (Lago Paranoá, Brazil). in *and Management of Tropical Eutrophic Lakes* ed. Reddy, M.V., pp. 361–387, New Hampshire, USA: Oxford & IBH Publ. Co. Pvt. Ltd., New Delhi and Science Publishers Inc.
- Lazzaro, Xavier. (1991) Feeding convergence in South American and African zooplanktivorous cichlids *Geophagus brasiliensis* and *Tilapia rendalli*. *Environ. Biol. Fishes*, **31**, 283–293. doi:10.1007/BF00000693
- Lazzaro, Xavier, Bouvy, M., Ribeiro-Filho, R.A., Oliviera, V.S., Sales, L.T., Vasconcelos, A.R.M. & Mata, M.R. (2003) Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? *Freshw. Biol.*, **48**, 649–668. doi:10.1046/j.1365-2427.2003.01037.x
- Lazzaro, Xavier, Lacroix, G., Gauzens, B., Gignoux, J. & Legendre, S. (2009) Predator foraging behaviour drives food-web topological structure. *J. Anim. Ecol.*, **78**, 1307–1317. doi:10.1111/j.1365-2656.2009.01588.x
- Lebourges-Dhaussy, A., Dhaussy, P., Lazzaro, X. & Starling, F.L.R.M. (1999) Acoustical fish biomass assessment of Lago Paranoá, Brasília, Brazil, within the framework of a water quality improvement project. *Proc. 2nd Int. Shallow Water Fish. Sonar Conf. 7-9 September 1999*, p. 22 pp, Seattle, USA.
- Lebourges-Dhaussy, A., Dhaussy, P., Lazzaro, X. & Starling, F.L.R.M. (1999) Acoustical fish biomass assessment of Lago Paranoá - Brasília - Brazil within the framework of a water quality improvement project. *Proc. 2nd Int. Shallow Water Fish. Sonar Conf. 7-9 September 1999*, p. 22 pp, Seattle, USA.
- Lewis, W.M. (1979) *Zooplankton community analysis: studies on a tropical system*, Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Li, J., Zheng, B., Chen, X., Li, Z., Xia, Q., Wang, H., Yang, Y., et al. (2021) Use of Constructed Wetland for Mitigating Nitrogen and Phosphorus from Agricultural Runoff: A Review. *Water*, **13**, 476. doi:https://doi.org/10.3390/w13040476
- Lindeman, R.L. (1942) The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. *Ecology*, **23**, 399–417.
- Lowe-McConnell, R.H. (1999) *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*, Editora Universidade de São Paulo (USP), São Paulo-SP, Brasil.
- Machado, M.T. de S. & Baptista, M.G. de M. (2016) Remote sensing as a tool for monitoring Paranoá Lake's water quality (Brasília, Brazil). *Eng. Sanit. Ambient.*, **21(2)**, 357–365.
- Marques, C.E.F. da C. (2017) *Análise da eutrofização no Lago Paranoá*, Universidade de Brasília, IB/IQ/IG/CDS/ECO, Bacharel em Ciências Ambientais.
- Mazumder, A. (1994) Patterns of algal biomass in dominant odd- vs. even-link lake ecosystems. *Ecology*, **75**, 1141–1149.

- Mazzeo, N., Rodríguez-Gallego, L., Kruk, C., Meerhoff, M., Gorga, J., Lacerot, G., Quintans, F., *et al.* (2003) Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia*, **506–509**, 591–602. doi:10.1023/B:HYDR.0000008571.40893.77
- McQueen, D.J. (1990) Manipulating lake community structure: where do we go from here? *Freshw. Biol.*, **23**, 613–620.
- McQueen, D.J., Johannes, M.R.S., Post, J.R., Stewart, T.J. & Lean, D.R.S. (1989) Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monogr.*, **59**, 289–309. doi:10.2307/1942603
- McQueen, D.J., Post, J.R. & Mills, E.L. (1986) Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **43**, 1571–1581.
- Mehner, T. & Thiel, R. (1999) A review of predation impact by 0+ fish on zooplankton in fresh and brackish waters of the temperate Northern hemisphere. *Environ. Biol. Fishes*, **56**, 169–181.
- Meijer, M.-L., Haan, M.W. De, Breukelaar, A. W. & Buiteveld, H. (1990) Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia*, **200/201 (D)**, 303–315.
- Melo, R. De, France, R. & McQueen, D.J. (1992) Biomanipulation : hit or myth? *Limnol. Ocean.*, 192–207.
- Mesquita, G.M., Souza, M.A.P. de, Castro, M.N. & Oliveira, A.P. de. (2014) Monitoramento para a manutenção da balneabilidade do Lago Paranoá-DF. *Rev. Eletrônica Educ. da Fac. Araguaia*, **5**, 123–129.
- Michiels, D. (2019) *Water pollution and purification in a tropical high altitude lake (Lake Titicaca, Bolivia) - A mesocosm study*, Master in Biology, specialization Human Ecology, Vrije Universiteit Brussel (VUB). Promotors: Prof. Dr. Harry Olde Venterink, Dr. Ir. Marc Elskens; Co-Promotor & local supervisor: Dr. Xavier Lazzaro.
- Miranda, L. E. (1983) Average ichthyomasses in Texas large impoundments. *Annu. Proc. Tex. Chap. Am. Fish. Soc.*, **6**, 58–67.
- Mitsch, W.J. (1988) Productivity-hydrology-nutrient models of forested wetlands. in *Wetland Modelling* eds. Mitsch, W.J., Straškraba, M. & Jørgensen, S.E., pp. 115–132, Amsterdam: Elsevier.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2000) *Wetlands*, 3rd ed.; John Wiley and Sons: New York, NY, USA.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2023) *Wetlands*, 5th Editio., Wiley.
- Mitsch, W.J. & Jørgensen, S.E. (1989) *Ecological Engineering - An Introduction to Ecotechnology*, John Willey & Sons, Inc.
- MMAYa. (2018) PPlan Director de la Cuenca Katari y su estrategia de recuperación integral de la Cuenca y del Lago Menor del Titicaca, La Paz, Bolivia.
- Morgan, N.C., Backiel, T., Bretschko, G., Duncan, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kajak, Z., Kitchell, J.F., *et al.* (1981) Secondary production. in *The Functioning of Freshwater Ecosystems* eds. Cren, D.E. Le & Lowe-McConnell, R.W., pp. 247–340, Int. Biol. Programme Synthesis No. 22, Cambridge Univ. Press.
- Moss, B. (1988) *Ecology of fresh waters*, 2nd edn. Man & Medium. Blackwell Scientific, Oxford.
- Moss, B., Madgewick, J. & Phillips, G. (1996) *A Guide to the Restoration of Nutrient-Enriched Shallow Lakes*, Broads Authority/Environment Agency.
- Nations, F. (Food and A.O. of the U. (2000) Yearbook of Fishery Statistics, Vol. 86, 1998 Capture Production. *FAO*.
- Navarro, G., Molina, C. & Barra, N.D. Ia. (2005) Classification of the high-Andean Polylepis forests in Bolivia. *Plant Ecol.*, **176**, 113–130.
- Northcote, T.G. (1988) Fish in the structure and function of freshwater ecosystems : A «top-down» view. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 361–379.
- Northcote, T.G., Morales S., P., Levy, D.A. & Greaven, M.S. (1991) *Contaminación en el Lago Titicaca, Perú: Capacitación, Investigación y Manejo*. (T. G. Northcote, P. Morales S., D. A. Levy & M. S. Greaven, Eds.), Vancouver, Canada; Puno, Perú: Westwater Research Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada; Instituto de Aguas Alto Andinas, Universidad Nacional del Altiplano, Puno, Perú.
- Nürnberg, G.K. (1996) Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake Reserv. Manag.*, **12**, 432–447.
- O'Brien, W.J. (1979) The predatory-prey interactions of planktivorous fish and zooplankton — a recent

- research with planktivorous fish and their zooplankton prey shows the evolutionary thrust and parry of the predator-prey relationship. *Am. Sci.*, **67**, 572–581.
- O'Brien, W.J., Slade, N.A. & Vinyard, G.L. (1976) Apparent size as the determinant of prey selection by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Ecology*, **57**, 1304–1310.
- Ocola Salazar, J.J. & Laqui Vilca, W.F. (2017) Fuentes Contaminantes en la Cuenca del Lago Titicaca: Un aporte al conocimiento de las causas que amenazan la calidad del agua del maravilloso lago Titicaca., Lima.
- Ocola Salazar, J.J., Meza Álvarez, M.A., Escalante Arcos, J. & Sullcata Cruz, L.P. (2022) *Inventario de recursos hídricos y fuentes contaminantes en la cuenca del Lago Titicaca - Bolivia*, La Paz, Bolivia: Autoridad Binacional Autónoma del Lago Titicaca (ALT).
- Odum, H.T. (1962) Man in the ecosystem. *Proc. Lockwood Conf. Suburb. For. Ecol. Bull. Conn. Agr. Stn.* **652**, pp. 57–75, Storrs, CT.
- Odum, H.T. (1971) *Environment, Power, and Society*, New York: Wiley.
- Odum, H.T. (1983) *Systems Ecology: An Introduction*, New York: Wiley.
- Odum, H.T., Siler, W.L., Beyers, R.J. & Armstrong, N. (1963) Experiments with engineering marine ecosystems. *Publi. Inst. Mar. Sci. Uni. Texas*, **9**, 374–403.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). (1982) *Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control*, Paris.
- Oksanen, L. (1992) Evolution of exploitation ecosystems. I. Predation, foraging ecology, and population dynamics in herbivores. *Evol. Ecol.*, **6**, 15–33.
- Oksanen, Lauri, Fretwell, S.D., Arruda, J. & Niemela, P. (1981) Exploitation Ecosystems in Gradients of Primary Productivity. *Am. Nat.*, **118**, 240–261. doi:10.1086/283817
- Oliveira, N.B., Schwartz, C.A., Bloch Jr., C., Paulino, L. & Pires Jr., O.R. (2013) Bioaccumulation of cyanotoxins in Hypothalmichthys molitrix (Silver Carp) in Paranoá Lake, Brasília-DF, Brazil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **90**, 308–313. doi:10.1007/s00128-012-0873-7
- Pelechaty, M., Pukacz, A., Apolinarska, K., Pelechata, A. & Siepak, M. (2013) The significance of Chara vegetation in the precipitation of lacustrine calcium carbonate. *Sedimentology*, **60(4)**, 1017–1035. doi:10.1111/sed.12020
- Persson, A. (1997) Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. *Limnol. Ocean.*, **43**, 577–583.
- Peters, R. (1983) *The ecological implications of body size*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Polis, G. A. (1991) Complex trophic interactions in deserts: an empirical critique of food-web theory. *Am. Nat.*, **138**, 123–155. doi:10.1086/285208
- Polis, G.A. & Strong, D.R. (1996) Food web complexity and community dynamics. *Am. Nat.*, **147**, 813–846.
- Polis, Gary A., Sears, A.L.W., Huxel, G.R., Strong, D.R. & Maron, J. (2000) When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends Ecol. Evol.*, **15**, 473–475. doi:10.1016/S0169-5347(00)01971-6
- Quiros, R. (1998) Fish effects on trophic relationships in the pelagic zone of lakes. *Hydrobiologia*, **361**, 101–111.
- Rawson, D.S. (1942) A comparison of some large alpine lakes in western Canada. *Ecology*, **23**, 143–161.
- Rawson, D.S. (1952) Mean depth and the fish production of large lakes. *Ecology*, **33**, 513–521.
- Redfield, A.C. (1958) The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, **46(3)**, 230A–A221.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H. & Richards, F.A. (1963) The influence of organisms on the composition of seawater. in *Comparative and descriptive oceanography* ed. Hill, M.H. (Ed. ., pp. 26–77, John Wiley and Sons.
- Reid, G.K. (1961) *Ecology of Inland Waters and estuaries*, New York (NY), USA: Reinhold Publishing Corp.
- Reimann, B. (1985) Potential importance of fish predation and zooplankton grazing on natural populations of freshwater bacteria. *Appl. Envir. Microbiol.*, **50**, 187–193.
- Revilla H., C. (2021) *Somos nosotros mismos? Desigualdades socioecológicas y irbanización en la cuenca del río Katari*, Laz Paz, Bolivia: Unidad de Comunicación y Gestión y Gestión de Información, Centro de Estudios para el Desarrollo Labora y Agrario (CEDLA).
- Reynolds, C.S. (1994) The ecological bass for the successful biomanipulation of aquatic communities. *Arch.*

*Hydrobiol.*, **130**, 1–33.

- Ribera Arismendi, M.O. (2008) La Hiper-Contaminación de la Bahía de Cohana.
- Riemann, B., Christoffersen, K., Jensen, H.J., Muller, J.P., Lindegaard, C. & Bosselmann, S. (1990) Ecological consequences of a manual reduction of roach and bream in a eutrophic, temperate lake. *Hydrobiol.* **200/201** (*Dev. Hydrobiol.*), **61**, 241–250.
- Rigler, F.H. (1982) The relation between fisheries management and limnology. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **111**, 121–132.
- Romo, S., Miracle, M.R., Villena, M.-J., Rueda, J., Ferriol, C. & Vicente, E. (2004) Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshw. Biol.*, **49**, 1593–1607.
- Rondel, C., Arfi, R., Corbin, D., Bihan, F. Le, Ndour, E.H. & Lazzaro, X. (2008) A cyanobacterial bloom prevents fish trophic cascades. *Freshw. Biol.*, **53**, 637–651. doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01894.x
- Rosen, R.A. & Hales, D.C. (1981) Feeding of paddlefish, *Polyodon spathula*. *Copeia*, **2**, 444–455.
- Ryder, R.A. (1965) A method of estimating the potential fish production of north-temperate lakes. *Trans. Am. Fisheries Soc.*, **94**, 214–218.
- Ryding, S.-O. & Rast, W. (1989) *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*. (S.-O. Ryding & W. Rast, Eds.), New Jersey: MAB - Man And the Biosphere Series, UNESCO.
- Sanderson, S.L. & Wassersug, R. (1990) Suspension-feeding vertebrates. *Sci. Am.*, **262**, 96–101.
- Sanderson, S.L. & Wassersug, R. (1993) Convergent and alternative designs for vertebrate suspension feeding. in *The Skull, Vol. 3, Functional and Evolutionary Mechanisms* eds. Hanken, J. & Hall, B.K., pp. 37–112, Chicago, IL, USA: The University of Chicago Press.
- Sarnelle, O. & Knapp, R.A. (2005) Nutrient recycling by fish versus zooplankton grazing as drivers of the trophic cascade in alpine lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **50**, 2032–2042. doi:10.4319/lo.2005.50.6.2032
- Sas, H. (Ed.). (1989) *Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectation, experiences, extrapolation*, Acad. Ver. Richardz GmbH.
- Scheffer, M. (1998) *The Ecology of Shallow Lakes*, Chapman & Hall, Population and Community Biology Series book series (PCBS, volume 22).
- Scheffer, M. (2009) *Critical Transitions in Nature and Society*, Princeton University Press.
- Scheffer, M. (2009) *Critical Transitions in Nature and Society*, Princeton Univ. Press.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, **8**, 275–279.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, **8**, 275–27.
- Scheffer, Marten, Bascompte, J., Brock, W.A., Brovkin, V., Carpenter, S.R., Dakos, V., Held, H., *et al.* (2009) Early-warning signals for critical transitions. *Nature*, **461**, 53–59, Nature Publishing Group. doi:10.1038/nature08227
- Scheffer, Marten & Carpenter, S.R. (2003) Catastrophic regime shifts in ecosystems: Linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.*, **18**, 648–656. doi:10.1016/j.tree.2003.09.002
- Scheffer, Marten & Nes, E.H. Van. (2007) Shallow lakes theory revisited: Various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, **584**, 455–466. doi:10.1007/s10750-007-0616-7
- Shapiro, J., Lamarra, V. & Lynch, M. (1975) Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. *Limnol. Res. Cent.* Retrieved from <http://www.indiana.edu/~lynchlab/PDF/Lynch2.pdf>
- Smith, F. (1969) Effects of enrichment in mathematical models. *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives* ed. Proc. Int. Symp. Eutrophication (1967: University of Wisconsin). National Academy of Sciences, Washington, D.C., pp. 631–645.
- Smith, J.C. & Sanderson, S.L. (2007) Mucus function and crossflow filtration in a fish with gill rakers removed versus intact. *J. Exp. Biol.*, **210**, 2706–2713.
- Smith, V.H. (2003) Eutrophication of freshwater and marine ecosystems: a global problem. *Environ. Sci. Pollut. R.*, **10**, 126–139.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. & Nekola, J.C. (1999) impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.*, **100**, 179–196.

- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, **506–509**, 135–145. doi:10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd
- Starling, F. & Lazzaro, X. (1999) Development of a biomanipulation strategy for the remediation of eutrophication in lakes and reservoirs at low latitudes. in *Planning and Management of Lakes and Reservoirs: an Integrated Approach to Eutrophication*, pp. 278–280, Tokyo: UNEPIETC (Org.).
- Starling, F. & Lazzaro, X. (1999) Restoration of a tropical urban reservoir: Lago Paranoá (Brasília, Brazil). in *Chapter 6. Technological and Managerial Aspects of Eutrophication. Planning and Management of Lakes and Reservoirs: An Integrated Approach to Eutrophication*, Newsletter and technical Publications, UNEP, Division of Technology, Industry, and Economics, International Environmental Technology Centre. Retrieved from [www.unep.or.jp/ietc/publications/techpublications/TechPub-11/6-11-1.asp](http://www.unep.or.jp/ietc/publications/techpublications/TechPub-11/6-11-1.asp)
- Starling, F., Lazzaro X., Cavalcanti, C. & Moreira, R. (2002) Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: Evidence from a fish kill. *Freshw. Biol.*, **47**, 2443–2452. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.01013.x
- Starling, F.L.R.M. (1989) *Estudo experimental dos impactos de peixes planctófagos sobre a comunidade planctônica e a qualidade de água no Lago Paranoá, Brasília-DF*, M.Sc. Thesis, Univ. of Brasília, Brasília-DF, Brasil.
- Starling, F.L.R.M. (1993) Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoá Reservoir (Brasília-DF, Brazil). *Hydrobiologia*, **257**, 143–152.
- Starling, F.L.R.M. (1998) *Development of Biomanipulation Strategies for the Remediation of eutrophication Problems in an Urban Reservoir, Lago Paranoá - Brazil*, PhD Thesis, Institute of Aquaculture, University of Stirling, Scotland.
- Starling, F.L.R.M., Beveridge, M., Lazzaro, X. & Baird, D. (1998) Silver carp biomass effects on the plankton community and its use for improving water quality in Paranoá Reservoir (Brasil). *Int. Rev. Hydrobiol.*, **83**, 499–507.
- Starling, F.L.R.M. & Lazzaro, X. (1997) Experimental investigation of the feasibility of improving water quality by controlling exotic planktivore overpopulation in eutrophic Paranoá Reservoir (Brasília-DF, Brazil). *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, **26**, 789–794.
- Starling, F.L.R.M. & Rocha, A.J.A. (1998) Experimental study of the impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiologia*, **200/201**, 581–591.
- Sterner, R.W. (1990) The ratio of nitrogen to phosphorus resupplied by herbivores: zooplankton and the algal competitive arena. *Am. Nat.*, **136**, 209–229.
- Sterner, R.W. (1990) The ratio of nitrogen to phosphorus resupplied by herbivores: zooplankton and the algal competitive arena. *Am. Nat.*, **136**, 209–229.
- Sterner, R.W. & Elser, J.J. (2002) *Ecological Stoichiometry: The biology of elements from molecules to the biosphere*, Princeton University Press.
- Sterner, R.W. & Hessen, D.O. (1994) Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **25**, 1–29.
- Sterner, R.W., Schampel, J.H., Schulz, K.L., Elser, K.L., Galford, A.E. & Elser, J.J. (2000) Joint variation of zooplankton and seston stoichiometry in lakes and reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **27**, 1–6.
- Sterner, Robert W., Andersen, T., Elser, J.J., Hessen, D.O., Hood, J.M., McCauley, E. & Urabe, J. (2008) Scale-dependent carbon: Nitrogen: phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, **53**, 1169–1180. doi:10.4319/lo.2008.53.3.1169
- Sterner, T.W. & Elser, J.J. (2002) *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*, Princeton University Press.
- Straškraba, M. (1984) New ways of eutrophication abatement. in *Hydrobiology and Water Quality of Reservoirs* eds. Straškraba, M., Brandl, Z. & Procalova, P., pp. 37–45, Acad. Sci. České Budějovice, Czechoslovakia.
- Straškraba, M. (1985) *Simulation Models as Tools in Ecotechnology Systems. Analysis and Simulation. Vol. II.* (Academic Verlag, Ed.), Berlin.
- Straškraba, M. & Gnauck, A.H. (1985) *Freshwater Ecosystems: Modelling and Simulation*, Amsterdam:

Elsevier.

- Swingle, H.S. (1946) Experiments with combinations of largemouth bass, bluegills, and minnows in ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **76**, 46–62.
- Tanner, C.C. & Headley, T.R. (2011) Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecol. Eng.*, **37**, 474–486.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P. & Zurbrügg, C. (2014) Compendium of Sanitation Systems and Technologies.
- Torres, L.E. & Vanni, M.J. (2007) Stoichiometry of nutrient excretion by fish: interspecific variation in a hypereutrophic lake. *Oikos*, **116**, 259–270. doi:10.1111/j.2006.0030-1299.15268.x
- Uhlmann, D. (1983) Entwicklungstendenzen der Ökotechnologie. *Wiss. Z. Tech. Univ. Dresden*, **32**, 109–116.
- Vakkilainen, K., Kairesalo, T., Hietala, J., Balayla, D.M., Bécares, E., Bund, W.J. Van de, Donk, E. Van, et al. (2004) Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan-European mesocosm experiment. *Freshw. Biol.*, **49**, 1619–1632.
- Vanderstukken, M., Mazzeo, N., Colen, W. van, Declerck, S.A.J. & Muylaert, K. (2011) Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: A mesocosm study. *Freshw. Biol.*, **56**, 1837–1849. doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02624.x
- Vanni, M.J., Layne, C.D. & Arnott, S.E. (1997) 'Top-Down' trophic interactions in lakes: effects of fish on nutrient dynamics. *Ecology*, **78**(1), 1–20.
- Vanni, M.J. & McIntyre, P.B. (2016) Predicting nutrient excretion of aquatic animals with metabolic ecology and ecological stoichiometry: a global synthesis. *Ecology*, **97**(12), 3460–3471.
- Velasquez, G.T. (1939) On the viability of algae obtained from the digestive tract of the gizzard shad, *Dorosoma cepedianum* (LeSueur). *Am. Midl. Nat.*, **22**, 376–412.
- Vymazal, J. (2022) The historical development of constructed wetlands for wastewater treatment. *Land*, **11**, 174. doi:https://doi.org/10.3390/land11020174
- Walter, T. (2000) *Ecologia da pesca artesanal no Lago Paranoá - Brasília-DF*, Dissertação de Mestrado [Master Thesis], Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, Brasil.
- West, G.B., Brown, J.H. & Enquist, B.J. (1997) A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. *Science* (80- ), **276**, 122–126.
- Wetzel, R.G. (1975) *Limnology*, Edition 3., Philadelphia, Pennsylvania, USA: Saunders Academic Press.
- Winberg, G.G. (1956) Rate of metabolism and food requirements of fishes. *J. Fish. Res. Board Canada*.
- Wissel, C. (1984) A universal law of the characteristic return time near thresholds. *Oecologia*, **65**, 101–107.
- Wright, D.I. & O'Brien, W.J. (1982) Differential location of Chaoborus larvae and Daphnia by fish: the importance of motion and visible size. *Am. Midl. Nat.*, **108**, 68–73. doi:10.2307/2425293
- Wu, H., Zhang, J., Li, P., Zhang, J., Xie, H. & Zhang, B. (2011) Nutrient removal in constructed microcosm wetlands for treating polluted river water in northern China. *Ecol. Eng.*, **37**, 560–568.
- Xu, Z.H., Yin, X.A. & Yang, Z.F. (2014) An optimisation approach for shallow lake restoration through macrophyte management. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **18**, 2167–2176.
- Yowell, D.W. & Vinyard, G.L. (1993) An energy-based analysis of particulate-feeding and filter-feeding by blue tilapia, *Tilapia aurea*. *Envir. Biol. Fishes*, **36**, 65–72.
- Zaret, T.M. (1980) *Predation and Freshwater Communities*, New Haven: Yale Univ. Press.
- Zaret, T.M. (1984) *Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes*, The Hague: Dev. In Env. Biol. Fish 3, Dr. Junk Publishers.
- Zloch, I., Śliwińska-Wilczewska, S., Kucharska, M. & Kozłowska, W. (2018) Allelopathic effects of Chara species (*C. aspera*, *C. baltica*, and *C. canescens*) on the bloom-forming picocyanobacterium *Synechococcus* sp. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **25**, 36403–36411.



Financiado



*El Observatorio permanente del Lago Titicaca con la Boya HydroMet XYLEM...  
... un desafío tecnológico y una aventura humana, compartiendo la misma pasión!*



*'Mi Boya' - Qamaski ya ch'uwa quta mama*

*Este libro sintetiza el conocimiento más actual sobre el funcionamiento ecológico y biogeoquímico del Lago Menor. Está destinado a científicos, gestores, maestros y alumnos de las escuelas ribereñas al Lago, profesores y estudiantes de las universidades, y por su lenguaje accesible al público en general. Esperamos así incrementar el interés y conocimiento, así como incentivar una educación más respetuosa sobre el Lago Titicaca. Queremos promover su conservación, protección, restauración y respeto, para que las generaciones futuras tengan todavía la gran suerte de disfrutarlo como lo hicieron las civilizaciones ancestrales, y nosotros ahora. Es inaceptable observar el deterioro irreversible de la calidad del agua y el ecosistema acuático como consecuencias de actividades humanas irresponsables. Esperamos contribuir en despertar la pasión por este ecosistema tan especial, e inspirar a jóvenes y nuevos investigadores para que se dediquen a estudiarlo; así mismo convocar a la reflexión de las autoridades políticas, la imperiosa necesidad de implementar medidas urgentes para frenar la dramática contaminación de este importante cuerpo de agua. [La Paz, Julio 2023]*