

Estado ecológico de espacios azules de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y del noroeste del conurbano bonaerense: diagnóstico y evaluación

Memoria de Licenciatura en Ecología; orientación gestión de los recursos naturales



Agustina Lavarello

Directora: Dra. Luz Allende

Co-Directora: Dra. María Soledad

Fontanarrosa

Marzo 2023

Tabla de contenido

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS	2
1. RESÚMEN	3
2. PUBLICACIÓN DE RESULTADOS	5
3. AGRADECIMIENTOS	6
4. INTRODUCCIÓN	8
4.1 OBJETIVOS DE ESTUDIO	9
4.1.1 GENERAL	9
4.1.2 ESPECÍFICOS	9
4.2 HIPÓTESIS	10
5. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES	10
5.1 ECOLOGÍA URBANA Y ESTADO ECOLÓGICO	10
5.2 LOS ESPACIOS VERDES Y LOS ESPACIOS AZULES EN LAS CIUDADES	11
5.3 PROBLEMÁTICA DE LOS ESPACIOS AZULES EN LAS CIUDADES	15
5.4 REGÍMENES ALTERNATIVOS	18
5.5 MARCO NORMATIVO	20
6. ÁREA DE ESTUDIO	21
6.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	21
6.1.1 ECORREGIÓN PAMPA	21
6.1.2 SUBREGIÓN DE LA PAMPA HÚMEDA – COMPLEJO PAMPA ONDULADA	23
6.2 CUENCAS DE LAS LAGUNAS ESTUDIADAS	24
6.3 UBICACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE LAS LAGUNAS	25
7. MATERIALES Y MÉTODOS	30
7.1 METODOLOGÍA DE CAMPO Y LABORATORIO	30
7.2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	33
8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	33
8.1 MORFOMETRÍA Y CARACTERIZACIÓN DE LAS LAGUNAS <i>SENSU</i> HASSALL (2014)	33
8.2 VARIABLES LIMNOLÓGICAS	37
8.3 CARACTERIZACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE LAS LAGUNAS URBANAS	48
8.4 CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN ACUÁTICA	51
8.5 CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN ALTERNATIVO <i>SENSU</i> SCHEFFER ET AL. (1993, 2003)	57
9. CONCLUSIONES	59
10. COMENTARIOS FINALES	60
11. VINCULACIÓN A PROYECTOS	62
12. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

Figura 1 - Clasificación de lagunas urbanas basada en su función primaria y tipología (pág. 12)

Figura 2 - Tipos de macrófitas presentes en cuerpos de agua someros (pág. 14)

Figura 3 - Tipos de regímenes alternativos propuestos por Scheffer et al. (1993, 2003) (pág. 18)

Figura 4 - Ecorregión Pampa - Ecorregiones y complejos ecosistémicos de Argentina (2012) (pág. 22)

Figura 5 - Cuencas de la Región Metropolitana de Buenos Aires (pág. 24)

Figura 6 - Región Metropolitana de Buenos Aires (pág. 25)

Figura 7 - Imagen satelital de las lagunas estudiadas en diferentes municipios del noroeste del conurbano bonaerense y CABA durante un período anual (2018-2019) (pág. 27)

Figura 8 - Fotografías de los espacios azules estudiados tomados desde la zona litoral (pág. 29)

Figura 9 - Valores medios y desvío estándar de nutrientes disueltos (pág. 42)

Figura 10 - Análisis de componentes principales (pág. 45)

Figura 11 - Imágenes extraídas del Google Earth Pro[®], en las fechas de muestreo - estación fría y cálida para las 12 lagunas (pág. 51)

TABLAS

Tabla 1 - Categorías Tróficas propuestas por OCDE (1982) (pág. 17)

Tabla 2 - Características de las lagunas estudiadas (pág. 28)

Tabla 3 - Características morfométricas y clasificación (sensu Hassall 2014) de las lagunas estudiadas (pág. 34)

Tabla 4 - Valores promedio y desvíos estándares de las variables fisicoquímicas medidas in situ para ambas temporadas de muestreo (pág. 38)

Tabla 5 - Resultados de Fósforo total (FT) (promedio \pm desvío estándar), Clorofila a fitoplanctónica (Chla) (promedio \pm desvío estándar), Estado Trófico OCDE (1982) (pág. 49)

Tabla 6 - Presencia, tipos y porcentaje de cobertura de macrófitas dominantes presentes en las lagunas estudiadas (pág. 54)

1.0 RESUMEN

Este trabajo incluye el estudio de 12 espacios azules (lagunas) de plazas, parques recreativos y reservas municipales ubicados en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), que incluye la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y Gran Buenos Aires. El objetivo del trabajo fue realizar una caracterización del agua de estos ambientes a través del análisis de variables físicas, químicas y biológicas y evaluar su estado trófico y régimen alternativo (*aguas claras, aguas turbias, dominado por macrófitas flotantes*) *sensu* Scheffer et al. (1993, 2003). Se realizaron dos muestreos (temporadas fría y cálida) durante un período anual (2018-2019). Se tomaron muestras de agua en tres sitios litorales de cada espacio azul. Los resultados evidenciaron una heterogeneidad en los valores medios de conductividad (208,67 $\mu\text{S/cm}$ - 3666,67 $\mu\text{S/cm}$) y una elevada carga de nutrientes disueltos (fósforo reactivo soluble (FRS): 0,03 mg/L - 9,32 mg/L; nitritos + nitratos (N-NO₂⁻+NO₃⁻): 0,01 mg/L - 30,60 mg/L; amonio (NH₄⁺): 0,19 mg/L - 102,33 mg/L) en el conjunto de cuerpos de agua, que podría ser explicada en parte por el aporte externo de efluentes cloacales, arroyos y/o ríos contaminados, además de la escorrentía. La condición de eutrofia-hipereutrofia fue prevalente en los espacios estudiados y en ambas estaciones (10/12). En los casos de las lagunas RE y CD, la condición fue eutrófica para la estación fría y mesotrófica para la cálida. Cabe destacar que los cuerpos de agua que estuvieron dominados por plantas flotantes registraron las menores concentraciones de oxígeno disuelto (valores < 2mg/L). Las especies de macrófitas flotantes encontradas más frecuentemente fueron *Eicchornia crassipes*, *Pistia striatotes*, *Salvinia natans* y *Lemna* spp. El régimen alternativo predominante fue el de *aguas turbias* en el caso de los espacios azules de CABA y una alternancia entre éste y el régimen *dominado por macrófitas flotantes* en el conurbano bonaerense. Sólo dos lagunas RE y CD, presentaron *aguas claras*. En conclusión, las lagunas estudiadas presentaron un alto grado

eutrofización independientemente de su emplazamiento y, en ocasiones, concentraciones de oxígeno no propicias para la vida acuática. Los resultados ponen de manifiesto la relevancia del diagnóstico y monitoreo de la calidad agua de los espacios azules en el ambiente urbano. Es necesario también analizar las condiciones de sus afluentes y el control de la población de plantas acuáticas para promover condiciones favorables para la biota y preservar y/o rehabilitar estos cuerpos de agua.

2.0 PUBLICACIÓN DE RESULTADOS

Artículo:

Fontanarrosa M.S., Gómez L., Avigliano L., **Lavarello A.**, Zunino G.E., Sinistro R., Vera M.S., Allende L. (2022 - en evaluación) Land uses in cities and their impacts on the water quality of freshwater blue spaces in the Global South. Environmental Monitoring and Assessment.

Presentaciones a congreso:

2022 (28 al 30 de septiembre) - Tercer Seminario Internacional “Restauración en el Bioma Pampa” Brasil, Argentina y Uruguay. **Expositor**

Calidad del agua en estanques urbanos: propuesta de un índice simplificado para su diagnóstico. Bulbo J., **Lavarello A.**, Gómez L., Fontanarrosa M.S, Allende L.

2021 (12, 13 y 14 de mayo) - III Jornadas Internacionales y V Nacionales de ambiente: soberanía y gestión de los bienes comunes - **Expositor**

Estudio del uso de la tierra en el entorno de lagunas urbanas y su relación con la calidad del agua para la vida acuática. Fontanarrosa M.S., Gómez L., Avigliano L., **Lavarello A.**, Allende L.

2019 (2 al 3 de octubre) - Congreso Latinoamericano de Estudios Urbanos. Los Polvorines, Argentina. - **Expositor**

1. Estados estacionarios alternativos en lagunas urbanas del noroeste del conurbano bonaerense: diagnóstico y evaluación. **Lavarello A.**, Zunino G., Avigliano L., Allende L.
2. Calidad del agua de lagunas urbanas en parques públicos, privados y áreas protegidas (Buenos Aires). Avigliano L., Fontanarrosa M.S., **Lavarello A.**, Gómez L., Sinistro R., Vera M.S., Graziano M., Zunino G., Allende L.

3.0 AGRADECIMIENTOS

Un ciclo de varios años termina, y no quería dejar de agradecer a todos aquellos que hicieron de una u otra forma, esto posible.

En primer lugar, a mi familia, por el apoyo y contención durante todos estos años dedicados al estudio.

A Nico, quién hizo esta última etapa de estudio más llevadera y divertida. Gracias por tu apoyo incondicional y por incentivar me siempre a seguir.

A mis amigos de la vida, que entendieron las ausencias en ciertos momentos y acompañaron a lo largo del camino.

A los amigos que me dió la Universidad que hoy son parte de mi vida, tanto de la carrera elegida como aquellos de otras disciplinas quienes con sus miradas diferentes de ver la vida nutrieron mis años en la Universidad. Gracias Male, Solcha, Dani, Majo, Toti, Pauli, Barbie, Yoyi, Viole y Hernán quienes hicieron que las cursadas y los momentos de estudios sean más divertidos y no tan tediosos. Gracias por hacer de esta etapa un momento único, lleno de risas, trabajo en equipo y frustraciones compartidas.

A Luchi Allende quien, sin conocerme, me abrió las puertas de su oficina, dándome la posibilidad de formar parte de su equipo de trabajo. Gracias por el tiempo que dedicaste en capacitarme, por enseñarme con tanta pasión, por hacerme sentir cómoda y dejar que pueda descubrir mis pasiones, por tu contención y por tus palabras de aliento cuando las necesité. Sos mi gran ejemplo a seguir, no puedo estar más feliz de la suerte que tuve de encontrarte en mi camino. Gracias por aceptar dirigirme, por tu predisposición y dedicación.

A Sole Fontanarrosa, por hacerme parte de este proyecto aún sin conocerme. Gracias por facilitarme materiales y brindarme tu ayuda siempre que la necesité, sobre todo en la parte de estadística. Gracias por ser mi co-directora, siempre tan amable, bien dispuesta y cariñosa.

A todo el equipo de trabajo de lagunas, que fue creciendo en este tiempo, especialmente a Luli, Lore, Luisina y Rasta. Sus consejos y aportes respecto al tema en particular y a la vida fueron de gran ayuda. Hicieron de las horas en el laboratorio, campañas de muestreo y los momentos compartidos en la oficina, momentos únicos y alegres.

Gracias Rubén Lombardo y Gabriel Zunino, por ser grandes referentes y guías a lo largo de la carrera. Siempre rescate su alegría y pasión por su profesión. Fui una privilegiada de tenerlos como profesores. Gracias Ruben por escucharme siempre y acompañarme cuando necesité, y por la ayuda y la paciencia con la estadística de este trabajo. Gabriel, gracias por siempre tener una parrilla en tu auto, tus asados son únicos.

A todos los investigadores-docentes, especialmente a los del ICO, por formarme durante todos estos años, y moldear la persona que soy hoy.

A la Unidad de biblioteca y documentación (UByD) UNGS, que siempre me recibieron con una sonrisa y facilitaron los materiales que necesité.

Gracias a la Universidad Nacional de General Sarmiento, lugar que adoro, que me dió la oportunidad de estudiar una carrera muy linda y poder conocer personas increíbles con ganas de transmitir sus saberes y su pasión. Gracias por brindar educación pública de excelencia con un equipo docente espectacular.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) por el financiamiento para llevar a cabo este trabajo.

A todas las entidades públicas y privadas quienes nos facilitaron permisos para muestrear las lagunas y quienes nos acompañaron durante esos días especiales.

A todos los compañeros que estuvieron a lo largo de estos años al lado mío.

¡Muchísimas gracias a todos!

4.0 INTRODUCCIÓN

El avance de la urbanización es una de las principales causas de degradación de los cuerpos de agua el cual tiene un impacto significativo en los hábitats naturales (Oertli & Parris 2019). Problemas relacionados con la urbanización incluyen la destrucción del paisaje, la contaminación del agua y la eutrofización de los ecosistemas acuáticos los cuales pueden significar una amenaza para la salud de la población (Henny & Meutia 2014, Mitroi et al. 2022). La eutrofización es el proceso de enriquecimiento de las aguas como resultado del ingreso excesivo de nutrientes, y se encuentra principalmente relacionado con el impacto de la actividad humana (Becklioglu et al. 2011, Liu et al. 2019, Zamora-Marín et al. 2021). Este proceso puede producir cambios físicos y químicos de la calidad del agua que incluyen la disminución de la transparencia y el aumento de la concentración de nitrógeno y fósforo (Joniak et al. 2009). El enriquecimiento de nutrientes puede estimular el crecimiento excesivo de algas y cianobacterias planctónicas (fitoplancton) (Vollenweider & Kerekes 1982, Karydis 2009, Waajen 2014, Mitroi et al. 2022), conduciendo al sistema a un estado de *aguas turbias* (*sensu* Scheffer et al. 1993). La eutrofización puede provocar también el desarrollo excesivo de plantas flotantes (McCann 2016), y el cuerpo de agua puede alcanzar un estado *dominado por macrófitas flotantes* (*sensu* Scheffer et al. 2003). Esta serie de alteraciones biológicas pueden tener un efecto negativo en las comunidades acuáticas y en el ser humano: las floraciones pueden generar problemas de hipoxia y producción de toxinas que pueden impactar tanto en la biodiversidad y salud de la biota acuática como en la humana (Lv et al. 2011, Waajen et al. 2014, O’Farrell et al. 2019).

Recientemente, las aguas superficiales se reconocen como *espacios azules* (Grellier et al. 2017), e incluyen ríos, arroyos, lagos, lagunas, estanques. En particular, las lagunas urbanas son consideradas espacios azules de agua dulce, son usualmente muy someras, de tamaño relativamente pequeño y comúnmente altamente eutróficas, y suelen encontrarse en espacios

con acceso para la comunidad local. Desde un enfoque social, preservar los espacios azules urbanos limpios y saludables es fundamental para que los habitantes cuenten con áreas de recreación y descanso, lo cual es necesario para favorecer su bienestar (Miró et al. 2018, Georgiou et al. 2021). Asimismo, desde un punto de vista ecológico, es necesario conservar la calidad del agua para mantener la estructura y función de las comunidades acuáticas y así promover la conservación de la biodiversidad (Hill et al. 2021). Por tal motivo, es preciso que se analice su condición para evaluar el riesgo que puede representar. Contar con un diagnóstico de la calidad del agua de estos ambientes representa información de base para su gestión.

4.1 OBJETIVOS DE ESTUDIO

4.1.1 GENERAL

Contribuir al conocimiento del estado ecológico de espacios azules (lagunas) emplazados en áreas públicas y protegidas del Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA). Transferir la información recabada a los actores responsables de su gestión a fin de visibilizar la relevancia de una buena condición ecológica tanto para los organismos como para la comunidad.

4.1.2 ESPECÍFICOS

1. Realizar el estudio de características morfométricas de 12 lagunas del AMBA y clasificarlas según los criterios establecidos por Hassall (2014) para este tipo de ambientes..
2. Analizar variables limnológicas de 12 lagunas de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y en del conurbano bonaerense, en dos épocas del año contrastantes (fría – cálida) durante un periodo anual.
3. Analizar el estado trófico de lagunas con diferentes funciones primarias por parte de la comunidad.
4. Evaluar la vegetación acuática presente en los cuerpos de agua, identificarla y clasificarla según su hábito y estructura.

5. Caracterizar el *régimen alternativo* (*sensu* Scheffer et al. 1993, 2003) de los ambientes acuáticos seleccionados.

4.2 HIPÓTESIS

1. Los espacios azules estudiados se encuentran en el extremo eutrófico-hipereutrófico del gradiente trófico como resultado del impacto antropogénico.
2. Los espacios azules estudiados se encuentran en el *régimen de aguas turbias* o *dominado por macrófitas flotantes* *sensu* Scheffer y colaboradores (1993, 2003), debido al elevado grado de eutrofización.
3. Los espacios azules con mayor desarrollo de macrófitas flotantes presentan una menor biomasa de fitoplancton debido a la competencia por nutrientes y luz.

5.0 MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES

5.1 ECOLOGÍA URBANA Y ESTADO ECOLÓGICO

La **ecología urbana** es el estudio de los ecosistemas que incluye a las personas que viven en las ciudades y paisajes urbanizados (Di Pace 2012). El enfoque ecológico reviste importancia para el tratamiento de la intrincada problemática de las ciudades alrededor de las múltiples relaciones que en ellas existen (ambiental, social, económica y política), y puede proveer las herramientas y los mecanismos para comprender la complejidad y la diversidad característica de las grandes urbes (Bell 2020). El concepto de salud ecosistémica propuesto por Meyer (1997) está vinculado con la capacidad del ecosistema de mantener su función y resiliencia a lo largo del tiempo bajo condiciones de estrés externos, y continuar proveyendo servicios ecosistémicos de calidad para las generaciones presentes y futuras (Müller et al. 2013, Lu et al. 2015). Este concepto incorpora la integridad ecológica (manteniendo la estructura y función) y los valores humanos (destacando lo que la sociedad valora en ese ecosistema) (Meyer 1997). Para ello, Meyer propone el trabajo interdisciplinario entre las instituciones políticas y las estructuras

sociales que están en permanente vínculo con el ambiente e inciden de manera directa en las estructuras ecológicas y los procesos que ocurren en él.

El diagnóstico de la salud ecosistémica es una prioridad para los gobiernos y científicos a nivel mundial (O'Brien et al. 2016). Se puede abordar de distintas formas dependiendo del objetivo de estudio y de la pregunta de investigación. Existen distintos tipos de indicadores utilizados para evaluarla, entre ellos se destacan indicadores biológicos, físicos y químicos (O'Brien et al. 2016) que dan idea de su **estado ecológico**. El estado ecológico de un cuerpo de agua refleja la integridad en su estructura y funcionalidad (Moss et al. 2003, Firozjaei et al. 2020). Un buen estado ecológico es esencial para conseguir un hábitat saludable que provea recursos para la vida en ambientes urbanizados. La alta tasa de urbanización que se registra actualmente puede afectar esta condición, y es por ello que una mejor comprensión de los ecosistemas acuáticos urbanos es fundamental para avanzar hacia su protección y/o rehabilitación (Hassall 2014).

5.2 LOS ESPACIOS VERDES Y LOS ESPACIOS AZULES EN LAS CIUDADES

Los **espacios verdes** cumplen un rol fundamental en el ambiente urbano, crean biotopos para la flora y la fauna, y representan sitios de recreación, de interés cultural y de vinculación con el ambiente para las personas (Oertli & Parris 2019). La Organización de las Naciones Unidas (ONU 1996) señala que estos espacios son sumamente importantes para el equilibrio biológico y el desarrollo económico de las ciudades, y además aportan varios beneficios a la salud pública y al bienestar social. En estudios vinculados a la naturaleza y a la salud de la población, la mayoría de las investigaciones se han centrado en el impacto de los espacios verdes (por ejemplo, los parques y plazas), y los cuerpos de agua frecuentemente están excluidos o son clasificados como espacios verdes (Völker & Kistemann 2011, Gascon et al. 2017, Smith et al. 2021). Sin embargo, en los últimos años se ha visto que las costas, los lagos, las lagunas y los

ríos pueden aportar beneficios similares a los espacios verdes (Gascon et al. 2017, Britton et al. 2020, Smith et al. 2021). Estos ambientes acuáticos fueron definidos como **espacios azules** y representan las aguas superficiales, tanto naturales como artificiales, que son accesibles para los seres humanos, ya sea de forma proximal (estando en, sobre o cerca del agua) o distal (pudiendo ver, oír o sentir el agua de otra forma) (Grellier et al. 2017).

Según Hassall (2014), las lagunas urbanas se pueden clasificar según sus dimensiones, su tipo de manejo, uso y accesibilidad. Son cuerpos de agua con un tamaño que va desde los 10 m² a las 10⁶m² (Figura 1).



Figura 1 - Clasificación de lagunas urbanas basada en su función primaria y tipología. Adaptación de Hassall (2014).

Estos espacios azules son importantes ya que mantienen el equilibrio entre el agua superficial y subterránea, y brindan otros beneficios a la sociedad como la regulación de climas, drenan

inundaciones y contribuyen como espacios de recreación de gran valor cultural (Bolund & Hunhammar 1999, Robitu et al. 2006, Gledhill et al. 2008, Downing 2010, Gledhill & James 2012). Además, ayudan a mejorar la calidad de vida y el bienestar de las personas en los centros urbanos (Henny & Meutia 2014, McDougall et al. 2020, Smith et al. 2021). Desde un enfoque ecológico, no sólo albergan flora y fauna únicas, sino que contribuyen al aumento de la biodiversidad en la escala regional (Świerk & Krzyżaniak 2019, Zamora-Marín et al. 2021).

En los cuerpos de agua, se pueden reconocer distintos tipos de organismos fotosintetizadores, diferenciados principalmente por su tamaño y estructura. Por un lado, se encuentran los organismos microscópicos (algas y cianobacterias que forman parte del fitoplancton), y por otro lado, las plantas acuáticas (macrófitas) que son de mayor tamaño y que presentan una estructura más compleja (Lembi 2009). El fitoplancton es fuente de alimento para el zooplancton, y esta biomasa es luego transferida en la trama trófica. Por otro lado, las macrófitas además de ser fuente de alimento para otros organismos, constituyen hábitat y proveen de refugio para peces y otros organismos (Lembi 2009, Montiel-Martínez et al. 2015). Las plantas acuáticas en las lagunas no sólo son apreciadas por los beneficios que le brindan, sino también son consideradas y valoradas por la belleza escénica que le agregan al lugar, tanto en las zonas del litoral como en las zonas céntricas (Lembi 2009). En lagunas urbanas, su abundancia suele estar controlada para evitar un desarrollo excesivo (Oertli & Parris 2019). En la figura 2 se presentan los distintos tipos de plantas asociadas a los cuerpos de agua, macrófitas emergentes o palustres en la zona del litoral, macrófitas libres o arraigadas que se encuentran sumergidas en la columna de agua, y las macrófitas flotantes que pueden ser arraigadas o libres.

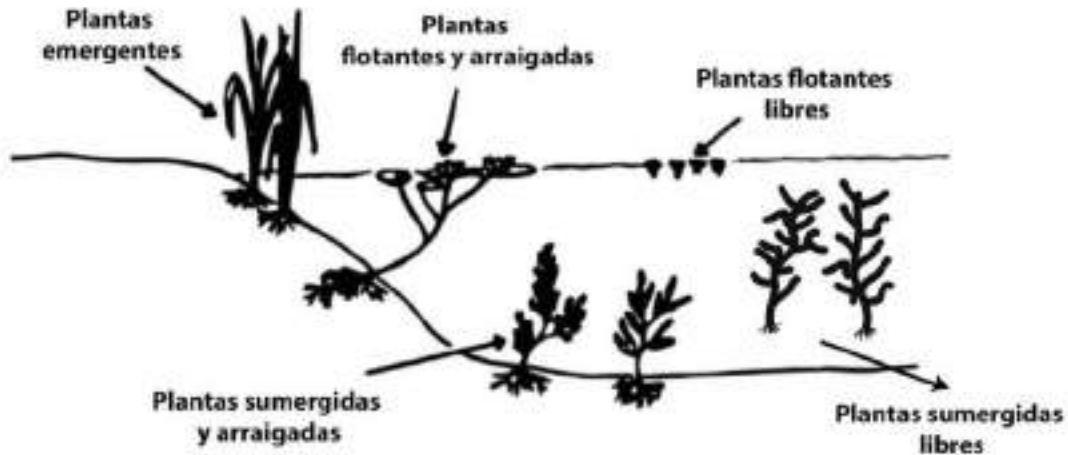


Figura 2 - Tipos de macrófitas presentes en cuerpos de agua someros.

En los últimos años ha incrementado el interés por conocer la ecología de estos espacios azules debido a su importancia ecosistémica dado que, entre otros aspectos, pueden incrementar la biodiversidad de macrófitas, y con esto potenciar la aparición de especies endémicas y raras en comparación con otros cuerpos de agua dulce (Świerk & Krzyżaniak 2019). La presencia de macrófitas es un elemento clave para el desarrollo de otras especies, como es el caso de los anfibios (Oertly & Parris 2019) Además, es importante conocer la composición de la comunidad vegetal, ya que es una característica clave de los cuerpos de agua poco profundos y se utiliza para describir el carácter ecológico de dichos ecosistemas (RAMSAR 2010). Por otro lado, dicha vegetación debe adaptarse a diferentes condiciones como periodos de sequía, cambios en la salinidad, de pH, disponibilidad de nutrientes y luz. Entonces, al comprender que las macrófitas se desarrollan bajo ciertas condiciones y disponibilidad de recursos, uno podría predecir, por ejemplo, el estado trófico de los cuerpos de agua (Clements 2017). Sin embargo, a pesar de su relevancia, los estudios de estos espacios acuáticos en áreas urbanas son escasos en comparación a los otros ambientes (Hill et al. 2017, Oerti & Parris 2019, Świerk & Krzyżaniak 2019).

5.3 PROBLEMÁTICA DE LOS ESPACIOS AZULES EN LAS CIUDADES

Las lagunas urbanas son susceptibles a la **contaminación** y a la degradación debido al impacto del hábitat circundante. El efecto de los disturbios provenientes de la actividad antrópica pueden ser notorios en este tipo de espacio azul (Roijackers et al. 1998, Smith & Schindler 2009, Canning & Death 2019). Suelen tener una cuenca hidrográfica con una gran proporción de su superficies impermeabilizada (rutas, edificios, pavimento), que ejerce una influencia negativa sobre estos ambientes dado que reciben aguas de escorrentía con contaminantes que arrastra a lo largo de su recorrido (Henny & Meutia 2014). Asimismo, las zonas inundables costeras de los ríos y arroyos que se encuentran contaminados, los basurales clandestinos y no clandestinos y los rellenos sanitarios, impactan negativamente en los espacios verdes (Garay & Fernández 2013) que pueden incluir espacios azules. Otras causas determinantes de la contaminación de aguas superficiales urbanas derivan también de la descarga de aguas residuales domésticas e industriales (Oliver et al. 2019, Hamdhani et al. 2020). Algunos de los factores mencionados pueden conducir a la **eutrofización** de los cuerpos de agua, que se caracteriza por un crecimiento excesivo de algas y cianobacterias (fitoplancton), conocidas como floraciones o *blooms*, como consecuencia de un enriquecimiento de nutrientes (Karydis 2009, Liu et al. 2019). En particular, las floraciones de cianobacterias amenazan la salud de los ciudadanos por las toxinas que pueden producir (Waajen et al. 2014, O’Farrell et al. 2019). La seguridad del agua de consumo y la biodiversidad se encuentran en riesgo en presencia de floraciones de cianobacterias (Oliver et al. 2018, Oertli & Parris 2019, Benelli & Bartoli 2021). Además, el proceso de eutrofización puede conducir al crecimiento desmedido no sólo del fitoplancton sino que también de macrófitas flotantes (Hornbach et al. 2020). Si bien las plantas flotantes acuáticas tienen muchos beneficios en los cuerpos de agua, su excesivo desarrollo puede ser un problema, especialmente si se trata de lagunas someras (Lembi 2009). Entre otros

inconvenientes, pueden provocar la disminución de la concentración de oxígeno disuelto (de Tezanos Pinto et al. 2007, Hornbach et al. 2020).

La caracterización del estado trófico de los espacios azules es una aproximación para determinar su calidad del agua (en el sentido estricto del término, sin hacer referencia a su tipo de uso) y como tal, se ha convertido en una herramienta fundamental tanto para investigadores como para los agentes responsables de su gestión (Nojavan et al. 2019). Las lagunas pueden ser clasificadas según sus niveles tróficos, y para ello es importante medir la concentración de clorofila *a* fitoplanctónica, la concentración de fósforo total y la transparencia del agua (Vollenweider & Kerekes 1982), es decir, se clasifican de acuerdo a su productividad. Un cuerpo eutrófico posee una productividad alta. Es de esperar que cuanto mayor sea la concentración de nutrientes, mayor sea su productividad.

La tabla 1 muestra las categorías de estado trófico de cuerpos de agua propuestas por OCDE (1982). En los estados de eutrófico e hipertrófico, la concentración de fósforo total aumenta lo que desencadena el aumento de la biomasa fitoplanctónica (medido como clorofila *a*) y la transparencia disminuye en consecuencia.

Tabla 1 - Categorías Tróficas propuestas por OCDE (1982). Adaptación de Vollenweider & Kerekes 1982. Donde FT (concentración de fósforo total), Chl *a* (concentración de Clorofila *a* fitoplanctónica).

Estado Trófico	FT ($\mu\text{g/L}$)	Chl <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	Secchi (m)
Ultra oligotrófico	≤ 4	< 1	> 12
Oligotrófico	< 10	$< 2,5$	> 6
Mesotrófico	10 – 35	2,5 – 8	6 – 3
Eutrófico	35 – 100	8 – 25	3 – 1,5
Hipertrófico	≥ 100	> 25	$< 1,5$

Los antecedentes de estudios de lagunas urbanas en el hemisferio sur son relativamente más exigüos que aquellos para el hemisferio norte (Oertli & Parris 2019). En nuestro país, y en particular para la Ciudad de Buenos Aires (CABA) y sus alrededores, los estudios comenzaron aproximadamente hace cuatro décadas cuando se estudiaron lagunas emplazadas en parques públicos (Izaguirre et al. 1986). En términos generales, los cuerpos de agua superficiales que se encuentran en el conurbano bonaerense presentan un estado ambiental deficiente con alarmantes grados de contaminación (Pereyra & Tchilinguirian 2003). En distintas zonas urbanas de CABA y del conurbano bonaerense, se han realizado estudios en distintos cuerpos de agua permanentes que incluyeron el diagnóstico de su calidad, basados en indicadores físicos, químicos, biológicos (fitoplancton, zooplancton, macrófitas) y microbiológicos (Sinistro et al. 2013, Avigliano et al. 2014, Rodríguez-Flores 2017, Pollini et al. 2018, Allende et al. 2019, Barraza 2019, Fontanarrosa et al. 2019). En términos generales, la mayoría de estos

cuerpos de agua revelaron condiciones eutróficas e hipertróficas con diferente grado de desarrollo de fitoplancton y cobertura por macrófitas.

5.4 REGÍMENES ALTERNATIVOS

Scheffer y colaboradores (1993) propusieron un modelo de *estados estacionarios alternativos* para lagunas someras que contempla la alternancia entre un estado de *aguas turbias* con avanzado estado de eutrofización y elevada biomasa fitoplanctónica y otro *estado de aguas claras* dominado por macrófitas sumergidas y elevada biodiversidad asociada. El *estado de aguas turbias* suele presentar un desarrollo masivo de algas planctónicas que pueden formar floraciones y reducir la biodiversidad algal (Allende et al. 2009, Waajen et al. 2014). Scheffer y colaboradores (2003), también sugirieron que la *dominancia de plantas flotantes* podría constituir un estado autoestabilizado en lagunas someras. En la figura 3 se resumen las características representativas de cada uno de los regímenes propuestos.



Figura 3 - Tipos de regímenes alternativos propuestos por Scheffer et al. (1993, 2003)

Evidencia de campo sugiere que la alternancia entre el régimen de *aguas turbias* y aquel dominado por *macrófitas flotantes* puede existir, en presencia de elevadas concentraciones de nutrientes, aunque no hay aún evidencia clara de cuáles son los factores que implican esta alternancia (de Tezanos Pinto & O’Farrell 2014). La presencia de una densa cobertura vegetal superficial puede tener un efecto negativo en las lagunas por las condiciones de anoxia que se generan y que reducen fuertemente la biomasa y la diversidad del fitoplancton bajo la cubierta vegetal (de Tezanos Pinto et al. 2007, de Tezanos Pinto & O’Farrell 2014). Asimismo, se podrían registrar bajas concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica producto de la limitación por luz cuando la cubierta es persistente (Fairchild et al. 2005, O’Farrell et al. 2009, Holgerson et al. 2018).

La calidad fisicoquímica del agua y el tamaño de las lagunas urbanas no son las únicas variables por considerar para evaluar el valor que éstas tienen para la comunidad. Estos cuerpos de agua también son valorados si presentan aguas transparentes, elevada biodiversidad, ausencia de desarrollo masivo de algas planctónicas (*aguas claras*) y si se encuentran en condiciones de prestar un servicio recreativo o funcionar como suministro de agua. Considerando estos aspectos, los cuerpos de agua urbanos impactados pierden gran parte de su belleza, su atractivo para la recreación, así como su utilidad como suministro de agua (Henny & Meutia 2014). Esto suele provocar pérdidas económicas, como la disminución del valor de las propiedades cercanas a estos espacios azules, la pérdida o disminución de su uso recreativo, una disminución de la biodiversidad en el ecosistema urbano, así como un aumento en los costos de manejo y restauración de estos cuerpos de agua (Pesce & Wunderlin 2000, Becklioglu et al. 2011, Sajita & Vijayamma 2016, Li et al. 2021). Hoy se reconoce que revertir el régimen de una laguna del estado de *aguas turbias* o del *dominado por macrófitas* a uno de *aguas claras* constituye un desafío para su rehabilitación de estos espacios azules.

5.5 MARCO NORMATIVO

La Provincia de Buenos Aires, cuenta con la Ley 8.912 la cual rige el ordenamiento del territorio de dicha provincia y regula los usos, la ocupación del territorio, entre otros. Establece la relación entre la población y espacios verdes de 10m²/hab. únicamente considerando los espacios verdes públicos, gratuitos, sin restricción de acceso, pero no comprende en ella a las reservas naturales. Por otro lado, la Provincia de Buenos Aires también cuenta con la Ley Provincial N°12.704/01 la cual establece el régimen para las áreas declaradas paisaje protegido de interés provincial o espacio verde de interés provincial con el fin de protegerlas, conservarlas y destinarlas al acceso público. Dichas áreas deben ser de acceso público, y su objetivo es preservar el medio ambiente y mejorar la calidad de vida de la población.

La ley 10907/90 y su modificatoria, Ley 12459/00, establecen el régimen regulatorio de las reservas y parques naturales. En ella, se establecen algunos parámetros para el uso y características de dichos espacios para luego poder clasificarlos según su tipo en: parques provinciales, reservas naturales integrales, reservas naturales de objetivos definidos, reservas de objetivos mixtos, reservas de usos múltiples y refugio de vida silvestre. Las mismas pueden ser de propiedad municipal, provincial o privada (Garay & Fernández 2013). Las áreas protegidas de las ciudades acercan la naturaleza a sus ciudadanos y constituyen una red de refugios en la matriz urbana ya que aumentan la disponibilidad de hábitats para diversos organismos (Hassall 2014). En estos ambientes protegidos, el agua es un recurso de base para el ecosistema, atrayendo y promoviendo el desarrollo de la vida silvestre. Al igual que otros cuerpos de agua urbanos, las lagunas ubicadas en áreas protegidas son consideradas “stepping stones” o “escalones” que favorecen el movimiento de especies en el paisaje urbano y contribuyen considerablemente a la biodiversidad.

Debido a la interacción población-medio natural, se decidió estudiar lagunas urbanas emplazadas en lugares con alta vinculación con la sociedad, distribuidas en plazas, parques públicos, y reservas naturales. En todas ellas la interacción con la sociedad es distinta, debido a las políticas de visitas, acceso y usos.

6.0 ÁREA DE ESTUDIO

6.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

6.1.1 ECORREGIÓN PAMPA

El área de estudio se encuentra dentro de la Ecorregión Pampa (Figura 4) en el sector austral de la llanura Chaco-Pampeana. La misma abarca una planicie de 398.966 km², ubicada en el centro Este de la Argentina la cual incluye las siguientes provincias: la mitad austral de Entre Ríos, Sudeste de Córdoba y Sur de Santa Fe, Nordeste de La Pampa, y casi toda la provincia de Buenos Aires, exceptuando su extremo Sur (Morello et al. 2012).

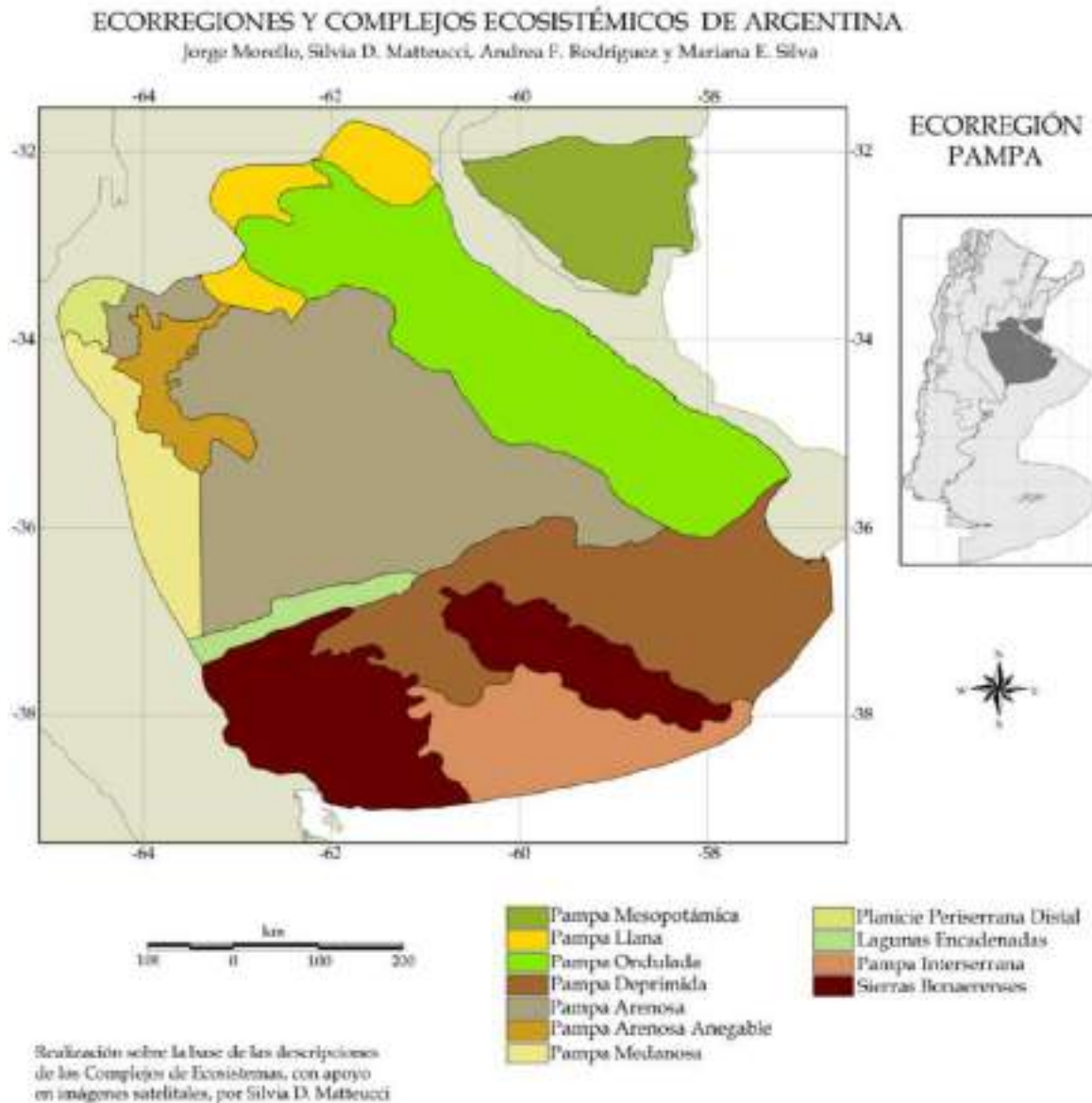


Figura 4 - Ecorregión Pampa - Ecorregiones y complejos ecosistémicos de Argentina (2012). Autores: Jorge Morello, Silvia D. Matteucci, Andrea F. Rodríguez & Mariana E. Silva

El relieve es, en general, llano, suavemente ondulado o de planicies deprimidas anegables permanentemente o cíclicamente, con suave pendiente hacia el Océano Atlántico y desagües hacia los ríos principales. En casi toda la región se encuentran lagunas permanentes y temporales dispersas por su territorio. La presencia de cuerpos de agua, son en consecuencia, por la ausencia de declives marcados, la topografía y la pobreza de la red de drenaje lo que provocan la acumulación de agua (Morello et al. 2012). En la Ecorregión Pampa (sector austral

de la llanura chaco-pampeana), el clima es templado pampeano húmedo con precipitaciones de entre 700 y 1200 mm, decreciendo de Nordeste a Sudoeste. Las temperaturas medias anuales varían entre 20 y 14°C y decrecen hacia el sur. La mayor parte de las lluvias suelen ser en las estaciones de primavera y verano (Morello et al. 2012).

6.1.2 SUBREGIÓN DE LA PAMPA HÚMEDA – COMPLEJO PAMPA ONDULADA

Las lagunas estudiadas en este trabajo, se encuentran ubicadas en el Complejo de la Pampa Ondulada, dentro de la Subregión de la Pampa Húmeda. Constituye una franja de 120-180 km de ancho que corre paralela al río Paraná desde el Sur de la provincia de Santa Fe, y atraviesa el Norte de la provincia de Buenos Aires y parte del Sudeste de la provincia de Córdoba. Su extensión es de 76.720 km². Limita al Oeste con el Complejo Pampa Llana y la Ecorregión Espinal; al Norte con la Ecorregión Delta e islas del Paraná-Islas del Uruguay, al Este con el Complejo Pampa Deprimida y al Sur con el Complejo Pampa Arenosa.

El clima es subtropical húmedo con precipitaciones todo el año, sin estación seca marcada y con veranos cálidos. El mismo se encuentra influenciado por la presencia de grandes masas de agua de los ríos de la Cuenca del Plata. La temperatura media anual varía entre 17-18 °C al norte del complejo. Las temperaturas medias mensuales son de 20 °C en verano y 12 °C en invierno. Las precipitaciones medias anuales varían entre 1000-1200 mm en el Nordeste hasta 800-900 en el Sudoeste. Las precipitaciones son ligeramente mayores de otoño a verano e inferiores en invierno con una gran variabilidad interanual (Morello et al. 2012).

6.2 CUENCAS DE LAS LAGUNAS ESTUDIADAS

El estudio se realizó en el AMBA donde se encuentran tres cursos de agua principales (Río Reconquista, Río Matanza-Riachuelo, Río Luján) de los cuales se desprenden ríos secundarios y arroyos. La región comprende cinco cuencas principales: Cuenca del Río Matanza-Riachuelo, Cuenca del Río Reconquista, Cuenca del Río Luján, Cuenca de la Zona Sur y Cuenca de los Arroyos de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Figura 5). Los espacios azules pertenecientes a CABA, están comprendidos en su mayoría en la misma cuenca (Cuenca Medrano-Vega-Maldonado, perteneciente a la Cuenca de los Arroyos de la Ciudad de Buenos Aires), a excepción de una laguna en Villa Lugano (Cuenca del Río Matanza-Riachuelo). Por otro lado, las lagunas pertenecientes al conurbano bonaerense pertenecen todas a la Cuenca del Río Reconquista (en la sección 6.3, tabla 2 se detalla la información para cada laguna estudiada).



Figura 5 - Cuencas de la Región Metropolitana de Buenos Aires. Referencias de color de arriba hacia abajo (sentido Norte-Sur): Amarillo: Cuenca del Río Lujan, Verde: Cuenca del Río Reconquista, Rosa: Cuenca de los Arroyos de la Ciudad de Buenos Aires, Naranja: Cuenca del Río Matanza-Riachuelo, violeta: Cuencas de la Zona Sur. Fuente: Observatorio Metropolitano. Consejo Profesional de Arquitectura y Urbanismo (CPAU)

en toda la superficie. El territorio se encuentra dividido en área rural, área urbana que incluye plazas, plazoletas, parques urbanos y regionales, y arbolado público, y área de reservas naturales.

El área del conurbano en particular, representa uno de los conglomerados urbanos más grandes del mundo con más de 10 millones de habitantes que corresponde a aproximadamente el 30% de la población del país (Giannuzzi 2016). Es un ejemplo de una región con un crecimiento demográfico no planificado que resulta en ciudades con deficiencias de saneamiento, exponiendo a las personas a diversos factores de riesgo ambiental.

El estudio se realizó en 12 espacios azules ubicados en el AMBA. En la figura 7 se puede observar su ubicación geográfica y se identifican las lagunas que se encuentran emplazadas en plazas, parques públicos y en áreas protegidas. En la tabla 2 se presentan las características de las lagunas estudiadas, en lo que respecta a su ubicación y posición geográfica, cuencas a las que pertenecen, accesibilidad y tipo de borde de las lagunas estudiadas.

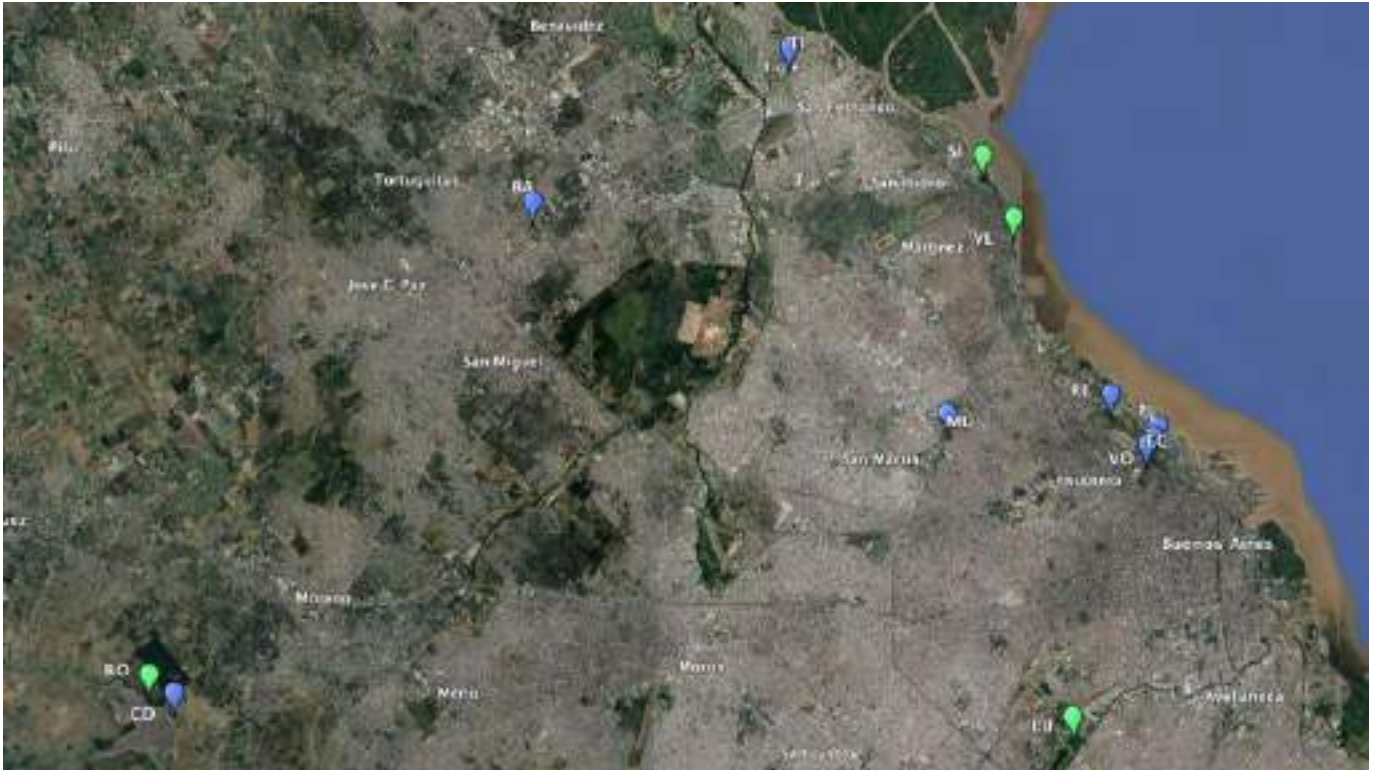


Figura 7 - Imagen satelital de las lagunas estudiadas en diferentes municipios del noroeste del conurbano bonaerense y CABA durante un período anual (2018-2019). En azul, se destacan las lagunas emplazadas en parques públicos, mientras que con verde aquellas ubicadas en áreas protegidas. Imagen obtenida con Google Earth Pro®. Referencias: RE: Lago de Regatas; EC: Laguna Burmeister - Ecoparque; PL: Laguna del Planetario; VO: Laguna Victoria Ocampo; MU: Laguna del Parque General Paz; LU: Lago Lugano; BA: Laguna Malvinas Argentinas ; CD: Laguna Cavita Dique; TI: Laguna Tigre; RO: Laguna chica Reserva Municipal Los Robles; VL: Laguna de la Reserva Ecológica Vicente Lopez; SI: Laguna del Parque Municipal Ribera Norte.

Tabla 2 - Características de las lagunas estudiadas. Nombres de las lagunas, código de referencia, ubicación y posición geográfica, emplazamiento y tipo de borde.

Laguna	Código	Cuenca	Ubicación	Emplazamiento / acceso	Tipo de borde	Posición Geográfica	
						Latitud	Longitud
Lago de Riego	RE	Cuenca de arroyos de CABA - Cuenca Medrano-Vega -Maldonado	CABA – Barrio Palermo	Predio público	Aloquines	34°33'38,11"S	58°25'56,99"O
Laguna Burnmeister-Ecoparque	EC	Cuenca de arroyos de CABA - Cuenca Medrano-Vega -Maldonado	CABA – Barrio Palermo	Predio privado - acceso controlado	Hormigón	34°34'38,92"S	58°24'54,81"O
Laguna del Planetario	PL	Cuenca de arroyos de CABA - Cuenca Medrano-Vega -Maldonado	CABA – Barrio Palermo	Predio público	Aloquines	34°34'11,20"S	58°24'38,59"O
Laguna Victoria Ocampo	VO	Cuenca de arroyos de CABA - Cuenca Medrano-Vega -Maldonado	CABA – Barrio Palermo	Predio público	Natural	34°34'28,94"S	58°24'44,97"O
Laguna del Parque General Paz	MU	Cuenca de arroyos de CABA - Cuenca Medrano-Vega -Maldonado	CABA – Barrio Saavedra	Predio público	Hormigón	34°34'2,32"S	58°30'28,90"O
Lago Lugano	LU	Cuenca del Río Matanza-Rinobufo	CABA – Barrio Villa Lugano	Área protegida - acceso controlado	Natural - Hormigón	34°40'50,72"S	58°26'43,86"O
Laguna Malvinas Argentinas	BA	Cuenca del Río Reconquista	Conurbano- Partido de Malvinas Argentinas	Predio público - acceso controlado	Natural	34°29'31,09"S	58°42'0,85"O
Laguna Cavita Dique	CD	Cuenca del Río Reconquista	Conurbano- Partido de Mereno	Predio público	Natural	34°40'52,79"S	58°51'31,43"O
Laguna Tigre	TI	Cuenca del Río Reconquista	Conurbano- Partido de Tigre	Predio público	Natural	34°25'51,32"S	58°35'4,97"O
Laguna chita Reserva Municipal Los Robles	RO	Cuenca del Río Reconquista	Conurbano- Partido de Mereno	Área protegida - acceso restringido	Natural	34°40'28,16"S	58°52'14,38"O
Laguna de la Reserva Ecológica Vicente López	VL	Cuenca del Río Reconquista	Conurbano- Partido de Vicente López	Área protegida - acceso controlado	Natural	34°29'33,50"S	58°38'46,55"O
Laguna del Parque Natural Municipal Ribera Norte	SI	Cuenca del Río Reconquista	Conurbano- Partido de San Isidro	Área protegida - acceso controlado	Natural	34°28'10,19"S	58°29'40,61"O

La mayoría de las lagunas cuentan con acceso al público libre o con horarios de visita, a excepción de RO cuyo acceso es restringido (Tabla 2). Las lagunas de CABA se encuentran ubicadas en tres barrios distintos. Las lagunas de las reservas ecológicas municipales, presentan vegetación características de zonas ribereñas, al igual que aves y otros animales. En el caso de SI y VL, se encuentra en contacto con el Río de la Plata. En el caso de VL, el contacto con el río no es permanente, la laguna posee una compuerta que en ocasiones se abre para la remoción de macrófitas flotantes y/o para control de nivel hidrométrico (Gavirati com. pers.)

En la figura 8 se presentan fotografías de cada laguna, tomadas desde el litoral y durante el período de muestreo. Se puede observar el tipo de bordes de las lagunas, como así también la vegetación, cobertura de la superficie y ámbito circundante.

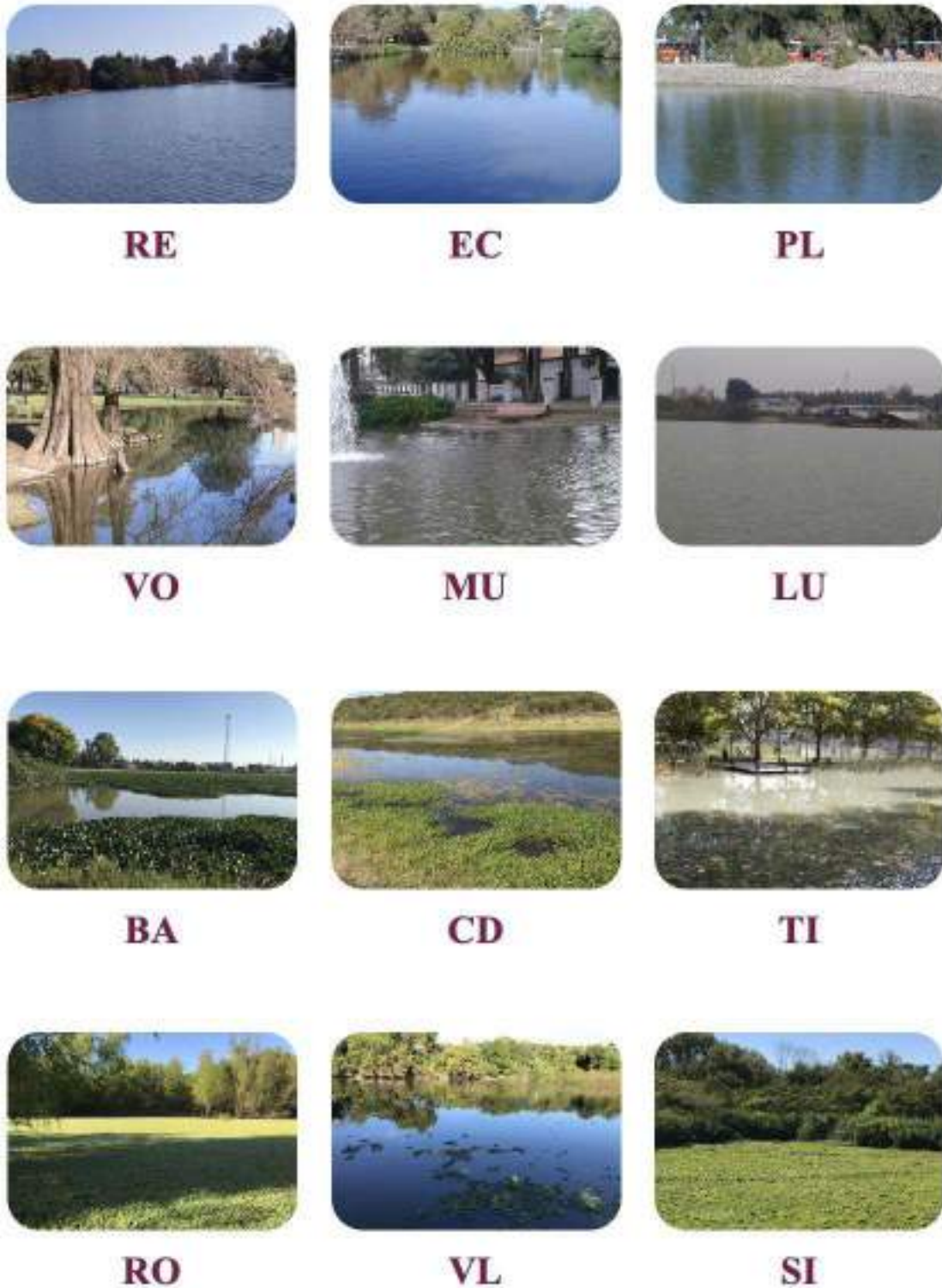


Figura 8 - Fotografías de los espacios azules estudiados tomados desde la zona litoral. Referencias: RE: Lago de Regatas; EC: Laguna Burmeister - Ecoparque; PL: Laguna del Planetario; VO: Laguna Victoria Ocampo; MU: Laguna del Parque General Paz; LU: Lago Lugano; BA: Laguna Malvinas Argentinas ; CD: Laguna Cavita Dique; TI: Laguna Tigre; RO: Laguna chica Reserva Municipal Los Robles; VL: Laguna de la Reserva Ecológica Vicente Lopez; SI: Laguna del Parque Municipal Ribera Norte.

7.0 MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 METODOLOGÍA DE CAMPO Y LABORATORIO

Se realizaron muestreos en 12 lagunas, 6 en CABA y 6 en el noroeste del conurbano bonaerense, en dos épocas del año contrastantes, uno en la temporada fría (agosto-septiembre 2018) y otro en la temporada cálida (marzo-abril 2019). En cada laguna se establecieron tres sitios de muestreo (S1, S2, S3) en la zona litoral en los cuales se realizaron mediciones *in situ* de variables físicas y químicas, y se tomaron muestras de agua subsuperficial para su posterior análisis en el laboratorio. Los sitios de muestreo se definieron considerando el eje máximo longitudinal, tomando un punto en cada uno de sus extremos y un punto medio.

Se realizó un estudio de características morfométricas de las lagunas utilizando imágenes satelitales y herramientas del Google Earth Pro ®. Se midió la superficie (m²) y el perímetro (m) de cada laguna utilizando la herramienta “polígono”, y la longitud y el ancho máximo, con la herramienta de “medición”. Además, se utilizó la aplicación Wikiloc®, la cual permite grabar el recorrido de ruta mientras se circula alrededor de la laguna. De esta forma, se pueden solapar ambas capas en el Google Earth Pro ® y determinar las características morfométricas. Además se utilizó la herramienta “desplazamiento en el tiempo”, para ver las variaciones en tamaño para aquellas lagunas de cubeta con fondo natural. Se estimó el desarrollo de línea de costa (DLC) según Contreras (2014), para medir el grado de irregularidad de la costa. Para ello, se utilizaron los datos obtenidos para la caracterización morfométrica de las lagunas. Se calculó el valor de DLC con la siguiente fórmula:

$$DLC = P / 2\sqrt{A} \cdot \pi$$

Donde --> *P*: perímetro y *A*: área

Además, se determinó el tipo de uso de cada laguna siguiendo la clasificación de Hassall (2014) (Figura 1).

En cada temporada se registraron *in situ* distintos parámetros abióticos en los puntos de muestreos seleccionados. Se midió la transparencia con un disco de Secchi (siempre y cuando no se encontrara una cobertura de macrófitas flotantes y la profundidad del sitio de muestreo lo permitiera) y la profundidad del sitio con una varilla graduada. Se midió el pH, la temperatura del agua y aire, la conductividad eléctrica (CE) y el oxígeno disuelto (OD) con sensores portátiles (HI 991301 Hanna® HI 9143 Hanna® e YSI ProODO®). Se tomaron muestras de agua subsuperficial en cada sitio utilizando bidones de PVC 2 L, previamente lavados con solución de HCl 1% y enjuagado con agua MilliQ, para estimar la concentración de fósforo total (FT), fósforo reactivo disuelto (FRS), nitratos+nitritos ($\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), amonio (NH_4^+) y clorofila *a* fitoplanctónica (Chl*a*). La estimación de la concentración de los nutrientes se realizó siguiendo protocolos estándar (APHA 2005). La determinación de FT y de NH_4^+ se realizó a partir de una fracción de muestra entera, mientras que para la estimación de nutrientes disueltos (FRS y $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) se filtró una fracción de cada una de las muestras tomadas en campo a través de filtros Whatman GF/F. Se realizó la determinación de FT previa digestión con persulfato de potasio y autoclave siguiendo el protocolo propuesto por Valderrama (1981). Una vez que las muestras fueron digeridas, se determinó la concentración de FRS mediante el método de ácido ascórbico y luego se midió espectrofotométricamente a una longitud de onda de $\lambda = 625$ nm, con un espectrofotómetro portátil HACH® (DR 2800) junto a los correspondientes kits de reactivos (método 8048) con límite de detección de 0,02 – 2,5 mg/L PO_4^{3-} , y con el método del molibdovanadato para concentraciones mayores a 2,5 mg/L (método 8114), con rango de detección 0,3 – 45,0 mg/L PO_4^{3-} . Asimismo, se estimó la concentración de FRS en las muestras de agua filtrada siguiendo la misma metodología. La concentración de $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ se estimó

por el método de reducción de cadmio (bajo rango: método 8192 y alto rango: método 8039) con un límite de detección para de 0,01 - 0,50 mg/L N-NO₃⁻ y de 0,3- 30,0 mg/L N-NO₃⁻ para concentraciones mayores.

La concentración de NH₄⁺ se determinó mediante el método de azul de indofenol (APHA, 2005) utilizando un reflectómetro y tiras reactivas Merck Millipore modelo Reflectoquant ® para los rangos de medición 0,2 - 7,0 mg/L NH₄⁺ (código 1.16892.0001) y 5,0 - 20,0 mg/L NH₄⁺ (código 1.16899.0001). En el caso que se superara el límite de detección, se realizó una dilución de la muestra utilizando agua MilliQ.

Se filtró un volumen conocido de la muestra de agua (100 – 400 ml) a través de filtros de fibra de vidrio tipo Whatman ® GF/F para la determinación de Chla. Los filtros se almacenaron a -20°C para luego extraer el pigmento con etanol caliente (60-70°C). Los filtros inmersos en el solvente se dejaron en frío (4°C) y oscuridad durante 24 hs. La concentración del pigmento se midió espectrofotométricamente (T80 UV/visible), a 665 nm y 750 nm antes y después de acidificar con HCl 0,1 N de manera de corregir la lectura por la absorción de feopigmentos (Marker et al. 1980).

Se inspeccionaron las lagunas para evaluar cualitativamente la presencia de vegetación acuática. Se extrajo muestras de las mismas para su posterior identificación y clasificación en el laboratorio en base a bibliografía especializada (Burgueño & Nardini 2009). Se observó el grado de cobertura de macrófitas emergentes y/o flotantes en la superficie de la laguna y se registró la presencia de macrófitas sumergidas por observación *in situ*. Además, se corroboró el porcentaje de cobertura de macrófitas flotantes a partir de imágenes del Google Earth Pro®,

de fechas cercanas al momento de muestreo al igual que se estudiaron las fotografías sacadas en los muestreos y las anotaciones realizadas en cada cuerpo de agua.

Se categorizó el estado trófico de las lagunas urbanas estudiadas según los criterios propuestos por OCDE (1982) y se determinó su régimen alternativo *sensu* (Scheffer et al. 1993, 2003).

7.2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizaron correlaciones no paramétricas de Spearman entre pares de variables físicas y químicas, considerándose significativas aquellas cuyo valor $p \leq 0,05$. Las correlaciones poseen un $N=24$, ya que es el promedio de los tres sitios de cada laguna por temporada. Con el fin de identificar las principales variables limnológicas que caracterizan las lagunas urbanas en períodos estacionales contrastantes (frío y cálidos) se realizó un análisis de componentes principales (ACP). No se consideró la temperatura del agua como variable del ordenamiento. El ACP se realizó teniendo en cuenta la matriz de correlación, con las variables centradas y estandarizadas ya que el conjunto de las variables originales se midieron en escalas diferentes. Se realizaron dos ACP, el primero de ellos considerando la totalidad de cuerpos de agua y un segundo análisis sin considerar la laguna BA, debido a las características extremas que presenta para algunas de las variables analizadas (un orden de magnitud superior: NH_4^+ y FRS) y así evitar su influencia en los ejes de ordenación.

8.0 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 MORFOMETRÍA Y CARACTERIZACIÓN DE LAS LAGUNAS SENSU HASSALL (2014)

Las características morfométricas estimadas de las lagunas se muestran en la tabla 3. Se observaron marcadas diferencias (3 órdenes de magnitud) entre las superficies de las lagunas estudiadas (805 - 201.509 m²). Las lagunas con mayores superficies (RE y LU) se ubican en CABA y las de menor tamaño en el conurbano (SI y TI). Consecuentemente, se registró una

gran amplitud en las dimensiones máximas (largo y ancho) así como en el perímetro de estos cuerpos de agua. Esta gran variabilidad en su tamaño podría conllevar a distintas afecciones en los espacios azules por parte de la acción del viento, regímenes de mezcla de la columna de agua, intercambio de oxígeno por la superficie, entre otros (Richardson et al. 2022).

Tabla 3 - Características morfométricas y clasificación (*sensu* Hassall 2014) de las lagunas estudiadas. Datos calculados a partir de imágenes satelitales con herramientas del Google Earth Pro®.

Lagunas	Superficie (m ²)	Perímetro (m)	Longitud máxima (m)	Ancho máximo (m)	Desarrollo línea de costa	Clasificación (Hassall 2014)
RE	97.617	1891	747	197,00	0,96	Lago ornamental
EC	3.528	308	118	30,00	0,83	Lago ornamental
PL	9.429	577	233	71,00	0,95	Lago ornamental
VO	6.296	684	207	82,50	1,37	Lago ornamental
MU	2.425	315	81	57,70	1,02	Lago ornamental
LU	201.569	1718	541	433,00	0,61	Reserva Natural
BA	24.472	606	234	154,82	0,62	Lago ornamental / sistema de drenaje
CB	11.311	792	783	38,12	1,19	Laguna industrial
TI	805	237	113	13,40	1,33	Estanque ornamental
RO	3.367	278	91	57,65	0,76	Reserva Natural
VI	6.382	342	117	80,00	0,68	Reserva Natural
SI	1.215	198	65	28,53	0,50	Reserva Natural

Con respecto a los valores del DLC, el promedio es de 0,89. El 40,6% de las lagunas están por debajo de ese valor. Ningún valor supera el límite (3) para ser considerado un cuerpo de agua ramificado dentro de la clasificación detallada en Contreras (2014). Las lagunas presentan formas perfectamente circulares y/o subcirculares (DLC = 1,0). Al tener forma subcircular-circular y no presentar ramificaciones (DLC =3-5), estos espacios azules no cuentan con zonas

que puedan tener su propio régimen de mezcla, o donde haya acumulación de sedimentos, contaminantes, entre otros.

La clasificación de espacios azules siguiendo los criterios propuestos por Hassall (2014) mostró una menor variedad en tipos de lagunas en CABA, donde la mayoría pueden ser consideradas como *estanques y lagos ornamentales*, a excepción de LU que es una *reserva natural*. Se considera que son *lagos ornamentales* ya que son gestionadas para conservar la estética del lugar, y el acceso al público es estimulado y no restringido (aunque en EC cierran el acceso a la noche) (Tabla 3) (Ciudad de Buenos Aires 2023). Por otro lado, hay más variedad en la clasificación en las lagunas pertenecientes al conurbano. Tanto SI, VL y RO, son lagunas en *reservas naturales* de mediano a gran tamaño. Según Hassall (2014), las lagunas de reservas naturales son espejos de agua orientados a mantener la biodiversidad, son de origen natural o creadas con ese propósito y en general poseen acceso al público, pero controlado. Las lagunas estudiadas cumplen con estas características, excepto RO donde no se permiten visitas por parte de la población. TI puede ser clasificado como un *estanque ornamental*, posee un tamaño mediano, posee elementos artísticos como esculturas de flores y muelles, el acceso al público es estimulado y no restringido.

Para el caso de BA, si bien su tamaño es mediano-grande, se encontraría dentro de la categoría de *lagos ornamentales y sistemas de drenaje*, ya que comparte características de ambos tipos. En su entorno se pueden encontrar bancos para sentarse, el pasto se mantiene corto, y puede observarse que hay gente que va para hacer actividad física, picnics y pasear mascotas (observación a campo), posee libre acceso. Por otro lado, funciona en el manejo hidrológico de inundaciones; en 2014 la laguna fue ampliada ya que actúa como reservorio para fuertes lluvias, evitando de este modo inundar otras localidades vecinas, como Pablo Nogués. Además, este

espacio azul recibe agua del Arroyo Las Tunas que a su vez recibe el efluente de una planta de tratamiento de residuos cloacales (Ávila et al. 2019). Cabe destacar que, por más que se clasifique a los cuerpos de agua como estanques *ornamentales*, no significa que se encuentran en buenas condiciones.

Por último, en lo que respecta a CD, su tamaño es pequeño-mediano, del tipo de *estanque industrial*, por encontrarse en un área periurbana, alejado del área residencial, formada como consecuencia de extracción de tierra en una antigua cava (construcción del Dique Roggero).

Los espacios azules estudiados se encuentran generalmente en parques recreativos con áreas dedicadas a actividades de ocio y deportivas, que contienen instalaciones para promover la recreación, con un predominio de espacios verdes. Como se mencionó anteriormente, las lagunas urbanas generalmente se encuentran dentro de parques y otras áreas verdes (Blicharska & Johansson 2016) y su valor radica en su capacidad para brindar beneficios a las personas y su potencial para ayudar a mantener la biodiversidad en las ciudades, entre otros aspectos positivos (Oertli & Parris 2019, McDougall et al. 2020). En una publicación reciente, Oertli & Parris (2019) destacaron que la integración de espacios verdes y azules es ampliamente promovida en los desarrollos urbanos, y este fue el caso de los espacios estudiados. Los estanques ubicados en reservas ecológicas generalmente se encuentran cerca de otros espacios azules (Río de la Plata, Dique Roggero) que también son sus principales fuentes de agua.

La mayoría de las lagunas estudiadas no tienen un origen natural y fueron construidas o transformadas por personas, como en otras ciudades del mundo (Hassall 2014, Clifford & Heffernan 2018, Oertli 2018). Sus funciones principales son la regulación del caudal de agua (estanques de aguas pluviales BA), valor estético y/o actividades de recreación (estanques de parques BA, TI, LU, MU, EC, RE, PL, VO), y educación ambiental y protección de la vida silvestre (SI, VL, RO, LU), coincidiendo con lo que se suele observar para los estanques

urbanos a nivel mundial (Blicharska & Johansson 2016, Oertli & Parris 2019). Sin embargo, algunos de los cuerpos de agua estudiados tienen más de una función, como la regulación de la escorrentía de aguas pluviales y usos recreativos (BA).

Los estanques urbanos que tienen múltiples funciones pueden encontrarse en conflicto ya que los usos previstos pueden competir (Blicharska & Johansson 2016). Por ejemplo, la escorrentía de aguas pluviales puede contaminar los cuerpos de agua (Huang & Gergel 2022) que se desea tengan una buena calidad para brindar un uso recreativo, o los anidamientos de aves protegidas pueden deteriorar la calidad del agua, lo que puede impactar a las actividades recreativas (Mitroi et al. 2022). En este sentido, existe una clara necesidad de reconocer que la gestión de los estanques individuales debe estar de acuerdo con los objetivos para los que fueron diseñados (Hassall et al. 2016).

8.2. VARIABLES LIMNOLÓGICAS

Los resultados de las variables limnológicas medidas *in situ* se presentan en la tabla 4. Los valores promedio de **pH** en la mayoría de las lagunas fueron similares y levemente alcalinos en ambas temporadas, con valores alrededor de 8, a excepción de CD que tuvo el valor máximo (10,05) en la temporada fría y LU en temporada cálida (9,23). Por otro lado, SI mantuvo el valor mínimo registrado, ambas temporadas con valores circumneutrales. Las diferencias registradas en los valores de pH pueden deberse a las características de las cubetas de los espacios azules, así como al aporte de aguas externas (Margalef 1983). Asimismo, la actividad de los organismos acuáticos puede afectar los valores de pH principalmente como producto de la fotosíntesis; en momentos en los cuales este proceso se ve favorecido el consumo de CO₂ que es un reactivo, provoca un aumento en los valores de pH (Margalef op.cit, Wetzel 1983). Estos incrementos se pueden detectar por ejemplo, en los momentos del día cuando la incidencia lumínica es mayor o ante un aumento de la temperatura.

Tabla 4 - Valores promedio y desvíos estándares de las variables físicas y químicas medidas *in situ* para ambas temporadas de muestreo. CE: conductividad eléctrica, OD: oxígeno disuelto. Referencias: RE: Lago de Regatas; EC: Laguna Burmeister - Ecoparque; PL: Laguna del Planetario; VO: Laguna Victoria Ocampo; MU: Laguna del Parque General Paz; LU: Lago Lugano; BA: Laguna Malvinas Argentinas ; CD: Laguna Cavita Dique; TI: Laguna Tigre; RO: Laguna chica Reserva Municipal Los Robles; VL: Laguna de la Reserva Ecológica Vicente Lopez; SI: Laguna del Parque Municipal Ribera Norte.

Código lagunas	Temporada fría				Temporada cálida			
	pH	Temperatura del agua (°C)	CE (µS/cm)	OD (mg/L)	pH	Temperatura del agua (°C)	CE (µS/cm)	OD (mg/L)
RE	8,67 ± 0,21	15,10 ± 0,70	297,33 ± 10,12	14,16 ± 1,09	7,88 ± 0,11	24,40 ± 0,00	268,00 ± 2,55	8,41 ± 0,49
EC	8,63 ± 0,23	14,83 ± 1,15	1966,67 ± 28,87	13,67 ± 4,39	7,93 ± 0,63	18,33 ± 0,64	1882,67 ± 17,01	11,18 ± 1,17
PL	8,46 ± 0,02	12,33 ± 0,38	3463,33 ± 487,89	11,88 ± 0,33	8,59 ± 0,15	23,30 ± 0,63	3666,67 ± 25,17	11,76 ± 1,07
VO	8,36 ± 0,13	11,30 ± 0,68	3316,67 ± 66,58	10,72 ± 0,36	8,29 ± 0,09	22,51 ± 0,70	2793,33 ± 75,06	5,61 ± 2,84
MU	8,5467 ± 0,05	14,27 ± 0,48	892,00 ± 36,43	11,89 ± 1,35	8,39 ± 0,04	17,27 ± 0,29	828,00 ± 15,00	11,25 ± 0,26
LU	8,67 ± 0,11	13,30 ± 0,35	1651,67 ± 248,28	10,62 ± 0,12	9,23 ± 0,12	20,73 ± 0,82	1371,67 ± 28,45	10,82 ± 2,53
BA	8,47 ± 0,25	12,27 ± 0,91	1245,00 ± 170,13	6,79 ± 0,72	8,25 ± 0,27	21,07 ± 1,15	1400,33 ± 213,49	0,67 ± 0,25
CD	10,06 ± 0,48	14,30 ± 0,95	760,00 ± 44,71	8,43 ± 1,05	8,85 ± 0,73	20,53 ± 1,44	835,33 ± 37,43	5,20 ± 1,32
TI	8,84 ± 0,44	15,30 ± 0,75	208,67 ± 0,58	6,50 ± 1,81	7,93 ± 0,20	21,53 ± 0,61	225,67 ± 8,39	5,67 ± 1,18
RO	8,54 ± 0,19	12,83 ± 1,24	300,67 ± 0,58	4,23 ± 0,40	8,33 ± 0,39	17,10 ± 2,19	194,33 ± 4,33	2,67 ± 0,67
VL	8,33 ± 0,38	14,67 ± 2,89	736,67 ± 149,78	10,23 ± 5,03	8,22 ± 0,25	20,33 ± 0,93	547,67 ± 200,56	6,37 ± 2,03
SI	7,10 ± 0,10	14,50 ± 2,08	360,00 ± 17,32	7,79 ± 2,16	7,57 ± 0,08	18,43 ± 0,23	359,33 ± 16,29	2,17 ± 0,61

La **temperatura del agua** fue similar en todas las lagunas en cada uno de los muestreos y varió dependiendo de la temporada del año (Tabla 4). El valor mínimo encontrado en la temporada fría fue de 11,33 °C en VO y de 17,1 °C en RO en el muestreo de verano tardío. El valor máximo encontrado fue de 15,30 °C en TI en invierno y de 24,40 °C en RE en la temporada cálida. En general las lagunas ubicadas en zonas con mayor grado de urbanización, como es en CABA,

presentaron temperaturas del agua ligeramente mayores a las del conurbano. Esto puede ser en parte por el calor producido por la urbanización que las rodea, como el entorno, material (tipo de fondo/borde) o modo en el que fueron construidas (Ampatzidis & Kershaw 2020). Algunas lagunas de CABA presentan fondos/bordes de hormigón, adoquines en comparación con algunas otras del conurbano con fondo de tierra (Tabla 2).

En el caso de la **CE** los valores mostraron amplitud en sus resultados, con valores mínimos para TI 208,66 $\mu\text{S/cm}$ en la temporada fría y RO 194,33 $\mu\text{S/cm}$ en la temporada cálida (Tabla 4). PL fue la laguna que mostró las CE más elevadas en ambas temporadas. En la mayoría de las lagunas los valores descendieron de la temporada fría a la cálida, a excepción de PL, BA, CD y TI, aunque sus valores fluctuaron muy poco. Las diferencias en los valores de conductividad encontrados entre espacios azules podrían estar asociados al agua de llenado o afluentes que puedan impactar en esta variable, además de a las características propias de sus cubetas. En este sentido, para las lagunas de CABA, los valores elevados de CE podrían estar vinculados al aporte de aguas provenientes del acuífero Puelche, en el que se han registrado altos niveles de sales en esta zona (Avigliano et al. 2014). Los valores elevados podrían estar ligados también a fenómenos de concentración de iones en el cuerpo de agua. Con elevadas temperaturas, se pueden dar fenómenos de concentración por la evaporación del agua, sobre todo teniendo en cuenta las bajas dimensiones de estas lagunas. Asimismo, el aporte de agua de lluvia o de afluentes con menores conductividades, que llevan a un incremento en el nivel hídrico del cuerpo de agua, pueden disminuir el valor de este parámetro (O'Farrell et al. 2011).

Los valores de **OD** disminuyeron desde la temporada de muestreo fría a la cálida en casi todas las laguna (Tabla 4). Las lagunas con valores máximos fueron RE (14,16 mg/L) y PL (11,76 mg/L) y los valores mínimos RO (4,23 mg/L) y BA (0,67 mg/L). Algunos valores se encontraron por debajo de los límites para el desarrollo de la vida acuática (<5 mg/L) según los

lineamientos propuestos por Instituto Nacional del Agua (INA 2011). En las lagunas de BA, SI y RO el valor fue mínimo (<2 mg/L), cabe aclarar que en estos espacios azules se desarrolló una profusa cobertura por macrófitas flotantes. Como se mencionó anteriormente, la presencia de macrófitas flotantes reduce el OD en la columna de agua, ya que limita la producción de oxígeno por el fitoplancton al disminuir la disponibilidad de la luz a la columna de agua por su presencia en superficie (de Tezanos Pinto et al. 2007). Esto puede provocar que la disponibilidad de oxígeno disminuya a valores menores a los necesarios para sostener la vida acuática y provocar, por ejemplo, la mortandad de peces (Lembi 2009). Asimismo, cuando las plantas mueren, la concentración de oxígeno disminuye, dado que los organismos descomponedores lo consumen en sus procesos metabólicos (Lembi 2009). En lagunas dominadas por macrófitas sumergidas, como RE, el oxígeno puede ser elevado dado que estas plantas lo producen por la fotosíntesis, y lo mismo puede suceder durante el día en cuerpos de agua dominados por fitoplancton (como los de CABA) por la fotosíntesis derivada del fitoplancton (Scheffer et al. 1993, de Tezanos Pinto & O'Farrell 2014, Benelli & Bartoli 2021). Además, los cambios en los valores de oxígeno entre temporada fría y cálida, puede deberse a las diferencias de solubilidad de este gas con la temperatura (Andersen et al. 1998). A menor temperatura mayor disolución del oxígeno, por ende las concentraciones de oxígeno disuelto tienden a ser mayores en la época invernal.

La **concentración de nutrientes disueltos**, FRS, $N-NO_2^-+NO_3^-$ y NH_4^+ , mostraron diferencias entre las temporadas de muestreo (Figura 9 A, B y C). La laguna BA presentó las mayores concentración de **FRS** durante el período de estudio, siendo superior el valor de la temporada cálida que el de la fría ($9,32 \pm 4,30$ mg/L y $2,14 \pm 0,08$ mg/L, respectivamente) (Figura 9A). RE y MU tuvieron los valores más bajos de este nutriente, cercanos a 0,03 mg/L y 0,06 mg/L respectivamente. La mayoría de las concentraciones de FRS fueron superiores a 0,1 mg/L, indicando condiciones eutróficas o hipertróficas (Tabla 5), tal como se discutirá más adelante

en la sección 8.3. La laguna RE posee vegetación sumergida y arraigada (Tabla 6) y registró valores de FRS menores a 0,1mg/L, lo cual es esperable ya que este tipo de vegetación puede actuar como trampa de fósforo al absorber los nutrientes disueltos en la columna de agua a través de sus raíces (Scheffer et al. 1993, Benelli & Bartoli 2021).

Con respecto a las formas **disueltas del nitrógeno**, se las puede encontrar presentes en la columna de agua preferentemente en su forma oxidada ($\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), o como NH_4^+ en condiciones con menor disponibilidad de oxígeno. En la figura 9B se pueden observar las concentraciones de $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ registradas durante el período de estudio. Los valores más altos en ambas estaciones (fría/cálida) corresponden a las lagunas de EC ($30,60 \pm 3,83$ mg/L y $22,67 \pm 1,34$ mg/L) y MU ($22,63 \pm 3,32$ mg/L y $12,23 \pm 1,42$ mg/L), mientras que los valores más bajos (0,01 mg/L) se registraron en RO y SI para ambos muestreos.

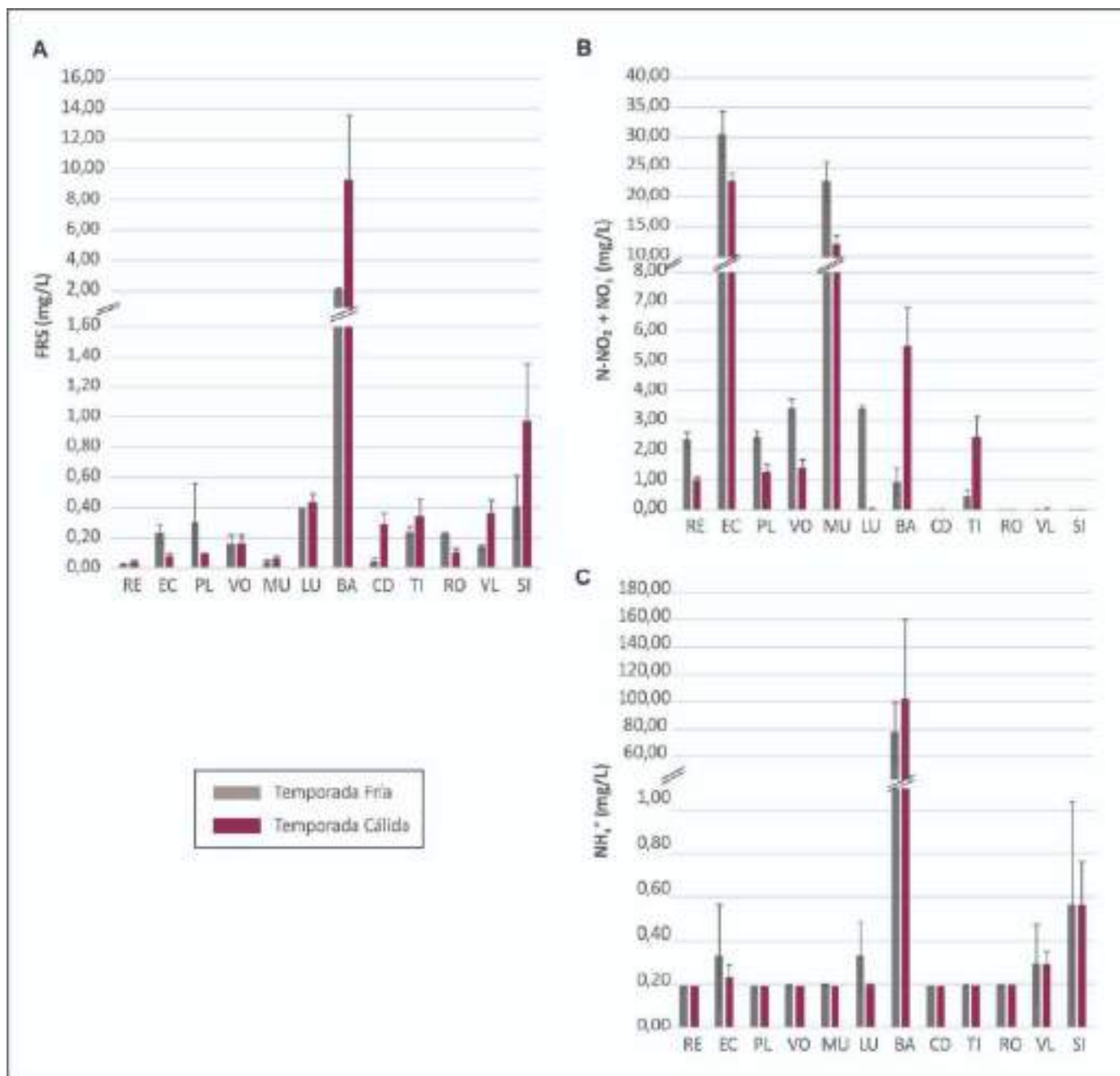


Figura 9 - Valores medios y desvío estándar de nutrientes disueltos. A) fósforo reactivo soluble (FRS); B) nitrito+nitrato (N-NO₂-+NO₃-); C) amonio (NH₄⁺) de las 12 lagunas en ambas temporadas de muestreo. Referencias: RE: Lago de Regatas; EC: Laguna Burmeister - Ecoparque; PL: Laguna del Planetario; VO: Laguna Victoria Ocampo; MU: Laguna del Parque General Paz; LU: Lago Lugano; BA: Laguna Malvinas Argentinas ; CD: Laguna Cavita Dique; TI: Laguna Tigre; RO: Laguna chica Reserva Municipal Los Robles; VL: Laguna de la Reserva Ecológica Vicente Lopez; SI: Laguna del Parque Municipal Ribera Norte.

La figura 9C muestra la fluctuación de la concentración de NH_4^+ en las distintas temporadas. Al igual que las fracciones disueltas de nutrientes antes mencionadas, los valores más elevados de amonio se registraron en la laguna BA y llegaron a ser mayores a los 100 mg/L ($77,67 \pm 21,94$ mg/L y $102,33 \pm 58,05$ mg/L). En EC, LU, VL y SI se registraron valores que oscilaron entre 0,23 y 0,60 mg/L, mientras que las demás lagunas no superaron los $0,20 \pm$ mg/L. Las elevadas concentraciones registradas en ambas temporadas en BA, podrían estar relacionadas con los efluentes que recibe este cuerpo de agua de una planta de tratamiento de aguas residuales de origen doméstico, situada en sus proximidades y que descarga sobre un arroyo que alimenta sus aguas. Estudios realizados desde 2016 hasta 2018 evidenciaron la alta carga NH_4^+ presente tanto en el efluente de la planta de tratamiento como en el Arroyo Las Tunas que aporta sus aguas a esta laguna (Dutra Alcoba et al. 2018, Ávila et al. 2019). En el caso de EC (ex-Zoológico de Buenos Aires), recibe aportes de excretas de la fauna que habita en la inmediación del cuerpo de agua (observación personal) mientras que para LU, se han reportado descargas clandestinas de camiones atmosféricos (Allende et al. 2019). Asimismo, la presencia de una cobertura de plantas flotantes en el espejo de agua, como se encontró en BA y SI, y en algunos sitios de VL, puede disminuir la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua (de Tezano Pinto & O'Farrell 2014) y estas condiciones puede favorecer la prevalencia del NH_4^+ , frente a formas oxidadas (Villar et al. 1998, Allende et al. 2009).

Al analizar el conjunto de las variables limnológicas, se observaron correlaciones positivas y significativas entre OD y CE ($r=0,43$; $p=0,036$; $N=24$). El FRS posee una correlación positiva y significativa con el NH_4^+ ($r=0,62$; $p=0,001$; $N=24$) y negativa con el OD ($r=-0,49$; $p=0,016$; $N=24$). Por último, los $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ y la CE tienen correlaciones positivas y significativas ($r=0,53$; $p=0,008$; $N=24$) y con el OD ($r=0,54$; $p=0,007$; $N=24$). Como ninguna de estas correlaciones arrojaron valores del coeficiente correlación altos ($r>0,8$) se procedió a realizar

el análisis de ordenamiento con el conjunto todas las variables seleccionadas: OD, CE, pH, y los nutrientes disueltos (FRS, amonio y $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$).

Los análisis de componentes principales (ACP) considerando las variables físicas y químicas seleccionadas muestran una separación de las lagunas en el espacio de ordenamiento (Figura 10).

En un primer análisis se consideró el conjunto de las lagunas, y se pudo observar que la laguna BA tiene una gran influencia en el ordenamiento de los datos debido, principalmente, a las altas concentraciones de NH_4^+ y FRS que se registraron durante el estudio (Figura 10A). En este análisis no se puede observar con claridad la influencia de las variables ambientales en el ordenamiento de los otros cuerpos de agua y por este motivo se procedió a realizar un segundo ACP sin incluir BA.

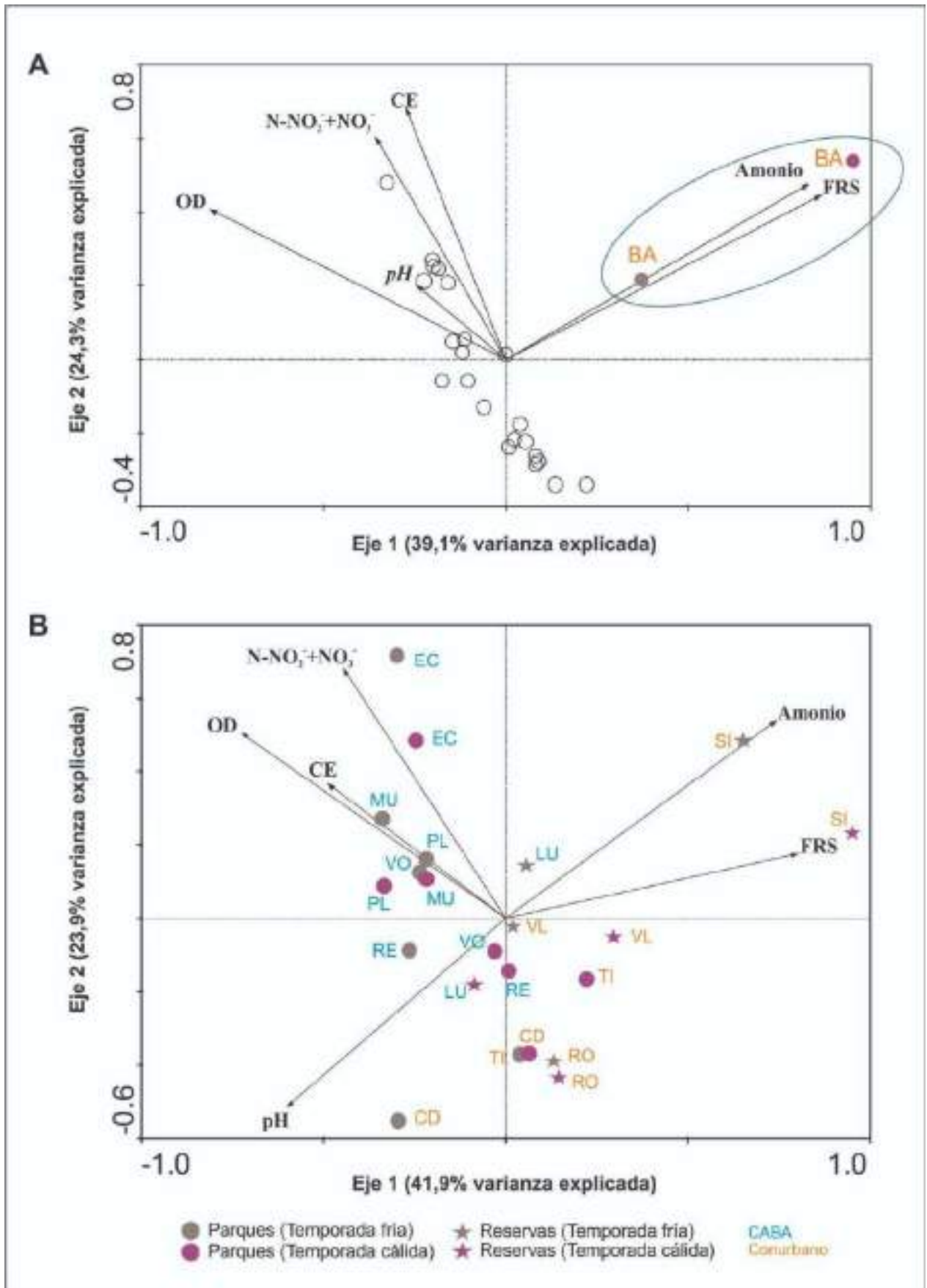


Figura 10 - Análisis de componentes principales. **A:** incluyendo todas las lagunas estudiadas y **B:** sin incluir BA en el análisis. Referencias: CE: conductividad eléctrica; OD: oxígeno disuelto; FRS: fósforo reactivo soluble; N-NO₂⁻+NO₃⁻: nitrito+nitrato; NH₄⁺: amonio; RE: Lago de Regatas; EC: Laguna Burmeister - Ecoparque; PL: Laguna del Planetario; VO: Laguna Victoria Ocampo; MU: Laguna del Parque General Paz; LU: Lago Lugano; BA: Laguna Malvinas Argentinas ; CD: Laguna Cavita Dique; TI: Laguna Tigre; RO: Laguna chica Reserva Municipal Los Robles; VL: Laguna de la Reserva Ecológica Vicente Lopez; SI: Laguna del Parque Municipal Ribera Norte.

En el segundo análisis, se puede observar que el eje 1 explica el 41,9% de la varianza de los sitios y se encuentra relacionado de manera positiva con el FRS ($r=0,80$) y NH₄⁺ ($r=0,74$), y negativamente con OD ($r=-0,72$) y pH ($r=-0,60$) (Figura 10B). El eje 2 explica el 23,9% de la varianza de los sitios y está vinculado principalmente de manera positiva con N-NO₂⁻+NO₃⁻ ($r=0,68$). En este diagrama de ordenamiento, se aprecia que las lagunas de CABA se agrupan en el cuadrante superior izquierdo. Estas se caracterizan por presentar mayores valores de OD, CE, y N-NO₂⁻+NO₃⁻, principalmente asociado al eje 2.

Por otro lado, se observa que las lagunas del conurbano tienden a ubicarse hacia la derecha y abajo en el diagrama de ordenamiento. Estas últimas, poseen menores concentraciones de OD, N-NO₂⁻+NO₃⁻, CE, y mayores valores de pH. Esto podría deberse, en parte, a la calidad del agua de llenado de las lagunas y/o a las tareas de manejo que se realizan en ellas, como por ejemplo la remoción de vegetación. Además, mientras que la mayoría de las de CABA se llenan con aguas de la cuenca de Medrano-Vega-Maldonado (Tabla 2), las del conurbano con la cuenca del Río Reconquista. Por otro lado, en las lagunas del conurbano se encontraron macrófitas flotantes mientras que en las de CABA no, y esto puede influir en las características del agua como se describirá más adelante (sección 8.4). Una excepción es la laguna de RE, única laguna de CABA que posee macrófitas sumergidas que son cosechadas regularmente y podrían ser las responsables de regular las concentraciones de nutrientes disueltos y la

conductividad en la columna de agua.. Se encuentra ubicada en el cuadrante inferior izquierdo y próxima a las lagunas del conurbano. Con respecto al OD, la laguna más oxigenada fue EC, para ambas temporadas, mientras que aquellas con menor concentración fueron SI y RO y puede explicarse debido a la cantidad de macrófitas flotantes presentes en estas últimas, ya que su cobertura fue total. Como se mencionó anteriormente, estas plantas acuáticas pueden influir negativamente en la concentración de OD en la columna de agua.

En este análisis se pone en evidencia que todos los sitios que son *reservas naturales* tienden a agruparse a la derecha del eje 1, por lo que suelen tener mayores concentraciones de FRS y NH_4^+ , mientras que los sitios de lagunas en parques se caracterizan por tener alta CE, OD y $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ y pH más elevados. Este ordenamiento refleja variaciones importantes en los valores de concentración de nutrientes disueltos y pH, que pueden ocurrir debido a la presencia y cobertura de macrófitas, como se describió anteriormente.

También es importante mencionar que no se observan diferencias de agrupación de los espacios azules según las temporadas de muestreo (fría vs cálida). Como se mencionó con anterioridad, el emplazamiento (CABA vs conurbano bonaerense) y la presencia de vegetación en las lagunas estudiadas podrían influir en sus características de manera más marcada que las derivadas de las variaciones temporales de los muestreos. En este mismo sentido, las lagunas ubicadas en *reservas naturales* se ordenaron a la derecha en el diagrama de ordenación para ambas temporadas de muestreo, hacia las variables FRS y NH_4^+ . La mayoría de ellas (SI, VL, RO), se ubican en el conurbano bonaerense, a excepción de LU y que se ubicó en el gráfico de ordenamiento próxima a las lagunas del conurbano.

8.3. CARACTERIZACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE LAGUNAS URBANAS

Los valores de transparencia, medidos con el disco de Secchi, no pudieron ser estimados en todos los casos. Frecuentemente, la medición se vio afectada por la profundidad del sitio de muestreo al tratarse de lagunas muy someras, con excepción de los sitios 1 y 2 de TI. Asimismo, en muchos casos no se pudo tomar el valor debido a que la superficie del sitio de muestreo se encontraba totalmente cubierta por macrófitas flotantes y/o emergentes. Tal fue el caso de BA (*Eichhornia crassipes*), RO (*Lemna* sp., *Azolla* sp., *Pistia stratiotes*), VL (*Azolla* sp., *P. stratiotes*, *Lemna* sp., *Spirodella* sp., *Enydra anagallis*, *I. pseudacorus*, *E. crassipes*) y SI (*P. stratiotes*, *Salvinia* sp., *Lemna* sp., *Spirodella* sp., *I. pseudacorus*, *Azolla* sp.). Por tal motivo, el indicador de estado trófico transparencia estimado a través del disco de Secchi, no pudo ser adecuadamente medido por impedimentos metodológicos. Esta limitación fue anteriormente reportada en otros cuerpos de agua someros (Joniak et al. 2009) por cuanto difícilmente pueda ser considerada para la clasificación del estado trófico en este tipo de ambientes. En este sentido, para la categorización del grado de eutrofización en los 12 cuerpos de agua seleccionados se considera el FT y la Chla. Otros autores tampoco han considerado a Secchi como indicador de eutrofización (Cunha et al. 2013).

La tabla 5 muestra los valores de los indicadores utilizados para caracterizar el estado trófico de las lagunas. Los valores de FT fueron generalmente más altos en la estación cálida que en la fría, excepto en el caso de BA que se mantuvo casi invariable. Esta laguna mostró la mayor concentración de FT mientras que en RE se registró la menor concentración. Todos los cuerpos de agua mostraron características eutróficas-hipertróficas considerando este indicador de estado trófico.

Tabla 5 - Resultados de Fósforo total (FT) (promedio \pm desvío estándar), Clorofila a fitoplanctónica (Chl *a*) (promedio \pm desvío estándar), Estado Trófico según OCDE (1982). Referencias: RE: Lago de Regatas; EC: Laguna Burmeister - Ecoparque; PL: Laguna del Planetario; VO: Laguna Victoria Ocampo; MU: Laguna del Parque General Paz; LU: Lago Lugano; BA: Laguna Malvinas Argentinas ; CD: Laguna Cavita Dique; TI: Laguna Tigre; RO: Laguna chica Reserva Municipal Los Robles; VL: Laguna de la Reserva Ecológica Vicente Lopez; SI: Laguna del Parque Municipal Ribera Norte.

Código lagunas	Temporada Fría			Temporada Cálida		
	FT ($\mu\text{g/L}$)	Chl <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	Estado Trófico (FT / Chl <i>a</i>)	FT ($\mu\text{g/L}$)	Chl <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	Estado Trófico (FT / Chl <i>a</i>)
RE	63,39 \pm 5,77	14,15 \pm 14,17	Eutrófico / Eutrófico	76,67 \pm 5,77	7,62 \pm 0,63	Eutrófico / Mesotrófico
EC	270,00 \pm 43,59	82,74 \pm 41,39	Hipereutrófico / Hipereutrófico	306,67 \pm 20,82	130,64 \pm 65,18	Hipereutrófico / Hipereutrófico
PL	320,00 \pm 243,31	21,95 \pm 3,50	Hipereutrófico / Eutrófico	233,33 \pm 45,09	237,56 \pm 13,03	Hipereutrófico / Hipereutrófico
VO	196,67 \pm 5,77	18,81 \pm 4,18	Hipereutrófico / Eutrófico	176,67 \pm 48,41	43,59 \pm 6,77	Hipereutrófico / Hipereutrófico
MU	80,00 \pm 17,32	18,15 \pm 0,96	Eutrófico / Eutrófico	236,67 \pm 40,41	111,47 \pm 13,57	Hipereutrófico / Hipereutrófico
LU	760,00 \pm 183,30	90,42 \pm 5,11	Hipereutrófico / Hipereutrófico	466,67 \pm 35,12	100,89 \pm 40,38	Hipereutrófico / Hipereutrófico
BA	12240,00 \pm 7083,05	20,05 \pm 27,94	Hipereutrófico / Eutrófico	12313,33 \pm 7330,88	108,87 \pm 151,24	Hipereutrófico / Hipereutrófico
CD	136,67 \pm 55,08	5,14 \pm 7,14	Hipereutrófico / Mesotrófico	290,00 \pm 78,10	21,41 \pm 13,61	Hipereutrófico / Eutrófico
TI	3480,00 \pm 831,38	23,62 \pm 3,53	Hipereutrófico / Eutrófico	1836,67 \pm 2276,56	29,76 \pm 8,46	Hipereutrófico / Hipereutrófico
RO	1120,00 \pm 138,56	13,55 \pm 13,92	Hipereutrófico / Eutrófico	3236,67 \pm 3208,28	39,82 \pm 24,24	Hipereutrófico / Hipereutrófico
VL	1520,00 \pm 780,77	49,11 \pm 48,54	Hipereutrófico / Hipereutrófico	3863,33 \pm 1668,84	58,58 \pm 35,56	Hipereutrófico / Hipereutrófico
SI	2640,00 \pm 1531,04	34,84 \pm 33,80	Hipereutrófico / Hipereutrófico	7996,67 \pm 5739,86	18,61 \pm 15,50	Hipereutrófico / Eutrófico

Los valores de Chl *a* mostraron un amplio rango de variación en las lagunas estudiadas. Dichos valores fueron superiores en la estación cálida que en la fría, para casi todas las lagunas excepto en SI, cuyo valor en la estación cálida es casi la mitad que en la fría. Por otro lado, las lagunas con valores más altos fueron LU y EC. Con respecto a la estación cálida, los valores de PL son superiores en comparación con el resto de las lagunas, que muestran concentraciones de Chl *a*

entre el mismo orden de magnitud y superiores a las 10 $\mu\text{g/L}$. CD ($5,14 \pm 7,54 \mu\text{g/L}$) y RO ($13,55 \pm 13,92 \mu\text{g/L}$) poseen los valores más bajos en la estación fría, y RE ($7,62 \pm 0,63 \mu\text{g/L}$) y SI ($18,61 \pm 15,50 \mu\text{g/L}$) para la temporada cálida. En general, la biomasa algal estimada a través de la *Chla* fue elevada aún en ocasiones en las cuales las lagunas estaban cubiertas por macrófitas flotantes. La presencia de algas adaptadas a bajas intensidades lumínicas bajo profusas cubiertas vegetales ha sido reportada en cuerpos de agua de estas latitudes (de Tezanos Pinto et al. 2007, de Tezanos Pinto & O'Farrell 2014) y esta podría ser una causa de los elevados valores. Además, la cubierta de macrófitas flotantes puede desplazarse por la acción del viento, y por tal motivo, la luz puede entrar en la columna de agua favoreciendo el desarrollo del fitoplancton, al menos temporalmente (O'Farrell et al. 2011). De todos modos, estas posibles causas deberán ser confirmadas, realizando el estudio de la estructura y densidad de la comunidad fitoplanctónica.

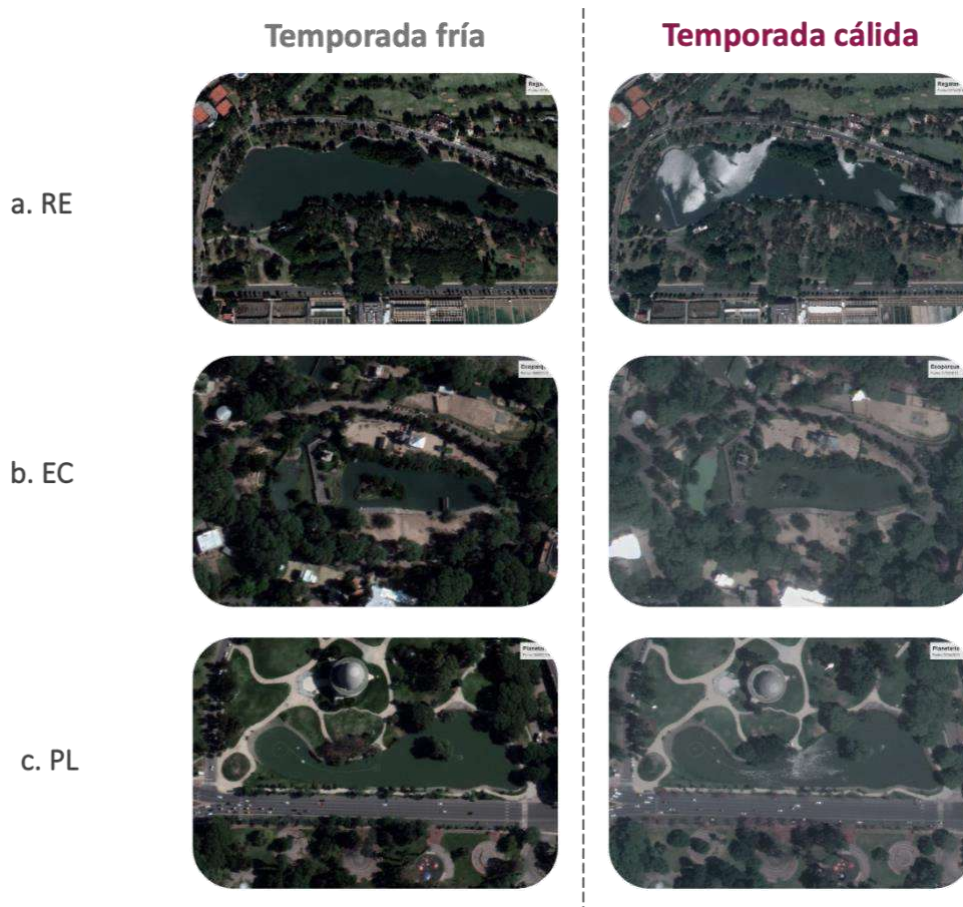
Las elevadas concentraciones de FT y de *Chla* fitoplanctónica encontradas en lagunas urbanas estudiadas permiten clasificarlas en el extremo eutrófico-hipereutrófico del gradiente trófico independientemente de su emplazamiento. En muchos casos, la estimación del estado trófico considerando el FT y la *Chla* para un mismo ambiente no coincidieron dentro de la misma estación. En la temporada fría, 10/12 lagunas resultaron hipertróficas para el FT y 7/12 eutróficas considerando la *Chla* como indicador. Con respecto a la temporada cálida, los resultados fueron más homogéneos, 9/12 cuerpos de agua resultaron hipertróficos considerando ambos indicadores de eutrofización (FT y *Chla*).

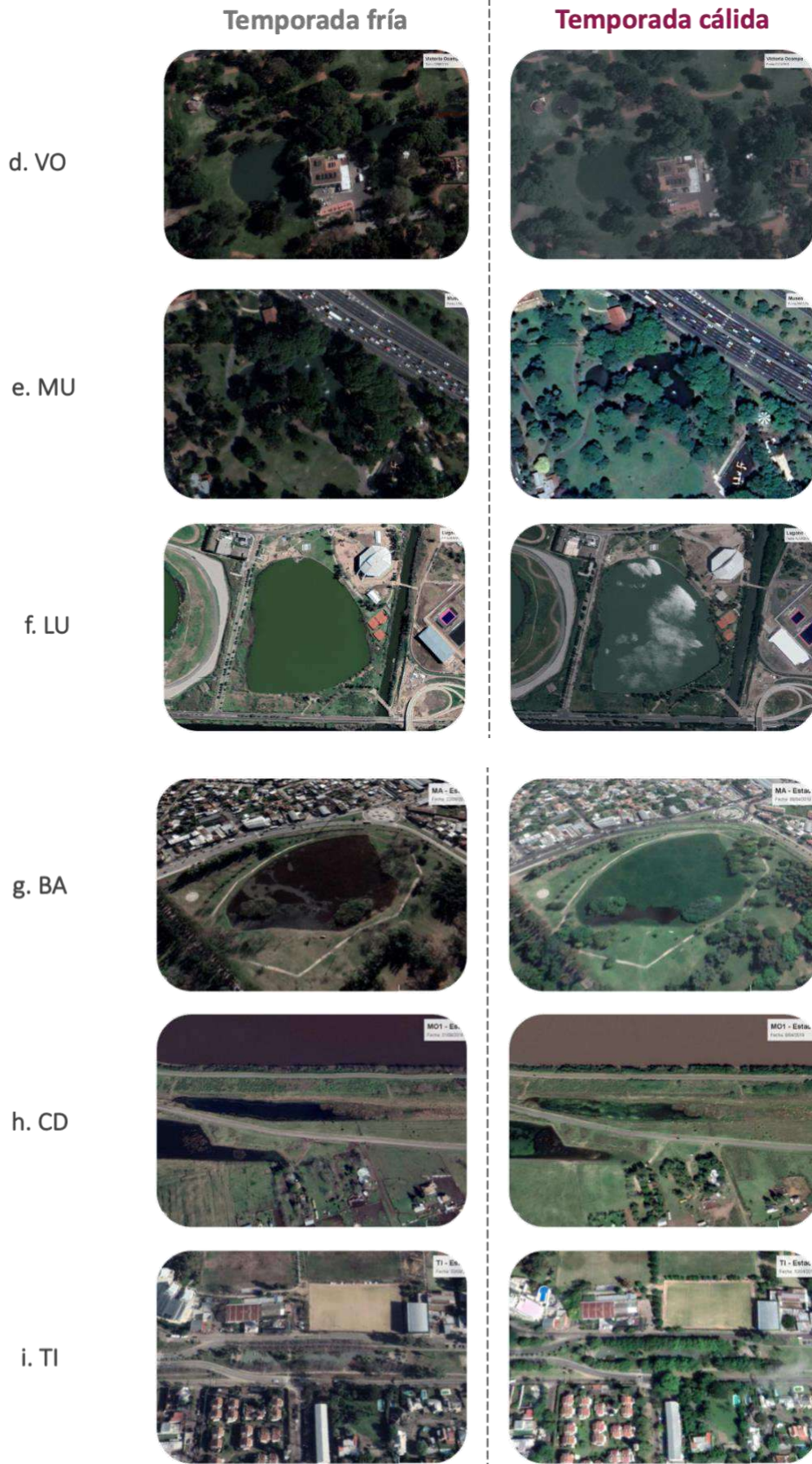
Las lagunas urbanas pueden recibir aguas contaminadas de ríos, arroyos y canales (Amaral et al. 2021). En el caso particular de los nutrientes, el impacto de la presión urbana sobre estos espacios azules contribuyen a la eutrofización, e incluye la carga difusa de las calles, los efluentes domésticos e industriales clandestinos y la contaminación atmosférica acarreada por

la precipitación, siendo un tema recientemente reportado (Yu et al. 2016, Oliver et al. 2018, Allende et al. 2019). Los resultados del presente trabajo revelan condiciones de elevado nivel de eutrofización en los 12 espacios azules independientemente de su función primaria (*sensu* Hassall 2014) y/o nivel de protección. Estos hallazgos destacan la importancia de considerar fuentes distintas a la escorrentía superficial y/o el suministro de aguas ricas en nutrientes como las principales causas de la eutrofización, e incluyen la fuente transportada por el aire como un medio de contaminación de actividades lejanas que conducen, por ejemplo, al enriquecimiento de nutrientes (Oliver et al. 2018, Oertli & Parris 2019).

8.4. CARACTERÍSTICAS DE LA VEGETACIÓN ACUÁTICA

La figura 11 muestra imágenes satelitales de las lagunas de CABA y del conurbano bonaerense estudiadas durante la temporada fría y cálida.





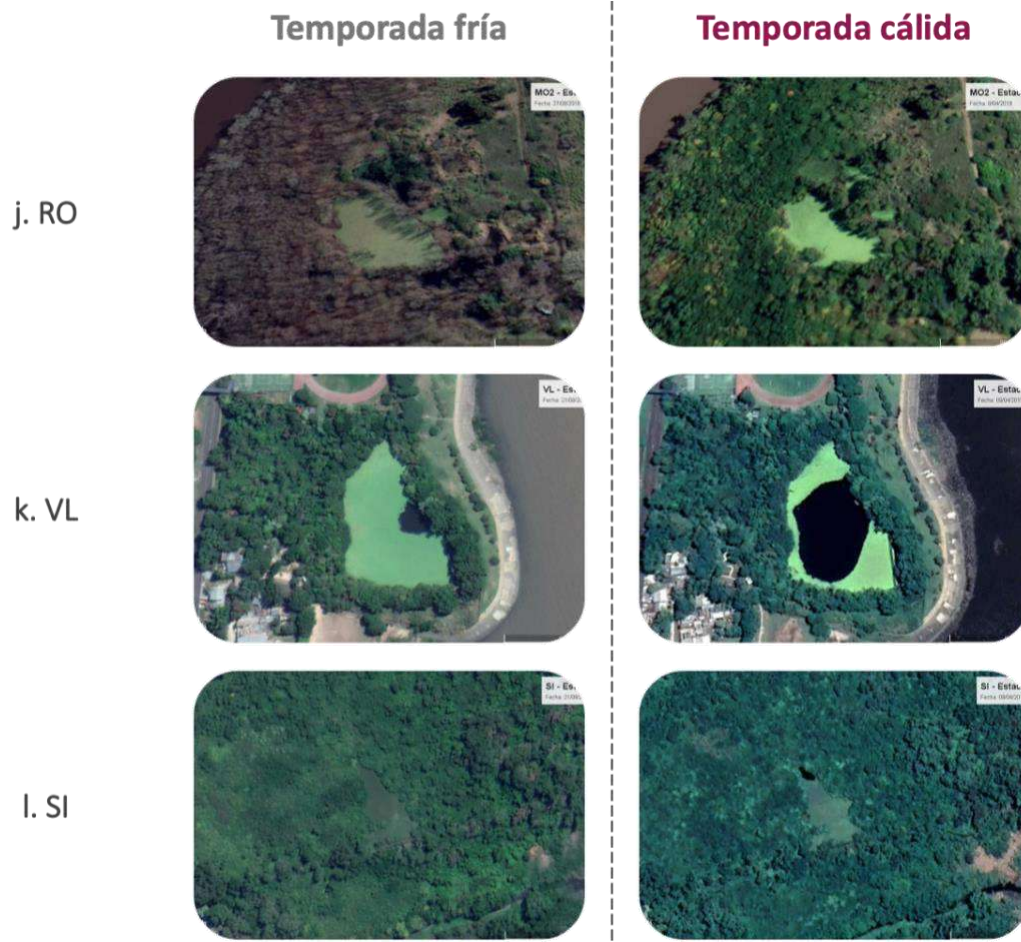


Figura 11 - Imágenes extraídas del Google Earth Pro ®, en las fechas de muestreo - estación fría (izquierda) y cálida (derecha) para las 12 lagunas. Donde F representa estación fría y C estación cálida. Referencias: RE: Lago de Regatas; EC: Laguna Burmeister - Ecoparque; PL: Laguna del Planetario; VO: Laguna Victoria Ocampo; MU: Laguna del Parque General Paz; LU: Lago Lugano; BA: Laguna Malvinas Argentinas ; CD: Laguna Cavita Dique; TI: Laguna Tigre; RO: Laguna chica Reserva Municipal Los Robles; VL: Laguna de la Reserva Ecológica Vicente Lopez; SI: Laguna del Parque Municipal Ribera Norte. a-f: lagunas ubicadas en CABA; g-l: lagunas ubicadas en el conurbano.

La tabla 6 muestra las especies de macrófitas que se encontraron en el litoral de los cuerpos de agua estudiados.

Tabla 6 - Presencia, tipos y porcentaje de cobertura de macrófitas dominantes presentes en las lagunas estudiadas. Referencias: RE: Lago de Regatas; EC: Laguna Burmeister - Ecomarque; PL: Laguna del Planetario; VO: Laguna Victoria Ocampo; MU: Laguna del Parque General Paz; LU: Lago Lugano; BA: Laguna Malvinas Argentinas ; CD: Laguna Cavita Dique; TI: Laguna Tigre; RO: Laguna chica Reserva Municipal Los Robles; VL: Laguna de la Reserva Ecológica Vicente Lopez; SI: Laguna del Parque Municipal Ribera Norte.

Código lagunas	Presencia de macrófitas	Tipo de macrófitas dominantes	% de cobertura de macrófitas flotantes/emergentes		Especies de plantas acuáticas encontradas
			Temporada Fría	Temporada Cálida	
RE	Si	Sumergida	0	0	<i>Elodea sp.</i>
EC	No	-	0	0	-
PL	No	-	0	0	-
VO	No	-	0	0	-
MU	No	-	0	0	-
LU	No	-	0	0	-
BA	Si	Flotantes	> 50	> 75	<i>Eichhornia crassipes (camalote)</i> , <i>Sagittaria montevidensis (sueta)</i> , <i>Cyperus prolixus (ciperó)</i>
CD	Si	Emergentes	> 50	100	<i>Myriophyllum aquaticum (cola de torro acuática)</i> , <i>Hydrocotyle bonariensis (redondita de agua)</i> , <i>Schoenoplectus californicus (junco)</i> , <i>Rhynchospora corymbosa (cortadera)</i>
TI	Si	Emergentes / Flotantes	< 50	< 30	<i>Salvinia sp. (acordeoncito de agua)</i> , <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> , <i>Ludwigia peploides (falsa verdolaga)</i> , <i>Typha latifolia (totora)</i> , <i>Schoenoplectus californicus (junco)</i> , <i>Iris pseudacorus (lirio)</i> , <i>S. montevidensis</i>
RO	Si	Flotantes	100	100	<i>Lemna spp. (lenteja de agua)</i> , <i>Azolla sp. (helechito de agua)</i> , <i>Pistia stratiotes (repollito de agua)</i> , <i>Limnobium sp. (cucharita de agua)</i> , <i>I. pseudacorus</i> , <i>Eryngium elegans (serrucheta)</i>
VL	Alternativamente	Flotantes	< 30	30 – 50	<i>Azolla sp.</i> , <i>P. stratiotes</i> , <i>Lemna spp.</i> , <i>Spirodella sp. (lenteja de agua)</i> , <i>Enhydra anagallis (enhydra)</i> , <i>I. pseudacorus</i> , <i>E. crassipes</i>
SI	Si	Flotantes	< 30	> 75	<i>P. stratiotes</i> , <i>Salvinia sp.</i> , <i>Lemna spp.</i> , <i>Spirodella sp.</i> , <i>I. pseudacorus</i> , <i>Azolla sp.</i>

En general, las lagunas de CABA no mostraron presencia de macrófitas sumergidas, emergentes y/o palustres con excepción de RE (Tabla 6, Figura 11 a-f). En RE no se encontraron macrófitas flotantes ni emergentes, pero sí se encontraron arraigadas sumergidas. Se observó la presencia de *Elodea sp.*, que suele ser cosecha y por tal motivos se encontraron restos de macrófitas cortadas en el litoral. Sin embargo, se encontraron plantas acuáticas en todas las lagunas estudiadas en el conurbano (Tabla 6, Figura 11 g-l). BA se encontró cubierta principalmente por *Eichhornia crassipes*, que es una macrófita flotante libre de gran porte. En

la zona del litoral se observó *Sagittaria montevidensis* y *Cyperus prolixus*. En la estación fría se pudo observar que una parte de la superficie de la laguna se encontró cubierta por restos secos de *Eichhornia crassipes*, y en la estación cálida la cobertura fue casi del total y las plantas se encontraron en buen estado. Cabe destacar que lo mencionado anteriormente se desprende de observaciones en el campo, y que se el grado de cobertura se pudo comprobar también con las imágenes satelitales (Figura 11 g). En CD, se encontraron distintas especies de plantas acuáticas, entre ellas palustres como el *Schoenoplectus californicus*, y macrófitas arraigadas como *Myriophyllum aquaticum*. La distribución de las macrófitas se dió principalmente a lo largo del litoral de la laguna, mientras que *Schoenoplectus californicus* se encontraron tanto en el litoral, como concentradas en el centro. En la figura 11 h se puede observar que el espejo de agua disminuyó en tamaño (se secó en parte) durante la estación estival, y se observa un porcentaje mayor de cobertura vegetal de su superficie. En TI la predominancia de macrófitas estuvo dada por *Salvinia* sp., y se encontró también la presencia de *Hydrocotyle bonariensis* y *Ludwigia peploides* principalmente en la zona del litoral. Esta laguna posee un elevado desarrollo de plantas palustres distribuidas a lo largo del litoral y en el centro de la misma. Entre ellas se encontró *Typha latifolia*, *Schoenoplectus californicus*, y *Iris pseudacorus*. Se puede observar también en la figura 11 i) una mayor cobertura en la estación cálida. Con respecto a RO, la especie predominante fue *Pistia stratiotes* aunque también se encontraron en menor cantidad otras macrófitas como *Lemna* spp., *Azolla* sp., y en la zona del litoral *Limnobium* sp., *Iris pseudacorus* y *Eryngium elegans*. Según las imágenes satelitales (Figura 11 j) se puede observar que si bien la laguna estuvo cubierta por macrófitas en ambas estaciones de muestreo, la intensidad del color es mayor en la época cálida, relacionado probablemente con una mayor cantidad y vigor de ejemplares, lo cual se pudo comprobar en la visita al sitio. La laguna VL presentó una gran diferencia en ambos períodos de muestreo. En la estación fría la laguna se encontró totalmente cubierta por macrófitas, mientras que en la estación cálida la cobertura fue

mucho menor (Figura 11 k). Si bien se registraron distintas especies de macrófitas y plantas palustres (Tabla 6), predominó *Pistia stratiotes* y *Iris pseudacorus* a lo largo del litoral. Por último, SI se encontró cubierta por vegetación en ambas estaciones. Las especies predominantes fueron *Lemna* spp. y *Spirodella* sp. en S1, y *Pistia stratiotes* en la mayor parte del espejo de agua e *Iris pseudacorus* en todo el litoral.

Estos resultados revelaron que durante el período de muestreo, las macrófitas flotantes predominaron en las lagunas del conurbano. Este tipo de macrófitas suelen desarrollarse en los estanques poco profundos y tienen un impacto significativo en el funcionamiento físico y biológico de estos sistemas (Hornbach et al. 2020). El impacto de estas plantas sobre las lagunas fue discutido anteriormente en relación con la concentración OD (de Tezanos Pinto et al. 2007, Hornbach et al. 2020), la transmisión de luz en la columna de agua (Scheffer et al. 2003, de Tezanos Pinto et al. 2007) y su capacidad alelopática (de Tezanos Pinto & O'Farrell 2014). Las macrófitas flotantes también pueden actuar como hábitat para invertebrados y pequeños vertebrados acuáticos, que dependiendo de la morfología de las plantas, albergarán distintas comunidades impactando en toda la trama trófica del cuerpo de agua (Fontanarrosa et al. 2013). En lo que respecta al uso de estos espacios azules por parte de las personas, uno de los problemas más comunes relacionados por el crecimiento excesivo de plantas acuáticas es la suspensión o reducción de actividades recreativas tales como la natación, la pesca y el remo, entre otras (Lembi 2009).

8.5. CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN ALTERNATIVO SENSU SCHEFFER ET AL. (1993, 2003)

El estudio realizado en lagunas urbanas en temporadas contrastantes (fría - cálida) evidenció la existencia de los tres regímenes alternativos propuestos por Scheffer y colaboradores (1993, 2003), de *aguas claras*, de *aguas turbias* y *dominadas por macrófitas flotantes*. Tal como se mencionara anteriormente, se pudo apreciar la diferencia de la cobertura de macrófitas (flotantes/emergente) a través de imágenes satelitales (Figura 11), lo que fue corroborado con observación de campo (Tabla 6). En casi todos los casos, el régimen en el cual se encontró un cuerpo de agua en particular no varió según la temporada. En particular para CABA, las lagunas se encontraron en *aguas turbias* en la mayoría de los casos (EC, PL, VO, MU, LU) presentando aguas verdes, poco transparentes y una elevada concentración de *Chla*. Su litoral mostró ausencia, en términos generales, de vegetación palustre. Por su parte, RE presentó una densa capa de macrófitas sumergidas y se encontró en *aguas claras*. Este fue el único cuerpo de agua de CABA que se encontró en este régimen durante el período estudiado.

En las lagunas del conurbano bonaerense se encontró frecuentemente el estado *dominado por macrófitas flotantes*. Si bien el tamaño de las especies vegetales dominantes varió en los espacios azules estudiados, la cobertura por este tipo de plantas acuáticas fue frecuente, independientemente de si los cuerpos de agua se encontraban en parques recreativos (BA) o reservas ecológicas (RO, VL, SI). Cabe destacar que en BA dominó *Eichornia crassipes* mientras que tanto en SI como en VL y RO, la macrófita dominante fue *Pistia stratiotes*. En el caso de VL, se pudo ver una extensa cobertura por este tipo de plantas mientras que en el muestreo de la estación cálida la laguna se la encontró con una cobertura menor. Este hecho está probablemente relacionado con las medidas de manejo que se realizaron en la Reserva Ecológica Vicente López las cuales consistieron en abrir la compuerta que conecta la laguna

con el Río de la Plata (Gavirati com. pers.). Asimismo, en temporadas anteriores se había realizado un ensayo experimental de control biológico de estas plantas que pueden haber contribuido a disminuir su desarrollo (Gavirati com. pers.). En cuanto a RO, cabe destacar que en sus cercanías hay 3 lagunas de menor tamaño, cubiertas por macrófitas con las mismas especies, las cuales seguramente funcionan como fuentes de propágulos entre sí (observación personal).

El crecimiento excesivo de plantas acuáticas flotantes que deriva en el régimen *dominado por macrófitas flotantes* es consecuencia, entre otros factores, de la elevada concentración de nutrientes que permiten su desarrollo (Scheffer et al. 2003). Además, cuando las plantas mueren y entran en el ciclo de descomposición devuelven materia orgánica y nutrientes al sistema favoreciendo aún más la eutrofización, lo que resulta en el deterioro de la calidad del agua (Helfrich et al. 2009). La sedimentación es un proceso que se da en las lagunas, y constituye el depósito y acumulación de materia orgánica e inorgánica en el fondo de sus cubetas (Helfrich et al. op. cit.). El aumento en la sedimentación es otro efecto negativo del crecimiento excesivo de plantas en las lagunas. Los restos vegetales sedimentan y de esta manera colmatan la cubeta de la laguna. Este problema se hizo visible en las lagunas de las reservas municipales (SI, VL y RO) que muestran en su fondo una capa formada de sedimentos finos, que puede superar 1 m de profundidad. Actualmente, esto representa un factor de preocupación, sobre todo en SI, cuya cubeta se encuentra prácticamente colmatada (Gasparri com. pers., observaciones a campo 2022).

En el caso de TI, se pudo observar que esta laguna alternó entre dos *regímenes alternativos*; *aguas turbias* en la estación fría y *dominado por macrófitas flotantes* en la estación cálida. No se sabe con certeza si el cuerpo de agua fluctúa entre un estado y otro de manera natural, o si

corresponde a un manejo de macrófitas realizado por el hombre. Por otro lado, cabe destacar que la laguna está rodeada de plátanos. En otoño sus hojas caen en la laguna, las cuales sedimentan y contribuyen al ingreso de materia orgánica al sistema y al desarrollo del fitoplancton (Leblais 2010) por ende, promueve el estado de *aguas turbias*. Por su parte, CD se encontró en *aguas claras*. En ésta laguna se observó la presencia de abundantes plantas palustres y sumergidas, que mantienen el fondo estable y previenen la resuspensión de sedimentos (Scheffer et al. 1993). Estas plantas a su vez pueden liberar sustancias alelopáticas que son tóxicas para las algas. Si bien CD se caracterizó como laguna eutrófica, es la única laguna del conurbano que presentó *aguas claras* con agua transparente y bajas concentraciones de *Chla* además de un relativamente profuso desarrollo de vegetación palustre.

9.0 CONCLUSIONES

El presente trabajo de investigación permitió obtener información sobre el estado ecológico en el que se encontraron distintos espacios azules ubicados en parques, plazas públicas, y en reservas ecológicas de CABA y del noroeste conurbano bonaerense, evaluado a través de variables físicas, químicas y biológicas (2018-2019). En particular, y en relación a las hipótesis de trabajo propuestas en esta investigación, se pudo observar que:

1. Las lagunas estudiadas se encontraron generalmente en el extremo eutrófico-hipereutrófico del gradiente trófico, independientemente de su emplazamiento, función primaria (*sensu* Hassall 2014), nivel de protección, grado de acceso al público y temporada de muestreo..
2. La mayoría de las lagunas de CABA se encontraron en el régimen de *aguas turbias* (*sensu* Scheffer et al. 1993), mientras que aquellas del conurbano bonaerense en el

régimen *dominado por macrófitas flotantes* (*sensu* Scheffer et al. 2003), producto del elevado grado de eutrofización. El régimen de *aguas claras* se registró sólo de manera excepcional en el conjunto de espacios azules estudiados.

3. Las lagunas con mayor desarrollo de macrófitas flotantes no siempre presentaron menor biomasa de fitoplancton. Las elevadas concentraciones de nutrientes y la remoción/movimiento parcial de macrófitas flotantes (que permiten el ingreso de luz a la columna de agua) pueden favorecer el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica..

Es importante conocer las condiciones en las cuales se encuentran las lagunas urbanas estudiadas, para desarrollar futuros planes de gestión y preservación dada la relevancia de estos espacios en la ciudad y los múltiples beneficios que aportan a los ciudadanos.

10.0 REFLEXIONES FINALES

La urbanización es un fenómeno en aumento que provoca que los espacios verdes y azules se encuentren cada vez más amenazados. Es importante que el diseño y planificación de las ciudades esté acompañado de medidas para la preservación de dichos ambientes, ya que brindan beneficios de diversa índole. Los problemas de estado ecológico de espacios azules urbanos, pueden surgir de la eutrofización debido al incremento en la carga de nutrientes provenientes de diferentes fuentes, como de las descargas clandestinas cloacales/residuales, la escorrentía en superficies impermeables, y de partículas en el aire, como se expuso en el presente trabajo.

Independientemente de la fuente de nutrientes, la eutrofización ejerce una fuerte presión sobre la calidad del agua de las lagunas urbanas, lo que representa un riesgo tanto para la biodiversidad como para los habitantes de las ciudades asociados con ellos.

Los resultados de este estudio proveen evidencia que un saneamiento deficiente de aguas residuales de origen doméstico y/o el aporte de descargas cloacales en algunos de las lagunas estudiadas contribuyeron al deterioro de la calidad del agua.

Bajo este escenario, la mejora de las condiciones en dichos espacios sólo se podrá lograr si se mejora la infraestructura y el tratamiento de las aguas domésticas. De nada servirán esfuerzos para mitigar el impacto antrópico y los recursos económicos destinados a tal fin, si no se corta el problema de aportes de nutrientes de raíz. Ningún esfuerzo, tanto económico como de gestión, dará sus frutos sin antes identificar las fuentes contaminantes y solucionarlas como primera medida.

Con este estudio, queda en evidencia la importancia del diagnóstico y monitoreo de la calidad del agua de lagunas urbanas y de sus afluentes. Por otro lado, es necesario también el control de las plantas acuáticas flotantes en dichos ecosistemas por el potencial efecto negativo que pueden causar si su desarrollo es excesivo. De esta manera, se podrá alcanzar, con trabajo y tiempo, la preservación y/o rehabilitación de los espacios azules y al mismo tiempo se evitará poner en riesgo la salud de la población. Este trabajo representa un estudio de base de 12 espacios azules urbanos ubicados en distintos municipios del AMBA. Constituye un aporte para diversos agentes involucrados en su gestión, con quienes ya se ha comenzado el proceso de transferencia de resultados, como medida inicial para la decisión de futuras pautas de manejo.

11.0 VINCULACIÓN A PROYECTOS

Este trabajo se pudo realizar gracias al financiamiento de los siguientes proyectos:

- **Proyecto de investigación científica y tecnológica (PICT) - FONCyT-AGENCIA**

Título: Evaluación del estado ecológico de lagunas urbanas y periurbanas: diseño de un sistema de clasificación y propuestas para el mejoramiento de la salud ecosistémica.

Período: 2019 - 2023

Código: ANPCyT, PICT 2018-02021

Investigadora Responsable: Dra. María Soledad Fontanarrosa

- **Proyecto de investigación plurianuales (PIP) - CONICET**

Título: Remediación de ambientes acuáticos urbanos degradados: Hacia el diseño de un sistema de clasificación de estado ecológico y de planes de manejo.

Período: 2018 - 2021

Código: 11220170100256CO

Resolución: RESOL-2018-8-APN-DIR#CONICET

Investigador titular: Dra. Luz Allende

Este trabajo se realizó bajo el marco de la beca estímulo a las vocaciones científicas (EVC) del Consejo Interuniversitario Nacional (CIN), el cual fue financiado por el PIP mencionado anteriormente

Título: Evaluación de la eutrofización y caracterización del estado estacionario alternativo en lagunas urbanas de la Provincia de Buenos Aires: un aporte al diseño de un sistema de clasificación de estado ecológico.

Período: 2019 - 2020

Directora: Dra. Luz Allende

Co-director: Dr. Gabriel E. Zunino

Lugar de trabajo: Instituto del Conurbano, Área de Ecología, UNGS.

12.0 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allende, L.; Fontanarrosa, M.S.; Murno, A.; (2019) Phytoplankton functional group classification as a tool for biomonitoring shallow studies: a case study. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 420, 5.

Allende, L.; Tell, G.; Zagarese, H.E.; Torremorell, A.; Pérez, G.; Bustingorry, J.; Escaray, R.; Izaguirre, I. (2009) Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from Pampa Plain (Argentina). *Hydrobiologia* 624:45-60.

Amaral, M. H.; Benites-Lazaro, L. L.; de Almeida Sinisgalli, P. A.; da Fonseca Alves, H. P.; Giatti, L. L. (2021) Environmental injustices on green and blue infrastructure: Urban nexus in a macrometropolitan territory. *Journal of Cleaner Production*, 289, 125829.

Ampatzidis, P.; Kershaw, T. (2020) A review of the impact of blue space on the urban microclimate. *Science of The Total Environment* 730: 139068.

Andersen, D.T.; McKay, C.P.; Wharton Jr., R.A. (1998) Dissolved gases in perennially ice-covered lakes of the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Antarct. Sci.*, 10: 124-133.

APHA - American Public Health Association (2005) Standard methods for the examination of waters and wastewater. Washington, DC

Avigliano, L.; Vinocur, A.; Chaparro, G.; Tell, G.; Allende, L. (2014) Influence of re-flooding on phytoplankton assemblages in a temperate wetland following prolonged drought. *Journal of Limnology* 73(2): 45-60

Ávila, S.; Zunino, G.; Allende, L. (2019) Caracterización de la Laguna de Malvinas Argentinas (Buenos Aires) y del impacto de sus afluentes. 4° Congreso Latinoamericano de Estudios Urbanos. Universidad General Sarmiento, Los Polvorines, Pcia. Bs As.

Barraza, A. (2019) Microalgas y su uso como bioindicadoras en la laguna Lobos y su microcuenca fluvial (Buenos Aires). Tesis Pos-grado: especialización en Calidad Ecológica y Restauración de Sistemas Fluviales. Universidad de Luján Argentina

Becklioglu, M.; Meerhoff, M.; Søndergaard, M.; Jeppesen, E. (2011) Eutrophication and restoration of shallow lakes from a cold temperate to a warm mediterranean and a (Sub) tropical climate. En: Ansai AA, Lanza GR, Gill SS, Rast W (Eds) Eutrophication: Causes, Consequences and Control Springer, Netherlandpp: 91

Bell, S.J. (2020) Frameworks for urban water sustainability. WIREs Water; e1411.

Benelli, S.; Bartoli, M. (2021) Worms and submersed macrophytes reduce methane release and increase nutrient removal in organic sediments. Limnology and Oceanography Letters, 6, 329-338. Available from: <https://doi.org/10.1002/lol2.10207>

Blicharska, M.; Johansson F. (2016) Urban ponds for people and by people. In: R. A. Francis, J.D.A Millington, & M.A. Chadwick (Eds.), Urban landscape ecology: science, policy and practice. (pp. 164-147). Routledge, New York.

Britton, E.; Kindermann, G.; Domegan, C.; Carlin, C. (2020) Blue care: a systematic review of blue space interventions for health and wellbeing. Health Promotion Interntional 35:50-69. doi: 10.1093/heapro/day103-108.

Burgueño, G.; Nardini, C. (2009) Introducción al paisaje natural: diseño de espacios con plantas nativas rioplatenses. Buenos Aires, Argentina. Orientación gráfica editora

Bolund, P., Hunhammar, S. (1999) Ecosystem services in urban areas. Ecological Economics 29:293–301

Canning, A.D.; Death, R.G. (2019) Ecosystem Health Indicators-Freshwater Environments, Editor(s): Fath B. Encyclopedia of Ecology (2° Ed.), Vol. 1, Elsevier, 46-60pp.

Clements, A.R. (2017) The effect of water column nutrient enrichment and water regime on vegetation in shallow, ephemeral, freshwater lakes. Thesis. DOI - 10.13140/RG.2.2.12057.31845 <https://www.researchgate.net/publication/324979369>

Cliffort, C.C.; Hefferman, J.B. (2018) Artificial Aquatic Ecosystems. Water, 10(8), 1096. <https://doi.org/10.3390/w10081096>

Contreras, F.I (2014) Aplicación del desarrollo de la línea de costa en el estudio morfométrico de las Lagunas de las Lomadas Arenosas, Corrientes.

Cunha, D.G.F.; Calijuri, M.C.; Lamparelli, M.C. (2013) A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). Ecological Engineering, 60, 126-134. Available from: 408 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>

Di Pace M (2012) Ecología Urbana. En: Ecología Urbana (Di Pace M y Caride Bartrons H dirs.) Universidad Nacional de General Sarmiento, Los Polvorines, pp. 23-43.

de Tezanos Pinto, P.; O'Farrell, I.; Allende, L. (2007) Influence of free-floating plants on the structure of natural phytoplankton assemblage: an experimental approach. Journal of Plankton Research, 29(1):47-56.

de Tezanos Pinto, P.; O'Farrell, I. (2014) Regime shifts between free-floating plants and phytoplankton: a review. Hydrobiologia 740, 13-24. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1943-0>

Downing, J. A. (2010) Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. Limnetica, 29, 9-23.

Dutra Alcoba, Y.Y.; Zunino, G.; Allende, L. (2018) Primera caracterización del estado trófico de la laguna del parque recreativo ex Batallón 601 (Malvinas Argentina, Prov. de Buenos Aires). II Jornadas Internacionales y IV Nacionales de Ambiente. 17 al 19 de octubre. Tandil, Argentina.

Fairchild, G.W.; Anderson, J.N.; Velinsky, D.J. (2005) The trophic state ‘chain of relationships’ in ponds: does size matter?. *Hydrobiologia* 539, 35–46 (2005). <https://doi.org/10.1007/s10750-004-3083-4>

Firozjaei M.K., et al. (2020) Remotely Sensed Urban Surface Ecological Index (RSUSED): An Analytical Framework for Assessing the Surface Ecological Status in Urban Environments. *Remote Sensing*. 2020, 12, 2029.

Fontanarrosa, M.S.; Allende L.; Rennella, A.M.; Boverí, M.B.; Sinistro, R. (2019) A novel device with macrophytes and bio balls as a rehabilitation tool for small eutrophic urban ponds: a mesocosm approximation. *Limnologica* 74: 31-72.

Fontanarrosa, M.S.; Chaparro, G.; O’Farrell, I. (2013) Temporal and spatial patterns of macroinvertebrates associated with small and medium-sized free-floating plants. *Wetlands* 33(1): 47-63. ISSN: 0277-5212 DOI 10.1007/s13157-012-0351-3

Garay, D.; Fernández, L. (2013) Biodiversidad urbana. Apuntes para un sistema de áreas verdes en la región metropolitana de Buenos Aires. Universidad Nacional de General Sarmiento, Los Polvorines.

Gascon, M.; Zijlema, W.; Vert, C.; White, M.P.; Nieuwenhuijsen, M. J. (2017) Outdoor blue spaces, human health, and well-being: A systematic review of quantitative studies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 220 (8): 1207-1221.

Georgiou, M.; Morison, G.; Smith, N.; Tieges, Z.; Chastin, S. (2021) Mechanisms of Impact of Blue Spaces on Human Health: A Systematic Literature Review and Meta-Analysis. *International Journal of Environmental Research Public Health* 18, 2486.

Giannuzzi, L. (2016) Current Problems with Drinking-water Quality in Argentina. *Jacobs Journal of Hydrology*, 2(1), 1-9.

Gledhill, D.G.; James, P.; Davies, D.H. (2008) Pond density as a determinant of aquatic species richness in an urban landscape. *Landscape Ecology* 23: 1219-1230.

Gledhill, D.G.; James, P. (2012) Socio-economic variables as indicators of pond conservation value in an urban landscape. *Urban Ecosystems*. doi:10.1007/s11252-012-0242-7

Grellier, J.; White, M.P.; Albin, M.; Bell, S.; Elliott, L.R.; Gascón, M.; Gualdi, S.; Mancini, L.; Nieuwenhuijsen, M.J.; Sarigiannis, D.A.; van den Bosch, M.; Wolf, T.; Wuijts, S.; Fleming, L.E. (2017) BlueHealth: a study programme protocol for mapping and quantifying the potential benefits to public health and well-being from Europe's blue spaces. *BMJ Open*;7:e016188.

Hamdhani, H.; Eppehimer, D.E.; Bogan, M.T. (2020) Release of treated effluent into streams: A global review of ecological impacts with a consideration of its potential use for environmental flows. *Freshwater Biology*, 1–14.

Hassall, C. (2014) The ecology and biodiversity of urban ponds. *WIREs Water* 1: 187-206

Hassall, C. (2021) Local contributions to beta diversity in urban pond networks: Implications for biodiversity conservation and management. *Diversity and distribution* Vol: 27 (5) 887-900. DOI: 10.1111/ddi.13239.

Hassall, C.; Hill, M.; Gledhill, D.; Biggs, J. (2016) The ecology and management of urban ponds. In: R.A. Francis, J.D.A Millington, & M.A. Chadwick (Eds.), *Urban Landscape Ecology. Science, policy, and practice.* (pp. 129-147). Routledge, New York .

Helfrich, L.A; Parkhurst J.; Neves, R. (2009) *Guide to understanding and managing lakes: Part I (Physical Measurements).* Virginia Cooperative extensión: 420-538.

Henny, C.; Meutia, A.A. (2014) Urban lakes in Megacity Jakarta: risk and management plan for future sustainability. *Procedia Environmental Sciences* 20: 737-746.

Holgerson, M. A.; Lambert, M. R.; Freidenburg, L. K.; Skelly, D. K. (2018) Suburbanization alters small pond ecosystems: shifts in nitrogen and food web dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(4), 641–652. doi:10.1139/cjfas-2016-052610.1139/cjfas-2016-0526

Hornbach, D. J.; Schilling, E. G.; Kundel, H. (2020) Ecosystem metabolism in small ponds: the effects of 441 floating-leaved macrophytes. *Water*, 12(5), 1458. Available from: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/5/1458>

Hill, M.J.; Biggs, J.; Thornhill, I.; Briers, R. A.; Gledhill, D. G.; White, J. C.; Wood, P. J.; Hassall, C. (2017) Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in modified landscapes. *Global Change Biology* 23(3): 986-999.

Hill, H. J.; White, J.C.; Biggs, J.; Briers, R.A.; Gledhill, D.; Ledger, M.E.; Thornhill, I.; Wood, P.J.; Huang, J.; Gergel, S.E. (2022) Landscape indicators as a tool for explaining heavy metal concentrations in urban streams. *Landscape and Urban Planning*, 220, 104331. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104331>

INA, Instituto Nacional Del Agua (2011) Evaluación de la calidad del agua en la Franja Costera Sur Del Río De La Plata mediante modelación numérica Proyecto INA 1207. Informe LHA 02-1207-11 Subsecretaría De Recursos Hídricos, Secretaría De Obras Públicas República Argentina, 187p

Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina (INDEC). Censo 2022

Izaguirre, I.; Boveda, M.; Tell, G (1986) Dinámica del fitoplancton y características limnológicas en dos estanques de la Ciudad de Buenos Aires. *PHYSIS*, 44: 25 - 38.

Joniak, T.; Nagengast, B.; Kuczyńska-Kippen, N. (2009) Can popular systems of trophic classification be used for small water bodies?. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38(4), 145-151. Available from: <https://doi.org/10.2478/v10009-009-0053-1>

Karydis, M. (2009) Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global NEST Journal*, Vol: 11, No 4, pp 373-390.

Leblais, G. (2010) J'aménage une mare naturelle. *Terre Vivante*. Mens, 93 pp.

Lembi, C.A. (2009) Aquatic Plant Management: Identifying and Managing Aquatic Vegetation. *Perdue Extension*

Li, W.; Wu, H.; Zhu, N.; Jiang, Y.; Tan, J.; Guo, Y. (2021) Prediction of dissolved oxygen in a fishery pond based on gated recurrent unit (GRU). *Information Processing in Agriculture*, 8(1), 185-193. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2020.02.002>

Liu, X.; Zhang, G.; Sun, G.; Wu, Y.; Chen, Y. (2019) Assessment of lake water quality and eutrophication risk in an agricultural irrigation area: a case study of the Chagan Lake in Northeast China. *Water*, 11(11), 2380. Available from: <https://doi.org/10.3390/w11112380>

Lu, Y.; Wang, R.; Zhang, Y.; et al. (2015) Ecosystem health towards sustainability. *Ecosystem Health and Sustainability*;1(1):1-15.

Margalef, R. (1983) *Limnología*. Omega, Barcelona, 1010 pp

Marker, A.; Nusch, A.; Rai, H.; Riemann, B. (1980) The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Arch Hydrobiol Beih*, 14, 91-106.

McCann, M. J. (2016) Evidence of alternative states in freshwater lakes: A spatially-explicit model of submerged and floating plants. *Ecological Modelling*, 337(C), 298-309. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380016302484>

McDougall, C.W.; Quilliam, R.S.; Hanley, N.; Oliver, D.M. (2020) Freshwater blue space and population health: An emerging research agenda (review). *Science of the Total Environment*, 737, 140196.

Meyer, J.L. (1997) Stream health: incorporating the human dimension to advance stream ecology. *Journal of North American Benthological Society* 16(2): 439-447.

Miró, A.; Hall, J.; Rae, M.; O'Brien, D. (2018) Links between ecological and human wealth in drainage ponds in a fast-expanding city, and proposals for design and management. *Landscape and Urban Planning*, 180, 93-102. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.013>

Mitroi, V.; Maleval, V.; Deroubaix, J. F.; Vinçon-Leite, B.; Humbert, J. F. (2022) What urban lakes and ponds quality is about? Conciliating Water Quality And Ecological indicators with users' perceptions and expectations about urban lakes and ponds quality in urban areas. *Journal*

of Environmental Policy and Planning, 24(6), 701-718. <https://hal-unilim.archives-ouvertes.fr/hal-03630702>

Montiel-Martínez, A.; Ciroso-Pérez, J.; Corkidi, G. (2015) Littoral zooplankton–water hyacinth interactions: habitat or refuge?. *Hydrobiologia* 755, 173–182 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2231-3>

Morello, J.; Matteucci, S.D.; Rodríguez, A.; Silva, M. (2012) Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos Buenos Aires : Orientación Gráfica Editora

Moss, B.; Stephen, D.; Alvarez, C.; Becares, E.; Van De Bund, W.; Collings, S.E.; Van Donk, E.; de Eyto, E.; Feldmann, T.; Fernández-Aláez, C.; Fernández-Aláez, M.; Franken, R.J.M.; García-Criado, F.; Gross, E.M.; Gyllström, M.; Hansson, L.A.; Irvine, K.; Järvalt, A.; Jensen, J.P.; Jeppesen, E.; Kairesalo, T.; Kornijów, R.; Krause, T.; Künnap, H.; Laas, A.; Lill, E.; Lorens, B.; Luup, H.; Miracle, M.R.; Nõges, P.; Nõges, T.; Nykänen, M.; Ott, I.; Peczula, W.; Peeters, E.T.H.M.; Phillips, G.; Romo, S.; Russell, V.; Salujõe, J.; Scheffer, M.; Siewertsen, K.; Smal, H.; Tesch, C.; Timm, H.; Tuvikene, L.; Tonno, I.; Virro, T.; Vicente, E.; Wilson, D. (2003) The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 507-549

Müller, F.; Burkhard, B.; Kandziora, M.; Schimming, C.; Windhorst, W. (2013) Ecological Indicators: Ecosystem Health. In *Encyclopedia of Environmental Management*. Taylor and Francis: New York, Published online: 29 May 2013; 599-613.

Nojavan, A. F.; Kreakie, B. J.; Hollister, J.W.; Qian, S. S. (2019) Rethinking the lake trophic state index. *PeerJ* 7:e7936. Available from: <https://doi.org/10.7717/peerj.7936>

Nong, X.; Shao, D.; Zhong H.; Liang, J. (2020) Evaluation of water quality in the South-to-North Water Diversion Project of China using the water quality index (WQI) method. *Water Research*, 178, 115781. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115781>

O'Brien, A; Townsend, K.; Hale, R; Sharley, D.; Pettigrove, V. (2016) How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies. *Ecological Indicators* 69: 722–729.

OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, 164 pp.

OECD: Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. — 154 pp. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development 1982.

Oertli, B. (2018) Freshwater biodiversity conservation: the role of artificial ponds in the 21st century. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(2), 264-269.

Oertli, B.; Parris, K.M. (2019) Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere*, 10(7): e02810. Available from: <https://doi.org/10.1002/ecs22810>

O'Farrell, I.; de Tezanos Pinto, P.; Rodríguez, P. L.; Chaparro, G.; Pizarro, H. N. (2009) Experimental evidence of the dynamic effect of free-floating plants on phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 54, 363-375. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2008.02117.x>.2019.01.004

O'Farrell, I.; Izaguirre, I.; Chaparro, G.; et al. (2011) Water level as the main driver of the alternation between a free-floating plant and a phytoplankton dominated state: a long-term study in a floodplain lake. *Aquat Sci* 73, 275–287.. [https://doi.org/10.1007/s00027-010-0175-](https://doi.org/10.1007/s00027-010-0175-2)

O'Farrell, I.; Motta, C.; Forastier, M.; Polla, W.; Otaño, S.; Meichtry, N.; Devercelli, M.; Lombardo, R. (2019) Ecological meta-analysis of bloom-forming planktonic Cyanobacteria in Argentina. *Harmful Algae*, 83, 1–13. doi:10.1016/j.hal

Oliver, S.; Corburn, J.; Ribeiro, H. (2018) Challenges regarding water quality of eutrophic reservoirs in urban landscapes: a mapping literature review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1), 40. Available from: <https://doi.org/10.3390/ijerph16010040>

Oliver, S.; Corburn, J.; Ribeiro, H. (2019) Challenges Regarding Water Quality of Eutrophic Reservoirs in Urban Landscapes: A Mapping Literature Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1):40. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010040>

Organización Naciones Unidas, 1996.

Pereyra, F.; Tchilinguirian, P. (2003) Problemas ambientales en el Área Metropolitana Bonaerense (AMBA) Argentina: aspectos geológicos. En: *Las aguas bajan turbias en la región metropolitana del Gran Buenos Aires* (Alsina G. Org.) Ed. Al Margen, La Plata, pp.43-68.

Pollini, G.L.; Fontanarrosa, M.S.; Allende, L.; Sinistro, R. (2018) Estudio de la efectividad de un dispositivo de biorremediación en lagunas urbanas eutrofizadas: experimento en mesocosmos. VII Congreso Argentino de Limnología. Luján, Buenos Aires.

Pesce, S. F.; Wunderlin, D.A. (2000) Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water Research*, 34(11), 2915-2926.

Ramsar Convention Secretariat (2010) Wetland inventory: A Ramsar framework for wetland inventory and ecological character description. *Ramsar handbooks for the wise use of wetlands* 15, 79.

Richardson, D. C.; Holgerson, M. A.; Farragher, M. J.; Hoffman, K. K.; King, K. B. S.; Alfonso, M. B. et al. (2022) A functional definition to distinguish ponds from lakes and wetlands. *Scientific Reports*, 12, 10472. Available from: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14569-0>

Robitu, M.; Musy, M.; Inard, C.; Groleau, D. (2006) Modeling the influence of vegetation and water pond on urban microclimate. *Sol Energy* 80: 435–447

Rodriguez-Florez, C.N. (2017) Estructura y dinámica del fitoplancton de tres estanques urbanos de la ciudad de Buenos Aires: análisis de floraciones en época estival (2014-2015) (UBA)

Roijackers, R.; Aalderink, R.H.; Blom, G. (eds) (1998) Eutrophication re- search. State of the art: inputs, processes, effects,

Sajitha, V.; Vijayamma, S. A. (2016) Study of Physico-Chemical Parameters and Pond Water Quality Assessment by using Water Quality Index at Athiyannoor Panchayath, Kerala, India. *Emer Life Sci Res*, 2(1): 46-51.

Scheffer, M.; Hosper, S.H.; Meijer, M.L.; Moss, B.; Jeppesen, E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8:275-279.

Scheffer, M.; Szabó, S.; Gragnani, A.; van Nes, E.; Rinaldi, S.; Lautsky, N.; Norberg, J.; Roijackers, R.; Franden, R. (2003) Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the Natural Academy of Science* 100: 4040-4045.

Sinistro, R.; Buitrago Giraldo, S.; Rennella, A.M.; Mamani, A.; Izaguirre, I. (2013) Limnological changes in two shallow lakes from an urban reserve throughout a complete hydrological cycle: proposals for restoration and management. *International Journal of Environment and Health* 6(4): 381-397.

Smith, N.; Georgiou, M.; King, A.C.; Tieges, Z.; Webb, S.; Chastin, S. (2021) Urban blue spaces and human health: A systematic review and meta-analysis of quantitative studies. *Cities* 119: 103413.

Smith, V.H.; Schindler, D.W. (2009) Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24:201–207

Świerk, D.; KrzyżaniaIs, M. (2019) Is there a Pattern for Occurrence of Macrophytes in Polish Ponds?. *Water* 2019, 11, 1738; doi:10.3390/w11091738. www.mdpi.com/journal/water

Universidad de Buenos Aires, FCEN, Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Cátedra de Limnología. *Limnología – Guía de trabajos prácticos* (2010)

Universidad Nacional de la Plata. *Clave para especies de plantas acuáticas.*

Valderrama, J. C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10, 109-122

Villar, C.; de Cabo, L.; Vaithyanathan, P.; Bonetto, C. (1998) River – foodplain interactions: nutrient concentration in the Lower Paraná River. *Archiv für Hydrobiologie*, 142, 433-450.

Vollenweider, R. A.; Kerekes, J. (1982) OECD-Organization for Economic Co-Operation and Development. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*, OECD Cooperative programme on monitoring inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris.

Völker, S.; Kistemann, T. (2011) The impact of blue space on human health and well-being – Salutogenetic health effects of inland surface waters: A review. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 214: 449– 460

Waajen, G.W.A.M; Faasen, E.J.; Lürling, M. (2014) Eutrophic urban ponds suffer from cyanobacterial blooms: Dutch examples. *Environmental Science and Pollution Research*. 21:9983-9994.

Wetzel, R. G. (1983) *Limnology* (2nd ed.). Philadelphia: Saunders College Publishing.

Lv, J.; Wu, H.; Chen, M. (2011) Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China *Limnologica*, Vol. 41, Elsevier, 48–56pp. ISSN 0075-9511, <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.03.003>.

Yu, J.; Liu, Z.; Li, K.; Chen, F.; Guan, B.; Hu, Y.; Jeppesen, E. (2016) Restoration of shallow lakes in subtropical and tropical China: response of nutrients and water clarity to biomanipulation by fish removal and submerged plant transplantation. *Water*, 8(10), 438-450.

Zamora-Marín, J.M.; Ilg, C.; Demierre, E.; Bonnet, N.; Wezel, A.; Robin, J.; Vallod, D.; Calvo, J.F; Oliva-Paterna, F.J.; Oertli, B. (2021) Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: A glass half empty or half full? *Science of The Total Environment*, 753:141987, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141987>.

RECURSOS WEB

<https://www.malvinasargentinas.gob.ar/web/blog/comenzo-la-construccion-del-parque-la-laguna/> **Consultado el:** 21/02/2023

<https://observatorioamba.org/planes-y-proyectos/amba#descripcion>. **Consultado el:** 18/02/2023

<https://gis.ada.gba.gov.ar/gis/> **Consultado el:** 18/02/2023

<https://www.acumar.gob.ar/institucional/mapa/>. **Consultado el:** 21/02/2023

<https://data.buenosaires.gob.ar/dataset/cuencas> **Consultado el:** 21/02/2023

<https://observatorioamba.org/planes-y-proyectos/cuencas> Consultado el: 21/02/2023

<https://www.buenosaires.gob.ar/parquetresdefebrero/los-lagos> Consultado el: 20/02/2023

<https://www.argentina.gob.ar/dami/centro/amba> Consultado el: 20/02/2023

<https://www.argentina.gob.ar/pais/poblacion> Consultado el: 19/02/2023

<https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-dissolved-oxygen>

Consultado el: 17/02/2023

<http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/270000-274999/273042/res46.pdf>

Consultado el: 18/02/2023

<https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/pib/ambientales/Sima/Odisuelto.pdf>

Consultado el: 21/02/2023

<http://lakes.chebucto.org/TPMODELS/OECD/management.html> Consultado el: 23/02/2023

<https://normas.gba.gob.ar/documentos/Bo2dyhzx.html> Consultado el: 26/02/2023

<https://normas.gba.gob.ar/documentos/xqzvWFpB.html#:~:text=Ley%2012704&text=ART%C3%8DCULO%201%C2%B0.,finalidad%20de%20protegerlas%20y%20conservarlas.>

Consultado el: 26/02/2023

<https://www.gba.gob.ar/static/gobierno/docs/DECRETOley891277.pdf> Consultado el:

26/02/2023

<https://buenosaires.gob.ar/parquetresdefebrero/los-lagos> Consultado el: 26/02/2023