

DOI: 10.24850/j-tyca-17-2-9

Artículos

**Evaluación de métodos de interpolación espacial
aplicados a la calidad del agua en Córdoba, Argentina**
**Evaluation of spatial interpolation methods applied to
water quality in Córdoba, Argentina**

Nazarena Solla¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-5404-2544>

Claudia Ledesma², ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-9865-6936>

Micaela Ledesma³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2800-8779>

Claudia Rodríguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9657-9031>

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, nazarenasolla5@gmail.com

²Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, cledesma@ayv.unrc.edu.ar

³Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, mledesma@ayv.unrc.edu.ar

⁴Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, crodriguez@ayv.unrc.edu.ar

Autora para correspondencia: Nazarena Solla,
nazarenasolla5@gmail.com



Resumen

Los recursos de agua dulce disponibles por persona han disminuido más de un 20 % en los últimos 20 años debido al crecimiento de la población y a la exacerbación del cambio climático. En concreto, en Argentina, los lagos y embalses de la zona centro-norte del país han acelerado sus procesos naturales de colmatación y eutrofización, y registran elevadas cargas de nutrientes, altas concentraciones de clorofila-a y recurrentes florecimientos algales. Existen distintos criterios para determinar el estado trófico y la calidad del agua de estos sistemas, como los indicadores biológicos, los índices tróficos y la determinación de parámetros fisicoquímicos y biológicos. En este trabajo se utilizaron técnicas de interpolación mediante sistemas de información geográfica (SIG), como inverse of the weighted distance (IDW), con el fin de obtener mapas de distribución espacial de las variables temperatura, transparencia del agua y oxígeno disuelto (OD) en el Embalse Río Tercero (Córdoba). Se demostró cómo los factores ambientales y la intervención antrópica acentúan los procesos de eutrofia en los recursos hídricos y que el uso potencial de los SIG y de métodos de interpolación espacial, a través de la generación de superficies continuas a partir de datos discretos, facilitan la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado y representación de datos para resolver problemas complejos de planificación y gestión.

Palabras clave: embalse, eutrofización, SIG, mapas, interpolación.

Abstract

The freshwater resources available per person have decreased by more than 20% in the last 20 years due to population growth and the exacerbation of climate change. Specifically, in Argentina, lakes and reservoirs in the central-northern part of the country have accelerated their natural processes of siltation and eutrophication, with high nutrient loads, high concentrations of chlorophyll-a and recurrent algal blooms. There are different criteria to determine the trophic status and water quality of these systems, such as biological indicators, trophic indices and the determination of physicochemical and biological parameters. In this work, interpolation techniques using geographic information systems (GIS), such as the inverse of the weighted distance (IDW), were used to obtain spatial distribution maps of the variables temperature, water transparency and dissolved oxygen (DO) in the Río Tercero Reservoir (Córdoba). This work demonstrated how environmental factors and anthropic intervention accentuate eutrophication processes in water resources and that the potential use of GIS and the spatial interpolation method, through the generation of continuous surfaces from discrete data, facilitate the collection, management, manipulation, analysis, modeling and representation of data to solve complex planning and management problems.

Keywords: reservoir, eutrophication, GIS, maps, interpolation.

Recibido: 15/10/2024

Aceptado: 27/06/2025

Publicado ahead of print: 16/07/2025



1. Introducción

Existe multiplicidad de factores que condicionan la dinámica ecosistémica de los recursos hídricos superficiales. Según la ONU-AGUA edición 2019, el cambio climático afecta negativamente a los ecosistemas de agua dulce puesto que altera los flujos fluviales y la calidad del agua, poniendo en riesgo la calidad del agua potable incluso con el tratamiento convencional. El origen de los riesgos se encuentra en el aumento de las temperaturas; el incremento de las cargas de sedimentos, nutrientes y contaminantes debido a las excesivas lluvias; la mayor concentración de contaminantes durante las sequías y la interrupción del funcionamiento de las instalaciones de tratamiento durante las crecidas.

En el último decenio, más del 90 % de los grandes desastres naturales se produjeron a causa de inundaciones, tormentas, olas de calor, sequías y otros fenómenos meteorológicos. Se prevé que la frecuencia y la intensidad de estos fenómenos aumenten debido al cambio climático (ONU-AGUA, 2019).

Como consecuencia de los largos periodos de sequía y altas temperaturas registradas en los últimos años, los incendios forestales han sido recurrentes en el mundo ocasionando multiplicidad de daños. Bochatey Noble, O. (2023) menciona que los incendios forestales aumentan el grado de eutrofización de las fuentes de agua. Entre los parámetros más afectados por un incendio figuran las concentraciones de sedimentos aportados y la variación en las concentraciones de nutrientes disueltos, fundamentalmente nitrógeno y fósforo (Tiedemann, 1978; DeBano et al., 1996).

El aporte de nutrientes aportados por escorrentía superficial y subsuperficial por la fertilización agrícola también ha sido estudiada. H. Dail Laughing House IV, et al., (2022) menciona que, tanto el nitrógeno como el fósforo son aplicados regularmente a través de fertilizantes para aumentar el rendimiento de los cultivos. Las preocupaciones ambientales surgen cuando el nitrógeno y el fósforo se filtran en las aguas subterráneas o se escurren durante las lluvias a los arroyos, ríos, lagos y estuarios. El exceso de nutrientes en los sistemas acuáticos puede estimular el crecimiento de plantas y algas.

En la provincia de Córdoba (Argentina), la mayoría de los embalses se la clasifican como mesotrófica-eutrófica, con elevadas cargas de nutrientes, floraciones de algas y mortandades recurrentes de peces (Quirós, 1988; Ame et al., 2003; Mancini et al., 2010; Bazán et al., 2014; Bonansea et al., 2015).

La cuenca alta del Río Ctalamochita, se encuentra altamente influenciada por la agricultura, el manejo pecuario en alta pendiente, la erosión del suelo, la actividad minera, la descarga de efluentes domésticos no tratados y los provenientes de industrias. Como resultado, la carga de materia orgánica es generalmente alta, lo que provoca una desorganización en el normal funcionamiento del ecosistema y genera la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, tales como, pérdida de los usos potenciales del agua, color, olor y sabor desagradable, trastornos en la salud humana y animal, disminución de la biodiversidad, reducción de la penetración de la luz, mortandad de peces, pérdidas económicas y aumentos en las poblaciones de microorganismos patógenos y vectores de enfermedades (Ledesma et al., 2013).

Sumado a esto, el embalse Río Tercero, atravesó un proceso de cambio profundo en su dinámica ecosistémica a partir de la puesta en marcha de la central nuclear Río Tercero en el año 1894. Según Mariazzi et al., (1992), la necesidad de un gran suministro de agua de refrigeración modificó la gestión de toda la cuenca. Antes del funcionamiento de la central nuclear se permitían grandes fluctuaciones estacionales del nivel del agua, dejando el embalse casi vacío durante el invierno seco para ser rellenado durante las lluvias de verano. A partir de 1983, las fluctuaciones del nivel del agua se redujeron considerablemente.

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son sistemas de hardware, software y procedimientos elaborados para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado, representación y salida de datos espacialmente referenciados que sirven para resolver problemas complejos de planificación y gestión. Los SIG cuentan con métodos de interpolación espacial que permiten la generación de superficies continuas a partir de datos discretos. Los métodos más usados son: Kriging, Spline e IDW. Para la modelización de la calidad del agua, Toro Chacón et al., (2020) recomienda el método IDW que permite generar mapas temáticos para clasificar los valores interpolados de los diferentes estados tróficos. Esta técnica se utiliza para sintetizar la información de los mapas temáticos en un mapa final que ilustra la distribución espacial de las condiciones de eutrofización del área de estudio (Fu-Liu et al., 2000; Fonseca Largo et al., 2018).

Los modelos espaciales construidos pueden servir como componentes de un sistema de alerta temprana ya que podrían sugerir no sólo áreas críticas sino también indicar la necesidad de establecer

programas de gestión que permitan mitigar riesgos para la salud pública y/o animal (Rodríguez et al., 2006).

2. Objetivos

2.1. Objetivo General

Generar mapas de distribución espacial de variables indicadoras de calidad del agua mediante técnicas de interpolación espacial con herramientas SIG.

2.2. Objetivos específicos

- Monitorear la calidad del agua del embalse.
- Analizar la variabilidad espacio-temporal de los parámetros medidos.
- Aplicar técnicas estadísticas y de interpolación espacial SIG.
- Representar gráficamente la distribución espacio-temporal de las variables temperatura del agua, OD y transparencia del agua.

3. Materiales y métodos

3.1. Área de estudio

El embalse Río Tercero o “Ministro Juan Pistarini” fue construido durante los años 1927-1934 por los ingenieros Fitz Simon y Posse (**Figura 1**). Está ubicado en la provincia de Córdoba, Argentina. Ocupa una superficie de 46 km², tiene un volumen de 10 hl³, una altura máxima y

media de 46.5 m y 12.2 m, respectivamente y un tiempo de residencia de 0.44 años. Este embalse representa un reservorio estratégico de agua para consumo humano, generación de energía, riego, control de inundaciones, hábitat para diferentes especies de animales y plantas, así como el turismo y actividades recreativas. La cuenca del embalse ocupa un área de 3300 km² de una región semiárida y montañosa del país (Mariazzi et al., 1992).



Figura 1. Ubicación geográfica y sitios de muestreo del embalse Río Tercero, Córdoba.

Esta cuenca está delimitada al oeste por las Sierras de Comechingones, el cual es el cordón montañoso de mayor altura de la provincia de Córdoba. En esta unidad se encuentra el cerro Champaquí que posee una altura de 2790 msnm y constituye la divisoria de agua o límite superior de la cuenca, la cual se desplaza en sentido sur hasta llegar al cerro de Oro. Por el norte, la cuenca está delimitada por una pendiente que se inicia como prolongación de las Cumbres de Achala entre el cerro Champaquí y Negro, continuando por las Lomas de Athos Pampa y prolongándose como una línea imaginaria hasta el cerro Calaguala, ubicado en las Sierras Chicas (Bonansea, 2013).

En el año 1983, comenzó a funcionar en la costa sur del lago una central termonuclear, la cual utiliza las aguas del embalse con fines de enfriamiento a razón de 120000 m³/h y produce un cambio máximo de temperatura de 7 °C entre la toma y desembocadura, que se genera a través de un canal artificial de 5 km de largo que lleva el agua nuevamente hacia el reservorio (Mariazzi et al., 1989).

Se construyeron dos presas en el río Quillinzo aguas arriba del Embalse del Río Tercero; estas dos presas se utilizan para mejorar la utilización de la energía. El agua se bombea aguas arriba desde el embalse de Arroyo Corto hasta el embalse de Cerro Pelado durante los picos de excedente energético y se devuelve turbinada durante los picos de demanda (Mariazzi et al., 1992).

La central nuclear posee una potencia eléctrica bruta de 656 MWe y cumple un rol importante en la producción energética de la provincia y el país, aportando energía para más de 3 millones de habitantes (EPEC, 2012).

Dada la topografía del terreno, el embalse ha quedado constituido por dos cuerpos de agua o lóbulos comunicados entre sí por un estrechamiento o garganta. El lóbulo de mayor dimensión, situado al oeste, presenta tres brazos donde se encuentran las desembocaduras de los principales tributarios: Río Grande, Río Santa Rosa, Río Quillinzo y la Cruz. En el lóbulo derecho, se encuentran las mayores profundidades y en él se ubica la desembocadura del embalse y la central nuclear (Bonetto et al., 1976).

El clima de la región es templado cálido mediterráneo. La temperatura oscila entre $-8\text{ }^{\circ}\text{C}$ en invierno y $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ en verano como extremos históricos, con una media anual de $16.5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Las precipitaciones son abundantes en primavera y verano y muy escasas en invierno, con una media anual de 730 mm (Bonetto et al., 1976).

3.2. Sitios de muestreos

La calidad del agua del reservorio se determinó de manera bimestral en los años 2018 y 2019 realizando mediciones *in situ*. Se recolectaron muestras de aguas de sitios seleccionados de la zona eufótica para el posterior análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos en laboratorio. Las muestras fueron recogidas y manipuladas de tal forma que los valores de las variables fueran representativos de todo el reservorio en el momento del muestreo. Por otra parte, deben proporcionar una descripción real de las variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua durante el programa de muestreo (Cossavella, 2002).

La metodología de toma de muestra, almacenamiento,



conservación, transporte y técnica analítica se realizaron de acuerdo a métodos estandarizados (APHA, 2000).

Los 11 sitios de muestreo se seleccionaron con el objetivo de detectar la mayor variabilidad espacial, teniendo en cuenta la multiplicidad de factores que contribuyen a su funcionamiento, tales como la influencia del ingreso de agua de los distintos afluentes, de la captura de agua por parte de la Central Nuclear utilizada en su proceso de enfriamiento y del vertido de agua de la misma al reservorio, a través de un canal oficial de enfriamiento.

También se consideró la salida de agua a su único efluente, el río Tercero, en dirección al embalse de Cassaffousth, y la posible influencia de las distintas urbanizaciones situadas en las inmediaciones de dicho embalse.

Se compararon dos estaciones del año estratégicas: otoño e invierno. Según mencionan estudios antecedentes, la gran fluctuación climática registrada en la última década, como el registro de temperaturas extremas a las medias históricas en otoño e invierno y procesos de déficit y exceso de precipitaciones, genera la presencia cada vez más habitual de florecimientos algales en la estación seca (otoño e invierno) y mortandad de peces en estos reservorios (Bonansea et al., 2016 ; Mariazzi et al., 1989; 1992) (**Figura 3**).

La posible influencia de la actividad de la central nuclear en la dinámica espaciotemporal de las variables estudiadas también fue considerada en la elección de las fechas de muestreo, ya que en 2018 la central se encontraba inactiva, en una etapa de reacondicionamiento, y no se reanudó su funcionamiento hasta el 4 de enero de 2019.

En la estación de otoño, las fechas en las que se efectuó el muestreo fueron el 24 de mayo de 2018 y el 9 de abril de 2019. Para la estación de invierno, las fechas de muestreo fueron el 27 de julio de 2018 y el 30 de julio de 2019 (**Figura 1**).

3.3. Interpolación

Para la generación de mapas de interpolación espacial se utilizaron metodologías de interpolación IDW, basadas en análisis estadísticos que estiman valores de puntos que no tienen información con base en puntos que cuentan con información observada. Dichas interpolaciones permiten que, mediante herramientas del Software QGIS, se pueda mostrar el comportamiento de los indicadores de manera visual permitiendo un mayor entendimiento de los fenómenos ambientales (Quino & Quintanilla, 2013).

IDW usa una combinación lineal de pesos en puntos conocidos para estimar valores de ubicación desconocidos (ESRI, 2015). Es decir, los valores en ubicaciones desconocidas $Z(S_0)$ se determinaron por el valor de ponderación $\lambda_i(S_0)$ y los valores de ubicaciones conocidas $Z(S_i)$, expresados matemáticamente como se muestra en la Ecuación (1) (Quino & Quintanilla, 2013):

$$Z(S_0) = \lambda_i(S_0) * Z(S_i) \quad (1)$$

Los valores de pesos λ_i (S_0), se estimaron a través de la distancia inversa de todos los puntos a los nuevos puntos aplicando la Ecuación (2) (Quino & Quintanilla, 2013):

$$\lambda_i = \frac{1}{\beta d(S_0 S_1)}; \beta > 1 \quad (2)$$

Donde:

λ_i = Peso para el vecino i (la suma de los pesos debe ser la unidad para garantizar un interpolador imparcial)

$d(S_0 S_1)$ = Distancia desde el nuevo punto a un punto de muestra conocido

β = Coeficiente utilizado para ajustar los pesos

n = número total de puntos en el análisis de la muestra

3.4. Validación

Para evaluar el desempeño del método de interpolación espacial IDW se compararon los valores obtenidos mediante este método con los valores observados in situ. Se aplicó un análisis de regresión lineal simple ajustado por el método de mínimos cuadrados (Gómez et al., 2001), que permitió establecer la relación entre ambas series de datos. La calidad del ajuste se valoró mediante el coeficiente de determinación (R^2), interpretado como la proporción de la variabilidad explicada por el modelo de interpolación (Ecuación (3)).

$$R^2 = SC \text{ Regresión} / SC \text{ Total} = B^2 (SCx / SCy) \quad (3)$$

El coeficiente toma valor de 1 cuando el ajuste es perfecto y 0 cuando es nulo. Es importante indicar que un ajuste nulo solo implica ausencia de relación lineal, pudiendo existir otro tipo de relación (Gómez et al., 2001).

Para el ajuste de las rectas se utilizó el software estadístico Infostat y se representan con diagramas de dispersión sus correspondientes rectas de tendencia.

4. Resultados

La **Tabla 1** resume los valores medios, desvíos estándar y valores mínimos y máximos para cada una de las variables estudiadas en embalse Río Tercero en ambas estaciones.

Los valores medios de temperatura del agua fueron mayores en el año 2019, tanto para otoño como para invierno. Se observaron valores inferiores de OD en el año 2019, esta diferencia estuvo acentuada en invierno. En cuanto a la transparencia del agua se pudo observar, en ambas estaciones, que en el año de reactivación de la central nuclear los valores medios fueron menores.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos para el embalse Río Tercero.

| Parámetro | OTOÑO | | INVIERNO | |
|-----------------|------------|------------|------------|------------|
| | 24/05/2018 | 09/04/2019 | 27/07/2018 | 30/07/2019 |
| T mín. (°C) | 15.6 | 20.3 | 8.5 | 11.2 |
| T máx. (°C) | 17.1 | 24.5 | 9.9 | 16.1 |
| T media (°C) | 16.4 | 21.5 | 9.1 | 12.9 |
| Desvío (°C) | 0.5 | 1.6 | 0.4 | 1.8 |
| OD mín. (mg/l) | 5.4 | 5.6 | 9.5 | 7.1 |
| OD máx. (mg/l) | 13.2 | 10.4 | 11.4 | 10.5 |
| OD media (mg/l) | 7.9 | 7.3 | 10.5 | 8.7 |
| Desvío (mg/l) | 2.4 | 1.8 | 0.6 | 1.0 |
| DS mín. (m) | 0.6 | 0.6 | 1.3 | 1.5 |
| DS máx. (m) | 5.0 | 3.0 | 3.3 | 3.0 |
| DS media (m) | 2.7 | 1.7 | 2.2 | 2.1 |
| Desvío (m) | 1.5 | 1.0 | 0.8 | 0.5 |

4.1. Mapas de interpolación

Como se puede observar en la **Figura 2**, la temperatura del agua experimenta un aumento generalizado para los dos lóbulos del embalse en el año 2019, alcanzando valores máximos de 24.5 °C y 15.5 °C para otoño e invierno, respectivamente. Se destacan principalmente los sitios de muestreo 5 y 6 del lóbulo oeste, zona aledaña al canal de enfriamiento de la central nuclear.

Para el lóbulo este, el aumento de la temperatura fue de una magnitud relativamente menor que para el lóbulo oeste, pasando de valores cercanos a 5.4 °C para el invierno 2018, y 11 °C para la misma estación al año siguiente.

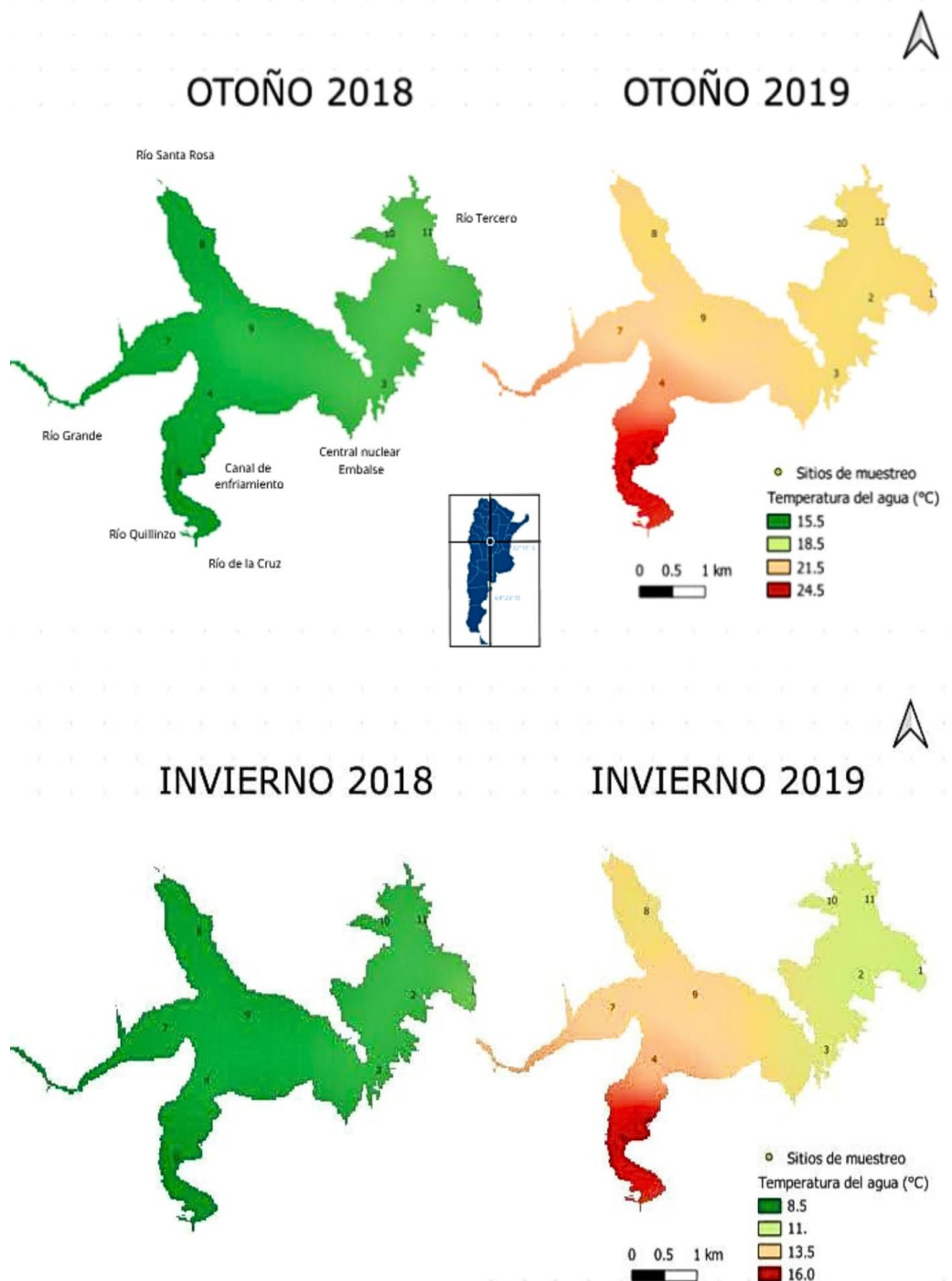


Figura 2. Mapa de interpolación para la variable Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) en embalse Río Tercero.

Interesó en este punto el análisis de las condiciones ambientales de la región para los dos años de estudio, principalmente temperatura del aire y precipitaciones; factores que pueden determinar fuertemente la dinámica de la temperatura del agua, OD y la transparencia del agua en estos reservorios. Para ello se consultaron registros históricos del Servicio Meteorológico Nacional Argentino (SMN) de temperatura del aire (**Figura 3**), precipitaciones anuales acumuladas desde el año 1991 al 2020 (**Figura 4**) y de manera comparativa se presenta la **Tabla 2**, con las temperaturas mínimas y máximas mensuales históricas (1991-2020), y las mínimas y máximas mensuales para el año 2018 y 2019.

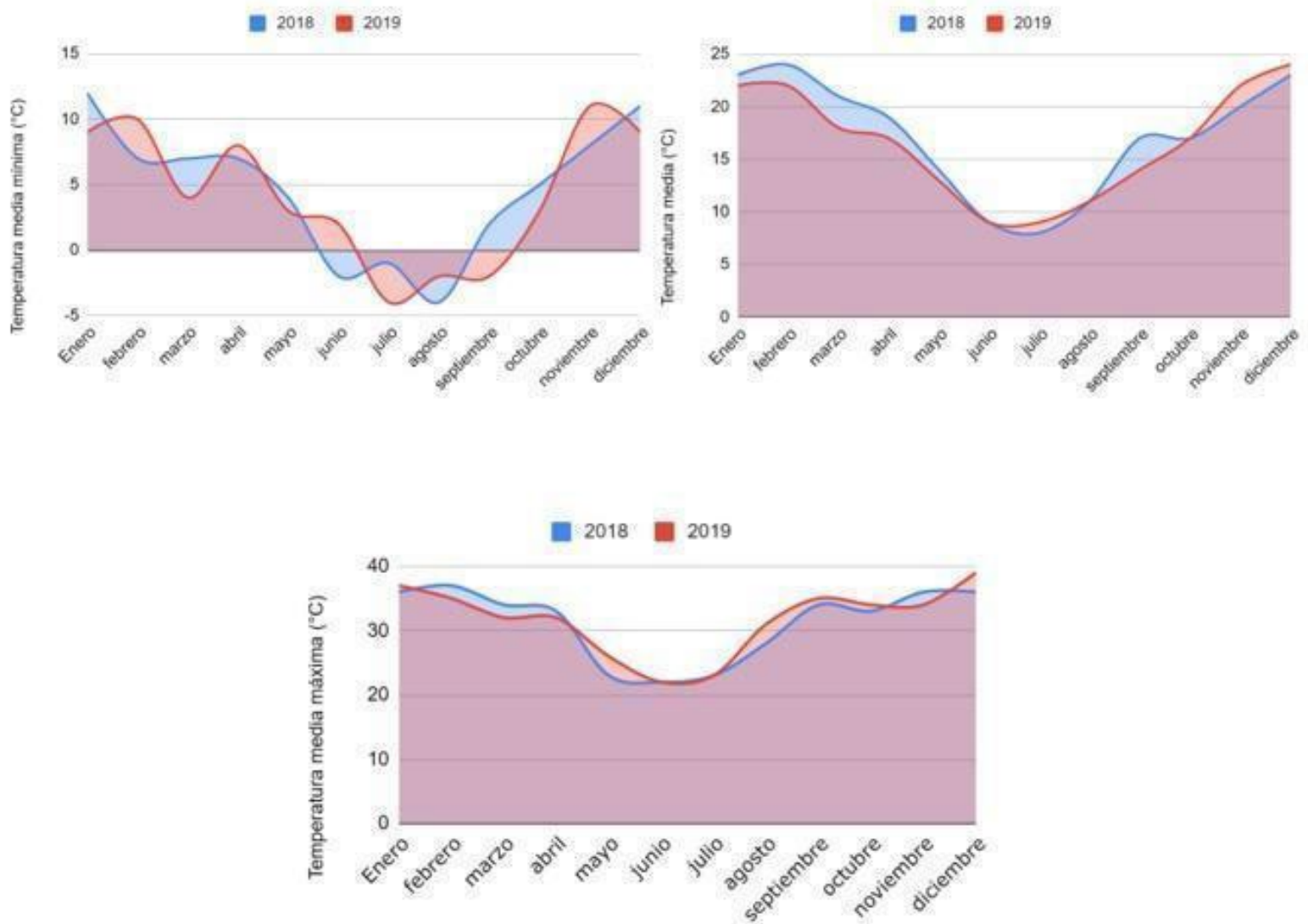


Figura 3. Temperaturas medias mínimas, medias y máximas mensuales.

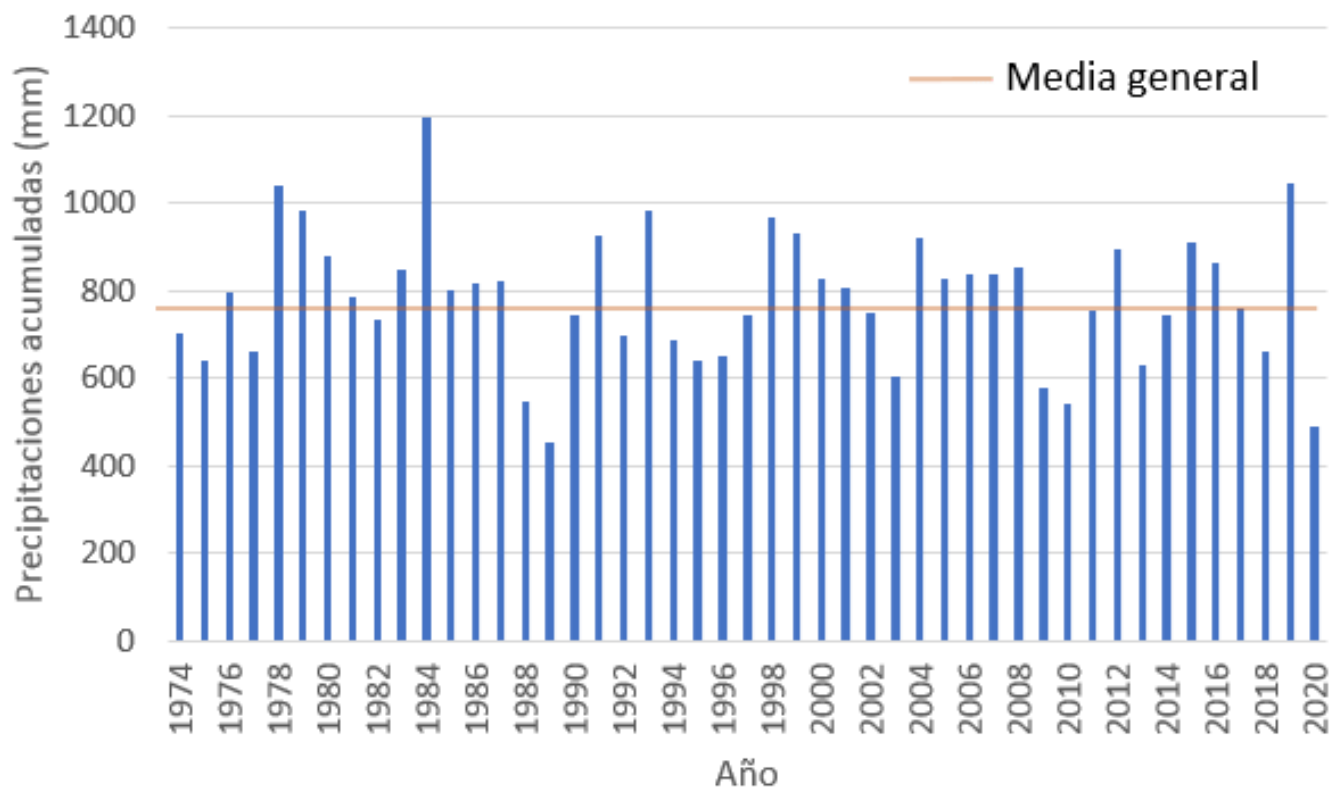


Figura 4. Precipitaciones históricas medias anuales. Fuente: SMN, Argentina.

Tabla 2. Temperaturas mínimas y máximas para 2018, 2019 e históricas 1991-2020.

| Mes | Histórico (1991–2020) | | 2018 | | 2019 | |
|-------|-----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | Mín. (°C) | Máx. (°C) | Mín. (°C) | Máx. (°C) | Mín. (°C) | Máx. (°C) |
| Abril | 11.6 | 22.9 | 7 | 33 | 8 | 32 |
| Mayo | 8.2 | 19.1 | 4 | 23 | 3 | 26 |
| Junio | 4.8 | 16.3 | -2 | 22 | 2 | 22 |
| Julio | 3.8 | 15.7 | -1 | 23 | -4 | 23 |

Respecto a la variable OD, se puede observar que para el lóbulo oeste, (**Figura 5**), los sitios de muestreo 5 y 6 vinculados al canal de enfriamiento presentaron valores relativamente elevados de 13.2 mg/l, los sitios vinculados al ingreso de agua de los afluentes Río Grande y Río Santa Rosa, registraron OD ligeramente superiores al resto de los sitio de éste lóbulo. Para el lóbulo este, los valores fueron en general homogéneamente bajos(5.4 mg/L).

Para el otoño del 2019 la situación cambió, en el lóbulo oeste, los sitios del muestreo 5 y 6 presentaron valores mínimos, los sitios 7 y 8 presentaron leves aumentos relativos respecto al 2018 y para el lóbulo este el OD presentó valores relativamente bajos, con el sitio 1 diferenciándose con un ligero aumento cercano a los 8.4 mg/L.

En invierno, el comportamiento de la variable OD presentó en términos generales una disminución de los valores. En el lóbulo oeste se destacan los mínimos valores relativos registrados en los sitios 5 y 6. También se destaca el sitio 11, perteneciente al lóbulo este, donde se produce la descarga del efluente Río Tercero, registrando valores medios para invierno 2019 de 11.5 mg/L, comparativamente mayores al resto del lóbulo, y el sitio 1 con valores mínimos de 5.4 mg/L.

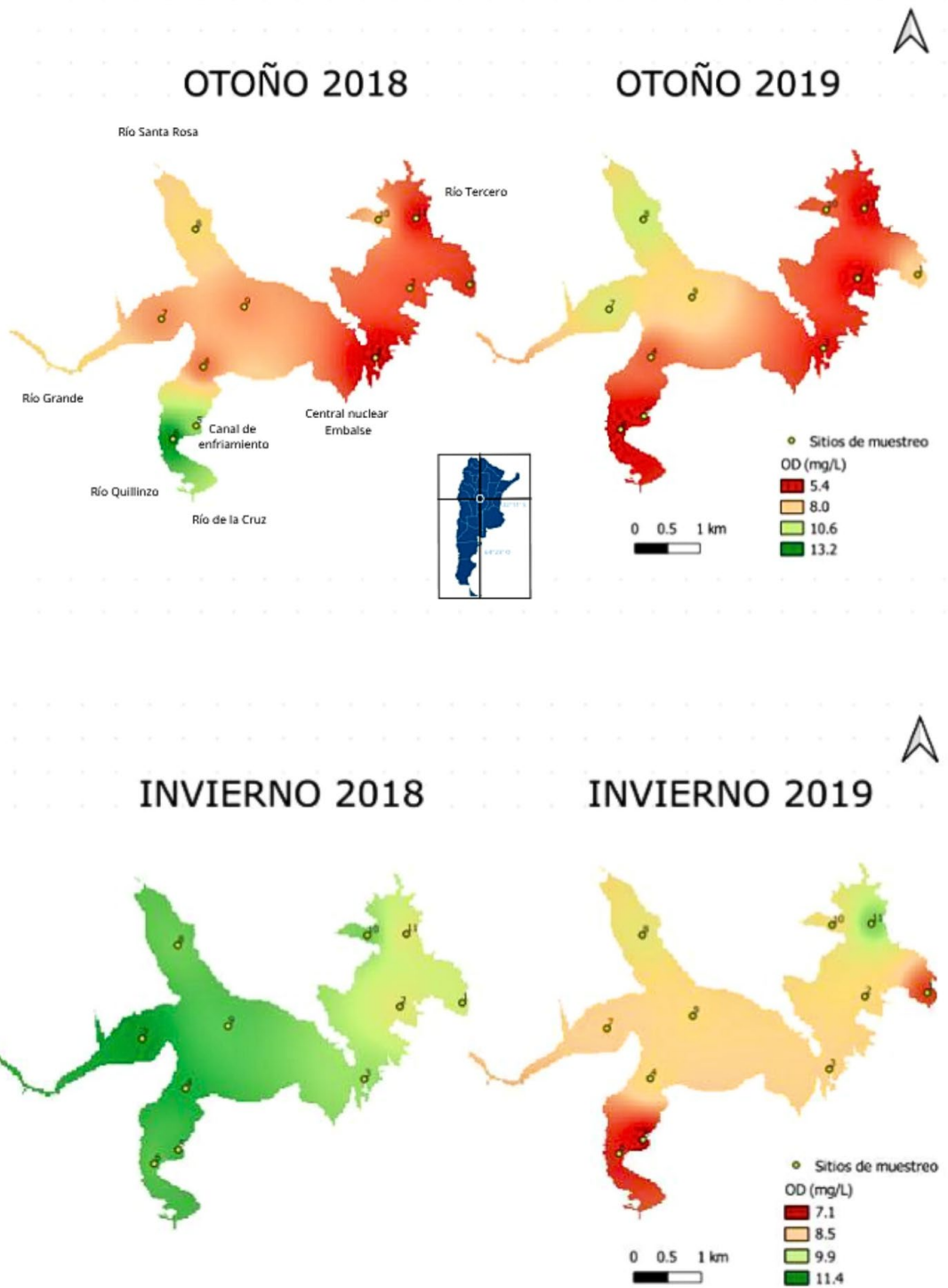


Figura 5. Mapa de interpolación para la variable OD (mg/L) en embalse Río Tercero.

Por último, al analizar los mapas obtenidos para la transparencia del agua, se puede observar el comportamiento desigual entre lóbulos respecto a esta variable. El lóbulo oeste presenta una disminución generalizada de los valores medios de transparencia de agua para el año 2019. Para el lóbulo este, los valores de transparencia en 2018 eran en general más elevados, con medias de 5 m, presentando una disminución de estos valores en 2019.

Para el invierno, en el lóbulo oeste la condición presentó un leve aumento, pasando de valores medio de transparencia de agua entre los 1.25 y 1.90 m en 2018 a valores entre 1.9 m y 2.6 m. En el lóbulo este para los sitios 1, 11 y 10 la transparencia fue levemente inferior para el año 2019, respecto al 2018 (**Figura 6**).

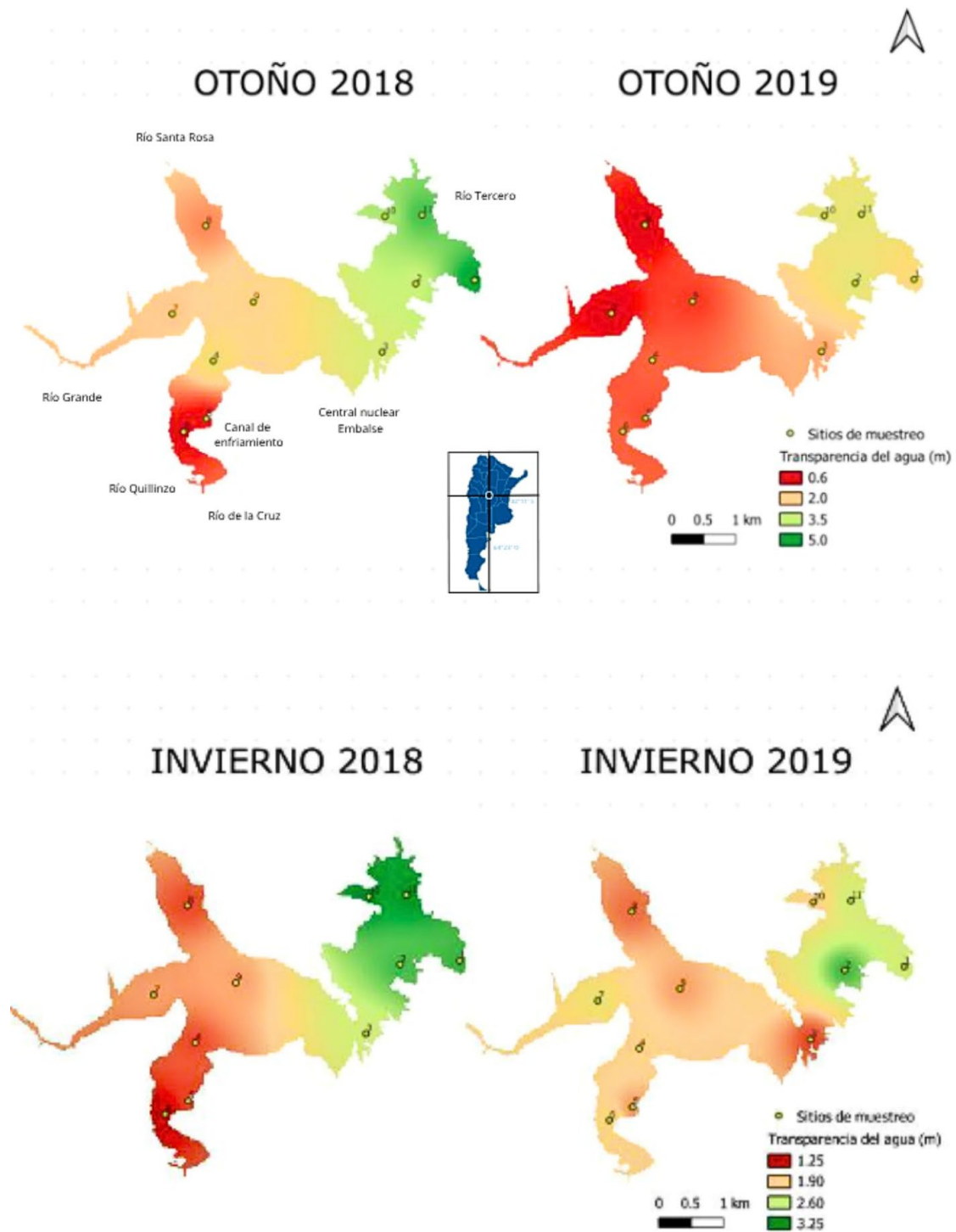


Figura 6. Mapa de interpolación para la transparencia (m) en embalse Río Tercero.

En las **Figura 7 y Figura 8** se presentan los gráficos de los valores observados in situ frente a los valores esperados para cada mapa de interpolación y los valores de los coeficientes de determinación R^2 , para la estación de otoño e invierno, respectivamente. Se destaca para la variable temperatura del agua y transparencia del agua valores de R^2 superiores a 0.5 y cercanos o iguales, en algunos casos, a 1.

Otoño - Temperatura, OD y Transparencia

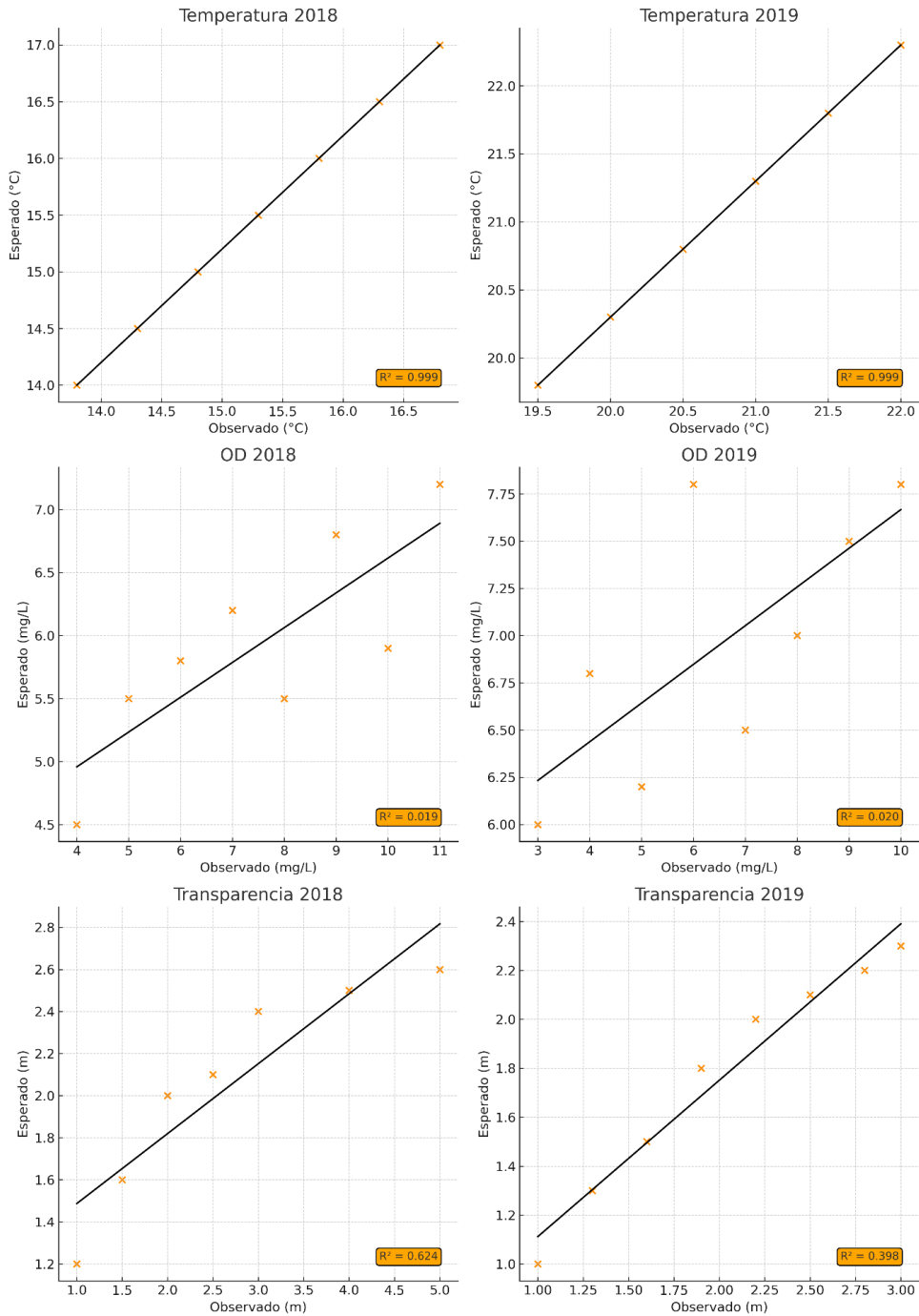


Figura 7. Valores observados y esperados para Temperatura, OD y Transparencia del agua en otoño.



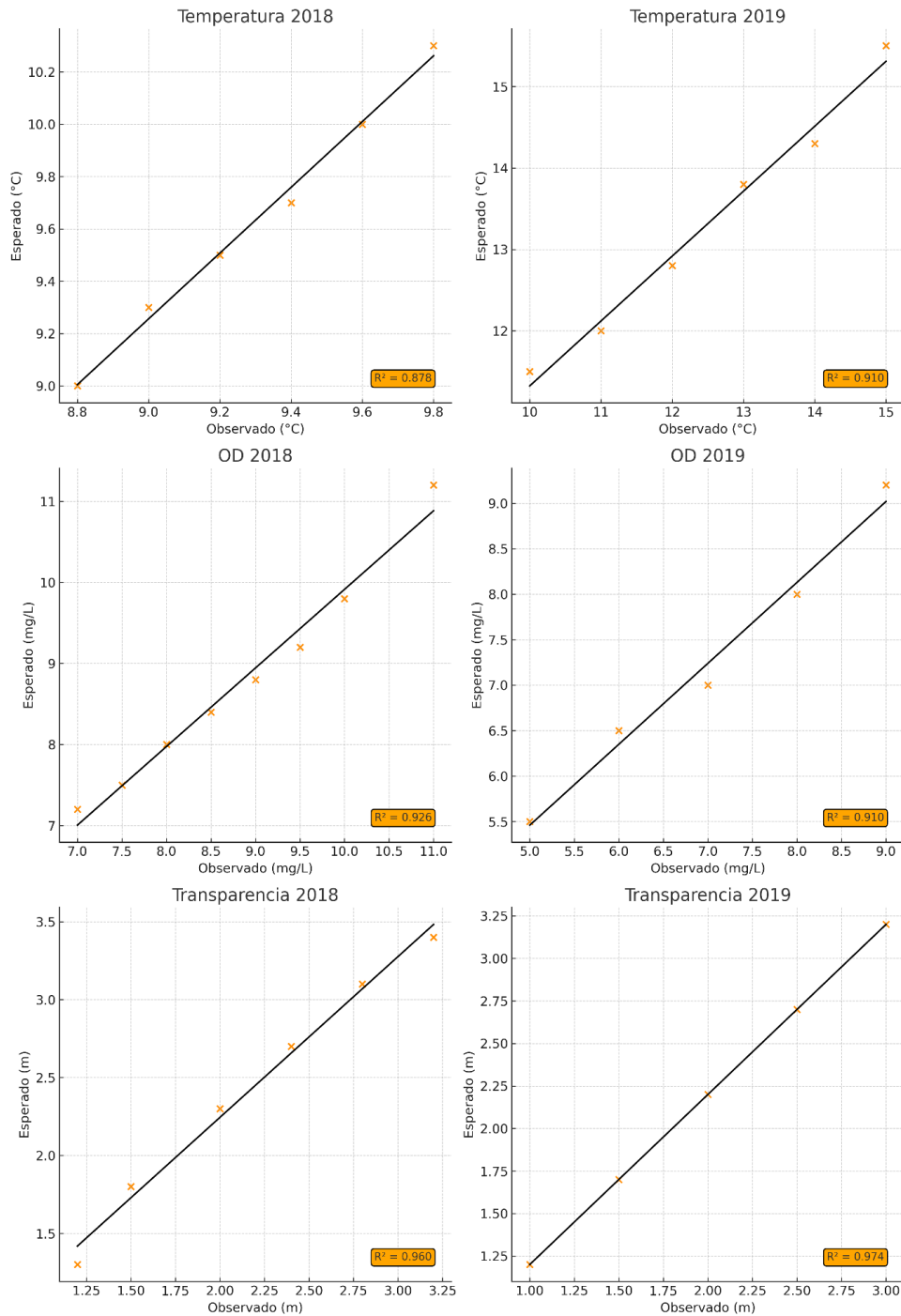


Figura 8. Valores observados y esperados para Temperatura, OD y Transparencia del agua en invierno.



5. Discusiones

La determinación de la calidad del agua y la validación del uso de herramientas que faciliten el monitoreo de los recursos hídricos superficiales es esencial en el contexto actual. El análisis climático de los años 2018 y 2019, basado en datos históricos de temperatura del aire y precipitaciones, permite contextualizar los patrones espacio temporales observados en las variables de calidad del agua. En línea con los objetivos del estudio, se observa que los incrementos en la temperatura del aire y las precipitaciones durante el año 2019 se corresponden con aumentos en la temperatura del agua, disminuciones en la transparencia y cambios en los niveles de oxígeno disuelto, en particular en sectores influenciados por el canal de enfriamiento de la central nuclear y los afluentes principales. Este vínculo entre las condiciones climáticas y las respuestas limnológicas en el embalse evidencia la utilidad del enfoque de interpolación espacial aplicado, ya que permite representar y comprender la dinámica ambiental bajo el impacto de factores meteorológicos y antrópicos, tal como lo plantean los objetivos específicos del trabajo.

Durante el periodo bajo análisis se observó un aumento generalizado de los valores de temperatura del agua para el año 2019, respecto al 2018 en la estación seca (otoño-invierno). Analizando los registros de temperatura del aire, si bien las temperaturas medias no acusan grandes diferencias interanuales, el análisis de las temperaturas mínimas y máximas medias demuestra una profundización de la amplitud térmica en los últimos años, con valores mínimos mensuales inferiores a las medias mínimas mensuales históricas y máximas superiores a las

máximas mensuales históricas en los últimos años. Esto permitiría pensar que existe correlación entre las temperaturas extremas del aire registradas por la estación meteorológica Río Cuarto-Aero, del SMN, para los meses otoño-invernales bajo estudio en el año 2019, con el aumento de la temperatura del agua para el mismo año.

Cabe mencionar que si bien el aumento se evidenció generalizado en el embalse, se destacan valores máximos en el 2019, año de reactivación de la central nuclear, para la zona aledaña al canal de enfriamiento que libera agua a altas temperaturas (Mariazzi et al., 1989).

Otra variable que puede aportar al aumento de la temperatura del reservorio es el aumento de las precipitaciones para el año 2019 respecto a la media histórica (1974-2020), ya que esto genera un mayor caudal de agua aportado por los afluentes, con temperaturas del agua comparativamente superiores a la temperatura media del reservorio. El lóbulo oeste, con más afectación por recibir la descarga de sus múltiples tributarios.

Estas dos variables climáticas generan consecuencias tanto en la dinámica de la temperatura del agua, como también en otras variables asociadas a la calidad del agua como el OD.

Es esperable que el lóbulo oeste presenta valores superiores a los encontrados en el lóbulo este, debido a que el ingreso de agua de los ríos tributarios genera mayor turbulencia y contribuye a la oxigenación del agua. Más aún si las precipitaciones son superiores a la media, como se registraron en el 2019.

Nuevamente se destacan los sitios vinculados a la descarga del canal de enfriamiento. Para el año 2018 sin funcionamiento de la central,

los valores de OD fueron cercanos a 13.2 mg/L, 7.8 mg/L mayor a los valores registrados en el año siguiente con la central en funcionamiento.

Los valores elevados de OD encontrados en el sitio de muestreo 11 para el invierno 2019, podría estar explicado por la descarga de agua al Río Tercero, camino al embalse Cassaffousth que generaría un aumento de la turbulencia puntual y podría ocasionar un incremento relativo de los valores de ésta variable.

Todos los efectos mencionados anteriormente, afectan el comportamiento de la última variable de interés en este estudio: la transparencia del agua.

Analizando la dinámica interanual en el lóbulo oeste, se observa una disminución generalizada de la transparencia del agua para el otoño 2019, pudiendo estar fuertemente vinculado al aumento de las precipitaciones, lo cual contribuye a un incremento de las cargas de sedimentos, nutrientes y contaminantes de orígenes agrícolas, urbanos y de grandes episodios de incendios forestales registrados en la zona cuyos sedimentos son arrastrados por los lluvias pendiente abajo, llegando a los cursos de los ríos y en última instancia a los recursos hídricos superficiales como el embalse Río Tercero (Bochatey Noble, 2023). La velocidad del agua que ingresa genera turbulencia y provoca que los sedimentos se encuentren en la superficie. Otro efecto del que existen antecedentes es el de los blooms algales en estación seca. Bonansea et al., (2016) menciona que si bien la productividad primaria está principalmente relacionada con la temperatura, la radiación solar y la disponibilidad de nutrientes (Margalef, 1983), se esperaría que los períodos de mayor abundancia de fitoplancton y riesgos de floraciones ocurriesen en la estación húmeda, la cual corresponde a la primavera y verano. Sin embargo, se encontró la

situación inversa. Esta condición puede estar relacionada con los procesos de estratificación térmica que podrían estar sucediendo dentro del embalse. Así, de existir condiciones de anoxia en el hipolimnion, la alta productividad primaria registrada en la estación húmeda, podría haber generado un aumento en las concentraciones de fosfato y amonio, lo que favorecería el mayor desarrollo y abundancia de fitoplancton en la estación seca, producto de la recirculación de nutrientes desde el hipolimnion durante la mezcla como ocurre en los ambientes eutróficos, promoviendo la persistencia de floraciones de cianofíceas.

En el invierno para el lóbulo oeste los valores de transparencia tienden a aumentar, pudiendo asociarse a las bajas o nulas precipitaciones registradas en esta estación debido al régimen de precipitaciones monzónicas de la región.

El lóbulo este se presenta con mayor resiliencia, comparado con el lóbulo oeste, esto puede deberse a que los sedimentos decantan por la falta de movimiento del agua, ya que cuenta con un único afluente, con lo cual la disminución de la transparencia es relativamente menor.

Las consecuencias de la variabilidad climática, principalmente de las fluctuaciones térmicas en la comunidad de peces de estos recursos hídricos superficiales ha sido estudiada. En un estudio realizado por la Universidad Nacional de Río Cuarto (comunicación personal), se observó elevada mortalidad de peces en el año 2007 en los embalses Río Tercero, Cassaffouth y Piedras Moras, con una numerosidad de varios miles de ejemplares.

La baja temperatura tendría un rol muy importante en la aparición de la enfermedad al registrarse el invierno más frío de las últimas tres

décadas El estrés debido a la baja temperatura produciría un desequilibrio y alteraciones en la barrera mucosa epitelial de los peces, principalmente del género *Astyanax*. Ante dicha situación el oomycetes, *Saprolegnia* parasitica invade y lesiona la piel. En el año 2009 se registraron animales de distintas especies muertos en el embalse Piedras Moras, Córdoba, Argentina. Dado el extremo valor resultante de la concentración de clorofila-a (2022 mg/m^3), la presencia de algas potencialmente tóxicas (Cyanophyceae) y ante la denuncia de una mortandad presuntamente conexas de animales, se realizó un primer estudio expeditivo, concluyendo que la presencia de cianobacterias en estos ambientes altamente eutrofizados generan toxinas de alta peligrosidad que atentan contra la salud animal y humana.

La distribución espacial heterogénea de los puntos de muestreo, así como su cantidad limitada, pueden influir en la precisión local de las estimaciones, en especial en zonas más alejadas de los puntos observados. A pesar de estas limitaciones, los resultados obtenidos son consistentes con la dinámica limnológica conocida del embalse, lo que refuerza su validez y utilidad operativa. Incluir esta evaluación de la calidad de los resultados permite aportar una visión más robusta y transparente de las posibilidades y restricciones del método, constituyendo un aporte significativo para futuras investigaciones y aplicaciones en otros cuerpos de agua. Herramienta de alta aplicabilidad en estudios de calidad de agua, como en cualquier otro campo donde se pretenda conocer la dinámica espacial de distintas variables, simplificando la obtención de datos in situ y obteniendo un gran volumen de información confiable en pos de contribuir a la mejora del manejo del ambiente.

Si bien en este trabajo se utilizó el coeficiente de determinación (R^2) como métrica principal de validación, se reconoce la importancia de incluir indicadores adicionales como el error cuadrático medio (RMSE), error absoluto medio (MAE), error medio (ME) y el error porcentual absoluto medio (MAPE) en futuros estudios. Estos permitirían evaluar de forma más exhaustiva la precisión del modelo y su capacidad predictiva. La aplicación de estas métricas requerirá una base de datos más extensa y representativa, tanto espacial como temporalmente.

En este sentido, se recomienda continuar el monitoreo del embalse y ampliar la cantidad de observaciones para incrementar la confiabilidad de los modelos de interpolación espacial.

6. Conclusiones

La disponibilidad de los recursos hídricos es un problema mundial, al igual que la calidad del agua para su aprovechamiento. Debido a esto, se deben seguir programas de vigilancia de los sistemas acuáticos continentales con el objetivo de mantener la calidad y conservar la biodiversidad biológica, así como generar medidas de remediación en sistemas impactados.

Los métodos de interpolación espacial demostraron ser herramientas de gran utilidad y precisión -como lo indicó su validación estadística- para comprender la dinámica espacial y temporal de las variables estudiadas. Permitiendo analizar de manera gráfica y asequible las diferencias temporales en un programa de monitoreo continuo.

En el embalse de Río Tercero, la base de datos generada a partir de los monitoreos efectuados resultó suficiente para aplicar modelos empíricos básicos. Los métodos de interpolación espacial aplicados en este estudio permitieron determinar las variaciones espaciales y temporales de los parámetros fisicoquímicos medidos in situ.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la importancia de realizar un seguimiento continuo del embalse de Río Tercero para crear una base sólida sobre su estado actual y evitar el avance hacia un estado de eutrofización mayor.

Cabe destacar que, si bien en este trabajo se analizó solamente el embalse de Río Tercero, se debería realizar una evaluación conjunta de los embalses encadenados de la cuenca alta del Río Tercero, ya que, pese a ser sistemas independientes, es posible que exista una relación entre ellos.

7. Referencias

- Ame, M., Díaz, M. & Wunderlin, D. (2003). Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina): A field and chemometric study. *Environmental Toxicology*, 18(3), 192-201. DOI: 10.1002/tox.10114
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Federation (WEF). (2000). *Standard methods for the examination of water and wastewater (20th ed.)*. Washington, D.C., United States of America: APHA.

- Bazán, R., Larrosa, N., Bonansea, M., López, A., Busso, F. y Cosavella, A. (2014). Programa de monitoreo de calidad de agua del Embalse Los Molinos, Córdoba-Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba*, 1(2), 27-34.
- Bonansea, M. (2013). *Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Bonansea, M., Ledesma, C., Rodríguez, C. & Pinotti, L. (2015). Water quality assessment using multivariate statistical techniques in Río Tercero Reservoir, Argentina. *Hydrology Research*, 46(3), 377-388. DOI: 10.2166/nh.2014.174
- Bonansea, M., Garetto, E., Rodríguez, C., & Pinotti, L. (2016). Implementación de una nueva técnica para determinar el estado trófico del embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 31, 40-49. Recuperado de <https://revistas.unlp.edu.ar/bacuatica/article/view/6586>
- Bochatey Noble, O. (2023). *Evaluación temporal de geoindicadores espectrales del estado trófico: incendio del 2009 en cuenca alta del río Ctalamochita, Córdoba*. (Tesis de grado). Recuperado de https://biblio.unvm.edu.ar/opac_css/45136/3523/TFG-2023-BOCHATEYNOBLE-O.pdf
- Bonetto, A. A., D. H. Di Persia, R. Maglianesi, M. del C. Corigliano (1976). Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalses de la región central de Argentina. *Ecosur*, 3(5), 47-120.

- Cossavella, A. (2002). *Influencia de efectos antrópicos y naturales en el proceso de eutrofización de las aguas del embalse Los Molinos* (tesis de maestría). Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires, Argentina.
- DeBano, L. F., Ffolliott, P. F., & Baker, M. B. (1996). Fire severity effects on water resources. En *The use of fire in forest restoration* (Informe técnico RM-GTR-289, pp. 77-84). Fort Collins, Colorado, USA: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Gómez, R. (2001). Una nueva aproximación al conocimiento científico. *Educación Física y Ciencia*, 5, 68-77.
- Laughinghouse, H. D. IV. (2022). Repensando el papel del nitrógeno y fósforo en la eutrofización de los ecosistemas acuáticos. *EDIS*, SG191. DOI: 10.32473/edis-sg191-2022
- Ledesma, C., M Bonansea, C. Rodríguez, A. Sánchez Delgado (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44(3), 419-425. DOI: 10.1590/S1806-66902013000300002
- Liu, Y., H. Guo, P. Yang. (2010). Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophyll-a: A multivariate statistical model analysis. *Ecological Modelling*, 221, 681- 688. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2009.03.010
- Margalef, R. (1983). *Limnología* (1.^a ed.). Barcelona, España: Editorial Omega.

- Mancini, M., Rodríguez, M., Bagnis, G., Liendo, A., Prospero, C., Bonansea, M. & Tundisi, J. (2010). Cyanobacterial Bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 841-845. DOI: 10.1590/S1519-69842010000400015
- Mariuzzi, A. A., Romero, M. C., Conzonno, V. H., & Mariñelarena, A. J. (2005). Results of a limnological study in a reservoir previous to the functioning of a nuclear power plant (Embalse del Río III, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 1(20), 57-68. DOI: 10.14409/natura.v1i20.3575
- Mariuzzi, A.A., J.L. Donadelli, P. Arenas, M.A. Di Siervi, C. Bonetto (1992). Impact of a nuclear power plant on water quality of embalse del Río Tercero reservoir (Córdoba, Argentina), *Hidrobiología*, 246, 129-140. DOI: 10.1007/BF00014700
- ONU-Agua. (2019). *Informe de políticas de ONU-Agua sobre el cambio climático y el agua*. Recuperado de <https://www.unwater.org/publications/un-water-policy-brief-on-climate-change-and-water/>
- Quino, I., & Quintanilla, J. (2013). Índice de calidad del agua en la cuenca del Lago Poopó-Uru Uru aplicando herramientas SIG. *Revista Boliviana de Química*, 30(1), 91-101.
- Quirós, R. (1988). Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 23, 647-658. DOI: 10.1080/03680770.1987.11899688

- Rodríguez, C., Bonansea, M., Bonatto, F., Reynoso, V., Prospero, C., Mancini, M., & Ledesma, C. (2006). Remote sensing–GIS to predict the risk of eutrophication in aquatic systems. En *Proceedings of the Med-e-Tel Conference* (pp. 343–345) [CD-ROM]. Luxembourg: Luxexpo.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional argentino (2024). *Estadísticas climáticas*. Recuperado de: <https://www.smn.gov.ar/estadisticas>
- Tiedemann, A. R., Helvey, J. D., & Anderson, T. D. (1978). Stream chemistry and watershed nutrient economy following wildfire and fertilization in eastern Washington. *Journal of Environmental Quality*, 7(4), 580–588. DOI: 10.2134/jeq1978.00472425000700040023x
- Toro Chacón, L., Díaz Celiz, C., Cárdenas, J., Aguilar, L., Pimienta Rueda, A., & Torres Mora, M. (2020). Aplicación de tecnologías SIG en el análisis geoespacial de determinantes de calidad del agua: oxígeno disuelto, pH y temperatura del agua. En: *Centro de Innovación y Tecnología – Instituto Colombiano del Petróleo (Dirección)*. Ponencia presentada en el Congreso organizado por Ecopetrol S.A., Villavicencio, Colombia.