

DOI: 10.24850/j-tyca-18-02-06

Artículos

Modelación hidrodinámica de efluentes tratados en el embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina

Hydrodynamic modeling of treated effluents in Los Molinos reservoir, Cordoba, Argentina

Agustina Abdullatif¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-5921-9084>

Jonathan Muchiut², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1035-7313>

Juan Cruz Carranza-Carabajal³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-6075-8747>

Yadira Ansoar-Rodríguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3825-9152>

Mariano Andres Corral⁵, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-1879-6752>

Malena Rebeca Merlo-Raimondi⁶, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-4952-8013>

Pedro Mansur⁷, ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-4264-8425>

Micaela Juaneda-Allende⁸, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-5152-219X>

Andres Rodriguez⁹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4110-6464>

¹Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, agustina.abdullatif@mi.unc.edu.ar



²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, jonathan.muchiut@unc.edu.ar

³Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, juan.carranza@mi.unc.edu.ar

⁴Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, yadira.ansoar@mi.unc.edu.ar

⁵Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, marianoandrescorral@gmail.com

⁶Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, malena.merlo@mi.unc.edu.ar

⁷Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, pedro.mansur@mi.unc.edu.ar

⁸Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, micajuaneda@mi.unc.edu.ar

⁹Universidad Nacional de Córdoba-Laboratorio de hidráulica, Córdoba, Argentina, andres.rodriguez@unc.edu.ar

Autora para correspondencia: Agustina Abdullatif,
agustina.abdullatif@mi.unc.edu.ar

Resumen

El embalse Los Molinos, en la provincia de Córdoba, Argentina, es una fuente estratégica de agua potable y recreación. Actualmente, enfrenta un proceso continuo de contaminación de origen antrópico debido al avance de la urbanización y descarga de efluentes tratados. En este trabajo, se aplicó un modelo hidrodinámico mediante herramientas numéricas (CORMIX y Delft3D) para analizar la hidrodinámica del cuerpo de agua y evaluar los impactos de futuros vertidos sobre su calidad física y química. Se utilizaron datos meteorológicos obtenidos en la Estación de Monitoreo de Lagos instalada por el Laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Córdoba, junto con información proporcionada por la Administración Provincial de Recursos Hídricos. Se simularon escenarios estacionales considerando variaciones en la dirección del viento y la estratificación térmica. Los resultados muestran que, en verano existe una estratificación térmica marcada, con diferencias de hasta 4 °C entre epilimnion (~25 °C) e hipolimnion (~21 °C). La pluma del efluente puede extenderse más de 900 metros desde el punto de vertido, alcanzando concentraciones de fósforo y nitrógeno totales de hasta 0.004 y 0.2 mg/L (epilimnion) y de 0.006 y 0.15 mg/L (hipolimnion) respectivamente. En invierno, la temperatura se mantuvo uniforme en torno a 10 °C y, tanto con viento norte como con sur, la mezcla completa de la columna de agua genera una dispersión más homogénea con concentraciones ligeramente inferiores. Estos hallazgos permiten identificar condiciones críticas y aportar herramientas para la gestión ambiental de sistemas lénticos sometidos a presión antrópica.

Palabras clave: embalse, hidrodinámica, agua residual, modelo de simulación, calidad del agua, eutroficación, gestión ambiental, Argentina.

Abstract

The Los Molinos Reservoir, located in Córdoba Province, Argentina, is a strategic source of drinking water and recreation. Currently, it faces continuous anthropogenic pollution due to urban expansion and the discharge of treated effluents. In this study, a hydrodynamic model was developed using numerical tools (CORMIX and Delft3D) to analyze water circulation and assess the impacts of effluent discharges on physicochemical water quality. Meteorological data obtained from the Lake Monitoring Station installed by the Hydraulics Laboratory of the National University of Córdoba were used, together with bathymetric information provided by the Provincial Water Resources Administration. Seasonal scenarios were simulated considering variations in wind direction and thermal stratification. Results show that during summer, a marked thermal stratification occurs, with temperature differences of up to 4 °C between the epilimnion (~25 °C) and hypolimnion (~21 °C). The effluent plume can extend more than 900 m from the discharge point, reaching total phosphorus and total nitrogen concentrations of up to 0.004 and 0.2 mg/L (epilimnion) and 0.006 and 0.15 mg/L (hypolimnion), respectively. In winter, temperature remains uniform around 10 °C, and under both northern and southern wind conditions, full mixing of the water column promotes more homogeneous dispersion, with slightly lower concentrations. These findings help identify critical conditions and provide tools for the environmental management of lentic systems under anthropogenic pressure.

Keywords: reservoirs, hydrodynamics, waste water, simulation models, water quality, eutrophication, environmental management, Argentina.

Recibido: 11/03/2026

Aceptado: 08/06/2026

Publicado *ahead of print*: 24/07/2026

1. Introducción

La ciudad de Córdoba, con más de 2 millones de habitantes, se abastece principalmente de agua potable proveniente de los embalses San Roque y Los Molinos, ambos fuertemente eutrofizados (Corral 2006; Mengo et al., 2022).

El presente estudio se desarrolla en el embalse Los Molinos, ubicado en las coordenadas (31° 49' 6" S 64° 30' 11" O) (Figura 1) un embalse artificial alimentado por los ríos Los Molinos, San Pedro, Del Medio, Los Espinillos y Los Reartes, pertenecientes a la cuenca alta del río Xanaes (río Segundo). Debido a la capacidad de dilución natural de estos cursos, no se consideran aportes de efluentes contaminantes al sistema. La región presenta un clima templado con estación seca invernal, temperaturas extremas de 45 °C y -6 °C (Bonino et al., 2012). Además del abastecimiento de agua potable, el embalse se utiliza para recreación, riego, generación hidroeléctrica y atenuación de crecidas (Bortolozzi et al., 2012).

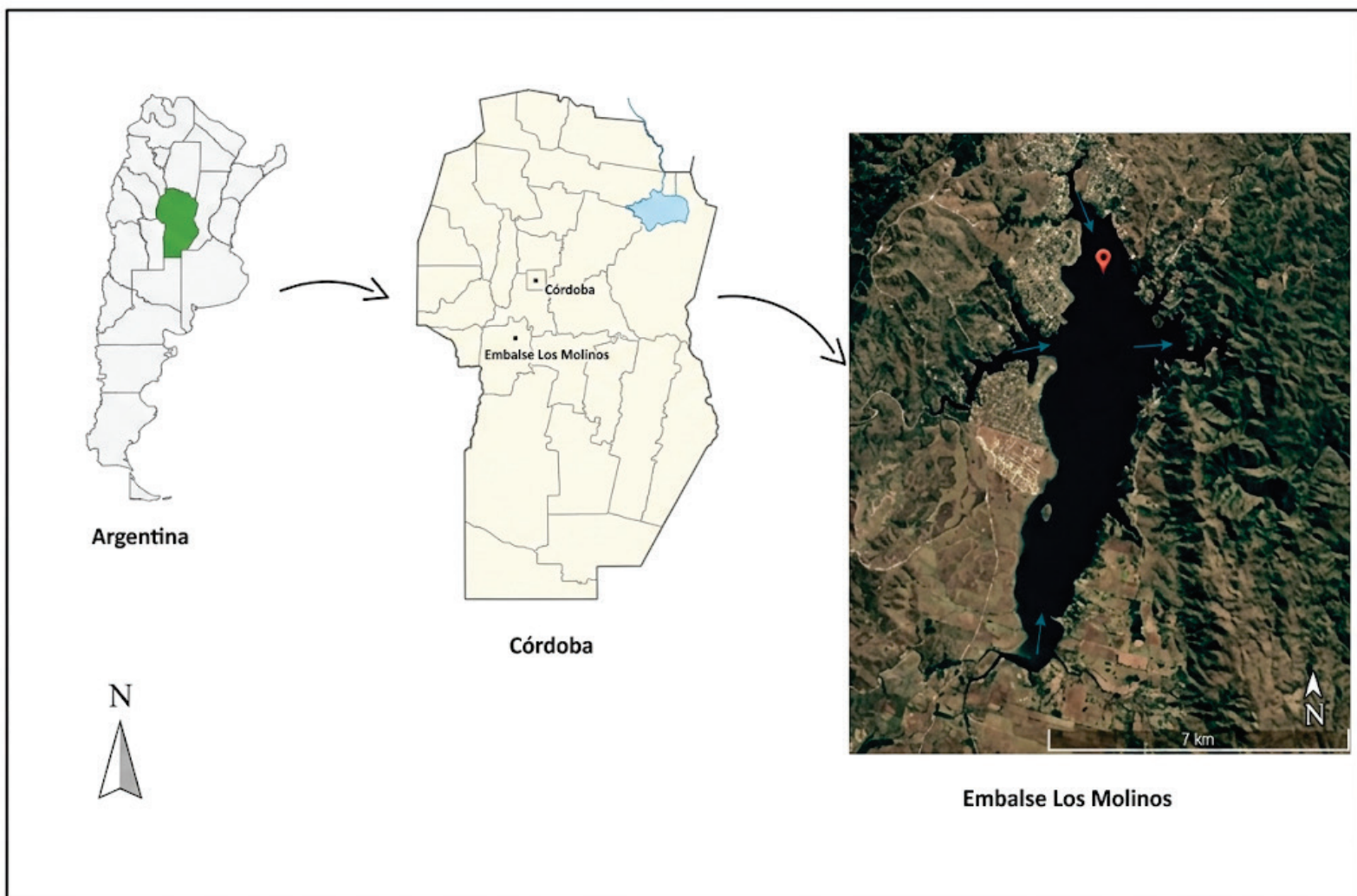


Figura 1. Área de estudio y contexto geográfico. Se presenta la ubicación de la provincia de Córdoba en Argentina (izquierda), la localización del embalse Los Molinos dentro de la provincia de Córdoba (centro) y una imagen satelital detallada del embalse (derecha). El marcador rojo indica el emisario considerado para el análisis y las flechas el sentido del flujo.

En la Tabla 1 se detallan las características físicas más relevantes del dique, incluyendo altura sobre el lecho del río, área y volumen del embalse a nivel máximo normal correspondiente con la cota 765 m.s.n.m.

Tabla 1. Características físicas del Embalse Los Molinos.

Características	Los Molinos
Altura sobre lecho del río (m)	58.00
Área del embalse a nivel máximo normal (km ²)	21.11
Volumen del embalse a nivel máximo normal (Hm ³)	307.00

El embalse cuenta con antecedentes de monitoreo ambiental de calidad de agua y teledetección/modelado numérico (Bazán et al., 2005; 2014; 2020; Reartes et al., 2016), que lo caracterizan como un sistema mesotrófico a eutrófico, con un Índice de Estado Trófico (TSI, Carlson, 1977) asociado al fósforo total cercano a 50 en años recientes. Las concentraciones de fósforo reactivo soluble (SRP) superan el umbral de eutrofia (0.02–0.03 mg/L), alcanzando 0.0470 mg/L en verano, acompañadas de agotamiento de oxígeno en el hipolimnion y estratificación térmica que genera condiciones anaeróbicas con acumulación de nutrientes en el fondo. Esta situación favorece la proliferación de cianobacterias, con efectos adversos sobre los ecosistemas acuáticos y la salud pública (Sosa Benegas et al., 2020). Al final de su ciclo, la biomasa sedimenta y sufre lisis celular, incrementando el consumo de oxígeno en profundidad (valores <4% son críticos para la fauna ictícola) y liberando potencialmente toxinas al medio (Merel et al., 2013), con riesgos de mortandad de peces y exposición humana a cianotoxinas en embalses de uso consuntivo (Schindler y Vallentyne,

2008; Aranda et al., 2023). A su vez, la anoxia promueve la liberación de fósforo desde los sedimentos, principal fuente de nutrientes para la siguiente floración algal (Granero et al., 2002; Ruiz et al., 2005).

Por esta razón, comprender el estado trófico de este embalse y la influencia de fuentes internas y externas de aporte de nutrientes, resulta fundamental para la implementación de estrategias que garanticen la calidad de este recurso hídrico.

En este trabajo se presenta un análisis del comportamiento hidrodinámico del embalse y los efectos de la descarga de líquidos tratados en la calidad del agua mediante la modelación numérica del efluente, con los softwares CORMIX y Delft3D, para los denominados campo cercano y campo lejano, respectivamente. Ambas herramientas son ampliamente utilizadas para la simulación de zonas de mezcla y dinámica hidrodinámica en cuerpos de agua continentales y en este análisis se las utiliza con el fin de evaluar la dispersión de contaminantes y su interacción con las condiciones ambientales predominantes (Jirka et al., 1996; Deltares, 2014a).

El objetivo de este estudio fue asesorar a la autoridad pública local, Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI), con la simulación de la hidrodinámica del agua bajo condiciones estacionales marcadas (verano e invierno) y evaluar el efecto de una potencial descarga de líquidos tratados sobre la circulación y distribución de contaminantes en el embalse. Además, se buscó analizar la influencia de factores como la dirección del viento, la estratificación térmica y la ubicación del vertido (se propone una descarga al norte del embalse) en la dispersión de nutrientes, con especial atención al comportamiento del fósforo y el nitrógeno total, dos de los indicadores clave del estado trófico del embalse.

Este trabajo resulta de índole exploratoria, ya que el punto de vertido no existe en la actualidad y las modelaciones tienen como objetivo caracterizar el transporte de contaminantes desde un punto donde, técnicamente, sería posible realizar las obras necesarias para materializar una descarga de líquidos tratados. Por ende, las plumas de contaminantes modeladas no pueden ser validadas ni sus parámetros calibrados. Sin embargo, se han utilizado los parámetros calibrados en el embalse San Roque por Muchiut (2020), que corresponde a un cuerpo de agua de similares características en cuanto a su localización, clima y escalas espaciales. Los resultados alcanzados serán utilizados por APRHI para establecer, según normativas impuestas por el mismo organismo, la zona de descarga más favorable.

2. Materiales y métodos

Para llevar a cabo este estudio, se aplicaron diversas metodologías de recolección y análisis de datos, así como herramientas de modelado numérico. Además, según lo establecido por APRHI, se definieron las semanas del 12 al 18 de julio para la estación de invierno y la del 12 al 18 de enero para verano como objeto de análisis.

Por un lado, se utilizaron valores de velocidad del viento y de temperatura del agua provenientes de la Estación de Monitoreo de Lagos 2 (EML2, Figura 2) del embalse Los Molinos (desde el año 2021 hasta 2024) desarrollada por el Laboratorio de Hidráulica (LH) de la Universidad Nacional de Córdoba (UNC) (Prystupczuk et al., 2018; Casas et al., 2020). En cuanto a la dirección del viento, estadísticamente existen dos predominantes: norte y sur, y por lo tanto éstas son las que se analizan en el presente estudio.



Figura 2. Estación de Monitoreo de Lagos instalada en el Embalse Los Molinos.

En el caso de velocidad del viento, para cada uno de los años (2021-2024) y para cada estación (verano e invierno) se calculó el percentil 75

(P75) considerando únicamente los valores de enero para verano y de julio para invierno. Luego se obtuvo el promedio de esos cuatro valores, resultando en velocidades predominantes de 3.47 m/s para verano y 3.89 m/s para invierno. Estas dos magnitudes se asignaron tanto al viento sur como al viento norte.

Para analizar la variación de la temperatura del agua registrada por la EML2, se generaron gráficos que permiten visualizar la distribución térmica mediante una escala de colores asociada a distintos rangos de temperatura y de esta forma identificar la temperatura predominante en invierno y verano.

Para el análisis de los niveles del embalse se utilizaron valores estadísticos proporcionados por el Ministerio de Servicios Públicos y APRHI, tomados durante los últimos 4 años, correspondientes al cuartil 25 (P25), cuartil 50 (mediana, P50) y cuartil 75 (P75). Para este estudio se adoptó el percentil 75 como nivel representativo del embalse, por reflejar condiciones habituales según su operación. A partir de estos valores, se seleccionaron los registros correspondientes a las semanas representativas de verano (12 al 18 de enero) e invierno (12 al 18 de julio), obteniéndose niveles de 50.82 m para la semana de enero y 50.80 m para la de julio.

En cuanto a la calidad del agua, se decidió modelar el embalse en un estado utópico, con concentraciones nulas en todas las variables y un oxígeno disuelto óptimo de 10 mg/L, con el objetivo de determinar de manera más clara y directa el impacto de la descarga sin interferencias de contaminantes previos, de manera tal que se pueda determinar el cumplimiento de la normativa ambiental del vertido por sí solo. Además, esta configuración da como resultado un modelo más sencillo y fácil de interpretar.

Las combinaciones posibles entre estación invierno/verano y dirección de viento predominante norte/sur, todos con un nivel de embalse percentil 75, dan como resultado 4 escenarios hidrodinámicos a modelar: 1) Invierno, viento sur; 2) Invierno, viento norte; 3) Verano, viento sur; 4) Verano, viento norte.

Respecto al líquido volcado en el embalse, como concentraciones características del mismo se utilizaron los valores límites recomendados por el Decreto 847/2016 de la Provincia de Córdoba, los cuales se exhiben en la Tabla 2.

Tabla 2. Características del líquido volcado en el embalse según Decreto 847/2016

VARIABLE	Decreto 847/2016
DBO ₅ (mg/L)	≤ 30
DQO (mg/L)	≤ 250
Fósforo total (mg/L)	≤ 0.5
Nitrito (mg/L)	≤ 0.3
Nitrato (mg/L)	≤ 10
N-Amoniacal (mg/L)	≤ 3

Estos líquidos serían conducidos hacia el embalse mediante un emisario cuya ubicación, dimensiones y caudales de funcionamiento de cada conducto fue provista por APRHI (Tabla 3), información utilizada posteriormente como dato de entrada para la modelación de campo cercano con CORMIX. La Figura 1 muestra el área de estudio y la

localización del emisario dentro del embalse, cuyas coordenadas son 31°48'7.82"S, 64°31'57.31"O junto con la dirección del flujo.

Tabla 3. Características del emisario provistas por APRHI.

Característica	Emisario
Diámetro nominal (mm)	400
Caudal Máximo Diario (QD) (m ³ /s)	0.17
Caudal Mínimo Diario (QB) (m ³ /s)	0.09
Densidad descarga (g/L)	998.6
Cota de descarga (msnm)	735
Longitud del difusor (m)	90
Nº de orificios	10
Separación entre orificios (m)	10
QD orificio (m ³ /s)	0.017
Velocidad descarga orificio (m/s)	3
Diámetro orificio (mm)	84.5

2.1. Discretización espacial y temporal con Delft3D

La malla numérica fue construida a partir de puntos batimétricos generados en campañas de medición ejecutadas en el período 2019-2022. Se realizó un mallado horizontal cuyos elementos rectangulares presentan lados de 50 m de longitud. En la dirección vertical fue utilizado el Modelo σ con un total de 10 capas (cada una con un porcentaje de la profundidad local). De esta forma, existen un total de 317550 elementos computacionales. El período modelado fue de 90 días. El tamaño de la malla y el paso del tiempo utilizado surgen del análisis clásico del número

de Courant (Eq. 1), que asegura la exactitud y estabilidad del modelo al reducir el paso temporal de cálculo (condición de Courant-Friedrichs-Lewy). Para el modelo hidrodinámico resultó de 10 s y para el modelo de calidad de agua, de 120 s. El número de Courant-Friedrichs-Lewy –CFL–, que está definido para un caso bidimensional como:

$$CFL = \frac{\Delta t \sqrt{gH}}{\min \{\Delta x, \Delta y\}} \quad (1)$$

Donde:

Δx = tamaño de la celda en la dirección x

Δy = tamaño de la celda en la dirección y

g = aceleración de la gravedad

H = profundidad local

En general, el CFL no debe exceder el valor de 1, pero para algunos problemas puede variar siempre que se logre la estabilización del fenómeno en tiempo y forma tal que la ganancia computacional amerite los posibles errores numéricos durante cierto período.

Tabla 4. Características de la discretización espacial y temporal para Delft3D

Variable	Valor
Tamaño de celdas	50 m x 50 m
Área de celdas	2500 m ²
Cantidad de celdas en el plano horizontal	31755
Cantidad de capas en la vertical	10
Espesor de las capas	3; 5; 10; 15; 17; 17; 15; 10; 6; 3 [%]
Cantidad total de celdas	317550
Ventana temporal estudiada	90 días
Intervalo temporal de cálculo (FLOW)	10 s
Intervalo temporal de cálculo (WAQ)	120 s

2.2. Descripción del modelo Delft3D

El módulo hidrodinámico resuelve las ecuaciones de Navier–Stokes para flujo incompresible utilizando el modelo RANS (Navier–Stokes promediadas de Reynolds), basado en un método de diferencias finitas (Deltares, 2014a). El módulo de calidad de agua resuelve la ecuación de transporte con un total de 22 esquemas numéricos, basado en un método de volúmenes finitos (Deltares, 2014b). En este trabajo se ha utilizado el número 16 (*Upwind* implícito en la dirección horizontal y *Central* implícito en la dirección vertical).

La ecuación de conservación de masa (Eq. 2) y la ecuación de cantidad de movimiento (Eq. 3) se modifican para transformar coordenadas curvilíneas en coordenadas rectangulares, utilizando los coeficientes $G_{\xi\xi}$ y $G_{\eta\eta}$. Siendo H la profundidad total del agua, U y V las

velocidades promediadas en profundidad en las direcciones ξ y η , respectivamente, (u, v, w) el vector velocidad y Q el caudal por unidad de área; entonces, las ecuaciones mencionadas son:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial(HU\sqrt{G_{\eta\eta}})}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial(HV\sqrt{G_{\xi\xi}})}{\partial \eta} = HQ \quad (2)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial u}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial u}{\partial \eta} + \frac{w}{H} \frac{\partial u}{\partial \sigma} - \frac{v^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} + \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} - fv = -\frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\xi\xi}}} P_\xi + F_\xi + \frac{1}{H^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\nu_v \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right) + M_\xi \quad (3)$$

Donde la primera expresión representa la derivada local, las derivadas advectivas y la fuerza de Coriolis (siendo f su parámetro). En la segunda expresión, el primer término representa la presión hidrostática del agua, el segundo los esfuerzos de Reynolds no equilibrados, el tercero el efecto de las fuerzas de viscosidad turbulenta (ν_v , *eddy viscosity*) y el último las contribuciones de sumideros o fuentes. La ecuación de cantidad de movimiento mostrada (Eq. 3) representa solo una dirección horizontal para flujo incompresible; la ecuación para la otra dirección horizontal es análoga.

Para la dirección vertical se aplica la hipótesis de aguas someras y las suposiciones de Boussinesq, resultando:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left[\frac{\partial(Hu\sqrt{G_{\eta\eta}})}{\partial \xi} + \frac{\partial((d+\zeta)v\sqrt{G_{\xi\xi}})}{\partial \eta} \right] + \frac{\partial w}{\partial \sigma} = H(q_{in} - q_{out}) \quad (4)$$

Donde:

ζ = nivel del agua

q_{in} y q_{out} = la fuente y el sumidero local por unidad de volumen, respectivamente

Los coeficientes de viscosidad horizontal (Eq. 5) y vertical (Eq. 6) se asumen como la suma de una viscosidad molecular [ν_{mol}], una viscosidad de fondo [$\nu_H^{background}$], una viscosidad de sub-malla [ν_{S-M}] y una viscosidad tridimensional [ν_{3D}]. Las dos últimas son calculadas por el modelo, mientras que las primeras son definidas por el usuario:

$$\nu_H = \nu_H^{background} + \nu_{S-M} + \nu_{3D} \quad (5)$$

$$\nu_V = \nu_{mol} + \max(\nu_{3D}, \nu_V^{background}) \quad (6)$$

La difusividad turbulenta (eddy diffusivity) se calcula como la relación entre la viscosidad tridimensional y el número de Prandtl-Schmidt, que depende de la sustancia y del grado de estratificación térmica.

El intercambio de calor en la interfaz aire-agua en un intervalo de tiempo Δt se calcula como:

$$\frac{\Delta T_{sup}}{\Delta t} = \frac{FQ_{total}}{\rho_w c_p \Delta Z_s} \quad (7)$$

Donde:

ΔT_{sup} (°C) = cambio de temperatura

Q_{total} = flujo total de calor a través de la interfaz aire-agua (J/m² s)

ρ_w = densidad del agua (kg/m^3)

c_p = calor específico del agua ($\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$)

Δz_s = espesor de la capa superficial (m)

F = un factor de calibración

Por otro lado, la ecuación de transporte unidimensional para resolver la concentración promedio C en una celda i de volumen V resulta:

$$\frac{d(\bar{V}\bar{C})_i}{dt} = -\sum_{j=1}^n (Q \cdot \bar{C})_{i \rightarrow j} + \sum_{j=1}^n \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} \right)_{i \rightarrow j} A_{i \rightarrow j} + S_i + f_R(\bar{C}_i, t) \quad (8)$$

Donde:

n = número de celdas vecinas

subíndice ij = intercambio entre las celdas i y j

Q = caudal

C = concentración en la cara

D = coeficiente de dispersión

A = superficie de la celda

S = término de fuente/sumidero

f_R = término de reacción

El flujo total de calor se obtiene, específicamente para este trabajo, de Sweers (1976):

$$Q_{total} = -\lambda (T_{sup} - T_{atm}) \quad (9)$$

Donde:

T_{sup} = temperatura de la capa superficial

T_{atm} = temperatura del aire

λ = coeficiente que depende de la temperatura y de la intensidad del viento a diez metros de altura (U_{10}), e igual a 1.10 (adoptado desde la calibración realizada por Muchiut, 2020)

No se asumieron tasas de decaimiento de fósforo ni de nitrógeno, y no se han involucrado módulos de eutrofización ni transporte de sedimentos ni de interacción aire-agua. Por ende, los resultados alcanzados en este trabajo tienden a sobreestimar los valores potenciales de concentración de contaminantes.

3. Resultados y Discusión

3.1. Temperatura del agua

El análisis de la distribución térmica de la columna de agua evidenció diferencias estacionales marcadas. Durante el invierno, la temperatura presenta valores prácticamente uniformes que rondan los 10 °C, mientras que en verano se evidencia una marcada estratificación térmica (con valores que rondan alrededor de ~23 °C). Para cada uno de los cuatro años, se determinó la profundidad a la cual se manifestaba con mayor claridad la transición entre la capa superficial cálida y el agua más fría en profundidad. Se seleccionó 8.75 m como la más representativa y recurrente entre los cuatro años, adoptándola como la profundidad característica para el presente análisis, con una temperatura del epilimnion de ~25 °C y del hipolimnion de ~21 °C. Este comportamiento

estacional es típico de lagos monomícticos cálidos (Wetzel, 1981), en donde se reconoce durante el período invernal la mezcla completa de la columna de agua y la estratificación térmica en el verano, además de que la temperatura superficial nunca desciende por debajo de los 4°C. En la Figura 3, a modo de ejemplo, se presenta la variación temporal (abscisas) y en profundidad (ordenadas) de la temperatura medidas por la EML2 durante los primeros meses del año 2021.

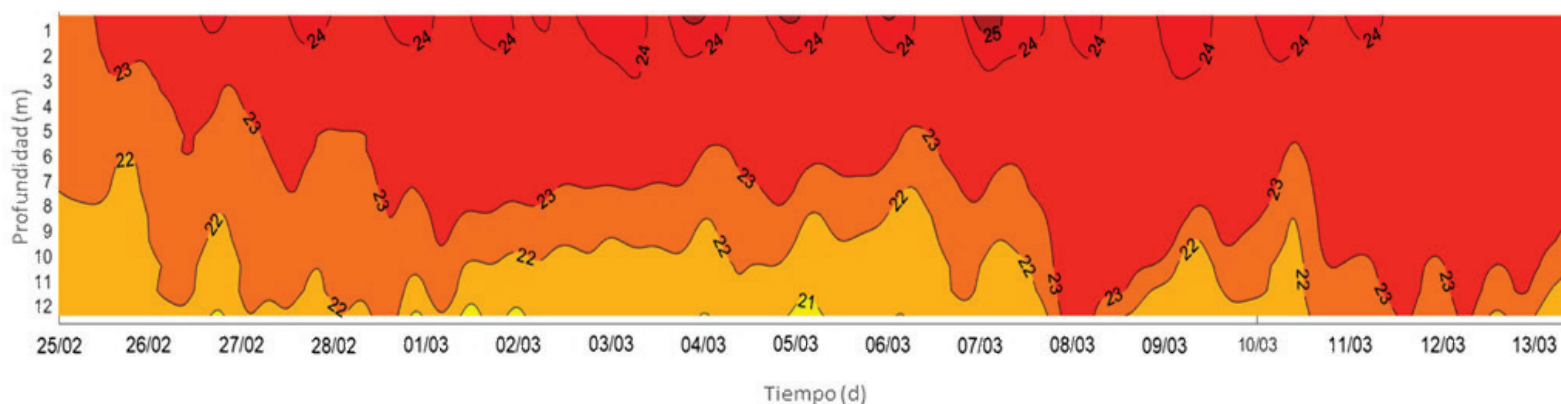


Figura 3. Gráfico Contour de Temperaturas (°C) durante los primeros meses estratificados del año 2021.

3.2. Modelado hidrodinámico (Delft3D)

En la Figura 4 se muestran los campos de velocidad superficial y del fondo del lago, que refieren a las estaciones de invierno y verano. La dinámica observada resulta consistente con aplicaciones previas en cuerpos de agua de la región, como el estudio del embalse San Roque de Muchiut et al. (2019), donde se identificaron patrones de circulación influidos predominantemente por la batimetría y la acción del viento como fuerza

principal. Estos antecedentes validan el enfoque utilizado en el presente trabajo.

Para la estación de invierno, en la Figura 4 (A) se observa que la circulación superficial del embalse sigue la dirección del viento, con un desfase de unos 30° debido a la batimetría. En el fondo se generan flujos en sentido contrario a los superficiales; este comportamiento es característico en modelos tridimensionales de embalses y responde a la necesidad física de cumplir con la conservación de masa dentro del cuerpo de agua para mantener la continuidad, mientras que en las costas el patrón es similar al superficial. Las velocidades máximas registradas son de 5.0 cm/s en superficie y 1.5 cm/s en el fondo y resultan coherentes con los rangos de 0.01 a 0.07 m/s reportados para sistemas lénticos similares bajo condiciones de viento moderado (Muchiut et al., 2019).

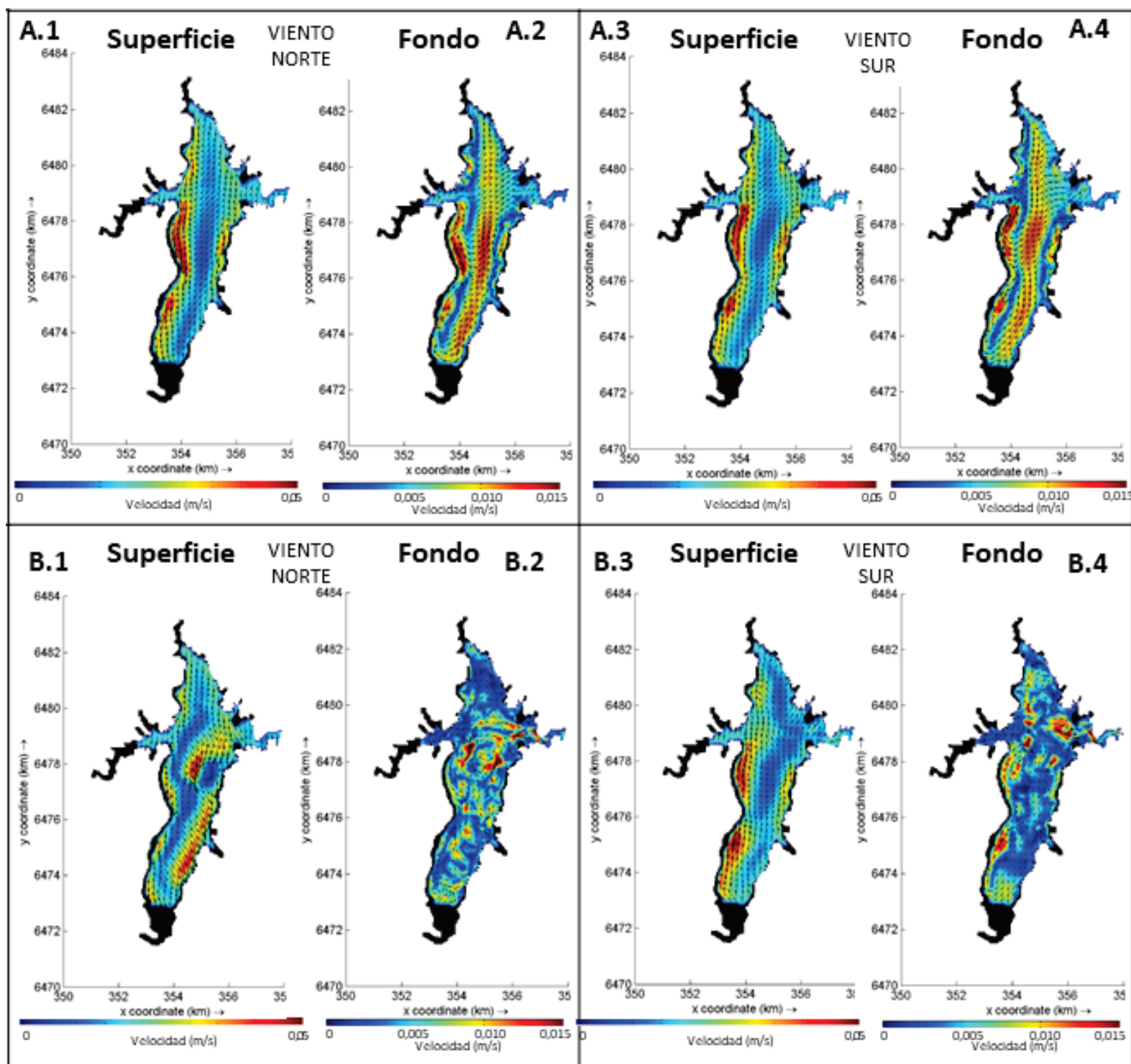


Figura 4. Velocidades en superficie y fondo, con vientos Norte (X.1 y X.2) y Sur (X.3 y X.4) para invierno (A) y verano (B).

La estructura de la circulación evidencia una zonificación dinámica: una zona de flujo abierto que inicia en la costa suroeste (área de ingreso de los principales tributarios) y avanza hacia el centro, mientras que en el extremo norte/noreste, ante la presencia del paredón del dique, se desarrollan áreas de recirculación. Esta variación espacial en la magnitud y dirección de los vectores permite diferenciar ambientes de transición y zonas lacustres donde la advección pierde importancia frente a los límites físicos del reservorio. Este es un fenómeno consistente con la zonificación reportada por Ríos et al. (2018) en el embalse de Paso Severino, Uruguay, donde la zona lacustre se define por la presencia de gradientes de velocidad despreciables.

Para la estación de verano (Figura 4 B), la dinámica del embalse se encuentra condicionada por la estratificación térmica. El aumento de la radiación solar calienta la capa superficial, incrementando la diferencia de densidad entre el epilimnion ($\sim 25\text{ }^{\circ}\text{C}$) y el hipolimnion ($\sim 21\text{ }^{\circ}\text{C}$), lo que establece una barrera física que impide la mezcla vertical completa. Este comportamiento es consistente con lo observado por Muchiut (2020) en el embalse San Roque, donde la estabilidad térmica prolongada limitó el intercambio de masa entre capas.

En esta condición estival, las velocidades máximas registradas mantienen la consistencia con las magnitudes obtenidas para la estación invernal (5.0 cm/s en superficie y 1.5 cm/s en el fondo), lo que convalida la respuesta del modelo ante vientos de magnitudes similares en ambos periodos (3.47 m/s en verano frente a 3.89 m/s en invierno). No obstante, a diferencia de la condición invernal, la energía se concentra con mayor intensidad en las proximidades de la termoclina ($\sim 8.75\text{ m}$). Este patrón de flujos diferenciados entre superficie y fondo, con circulaciones aisladas

en profundidad, responde a la necesidad de cumplir con la conservación de masa para mantener la continuidad del volumen, un proceso físico también identificado en la modelación del San Roque por Muchiut (2020).

La dirección del viento actúa como un factor determinante en la distribución espacial de los flujos. Se identificó un flujo intensificado en la entrada de la garganta del embalse con viento norte, debido a que este se alinea con el eje longitudinal del embalse, Este comportamiento activa dinámicamente este sector, contrastando con lo reportado por Muchiut et al. (2019) para el San Roque, donde la zona de la garganta (cercana al cierre) se definió como una "zona muerta" con velocidades nulas bajo ciertas condiciones de viento.

En contraste, el viento sur incide de manera transversal a la extensión del embalse, lo que disipa la energía y promueve una mayor homogeneización del volumen superficial a través de circulaciones secundarias en las costas, aunque sin romper la barrera térmica. Finalmente, los resultados indican que, tras un periodo de 15 a 20 días de estratificación persistente, la capacidad del sistema para sostener procesos de mezcla disminuye, resultando en una baja renovación del agua profunda asociada a una limitada transferencia de energía desde la superficie.

3.3. Calidad de agua en campo cercano (CORMIX)

Los resultados para todos los escenarios modelados se resumen en la Tabla 5. En la misma, se presentan la longitud de la pluma hasta alcanzar el campo lejano (L), el ancho de la pluma (B) y la dilución correspondiente (S) en dicho punto. Además, se incluyen las relaciones de dilución por metro de longitud (S/L), por metro de ancho (S/B) y por metro cuadrado

(S/A), las cuales representan la eficiencia del difusor. A valores más altos de estas relaciones, corresponde una menor longitud y/o área requerida de difusor para diluir un mismo volumen de efluente.

Tabla 5. Resumen de resultados del modelo CORMIX para los escenarios 1, 2, 3 y 4.

Escenario	L (m)	B (m)	S (-)	S/L (1/m)	S/B (1/m)	S/A (1/m ²)
ESCENARIO 1 (invierno con viento sur)	1700	3200	1935	1.14	0.60	0.0004
ESCENARIO 2 (invierno con viento norte)	1950	3900	2660	1.36	0.68	0.0003
ESCENARIO 3 (verano con viento sur)	700	1810	470	0.67	0.26	0.0004
ESCENARIO 4 (verano con viento norte)	750	1850	480	0.64	0.26	0.0003

En invierno, el campo cercano abarca longitudes de entre 1800 m y 2000 m. La mitad se desarrolla aguas arriba, en sentido contrario al viento, y la otra mitad aguas abajo, en el sentido del viento. Este comportamiento se explica físicamente por la clasificación de flujo MU1V asignada por CORMIX (Jirka et al., 1996). Al final del campo cercano, el ancho de la pluma es de 3200 m y 4000 m, con diluciones de 1935 y 2660, respectivamente, alcanzando la costa noroeste del lago en ambos casos (Figura 5).

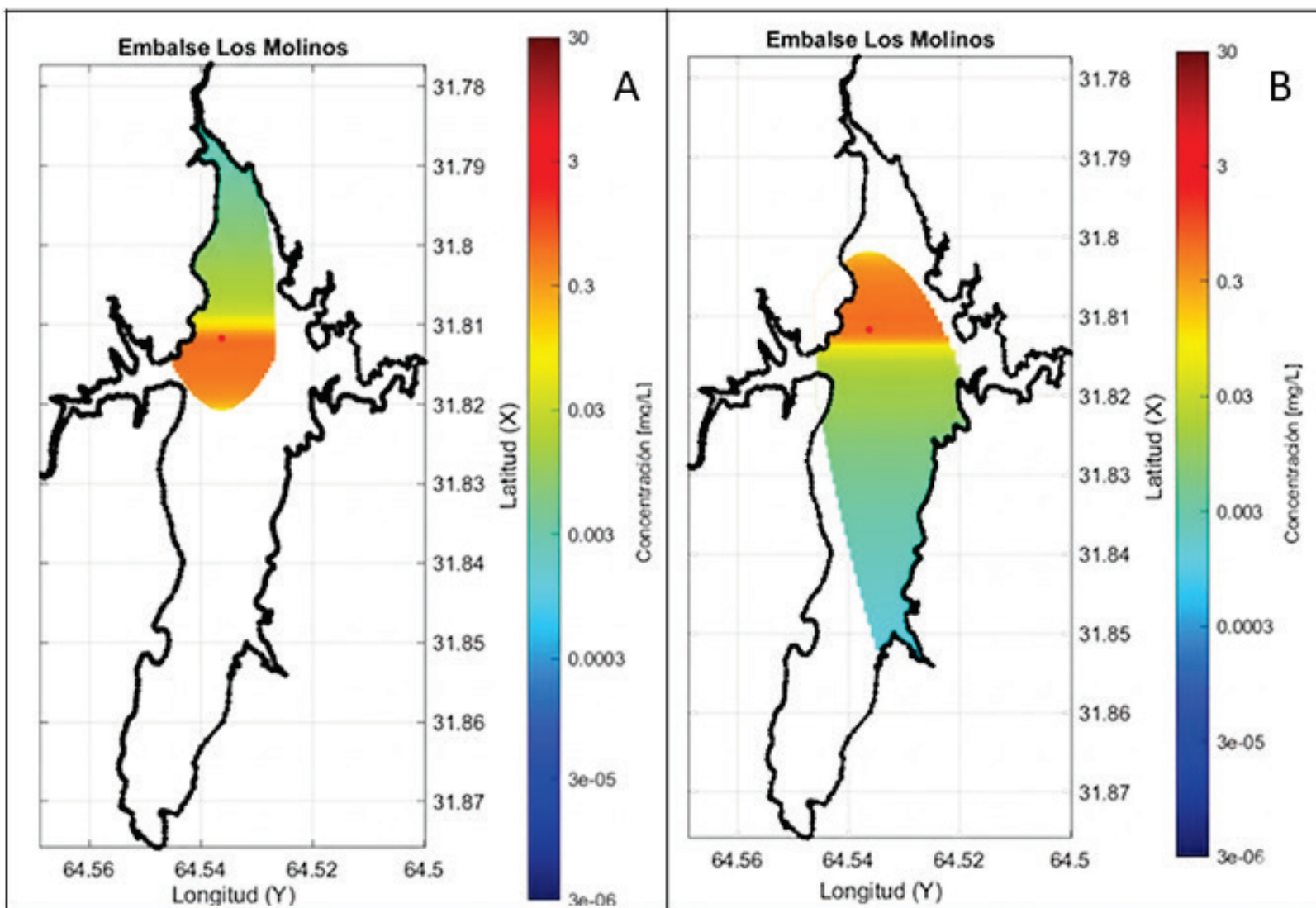


Figura 5. Pluma contaminante del emisario norte ubicada en el embalse, para el escenario 1: invierno con viento sur (A) y para el escenario 2: invierno con viento norte (B).

Bajo condiciones de isoterminia ($\sim 10^{\circ}\text{C}$), la ausencia de estratificación permite que la pluma ascienda logrando una alta eficiencia de mezcla inicial (S/L hasta 1.36 m^{-1}). Esta extensión física de la región de mezcla inicial es superior a los 18 metros reportados en ríos con

corrientes vigorosas como el Guayas (Guevara, 2022), evidenciando que en ambientes lénticos la flotabilidad expande el impacto sobre áreas más extensas. Asimismo, las diluciones obtenidas ($S > 1900$) validan el diseño del difusor frente a sistemas costeros como en Fortaleza (Brasil) por ejemplo, donde se reportaron diluciones de 278 (Maia et al., 2011). Por otro lado, con estos resultados se puede afirmar que en el embalse Los Molinos la dirección del viento advecta los contaminantes hacia la zona de desembocadura del río San Pedro y se encontraría afectada la costa noroeste del lago.

En verano, la pluma se desarrolla principalmente en forma ascendente por la flotabilidad del líquido vertido y, una vez alcanzada la termoclina, crece hacia aguas abajo hasta el fondo del lago. Este comportamiento responde a las clasificaciones de flujo MU8 (viento sur) y MU9 (viento norte) (Jirka et al., 1996). El campo cercano abarca una longitud de ~ 700 m con viento sur y ~ 750 m con viento norte, distribuyéndose en ambos casos un tercio hacia aguas arriba, en el sentido del viento, y los dos tercios restantes hacia aguas abajo, en sentido contrario del viento. Al final de esta zona, el ancho de la pluma alcanza los 1810 m y 1850 m, con diluciones de 470 y 480, con viento sur (Figura 6A) y norte (Figura 6B) respectivamente, lo que favorece su contacto con la costa noroeste del lago. Estos valores validan la eficiencia del diseño del difusor, superando las diluciones reportadas para emisarios costeros en Fortaleza (Brasil), que oscilaron entre 45 y 278 en la zona de mezcla inicial (Maia et al., 2011).

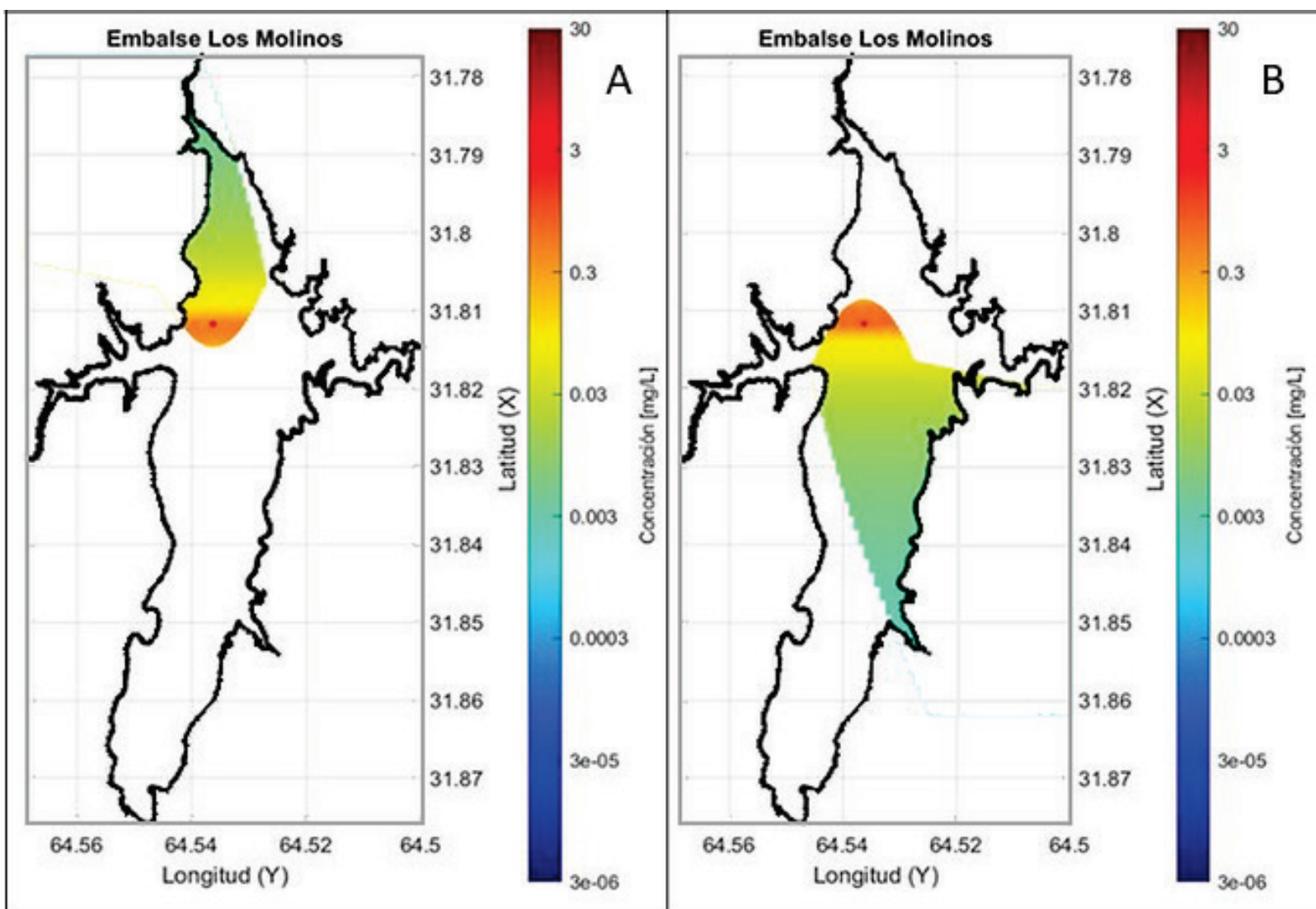


Figura 6. Pluma contaminante del emisario ubicado en el embalse, para el escenario 3: verano con viento sur (A) y para el escenario 4: verano con viento norte (B).

Aunque el modelo CORMIX permite caracterizar la mezcla inicial, sus supuestos de esquematización en canal rectangular y condiciones ambientales constantes limitan su precisión ante variaciones espaciales complejas de batimetría, viento y estratificación. Dado que las

dimensiones de la pluma en los escenarios modelados excedieron los límites de aplicabilidad de las hipótesis de CORMIX al adoptar rápidamente la hidrodinámica del embalse, se utilizaron sus resultados finales (localización, tamaño y dilución) como condiciones iniciales de descarga en Delft3D: el volumen de la pluma final del campo cercano en CORMIX es ahora forado por las celdas tridimensionales en Delft3D, con la misma concentración final del primer modelo. Este acople metodológico permite evaluar con mayor realismo el transporte advectivo y la dispersión pasiva en el campo lejano, donde el entorno ambiental controla la trayectoria de los contaminantes.

3.4. Calidad de agua en campo lejano (DELFT3D)

El exceso de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo es una de las principales causas de las floraciones de cianobacterias en cuerpos de agua dulce, ya que promueve su crecimiento acelerado, alterando el equilibrio ecológico y deteriorando la calidad del agua (Schindler y Vallentyne, 2008). Según los principios de mezcla en aguas interiores descritos por autores como Fischer (1979) y Chapra (1997), estas dinámicas pueden estar influenciadas por la estratificación térmica, la densidad y la dirección del flujo. Por esta razón, en el presente estudio se priorizó el análisis de la influencia de nitrógeno y fósforo del vertido sobre el embalse, ya que son dos de los indicadores clave del estado trófico y su relación con la dinámica hidrodinámica. En la Figura 7 se presenta la distribución de ambos nutrientes en la superficie del embalse y en la Figura 8 se presenta un promedio de la pluma observada en un corte que recorre de norte a sur el lago.

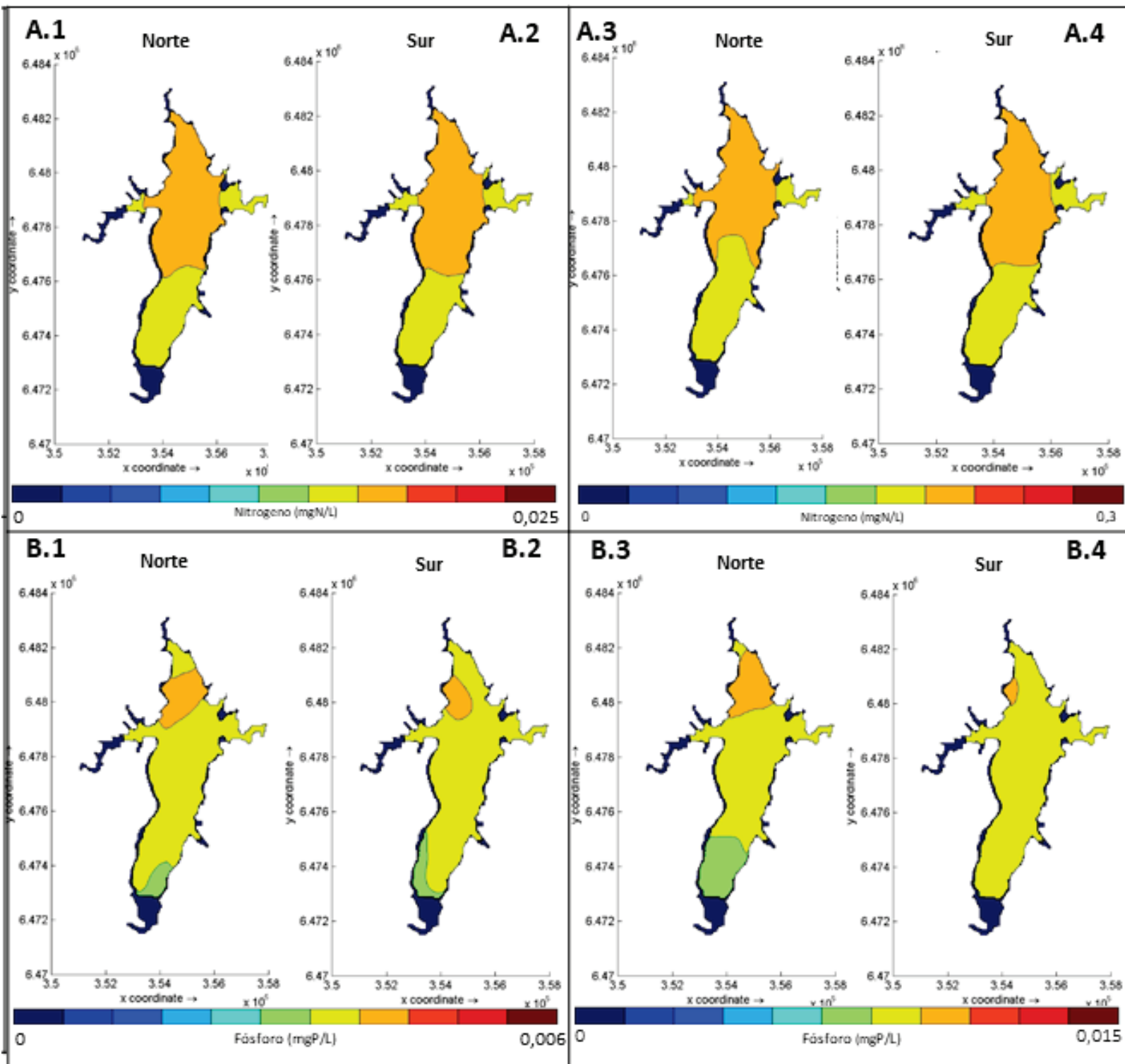


Figura 7. Nitrógeno Total (A) y Fósforo Total (B) para invierno (X.1 y X.2) y verano (X.3 y X.4) según ambas direcciones de viento.

El análisis del nitrógeno total en el lago muestra ciertos patrones en su concentración y distribución, influenciados por la estación del año y la dirección del viento. En la superficie (Figura 7A), el nitrógeno alcanza hasta 0.2 mg/L de concentración, especialmente en la zona norte del embalse, sin sufrir modificaciones significativas respecto a la estación del año, pero sí destacando que el viento del norte en verano favorece su acumulación en esa zona, mientras que el viento sur promueve una dispersión más uniforme. Este comportamiento es coherente con lo reportado por Bazán et al. (2014), quienes observaron mayores concentraciones superficiales asociadas a la estratificación térmica estival. Respecto a la profundidad (Figura 8), en invierno con viento sur, el nitrógeno se mezcla en la columna de agua, acumulándose en una pequeña zona al noroeste con concentración que levemente llega a 0.15 mg/L en el fondo. Mientras que, en verano, la estratificación térmica impide la mezcla vertical, generando una acumulación más marcada en el fondo, principalmente en las zonas norte y central del embalse, patrón coincidente con las áreas donde se han reportado floraciones recurrentes de cianobacterias (Bazán et al., 2020). Con viento norte en invierno, la mezcla es casi completa, aunque en la zona oeste del fondo se alcanzan los 0.15 mg/L. Según Camargo y Alonso (2007), los niveles máximos de nitrógeno inorgánico disuelto deberían encontrarse dentro del rango 0.5-1.0 mg NID/l para prevenir los procesos de acidificación y eutrofización en los ecosistemas acuáticos y proteger a su fauna de los efectos tóxicos de los compuestos nitrogenados ($\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$, $\text{HNO}_2+\text{NO}_2^-$, NO_3^-). Estos valores incluyen la suma de concentraciones totales del sistema; por lo tanto, si bien la descarga presenta valores inferiores, se deben considerar los valores de base. Rossen (2014) registró valores máximos

de nitrato de 0.3 mg N-NO₃/L, nitrito 12 µg/L y amonio 120 µg/L en este embalse, en épocas cálidas. Por lo tanto, incluyendo las concentraciones de la descarga, el embalse presentaría 0.632 mg/L de nitrógeno total, manteniéndose dentro de los rangos recomendados no perjudiciales para el ecosistema acuático.

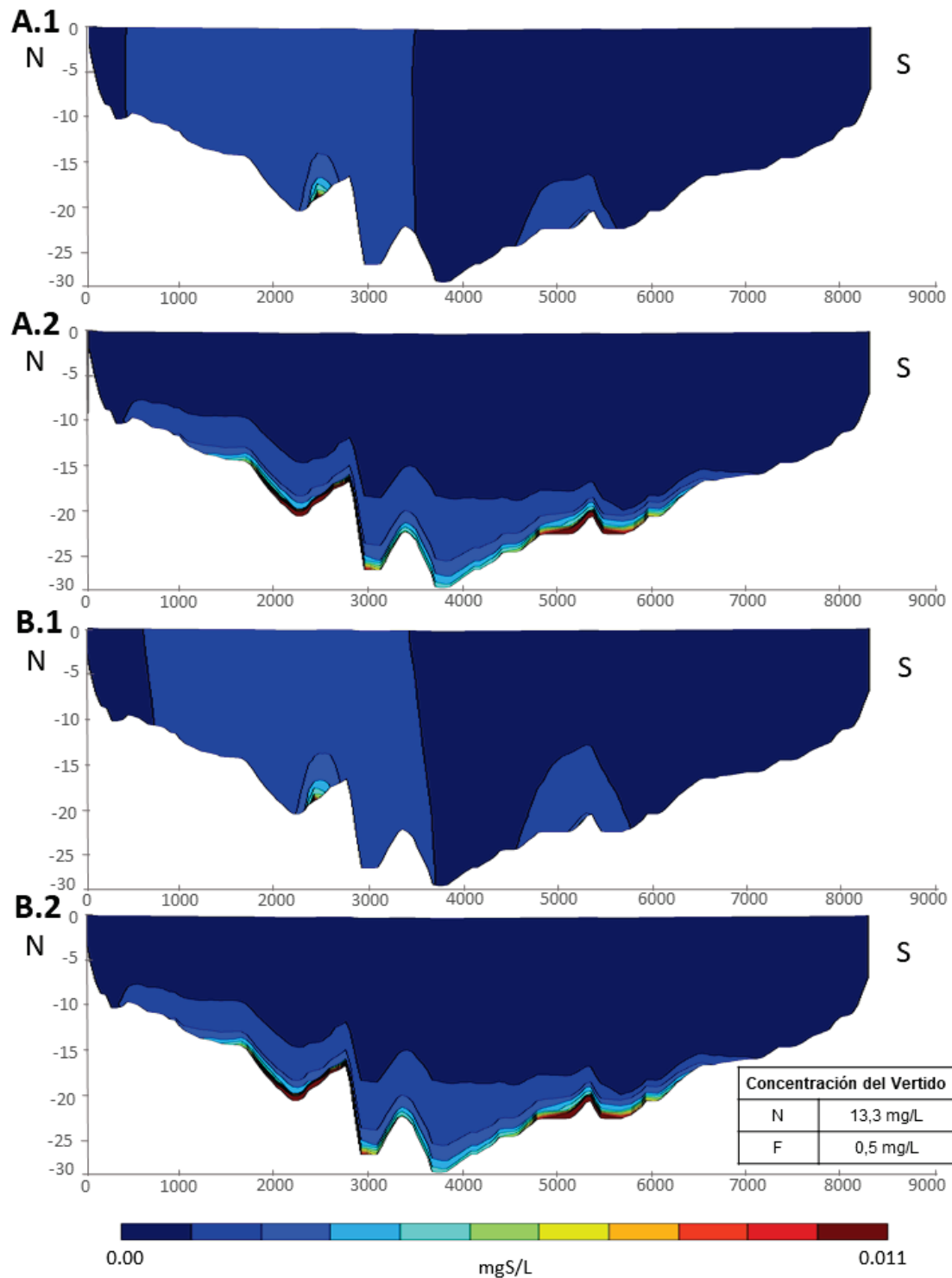


Figura 8. Pluma promedio de los contaminantes correspondientes a viento Norte (A) y viento Sur (B) en invierno (X.1) y verano (X.2).

Por otra parte, el análisis de fósforo total superficial en el lago muestra una distribución espacial relativamente estable entre estaciones, con las mayores concentraciones observadas en el sector norte para ambos casos (Figura 7B). En cambio, sí se presentan diferencias debidas a la dirección del viento. Por un lado, cuando el viento es sur, las acumulaciones más marcadas de concentraciones de 0.004 mg/L se encuentran en el sector noroeste del embalse, mientras que con viento norte la zona con esas concentraciones es mayor y está en casi todo el norte del lago. Respecto a la profundidad, los patrones varían según la estación y la dirección del viento. En invierno, el fósforo se encuentra en bajas concentraciones mezclado en casi toda la columna de agua, y en verano, debido a la estratificación, se observan acumulaciones más marcadas en el fondo, con valores de hasta 0.006 mg/L. Aplicando el índice de estado trófico de Carlson (1977) a estas concentraciones superficiales simuladas, los valores corresponden a condiciones oligotróficas cuando se consideran de forma aislada ($TSI \approx 20$). No obstante, estudios de monitoreo previos reportan concentraciones de fondo del orden de 12–24 $\mu\text{g/L}$ PT en períodos estratificados (Bazán et al., 2014; Cossavella, 2003), sobre las cuales el aporte de la descarga podría desplazar localmente el estado trófico desde el umbral mesotrófico-eutrófico ($TSI \approx 47\text{--}50$) hacia condiciones francamente eutróficas ($TSI > 50$). Este mecanismo es consistente con lo reportado por da Silva et al. (2021) en Paraná, Brasil, un embalse urbano tropical y profundo, ubicado en la ciudad de Brasilia, donde incrementos modestos de fósforo total bajo condiciones estratificadas estuvieron asociados a floraciones de cianobacterias en un sistema de estado trófico limítrofe.

Con estos resultados se puede afirmar que la dirección e intensidad del viento resultaron ser variables determinantes en la dispersión de contaminantes. Los vientos del norte promovieron un transporte más extendido hacia el interior del embalse, mientras que los vientos del sur tendieron a mantener los contaminantes más localizados cerca del punto de descarga. Durante el verano, la estratificación térmica limitó la mezcla vertical, favoreciendo la acumulación de nutrientes en capas superficiales, lo que podría incrementar el riesgo de floraciones. En cambio, durante el invierno, el sistema se comportó casi completamente mezclado, permitiendo una mayor dispersión vertical.

El análisis conjunto de ambos nutrientes permite evaluar la relación N:P de la pluma, para determinar el nutriente limitante del crecimiento algal. En el epilimnion, la relación másica N:P resulta de 50 (0.2 mg/L NT / 0.004 mg/L PT), muy superior al cociente de Redfield de aproximadamente 7 en masa (Redfield, 1958), lo que indica que el fósforo permanece como nutriente limitante incluso ante el aporte de nitrógeno de la descarga. En el hipolimnion durante el verano, esta relación desciende a 25 (0.15 mg/L NT / 0.006 mg/L PT), acercándose al cociente de Redfield y sugiriendo condiciones de co-limitación en esa zona. Esto implica que, bajo condiciones estratificadas, la acumulación diferencial de fósforo en el fondo puede favorecer el desarrollo de cianobacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico en la zona fótica, organismos que no dependen del nitrógeno disuelto para crecer y que han sido reportados en floraciones recurrentes en el embalse Los Molinos (Bazán et al., 2014; Bazán et al., 2020). En consecuencia, el control del fósforo resulta prioritario respecto al del nitrógeno para la gestión del riesgo de eutrofización, aunque el monitoreo conjunto de ambos parámetros es

indispensable para anticipar cambios en la comunidad fitoplanctónica y los riesgos asociados a cianotoxinas (Schindler y Vallentyne, 2008).

4. Conclusiones

El presente estudio permitió caracterizar la dinámica hidrodinámica del embalse Los Molinos y analizar el comportamiento de la pluma de efluentes tratados mediante la aplicación combinada de Delft3D y CORMIX. Los resultados muestran que la estratificación térmica estival limita la mezcla vertical y favorece la acumulación de nutrientes tanto en el epilimnion como en el hipolimnion, mientras que durante el invierno el sistema se comporta prácticamente mezclado, promoviendo una mayor dispersión vertical. La dirección del viento resultó ser una variable determinante: los vientos del norte generan un transporte más concentrado hacia el interior del embalse, mientras que los vientos del sur favorecen una dispersión más homogénea y reducen los procesos de acumulación.

Las concentraciones simuladas de nitrógeno y fósforo permiten identificar zonas de mayor vulnerabilidad, especialmente en el sector norte del embalse bajo condiciones estratificadas, lo que podría incrementar el riesgo de floraciones algales. Estos resultados constituyen una herramienta relevante para la planificación y gestión de las descargas de líquidos tratados por parte de APRHI, al aportar información técnica sobre el escenario hidrodinámico y sus posibles impactos en la calidad del agua.

Si bien el modelo fue desarrollado bajo condiciones iniciales utópicas y niveles representativos del embalse, los patrones identificados ofrecen una base sólida para futuras evaluaciones que integren

calibración con datos medidos y análisis de distintos regímenes hidrológicos. Considerando que el embalse abastece a una parte significativa de la población de Córdoba, comprender estos procesos resulta fundamental para anticipar riesgos, optimizar estrategias de monitoreo y fortalecer la gestión ambiental de largo plazo.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen al Laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Córdoba por el soporte técnico brindado y por el acceso a la estación de monitoreo de lagos instalada en el embalse Los Molinos, de la cual se obtuvieron los datos meteorológicos utilizados en este estudio. Asimismo, agradecen a la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) por el financiamiento otorgado para la realización de este trabajo y por la provisión de datos de batimetría y características del emisario. Finalmente, se agradece al Proyecto de Extensión Universitaria CYANO por compartir los datos recopilados en sus campañas de monitoreo en el lago.

6. Financiamiento

Esta investigación fue financiada por la Administración Provincial de Recursos Hídricos en el marco de un contrato con el Laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.

7. Declaración de conflicto de interés

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses en relación con la investigación, autoría y/o publicación de este artículo.

8. Declaración de uso de IA

Los autores utilizaron herramientas de inteligencia artificial de forma asistida en dos aspectos: Claude IA para la mejora de claridad en la redacción de algunas secciones, y NotebookLM para el formateo de referencias bibliográficas en estilo APA. Todo el contenido fue revisado, verificado e integrado por los autores, quienes asumen la responsabilidad sobre la calidad y precisión del artículo.

9. Referencias

- Aranda, Y. N., Bhatt, P., Ates, N., Engel, B. A., & Simsek, H. (2023). Cyanophage-cyanobacterial interactions for sustainable aquatic environment. *Environmental Research*, 229, 115728. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115728>
- Bazán, R., Corral, M., Pagot, M., Rodríguez, A., Cossavella, A., Oroná, C., Del Olmo, S., Rodríguez, M. I., Larrosa, N., Bonfanti, E., & Busso, F. (2005). Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(2), 121–135. https://www.researchgate.net/publication/228669812_Teledeteccion_y_modelado_numerico_para_el_analisis_de_la_calidad_de_agua_del_embalse_Los_Molinos_Cordoba_Argentina
- Bazán, R., Cossavella, A. M., Calvimonte, H., Díaz Lozada, J., García Rodríguez, C. M., Carnicelli, G., Casas, A., José, G., Calamuchita, G., & Alfonsina Storni, E. (2020). El aporte de la ciencia ciudadana para generar un monitoreo visual de cianobacterias en el embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *INNOTECA*, (21 ene-jun), 109–131. <https://doi.org/10.26461/21.01>

- Bazán, R., Larrosa, N., Bonansea, M., López, A., Busso, F., & 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*, 1(2), 27–28.
<https://revistas.unc.edu.ar/index.php/FCEFN/article/view/8892>
- Bonino, E. E., Bruno, G., Cardozo, J., Lascano, E., Leynaud, G., Pelegrin, N., & Rosati, V. (2012). *La conservación de la fauna en Córdoba* (1ª ed.). Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.
<https://www.biodiversidadfaunacordoba.com/>
- Bortolozzi, E., Rodríguez, A., & Dolling, O. R. (2012). *Inventario de presas y centrales hidroeléctricas de la República Argentina* (Tomo 3). Subsecretaría de Recursos Hídricos.
https://www.energia.gob.ar/contenidos/archivos/Reorganizacion/contenidos_didacticos/publicaciones/LibroPresas_3.pdf
- Camargo, J. A. y Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2), 98–110.
<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=486>
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22(2), 361–369.
<https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>

- Casas, P., Gonzáles Reyes, R., Gomez, M. G., Muchiut, J., Vitulich, C. A., Murgio, L., Ruiz Diaz, P., Ceballos, M. L., Corral, M., Marasas, M. S., Rodriguez Gonzalez, S. A., & Rodriguez, A. (2020, 01-04 de diciembre). *Red de estaciones para medición de parámetros hidrometeorológicos en embalses de Córdoba, Argentina*. [Ponencia]. Congreso Bienal de la Sección Argentina del IEEE (ARGENCON). Resistencia, Chaco, Argentina. <https://doi.org/10.1109/ARGENCON49523.2020.9505437>
- Chapra, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill.
- Corral, M. (2006). *Modelación de la calidad del agua del Embalse Los Molinos* [Tesis de maestría inédita]. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales-Universidad Nacional de Córdoba.
- Cossavella, A. (2003). *Influencia de efectos antrópicos y naturales en el proceso de eutroficación de las aguas del embalse Los Molinos* [Tesis de maestría inédita]. Universidad Nacional de Córdoba.
- Deltares. (2014a). *Delft3D user manuals: FLOW and WAQ modules* (Versions 3.15 & 4.01). <https://oss.deltares.nl/web/delft3d>
- Deltares (2014b) *D-Water Quality. Water quality and aquatic ecology modelling suite, User Manual*. (V. 4.99.34158).
- da Silva, D. B., Bellotto, V. R., Barbosa, J. d. S. B., & Lima, T. B. (2021). Spatiotemporal Variation on Water Quality and Trophic State of a Tropical Urban Reservoir: A Case Study of the Lake Paranoá-DF, Brazil. *Water*, 13(22), 3314. <https://doi.org/10.3390/w13223314>
- Fischer, H. B. (1979). *Mixing in inland and coastal water*. Academic Press.

- Granero, M., Bustamante A., López F & M Ruiz (2004) Hipolimnion water quality and its relationship to internal P loading in an eutrophicated water body: San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina). *Journal of Hydraulic Research* 42(3), 310-315.
<https://doi.org/10.1080/00221686.2004.9728396>
- Guevara Gavilanes, S. (2022). *Evaluación ambiental del efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales, con simulaciones de la zona de mezcla utilizando el software Cormix* [Tesis de Maestría, Escuela Superior Politécnica del Litoral].
<http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/57457>
- Jirka, G. H., Doneker, R. L., & Hinton, S. W. (1996). *User's manual for CORMIX: A hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters* (Version 3.0). Environmental Protection Agency.
https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/cormix-users_0.pdf
- Maia, L. P., Bezerra, M. O., Pinheiro, L. y Redondo, J. M. (2011). Application of the Cormix model to assess environmental impact in the coastal area: an example of the ocean disposal system for sanitary sewers in the city of Fortaleza (Ceará, Brazil). *Journal of Coastal Research*, (SI 64), 922-926.
https://www.researchgate.net/publication/289562371_Application_of_the_CORMIX_model_to_assess_environmental_impact_in_the_coastal_area_An_example_of_the_ocean_disposal_system_for_sanitary_sewers_in_the_city_of_Fortaleza_Ceara_Brazil

- Mengo, L. del V., Halac, S. R., Foray, S. G., Costamagna, I., & Piovano, E. L. (2022). A sedimentary record of the environmental evolution and changes in trophic state of San Roque reservoir (Córdoba, Argentina) during the 20th–21st centuries. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 29(1), 3–21. <https://lajsba.sedimentologia.org.ar/lajsba/es/article/view/29-1-2>
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E. y Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*, 59, 303–327. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>
- Muchiut, J., Ponce, G., Dagatti, M., Prystupczuk, F., González Reyes, R., Rodríguez, A., Corral, M., Rodríguez, S. A., Rodríguez, M. I., Ruibal, A. L. y Ruiz, M. (2019). Monitoreo y modelado hidroambiental en embalses de la provincia de Córdoba: Caso San Roque. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 6(1). <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/FCEFyN/article/view/21054>
- Muchiut, J. (2020). *Procesos hidrodinámicos y su relación con floraciones algales en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina* [Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba]. https://www.ina.gov.ar/archivos/publicaciones/2019_Muchiut%20et%20al_Monitoreo%20y%20modelado%20hidrodin%C3%A1mico.pdf.

- Prystupczuk, F., Dagatti, M., González Reyes, R., Muchiut, J., Rodriguez, S., Rodríguez, A., Murgi, L., & Corral, M. (2018, 6-8 de junio). *Desarrollo de una estación para medición de parámetros hidrometeorológicos en grandes reservorios de agua*. Congreso Bienal de la Sección Argentina del IEEE (ARGENCON 2018). San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina. <https://doi.org/10.1109/ARGENCON.2018.8645963>
- Reartes, S. B. R., Estrada, V., Bazán, R., Larrosa, N., Cossavella, A., Lopez, A., Busso, F., Diaz, M. S. (2016). *Evaluation of ecological effects of anthropogenic nutrient loading scenarios in Los Molinos reservoir through a mathematical model*. Ecological Modelling, 393–406. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.10.028>
- Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46(3), 205–221. <http://www.jstor.org/stable/27827150>
- Ríos, A., Fossati, M. y Rezzano, N. (septiembre de 2018). *Implementación de un modelo hidrodinámico y de calidad de agua bi-dimensional en el embalse de Paso Severino, Uruguay* [Ponencia]. XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, IAHR, Buenos Aires, Argentina. https://www.ina.gob.ar/congreso_hidraulica/resumenes/LADHI_2018_RE_347.pdf
- Rossen, A. (2014). *Respuesta de la comunidad bacteriana presente en el embalse Los Molinos (Córdoba, Argentina) expuesta a pesticidas* [Tesis de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires]. https://repositorioubasisbi.uba.ar/gsd/collect/posgraafa/index/asoc/HWA_4256.dir/4256.PDF

- Ruiz, M.; Granero, M.; Rodriguez, M.I.; Bustamante, M.A. & Ruibal Conti, A.L. (2005) Importancia de los sedimentos como fuente interna de fósforo en el Embalse San Roque (Córdoba): Determinación de una metodología para su estudio, XX Congreso Nacional del Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur, Mendoza, Argentina. <https://repositorio.ina.gob.ar/handle/123456789/314>
- Schindler, D. W., & Vallentyne, J. R. (2008). *The algal bowl: Overfertilization of the world's freshwaters and estuaries*. University of Alberta Press. <https://doi.org/10.1515/9781772126341>
- Sosa Benegas, G. R., Fernandes Bernal, S. P., Maia de Oliveira, V. y Zambrano Passarini, M. R. (2020). *Inibição do crescimento de Microcystis aeruginosa e degradação da cianotoxina microcistina LR por extratos de microrganismos do continente antártico* [Tesis de Maestría, Universidad Federal de la Integración Latinoamericana]. <https://dspace.unila.edu.br/handle/123456789/6029>
- Sweers, H. E. (1976) *A nomogram to estimate the heat-exchange coefficient at the air-water interface as a function of wind speed and temperature; a critical survey of some literature*. J. Hydrol. 30: 375–401. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(76\)90120-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(76)90120-7)
- Wetzel, R. (1981). *Limnología*. Ediciones Omega. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(76\)90120-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(76)90120-7)