

Caracterización fisicoquímica y de la MODC de un río receptor de cuenca en el norte de Argentina

Physicochemical and CDOM characterisation of a main river in the north of Argentina

Marta Leiva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2858-3282>

Sara Hurtado-Ferraté², ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-9070-3585>

Augusto Wottitz³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-8904-8431>

Ana Ledesma⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0750-196X>

¹Instituto de Bionanotecnología del NOA (INBIONATEC)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Villa El Zanjón, Santiago del Estero, Argentina. Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Forestales, Santiago del Estero, Argentina, martaleiva@gmail.com

²Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Forestales, Santiago del Estero, Argentina, samhfer@gmail.com

³Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías-Departamento Académico de Química, Santiago del Estero, Argentina, augusto.wottitz@gmail.com

⁴Centro de Investigación en Biofísica Aplicada y Alimentos (CIBAAL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Exactas

y Tecnologías-Departamento Académico de Química, Santiago del Estero, Argentina, ana1ledesma@yahoo.com.ar

Autora para correspondencia: Marta Leiva, martaleiva@gmail.com

Resumen

El presente estudio se centró en la calidad del agua del río Dulce, provincia de Santiago del Estero, Argentina, de vital importancia para la región, que provee agua para consumo humano y para el sistema de riego agrícola. Se realizaron muestreos en mayo, junio, julio, septiembre, noviembre y diciembre en el área de un dique derivador. Se analizaron parámetros básicos, iones mayoritarios, nutrientes y el comportamiento de la materia orgánica disuelta cromofórica (MODC), y se diagnosticó la aptitud para riego y consumo. Los resultados indicaron aguas de carácter alcalino, con elevada mineralización y predominio de sodio (Na^+) y cloruro (Cl^-). Hidroquímicamente, se identifican como aguas cloruradas sulfatadas sódicas. Fuertes variaciones estacionales se asocian con el régimen hidrológico y las condiciones climáticas, con aumento en la conductividad eléctrica y concentración de sales durante la estación seca. Se detectaron concentraciones de nitratos y fosfatos elevadas, lo que evidencia influencia antrópica vinculada con actividades contaminantes. Los parámetros fisicoquímicos fueron aceptables para consumo humano según los estándares de la OMS y el CAA, mientras que para riego presenta riesgo de salinización. La variación de la MODC sugiere cambios en las fuentes y reactividad de la materia orgánica en función del ciclo hidrológico, con ingreso de materiales alóctonos (suelos y material vegetal fresco) durante la temporada húmeda e incremento de origen

autóctono (productividad primaria y degradación de materiales orgánicos) durante los caudales bajos. En conclusión, el río Dulce presenta una composición química controlada principalmente por factores naturales, aunque con evidencias de aportes antrópicos.

Palabras clave: química del agua, materia orgánica, cuenca fluvial, materia orgánica disuelta cromofórica, CDOM, MODC, zona árida, riego, agua potable, contaminación del agua, Argentina.

Abstract

This study investigated the water quality of the Dulce River in Santiago del Estero, Argentina—a key resource for human consumption and agricultural irrigation. Sampling was carried out in May, June, July, September, November, and December near a diversion dam. Analyses encompassed basic physicochemical parameters, major ions, nutrients and chromophoric dissolved organic matter (CDOM), alongside assessments of suitability for irrigation and drinking. The water exhibited alkaline characteristics, high mineralisation and dominance of sodium (Na^+) and chloride (Cl^-), classifying it hydrochemically as a sodium-chloride-sulphate type. Pronounced seasonal variations were observed, driven by hydrological regime and climate, with increased electrical conductivity and salinity in the dry season. Elevated nitrate and phosphate concentrations indicated anthropogenic influence, likely linked to contaminating activities. Physicochemical parameters generally complied with World Health Organization (WHO) and Argentine Food Code (CAA) standards for human consumption; however, salinity levels pose a risk for irrigation. CDOM variability reflected shifts in organic-matter sources and reactivity throughout the hydrological cycle: allochthonous

inputs (soil and fresh vegetation) predominated during high-flow periods, whereas autochthonous contributions (primary productivity and organic-matter degradation) increased during low-flow conditions. In conclusion, the Dulce River's chemical composition is primarily governed by natural geochemical processes, although evidence of anthropogenic input is apparent.

Keywords: water chemistry, organic matter, river basins, chromophoric dissolved organic matter, CDOM, MODC, arid zones, irrigation, drinking water, water pollution, Argentina.

Recibido: 30/06/2025

Aceptado: 07/11/2025

Publicado *ahead of print*: 20/01/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

El conocimiento de la composición química de las aguas naturales de una región permite plantear estrategias de manejo de los recursos hídricos y sistemas productivos asociados, así como preservar su calidad a largo plazo. La composición química está determinada por factores ambientales, como los procesos hidrológicos dominantes, la solubilidad de las rocas, la temperatura, el volumen de precipitaciones, la edafología, la vegetación de la zona de captación y las influencias antrópicas. Los descriptores de una masa de agua incluyen diversos parámetros físicos, químicos y biológicos, como la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto, los nutrientes, y sustancias que se pueden

encontrar en solución. Las concentraciones de las sustancias disueltas, originadas en los procesos de meteorización y disolución de las rocas, ponen en evidencia la impronta mineralógica de la cuenca de captación. Dichas sustancias se presentan por lo general en su forma iónica, y de acuerdo con su abundancia proporcional, se agrupan en (a) iones mayoritarios, los que exceden 1 mg/l, estos son Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^- ; (b) iones minoritarios, los que se encuentran en concentraciones no mayores de 1 mg/l; y (c) elementos traza, aquellos que se encuentran en concentraciones por debajo de los 100 $\mu\text{g/l}$.

Para evaluar la calidad requerida para diferentes usos es necesario contrastar los parámetros físico-químicos evaluados con estándares de calidad establecidos en diferentes normativas. Por ejemplo, para evaluar la potabilidad del agua para el consumo humano se utilizan los niveles guía publicados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y normativas nacionales que cada país establece con base en las recomendaciones internacionales. Otro uso de interés de los recursos hídricos superficiales, especialmente en zonas áridas, es la necesidad de riego agrícola. La presencia de exceso de sales puede afectar el rendimiento de los cultivos por interferencias con la absorción de agua, así como afectar aspectos estructurales del suelo. Por lo tanto, resulta fundamental conocer la composición iónica, a fin de proponer las prácticas más adecuadas para el manejo del riego y la preservación de la calidad del suelo a largo plazo. El diagrama de Wilcox, desarrollado por el Laboratorio de Salinidad de EUA (United States Salinity Laboratory Staff, 1954), permite clasificar las aguas en función del riesgo de alcalinización y salinización que representan para los suelos bajo irrigación.

Además de la litología y el clima, entre los principales factores de control que actúan sobre la química de los ríos se suma la intrínseca

relación entre los sistemas fluviales y el flujo global del carbono (Meybeck, 2003). En relación con dicho elemento, es posible identificar dos fracciones principales: el C inorgánico y el C orgánico. El C inorgánico proviene principalmente de la meteorización y disolución de las rocas, siendo la forma dominante en las aguas de los ríos el HCO_3^- . Solo en situaciones particulares en las que el agua presenta pH muy elevado ($\text{pH} > 9$) es factible encontrar dominancia del CO_3^{2-} . Las especies $\text{HCO}_3^- / \text{CO}_3^{2-}$ en conjunto contribuyen al parámetro de alcalinidad de las aguas. El C orgánico, por su parte, está presente mayoritariamente en forma de materia orgánica (MO), que se divide en las fracciones materia orgánica particulada (POM, $> 0.45 \mu\text{m}$) y materia orgánica disuelta (MOD, $< 0.45 \mu\text{m}$). La MOD es una mezcla compleja de macromoléculas, cuyo principal componente son las sustancias húmicas, una amplia clase de ácidos orgánicos que contienen anillos aromáticos, así como carbohidratos y aminoácidos. Las fuentes de MOD pueden ser autóctonas, derivadas de procesos internos, sobre todo de la productividad algal, el fitoplancton y los macrófitos. Los compuestos de origen autóctono son por lo general de menor peso molecular y menor aromaticidad (McKnight *et al.*, 2001). Por otra parte, la MOD derivada de fuentes alóctonas o aportes terrestres, como suelos, ingreso de material vegetal y otros materiales orgánicos, que son transportados por escorrentía o caen directamente en el agua, tiene mayor aromaticidad y peso molecular (García, 2019). Como fuentes alóctonas, también se deben considerar los efluentes de aguas residuales y otros aportes antrópicos a los ecosistemas acuáticos. La medición y caracterización de la MOD puede hacerse a través de sus propiedades ópticas, pues la mayor parte es coloreada. La fracción que absorbe luz se denomina materia orgánica disuelta cromofórica (MODC) y su espectro de absorción ultravioleta-visible (UV-VIS) se considera un adecuado

descriptor de la composición, fuentes y reactividad de la misma (Helms *et al.*, 2008).

En la actualidad, en Argentina se plasma, a través de diversos estudios y redes de colaboración institucional, un creciente interés por desarrollar un marco para la evaluación ambiental y el biomonitoreo de los ecosistemas acuáticos (Domínguez *et al.*, 2020). Las características físico-químicas se incluyen entre las variables indispensables para clasificar los sistemas fluviales y ajustar las herramientas de monitoreo de calidad de aguas, pues permiten determinar objetivamente valores de línea de base en relación con la calidad físico-química y, junto con otras variables, modelan el hábitat al que se asocian las comunidades biológicas. En la cuenca Salí-Dulce, al norte de Argentina, la exploración de las características hidroquímicas de las aguas superficiales se ha enfocado en particular en el área de captación, esto es, la subcuenca del río Salí y afluentes que desaguan en el embalse Río Hondo (Fernández & Hidalgo, 2011; Fernández-Turiel *et al.*, 2003). En este marco, el presente estudio describe la composición química de las aguas del río Dulce, el cual es el de mayor orden en la cuenca y actualmente nace en el mencionado embalse Río Hondo. Para ello se realizó un análisis descriptivo basado en parámetros básicos de calidad de aguas, iones mayoritarios, nutrientes y una evaluación cualitativa del comportamiento de la MODC. Además, considerando la importancia de este recurso hídrico como fuente de agua para riego y para consumo humano en la región, se diagnosticó su aptitud para ambos usos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio (Figura 1) se localiza en el norte de Argentina, estando incluida en la cuenca de los ríos Salí-Dulce. Con un clima estacional cálido, la temperatura media anual es de 21.5 °C y oscila entre un valor máximo de 47 °C y un valor mínimo de 5 °C. El balance hídrico climático es negativo, la evapotranspiración potencial es de 900 a 1 100 mm anuales; mientras que las precipitaciones, concentradas en verano, disminuyen en un gradiente de este-oeste de 750 a 500 mm anuales (Bianchi & Cravero, 2010). La cuenca Salí-Dulce comprende 57 000 km², en territorio jurisdiccional de cinco provincias del noroeste de Argentina que comparten su gestión (Defensoría del Pueblo de Santiago del Estero y Defensoría del Pueblo de la Nación, 2017). Esta cuenca tiene su nacimiento en la cordillera de los Andes, con sus cabeceras ubicadas en las cumbres Calchaquies y sierras del Aconquija, de modo que gran parte de los aportes hídricos corresponden al deshielo de los meses de verano. El principal colector de la cuenca es el río Salí, que reúne en su recorrido un gran abanico de arroyos y ríos más pequeños que confluyen en el embalse Río Hondo, lago artificial con una superficie de 20 km². En dicho embalse nace actualmente el río Dulce, que luego de discurrir de norte a sur por el territorio de la provincia de Santiago del Estero forma el gran sistema de humedales Bañados del Río Dulce, para finalmente desagotar en la laguna Mar Chiquita, casi al centro de Argentina, constituyéndose así en una gran cuenca endorreica, sin salida al mar (<https://www.argentina.gob.ar/obras-publicas/hidricas/comite-de-cuenca-del-rio-sali-dulce>). Esta cuenca está bajo una importante influencia antrópica, con una sostenida transformación del uso del suelo

para la agricultura, en particular de caña de azúcar, cítricos, hortalizas y frutas. El embalse Río Hondo es uno de los más contaminados de Argentina, pues recibe efluentes no tratados de actividades industriales, en especial de los rubros de alimentos, bebidas y de producción de bioetanol, así como aguas residuales urbanas de las ciudades aguas arriba (Tracanna *et al.*, 2014).

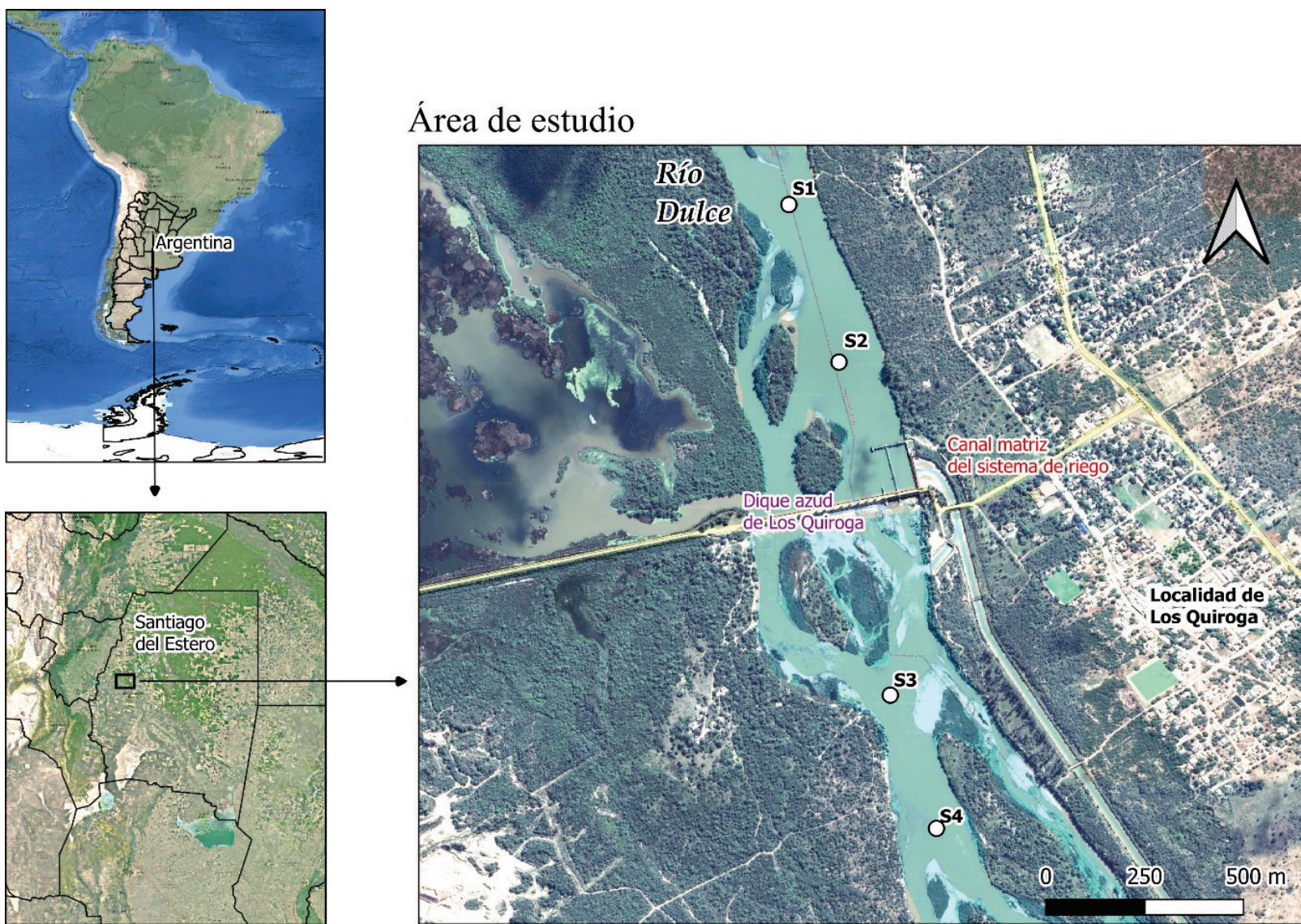


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo (S1-S4).

El río Dulce, por su parte, es la principal fuente de riego agrícola y de agua para consumo humano de la provincia en la que se inserta, por lo cual resulta un recurso fundamental para el desarrollo socioeconómico de la misma. El embalse Río Hondo concentra la esorrentía total de la cuenca, por lo que el caudal del río Dulce depende totalmente de la descarga de la presa, con un caudal medio anual de 130 m³/s. Como consecuencia de las lluvias concentradas en la estación cálida y el deshielo en la cabecera de la cuenca, los caudales aumentan de forma extraordinaria en verano, provocando un pulso de crecida previsible para los meses de febrero-marzo; después, la regulación en la presa mantiene un caudal bajo estable el resto del año (Gallego, 2012). Aguas abajo por el curso de agua, a 74 km del embalse de Río Hondo, se localiza el azud derivador de Los Quiroga, que constituye la cabecera del sistema de riego agrícola dependiente del río Dulce.

Muestreo y análisis

Se establecieron cuatro puntos de muestreo aguas arriba (S1 y S2) y aguas abajo (S3 y S4) del azud de derivación de Los Quiroga (27° 39' 03.99" S; 64° 21' 47.88" O), separados unos 500 m entre sí, en el sentido longitudinal del río, como se muestra en la Figura 1. Se realizaron seis campañas de muestreo a lo largo de 2019, en mayo, junio, julio, septiembre, noviembre y diciembre. Las muestras de cada sitio se recolectaron y analizaron por duplicado (muestra A y B), con el fin de tener un mayor control de posibles errores analíticos, procesando de esta manera un total de 48 unidades muestrales. Las correspondientes al mismo sitio se consideraron réplicas y se promedió entre ambas el valor obtenido para cada parámetro analizado. Los valores de caudales medios

mensuales aguas arriba y aguas abajo del azud de Los Quiroga se obtuvieron por gentileza de la Superintendencia de Riego de la provincia de Santiago del Estero (Figura 2).

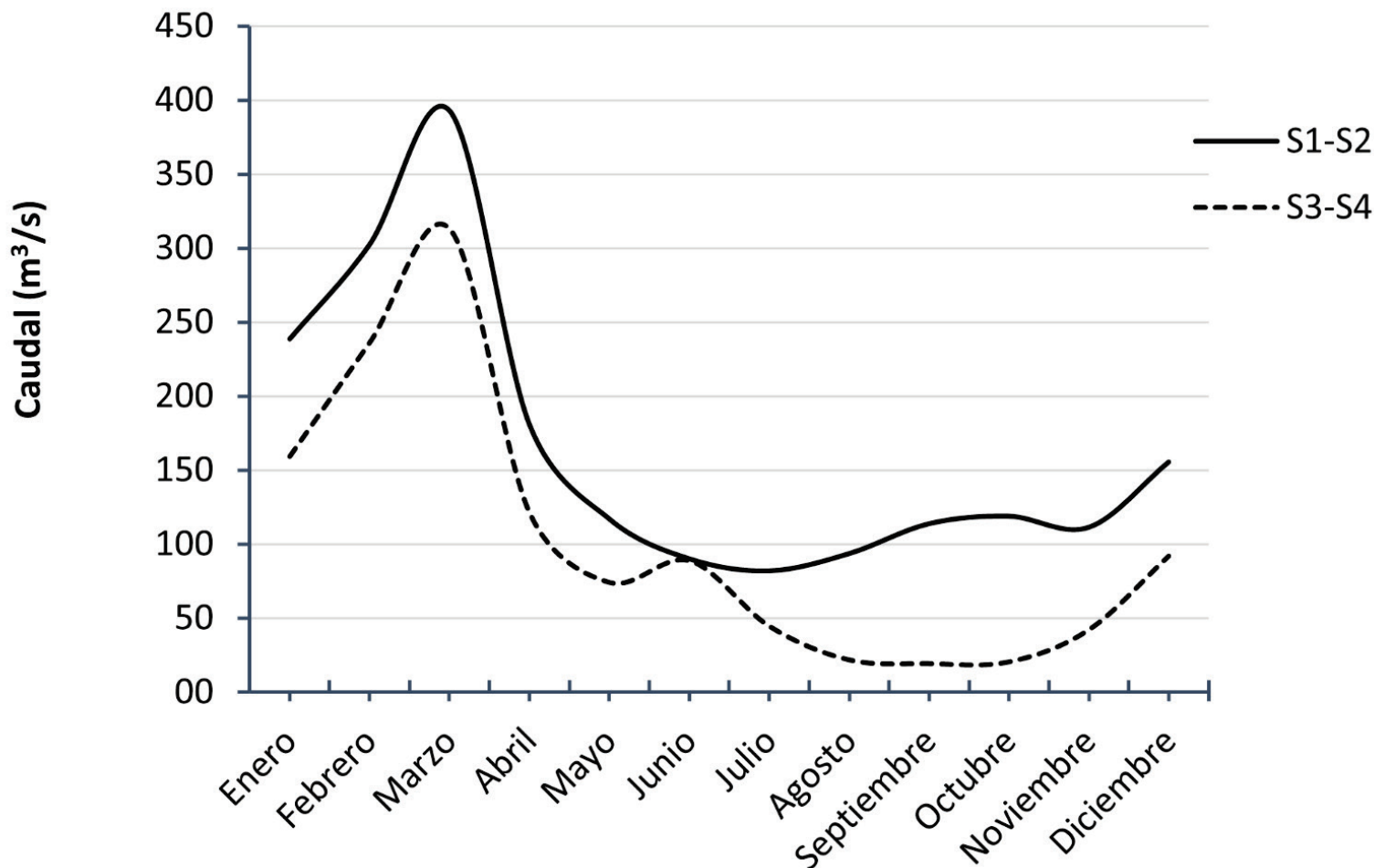


Figura 2. Descarga de agua (m^3/s) hacia el río Dulce a lo largo de 2019. Línea continua: caudal para los sitios S1 y S2 aguas arriba del azud derivador. Línea punteada: valor de caudal para S3 y S4 estimado a partir de los porcentajes de derivación hacia el sistema de riego. Los muestreos se realizaron en mayo, junio, julio, septiembre, noviembre y diciembre.

Las muestras se recolectaron en botellas de plástico de 1 l prelavadas con HCl 5 % v/v; se conservaron refrigeradas para su traslado al laboratorio. La temperatura (T °C), el pH y la conductividad eléctrica (CE) se determinaron también por duplicado en cada sitio de muestreo, utilizando un medidor digital de pH AWDA 1000 y un conductímetro Hanna HI 8733. Para la determinación de oxígeno disuelto (OD), las muestras se fijaron en campo y luego se analizaron con el método de modificación de azida (APHA *et al.*, 1992; Winkler, 1888). Los contenidos de nitratos (NO_3^-) y fosfatos (PO_4^{3-}) se analizaron mediante espectroscopía UV-visible en un espectrofotómetro UV-1800 Shimadzu (Shimadzu Co., Japón), por absorción a 220 nm para los nitratos y a 880 nm con el método del ácido ascórbico para fosfatos. El contenido de sulfato (SO_4^{2-}) se determinó mediante el método de turbidimetría por absorción a 420 nm. La alcalinidad se midió como iones bicarbonato (HCO_3^-) y carbonato (CO_3^{2-}), y se determinó mediante análisis volumétrico. La dureza total, los iones de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) se midieron por titulación complejométrica de EDTA; mientras que los iones de cloruro (Cl^-) se midieron por el método argentométrico. Los sólidos totales (ST) se midieron por desecamiento en estufa (103-105 °C). Todos los análisis se realizaron siguiendo los métodos normalizados (APHA *et al.*, 1992). El sodio (Na^+) y el potasio (K^+) se determinaron por fotometría de llama en un ionómetro Crudo Caamaño (Laboratorio Norte, Argentina).

El error cometido en los análisis de los iones mayoritarios se calculó mediante la fórmula sugerida por Custodio y Llamas (1983):

$$E\% = \left(\frac{\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} \right) * 100$$

Se obtuvo un error menor al 10 % en la mayoría de los casos, con excepción de tres unidades muestrales correspondientes a los siguientes muestreos y sitios: en julio, S1, muestra A (10.7 %); en septiembre, S2, muestra A (11.3 %), y S4, muestra A (10.2 %). Considerando que el error superó escasamente el 10 %, estas unidades muestrales no se desestimaron de la base de datos utilizada para los análisis.

Caracterización de la MODC

Para las mediciones de MODC, las muestras de agua se filtraron a través de filtros de nailon de 0.45 μm inmediatamente a su llegada al laboratorio, se conservaron en la nevera y se procesaron dentro de las 24 horas siguientes al muestreo. Los espectros de absorbancia (200-800 nm) se obtuvieron a intervalos de 1 nm en un espectrofotómetro UV-Vis (modelo UV-1800, Shimadzu Co., Japón), utilizando una cubeta de cuarzo de 10 mm, aplicando corrección de la línea de base con agua Milli-Q como blanco de referencia. La absorbancia UV-Vis promediada entre 700 y 800 nm se restó de cada espectro para corregir posibles desviaciones (Helms *et al.*, 2008).

Los datos de absorbancias corregidas se convirtieron en coeficientes de absorción de acuerdo con la siguiente fórmula, descrita en Helms *et al.* (2008):

$$a = 2.303A \div l$$

Donde:

a = coeficiente de absorción de Napierian (m^{-1})

A = absorbancia

l = longitud de recorrido de la cubeta (m)

Como índices derivados del espectro UV-Vis, se utilizaron los coeficientes de absorción a_{254} , el cual es un indicador de la aromaticidad de la MOD (Dobbs *et al.*, 1972; Green & Blough, 1994); a_{350} , relacionado a la abundancia de lignina, indicativo de la contribución de material derivado de plantas vasculares en la MOD (Spencer *et al.*, 2010); a_{440} , indicativo de color del agua (Cuthbert & Giorgio, 1992; Reche *et al.*, 1999). Se calcularon, asimismo, índices inversamente relacionados con el tamaño molecular de la MOD. La relación de absorción E2:E3 (a_{250}/a_{365}) decrece cuando el tamaño molecular de la MOD se incrementa debido a la mayor absorción de luz por parte de las moléculas más grandes (De Haan & De Boer, 1987; Helms *et al.*, 2008). La pendiente espectral en el intervalo de 275 a 295 nm, $S_{275-295}$, por su parte, resulta indicativa de la degradación de la lignina (Fichot & Benner, 2012); y la relación de las pendientes espectrales $S_{275-295}$ a $S_{350-400}$, SR, también está inversamente relacionada con el peso de la MOD y con los cambios inducidos por la fotoquímica en el peso molecular (Helms *et al.*, 2008).

El cálculo de los coeficientes de absorción y de los índices espectrofotométricos de la MODC se llevaron a cabo utilizando el paquete *staRdom* (Pucher *et al.*, 2019) en el entorno de trabajo *R* (R Core Team, 2023).

Análisis hidroquímico y estadístico

Con el fin de analizar el comportamiento de los parámetros medidos, se realizaron gráficos de *boxplot* y medidas de estadística descriptiva. Debido a que se tomaron muestras aguas arriba y aguas abajo del azud, aunque no se esperaba un efecto importante del derivador sobre los valores de los parámetros de calidad del agua, se consideró adecuado comprobar formalmente si existían o no diferencias estadísticamente significativas entre los tramos. Para ello, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis (K-W), teniendo en cuenta la falta de distribución normal del conjunto de datos. Estos análisis y los gráficos presentados se realizaron en el *software R* (R Core Team, 2023).

Para la caracterización de las aguas, se utilizaron diagramas hidroquímicos (Piper, 1944; Schoeller, 1962) que se realizaron con el *software Easy Quim* (<https://www.idaea.csic.es/software/easy-quim/>). Estos diagramas facilitan la interpretación de la calidad del agua, ya que permiten visualizar de manera sintética las relaciones entre los iones disueltos, identificar tipos de agua (o facies hidroquímicas), y evaluar los procesos naturales o antrópicos que determinan su composición.

El diagrama de Piper es una estructura triangular que permite distinguir grupos de aguas con características químicas similares, clasificándolas según la predominancia relativa de cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$) y aniones (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-). Posibilita reconocer qué procesos geológicos, hidrológicos y geoquímicos determinan la composición iónica del agua, y cómo se asocia con fenómenos naturales (p. ej., la disolución de minerales, la acumulación geológica de cenizas volcánicas, etc.) o con impactos antrópicos (p. ej., infiltraciones de aguas residuales).

El diagrama de Schöeller, por su parte, es una representación gráfica semilogarítmica, con un eje de categorías (eje x) en el que cada columna corresponde a un ion principal. Por convención, las tres primeras corresponden a los cationes en orden creciente de solubilidad (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$), y el resto a los aniones en orden decreciente de solubilidad (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-). La unión de cada ion da una línea continua representativa de cada muestra analizada, mientras que los picos permiten identificar los iones dominantes. Este diagrama facilita evaluar por comparación directa y rápida varias muestras diferentes y reconocer los iones dominantes, resultando útil para la interpretación de características regionales de mineralización, así como de variaciones temporales en la concentración de iones.

Para establecer la relación entre las características hidroquímicas del agua del río y la composición mineralógica de la cuenca de aporte, se recurrió a la información geológica disponible para la región, la cual se basó, por un lado, en la interpretación de hojas geológicas oficiales disponibles en el repositorio del Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR): Hoja Geológica 2766- II San Miguel de Tucumán (González *et al.*, 2000); Hoja Geológica 2766-IV Concepción (Dal-Molin *et al.*, 2003); Hoja Geológica 2763-III Santiago del Estero (Hernández *et al.*, 2025); y por el otro, en la revisión bibliográfica de estudios previos sobre la geología de la cuenca (Georgieff *et al.*, 2014). Se pueden consultar mapas de la geología de la cuenca de aporte en la bibliografía referenciada.

Análisis de calidad del agua para irrigación y consumo humano

En Argentina no existen normativas específicas que establezcan niveles de calidad del agua para riego agrícola ni a nivel nacional ni legisladas por las provincias. La calidad del agua para riego se evalúa técnicamente con base en las recomendaciones de la FAO (Ayers & Westcot, 1985) y del Departamento de Salinidad de EUA.

La calidad para irrigación se evaluó aplicando el diagrama de Wilcox (United States Salinity Laboratory Staff, 1954), que combina la relación de absorción de sodio (SAR) con la CE. El SAR se calcula según la siguiente fórmula:

$$SAR = \frac{Na^+}{\left(\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}\right)^{1/2}}$$

Donde las concentraciones iónicas están expresadas en mEq.l⁻¹. El diagrama de Wilcox permite clasificar las aguas en relación con el riesgo que representan para la alcalinización de los suelos (función del SAR) y para la salinización (como función de la CE).

Para evaluar aptitud para consumo humano en Argentina se aplica el Código Alimentario Argentino Ley 18.284, reglamentada por el Decreto 2126/71 (CAA), el cual se basa en las recomendaciones de la OMS. En el Capítulo XII "Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificadas" (artículos 982 y siguientes) se define el agua potable como aquella que "no deberá contener sustancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico,

inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud"; debe presentar sabor agradable, ser prácticamente incolora, inodora, límpida y transparente, y provenir de un suministro público, de un pozo o de otra fuente, y estar ubicada en los reservorios o depósitos domiciliarios. En estricto sentido, y de acuerdo con la normativa, el agua tomada directamente desde el río sin tratamiento no sería agua potable. Argentina no ha legislado valores guía de calidad para las fuentes naturales destinadas a proveer de agua potable a las poblaciones después de haber aplicado un tratamiento de potabilización. En estos casos, por lo general se aplica caracterizar la fuente primaria según los estándares internacionales recomendados por la OMS para las fuentes de agua potable (WHO, 2017); proteger las captaciones del ingreso de animales y de eventuales fuentes de contaminación; ajustar el diseño de los tratamientos para operar el mismo en función de la calidad de ingreso, y finalmente controlar que después del tratamiento, el agua obtenida cumpla con los criterios establecidos en el CAA. En este trabajo se evaluó un recurso hídrico natural que se utiliza también como fuente de agua para consumo humano; se comparan los valores obtenidos con los niveles guía establecidos por la OMS en carácter de recomendación internacional y con los valores establecidos por el CAA como la normativa aplicable a nivel nacional.

Resultados

Las aguas mostraron una tendencia alcalina, con pH medio de 7.97 (+0.43). El mínimo de pH se presentó en septiembre con 6.92 y el máximo en noviembre con 8.6. La temperatura varió entre un mínimo de 12.3 °C en julio a los 28.6 °C en noviembre, con una media de 20.3 (+4.8)

°C. Los valores de CE, con una media de 849.9 (+ 98) $\mu\text{S}/\text{cm}$, mostraron aguas con una importante mineralización, cuyo mínimo se situó en diciembre en 683 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y un máximo de 984 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en mayo. La alcalinidad total media fue de 171.74 (+16.46) mg/l de CaCO_3 , con un mínimo de 148.8 mg/l de CaCO_3 en junio y un máximo de 204.6 mg/l de CaCO_3 en noviembre. La dureza total mostró una media de 148.18 (+33.17) mg/l de CaCO_3 , con mínimo de 95 mg/l de CaCO_3 en septiembre y máximo de 210 mg/l de CaCO_3 en junio. El OD varió entre 8.04 mg/l en mayo y 10.38 mg/l en septiembre, con una media de 9.18 (+0.62) mg/l .

Los valores de los parámetros físico-químicos y de los iones mayoritarios mostraron un amplio rango de variación temporal (Figura 3A y 3B). El Na^+ y el K^+ mostraron una tendencia a incrementarse a lo largo de los meses, de julio a noviembre. Los nutrientes, fosfato y nitrato, por su parte, mostraron una tendencia decreciente desde los muestreos de mayo hacia los últimos meses del año. No hubo influencia de la presencia del dique derivador sobre la calidad del agua de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis.

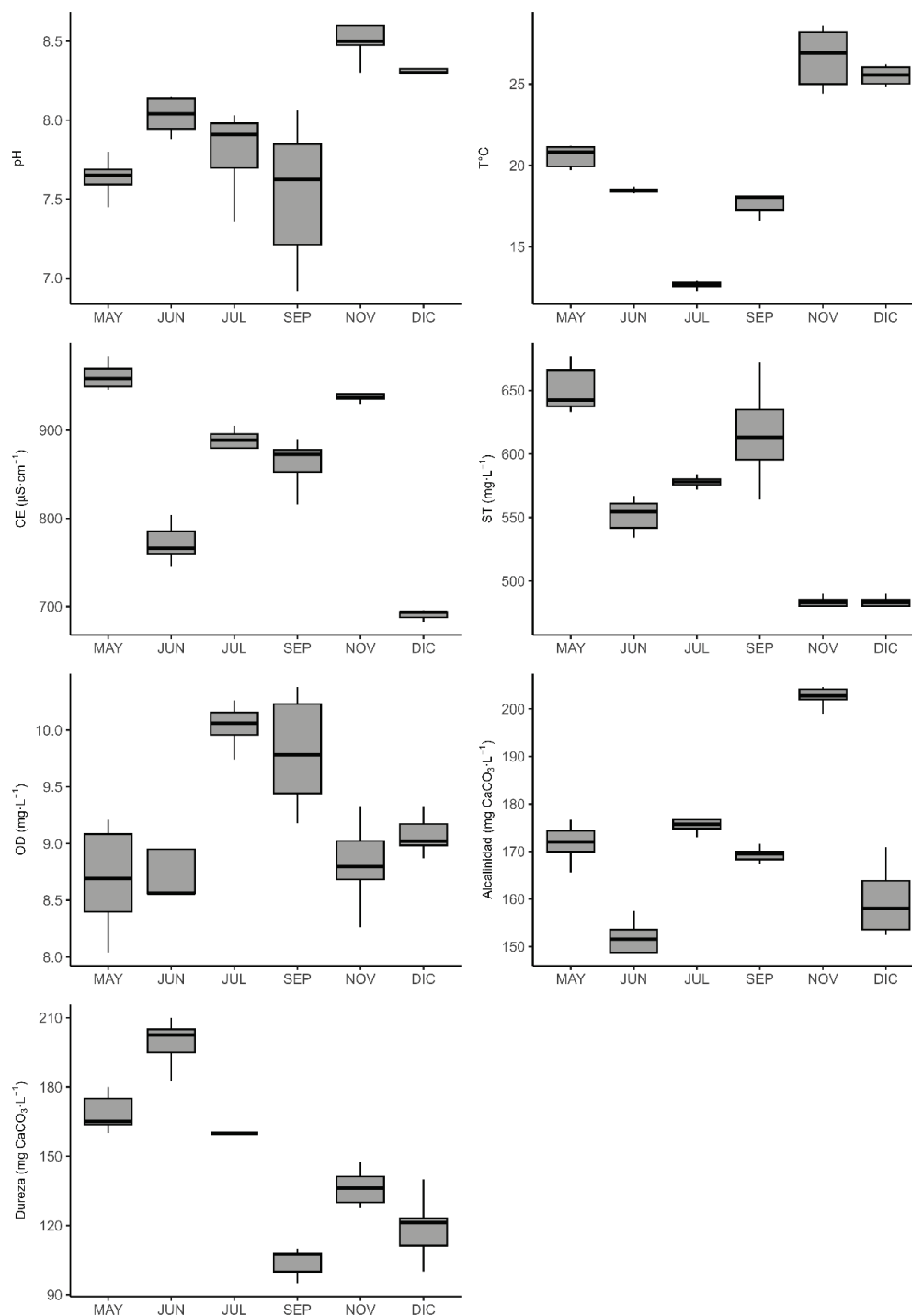


Figura 3A. Variación de los parámetros fisicoquímicos pH, T °C, conductividad eléctrica, sólidos totales, oxígeno disuelto, alcalinidad, y dureza por mes de muestreo.

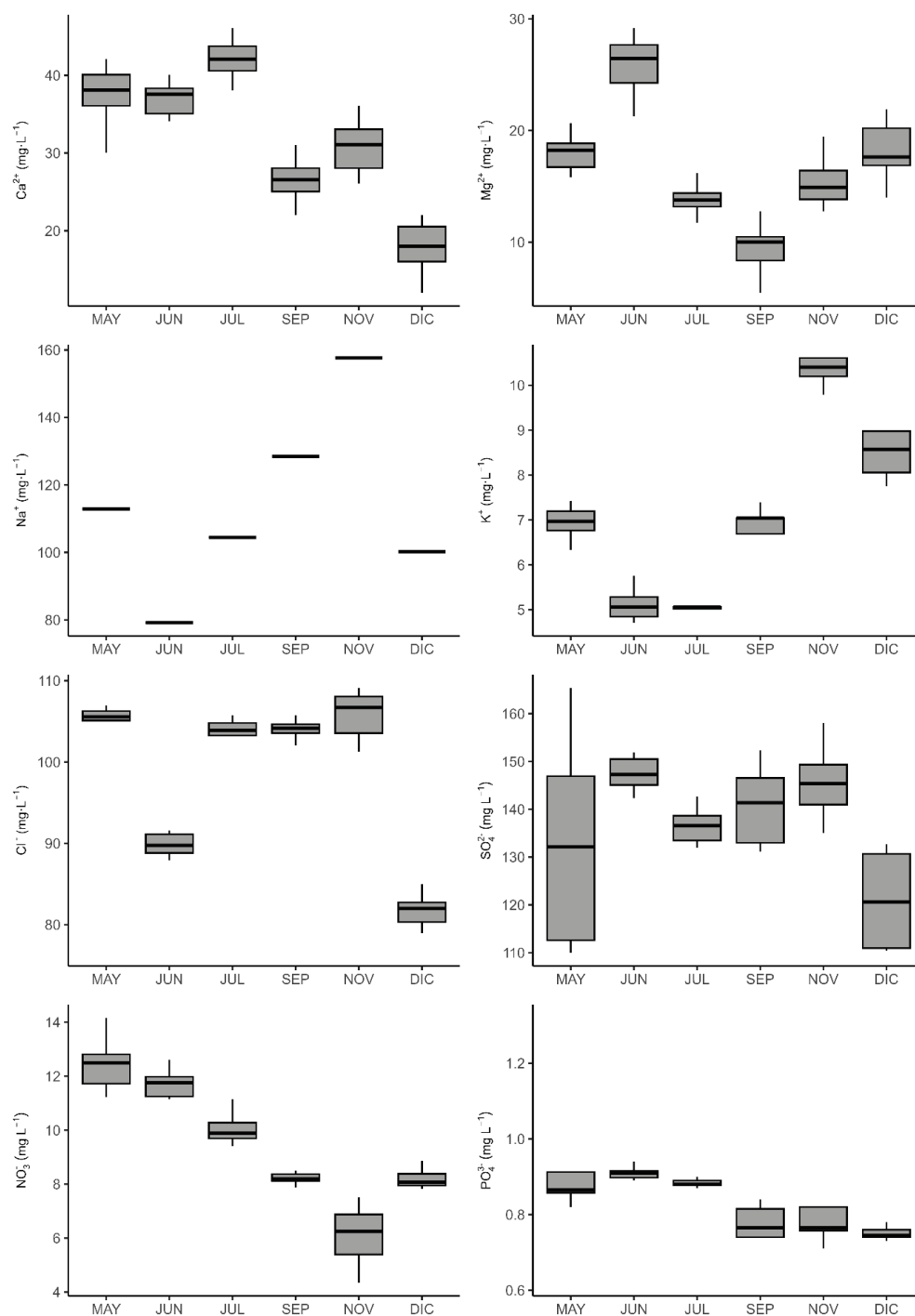


Figura 3B. Variación de los parámetros fisicoquímicos calcio, magnesio, sodio, potasio, cloruros, sulfatos, nitratos y fosfatos por mes de muestreo.

En el diagrama de Piper, las muestras se posicionaron como cloruradas y/o sulfatadas sódicas. El Na^+ y el K^+ como cationes dominantes desempeñaron un papel decisivo en la determinación de la tipología de aguas; mientras que la composición aniónica fue más equilibrada (Figura 4).

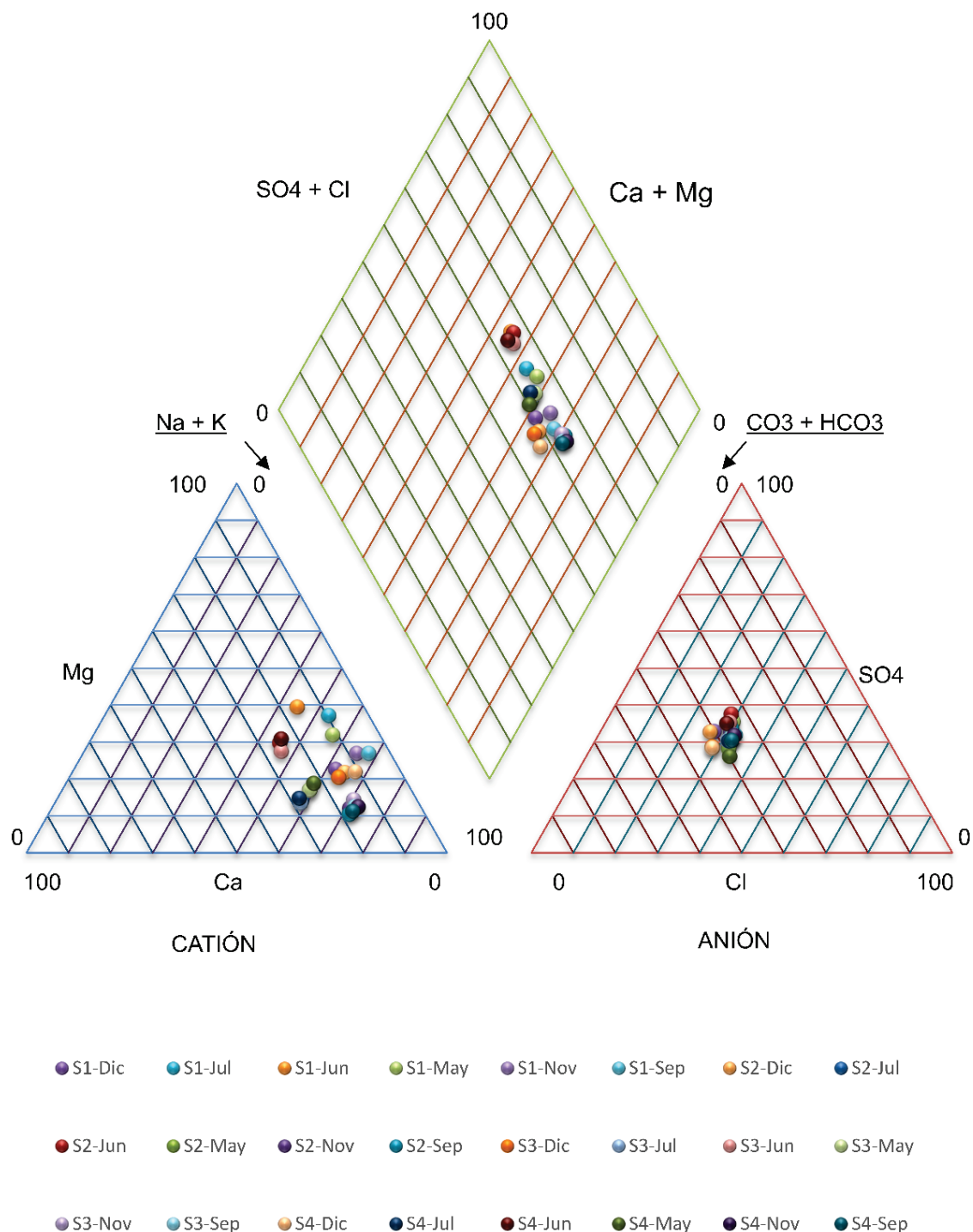


Figura 4. Diagrama de Piper. Los valores graficados corresponden a cada sitio por mes de muestreo.

En cuanto a la caracterización de la MODC, los coeficientes de absorción a_{254} , a_{350} y a_{440} mostraron un comportamiento decreciente a lo largo de los meses de muestreo, con sus valores más bajos en noviembre. La $S_{275-295}$, la relación $E2/E3$, y el SR, por su parte, mostraron incremento a lo largo de los meses de muestreo (Figura 5).

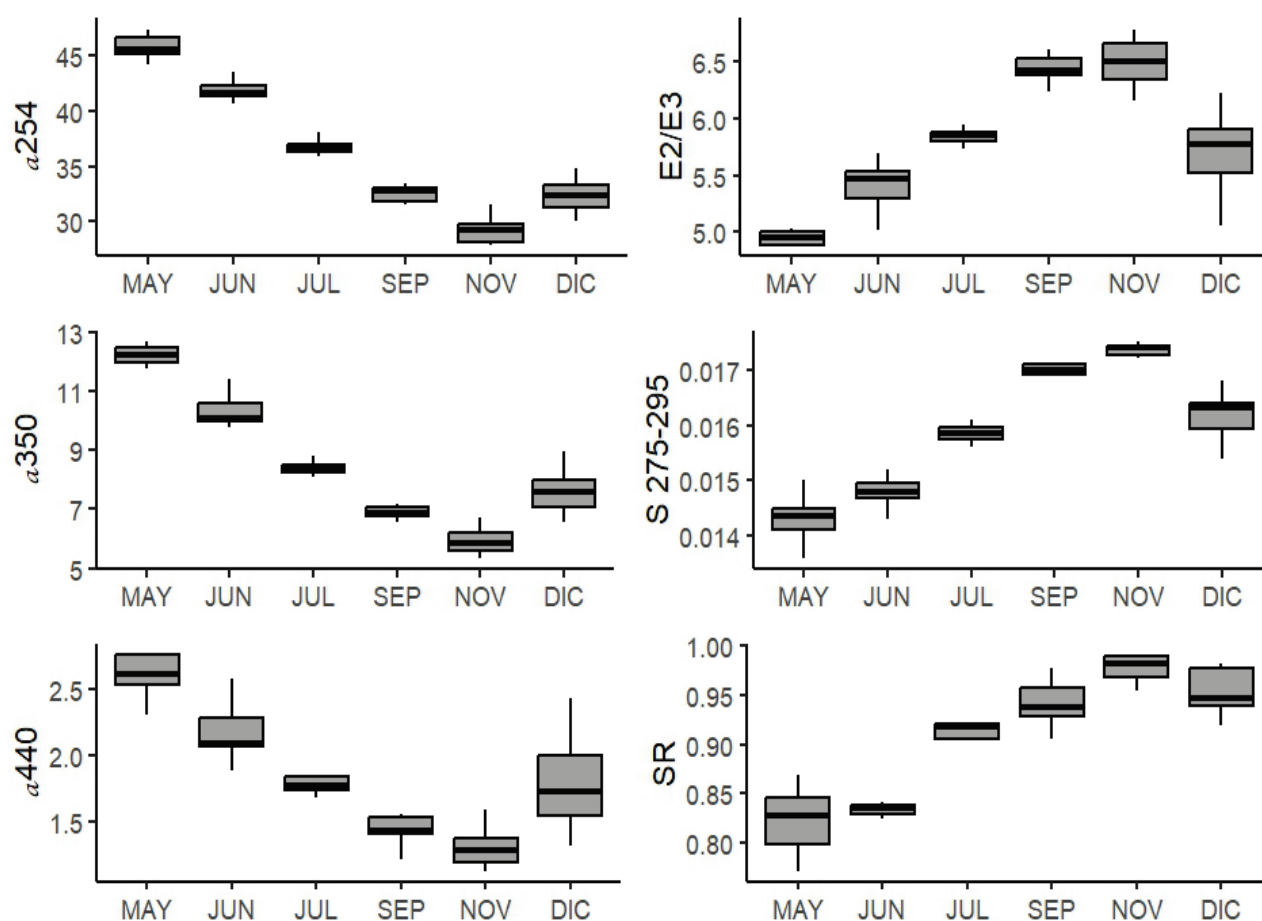


Figura 5. Variación de los índices de la MODC por mes de muestreo.

En relación con la calidad como fuente para obtención de agua potable mediante tratamiento convencional, los parámetros evaluados

resultaron en general aceptables, tomando como referencia los estándares establecidos por la OMS, con excepción del nivel de dureza, que fue un poco más elevado. Con respecto a los niveles guía establecidos por el CAA, para la mayoría de los parámetros no se especifica un valor, pero para aquellos sí establecidos se cumplieron los máximos permitidos, inclusive el de dureza, el cual es menos estricto en el CAA que en las guías de la OMS (Tabla 1).

Tabla 1. Media y desvío estándar de los parámetros medidos entre todas las campañas de muestreo, comparados con estándar de referencia de la OMS y del CAA para calidad del agua potable. La línea indica que no se especifica un valor límite para el parámetro.

Variable	Media $\pm$ DS	WHO st	CAA
pH	7.97 $\pm$ 0.43	6.5-8.5	6.5-8.5
Temperatura °C	20.3 $\pm$ 4.8	-	-
CE μ S.cm ⁻¹	849.2 $\pm$ 98.3	1 400	-
ST mg.l ⁻¹	559.1 $\pm$ 66.9	-	-
OD mg.l ⁻¹	9.2 $\pm$ 0.6	-	-
Alcalinidad total (mg.l ⁻¹ of CaCO ₃)	171.7 $\pm$ 16.5	-	-
Dureza total (mg.l ⁻¹ of CaCO ₃)	148.2 $\pm$ 33.2	130	400
CO ₃ ²⁻ mg.l ⁻¹	1.2 $\pm$ 3.3	-	-
HCO ₃ ²⁻ mg.l ⁻¹	204.5 $\pm$ 10.3	-	-
Ca ²⁺ mg.l ⁻¹	32.1 $\pm$ 8.6	100	-
Mg ²⁺ mg.l ⁻¹	16.8 $\pm$ 5.5	50	-
Na ⁺ mg.l ⁻¹	113.8 $\pm$ 24.8	200	-
K ⁺ mg.l ⁻¹	7.1 $\pm$ 1.2	-	-
Cl ⁻ mg.l ⁻¹	98.6 $\pm$ 9.8	-	-
SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹	138.1 $\pm$ 14.6	250	-
PO ₄ ³⁻ mg.l ⁻¹	0.48 $\pm$ 0.10	-	-
NO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	9.4 $\pm$ 2.3	50	45

Respecto a la aptitud para el riego, las muestras se clasificaron en la categoría C3-S1 del diagrama de Wilcox (Figura 6). Esto significa que, aunque no representó un riesgo de alcalinización importante, debido a los valores de CE, la calidad del agua sí representó un riesgo alto de salinización para los suelos.

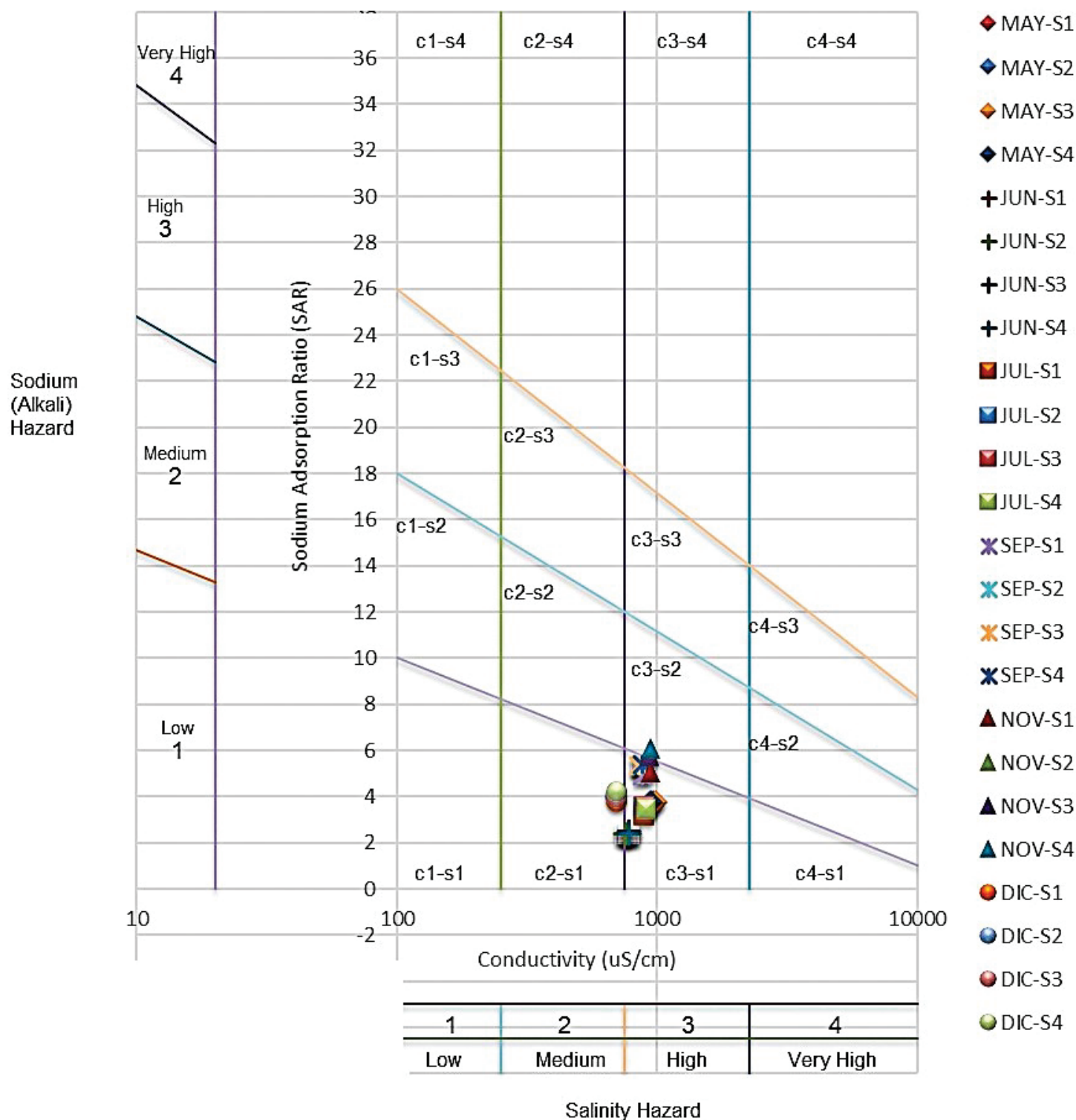


Figura 6. Diagrama de Wilcox. Los valores graficados corresponden a cada sitio por mes de muestreo.

Discusión

Caracterización iónica

El pH, la CE y los iones mayoritarios del agua son parámetros fuertemente ligados con la composición mineralógica de la cuenca de captación.

En el tramo superior de la cuenca Salí-Dulce se distinguen dos grupos geológicos principales: a) un basamento de rocas metamórficas con presencia de esquistos, pizarras y gneises; en combinación con rocas graníticas, y b) una cobertura de rocas sedimentarias, entre las que se encuentran areniscas, limolitas y lutitas, calizas producto de intrusiones marinas, y materiales de origen evaporítico, entre las que se destacan la halita y el yeso (Georgieff *et al.*, 2014). De acuerdo con los estudios llevados a cabo por Fernández-Turiel *et al.* (2003), la influencia de la litología sobre la química de las aguas superficiales en esta región, antes del embalse Río Hondo que vierte sus aguas al Río Dulce, se diferencia en tres grandes subcuencas con características mineralógicas particulares: a) la subcuenca norte y centro-oriental, donde dominan formaciones evaporíticas yesíferas con gran contenido salino, que por procesos de disolución aportan concentraciones elevadas de Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} ; b) la subcuenca central, donde predomina la influencia del basamento metamórfico y granítico, y por lo tanto se observa la menor mineralización de las aguas con respecto al resto de la cuenca; y c) la subcuenca sur, donde vuelve a predominar la influencia de la cubierta sedimentaria, aunque con ausencia de materiales evaporíticos, que también aporta contenidos elevados de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} y Cl^- . Otros autores también atribuyen la presencia elevada de iones Mg^{2+}

y K^+ a la disolución de rocas evaporíticas y de silicatos ferromagnesianos (D'urso *et al.*, 2007; Martín & Palazzo, 2009; Martínez-De-Marco *et al.*, 2007). Estudios geológicos e hidroquímicos en el río Salí muestran que en condiciones básicas predomina el equilibrio de disolución de calcita y yeso, lo que también favorece el aumento de las concentraciones de SO_4^{2-} , Ca^{2+} y HCO_3^- (Rolandi *et al.*, 2011). El orden de abundancia iónica hallado está en concordancia con lo reportado en dichos estudios, donde HCO_3^- - SO_4^{2-} son aniones dominantes y Na^+ - Ca^{2+} son cationes principales.

En relación con los nutrientes principales, se registraron valores muy elevados. En el marco de proyectos que impulsan el establecimiento de niveles guía ambientales de calidad de aguas, las compilaciones de datos realizadas a partir de monitoreos en las cuencas fluviales más relevantes de Argentina indican que los ríos contienen entre 0.75 y 4.8 mg/l de NO_3^- . Un valor de 5 mg/l de NO_3^- se considera un nivel aceptable para aguas superficiales no contaminadas en la región (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003). En términos de monitoreo ambiental, niveles de NO_3^- que superan los 20 mg/l indican contaminación relacionada sobre todo con efluentes de origen humano y animal, o escorrentía de fertilizantes y otros insumos químicos de uso agronómico (Chapman, 1996). Las concentraciones de NO_3^- en el Río Dulce, con medias por muestreo entre los 6 y 12 mg/l, mostraron valores superiores a los esperados para aguas superficiales libres de contaminación, lo cual puede atribuirse a la contaminación de la cuenca. Respecto al fósforo (P), según Chapman (1996), en la mayoría de las aguas superficiales naturales se encontraría de 0.005 a 0.02 mg/l de P total. Los criterios de referencia de estado trófico (Caspers, 1982) establecen que niveles superiores a 0.1 mg/l de P total indican estado hipertrófico en los cuerpos de agua, y este estudio encuentra valores de 0.156 mg/l de P, habiendo

medido solo el fósforo reactivo soluble. Se puede observar que es un valor muy elevado, y considerando que representa solamente la fracción soluble disponible, el contenido total de fósforo en el sistema podría ser mucho mayor. La deforestación, la producción agrícola intensiva de soja, caña de azúcar y cítricos, y el riego con aguas residuales no tratadas en el área de captación promueven una escorrentía superficial muy contaminada. Los efluentes de las principales actividades productivas del área, que son las industrias de la caña de azúcar, citrícolas, plantas procesadoras de productos cárnicos y papeleras, tienen un alto contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, cloruros y microorganismos (Defensoría del Pueblo de Santiago del Estero y Defensoría del Pueblo de la Nación, 2017). En relación con los aportes de origen antrópico, Fernández-Turiel *et al.* (2003) identifican principalmente los incrementos de K y P en sitios de muestreo localizados aguas abajo de los núcleos urbanos e industriales.

El Río Dulce depende totalmente de las descargas del Embalse Río Hondo para mantener su caudal activo, pues no tiene otros afluentes aguas abajo. Por lo tanto, su composición iónica se debe principalmente a los aportes tanto de origen geológico como antrópico mencionados en el área de captación. Su posición como receptor en el tramo medio-inferior de la cuenca, y la circulación a través de las unidades geológicas descritas dan lugar a aguas claramente más evolucionadas, como se expresa en el diagrama de Piper. La tendencia al incremento de la conductividad y la concentración iónica en los tramos inferiores de las cuencas es un fenómeno conocido (Toro *et al.*, 2002). La composición iónica que posiciona a las aguas como sulfatadas-cloruradas sódicas es coincidente con la observada en otros sistemas fluviales de la región tipificados, como ríos de llanura en la gran ecorregión del Chaco

Semiárido (Pero *et al.*, 2020). En relación con la derivación de agua, se ha reportado que del caudal que baja por el Río Dulce desde el Embalse Río Hondo hasta un 80 % puede llegar a ser destinado para riego (Leiva *et al.*, 2021; Leiva *et al.*, 2022). Hubo autores que plantearon la posibilidad de que la calidad fisicoquímica del agua pueda verse eventualmente afectada por las reducciones de caudal debido a usos como la irrigación (Dewson *et al.*, 2007a). Se argumenta que volúmenes menores pueden cambiar de temperatura más rápido, generar menor dilución, menor renovación de agua, y estas condiciones pueden afectar la concentración de iones y nutrientes, el contenido de oxígeno disuelto y las tasas de descomposición de la materia orgánica. Rolls *et al.* (2012) también plantean que la reducción de los volúmenes de agua repercute en la concentración de solutos, la regulación térmica y la velocidad de la corriente, aumentando la conductividad eléctrica, la temperatura del agua y reduciendo el oxígeno. Sin embargo, los autores mencionados reconocen que hay escasos estudios que cuantifiquen de forma sistemática los cambios en la química del agua asociados en exclusiva con la reducción de caudal. Es conocido que los grandes embalses cambian la profundidad de la columna de agua y la velocidad de la corriente, aumentando los tiempos de residencia y promoviendo la estratificación térmica, y que todos estos factores tienen una fuerte influencia en los procesos hidroquímicos (Winton *et al.*, 2019; Zarfl *et al.*, 2015). En cambio, los efectos de los azudes de derivación sobre los parámetros físico-químicos son más complejos de predecir debido a que dependen en gran medida de las características locales, del régimen natural de caudales y del manejo hidrológico particular (Rolls & Bond, 2017). Los Quiroga es un azud que no tiene ningún mecanismo que obstaculice la descarga sobre el vertedero y su altura no supera la elevación natural del

canal fluvial. Por lo tanto, la estructura facilita la derivación del agua, pero sin retenerla, produciendo una corriente continua hacia los canales de riego; mientras que el excedente escurre por encima del azud que atraviesa el lecho del río. En este estudio se pudo documentar que la composición química del agua, al menos en relación con los parámetros medidos, no se vio alterada por la derivación hacia el sistema de riego. Sin embargo, debe señalarse que la estabilidad observada en la composición química del agua no necesariamente implica ausencia de impactos. Diversos estudios demuestran que estructuras de derivación y azudes pueden inducir cambios en la dinámica de sedimentos y en parámetros físicos, como la forma y el ancho húmedo del cauce (Csiki & Rhoads, 2010), al igual que en la distribución y disponibilidad de materia orgánica particulada (Dewson *et al.*, 2007b). Dichos efectos suelen manifestarse en escalas espaciales o temporales no captadas por los parámetros fisicoquímicos básicos considerados en este trabajo, y pueden afectar la disponibilidad de hábitats, y la diversidad y estructura de las comunidades acuáticas, como es el caso de los invertebrados (Leiva *et al.*, 2021; Leiva *et al.*, 2022; Salmaso *et al.*, 2017).

La variabilidad temporal —observada en los importantes cambios que tuvieron los valores de los parámetros fisicoquímicos entre los diferentes muestreos— es una expresión típica de los ríos de regiones semiáridas, donde el caudal y los factores climáticos son muy fluctuantes en el año (Ansari *et al.*, 2019; Cao *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2018). Se pudo observar que la CE y algunos iones, como el Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2+} se incrementaron durante los periodos de menor caudal, de julio a noviembre. El OD, por su parte, mostró los mayores valores en los meses en que se registraron las temperaturas más bajas. El régimen hidrológico está intrínsecamente relacionado con la variabilidad climática, y las tasas

de meteorización y disolución de minerales se incrementan con el mayor volumen de precipitación y con la temperatura. El ingreso de aguas de deshielo y de las precipitaciones durante el periodo húmedo favorece la dilución de los iones mayoritarios. Estos fenómenos de variabilidad estacional se expresan claramente en la cuenca del Salí, donde los eventos de deshielo y precipitación estivales inducen una mayor dilución, que se traduce en un menor valor de la conductividad; mientras que los iones causantes de elevada salinidad muestran tendencia a incrementarse, como se evidencia en el diagrama de Piper.

Caracterización de la MOD

Como ya se ha mencionado, el clima de la región que un sistema fluvial atraviesa y la hidrología juegan un papel preponderante en la hidroquímica del mismo. Del mismo modo, la dinámica temporal de la MOD en los ríos se rige por el ciclo hidrológico, particularmente en relación con la estacionalidad del régimen de caudales, que tiene un efecto sustancial en la cantidad y calidad de la MOD acuática (Butturini *et al.*, 2016; Jiang *et al.*, 2018). Durante las inundaciones, la MO aumenta como producto de grandes cantidades de aportes terrígenos de escorrentía (suelos, material vegetal); mientras que durante las sequías o los periodos de caudales bajos, la concentración de MO aumenta sobre todo por la caída de materia orgánica en el lecho (hojarasca, hojas, ramas) y como producto de la producción primaria (Hein *et al.*, 2003).

En este trabajo se observaron altos valores de los índices indicativos de una huella fuertemente alóctona en la MOD al inicio de las campañas de muestreo, consistente con el periodo de crecida de los ríos de la región, que se da en los primeros meses del año. Las fuertes lluvias del verano

movilizan grandes cantidades de restos vegetales y suelos del área de captación de la cuenca que ingresan por arrastre al sistema fluvial. El coeficiente a_{254} elevado se asocia con la alta aromaticidad de la MOD (Weishaar *et al.*, 2003), ya que en dicha longitud de onda los compuestos aromáticos absorben fuertemente la luz UV. La aromaticidad se refiere a la cantidad relativa de C que está presente en forma de anillos bencénicos y compuestos relacionados. Los restos de plantas vasculares poseen abundancia de taninos y polifenoles, mientras que los suelos ricos en materia orgánica aportan huminas, compuestos de alto peso molecular, insolubles en agua y de lenta degradación. Una vez ingresada al ecosistema acuático, esta materia orgánica recalcitrante comienza a ser degradada lentamente por efecto de la radiación y de la actividad microbiana; entonces se puede ver una evolución hacia compuestos más simples, que se evidencian en el decrecimiento del índice de aromaticidad a_{254} . Del mismo modo, el a_{350} , indicativo de la presencia de lignina, está proporcionalmente relacionado con la abundancia de restos frescos de plantas vasculares al inicio del año y disminuye a medida que estos materiales son degradados. El a_{440} , por su parte, representa la fracción coloreada de la MOD y está fuertemente asociado con la fracción que contiene ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales pueden dar color de amarillo a amarronado al agua.

En contraposición con los índices espectrales, el incremento progresivo de $S_{275-295}$, E2:E3 y SR refleja procesos de transformación de la MODC. Los compuestos de alto peso molecular absorben más longitudes de onda mayores, y cuando se degradan dan lugar a moléculas de menor peso molecular, que presentan absorbancia de longitudes de onda menores. Por lo tanto, a medida que estas moléculas más pequeñas aumentan en el sistema, la pendiente espectral

$S_{275-295} / S_{350-400}$ se incrementa. Del mismo modo, la relación E2:E3, que es el cociente entre la absorbancia a 250 nm y la absorbancia a 350 nm, da medida indirecta del peso molecular promedio y el grado de aromaticidad. Un E2:E3 alto indica que hay mayor absorbancia en el UV corto, lo que implica una elevada proporción de materiales que ya fueron foto o biodegradados. La SR es la relación entre la pendiente $S_{275-295}$, más sensible a compuestos de bajo peso molecular, y $S_{350-400}$, que representa compuestos de alto peso molecular; por lo tanto, un valor más elevado indica menor peso molecular promedio en la MOD.

Observando el comportamiento de los índices evaluados, se puede inferir una clara estacionalidad de la MODC en el sistema fluvial, que muestra señales de aportes terrígenos en las primeras campañas de muestreo, y cambia hacia una MODC de origen más interno a lo largo de los meses de caudal estable. Esta transformación de la MO es producto de procesos naturales que ocurren en el ecosistema acuático, sobre todo la degradación por radiación solar (Hu *et al.*, 2022) y la actividad microbiana (Fasching *et al.*, 2014). Se ha postulado que dichos procesos se incrementan durante los meses con alta insolación y de caudales estables, pues el agua permanece más tiempo expuesta a la luz, lo que favorece la fotooxidación; y que las comunidades microbianas acuáticas son más eficientes para degradar compuestos carbonosos que las del suelo, lo que favorece una rápida degradación de la MO de origen terrestre que ingresa a los sistemas fluviales (Zhao *et al.*, 2021). Tales resultados son consistentes con investigaciones realizadas en otros sistemas fluviales de Argentina, como los estudios de García *et al.* (2019) para arroyos de la región pampeana y patagónica, así como las investigaciones de Messetta *et al.* (2018) sobre la dinámica de la MODC sobre el ciclo hidrológico en arroyos.

En cuanto a otros parámetros de calidad del agua evaluados, se observa una correspondencia entre el comportamiento de los índices de la MODC, el OD y los nutrientes medidos, en este caso como NO_3^- y PO_4^{2+} . Al respecto, está demostrado que los contenidos de nitrógeno y fósforo presentan correlaciones significativamente positivas con los índices a254 y a355, pues los nutrientes ingresan de forma masiva al sistema fluvial durante las crecidas asociados con las fracciones orgánicas del suelo y de material vegetal (García *et al.*, 2015; Zhao, 2023). Esta relación empírica permite utilizar los índices de la MODC como indicadores de estado trófico de los ecosistemas acuáticos (Niu *et al.*, 2014). Por otra parte, sobre el contenido de OD, la MODC influye a través de los procesos de actividad biológica que implican demanda de oxígeno (DBO y DQO). Se espera que ante la presencia de MO para degradar haya un mayor consumo y por lo tanto disminución del OD (Brailsford *et al.*, 2021). Sin embargo, se observa correlación positiva entre el incremento de OD y los índices que indican degradación de la MOD (S_2 75 -2 95 , E2:E3 y SR), lo cual no se ha podido explicar a la luz de los resultados obtenidos en este estudio. No se cuenta con datos que permitan establecer si hay suficiente productividad primaria para compensar el gasto de OD producido por respiración microbiana. Respecto a la materia orgánica, en estudios previos se ha determinado una media de 5.6 ± 7.2 mg/l de DBO5, lo cual indica que las cargas orgánicas no serían significativas para el contenido de OD (Leiva *et al.*, 2021). Como otra posibilidad, se considera que el incremento de OD en los meses fríos se relacione con la aireación, generada por la corriente, que para el río presenta una velocidad media aproximada de 0.6 ± 0.4 m/s y en combinación con la disminución de las temperaturas durante la época de caudales más estables, que coincide con el invierno, puede estar favoreciendo el incremento en el OD.

Proyecciones

El relevamiento sistematizado y periódico de la calidad de las aguas continentales resulta indispensable si se pretende contar con las líneas de base necesarias para implementar, y ajustar herramientas de monitoreo y de protección ambiental (Cirelli & Volpedo, 2020; Menone *et al.*, 2022). Tal como se ha mencionado, los antecedentes para la cuenca hidrográfica ponen el foco en el sector correspondiente al área de aporte, habiendo sido casi nula hasta el momento la atención a la calidad de agua del tramo medio representado sobre todo por el río Dulce; en este sentido, se ha aportado hasta aquí una aproximación preliminar. Se plantean a continuación algunas consideraciones para tener en cuenta si se desean ampliar los estudios sobre la calidad de aguas de este sistema fluvial.

Como aspectos centrales se debe contemplar, necesariamente, la variabilidad estacional y espacial. El efecto de la variación de caudales y temperaturas sobre el quimismo de las aguas podría permitir identificar una secuencia de fases en el sistema fluvial, tal como se ha observado en otras cuencas con pulso estacional (Sánchez-Montoya *et al.*, 2012; Vidal-Abarca *et al.*, 2000). Asimismo, a la variabilidad intraanual se sumaría la ocurrencia cíclica de años más húmedos y más secos que la media, los cuales tienen un marcado efecto sobre la dinámica hidrológica del río Dulce (Prieto-Villarroya & Farias, 2017). Por lo tanto, un monitoreo continuo a lo largo de los años permitiría comprender con más claridad el funcionamiento hidroquímico del sistema fluvial y las implicancias para la gestión de su calidad de aguas.

En cuanto a la variabilidad espacial, se esperaría una importante influencia de la extensión longitudinal, con una evolución de la

mineralización y el incremento de la conductividad a lo largo del río. Es probable que el embalse Río Hondo provoque un efecto de homogeneización de los diferentes aportes derivados de los afluentes en la cuenca de captación. Posteriormente, el río Dulce no presenta aportes superficiales significativos en su recorrido por el territorio de Santiago del Estero sino hasta llegar a los Bañados del Río Dulce, área que recibe también la contribución hipersalina del río Saladillo, el cual desagua la formación de la Salinas de Ambargasta, ubicada a su oeste (Gallego, 2012). Es de esperarse, por lo tanto, que la mayor variabilidad esté influenciada por el recorrido de las aguas a través de los diferentes sustratos presentes en el gradiente longitudinal, con influencia de aportes antrópicos, sobre todo en los tramos urbanizados.

También cabe destacar el interés que revisten este tipo de estudios para la gestión de uso de los recursos hídricos. Los suelos destinados a producción agrícola en la provincia de Santiago del Estero se caracterizan como salinos, con una reacción alcalina moderada, y alto contenido de sulfatos y cloruro sódico (Galizzi *et al.*, 1998). La práctica de riego predominante es por manto o inundación del área a regar, y estudios específicos sobre el tema han diagnosticado manejos inadecuados como el sobrerriego y la falta de drenaje correcto (Angella *et al.*, 2016). En este contexto, el marcado incremento de los iones Na^+ y Cl^- en los meses de menor caudal puede representar un riesgo importante de salinización. El monitoreo a largo plazo de la calidad del agua del río Dulce, con datos sistematizados y de acceso público, por lo tanto, también podría aportar al sistema productivo información necesaria para prevenir el potencial deterioro de los suelos agrícolas de la región. En términos del recurso como fuente de agua para consumo humano, sería deseable sostener un plan de monitoreo a largo plazo, en el cual, además de los parámetros

relevados en este estudio, se analicen también contaminantes asociados con las actividades y procesos industriales comunes en la cuenca, como agroquímicos y metales. Considerando que para cumplir en su totalidad los requerimientos como agua de consumo, resulta necesario implementar el tratamiento adecuado; además, el monitoreo de la calidad de agua del río debe mantener un estricto monitoreo del producto final. De este modo se podrá garantizar el cumplimiento de los niveles guía en todos los parámetros y, en caso de ser necesario, ajustar el proceso de tratamiento para lograr el nivel de calidad para agua potable.

En relación con la MOD, sería valioso incorporar análisis que permitan confirmar la relación entre los eventos hidrológicos y la variación del caudal con la MODC; incluir mediciones de carbono orgánico disuelto (DOC) que permitan una caracterización más acertada de la MOD, su origen y reactividad; analizar la composición molecular mediante espectroscopía de fluorescencia utilizando matrices de excitación-emisión (EEM) y reconocimiento de componentes de la MOD mediante análisis PARAFAC; por último, desarrollar modelos experimentales que permitan dilucidar las relaciones entre los parámetros de calidad del agua (incluyendo variables no medidas en este estudio, en especial aquellas relacionadas con los procesos de degradación de materia orgánica y productividad primaria, como DBO, DQO, clorofila) y la dinámica de la MOD.

Conclusiones

Este estudio permitió hacer una caracterización hidroquímica de las aguas del río Dulce, considerando una ventana de variabilidad temporal que abarcó principalmente los caudales más estables del sistema hídrico. Los

análisis evidenciaron la impronta mineralógica de la cuenca de captación, con aguas de carácter alcalino y muy mineralizadas, que registraron también cierta influencia de las actividades antrópicas en la cuenca. Se observó una marcada variabilidad temporal sobre la calidad de aguas y un incremento, en la estación seca, del riesgo de salinización de los suelos por utilización de las aguas para riego agrícola debido a la alta conductividad registrada. El análisis de la MODC muestra una clara transición desde aportes terrestres dominantes en los primeros meses del año hacia formas más procesadas durante el periodo de aguas bajas. Esta dinámica es consistente con el régimen hidrológico regional y refleja los procesos de degradación típicos de la MO en los ecosistemas acuáticos. El estudio aporta los primeros datos documentados de caracterización iónica y de caracterización óptica de la MODC para el Río Dulce, y proporciona una base valiosa para referencia de futuros estudios, así como de interés para la implementación de un sistema de monitoreo de la calidad del agua de este sistema fluvial.

Financiamiento

Este estudio fue posible gracias al financiamiento del Consejo de Investigaciones Científicas y Técnicas de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (CICyT UNSE), Argentina, a través de los proyectos PI-UNSE 23/B148 2017- 2021, PI-UNSE 23/C147 2017-2020 y PI-UNSE 23/C149 2019-2020. Las actividades de investigación de la primera y segunda autoras, respectivamente, estuvieron respaldadas también por una beca posdoctoral del Conicet y una beca Estímulo a las Vocaciones Científicas del Consejo Interuniversitario Nacional de Argentina (Becas EVC-CIN). El equipamiento y vehículos utilizados forman parte del capital científico-tecnológico de las Facultades de Ciencias Forestales (FCF

UNSE), de Ciencias Exactas y Tecnologías (FCEyT UNSE), y del Centro de Investigación en Biofísica Aplicada y Alimentos (CIBAAL UNSE-CONICET).

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran que no existen conflictos de interés.

Declaración de uso de IA

No se utilizaron herramientas de IA.

Referencias

- Angella, G., Vila, M. G., López, J. M., Barraza, G., Salgado, R., Angueira, S. P., Tomsic, P., & Fereres, E. (2016). Quantifying yield and water productivity gaps in an irrigation district under rotational delivery schedule. *Irrigation Science*, 34(1), 71-83. <https://doi.org/10.1007/s00271-015-0486-0>
- Ansari, Z., Ahmad, S., & Khan, Mohd. A. (2019). Seasonal variations of streams hydrochemistry and relationships with morphometric/landcover parameters in the Bhagirathi Watersheds, Garhwal Himalaya, India. *Journal of the Geological Society of India*, 94(5), 493-500. <https://doi.org/10.1007/s12594-019-1346-y>
- APHA, AWWA, & WPCF, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Pollution Control Federation. (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (17ª ed.). Franson, M. A. H. (ed.), Diorki (trad.). Ediciones Díaz de Santos.

- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29, Rev. 1). Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/4/t0234e/T0234E00.htm#TOC>
- Bianchi, A. R., & Cravero, S. A. C. (2010). *Atlas climático digital de la República Argentina*. INTA Ediciones. https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/INTADig_d1757967acb61defbc7cf79e33b7e3d0
- Brailsford, F. L., Glanville, H. C., Marshall, M. R., Yates, C. A., Owen, A. T., Golyshin, P. N., Johnes, P. J., & Jones, D. L. (2021). Land cover and nutrient enrichment regulates low-molecular weight dissolved organic matter turnover in freshwater ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 66(8), 2979-2987. <https://doi.org/10.1002/lno.11852>
- Butturini, A., Guarch, A., Romaní, A. M., Freixa, A., Amalfitano, S., Fazi, S., & Ejarque, E. (2016). Hydrological conditions control in situ DOM retention and release along a Mediterranean river. *Water Research*, 99, 33-45. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.036>
- Cao, Y., Tang, C., Song, X., Liu, C., & Zhang, Y. (2016). Identifying the hydrochemical characteristics of rivers and groundwater by multivariate statistical analysis in the Sanjiang Plain, China. *Applied Water Science*, 6(2), 169-178. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0215-5>
- Caspers, H. (1982). *Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control*. OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. <https://oceanrep.geomar.de/id/eprint/37417/>

- Chapman, D. (1996). *Water quality assessments: A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (2nd ed.). E & FN Spon, on behalf of the World Health Organization. https://www.researchgate.net/publication/356548398_Water_Quality_Assessments_A_guide_to_the_use_of_biota_sediments_and_water_in_environmental_monitoring#fullTextFileContent
- Cirelli, A. F., & Volpedo, A. (2020). Indicadores físico-químicos: ¿qué, cómo y cuánto reflejan la calidad del agua? En: Domínguez, E., Giorgi, A., & Gómez, N. (eds.). *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica* (p. 21). Eudeba. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/142626>
- Csiki, S., & Rhoads, B. L. (2010). Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography*, 34(6), 755-780. <https://doi.org/10.1177/0309133310369435>
- Custodio, E., & Llamas, M. R. (1983). *Hidrología subterránea* (2^a ed.). Omega.
- Cuthbert, I. D., & Giorgio, P. del. (1992). Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnology and Oceanography*, 37(6), 1319-1326. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.6.1319>
- Dal-Molin, C. N., Fernández, D., & Escosteguy, L. D. (2003). Hoja geológica 2766-IV Concepción. Provincias de Tucumán, Catamarca y Santiago del Estero [Mapa geológico 1:250 000; Boletín 342]. *Boletín del Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR)*. <https://repositorio.segemar.gob.ar/handle/308849217/109>

- De Haan, H., & De Boer, T. (1987). Applicability of light absorbance and fluorescence as measures of concentration and molecular size of dissolved organic carbon in humic Lake Tjeukemeer. *Water Research*, 21(6), 731-734. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90086-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90086-8)
- Defensoría del Pueblo de Santiago del Estero y Defensoría del Pueblo de la Nación. (2017). *Cuenca del río Salí-Dulce: la calidad de aguas de los ríos que desaguan en el embalse de Río Hondo*. EUDEBA. https://dpn.gob.ar/documentos/II_201700002.pdf
- Dewson, Z. S., James, A. B. W., & Death, R. G. (2007a). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 401-415. <https://doi.org/10.1899/06-110.1>
- Dewson, Z. S., James, A., & Death, R. (2007b). Stream ecosystem functioning under reduced flow. *Ecological Applications*, 17(6), 1797-1808. <https://doi.org/10.1890/06-1901.1>
- Dobbs, R. A., Wise, R. H., & Dean, R. B. (1972). The use of ultra-violet absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. *Water Research*, 6(10), 1173-1180. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(72\)90017-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90017-6)
- Domínguez, E., Giorgi, A., & Gómez, N. (eds.). (2020). *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica*. EUDEBA. https://remaqua.conicet.gov.ar/download/libro/La-Bioindicacion-en-el-monitoreo-y-evaluacion-de-los-sistemas-fluviales-de-la-Argentina_compressed.pdf

- D'urso, C., Rodríguez, G., Sales, A., & Rodríguez, M. (2007). Hidroquímica de la cuenca del río Calera, provincia de Tucumán, República Argentina / Hydrochemistry of the Calera river basin, province of Tucumán, Argentina. *Estudios Geológicos*, 63(1), 53-63. <https://doi.org/10.3989/egeol.07631189>
- Fasching, C., Behounek, B., Singer, G. A., & Battin, T. J. (2014). Microbial degradation of terrigenous dissolved organic matter and potential consequences for carbon cycling in brown-water streams. *Scientific Reports*, 4(1), 4981. <https://doi.org/10.1038/srep04981>
- Fernández, D. S., & Hidalgo, M. del V. (2011). Análisis geoquímico ambiental de la Cuenca del río Lules mediante el uso de muestras de sedimentos de corriente. En: Fernández, H. R. & Barber, H. (eds.). *La cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad* (pp. 33-46). Editorial de la Universidad Nacional de Tucumán (EDUNT).
- Fernández-Turiel, J., Pérez-Miranda, C., Almada, G., Medina, M., Riviere, C., & Gordillo, M. (2003). Surface-water quality for the Salí River watershed in NW Argentina. *Environmental Geology*, 43(8), 941-949. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0716-7>
- Fichot, C. G., & Benner, R. (2012). The spectral slope coefficient of chromophoric dissolved organic matter ($S_{275-295}$) as a tracer of terrigenous dissolved organic carbon in river-influenced ocean margins. *Limnology and Oceanography*, 57(5), 1453-1466. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1453>
- Galizzi, F. A., Angueira, C., & Prieto, D. (1998). Suelos de la planta piloto de drenaje del INTA Santiago del Estero. *Quebracho*, 7, 52-60. https://fcf.unse.edu.ar/archivos/quebracho/q7_09.pdf

- Gallego, A. (2012). *Santiago del Estero y el agua: crónica de una relación controvertida*. Editorial Lucrecia.
- García, R. D. (2019). La materia orgánica disuelta en los ambientes dulceacuícolas: efectos en los ecosistemas, transferencia y transformación. *Química Viva*, 18(1), E0142. <http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar/articulo.php?id=300>
- García, R. D., Messetta, M. L., Feijoó, C., & García, P. E. (2019). Assessment of variations in dissolved organic matter in contrasting streams in the Pampas and Patagonian regions (Argentina). *Marine and Freshwater Research*, 70(5), 698. <https://doi.org/10.1071/MF18156>
- García, R. D., Reissig, M., Queimaliños, C. P., García, P. E., & Dieguez, M. C. (2015). Climate-driven terrestrial inputs in ultraoligotrophic mountain streams of Andean Patagonia revealed through chromophoric and fluorescent dissolved organic matter. *Science of the Total Environment*, 521-522, 280-292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.102>
- Georgieff, S., Ibáñez, L., Vides, M., Anis, K., & Nieva, S. (2014). Paleógeno y Neógeno de Tucumán: estratigrafía y paleoambientes sedimentarios. En: *Geología de Tucumán* (pp. 106-123). Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán. https://www.researchgate.net/publication/270817363_Paleogeno_y_Neogeno_de_Tucuman_estratigrafia_y_paleoambientes_sedimentarios#fullTextFileContent

- González, O. E., Viruel, M. E., Mon, R., Tchilinguirian, P., & Barber, E. (2000). *Hoja geológica 2766-II San Miguel de Tucumán. Región norte de la provincia de Tucumán y sectores adyacentes* [Mapa geológico 1:250 000; Boletín 245]. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR).
<https://repositorio.segemar.gov.ar/308849217/1806>
- Green, S. A., & Blough, N. V. (1994). Optical absorption and fluorescence properties of chromophoric dissolved organic matter in natural waters. *Limnology and Oceanography*, 39(8), 1903-1916.
<https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.8.1903>
- Hein, T., Baranyi, C., Herndl, G. J., Wanek, W., & Schiemer, F. (2003). Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplains of the River Danube: The importance of hydrological connectivity. *Freshwater Biology*, 48(2), 220-232.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00981.x>
- Helms, J. R., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J., & Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 53(3), 955-969.
<https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>
- Hernández, M., Fernández, D., Hernando, I., & Azcurra, D. (2025). *Hoja geológica 2763-III Santiago del Estero. Provincia de Santiago del Estero* [Mapa geológico 1:250 000; Boletín 459]. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR).
<https://repositorio.segemar.gov.ar/handle/308849217/4862>

- Hu, B., Wang, P., Wang, C., & Bao, T. (2022). Photogeochemistry of particulate organic matter in aquatic systems: A review. *Science of the Total Environment*, 806(Pt 3), 150467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150467>
- Jiang, T., Wang, D., Wei, S., Yan, J., Liang, J., Chen, X., Liu, J., Wang, Q., Lu, S., Gao, J., Li, L., Guo, N., & Zhao, Z. (2018). Influences of the alternation of wet-dry periods on the variability of chromophoric dissolved organic matter in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir area, China. *Science of the Total Environment*, 636, 249-259. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.262>
- Leiva, M., Marchese, M., & Diodato, L. (2021). Structure, distribution patterns and ecological responses to hydrological changes in benthic macroinvertebrate assemblages in a regulated semi-arid river: Baseline for biomonitoring studies. *Marine and Freshwater Research*, 72(2), 200. <https://doi.org/10.1071/MF19283>
- Leiva, M., Marchese, M., Lorenz, G., & Diodato, L. (2022). Functional diversity of benthic macroinvertebrates regarding hydrological and land use disturbances in a heavily impaired lowland river. *Limnologia*, 92, 125940. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125940>
- Martín, A. P. P., & Palazzo, R. (2009). Contaminación natural por sulfatos en el sistema multiacuífero de la ciudad de Santiago del Estero, Argentina. *Boletín Geológico y Minero*, 120(4), 563-582. <https://doi.org/10.21701/bolgeomin.120.4.005>

- Martínez-De-Marco, S. N., Tracanna, B. C., Barrionuevo, M. A., Navarro, M. G., Meoni, G. S., & Chaile, A. P. (2007). Fluctuaciones de las variables físicas y químicas de los ríos Salí, Vipos y Tapia (Tucumán, Argentina). *Lilloa*, 44(1-2), 19-38.
<https://www.lillo.org.ar/respaldos/journals-202108/journals/index.php/lilloa/article/view/629>
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., & Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38-48.
<https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.1.0038>
- Menone, M. L., Iturburu, F. G., Demetrio, P. M., Venturino, A., Pedrozo, F. L., Temporetti, P. F., Rodríguez, A., Amé, M. V., Quaini, K. P., & Collins, P. A. (2022). Calidad del agua y niveles guía para la protección de la biodiversidad acuática. Interacción entre ciencia y gestión. *Ecología Austral*, 32(1-bis), 245-257.
<https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.1.1722>
- Messetta, M. L., Hegoburu, C., Casas-Ruiz, J. P., Butturini, A., & Feijoó, C. (2018). Characterization and qualitative changes in DOM chemical characteristics related to hydrologic conditions in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, 808(1), 201-217.
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3422-x>
- Meybeck, M. (2003). Global occurrence of major elements in rivers. En: Holland, H. D., & Turekian, K. K. (eds.). *Treatise on geochemistry* (pp. 207-223). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/05164-1>

- Niu, C., Zhang, Y., Zhou, Y., Shi, K., Liu, X., & Qin, B. (2014). The potential applications of real-time monitoring of water quality in a large shallow lake (Lake Taihu, China) using a chromophoric dissolved organic matter fluorescence sensor. *Sensors*, 14(7), 11580-11594. <https://doi.org/10.3390/s140711580>
- Pero, E. J. I., Georgieff, S. M., Gultemirian, M. de L., Romero, F., Hankel, G. E., & Domínguez, E. (2020). Ecoregions, climate, topography, physicochemical, or a combination of all: Which criteria are the best to define river types based on abiotic variables and macroinvertebrates in neotropical rivers? *Science of the Total Environment*, 738, 140303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140303>
- Piper, A. M. (1944). A graphical procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *Transactions of the American Geophysical Union*, 25, 914-923. <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>
- Prieto-Villarroya, J., & Farias, H. D. (2017). Aplicabilidad de índices de alteración hidrológica en ríos regulados de Argentina. En: *Memorias del Congreso Nacional del Agua (CONAGUA 2017)* (pp. 425-432). Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba.
- Pucher, M., Wünsch, U., Weigelhofer, G., Murphy, K., Hein, T., & Graeber, D. (2019). staRdom: Versatile software for analyzing spectroscopic data of dissolved organic matter in R. *Water*, 11(11), 2366. <https://doi.org/10.3390/w11112366>

- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing* [Software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Reche, I., Pace, M. L., & Cole, J. J. (1999). Relationship of trophic and chemical conditions to photobleaching of dissolved organic matter in lake ecosystems. *Biogeochemistry*, 44(3), 259-280. <https://doi.org/10.1007/bf00996993>
- Rolandi, M. L., Galindo, M. C., Fernández, H. R., & Hidalgo, M. del V. (2011). Equilibrios de solubilidad en la cuenca media del río Lules. En: Fernández, H. R., & Barber, H. M. (eds.). *La cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad* (pp. 47-59). Editorial de la Universidad Nacional de Tucumán (EDUNT).
- Rolls, R. J., & Bond, N. R. (2017). Environmental and ecological effects of flow alteration in surface water ecosystems. In: Horne, A. C. (ed.). *Water for the environment* (pp. 65-82). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803907-6.00004-8>
- Rolls, R. J., Leigh, C., & Sheldon, F. (2012). Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: Ecological principles and consequences of alteration. *Freshwater Science*, 31(4), 1163-1186. <https://doi.org/10.1899/12-002.1>
- Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., Gentili, G., Quadroni, S., & Zaccara, S. (2017). Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: Effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6390-8>

- Sánchez-Montoya, M. del M., Arce, M. I., Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M. L., Prat, N., & Gómez, R. (2012). Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive. *Water Research*, 46(7), 2257-2269. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.042>
- Schoeller, H. (1962). *Les eaux souterraines: Hydrologie dynamique et chimique, recherche, exploitation et évaluation des ressources*. Mason et Cie.
- Spencer, R. G. M., Hernes, P. J., Ruf, R., Baker, A., Dyda, R. Y., Stubbins, A., & Six, J. (2010). Temporal controls on dissolved organic matter and lignin biogeochemistry in a pristine tropical river, Democratic Republic of Congo. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(3), 3013. <https://doi.org/10.1029/2009JG001180>
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. (2003). *Desarrollos de niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a nitratos y nitritos*. <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/documento69.pdf>
- Toro, M., Robles, S., Avilés, J., Nuño, C., Vivas, S., Bonada, N., Prat, N., Alba-Tercedor, J., Casas, J., Guerrero, C., Jáimez-Cuéllar, P., Moreno, J. L., Moyá, G., Ramon, G., Suárez, L., Vidal-Abarca, R., Álvarez, M., Pardo, I., Prat-Fornells, N.,..., & Guerrero, C. (2002). Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED: características físico-químicas. *Limnetica*, 21(3-4), 63-75. <https://doi.org/10.23818/limn.21.18>

- Tracanna, B. C., Seeligmann, C. T., Mirande, V., Martínez De Marco, S. N., & Isasmendi, S. C. (2014). Peri-Pampean Sierras aquatic systems in Tucumán Province. *Advances in Limnology*, 65, 199-213. <https://doi.org/10.1127/1612-166X/2014/0065-0042>
- United States Salinity Laboratory Staff. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils* (Agriculture Handbook No. 60), Richards, L. A. (ed.). United States Department of Agriculture.
- Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M. L., Moreno, J. L., Gómez, R., & Sánchez, I. (2000). Hidroquímica de un río de características semiáridas (río Chicamo; Murcia). Análisis espacio-temporal. *Limnetica*, 18(1986), 57-73.
- Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology*, 37(20), 4702-4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- Winkler, L. W. (1888). Die bestimmung des im wasser gelösten sauerstoffes. *Berichte der deutschen chemischen Gesellschaft*, 21(2), 2843-2854. <https://doi.org/10.1002/cber.188802102122>
- Winton, R. S., Calamita, E., & Wehrli, B. (2019). Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences*, 16(8), 1657-1671. <https://doi.org/10.5194/bg-16-1657-2019>
- WHO, World Health Organization. (2017). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28759192>

- Yang, L., Zhu, G., Shi, P., Li, J., Liu, Y., Tong, H., Hu, P., Liang, F., Pan, H., Guo, H., & Zhang, Y. (2018). Spatiotemporal characteristics of hydrochemistry in Asian arid inland basin—a case study of Shiyang river basin. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(3), 2293-2302. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0504-2>
- Zarfl, C., Lumsdon, A. E., Berlekamp, J., Tydecks, L., & Tockner, K. (2015). A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, 77(1), 161-170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>
- Zhao, M., Jacobs, L., Bouillon, S., & Govers, G. (2021). Rapid soil organic carbon decomposition in river systems: Effects of the aquatic microbial community and hydrodynamical disturbance. *Biogeosciences*, 18(4), 1511-1523. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1511-2021>
- Zhao, Y. (2023). Characterization of DON sources linked with water quality for inland water bodies in the Songnen Plain of Northeast China. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(2), 4812-4825. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22452-8>