

Evaluación de la calidad del agua y su relación con los usos del suelo en la Cañada del Ejido, Cuenca de la Laguna de Rocha, Uruguay

Tesis de grado

Licenciatura en Ciencias Biológicas

Eugenia Longo Ihlenfeld

Orientadores:

Daniel Conde

Carolina Lescano

CONTENIDO

CONTENIDO.....	3
AGRADECIMIENTOS.....	4
1. INTRODUCCIÓN.....	5
1.1. Marco teórico.....	5
1.2. Antecedentes.....	8
2. OBJETIVOS.....	9
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
3.1. Muestreo.....	10
3.2. Análisis de laboratorio.....	11
3.3. Usos del suelo.....	13
3.4. Análisis de datos.....	14
3.5. Índice de calidad de agua.....	14
4. RESULTADOS.....	17
4.1. Agua.....	17
4.2. Sedimento.....	28
4.3. Organismos bentónicos.....	30
4.4. Cuenca y usos del suelo.....	32
4.5. Índice de calidad de agua.....	38
4.6. Comparación con antecedentes limnológicos y de calidad de agua de la Cañada del Ejido. 40	
5. DISCUSIÓN.....	50
5.1. Coberturas y usos del suelo en la cuenca.....	50
5.2. Caracterización espacial limnológica y de la calidad de agua de la Cañada del Ejido.....	51
Agua.....	51
Sedimento y organismos bentónicos.....	56
Indicadores microbiológicos de calidad de agua.....	58
Metales pesados y pesticidas.....	59
Índice de calidad de agua.....	59
5.3. Comparación limnológica temporal.....	60
5.4. Comparación con antecedentes de la ecorregión Pampeana.....	63
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE MANEJO PARA LA CAÑADA DEL EJIDO Y SU CUENCA.....	64
7. PERSPECTIVAS.....	67
BIBLIOGRAFÍA.....	68
ANEXO.....	85

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que me acompañaron a lo largo de este proceso.

A mis tutores Daniel y Carolina, por abrirme las puertas de esta pasantía y por su orientación, enseñanza y consejos durante todo el desarrollo de esta tesis.

A Lorena Rodríguez y a Guillermo Chalar, por formar parte del tribunal y evaluar la tesina.

A Elena Rodó y a la División Laboratorio Ambiental de DINACEA, por los análisis de calidad de agua.

A Valentina Amaral, por el análisis y datos de COD y NDT.

A Héctor Caymaris y Agustina Botta del SNAP por su participación en el muestreo de este trabajo.

Al Museo Nacional de Historia Natural por brindarme espacio de trabajo para el análisis de bentos, y en especial a Sebastián Serra y Fabrizio Scarabino por la enseñanza y apoyo en la identificación de organismos bentónicos.

Agradezco especialmente a mi familia. A mis padres, por transmitirme el respeto y la pasión por el mundo natural, por su acompañamiento y apoyo incondicional a lo largo de todo este proceso. A mis hermanos, Joaco y Emi, por avivar mi curiosidad y su aliento durante la carrera. A Pipe, por su apoyo constante, motivación y por acompañarme siempre. A mis abuelos, por su cariño y apoyo permanente, y a mis tíos y primos por estar siempre presentes.

A las amistades que me dio la FCIEN: Juli, Magui, Nati, Viki, Mathi, Bruno, Anto y Manu, quienes también fueron fundamentales para este proceso, haciendo las jornadas de estudio e investigación más divertidas y llevaderas, además del apoyo y los consejos compartidos.

A mis amigos de Flores, por convertirse muchas veces en una segunda familia en Montevideo.

Finalmente, a mis amigos y compañeros del SECCA, Gastón, Lucía y Marcia, por su gran aliento en esta etapa final de la carrera.

Gracias totales.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Marco teórico

Los arroyos son ecosistemas lóticos, en los cuales el agua dulce fluye de forma casi continua y de manera unidireccional a través de una pendiente, por la fuerza de la gravedad (Wetzel, 2001). Los pequeños arroyos, de bajo caudal, actúan como interfaz entre el compartimento terrestre y los sistemas acuáticos de agua dulce (Dodds & Whiles, 2019), conformando las cabeceras de las cuencas de drenaje, desde donde fluyen los afluentes hasta coalescer en un canal principal. Los arroyos presentan una gran interacción con las cuencas de drenaje a partir de la contribución de material alóctono que aporta la cuenca. En arroyos donde los bosques de galería se encuentran bien preservados y estructurados, el aporte de materia orgánica terrestre es generalmente constante. El aporte de sedimentos inorgánicos puede provenir de la erosión de los suelos de la cuenca o de la erosión de las orillas de los propios cursos de agua (Tundisi & Tundisi, 2011).

Los cursos de agua pueden clasificarse por el sistema de Strahler (1957), en el cual se asigna como cursos de primer orden a aquellos más pequeños, es decir arroyos y/o cañadas (la confluencia de dos cursos de agua de primer orden generan cursos de agua de segundo orden, y así sucesivamente). Los componentes transportados por los cursos de agua incluyen materia inorgánica suspendida, sales y nutrientes disueltos, materia orgánica disuelta (MOD) y particulada (MOP), gases y otros elementos resultantes de las actividades humanas como metales pesados, pesticidas, aceites y grasas. La proporción de dichos componentes varían según los cambios estacionales en el ciclo del agua y la geología de la cuenca de drenaje. Las concentraciones de los nutrientes de nitrógeno (N) y el fósforo (P), en sus diferentes fracciones orgánicas e inorgánicas, ya sea en solución o en forma particulada, son altamente dependientes de las cuencas de drenaje, las precipitaciones y otros factores como la fijación del nitrógeno por plantas acuáticas, la erosión, la descomposición de la vegetación y la capacidad de retención del sedimento (Wetzel, 2001; Dodds & Whiles, 2019).

Entre los gases, el oxígeno disuelto (O_2) y el dióxido de carbono (CO_2) son relevantes, ya que sus concentraciones están reguladas por el intercambio con la atmósfera y por procesos biológicos como la fotosíntesis, la respiración de productores primarios y organismos heterótrofos, y la oxidación de la MOD y la MOP por hongos y bacterias. En tramos con alta productividad, la fotosíntesis puede generar sobresaturación de oxígeno durante el día, mientras que la respiración y la descomposición de materia orgánica tienden a reducir su concentración y aumentar los niveles de CO_2 . Además, el equilibrio entre CO_2 , bicarbonatos y carbonatos regula el sistema de

amortiguación que afecta la acidez del agua, un factor clave para el mantenimiento de la biota acuática (Allan & Castillo, 2007; Tundisi & Tundisi, 2011).

La biota acuática de estos sistemas está adaptada al movimiento unidireccional del agua y a la estructura del sedimento de fondo. Entre los productores primarios de mayor importancia se encuentran las algas bénticas, macrófitas y el fitoplancton, siendo este último más abundante en cursos de agua de flujo lento. Usualmente, los factores limitantes para estas comunidades son la luz y los nutrientes (Dodds & Whiles, 2019). Entre los invertebrados, los bentónicos son los dominantes, mientras que entre los vertebrados generalmente dominan los peces. Los factores físicos relevantes que afectan la biota acuática son la velocidad de la corriente, el flujo del agua y el tipo de sustrato, además de la temperatura, el oxígeno disuelto y el tipo y cantidad de MOD y MOP disponibles (Tundisi & Tundisi, 2011). En arroyos o cañadas de bajo orden, particularmente durante períodos de bajo caudal o estiaje estival, las macrófitas acuáticas arraigadas, flotantes y sumergidas pueden expandirse y cubrir tramos del cauce del curso de agua (Allan & Castillo, 2007; Suren & Riis, 2010). Esta proliferación modifica las condiciones hidráulicas y fisicoquímicas del sistema, afectando procesos ecosistémicos como la retención y ciclado de nutrientes, la temperatura y la disponibilidad de oxígeno, además de alterar la estructura del hábitat para las comunidades acuáticas (Arocena & Mazzeo, 1994; Suren & Riis, 2010; Pastor et al., 2023; Barrios, 2024).

En los sistemas fluviales, la MOD y la MOP cumplen un rol relevante en los procesos biogeoquímicos, particularmente en arroyos de pequeño orden. Esta materia orgánica puede ser de origen alóctono, proveniente de la vegetación y los suelos de la cuenca, o autóctono, generada dentro del propio sistema acuático. Se distingue la MOP gruesa, compuesta principalmente por restos de hojas y material vegetal, y la MOP fina, producto de la fragmentación de la primera, y su posterior procesamiento biológico por descomponedores. En arroyos o cañadas de bajo orden (1 a 3) la MOP gruesa puede predominar y sirve como alimento para organismos bentónicos detritívoros. A medida que la materia es transportada aguas abajo, es transformada por microorganismos como bacterias y hongos, facilitando su incorporación a la red trófica a través de invertebrados y peces detritívoros. Este procesamiento continuo de la materia orgánica genera un sistema dinámico en el cual los nutrientes y el carbono son reciclados y transportados longitudinalmente en el curso de agua (Allan & Castillo, 2007; Tundisi & Tundisi, 2011).

En la actualidad, pocos sistemas lóticos permanecen prístinos. La disminución de la calidad del agua por diversos contaminantes es una de las causas más importantes de su deterioro, conjuntamente con las alteraciones en la morfometría (Allan & Castillo, 2007; Teixeira de Mello et al., 2024). En zonas urbanas, la modificación de la cuenca de drenaje provoca alteraciones en los

arroyos debido a los cambios en la hidrología y la geomorfología (Walsh et al., 2005; Acosta-Nogueira, 2013; Teixeira de Mello et al., 2024). Por un lado, la impermeabilización de la superficie de la cuenca de drenaje, la canalización y rectificación de arroyos disminuye la infiltración, y por ende aumenta la escorrentía superficial, provocando picos de inundaciones y grandes fluctuaciones en la velocidad del flujo de agua (Dunne & Leopold, 1978). A su vez, como resultado de la alteración del suministro de sedimentos y la erosión de los canales por la velocidad del flujo de agua, generalmente se observan menos sedimentos finos y grava, aumentando la arena gruesa (Finkenbine et al., 2000, citado en Paul & Mayer, 2001).

En zonas urbanas, la remoción de la vegetación riparia y el calor del pavimento generan aumentos en la temperatura de los arroyos (Pickett et al., 2001; Tundisi & Tundisi, 2011), afectando la biota acuática, ya que esta variable tiene un rol en la descomposición y en la historia de vida de los invertebrados (Walsh et al., 2005; Meyer et al., 2005). Los arroyos urbanos también se caracterizan por altas concentraciones de nutrientes, metales y pesticidas, lo que en suma resulta en la pérdida de riqueza de las comunidades sensibles, como peces y bivalvos, conjuntamente con un aumento de la dominancia de especies tolerantes (Paul & Mayer, 2001; Cochero et al., 2016). Además, la rectificación y canalización reduce el hábitat disponible para estos organismos (Barrios & Teixeira de Mello, 2022). Las características mencionadas, en su conjunto, se conocen como el “síndrome de arroyo urbano” (Walsh et al., 2005; Dunca, 2018).

Además de la urbanización, otros usos de la cuenca pueden afectar a los sistemas lóticos y su biodiversidad. Por un lado, la extracción de agua para riego o consumo público y privado conlleva normalmente la construcción de embalses, afectando la morfometría de estos sistemas, causando así alteraciones en los hábitats de macroinvertebrados y peces (Dodd & Whiles, 2019). Por otro lado, el uso del suelo intensivo de la cuenca genera aumentos en la materia suspendida y aportes por escorrentía de diversas sustancias a los cuerpos de agua, alterando los flujos de energía de estos ecosistemas, al macrobentos y al perifiton. En las cuencas, los aportes de materia orgánica e inorgánica de fuentes difusas como la agricultura, o directas como las industrias, abarcan pesticidas, herbicidas, fertilizantes y metales pesados, entre otros (Allan & Castillo, 2007).

El aumento de la carga de nutrientes a estos sistemas, principalmente nitrógeno y fósforo, es el principal causante del proceso de eutrofización de los cuerpos de agua. Este fenómeno produce efectos sobre los organismos autótrofos, aumentando la producción primaria y la biomasa, lo que a su vez impacta a los organismos heterótrofos, por ejemplo afectando su respiración (Dodds & Smith, 2016). Este escenario puede desencadenar cambios en las estructuras tróficas (Dodds, 2006) y en los ciclos biogeoquímicos del ecosistema, particularmente los ciclos de nitrógeno, fósforo y carbono (Rosemond et al., 2015).

Una herramienta para evaluar la calidad de agua utilizada ampliamente en sistemas lóticos son los índices de calidad de agua. Este instrumento combina diversas variables relacionadas con la calidad del agua y las convierte en un único valor, generalmente adimensional, que indica el estado de la calidad del agua (Pesce, 2000; Varol, 2020). Además, pueden utilizarse para evaluar patrones a largo plazo, variaciones espaciales y fluctuaciones estacionales (Kim et al., 2020). Los índices de calidad de agua cumplen un rol importante en el manejo de los recursos hídricos, ya que permite al público en general y a los tomadores de decisiones hacer una lectura resumida sobre una problemática compleja (Pesce, 2000; Kim et al., 2020). En Uruguay, la DINACEA ha utilizado diversos índices de calidad de agua como el ICA-SL para la cuenca del Santa Lucía, según la metodología propuesta por Quintans (2015), el IQA-CETESB (CETESB, 2006) adaptado para la evaluación de la calidad del agua de ríos con destino de abastecimiento de agua a la población, y el Índice de Estado Trófico (IET) de Lamparelli (2004). Además, se han desarrollado otros índices de calidad de agua como el Urban Water Quality Index (UWQI), propuesto por Alvareda et al. (2020) para arroyos urbanos.

1.2. Antecedentes

El foco de este trabajo es la Cañada del Ejido, la cual discurre al Este de la ciudad de Rocha, Uruguay. Se clasifica como de orden 3 y, según Rodríguez-Gallego et al. (2010) se caracteriza por presentar una superficie de humedal dominada por vegetación herbácea emergente, con especies nativas y exóticas, y sin un bosque ripario definido. Su morfología e hidrología han sido alteradas en varias zonas debido a canalizaciones, desvíos y rellenos, acompañando el crecimiento urbano, lo que implica que su humedal también se vea alterado.

La cañada se ubica en la cuenca de la Laguna de Rocha, y desemboca en uno de los principales tributarios de la laguna, el Arroyo Las Conchas. La cuenca se clasifica como Nivel 3, abarcando una extensión de 1240 km² (IDEUy, 2024). Aguas abajo se encuentra el Área Protegida Laguna de Rocha, con una problemática ambiental compleja debido a la gestión y los usos del suelo que se dan en ella y en su cuenca (Rodríguez-Gallego et al., 2008), los cuales exportan nutrientes a la laguna (Rodríguez-Gallego et al., 2017).

Diversos informes (Rodríguez-Gallego et al., 2008; Rodríguez-Gallego et al., 2010; DINACEA et al., 2021; DINACEA et al., 2023; CURE, 2023a, 2023b, 2023c) han presentado evidencia de contaminantes en los arroyos y cañadas que atraviesan la ciudad de Rocha, los cuales son tributarios de esa laguna, entre ellos, la Cañada del Ejido, señalando la presencia de presiones urbanas y la exportación de nutrientes hacia el Arroyo Las Conchas. Según el Informe Técnico

MA-DINACEA (2021), la subcuenca del Arroyo Las Conchas es una de las que más nutrientes aporta a la Laguna de Rocha, con 123.11 ton año⁻¹ de NT y 20.03 ton año⁻¹ de PT.

1.3. Justificación

El marco teórico presentado, así como los antecedentes disponibles para la Cañada del Ejido, evidencian que lo que ocurre en los sistemas lóticos urbanos puede afectar significativamente a los procesos ecológicos aguas abajo. Por esta razón, resulta fundamental contar con monitoreos de calidad de agua que permitan comprender el rol de los diferentes tramos de los cursos en el funcionamiento integral del sistema. Los monitoreos sirven además como fuente de información para establecer un control y manejo adecuado de la cuenca, de los sistemas lóticos y los recursos hídricos, por lo que es menester mantener un seguimiento de los diferentes tributarios de las cuencas. En este contexto, y considerando que el último análisis exhaustivo de la Cañada del Ejido data del año 2010, es de importancia actualizar el diagnóstico de la calidad de agua de este sistema, clasificado como altamente impactado en ese año. Dado su reducido caudal, los contaminantes que recibe la cañada adquieren un carácter crítico, con potenciales efectos negativos no solo sobre la biota y el funcionamiento ecológico, sino también sobre el ambiente urbano y la salud de los residentes de la ciudad. La pérdida en la calidad también implica una pérdida en los servicios ecosistémicos que estos sistemas brindan a la calidad de vida y bienestar de las comunidades que se benefician de estos (Guidobono, 2015; Grizzetti et al., 2016; Lescano, 2023).

2. OBJETIVOS

Este trabajo tuvo como objetivo evaluar la calidad del agua de la Cañada del Ejido (Rocha, Uruguay) a través de un análisis integral de sus características limnológicas y su relación con los usos de la cuenca.

Los objetivos específicos fueron:

- Evaluar y comparar, mediante una caracterización limnológica y de calidad de agua, la cañada del Ejido a lo largo de un gradiente espacial.
- Comparar temporalmente los resultados actuales con antecedentes de calidad de agua de la cañada.
- Identificar los usos de la cuenca de drenaje de la cañada y su posible relación con la calidad de agua.
- Integrar la información en un indicador de calidad de agua para ecosistemas lóticos.

- Aportar recomendaciones de manejo de la Cañada del Ejido y su cuenca, en relación a la calidad del agua.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Muestreo

El diseño de muestreo consistió en una comparación limnológica y de la calidad de agua en un gradiente espacial a lo largo de la Cañada del Ejido. Para ello se realizó un muestreo el día 29 de mayo de 2024 en seis sitios de la cañada, que contemplaron los cambios en los usos del suelo en la cuenca de drenaje, y en especial a la ciudad de Rocha (Figura 1). Además, se buscó la coincidencia con los puntos de muestreo de trabajos previos en el sistema. Para ello, se ubicó un sitio antes del ingreso de la cañada a la ciudad (E1), un sitio dentro (E2) y otro a la salida de la zona urbana (E3), otro aguas abajo, en la zona suburbana (E4), y dos en la zona rural, antes de la confluencia con el Arroyo de las Conchas (E5 y E6). Imágenes de cada sitio de muestreo se incluyen en las figuras 1 a 6 del anexo.

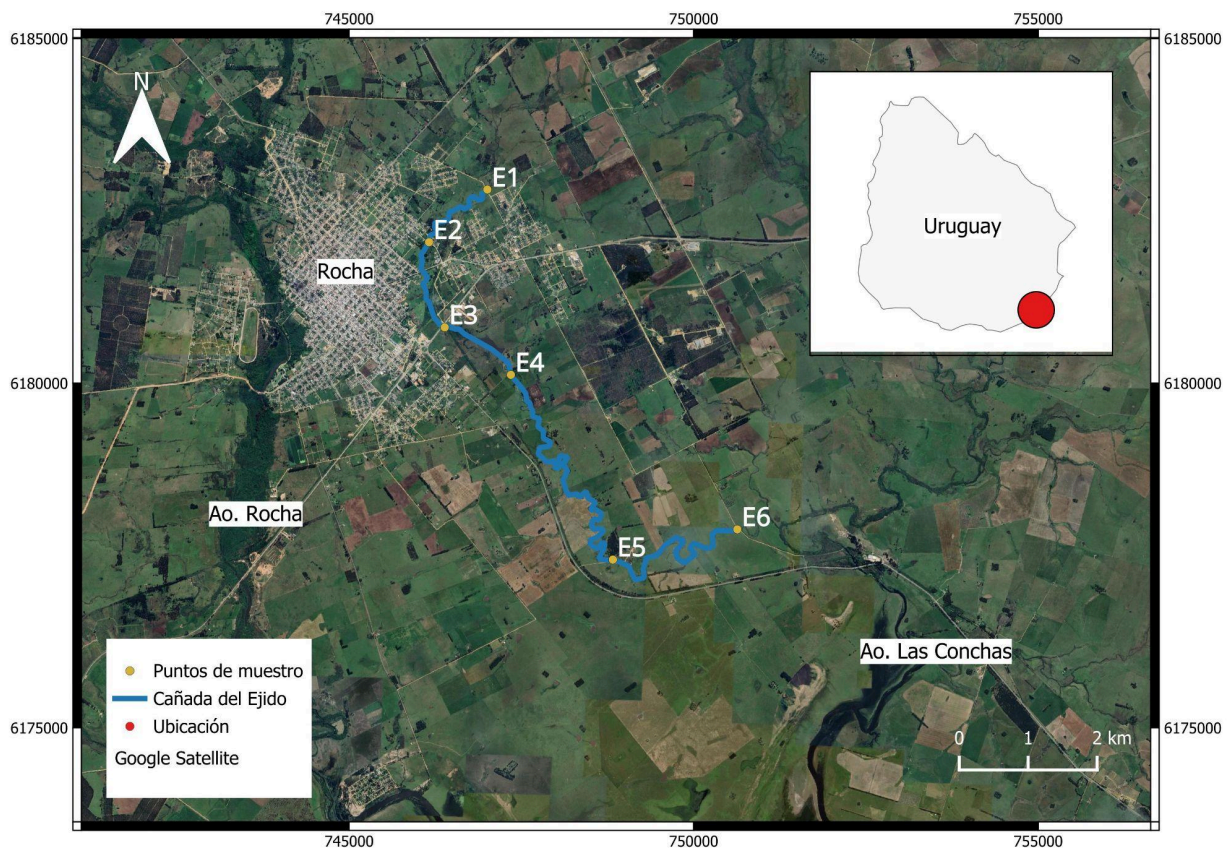


Figura 1. Ubicación de la Cañada del Ejido (Rocha, Uruguay). En azul el curso de agua y en amarillo los sitios de muestreo E1 a E6 (coordenadas UTM zona 21S; elaboración propia en QGIS 3.34.10; QGIS.org, 2024).

In situ, en cada estación de muestreo, se registraron por triplicado las siguientes variables fisicoquímicas del agua, utilizando una sonda multi paramétrica Horiba (U-52): temperatura, pH, turbidez, conductividad (K), oxígeno disuelto (OD) y % de saturación de oxígeno (%OD). Asimismo, se colectaron tres réplicas de 6 L de agua en bidones, los cuales fueron conservados en la oscuridad a baja temperatura (6 °C) para el análisis de nutrientes, materia orgánica y sólidos en suspensión (ver detalle debajo). Se colectaron también dos réplicas de sedimento superficial, con draga Ekman, para analizar el contenido de nutrientes y materia orgánica, exceptuando la colecta en el sitio E6, debido a la inaccesibilidad para muestrear los sedimentos.

Para la determinación del caudal en cada sitio de muestreo se estimó el área de la sección transversal de la cañada midiendo su ancho y profundidad, y considerando la forma del fondo en cada punto. La velocidad del flujo se midió con un flujómetro Global Water FP211, a 60% de la profundidad de la columna de agua. El caudal se obtuvo multiplicando el área de la sección transversal por la velocidad media registrada en cada sitio.

Se tomaron muestras de agua para el análisis de grasas y aceites, metales (Cd, Cr total, Cu, Hg, Pb, As), DBO₅ y glifosato, las cuales se conservaron a baja temperatura (6 °C). Estos análisis fueron realizados por la Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA, Ministerio de Ambiente, División Laboratorio Ambiental). Además, se tomaron muestras de agua para el análisis de coliformes fecales por parte del Laboratorio de Ecotoxicología (LEEX) del Departamento de Modelización Estadística de Datos e Inteligencia Artificial (MEDIA) del Centro Universitario Regional del Este (CURE, Udelar), y muestras para el análisis de carbono orgánico disuelto (COD) y nitrógeno total disuelto (NTD) por parte del Laboratorio Análisis de Partículas del Departamento Interdisciplinario de Sistemas Costeros y Marinos (DISCOMAR) del CURE, Udelar.

Se obtuvieron dos muestras de sedimento superficial en los sitios E1, E2 y E5, con una draga Ekman, en las cuales se analizó la granulometría y se caracterizó el bentos. Para el análisis de bentos las muestras de sedimento se tamizaron con una malla de poro de 0.3 mm de diámetro, y se fijaron con alcohol 95%. Se solicitó permiso de colecta científica para la toma de muestras de bentos a la Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, el cual fue otorgado según expediente 2024/36001/025825.

3.2. Análisis de laboratorio

Las muestras de agua sin filtrar y las muestras de sedimento se procesaron para la detección de fósforo total (PT y PTsed, respectivamente) (Valderrama, 1981; Murphy & Riley, 1962) y de nitrógeno total (NT y NTsed, respectivamente) (Valderrama, 1981; Müller & Weideman, 1955).

También se determinó el peso seco y el contenido de materia orgánica del sedimento (Arocena, 2016). Las muestras de agua fueron filtradas con filtro GF/C y procesadas para analizar la concentración de nutrientes disueltos: amonio (Koroleff, 1970), nitrito (Bendschneider & Robinson, 1952), nitrato (Müller & Weideman, 1955) y fósforo reactivo soluble (Murphy & Riley, 1962).

El residuo de la filtración fue procesado para el análisis de sólidos en suspensión, como la diferencia del peso seco del filtro GF/C antes y después de filtrar (secado a 60 °C) un volumen conocido de muestra. La materia orgánica en suspensión (MOS) se analizó como la pérdida de peso del filtro por ignición a 500 °C (APHA, 1985).

La determinación de grasas y aceites se realizó mediante el método gravimétrico, con extracción por Soxhlet, y el análisis de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) mediante el método electrométrico (APHA, 2012). Para la determinación de metales totales (Ar, Cu, Cr, Pb, Cd) se realizó una digestión asistida por microondas (Kingston, 1988; MDS-2100, 1994; USEPA, 1990; APHA, 2012) y para Hg se utilizó el método de espectrofotometría de absorción atómica por generación de vapor frío, con sistema de inyección de flujo (ISO 5666, 2012; EPA, 1994). Para la determinación de glifosato se realizó una inyección directa, usando cromatografía líquida acoplada a detector de masas tandem (EPA, 2009; ISO 21458, 2008; SANTE, 2021).

Para el análisis de coliformes fecales del agua se realizó un filtrado con membrana de 0.45 µm de tamaño de poro y cultivo en placas con medio M-F-C Agar Base (marca Himedia), en incubadora con temperatura controlada de 44.5 °C por 22-24 horas (APHA, 1995). Las muestras para establecer la abundancia de coliformes fecales se procesaron el mismo día en que fueron colectadas.

Para determinar la concentración de COD y de NTD, las muestras de agua fueron filtradas mediante filtros GF/F previamente muflados (450 °C durante 4 horas). Posteriormente, se cuantificaron las concentraciones utilizando un analizador de carbono y nitrógeno Shimadzu (serie L). La muestra de E3 no pudo ser cuantificada.

Respecto al bentos, las especies fueron identificadas mediante claves taxonómicas locales, algunas de las cuales se listan en Arocena (2016; capítulo 13: Zoobentos) y claves regionales (Hamada et al., 2014; Jardim et al., 2019; Damborenea et al., 2020). Se contó con el apoyo de especialistas del Museo Nacional de Historia Natural. Posteriormente, las muestras fueron depositadas en las colecciones correspondientes del Museo.

Las muestras de sedimento para granulometría, posteriormente a su secado, fueron procesadas con Rot-up para separar grava, arenas y fango (Arocena, 2016). Con los pesos y porcentajes de sedimento retenidos en cada tamiz se elaboró una curva granulométrica y se calculó el tamaño medio de grano expresado en unidades phi (ϕ), siguiendo la clasificación granulométrica de Folk & Ward (1957). Posteriormente se analizaron los parámetros descriptivos del sedimento (Arocena, 2016).

3.3. Usos del suelo

Con el fin de identificar los usos del suelo, las fuentes puntuales y difusas de efluentes y otras particularidades biofísicas y antrópicas en la cuenca de drenaje de la Cañada del Ejido, se consultó la bibliografía e información disponible en bases de datos y visualizadores como la Infraestructura de datos Espaciales (IdeUy) y el Observatorio Ambiental Nacional (OAN). Toda la información recolectada fue incorporada y analizada en el sistema de información geográfica QGIS 3.34.10 y Google Earth Pro (GEP) (Google LLC, v7.3.6; imágenes con fecha 11-05-2023). Todas las capas se reproyectaron a WGS 84/UTM zone 21S (EPSG:32721) para asegurar consistencia espacial. La elaboración de los mapas se realizó en QGIS.

La capa de cursos de agua, incluida la Cañada del Ejido y sus afluentes, se obtuvo del OAN. Debido a inconsistencias de la imagen satelital con la capa, se trazó el polígono de la Cañada siguiendo el curso de agua en la imagen satelital. Las subcuencas se delimitaron por fotointerpretación de divisorias topográficas a partir de curvas de nivel de las cartas topográficas del Instituto Geográfico Militar (escala 1:50000), chequeando el relieve y la red de drenaje visualmente. Los polígonos se digitalizaron inicialmente en GEP y luego se importaron a QGIS para su edición. Las áreas de las subcuencas se obtuvieron con los atributos geométricos de los polígonos.

Para la delimitación de las zonas urbana y suburbana se realizó una vectorización en base a fotointerpretación en GEP, considerando densidad y continuidad de edificaciones urbanas, red vial y grado de impermeabilización observable. El área de saneamiento provino de una imagen suministrada por OSE (Exp. N° 82/2025), la que fue georreferenciada en GEP mediante puntos de control sobre elementos cartográficos reconocibles y posteriormente vectorizada. Se realizó el cálculo de las áreas mediante intersección espacial con los límites de cada subcuenca.

Los puntos de vertidos industriales y domésticos puntuales se obtuvieron del OAN (DINACEA, 2025) y se interpretaron en relación a la red de drenaje y las subcuencas. Las categorías de usos y coberturas del suelo se obtuvieron del OAN (DINACEA, 2022). Los porcentajes por subcuenca

se calcularon intersectando los polígonos de uso y cobertura con los límites de cada subcuenca, expresando cada clase como fracción del área total de la subcuenca. La capa de clasificación de humedales se obtuvo del Proyecto Inventario Nacional de Humedales (OAN, FCIEN & DINAMA, 2017).

Los datos de precipitación se obtuvieron del Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET), correspondientes a la Estación Meteorológica de Rocha, ubicada en la subcuenca E4, a ca. 700 metros del sitio E4. Se trabajó con la precipitación acumulada 2, 5, 10 y 30 días antes de cada muestreo.

3.4. Análisis de datos

Los datos de las diferentes variables fueron descritos en base a promedios y desvíos; estos últimos fueron verificados en los casos que se observó una elevada variabilidad entre réplicas y los análisis químicos repetidos. La variación espacial y temporal de los datos se describió mediante tablas y gráficas, elaboradas en RStudio (Posit Software, PBC, 2024).

Se calculó el estado trófico en cada punto obtenido de acuerdo al índice de Estado trófico (IET) de Lamparelli (2004) considerando el PT como variable indicadora. La ecuación utilizada fue: $IET (PT) = 10 * (6 - ((0.42 - 0.36 * (\ln PT)) / \ln 2)) - 20$, donde PT está expresado en $\mu\text{g P L}^{-1}$.

La carga diaria fue calculada como: caudal (L s^{-1}) * concentración de NT o PT (mg L^{-1}) * 0.0864.

Los datos fisicoquímicos y de calidad de agua fueron contrastados con la cobertura y los usos de suelo cercanos a cada punto de muestreo y entre puntos, para analizar los cambios de la calidad del agua a lo largo del gradiente espacial. Los datos obtenidos fueron comparados con los antecedentes específicos del lugar (Rodríguez-Gallego et al., 2008; Rodríguez-Gallego et al., 2010; DINACEA et al., 2021; DINACEA et al., 2023; CURE, 2023a, 2023b, 2023c), con el objetivo de evaluar los cambios a largo plazo, incluyendo la variabilidad de la precipitación.

3.5. Índice de calidad de agua

Se aplicó a los datos obtenidos el Índice de calidad de agua urbana (UWQI) desarrollado por Alvareda et al. (2020), debido a su utilización previa en arroyos urbanos en Uruguay con características ambientales y presiones antrópicas comparables a las presentes en la Cañada del Ejido. El UWQI fue desarrollado para arroyos de Clase 3 y 4, basado en los estándares nacionales de calidad de agua del Decreto Nacional 253/979 del Código de Aguas, el cual integra las

variables OD, pH, turbidez, concentración de coliformes fecales, PT, NO₃ y NH₄ (Alvareda et al., 2020). Considerando el nuevo Decreto del Código de Aguas N° 226/025, se adaptó el índice a los nuevos valores objetivo de calidad para la categoría de aguas superficiales utilizando las mismas variables propuestas por Alvareda et al. (2020).

Para su cálculo se partió de la fórmula propuesta por Alvareda et al. (2020):

$$UWQI_i = \frac{1}{n} \sum \left(\frac{C_i}{S_i} \right)$$

$$UWQI_i = \frac{1}{n} \sum \left[\left(\log \left(\frac{C_i}{S_i} \right) + 1 \right) * K_i \right]$$

$$K_i = 100 * \frac{i - \min(i)}{\max(i) - \min(i)}$$

dónde C es la concentración de cada parámetro y S el valor límite del Decreto. Las variables con límite objetivo máximo en el Decreto (coliformes fecales, turbidez, PT, NO₃, NH₄) se dividieron por el valor límite (C_i/S_i), mientras que para OD y pH se procedió de la siguiente forma: para OD, una variable con límite objetivo mínimo en el Decreto, se aplicó la relación inversa (S_i/C_i), mientras que para el pH, una variable con un rango, se aplicó la distancia al valor neutro, es decir |pH-7|. Posteriormente, cada razón fue transformada logarítmicamente para alcanzar la normalidad y reducir la influencia de valores extremos en el índice. Luego, los valores fueron escalados de 0 a 100, para lo cual se utilizó una constante K que distribuye la escala a lo largo del rango observado en el muestreo. La forma de cálculo de la constante K propuesta por Alvareda et al. (2020) se denominó “forma A”.

Sin embargo, al ser testeada esta forma de cálculo para analizar la sensibilidad del índice, se encontraron sesgos para el factor de normalización K cuando este se define en función del rango observado de los datos; por ejemplo, si el mínimo observado ya incumple con el valor objetivo del Decreto (p. ej., una turbidez mínima observada de 49 NTU frente a un límite objetivo de 45 NTU), valores apenas superiores (p. ej., 50 NTU) reciben valores de K bajo pese a exceder el valor objetivo de la norma, lo que puede atenuar penalidades. Por esto, también se optó por el cálculo de la K de una manera alternativa (forma B):

$$K_i = \frac{100 * i}{\max(x)}$$

dónde el valor máximo observado se fija en 100 y el valor mínimo teórico se considera 0, sin forzar que el mínimo observado coincida necesariamente con 0.

No obstante, el sesgo de la forma B radica en que el mínimo no queda anclado a 0, de modo que si ninguna muestra cumple con los valores objetivos del Decreto, ninguna observación adquiere un valor nulo en la escala. Además, es sensible a valores atípicos en el extremo superior de la distribución, dado que el peor valor observado define el límite superior de la escala. En este contexto, la presencia de un *outlier* puede comprimir el rango de valores intermedios, reduciendo la capacidad del índice para discriminar diferencias entre muestras. Por ejemplo, en un conjunto de datos de turbidez compuesto por valores de 46, 48, 50 y 53 NTU, todos levemente superiores al límite objetivo de la normativa, el valor máximo (53 NTU) fija la escala, asignando valores relativamente elevados incluso a observaciones cercanas al umbral. Por otro lado, un valor atípico extremo (por ejemplo, 200 NTU) desplaza el máximo de la escala, provocando una reducción del resto de los valores normalizados, incluso excediendo el valor objetivo.

Para atenuar el sesgo de las formas de escalado se incluyó el número de excedencias por parámetro. Es de destacar que ambas metodologías restringen la comparabilidad con otras campañas de muestreo, dado la ambigüedad que puede tener el máximo observado. Por último, los datos para ambas formas de cálculo se graficaron en RStudio (Posit Software, PBC, 2024).

4. RESULTADOS

4.1. Agua

En esta sección se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos y de calidad de agua determinados en los seis sitios de muestreo ubicados en la Cañada del Ejido, mostrando los promedios y desvíos estándar correspondientes de las réplicas (Figuras 1 a 4).

La temperatura aumentó progresivamente a lo largo de los sitios de muestreo, con un mínimo de 10.7 °C y un máximo de 13.9 °C (Figura 2a). El OD se mantuvo en concentraciones altas entre los sitios E1 y E4, con el máximo en el sitio E3 (8.68 mg L⁻¹), disminuyendo abruptamente en los sitios E4 y E5, alcanzando un mínimo de 3.6 mg L⁻¹ en E5 (Figura 2b). El porcentaje de saturación de OD siguió el mismo patrón que el OD, con el máximo en el sitio E3 (82.3 %) y el mínimo en el sitio E5 (34.5 %) (Figura 2c).

El pH se ubicó en valores cercanos a la neutralidad, presentando un incremento a lo largo de los sitios (Figura 2d), con el valor mínimo (6.8) en el E1 y el máximo en el sitio E6 (7.5). Con respecto a la turbidez, se registraron valores similares en los sitios E1 a E4 (54.3 a 68.5 NTU) y un aumento en los sitios E5 y E6, con el valor máximo en la última estación (86.9 NTU) (Figura 2e). La K mostró una tendencia creciente hasta el sitio E3 donde alcanzó el máximo (0.227 mS cm⁻¹), disminuyendo luego desde el sitio E4 hasta el E6, donde se registraron valores similares al sitio E2 (0.120 mS cm⁻¹) (Figura 2f).

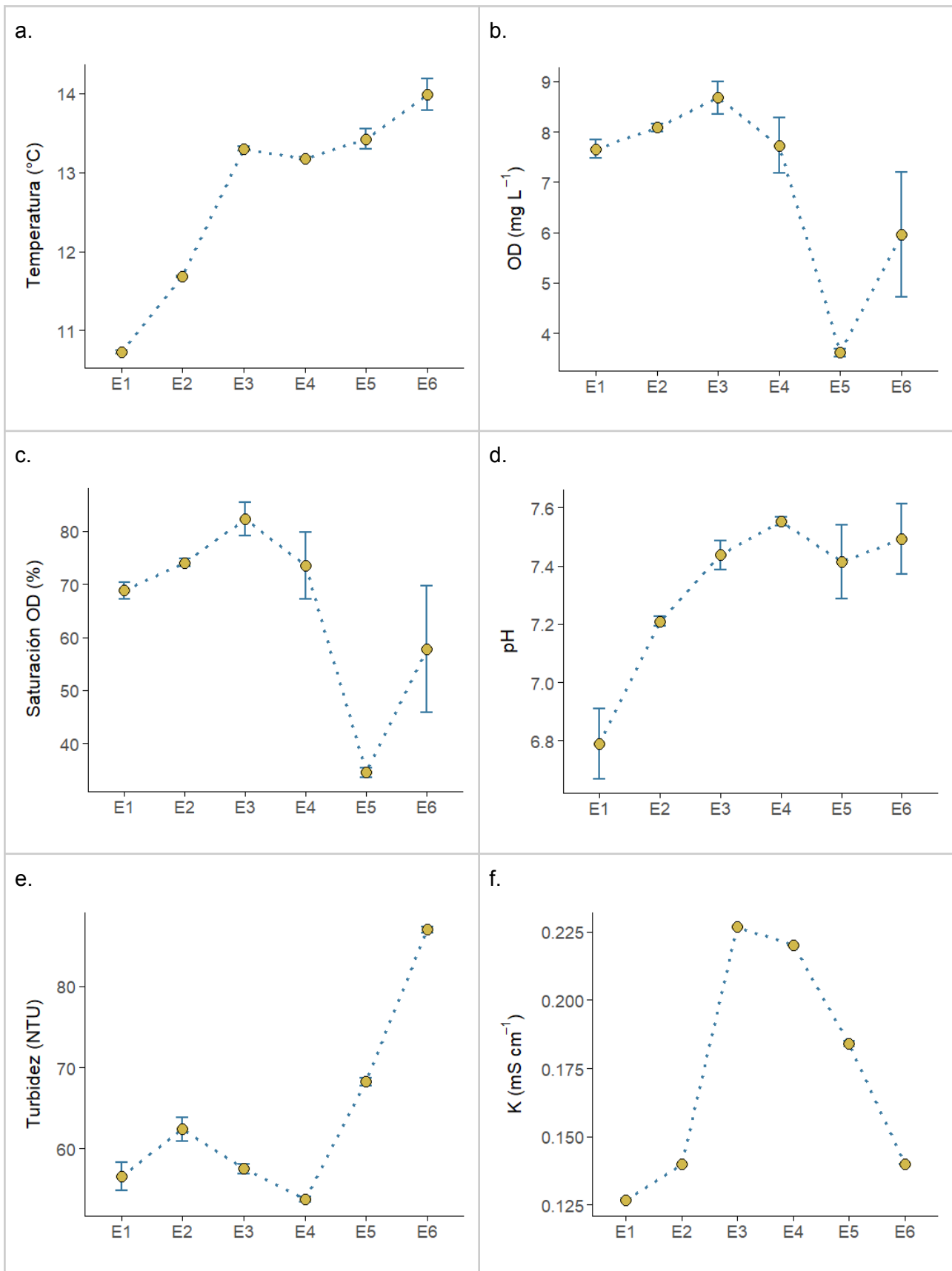


Figura 2. Variación espacial de temperatura (T) (a), oxígeno disuelto (OD) (b), saturación de OD (c), pH (d), turbidez (e) y conductividad (K) (f) en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024 (datos promedio y desvío estándar de las réplicas).

El sitio E5 fue el de mayor caudal ($1.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) mientras que el de menor caudal fue el sitio E1 (Figura 3).

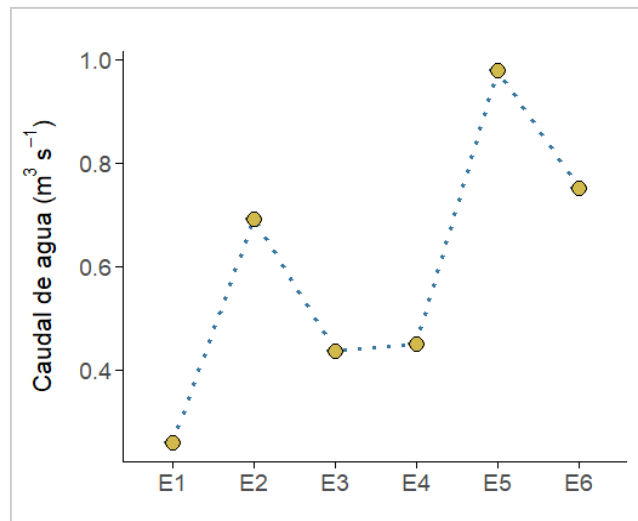


Figura 3. Variación espacial del caudal de agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

La precipitación previa al muestreo muestra un evento de lluvia significativo. En particular, el día anterior al muestreo se registraron 21.3 mm de precipitación en la Estación Meteorológica de INUMET de Rocha (Tabla 6). Asimismo, el acumulado en los 10 días anteriores alcanzó 60.5 mm, mientras que en los 30 días previos se registraron 159.5 mm.

Los sólidos en suspensión (SS) presentaron una tendencia decreciente desde el sitio E1 (33.3 mg L^{-1}) hasta el E4 (16.8 mg L^{-1}), aumentando levemente en los sitios E5 y E6 (Figura 4a). La materia orgánica en suspensión (MOS) en el agua mostró un incremento entre los sitios E1 y E5, alcanzando 48%, disminuyendo en el sitio E6 (Figura 4b).

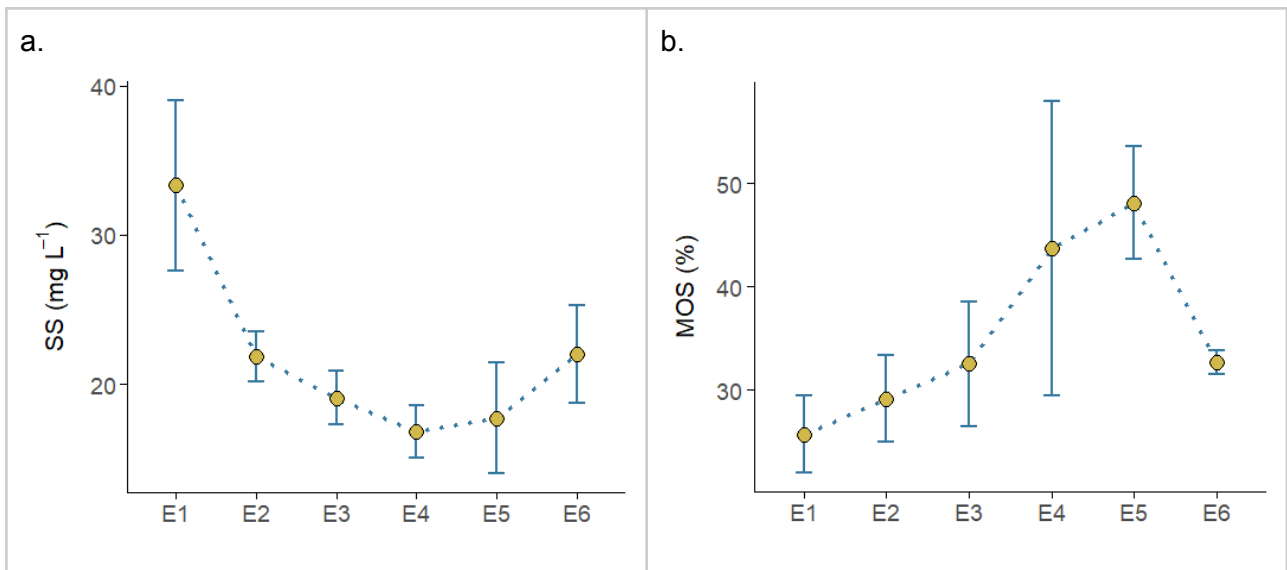


Figura 4. Promedio y desvío estándar del contenido de sólidos en suspensión (SS) (a) y materia orgánica en suspensión (MOS) (b) del agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

Los valores de NID y PRS mantuvieron una tendencia creciente a lo largo de los sitios. Ambos presentaron la mayor concentración en el sitio E5 ($1020.2 \mu\text{g N L}^{-1}$ y $379.6 \mu\text{g P L}^{-1}$, respectivamente) (Figura 5), mientras que los valores mínimos ocurrieron para ambos parámetros en el sitio E1 ($233.7 \mu\text{g N L}^{-1}$ y $118.4 \mu\text{g P L}^{-1}$, respectivamente). Igualmente, NT y PT también mostraron una tendencia creciente a lo largo de los sitios (Figura 5). El valor máximo de NT fue en el sitio E5 ($1934.5 \mu\text{g N L}^{-1}$), mientras que el mínimo ocurrió en el sitio E1 ($959.6 \mu\text{g N L}^{-1}$), al igual que para el PT (425 y $146.3 \mu\text{g P L}^{-1}$, respectivamente).

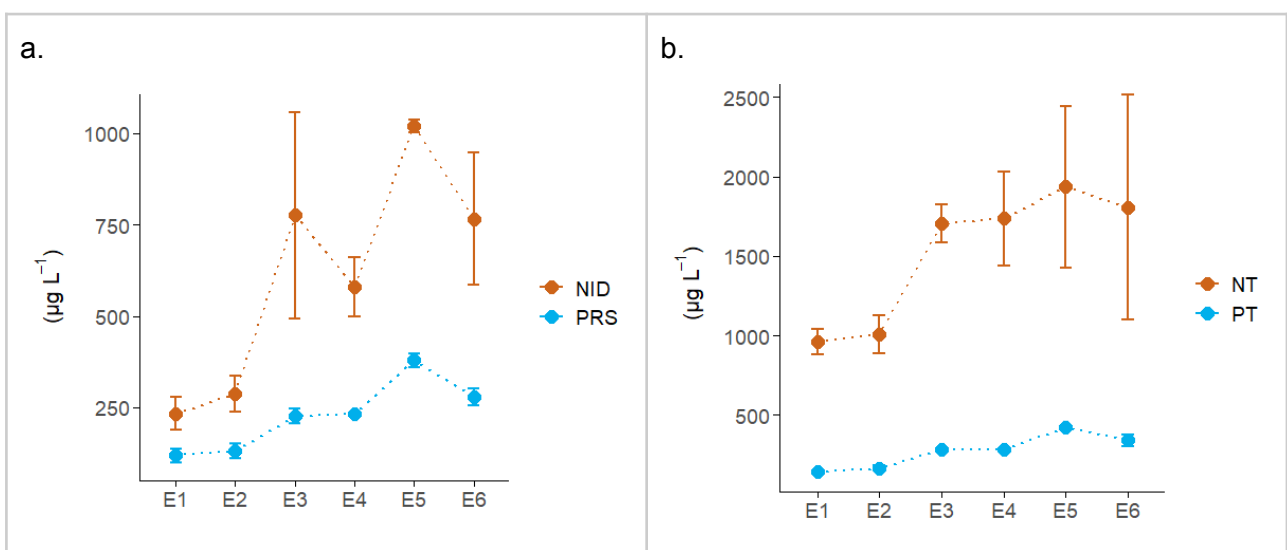


Figura 5. Concentración promedio y desvío estándar de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) y Fósforo Reactivo Soluble (PRS) (a), y Nitrógeno total (NT) y Fósforo total (PT) (b) del agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

El NH_4 presentó valores máximos de concentración en los sitios E3 y E6 (258.8 y 184.6 $\mu\text{g N L}^{-1}$, respectivamente), en el último caso con un amplio desvío. Los valores fueron menores a 100 $\mu\text{g N L}^{-1}$ en los demás sitios, siendo E1 el sitio con menor concentración de NH_4 (21.3 $\mu\text{g N L}^{-1}$) (Figura 6a). El NO_2 presentó concentraciones similares a lo largo de los sitios, variando entre 13.1 y 30.0 $\mu\text{g N L}^{-1}$, con un amplio desvío en el sitio E2 (Figura 6b). El NO_3 mostró una tendencia creciente a lo largo de los sitios de muestreo, con un máximo en el sitio E5 (939.1 $\mu\text{g N L}^{-1}$) (Figura 6c). El NO_3 fue la forma inorgánica de nitrógeno que más contribuyó a la concentración total de NID (más de 60% en todos los casos).

El PRS mantuvo una tendencia similar a la de NO_3 , con un valor máximo de 379 $\mu\text{g P L}^{-1}$ en el sitio E5, decreciendo nuevamente en el sitio E6, pero manteniendo valores mayores que los sitios E1 a E4 (Figura 6d). En todas las estaciones el PRS representó más de 80% del PT, alcanzando 90% en E5.

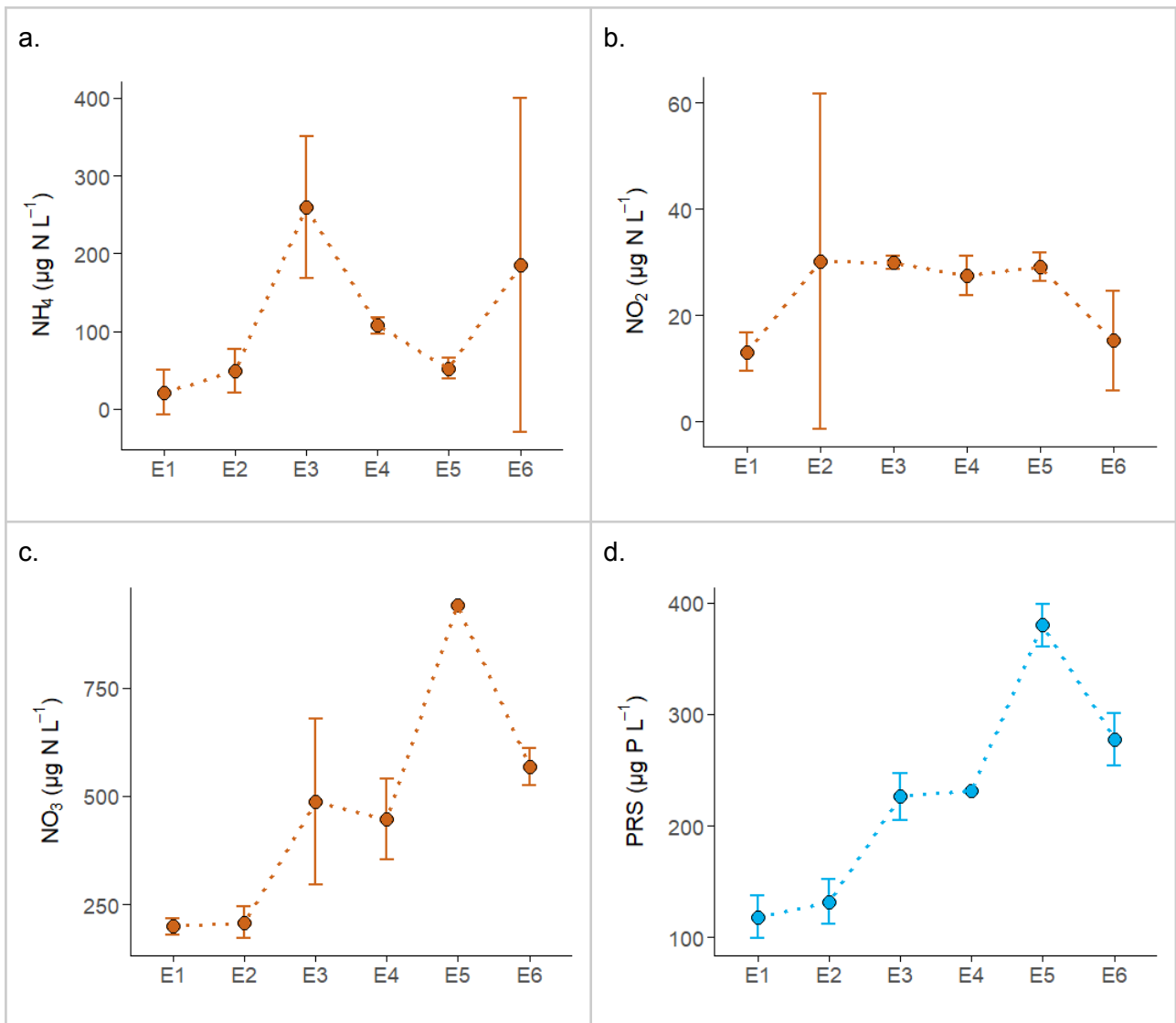


Figura 6. Concentración promedio y desvío estándar de amonio (NH_4) (a), nitrito (NO_2) (b), nitrato (NO_3) (c) y fósforo reactivo soluble (PRS) (d) en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

Las concentraciones de NTD mostraron una tendencia creciente a lo largo de los sitios (Figura 7). La concentración mínima ocurrió en E1 (1.1 mg N L^{-1}) mientras que la concentración máxima ocurrió en E6 (2.37 mg N L^{-1}).

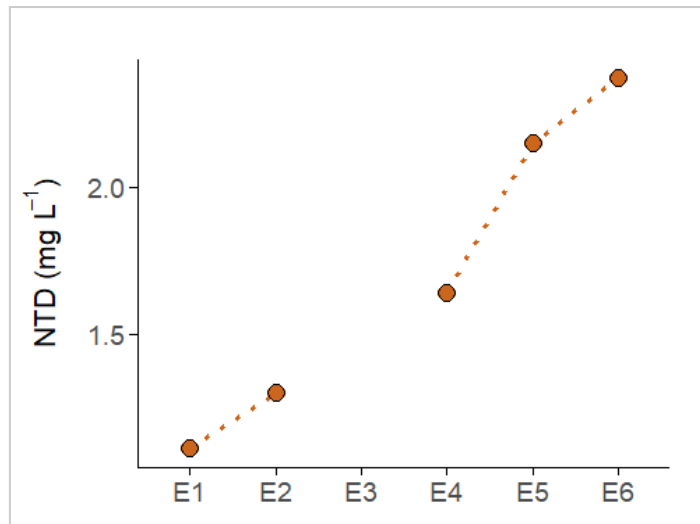


Figura 7. Concentraciones de Nitrógeno total disuelto (NTD) en cinco sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

La concentración de COD registrado presentó el mínimo en el sitio E1 (18.7 mg L⁻¹) y el máximo en el sitio E4 (25.0 mg L⁻¹) (Figura 8), mientras que en los sitios E5 y E6 disminuyó a valores cercanos a los observados en la cabecera de la Cañada.

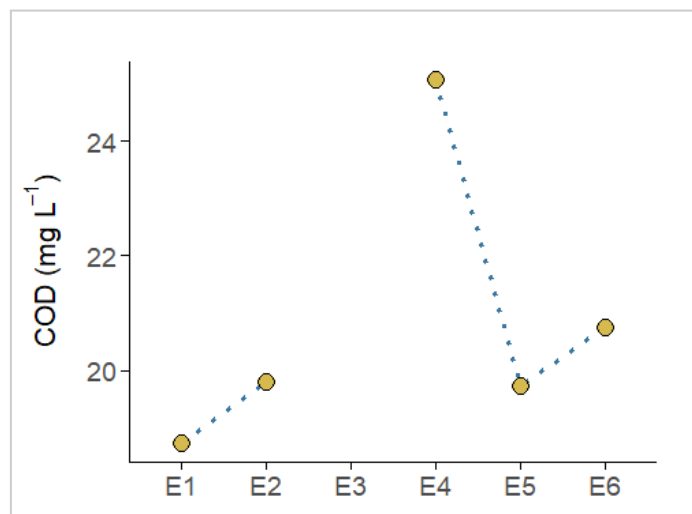


Figura 8. Concentración de carbono orgánico disuelto (COD) del agua en cinco sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

En cuanto a la relación atómica entre las concentraciones de NID y PRS, la misma varió entre 4.5 y 7.4 (Figura 9).

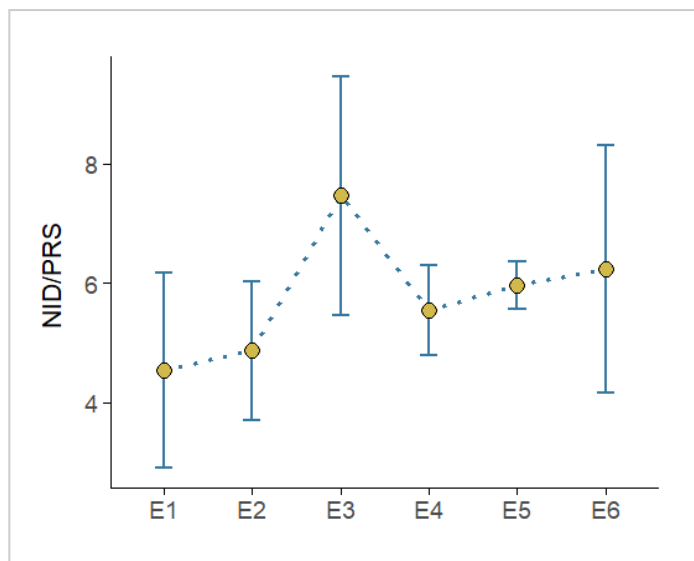


Figura 9. Relación atómica entre NID y PRS, en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

En términos generales, tanto la carga de NT como de PT mostraron una tendencia creciente a lo largo de los sitios (Figura 10). El máximo de carga de NT y PT fue en el sitio E5 (208 kg N día⁻¹ y 36 kg P día⁻¹, respectivamente), mientras que el mínimo ocurrió en el sitio E1 (21 kg N día⁻¹ y 3 kg P día⁻¹, respectivamente).

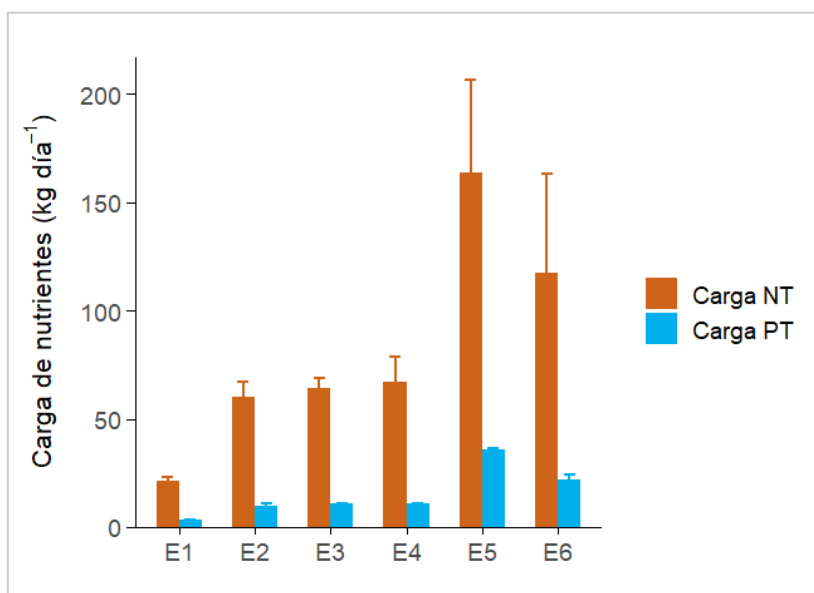


Figura 10. Carga diaria de NT y PT promedio y desvío estándar en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

De acuerdo al Índice de estado trófico (IET) de Lamparelli (2004) basado en PT, el sistema se clasificaría en los sitios E1 y E2 como eutrófico y en los sitios E3 a E6 como supereutrófico (Tabla 1).

Tabla 1. Índice de estado trófico (IET) de Lamparelli (2004) en base a la concentración de PT, en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

Sitio	IET (media)	Clasificación de estado trófico
E1	59.8	Eutrófico
E2	60.4	Eutrófico
E3	63.2	Supereutrófico
E4	63.2	Supereutrófico
E5	65.3	Supereutrófico
E6	64.2	Supereutrófico

En cuanto a los metales pesados, en los seis sitios el Cu se mantuvo en concentraciones entre 0.0074 y 0.005 mg L⁻¹ (Figura 11a), mientras que el Cr varió entre 0.0067 y 0.0042 mg L⁻¹ (Figura 11b). Tanto el Pb como el As presentaron valores menores al límite de cuantificación (LC) en algunos sitios. El Pb mostró su valor máximo en el sitio E6 (0.0023 mg L⁻¹) mientras que en los sitios E2 y E4 se registraron concentraciones menores al límite de cuantificación (LC) (Figura 11c). El As presentó un único valor mayor al LC en el sitio E3 (0.0025 mg L⁻¹) (Figura 11e), mientras que el Cd no fue detectado en ninguno de los sitios (Figura 11d). La concentración de Hg fue menor al LC en todos los sitios, exceptuando el sitio E6, donde la concentración fue menor al LD (Figura 11f).

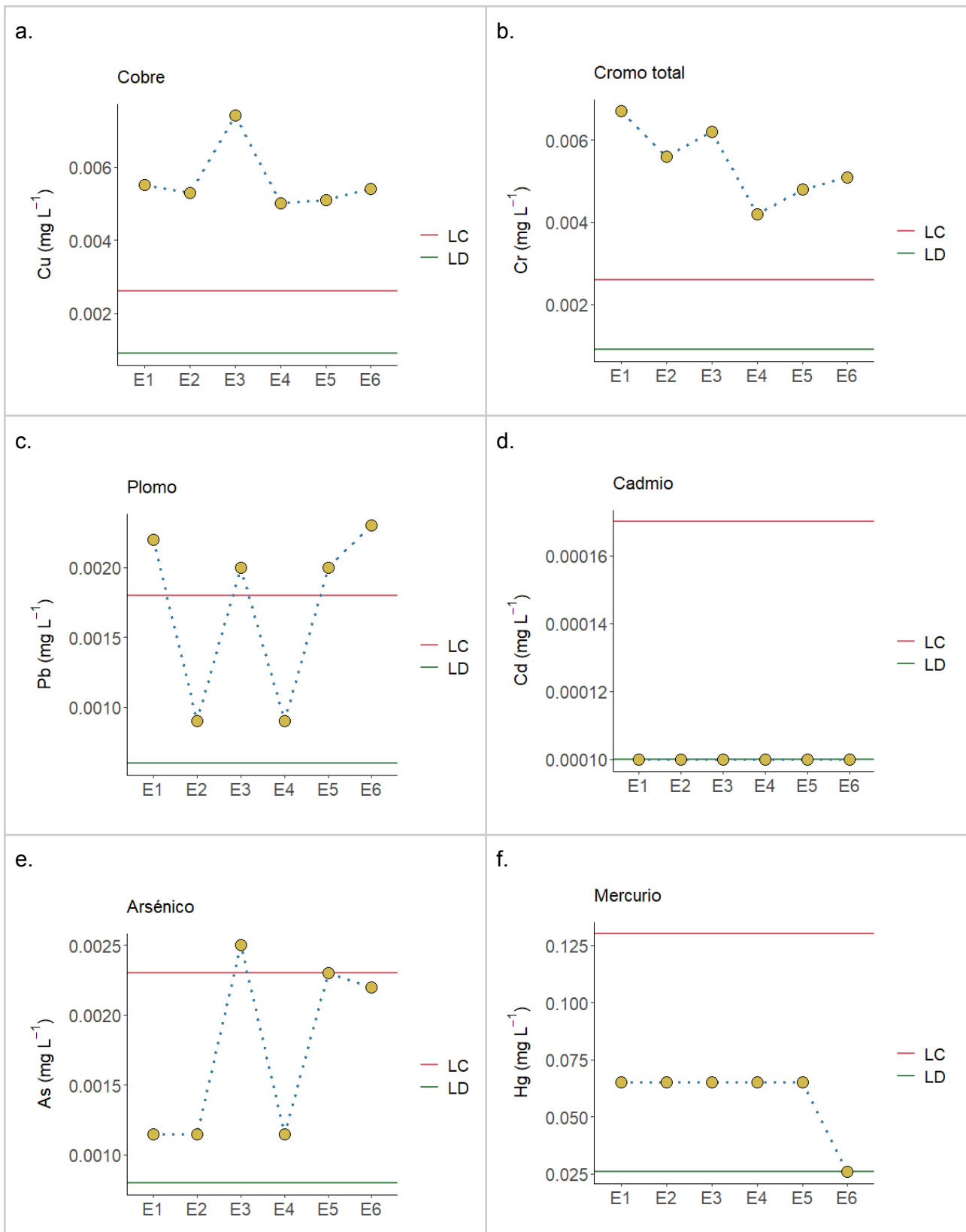


Figura 11. Concentración de metales pesados en agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024: (a) Cobre (Cu), (b) Cromo total (Cr), (c) Plomo (Pb), (d) Cadmio (Cd), (e) Arsénico (As) y (f) Mercurio (Hg). LC: límite de cuantificación, LD: límite de detección.

La concentración de glifosato (Figura 12a) fue menor a LC en todos los sitios muestreados, mientras que los valores de DBO₅ aumentaron a lo largo de los sitios, con el valor mínimo en el sitio E1 (< LC) y el valor máximo en el sitio E6 (3.4 mg O₂ L⁻¹) (Figura 12b). La concentración de coliformes fecales presentó el valor máximo en el sitio E3 (10933 UFC 100 ml⁻¹) y el mínimo en E1 (727 UFC 100 ml⁻¹) (Figura 12c). La concentración de aceites y grasas (Figura 12d) fue menor al LD en todos los sitios muestreados.

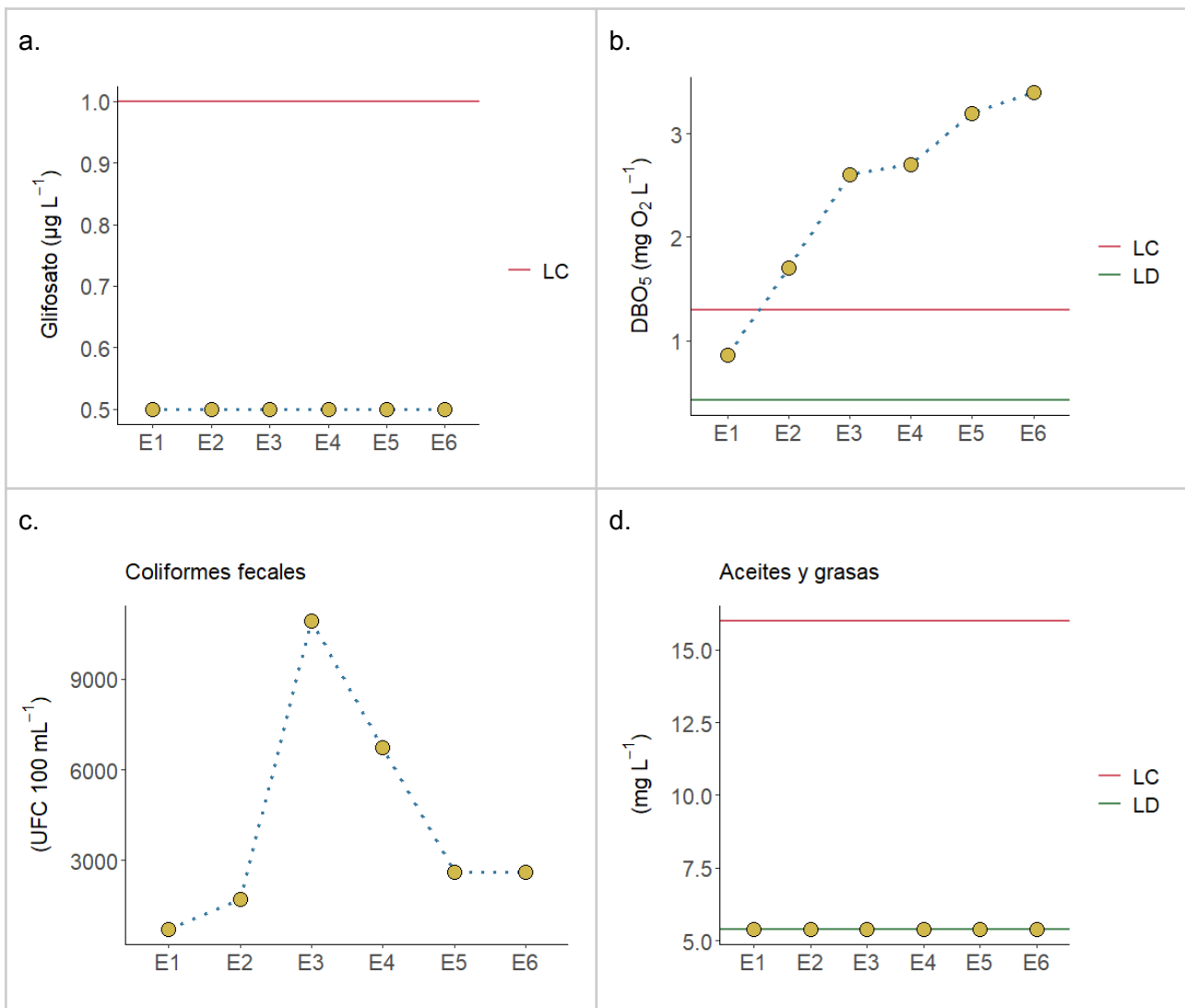


Figura 12. Valores en agua de (a) glifosato, (b) demanda biológica de oxígeno (DBO₅), (c) coliformes fecales y (d) aceites y grasas en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024. LC: límite de cuantificación, LD: límite de detección.

4.2. Sedimento

La caracterización del sedimento se realizó en los sitios E1, E2 y E5 de la Cañada del Ejido. De los tres sitios evaluados para analizar la granulometría del sedimento (Tabla 2), el sitio E1 fue el que presentó el sedimento de mayor ϕ , caracterizado como arena media, y fue además el sitio con mayor concentración de MO en el sedimento. En el sedimento del sitio E2 fue predominante la grava muy fina, presentando el menor ϕ de los tres sitios, además de contener la menor cantidad de MO entre los tres sitios con caracterización granulométrica. En el sitio E5 predominó la arena muy gruesa, con características intermedias con respecto al ϕ y a la MO de los sitios E1 y E2.

Tabla 2. Descripción de la granulometría, media granulométrica (ϕ) (Folk & Ward, 1957) y contenido de materia orgánica del sedimento (MOsed) en tres sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

Sitio	Descripción granulometría	ϕ (Folk & Ward, 1957)	MOsed (mg g ⁻¹ PS)
E1	Arena media	1.596	34.623
E2	Grava muy fina	-1.181	3.060
E5	Arena muy gruesa	-0.275	6.429

El contenido de agua del sedimento presentó su máximo en el sitio E1 (28.4 %), disminuyendo hasta el sitio E5, en donde se obtuvo el valor mínimo (12.3 %) (Figura 13a). El porcentaje de materia orgánica en el sedimento presentó su máximo en el sitio E1 (3.4 %), siendo en las restantes estaciones siempre menor a 0.8 % (Figura 13b).

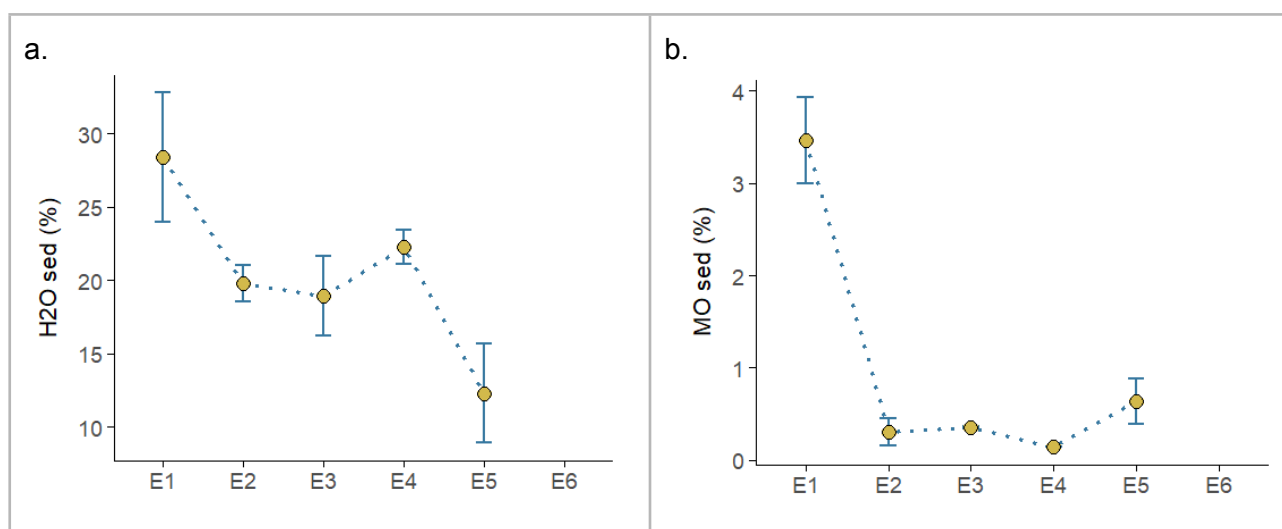


Figura 13. Contenido de agua (H₂O sed) y de materia orgánica (MO sed) en el sedimento de cinco sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

En relación a los nutrientes del sedimento, el sitio con mayor concentración de NTsed y PTsed fue el sitio E1 (112.5 $\mu\text{g N g}^{-1}$ y 36.4 $\mu\text{g P g PS}^{-1}$, respectivamente) (Figura 14ab), mientras que el resto de los sitios no mostraron grandes variaciones en ambos nutrientes, no superando 32 $\mu\text{g N g}^{-1}$ y 26 $\mu\text{g P g}^{-1}$, respectivamente.

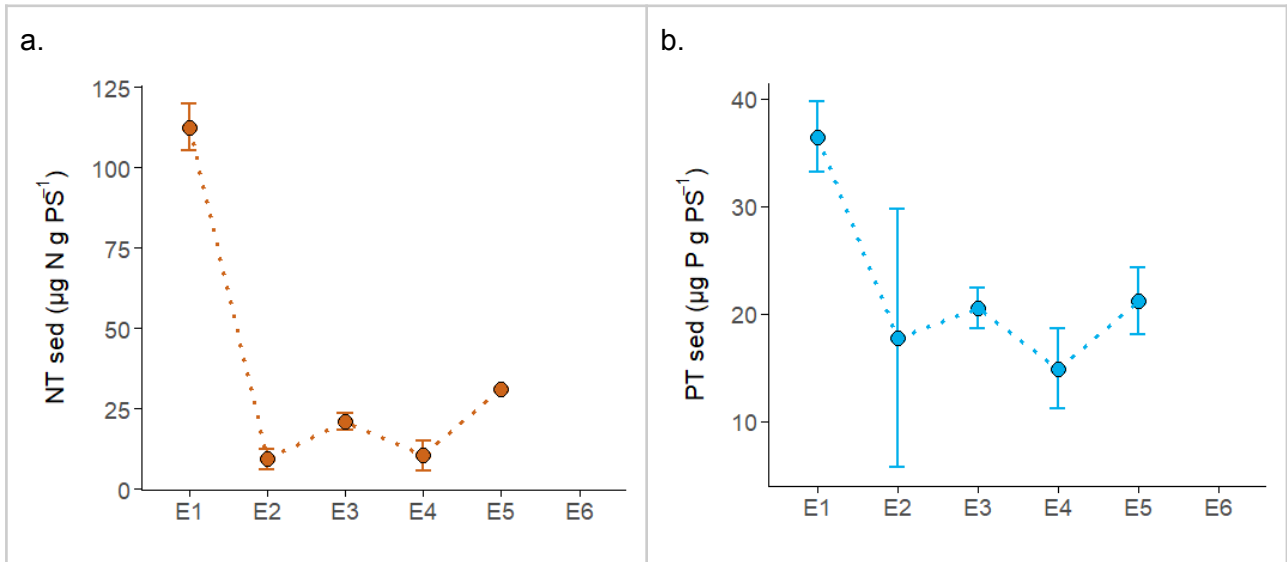


Figura 14. Concentración de nutrientes en el sedimento (peso seco) de cinco sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024. (a) Nitrógeno total (NT sed) y (b) Fósforo total (PT sed).

4.3. Organismos bentónicos

Considerando todas las estaciones muestreadas, se obtuvieron organismos bentónicos agrupados en seis clases (Tabla 3). La riqueza promedio varió entre 8 y 10 géneros, siendo la estación E5 la que registró la mayor riqueza (Figura. 15). Clitellata fue la clase con mayor número de taxa, pero los organismos más abundantes fueron los tubificidos y anfípodos del género *Hyaella*. La mayor abundancia de tubificidos se registró en la estación E2, mientras que los anfípodos fueron más abundantes en la estación E5 (Figura 15 y 16). El listado de especies y morfotipos se incluye en la Tabla I y figuras I, II y III del Anexo.

Tabla 3. Clases de organismos bentónicos identificados en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024. (Observaciones y morphos se adjuntan en Anexo, Tabla I)

Filo	Clase	Orden/Familia/Género/Especie
Mollusca	Bivalvia	<i>Pisidium sp.</i>
	Gastropoda	<i>Heleobia sp.</i>
		<i>Pomacea sp.</i>
Arthropoda	Insecta	Larva Elmidae (morpho I & II)
		Larva Diptera (morpho I & II)
	Malacostraca	<i>Aegla sp.</i>
		<i>Hyaella curvispina</i>
		Palaemonidae: cf. <i>Macrobrachium sp.</i>
Annelida	Clitellata	Tubificidae: cf. <i>Limnodrilus sp.</i>
		Anélido (morpho I & II)
		Hirudinea: cf. <i>Helobdella sp.</i> (morphos I - VII)
Platyhelminthes	Rhabditophora	Planaria

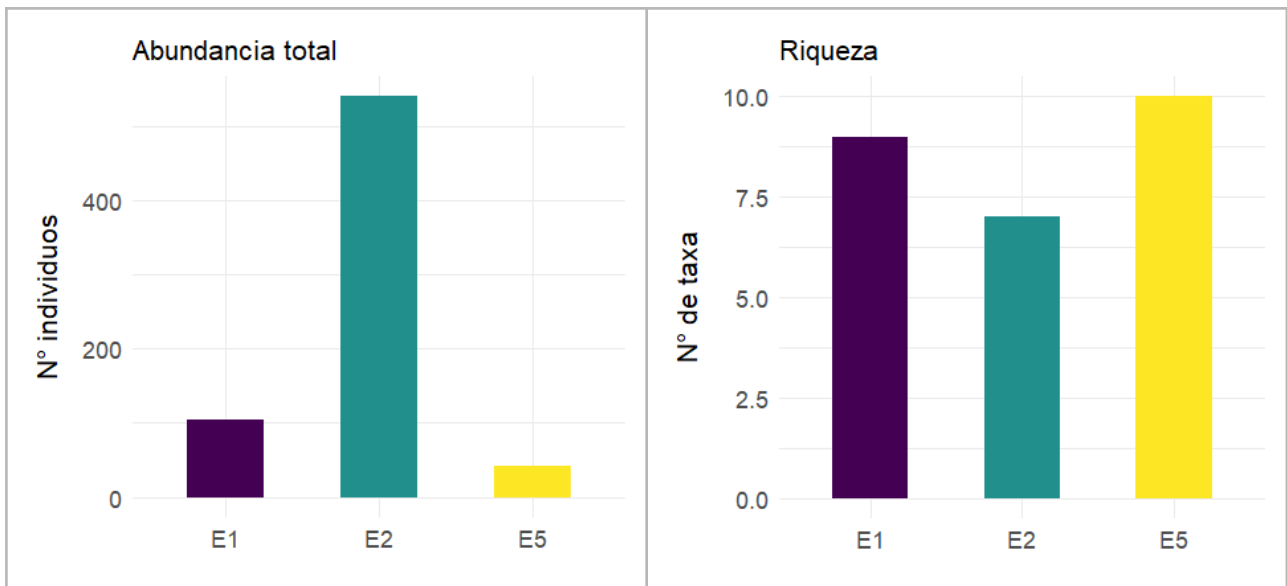


Figura 15. Abundancia y riqueza de taxa de organismos bentónicos en tres sitios en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

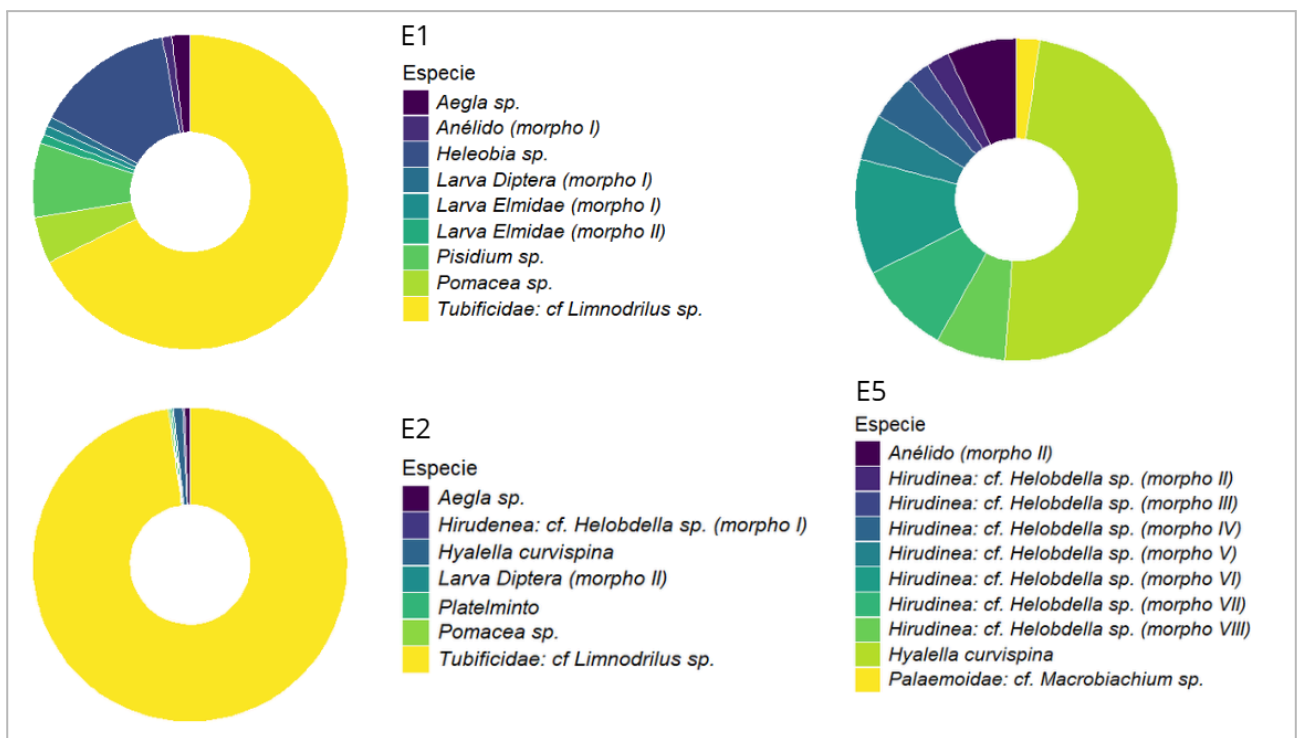


Figura 16. Composición de taxa de organismos bentónicos en tres sitios de muestreo en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

4.4. Cuenca y usos del suelo

La cuenca de la Cañada del Ejido tiene una superficie de 38.7 km² y la distancia total entre los puntos de muestreo desde E1 a E6 es de 13.1 km. La distancia entre puntos se presenta en la Tabla 4.

Tabla 4. Distancia entre sitios de muestreo de la Cañada del Ejido (Rocha).

Sitios	Distancia entre puntos (km)
E1 a E2	1.536
E2 a E3	1.454
E3 a E4	1.260
E4 a E5	5.387
E5 a E6	3.428

La Cuenca de la Cañada del Ejido tiene 15.2 % de área urbana. Dentro de ésta, la subcuenca E4 es la que presenta mayor porcentaje de extensión urbana (27 % de su superficie). El saneamiento de la ciudad se concentra al oeste de la Cañada del Ejido, ocupando 34 % del área urbana de la cuenca. Las subcuencas E1 y E2 no cuentan con saneamiento en sus zonas urbanas, mientras que la subcuenca E3 es la subcuenca con mayor cobertura de saneamiento para su área urbana (43.8%) (Tabla 5; Figura 17).

Según Rodríguez-Gallego et al. (2010) la morfología e hidrología de la Cañada han sido alteradas en varias zonas debido a canalizaciones, desvíos y rellenos, acompañando el crecimiento urbano, lo que implica que su humedal también se vea alterado. Desde los sitios E2 hasta E4 se puede observar la canalización y rectificación del curso de agua, además de relictos de bosque ripario en zonas aledañas por las cuales antes corría la Cañada sin canalizar.

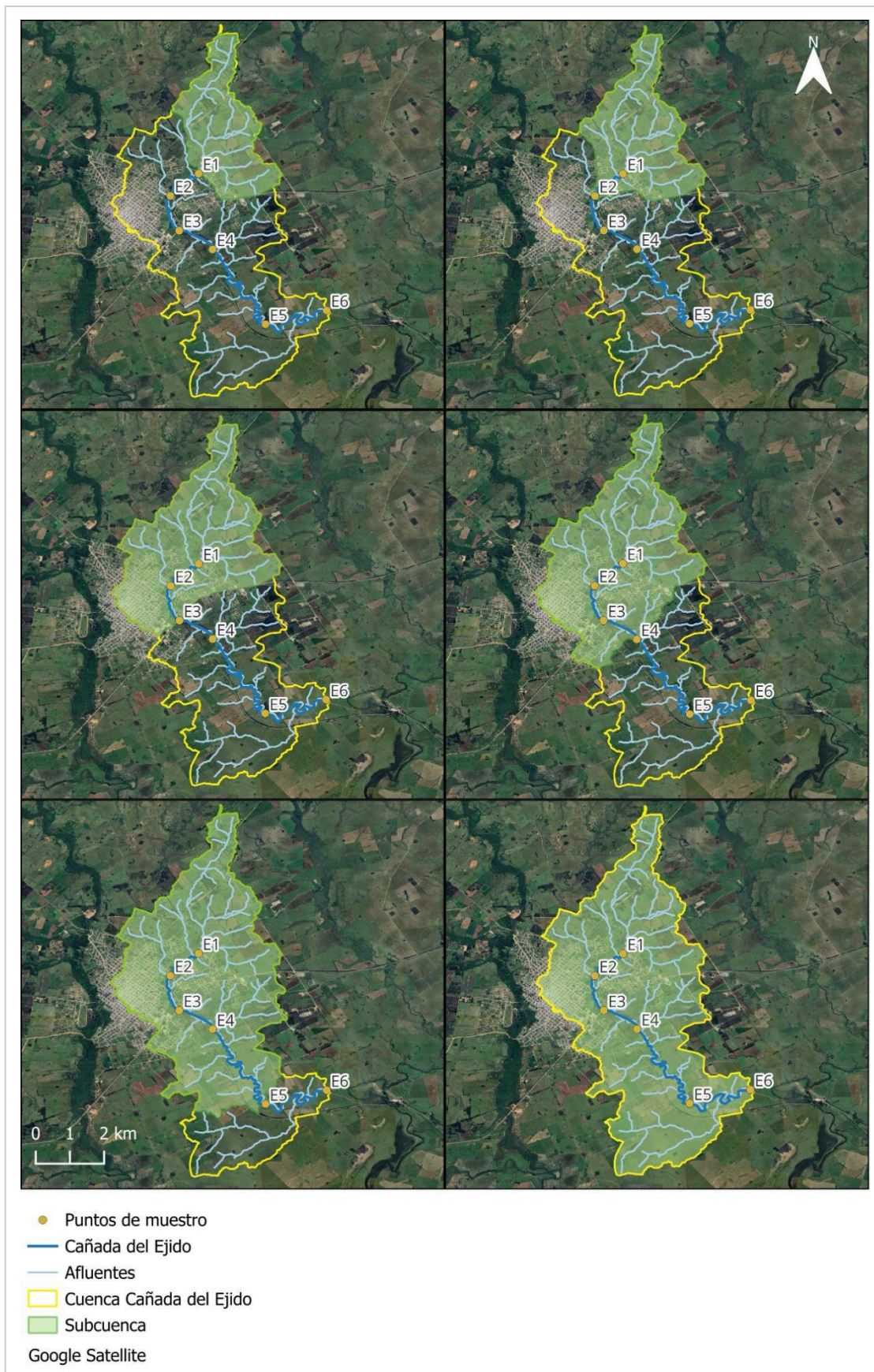


Figura 17. Cuenca de la Cañada del Ejido y subcuencas correspondientes a cada sitio de muestreo (coordenadas UTM zona 21S; elaboración propia en QGIS 3.34.10).

Según el OAN, dentro de la cuenca se encuentran tres fuentes de vertidos industriales. Dos de ellos corresponden al Frigorífico Copayan, por derivados de la faena de ganado vacuno, que se ubican en la subcuenca E1 y E4, al Este de la Cañada. La tercera fuente de vertidos se ubica en la subcuenca E5 y corresponde a Hormigones Rocha S.A.S., por la fabricación de productos minerales no metálicos, y se ubica al Oeste de la Cañada del Ejido (Figura 18).

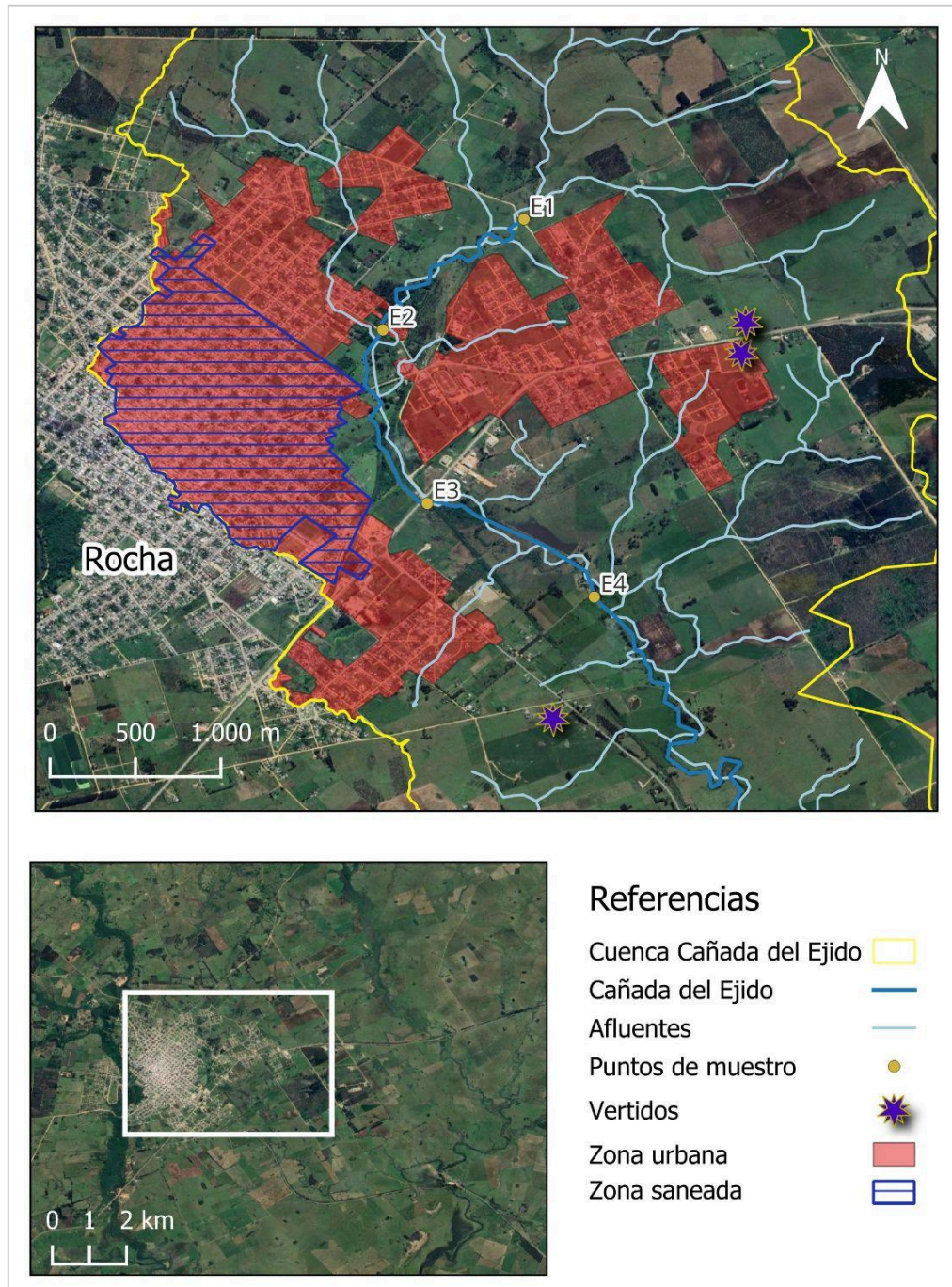


Figura 18. Cuenca de la Cañada del Ejido (Rocha), con indicación de zona urbana y red de saneamiento (coordenadas UTM zona 21S; elaboración propia en QGIS 3.34.10, utilizando insumos cartográficos del OAN, 2025, detallados en la metodología).

Tabla 5. Cobertura de área urbana y de red de saneamiento en cada subcuenca de la Cañada del Ejido (Rocha).

Subcuenca	Área (km ²)	% Área urbana	% Cobertura de área urbana con saneamiento
E1	9.2	3.15	0.0
E2	11.5	6.26	0.0
E3	17.7	25.72	43.8
E4	21.3	27.57	34.08
E5	30.9	19.07	34.08
E6	38.7	15.22	34.08

En cuanto a la clasificación de usos y coberturas del suelo, según OAN (DINACEA, 2022), en la cuenca de la Cañada del Ejido predomina la cobertura de campo natural y pradera sembrada (55.8%), seguido por la cobertura agrícola (28.0%) (Figura 19). Sin embargo, estos porcentajes varían en las distintas subcuencas de los puntos de muestreo (Figura 20). El sitio E1 es principalmente rural con uso extensivo del suelo, mayormente ganadería sobre pasto natural y pasturas sembradas, seguido por agricultura y forestación (Figuras 19 y 20). El área urbana para esta subcuenca representa 3.15 % y no posee saneamiento (Tabla 5). El sitio E2 se ubica en la entrada de la cañada, en la zona periurbana al Este de la ciudad de Rocha, y su subcuenca cuenta con las mismas actividades que la subcuenca E1, aunque con un aumento de infraestructura urbana, representando 6.3 % de la subcuenca. Al igual que la subcuenca anterior, no posee saneamiento (Tabla 5). El sitio E3 se encuentra en la parte media de la cuenca, y si bien su subcuenca incluye las actividades de las subcuencas E1 y E2, se observa un aumento de la cobertura urbana, comprendiendo 25.7 % de la subcuenca.

El sitio E4 se encuentra aguas abajo de la ciudad de Rocha, donde el porcentaje de área urbana es el mayor en toda la cuenca (27.6 %). Esta subcuenca de la Cañada del Ejido capta aguas provenientes de vertidos del frigorífico Copayan, que vierte sus aguas residuales en una cañada intermitente (CURE, 2023c), ca. 1.5 km antes de su desembocadura en la Cañada del Ejido, aguas arriba del sitio E4. Los sitios E5 y E6 se ubican en la cuenca baja de la Cañada del Ejido y reciben la influencia de actividades agropecuarias extensivas e intensivas. De acuerdo con informes de uso de suelo (Quintans et al., 2011), la parte baja de esta subcuenca presenta cultivos cerealeros y oleaginosos, praderas artificiales de pastoreo, tambos y granjas de cerdos entre sus actividades principales (Lescano, 2023).

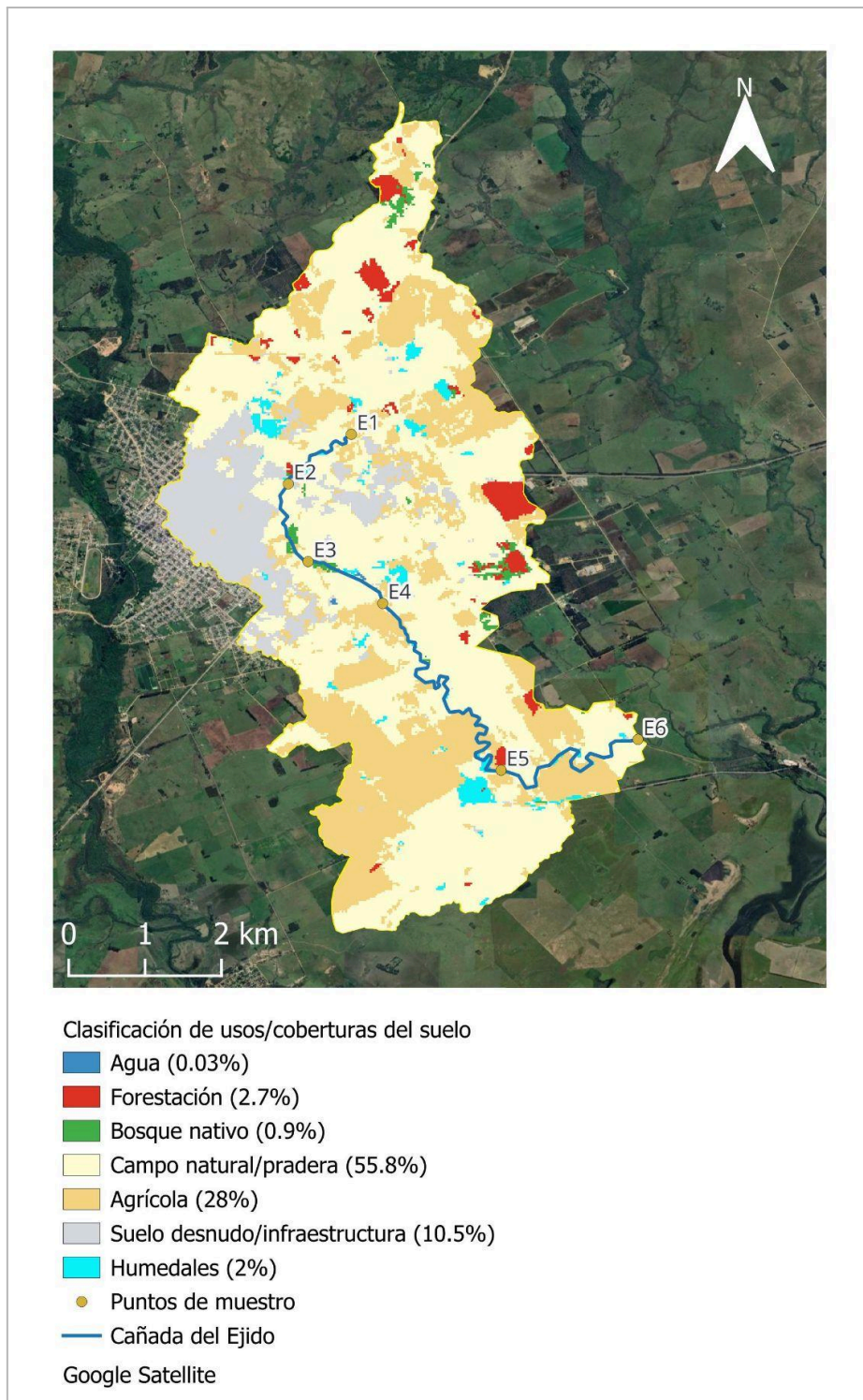


Figura 19. Cuenca de la Cañada del Ejido (Rocha) y los usos/coberturas de suelo (2021-2022) (elaboración propia en QGIS 3.34.10).

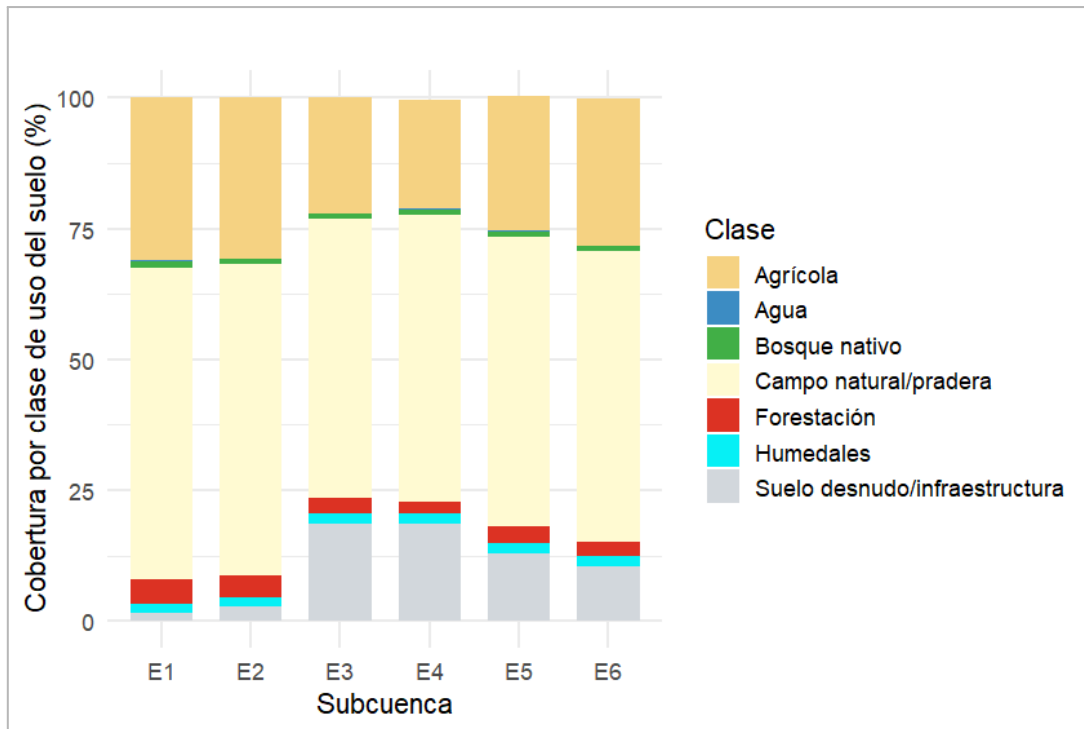


Figura 20. Subcuencas de la Cañada del Ejido (Rocha) y los usos/coberturas de suelo (2021-2022) (datos tomados del OAN) (elaboración propia en QGIS 3.34.10).

Se destaca la presencia de humedales en las subcuencas E5 y E6, extendiéndose a lo largo de la cañada por ca. 3 km hasta el punto E5, y continuando luego hasta el punto E6, también por ca. 3 km (Figura 21). Según la tipología RAMSAR, estos humedales son principalmente del tipo pantanos y charcas intermitentes, y secundariamente del tipo boscoso (Figura 21). En el punto E5 se observó la predominancia de caraguatá (*Eryngium paniculatum*) en el humedal, el cual se encontraba anegado al momento del muestreo.



Figura 21. Humedales de las subcuencas de las estaciones E5 y E6, según el Inventario nacional de humedales 2014 (Fuente: OAN, FCIEN & DINAMA, 2017) (elaboración propia en QGIS 3.34.10).

4.5. Índice de calidad de agua

El Índice de Calidad de Agua Urbana (UWQI) mediante la forma de cálculo A (ver metodología en sección 3.5) mostró que para aguas superficiales del Decreto 226/025, el sitio E1 en la Cañada del Ejido presentó una calidad de agua buena, en E2 fue moderada, y en el resto de los sitios la calidad de agua fue pobre (Figura 22; forma A).

Por otro lado, el UWQI mediante la forma de cálculo B mostró que todos los sitios muestreados en este estudio presentaron pobre calidad de agua para aguas superficiales del Decreto 226/025 (Figura 22; forma B).

Los sitios E3 a E6 fueron los sitios de mayor cantidad de variables (5 a 6, de 7 variables) que incumplen con los valores objetivos de la normativa vigente de calidad de agua en Uruguay en

2025. Las variables que excedieron los valores objetivo en todos los sitios fueron la turbidez, PT, NO₃ y NH₄. Por otro lado el OD estuvo por debajo del valor objetivo en E5 y la concentración de coliformes fecales también excedió el valor objetivo para aguas superficiales en todos los sitios excepto E1.

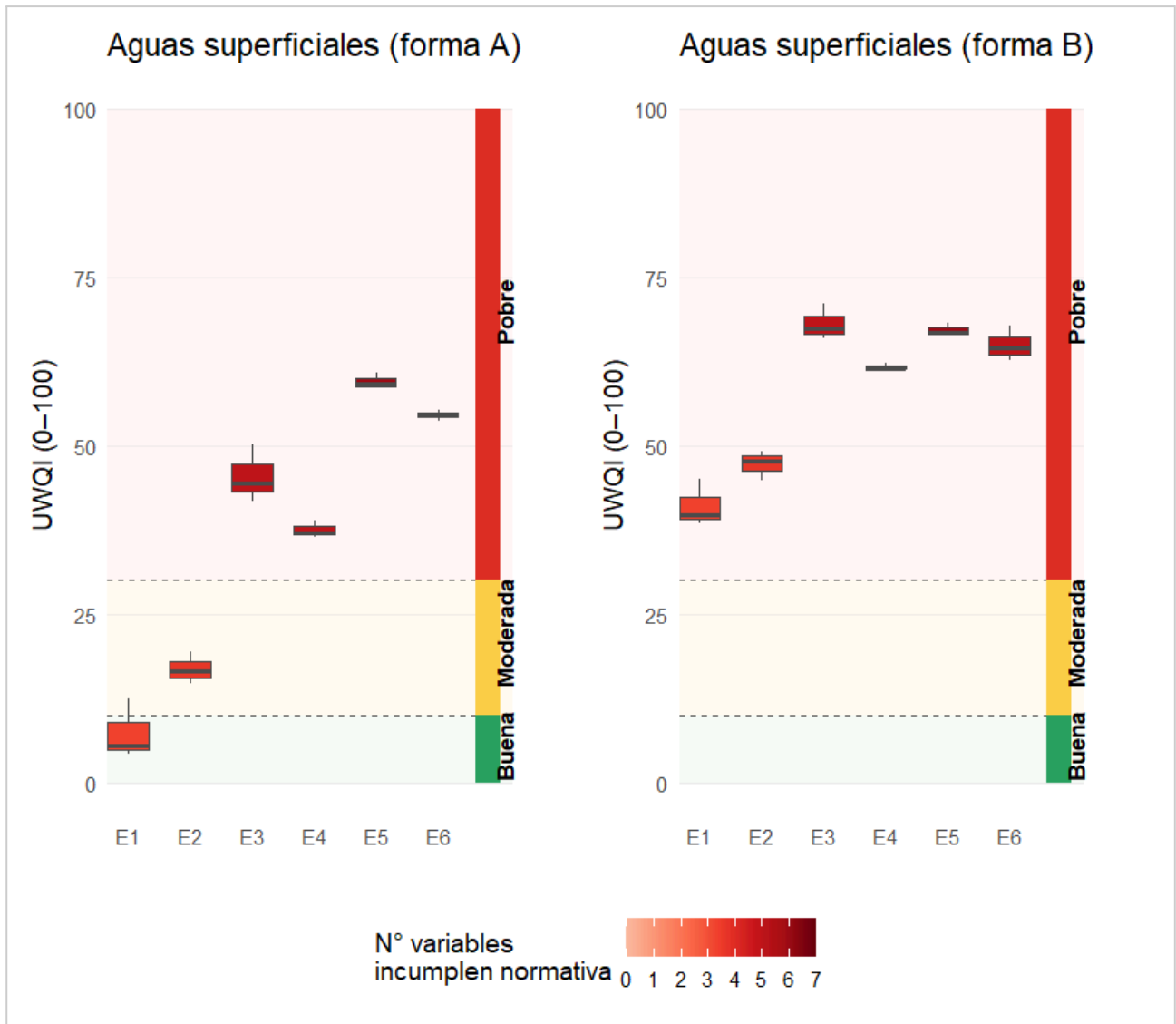


Figura 22. Índice de Calidad de Agua Urbana (UWQI) para aguas superficiales en seis sitios de la Cañada del Ejido (datos del día 29/05/24; este estudio), calculado mediante dos métodos (forma A y B; ver metodología), utilizando las variables oxígeno disuelto, turbidez, pH, concentración de coliformes fecales, NO₃, NH₄ y PT.

4.6. Comparación con antecedentes limnológicos y de calidad de agua de la Cañada del Ejido

Entre los antecedentes limnológicos y de calidad de agua de la Cañada del Ejido se encuentran datos de muestreos correspondientes a 12/11/2008 (Rodríguez-Gallego et al., 2010), 5/2/2009 (Rodríguez-Gallego et al., 2010), 15/03/2023 (CURE, 2023a) y 29/03/2023 (CURE, 2023b) realizados en los mismos sitios de este estudio, aunque algunos no fueron muestreados en todas las fechas (Figuras 22 a 31), así como datos de la cañada intermitente que desemboca previamente al sitio E4 (Tabla 7) (CURE, 2023c), correspondientes a la fecha 5/10/2023. De todos ellos, el muestreo realizado con menor precipitación acumulada en la cuenca en los 30 días previos fue en octubre de 2023 (54.6 mm), mientras que el de mayor precipitación acumulada en los 30 días previos fue en febrero de 2009 (165.5 mm) (Tabla 7).

Tabla 6. Precipitación acumulada 2, 5, 10 y 30 días previo a cada fecha de los muestreos incluidos en esta sección, en la cuenca de la Cañada del Ejido (Rocha) (datos del Instituto Uruguayo de Meteorología, Estación Meteorológica de Rocha). Se incluyen también los datos de precipitación de este estudio.

Precipitación acumulada (mm)					
Días acumulados	12/11/2008	05/02/2009	15/03/2023	29/03/2023	29/05/2024 (este estudio)
2	0.0	0.0	43.0	8.6	21.6
5	16	0.1	43.4	34.5	24.1
10	50.1	134.9	45.6	40.8	60.5
30	73.5	165.5	98.4	153.8	159.5

A continuación se comparan los datos de OD, K, NT, PT, NH₄, NO₂, NO₃, PRS, coliformes fecales y DBO₅ de este trabajo (mayo de 2024), con los datos de los muestreos de 2008, 2009 y 2023.

La concentración de OD fue mayor en casi todos los sitios de muestreo en este estudio (mayo de 2024), con valores entre 3.6 y 8 mg L⁻¹, en comparación a los datos de 2008, 2009 y 2023 (rango entre 0.3 y 6.5 mg L⁻¹). En 2008 ocurrieron valores bajos de OD en los sitios E2 y E3, entre 0.9 y 1.5 mg L⁻¹, respectivamente. Además, en 2023 se destaca un valor cercano a la anoxia en E6, de 0.33 mg L⁻¹ (Figura 23).

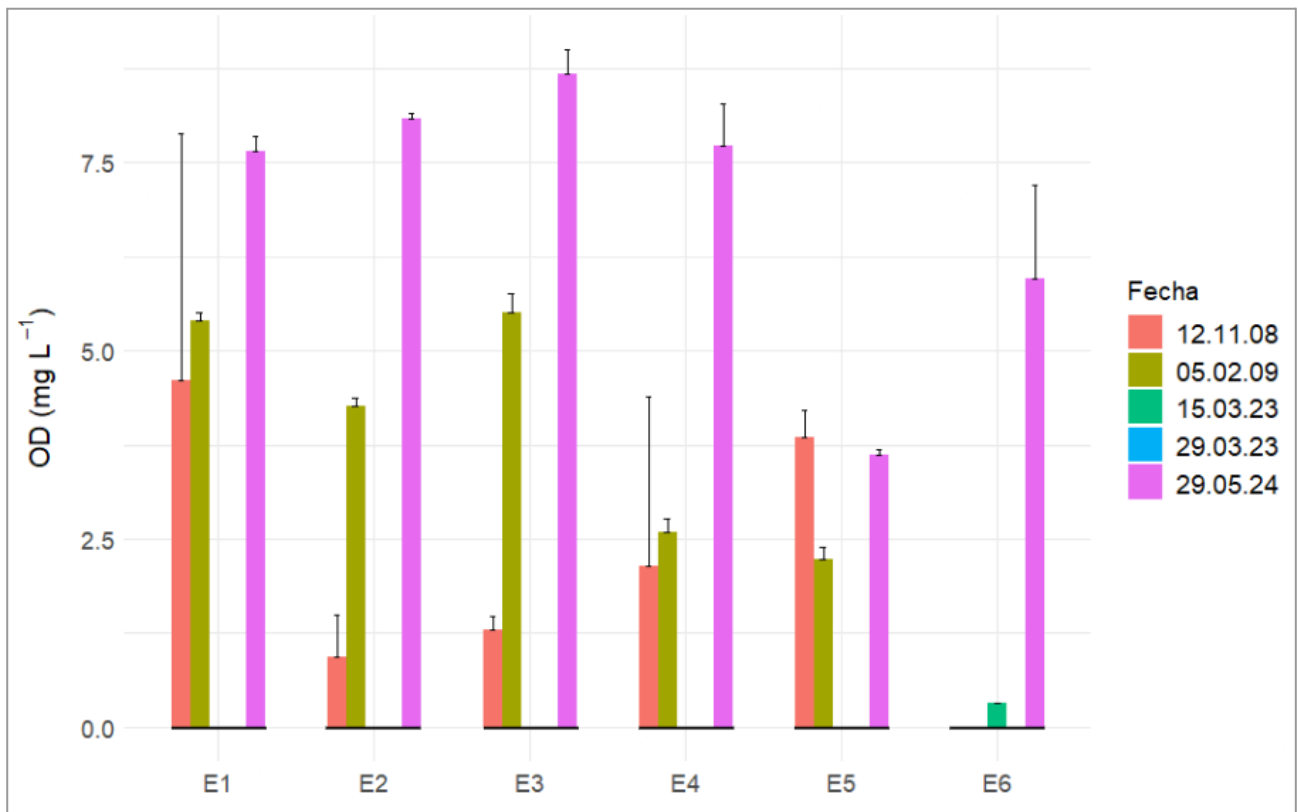


Figura 23. Concentración de Oxígeno Disuelto (OD) en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2008 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

En cuanto a la K, los registros máximos corresponden a los sitios E1 a E5 en noviembre de 2008 (entre 0.5 y 0.7 mS cm⁻¹) y a marzo de 2023 en el sitio E6 (0.5 mS cm⁻¹), mientras que el resto de los datos registrados se mantienen en un rango de 0.12 a 0.28 mS cm⁻¹ (Figura 24).

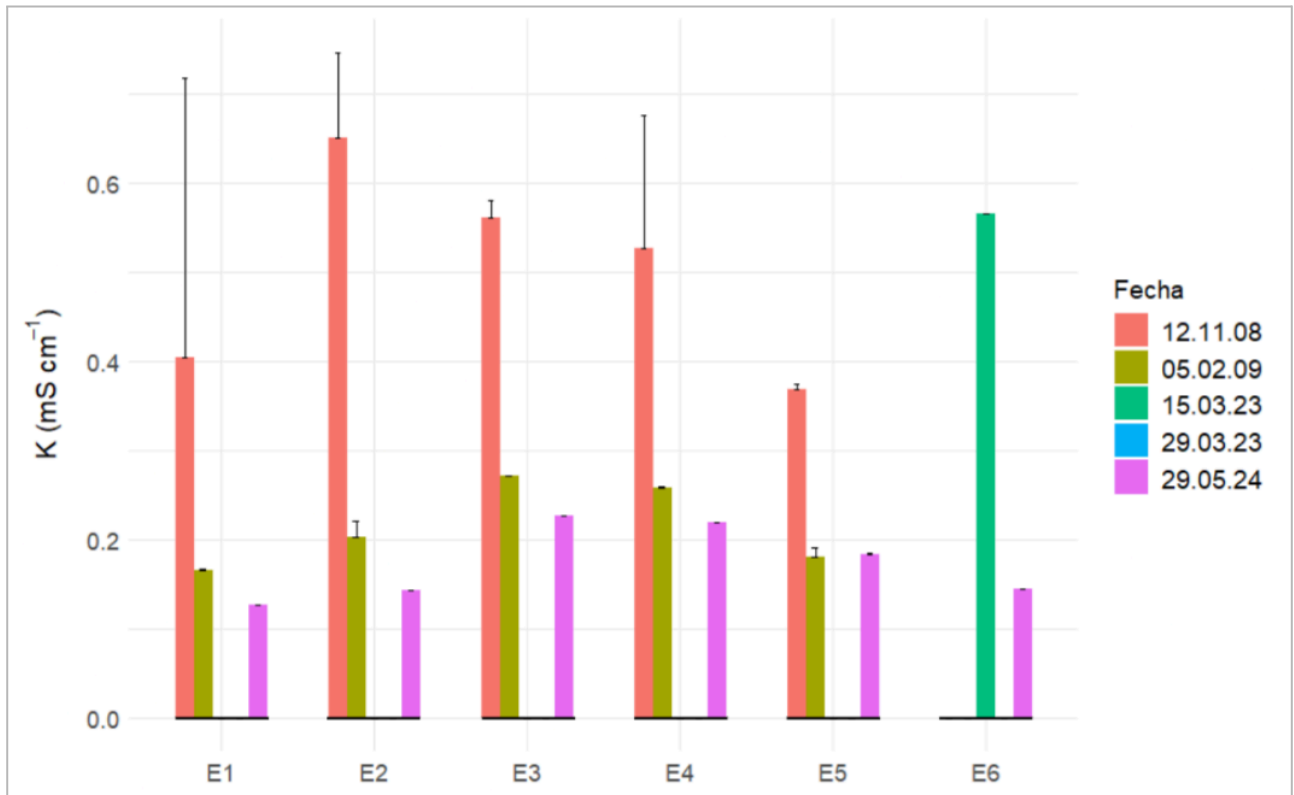


Figura 24. Conductividad (K) en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2008 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

En términos generales, el sitio E4 fue el sitio, para todos los antecedentes disponibles, de mayor concentración de NT, con un máximo de 24800 $\mu\text{g N L}^{-1}$ en marzo de 2023. Por su parte, el sitio con menor concentración de NT fue siempre E1, con valores menores a 1050 $\mu\text{g N L}^{-1}$. Los sitios restantes mostraron valores intermedios, pero en todos los casos no superando el valor de 3500 $\mu\text{g N L}^{-1}$ (Figura 25).

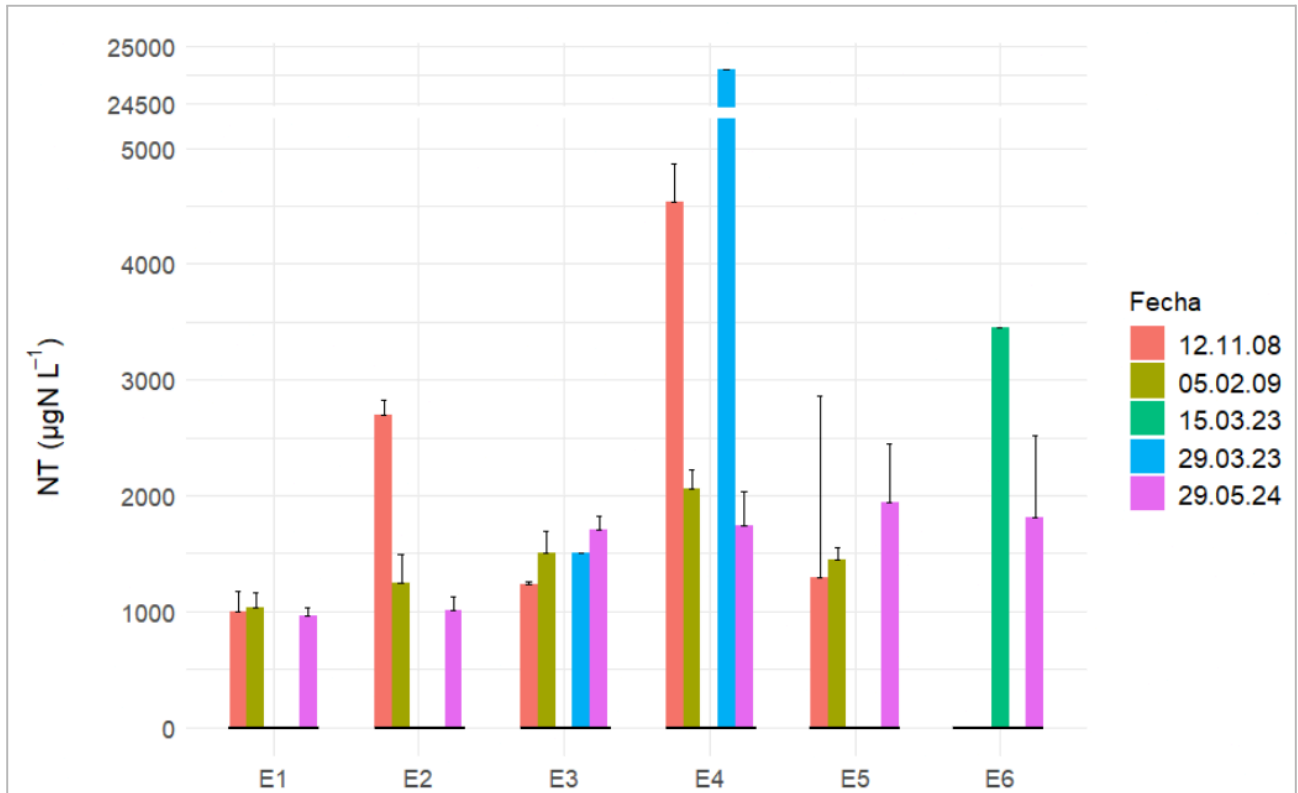


Figura 25. Concentración de Nitrógeno Total (NT) en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2008 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

El PT presentó los valores máximos en el sitio E4 y E6 en marzo de 2023, alcanzando 4500 y 2500 $\mu\text{g P L}^{-1}$, respectivamente. El resto de los sitios se mantuvieron por debajo de 1000 $\mu\text{g P L}^{-1}$, siendo el sitio E1 el que registró siempre valores por debajo de 150 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Figura 26).

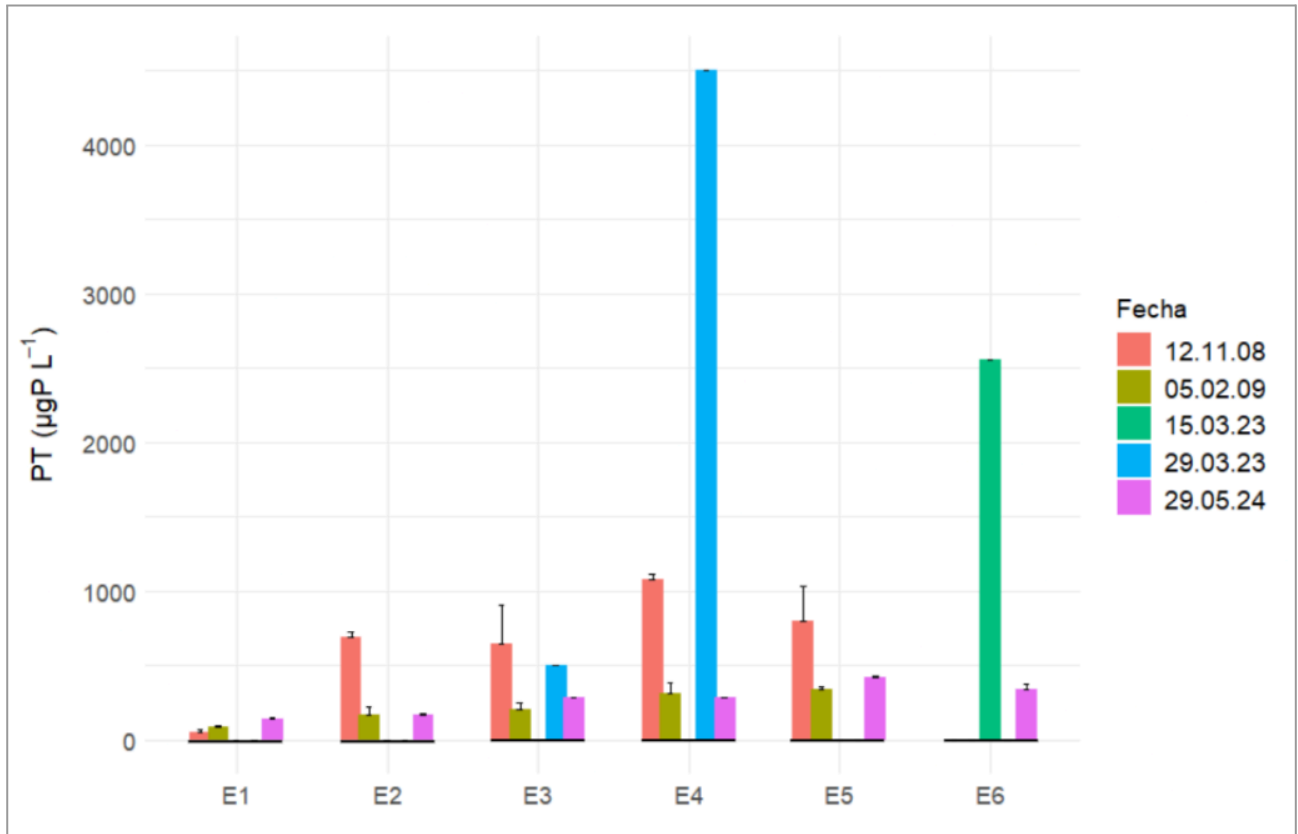


Figura 26. Concentración de Fósforo Total (PT) en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2008 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

El sitio con mayor concentración de NH_4 también fue E4, alcanzando $22800 \mu\text{g N L}^{-1}$ en marzo de 2023, mientras que el sitio con menor concentración en general fue E1, con valores cercanos a $30 \mu\text{g N L}^{-1}$ (Figura 27). En cuanto al nitrógeno inorgánico disuelto (NID), la forma que más contribuyó a la concentración fue el NH_4 en marzo de 2023, siendo más de 95% en el sitio E4, 67% en el sitio E6 y 40% en el sitio E3, mientras que en el presente estudio el NH_4 sólo representó 5% del NID. Para el resto de las fechas no se analizó NO_2 ni NO_3 , por lo que no es posible obtener la contribución de NH_4 al NID.

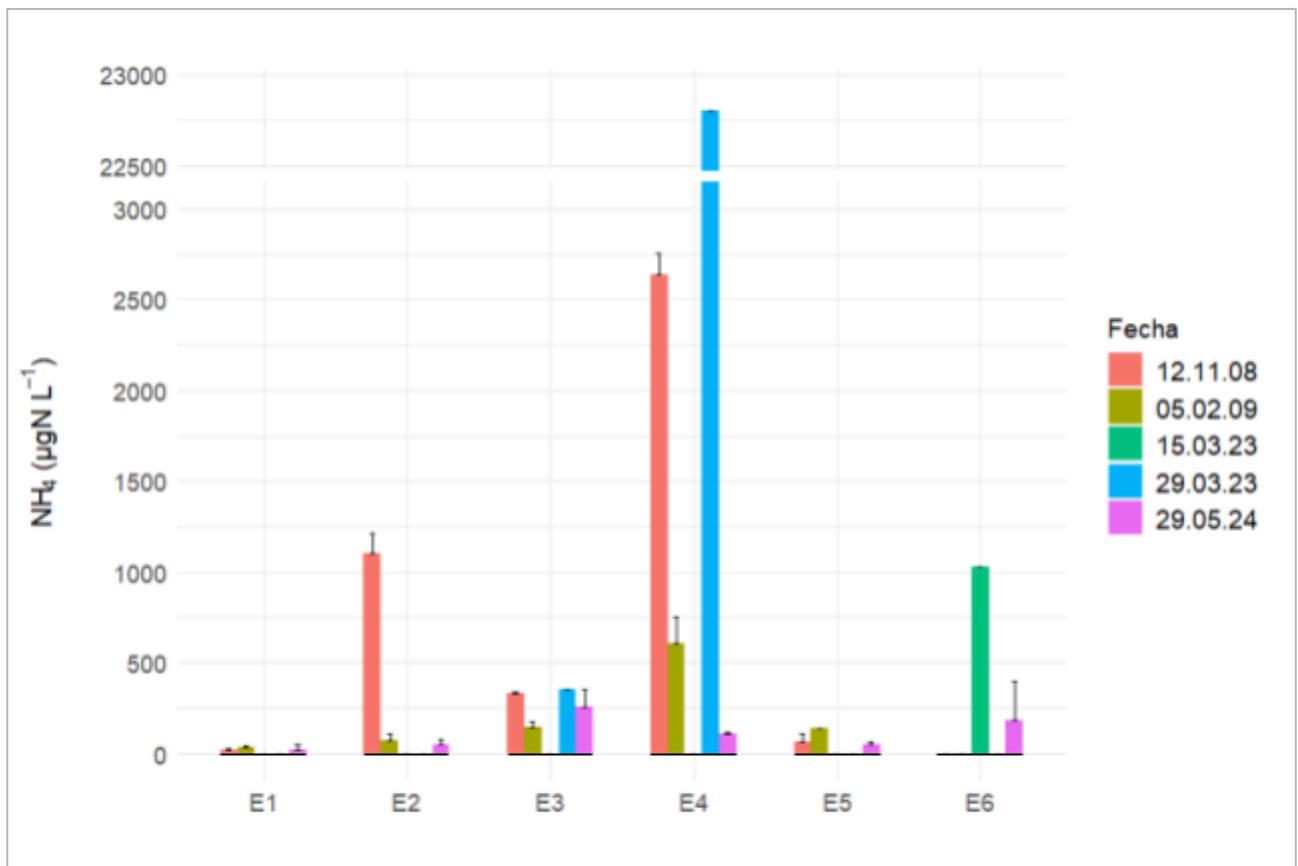


Figura 27. Concentración de amonio (NH_4) en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2008 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

Las mayores concentraciones de NO₂ correspondieron al sitio E3 y E6 en marzo de 2023, con valores superiores a 300 µg N L⁻¹. En el sitio E1 se registró la menor concentración de NO₂, en mayo de 2024 (13.1 µg N L⁻¹) (Figura 28). En marzo de 2023 la concentración de NO₂ representó en el sitio E6 20.7 % del NID, en E3 39 % y en el sitio E4 solamente 0.22 %.

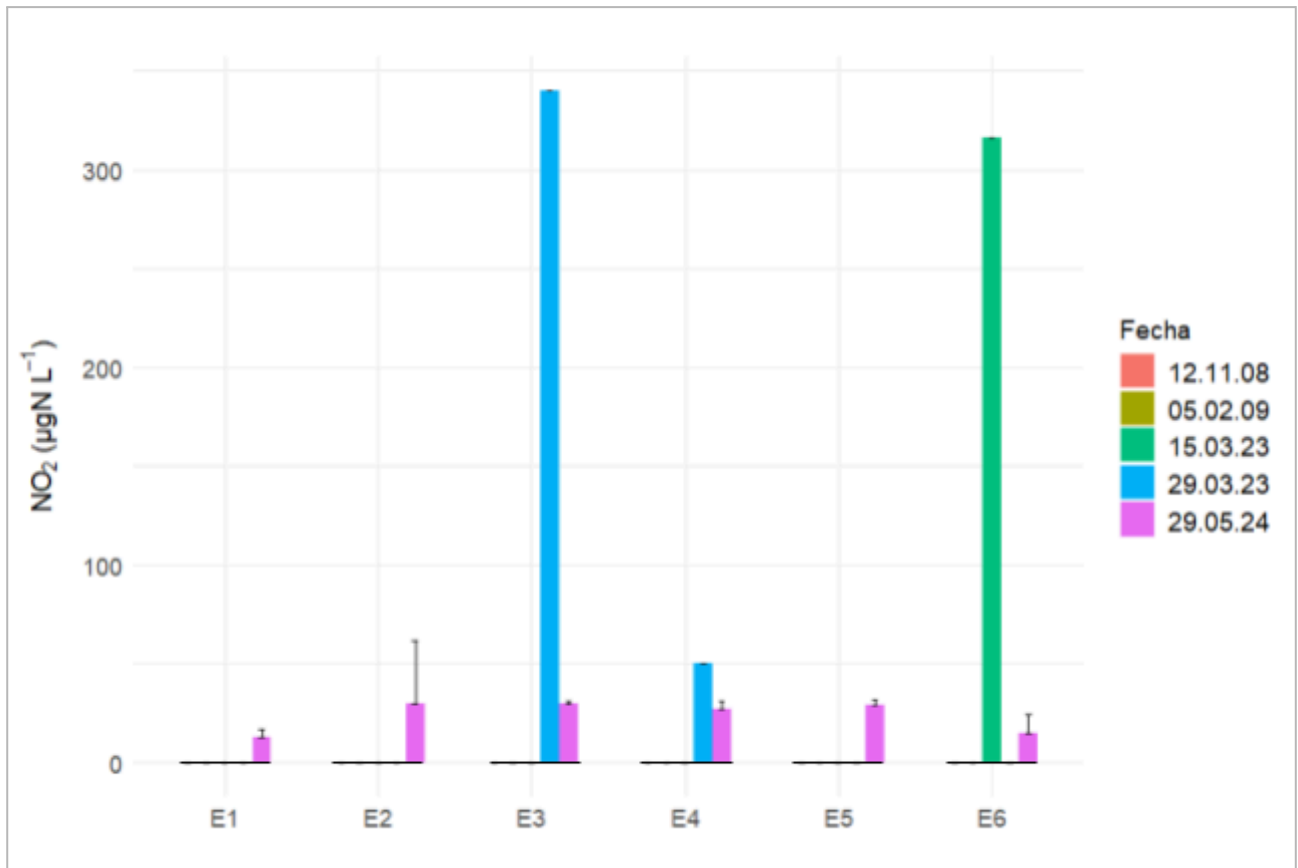


Figura 28. Concentración de nitrito (NO₂) en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2023 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

En cuanto al NO_3 , los datos de mayor concentración corresponden al presente estudio, con un máximo en el sitio E5 ($939.1 \mu\text{g N L}^{-1}$), a la vez que los valores mínimos se detectaron en las estaciones E1 y E2 en 2024, y en E3 y E6 en marzo 2023, en todos los casos con valores menores a $250 \mu\text{g N L}^{-1}$ (Figura 29). La contribución de NO_3 a la concentración de NID en marzo de 2023 no sobrepasó 20 % en los sitios muestreados; sin embargo, en el presente estudio la concentración de NO_3 representó 92 % del NID.

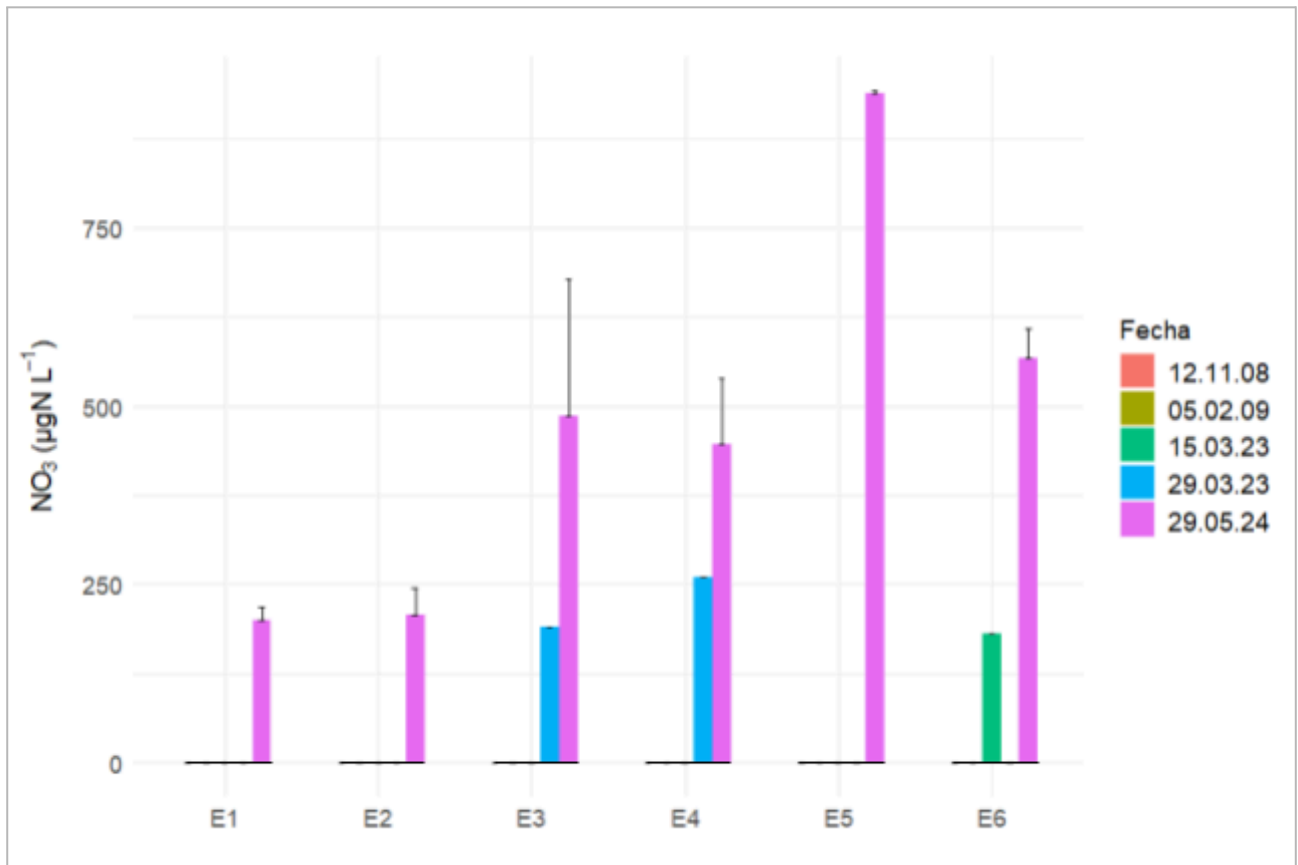


Figura 29. Concentración de nitrato (NO_3) en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2023 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

El PRS presentó valores máximos en 2023, en las estaciones E4 y E6 (valor máximo 2700 $\mu\text{g P L}^{-1}$). El sitio E1 presentó los valores mínimos en todos los muestreos, con valores menores a 150 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Figura 30).

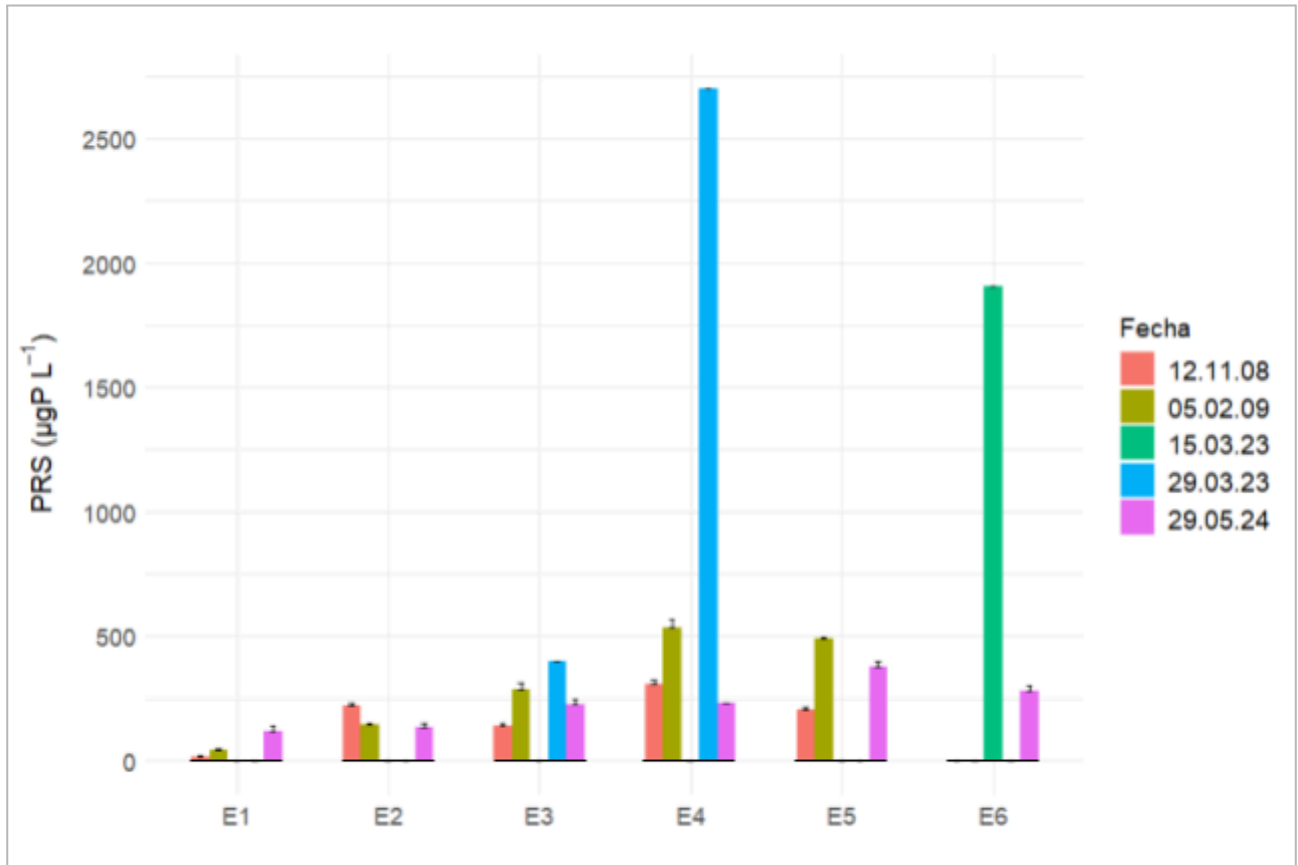


Figura 30. Concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2008 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

En cuanto a la concentración de coliformes fecales, el sitio E2 presentó las mayores concentraciones en 2008 y 2009, con valores cercanos a 10000 UFC 100 mL⁻¹. Los datos con menor concentración se registraron en el sitio E5 para las mismas fechas, con valores menores a 250 UFC 100 mL⁻¹ (Figura 31). La mayor concentración registrada es la del presente estudio en el sitio E3, alcanzando 10900 UFC 100 mL⁻¹.

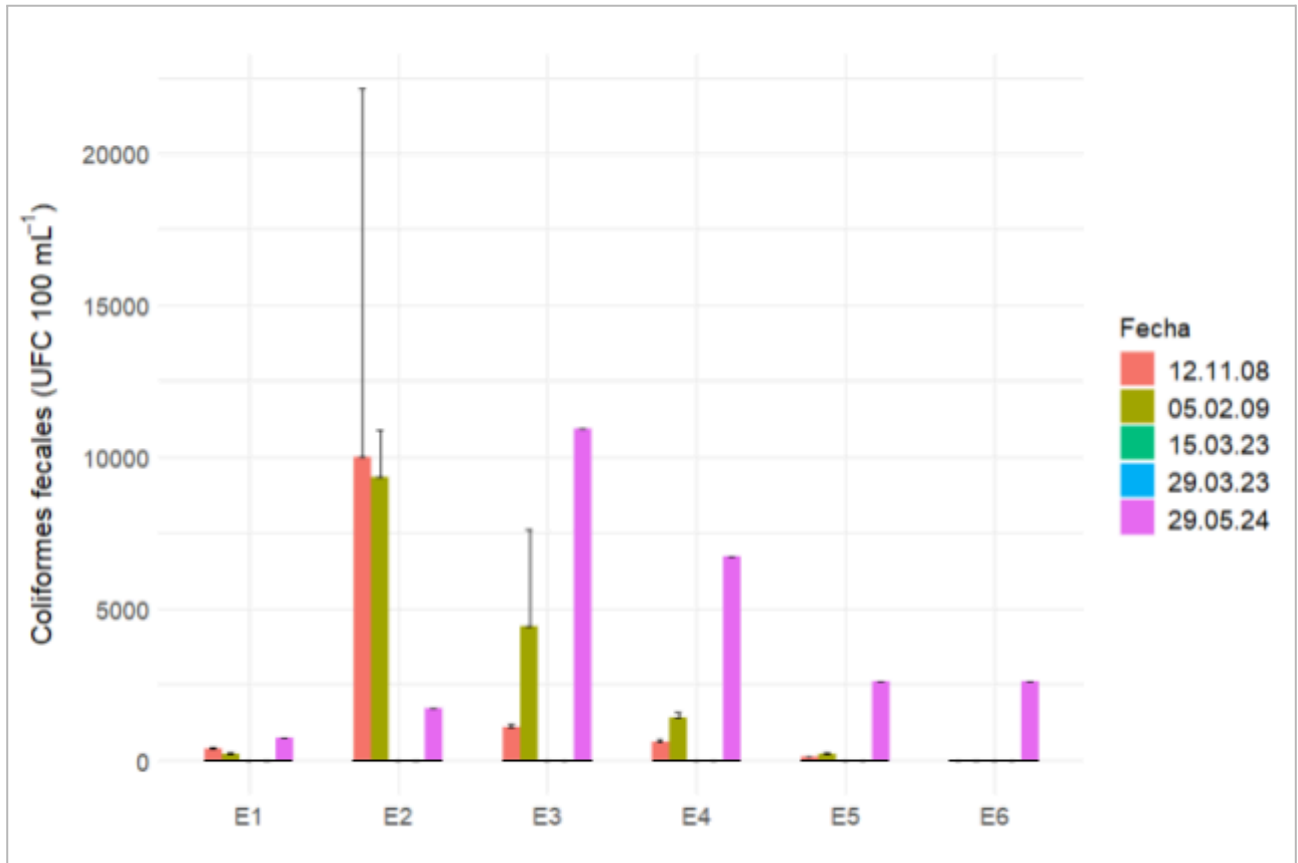


Figura 31. Concentración de coliformes fecales en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2008 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

Los valores de DBO₅ de todos los antecedentes disponibles siempre se registraron por debajo de 5 mg O₂ L⁻¹ (Figura 32).

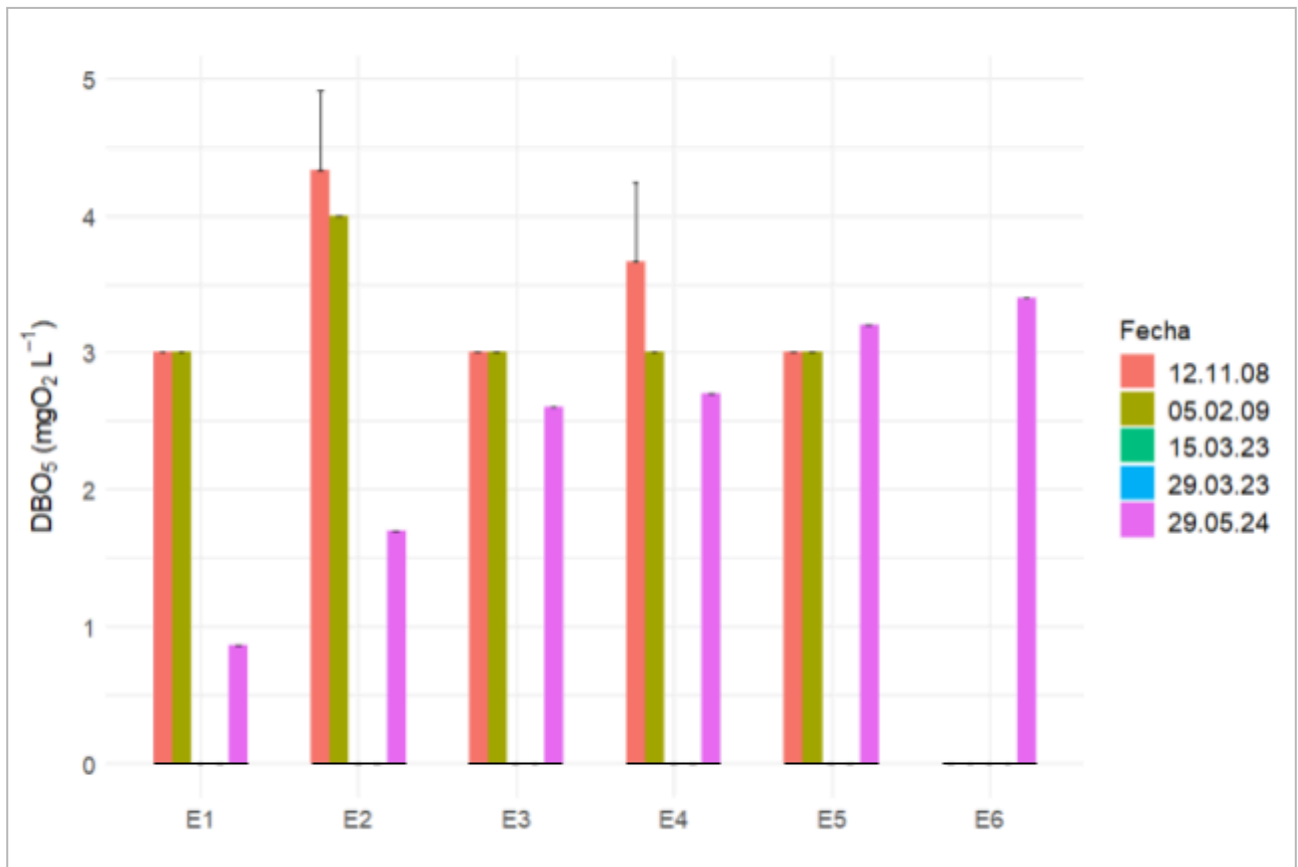


Figura 32. Concentración de DBO₅ en el agua en seis sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en muestreos realizados entre 2008 y 2024. La ausencia de barras para algunas fechas y sitios corresponde a datos no registrados.

5. DISCUSIÓN

5.1. Coberturas y usos del suelo en la cuenca

La cuenca de la Cañada del Ejido puede dividirse en tres sectores según sus características de usos de suelo: la cabecera, donde predomina el campo natural o praderas sembradas, y se desarrollan actividades ganaderas, agrícola y forestación (sitio E1 del presente estudio); la cuenca media (sitios E2, E3 y E4), caracterizada por la influencia de la ciudad de Rocha; y la cuenca baja (sitios E5 y E6), que presenta principalmente actividades agropecuarias intensivas como cultivos cerealeros y oleaginosos, además de praderas sembradas para pastoreo, tambos y granjas suinas (Quintans et al., 2011).

El área urbana de la cuenca únicamente cuenta con 34 % de servicio de saneamiento a través de redes de alcantarillado (Tabla 5), implicando que una proporción mayoritaria de la población de esta cuenca depende de fosas sépticas o pozos negros (MVOTMA, 2017), lo cual constituye una presión ambiental potencial sobre los cursos de agua urbanos (Teixeira de Mello et al., 2024). La baja cobertura de saneamiento favorece la generación de aportes difusos y continuos de nutrientes y materia orgánica hacia la cuenca de drenaje, a través de pérdidas superficiales y/o subterráneas (MVOTMA, 2017; BID, 2019). Este tipo de presión resulta particularmente relevante en cursos de pequeño porte y bajo caudal, como la Cañada del Ejido, con baja capacidad de dilución.

En la Cañada del Ejido, según el Inventario Nacional de Humedales basado en la tipografía RAMSAR (Sosa et al., 2022), los humedales encontrados entre los sitios E4 y E6 son principalmente palustres, es decir, áreas que presentan inundación o saturación, recurrente o sostenida, en o cerca de la superficie. Además, presentan suelos inorgánicos, es decir fundamentalmente arcillosos, arenosos o limosos, con bajo contenido orgánico, con signos de hidromorfismo y donde la composición del tapiz herbáceo se encuentra representada en algún grado por especies hidrófilas. A su vez, en menor medida, se encontraron humedales típicos del sistema fluvial, asociados a la cañada, al bosque ribereño y su formación vegetal típica, y también zonas de deposición de sedimentos asociadas a la dinámica de los cursos de agua (Sosa et al., 2022).

5.2. Caracterización espacial limnológica y de la calidad de agua de la Cañada del Ejido

Agua

En términos generales, los valores de temperatura, pH y K registrados a lo largo de la Cañada del Ejido en mayo de 2024 se encontraron dentro de los rangos reportados para cursos de agua no contaminados en Uruguay (DINAMA-MVOTMA, 2020). El rango de temperatura observado fue consistente con los rangos anuales de temperatura de arroyos de climas templados (entre 10.7 y 14.0 °C) (Lucas et al., 2025), y su incremento progresivo aguas abajo podría explicarse por la hora de muestreo y su correlación positiva con la temperatura ambiental (Smith, 1981). El pH se mantuvo dentro de valores neutros, con una tendencia a valores más básicos aguas abajo. Esto es esperable en un curso de agua en una región sedimentaria, que a lo largo de su cauce

progresivamente fortalece su sistema buffer carbónico-carbonatos (Kalff, 2002), pudiendo incluso neutralizar los eventuales aportes de CO₂ de los humedales de las estaciones E5 y E6.

Es de destacar que la K aumentó notablemente en los sitios E3 y E4, alcanzando registros de hasta 0.22 mS cm⁻¹. Valores altos de K indican una mayor concentración iónica del agua, ya sea debido a las condiciones geológicas de los suelos de la cuenca o como resultado de actividades antropogénicas (Conceição, 2010). Particularmente en cuencas con usos urbanos y agrícolas, los arroyos tienden a elevar los niveles de K (Allan, 2004; Barreto et al., 2017). Esto concuerda con la subcuenca E3, la cual presenta el mayor porcentaje de urbanización, y con la subcuenca de E4, que si bien tiene un carácter más rural, también recibe aportes urbanos y de vertidos del frigorífico mencionado.

El OD presentó valores elevados en los primeros cuatro sitios de estudio en la Cañada, seguido de una caída abrupta en E5 (de ca. 8.0 a 3.6 mg O₂ L⁻¹) en la zona del humedal, alcanzando niveles de hipoxia. Este descenso coincide espacialmente con un aumento en la concentración de MOS, DBO₅ y nutrientes disueltos, lo que sugiere un incremento de la demanda biológica de oxígeno asociada a la descomposición de la materia orgánica, posiblemente aportada por la zona de humedales en esa parte del curso de agua (Hynes, 1960; Dauer et al., 2000; Blaszcak et al., 2023). Hacia E6 se observa un aumento del OD, lo que podría explicarse dado que, posteriormente a un aporte de materia orgánica, el OD tiende a recuperarse con el recorrido del agua a lo largo de la cañada, ya sea por la aireación superficial por difusión y/o por la actividad fotosintética en el curso de agua (Correa-González, 2014).

Por su parte, los SS, que pueden corresponder tanto a material inorgánico como a detrito orgánico (Wetzel, 2001), alcanzaron su concentración máxima en E1, que a su vez es el sitio con menor porcentaje de MOS, sugiriendo que la fracción suspendida está dominada por material inorgánico, asociado posiblemente a procesos físicos de erosión y transporte desde la subcuenca (Dodds & Whiles, 2002; Wantzen & Mol, 2013). En contraste, E4 y E5 presentaron alto porcentaje de MOS pero baja concentración de SS, indicando un predominio de la materia orgánica. En E4, en base a la mayor concentración de COD, se podría hipotetizar que predomina un aporte de materia orgánica principalmente de tipo disuelta (25 mg L⁻¹ de COD), potencialmente atribuible a vertidos del frigorífico local (Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2015; Liu et al., 2022; CURE, 2023c). Por su parte en E5 el alto porcentaje de MOS puede ser resultado de procesos de descomposición del humedal acompañado por el alto caudal. Esto es consistente con evidencia de aumento del MOS bajo condiciones altas de caudal en arroyos de bajo orden de la región (Calliari et al., 2022). La turbidez también mostró un incremento marcado en E5 y E6, lo cual podría atribuirse al aporte de sedimentos en suspensión desde la zona del humedal, ya sea como partículas coloidales o MOD

(Bilotta & Brazier, 2008), ocasionado por la inundación debida a las precipitaciones registradas previo al muestreo.

Todos los sitios muestreados en la Cañada del Ejido presentaron altas concentraciones de nutrientes en comparación con arroyos de bajo orden de la región, mayoritariamente asociados a estados tróficos avanzados (Chalar et al., 2011; Goyenola et al., 2015). Las altas concentraciones de PT se vieron reflejadas en el Índice de estado trófico (IET), que clasificó a la Cañada en los dos primeros sitios como eutrófica y en el resto como supereutrófica.

Complementariamente a las concentraciones, se realizaron estimaciones puntuales de carga diaria de nutrientes a partir de los caudales instantáneos y las concentraciones registradas durante el muestreo, con fines exploratorios. Las cargas oscilaron entre 19 y 207 kg día⁻¹ de NT, y entre 3 y 36 kg día⁻¹ de PT, valores elevados para un curso de bajo orden considerando su reducido caudal y capacidad de dilución (Allan & Castillo, 2007). A modo de referencia regional y con fines de contextualización, Lescano (2023) estimó mediante el modelo SWAT exportaciones difusas de 109 t N año⁻¹ y 30 t P año⁻¹ para la cuenca del Arroyo Las Conchas. Si estas exportaciones se expresan por unidad de superficie y se extrapolan a la superficie de la cuenca de la Cañada del Ejido, subcuenca de la anterior, corresponden aproximadamente a 53 kg N kg día⁻¹ y 15 P kg día⁻¹, valores del mismo orden de magnitud que los calculados en este estudio, indicativos de presión antrópica (Lescano, 2023). Por lo general, la alta carga de nutrientes suele deberse a aportes antropogénicos, por ejemplo, en forma difusa a través de la escorrentía de suelos agrícolas fertilizados o con ganado, y en forma puntual mediante vertidos de aguas residuales urbanas, domésticas o industriales (Boyer et al., 2002; Barreto et al., 2017).

Tanto las concentraciones de NID como de PRS presentaron una tendencia creciente a lo largo del curso, alcanzando valores máximos de concentración en E3 y E5. El primero podría vincularse a aportes urbanos puntuales en el tramo que atraviesa la ciudad de Rocha, mientras que el segundo parecería responder a fuentes difusas en la cuenca o al efecto de la descomposición de materia orgánica acumulada en el humedal, como se discutirá más adelante.

En cuanto a la relación atómica entre NID y PRS, basado en el criterio de Redfield (C:N:P = 106:16:1; Redfield, 1958), todas las estaciones registraron resultados claramente menores a 16, sugiriendo la ocurrencia de limitación potencial por nitrógeno en el sistema. El PRS representó más de 80% del PT en todos los sitios, indicando una alta proporción de P biodisponible. Esto, bajo ciertas condiciones hidrológicas podría favorecer el desarrollo de floraciones algales (Carpenter, 2008), especialmente en cañadas como la del presente estudio, de bajo caudal durante el verano o en períodos de sequía, donde el efecto del humedal enlentece el flujo y aumenta el tiempo de residencia del agua.

En los sitios E1 y E2 se registraron las concentraciones más bajas de NID y de NH_4 , algo esperable en aguas menos afectadas por efluentes, en particular el primer sitio. De hecho, el NH_4 estuvo próximo o por debajo del umbral de 0.1 mg N L^{-1} , típico de aguas no contaminadas (Chapman, 1992). Sin embargo, el sitio E2 mostró un leve aumento de todos los nutrientes respecto a E1, concordando con el comienzo de la zona urbana.

En E3, las tres formas inorgánicas de nitrógeno presentaron aumentos significativos de concentración, particularmente de NH_4 y de NO_3 . Por otra parte, el PRS siguió el mismo patrón que estos nutrientes, sugiriendo que los aportes en E3 podrían estar relacionados con descargas de aguas residuales urbanas dado el déficit de saneamiento en esa subcuenca, sumado a las lluvias registradas días antes del muestreo. Dichas lluvias probablemente lixiviaron y arrastraron hacia la cañada residuos orgánicos acumulados, ya sea de origen cloacal u otros desechos urbanos (Paul & Mayer, 2001; Walsh et al., 2005; MVOTMA, 2017; BID, 2019; Teixeira de Mello et al., 2024).

Este aumento de nutrientes y de K mencionado anteriormente, sumado a la rectificación de la Cañada en este tramo, son consistentes con los síntomas descritos para el “Síndrome de Arroyo Urbano”. Este concepto refiere a un conjunto de alteraciones fisicoquímicas y biogeoquímicas observadas en cursos de agua de bajo orden que drenan áreas urbanizadas, caracterizadas por una mayor variabilidad hidrológica y deterioro de la calidad del agua (Paul & Meyer, 2001; Allan, 2004; Walsh et al., 2005).

A su vez, en E3 también podría estar ocurriendo el comienzo de una nitrificación activa en el agua, es decir que parte del NH_4 aportado desde la cuenca se estaría oxidando a NO_2 y finalmente a NO_3 en este sitio. La nitrificación es llevada a cabo por bacterias autótrofas nitrificantes que consumen oxígeno en el proceso (Cooper, 1984; Tong et al., 2024). A pesar de este aparente aporte de NH_4 , el OD se mantuvo alto, lo que sugiere que la tasa de oxigenación superó a la tasa de consumo por nitrificación y respiración bacteriana en ese tramo.

Aguas abajo, entre E3 y E5, la marcada disminución de NH_4 junto con el aumento de NO_3 sugieren la continuidad del proceso de nitrificación en ese tramo de la cañada (Tong et al., 2024; Vincent, 2025). A su vez, entre E4 y E5 comienza la zona de humedal, donde el mayor tiempo de residencia del agua podría haber favorecido la retención de los productos de la nitrificación (NO_3).

Aunque clásicamente se describe a los humedales como sumideros de nutrientes, también se ha observado que algunos humedales pueden funcionar como transformadores o incluso ser fuentes

temporales de nutrientes, especialmente en eventos de alto caudal (Fisher & Acreman, 2004). También se han estudiado humedales que pueden ser fuentes significativas de N y P biodisponible durante períodos de bajo caudal en meses de verano y otoño, debido a la producción primaria, acumulación interna de biomasa y posterior liberación de materia orgánica y nutrientes al cauce principal (Jarvie et al., 2020). En este estudio podríamos estar observando esa situación.

En E5 se registró un aumento de MOS, lo que favorecería una mayor actividad respiratoria heterotrófica en el agua, pudiendo haber generado las condiciones de hipoxia en ese sitio. Si bien la DBO₅ analizada no corresponde a una contaminación orgánica elevada (Chapman, 1992), su magnitud sugiere una demanda de oxígeno no despreciable que, en combinación con la acumulación de MOS y la baja reaeración, podría promover condiciones hipóxicas locales (Allan & Castillo, 2007). La hipoxia, a su vez, puede favorecer rutas respiratorias anaeróbicas como la desnitrificación o la reducción disimilatoria de NO₃ a NH₄ (DNRA), en la cual el NO₃ se reduce a NH₄ (Dodds & Whiles, 2019; Zhao et al., 2025). Esto contribuiría al aumento de NH₄ en E6, donde el OD comienza a recuperarse, a la vez que persisten los productos generados por los procesos hipóxicos ocurridos en E5.

Estos cambios en la química del agua podrían estar relacionados directamente con el humedal que, al momento del muestreo, estaba inundado debido a precipitaciones recientes. Es esperable que este hecho, sumado a que E5 fue la zona de mayor caudal, haya causado un pulso de entrada de materia orgánica al sistema (Junk, 1989; Blaszcak et al., 2023). Este hecho va en línea con la teoría de los pulsos de inundación (Junk, 1989; Neiff, 1999), según el cual los ciclos naturales de crecida en humedales asociados al cauce principal promueven el intercambio de nutrientes y materia orgánica, afectando la concentración de nutrientes aguas abajo. Por esto, es crucial interpretar los resultados obtenidos en este estudio en un marco hidrológico condicionado por las precipitaciones previas al muestreo, ya que en cañadas de bajo orden las variables de calidad de agua muestran respuestas funcionales al caudal. Así, parte de la variación observada puede estar reflejando los pulsos hidrológicos, además de las presiones antrópicas locales (Calliari et al., 2022).

Además del aporte del humedal, es posible que las lluvias previas hayan provocado escorrentía desde el compartimento terrestre en la subcuenca E5, por lo que el nivel elevado de NO₃ observado en relación al NH₄, podría también haber provenido del excedente de fertilizantes nitrogenados en campos agrícolas adyacentes, en contraste con las aguas residuales urbanas que tienden a aportar relativamente más NH₄ que NO₃ (CARU, 2016).

Al igual que el NO_3 , tanto el PT como el PRS aumentaron progresivamente hasta E5, presentando este último un aumento más pronunciado. Esto puede explicarse en parte porque el P generalmente llega a los cuerpos de agua asociado a los SS procedentes de erosión o escorrentía, dado que su carga iónica propicia su adsorción a partículas minerales (Dodds & Whiles, 2019). Las lluvias previas pudieron haber generado escorrentía en la zona urbana, suburbana y rural de la subcuenca E5, conjuntamente con los aportes del humedal, movilizandoo nutrientes retenidos en sedimentos. Cabe destacar que en E5 más de 90 % del PT se presentó como PRS. En este sentido, las condiciones hidrológicas y químicas del humedal podrían haber favorecido la solubilización del fósforo previamente adsorbido a sedimentos, causando la elevada proporción de PRS observada en el sitio, ya que la inundación de suelos minerales previamente secos conlleva una caída en el potencial redox y la consecuente solubilización del P (Aldous et al., 2005; Ardón et al., 2009). A su vez, en ambientes bien oxigenados, el fósforo tiende a estar adsorbido a complejos férricos (Fe^{3+}), pero en condiciones anóxicas el hierro se reduce a Fe^{2+} , liberando PRS al agua (Dodds & Whiles, 2019), por lo que el aumento de PRS en el agua en E5 también podría ser compatible con un escenario de anoxia en el sedimento del humedal, asociado a saturación hídrica e intensa respiración microbiana.

Por su parte, en el sitio E6 se registró una disminución de las concentraciones de NID y PT, lo que sugiere una atenuación parcial de la carga de nutrientes aguas abajo del humedal, sugiriendo procesos de asimilación biológica, sedimentación y otros procesos biogeoquímicos a lo largo del tramo, una vez superado el pulso de liberación de nutrientes observado en E5 (Fisher & Acreman, 2004). La principal fracción del NID (NO_3) disminuyó en este sitio, mientras que el NH_4 presentó un aumento, sugiriendo un proceso de amonificación, probablemente producto de la hipoxia en E5.

Sedimento y organismos bentónicos

Se observó en los sedimentos una asociación entre la granulometría, el contenido de agua y el porcentaje de materia orgánica en la cañada. Aguas arriba, el sitio E1, caracterizado por arena media, presentó los mayores porcentajes de agua y materia orgánica en el sedimento, posiblemente debido a que los sedimentos más finos tienen mayor capacidad de retención hídrica y de materia orgánica debido a su mayor superficie específica y menor tasa de infiltración (Dodds & Whiles, 2020). Por el contrario, aguas abajo, los sitios E2 y E5, con sedimentos más gruesos por el arrastre del mayor caudal y por las canalizaciones, compuestos por grava muy fina y arena gruesa, respectivamente, presentaron contenidos de agua y materia orgánica notoriamente menores.

En cuanto a los nutrientes presentes en el sedimento, se observaron las mayores concentraciones de NT y PT en el sitio E1, coincidiendo con la zona de mayor contenido de materia orgánica y agua en el sedimento. Esta relación sugiere que la fracción fina y el agua intersticial del sedimento actúan como reservorio de nutrientes, probablemente a través de mecanismos de adsorción y retención física en partículas orgánicas e inorgánicas de pequeño tamaño (Kreiling et al., 2025). En cambio, en sitios como E2 y E4, donde la granulometría es más gruesa y el contenido de materia orgánica y de agua del sedimento es más bajo, las concentraciones de NT y PT también fueron menores.

En los sitios E1, E2 y E5, se identificaron taxa de organismos bentónicos que reflejan diferencias importantes entre los sitios, pero, dado que se cuenta con dos réplicas por sitio, solo es posible realizar una descripción cualitativa de la comunidad bentónica. El sitio E1 presentó la mayor diversidad de grupos funcionales, con presencia de moluscos raspadores y herbívoros como los gasterópodos *Heleobia sp.* y *Pomacea sp.*, bivalvos filtradores como *Pisidium sp.*, anélidos oligoquetos detritívoros (Tubificidos), crustáceos decápodos depredadores y omnívoros como *Aegla sp.* y varias larvas de insectos acuáticos. Se trata de una composición relativamente heterogénea y aparentemente ninguna especie estaría dominando la comunidad. Por el contrario, en E2 la comunidad estuvo dominada por oligoquetos tubificidos, con muy baja representación de otros grupos, resultando en la menor diversidad observada. En el sitio E5, la composición de la comunidad fue diferente, principalmente compuesta por anfípodos (*Hyalella curvispina*), asociado a hábitos detritívoros y fragmentadores, y varias morfotipos de hirudíneos (*Helobdella spp.*), organismos predominantemente depredadores o ectoparásitos. También se registraron escasos oligoquetos no tubificidos y un decápodo (*Macrobrachium sp.*) de hábitos omnívoros. Si bien fue el sitio con mayor riqueza aparente, se registraron hasta ocho morfotipos de *Helobdella*. Estos pertenecen a un mismo grupo funcional, por lo cual en general la riqueza fue baja, solo con cuatro grupos principales y compartiendo la dominancia entre *Helobdella spp.* y *Hyalella curvispina*. En resumen, E1 presentó la comunidad más diversa y equilibrada, mientras que E2 y E5 evidenciaron menor riqueza, acompañando los cambios físicos y químicos del sistema desde las nacientes a las zonas más bajas.

En cuanto a especies bioindicadoras, en todos los sitios predominaron grupos tolerantes específicos a condiciones pobres de calidad de agua (*Hyalella curvispina* y Tubificidae) (Suárez et al., 2022; Suárez & Teixeira de Mello, 2024). Estos resultados concuerdan en general con lo observado en cursos de agua urbanos, los cuales presentan menor riqueza y biodiversidad, así como también ensamblajes simplificados de macroinvertebrados, lo que sugiere que las actividades urbanas en este sistema representan un factor de estrés para las comunidades acuáticas (Castro et al., 2020; Rodríguez-Olarte et al., 2020; Torremorell et al., 2021; Moi & Teixeira de Mello, 2022;

Suárez et al., 2022), así como también la agricultura intensiva, aunque en menor medida (Suárez et al., 2022; Suárez & Teixeira de Mello, 2024).

Los resultados obtenidos resultan consistentes con los antecedentes disponibles para la Cañada del Ejido, donde ya se registraban comunidades bentónicas de baja riqueza y dominadas por taxa tolerantes (quironómidos y tubificidae) (Rodríguez-Gallego et al., 2010). Si bien en el presente estudio se observan diferencias en la composición en diferentes zonas, la persistencia de ensamblajes simplificados y dominados por organismos tolerantes sugiere que las condiciones de estrés ambiental se mantienen en el sistema. Esta situación podría estar asociada a la persistencia de presiones antrópicas en la cuenca de la cañada, limitando el establecimiento de comunidades bentónicas más diversas y sensibles (Rosenberg & Resh, 1993; Suárez et al., 2022).

Indicadores microbiológicos de calidad de agua

En el presente estudio la concentración de coliformes fecales excedió el límite objetivo por el Decreto 226/025 para aguas superficiales (> 2000 UFC 100 ml^{-1}) en los sitios E3, E4, E5 y E6, y también los límites para aguas de recreación (> 1000 UFC 100 ml^{-1}), desde el sitio E2 al E6. El máximo de concentración en E3 y E4 (10933 y 6733 UFC 100 ml^{-1} , respectivamente) sugiere aportes de alto contenido fecal, lo cual coincide con el paso por la ciudad de Rocha, ya que la Cañada atraviesa barrios periféricos que carecen de saneamiento, recibiendo aguas de fosas sépticas. Este nivel de contaminación bacteriana representa un riesgo sanitario y ecológico, ya que a partir de E2 el agua deja de ser apta “para uso recreativo que conlleve contacto directo con el cuerpo humano”, según el referido Decreto. A su vez, E4 puede estar recibiendo aguas sin tratamiento suficiente del Frigorífico Copayan, provenientes de la faena de ganado, aunque también podría ocurrir que los coliformes aportados desde la ciudad persistan aguas abajo, así como eventuales aportes puntuales no considerados, como pequeños tambos o criaderos de suinos.

Por otro lado, los valores de DBO_5 detectados sobrepasaron en E5 y E6 los límites establecidos por el Decreto 226/025 para aguas superficiales ($> 3\text{ mg L}^{-1}$). Una DBO_5 de 3 mg L^{-1} y OD cercano a saturación son típicos de aguas moderadamente contaminadas o apenas impactadas. A modo de referencia, ríos prístinos suelen tener $\text{DBO}_5 < 1\text{ mg L}^{-1}$, mientras $2\text{--}8\text{ mg L}^{-1}$ denotan polución orgánica moderada (Chapman, 1992). A su vez, se observa una tendencia creciente a lo largo de los sitios, sugiriendo una incorporación progresiva de materia orgánica biodegradable, asociada tanto a aportes antrópicos como a procesos internos del sistema (Walsh et al., 2005; Calliari et al., 2022; Blaszczyk et al., 2023), lo que podría ser un reflejo de una reducción de la capacidad de

autodepuración del curso cuando los aportes orgánicos superan la eficiencia de los procesos de degradación, sedimentación y dilución (Meyer et al., 2005; Allan & Castillo, 2007; Efron et al., 2018).

Metales pesados y pesticidas

Se detectó Hg en concentraciones superiores a las permitidas por el Decreto 226/025 para aguas superficiales ($\leq 0.1 \mu\text{g Hg L}^{-1}$). Este metal llega a los cuerpos de agua por contaminación difusa, muchas veces por deposición atmosférica, y sus fuentes incluyen la combustión de carbón, la incineración de residuos y otros procesos industriales (Wetzel, 2001; Driscoll et al 2013). Su presencia en este curso de agua puede estar asociada a la proximidad de la ciudad de Rocha. El Hg presenta un riesgo para la salud humana ya que, mediante procesos biológicos y químicos, puede ingresar a la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos y bioacumularse en peces u otros organismos. Además, la forma orgánica del mercurio se produce principalmente por actividad de bacterias sulfato reductoras en aguas y sedimentos anóxicos (Dodds & Whiles, 2019), por lo que sería de importancia prestar atención a los niveles de Hg en los sitios del humedal debido a la hipoxia, particularmente en E5. Otros metales pesados detectados también excedieron los límites objetivos por el Decreto. El Cu sobrepasó el límite sugerido ($\leq 2 - 3 \mu\text{g Cu L}^{-1}$) en todos los sitios, y el Pb excedió el límite sugerido ($\leq 1 - 4 \mu\text{g Pb L}^{-1}$) en los sitios E1, E3, E5 y E6. Si bien en los sitios de muestreo se detectaron otros metales pesados (As, Cr y Cd), todos ellos se encontraron dentro de los valores tolerados por el Decreto. No se encontraron cantidades cuantificables de glifosato en ninguna de las muestras y las concentraciones de grasas y aceites se encontraron por debajo del límite de detección.

Índice de calidad de agua

El índice UWQI adaptado al Decreto 226/025 permitió caracterizar un gradiente longitudinal de la calidad de agua en la Cañada del Ejido para este muestreo. Bajo la forma A de cálculo del índice, los sitios de la cañada fueron clasificados como de buena calidad en la cabecera (E1), moderada calidad en el tramo de ingreso a la ciudad (E2) y mala calidad en el sector urbano y periurbano hasta las zonas agrícolas (E3–E6) para aguas superficiales del Decreto 226/025. Sin embargo, esta forma de cálculo presenta inconsistencias cuando se analiza en detalle el comportamiento de las variables individuales. Los sitios E1 y E2, a pesar de haber sido categorizados como de buena y moderada calidad, respectivamente, se registraron excedencias de los valores sugeridos por el Decreto, en turbidez, PT, NO_3 y NH_4 en alguna de las muestras, indicando que la cabecera de la

cuenca también recibe aportes de nutrientes y material en suspensión, ya sea por actividades agropecuarias, escorrentía superficial o modificaciones del uso del suelo en la cuenca alta.

Este resultado sugiere que la forma A de cálculo del índice podría subestimar el deterioro real de la calidad del agua en los tramos superiores del sistema. Esta limitación se vincula con la sensibilidad del índice a los valores mínimos observados en el rango muestral. En la forma A, el escalamiento de cada variable se construye a partir de los valores mínimos y máximos registrados en el propio conjunto de datos. En este caso, los valores mínimos de las variables mencionadas ya exceden los límites normativos sugeridos, por lo que el índice ajusta el rango de referencia hacia valores elevados, lo que provoca una atenuación del peso relativo de estas excedencias. En consecuencia, los sitios que presentan los valores más bajos dentro de un escenario general de deterioro son interpretados como de mejor calidad, aun cuando desde un punto de vista normativo continúan siendo problemáticos.

Por otro lado, mediante la forma B de cálculo, que establece como referencia el mínimo teórico como cero, todos los sitios fueron clasificados como calidad de agua pobre para aguas superficiales. El índice presenta el valor más alto en E3, lo cual concuerda con el pasaje de la cañada por la ciudad de Rocha y con el aumento significativo de la concentración de coliformes fecales y NH_4 . Esto evidencia que este enfoque resulta más sensible para detectar escenarios de degradación más severa, especialmente en sistemas ya altamente impactados, donde la variabilidad interna del muestreo puede enmascarar la magnitud real del deterioro cuando se utilizan rangos relativos, como en la forma A.

En conjunto, el índice bajo ambas formas de cálculo se mantuvo en valores altos entre los sitios E3 y E6 para las aguas superficiales, indicando que el pulso de contaminación originado en el tramo urbano no solo persiste aguas abajo, sino que podría verse reforzado por nuevos aportes difusos y puntuales, posiblemente atribuibles a vertidos de la zona suburbana aguas abajo de la ciudad de Rocha, al frigorífico y a actividades agrícolas. Esto muestra un escenario de presión mixta que compromete la capacidad de recuperación del sistema luego del pasaje por la ciudad, tal como se ha visto en otros sistemas de la región (Alvareda et al., 2020; González-Perez, 2021; Lescano, 2023; Teixeira de Mello et al., 2024).

5.3. Comparación limnológica temporal

El análisis de los antecedentes disponibles para la Cañada del Ejido (ver Tabla II en Anexo) muestra patrones recurrentes en la variabilidad espacial y temporal en la Cañada del Ejido de algunas variables y procesos, particularmente en cuanto al OD, la concentración de nutrientes y

los coliformes fecales, los cuales podrían vincularse con episodios de sequía, vertidos industriales, urbanización y otros cambios en los usos del suelo.

Uno de los factores relevantes a considerar en la historia de la calidad del agua de la cañada es el régimen hídrico y el caudal, particularmente por tratarse de una cañada con relativo bajo flujo de agua (Garvey et al., 2007; Calliari et al., 2022). En años de sequía como en 2008 y 2023 se registraron precipitaciones anuales acumuladas de 810 y 945 mm, respectivamente, en comparación con la media anual de 1257 mm en 34 años. El año 2008 figura como el año con menor precipitación anual en Uruguay desde 1980 (INUMET, 2023). Coincidentemente, en esos años se documentaron en la cañada las concentraciones de OD más bajas. Por ejemplo, en noviembre de 2008 (precipitación acumulada en 30 días de 73.5 mm) se registraron concentraciones hipóxicas en los sitios E2, E3 y E4, acompañado de altas concentraciones de NT y PT en E2 ($2690 \mu\text{g N L}^{-1}$ y $690 \mu\text{g P L}^{-1}$, respectivamente) y de alta conductividad eléctrica en general.

En otoño de 2023, se documentó en E6 concentraciones de $0.3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, evidenciando condiciones cercanas a la anoxia. Este valor extremadamente bajo se observó tras un evento de 43 mm de precipitación acumulada en 2 días. Estudios sobre ríos intermitentes y humedales conectados han mostrado que lluvias fuertes en épocas de sequía arrastran detritos orgánicos y nutrientes hacia el cauce, los cuales al ser fácilmente degradables incrementan la DBO_5 y generan caídas abruptas de OD (Dodds & Whiles, 2010; Blaszczak et al., 2023). Esto ocurriría especialmente en sectores con flujo más lento (Junk, 1989; Beutel, 2006), como la planicie del humedal que conecta los sitios E4, E5 y E6 en la Cañada del Ejido, que durante las sequías aumenta su tiempo de residencia del agua, reduciendo el intercambio de gases con la atmósfera (Pardo & García, 2016). En E6 en 2023 pudo ocurrir un pulso de arrastre tras las lluvias, en los que se movilizó una gran carga de materia orgánica y nutrientes previamente acumulados en la cuenca y en el humedal (Jarvie et al., 2020), algo similar a lo observado en E5 durante este estudio en 2024, como fue discutido con anterioridad.

En marzo de 2023, en E3 y en E6 se registraron concentraciones elevadas de NO_2 (340 y $316 \mu\text{g N L}^{-1}$, respectivamente) en relación al Decreto 226/025, que establece como valor límite sugerido $20 \mu\text{g N L}^{-1}$. Estas concentraciones coincidieron con las condiciones anóxicas del sitio E6, lo que podría indicar actividad microbiana reductora o procesos de DNRA, llevando al consumo de NO_3 (Corriveau et al., 2010; Dodds & Whiles, 2019; Zhao et al., 2025). Para el sitio E3 no fue analizado el OD en esa fecha, por lo que no se puede sugerir que hayan ocurrido los mismos procesos que en E6.

También en marzo de 2023 se registraron valores altos de nutrientes en el sitio E4, con una precipitación acumulada en 10 días de 40.8 mm (22.8 mg N L⁻¹ de NH₄, 24.8 mg N L⁻¹ de NT, 2.7 mg P L⁻¹ de PRS y 4.5 mg P L⁻¹ de PT). Estas concentraciones, un orden de magnitud superior a las de mayo de 2024, sugieren la ocurrencia de un episodio agudo de contaminación. Es probable además que en años secos en la Cañada del Ejido se exacerben los efectos de vertidos puntuales. En condiciones de sequía, y por consecuencia de bajo caudal, el tiempo de residencia en los cursos de agua aumenta, y se reduce por tanto la capacidad de dilución, lo que permite la acumulación de compuestos nitrogenados reducidos como el NH₄ (Mosley, 2015). Este patrón sería consistente con observaciones en otros sistemas lóticos afectados por efluentes de origen industrial (Martí et al., 2004), en los que se ha documentado una elevación significativa de la carga orgánica y la presencia de NH₄ en zonas de bajo flujo. En este caso, esto podría vincularse con la descarga sostenida del frigorífico local a través de la cañada intermitente, ya que estos niveles de nutrientes y compuestos orgánicos son comparables a los de aguas residuales bajo un tratamiento deficiente de efluentes de la industria cárnica.

Según lo reportado en aguas residuales de frigoríficos sin tratamientos por Kundu et al. (2013), la DBO₅ puede alcanzar hasta 3500 mg L⁻¹ y la concentración de amoníaco puede superar 735 mg N L⁻¹. En concordancia con lo anterior, en octubre de 2023 se registraron en la cañada intermitente, previo a su desembocadura en el sitio E4, valores de K y de concentración de nutrientes extremadamente altos para un curso de agua de pequeño orden, además de altos valores de SS (Tabla 7), todos ellos superando los estándares del Decreto 226/025 para vertidos. Asimismo, en el sitio E4 ya se habían observado niveles elevados en 2008, cuando el PT varió entre 1.0 y 1.1 mg P L⁻¹ y el NT entre 4.4 y 4.9 mg N L⁻¹, asociado a concentraciones de OD hipóxicas, lo que indicaría la persistencia temporal de esta presión puntual.

Tabla 7. Variables fisicoquímicas y concentración de nutrientes de la cañada intermitente con vertimientos de Frigorífico Copayan, previo a la desembocadura en el sitio E4 de la Cañada del Ejido, correspondientes al 5/10/2023 (CURE, 2023c).

pH	K (mS cm ⁻¹)	SS (mg L ⁻¹)	MOS (%)	NT (mg N L ⁻¹)	PT (mg P L ⁻¹)	NH ₄ (mg N L ⁻¹)	NO ₂ (mg N L ⁻¹)	NO ₃ (mg N L ⁻¹)	PRS (mg P L ⁻¹)	Precipitación acumulada en 30 días (mm)
8.3	4.2	495	43.4	122.2	12.5	14.0	0.1	0.3	7.1	54.6

En este contexto, además del régimen hidrológico que afecta a la cañada en el sitio E4, se observa un aumento en la faena anual de bovinos del frigorífico Copayán, que aumentó de 36251 a 76462 bovinos en el período 2007 - 2024 (INAC, 2007, 2025). Este aumento de producción coincide con los cambios observados en la calidad del agua al comparar ambas fechas, sugiriendo

un tratamiento deficiente de las aguas residuales, incompatible con los criterios de vertidos de la normativa vigente, que exige un tratamiento adecuado de las aguas residuales previo a su descarga (Decreto 226/025, art. 28) y que prohíbe vertidos de aguas residuales que incumplan con los estándares correspondientes (Decreto 226/025, art. 30). En contraste, durante el año registrado con mayor disponibilidad hídrica, i.e. 2009 (1457 mm acumulado anual), se observó una mejora general en los valores de OD y una dilución parcial de los nutrientes, particularmente del NH_4 .

Respecto a la concentración de coliformes fecales, los antecedentes indican una presión crónica de contaminación fecal en los tramos urbanos. Durante el período 2008–2009, los sitios E2 y E3 registraron valores superiores a 2000 UFC 100 mL⁻¹, situándose por encima del límite sugerido para cursos de agua superficiales (>2000 UFC 100 mL⁻¹, Decreto 226/025), al igual que ocurrió en este estudio en 2024 en los sitios E3 a E6. Esta carga fecal elevada se asociaría principalmente al pasaje de la cañada por barrios periféricos (Teixeira de Mello et al., 2024) de Rocha con infraestructura sanitaria deficiente .

Por su parte, comparando los antecedentes históricos, la estación E1 no mostró grandes cambios en los parámetros evaluados, lo que indica una estabilidad temporal en la calidad del agua de la cabecera, aunque se registra un leve aumento en la concentración de NT y PT en 2024.

5.4. Comparación con antecedentes de la ecorregión Pampeana

Los resultados obtenidos en la Cañada del Ejido concuerdan con los síntomas descritos del síndrome de arroyo urbano, coincidente con lo reportado para otros cursos urbanos en Uruguay (Tabla III del Anexo). En el litoral oeste se documentaron en dos arroyos en Paysandú y Salto, en los tramos urbanos medios y bajos, altas concentraciones de coliformes fecales y nutrientes por encima del anterior Decreto de calidad de agua 253/979, y OD frecuentemente menor a 5 mg L⁻¹, incluyendo zonas anóxicas localizadas aguas abajo (Alvareda et al., 2020). Las altas concentraciones de coliformes fecales son una constante en los cursos urbanos de Uruguay (Alvareda et al., 2020; González-Pérez, 2021; Lescano, 2023; Teixeira de Mello et al., 2024), especialmente para aquellos que se encuentran junto a poblaciones sin saneamiento (Teixeira de Mello et al., 2024), lo que también puede observarse en la Cañada del Ejido.

En la cuenca de la Laguna de Rocha, datos recientes en el Arroyo Rocha (Lescano, 2023), que transcurre al oeste de la ciudad de Rocha y recibe aguas municipales y residuales de la ciudad (Arocena et al., 1996), muestran aumentos de NID y coliformes fecales, y menor concentración de

OD aguas abajo de la ciudad. A pesar de que el caudal del Arroyo Rocha es significativamente mayor que el de la Cañada del Ejido, los valores máximos de nutrientes en E3 y E5 ubican a la Cañada del Ejido dentro de ese rango regional de deterioro.

A su vez, estudios regionales en Rio Grande do Sul y la llanura pampeana sobre arroyos urbanos convergen en una misma señal de degradación en tramos urbanos (Feijoó et al., 1999; Cochero et al., 2016; Tagliari & Gehling, 2024). En varios casos se obtuvieron resultados críticos respecto a materia orgánica, nutrientes, OD y concentraciones de coliformes fecales, ligados a la impermeabilización urbana, drenaje pluvial, descargas puntuales, déficits de saneamiento y la canalización y simplificación de los cauces. Asimismo, otros investigadores de la región (Cochero et al., 2016; Tagliari & Gehling, 2024) han desarrollado indicadores de calidad de agua adaptados a sus ambientes y normas, los cuales, al igual que en la Cañada del Ejido, resultaron en calidad de agua baja o muy baja para las muestras de tramos urbanos (Tabla IV del Anexo).

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE MANEJO PARA LA CAÑADA DEL EJIDO Y SU CUENCA

Los resultados obtenidos en este trabajo, conjuntamente con los antecedentes, evidencian un deterioro sostenido en la calidad del agua en la Cañada del Ejido, asociado a presiones antropogénicas. Desde 2008 se describen impactos en la calidad del agua vinculados a la urbanización, canalizaciones, sequías, aportes de aguas residuales domésticas por déficit en saneamiento, vertidos puntuales del frigorífico local y fuentes difusas de nutrientes atribuibles al sistema agropecuario, los cuales continúan manifestándose en este estudio en 2024. Estas presiones se reflejan en la calidad del agua, así como en la respuesta biológica bentónica, y se ven acentuados durante períodos de déficit hídrico, cuando la menor dilución y renovación del agua incrementan la vulnerabilidad del curso. En este contexto, el humedal asociado a la zona baja de la cañada cumple un rol dinámico, pudiendo actuar como sumidero o como fuente principalmente de nutrientes, dependiendo de las condiciones hidrológicas.

Los procesos que ocurren en la Cañada del Ejido adquieren relevancia no solo a escala de su propia cuenca, sino a escala de la cuenca de la Laguna de Rocha, a través del Arroyo Las Conchas, tributario de dicha laguna. La Laguna de Rocha es un sistema de gran relevancia social-ecológica y forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) bajo la categoría de Paisaje Protegido. En este sentido, los distintos usos del suelo en la cuenca de la Cañada del

Ejido y sus impactos asociados en la calidad del agua podrían tener implicancias aguas abajo, afectando la integridad ecológica de un sistema bajo régimen de protección.

Si bien el área protegida por el SNAP en la Laguna de Rocha es solo una fracción menor de la cuenca de la Laguna de Rocha, el Artículo 8 de la ley de creación del SNAP (Ley 17234, 2000) define que el Poder Ejecutivo puede establecer limitaciones y prohibiciones respecto a las actividades que se desarrollen sobre las áreas comprendidas en el sistema y sus zonas adyacentes. Asimismo, dicha normativa considera infracciones graves, entre otras, “el deterioro de cuencas hidrográficas” y “la utilización de productos químicos, vertidos o derrames de residuos que alteren las condiciones de los ecosistemas y dañen los valores en ellos contenidos” según el Decreto N° 52/005, Artículo 22. En este marco, la subcuenca de la Cañada del Ejido queda actualmente por fuera de esa normativa ya que no está incluida en la zona adyacente, aun cuando se evidencian presiones que podrían encuadrarse como infracciones graves dentro de la cuenca de la Laguna de Rocha. Por lo tanto, resulta pertinente reevaluar los límites de las áreas adyacentes al SNAP, integrando la totalidad de la cuenca de la Laguna de Rocha bajo un enfoque de gestión integral.

Dado la complejidad de las distintas presiones sobre la Cañada y su cuenca, así como su contexto regional se plantean las siguientes recomendaciones para su manejo. En primer lugar, la Cañada del Ejido expresa características propias del síndrome de arroyo urbano, lo que refuerza la necesidad de implementar medidas específicas dentro de la zona urbana y suburbana. Entre ellas se destacan la ampliación y mejora de la eficiencia de la red de saneamiento, el control de descargas puntuales (Texeira de Mello et al., 2024), la incorporación de vegetación nativa para la laminación de caudales y como contribución a la biodiversidad, estableciendo y protegiendo franjas ribereñas que reduzcan el transporte de nutrientes y materia orgánica hacia el cauce (Mayer et al., 2007; Achkar et al., 2012; Acosta-Nogueira, 2013; Mary-Lauyé et al., 2023). Sería recomendable realizar más estudios sobre el humedal en E5, para aportar a la comprensión de su rol como posible zona de amortiguación de aportes de la Cañada. Comprender estos procesos permitiría aportar criterios para futuras acciones de conservación y restauración del humedal.

Por otro lado, gran parte de la cuenca de la Cañada del Ejido es destinada a uso agrícola-ganadero, por lo que es de importancia fomentar buenas prácticas agrícolas, promoviendo sistemas de producción que reduzcan el uso excesivo de nutrientes y la erosión del suelo (Alpizar et al., 2023; Calvo et al., 2024), así como mejorar las instalaciones de cría de animales para evitar aportes puntuales o difusos de nutrientes, MO y coliformes fecales (Arocena et al., 2013).

Asimismo, se considera prioritario elaborar e implementar planes de monitoreo de la Cañada del Ejido que permitan registrar sus procesos internos y comprender las dinámicas temporales que influyen sobre la calidad del agua. En paralelo, se recomienda fortalecer los mecanismos de control y fiscalización de los vertidos industriales, asegurando el cumplimiento de los estándares de calidad de agua y de efluentes establecidos por la normativa vigente.

Finalmente, surge la necesidad de avanzar hacia la implementación de un plan de manejo integral de la cuenca de la Cañada del Ejido que no solo integre al MA, MGAP, MVOT y la Intendencia de Rocha, sino también que incorpore la participación de la sociedad rochense, incluyendo a productores rurales, instituciones educativas y académicas como el CURE y la Escuela Agraria de Rocha, Comisión de Cuenca de Lagunas del Este, así como actores vinculados al sector comercial y productivo local. En este marco, realizar actividades de extensión universitaria, educación ambiental y comunicación pública resulta fundamental para fortalecer la apropiación social de la problemática y promover una gestión participativa de la cuenca (Achkar et al., 2004; Acosta-Nogueira, 2013; Gaspari et al., 2013; Lázaro et al., 2021; Giordano et al., 2023; Lescano, 2023; Mazzeo et al., 2024).

Un ejemplo relevante en materia de gestión de cuencas en Uruguay es el caso de la cuenca de la Laguna del Sauce, principal fuente de agua potable para el departamento de Maldonado, donde procesos de eutrofización y floraciones de cianobacterias motivaron la implementación de un plan de acción orientado a reducir las cargas de nutrientes provenientes de la cuenca (Steffen & Inda, 2010; MVOTMA, 2015; MVOTMA, 2016; Gonzalez-Medina et al., 2018; MA, 2026). Entre las principales medidas adoptadas se incluyen la regulación del uso de fertilizantes y el manejo de suelos en predios rurales, la implementación de franjas de amortiguación ribereña, la restricción del acceso del ganado a cursos de agua, medidas de control de contaminación por fuentes de origen puntual (saneamiento, feedlots, tambos) y el fortalecimiento de los programas de monitoreo ambiental (MVOTMA, 2015). Sin embargo, evaluaciones posteriores indican que la implementación de estas medidas ha sido gradual y enfrenta desafíos en la capacidad de articulación entre instituciones y sociedad civil involucradas, lo que refleja la complejidad de gestionar fuentes difusas de contaminación en cuencas hidrográficas (Steffen, 2012; Crisci et al., 2017). Si bien la Laguna de Rocha no es fuente de abastecimiento de agua potable como la Laguna del Sauce, su valor ecológico y su condición de área protegida hacen igualmente necesaria la implementación de estrategias de manejo integradas a escala de cuenca. En este sentido, avanzar hacia una gestión integral en la cuenca de la Cañada del Ejido resulta un desafío fundamental no solo para mitigar los procesos de deterioro observados en la cañada, sino también para preservar la cuenca de la Laguna de Rocha.

7. PERSPECTIVAS

En cañadas pampeanas, pocos pulsos de alto caudal explican una fracción desproporcionada de los flujos de materiales (Calliari et al., 2022), lo que sugiere que gran parte de la exportación anual de sólidos y nutrientes hacia la cañada podría concentrarse en unos pocos eventos. En este sentido, para comprender en su totalidad los procesos biogeoquímicos, de flujo, usos del suelo y aportes de fuentes puntuales y difusas de la Cañada del Ejido, sería necesario realizar monitoreos de mayor frecuencia que contemplen el régimen hidrológico y las variaciones del caudal, ya que el presente trabajo solo refleja un momento puntual de la Cañada del Ejido, con características hidrológicas particulares posteriores a un evento de precipitación.

Por otro lado, sería pertinente aumentar el número de muestras de sedimentos destinadas al análisis de comunidades bentónicas, con el fin de lograr una interpretación más robusta de las comunidades en relación al espacio y las condiciones de la calidad del agua y sedimento de la Cañada del Ejido. Además, complementar la información de fauna con un relevamiento de la comunidad de peces sería adecuado para el entendimiento de las redes tróficas de la Cañada, así como también una caracterización de la vegetación en la zona ribereña.

Finalmente, la información generada en este estudio puede servir como insumo para futuros estudios para la evaluación del estado de la Cañada del Ejido a largo plazo. En particular, los resultados obtenidos pueden contribuir a identificar posibles incumplimientos de la normativa vigente en materia de calidad de agua, así como a fundamentar la necesidad de medidas de gestión y a la conservación de las coberturas de suelo con mayor capacidad de amortiguación, como el humedal de la cuenca baja. En este sentido, este trabajo aporta evidencia científica que puede ser utilizada como base para la planificación y el diseño de planes de manejo integrados a escala de cuenca.

BIBLIOGRAFÍA

Achkar, M., Blum, A., Brazeiro, A., Ceroni, M., Gutierrez, O., Panario, D., & Rodríguez-Gallego, L. (2012). *Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos en Uruguay*. Informe técnico. Convenio MGAP/PPR – Sociedad Zoológica del Uruguay. <https://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2012/05/Servicios-ecosistemicos.pdf>

Achkar, M., Cayssials, R., Dominguez, A & Pesce, F (2004). *Hacia un Uruguay sustentable: gestión integrada de cuencas hidrográficas*. REDES. https://www.redes.org.uy/wp-content/uploads/2008/10/gestion_de_cuencas.pdf

Acosta-Nogueira, M. (2013). *Manejo integrado de cuencas : uso del suelo y repercusiones en la calidad del agua de la Cañada del Dragón en Montevideo rural*. Tesis de maestría. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Aldous, A., McCormick, P., Ferguson, C., Graham, S., & Craft, C. (2005). *Hydrologic regime controls soil phosphorus fluxes in restoration and undisturbed wetlands*. *Restoration Ecology*, 13(2), 341-347

Allan, J. D. (2004). *Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>

Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters* (2nd ed.). Springer Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>

Alpizar, F., Holmgren, M., Carrquiry, M., & Borges, M. (2023). *Combining nature-based solutions and green taxes for transformative agri-environmental policy: the case of riparian buffers in Uruguay*.

Alvareda, E., Lucas, C., Paradiso, M., Piperno, A., Gamazo, P., Erasun, V., Russo P., Saracho A., Banega R., Sapriza G., de Mello, F. T. (2020). *Water quality evaluation of two urban streams in Northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient? Environmental Monitoring and Assessment*, 192(10). doi:10.1007/s10661-020-08614-6

APHA (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 16th edition. Washington.

APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th Edition, American Public Health Association Inc., New York.

APHA (2012). *Standard Methods for the Examination of Water Wastewater*. 22nd. edition. APHA, AWWA, WEF, Washington,DC. Método 5520 A Oil and grease Introduction y 5520 D Soxhlet Extraction Method pp. 5-38 a 5-39 y 5-42 a 5-43.

APHA (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22nd edition. APHA, AWWA, WEF, Washington DC. Métodos 3030 D Digestion for metals y 3030 K Microwave-assisted digestion, pp.3-7 a 3-9 y 3-11 a 3-13

Ardón, M., Montanari, S., Morse, J. L., Doyle, M. W., & Bernhardt, E. S. (2010). *Phosphorus export from a restored wetland ecosystem in response to natural and experimental hydrologic fluctuations*. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G4).

Arocena, R. (2016). *Principios y métodos de limnología: con ejemplos de limnología en Uruguay*. 2da ed. DIRAC, Facultad de Ciencias, UdelaR.

Arocena, R., Chalar, G., Perdomo, C., Fabián, D., Pacheco, J. P., González, M., Olivero, V., Silva, M., & Etchebarne, V. (2013). *Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua*. *AUGM DOMUS*, 5(1), 42-63. <https://revistas.unlp.edu.ar/domus/article/view/546>

Arocena, R., Conde, D., Fabián, D., Gorga, J., & Clemente, J. (1996). *Calidad de agua en la Laguna de Rocha: rol de sus principales afluentes*. Serie Documentos de Trabajo N° 13, PROBIDES, Rocha, Uruguay.

Arocena, R., & Mazzeo, N. (1994). *Macrófitas acuáticas de un arroyo urbano del Uruguay y su relación con variables ambientales*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 5, 351–363.

Aubriot, L. E., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F., & Bonilla, S. (2017). *Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas*. *INNOTEC*, (14 jul-dic), 07–16. <https://doi.org/10.26461/14.04>

Barreto, P., Dogliotti, S., & Perdomo, C. (2017). *Surface water quality of intensive farming areas within the Santa Lucía River Basin of Uruguay*. *Air, Soil and Water Research*, 10, 1–8.

Barrios, M. (2024.). *Environmental stressors of the stream functioning in Uruguay. (Biomonitoring based on macroinvertebrate taxonomic and functional structure and leaf litter decomposition process)*. Tesis de doctorado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Bendschneider, K. & Robinson, R.J. (1952) *A new spectrophotometric method for determination of nitrite in the sea water*. *Journal Marine Research* 11: 87-96

BID (2019). *El estado del sector agua, saneamiento y residuos sólidos en Uruguay: Diagnóstico y perspectivas*. Banco Interamericano de Desarrollo. <https://publications.iadb.org/es/el-estado-del-sector-agua-saneamiento-y-residuos-solidos-en-uruguay-diagnostico-y-perspectivas>

Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). *Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota*. *Water Research*, 42(12), 2849–2861. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>

Błaszczak, J. R., Koenig, L. E., Mejía, F. H., Gómez-Gener, L., Dutton, C. L., Carter, A. M., Grimm, N. B., Harvey, J. W., Helton, A. M., & Cohen, M. J. (2023). *Extent, patterns, and drivers of hypoxia in the world's streams and rivers*. *Limnology and Oceanography Letters*, 8(4), 453–463. <https://doi.org/10.1002/lol2.10297>

Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jaworski, N. A., & Howarth, R. W. (2002). *Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A*. *Biogeochemistry*, 57(1), 137–169. <https://doi.org/10.1023/A:1015709302073>

Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). *Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances*. *Journal of Environmental Management*, 161, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>

Calliari, D., Lescano, C. & Rodríguez-Graña, L. (2022). *Biogeochemical functional responses to flow rate in a low order stream: implications for water quality monitoring*. *Environ Monit Assess* 194, 634 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10242-1>

Calvo, C., Rodríguez-Gallego, L., de León, G., Cabrera-Lamanna, L., Castagna, A., Costa, S., González, L. & Meerhoff, M. (2024). *Potential of different buffer zones as nature-based solutions to mitigate agricultural runoff nutrients in the subtropics*. *Ecological Engineering*, 207, 107354.

CARU (2016) *Estudio de la calidad del agua en el Río Uruguay: Vigilancia de playas y estado trófico* [Informe técnico]. Comisión Administrativa del Río Uruguay https://www.caru.org.uy/web/sub_medio_ambiente/Informe%20Bienal%202013-14.pdf

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>

Carpenter, S. R. (2008). *Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(32), 11039–11040. <https://doi.org/10.1073/pnas.0806112105>

Castro, M., Capurro, L., Chalar, G. & Arocena, R. (2020). *Macroinvertebrados bentónicos indican empeoramiento de la calidad de agua en zona de influencia urbana en el Río Negro*. *Boletín De La Sociedad Zoológica Del Uruguay*, 29(2), 116–125. <https://doi.org/10.26462/29.2.8>

CETESB. (2006). *Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2005*. Companhia de Tecnologia de Saneamiento Ambiental.

Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J. P., & Fabián, D. (2011). *Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI)*. *Ecological Indicators*, 11(2), 362–369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.004>

Chapman, D. (1992). *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. UNESCO, World Health Organization & United Nations Environment Programme.

Cochoero, J., Cortelezzi, A., Tarda, A., & Gómez, N. (2016). *An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams*. *Ecological Indicators*. 71. 134-144. [10.1016/j.ecolind.2016.06.058](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.058).

Conceição, F., de Souza Sardinha, D., Souza, A., & Navarro, G. (2010). *Anthropogenic Influences on Annual Flux of Cations and Anions at Meio Stream Basin, São Paulo State, Brazil*. *Water, Air, and Soil Pollution*. 205. 79-91. 10.1007/s11270-009-0057-1.

Cooper, A. B. (1984). *Activities of benthic nitrifiers in streams and their role in oxygen consumption*. *Microbial Ecology*, 10(4), 317–334. <https://doi.org/10.1007/BF02015557>

Correa-González, J. C., Chávez-Parga, M. C., Cortés, J. A., & Pérez-Munguía, R. M. (2014). *Photosynthesis, respiration and reaeration in a stream with complex dissolved oxygen pattern and temperature dependence*. *Ecological Modelling*, 273, 220–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.11.018>

Corriveau, J., van Bochove, É., & Cluis, D. (2010). *Sources of nitrite in streams of an intensively cropped watershed*. *Water Environment Research*, 82(7), 622–632. <https://doi.org/10.2175/106143009X12529484815953>

Crisci, C., Goyenola, G., Terra, R., Lagomarsino, J., Pacheco Esnal, J., Díaz, I., González-Madina, L., Levrini, P., Méndez, G., Bidegain Dorelo, M., Ghattas, B. y Mazzeo Beyhaut, N. (2017). *Dinámica ecosistémica y calidad de agua: estrategias de monitoreo para la gestión de servicios asociados a Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay)*. EN: INNOTEC, 2017, 13, pp. 46-57. 12 h.

CURE (2023a). *Informe de calidad del agua de Cañada del Ejido y Arroyo Las Conchas*. Centro Universitario Regional del Este de Rocha, Universidad de la República.

CURE (2023b). *Informe de calidad del agua de Cañada del Ejido y efluente de la planta frigorífica*. Centro Universitario Regional del Este de Rocha, Universidad de la República.

CURE (2023c). *Informe de calidad de agua de cañada intermitente (Escuela Agraria de Rocha)*. Centro Universitario Regional del Este de Rocha, Universidad de la República.

Damborenea, C., Rogers, D. C., & Thorp, J. H. (2020). *Keys to Neotropical and Antarctic fauna: Thorp and Covich's freshwater invertebrates* (4^a ed., Vol. 5). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-01546-5>

Dauer, D. M., Ranasinghe, J. A., & Smith, J. T. (2000). *The measurement and analysis of benthic habitat quality in support of the National Estuary Program*. *Estuaries*, 23(1), 123–142.

Decreto N° 253/79 y sus modificativos. Decreto reglamentario del Código de aguas de 1978.

Decreto N° 226/025. Reglamentación de los Arts. 144, 145, 146, 147 y 148 del Código de Aguas, relativo a la prevención de la contaminación, conservación y mejora de la calidad de las aguas.

DINACEA (2021) *Reporte de cargas de aporte de nutrientes en cuencas de lagunas costeras del Uruguay*. Informe técnico, 23pp.

DINACEA (2022). *Mapas anuales de la cobertura del suelo de Uruguay para el período 2016–2022* [Capa geoespacial, formato SHP]. Observatorio Ambiental Nacional (OAN). <https://www.ambiente.gub.uy/oan/listado-de-capas/>

MA-DINACEA (2021). *Evaluación ambiental de las lagunas costeras (José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos) y de sus principales tributarios (2017 – 2020)*. Informe Técnico. MA-DINACEA. Montevideo.

DINACEA, OSE, DINARA, IDR & CURE (2023). *Reporte anual de resultados de las lagunas costeras (José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos) y sus principales tributarios. (2021-2022)*. [Informe Técnico]. MA-DINACEA. Montevideo. 37-42pp. <https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/DCA-Lagunas-Costeras-Informe-2021-2022.pdf>

DINACEA (2025). Control de vertidos [Capa geoespacial, formato SHP]. Observatorio Ambiental Nacional (OAN). <https://www.ambiente.gub.uy/oan/listado-de-capas/>

DINACEA (2024). *Índice del estado trófico de cursos de agua*. Ministerio de Ambiente. https://www.ambiente.gub.uy/indicadores_ambientales/ficha/indice-del-estado-trofico-cursos-de-agua_/

DINAMA-MVOTMA. (2020). *Informe Ambiental Estratégico para el Instrumento de Ordenamiento Territorial: Cuenca del río Santa Lucía (2015-2019)*. Dirección Nacional de Medio Ambiente, Ministerio de Ambiente, Uruguay.

DINAMA (2017). *Informe de asesoría a la Mesa Técnica del Agua. Establecimiento de niveles guía de indicadores de estado trófico en cuerpos de agua superficiales*.

Dodds, W. K. (2006). *Eutrophication and trophic state in rivers and streams*. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 671–680. doi:10.4319/lo.2006.51.1_part_2.

Dodds, W., & Smith, V. (2016). *Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams*. *Inland Waters*, 6(2), 155–164. doi:10.5268/iw-6.2.909

Dodds, W., & Whiles, M. R. (2019). *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications of Limnology*. (3ra ed.) Países Bajos: Elsevier Science.

Dodds, W., & Whiles, M. (2020). *Properties of water*. En *Freshwater Ecology* (2.ª ed., pp. 21–48). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813255-5.00002-8>

Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013). *Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects*. *Environmental Science & Technology*, 47(10), 4967–4983.

Dunca, A. M. (2018). *Water pollution and water quality assessment of major transboundary rivers from Banat Romania*. *Journal of Chemistry*, 2018, 1–8.

Dunne, T., & Leopold, L.B. (1978). *Water in Environmental Planning*. New York: Freeman. 818 pp.

Efron, S. T., Aquino, J. E., de Cabo, L. I., Dos Santos Afonso, M., & Graziano, M. (2014). *Evaluación de la capacidad de auto-depuración de un arroyo urbano y el uso de macrófitas nativas como estrategia de restauración*. Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet. Biología Acuática. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/40637>

EPA, Method 7470A (1994). Mercury in liquid waste, revision 1.

EPA, Method 245.1 (1994). Determination of Mercury in Water by Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometry, revision 3.0.

EPA Method 538 (2009). EPA Document #: EPA/600/R-09/149, versión 1.

European Commission. Directorate General for Health and Food Safety (2021). *Guidance document on analytical quality control and method validation procedures for pesticides residues analysis in food and feed*. SANTE/11312/2021 [En línea]. [s.l.]: Unión Europea. [Consulta: 21 de Septiembre de 2024]. Disponible en: https://food.ec.europa.eu/document/download/d4786faf-c574-4222-a5c6-45086b3920b8_en?file_name=pesticides_mrl_guidelines_wrkdoc_2021-11312.pdf

Feijóo, C. S., Giorgi, A., García, M. E., & Momo, F. (1999). *Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin*. *Hydrobiologia*, 394, 41–52. <https://doi.org/10.1023/A:1003583418401>

Fisher, J. & Acreman, M. C. (2004). *Wetland nutrient removal: a review of the evidence*. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 8, 673–685, <https://doi.org/10.5194/hess-8-673-2004>.

Folk, R. L., & Ward, W. C. (1957). *Brazos River bar: A study in the significance of grain size parameters*. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27(1), 3-26.

Garvey, J.E., M.R. Whiles & D. Streicher. (2007). *A hierarchical model for oxygen dynamics in streams*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64:1816–1827

Gaspari, F. J., Rodríguez Vagaría, A. M., Senisterra, G. E., Delgado, M. I., & Besteiro, S. (2013). *Elementos metodológicos para el manejo de cuencas hidrográficas*. Series: Libros de Cátedra.

Giordano, G., Trimble, M., & Jacobi, P. R. (2023). *Educación ambiental y gobernanza del agua en la cuenca de laguna del Sauce, Uruguay*. *Letras Verdes, Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, (34), 121-140.

González-Madina, L., Pacheco, J.P., Yema, L., Tezanos, P.D., Levrini, P., Clemente, J., Crisci, C., Lagomarsino, J.J., Méndez, G., Fosalba, C., Goyenola, G. y Mazzeo, N., (2018). *Drivers of cyanobacteria dominance, composition and nitrogen fixing behavior in a shallow lake with alternative regimes in time and space, Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay)*. En: *Hydrobiologia*, 289, pp.61-76. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3628-6>

González-Pérez, J. (2021.). *Evaluación de coliformes termotolerantes y enterococcus como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Arroyo Maldonado*. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N. B., Jeppesen, E., & Kronvang, B. (2015). *Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes*. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), 4099–4111. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4099-2015>

Grizzetti, B., Lanzaova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). *Assessing water ecosystem services for water resource management*. *Environmental Science & Policy*, 61, 194–203. doi:10.1016/j.envsci.2016.04.008

Guidobono, B. (2015). *Aproximación a la valoración de los servicios ecosistémicos de los humedales de la Laguna Negra (Laguna Negra, Rocha. Uruguay)*.

Hamada, N., Nessimian, J. L., & Querino, R. B. (Eds.). (2014). *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia* (1.^a ed., 724 págs.). Editora do INPA. <https://pt.scribd.com/doc/220148227/Livro-Insetos-Aquaticos-COMPLETO>

Hynes, H. B. N. (1960). *The biology of polluted waters*. *Liverpool University Press*.

INAC (2007). *Anuario estadístico 2007* [Informe]. Instituto Nacional de Carnes (INAC). <https://www.inac.uy/innovaportal/v/6754/37/innova.bs/informes-estadisticos>

IDEUy (2024). Visualizador IDEUy. Infraestructura de Datos Espaciales del Uruguay Consultado el 21 de agosto de 2024, de https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/ideuy/

INUMET (2025). Datos meteorológicos del período 1990-2024 de la estación de Rocha.

INUMET (2023). *Sequía meteorológica en Uruguay 2020 - 2023* Instituto Uruguayo de Meteorología Recuperado de: https://www.google.com/url?q=https://www.inumet.gub.uy/sites/default/files/2024-01/Informe%2520final_Sequ%25C3%25ADa%2520Final_2020_2023_compressed.pdf&sa=D&source=docs&ust=1769781305160868&usg=AOvVaw1rYij9046nUvTFQKYkBNrt

ISO 21458 (2008). *Water Quality - version 1*.

ISO 5666 (2012). *Water quality - Determinación of Mercury, First edition*

Jardim, J. G., Hamada, N., & Pepinelli, M. (2019). *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora INPA. <https://doi.org/10.211/978-85-211-0194-9>

Jarvie, H. P., Pallett, D. W., Schäfer, S. M., Macrae, M. L., Bowes, M. J., Farrand, P., Warwick, A. C., King, S. M., Williams, R. J., Armstrong, L., Nicholls, D. J. E., Lord, W. D., Rylett, D., Roberts, C., & Fisher, N. (2020). *Biogeochemical and climate drivers of wetland phosphorus and nitrogen*

release: Implications for nutrient legacies and eutrophication risk. Journal of environmental quality, 49(6), 1703–1716. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20155>

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989) *The flood-pulse concept in river-floodplain systems.* In: Dodge, D.P., Ed., Proceedings of the International Large River Symposium (LARS), Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication 106, NRC research press, Ottawa, 110-127.

Kalff, J. (2002). *Limnology: inland water ecosystems* (Vol. 592). New Jersey: Prentice Hall.

Kim, T., Kim, Y., Shin, J., Go, B., & Cha, Y. (2020). *Assessing Land-Cover Effects on Stream Water Quality in Metropolitan Areas Using the Water Quality Index.* Water, 12(11), 3294. doi:10.3390/w12113294

Kingston, H.M., Jassie, eds. (1988). *Introduction to Microwave Sample Preparation: Theory and practice.* American Chemical Soc. Washington, D.C.

Kocour, H., & Kroupová, H. (2018). *Toxic effects of nitrite on freshwater organisms: a review.* Aquatic Research and Quality.

Koroleff, F. (1970). *Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue.* International Conference in the Exploration of the Sea. C.M 1969/C9. ICES. Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlaboratory Reports 3: 19–22.

Kreiling, R. M., Bartsch, L. A., Gierke, K. J., Perner, P. M., Fitzpatrick, F. A., & Olds, H. T. (2025). *Sediment nutrient dynamics in selected Milwaukee metropolitan area streams, Wisconsin, 2022* (USGS Scientific Investigations Report 2025–5012). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/sir20255012>

Kundu, P., Debsarkar, A., & Mukherjee, S. (2013). *Treatment of slaughter house wastewater in a sequencing batch reactor: performance evaluation and biodegradation kinetics.* BioMed research international, 2013, 134872. <https://doi.org/10.1155/2013/134872>

Lázaro, M., Trimble, M., & Bortagaray, I. (2021). *Plan Nacional de Aguas en Uruguay: desafíos de la implementación de procesos participativos con actores implicados y público general.* Sociedad y Ambiente, (24), 1-25.

Lescano Fiorenza, M. (2023). *Aporte de nutrientes desde la cuenca a la Laguna de Rocha, Uruguay: monitoreo, modelado y conocimientos ecológicos locales*. Tesis de maestría. CURE.

Ley 17234. (2000) Declaración de interés general. Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <https://www.impo.com.uy/bases/leyes/17234-2000>

Liu, F., Lee, S., Raymond, P. A., Chen, Y., Guo, W., Shen, Y., Mao, R., Wang, X., Ni, Z., Wei, L., Lin, J., Li, F., & Jaffé, R. (2022). *Dissolved organic carbon concentration and biodegradability in global rivers*. *Science of the Total Environment*, 806, 150437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150437>

Lucas, C., Gamazo, P., Crossa, M., Brum, E., Badagian, J., Santos, L. & Morales-Marin, L. (2025). *Water Thermal Regime of River-Floodplain Systems in the Uruguay River Basin and Influence of Hydroclimatic Factors*. *River Research and Applications*. 10.1002/rra.4440.

MA (2026). *Comisión de cuenca Laguna del Sauce*. Ministerio de Ambiente (consultada 9/03/2026) www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/comision-cuenca-laguna-del-sauce

Mary-Lauyé, A. L., González-Bergonzoni, I., Gobel, N., Somma, A., Silva, I., & Lucas, C. M. (2023). *Baseline assessment of the hydrological network and land use in riparian buffers of Pampean streams of Uruguay*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(1), 80.

Manning, D. W. P., Rosemond, A. D., Benstead, J. P., Bumpers, P. M., & Kominoski, J. S. (2020). *Transport of N and P in U.S. streams and rivers differs with land use and between dissolved and particulate forms*. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*, 30(6), e02130. <https://doi.org/10.1002/eap.2130>

Marti, E.J., Gode, A.J., et al. (2004). *Nutrient Retention Efficiency in Stream Receiving Inputs from Waste Water Treatment Plants*. *Journal of Environmental Quality*, 33, 285-293. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.2850>

Mazzeo, N., Ciganda, A. L., Nion, C. F., Peñas, F. J., González-Ferreras, A. M., Crisci, C., Zurbriggen, C., Pérez, D., Barquin, J. & Díaz, I. (2024). *Inter and transdisciplinarity strategies for evaluating and improving water quality monitoring systems: Uruguay as a study case*. *Environmental Science & Policy*, 154, 103699.

Mayer, P. M., Reynolds Jr, S. K., McCutchen, M. D., & Canfield, T. J. (2007). *Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers*. Journal of environmental quality, 36(4), 1172-1180.

MDS-2100 (1994). OPERATION MANUAL. Microwave Sample Preparation, CEM CORPORATION.

Meyer, J. L., Paul, M. J., & Taulbee, W. K. (2005). *Stream ecosystem function in urbanizing landscapes*. Journal of the North American Benthological Society, 24(3), 602–612. doi:10.1899/04-021.1

Moi, D. A. & Teixeira-de-Mello, F. (2022). *Cascading impacts of urbanization on multitrophic richness and biomass stock in neotropical streams*. The Science of the total environment, 806(Pt 4), 151398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151398>

Mosley, L. M. (2015). *Drought impacts on the water quality of freshwater systems*. Earth-Science Reviews, 140, 203–214.

Müller, R. & Widemann, O. (1955). Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. Von Wasser22: 247

Murphy, J. & J.P. Riley (1962). *A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters*. Analytica Chimica Acta 27: 31-36

MVOTMA (2015). Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad como fuente de agua potable de la cuenca hidrológica de la Laguna del Sauce. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/Plan%20accion%20Laguna%20del%20Sauce.pdf>

MVOTMA (2016). *Resolución s/n del 25 de enero de 2016. Aplicación de medidas necesarias para impedir conductas que puedan violentar la prohibición, provocar contaminación o riesgos de afectación del ambiente*. IMPO. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente <https://www.impo.com.uy/bases/resoluciones-mvotma/SN20160125002-2016>

MVOTMA (2017). *Plan Nacional de Aguas: Propuesta para la protección de las aguas subterráneas* (Informe técnico). Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/PNAZ2017ZpropuestaZPE_1.pdf

Neiff, J. J. (1999). *El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica*. Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica, 229, 99-103.

OAN, FCIEN & DINAMA (2017). *Proyecto Inventario Nacional de Humedales (Productos 1–6)* [Informe técnico]. Observatorio Ambiental Nacional, Facultad de Ciencias, Universidad de la República y Dirección Nacional de Medio Ambiente <https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/uploads/2017/07/Informe-Humedales-Uruguay.pdf>

Pardo, I. & García, L. (2016). *Water abstraction in small lowland streams: Unforeseen hypoxia and anoxia effects*. *Science of the Total Environment*, 568, 226–235

Pastor, A., Holmboe, C. M. H., Pereda, O., Giménez-Grau, P., Baattrup-Pedersen, A., & Riis, T. (2023). *Macrophyte removal affects nutrient uptake and metabolism in lowland streams*. *Aquatic Botany*, 189, Article 103694. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2023.103694>

Paul, M. J., & Mayer, J. L. (2001). *Streams in the Urban Landscape*. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333–365. doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040

Pesce, S. (2000). *Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River*. *Water Research*, 34(11), 2915–2926. doi:10.1016/s0043-1354(00)00036-1

Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., & Costanza, R. (2001). *Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas*. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 127–157. doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.08

Posit Software, PBC. (2024). *RStudio* (Versión 4.2.3 (2023-03-15) [Software]. <https://posit.com>

Quintans, F., Rodríguez-Gallego L., & Conde D. (2011). *Propuesta de plan de monitoreo de la cuenca de la Laguna de Rocha*. Documento de trabajo interno FCIEN – MVOTMA.

Quintans, F. 2015. *Propuesta de aplicación de índices de calidad de agua para la Cuenca del Santa Lucía. Informe de consultoría*. Proyecto PNUD URU/14/001. DINAMA-DCA.

Redfield, A. C. (1958). *The biological control of chemical factors in the environment*. *American Scientist*, 46(3), 205-221.

Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E., & Conde, D. (2017). *Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean*. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, pp. 116-126.

Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Masciadri, S., Bocardi, L., & Artigalás, S., (2010). *Rol de los humedales en la retención de nutrientes de origen urbano en la Ciudad de Rocha (Rocha, Uruguay)* - DINASA-FC-UDELAR 31 pp.

Rodríguez-Gallego, L., Santos, C., Amado, S., Gorfinkel, D., González, M.N., Gómez, J., Neme, C., Tommasino, H., & Conde, D. (2008). *Costos y beneficios socioeconómicos y ambientales del uso actual de la Laguna de Rocha y su cuenca: insumos para la gestión integrada de un área protegida costera*. Programa de Desarrollo Tecnológico - Informe final del Proyecto PDT 36-09.

Rodríguez-Olarte, D., Barrios, M., Caputo, L., Fierro, P., Jiménez-Prado, P., Navarro, E., Macchi, P., Mojica, J. I., Molinero, J., Montoya, J. V., Pantoja, A., Pompêo, M., Ríos-Touma, B., Teixeira de Mello, F., Tobón, F., Torremorell, A., Villalba, A., & Villamarín, C. (2020). *Criterios para la evaluación de estresores y parámetros en la estimación del estado ecológico de ríos en Suramérica* (Serie Publicaciones Especiales). Museo de Ciencias Naturales, Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA).

Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. (1993) *Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. In: Rosenberg, D.M. and Resh, V.H., Eds., *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, Chapman/Hall, New York, 1-9.

Sosa, B., Diaz, I., Canabal, C., Achkar, M (2022). *Inventario Nacional de Humedales [en línea]* Montevideo : Ediciones Universitarias. 978-9974-0-1940-9

Steffen, M., & Inda, H. (Eds.). (2010). *Bases técnicas para el manejo integrado de Laguna del Sauce y cuenca asociada*. Montevideo, Uruguay: Universidad de la República & South American Institute for Resilience and Sustainability Studies (SARAS).

Steffen, M. (2012.). *Barreras que limitan la conservación de servicios ecosistémicos: análisis del caso de Laguna del Sauce*. Tesis de maestría. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Suárez, B., Barrios, M., & Teixeira de Mello, F. (2022). *Macroinvertebrates' response to different land use in lowland streams from Uruguay: Use of artificial substrates for biomonitoring*. *Neotropical Biodiversity*, 8(1), 136–146. <https://doi.org/10.1080/23766808.2022.2049178>

Suárez, B., Barrios, M., & Teixeira de Mello, F. (2024). *Assessing the taxonomic sufficiency of macroinvertebrate communities and their potential to distinguish the impacts of land use on lowland streams in Uruguay*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 36, e7. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8723>

Suren, A. M., & Riis, T. (2010). *The effects of plant growth on stream invertebrate communities during low flow: A conceptual model*. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(2), 711-724. <https://doi.org/10.1899/08-127.1>

Ramsar Convention Secretariat. (2016). *An introduction to the Ramsar Convention on Wetlands* (5th ed.). Ramsar Convention Secretariat.

Rosemond, A. D., Benstead, J. P., Bumpers, P. M., Gulis, V., Kominoski, J. S., Manning, D. W. P., & Wallace, J. B. (2015). *Experimental nutrient additions accelerate terrestrial carbon loss from stream ecosystems*. *Science*, 347(6226), 1142–1145. doi:10.1126/science.aaa1958

Smith, K. (1981). *The prediction of river water temperatures / Prédiction des températures des eaux de rivière*. *Hydrological Sciences Bulletin*, 26(1), 19–32. <https://doi.org/10.1080/02626668109490859>

Strahler, A. (1957). *Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology*. *Transactions, American Geophysical Union*, 38, 913-920.

Tagliari, L., Gehling, G., Wohlmuth da Silva, S. (2024). *Water quality index applied to an urban stream located in Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil*. *Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade*. 11. 1-25. 10.15210/rbes.v11i.26226.

Teixeira de Mello, F., Sierra, P., Moi, D.A. et al. (2024). *Effects of urbanization and accessibility to sanitation services on water quality in urban streams in Uruguay*. *Environ Monit Assess* 196, 185. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12365-z>

Tong, L., Karim, M., Yusoff, F. M., Aris, A. Z., Abdullah, A. F., Liu, F., Li, D., & Puvanasundram, P. (2024). *A Study on the Characteristics of Nitrification and Denitrification of Three Small*

Watersheds During the Wet and Dry Seasons with Various Sources of Pollution: A Case Study of the Jinjing Basin. Agriculture, 14(12), 2330. <https://doi.org/10.3390/agriculture14122330>

Torremorell, A. M., Hegoburu, C., Brandimarte, A. L., Rodrigues, E. H. C., Pompeo, M. L., Cardoso da Silva, S., Moschini-Carlos, V., Caputo, L., Fierro, P., Mojica, J. I., Pantoja Matta, Á. L., Donato, J. C., Jiménez-Pardo, P., Molinero, J., Ríos-Touma, B., Goyenola, G., Iglesias, C., López-Rodríguez, A., Meerhoff, M., ... Pacheco, J. P. (2021). *Current and future threats for ecological quality management of South American freshwater ecosystems*. *Inland Waters*, 11(2), 125–140. <https://doi.org/10.1080/20442041.2021.1897203>

Tundisi, J.G., & Tundisi, T.M. (2011). *Limnology* (1st ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11386>

USEPA. (1990). *Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts*. SW-846 Method 3015. USEPA. Washington, D.C.

Valderrama, J.C. (1981). *The simultaneous analysis of total N and P in natural waters*. *Marine Chemistry* 10: 109–122

Varol, M. (2020). *Use of water quality index and multivariate statistical methods for the evaluation of water quality of a stream affected by multiple stressors: a case study*. *Environmental Pollution*, 115417. doi:10.1016/j.envpol.2020.115417

Vincent, A.E.S., Tank, J.L. & Mahl, U.H. (2025) *Seasonal patterns in sediment nitrification rates and their linkages to ammonium cycling in three agricultural streams*. *Biogeochemistry* 168, 13 (2025). <https://doi.org/10.1007/s10533-024-01196-2>

Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). *The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure*. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706–723. doi:10.1899/04-028.1

Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., & Gatti, R. (1997). *Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams*. *Fisheries*, 22(6), 6–12. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1997\)022<0006:IOWL>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1997)022<0006:IOWL>2.0.CO;2)

Wantzen, K. M., & Mol, J. H. (2013). *Soil erosion from agriculture and mining: A threat to tropical stream ecosystems*. *Agriculture*, 3(4), 660–683. <https://doi.org/10.3390/agriculture3040660>

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems* . Gulf Professional Publishing. ISBN: 0127447601, 9780127447605.

Zhao, L., Chen, J., Shen, G., Zhou, Y., Zhang, X., Zhou, Y., Yu, Z., & Ma, J. (2025). *Dissimilatory nitrate reduction to ammonia in the natural environment and wastewater treatment facilities: A comprehensive review*. *Environmental Technology & Innovation*, 37, 104011. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.104011>

ANEXO



Figura 1. Sitio de muestreo E1 ($-34,46676587^{\circ}$ S, $-54,31082121^{\circ}$ O) en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.



Figura 2. Sitio de muestreo E2 ($-34,4738186506^{\circ}$ S, $-54,3197953794^{\circ}$ O) en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.



Figura 3. Sitio de muestreo E3 ($-34,484911006^{\circ}$ S , $-54,316970012^{\circ}$ O) en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.



Figura 4. Sitio de muestreo E4 ($-34,4908802192^{\circ}$ S , $-54,306319651^{\circ}$ O) en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.



Figura 5. Sitio de muestreo E5 ($-34,5147146^{\circ}$ S, $-54,289436^{\circ}$ O) en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.



Figura 6. Sitio de muestreo E6 ($-34,5101972^{\circ}$ S, $-54,2698266^{\circ}$ O) en la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

Tabla I. Listado de especies bentónicas registradas en tres sitios de la Cañada del Ejido (Rocha), en mayo de 2024.

Especie	E1	E2	E5	Observaciones
Tubificidae: cf <i>Limnodrilus sp.</i>	71	528	0	Se clasifica como Tubificidae y se considera <i>Limnodrilus sp.</i> por clasificaciones anteriores de este mismo sitio (Rodríguez-Gallego et al. (2010)).
<i>Pisidium sp.</i>	8	0	0	
Larva Elmidae (morpho I)	1	0	0	Cabeza y cola redondeadas (Figura I.a)
Larva Elmidae (morpho II)	1	0	0	Cabeza ovalada, cola en punta (Figura I.b)
<i>Heleobia sp.</i>	15	0	0	
<i>Pomacea sp.</i>	5	1	0	
<i>Aegla sp.</i>	2	3	0	
Anélido (morpho I)	1	0	0	(Figura III.a)
Anélido (morpho II)	0	0	3	(Figura III.b)
<i>Hyalella curvispina</i>	0	5	21	
Larva Diptera (morpho I)	1	0	0	Tentáculos en la parte trasera (Figura II.a)
Larva Diptera (morpho II)	0	1	0	(Figura II.b)
Platyhelminthe	0	1	0	

Palaemonidae: <i>cf. Macrobrachium sp.</i>	0	0	1	
Hirudinea: <i>cf. Helobdella sp.</i> (morpho I)	0	1	0	Se considera <i>Helobdella sp.</i> por clasificaciones anteriores en este sitio (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> (2010)). (Figura IV.a)
Hirudinea: <i>cf. Helobdella sp.</i> (morpho II)	0	0	1	Se considera <i>Helobdella sp.</i> por clasificaciones anteriores en este sitio (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> (2010)). En cuanto a pigmentos es blanca y lisa. De forma redonda (Figura IV.b)
Hirudinea: <i>cf. Helobdella sp.</i> (morpho III)	0	0	1	Se considera <i>Helobdella sp.</i> por clasificaciones anteriores en este sitio (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> (2010)). En cuanto al pigmento presenta pintitas en zona dorsal (Figura IV.c)
Hirudinea: <i>cf. Helobdella sp.</i> (morpho IV)	0	0	2	Se considera <i>Helobdella sp.</i> por clasificaciones anteriores en este sitio (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> (2010)). Patrón de pintas uniformemente dispersos (Figura IV.d)
Hirudinea: <i>cf. Helobdella sp.</i> (morpho V)	0	0	2	Se considera <i>Helobdella sp.</i> por clasificaciones anteriores en este sitio (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> (2010)). Patrón de pintas (Figura IV.e)
Hirudinea: <i>cf. Helobdella sp.</i> (morpho VI)	0	0	5	Se considera <i>Helobdella sp.</i> por clasificaciones anteriores en este sitio (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> (2010)). Mayor pigmentación (Figura IV.f)
Hirudinea: <i>cf. Helobdella sp.</i> (morpho VII)	0	0	4	Se considera <i>Helobdella sp.</i> por clasificaciones anteriores en este sitio (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> (2010)). (Figura IV.g)
Hirudinea: <i>cf. Helobdella sp.</i> (morpho VIII)	0	0	3	Se considera <i>Helobdella sp.</i> por clasificaciones anteriores en este sitio (Rodríguez-Gallego <i>et al.</i> (2010)). (Figura IV.h)



Figura I. Larvas de la familia Elmidae (a) morpho I y (b) morpho II.

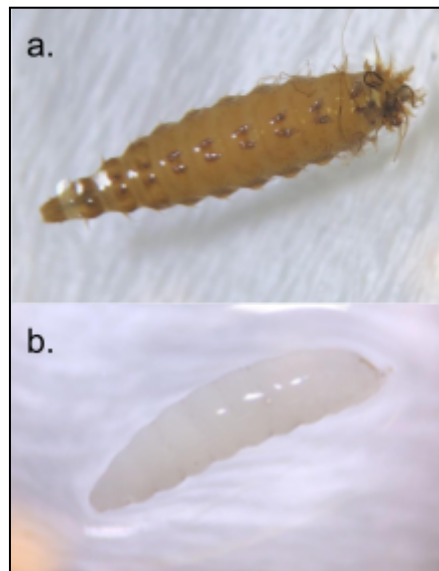


Figura II. Larvas del orden Díptera (a) morpho I y (b) morpho II.

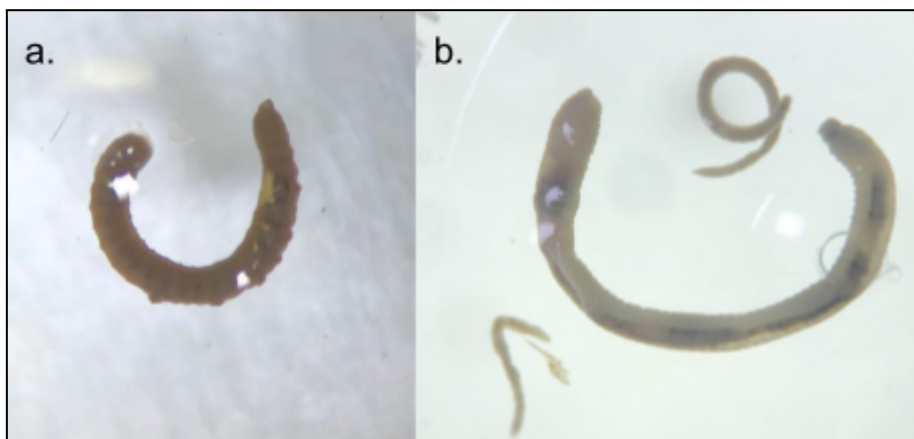


Figura III. Anélidos (a) morpho I y (b) morpho II.



Figura IV. Hirudíneas (a) morpho I, (b) morpho II, (c) morpho III, (d) morpho IV, (e) morpho V, (f) morpho VI, (g) morpho VII y (h) morpho VIII.

Tabla II. Antecedentes limnológicos y de calidad de agua de la Cañada del Ejido, Rocha, en distintas fechas entre 2009 - 2023.

Cita	Fecha	Sitio	n	pH	K (mS/cm)	SS (mg/l)	MO (%)	NH4 (ug/L)	NO2 (ug/L)	NO3 (ug/L)	NT (ug/L)	PO4 (ug/L)	PT (ug/L)	DBO (mgO ₂ /L)	Coliformes fecales (UFC 100/mL)	OD (mgO ₂ /L)
Rodríguez-Gallego et al. (2010)	05.02.09	E1	3	7.40 ± 0.00	0.17 ± 0.00	43.33 ± 10.03	N/A	30.00 ± 13.23	N/A	N/A	1028.90 ± 134.67	43.30 ± 2.34	84.73 ± 15.03	3.00 ± 0.00	230.00 ± 17.32	5.40 ± 0.10
	05.02.09	E2	3	7.47 ± 0.06	0.20 ± 0.02	42.92 ± 4.73	N/A	68.33 ± 37.86	N/A	N/A	1246.47 ± 250.01	142.93 ± 7.31	166.97 ± 59.35	4.00 ± 0.00	9333.33 ± 1527.53	4.27 ± 0.12
	05.02.09	E3	3	7.33 ± 0.06	0.27 ± 0.00	62.08 ± 24.82	N/A	145.00 ± 32.79	N/A	N/A	1505.57 ± 189.27	284.77 ± 26.61	201.53 ± 53.92	3.00 ± 0.00	4433.33 ± 3156.47	5.50 ± 0.26
	05.02.09	E4	3	7.00 ± 0.00	0.26 ± 0.00	41.03 ± 6.45	N/A	601.67 ± 152.18	N/A	N/A	2063.33 ± 156.33	534.97 ± 33.88	315.73 ± 66.31	3.00 ± 0.00	1400.00 ± 173.21	2.60 ± 0.17
	05.02.09	E5	3	6.70 ± 0.10	0.18 ± 0.01	38.57 ± 7.56	N/A	135.00 ± 5.00	N/A	N/A	1449.23 ± 103.91	492.27 ± 2.12	342.83 ± 20.10	3.00 ± 0.00	220.00 ± 26.46	2.23 ± 0.15
	12.11.08	E1	3	7.33 ± 0.06	0.40 ± 0.31	49.95 ± 7.04	N/A	18.33 ± 10.41	N/A	N/A	992.77 ± 186.54	16.40 ± 2.49	56.07 ± 15.59	3.00 ± 0.00	400.00 ± 36.06	4.60 ± 3.29
	12.11.08	E2	3	7.50 ± 0.00	0.65 ± 0.10	25.42 ± 17.69	N/A	1100.00 ± 113.58	N/A	N/A	2690.30 ± 128.57	220.50 ± 12.05	689.77 ± 36.90	4.33 ± 0.58	10000.00 ± 12124.77	0.93 ± 0.55
	12.11.08	E3	3	7.40 ± 0.10	0.56 ± 0.02	15.50 ± 3.97	N/A	333.33 ± 5.77	N/A	N/A	1232.83 ± 26.62	140.67 ± 9.03	650.9 ± 255.84	3.00 ± 0.00	1100.00 ± 100.00	1.30 ± 0.17
	12.11.08	E4	3	7.30 ± 0.00	0.53 ± 0.15	19.33 ± 2.81	N/A	2633.33 ± 125.83	N/A	N/A	4538.40 ± 330.08	304.57 ± 17.41	1075.73 ± 43.36	3.67 ± 0.58	600.00 ± 100.00	2.13 ± 2.25
	12.11.08	E5	3	7.30 ± 0.00	0.37 ± 0.01	9.67 ± 1.53	N/A	66.67 ± 37.86	N/A	N/A	1291.77 ± 1564.83	203.13 ± 10.34	798.87 ± 236.20	3.00 ± 0.00	113.33 ± 11.55	3.85 ± 0.35
(CURE, 2023a)	15.03.23	E6	1	6,62	0,565	55	43,6	1024,8	316,2	181,1	3451,7	1904,6	2554,1	NA	NA	0,33
(CURE, 2023b)	29.03.23	E3	1	NA	NA	7,6	63,2	350	340	190	1500	400	500	NA	NA	NA
(CURE, 2023b)	29.03.23	E4	1	NA	NA	32,5	74,4	22800	50	260	24800	2700	4500	NA	NA	NA

Tabla III. Estudios sobre calidad de agua en relación a la urbanización en Uruguay.

Autor	Título	Sitio/ Cursos	Variables analizadas	Diseño/ duración	Índice	Principales hallazgos
Teixeira de Mello et al., 2024	Effects of urbanization and accessibility to sanitation services on water quality in urban streams in Uruguay.	Varios arroyos urbanos de Uruguay	Variables fisicoquímicas, variables territoriales (urbanización, pavimento, población sin saneamiento, áreas verdes), gradiente de precipitación	Diseño espacial multicuentas	Modelos (RF) e indicadores	La urbanización y la falta de saneamiento degradan la calidad del agua Relación no lineal con umbrales de intensidad urbana debido a descargas puntuales Saneamiento y áreas verdes mitigan impactos.
Alvareda et al., 2020	Water quality evaluation of two urban streams in Northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient?	A° Ceibal (Paysandú) y A° La Curtiembre (Salto)	Coliformes fecales, PT, NH ₃ , NO ₃ , OD y fisicoquímico	Mensual (12-18 meses)	UWQI	Tramos urbanos con CF muy altos, PT/NH ₃ sobre la norma > 40 % con OD < 5 mg L ⁻¹ y zona hipóxica (~1.5 mg L ⁻¹) aguas abajo: efecto urbano marcado.
González-Pérez, 2021	Evaluación de coliformes termotolerantes y enterococcus como o indicadores de calidad de agua en la cuenca del Arroyo Maldonado	Cuenca A° Maldonado	Coliformes fecales, Enterococcus, T°, pH, K, OD y NH ₃	19 sitios de la cuenca A° Maldonado	Decreto 253/979; modelos GLM	Más contaminación fecal en tramos urbanos y aguas abajo de plantas de tratamiento Enterococcus excede guías más que CF El verano es crítico.
Lescano, 2023	Aporte de nutrientes desde la cuenca a la Laguna de Rocha, Uruguay. Monitoreo, modelado y conocimientos ecológicos locales	A° Rocha (arriba vs abajo ciudad), Las Conchas, La Palma, Embalse La Palma, Laguna de Rocha	OD, K, turbidez, PT, NT, PO ₄ , NID, clorofila-a, coliformes fecales	2016–2020 (múltiples sitios)	Estado trófico / Decreto 253/979	Uso urbano: aguas abajo del A° Rocha con clorofila-a, NID y CF > que aguas arriba y OD < que aguas arriba Subcuentas agrícolas con PT/PO ₄ /NT superiores
Acosta-Nogueira, 2013	Manejo Integrado de Cuencas: uso del suelo y repercusiones en la calidad del agua de la Cañada del Dragón en Montevideo rural	Cañada del Dragón (Montevideo)	Parámetros fisicoquímicos, macroinvertebrados, uso del suelo	Campañas puntuales	-	Uso del suelo intensivo y ausencia de franjas ribereñas → peor calidad La vegetación de borde atenúa impactos.
Barrios & Teixeira de Mello, 2022	Urbanization impacts water quality and the use of microhabitats by fish in subtropical agricultural streams	Urbano/agrícola – Cuenca A° Colorado	Fisicoquímico; diversidad de microhábitats y ensamble de peces	Comparativo	-	En cuencas urbanas hay peor calidad de agua “síndrome arroyo urbano”, microhábitats y ensamblajes de peces más homogéneos respecto a cuencas agrícolas.

Tabla IV. Estudios sobre calidad de agua en relación a la urbanización en la Pampa, Argentina, y en Río Grande do Sul, Brasil.

Autor	Título	Sitio/ Cursos	Variables analizadas	Diseño/ frecuencia/ duración	Indicador	Principales hallazgos
Tagliari & Gehling, 2024.	Water quality index applied to an urban stream located in Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil	Arroyo (urbano) Dilúvio, Porto Alegre, Brasil.	Período entre 2002 y 2012	Temperatura, SST, turbidez, OD, DBO, pH, NT, PT, coliformes fecales	Índice WQI (ANA) contrastado con normativa CONAMA	WQI bajo o muy bajo en casi todas las muestras Parámetros críticos ligados a MO, nutrientes y coliformes fecales de aguas residuales domésticas
Feijoó et al., 1999	Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin	20 arroyos urbanos en Cuenca del Río Luján, la Pampa, Argentina	4 años	Parámetros fisicoquímicos, OD, NID y PRS.	-	Tramos urbanos aumentan coliformes y NH ₄ y baja el OD, nutrientes basales altos; PRS asocia a escorrentía y NO ₃ a aporte freático.
Cochero et al., 2016	An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams	Provincias de Buenos Aires, La Plata y Tandil	Parámetros fisicoquímicos, impermeabilidad de la cuenca, ensambles de macroinvertebrados y diatomeas	Variación entre cuencas	Urban Stream Habitat Index (USHI) para arroyos urbanos de llanura pampeana. Integra 11 métricas	La urbanización (canalización/dragado, pavimentación, estructuras, exóticas, basura) degrada el hábitat: el USHI baja con % superficie impermeable, COD y nutrientes (conductividad, NID, PRS) y sube con OD/pH 41 % de tramos con mala a muy mala calidad