



Macroinvertebrados de ríos serranos semiáridos de San Luis (Argentina): base para la evaluación ecológica

Macroinvertebrates of semi-arid mountain rivers of San Luis (Argentina): basis for ecological assessment

Cynthia G. Ortiz^{1*}; Cesar Almeida²; Daniel A. Dos Santos³;
Mariana B. Jofré^{1,2}

¹ Área de Biología, Departamento de Biología, Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional de San Luis.

² Instituto de Química San Luis (INQUISAL) CONICET-FQByF. UNSL.

³ Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN) CONICET-UNT.

* Autor de correspondencia: <cintiaortiz83@gmail.com>

Resumen

Los sistemas fluviales de regiones áridas y semiáridas están sometidos a estrés hídrico debido a la variabilidad de precipitaciones, eventos extremos y presión antrópica. Este estudio tuvo como objetivo caracterizar la composición de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en arroyos serranos de San Luis, Argentina, para establecer una comunidad de referencia que sirva de base para el desarrollo de un índice biológico adaptado a ecosistemas áridos y semiáridos. Se muestrearon cinco ríos en períodos de aguas altas y bajas, en sitios clasificados como de referencia o perturbados, según nivel de impacto, parámetros fisicoquímicos y evaluación ecológica. La selección de sitios de referencia se realizó mediante el protocolo CERA, complementado con variables fisicoquímicas (pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, DBO5, turbidez, nitratos y fosfatos) integradas en el índice ISQA. Los macroinvertebrados se recolectaron con redes tipo D y Surber, totalizando 86 muestras identificadas a nivel de familia. Se calcularon métricas de diversidad y el índice IBSSL. Los sitios de referencia presentaron altos valores de CERA (94–100), buena calidad de agua según ISQA y escaso impacto según IBSSL, junto con mayor riqueza y diversidad que los perturbados. El análisis discriminante diferenció claramente ambos tipos de sitios y

► Ref. bibliográfica: Ortiz, C. G.; Almeida, C.; Dos Santos, D. A.; Jofré, M. B. 2025. "Macroinvertebrados de ríos serranos semiáridos de San Luis (Argentina): base para la evaluación ecológica". *Acta Zoológica Lilloana* 69 (2): 837-859. DOI: <https://doi.org/10.30550/j.azl/2261>

► Recibido: 14 de agosto 2025 – Aceptado: 26 de septiembre 2025.

► URL de la revista: <http://actazoologica.lillo.org.ar>

► Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución – No Comercial – Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.



destacó a familias de Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera como indicadores clave. La comunidad de referencia definida en este estudio representa una herramienta fundamental para el desarrollo futuro de índices bióticos adaptados a regiones semiáridas, con potencial para optimizar programas de monitoreo, manejo y conservación de ecosistemas fluviales de las serranías pampeanas.

Palabras clave: Bentos, sistemas lóticos, Sierras Pampeanas, Espinal, bioindicadores.

Abstract

River systems in arid and semi-arid regions are subject to hydrological stress due to precipitation variability, extreme events, and increasing anthropogenic pressure. This study aimed to characterize the composition of benthic macroinvertebrate assemblages in mountain streams of San Luis, Argentina, to establish a reference community as the basis for developing a biological index adapted to arid and semi-arid ecosystems. Five rivers were sampled during high- and low-flow periods at sites classified as reference or impaired, according to impact level, physicochemical parameters, and ecological assessment. Reference sites were selected using the CERA protocol, complemented by physicochemical variables (pH, conductivity, temperature, dissolved oxygen, BOD5, turbidity, nitrates, and phosphates) integrated into the ISQA index. Macroinvertebrates were collected using D-frame and Surber nets, totaling 86 samples identified to family level. Diversity metrics and the IBSSL index were calculated. Reference sites showed high CERA scores (94–100), good water quality according to ISQA, and low impact based on IBSSL, along with greater richness and diversity compared to impaired sites. Discriminant analysis clearly separated both site types and highlighted families from Ephemeroptera, Trichoptera, and Diptera as key ecological indicators. The reference community defined in this study provides a solid foundation for developing future bioindicator tools tailored to semi-arid regions, with potential applications in monitoring, management, and conservation programs for fluvial ecosystems in the Pampean mountain ranges.

Keywords: Benthos, lotic systems, Sierras Pampeanas, Espinal, bioindicators.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático está alterando drásticamente los ecosistemas acuáticos, afectando la disponibilidad y calidad del agua debido al aumento de la temperatura, la variabilidad en los patrones de precipitación y la intensificación de eventos extremos como sequías e inundaciones (Agencia Europea de Medio Ambiente 2018). Estos cambios afectan en particular a los sistemas fluviales de regiones semiáridas, las que están sometidas a estrés hídrico y son afectadas, a su vez, por el desarrollo industrial y el crecimiento poblacional, generando una sobreexplotación que compromete su estructura y función (Setia et al. 2020). Además, la contaminación orgánica e inorgánica, la regulación de cauces y la invasión de especies exóticas se suman a la crisis climática, amenazando la estabilidad de los ecosistemas acuáticos y acelerando la pérdida de biodiversidad (Gómez et al. 2020). En respuesta a esta problemática, se han desarrollado metodologías de evaluación basadas en índices químicos y biológicos. Los primeros permiten estimar la calidad del agua mediante variables fisicoquímicas y ofrecen una visión integrada y cuantitativa del estado hídrico, aunque su interpretación puede resultar incompleta si se utilizan de forma aislada (Samboni Ruiz et al. 2007; Pozo y Elosegui 2009). Por otro lado, los índices biológicos incorporan la respuesta de las comunidades acuáticas a alteraciones ambientales, ofreciendo una evaluación más holística y sensible a cambios de calidad del agua (Bonada et al. 2006; Hering et al. 2006; Domínguez et al. 2022).

Por su parte, para implementar un sistema de monitoreo eficaz, es imprescindible realizar un análisis inicial de la cuenca, establecer un conjunto robusto de datos de referencia y llevar a cabo un monitoreo sistemático. En este sentido y debido a la dinámica intrínseca de las comunidades acuáticas, resulta necesario definir condiciones de referencia para aislar los efectos del manejo humano, y establecer comunidades biológicas que puedan distinguir las perturbaciones reales de la variabilidad natural (Kondolf y Micheli 1995; Follstad Shah et al. 2007; Hogle et al. 2015).

Los ensambles de macroinvertebrados son uno de los grupos más utilizados para el desarrollo de índices biológicos por sus características, como una amplia distribución geográfica, su carácter sedentario, la variedad de hábitats que ocupan, su diversidad taxonómica y abundancia. Además, su amplio rango de respuestas ante las perturbaciones permite observar los efectos de la contaminación a lo largo del tiempo, con métodos de muestreo sencillos y de bajo costo (Springer 2010). En Argentina se han realizado adaptaciones locales de estos índices bióticos en función de las características regionales específicas, tales como las propuestas por Domínguez y Fernández (1998), Rodrigues Capítulo (1999), Miserendino y Pizzolon (1999), Hankel et al. (2018) y Molineri et al. (2020), entre otros.

Por su parte, en la provincia de San Luis se desarrolló un índice a partir de la adaptación de metodologías previas (Ghetti 1986; Verneaux and Tuffery, 1967), denominado Índice Biótico para las Sierras de San Luis (IBSSL) (Vallania et al. 1996). Este índice se basa en el uso de Unidades Sistemáticas (U.S.), a partir de las cuales se construyó una tabla estándar adecuada a las condiciones regionales. En su diseño, se otorga un peso particular a los grupos zoológicos más sensibles a la contaminación, que además sirven como referencia principal para el cálculo del índice: los efemerópteros, plecópteros y tricópteros. Al mismo tiempo, las guías metodológicas para construir índices multimétricos recomiendan combinar métricas de composición, tolerancia y estructura comunitaria y validar el producto mediante análisis multivariado y pruebas de discriminación.

La falta de acciones concretas frente a los problemas relacionados con la calidad del agua supone una amenaza para la salud de las personas, de la economía y de los ecosistemas (Damania et al. 2019). Tomando en consideración los desafíos ambientales actuales y las metas planteadas por la Agenda 2030 de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), se reconoce la importancia crucial del agua para lograr los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) 2030. En este contexto, se hace necesaria la revisión, integración y actualización de indicadores biológicos que permitan evaluar la calidad ecológica de ríos sometidos a condiciones extremas, como alta evaporación y escasez de cuerpos de agua permanentes, especialmente en regiones serranas.

Esta necesidad se vincula directamente con el ODS 6 “Agua limpia y saneamiento”, particularmente con la meta 6.3 sobre calidad del agua y uso de indicadores biológicos, y la meta 6.6 sobre protección de ecosistemas acuáticos. En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo tipificar la composición de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de la provincia de San Luis, con el propósito de diseñar un modelo de referencia para el desarrollo futuro de un índice biológico adaptado a los ecosistemas áridos y semiáridos de serranías pampeanas del cinturón templado. En este sentido, esta información resulta esencial para establecer una base operativa para la adaptación del índice *Percent Model Affinity* (PMA) de Novak y Bode (1992) aplicable a sistemas serranos semiáridos, enfatizando su potencial utilidad para programas de monitoreo regional y gestión de cuencas. Esta propuesta busca ofrecer un marco metodológico replicable y validable en otras cuencas y la formulación de estrategias de manejo sustentable la participación informada de las comunidades locales, en línea con la meta 6.b del ODS 6.

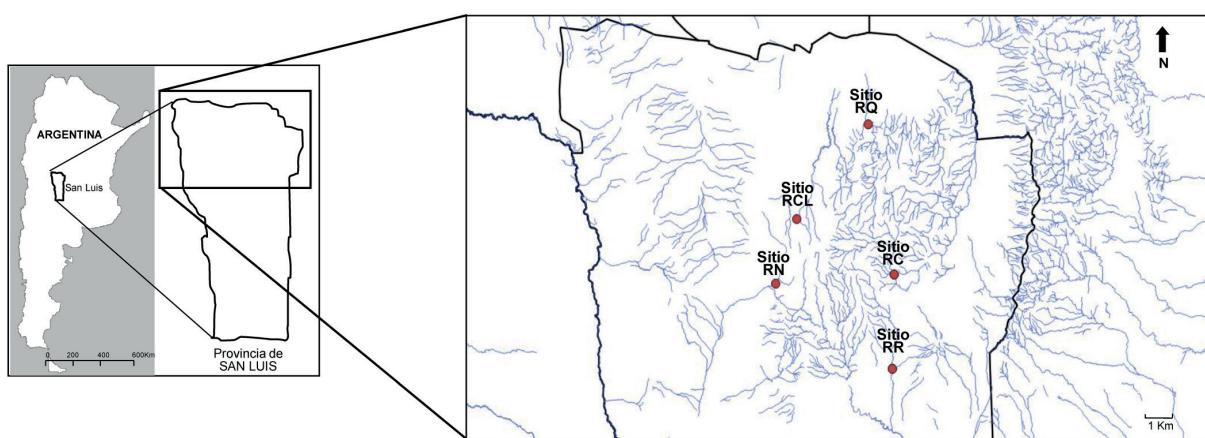


Figura 1. Sitios de estudio: Quines (Río Quines); San Francisco (Río Claro); Nogolí (Río Nogolí); Valle del Conlara (Río Conlara) y La Toma (Río Rosario).

Figure 1. Study sites: Quines (Quines River); San Francisco (Claro River); Nogolí (Nogolí River); Conlara Valley (Conlara River) and La Toma (Rosario River).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

La provincia de San Luis se encuentra ubicada en el centro-oeste de la República Argentina, dentro de la región conocida como Nuevo Cuyo, y se extiende entre los paralelos 31°50' y 36° de latitud sur, y los meridianos 64°55' y 67°15' de longitud oeste. Los sitios de estudio se localizaron en la región norte de la provincia, en las siguientes localidades y cursos de agua: Quines (río Quines), San Francisco (río Claro), Nogolí (río Nogolí), Valle del Conlara (río Conlara) y La Toma (río Rosario) (Fig. 1). Los sitios se ubican en las Ecorregión del Chaco Seco: Subregión Árida y Serrana.

Diseño de muestreo

Cada río fue muestreado durante los meses de abril (correspondiente al período de aguas altas) y octubre (período de aguas bajas) de los años 2021 y 2022, en puntos considerados de referencia, seleccionados por presentar un bajo nivel de impacto antrópico, según observaciones *in situ* y características del entorno. En octubre de 2024, se llevó a cabo un muestreo complementario en cada sistema, esta vez en puntos ubicados aguas abajo de los sitios de referencia previamente estudiados, seleccionados por presentar evidencias de impacto ambiental. La identificación de estos sitios impactados se basó en observaciones de campo complementadas con el análisis de imágenes satelitales. El análisis del ordenamiento composicional de los ensambles permitió identificar patrones estructurales de los bentos asociados tanto al régimen hidrológico como a la localización respecto de las fuentes de presión antrópica.

Caracterización ambiental de sitios de referencia

Para verificar que los sitios seleccionados cumplían con las condiciones necesarias para ser considerados como sitios de referencia, se aplicaron herramientas complementarias de evaluación ambiental. En primer lugar, se utilizó el protocolo de Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERA) (Acosta 2009), acompañado por el análisis de variables físico-químicas y el cálculo del Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISQA).

El índice ISQA constituye una herramienta práctica para la evaluación rápida de la calidad del agua. Este índice integra indicadores clave como temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, demanda química de oxígeno y sólidos totales disueltos. Su diseño permite obtener resultados eficientes con bajo requerimiento de tiempo y recursos, lo cual lo hace especialmente útil en muestreos de campo con múltiples puntos de observación (Pérez *et al.* 2018).

El protocolo CERA, cuyos valores oscilan entre 24 y 120 puntos, permite una caracterización integral de los ecosistemas lóticos en cuatro niveles: cuenca, tramo hidrológico, lecho y río. El CERA considera una amplia gama de impactos (actividades agrícolas, ganaderas y mineras, presencia de especies exóticas, canalización del cauce, presas o derivación de agua) que son evaluados en su escala espacial correspondiente, permitiendo un diagnóstico ambiental holístico. Para que un sitio pueda ser considerado como referencia, debe alcanzar una puntuación global igual o superior a 100, y no obtener menos de 20 puntos en ninguno de los apartados. El protocolo, previamente implementado en la península Ibérica, Bolivia, Ecuador y Perú, fue adaptado para su aplicación en ríos serranos de San Luis, mediante la modificación del primer apartado correspondiente al nivel de cuenca (Tabla 1).

Variables físico-químicas

En cada sitio de muestreo se registraron *in situ* las siguientes variables físico-químicas mediante el uso de sensores portátiles: pH, conductividad eléctrica (Cond, $\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos totales disueltos (STD, mg/L), sólidos en suspensión (SST, mg/L) y temperatura del agua (T, $^{\circ}\text{C}$). Además, se tomaron muestras de agua en cada río de referencia durante ambos períodos hidrológicos (aguas altas y bajas), así como en los sitios considerados perturbados, ubicados aguas abajo. En total, se recolectaron 25 muestras, las cuales fueron transportadas al laboratorio en condiciones controladas y refrigeradas a $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su análisis. En el laboratorio, las muestras fueron procesadas según los protocolos establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), determinándose las siguientes variables: demanda bioquímica de oxígeno a 5 días (DBO₅, $\text{mg}/\text{L O}_2$), turbidez (Turb, NTU), oxígeno disuelto (OD, $\text{mg}/\text{L O}_2$), materia orgánica (MO, $\text{mg}/\text{L O}_2$) y concentraciones de nitrato (NO_3^- , mg/L) y fosfato (PO_4^{3-} , mg/L).

Tabla 1. Índice aditivo CERA (tomado de Acosta et al. 2009, acrónimo de Condiciones de Referencia en Ríos Andinos) aplicado en el área de estudio. Se adaptó al contexto local lo correspondiente a especies exóticas riparias dentro del primer ítem del apartado 1 resuelto a nivel de “Cuenca”. Dicha selección de especies se basa en estudios sobre calidad de ribera en urbanos de la provincia (Ortiz, 2017; Ortiz et al. 2024).

Table 1. The CERA additive index (taken from Acosta et al. 2009, acronym for Reference Conditions in Andean Rivers) applied in the study area. The information on exotic riparian species was adapted to the local context within the first item of section 1, resolved at the “Basin” level. This species selection is based on studies on riparian quality in urban areas of the province (Ortiz, 2017; Ortiz et al. 2024).

Apartado	Indicador	Poco	Medio	Mucho
	CUENCA			
1.1	Cobertura de especies introducidas” se modificó utilizando las especies: <i>Salix</i> sp. (mimbre); <i>Eucalyptus</i> sp.; <i>Populus</i> sp. <i>Ulmus</i> sp.; <i>Cynodon dactylon</i> ; <i>Sorghum halepense</i> .	5	3	1
1.2	Porcentaje de cobertura en pastos artificiales	5	3	1
1.3	Porcentaje de cobertura en usos urbanos	5	3	1
1.4	Ausencia de vegetación autóctona	5	3	1
1.5	Explotaciones mineras	5	3	1
1.6	Explotaciones ganaderas intensivas	5	3	1
	HIDROLOGÍA			
2.1	Presencia de grandes presas aguas arriba del lugar	5	3	1
2.2	Derivaciones de agua para hidroeléctricas azudes < 10m	5	3	1
2.3	Trasvases a otras cuencas o desde otras cuencas	5	3	1
2.4	Derivaciones para usos en agricultura y ganadería	5	3	1
2.5	Derivaciones para uso en minería	5	3	1
2.6	Derivaciones para uso urbano (usos domésticos e industriales)	5	3	1
	TRAMO (incluye ribera y zona inundable)			
3.1	Canalización del río por infraestructuras rígidas (escolleras, etc.)	5	3	1
3.2	Canalización del río por terraplenes	5	3	1
3.3	Presencia de cultivos leñosos y pastos en la llanura de inundación	5	3	1
3.4	Infraestructuras laterales (carreteras, construcciones, etc)	5	3	1
3.5	Falta de cobertura de la zona de ribera (arbustivos o arbóreos)	5	3	1
3.6	% Cobertura vegetal por especies introducidas (arbóreas o arbustos)	5	3	1
	LECHOS			
4.1	Sustrato del lecho totalmente artificial (p.e. cemento, escollera...)	5	3	1
4.2	Infraestructuras transversales (p.e. azudes, vados)	5	3	1
4.3	Presencia de emisarios directos al río	5	3	1
4.4	Contaminación orgánica evidente	5	3	1
4.5	Contaminación minera evidente	5	3	1
4.6	Presencia de basuras y escombros (sea en la ribera o en el mismo lecho)	5	3	1

Muestreo y análisis taxonómico de macroinvertebrados bentónicos

Siguiendo los protocolos de Dominguez et al. (2020) y Sermeño Chicas et al. (2010), se seleccionó un tramo de 50 mts del área a estudiar, se identificaron dentro del lecho los tipos de sustrato (predominancia de arena, predominancia de grava, cascajo o rocas), el tipo de flujo (rápido, remanso) o la presencia de vegetación y se utilizaron dos tipos de muestreadores: a) una red con marco D, con apertura de malla de 300 μm mediante un recorrido en zigzag dentro del lecho, siempre desde aguas abajo hacia aguas arriba, removiendo el sustrato con los pies y recolectando el material que se desprende del fondo con la red con un esfuerzo de muestreo estandarizado (cinco minutos) y b) una red Surber, con un área de 0.09 m^2 ubicada en

contracorriente para no alterar las zonas a muestrear, debido a la profundidad del río se tomaron en el centro de la corriente. Las muestras fueron llevadas al laboratorio donde se conservaron en envases apropiados y en alcohol 70% para su posterior identificación taxonómica. Se analizó un total de 86 muestras (2 muestras por sitio por muestreador y período), separando e identificando todos los especímenes hasta nivel de familia, utilizando un microscopio estereoscópico (Arcano ZTX) y claves taxonómicas específicas (Fernández and Domínguez 2001; Merrit and Cummins 1996; Springer 2010; Ottoboni Segura et al. 2011; Molineri et al. 2024).

Análisis de datos y cálculo de índices

Se evaluaron diferencias en las variables fisicoquímicas del agua entre tres condiciones ambientales: sitios de referencia durante aguas altas (AA), referencia durante aguas bajas (AB) y sitios perturbados (P). Para ello, se aplicó un Análisis de la Varianza (ANOVA) de una vía con bloques, considerando la condición como factor fijo y el sitio de muestreo como factor de bloqueo. El tamaño de muestra por celda fue desigual, con dos réplicas por condición en la mayoría de los sitios de referencia y una réplica en los sitios perturbados (n total = 24). Para cada variable se calculó la media, el desvío estándar y se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey (HSD) para determinar diferencias significativas entre niveles de condición, asignando letras distintas a los grupos significativamente diferentes ($p < 0.05$).

Adicionalmente, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) en el entorno estadístico R, con el objetivo de explorar los patrones de variación multivariada entre sitios. Algunas de estas variables fisico-químicas fueron integradas al cálculo del Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISQA), el cual se expresa en una escala de 0 a 100, donde los valores más altos indican mejores condiciones de calidad (López Fernández et al., 1998; Calderón et al., 2023).

La composición de la comunidad de macroinvertebrados se analizó mediante el cálculo de diversos índices unimétricos que permiten describir atributos de riqueza, diversidad y estructura comunitaria. Se incluyeron los siguientes índices: Riqueza (S), Abundancia total (A), Diversidad de Shannon-Weaver (H'), Índice de dominancia (D), Índice de Simpson ($1/D$), Equitatividad (Evenness, $e^{-H/S}$), Índice de Brillouin (H_B), Índice de Menhinick (DMn), Índice de Margalef (DMg), Equitatividad de Pielou (J), Fisher's alpha (α), Índice de Berger-Parker (d-BP) y Riqueza estimada de Chao-1. Asimismo, se calculó para cada sitio el Índice Biótico para las Sierras de San Luis (IBSSL), propuesto por Vallania et al. (1996), adaptado a las características ecológicas de la región. Tanto los índices unimétricos como el índice biótico fueron incluidos en un segundo ACP con el fin de identificar patrones en la estructura de las comunidades entre los diferentes tipos de sitios.

Finalmente, con el objetivo de evaluar la capacidad de diferenciación entre los sitios de referencia (en ambos períodos hidrológicos: aguas altas y bajas) y los sitios considerados perturbados, se aplicó un Análisis Discriminante Lineal (LDA). Dado que las abundancias de macroinvertebrados fueron obtenidas mediante distintos métodos de muestreo (red D y Surber), se implementó un procedimiento de normalización probabilística para unificar la información y evitar el uso de abundancias absolutas o relativas (porcentajes), las cuales no serían directamente comparables entre sí. La estrategia consistió en estimar, para cada taxón en cada unidad de análisis (sitio y período), la probabilidad de ocurrencia al menos una vez en una muestra teórica de tamaño fijo, correspondiente a la abundancia promedio total registrada en dicha unidad. Este valor se calculó como el complemento de la probabilidad de obtener cero individuos del taxón, utilizando la distribución hipergeométrica mediante la función *dhyper* en R. Este enfoque permitió transformar la matriz original de abundancias absolutas en una matriz de probabilidades de ocurrencia, homogénea y comparable entre todos los sitios, preservando la estructura composicional sin introducir sesgos derivados del tamaño muestral ni de las asimetrías en la distribución de los conteos, donde la presencia de taxones muy dominantes —frecuente en comunidades bentónicas— puede enmascarar la señal de los grupos menos abundantes, especialmente cuando la técnica de muestreo influye en su detección. La matriz resultante fue utilizada como insumo para el análisis discriminante, permitiendo identificar con mayor robustez los patrones de diferenciación entre condiciones de referencia y perturbadas en los sistemas fluviales estudiados.

RESULTADOS

La aplicación del protocolo CERA permitió clasificar a los sitios de referencia como conservados, con puntuaciones entre 100 y 104 puntos, mientras que los sitios considerados perturbados obtuvieron valores más bajos, que oscilaron entre 74 y 90 puntos (Tabla 2). Por su parte, el Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISQA) indicó que los sitios de referencia se ubicaron en un rango que va desde aguas no contaminadas hasta medianamente contaminadas, en tanto que los sitios perturbados fueron caracterizados por condiciones de contaminación moderada a muy alta (Tabla 3).

Tabla 2. Valores del índice CERA para los sitios de estudio (Ref: referencia y P: perturbado).**Table 2.** CERA index values for the study sites (Ref.: reference and P: disturbed).

Valor de índice	Sitio	Estado
100	Río Quines (Ref)	Conservado / de referencia
74	Río Quines (P)	Perturbado
100	Río Conlara (Ref)	Conservado / de referencia
90	Río Conlara (P)	Perturbado
104	Río Rosario (Ref)	Conservado / de referencia
82	Río Rosario (P)	Perturbado
104	Río Nogolí (Ref)	Conservado / de referencia
94	Río Nogolí (P)	Perturbado
100	Río Quines (Ref)	Conservado / de referencia
74	Río Quines (Ref)	Perturbado
100	Río Claro (Ref)	Conservado / de referencia
82	Río Claro (P)	Perturbado

Tabla 3. Valores de ISQA en todos los sitios de referencia y perturbados en ambos ciclos hidrológicos (AB: aguas bajas; AA: aguas altas) durante los años 2021, 2022 y 2024.**Table 3.** ISQA values at all reference and disturbed sites in both hydrological cycles (AA: high flow; AB: low-flow) during the years 2021, 2022 and 2024.

Sitios		2021		2022		2024	
		Valor ISQA	Juicio de calidad	Valor ISQA	Juicio de calidad	Valor ISQA	Juicio de calidad
RC	AB	84.99	No Contaminado	100	No Contaminado	43.70	Muy Contaminado
	AA	82.26	Poco Contaminado	75.3	Medianamente Contaminado		
RCp	-	-	-	-	-	54.53	Contaminado
RR	AB	81.64	Poco Contaminado	75.75	Medianamente Contaminado	74.04	Medianamente Contaminado
	AA	75.91	Medianamente Contaminado	71.87	Medianamente Contaminado		
RRp	-	-	-	-	-	61.18	Medianamente Contaminado
RN	AB	91.26	No Contaminado	67.60	Medianamente Contaminado	73.50	Medianamente Contaminado
	AA	86.30	No Contaminado	83.03	Poco Contaminado		
RNp	-	-	-	-	-	61.18	Medianamente Contaminado
RQ	AB	90.47	No Contaminado	86.01	No Contaminado	74.04	Medianamente Contaminado
	AA	88.48	No Contaminado	88.01	No Contaminado		
RQp	-	-	-	-	-	61.18	Medianamente Contaminado
RCI	AB	-	-	90.88	No Contaminado	74.04	Medianamente Contaminado
	AA	83.37	Poco Contaminado	90.00	No Contaminado		
RCIp	-	-	-	-	-	61.18	Medianamente Contaminado

Tabla 4. Resultados del ANOVA de una vía aplicado a variables fisicoquímicas del agua en cinco ríos serranos de San Luis, considerando como factor fijo la condición ambiental (AA = Aguas altas, AB = Aguas bajas, P = Perturbado) y el río como bloque. Para cada variable se presentan la media ± desvío estándar por condición, seguida por letras (test de Tukey, $\alpha = 0.05$). Se incluyen los valores de F, grados de libertad (gl) y valor-p del efecto de condición.

Table 4. Results of one-way ANOVA applied to physicochemical variables of water in five mountain rivers in San Luis, considering environmental condition as a fixed factor (AA = High flow, AB = Low flow, P = Disturbed) and river as a block. For each variable, the mean ± standard deviation by condition is presented, followed by letters (Tukey's test, $\alpha = 0.05$). The F values, degrees of freedom (df), and p -value for the effect of condition are included.

Variable	Sitios de referencia, aguas altas (AA)	Sitios de referencia, aguas bajas (AB)	Sitios perturbados (P)	F (gl condición, gl residuos)	P valor
pH	8,2 (± 0.22) a	8,35 (± 0.3) a	8,27 (± 0.23) a	0,81 (2.17)	0,463
Cond	372,1 (± 150.54) a	419,11 (± 171.99) a	392,4 (± 99.96) a	0,54 (2. 17)	0,592
T	13,24 (± 6.73) a	21,48 (± 3.8) b	27,4 (± 4.16) b	12,37 (2. 17)	0,000
SST	9,95 (± 8.13) a	9,26 (± 7.18) a	13,29 (± 7.23) a	0,55 (2. 17)	0,587
STD	186,2 (± 75.18) a	248,33 (± 128.53) a	197,2 (± 46.49) a	2,07 (2. 17)	0,156
Turb	4,33 (± 3.54) a	4,36 (± 2.93) a	16,86 (± 6.09) b	17,83 (2. 17)	0,000
DBO5	0,8 (± 1.52) a	0,96 (± 0.74) a	5,96 (± 1.64) b	30,32 (2. 17)	0,000
OD	6,96 (± 1.69) a	8,52 (± 1.58) b	4,92 (± 0.72) b	8,12 (2.17)	0,003
PO ₄ ³⁻	0,02 (± 0.01) a	0,02 (± 0) a	0,02 (± 0.02) a	0,46 (2.17)	0,641
NO ₃ ⁻	1,08 (± 0.48) a	0,79 (± 0.52) a	0,9 (± 0.45) a	0,88 (2.17)	0,435
MO	2,13 (± 1.26) a	3,02 (± 1.49) a	15,06 (± 5.78) b	41,45 (2.17)	0,000

El ANOVA reveló diferencias significativas entre condiciones para varias de las variables fisicoquímicas evaluadas. Las variables temperatura, turbidez, DBO₅ y materia orgánica mostraron diferencias significativas entre condiciones ($p < 0.01$), con valores más altos en los sitios perturbados respecto a los sitios de referencia. En contraste, el oxígeno disuelto presentó valores significativamente más bajos en sitios perturbados. No se encontraron diferencias significativas para el pH, sólidos totales en suspensión, PO₄³⁻ ni NO₃⁻. Los resultados se resumen en la Tabla 4, donde se presenta la media y el desvío estándar para cada condición, junto con las letras que indican diferencias estadísticas (Tukey HSD). Algunas variables como la conductividad y los sólidos totales disueltos mostraron diferencias significativas entre los sitios estudiados (mayores en RN respecto de los otros ríos), posiblemente asociadas a particularidades geológicas o de uso del suelo, aunque no se vincularon significativamente con la condición ambiental.

El ACP aplicado sobre las variables físico-químicas estandarizadas (matriz de correlación), permitió explicar el 52.6% de la variabilidad total de los datos. El primer componente (PC1) explicó el 32.2% de la varianza y el segundo componente (PC2) el 22.9% ($n = 25$) (Fig 2a). El gráfico biplot mostró una buena separación entre sitios de referencia y perturbados a lo largo del eje 1.

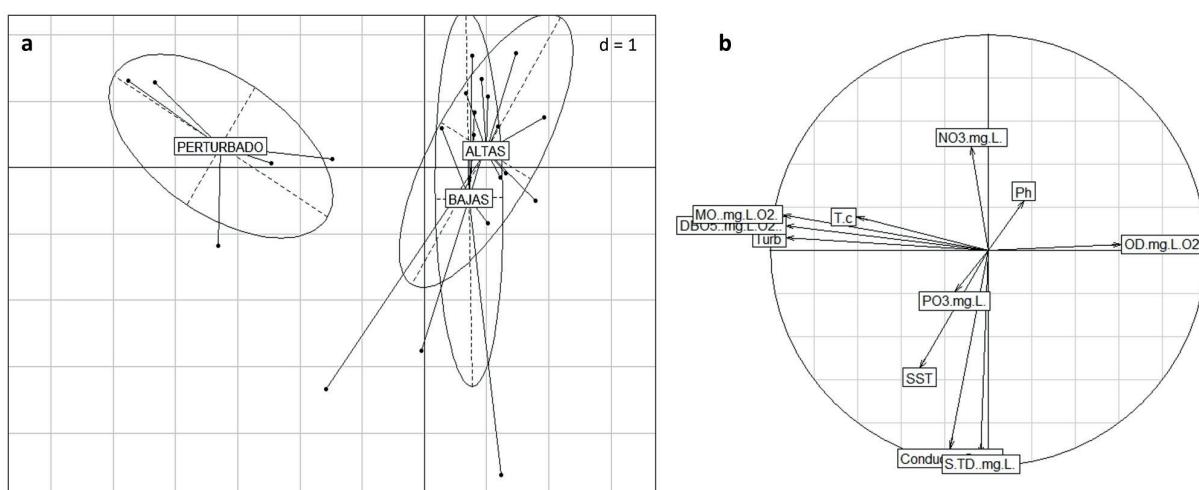


Figura 2. Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en variables físico-químicas estandarizadas para los sitios de muestreo. a) Se muestran los sitios de referencia en ambos períodos hidrológicos (“ALTAS”, “BAJAS” – 2021 y 2022) y los sitios “PERTURBADOS” (2024). Las elipses corresponden a intervalos de confianza al 95 % para cada grupo, representando la dispersión interna y la separación entre condiciones ambientales contrastantes. b) Círculo de correlación de variables fisicoquímicas a partir del análisis de componentes principales (ACP). Se incluyen: pH y temperatura del agua (°C), sólidos en suspensión (SST), fosfato (PO₄³⁻, mg/L), nitrato (NO₃⁻, mg/L), materia orgánica (MO, mg/L O₂), oxígeno disuelto (OD, mg/L O₂), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅, mg/L O₂) y turbidez (NTU). Las posiciones de las variables indican su grado de correlación con los componentes principales y entre sí, permitiendo identificar patrones de co-variación ambiental.

Figure 2. Principal Component Analysis (PCA) based on standardized physicochemical variables for the sampling sites. a) Reference sites are shown for both hydrological periods (“HIGH” and “LOW” – 2021 and 2022), along with “IMPACTED” sites (2024). Ellipses represent 95% confidence intervals for each group, illustrating within-group dispersion and the separation between contrasting environmental conditions. b) Correlation circle of physicochemical variables from the Principal Component Analysis (PCA). Included variables: pH and water temperature (°C), suspended solids (SST), phosphate (PO₄³⁻, mg/L), nitrate (NO₃⁻, mg/L), organic matter (MO, mg/L O₂), dissolved oxygen (DO, mg/L O₂), biochemical oxygen demand (BOD₅, mg/L O₂), and turbidity (NTU). The position of each variable indicates its degree of correlation with the principal components and with other variables, helping to reveal environmental co-variation patterns.

Las elipses de confianza asociadas a los grupos de referencia (aguas altas y aguas bajas) presentaron baja dispersión interna (mayor homogeneidad) y cierta superposición entre períodos hidrológicos, mientras que los sitios perturbados se separaron claramente hacia el dominio negativo del primer componente (primer eje), reflejando una mayor variabilidad ambiental entre ellos. Los coeficientes de correlación (contribuciones o *loadings*) entre las variables y los componentes (Figura 2b) indican que el primer componente se caracteriza por altas cargas negativas de DBO₅ (-0.93), turbidez (-0.93), materia orgánica (-0.94), junto con temperatura del agua (-0.60) y sólidos en suspensión (-0.31), lo cual sugiere condiciones asociadas a impactos físicos y orgánicos.

En el extremo opuesto, presentan cargas positivas el oxígeno disuelto (+0.61) y el pH (+0.16). Por su parte, el segundo componente está determinado principalmente por los valores negativos de conductividad eléctrica (-0.91) y sólidos totales disueltos (-0.95). Los nitratos (+0.47) y fosfatos (-0.19) mostraron menor contribución a la varianza total, con pesos intermedios.

El análisis de la comunidad de macroinvertebrados en los sitios estudiados mostró una riqueza que varió entre 4 y 21 taxones, acumulando un total de 41 taxones en todos los muestreos, con una abundancia total de 11907 individuos. Los sitios con mayor impacto antrópico exhibieron una marcada disminución en la riqueza ($S < 10$), junto con valores bajos en los índices de diversidad de Shannon ($H' < 1.2$) y equitatividad ($J < 0.5$), reflejando un claro empobrecimiento y degradación del hábitat. El ACP, representado mediante el círculo de correlación (Figura 3b), reveló que los índices de diversidad (H'), Simpson inverso ($1/D$), Brillouin ($_H$), Margalef (DMg), alfa de Fisher (α) y el Índice Biótico para las Sierras de San Luis (IBSSL) se agrupan y orientan hacia el dominio negativo del primer componente, evidenciando una alta correlación positiva entre ellos. En el sentido opuesto de ese mismo eje primario, cargan métricas indicadoras de dominancia, como los índices de Berger-Parker (dpb) y dominancia (D). En síntesis, los ensambles con mayor diversidad y sin dominancia marcada de pocos taxones abundantes se posicionan hacia el lado negativo del primer eje. Por otro lado, los índices de equitatividad (J) y (e^H/S) se proyectaron hacia el dominio positivo del segundo componente, en contraposición a la abundancia total. En el espacio multivariado del ACP, los sitios perturbados se ordenaron principalmente en el cuadrante superior derecho, mientras que los sitios preservados, tanto en períodos de aguas altas como bajas, se ubicaron del lado negativo del primer componente, tendiendo hacia el cuadrante opuesto. Esta distribución refleja diferencias en la diversidad de la comunidad en función del grado de perturbación (Fig. 3a).

El LDA reveló una clara agrupación de los sitios en tres categorías: aguas bajas, aguas altas y perturbados. En el biplot resultante (Fig. 4), las flechas representan la correlación de cada familia de macroinvertebrados con los ejes discriminantes (LD1 y LD2), donde la longitud y orientación de las flechas indican la magnitud de su contribución a la discriminación y la dirección en que influyen en la separación de los grupos. El eje LD1 separa los sitios de referencia correspondientes al período de aguas bajas (ubicados a la izquierda) asociados principalmente con familias como Caenidae (-0.47), Leptohyphidae (-0.47), Chironomidae (-0.45), Simuliidae (-0.39), Hydropsychidae (-0.34), Odonata (-0.35) y Baetidae (-0.29). En el extremo opuesto del eje, vinculado a los sitios perturbados (a la derecha), destacan familias como Gastropoda (0.47), Culicidae (0.26), Nematoda (0.26), Hirudinea (0.26), Dytiscidae (0.21) y Elmidae (0.13). El eje LD2 se caracteriza por la fuerte asociación con familias como Empididae (0.40), Leptoceridae (0.23), Limnephilidae (0.29), Ephemeroptera (0.24), Hydrobiosidae (0.20), Coenagrionidae (0.20) y Psychodidae (0.19).

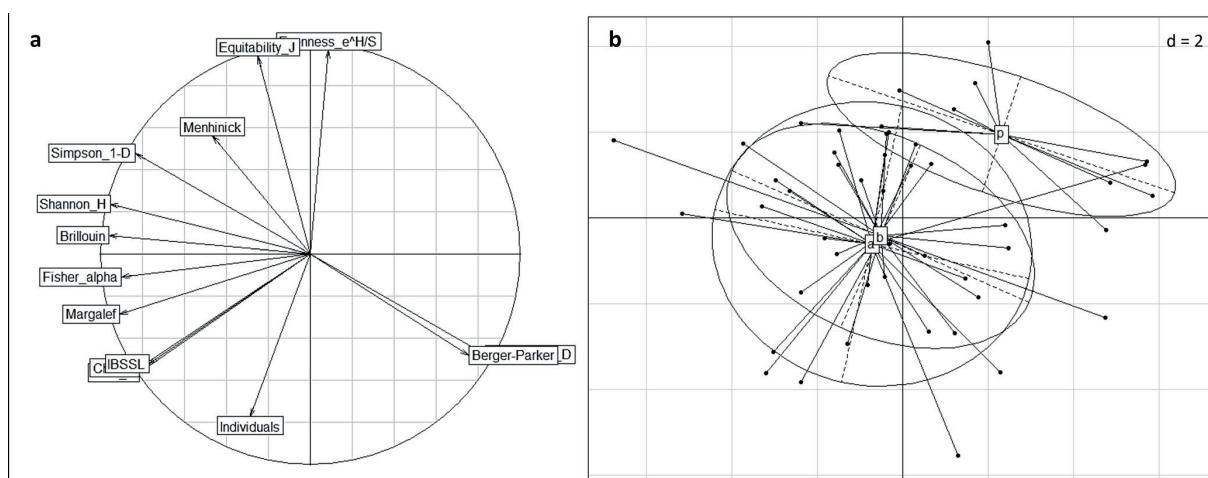


Figura 3. Análisis de Componentes Principales (PCA) aplicado a índices de diversidad de comunidades de macroinvertebrados. a) Proyección de los sitios muestreados en el espacio definido por los dos primeros componentes principales (PC1 y PC2). Los puntos representan cada sitio, agrupados según su condición ambiental, y las elipses indican intervalos de confianza al 95% para cada grupo, reflejando la variabilidad intra-grupo y la separación entre grupos. Se etiquetan los grupos de observaciones según su pertenencia a sitios de referencia durante el período de aguas altas (a), aguas bajas (b), y sitios perturbados (p). b) Círculo de correlación que muestra la relación de los índices de diversidad con los componentes principales. La posición de cada índice dentro del círculo indica su correlación con los ejes PC1 y PC2, siendo mayor la contribución cuanto más próximo al borde del círculo se encuentra.

Figure 3. Principal Components Analysis (PCA) applied to diversity indices of macroinvertebrate communities. a) Projection of sampling sites in the space defined by the first two principal components (PC1 and PC2). Points represent each site, grouped according to their environmental condition, and ellipses indicate 95% confidence intervals for each group, reflecting within-group variability and separation between groups. Observation groups are labeled according to their membership: reference sites during high water period (a), low water period (b), and impacted sites (p). b) Correlation circle showing the relationship between diversity indices and the principal components. The position of each index within the circle indicates its correlation with PC1 and PC2 axes, with greater contribution the closer it is to the circle's edge.

A partir del análisis biplot, se calcularon las probabilidades promedio y desviaciones estándar basadas en las abundancias (Tabla 5), que permitieron identificar las familias que más contribuyen a la discriminación. Para esta selección se consideró la incidencia relativa alta y consistente en ambos períodos hidrológicos en sitios de referencia, un bajo desvío estándar que indica presencia constante, ausencia o baja representación en sitios perturbados, y la sensibilidad ecológica según estudios regionales. Con estos criterios se establecieron tres grupos funcionales:

- Familias con mayor poder discriminatorio y representatividad en sitios de referencia: *Hydropsychidae*, *Leptoceridae*, *Limnephilidae*, *Odontoceridae*, *Philopotamidae*, *Caenidae*, *Leptohyphidae*, *Leptophlebiidae* y *Coenagrionidae*.

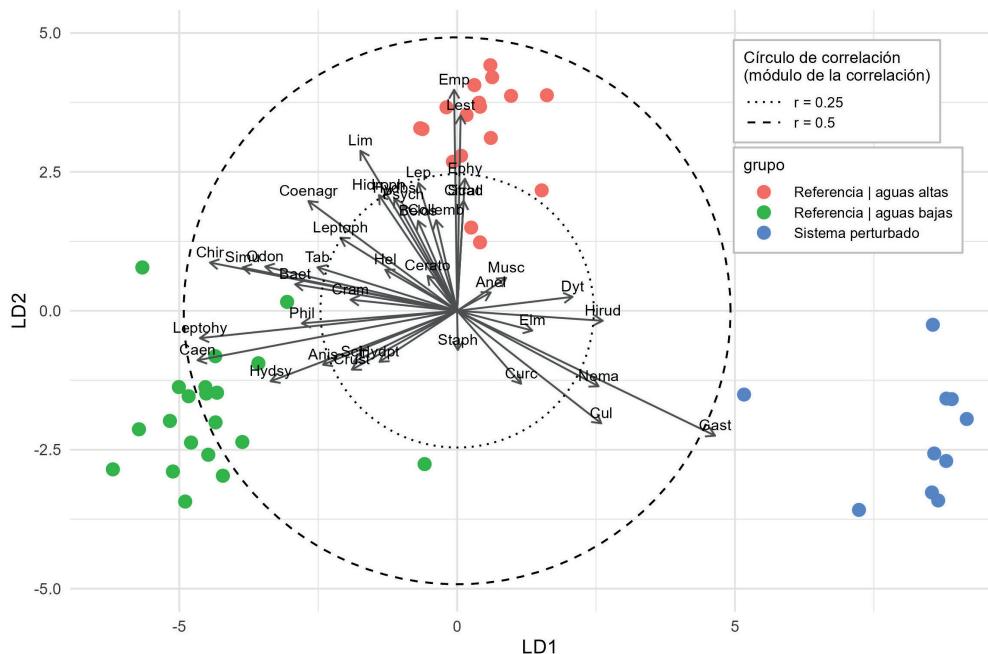


Figura 4. Análisis Discriminante Lineal (LDA) de las comunidades de macroinvertebrados en sitios de referencia y perturbados. Los puntos representan los sitios muestreados, coloreados según su categoría: referencia en aguas altas, referencia en aguas bajas y perturbados. Las flechas indican la correlación de cada familia de macroinvertebrados con los ejes discriminantes (LD1 y LD2), donde la longitud y dirección reflejan la magnitud y sentido de su contribución a la discriminación. Los círculos concéntricos representan valores de correlación con el espacio discriminante, indicando los niveles de $r = 0.5$ (línea punteada) y $r = 0.25$ (línea discontinua).

Figure 4. Linear Discriminant Analysis (LDA) of macroinvertebrate communities in reference and impacted sites. Points represent sampling sites, colored according to their category: reference during high water, reference during low water, and impacted sites. Arrows indicate the correlation of each macroinvertebrate family with the discriminant axes (LD1 and LD2), where arrow length and direction reflect the magnitude and direction of their contribution to group discrimination. Concentric circles represent correlation values with the discriminant space, showing levels of $r = 0.5$ (dotted line) and $r = 0.25$ (dashed line).

- Familias tolerantes o de amplia distribución (ubicuas): Hydroptilidae, Baetidae, Chironomidae, Ceratopogonidae, Simuliidae, Elmidae y Staphylinidae.
- Familias o taxones prevalentes en sitios perturbados: Muscidae, Curculionidae, Dytiscidae, taxones de rango mayor Nematoda, Gastropoda e Hirudinea.

Por último, las familias Hydrobiosidae y Helicopsidae mostraron baja probabilidad de ocurrencia, sugiriendo una presencia excepcional en los sitios analizados.

Tabla 5. Probabilidades promedio y desviaciones estándar basadas en las abundancias de cada taxon.
Table 5. Average probabilities and standard deviations based on the abundances of each taxon.

Phylum	Superclase / Clase	Orden	Familia	Abrev.	Ref. Aguas Altas	Ref. Aguas Bajas	Perturbado
Arthropoda	Hexapoda: Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	Hel	0,051 ($\pm 0,141$)	0,050 ($\pm 0,174$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Hydrobiosidae	Hydbs	0,111 ($\pm 0,206$)	0,061 ($\pm 0,208$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Hydropsychidae	Hydsy	0,106 ($\pm 0,222$)	0,255 ($\pm 0,316$)	0,030 ($\pm 0,064$)
			Hydroptilidae	Hydpt	0,352 ($\pm 0,279$)	0,443 ($\pm 0,286$)	0,340 ($\pm 0,325$)
			Leptoceridae	Lep	0,131 ($\pm 0,259$)	0,061 ($\pm 0,153$)	0,019 ($\pm 0,061$)
			Limnephilidae	Lim	0,136 ($\pm 0,188$)	0,079 ($\pm 0,150$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Odontoceridae	Odon	0,129 ($\pm 0,176$)	0,164 ($\pm 0,201$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Philopotamidae	Phil	0,086 ($\pm 0,152$)	0,154 ($\pm 0,283$)	0,000 ($\pm 0,000$)
	Ephemeroptera	Ephemeroptera	Baetidae	Baet	0,490 ($\pm 0,454$)	0,574 ($\pm 0,399$)	0,255 ($\pm 0,279$)
			Caenidae	Caen	0,495 ($\pm 0,382$)	0,738 ($\pm 0,265$)	0,273 ($\pm 0,408$)
			Leptohyphidae	Leptohy	0,426 ($\pm 0,413$)	0,656 ($\pm 0,364$)	0,156 ($\pm 0,309$)
			Leptophlebiidae	Leptoph	0,152 ($\pm 0,274$)	0,143 ($\pm 0,278$)	0,000 ($\pm 0,000$)
	Diptera	Diptera	Ceratopogonidae	Cerato	0,241 ($\pm 0,292$)	0,224 ($\pm 0,229$)	0,186 ($\pm 0,254$)
			Chironomidae	Chir	0,860 ($\pm 0,324$)	0,954 ($\pm 0,106$)	0,560 ($\pm 0,487$)
			Culicidae	Cul	0,013 ($\pm 0,030$)	0,025 ($\pm 0,076$)	0,100 ($\pm 0,194$)
			Empididae	Emp	0,139 ($\pm 0,226$)	0,022 ($\pm 0,080$)	0,010 ($\pm 0,032$)
			Ephydriidae	Ephy	0,020 ($\pm 0,071$)	0,000 ($\pm 0,000$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Muscidae	Musc	0,096 ($\pm 0,192$)	0,060 ($\pm 0,146$)	0,101 ($\pm 0,237$)
			Psychodidae	Psych	0,081 ($\pm 0,195$)	0,042 ($\pm 0,134$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Simuliidae	Simu	0,468 ($\pm 0,468$)	0,574 ($\pm 0,409$)	0,121 ($\pm 0,292$)
			Stratiomyidae	Strat	0,016 ($\pm 0,066$)	0,000 ($\pm 0,000$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Tabanidae	Tab	0,141 ($\pm 0,285$)	0,167 ($\pm 0,260$)	0,000 ($\pm 0,000$)
	Coleoptera	Coleoptera	Curculionidae	Curc	0,013 ($\pm 0,040$)	0,025 ($\pm 0,065$)	0,054 ($\pm 0,170$)
			Dytiscidae	Dyt	0,133 ($\pm 0,162$)	0,088 ($\pm 0,163$)	0,185 ($\pm 0,232$)
			Elmidae	Elm	0,483 ($\pm 0,339$)	0,460 ($\pm 0,334$)	0,583 ($\pm 0,365$)
			Hydrophilidae	Hidroph	0,143 ($\pm 0,289$)	0,088 ($\pm 0,190$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Scirtidae	Scir	0,010 ($\pm 0,044$)	0,043 ($\pm 0,131$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Staphylinidae	Staph	0,144 ($\pm 0,154$)	0,178 ($\pm 0,265$)	0,181 ($\pm 0,383$)
	Hemiptera	Hemiptera	Belostomatidae	Belos	0,023 ($\pm 0,068$)	0,011 ($\pm 0,049$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Cicadellidae	Cicad	0,024 ($\pm 0,102$)	0,000 ($\pm 0,000$)	0,000 ($\pm 0,000$)
	Odonata: Zygoptera	Odonata: Zygoptera	Coenagrionidae	Coenagr	0,214 ($\pm 0,275$)	0,187 ($\pm 0,274$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Lestidae	Lest	0,057 ($\pm 0,125$)	0,003 ($\pm 0,014$)	0,000 ($\pm 0,000$)
			Anisoptera	Anis	0,013 ($\pm 0,057$)	0,043 ($\pm 0,089$)	0,000 ($\pm 0,000$)
	Lepidoptera	Crambidae	Cram	0,043 ($\pm 0,134$)	0,062 ($\pm 0,139$)	0,000 ($\pm 0,000$)	
Hexapoda: Collembola	Entomobryo- morphia		Collemb	0,144 ($\pm 0,263$)	0,086 ($\pm 0,178$)	0,060 ($\pm 0,188$)	
			Crustacea	Crust	0,008 ($\pm 0,034$)	0,041 ($\pm 0,127$)	0,000 ($\pm 0,000$)
Nematoda				Nema	0,000 ($\pm 0,000$)	0,000 ($\pm 0,000$)	0,067 ($\pm 0,213$)

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mediante la aplicación de protocolos de calidad ambiental (CERA) y el análisis de variables físico-químicas y biológicas permitieron identificar condiciones de referencia esenciales para el biomonitordeo de sistemas fluviales (Encalada et al., 2011; Gamarra et al., 2017). El análisis multianual de los parámetros físico-químicos a lo largo de distintos ciclos hidrológicos, expresado mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP), mostró que los sitios de referencia se caracterizan por vectores asociados a oxígeno disuelto, pH y conductividad, reflejando condiciones de mejor calidad y buen equilibrio ecológico, tal como lo describen Horak et al. (2024). Por otro lado, el índice ISQA, reconocido por su sensibilidad en regiones áridas y semiáridas (Devetak et al., 2025) y aplicado previamente en ríos urbanos de la provincia (Ortiz et al., 2024; Tello et al., 2024), permitió diferenciar claramente los sitios de referencia, clasificados entre no contaminados y medianamente contaminados, de los sitios perturbados, que mostraron valores indicativos de alta contaminación.

La caracterización de la comunidad biológica, mediante índices de diversidad y la aplicación del IBSSL, evidenció, al igual que los parámetros físico-químicos, una clara segregación entre sitios de referencia y perturbados. Esto facilitó una interpretación ecológicamente significativa del gradiente ambiental, en línea con los actuales enfoques integrados para la caracterización ambiental (Barbour et al., 1999; Prat et al., 2000). En particular, el índice de Shannon, sensible a la riqueza y abundancia, mostró valores máximos de 2.7, indicando baja diversidad en general, una característica también observada en ríos de Catamarca y Mendoza (Zelarayán Medina y Salas 2014; Scheibler 2008). Es importante destacar que, actualmente, en muchos ecosistemas del mundo, es difícil encontrar sitios completamente no perturbados; por ello, los sitios de referencia seleccionados se limitan a aquellos con menor grado de perturbación, basándose en estudios que evalúan atributos asociados a cambios antropogénicos potenciales (Stoddard et al. 2006).

El análisis discriminante contrastó los sitios de referencia con los sitios perturbados, permitiendo identificar los taxones más representativos y con mayor peso en la diferenciación, destacando principalmente los órdenes Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera y Coleoptera. Dentro del orden Diptera, la familia Chironomidae fue la más frecuente, seguida por Simuliidae; en Ephemeroptera, sobresalieron las familias Caenidae, Baetidae y Leptophyidae; mientras que en Trichoptera se registraron las familias Hydropsytilidae, Hydropsychidae, Leptoceridae, Limnephilidae, Odontoceridae y Philopotamidae. Estos grupos taxonómicos también han sido reportados en ríos semiáridos de la región, como destaca Arana Maestre et al. (2021) en su revisión de ecosistemas fluviales de Perú hasta 2020, donde las familias más frecuentes, considerando diversos tipos de ecosistemas acuáticos, fueron Chironomidae, Baetidae y Dytiscidae.

Por su parte, Scheibler (2008) registró en el río Mendoza (provincia de Mendoza) cinco órdenes de insectos acuáticos: Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera y Diptera, concluyendo que los sistemas estudiados presentan una baja riqueza taxonómica y diversidad en comparación con otros sistemas lóticos. En contraste, Gómez (2022) determinó que en ríos no impactados del norte del país predominan familias del orden Trichoptera, seguidas de Ephemeroptera, Coleoptera y Diptera. Los sitios perturbados se caracterizaron por la presencia de especies de Diptera (Muscidae), además de representantes de Gasteropoda e Hirudinea, típicos de ambientes alterados. En los sitios de referencia, los ensambles de macroinvertebrados exhibieron una composición consistente con patrones documentados para sistemas fluviales áridos y semiáridos, donde la comunidad suele incluir familias con estrategias de resistencia y tolerancia a pulsos de sequía, altas variaciones térmicas y cambios abruptos en el caudal (Hawking et al., 2018; Lake, 2011). Esta estructura no implica necesariamente degradación, sino una adaptación histórica a condiciones hidrológicas naturalmente extremas.

En este contexto, la comunidad de referencia identificada en este estudio constituye una base sólida para el diseño de herramientas bioindicadoras adaptadas a regiones semiáridas. Como línea de trabajo futura, se propone el desarrollo de un índice biótico específico, complementario al IBSSL y basado en una resolución taxonómica a nivel de familia, que incorpore las particularidades de estas comunidades. Dicho índice buscará ofrecer una aplicación sencilla y rápida para la detección de cambios ecológicos relevantes, optimizando recursos y tiempo en el monitoreo ambiental y evitando la necesidad de identificaciones más finas, sin perder sensibilidad diagnóstica (Dos Santos & Reynaga, 2014).

AGRADECIMIENTOS

Las investigaciones cuyos resultados se muestran en el presente trabajo fueron financiadas por la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de San Luis, a través de un subsidio al PROICO 02-0123 “Calidad integral de ecosistemas acuáticos: desarrollo de metodologías para la determinación de compuestos de interés ambiental y evaluación de sistemas acuáticos”, y forman parte del trabajo final de Tesis Doctoral de la Lic. Cynthia G. Ortiz.

REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1): 135–164. Asociación Ibérica de Limnología. ISSN 0213-8409.

- Agencia Europea de Medio Ambiente. 2018. El cambio climático y el agua: océanos más cálidos, inundaciones y sequías. Señales 2018 - El agua es vida. <https://www.eea.europa.eu/es/senales/senales-2018-el-agua-es-vida/articulos/el-cambio-climatico-y-el>
- APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 25th Edition, American Public Health Association, Washington DC.
- Arana Maestre, J., Carrasco Badajoz, C., Coayla Peñaloza, P., Rayme Chalco, C & Sánchez Peña, M. 2021. Aquatic macroinvertebrates of arid and semiarid ecosystems of Peru. *Frontiers in Environmental Science*. (9): 658940. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.658940>
- Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder, B., & Stribling, J. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C. Second Edition. EPA 841-B-99-002.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*. (51): 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Calderón M. R.; Almeida C. A., Jofré M. B., Gonzalez S. P., Miserendino, M. L. 2023. Flow regulation impacts more than land use: effects of dams on the environmental characteristics, water quality and macroinvertebrates at high-gradient streams in a semi-arid region. *Science of the Total Environment* (881): 1-15.
- Consejo Nacional de Coordinación de Políticas Sociales, Presidencia de la Nación Argentina. 2019. Agenda 2030 Argentina. Listado de Objetivos del Desarrollo Sostenible, Metas e Indicadores Nacionales 2019. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/listado_metas_e_indicadores_2019.pdf
- Damania, R., Desbureaux, S., Rodella, S, A., Russ, J & Zaveri, F. 2019. Quality unknown: the invisible water crisis. World Bank Publications. (10): 25-30.
- Devetac, L; B. Díaz, A. Acuña, J. Quiroga and O. Bertoni. 2025. Análisis comparativo de Índices de Calidad de Agua (ICA) aplicados en la Región Hidrográfica del Río Gallegos (Patagonia Austral, Argentina) ICT-UNPA-388-2025.
- Domínguez, E., Giorgi, A., & Gómez, N. 2022. La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina. Bases para el análisis de la integridad ecológica. Buenos Aires, Argentina: Universitaria de Buenos Aires.
- Domínguez, E., & Fernández, H. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca de Salí (Tucumán, Argentina) medidos por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza. Fundación Miguel Lillo. Tucumán. Argentina (12): 38.

- Domínguez, E., Encalada, A., Fernández, R. H., Giorgi, A. D., Marchese, M., R., Miserendino, A. Munne, A., & Rodrigues Capítulo, A. 2020. Biomonitoring in rivers in Argentina: a way to go. *Ecología Austral.* (32): 934-949
- Dos Santos. D., & Reynaga, E. 2014. IBY-4: Una herramienta muy simple para biomonitoring de ríos en el noroeste argentino. Instituto de Biodiversidad Neotropical, CONICET - UNT. (4): 53-56.
- Encalada, A., Rieradevall, M., Ríos-Touma, B., García, N & Prat, N. 2011. Protocolo simplificado para la evaluación de la calidad ecológica de los ríos altoandinos (CERAS). Quito: USFQ, UB, AECID, FONAG. (1): 83.
- Fernández H., & Domínguez, E. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán - Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo.
- Follstad Shah, J., Dahm, N. C., Gloss, S. P & Bernhardt, E. 2007. River and riparian restoration in the southwest: results of the national river restoration science synthesis project. *Restoration Ecology* (15): 550–562.
- Gamarra, Y. R., Restrepo, A., Cerón-Vivas, M., Villamizar, R., Arenas, Vega, C., y Ávila, A. 2017. Aplicación del protocolo CERA-S para determinar la calidad ecológica de la microcuenca Mamarramos (cuenca Cañe-Iguaque), Santuario de Fauna y Flora Iguaque (Boyacá), Colombia. Biota Colombiana. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos “Alexander von Humboldt”. (18): 11-29
- Ghetti, P. F. 1986. Il macroinvertebrate nell' analisi di qualità del corsid' aqua. Manuale di applicazione. Prov. Aut. di Trento. Trento.
- Giorgi A., Domínguez, E., & Gómez, N. 2022. Técnicas de monitoreo para ecosistemas fluviales de la Argentina. REM.AQUA (Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos). CONICET.
- Gómez, G. C. 2020. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados de la cuenca del río Grande, Jujuy, Argentina, en un gradiente espacial y temporal. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.
- Gómez, G. C. 2022. Análisis preliminar de la condición ecológica y estructura de los ensambles de macroinvertebrados de los ríos Paño y La Almona. *Investigaciones, Ensayos y Experiencias*, (5): 177–189.
- Hankel, G. E., Emmerich, D., & Molineri, C. 2018. Macroinvertebrados bentónicos de ríos de zonas áridas del noroeste argentino. *Ecología Austral*, 28(2): 435–445. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.645>
- Hawking, J. H., Bunn, S. E., & Davies, P. M. (2018). The influence of flow variability on macroinvertebrate assemblages in streams of arid and semi-arid regions. *Freshwater Biology*, 63(6): 638–649. <https://doi.org/10.1111/fwb.13968>
- Hering, D., Feld, C., Moog, O., & Ofenböck, T. 2006. Cook Book for the Development of a Multimetric Index for Biological Condition of Aquatic Ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR

- Projects and Related Initiatives. *Hydrobiologia*. (566): 311-324. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5493-8_22
- Hogle, C., Sada, D., & Rosamond, C. 2015. Using benthic indicator species and community gradients to optimize restoration in the arid, endorheic walker river Watershed, Western USA c. Desert Research Institute, Reno, Nevada, USA.
- Horak, A., Assef, A., Quinteros, C, P, Dromaz, W., & Miserendino, M. 2024. How do different modalities of land use practices impact the environmental features and macroinvertebrates? An assessment of mountain streams from Patagonia, Argentina. *Environmental Advances*. (15): 14-20.
- Kondolf, G. M., & Micheli, E, R. 1995. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*. (19): 1–15. <https://doi.org/10.1007/BF02471999>
- Lake, P. S. 2011. Drought and the importance of flow intermittence in streams. *River Research and Applications*, 27(8), 1035–1046. <https://doi.org/10.1002/rra.1410>
- López Fernández, F., González Huecas, C., & López Lafuente, A. 1998. La calidad de las aguas de un río de la Cuenca del Duero: el Agüisejo. *Ingeniería del Agua* (5): 33-40.
- Merritt, W and K. Cummins. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt. Dubuque. Iowa. EEUU.
- Miserendino, M. L., & Pizzolón, L. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensis* (11): 137-148.
- Molineri, C., Tejerina, G, E., Torrejon, E., Pero, J., Hankel, E, G. 2020. Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703>
- Molineri, C., Nieto, C., Emmerich, D., & Dominguez, E. 2024. Clave para las ninfas de las especies de Ephemeroptera presentes en el Noroeste Argentino. *Biología Acuática* 43.
- Novak, J., Bode, R. W. 1992. Percent model affinity: a new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* Vol 11: 80-85.
- Ortiz C., Jofré, M & González, P. 2024. Diagnóstico integral de un río urbano. Aplicación de métricas biológicas, fisicoquímicas y del bosque de ribera. *Ecosistemas revista científica de ecología y medio ambiente* (33): 1-12.
- Pérez, J. I., Nardini, A, G., & Galindo, A, A. 2018. Análisis comparativo de índices de calidad del agua aplicados al río Ranchería, La Guajira-Colombia. *Información tecnológica*. (29): 47-58.
- Pozo J., & Elosegi, A. 2009. El marco físico: la cuenca. En *Conceptos y Técnicas de Ecología Fluvial*, Editores A. Elosegui y S. Sabater. Fundación BBVA. (3): 39-49.

- Prat, N., Munné, A., Rieradevall, M., Solà C. C., & Bonada, N. 2000. ECOSTRIMED: Protocol per a determinar l'Estat Ecològic dels rius mediterranis. Estudis de la qualitat ecològica dels rius, Diputació de Barcelona. Àrea Medi Ambient.
- Samboni Ruiz, N. E., Carvajal Escobar, Y., & Escobar, J. C. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, (27): 172-181.
- Setia, R., Dhaliwal, S., Kumar, V., Singh, R., Kukal, S & Pateriya, B. 2020. Impact assessment of metal contamination in surface water of Sutlej River (India) on human health risks. *Environ Pollut* (265): 114-907.
- Ottoboni Segura, M. O., Valente Neto, F., & Fonseca Gessner, A, A. 2011. Family level key to aquatic Coleoptera (Insecta) of Sao Paulo State, Brazil. *Biota Neotropical* 11(1).
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. (58): 1-2.
- Sermeño Chicas, J.M., Pérez, D., Muños Aguillón, S.M., Serrano Cervantes, L., Rivas Flores, A. W. & A.J. Monterrosa Urias. 2010. Metodología estandarizada de muestreo multihábitat de macroinvertebrados acuáticos mediante el uso de la Red "D" en ríos de El Salvador. Proyecto Universidad de El Salvador (UES)-Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. 26 pág.
- Scheibler, É, E. 2008. Biodiversidad de insectos acuáticos en zonas áridas del centro-oeste andino (Mendoza, Argentina). *Cuadernos de Biodiversidad*. (25) 19–26. 10.14198/cdbio.2008.25.03.
- Springer, M. 2010. Biomonitoring acuático. *Revista Biología Tropical*. Universidad de Costa Rica. (58):53-59. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i4.20082>
- Stoddard J, L, Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson, R, K., & Norris, R, C. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*. (16):1267-1276. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1267:SEFTEC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1267:SEFTEC]2.0.CO;2)
- Tello, J., Leporati, J., Colombetti, P., Ortiz, C., Jofré, M., Ferrari, M., & González, P. 2024. Evaluation and monitoring of the water quality of an Argentinian urban river applying multivariate statistics. *Environmental Science and Pollution Research*. (20): 30009-30025.
- Vernaux, J. & Tuffery, G. 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biologiques. *Annuaire des Sciences de l'Université de Besancon, (Zoologie)*. (3): 79-90.
- Vallania, E., Galeris, P., Trípole, S., & Gil, M. 1996. Un índice biótico para las sierras de San Luis (Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto* (16): 129-136.

Zelarayán Medina, F., & Salas, B. 2014. Estructura y variación espacial de las colectividades de artrópodos en el Río “Las Juntas” (Catamarca, Argentina) Huayllu-Bios. 8. Universidad Nacional de Catamarca.