

## Respuesta del ensamble de macroinvertebrados bentónicos en un río afectado por la actividad antrópica de la Patagonia extrandina (Provincia de Santa Cruz, Argentina)

SANTIAGO H. TORRES<sup>1,2</sup>; JUAN P. MARTÍN<sup>2</sup>✉; LUCÍA GÁRGANO<sup>1</sup> & FACUNDO TEJEDOR<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones y Transferencia Santa Cruz (CIT Santa Cruz), CONICET-UNPA-UTN. <sup>2</sup> Instituto de Ciencias del Ambiente, Sustentabilidad y Recursos Naturales (ICASUR), Unidad Académica San Julián, Universidad Nacional de la Patagonia Austral.

**RESUMEN.** El objetivo del presente estudio fue analizar los cambios producidos en el ensamble de macroinvertebrados bentónicos en respuesta a las alteraciones ambientales antropogénicas en un río de la Patagonia extrandina. Se realizaron cuatro campañas de muestreo entre marzo de 2017 y marzo de 2019, en épocas del año contrastantes, en el curso medio del río Chico (Santa Cruz). Se establecieron seis estaciones de muestreo: dos estaciones control aguas arriba de la localidad de Gobernador Gregores y cuatro aguas abajo, a distancias crecientes del centro urbano. En cada estación se midieron variables físicoquímicas y se colectaron cuatro muestras del macrobentos utilizando una red manual tipo Surber con malla de 500 µm. Los datos de abundancia de taxones y de grupos funcionales alimentarios (GFA) se analizaron con métodos estadísticos univariados y multivariados. Se identificaron 26 taxones; los mejor representados fueron los oligoquetos, los hirudíneos, los gasterópodos y los insectos Chironomidae, Baetidae y Glossosomatidae. Las estaciones control y las más alejadas de la localidad mostraron los valores más altos de diversidad y de riqueza de taxones y GFA; los moluscos Chiliniidae y Lymnaeidae junto con los insectos Baetidae, Glossosomatidae y Gripopterygidae presentaron mayor importancia. En las estaciones aguas abajo, más cercanas a la localidad, el ensamble de macroinvertebrados estuvo dominado por oligoquetos Naididae e insectos Chironomidae, presentando los valores más bajos de diversidad y riqueza de taxones y GFA. Los colectores-recolectores fueron el grupo alimentario dominante en estas estaciones, en las que el aporte de efluentes urbanos favoreció la vía detritívora y la estrategia alimentaria oportunista. Los cambios en la composición y en la estructura trófica del ensamble de macroinvertebrados constituyen información relevante para comprender las modificaciones ecológicas ante la alteración del ambiente, y son de fundamental importancia para interpretar los índices bióticos utilizados para evaluar la calidad de un cuerpo de agua.

[Palabras clave: bioindicadores, calidad de agua, índices bióticos, comunidad bentónica, Patagonia austral]

**ABSTRACT.** Response of the benthic macroinvertebrate assemblage in a river affected by anthropogenic activity in the Extra-Andean Patagonia (Santa Cruz Province, Argentina). The purpose of this study was to analyze changes in the assemblage of benthic macroinvertebrates, as a response to anthropogenic environmental alterations in a river of the Extra-Andean Patagonia. Four sampling surveys were carried out between March 2017 and March 2019, in contrasting seasons on the middle course of the Chico River (Santa Cruz). Six sampling stations were established: two reference stations upstream of Gobernador Gregores town and four downstream at increasing distances from the locality. At each station, physic-chemical variables were measured and four macrobenthos samples were collected using a manual Surber-type net with a 500-µm mesh. The abundance of taxa and functional feeding groups (GFA) were analyzed using univariate and multivariate statistical methods. Twenty-six taxa were identified; the best represented were oligochaetes, hirudineans, gastropods and Chironomidae, Baetidae and Glossosomatidae insects. The reference stations and those further from the town presented higher values of diversity and richness of taxa and GFA; Chiliniidae and Lymnaeidae molluscs were more important together with Baetidae, Glossosomatidae and Gripopterygidae insects. At the downstream stations, closer to the town, Naididae oligochaetes and Chironomidae insects dominated the macroinvertebrate assemblage with lower values of diversity and richness of taxa and GFA. The collectors-gatherers were the dominant feeding groups in these stations, where the contribution of urban effluents favored the detritus-eating pathway and the opportunistic feeding strategy. Changes in composition and trophic structure of the macroinvertebrate assemblage provide relevant information to understand ecological modifications due to environmental alteration, and are of fundamental importance to interpret the biotic indices used to evaluate water body quality.

[Keywords: bioindicators, water quality, biotic indexes, benthic community, southern Patagonia]

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, los ecosistemas acuáticos continentales fueron sometidos a fuertes presiones ambientales a nivel mundial. La modificación de las cuencas hidrográficas, los cambios en el uso de la tierra, la sobreexplotación de aguas para actividades humanas y la contaminación de los recursos acuáticos impactan en los ambientes dulceacuícolas al alterar sus propiedades físicas, su composición química y la estructura de su biocenosis (Miserendino 2004; Masi and Miserendino 2009; Asueta et al. 2011; Armendáriz et al. 2017). Debido a su importancia como recurso, en gran parte de los ríos de la Patagonia se asentaron poblaciones que crecieron a lo largo del tiempo. Este desarrollo poblacional trajo aparejada una serie de presiones sobre los cuerpos de agua (Miserendino et al. 2008; Miserendino and Brand 2009). Entre los principales cambios antropogénicos detectados en los ríos urbanizados de la Patagonia se encuentran la regulación de sus regímenes hidrológicos, la modificación de los canales y de las zonas ribereñas (incluidos el dragado y el desbroce periódicos) y los aportes de contaminantes orgánicos y sedimentos (Miserendino and Brand 2009).

Según Prat et al. (2009), la calidad biológica del agua se puede estimar en función de los cambios estructurales de una determinada comunidad o ensamble de organismos. Esta definición de calidad de agua en términos biológicos es la más usada en los trabajos sobre bioindicación y biomonitoreo. Un cuerpo de agua con buena calidad biológica, o buena calidad de agua, será aquel que sostiene una comunidad o ensamble de organismos acuáticos similar a la que se puede encontrar en un sitio de condiciones prístinas (o sin fuentes de impacto) (Domínguez and Giorgi 2020). De esta manera, el término calidad de agua no se define por sus usos antrópicos (e.g., consumo, recreación, riego), sino por su capacidad de sostener comunidades y ensambles de organismos en sus condiciones originales (Domínguez et al. 2020; Domínguez and Giorgi 2020).

Por su alta sensibilidad a los cambios ambientales, los ensambles de macroinvertebrados presentes en los ecosistemas acuáticos se han usado para monitorear los cambios en la calidad del

agua en ríos y arroyos desde hace más de dos décadas (Miserendino et al. 2020). La magnitud de los cambios que se producen en la abundancia y en la dominancia de taxones en respuesta a un disturbio depende del nivel de alteración de las condiciones ambientales y del grado de sensibilidad o tolerancia de los taxones que integran la comunidad (Martin et al. 2014). Las alteraciones ambientales de alto o mediano impacto pueden generar cambios importantes en la estructura de la comunidad, en comparación con sitios de referencia, lo que resulta en modificaciones en la estructura trófica, la desaparición de especies sensibles, el aumento en la abundancia de especies tolerantes o la dominancia de especies oportunistas resistentes a los disturbios ambientales (Prat et al. 2009; Zagarola et al. 2017; Tagliaferro et al. 2022).

Las primeras evaluaciones de calidad de agua sobre ríos urbanos de la Patagonia se realizaron a mediados de la década del '90 (Miserendino 1995). Estas investigaciones llevaron a diseñar y adaptar distintos índices bióticos que permiten ponderar las alteraciones, destacando la importancia de los macroinvertebrados en la evaluación de la calidad de cuerpos de agua (Prat et al. 2009; Miserendino et al. 2020). Entre los índices más empleados en la Patagonia se destacan el IAP (Índice Andino Patagónico) y el BMPS (*Biotic Monitoring Patagonian Stream*), aplicados para diagnosticar la calidad ambiental de diversos cuerpos de agua de la región (Miserendino and Pizzolón 1999; Miserendino and Pizzolón 2001; Miserendino and Brand 2009; Asueta et al. 2019; Miserendino et al. 2020). En los estudios mencionados se demuestra la utilidad del índice BMPS para detectar niveles de impacto incipientes y avanzados, siendo una herramienta rápida y eficaz para la valoración ambiental de los cuerpos de agua. Sin embargo, este índice biótico fue originalmente adaptado para la región cordillerana de la Patagonia (Miserendino and Pizzolón 1999), por lo que se requiere evaluar su aplicabilidad a los cuerpos de agua de la Patagonia extrandina, de menor diversidad y riqueza taxonómica (Miserendino et al. 2020). El objetivo del presente trabajo fue analizar los cambios producidos en la estructura del ensamble de macroinvertebrados bentónicos, como respuesta a las alteraciones ambientales generadas por la actividad antrópica en un curso de agua de caudal moderado de la Patagonia extrandina.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El río Chico, ubicado en el centro de Santa Cruz, recorre 600 km desde sus nacientes, en la confluencia de los ríos Lista y Capitán, en la Sierra de las Vacas, y atraviesa la meseta patagónica de oeste a este hasta desembocar en el Atlántico (Figura 1). Este río se alimenta sobre todo de los deshielos, y llega a un caudal máximo de 31.34 m<sup>3</sup>/s a mediados de primavera y a un caudal mínimo de 20.4 m<sup>3</sup>/s a finales del verano (Díaz 2019). En el curso medio del río, en el departamento Río Chico, se encuentra la localidad de Gobernador Gregores (48°46' S - 70°15' O), una localidad de ~7000 habitantes; sus principales actividades económicas son la ganadería extensiva de bovinos, la agricultura a pequeña y mediana escala y la actividad minera (Godoy Manríquez 2000).

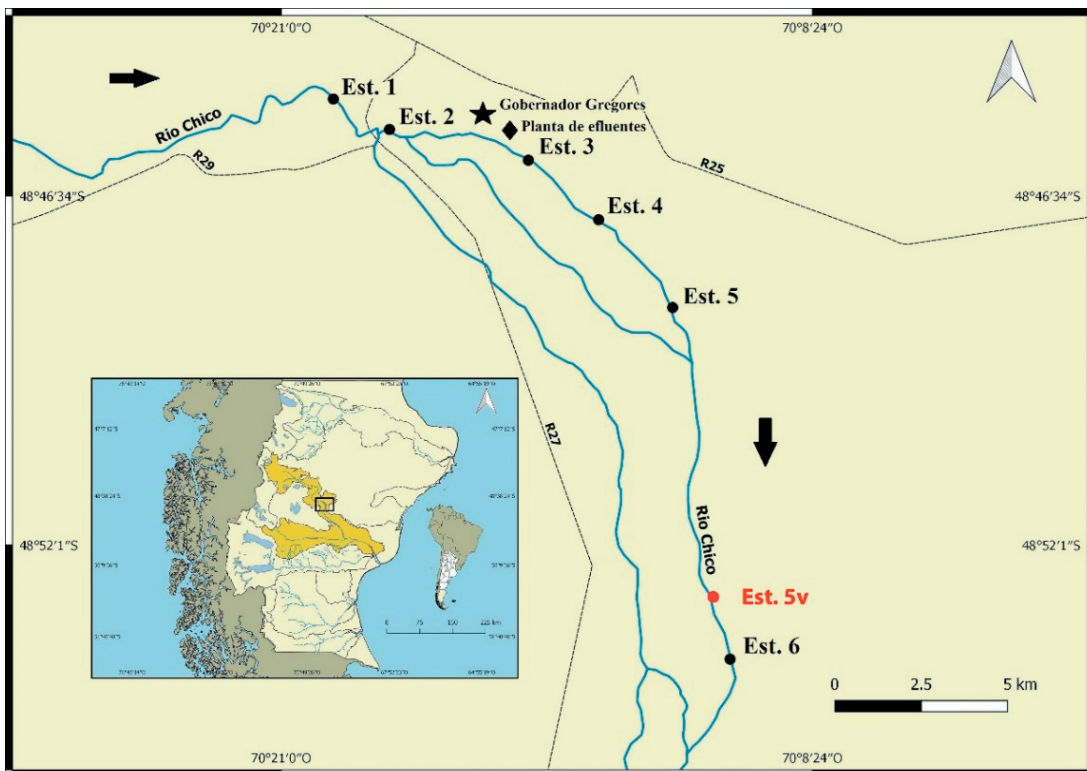
Los efluentes urbanos generados en la localidad de Gobernador Gregores se vierten en el río Chico, previo paso por la planta de tratamiento. El tratamiento de los líquidos cloacales de la localidad se realiza mediante

el proceso denominado barros activados con aireación extendida. La planta está diseñada para una población de 7000 habitantes, con una dotación unitaria de desagüe cloacal de 290 L.habitante<sup>-1</sup>.día<sup>-1</sup>, concentración orgánica media del afluente de 200 mg DBO/L y una concentración de sólidos suspendidos totales del afluente de 200 mg SST/L (SPSE 2022).

Teniendo en cuenta el crecimiento poblacional de la localidad en la última década, la planta de tratamiento de efluentes se encontraría operando al límite de su capacidad y no cuenta, hasta el presente, con etapas adicionales para reducir la carga de nutrientes que se vierten en el cuerpo de agua receptor. El aporte del efluente, sumado al proveniente de la actividad agropecuaria, le proporciona al río Chico un agregado de nutrientes y materia orgánica que podría ocasionar importantes alteraciones en el ecosistema fluvial por enriquecimiento.

### Muestras del bentos y análisis fisicoquímicos

Se realizaron cuatro campañas de muestreo sobre el curso medio del río Chico (entre los 48°45'6" S - 70°19'18" O y los 48°50'8" S -



**Figura 1.** Área de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo en el río Chico, Santa Cruz. Flechas negras: dirección de la corriente.

**Figure 1.** Study area and location of the sampling stations in the Chico River, Santa Cruz. Black arrows: stream direction.

70°9'46" O) entre marzo de 2017 y marzo de 2019, en épocas del año contrastantes (marzo y noviembre) en función de la dinámica del caudal del río (Díaz 2019). Se establecieron seis estaciones de muestreo, con dos estaciones control aguas arriba de Gobernador Gregores (estaciones 1 y 2) y cuatro estaciones aguas abajo dispuestas a distancias crecientes de la localidad (estaciones 3, 4, 5 y 6) (Figura 1). Luego del primer muestreo, la estación 5 original (5v) debió ser cambiada de ubicación (~8 km aguas arriba), ya que en el momento de mayor caudal (noviembre) quedó inaccesible por el elevado nivel del agua.

En cada estación se tomaron *in situ* datos de pH, temperatura, conductividad, turbidez y concentración de oxígeno disuelto del agua mediante una sonda multiparamétrica Horiba U10. Asimismo, se midió el ancho del cauce, se registró la velocidad de la corriente con un correntómetro Tecmes TS 1001 a una profundidad entre 30 y 50 cm. Se colectaron muestras de agua para análisis fisicoquímicos de laboratorio: alcalinidad (APHA 403), concentración de calcio ( $\text{Ca}^{++}$ ) (APHA 311 C), concentración de fósforo total (P-total) (APHA 4500-P E), concentración de fosfatos ( $\text{P-PO}_4$ ) (APHA 4500-P E), concentración de nitratos ( $\text{N-NO}_3$ ) (APHA 4500- $\text{NO}_3$ - E.), concentración de nitritos ( $\text{N-NO}_2$ ) (APHA 4500- $\text{NO}_2$ - B) y concentración de amonio ( $\text{N-NH}_4$ ) (APHA 4500- $\text{NH}_3$  F.). Estas determinaciones se realizaron en el Laboratorio de Análisis Fisicoquímicos y Bacteriológicos del Instituto de Limnología de La Plata (ILPLA), siguiendo los protocolos de APHA (2012) mencionados. Para determinar la concentración de sólidos totales y de materia orgánica particulada en suspensión, las muestras de agua fueron filtradas utilizando filtros de vidrio de 1  $\mu\text{m}$  de poro y bomba de vacío (APHA 2012). Los filtros fueron secados en estufa a 70 °C hasta peso constante y luego se pesaron en balanza analítica. El contenido de materia orgánica fue determinado por diferencia de pesos luego de incinerar los filtros en mufla a 450 °C durante 6 horas (Eleftheriou and McIntyre 2005).

En cada una de las seis estaciones se tomaron cuatro muestras (réplicas) del macrobentos utilizando una red manual tipo Surber con boca de 30x50 cm y malla de 500  $\mu\text{m}$ , y un marco metálico sobre el fondo para delimitar un área de muestreo de 0.25 m<sup>2</sup> (Martin et al. 2014; Rivera Velasco et al. 2017). Las réplicas se tomaron en una transecta paralela a la costa, en ambientes de correderas con lecho de grava, a una profundidad entre 30 y 50 cm. El sustrato

en el interior del marco metálico fue removido con pala y en forma manual durante 2 minutos por muestra. Las muestras de macrobentos fueron fijadas *in situ* con solución de formol al 5% y luego se guardaron en alcohol al 70% para su preservación (Martin et al. 2014). En el laboratorio, los macroinvertebrados fueron separados bajo lupa estereoscópica (Leica S9D) e identificados al nivel taxonómico más bajo posible utilizando las claves de identificación de Domínguez y Fernández (2009) y Damborenea et al. (2020). Los invertebrados bentónicos fueron clasificados según grupos funcionales alimentarios (GFA) en las siguientes categorías: depredador (D), colector-recolector (CR), colector-filtrador (CF), raspador (R) y fragmentador (F), de acuerdo con Miserendino (2007), Domínguez y Fernández (2009) y Tagliaferro et al. (2013, 2022).

#### *Análisis estadístico de los datos*

Para cada muestra se obtuvo la abundancia de los diferentes taxones de macroinvertebrados identificados y de los distintos grupos funcionales alimentarios (GFA). Asimismo, para cada una se calculó la diversidad (H') utilizando el índice de Shannon-Wiener, la equitatividad (J) utilizando el índice de Pielou, la riqueza taxonómica (S) y la abundancia total (N). Estos parámetros fueron comparados entre estaciones de muestreo para cada época del año mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis por no cumplir con los requisitos de normalidad y de homogeneidad de varianzas. Las comparaciones *post-hoc* entre pares de estaciones se realizaron con la prueba de Mann-Whitney, utilizando el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo et al. 2015). El nivel de significancia utilizado en todos los casos fue de  $\alpha=0.05$ .

Los datos de abundancia por taxones y por GFA fueron analizados mediante análisis multivariado, aplicando técnicas de agrupamiento (HAC, por sus siglas en inglés) y de ordenamiento no paramétrico (MDS, por sus siglas en inglés), con el software PRIMER versión 6.1. Los datos fueron previamente transformados utilizando raíz cuadrada y luego se aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis. Para poner a prueba la hipótesis de diferencias en la composición del ensamble entre estaciones de muestreo se utilizó la prueba de permutación ANOSIM. La significancia estadística de los agrupamientos entre muestras fue corroborada mediante el análisis de similitud SIMPROF, y para

determinar la contribución de los taxones y de los GFA a la similitud entre muestras se aplicó la rutina SIMPER (Clarke and Warwick 2001).

La relación entre las variables ambientales y la composición por taxones y por GFA del ensamble de macroinvertebrados fue explorada mediante análisis multivariados. Se utilizó análisis canónico de correspondencia (CCA, por sus siglas en inglés) para identificar las variables ambientales que mejor explicaron la variación en los datos de abundancia de los taxones y de los GFA, utilizando el paquete estadístico CANOCO 5.0. Las variables concentración de sólidos en suspensión y concentración de nitratos, nitritos y amonio fueron transformadas utilizando transformación logarítmica, mientras que los datos de abundancia fueron transformados utilizando raíz cuadrada para reducir el peso en las muestras de los taxones y GFA más abundantes con respecto a los menos abundantes. Para confeccionar el diagrama de CCA se seleccionó un subconjunto de variables ambientales, previa realización del análisis de correlación de Pearson para excluir aquellas variables fuertemente correlacionadas ( $-0.9 > r > 0.9$ ). Se utilizó el procedimiento *interactive forward selection* para seleccionar las variables que ejercen un efecto significativo e independiente ( $P < 0.05$ ) sobre la

distribución de la macrofauna. La significancia estadística de las variables seleccionadas y de los ejes primarios del CCA fue determinada utilizando el test de permutación de Monte Carlo (ter Braak and Smilauer 1998).

El índice de calidad de aguas BMPS se calculó para cada muestra considerando las familias puntuadas de acuerdo a su sensibilidad/tolerancia según Miserendino y Pizzolón (1999). Se calculó el valor promedio del índice para cada estación de muestreo en las dos épocas del año sumando la puntuación correspondiente a cada familia identificada en cada estación. Los valores obtenidos en las distintas estaciones de muestreo fueron comparados estadísticamente mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, por no cumplirse los requisitos de normalidad y de homogeneidad de varianzas. Las comparaciones post-hoc entre pares de estaciones se realizaron con la prueba de Mann-Whitney. El nivel de significancia utilizado en todos los casos fue de  $\alpha = 0.05$ .

## RESULTADOS

### *Variables ambientales*

La Tabla 1 resume los valores promedio de las 17 variables ambientales medidas *in situ* y en laboratorio. Los valores más altos de

**Tabla 1.** Valores promedio de datos ambientales en cada estación de muestreo. Cond.: conductividad, OD: oxígeno disuelto, Temp: temperatura, Sól. susp.: sólidos totales en suspensión, MO susp.: materia orgánica en suspensión.

**Table 1.** Mean values of environmental data at each sampling station. Cond.: conductivity, OD: dissolved oxygen, Temp: temperature, Sól. susp.: total solids in suspension, MO susp.: organic matter in suspension.

		pH	Cond. ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	Turbidez (UNT)	OD (mg/L)	Temp. ( $^{\circ}\text{C}$ )	Velocidad (m/s)	Ancho cauce (m)	Sól. susp. (mg/L)	MO susp. (mg/L)
Marzo 2017	Est. 1	8.37	110.00	180.00	11.77	12.33	0.53	33.00	49.20	5.80
	Est. 2	8.47	110.00	200.00	11.72	13.00	0.41	10.00	46.80	4.40
	Est. 3	7.93	150.00	193.33	11.31	10.00	0.22	11.00	33.40	6.40
	Est. 4	7.40	150.00	213.33	10.00	13.00	0.35	9.50	48.60	7.40
	Est. 5v	7.90	120.00	176.67	9.58	11.00	0.32	25.00	38.60	5.00
	Est. 6	7.67	120.00	166.67	9.68	11.00	0.72	53.00	43.20	4.80
Noviembre 2017	Est. 1	7.90	110.00	826.67	10.10	13.00	0.57	33.00	376.50	27.00
	Est. 2	8.03	110.00	913.33	9.96	15.00	0.49	12.00	455.00	44.00
	Est. 3	8.00	120.00	510.00	9.30	19.00	0.49	9.70	178.50	26.00
	Est. 4	7.63	130.00	443.33	8.41	17.67	0.54	10.10	134.50	17.00
	Est. 5	8.87	130.00	350.00	11.88	17.67	0.31	15.50	100.00	20.50
	Est. 6	7.77	110.00	990.00	9.68	15.00	0.80	53.00	752.00	56.00
Noviembre 2018	Est. 1	7.27	119.67	990.00	10.92	11.28	0.51	33.00	553.00	52.00
	Est. 2	7.37	126.00	990.00	10.81	12.56	0.52	9.80	508.00	53.00
	Est. 3	6.77	174.33	903.33	9.82	15.93	0.27	9.30	331.00	48.00
	Est. 4	7.43	172.00	660.00	8.19	15.44	0.57	9.10	208.00	24.00
	Est. 5	7.83	161.33	446.67	10.18	16.68	0.27	15.60	121.00	19.00
	Est. 6	8.13	136.67	990.00	10.55	14.83	0.76	53.00	526.00	38.00
Marzo 2019	Est. 1	7.90	134.00	100.00	11.77	9.30	0.31	30.00	11.50	8.50
	Est. 2	7.50	141.67	96.67	11.72	10.27	0.49	6.84	13.00	10.00
	Est. 3	8.00	190.67	116.67	11.31	12.00	0.20	10.76	29.00	15.50
	Est. 4	7.50	180.67	146.67	10.00	10.60	0.37	8.50	23.50	10.00
	Est. 5	8.57	163.67	86.67	9.58	7.63	0.23	14.03	18.50	10.00

**Tabla 1 continuación.** Valores promedio de datos ambientales en cada estación de muestreo. %MO sólidos: porcentaje de materia orgánica en sólidos en suspensión, Alc.: alcalinidad, Ca: calcio, P Tot.: fósforo total, P-PO<sub>4</sub>: fosfatos, N-NO<sub>3</sub>: nitratos, N-NO<sub>2</sub>: nitritos, N-NH<sub>4</sub>: amonio.

**Table 1 continuation.** Mean values of environmental data at each sampling station. %MO solids: percentage of organic matter in solids in suspension, Alc.: alkalinity, Ca: calcium, P Tot.: total phosphorus, P-PO<sub>4</sub>: phosphates, N-NO<sub>3</sub>: nitrates, N-NO<sub>2</sub>: nitrites, N-NH<sub>4</sub>: ammonium.

		MO sólidos (%)	Alc. (meq/L)	Ca (mg/L)	P Tot. (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)
Marzo 2017	Est. 1	11.79	0.97	23.58	0.08	0.01	0.111	0.002	0.074
	Est. 2	9.40	0.94	27.37	0.07	0.03	0.105	0.002	0.002
	Est. 3	19.16	0.99	31.16	0.19	0.13	0.118	0.004	1.077
	Est. 4	15.23	1.25	26.53	0.15	0.04	0.381	0.015	0.344
	Est. 5v	12.95	1.12	31.29	0.08	0.01	0.119	0.002	0.001
	Est. 6	11.11	1.09	25.68	0.07	0.01	0.123	0.001	0.001
Noviembre 2017	Est. 1	7.17	1.02	14.76	0.29	0.05	0.055	0.002	0.001
	Est. 2	9.67	1.06	17.36	0.31	0.03	0.017	0.005	0.001
	Est. 3	14.57	1.11	16.93	0.21	0.03	0.080	0.003	0.156
	Est. 4	12.64	1.33	22.57	0.20	0.07	0.144	0.009	0.268
	Est. 5	20.50	1.19	18.66	0.16	0.02	0.017	0.005	0.010
	Est. 6	7.45	1.07	17.79	0.46	0.04	0.027	0.001	0.007
Noviembre 2018	Est. 1	9.40	0.90	21.70	0.29	0.09	0.128	0.005	0.096
	Est. 2	10.43	0.93	22.13	0.26	0.05	0.108	0.001	0.101
	Est. 3	14.50	1.28	26.47	0.28	0.10	0.103	0.001	0.540
	Est. 4	11.54	1.27	20.40	0.20	0.11	0.093	0.006	0.491
	Est. 5	15.70	1.11	23.00	0.15	0.10	0.329	0.014	0.143
	Est. 6	7.22	0.99	22.13	0.31	0.06	0.101	0.002	0.101
Marzo 2019	Est. 1	11.79	1.09	18.43	0.14	0.08	0.040	0.007	0.001
	Est. 2	9.40	1.12	21.62	0.15	0.06	0.002	0.006	0.001
	Est. 3	19.16	1.33	21.66	0.54	0.18	0.307	1.020	0.239
	Est. 4	15.23	1.31	22.81	0.41	0.11	0.236	0.330	0.001
	Est. 5	12.95	1.37	22.08	0.31	0.08	0.012	0.118	0.114

concentración de nutrientes en las estaciones de muestreo 3 y 4 (aguas abajo de la localidad y más cercanas al punto de vertido de la planta de tratamiento de efluentes) evidencian un impacto por aguas residuales. Los valores de fósforo total (P Total), amonio (N-NH<sub>4</sub>) y conductividad alcanzaron en las estaciones 3 y 4 su mayor valor, al igual que el porcentaje de materia orgánica en suspensión. Los niveles más bajos de oxígeno disuelto se registraron en noviembre en las estaciones 3 y 4, mientras que los valores más altos se presentaron en las estaciones control (estaciones 1 y 2). Los valores de turbidez y de sólidos totales en suspensión fueron significativamente mayores en todas las estaciones de muestreo en noviembre, cuando el caudal del río fue más elevado.

#### *El ensamble de macroinvertebrados bentónicos*

Se identificaron 26 taxones, siendo los más representativos en términos de abundancia los anélidos oligoquetos de la familia Naididae, los hirudíneos *Helobdella* sp., los moluscos gasterópodos *Chilina perrieri* Mabilie 1884 y *Pectinidens diaphanus* (P. P. King 1832) y los insectos de las familias Chironomidae, Baetidae y Glossosomatidae (Tabla 2).

Las comparaciones entre las estaciones de muestreo mostraron diferencias significativas

en los valores de H', J, S y N en ambas épocas del año (Tabla 3). En las estaciones aguas abajo (3 y 4), más cercanas al sitio de vertido de efluentes, el ensamble estuvo dominado por oligoquetos de la familia Naididae e insectos de la familia Chironomidae. Asimismo, presentó los valores más altos de N y los más bajos de H', J y S, tanto en marzo como en noviembre. En las estaciones control (1 y 2) y las más alejadas de la localidad aguas abajo (5v y 6) adquirieron mayor importancia los moluscos de las familias Chilinae y Lymnaeidae, junto a insectos de las familias Baetidae, Glossosomatidae y Gripopterygidae. Los valores de H', J y S fueron más altos en estas cuatro estaciones de muestreo.

Los análisis multivariados de agrupamiento y de ordenamiento utilizando la abundancia de los taxones permitieron identificar tres grupos de muestras, tanto en marzo (R=0.95, P=0.001) como en noviembre (R=0.99, P=0.001). El agrupamiento A (integrado por las muestras de las estaciones 1, 5v y 6); el agrupamiento B (integrado por las muestras de la estación 2) y el agrupamiento C (integrado por las muestras de las estaciones 3, 4 y 5) (Figura 2). El coeficiente de stress de los MDS bidimensionales fue de 0.06, indicando que el ordenamiento en dos dimensiones brindó una buena representación de los resultados.

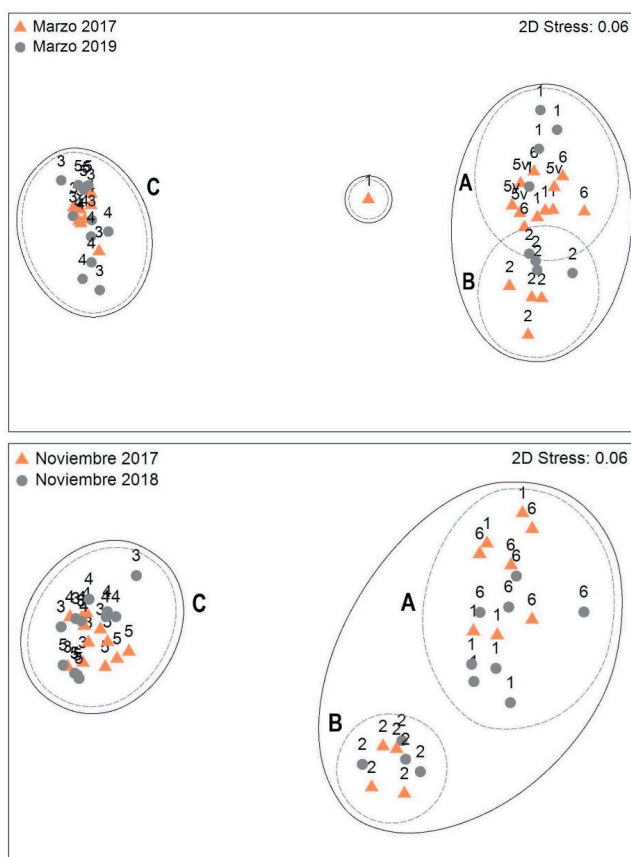
**Tabla 2.** Abundancia promedio (individuos/muestra) de los taxones de macroinvertebrados en cada estación de muestreo. GFA: grupos funcionales alimentarios.**Table 2.** Mean abundance (individuals/sample) of macroinvertebrate taxa at each sampling station. GFA: functional feeding groups.

Marzo	GFA	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5	Est. 5v	Est. 6
Cnidaria								
Hydridae ( <i>Hydra</i> sp.)	D	0	0	20.13	16.5	6.5	0	0
Annelida								
Enchytraeidae	CR	0.25	0	0.5	0	24	0	0
Lumbricidae	CR	0	0	1	18.25	0	0	0
Naididae	CR	1.75	1.375	6498.3	4367.63	15304	6.25	0.5
Glossiphoniidae ( <i>Helobdella</i> sp.)	D	0.125	0.125	115.75	175.75	39	0	0
Mollusca								
Chiliniidae ( <i>Chilina perrieri</i> )	R	69.25	48.25	0.25	0.25	0	70.25	3
Tateidae ( <i>Heleobia hatcheri</i> )	R	0.125	0.125	3.25	0	0	0.5	0
Sphaeriidae ( <i>Musculium patagonicum</i> )	CF	0	0	17.125	8.38	1	0	0
Lymnaeidae ( <i>Pectinidens diaphanus</i> )	R	0.375	112.38	0.25	3.88	3.5	0.5	0.75
Chelicerata								
Acarii	R	2	0.875	0	0.25	1.25	1.5	0.75
Crustacea								
Hyalellidae ( <i>Hyalella araucana</i> )	CR	1	0.5	0	0.5	6	1	0.25
Hexapoda								
Baetidae ( <i>Andesiops</i> sp.)	R	13.5	27.63	0.5	0.25	0	18.75	44.25
Chironomidae	CR	45.25	5.13	432.25	899.63	1307.5	3	2.75
Collembola	CR	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	D	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	R	5.75	23.13	0	0.5	0	2	1.25
Empididae	D	0.88	2.63	0	0.13	0	1.75	0.25
Glossosomatidae ( <i>Scotiotrichia ocreata</i> )	R	2	28	0	0	0	15.5	15
Gripopterygidae ( <i>Antarctoperla michaelsoni</i> )	F	2.375	10.88	0	0	0	12.25	8.75
Hemiptera	D	0.25	0	1.25	1.5	0.25	0	0
Hydrobiosidae	D	1.75	0.88	0	0	0	0.25	3.5
Hydroptilidae ( <i>Metrichia</i> sp.)	R	0.13	0.63	0.13	0	0.5	2	0.25
Hydropsychidae ( <i>Smicridea dithyra</i> )	CF	5.63	23.63	0	0	0	1.75	3.75
Leptophlebiidae	R	0.5	1.5	0	0	0	0	1
Simuliidae	CF	2.13	1	0	0	0	1.75	4.5
Tipulidae	CR	0	0	0	0	0	0	0
Noviembre	GFA	Est. 1	Est. 2	Est. 3	Est. 4	Est. 5		Est. 6
Cnidaria								
Hydridae ( <i>Hydra</i> sp.)	D	0	0	0	0	10.75		0
Annelida								
Enchytraeidae	CR	0	3.88	5	1	38		0
Lumbricidae	CR	0	0.13	0.5	10	0		0
Naididae	CR	0	4.63	4782	1949	5199.3		0
Glossiphoniidae ( <i>Helobdella</i> sp.)	D	0.63	1.5	21.13	39.25	5.75		0.13
Mollusca								
Chiliniidae ( <i>Chilina perrieri</i> )	R	0.38	6.13	1.5	0.5	35.63		0
Tateidae ( <i>Heleobia hatcheri</i> )	R	0	0	1.13	0	0.5		0
Sphaeriidae ( <i>Musculium patagonicum</i> )	CF	0	0	11	10.5	2.13		0
Lymnaeidae ( <i>Pectinidens diaphanus</i> )	R	0	76.25	5.25	18.13	66.38		0
Chelicerata								
Acarii	R	0.63	2.13	0.75	0	5.5		0.38
Crustacea								
Hyalellidae ( <i>Hyalella araucana</i> )	CR	3.63	2.63	1.38	0.38	119.75		2.5
Hexapoda								
Baetidae ( <i>Andesiops</i> sp.)	R	4.63	2.63	0	0	0		5.38
Chironomidae	CR	8.88	10.75	370.13	577.5	565.75		6.63
Collembola	CR	0.25	0.25	0	0.13	0.38		1.88
Dytiscidae	D	0.13	0.13	0.5	0	0.25		0.25
Elmidae	R	2	22.38	0.75	0	0.25		0.25
Empididae	D	1.88	1.13	0	0	0		0.63
Glossosomatidae ( <i>Scotiotrichia ocreata</i> )	R	1.75	9.38	0	0	0		0
Gripopterygidae ( <i>Antarctoperla michaelsoni</i> )	F	1	2	0	0	0.13		0.63
Hemiptera	D	0	0	0	0.38	0.34		0
Hydrobiosidae	D	1.88	2.25	0.13	0.13	0		1.13
Hydroptilidae ( <i>Metrichia</i> sp.)	R	0.25	0	0	0	7.38		0.25
Hydropsychidae ( <i>Smicridea dithyra</i> )	CF	0.13	1.75	0	0	0		0.25
Leptophlebiidae	R	0.13	0.25	0	0	0		0
Simuliidae	CF	3.5	3	0	0	0		5.63
Tipulidae	CR	0.13	0.13	0	0	0		0.25

**Tabla 3.** Comparación de la diversidad ( $H'$ ), equitatividad ( $J$ ) abundancia total ( $N$ ) y riqueza de taxones ( $S$ ) entre estaciones de muestreo por épocas (pruebas de Kruskal Wallis y *post-hoc* de Mann-Whitney). \*Significancia  $P < 0.05$ .

**Table 3.** Comparison of diversity ( $H'$ ), evenness ( $J$ ), total abundance ( $N$ ) and taxon richness ( $S$ ) between sampling stations by seasons (Kruskal Wallis test and Mann-Whitney *post-hoc* test). \*Significance  $P < 0.05$ .

	Época	H	P	Post-hoc
$H'$	Marzo	33.47	<0.001*	1=2=5v=6>3=4=5
	Noviembre	38.86	<0.001*	1=2=6>3=4=5
$J$	Marzo	32.95	<0.001*	1=2=5v=6>3=4=5
	Noviembre	40.90	<0.001*	1=2=6>3=4=5
$N$	Marzo	37.06	<0.001*	3=4=5>1=2=5v=6
	Noviembre	40.46	<0.001*	3=4=5>1=2=6
$S$	Marzo	21.42	0.001*	1=2=5=5v=6>3=4
	Noviembre	27.47	<0.001*	2=5>1=3=4=6



**Figura 2.** Análisis de MDS y HAC de la abundancia de los taxones utilizando transformación raíz cuadrada, índice de similitud de Bray-Curtis y ligamiento promedio. Línea punteada: similitud del 50%. Línea completa: similitud del 40%.

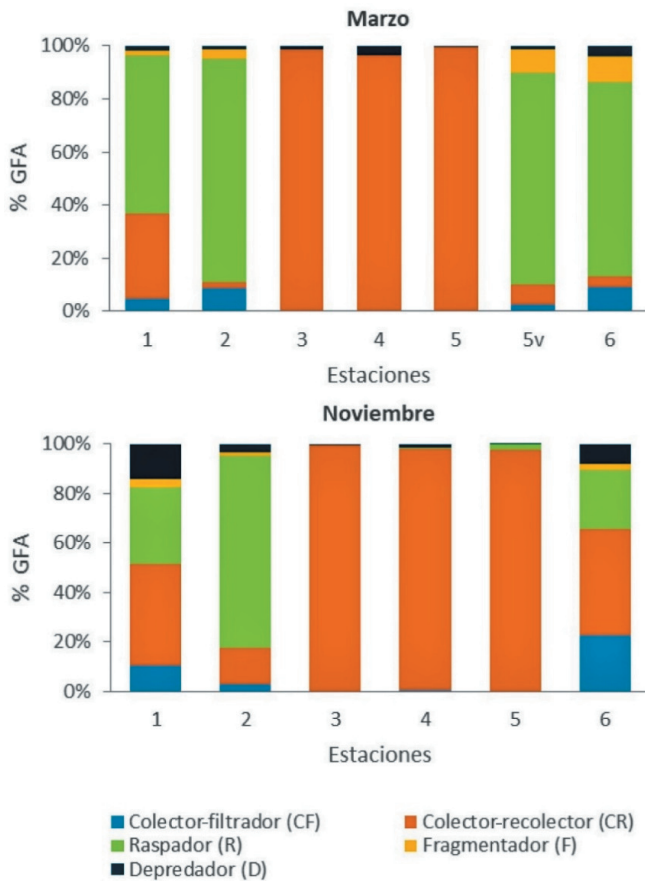
**Figure 2.** MDS and HAC analysis of taxa abundance, using root square transformation, Bray-Curtis similarity index and average linkage. Dotted line: 50% similarity. Full line: 40% similarity.

Los resultados de la rutina SIMPER para determinar la contribución de los taxones a la similitud entre las muestras en cada agrupamiento se resumen en la Tabla 4. En marzo, *Chilina perrieri*, Baetidae y Gripopterygidae fueron los taxones que más contribuyeron y caracterizaron al grupo de muestras A, mientras que en noviembre, Chironomidae, Baetidae, Simuliidae y *Hyaella araucana* Grosso and Peralta 1999, fueron los que más contribuyeron a la similitud entre las muestras de este grupo. El grupo B estuvo caracterizado por *Pectinidens diaphanus*,

Baetidae y Elmidae en marzo y por *P. diaphanus*, Elmidae y Chironomidae en el mes de noviembre. Los taxones que caracterizaron al agrupamiento C fueron los oligoquetos Naididae y los insectos Chironomidae, que en conjunto contribuyeron con más del 87% a la similitud entre muestras en ambas épocas del año.

La mayor riqueza de grupos funcionales alimentarios (GFA) se observó en las estaciones 1, 2, 5v y 6, con los cinco grupos representados, tanto en marzo como en noviembre. La menor





**Figura 3.** Abundancia relativa (%) de los grupos funcionales alimentarios (GFA) en las distintas estaciones de muestreo en el río Chico.

**Figure 3.** Relative abundance (%) of the functional feeding groups (GFA) at the different sampling stations in the Chico River.

riqueza de GFA se encontró en las estaciones 3, 4 y 5, en las cuales los colectores-recolectores representaron más del 96% de la abundancia en el ensamble de macroinvertebrados en ambas épocas estudiadas (Figura 3).

Los análisis multivariados realizados usando la abundancia de los GFA permitieron identificar dos agrupamientos principales de muestras, tanto en marzo ( $R=0.99$ ,  $P=0.001$ ) como en noviembre ( $R=0.99$ ,  $P=0.001$ ) (Figura 4). El grupo a —integrado por las estaciones 1, 2, 5v y 6— se caracterizó por la presencia de los raspadores, los colectores-filtradores y los fragmentadores en marzo, y por los colectores-recolectores, raspadores y colectores-filtradores en noviembre. El grupo b —integrado por las estaciones 3, 4 y 5— se caracterizó por la presencia de los colectores-recolectores, que contribuyeron con más del 86% a la similitud entre muestras tanto en marzo como en noviembre (Tabla 5).

#### *El ensamble de macroinvertebrados bentónicos y su relación con las variables ambientales*

El análisis canónico de correspondencias (CCA) empleado para analizar la relación entre

la abundancia de los taxones y las variables ambientales medidas permitió explicar el 52.71% de la variación acumulada mediante sus tres primeros ejes ( $F=10.7$ ,  $P<0.001$ ). Las variables que mejor explicaron la distribución de los diferentes taxones fueron: el porcentaje de materia orgánica en sólidos en suspensión (%MO en suspensión: 40.3%,  $F=6.7$ ,  $P<0.001$ ), el oxígeno disuelto (OD: 20.3%,  $F=3.9$ ,  $P<0.001$ ), el ancho del cauce (AnchCauc: 15.3%,  $F=3.2$ ,  $P<0.001$ ), y las concentraciones del fósforo total (P total: 10.3%,  $F=2.3$ ,  $P=0.016$ ) y del amonio ( $N-NH_4$ : 8.6%,  $F=2.1$ ,  $P=0.037$ ). Los taxones más tolerantes a los disturbios ambientales (e.g., oligoquetos, quironómidos y el hirudíneo *Helobdella* sp.) se asociaron a valores más altos de amonio y de materia orgánica en suspensión, ubicándose en el sector izquierdo del diagrama de CCA (Figura 5). A este grupo se asociaron también los moluscos *Heleobia hatcheri* (Pilsbry 1911) y *Musculium patagonicum* Pilsbry 1911. Los taxones más sensibles, como los insectos Gripopterygidae, Leptophlebiidae, Glossosomatidae e Hydrobiosidae, y aquellos de sensibilidad intermedia (e.g., Baetidae, Hydroptilidae, Elmidae, Empididae y Hyalellidae) se asociaron a concentraciones

**Tabla 4.** Análisis SIMPER. Taxones que más contribuyeron a la similitud en cada grupo de muestras. Abundancia transformada ( $\sqrt{}$ ) promedio; % Cont.: porcentaje de contribución a la similitud; % Acumul.: porcentaje acumulado de contribución a la similitud. Grupo A: muestras de estaciones 1, 6 y 5v. Grupo B: muestras de estación 2. Grupo C: muestras de estaciones 3, 4 y 5.

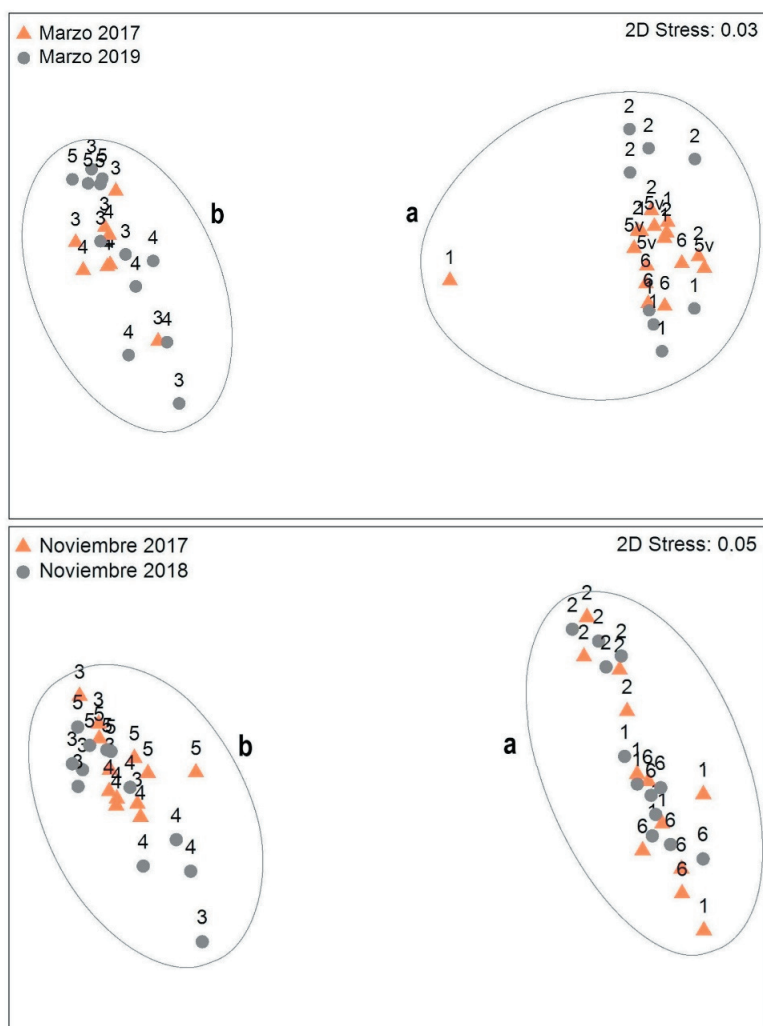
**Table 4.** SIMPER analysis. Taxa that most largely contributed to similarity in each sample groups. Mean transformed ( $\sqrt{}$ ) abundance; % Cont.: percentage contribution to similarity; % Cumul.: cumulative percentage of contribution to similarity. Group A: samples from stations 1, 6 and 5v. Group B: samples from station 2. Group C: samples from stations 3, 4 and 5.

	Abundancia promedio	% Cont.	% Acumul.
Marzo			
Grupo A. Similitud promedio: 58.88			
<i>Chilina perrieri</i>	6.24	25.67	25.67
Baetidae	4.37	19.28	44.95
Gripopterygidae	2.43	11.68	56.62
Hydropsychidae	1.89	8.59	65.21
Glossosomatidae	2.26	6.81	72.02
Chironomidae	1.34	6.2	78.22
Simulidae	1.3	4.77	83
Elmidae	1.36	3.93	86.92
Hydrobiosidae	1.1	3.91	90.83
Grupo B. Similitud promedio: 64.26			
<i>Pectinidens diaphanus</i>	10.44	35.03	35.03
Baetidae	4.98	14.48	49.51
Elmidae	4.43	11.29	60.8
Gripopterygidae	3.13	8.89	69.69
Hydropsychidae	3.96	6.89	76.58
<i>Chilina perrieri</i>	4.89	5.55	82.13
Chironomidae	1.97	4.29	86.43
Glossosomatidae	3.72	4.21	90.64
Grupo C. Similitud promedio: 70.43			
Naididae	85.82	70.71	70.71
Chironomidae	24.61	16.73	87.44
<i>Helobdella</i> sp.	10.34	8.92	96.36
Noviembre			
Grupo A. Similitud promedio: 55.28			
Chironomidae	2.59	25.87	25.87
Baetidae	2.01	19.21	45.08
Simulidae	1.92	18.17	63.26
<i>Hyaella araucana</i>	1.47	11.84	75.1
Gripopterygidae	0.7	5.05	80.14
Hydrobiosidae	0.87	4.34	84.48
Elmidae	0.75	4.2	88.68
Empididae	0.78	3.96	92.64
Grupo B. Similitud promedio: 74.31			
<i>Pectinidens diaphanus</i>	8.59	27.75	27.75
Elmidae	4.68	15.51	43.25
Chironomidae	3.18	9.72	52.98
Glossosomatidae	2.9	8.24	61.22
<i>Chilina perrieri</i>	2.37	6.9	68.11
<i>Hyaella araucana</i>	1.49	4.27	72.39
Simulidae	1.58	4.08	76.47
Enchytraeidae	1.67	3.82	80.29
Naididae	1.8	3.74	84.03
Acarii	1.32	3.54	87.56
Baetidae	1.42	3.3	90.86
Grupo C. Similitud promedio: 71.37			
Naididae	59.21	63.38	63.38
Chironomidae	21.72	25.63	89.01
<i>Pectinidens diaphanus</i>	4.33	3.17	92.18

más bajas de amonio y de materia orgánica, y a valores más altos de oxígeno disuelto, ubicándose en el sector derecho del diagrama de CCA. En este grupo se encontraron también los moluscos gasterópodos *Chilina perrieri* y *Pectinidens diaphanus*. En el sector superior derecho del CCA se ubicaron los taxones

asociados a un mayor ancho del cauce, propio de las estaciones 1 y 6 y menos afectadas por el impacto antrópico (Figura 5).

El CCA empleado para analizar la relación entre la abundancia de los GFA y las variables ambientales permitió explicar el 68.96% de



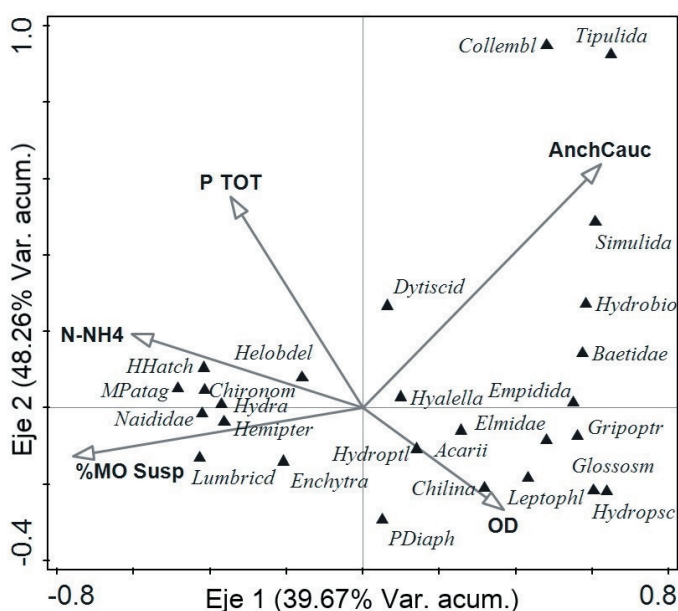
**Figura 4.** Análisis de MDS y HAC por GFA utilizando transformación raíz cuadrada, índice de similitud de Bray-Curtis y ligamiento promedio. Línea completa: similitud del 50%.

**Figure 4.** MDS and HAC analysis by GFA, using square root transformation, Bray-Curtis similarity index and average linkage. Full line: 50% similarity.

**Tabla 5.** Análisis SIMPER. GFA que más contribuyeron a la similitud en cada agrupamiento. Abundancia transformada ( $\sqrt{\phantom{x}}$ ) promedio; % Cont.: porcentaje de contribución a la similitud; % Acumul.: porcentaje acumulado de contribución a la similitud. Grupo a: muestras de estaciones 1, 2, 5v y 6. Grupo b: muestras de estaciones 3, 4 y 5.

**Table 5.** SIMPER analysis. GFA that most largely contributed to similarity in each sample groups. Average transformed ( $\sqrt{\phantom{x}}$ ) abundance; % Cont.: percentage contribution to similarity; % Cumul.: cumulative percentage of contribution to similarity. Group a: samples from stations 1, 2, 5v and 6. Group b: samples from stations 3, 4 and 5.

	Abundancia promedio	% Cont.	% Acumul.
<b>Marzo</b>			
Grupo a. Similitud promedio: 74.77			
Raspador (R)	11.26	57.17	57.17
Colector-filtrador (CF)	3.05	13.17	70.34
Fragmentador (F)	2.56	12.27	82.61
Colector-recolector (CR)	2.85	9.41	92.02
Grupo b. Similitud promedio: 76.78			
Colector-recolector (CR)	90.43	86.39	86.39
Depredador (D)	11.07	10.96	97.36
<b>Noviembre</b>			
Grupo a. Similitud promedio: 69.61			
Colector-recolector (CR)	3.81	35.22	35.22
Raspador (R)	5.43	33.29	68.5
Colector-filtrador (CF)	1.95	15.68	84.18
Depredador (D)	1.7	11.37	95.55
Grupo b. Similitud promedio: 78.19			
Colector-recolector (CR)	67.19	89.38	89.38
Raspador (R)	5.41	4.88	94.26



**Figura 5.** CCA entre las variables ambientales y la abundancia de taxones. Flechas grises: variables ambientales. Triángulos negros: taxones identificados. Helobdel: Helobdella; MPatag: Musculium patagonicum; Lumbricid: Lumbricidae; Enchytra: Enchytraeidae; Hemipter: Hemiptera; HHatch: Heleobia hatcheri; Chironom: Chironomidae; Hydroptil: Hydroptilidae; PDiaph: Pectinidens diaphanus; Leptophl: Leptophlebitidae; Glossosm: Glossosomatidae; Hydropsc: Hydropsychidae; Griopptr: Griopterygidae; Empidida: Empididae; Hydrobio: Hydrobiosidae; Dytiscid: Dytiscidae; Collembl: Collembola. OD: oxígeno disuelto; AnchCauc: ancho de cauce; %MO Susp: porcentaje de materia orgánica en suspensión; P TOT: fósforo total; N-NH<sub>4</sub>: amonio.

Figure 5. CCA between environmental variables and taxon abundance. Grey arrows: environmental variables. Black triangles: identified taxa. Helobdel: Helobdella; MPatag: Musculium patagonicum; Lumbricid: Lumbricidae; Enchytra: Enchytraeidae; Hemipter: Hemiptera; HHatch: Heleobia hatcheri; Chironom: Chironomidae; Hydroptil: Hydroptilidae; PDiaph: Pectinidens diaphanus; Leptophl: Leptophlebitidae; Glossosm: Glossosomatidae; Hydropsc: Hydropsychidae; Griopptr: Griopterygidae; Empidida: Empididae; Hydrobio: Hydrobiosidae; Dytiscid: Dytiscidae; Collembl: Collembola. OD: dissolved oxygen; AnchCauc: channel width; %MO Susp: percentage of organic matter in suspension; P TOT: total phosphorus; N-NH<sub>4</sub>: ammonium.

la variación acumulada mediante sus tres primeros ejes ( $F=35$ ,  $P<0.001$ ). Las variables relacionadas con el aporte de efluentes antrópicos fueron las que mejor explicaron la distribución de los GFA (N-NH<sub>4</sub>: 61.3%,  $F=15.4$ ,  $P<0.001$ ; P total: 17.4%,  $F=5.3$ ,  $P=0.009$ ; %MO en suspensión: 12.2%,  $F=4.3$ ,  $P=0.015$ ; OD: 9%,  $F=3.6$ ,  $P=0.015$ ). Los grupos funcionales colectores-recolectores (CR) y depredadores (D) se asociaron a valores más elevados de amonio y de materia orgánica en suspensión, agrupándose del lado izquierdo del diagrama de CCA. Los colectores-filtradores (CF), los raspadores (R) y los fragmentadores (F) estuvieron asociados a concentraciones más bajas de amonio y de materia orgánica y a valores más altos de oxígeno disuelto, agrupándose del lado derecho del diagrama de CCA (Figura 6).

#### Aplicación del índice BMPS

En la Tabla 6 se muestran los valores promedio del índice de calidad de aguas

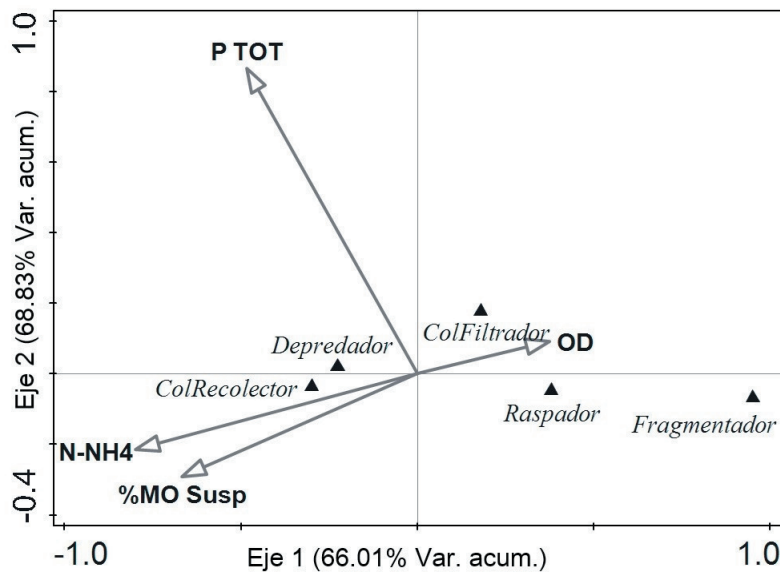
BMPS calculados para las estaciones de muestreo en las dos épocas del año analizadas. Las estaciones 3 y 4 presentaron los valores más bajos de BMPS, principalmente en los muestreos de marzo, mientras que las estaciones control (1 y 2) mostraron valores más altos del índice en ambas épocas del año. Las estaciones más alejadas de la localidad (5v y 6) presentaron los valores más altos en el mes de marzo. El análisis estadístico mostró diferencias significativas en el valor del índice entre las distintas estaciones de muestreo, tanto en marzo como en noviembre (Tabla 6).

En los muestreos de marzo, las estaciones 3, 4 y 5 no se diferenciaron en el valor medio del índice BMPS, correspondiéndole a las dos primeras la categoría de Aguas fuertemente contaminadas y a la última la de Aguas contaminadas. Las estaciones 1, 2, 5v y 6 presentaron valores semejantes de BMPS, correspondiéndole la categoría de Aguas probablemente contaminadas a la estación 1 y la categoría de Aguas con contaminación incipiente a las estaciones 2, 5v y 6 (Tabla 6).

**Tabla 6.** Comparación de la media del índice BMPS entre estaciones de muestreo por época del año (pruebas de Kruskal Wallis y *post-hoc* de Mann-Whitney) y categorías de calidad del agua según Miserendino y Pizzolón (1999). \*Significancia  $P < 0.05$ . Medias con una letra en común no son significativamente diferentes ( $P > 0.05$ ).

**Table 6.** Comparison of the BMPS index mean between sampling stations by season (Kruskal Wallis and Mann-Whitney *post-hoc* tests) and water quality categories according to Miserendino and Pizzolón (1999). \*Significance  $P < 0.05$ . Means with a letter in common are not significantly different ( $P > 0.05$ ).

Época	Est.	BMPS	H	P	post-hoc	Categoría según BMPS
Marzo	3	14.00	33.69	<0.0001*	A	Aguas fuertemente contaminadas
	4	15.63			A	Aguas fuertemente contaminadas
	5	23.75			AB	Aguas contaminadas
	1	54.63			BC	Aguas probablemente contaminadas
	2	61.00			C	Aguas con contaminación incipiente u otro tipo de perturbación
	5v	63.25			C	Aguas con contaminación incipiente u otro tipo de perturbación
Noviembre	3	29.88	29.32	<0.0001*	A	Aguas contaminadas
	4	22.00			A	Aguas contaminadas
	5	29.38			AB	Aguas contaminadas
	6	29.50			AB	Aguas contaminadas
	1	39.50			BC	Aguas probablemente contaminadas
	2	59.00			C	Aguas probablemente contaminadas



**Figura 6.** CCA de las variables ambientales y la abundancia de GFA. Triángulos negros: GFA. Flechas grises: variables ambientales. OD: oxígeno disuelto; %MO Susp: porcentaje de materia orgánica en suspensión; P TOT: fósforo total; N-NH4: amonio.

**Figure 6.** CCA between environmental variables and GFA. Grey arrows: environmental variables. Black triangles: GFA. OD: dissolved oxygen; %MO Susp: percentage of organic matter in suspension; P TOT: total phosphorus; N-NH4: ammonium.

En el mes de noviembre, el valor del índice BMPS no presentó diferencias significativas entre las estaciones 3, 4, 5 y 6, correspondiendo la categoría de calidad ambiental de Aguas contaminadas en todos los casos. Las estaciones 1 y 2 no presentaron diferencias en el BMPS, correspondiéndoles la categoría de Aguas probablemente contaminadas.

## DISCUSIÓN

Los resultados de la evaluación de las diferentes variables fisicoquímicas medidas en este estudio ponen en evidencia que existen alteraciones en la calidad del agua del río Chico. Estas alteraciones se vinculan sobre todo con el aporte de nutrientes y materia

orgánica proveniente de las actividades antrópicas, que generan cambios ambientales más pronunciados en las estaciones localizadas aguas abajo y más cercanas a la localidad de Gobernador Gregores. Las mismas se ven reflejadas en el aumento de la concentración de nutrientes, como el fósforo total y el amonio, de la conductividad y de la materia orgánica particulada en el agua — que tienen su origen en fuentes difusas (actividad agrícola-ganadera) — y en fuentes puntuales (efluente de la planta de tratamiento cloacal).

Los cambios observados en la composición del ensamble de macroinvertebrados bentónicos se pueden vincular con las diferentes condiciones ambientales detectadas en el sector del río bajo estudio. Los resultados de los análisis multivariados empleados reflejan una relación entre la estructura del ensamble de macroinvertebrados y la ubicación de las diferentes estaciones de muestreo en relación a las principales fuentes de impacto. Los taxones que caracterizaron al ensamble en las estaciones control y en las más alejadas de la localidad se relacionan con una mejor calidad del agua y con condiciones ambientales más favorables, como los órdenes de insectos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (considerados taxones sensibles) y el molusco *Chilina perrieri* (Ciocco and Scheibler 2008; Prat et al. 2009; Gutiérrez Gregoric 2019). Por otro lado, los taxones considerados tolerantes, como los oligoquetos de la familia Naididae y los insectos de la familia Chironomidae, caracterizaron al ensamble en las estaciones aguas abajo, más cercanas a la localidad de Gobernador Gregores y más afectadas por fuentes antrópicas.

También se observaron cambios espaciales en la estructura trófica del ensamble de macroinvertebrados. En las estaciones aguas abajo y más cercanas a las fuentes de impacto, estuvo ampliamente dominado por los colectores-recolectores, principalmente anélidos oligoquetos y quironómidos, asociados a valores más elevados de amonio y de materia orgánica en suspensión. En estas estaciones, el ensamble de macroinvertebrados presentó también su menor riqueza de grupos funcionales alimentarios (GFA). Por el contrario, las estaciones control y las más alejadas de la localidad presentaron la mayor riqueza de GFA, que estuvieron representados por los depredadores, los colectores-recolectores, los colectores-filtradores, los raspadores y los fragmentadores, vinculados

con valores más bajos en la concentración de nutrientes y materia orgánica, y valores más altos de oxígeno disuelto.

Conocer y cuantificar los cambios en la composición del ensamble de macroinvertebrados y en su estructura trófica, constituye información relevante para comprender las modificaciones ecológicas que ocurren por la alteración del ambiente, y es de fundamental importancia para interpretar los índices bióticos y las métricas aplicadas para evaluar la calidad de un cuerpo de agua (Domínguez and Giorgi 2020; Miserendino et al. 2022). Estudios previos en la provincia de Santa Cruz utilizaron los ensambles de macroinvertebrados para generar líneas de base de calidad ambiental (Martin et al. 2014) o para evaluar el impacto producido por la actividad minera (Asueta et al. 2019). Los resultados obtenidos en dichos estudios coinciden con los obtenidos para el río Chico. Las métricas e índices empleados indican que los cuerpos de agua cercanos a ciudades y a yacimientos mineros o industriales están fuertemente impactados y presentan una clara dominancia de taxones tolerantes y baja diversidad y riqueza taxonómica, condiciones que mejoran al aumentar la distancia a los centros urbanos e industriales, con la aparición de taxones sensibles en el ensamble de macroinvertebrados.

El conocimiento de los GFA que integran el ensamble de macroinvertebrados en diferentes condiciones ambientales provee información relevante para comprender los cambios ecológicos que ocurren en un cuerpo de agua alterado por la actividad humana. De acuerdo con diversos autores, los colectores-recolectores suelen ser el grupo funcional dominante en la estructura del ensamble de los cuerpos de agua impactados por actividades antrópicas (Miserendino 2007; Anderson et al. 2017; Zagarola et al. 2017; Tagliaferro et al. 2022). Los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran también una asociación entre las variables relacionadas con el impacto antrópico y la estructura funcional del ensamble de macroinvertebrados. Resultados similares fueron obtenidos por Zagarola et al. (2017), quienes hallaron que los colectores-recolectores fueron ampliamente dominantes en los cuerpos de agua cercanos a centros urbanos. Por su parte, en un estudio realizado sobre el estuario del río de La Plata, Armendáriz et al. (2022) encontraron menor diversidad de grupos funcionales y amplia

dominancia de colectores-recolectores en sitios impactados por la descarga de efluentes cloacales e industriales.

Además de la baja diversidad de grupos funcionales encontrada en las estaciones más alteradas del río Chico, la abundancia total de colectores-recolectores, representados principalmente por los oligoquetos de la familia Naididae y los insectos Chironomidae, fue ampliamente superior a la abundancia de otros GFA. Estos resultados coinciden con los obtenidos en investigaciones tanto en la región patagónica (Miserendino 2007; Anderson et al. 2017; Zagarola et al. 2017) como en otras regiones de la Argentina (Armendáriz et al. 2022). Los mismos responden a la mayor tolerancia de oligoquetos y quironómidos a las condiciones ambientales adversas y a su capacidad para aprovechar la materia orgánica particulada como fuente de alimento. El impacto por aporte de efluentes urbanos conduce a la simplificación de la trama alimentaria bentónica, favoreciendo la vía detritívora y la estrategia alimentaria oportunista.

La respuesta del índice BMPS en el río Chico coincide, de manera general, con la observada en estudios realizados sobre otros cuerpos de agua de la provincia y de otras regiones de la Patagonia (Miserendino and Pizzolón 2004; Macchi 2007; Asueta et al. 2011, 2019; Martín et al. 2014; Rivera et al. 2017; Zagarola et al. 2017). A pesar de que el índice biótico BMPS fue ajustado fundamentalmente para la región cordillerana de la Patagonia (Miserendino and Pizzolón 1999), que naturalmente presenta mayor diversidad y riqueza taxonómica, distintos estudios demostraron su utilidad en la Patagonia extrandina de Santa Cruz (Asueta et al. 2011; Martín et al. 2014; Rivera et al. 2017). Sin embargo, Miserendino et al. (2020) señalan que los cuerpos de agua de la Patagonia extrandina presentan de manera natural una diversidad baja de familias de macroinvertebrados, lo cual se ve reflejado en los valores relativamente bajos del índice BMPS obtenidos en el río Chico, aun en los sitios con buenas condiciones ambientales. Debido a esta característica natural de la región, Miserendino et al. (2020) remarcan la importancia de contar con sitios de referencia útiles para contrastar con los resultados obtenidos en los sitios impactados. A futuro, sería importante considerar también un reajuste de la escala de valores del índice asignados a las diferentes categorías de

calidad del agua, mejorando así su respuesta ante las condiciones ecológicas particulares de los cuerpos de agua dulce de la Patagonia extrandina.

Los resultados de la aplicación del índice BMPS en el presente trabajo indicaron que existen diferencias estacionales en los valores de calidad ambiental obtenidos para las diferentes estaciones de muestreo en el río Chico. En las estaciones control y en las más alejadas de la fuente de impacto, el BMPS mostró mejores condiciones ambientales en marzo. Por otra parte, en las estaciones más impactadas los valores del índice reflejaron mejores condiciones en noviembre con respecto a marzo. Estos resultados podrían responder a los cambios estacionales relacionados con las variaciones en el caudal del río. Durante la primavera, la época de mayor caudal, el aumento natural de los sólidos en suspensión y de la turbidez resultaron en una disminución de la calidad ambiental, tanto en las estaciones control como en las más alejadas de la fuente de impacto. Sin embargo, el mayor caudal de primavera mejoraría la calidad ambiental en las estaciones más impactadas por un efecto de dilución de la carga de nutrientes y de materia orgánica aportada por las fuentes antropogénicas.

El curso medio del río Chico se encuentra en una zona productiva agrícola-ganadera que constituye un recurso importante para un sector económico de la provincia de Santa Cruz que usa sus aguas sobre todo para riego y consumo. Los resultados de las mediciones fisicoquímicas realizadas en este estudio coinciden con los obtenidos por Díaz (2019), lo que muestra una estacionalidad marcada, reflejada en la dinámica de caudales del río. Los estudios sobre la dinámica hídrica del río son fundamentales para manejar correctamente el recurso (Díaz and Seeber 2015), mientras que el análisis de los ensambles de macroinvertebrados en función de las épocas del año resulta un complemento imprescindible, ya que refleja los cambios en las condiciones ambientales y ecológicas del río. La estacionalidad marcada de las condiciones fisicoquímicas, la falta de información sobre la variación interanual en la dinámica hidrológica y la baja diversidad de los ensambles bentónicos propia de la región hacen necesario contar con sitios de referencia y con muestreos estacionales para valorar con precisión la calidad ambiental de los cuerpos de agua de la Patagonia extrandina.

AGRADECIMIENTOS. Este trabajo fue financiado con fondos del proyecto de investigación PI 29D078 de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral y Becas Internas Doctorales del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Queremos agradecer al Sr. Jorge Donadelli del Laboratorio de microbiología del ILPLA quién realizó los análisis de agua. A los especialistas que ayudaron en la identificación del material colectado: Dra. Stella Martin, Dr. Gutiérrez Gregoric, Dra.

Micaela de Lucía, Dra. Ximena Ovando, Dr. Cristián Ituarte, Dra. Cecilia Brand, Dr. Luis Beltrán Epele, Dra. Luz Manzo, Dra. Betina Gullo, Dra. Laura Armendáriz y Dra. Analía Díaz. A la editora asociada y al revisor anónimo por las sugerencias realizadas que contribuyeron a mejorar la redacción del trabajo original. Agradecemos especialmente a Luciano Faure e Isabel Giacobbo por compartir sus conocimientos del área de estudio y por facilitar el acceso a las estaciones de muestreo.

## REFERENCIAS

- APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF). Washington D.C., USA.
- Anderson, C. B., M. Johnson, and M. E. López. 2017. Establishing habitat-specific indicator species in Tierra del Fuego with freshwater macroinvertebrates. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 52(1):145-154. <https://doi.org/10.1080/00288330.2017.1329747>.
- Armendáriz, L. C., B. Cortese, M. Rodríguez, and A. Rodrigues Capítulo. 2017. Ecosystem services of runoff marshes in urban lowland basins: Proposals for their management and conservation. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 418(32):1-12. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017022>.
- Armendáriz, L. C., E. S. Ambrosio, F. G. Spaccesi, and A. Rodrigues Capítulo. 2022. Los invertebrados y la calidad del hábitat como indicadores de la condición biológica de la costa del Río de la Plata, Argentina. *Ecología Austral* 32(3): 1039-1053. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.1924>.
- Asueta, R., A. Súnico, and J. P. Martin. 2011. Análisis y caracterización de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca superior del río Gallegos - Santa Cruz. Su aplicación para la evaluación de la calidad ambiental de un recurso hídrico afectado por la extracción y uso del carbón para la generación de energía. 2do Encuentro de Investigadores de la Patagonia Austral. Universidad Nacional de la Patagonia Austral.
- Asueta, R., A. Súnico, J. P. Martin, and C. Sierpe. 2019. Uso de Indicadores Bióticos Basados en Macroinvertebrados Bentónicos para la Determinación de Calidad Ambiental en la Cuenca Superior del Río Gallegos, Santa Cruz. *Informes Científicos Técnicos - UNPA* 11(1):106-126. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v11i1.776>.
- Clarke, K. R., and R. M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd Edition, PRIMER-E, Ltd. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth, UK.
- Ciocco, N. F., and E. E. Scheibler. 2008. Malacofauna of the littoral benthos of a saline lake in southern Mendoza, Argentina. *Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie* 172(2):87-98. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0172-0087>.
- Damborenea, M. C., D. C. Rogers, and J. H. Thorp (eds.). 2020. A Global Series of Books on the Identification, Ecology, and General Biology of Inland Water Invertebrates by Experts from Around the World Volume V: Keys to Neotropical and Antarctic Fauna. Elsevier. Amsterdam, Netherlands.
- Díaz, B. G., and G. Seeber. 2015. Caracterización hidrológica de las Subregiones Hidrográficas de los ríos Chico y Chalia (Centro de la provincia de Santa Cruz). Informe Técnico INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz. Santa Cruz, Argentina.
- Díaz, B. G. 2019. Curva HQ y dinámica de caudales en el tramo medio del río Chico (Norte). Ensayo y ajuste de funciones HQ para la serie de datos 201 5/05 - 201 9/03 de la estación hidrométrica Gregores (BDHI 2837) - Región Hidrográfica del río Santa Cruz. Informe Técnico INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz. Santa Cruz, Argentina.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada, and C. W. Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Domínguez, E., and H. R. Fernández (eds.). 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.
- Domínguez, E., A. Giorgi, and N. Gómez (comps.). 2020. La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica. Editorial Eudeba. Buenos Aires, Argentina.
- Domínguez, E., and A. Giorgi. Los indicadores biológicos como herramientas de gestión de la calidad del agua. Pp. 20-25 *en* E. Domínguez, A. Giorgi and N. Gómez (comps.). 2020. La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica. Editorial Eudeba. Buenos Aires, Argentina.
- Eleftheriou, A., and A. McIntyre (eds.). 2005. Methods for the study of marine benthos. Blackwell Science. Oxford, UK. <https://doi.org/10.1002/9780470995129>.
- Gutiérrez Gregoric, D. E. 2019. Chiliniidae. Pp. 150-154 *en* C. Lydeard and K. S. Cummings (eds.). Atlas of the Global



- Distribution of the Freshwater Mollusks of the World. Johns Hopkins University Press. Maryland, USA.
- Macchi, P. A. 2007. Calidad del agua en ecosistemas fluviales utilizando macroinvertebrados bentónicos. Cuenca del Arroyo Pocahullo, San Martín de los Andes (tesis de licenciatura). Universidad Nacional del Comahue, Neuquén. Argentina. Pp. 78.
- Martin, J. P., A. Sar, R. Fernández, C. Caminos, B. Pereyra Ginestar, C. Moscardi, and G. Gaspari. 2014. Diversidad de macroinvertebrados bentónicos y aplicación de índices bióticos de calidad ambiental en el Río Santa Cruz (Patagonia austral, Argentina). Memorias del II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras.
- Masi, C., and M. L. Miserendino. 2009. Usos de la tierra y distribución de la materia orgánica particulada béntica en ríos de montaña. *Ecología Austral* 19(3):185-196.
- Miserendino, M. L. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos de un sistema lotico andino-patagónico. *Ecología Austral* 5(2):133-142.
- Miserendino, M. L. 2004. Effects of landscape and desertification on the macroinvertebrate assemblages of rivers in Andean Patagonia. *Archiv für hydrobiologie* 159(2):185-209. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0185>.
- Miserendino, M. L. 2007. Macroinvertebrate functional organization and water quality in a large arid river from Patagonia (Argentina). *Ann Limnol - Int J Lim* 43(3):133-145. <https://doi.org/10.1051/limn:2007008>.
- Miserendino, M. L., and L. A. Pizzolón. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia* 11:137-148.
- Miserendino, M. L., and L. A. Pizzolón. 2000. Macroinvertebrates of a fluvial system in Patagonia: altitudinal zonation and functional structure. *Archiv für Hydrobiologie* 150:55-83. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/150/2000/55>.
- Miserendino, M. L., and L. A. Pizzolón. 2004. Interactive effects of basin features and land-use change on macroinvertebrate communities of headwater streams in the patagonian andes. *River Research and Applications* 20: 967-983. <https://doi.org/10.1002/rra.798>.
- Miserendino, M. L., C. Brand, and C. Y. Di Prinzio. 2008. Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air Soil Pollution* 194: 91-110. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9701-4>.
- Miserendino, M. L., and C. Brand. 2009. Environmental effects of urbanization on streams and rivers in Patagonia (Argentina): the use of macroinvertebrates in monitoring. In Justin Daniels (Ed). *Advances in Environmental Research Volume 6. Chapter 5*. NOVA. New York, USA.
- Miserendino, M. L., L. B. Epele, C. Brand, and L. M. Manzo. 2020. Los indicadores biológicos en la Patagonia. Calidad de agua e integridad ecológica: una mirada desde arroyos a mallines. Pp. 148-155 en E. Domínguez, A. Giorgi and N. Gómez (comps.). *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica*. Eudeba, Buenos Aires, Argentina.
- Prat, N., B. Ríos, R. Acosta, and M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. Pp. 631-654 en E. Domínguez and H. Fernández (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. 1a ed. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Rivera Velasco, S., S. Torres, J. P. Martin, and G. Tello. 2017. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en un sector del sudoeste de Santa Cruz, Patagonia Austral, Argentina. Libro de trabajos completos III Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental. Pp. 73-78. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-06-05>.
- SPSE (Servicios Públicos Sociedad del Estado). 2022. Memoria descriptiva Proyecto de la planta de tratamiento de líquidos cloacales localidad: Gobernador Gregores, Provincia de Santa Cruz. Santa Cruz, Argentina.
- Tagliaferro, M., M. L. Miserendino, A. Liberoff, A. Quiroga, and M. Pascual. 2013. Dams in the last large free-flowing rivers of Patagonia, the Santa Cruz River, environmental features, and macroinvertebrate community. *Limnologica* 43(6):500-509. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.04.002>.
- Tagliaferro, M., M. Granitto, P. Rodríguez, and C. B. Anderson. 2022. Response of sub-Antarctic streams to urbanization: Relevance of assemblage structure and independent reference areas. *Limnologica* 93:125956. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125956>.
- ter Braak, C. J. F., and P. Smilauer. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for windows. Software for canonical community ordination (v. 4). Microcomputer Power, Ithaca. New York, USA.
- Zagarola, J. P. A., G. Martínez Pasteur, M. E. López, and C. B. Anderson. 2017. Assessing the effects of urbanization on streams in Tierra del Fuego. *Ecología Austral* 27(1):45-54. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.1.0.417>.