



DINÁMICA Y COMPOSICIÓN DE LOS ENSAMBLAJES DIATOMOLÓGICOS DE DOS ARROYOS DEL NOROESTE ARGENTINO EN RELACIÓN CON VARIABLES AMBIENTALES

Dynamics and composition of the diatomological assemblages of two Argentine Northwest streams in relation to environmental variables

María de los Á. Taboada^{1,2*} , Mariela Alderete³ , María S. Bustos¹  & María de L. Gultemirian^{3,4} 

Resumen: La cuenca Salí-Dulce es una de las principales del Noroeste de Argentina y en su recorrido se ve afectada debido a la incorporación de sustancias contaminantes. En los ecosistemas acuáticos continentales las diatomeas constituyen un grupo destacado. Su biología y taxonomía son adecuadas para su uso en el biomonitoreo. El objetivo fue caracterizar la dinámica y la composición de las taxocenosis de diatomeas y su relación con variables ambientales en los arroyos Mista y Calimayo, pertenecientes a la cuenca del río Salí-Dulce (Tucumán-Argentina). Para esto se seleccionaron tres sitios en cada arroyo y se tomaron datos de variables ambientales y biológicas según metodologías convencionales. La calidad del agua fue variable según el aporte de contaminantes y la estacionalidad climática. El ensamble de diatomeas resultó ser una taxocenosis bioindicadora sensible a las características ambientales de los arroyos. En este trabajo se registraron 61 especies de las cuales 11 serían buenas indicadoras del estado de contaminación. El uso de dos índices bióticos permitió afirmar que el Índice de Diatomeas Pampeano modificado según datos propios, resultó más sensible y eficaz en la determinación de la calidad del agua, por lo que se podría considerar como una herramienta diagnóstica, de seguimiento de la calidad del agua y de planificación que serviría para brindar información válida y de fácil aplicación en cuencas del Noroeste de Argentina.

Palabras clave: Bioindicación, calidad del agua, diatomeas, sistemas lóticos.

Summary: The Salí-Dulce basin is one of the main in the Northwest of Argentina and is affected by significant ecological changes due to the presence of polluting substances along its way. Diatoms are a prominent algal group in aquatic ecosystems. Their biology and taxonomy are suitable for their use in biomonitoring based on their specific responses to environmental changes. The objective of this study was to characterize the dynamic and composition of the taxocenosis of diatoms and their relationship with environmental variables in the Mista and Calimayo streams, belonging to the Salí-Dulce river basin (Tucumán-Argentina). For this, three sites were selected in each stream, and data on environmental and biological variables were collected according to conventional methodologies. Water quality was variable depending on the presence of pollutants and climatic seasonality. The diatom assemblage resulted as a sensitive taxocenosis bioindicator of the stream status. In this work, a total of 61 species were recorded, of which 11 could be good indicators for stream contamination. The use of two biotic indices makes it possible to affirm that the Pampean Diatom Index, modified on the basis of our data, resulted to be more sensitive and effective in determining water quality, which is why it could be considered as a tool for diagnosis, water quality monitoring and water planning that could provide valid information of easy application in basins of the Northwest of Argentina.

Key words: Bioindication, diatoms, lotic systems, water quality.

¹ Instituto de Ecosistemas de Aguas Continentales, Fundación Miguel Lillo-San Miguel de Tucumán, Argentina.

² Unidad Ejecutora Lillo UEL-CONICET.

³ Facultad de Ciencias Naturales e IML-UNT.

⁴ Instituto de Biodiversidad Neotropical IBN-CONICET.

* E-mail: mtaboada@lillo.org.ar

Introducción

Los ecosistemas de agua dulce ocupan menos del 1% de la superficie de la tierra y albergan aproximadamente el 10% del total de las especies conocidas (Balian *et al.*, 2008). El manejo sustentable de los recursos dulceacuícolas ha ganado importancia a escala regional y global debido al avance y deterioro progresivo de estos sistemas (Hart & Calhoun, 2010; Domínguez *et al.*, 2020). Estos ecosistemas son importantes por los bienes y servicios de valor cuantificable que proporcionan al hombre: agua para consumo, alimento, forraje, medicinas, además de servicios indirectos como el control de inundaciones, filtración de agua, reducción de contaminación, recreación, entre otros (Russi *et al.*, 2013). Lo preocupante es que esos beneficios y la biota asociada al recurso agua están expuestos a amenazas constantes, dado que la expansión antrópica y los cambios en el uso de la tierra, constituyen uno de los principales factores que afectan la biodiversidad a nivel mundial (Collen *et al.*, 2014; Newbold *et al.*, 2015). Estos servicios ecosistémicos sustentan en gran parte el desarrollo social sobre nuestro planeta y resulta clave la tarea de monitorear los cambios de los sistemas (Díaz *et al.*, 2005). Argentina se destaca por su riqueza en sistemas hídricos los cuales albergan una biota muy diversa. Las condiciones climáticas permiten el establecimiento de diversos tipos de vegetación que contribuyen a los altos porcentajes de materia orgánica de los suelos que evitan su erosión y ayudan a incrementar la captación y almacenamiento de agua. Sin embargo, muchos de estos cursos de agua son afectados y sufren cambios debido al aporte de sustancias contaminantes. La cuenca Salí-Dulce es una de las principales del Noroeste de Argentina (NOA), en su recorrido atraviesa cinco provincias y recibe el aporte de diversos ríos y arroyos de orden inferior (Pérez Miranda *et al.*, 2001; Adler, 2014). En Tucumán, el río Salí marca un corredor casi lineal en el cual se concentra el área de mayor desarrollo económico de la provincia y están establecidas varias industrias (ingenios, cítrícolas, papelera, entre otras) por lo que también es uno de los sistemas más afectados por la actividad antrópica (Adler, 2014).

En los ambientes acuáticos las diatomeas ocupan un amplio rango de hábitats y la complejidad en la estructura y dinámica de los ensambles de estos organismos se debe a la interacción entre variables geomorfológicas, hidrológicas y bióticas que operan a gran escala e influyen en la dinámica trófica, además se relacionan estrechamente con los ciclos bioquímicos (Luque & Martínez de Fabricius, 2005; Martínez de Fabricius *et al.*, 2010; Andrada-Servin & Israde-Alcántara, 2021). La caracterización de los diferentes ensambles de diatomeas a lo largo de un sistema fluvial permite definir distintos estados de sucesión de las mismas y a partir de ello dar una idea aproximada de la calidad de agua (Martínez de Fabricius *et al.*, 2005). La biología y taxonomía de este grupo son propicias para respaldar su uso exitoso en el biomonitoreo basado en sus respuestas específicas a los cambios ambientales, especialmente la contaminación orgánica. Presentan un amplio espectro de tolerancia, desde condiciones oligotróficas hasta eutróficas, estas microalgas han sido ampliamente utilizadas como bioindicadores de la calidad del agua (Bellinger & Sigeo, 2010; Wu *et al.*, 2017; Ballesteros *et al.*, 2020).

En tal sentido, es reconocida la importancia de los estudios bioecológicos de las algas, particularmente de diatomeas, a través de evaluaciones acerca de la diversidad, métricas de saprobiedad e índices basados en ensambles diatomológicos (Peña *et al.*, 2005). Considerando el término “bioindicador” es importante resaltar que no hay bioindicadores específicos para cada tipo de contaminación, ni indicadores que puedan aplicarse de una manera estandarizada y universal, ya que los organismos que se encuentran en una región determinada tienen, por lo general, una distribución limitada y sus tolerancias pueden ser especie-específicas (Domínguez *et al.*, 2022), por lo cual cobra relevancia la implementación y conocimiento de los ensambles de diatomeas en un área determinada.

El manejo y planificación de cuencas debería ir acompañado de una adecuada explotación del recurso agua. Las diversas actividades agrícolas, ganaderas e industriales son la causa por la cual muchos de los ecosistemas acuáticos se hallen en un estado de notable

deterioro. Por lo que surge la necesidad de establecer el “status” ecológico actual de los sistemas acuáticos e implementar técnicas de biomonitorio, resaltando que el uso de los indicadores biológicos y la medición de los parámetros fisicoquímicos son métodos complementarios y no alternativos en la evaluación de los ecosistemas acuáticos (Domínguez *et al.*, 2022). El objetivo del presente trabajo fue caracterizar la dinámica y la composición de las taxocenosis de diatomeas y su relación con variables ambientales de los arroyos Mista y Calimayo, pertenecientes a la cuenca del río Salí-Dulce (Tucumán-Argentina).

Materiales y Métodos

Áreas de estudio

La cuenca del río Salí-Dulce (Fig. 1) pertenece al sistema hidrográfico Mar Chiquita, en cuyos márgenes se establecieron y viven aproximadamente 2,5 millones de personas. Este sistema hídrico abarca a las provincias de Salta, Catamarca, Tucumán, Santiago del Estero y Córdoba (Domínguez *et al.*, 2020). En Tucumán el río Salí recorre gran parte de su territorio, el cual presenta un clima subtropical con régimen de lluvias en primavera-verano y durante el invierno ocurren las menores precipitaciones. Para este trabajo se seleccionaron dos tributarios del río Salí, el arroyo Mista ubicado en el departamento Leales (ecoregión Chaco seco, subregión Chaco Semiárido) y el arroyo Calimayo que se encuentra en la localidad de Lules (ecorregión de Yungas) (Morello *et al.*, 2012). Estos arroyos reciben en diferentes sectores de su recorrido, efluentes industriales provenientes de ingenios, papeleras, frigoríficos y lixiviados agroquímicos de los campos cercanos, entre otros. Para determinar si existen variaciones significativas en los ensambles diatomológicos y en los parámetros fisicoquímicos se establecieron tres estaciones de muestreo en cada arroyo, los sitios 1 se consideraron como sitios no impactados o de referencia: Calimayo: S1C (26°55'55''S - 65°23'17''W); S2C (26°57'05''S - 65°21'30''W); S3C (27°23'51''S - 65°19'54''W), Mista: S1M

(27°01'02''S - 65°06'36''W); S2M (27°11'16''S - 65°06'08''W) y S3M (27°21'37''S - 65°04'01''W).

Trabajo de campo y laboratorio

Se realizaron muestreos durante primavera, verano, otoño e invierno desde agosto de 2012 a mayo de 2014 en los tres sitios seleccionados en cada arroyo (Fig 1). Es necesario resaltar que no se dispone de datos fisicoquímicos o biológicos de la primavera del 2013 en el sitio 3 del arroyo Mista, dado que su cauce fue desviado aguas arriba del sitio de muestreo para riego de campos de cultivos, por un evento de sequía en esos meses.

Los parámetros fisicoquímicos que se midieron *in situ* fueron: temperatura del agua, pH y conductividad eléctrica para lo que se utilizó un analizador multiparamétrico digital portátil para agua, Water Quality Meter 850081, Sper Scientific. En frascos tipo winkler se colectó agua para la determinación del oxígeno disuelto (OD) para lo cual se fijó con dos reactivos: 1-Sulfato de Manganeso ($MnSO_4$) y el reactivo 2-Ioduro de Potasio (KI) más Hidróxido de Sodio (NaOH) en el campo. Asimismo, se extrajeron muestras con recipientes plásticos de 1,5 litros, los que fueron trasladados al laboratorio en frío y oscuridad para su posterior tratamiento para el análisis de iones mayoritarios, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), compuestos nitrogenados y fosfato.

La metodología que se siguió para los análisis fisicoquímicos fue la recomendada en APHA (2005). El control y aseguramiento de la calidad de los procedimientos de toma de muestras de agua y las determinaciones analíticas en laboratorio, se efectuaron de acuerdo a normas del Instituto Argentino de Normalización y Certificación (IRAM, 29012-2, 1996; 29012-3, 1998; 301/ISO17025, 2005). Para la evaluación del tipo de agua, se emplearon los diagramas de Piper-Hill-Langelier.

Las muestras cualitativas se obtuvieron con una red de plancton de 20 μm de malla expuesta a la corriente durante 20 minutos, fueron fijadas *in situ* con formaldehído al 4%. Las muestras fueron tratadas según la metodología de Batarbee (1986) y se realizaron preparados permanentes utilizando Naphrax como medio de montaje, para poder realizar una correcta

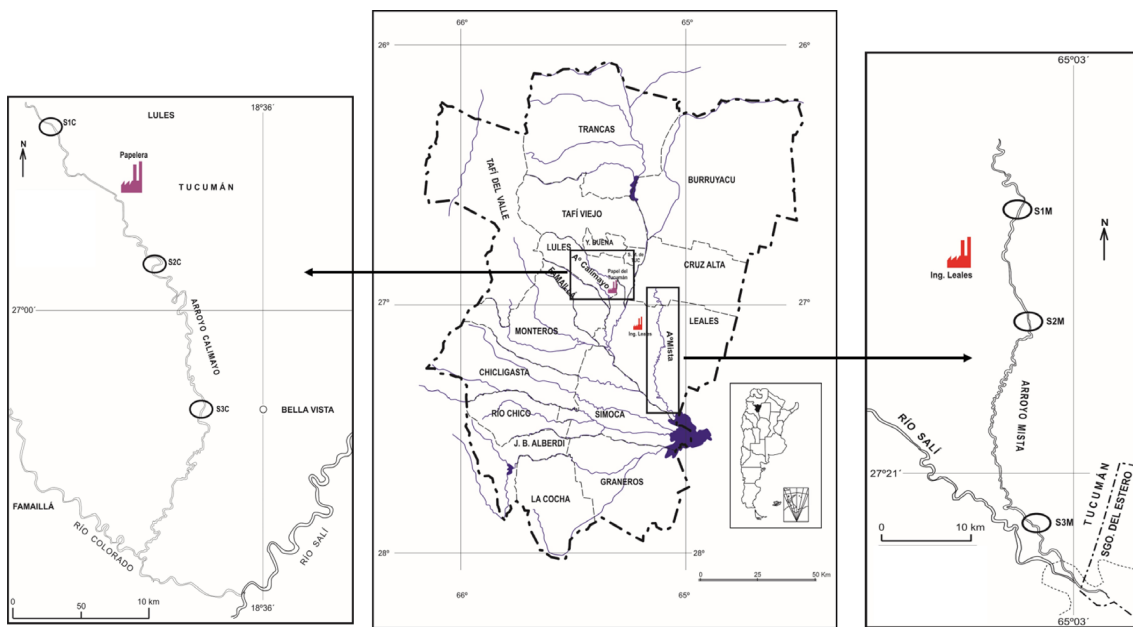


Fig. 1. Mapas de ubicación de los sistemas analizados con los sitios de muestreo.
Fig. 1. Location maps of the systems analyzed with the sampling sites.

determinación taxonómica de las especies de diatomeas. Para la identificación de las especies se utilizó un microscopio binocular marca Zeiss, los taxones fueron fotografiados con un software incorporado al microscopio y la bibliografía empleada fue mencionada en diversas publicaciones (Taboada *et al.*, 2015, 2017, 2018, 2021).

Las muestras cuantitativas se extrajeron en envases de 250 ml y se fijaron *in situ* con formaldehído al 4%. La cuantificación se realizó bajo microscopio invertido siguiendo la metodología de Utermöhl (1958) se contó un número fijo de campos elegidos al azar, aceptándose un error de conteo de hasta 20%. Se contabilizaron 200 campos al azar hasta completar un total de 400 valvas (frústulo entero=1 unidad/individuo por ml).

Análisis de datos

Para jerarquizar la dominancia de las especies se construyó el diagrama de Olmstead & Tukey (Sokal & Rohlf, 1981). Las especies dominantes, constantes, ocasionales y raras (o pocos frecuentes) se determinaron a partir de la relación entre las densidades de los individuos y sus frecuencias de aparición.

Para analizar la diversidad de diatomeas se calculó el índice de Shannon & Weaver (1963) H (Magurran, 2004). Este índice y sus intervalos de confianza (IC) fueron calculados con el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013). También se estimó la riqueza puntual con sus intervalos de confianza por el mismo método mencionado anteriormente.

Para la categorización del estado ecológico de los arroyos se aplicó el método de los saprobios (IS) de Pantle & Buck (Schwoerbel, 1975). El grado saprobico se determinó a partir de la densidad y valencia saprobica de cada especie con datos obtenidos de investigaciones propias, de bibliografía regional, de otros lugares y los registros de DBO₅ (Slàdeček, 1973; Seeligmann *et al.*, 2001; Licursi & Gómez, 2003; entre otros). Estos datos se incorporaron a la fórmula propuesta (IS) y se obtuvo el valor de saprobiedad.

Se utilizó el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) que fue diseñado para evaluar la eutrofización y polución orgánica de ríos y arroyos (Gómez & Licursi, 2001), este considera la sensibilidad de cada taxón con tres variables estrechamente relacionadas

a diversos impactos eutróficos y orgánicos (demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), amonio y fósforo reactivo soluble). El IDP varía entre 0 y 4, rango que define cinco tipos de clases de calidad de agua según las concentraciones de DBO_5 , NH_4^+ y PO_4^{3-} , que son definidas como muy buena (0-0,5), buena (>0,5-1,5), aceptable (>1,5-2), mala (>2-3) y muy mala (>3-4) (Licursi & Gómez, 2003). En este caso se reemplazó una de las variables, el PPO_4 , por el ortofosfato.

Se utilizó el método multivariado análisis de correlación canónica (ACC) para relacionar una matriz de abundancia de especies de diatomeas con una matriz de variables ambientales. Se empleó esta técnica porque en un examen preliminar de los datos se observó que las longitudes de los gradientes ambientales fueron mayores a 2 (dos) condición sugerida para el uso del método ACC (Ter Braak & Šmilauer, 1998; Legendre & Legendre, 2000). Las variables que componían la matriz ambiental fueron: año (2012, 2013, 2014), arroyo (Mista, Calimayo), estación de colecta (S1, S2, S3), estación del año (seca, de mayo a octubre y húmeda de noviembre a abril), temperatura, pH, oxígeno disuelto, Na^+ , Ca^{2+} , NH_4^+ , PO_4^{3-} , CE y K^+ . Se utilizaron test de permutación de Monte Carlo para comprobar la significancia de los ejes canónicos y las variables abióticas relacionadas a los mismos junto con correlación intergrupala.

Resultados

En el arroyo Calimayo el mínimo valor de temperatura fue de 13 °C en S1C en otoño/13 y el máximo se presentó en S2C con 30 °C (verano/14). Los registros térmicos del arroyo Mista oscilaron entre 12-26 °C en los sitios S3M (invierno/12) y S1M (verano/14), respectivamente.

El pH fue siempre superior a 7 en ambos arroyos, en el Calimayo osciló entre 7,2 y 8,7 en invierno/12 (S3C y S1C). En el arroyo Mista el menor y mayor registro se dieron en invierno/12 con 7,7 en S3M y 9,0 en S1M y S2M. Se observó una tendencia, en general, decreciente de los registros de esta variable hacia aguas abajo en ambos sistemas lóticos.

Los registros mínimos y máximos de conductividad eléctrica para el Calimayo fueron

de 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en S1C (verano/14) y de 2572 $\mu\text{S}/\text{cm}$ S2C (invierno/12). El menor valor en Mista fue de 1450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en S2M (verano/14) y el máximo registro fue de 5435 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en S3M (invierno/13).

En el arroyo Calimayo los tenores de oxígeno variaron entre 0,06 y 10 mg/L (en S3C durante casi todo el período de estudio y S1C otoño/13, respectivamente). Mientras que en las aguas del arroyo Mista el OD fluctuó de 0,06 mg/L a 15 mg/L, durante el invierno/12 en S3M y S1M, respectivamente.

La menor concentración de DBO_5 en el Calimayo se observó en el S1C durante verano/13 (0,30 mg/L) y la máxima en S2C para invierno/13 (738 mg/L). En el Mista esta variable fluctuó entre 0,40 y 95 mg/L en S1M (verano/13) y S3M (invierno/12), respectivamente. En la tabla 1 se presentan los valores obtenidos de las diferentes variables fisicoquímicas para ambos arroyos (Tabla 1).

Las aguas del arroyo Calimayo según el diagrama de Piper-Hill-Langelier fueron bicarbonatadas-cálcicas en el S1C, mientras que en S2C y S3C se clasificaron como cloruradas-sódicas. En el caso del Mista las aguas fueron cloruradas-sulfatadas-sódicas para todos los sitios y períodos estudiados.

La riqueza específica para ambos arroyos fue de 61 taxones, 15 fueron comunes a los dos sistemas, 10 se registraron exclusivamente en el Calimayo y 36 se observaron solamente para el Mista (Tabla 2).

En relación a la distribución temporal de la riqueza de especies del arroyo Calimayo se pudo apreciar que el menor registro se dio en el otoño/14 con 2 taxones para S2C y el mayor número se determinó para el invierno de 2012 en el S1C con 17. El género con más especies correspondió en el Calimayo a: *Gomphonema* (4). Mientras que para el arroyo Mista la menor riqueza se presentó en S2M con 14 taxones en el otoño/13 y el máximo fue de 39 en el invierno/12 en S3M. Los géneros que aportaron el mayor número de especies en este sistema fueron: *Navicula* y *Tryblionella* con 7 y *Gomphonema* y *Nitzschia* con 6.

El arroyo Mista presentó valores mayores de riqueza (49 taxones) comparado con el arroyo Calimayo (25 taxones) y los máximos registros no coincidieron ni en sitios ni temporalmente.

Tabla 1. Variables fisicoquímicas y biológicas medidas en ambos arroyos: CE: Conductividad eléctrica (µS/cm), Tem: Temperatura (°C), OD: Oxígeno disuelto (mg/L), DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L), las restantes unidades se midieron como mg/L. N/D: No detectado.

Table 1. Physicochemical and biological variables measured in both streams: CE: Electrical conductivity (µS/cm), Tem: Temperature (°C), DO: Dissolved oxygen (mg/L), BOD₅: Biochemical oxygen demand (mg/L), the remaining units were measured as mg/L. N/D: Not detected.

	pH	CE	Te	OD	DBO ₅	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
S1C Inv-12	8,7	631	14	9,2	0,6	213	108	5,7	18	23	3,9	80	15	2,2	0,01	0,05	0,05
S2C Inv-12	7,3	2572	23	0,1	338	793	N/D	192	294	368	46,8	134	15,6	1,53	0,03	0,44	0,62
S3C Inv-12	7,2	2000	19	0,1	134	579	N/D	144	265	299	35,8	80	28,2	1,12	0,1	0,55	0,75
S1M Inv-12	9	2620	17	15	3,5	439	168	408	276	506	19,5	40	20	0,01	0,02	0,05	0,1
S2M Inv-12	9	3440	13	12	2,1	500	168	672	336	667	21	40	27,9	0,02	0,01	0,05	0,15
S3M Inv-12	7,7	4820	12	0,1	94,8	640	510	1128	510	851	35,8	140	32	0,93	0,01	0,31	0,4
S1C Prim-12	8,3	470	20	7,1	0,6	195	48	4	24,8	17	5,07	39,9	20	2,24	0,02	0,06	0,19
S2C Prim-12	7,8	2030	27	0,6	116,1	610	N/D	100,8	291	330	65,1	33,4	15	1,25	0,02	0,67	0,29
S3C Prim-12	7,4	1933	24	0,1	248	579,5	N/D	78	291	399	33,9	60	36	8,75	0,03	1,44	0,85
S1M Prim-12	8,4	2640	23	9,2	0,8	497	138	401	269	469	23	33	29,6	1,12	0,01	0,07	0,2
S2M Prim-12	8,6	3160	21	12	2,6	378	264	557	333	540	24	46,6	18	0,37	0,01	0,03	0,2
S3M Prim-12	8,3	4650	22	5,8	9,6	408	126	1037	576	845	30,8	113	43	0,8	0,01	0,22	0,2
S1C Ver-13	8,4	280	20	7,9	0,3	103,7	24	9,61	17,7	8,9	3,9	26,6	12	1,34	0,07	0,07	0,12
S2C Ver-13	7,9	1620	25	1	119,1	433,1	N/D	110	241	230	12,9	73,4	12	1,08	0,3	0,54	0,84
S3C Ver-13	7,9	1400	24	0,1	94,12	433	N/D	72	191	190	12,9	66,6	15,96	2,17	0,24	0,48	0,82
S1M Ver-13	8,6	2520	23	8,6	0,4	439	84	456	251	460	15,9	36	23	0,01	0,01	0,05	0,2
S2M Ver-13	8,7	3380	23	7,1	1	439	108	710	354	600	17,9	40	24	0,02	0,01	0,21	0,4
S3M Ver-13	8,5	4880	24	5,9	3,3	305	66	1219	609	719	23	146	27,9	1,2	0,02	0,49	0,5
S1C Oto-13	8,6	476	13	9,5	0,9	183	72	2,8	17,7	169	3,9	46,6	20	0,53	0,02	0,05	0,17
S2C Oto-13	7,6	2250	22	0,5	263	707	N/D	96	315	310	23	113	20,04	0,63	0,07	0,42	0,2
S3C Oto-13	7,3	1880	19	0,1	275,9	610	N/D	67	262	270	19,8	100	20	0,59	0,06	0,75	0,51
S1M Oto-13	8,5	2580	14	12	2	445	192	350	283	480	15,9	42	24	0,33	0,02	0,05	0,4
S2M Oto-13	8,7	3280	13	7,7	1	402	240	585	354	609	17,9	40	20	0,02	0,01	0,05	0,3
S3M Oto-13	8,4	5400	14	9,4	0,7	219	192	1344	684	700	21,8	126	31,2	0,24	0,02	0,4	0,2
S1C Inv-13	8,5	600	14	10	1,04	73	204	144	39	23	3	60	27,6	2,19	0,01	0,3	0,85
S2C Inv-13	7,3	2300	22	0,1	738,3	701,5	36	168	262	339	37	86	3,9	1,37	0,04	1,6	1,5
S3C Inv-13	7,4	1900	19	0,1	578,3	530	72	120	234	270	28	93	15,9	0,8	0,05	1,6	1,34
S1M Inv-13	8,2	3660	15	12	1,2	6,1	354	835	468	675	18	66	15,9	3,9	0,01	0,62	0,3
S2M Inv-13	8,4	3465	18	8,7	2,2	390	216	655	390	670	19	26	15,9	0,6	0,01	0,19	0,4
S3M Inv-13	8,2	5435	14	11	5,8	213	192	1392	640	1100	23	133	42	1,14	0,02	0,6	0,3
S1C Pri-13	8,2	670	21	7,6	1,07	280	72	20	28	28	3	90	11	3,07	0,02	0,05	0,25
S2C Pri-13	7,4	2036	28	0,3	438,5	457	72	350	372	350	19	85	20	0,54	0,04	0,3	1,01
S3C Pri-13	7,5	1865	26	0,1	163,5	366	72	379	322	379	20	86,6	10,4	0,64	0,01	1,9	1,03
S1M Pri-13	8,1	2634	22	8,7	2,7	585	84	480	393	480	15	50	9,6	0,17	0,03	0,1	0,3
S2M Pri-13	7,8	3731	25	7,6	2,4	457	24	609	620	609	16	78	11	0,41	0,02	0,05	0,5
S1C Ver-14	8,1	150	21	7,3	1,6	36	12,4	5	17,7	6,9	3	13,4	4,8	1,63	0,02	0,05	0,24
S2C Ver-14	7,7	1040	30	0,7	223	506	N/D	95	74,5	97,9	14	80	14	0,32	0,03	0,1	0,32
S3C Ver-14	7,6	1080	25	0,1	153	445	N/D	65	103	95,9	13	80	12,8	4,7	0,03	1,14	0,19
S1M Ver-14	8,1	2150	25	5	2,8	341	68	244	305	410	21	46	14	4,2	0,02	0,05	0,5
S2M Ver-14	8,2	1450	23	5	2,6	274	37	124	220	290	17	33	6,3	1,7	0,02	0,05	0,7
S3M Ver-14	8	2700	24	4,3	5,9	311	37	417	426	439	19	66	15,9	4,4	0,02	0,05	0,5
S1C Oto-14	7,9	200	17	8,4	1,7	79,3	N/D	4,8	21	5,9	3,9	21,4	10,4	2,23	0,02	0,05	0,05
S2C Oto-14	7,9	1245	21	2,3	344	378	N/D	12	213	184	13	60	12	2,84	0,02	0,14	0,19
S3C Oto-14	7,9	1170	20	2,1	254	353,8	N/D	24	192	160	12	66,6	15,2	1,8	0,02	1,1	0,3
S1M Oto-14	8,5	2480	18	8,2	2,1	408	61	271	372	439	21	60	15,9	2,7	0,04	0,05	0,2
S2M Oto-14	8,4	2820	18	7	1	500	55	307	418	520	19	46	22	1,4	0,05	0,05	0,3
S3M Oto-14	8,3	5000	19	6,2	4,5	317	62	816	915	871	24	126	39	3,8	0,03	0,05	0,2

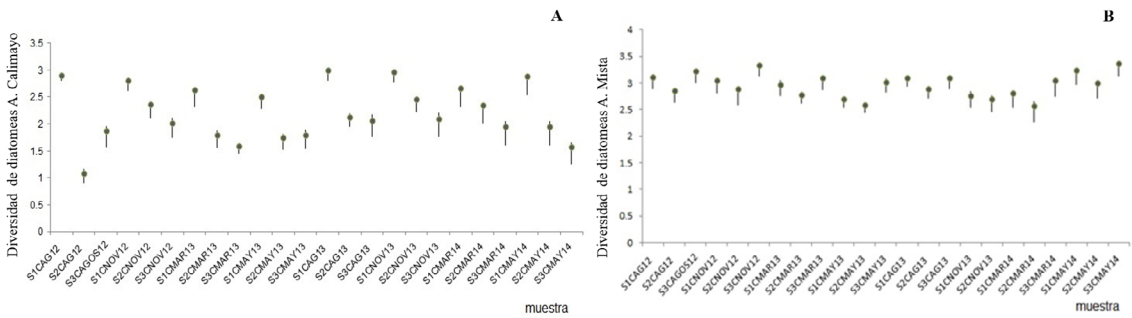


Fig. 2. Valores del índice de diversidad. A: Arroyo Calimayo. B: Arroyo Mista.
Fig. 2. Values of the diversity index. A: Calimayo stream. B: Mista stream.

En el arroyo Calimayo la menor densidad correspondió al S3C en el otoño/14 con 19 ind/ml, mientras que la máxima se presentó en el S1C con 227 ind/ml durante el invierno/12. En el sistema lótico Mista la mínima abundancia fue de 6 ind/ml en el verano/14 en S2M, mientras que el máximo registro se observó en S3M con 228 ind/ml durante agosto/13.

Con respecto al índice de diversidad y sus intervalos de confianza asociados (Fig. 2), no se observaron diferencias de los valores máximos registrados entre los arroyos muestreados. Para el caso del arroyo Calimayo, los datos de diversidad más elevados y significativos comparados con sitios y fechas correspondieron al sitio 1 en agosto (invierno) de 2012 y 2013 junto con noviembre (primavera) de 2013. Mientras que para el arroyo Mista fue el sitio 3 en noviembre (primavera) de 2012 y mayo (otoño) de 2014.

En el arroyo Calimayo mediante el diagrama de Olmeasted Tuckey ocho especies resultaron ser dominantes por su alta densidad y frecuencia: *Amphipectora lindheimerii*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Diatoma vulgare*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *Reimeria uniseriata* y *Ulnaria ulna*. Las especies constantes fueron tres: *Gomphonema truncatum*, *Pinnularia acrosphaeria* y *Surirella ovalis*. Los taxones ocasionales fueron seis: *Cymbella cymbiformis*, *Gomphonema pseudoagur*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia recta*,

Rhoicosphaenia abbreviata y *Surirella solea*. Los taxones raros fueron ocho: *Achnanthes brevipes*, *Cymbella affinis*, *Gomphonema affine*, *Luticola mutica*, *Melosira varians*, *Navicula radiosa*, *Nitzschia linearis* y *Sellaphora pupula* (Fig. 3A).

En el arroyo Mista se reconocieron 12 especies dominantes: *Amphora ovalis*, *Anomoeoneis sphaerophora*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cyclotella meneghiniana*, *Entomoneis alata*, *Gomphonema affine*, *Nitzschia obtusa*, *Pleurosigma elongatum*, *Rhopalodia gibba*, *Surirella ovalis*, *Surirella rotata* y *Ulnaria ulna*. Los taxones constantes fueron seis: *Gomphonema parvulum*, *Cosmioneis brasiliana*, *Parlibellus crucicula*, *Navicula peregrina*, *Pleurosira laevis* y *Tryblionella constricta*. Las ocasionales estuvieron representadas por 17 taxones: *Campylodiscus clypeus*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Craticula cuspidata*, *Cymbella turgidula*, *Gomphonema pseudoagur*, *Halampora coffeaeformis*, *Hippodonta capitata*, *Luticola mutica*, *Navicula cryptocephala*, *N. meniscus*, *N. radiosa*, *N. tripunctata*, *Nitzschia palea*, *Pinnularia acrosphaeria*, *Tryblionella levidensis* var. *levidensis*, *T. littoralis* y *T. salinarum*. Mientras que los taxones raros fueron 14: *Diatoma vulgare*, *Diploneis boldtiana*, *D. subovalis*, *Encyonema silesiacum*, *Gomphonema affinopsis*, *G. mexicanum*, *G. truncatum*, *Halampora veneta*, *Nitzschia acicularis*, *N. linearis*, *N. reversa*, *Tryblionella calida*, *T. compressa* y *T. hungarica* (Fig. 3B).

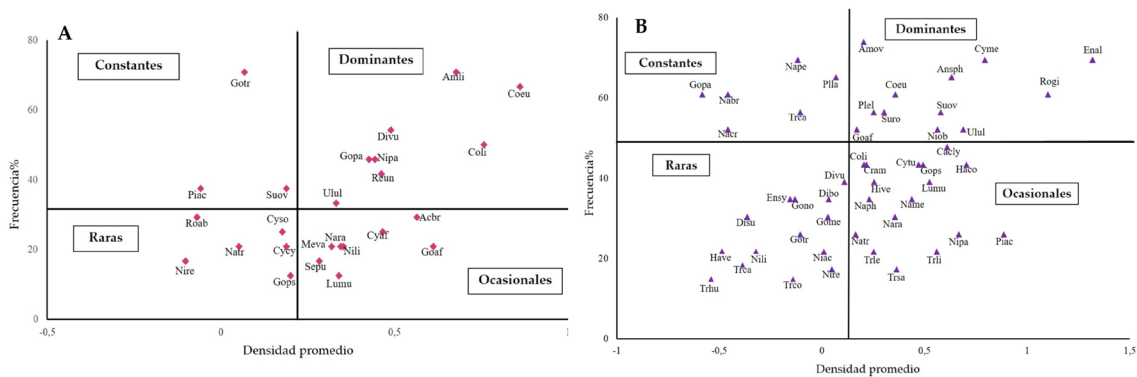


Fig. 3. Diagramas de Olmeasted Tuckey. A: Arroyo Calimayo. B: Arroyo Mista
 Fig. 3. Diagrams of Olmeasted Tuckey. A: Calimayo stream. B: Mista stream.

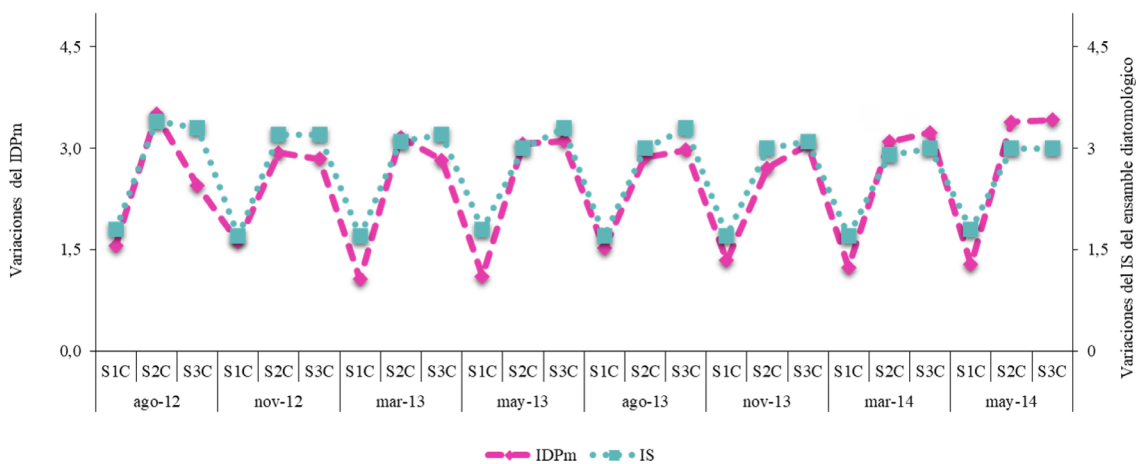


Fig. 4. Valores del índice sapróbico y de diatomeas pampeano modificado para el arroyo Calimayo.
 Fig. 4. Modified Pampean diatom and saprobic index values for the Calimayo stream.

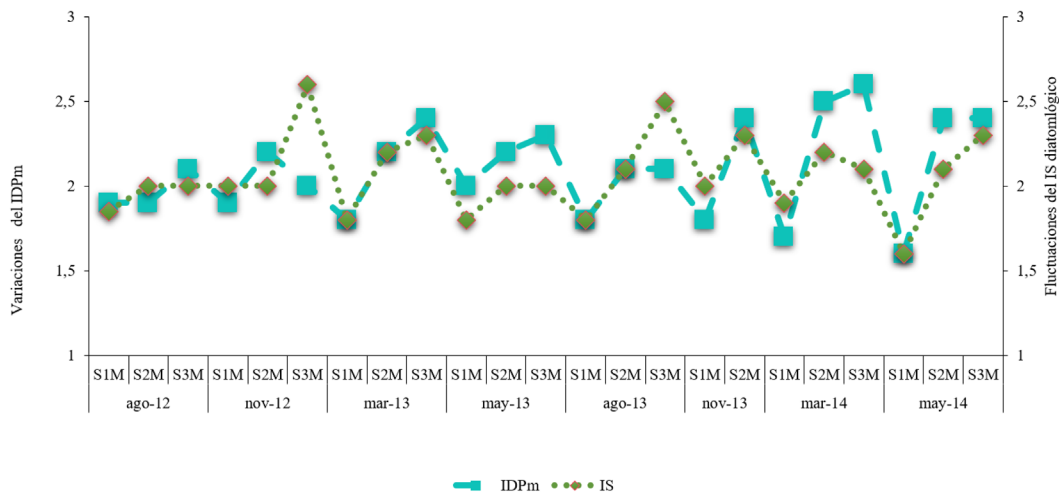


Fig. 5. Valores del índice sapróbico y de diatomeas pampeano modificado para el arroyo Mista.
 Fig. 5. Modified Pampean diatom and saprobic index values for Mista stream.

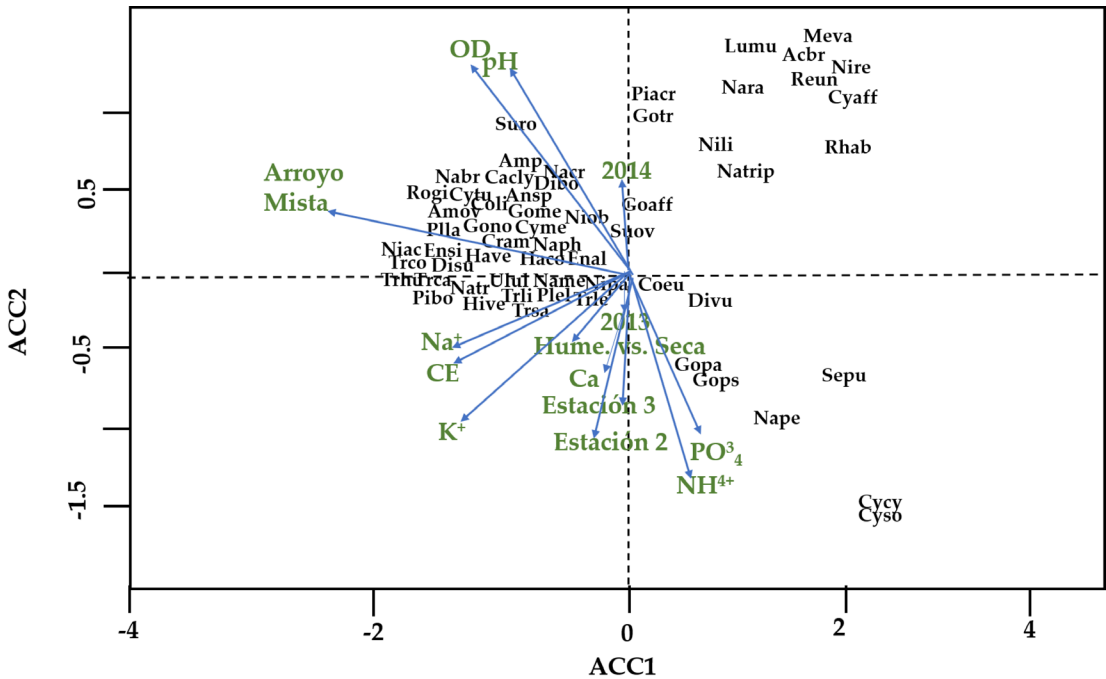


Fig. 6. Biplot ACC entre variables ambientales y ensamble de diatomeas: sitio 1 (antes de descarga), sitios 2 y 3 (después de descarga) durante cuatro estaciones: agosto (invierno-agosto/2012), nov (primavera-noviembre/2012), mar (verano-marzo/2013) y may (otoño-mayo/2013).

Fig. 6. CCA Biplot between environmental variables and diatom assemblage: site 1 (before discharge), sites 2 and 3 (after discharge) during four seasons: august (winter- August / 2012), November (spring-November / 2012), march (summer-March / 2013) and May (fall- May / 2013).

En el arroyo Calimayo considerando los valores del índice sapróbico (IS) (1,6-1,8) las aguas en S1C se caracterizaron como oligo- β -mesosapróbica indicando una contaminación débil y según el IDPm este sitio presentó valores que oscilaron entre 1,1 a 1,5, marcando una buena calidad de agua. Mientras que en S2C y S3C con registros de 2,9-3,4 del IS y 2,4-3,5 en el IDPm, estos índices denotaron aguas dentro del rango α -polisapróbicas, con contaminación fuerte y aguas de mala calidad (Fig. 4).

En el arroyo Mista los datos del IS caracterizaron a S1M como oligo- β -mesosapróbico, con valores de 1,6 a 1,9 y según el IDPm la calidad del agua en S1M fue aceptable (1,8-2). En el caso de los S2M y S3M el IS los determinó como β -mesosapróbicos, con valores de 2-2,3 y 2-2,6, respectivamente. Asimismo, el IDPm los catalogó con valores que oscilaron entre 2-2,6, indicando una mala calidad del agua

en esos puntos (Fig. 5).

En base al ACC los ejes 1 y 2 acumularon el 68% de la varianza explicada ($F = 2.83$, $p < 0.05$, $\chi^2 = 2.13$, Fig. 6). La tabla 3 muestra las variables ambientales que resultaron significativas mediante pruebas de permutación de Monte Carlo y que habrían favorecido las mayores abundancias de 11 especies de diatomeas: *Melosira varians* (Meva); *Achnanthes brevipes* (Acbr); *Luticola mutica* (Lumu); *Navicula radiosa* (Nara); *Cymbella affinis* (Cyaf); *Rhoicosphaenia abbreviata* (Rhab); *Sellaphora pupula* (Sepu); *Cymbella cymbiformis* (Cycy); *Surirella solea* (Cyso); *Nitzschia recta* (Nire); *Reimeria uniseriata* (Reun). Así, en la estación de muestreo 2 del arroyo Calimayo a menores valores de pH, CE, OD, Na^+ y Ca^{2+} y a mayores valores de temperatura y NH_4^+ se registraron las mayores abundancias de las especies mencionadas.

Tabla 2. Riqueza diatomológica de ambos arroyos. S1C: ▲; S2C: ■; S3C: ●; S1M: ♣; S2M: ♦; S3M: ♠
Table 2. Diatomological richness of both streams. S1C: ▲; S2C: ■; S3C: ●; S1M: ♣; S2M: ♦; S3M: ♠

Taxones	Cod.	Presencia Sitios/Arroyos
<i>Achnanthes brevipes</i> C. Agardh	Acbr	▲
<i>Amphipleura lindheimerii</i> Kützing	Amp	▲
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	Amov	♣♦♠
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) E. Pfitzer	Ansph	♣♦♠
<i>Campylodiscus clypeus</i> (Ehrenberg) Ehrenberg ex Kützing	Cacly	♣♦♠
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow	Coeu	▲■●♣♦♠
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	Coli	▲■●♣♦♠
<i>Cosmioneis brasiliana</i> (Cleve) C. E. Wetzel & Ector	Nabr	♣♦♠
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) D. G. Mann	Cram	♣♠
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	Cyme	♣♦♠
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	Cyaf	▲
<i>Cymbella cymbiformis</i> C. Agardh	Cycy	▲■●
<i>Cymbella turgidula</i> Grunow	Cytu	♣♦♠
<i>Diatoma vulgaris</i> Bory	Divu	▲■●♣♦♠
<i>Diploneis boldtiana</i> Cleve	Dibo	♣♦♠
<i>Diploneis subovalis</i> Cleve	Disu	♣♦♠
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) D. G. Mann	Ensi	♦♠
<i>Entomoneis alata</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	Enal	♣♦♠
<i>Gomphonema affine</i> Kützing	Goaff	▲■●♣♦♠
<i>Gomphonema affinopsis</i> Metzeltin, H. Lange-Bertalot & F. García-Rodríguez	Gono	♣♦♠
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	Gogr	♣♦♠
<i>Gomphonema mexicanum</i> Grunow	Gome	♣♦♠
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	Gopa	▲■●♣♦♠
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	Gops	▲■●♣♦♠
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	Gotr	▲■●♣♦♠
<i>Halamphora coffeaeformis</i> (C. Agardh) Levkov	Haco	♦♠
<i>Halamphora veneta</i> Kützing (Kützing) Levkov	Have	♣♦♠
<i>Hippodonta capitata</i> Patrick (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	Hive	♦♠
<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D. G. Mann	Lumu	▲■●♣♦♠
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	Meva	▲■●
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	Naph	♠
<i>Navicula meniscus</i> Schumann	Name	♣♦♠
<i>Navicula peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing	Nape	♣♦♠
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	Nara	▲■●♣♦♠
<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	Natr	▲■●♣♦♠
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	Niac	♣♠
<i>Nitzschia linearis</i> (C. Agardh) W. Smith	Nili	▲■●♣♦♠
<i>Nitzschia obtusa</i> W. Smith	Niob	♣♦♠
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	Nipa	▲■●♣♦♠

Taxones	Cod.	Presencia Sitios/Arroyos
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	Nire	▲
<i>Nitzschia reversa</i> W. Smith	Nirv	♣♣♣
<i>Parlibellus crucicula</i> (W. Smith) Witkowski, Lange-Bertalot & Metzeltin	Nacr	♣♣♣
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> W. Smith	Piac	▲■●♣♣♣
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg	Pibo	♣♣
<i>Pleurosigma elongatum</i> W. Smith	Plel	♣♣♣
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère	Plla	♣♣♣
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala, Guerrero & Ferrario	Reun	▲■●
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	Rhab	▲■
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller	Rogi	♣♣♣
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	Sepu	▲
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson	Suov	▲■●♣♣♣
<i>Surirella solea</i> (Brébisson) Brébisson	Cyso	■●
<i>Surirella rotata</i> Frenguelli	Suro	♣♣♣
<i>Tryblionella calida</i> (Grunow) D. G. Mann	Trca	♣♣♣
<i>Tryblionella compressa</i> (J. W. Bailey) M. Poulin	Trco	♣♣♣
<i>Tryblionella constricta</i> (Kützing) Poulin	Trtr	♣♣♣
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Frenguelli	Truh	♣♣♣
<i>Tryblionella levidensis</i> var. <i>levidensis</i> (W. Smith) Grunow	Trle	♣♣♣
<i>Tryblionella littoralis</i> (Grunow) D. G. Mann	Trli	♣♣♣
<i>Tryblionella salinarum</i> (Grunow) Pelletan	Trsa	♣♣♣
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	Ulul	▲■●♣♣♣

Tabla 3. Coeficientes de correlación inter conjunto de los ejes canónicos (ACC1, ACC2) y variables ambientales.

Table 3. Inter-set correlation coefficients of the canonical axes (CCA1, CCA2) and environmental variables.

Códigos de las variables ambientales	Coefficiente de correlación interset ACC1	Coefficiente de correlación interset ACC2
Temperatura (T)	0,074	-0,385 *
pH	-0,369	0,562 *
Oxígeno disuelto (OD)	-0,335	0,610 *
CE	-0,777*	-0,243
Na ⁺	-0,812*	-0,211
K	-0,356	-0,573
Ca ²⁺	-0,144	-0,269 *
NH ₄ ⁺	0,275	-0,583 *
PO ₄ ³⁻	0,265	-0,433
Arroyo Mista vs Calimayo	-0,989*	0,051
Estación 2	-0,024	-0,352*
Estación 3	-0,203	-0,293
Estación húmeda vs estación seca	-0,089	-0,105
2013	-0,017	-0,074
2014	-0,025	0,016

Discusión y Conclusiones

En los sitios de referencia (sitios 1) se observó una fluctuación de la temperatura relacionada con la variabilidad estacional, con valores mínimos en otoño-invierno y los más elevados en verano; sin embargo, es necesario destacar que en los sitios afectados por efluentes polutos la temperatura fue siempre más elevada que en los sitios 1 de ambos arroyos, independientemente de la estacionalidad. Esta situación también se observó en otros ambientes lóticos de Argentina como en el río Gastona (Tucumán, Mirande, 2001) y en el arroyo Don Gato, tributario del río de La Plata (Buenos Aires, Gómez *et al.*, 2008).

La alcalinidad de los arroyos estudiados se mantuvo durante el período analizado lo que coincide con datos de la cuenca del río Juramento en Salta (Salusso, 2005), en los ríos Tapia y Vipos (Martínez De Marco, 2009) en Tucumán, entre otros. El pH presentó un decrecimiento marcado en los sitios ubicados aguas abajo, lo que podría estar asociado a la descomposición de la carga orgánica vertida por los efluentes polutos o a un incremento en la concentración de sulfatos o cloruros, situación concordante con lo encontrado por Plataroti (2010) en el río Luján que se encuentra afectado por descargas contaminantes.

El agua del sitio 1 del arroyo Calimayo presentó una mineralización media-acentuada, lo que concuerda con diversos sistemas lóticos como por ejemplo con lo encontrado por Martínez & Donato (2003) para el río Tota (Colombia), en Tucumán por Martínez De Marco & Tracanna (2012) en el río Vipos. Todos los sitios del Mista y S2C-S3C del Calimayo tuvieron mineralizaciones elevadas (más de 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), lo que estaría asociado a factores como las bajas precipitaciones en ciertas épocas del año, la litología y también a la descarga de contaminantes que alteran el contenido de iones y materiales disueltos provocando las discontinuidades registradas tanto a nivel espacial como temporal. Estos elevados registros de conductividad ya fueron determinados por González & Domínguez (1994), Valz-Gianinet *et al.* (1999) y Powell (2011) en el arroyo Calimayo al analizar el impacto de efluentes polutos sobre la biota. Este comportamiento también

se observó en distintos ríos y arroyos del país sometidos a diferentes tipos de polución por ej. ríos Luján, Reconquista, Matanza-Riachuelo, entre otros (Castañe *et al.*, 1998; Lombardo *et al.*, 2009; Plataroti, 2010).

En los tres sitios del arroyo Mista (excepto en S3M en invierno/12) y el sitio 1 del Calimayo las aguas estuvieron oxigenadas con leves variaciones y las concentraciones de DBO_5 , fueron bajas. Esta conjunción de alto contenido de OD y bajo DBO_5 coincidió con lo mencionado en Tucumán para algunos ríos de Tafi del Valle (Isasmendi *et al.*, 2007), en Salta para los ríos Arenales y Arias (Saluso & Moraña, 2002), en Córdoba para las redes hídricas Piedra Blanca, Chocancharava y Chucul (Luque & Martínez de Fabricius, 2005; Novoa, 2014). Los tenores de oxígeno disuelto en los sitios 2 y 3 del arroyo Calimayo y el S3M (invierno/12) fueron muy bajos denotando condiciones de anoxia lo que podría indicar que la carga orgánica de origen industrial vertida en estos tramos excede la capacidad de autodepuración y los niveles de oxígeno responden principalmente a la DBO_5 , tal como fuera descrito por Arreghini (2008) para el río Reconquista. Probablemente, el vertido proveniente de la industria papelera en esos sectores del Calimayo generó un aporte de sustancias que no pudo ser biodegradado totalmente. Estos efluentes causan diferentes tipos de impacto ambiental, los cuales están asociados a su contenido de sólidos en suspensión y carga orgánica.

En el caso del arroyo Mista, particularmente en el sitio 3, su estado se podría deber a la producción del ingenio azucarero, que elimina residuos orgánicos (cachaza y vinaza), que ocasionan anoxia, elevada demanda bioquímica de oxígeno y disminución del pH entre otros disturbios, situación que concuerda con lo encontrado en los ríos Salí y Gastona (Mirande, 2001; Seeligmann *et al.*, 2001).

Mientras que el sitio 1 del Calimayo se corresponde por su litología a aguas bicarbonatadas, en los otros sitios de este arroyo, el agua se clasificó como clorurado-sódicas, lo que fue observado también en la década del 90 por Padilla *et al.* (1996) y podría relacionarse con la utilización de hipoclorito de sodio en la producción del papel (Villalonga, 2006).

En el arroyo Mista el agua fue clorurado-sulfatado-sódica en todos los sitios y épocas estudiadas lo que coincide con lo propuesto por Zuccardi & Fadda (1985) quienes mencionan que la naturaleza salina del suelo sobre la que discurre el arroyo estaría aportando gran cantidad de sodio (entre 350-20.000 mg/L) datos que coinciden con los encontrados en este trabajo.

Las concentraciones de nitrato en los sitios 2 y 3 del Calimayo fueron elevadas cercanas al valor límite, registros similares se encontraron en distintos ríos: Santa Lucía, Uruguay (Mendes *et al.*, 1988), Matanza-Riachuelo (Buenos Aires) (Gómez *et al.*, 2008), Salí (Seeligmann *et al.*, 2001). En el caso de los sitios del arroyo Mista cabe mencionar que se encuentran cercanos a cultivos de caña de azúcar y que es probable que el uso de agroquímicos podría incrementar los niveles de nitrato, como así también se debe considerar los efluentes del ingenio azucarero.

La riqueza de diatomeas fue, en general elevada, similar a lo encontrado en otros cursos del país, por ejemplo en los ríos: Piedra Blanca, Chucul, Santa Catalina, Río Cuarto (Córdoba), alta cuenca del Bermejo (Salta), en el Gastona, Vipos y Tapia (Tucumán) (Mirande, 2001; Luque & Martínez de Fabricius, 2005; Martínez De Marco, 2009; Martínez de Fabricius *et al.*, 2010; Martínez De Marco *et al.*, 2011; Novoa, 2014). El menor número de especies se observó en el arroyo Calimayo y el mayor en el Mista. Hubo ciertas diferencias estacionales entre los arroyos, la máxima riqueza en el Calimayo se obtuvo en invierno y la mínima en el verano, mientras que en el Mista fue más elevada en verano y menor en otoño. Las variedades, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *C. placentula* var. *lineata* y las especies *Gomphonema parvulum*, *G. pseudoaugur*, *Melosira varians*, *Surirella solea* y *Ulnaria ulna* fueron dominantes en las muestras analizadas y han sido previamente citadas en ambientes eutrofizados a hipereutrofizados, lo que da un indicio de un alto grado de deterioro en los sistemas considerados (Pizarro & Almanni, 2005; Esquiús *et al.*, 2008; Mengo, 2017).

Se pudo observar que la diversidad varió siguiendo una dinámica anual-interanual y

según el sitio de descarga de los efluentes contaminantes. En el Calimayo la mayor diversidad, en general, se observó en el sitio aguas arriba y en el Mista preferente en aguas debajo de la descarga (S3M).

La abundancia de diatomeas fue máxima durante el invierno y la primavera en ambos arroyos, pero en diferentes años y los menores valores se registraron en verano-otoño, coincidiendo con lo observado en otros cuerpos de agua (Mirande, 2001; Salusso, 2005). En los sitios impactados las mayores densidades observadas en invierno coincidieron con elevados registros de DBO₅, lo que denota una mala calidad en los puntos de descarga o aguas abajo. Es necesario destacar que en la época invernal ocurre la mayor actividad agroazucarera y agroindustrial de la zona (Medwid, 2008).

En base al diagrama de Olmeasted & Tukey se pudo observar que la composición de diatomeas para cada arroyo fue diferente. Las especies dominantes fueron 8 y las constantes solo 3 en el Calimayo, mientras que el Mista fueron 12 dominantes y constantes 6, situación semejante a lo citado para ríos de México por Varona Cordero & Gutiérrez Mendieta (2003). Sólo dos taxones coincidieron en ambos arroyos como dominantes: *Cocconeis placentula* var. *euglypta* y *Ulnaria ulna*. Entre las otras especies dominantes algunas fueron propias de cada arroyo, mientras que otras cambiaron su status ya sea a constante, a ocasional o a rara sin apreciarse una diferenciación por estación de muestreo, por año o por estación seca versus época húmeda.

Se pudo apreciar que el tipo de agua en los sitios 1 de los dos sistemas fueron determinadas como oligo-β-mesosapróbica denotando una buena calidad, esta tipificación fue respaldada por el índice de diatomeas pampeano modificado (IDPm), según el cual estos lugares presentaron un buen estado, con polución y eutrofización mínimas y un leve grado de disturbio, datos que coinciden con las características mencionadas para ríos serranos de Córdoba (Martínez de Fabricius *et al.*, 2010), para el arroyo La Tapera en Buenos Aires (Esquiús *et al.*, 2008) entre otros. Esta condición se modificó en el resto de los sitios, tanto de descarga (S2) como

aguas abajo (S3) donde presentan el rango α -polisaprobicas para el arroyo Calimayo, mientras que β -mesosaprobico para el Mista. El mal estado de los sitios más poluidos se vio también afectado por la estacionalidad de la región, incrementando sus malas condiciones en las épocas de sequía. Los valores elevados del IS e IDPm en los sitios más perturbados concuerdan con lo citado para los ríos de la cuenca Matanza-Riachuelo en Buenos Aires y La Plata por Licursi & Gómez (2003). Cabe resaltar que el arroyo Calimayo en la estación de descarga (S2) a menores valores de pH, CE, OD, Na^+ y Ca^{2+} y a mayores valores de temperatura y NH_4^+ se observaron incrementos en las abundancias de 11 especies que en otras condiciones se registraron como ocasionales o raras (resultado del método multivariado ACC). Se destaca que *Reimeria uniseriata* especie propia del Calimayo, independientemente de condiciones anteriores o posteriores a las descargas de efluentes contaminantes, estuvo en condición dominante lo que determinaría que se comportó como tolerante para esas condiciones ambientales. El ACC realizado permitió observar una relación entre las variables fisicoquímicas y el ensamble de diatomeas, que favoreció la presencia y desarrollo de diversos taxones los cuales fueron mencionados en varios ambientes con un amplio rango de polución.

De los resultados obtenidos se detectaron dos patrones de fluctuación: uno espacial asociado a la acción antropogénica y uno temporal relacionado con el clima y la hidrología de cada arroyo. La existencia de patrones de variación temporal y estacional también se asocian con las condiciones fisicoquímicas que se modifican debido al incremento de actividad agroindustrial que provocan el deterioro de la calidad del agua y el aumento del estado trófico en los cursos hídricos estudiados, lo que se refleja en la variación de la composición y abundancia diatomológica.

El ensamble de diatomeas resultó ser una taxocenosis bioindicadora sensible del estado de los arroyos, coincidiendo con numerosos trabajos realizados en diversas partes de Argentina y del mundo. Es necesario destacar que estos arroyos aportan gran cantidad de materia orgánica y efluentes polutos a la cuenca

Salí-Dulce de manera que incrementan la contaminación y el deterioro de esta importante red hídrica del NOA.

En este trabajo se registraron un total de 61 especies de las cuales 11 en su dinámica pasaron de ser ocasionales o raras a dominantes según sus abundancias, lo que se observó en el ACC por lo que serían buenas indicadoras del estado de contaminación.

Esta contribución es de relevancia si se considera, coincidiendo con Domínguez *et al.* (2022), que en el territorio argentino, tan amplio y diverso no se puede utilizar un único tipo de índice en bioindicación, sino que es necesario generar y ajustar los índices desarrollados en cada una de las regiones. El empleo del índice de diatomeas pampeano modificado, creado en base a datos propios, resultó más sensible y eficaz en la determinación del estado ecológico. De manera que podría ser una herramienta diagnóstica, de seguimiento de la calidad del agua y planificación que serviría para brindar información válida y de fácil aplicación en cuencas del Noroeste de Argentina.

Agradecimientos

A las Dras. Beatriz Tracanna y Silvia Martínez De Marco por su dirección, guía, acompañamiento y enseñanzas en la temática de la ficología.

Bibliografía

- ADLER, F. J. (2014). El futuro del agua en Tucumán. San Miguel de Tucumán: Yerba Buena.
- APHA, AWWA & WEF. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, 21st. ed. Washington, D.C., EUA.
- ANDRADA-SERVIN, A. G. & ISRADE-ALCANTARÁ, I. (2021). Riqueza y distribución de las diatomeas epilíticas indicadoras de contaminación en el río Angulo afluente del río Lerma, México. *Hidrobiológica* 31: 43-52.
- ARREGHINI, S. (2008). Bases para la clasificación, monitoreo y remediación de un río de llanura. Una aproximación a nivel de cuenca. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Buenos Aires. 220 pp.

- BALIAN, E. V., SEGERS, H. C., LÉVÊQUE & MARTENS, K. (2008). The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia* 595: 627-637.
- BALLESTEROS, I., CASTILLEJO, A. P., HARO, C., MONTES, C., HEINRICH, C. & LOBO, E. A. (2020). Genetic barcoding of Ecuador a epilithic diatom species suitable as water quality bioindicators. *Comptes Rendus Biologies* 343: 41-52. <https://doi.org/10.5802/crbiol.2>.
- BATTARBEE, E. W. (1986). Diatom Analysis. Diatom Analysis. En BERGLUND, B. E. (ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, pp. 527-570. New York.
- BELLINGER, E. & SIGEE, D. (2010). *Freshwater algae Identification and use as Bioindicators*. Wiley-Blackwell.
- CASTAÑE, P. M., LOEZ, C. R., OLGUÍN H. F., PUIG, A., ROVEDATTI, M. G., TOPALIÁN, M. L. & SALIBIÁN, A. (1998). Caracterización y variación espacial de parámetros físico-químicos y del plancton en un río urbano contaminado (río Reconquista, Argentina). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 14: 69-77.
- COLLEN, B., WHITTON, F., DYER, E. E., BAILLIE, J. E., CUMBERLIDGE, N., DARWALL, W. R., POLLOCK, C., RICHMAN, N. I., SOULSBY, A. M & BÖHM, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography* 23: 40-51.
- DÍAZ, S., TILMAN, D. & FARGIONE, J. (2005). Biodiversity regulation of ecosystem services. En HASSAN R., SCHOLERS R. & N. ASH (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, pp. 297-329. Island Press. USA.
- DI RIENZO, J. A., CASANOVES, F., BALZARINI, M. G., GONZÁLEZ, L., TABLADA, M. & ROBLEDO, C. W. (2013). InfoStat version. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>.
- DOMÍNGUEZ, E., ROMERO, F., FERNÁNDEZ, H. & CUEZZO, M. G. (2020). Aplicación de indicadores biológicos en el noroeste argentino; el caso de la cuenca Salí-Dulce. En DOMÍNGUEZ E., GIORGI A. & N. GÓMEZ (eds.), *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica*, pp. 56-80. Buenos Aires. Argentina.
- DOMÍNGUEZ, E., ENCALADA, A., FERNÁNDEZ, H., GIORGI, A., MARCHESI, M., MISERENDINO, M., MUNNE, A., PRAT, N., RÍOS-TOUMA, B. & RODRÍGUEZ CAPÍTULO, A. (2022). Biomonitoring in rivers of Argentina: A way to travel. *Ecología Austral* 32: 934-949. http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1212/1104
- ESQUIÚS, K. S., ESCALANTE, A. H. & SOLARI, L. C. (2008). Algas epífitas indicadoras de calidad del agua en arroyos vinculados a la Laguna de los Padres. *Biología Acuática* 24: 95-102.
- GÓMEZ, N. & LICURSI, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- GÓMEZ, N., SIERRA, M. V., CORTELEZZI, A. & RODRÍGUEZ CAPÍTULO, A. (2008). Effects of discharges from the textile industry on the biotic integrity of benthic assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*: 472-479.
- GONZÁLEZ, J. A. & DOMÍNGUEZ, E. (1994). Efectos de los efluentes de una planta elaboradora de papel sobre la calidad del agua y composición biótica en el arroyo Calimayo (Tucumán, Argentina). *Serie Conservación de la Naturaleza* 8. FML.
- HART, D. D. & CALHOUN, A. J. K. (2010). Rethinking the role of ecological research in the sustainable management of freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 258-269.
- INSTITUTO ARGENTINO DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN. (1996). Norma IRAM 29012-2: calidad del medio ambiente: agua: muestreo: directivas generales sobre técnicas. Buenos Aires.
- INSTITUTO ARGENTINO DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN. (1998). Norma IRAM 29012-3: calidad del agua: muestreo: guía para la preservación y manipulación de las muestras. Buenos Aires.
- INSTITUTO ARGENTINO DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN. (2005). Norma IRAM 301/ISO17025-requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y de calibración. Buenos Aires.
- ISASMENDI, S., TRACANNA, B., VENDRAMINI, F. H., NAVARRO, M. G., BARRIONUEVO, M. A. & MEONI, S. (2007). Caracterización física y química de ríos de montaña (Tafí del Valle - Tucumán - Argentina). *Limnetica* 26: 129-142.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (2000). *Numerical Ecology*. Second English Edition. Elsevier Science B.V.
- LICURSI, M. & GÓMEZ, N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana Argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21: 31-49.

- LOMBARDO, R., O'FARRELL, I. & DOS SANTOS, A. M. (2009). Spatial and temporal ion dynamics on a complex hydrological system: the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina). *Aquatic Geochemical* 16: 293-309. <https://doi:10.1007/s10498-009-9064-5>.
- LUQUE, M. E. & MARTÍNEZ DE FABRICIUS, A. L. (2005). Algas fitoplanctónicas del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina) y su relación con los factores ambientales. *Lilloa* 42: 69-79.
- MAGURRAN, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, United Kingdom.
- MARTÍNEZ DE MARCO, S. N. (2009). Estudio de la comunidad fitoplanctónica en ríos de la cuenca superior del río Salí (Tucumán, Argentina). Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán. 226 pp.
- MARTÍNEZ DE MARCO, S. N., TRACANNA, B. C. & MAIDANA, N. I. (2011). Fitoplancton de ambientes lóticos de la cuenca superior del río Salí, Tucumán, Argentina. *Lilloa* 48: 100-123.
- MARTÍNEZ DE MARCO, S. N. & TRACANNA, B. C. (2012). Variaciones espaciotemporales del fitoplancton de la cuenca alta del río Salí (Tucumán, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 47: 23-340.
- MARTÍNEZ, L. & DONATO, J. C. (2003). Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). *Caldasia* 25: 337-354.
- MARTÍNEZ DE FABRICIUS, A. L., LUQUE, M. E. & BOCCOLINI, M. (2005). Diatomeas planctónicas de cursos de agua: Cuenca del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Boletín Sociedad Argentina de Botánica* 40: 183-198.
- MARTÍNEZ DE FABRICIUS, A. L., LUQUE, M. E., LOMBARDO, D. & NOVOA, M. D. (2010). Phytoplankton from Suco and La Felipa lakes, Córdoba, Argentina. <http://www.alihuen.org.ar/algas-ficologia/algas-del-sur-de-cordoba-2.html>.
- MEDWID, B. (2008). Mitos y realidades de la pobreza y el Mercosur. El caso de la industria azucarera en Tucumán. En publicación: *La economía política de la pobreza / Alberto Cimdamore (comp.)* Buenos Aires. CLACSO.
- MENDES, S., PINTOS, W. & LUCCHI, C. (1988). Estudio de las características fisicoquímicas del agua de una zona del río Santa Lucía (Uruguay). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 19: 123-133.
- MENGO, L. (2017). Composición taxonómica y riqueza de diatomeas en el río Suquia. Córdoba (Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 4: 55-62.
- MIRANDE, V. (2001). Dinámica del fitoplancton del río Gastona (Tucumán, Argentina) en relación a la calidad de sus aguas. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán. 271 pp.
- MORELLO, J., MATTEUCCI, S. & RODRÍGUEZ, A. (2012). *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. I Ed. Orientación Gráfica Editora.
- NEWBOLD, T., HUDSON, L. N., HILL, S. L., CONTU, S., LYSENKO, I., SENIOR, R. A., BÖRGER, L., DOMINIC BENNETT, D. J., CHOIMES, A., COLLEN, B., DAY, J., DE PALMA, A., DÍAZ S. & ECHEVERRÍA-LONDOÑO, S. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520: 4550.
- NOVOA, M. D. (2014). Diatomeas del fitoplancton de sistemas fluviolacustres endorreicos del sur de Córdoba. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas Fisicoquímicas y Naturales Universidad Nacional de Río Cuarto. 236 pp.
- PADILLA TORRES, S., APELLA, M. C. & HIDALGO, M. DEL V. (1996). Ríos de la Provincia de Tucumán: Conductividad y Clasificación. Serie Monográfica y Didáctica 32, FCN e IML. UNT.
- PEÑA, E., PALACIOS, M. & OSPINA, N. (2005). Alternativas de monitoreo de calidad de aguas: Algas como bioindicadores. *Acta Nova* 4: 513-517.
- PÉREZ MIRANDA, C., ALMADA, G. H., RIVIERE, C. A., GORDILLO, M. A., FERNÁNDEZ TURIEL, J. L. & MEDINA, M. E. (2001). Proyecto AGUA – Composición y calidad del agua de la Cuenca Hidrográfica del río Salí, Provincia de Tucumán, Argentina. Gobierno de la Provincia de Tucumán.
- PIZARRO, H. & ALMANNI, M. (2005). Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján (Provincia de Buenos Aires). *Ecología Austral* 15: 73-88.
- PLATAROTI, M. C. (2010). Caracterización de la calidad del agua de una sección del Río Luján: Efectos sobre el fitoplancton. Seminario de Licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. UBA. 62 pp.
- POWELL, P. (2011). Respuesta de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a efluentes industriales en la Provincia de Tucumán, Argentina. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales e IML. Universidad Nacional de Tucumán. 142 pp.
- RUSSI, D., TEN BRINK, P., FARMER, A., BADURA, T., COATES, D., FÖRSTER, J., KUMAR, R. & DAVIDSON, N. (2013). The Economics of Ecosystems and

- Biodiversity for Water and Wetlands. London and Brussels: Institute for European Environmental Policy; Gland: Ramsar Secretariat.
- SALUSSO, M. & MORAÑA, L. (2002). Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del Noroeste Argentino. *Revista Biología Tropical* 50: 327-336.
- SALUSSO, M. M. (2005). Evaluación de la calidad de los recursos hídricos superficiales en la Alta Cuenca del Juramento (Salta). Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Buenos Aires. 209 pp.
- SCHWOERBEL, J. (1975). Métodos de Hidrobiología. H. Blume ediciones, Madrid.
- SEELIGMANN, C., TRACANNA, B. C., MARTÍNEZ DE MARCO, S. & ISASMENDI, S. (2001). Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad de agua de sistemas lóticos en el Noroeste Argentino. *Limnetica* 20: 123-133.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1963). *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press.
- SLÀDEČEK, V. (1973). System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie und Ergebnisse Limnologie* 7: 1-218.
- SOKAL, R. & ROHLF, F. J. (1981). *Biometry*. Freeman. 2nd Ed. San Francisco, California.
- TABOADA, M. DE LOS Á., GULTEMIRIAN, M. DE L., MARTÍNEZ DE MARCO, S. N. & TRACANNA, B. C. (2015). Ficoflora epilítica y variables ambientales del arroyo Calimayo (Tucumán-Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 50: 467-480.
- TABOADA, M. DE LOS Á., MARTÍNEZ DE MARCO, S. N., TRACANNA, B. C. & BUSTOS, M. S. (2017). Nuevos registros de Bacillariophyceae en ecosistemas lóticos del Noroeste de Argentina I. *Lilloa* 5: 240-265.
- TABOADA, M. DE LOS Á., S. MARTÍNEZ DE MARCO, ALDERETE, M., GULTEMIRIAN, M. L. & TRACANNA, B.C. (2018). Evaluación del fitoplancton y la calidad del agua de un arroyo subtropical del Noroeste Argentino. *Bonplandia* 27: 135-155.
- TABOADA, M. DE LOS Á., MIRANDA, M. J. & GAVRILOFF, I. J. C. (2021). Primer relevamiento de la riqueza algal de una laguna de montaña del Noroeste Argentino. *Bonplandia* 30: 37-60. <http://dx.doi.org/10.30972/bon.3014589>.
- TER BRAAK, C. J. & ŠMILAUER, P. (1998). *CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: software for canonical community ordination (Version 4)*. Ithaca, New York.
- UTERMÖHL, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- VALZ-GIANINET, J. N., LLANOS, R. J. & MICELI, D. C. (1999). Efecto Tóxico del Agua de Ríos de la Cuenca del Salí sobre el Desarrollo Embrionario de Anfibios (*Bufo arenarum*). Serie Conservación de la Naturaleza 13. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- VARONA CORDERO, F. & GUTIÉRREZ MENDIETA, F. (2003). Estudio multivariado de la fluctuación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en dos lagunas costeras del estado de Chiapas. *Hidrobiológica* 13: 177-194.
- VILLALONGA, J. C. (2006). *Presente y Futuro de la Industria Celulósica en la Región: hacia un Plan de Producción Limpia*. 1ª Edición. Greenpeace Argentina, Buenos Aires.
- WU, N., DONG, X., LIU, Y., WANG, C., BAATRUP-PEDERSEN, A. & RUIB, T. (2017). Using river microalgae as indicators for freshwater biomonitoring: Review of published research and future directions. *Ecological Indicators* 81: 124-131. <https://doi:10.1016/j.ecolind.2017.05.066>.
- ZUCARDI, R. B. & FADDA, G. S. (1985). Bosquejo Agrológico de la provincia de Tucumán, UNT- FAZ, *Miscelanea* n° 86, 51 pp.

