



Fundación
Miguel Lillo
Tucumán
Argentina

doi

Macroinvertebrados y tolerancia a la salinidad en ríos de la provincia de Tucumán, Argentina

Macroinvertebrates and tolerance to salinity in rivers of the province of Tucumán, Argentina

Ana Lucía González Achem^{1*} ; Hugo Rafael Fernández² 

¹ Instituto de Ecosistemas de Aguas Continentales. Área de Biología Integrativa. Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, San Miguel de Tucumán, Argentina.

² Facultad de Ciencias Naturales e IML. Universidad Nacional de Tucumán. IBN (CONICET/UNT), Tucumán, Argentina.

* Autor de correspondencia: <algonzalez@lillo.org.ar>

RESUMEN

La salinización de cuerpos de agua es un problema creciente a nivel mundial, agudizado por las consecuencias del aumento de áreas desérticas y efectos del cambio climático. La salinización primaria es debida a efectos naturales (p. ej.: sustrato o clima) y la salinización secundaria es la alteración del ciclo de la sal producida por actividades antrópicas. Diversas especies pertenecientes a comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentan tolerancia a elevados niveles de salinidad y logran dominar las comunidades de los ecosistemas que habitan. Presentamos en este trabajo a tres taxones tolerantes a la salinidad de ríos de la provincia de Tucumán.

Palabras clave — Salinización primaria, salinización secundaria, macroinvertebrados bentónicos.

ABSTRACT

The salinization of water bodies is a growing worldwide issue, exacerbated by the consequences of the increase in desert areas and the effects of climate change. Primary salinization is due to natural effects (e.g.: substrate or climate) and secondary salinization is the alteration of the salt cycle produced by anthropic activities. Various species, belonging to communities of benthic macroinvertebrates, show tolerance to

► Ref. bibliográfica: González Achem, A. L.; Fernández, H. R. 2023. "Macroinvertebrados y tolerancia a la salinidad en ríos de la provincia de Tucumán, Argentina". *Acta zoológica lilloana* 67 (2): 379-397. DOI: <https://doi.org/10.30550/j.azl/1831>

► Recibido: 11 de agosto 2023 – Aceptado: 25 de agosto 2023.



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

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

high levels of salinity and manage to dominate the communities of the ecosystems they inhabit. We present in this work three taxa tolerant to the salinity of rivers in the province of Tucumán.

Keywords — Primary salinization, secondary salinization, benthic macroinvertebrates.

INTRODUCCIÓN

Los cuerpos de agua continentales tienen un sistema dinámico de entradas y salidas de materia y energía que determinan sus características fisicoquímicas (Blesa, dos Santos Alfonso, Apella, 2012). El sustrato por el cual discurre el cuerpo de agua, así como las entradas y salidas de materia, influyen en el tipo de sal soluble predominante y su concentración. Se denomina “salinización primaria” a la caracterización natural de sales de un cuerpo de agua, determinada por su dinámica y factores externos como el clima. La “salinización secundaria” es la adquisición de sales por procesos antrópicos (p. ej.: contaminación por lavado de suelos agrícolas).

Williams, Boulton, Taaffe (1990), Metzeling (1993) y Kefford (1998) han señalado que no hay ningún cambio en la riqueza a lo largo de gradientes de salinidad natural, en comunidades acuáticas a pesar de la diferente composición de taxa. Debido a esto, la riqueza taxonómica sería un indicador suficientemente sensible para detectar efectos de un proceso instantáneo de salinización secundaria, ya que las especies sensibles son simplemente reemplazadas por otras más tolerantes finalmente alcanzando el mismo número de especies (Horrigan, Choy, Marshall, Recknagel, 2005).

La salinidad afecta a las comunidades de macroinvertebrados, lo que evolutivamente ha seleccionado especies que toleran tales características (Fleeger, Carman, Nisbet, 2003). La mayoría de los invertebrados tienen concentraciones internas iónicas de 1000-1500 mg / L (Hart, et al., 1991). Ellos pueden mantener las concentraciones iónicas internas constantes de forma pasiva; así, mientras que la salinidad aumenta también lo hace la captura de iones desde el medio evitando así la deshidratación (Beadle, 1969). Se acepta que los macroinvertebrados bentónicos de ecosistemas de aguas continentales experimentan muy poco estrés ecológico debajo de 1500 $\mu\text{S} / \text{cm}$ de conductividad eléctrica (CE) (Hart et al., 1991). Sin embargo, Horrigan et al. (2005) para sitios en Australia y González Achem, Rolandi, Fernández (2014) en Argentina han observado que existe un rango de CE entre el 800-1000 $\mu\text{S} / \text{cm}$ en el que el ocurre el cambio más significativo entre los grupos de macroinvertebrados tolerantes y no tolerantes a la salinidad. En ambientes naturales, con un aumento del gradiente CE, algunos grupos, como Tipulidae (Diptera) y Leptophlebiidae (Ephemeroptera) muestran una disminución en la probabilidad de ocurrencia, mientras que otros grupos, como los copépodos (Crustacea) y Hydraenidae (Coleoptera) muestran una tendencia creciente (Horrigan et al., 2005).

La idea de que la tolerancia a la salinidad de algunas especies está influenciada por la composición iónica se ha evaluado en varios estudios (Bayly 1969, 1972; Williams 1999; Sylvestre, Servant-Vildary, Roux, 2001). Bayly (1969) sugirió que los cationes monovalentes (Na^+ y K^+) son más tóxicos que los divalentes (Ca^{++}).

Más recientemente, Kefford, Papas, Nugogoda (2003) hicieron hincapié en la mayor toxicidad del anion sulfato. En busca de una métrica para sintetizar la respuesta de los organismos a las variaciones de sales dentro del sistema, Horrigan et al. (2005) sugirieron el uso de un índice de salinidad (SI). El SI se establece sobre la base de una escala de SSS (Salinity Sensitive Score) que sintetiza el grado de tolerancia de un determinado taxón a la concentración de sal. El conjunto de estas medidas muestran el cambio en la comunidad de macroinvertebrados por aumento de la salinidad.

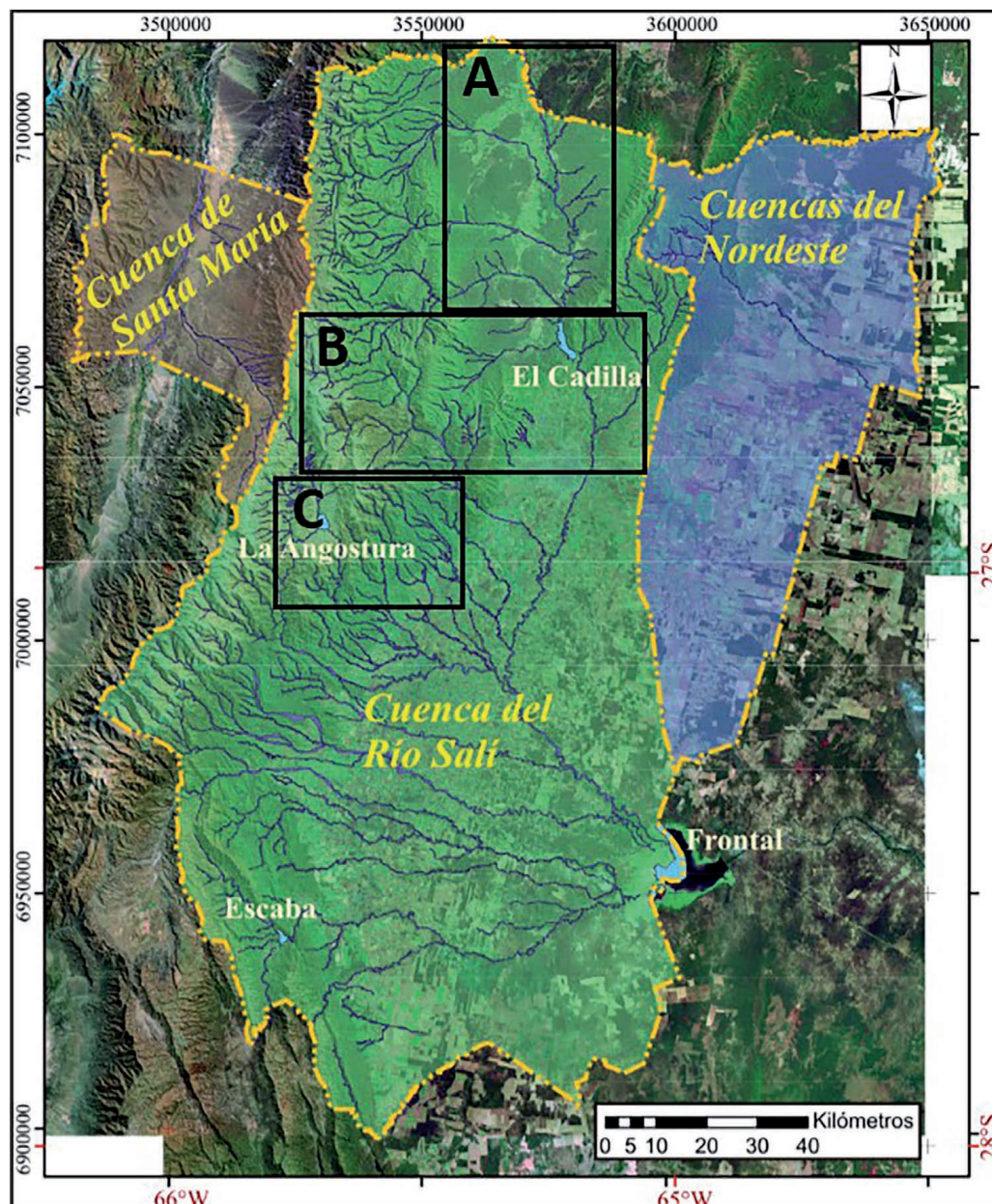


Figura 1. Imágenes en detalle del área de muestreo en tres imágenes. A: cuenca superior del Río Salí en la provincia de Tucumán, B: subcuencas Río Lules y Río Calera, C: Río Colorado. Tomado y adaptado de Geología de Tucumán (Moyano et al Eds., 2014).

Figure 1. Detailed images of the sampling area in three images. A: upper basin of the Río Salí in the province of Tucumán, B: sub-basins of Río Lules and Río Calera, C: Río Colorado. Taken and adapted from Geology of Tucumán (Moyano et al Eds., 2014).

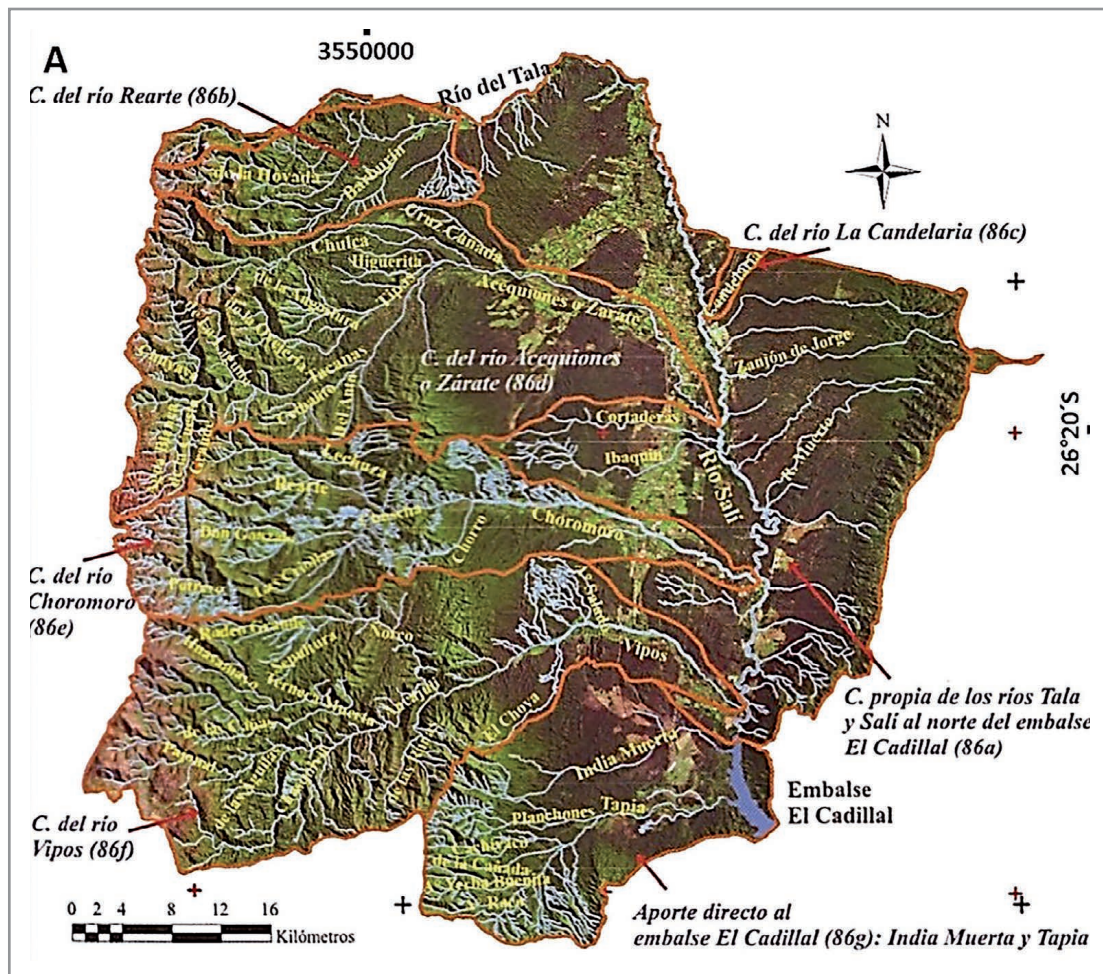


Figura 1A. cuenca alta del Río Salí en la provincia de Tucumán. Tomado y adaptado de Geología de Tucumán (Moyano et al, 2014).

Figure 1A. upper basin of the Salí River in the province of Tucumán. Taken and adapted from Geología de Tucumán (Moyano et al Eds., 2014).

En América del Sur, las tres cuencas más importantes con desembocaduras de los ríos hasta el Océano Atlántico son las de los ríos Amazonas, Orinoco y Paraná. Estas cuencas tienen altas descargas y valores bajos de conductividad eléctrica durante todo el año (Neiff, 1996). También hay numerosas cuencas endorreicas en las regiones de la precordillera y cordillera de Bolivia, Perú, Chile y Argentina, muchos de los cuales están geográficamente relacionados con salinas y sistemas de salares (Sylvestre, et al., 2001; Alonso, 2006).

En Argentina, los ecosistemas acuáticos salinos de interior están bien representados por los sistemas arreicos situados en una región azotada por el viento y sin árboles de la altiplanicie (Puna), y por cuerpos de agua incluidos en más de 20 cuencas endorreicas distribuidos en el noroeste y centro oeste del país (Izquierdo, Aragón, Navarro, Casagrande, 2018).

El hombre influyó e influye dramáticamente en los ecosistemas acuáticos de las más diversas maneras (Merlinsky, 2013). Las alteraciones en la salinidad de los mismos es igualmente importante aunque no debidamente reconocida hasta el presente

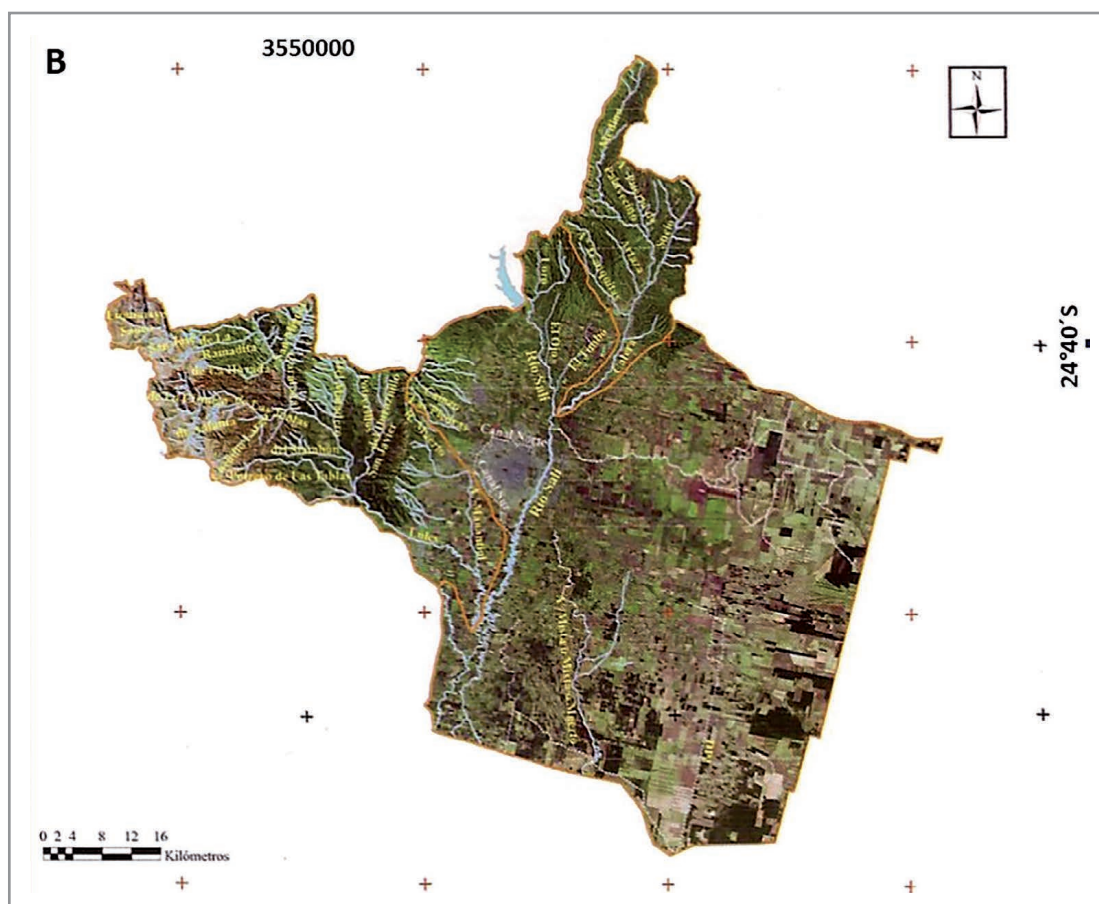


Figura 1B. subcuencas Río Lules (al oeste del río Salí) y Río Calera (al noreste del río Salí). Tomado y adaptado de Geología de Tucumán (Moyano et al Eds., 2014).

Figure 1B. Río Lules (west of the Salí river) and Río Calera (northeast of the Salí river) sub-basins. Taken and adapted from Geología de Tucumán (Moyano et al Eds., 2014).

(Cañedo-Argüelles, et al., 2013). Los canales de riego, eliminación de residuos sólidos y soluciones salinas, entre otros, llevan a procesos de salinización secundaria. Esto incluye efectos tóxicos directos, cambios en los procesos químicos y la consiguiente pérdida de hábitats en los cuerpos de agua, áreas ribereñas y llanura de inundación adyacente, con la disminución de la biodiversidad y la productividad (Williams, 1999).

La salinización secundaria es la causa principal de la degradación en los cuerpos de agua dulce en Australia (James, Cant, Ryan, 2003). También hay registros de cuerpos de agua sometidos a este proceso en Asia Central, EE.UU., Europa y África del Sur (Cañedo-Argüelles, et al., 2016). Aunque se ha afirmado que la salinización antropogénica es significativa en algunas regiones de América del Sur —debido a la aridez y el crecimiento de poblacional (Williams, 2001)— las respuestas de macroinvertebrados a la salinidad en los cuerpos de agua continentales han recibido poca atención en esta región del mundo. En la actualidad, en Argentina, las principales causas de la salinización secundaria son la agricultura, la minería y la extracción de sal mineral.

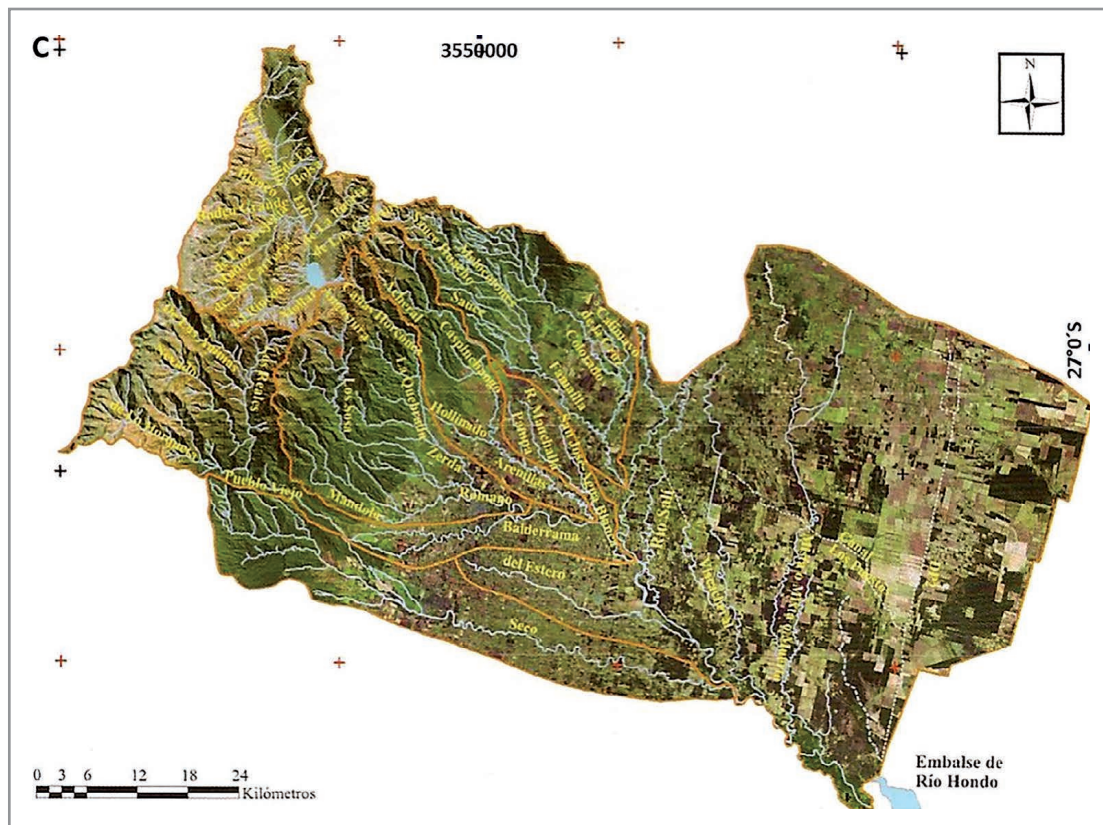


Figura 1C. curso principal del río Colorado. Tomado y adaptado de Geología de Tucumán (Moyano et al, 2014).

Figure 1C. Main course of the Colorado River. Taken and adapted from Geology of Tucumán (Moyano et al, 2014).

Los estudios sobre el impacto producido por salinización, ya sea primaria o secundaria, se han basado en ensayos de laboratorio que permiten estudiar a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en un marco de variables controladas. Sin embargo, los estudios de campo permiten estudiar la respuesta real de estas comunidades con la posible interferencia de otros factores en el impacto por salinización. Por otro lado las concentraciones elevadas de materia orgánica producen eutrofización, con disminución de la concentración de oxígeno disuelto, y consiguiente disminución de la riqueza de macroinvertebrados (Margalef, 1991). Por lo tanto, en los estudios de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en zonas salinas es necesario considerar el posible efecto de diversos parámetros fisicoquímicos y ambientales. En ese sentido el desarrollo de índices de salinidad para macroinvertebrados, particularmente en Australia, evoluciona permanentemente mostrando perspectivas interesantes y con miradas diferentes (Szöcs, Coring, Bâthe, Schäfer, 2014; Gutiérrez-Cánovas, et al., 2019; Chessman, 2023)

El objetivo de este trabajo es ampliar la información disponible acerca de taxones de macroinvertebrados bentónicos tolerantes a elevadas concentraciones de sales en los cuerpos de agua que habitan, ya sea salinidad primaria o secundaria. Esto para, por un lado, identificar los taxones que evolutivamente han sorteado las dificultades que plantean a la fisiología de los organismos niveles elevados de algunas sales y por

otro para establecer si existen conjuntos de especies asociados a diferentes gradientes de salinidad en los cuerpos de agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cuenca Salí-Dulce es la principal cuenca hidrológica de la provincia de Tucumán; abarca una superficie de aproximadamente 10.000 km², casi el 45% de la superficie total de la provincia. El río Salí es el curso de agua principal de este sistema endorreico; nace en la provincia de Salta bajo el nombre de Río Tala y atraviesa posteriormente las provincias de Tucumán, Santiago del Estero y Córdoba, donde desemboca en un lago salino llamado Mar Chiquita. En la provincia de Tucumán, la cuenca del río Salí se compone de doce sub-cuencas: El Tala, Choromoro, Vipos, Tapia, Loro, Calera, Lules, Balderrama, Seco, Gastona, Medina y Marapa (Georgieff, 2007).

Los sitios de muestreo fueron ubicados en las sub-cuencas: Lules, Calera y sitios sobre el curso principal del Río Salí y Río Colorado. La sub-cuenca Lules presenta vegetación de Yungas de tipo bosque de montaña. Los cursos de agua atraviesan las formaciones geológicas La Yesera, Río Loro y Río Salí. Las actividades económicas más importantes son agrícola y ganadera (Grau y Brown, 2000). La sub-cuenca Río Calera es parte del bosque Chaqueño con bajo requerimiento de agua. Los cursos de agua atraviesan, entre otros, la formación geológica Río Salí, rica en sales de yeso. Las principales actividades económicas son la agricultura, la tala y la explotación ganadera. El Río Colorado, ubicado al sudoeste de la provincia, se caracteriza por la vegetación de Yungas, sumamente modificada por actividades agrícolas. A su vez, en él desembocan los residuos de industrias papeleras y cítricas. La mayor parte del caudal superficial de la provincia de Tucumán está concentrado en la cuenca del Río Salí. Los sitios de muestreo de este trabajo se encuentran distribuidos entre:

- **Región de suelos de la llanura Chaqueña:** Suelos bajo un régimen de humedad ustico-este concepto implica un régimen de humedad que está limitado, pero esa humedad está presente cuando existen condiciones favorables para el crecimiento de las plantas- vegetación de Bosque Chaqueño occidental, relieve de escasa pendiente y material originario constituido por depósitos loésicos y sedimentos limo arenosos (Puchulu y Fernández, 2014). Los limos y arcillas presentan tamaño de partícula pequeña y resistencia al arrastre y la erosión, así como gran capacidad de deposición sobre el sustrato que da a los suelos aptitud para el cultivo.
- **Región de suelos de la zona Pedemontana:** Suelos enriquecidos en carbono orgánico, pH neutro a ligeramente ácido, texturas predominantemente finas en la faja de las arcillas. Posee régimen hídrico udico, importante cobertura vegetal y pendientes suaves.

Los sitios de muestreo fueron 12 en total, distribuidos de norte a sudoeste en la provincia de Tucumán. Fueron codificados para facilitar en el análisis de datos según se señala en la Figura 2.

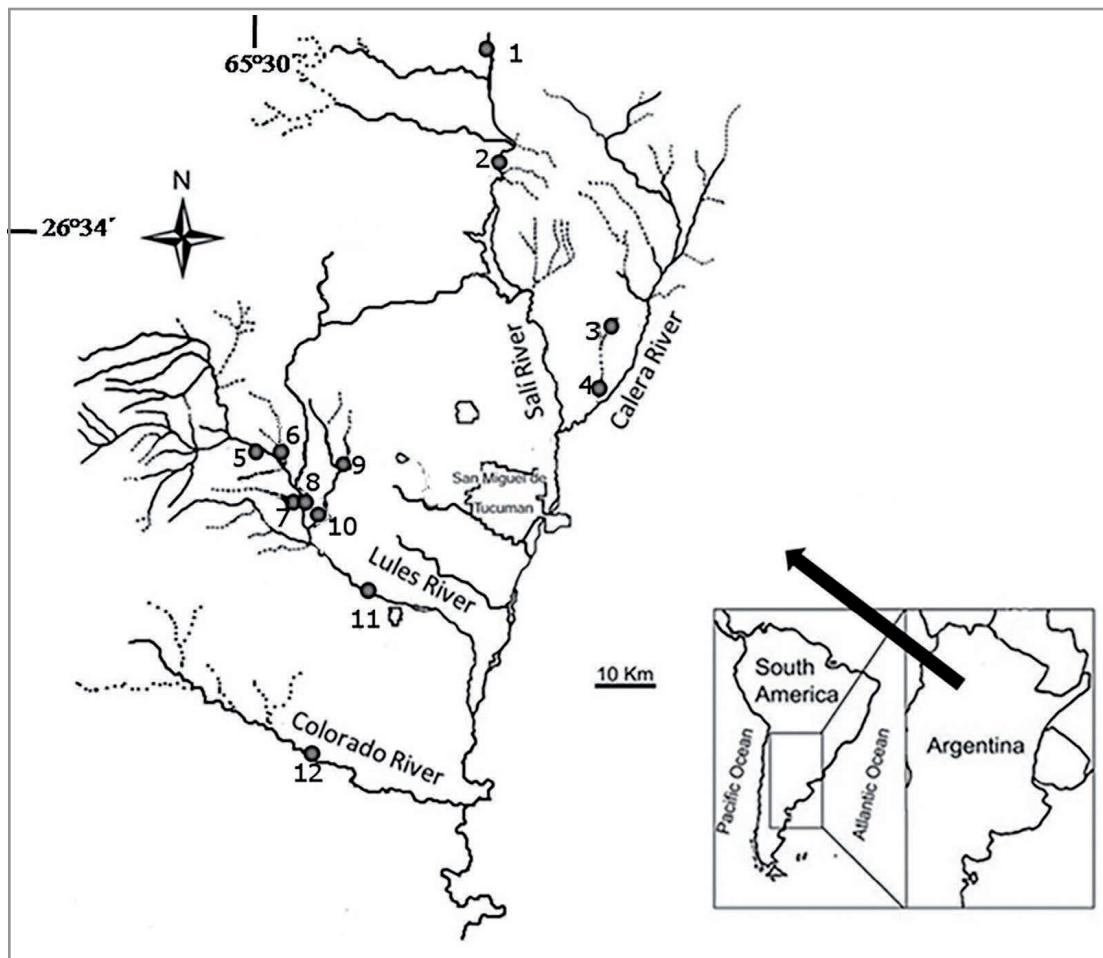


Figura 2. Área de muestreo. Se indica los 12 sitios seleccionados. Las características de los sitios pueden observarse en la Tabla 1. Codificación: 1=SA1, 2=SA2, 3=LP1, 4=LP2, 5=GR1, 6=LU1, 7=LU2, 8=LU3, 9=SJ1, 10=SJ2, 11=LU4, 12=CO1.

Figure 2. Sampling area with the 12 selected sites. The characteristics of the sites are in Table 1. Coding: 1=SA1, 2=SA2, 3=LP1, 4=LP2, 5=GR1, 6=LU1, 7=LU2, 8=LU3, 9=SJ1, 10=SJ2, 11=LU4, 12=CO1.

La selección de sitios de muestreo se realizó en base al modelo de sitios apareados (Kefford, 1998) que es óptimo para la comparación de sitios salinos naturales o salinizados. Se seleccionaron 12 sitios de muestreo en función de bibliografía y trabajos previos (Rolandi, Galindo, Fernández, Hidalgo, 2011; Martínez de Marco y Tracanna, 2012). Los pares de sitios contrastados cumplieron la siguiente premisa: comparar sitios de similar conductividad eléctrica pero diferente sal soluble predominante o, sitios con diferente conductividad eléctrica pero la misma sal soluble predominante. El criterio de “similar” o “diferente” en el caso de la conductividad eléctrica se refirió al punto de inflexión donde se produce el recambio de taxa en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos para los ríos de la provincia de Tucumán que corresponde a 800-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (González Achem, et al., 2014). Pares de sitios “similares” fueron aquellos cuya conductividad eléctrica se encontraba por debajo o por encima del punto de inflexión en ambos sitios, y pares de sitios “diferentes” aquellos en que uno se ubicaba por encima y otro por debajo del punto de

Tabla 1. Características de selección de los sitios de muestreo. Su localización en mapa se puede observar en la Figura 2.

Table 1. Characteristics of selection of the sampling sites. Its location on the map is in Figure 2.

Sitio	Altitud (msnm)	Sal soluble predominante	CE promedio ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
SA1	765	Sulfato de Calcio	646
SA2	660	Bicarbonato de calcio	643
LP1	529	Sulfato de Calcio	2287
LP2	496	Cloruro de sodio	3120
LU1	909	Sulfato de Sodio	7500
LU2	848	Sulfato de Calcio	1870
LU3	860	Sulfato de Calcio	517
LU4	453	Sulfato de Calcio	677
SJ1	1221	Bicarbonato de calcio	357
SJ2	995	Sulfato de Calcio	403
GR1	918	Sulfato de Calcio	351
CO1	392	Sulfato de Calcio	1769

inflexión. Para seleccionar sitios que cumplieren con los requerimientos fisicoquímicos necesarios para el objetivo propuesto, se revisó la Base de Datos Hidroquímicos de la Provincia de Tucumán (Vece, et al., 2010). Se corroboró que la conductividad eléctrica de cada sitio cumpla las condiciones necesarias para el modelo de muestreo por pares de sitios, para esto se relevaron datos desde 1990 y se analizó la normalidad en la distribución de los datos de Conductividad eléctrica hasta el año 2012 (Padilla Torres, Apella, Hidalgo, 1996). Todos los sitios seleccionados presentaron una curva de distribución normal por lo que se pudo inferir que la variable Conductividad eléctrica tendería a mantenerse en el rango necesario (por encima o debajo del límite de inflexión) (Galindo et al., 2004). A partir de esta misma base de datos se realizaron análisis de cada sitio para asegurar que su sal disuelta predominante hubiese sido constante en los últimos 30 años. De este modo concluimos con el total de 12 sitios que se señalan en la Tabla 1.

Por último, para poder descartar diferencias en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos debidas al tipo de sustrato, los sitios pertenecientes a un par no presentaron una diferencia mayor a 100 metros de altitud.

Los pares de sitios quedaron conformados como: SA1-SA2; LU2-LU3 y LU4-CO1 con la misma sal soluble predominante y diferente conductividad eléctrica, LP1-LP2; GR1-LU1; SJ1-SJ2 con diferente sal soluble predominante y conductividad eléctrica similar.

Se realizaron muestreos en octubre de 2012; marzo, mayo, agosto de 2013; marzo, mayo y agosto de 2014. El único sitio de muestreo con impacto por salinización secundaria, se ubicó en el Arroyo La Perdiz aguas abajo de una industria de minería de sal de mesa que realiza descargas en el mismo. Los 11 sitios restantes fueron considerados sitios con salinidad primaria.

Para la recolección de muestras se utilizó una red D, de 200 micras de poro con esfuerzo de pateo de 3 minutos cada vez. Con esta metodología se busca muestrear todos los micro-hábitats del arroyo/río, abarcando tanto las zonas de rápidos como las de remansos. Se conservaron las muestras biológicas en bolsas plásticas en una solución de alcohol etílico 96%, para su posterior tratamiento en el laboratorio. Las

muestras fueron separadas e identificadas hasta el menor nivel taxonómico posible utilizando claves locales (Domínguez y Fernández, 2009; Isa Miranda y Rueda Martín, 2014). El recuento de organismos fue volcado en tablas de identificación para posteriores análisis estadísticos.

Para la colecta de muestras de agua se utilizó metodología validada y controles de calidad según Normas IRAM 29012-14, 29012-2, 29012-3, 29012-6, para muestreo y conservación. La toma de muestras para análisis químicos se realizó en envases de polipropileno de alta densidad de 1 litro, sin dejar cámara de aire. Se determinaron *in situ* los siguientes parámetros: 1) pH con pH metro portátil Metrohm modelo 826 Mobile, 2) conductividad eléctrica y temperatura con conductímetro portátil Hach modelo Sens Ion 156, 3) caudal con caudalímetro Global FlowProbe y 4) alcalinidad total mediante volumetría de neutralización. El análisis químico de las muestras se realizó según métodos estándar (American Public Health Association, 2017).

Se utilizaron dos matrices: una biológica y una fisicoquímica. La matriz biológica se conformó con abundancia relativa de taxones por sitio y fecha de muestreo. Debido a que los datos se colectaron con un método semi cuantitativo, para los análisis estadísticos se trabajó con abundancia relativa de cada taxón por sitio y fecha. La matriz fisicoquímica incluyó las siguientes variables por sitio y fecha de muestreo: concentraciones de sodio, potasio, calcio, magnesio, sulfato, bicarbonato y cloruro (mg/L), concentraciones de sólidos totales, sólidos suspendidos y sólidos disueltos (gr/L), pH, temperatura del agua (°C), turbidez (UNT), conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y caudal (m^3/seg).

Para el análisis estadístico de los datos se separó a los pares de sitios según su criterio de selección y se realizaron para cada par ANOVAs no paramétricos (Kruskal Wallis) para determinar significancia en las diferencias entre sitios de un mismo par. Se analizó la riqueza de taxa por sitio y fecha de muestreo utilizando Plataforma R.

A partir de lo observado se realizó un análisis NMDS para determinar las variables de mayor peso en el ordenamiento de los sitios de los sitios por fecha. Se eligió este análisis porque NMDS es una técnica robusta y puede aplicarse a variables cuantitativas, semi-cuantitativo, cualitativas o mixtas. Los análisis de correlación de datos nos permitieron observar la respuesta de los tres taxones considerados "tolerantes" en este trabajo a los aniones y cationes predominantes en los cuerpos de agua estudiados.

RESULTADOS

Se identificaron un total de 16.430 individuos distribuidos en 120 taxones. La mayores valores de riqueza correspondieron a Lu4 en agosto 2013 (37 taxa), Lu3 en octubre de 2012 (36 taxa) y SJ2 en octubre 2012 (35 taxa). El sitio con menor Riqueza en todos los muestreos fue LP2, que corresponde al punto impactado por la industria salinera. Los sitios no presentaron diferencias significativas ($p = 0,315$). Asimismo, se evaluaron los valores de riqueza de cada sitio entre fechas de muestreo y entre año 1 de colecta (muestreos 1-4) y año 2 (muestreos 5-7). No se encontraron diferencias significativas en ninguno de los casos ($p < 0,05$).

El análisis NMDS de la matriz biológica de taxa por sitio y fecha (Monte Carlo de ensayo = 20 carreras, $p = 0.05$, stress = 0,22) ordenó a los sitios en función de la tolerancia de los taxones a la salinidad. Las comunidades pertenecientes a sitios menos salinos se agruparon en una nube cercana al 0 de ambos ejes y quedaron fuera de la misma los sitios caracterizados por los taxones *Heleobia* (eje 1 del lado positivo) y Chironomini (eje 2 del lado positivo) (Figura 3). Para mejorar la lectura del plot de este análisis se transformó a las codificaciones de cada sitio en un número, indicados en la Tabla 2. Por ejemplo, el código Gr1O12 corresponde al número 1.

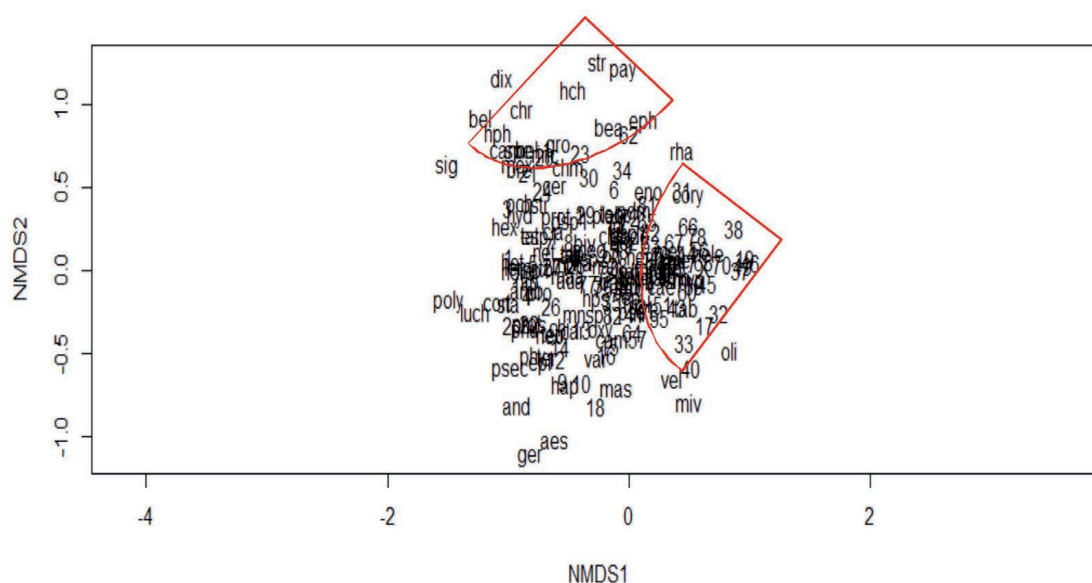


Figura 3. Plot de ordenamiento NMDS de sitios de muestreo en función de los taxones estudiados.
Figure 3. NMDS ordering plot of sampling sites based on the taxa studied.

Tabla 2. Se indica el número utilizado para representar a cada sitio por fecha de muestreo en el ordenamiento NMDS en función de la matriz biológica.

Table 2. The number used to represent each site by sampling date is indicated in the NMDS order based on the biological matrix.

Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3	Muestreo 4	Muestreo 5	Muestreo 6	Muestreo 7							
Gr1O12	1	Gr1M13	10	GR1MA13	20	GR1A13	32	GR1F14	43	GR1MA14	53	GR1A14	65
Lu2O12	2	Lu2M13	11	LU1MA13	21	LU1A13	33	LU3F14	44	LU1MA14	54	LU2A14	66
Lu3O12	3	Lu3M13	12	LU2MA13	22	LU2A13	34	LU4F14	45	LU2MA14	55	LU3A14	67
Lu4O12	4	Lu4M13	13	LU3MA13	23	LU3A13	35	CO1F14	46	LU3MA14	56	LU4A14	68
Co1O12	5	Co1M13	14	LU4MA13	24	LU4A13	36	SJ1F14	47	LU4MA14	57	CO1A14	69
SJ2O12	6	SJ1M13	15	CO1MA13	25	SJ1A13	37	SJ2F14	48	CO1MA14	58	SJ1A14	70
Sa1O12	7	SJ2M13	16	SJ1MA13	26	SJ2A13	38	SA1F14	49	SJ1MA14	59	SJ2A14	71
Sa2O12	8	Sa1 M13	17	SJ2MA13	27	SA1A13	39	SA2F14	50	SJ2MA14	60	Sa1A14	72
LP1O12	9	LP1M13	18	SA1MA13	28	SA2A13	40	LP1F14	51	SA1MA14	61	Sa2A14	73
■	■	LP2M13	19	SA2MA13	29	LP1A13	41	LP2F14	52	SA2MA14	62	LP1A14	74
■	■	■		LP1MA13	30	LP2A13	42	■	■	LP1MA14	63	LP2A14	75
■	■	■		LP2MA13	31	■	■	■	■	LP2MA14	64	■	■

DISCUSION

La Riqueza taxonómica mostró valores más altos para la subcuenca Lules que para la subcuenca Calera. Esto es coincidente con el mayor grado de impacto humano y el hecho de que el período de sequía puede haber afectado más a la subcuenca

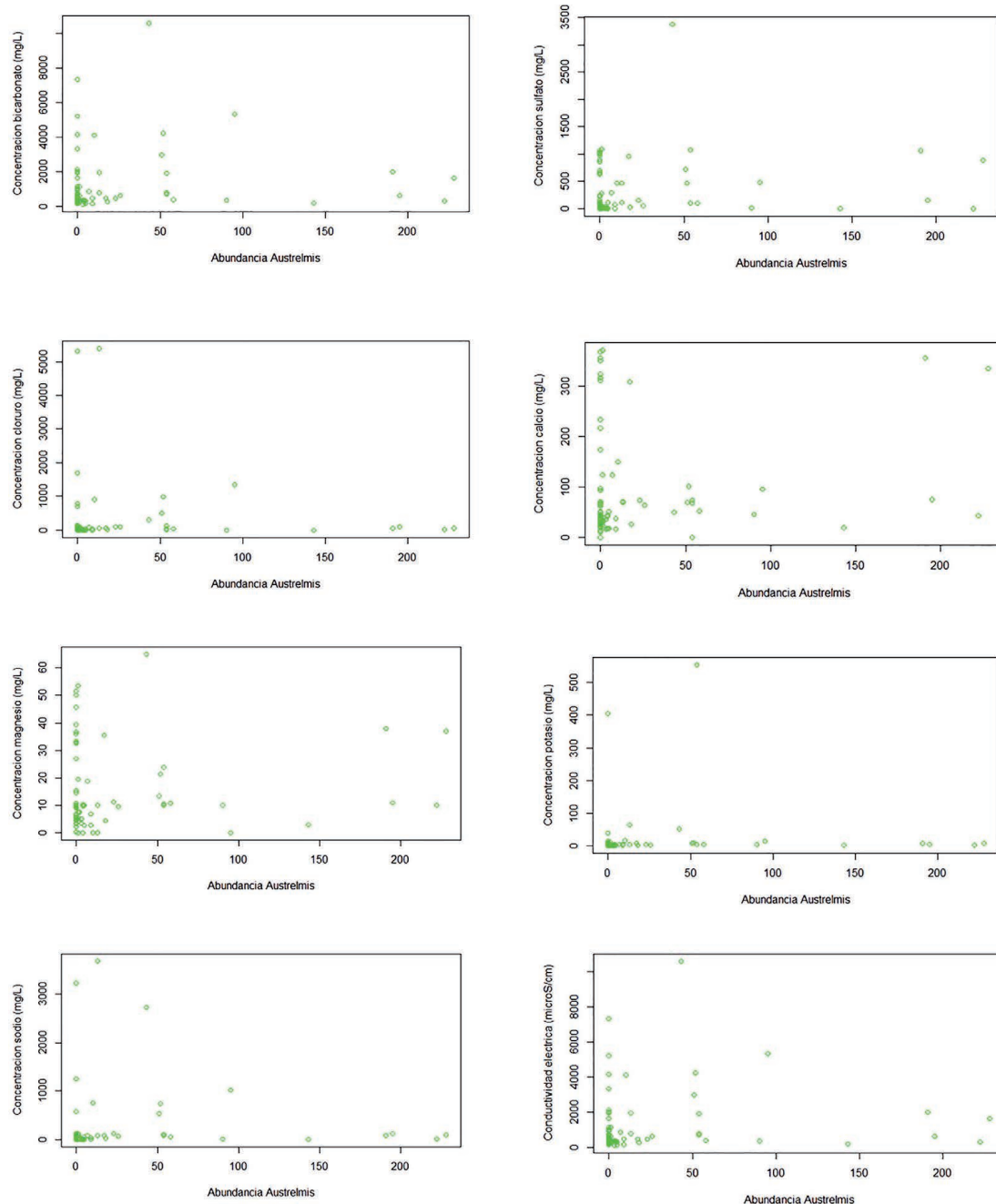


Figura 4. Graficas de correlación entre la abundancia del genero *Austrelmis* (Coleoptera) y Conductividad Eléctrica, Concentraciones de bicarbonato, sulfato, cloruro, calcio, magnesio, potasio y sodio.

Figure 4. Correlation graphs between the abundance of the genus *Austrelmis* (Coleoptera) and Electrical Conductivity, and concentrations of bicarbonate, sulfate, chloride, calcium, magnesium, potassium and sodium.

Calera que a la de Lules, debido a las características de la región fitogeográfica en el que está inmersa (Fernández, 2003). La vegetación xerofita y suelos secos de la subcuenca Calera contribuyeron por ejemplo a un mayor arrastre de materia sólida desde las orillas hacia el cuerpo de agua, perturbando los micro hábitats de macroinvertebrados bentónicos.

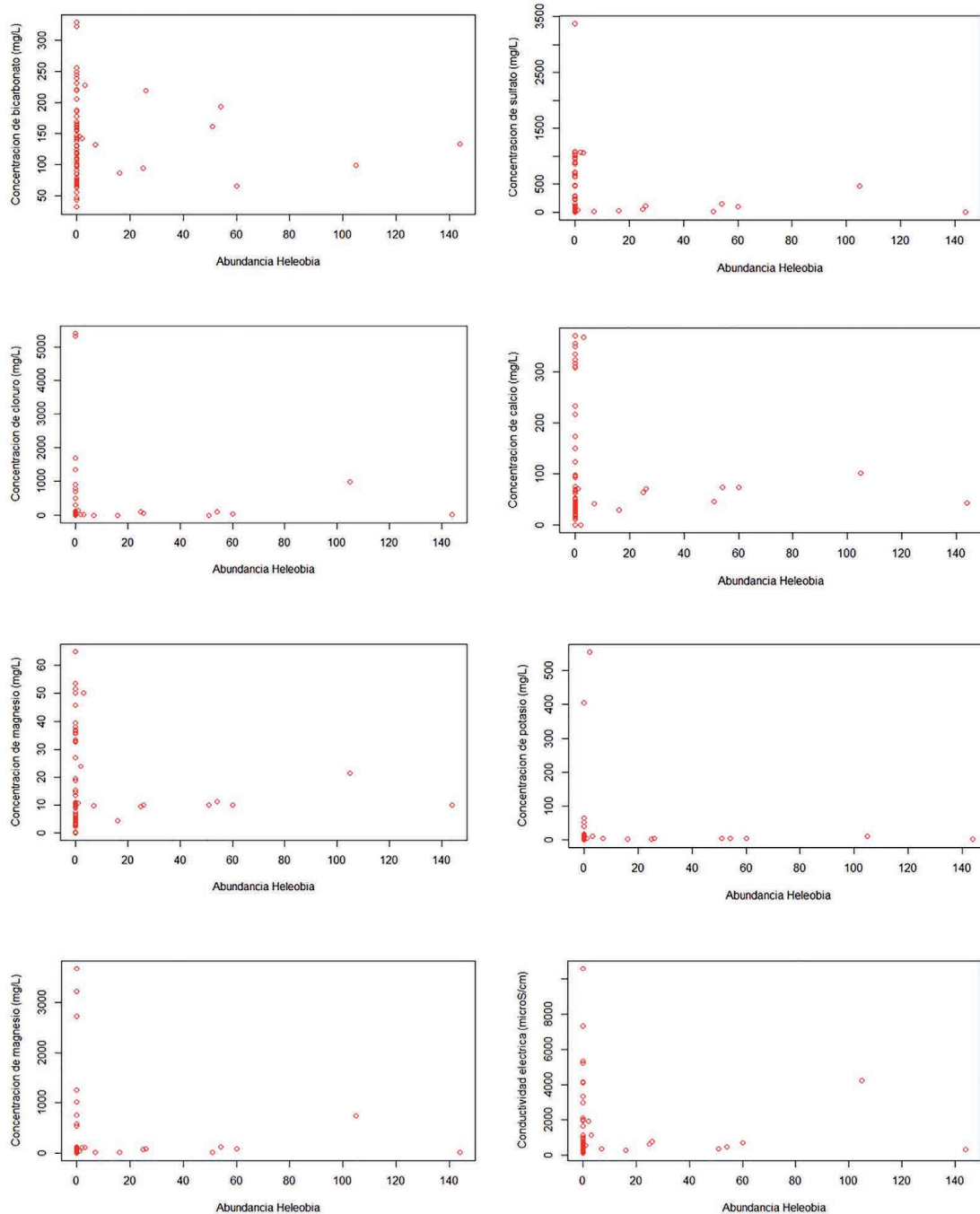


Figura 5. Graficas de correlación entre la abundancia del género *Heleobia* (Gasteropoda) y Conductividad Eléctrica, Concentraciones de bicarbonato, sulfato, cloruro, calcio, magnesio, potasio y sodio.

Figure 5. Correlation graphs between the abundance of the genus *Heleobia* (Gasteropoda) and Electrical Conductivity, and concentrations of bicarbonate, sulfate, chloride, calcium, magnesium, potassium and sodium.

Se ha observado en estudios previos (González Achem, et al., 2016) que la abundancia del género *Austrelmis* aumenta con el incremento de la conductividad eléctrica. Otros taxones que integraban la comunidad desaparecían o decrecía su número. Es interesante resaltar que, para los sitios estudiados en este trabajo, *Austrelmis* es

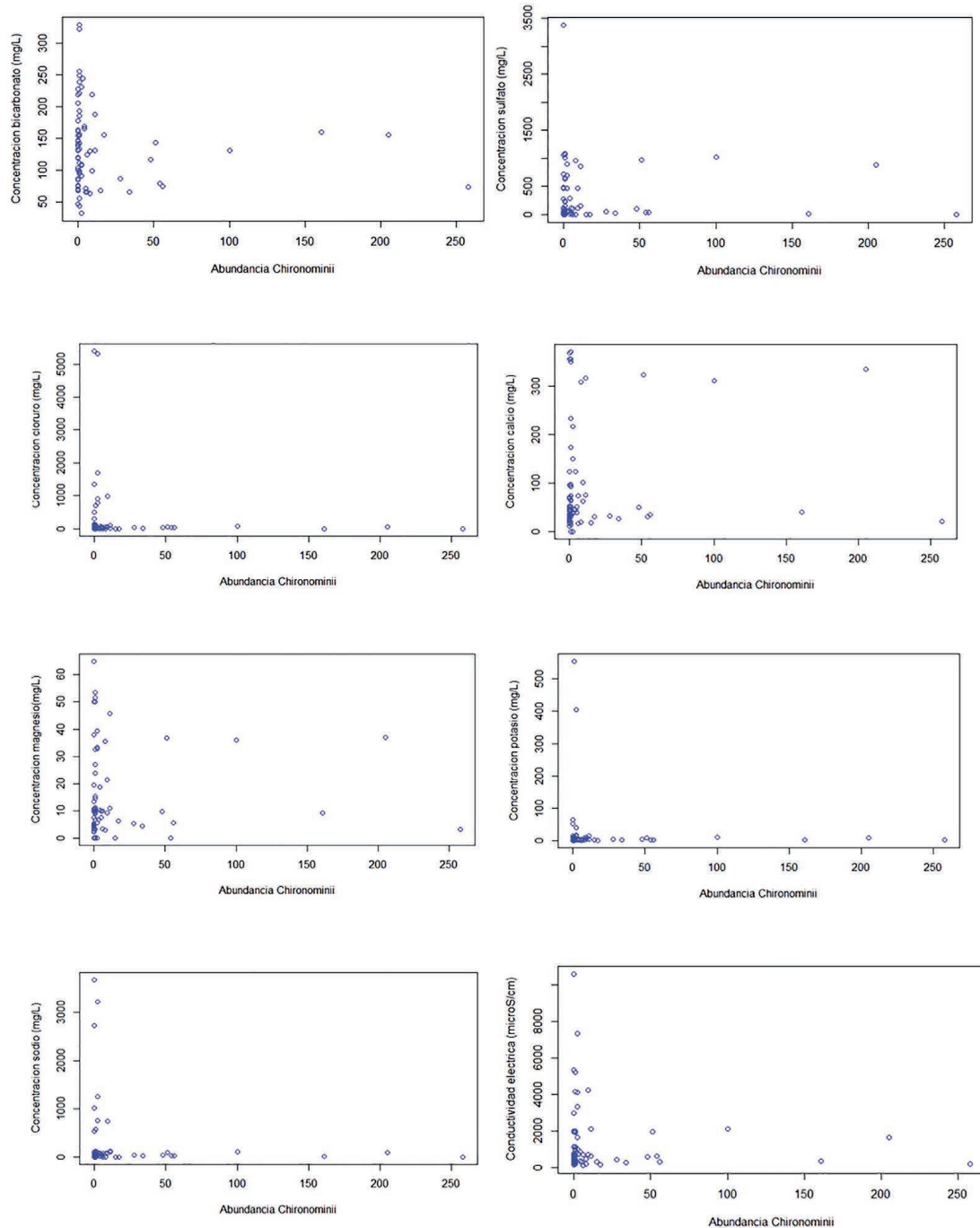


Figura 6. Gráficas de correlación entre la abundancia de la tribu Chironomii (Diptera) y Conductividad Eléctrica, Concentraciones de bicarbonato, sulfato, cloruro, calcio, magnesio, potasio y sodio.

Figure 6. Correlation graphs between the abundance of the Chironomii tribe (Diptera) and Electrical Conductivity, and concentrations of bicarbonate, sulfate, chloride, calcium, magnesium, potassium and sodium.

característico de aguas sulfatadas cálcicas, sin disminución de la abundancia ante el incremento de esta sal. La ausencia de respuesta de *Austrelmis* a la concentración de sulfato de calcio podría explicar que el género este tan ampliamente distribuido en ríos de la provincia, y en más de un 75% de las muestras biológicas colectadas. Así también explicaría que si se eleva la conductividad eléctrica por un aumento en la concentración de sulfato de calcio, la abundancia de *Austrelmis* pueda incrementarse: otros taxones tienen una respuesta negativa y desaparecen y le permiten dominar la comunidad. Por lo tanto, la sal soluble más común en los sistemas acuáticos estudiados no representa un impedimento en el desarrollo del género. Por otro lado, *Austrelmis* reduce su abundancia ante el aumento en la concentración de cloruro de sodio en el medio acuoso. El cloruro de sodio *no es la sal soluble natural predominante en ninguno de los sitios estudiados*, pero sí es el contaminante introducido por la industria salinera.

El género *Heleobia* no solo se encontró en los sitios con los valores más elevados de conductividad eléctrica, sino también en sitios naturalmente salinizados por los iones más tóxicos según tests en laboratorio- sulfato, cloruro y sodio- (Kefford, 1998). Estos organismos mostraron además la capacidad de incluir granos de cloruro de sodio en sus conchillas.

La tribu Chironomini se caracteriza por abarcar una amplia gama de hábitats acuáticos, con condiciones diversas. Nótese que los chironomidos suelen ser indicadores de “mala calidad “de agua —léase agua con niveles de oxígeno disuelto por debajo de 6 mg/L y elevada concentración de nutrientes— por lo que se esperaría que se encontrasen naturalmente en hábitats con condiciones adversas. Este grupo, sin embargo, responde de manera negativa a la salinidad —medida en este caso como conductividad eléctrica— por lo que podemos decir que no todos los bioindicadores utilizados para determinar calidad de agua en la región reflejan las condiciones salinas del medio. En este punto es importante señalar que los índices de calidad de agua utilizados para la región emplean como bioindicadores a organismos que responden principalmente a la concentración de oxígeno disuelto en el medio. Aun así, elevadas concentraciones de sales solubles en el cuerpo de agua se tornan un estresor importante para las comunidades acuáticas y disminuyen su calidad para consumo humano (le Quesne, Pegram, Von Der Heyden, 2007; Matthews y le Quesne, 2009; O’Keeffe y le Quesne, 2009).

CONCLUSIONES

En el caso de las comunidades de macroinvertebrados de los sitios de estudio de este trabajo el punto de inflexión visible es de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por debajo de este resultado se encuentra la tolerancia de Chironomini al cloruro de sodio + tolerancia de *Austrelmis* al cloruro de sodio+ tolerancia de *Heleobia* al sulfato de calcio+ etc. El conocimiento de la tolerancia individual de cada taxón nos permitirá generar herramientas para preservar los ecosistemas en que habitan y al resto de los organismos. La posibilidad de elaborar un índice de respuesta de taxones a la salinidad abre una nueva posibilidad de bioindicación para determinar procesos de salinización natural y antrópica en sistemas acuáticos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Lic. Fátima Romero, quien colaboró en la separación e identificación de todas las muestras. Así también al Lic. Pablo Pereyra, por la ayuda en la edición de las imágenes.

FINANCIAMIENTO

Este trabajo se financió con fondos del Proyecto PIUNT 26/G532.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

LITERATURA CITADA

- Alonso, R. N. (2006). Ambientes evaporíticos continentales de Argentina.
- American Public Health Association (2017). Standard Methods for the examination of water and wastewater. Twenty-third edition.
- Bayly, I. A. (1969). The occurrence of calanoid copepods in athalassic saline waters in relation to salinity and anionic proportions. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 17, 449-455.
- Bayly, I. A. E. (1972). Salinity tolerance and osmotic behavior of animals in athalassic saline and marine hypersaline waters. *Annual review of ecology and systematics*, 3, 233-268.
- Beadle, L. C. (1969). Osmotic regulation and the adaptation of freshwater animals to inland saline waters. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 17, 421-429.
- Blesa, M. A., dos Santos Alfonso, M., Apella, M.C. (2012). Agua y Ambiente. Un enfoque desde la química. Buenos Aires: Editorial Edudeba.
- Cañedo-Argüelles, M., Hawkins, C. P., Kefford, B. J., Schäfer, R. B., Dyack, B. J., Brucet, S., Buchwalter, D., Dunlop, J., Frör, O., Laxorchack, J., Coring, E., Fernandez, H. R., Goodfellow, W., González Achem, A. L., Hatfield-Dodds, S., Karimov, B. K., Mensah, P., Olson, J. R., Piscart, C., Prat, N., Timpano, A. J. (2016). Saving freshwater from salts. *Science* 351, 914-916.
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., Schulz, C. J. (2013). Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environmental pollution*, 173, 157-167.
- Chessman, B. C. (2023). A new salinity index for the invertebrate fauna of Australian inland waters. *Hydrobiologia*, 2023, 1-12.
- Domínguez, E., Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología*, 656. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.

- Fernández, H. R. (2003). Structure of water mite taxocoenoses in two northwestern Argentinean subtropical sub-catchments. *Systematic and Applied Acarology*, 8, 55-66.
- Fleeger, J.W., Carman, K.R., Nisbet, R.M. (2003) Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The science of the total Environment*, 317: 207-233.
- Galindo, M.C., Vece, M.B., Perondi, M.E., García, M.G., Hidalgo M., Apella, M.C., Blesa, M.A. (2004). Natural and anthropic perturbations to the chemical composition of the Colorado River (Tucumán, Argentina). *Environmental Geology*, 7, 940-946.
- Georgieff, S. M. (2007). Aspectos hidrológicos de la cuenca del río Salí.
- González Achem, A.L., Fernández, H.R., Hidalgo, M. del V. (2016) Muchas sales y poca agua. *Ciencia Hoy* 148, 46-49.
- González Achem, A.L., Rolandi, M.L, Fernández, H.R. (2014). Saline waters and macroinvertebrates in subtropical Andean streams. *Ecología Austral*, 25, 26-36.
- Grau, A., Brown, A. D. (2000). Development threats to biodiversity and opportunities for conservation in the mountain ranges of the Upper Bermejo River Basin, NW Argentina and SW Bolivia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29, 445-450.
- Gutiérrez-Cánovas, C., Sánchez-Fernández, D., Cañedo-Argüelles, M., Millán, A., Velasco J., Acosta, R., Fortuño, P., Otero, N., Soler, A., Bonada, N. (2019). Do all roads lead to Rome? Exploring community trajectories in response to anthropogenic salinization and dilution of rivers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 374, 20180009.
- Hart, B. T., Bailey, P., Edwards, R., Hortle, K., James, K., McMahon, A. (1991). A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiology*, 210, 105-144.
- Horrigan, N., Choy, S., Marshall, J., Recknagel, F. (2005). Response of streams macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Marine and freshwater research*, 56: 825-833.
- Isa Miranda, A.V, Rueda Martin, P.A. (2014). El orden Trichoptera en Tucumán, Argentina: Nuevo registro de *Leucothichia Lerma* (Angrisano y Burgos, 2002) (Trichoptera: Hydroptilidae), descripción de sus estados inmaduros, lista de especies y claves de identificación ilustradas. *Acta Zoológica Lilloana*, 58, 194-223.
- Izquierdo, A., Aragón, R., Navarro, C.J., Casagrande, E. (2018). Humedales de la Puna: principales proveedores de servicios ecosistémicos de la región. En *La Puna argentina: naturaleza y cultura. Serie Conservación de la Naturaleza* 24 (96-111). Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- James, K. R., Cant, B., Ryan, T. (2003). Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. *Australian Journal of Botany*, 51, 703-713.
- Kefford, B. J. (1998). Is salinity the only water quality parameter affected when saline water is disposed in rivers? *International Journal of Salt Lake Research*, 7, 285-300.

- Kefford, P. J., Papas, B. J., Nugegoda, D. (2003). Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River, Victoria, Australia. *Marine and freshwater research*, 54, 755-765.
- Le Quesne, T., Pegram, G., Von Der Heyden, C. (2007) Serie seguridad hídrica de WWF 1. La asignación del agua cuando es escasa. Guía sobre la asignación, los derechos y los mercados del agua.
- Margalef, R. (1991). *Ecología*. Barcelona: Editorial Omega.
- Martínez de Marco, S. N., Tracanna, B. C. (2012). Variaciones temporales del fitoplancton de los ríos tributarios y emisario del embalse C. Gelsi (Tucumán, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 47, 323-340.
- Matthews, J.H., le Quesne, T. (2009) Serie seguridad hídrica de WWF 3. Cómo adaptar la gestión hídrica. Guía para hacer frente al cambio climático.
- Merlinsky, G. (2013) *Cartografías del conflicto ambiental en Argentina*. Buenos Aires: Ediciones CICCUS.
- Metzeling, L. (1993). Benthic macroinvertebrate community structure in streams of different salinities. *Marine and Freshwater Research*, 44, 335-351.
- Neiff, J. J. (1996). Large rivers of South America: toward the new approach. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 26, 167-180.
- O'Keeffe, J., le Quesne, T. (2009) Serie seguridad hídrica de WWF 2. Cómo conservar los ríos vivos. Guía sobre caudales ecológicos.
- Padilla Torres, S. I. M. C., Apella, Hidalgo, M. del V. (1996). Ríos de la Provincia de Tucumán. Conductividad y Clasificación. Serie Monográfica y Didáctica N° 32. Facultad de Ciencias Naturales e I.M.L., Tucumán, Argentina.
- Puchulu, M. E., Fernández, D. S. (2014). Características y distribución espacial de los suelos de la provincia de Tucumán. En *Geología de Tucumán (1-17)*. Tucumán, Argentina: Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán.
- Rolandi, M. L., Galindo, M. C., Fernández, H. R., Hidalgo, M. D. V. (2011). Equilibrios de solubilidad en la cuenca media del río Lules. *La cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad*, 47-59.
- Sylvestre, F., Servant-Vildary, S., Roux, M. (2001). Diatom-based ionic concentration and salinity models from the south Bolivian Altiplano (15-23° S). *Journal of Paleolimnology*, 25, 279-295.
- Szöcs, E., Coring, E., Bäche, J., Schäfer R. B. (2014). Effects of anthropogenic salinization on biological traits and community composition of stream macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 468-469, 943-949.
- Vece, M. B., Apella, M. C., Chaile, A. P., Fernández, D. S., Galindo, M. C., Ganin, A. del V., García, M. G., Hidalgo, M. del V., Monserrat Aráoz, M. O., Navarro, M. G., Perondi, M. E., Romero, N. C. (2010). Base de Datos Hidroquímicos, Provincia de Tucumán. Diciembre 1990 - Noviembre 2004. Facultad de Ciencias Naturales e I.M.L. Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina.
- Williams, W. D., Boulton, A. J., Taaffe, R. G. (1990). Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. *Hydrobiologia*, 197, 257-266.

- Williams, W. D. (1999). Salinisation: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 4, 85-91.
- Williams, W. D. (2001). Anthropogenic salinisation of inland waters. In *Saline Lakes* (329-337). Publications from the 7th International Conference on Salt Lakes, held in Death Valley National Park, California, USA: Springer Netherlands.