



Ecología

Estructura y composición del fitoplancton de Mina Pirquitas, Jujuy, Argentina

Structure and composition of phytoplankton from Mina Pirquitas, Jujuy, Argentina

María Mónica Salusso* y Liliana Beatriz Moraña

Facultad Ciencias Naturales, Universidad Nacional Salta, Avenida Bolivia 5150, 4400 Salta, Argentina

Recibido el 14 de agosto de 2014; aceptado el 10 de marzo de 2015

Resumen

Las actividades mineras originan condiciones ambientales extremas en los sistemas acuáticos porque tienden a producir altas concentraciones de metales pesados debido a que su solubilidad se incrementa marcadamente con la disminución del pH. En la región andina de la provincia de Jujuy a 4,200 m snm, el sistema exorreico del río Orosmayo (Ajedrez) está afectado por la explotación de plata en la mina Pirquitas. Se evaluó la estructura y composición del fitoplancton en 5 tributarios mediante muestreos en otoño y primavera del periodo 2011-2013, empleando técnicas estándares. La abundancia del fitoplancton fue más alta en la estación lluviosa, especialmente en marzo de 2011, en todos los sitios, con un máximo de 828 ind.ml⁻¹ en el río Ajedrez. Los datos fisicoquímicos revelan condiciones ácidas en el río Pircas (pH entre 2.6 y 3.9) con altas concentraciones de Al³⁺ y Fe³⁺. Este sitio mostró menores valores de densidad de individuos (176 ind.ml⁻¹), diversidad (2.67) y riqueza de especies (promedio 11) significativamente menores a los otros sitios de muestreo. Las diatomeas fueron afectadas por el pH en el río Pircas, siendo su representación baja (18.48%), con predominio de algas verdes (52%), principalmente fitoflagelados (*Chlamydomonas*, *Dunaliella*) y filamentos (*Klebsormidium*, *Spirogyra*, *Zygogonium*, *Ulothrix*), entre otras.

Derechos Reservados © 2015 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0.

Palabras clave: Puna; Algas; Sudamérica; Sistema lótico; Orosmayo

Abstract

Mining activities produce extreme environmental conditions in aquatic systems because they tend to contain unusually high concentrations of heavy metals as their solubility increases markedly while pH decreases. In the Andean region of Jujuy province at 4,200 m asl, the exorreic system of Orosmayo River (Ajedrez) is affected by the extraction of silver in Mina Pirquitas. The structure and composition of phytoplankton in 5 tributaries was evaluated by sampling in Autumn and Spring for the 2011-2013 period, using standard techniques. Phytoplankton abundance was higher in the rainy season, especially in March, 2011 in all sites, with a maximum of 828 ind.ml⁻¹ in Ajedrez River. The physicochemical data revealed acidic conditions in the River Pircas (pH between 2.6 and 3.9) with high concentrations of Al³⁺, and Fe³⁺. This site showed lower density values (176 ind.ml⁻¹), diversity (2.67) and species richness (average 11). Diatoms were affected by the pH in the River Pircas, because their percentage of representation was low (18.48%), with a predominance of green algae (52%), mainly represented by phytoflagellates (*Chlamydomonas*, *Dunaliella*) and filaments (*Klebsormidium*, *Spirogyra*, *Zygogonium*, *Ulothrix*), among others.

All Rights Reserved © 2015 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access item distributed under the Creative Commons CC License BY-NC-ND 4.0.

Keywords: Puna; Algae; South America; Lotic system; Orosmayo

Introducción

Los recientes y continuos cambios climáticos globales incluyen modificaciones drásticas, por lo que se requiere caracterizar las condiciones de línea de base en los ambientes vulnerables.

* Autora para correspondencia.

Correo electrónico: mmsalusso@gmail.com (M.M. Salusso).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

La Puna argentina es un ambiente de elevada biodiversidad y riqueza en minerales, aunque de extrema fragilidad ante las intervenciones humanas, no siendo exhaustivo el conocimiento de los cuerpos de agua en ella existentes. Los patrones de distribución de la ficoflora presentan peculiaridades únicas en los humedales de altura, relacionados con la historia geológica, con la presencia de numerosos endemismos y particularidades biogeográficas, con una marcada estacionalidad en las abundancias, más elevadas durante la estación de lluvias (Álvarez-Blanco, Cejudo-Figueiras, de Godos, Muñoz y Blanco, 2011).

El proyecto minero denominado Mina Pirquitas se ubica al noroeste de la provincia de Jujuy a una altitud superior a los 4,020 m snm, considerado uno de los yacimientos de estaño, plomo y plata de mayor relevancia a nivel mundial, y desde 2009 se reactivó después de 20 años de inactividad. Los componentes bióticos existentes en las aguas superficiales que aportan al río Grande de San Juan, principal colector que atraviesa el área del proyecto, no han sido evaluados. El estudio de la biota acuática, y en particular del fitoplancton, por su capacidad adaptativa y valor indicador de la calidad de las aguas, cobran especial interés en esta región sometida a intensa mineralización, donde es factible que existan condiciones idóneas para el desarrollo de especies endémicas (Rumrich, Lange-Bertalot y Rumrich, 2000), y con biopotencialidad para la remediación. Se evaluó la estructura y composición del fitoplancton en 6 campañas realizadas en el periodo 2011-2013, en aguas altas (mes de abril) y en estiaje (noviembre) en 5 cuerpos de agua tributarios del río Orosmayo, y los posibles efectos negativos ocasionados por la acidificación sobre la diversidad y conformación de ensamblajes algales.

Materiales y métodos

Mina Pirquitas se localiza a 4,200 m snm entre las coordenadas 22°41' S, 66°28' O. El río Grande de San Juan, cuenca exorreica que vierte sus aguas al río Pilcomayo, es el colector principal del drenaje originado en la vertiente occidental de las sierras de Carahuasi y de la Rinconada. Uno de sus principales afluentes es el río Orosmayo (Ajedrez), que se conforma con los aportes de varios cursos, entre los que se destacan: el río Coyaguaima de carácter permanente que desemboca en los ríos Ajedrez y Pircas, formado por los aportes de las quebradas Médanos y Pirquitas (fig. 1). El clima es frío y seco, con una gran amplitud térmica diaria, lluvias estivales y falta de nieve durante casi todo el año. El área presenta un promedio anual de temperatura de 7 °C y precipitaciones de 259.4 mm, con vientos medios de 8.2 km/h.

En el área de Mina Pirquitas están representados los componentes fitogeográficos de la región Altoandina y Puneña (Cabrera, 1957). Entre los 3,000 y 4,000 m snm domina la estepa arbustiva xerofítica, y sobre los 4,000 m snm predomina la estepa gramínea. Otra comunidad típica, pero de poca extensión, son las vegas o turberas de manantiales, integradas por plantas rizomatosas que conforman un césped denso y compacto. Se relevaron las comunidades fitoplanctónicas en los ríos y quebradas del área del proyecto en 6 campañas realizadas en los meses de abril y noviembre entre los años 2011 y 2013 en 5 cuerpos de agua tributarios del río Orosmayo (tabla 1; fig. 1).

Las muestras para los análisis limnológicos fueron colectadas según protocolos de la APHA (2005). Los análisis de los parámetros fisicoquímicos fueron realizados por la Empresa Mina Pirquitas SRL, según técnicas normalizadas. El análisis cuantitativo del fitoplancton se llevó a cabo bajo microscopio invertido marca Zeiss Axiovert 40 CFL, utilizando la técnica de Utermöhl (1958). Las algas unicelulares, coloniales y filamentosas fueron consideradas como unidades y los resultados se expresaron en individuos.ml⁻¹. Las muestras cualitativas se obtuvieron mediante filtrado de agua por red de 20 µm de poro, fijadas *in situ* con formaldehído al 4%. La identificación taxonómica se realizó con base en diversos trabajos: Fott (1972); Komárek y Anagnostidis (1969, 1986, 2005); Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991), Patrick y Reimer (1966); Rumrich et al. (2000); Tell y Conforti (1986), entre otros. Submuestras para el análisis de diatomeas fueron digeridas con H₂O₂ (30%), luego lavadas con agua destilada (Battarbee, 1986) y montadas en preparados permanentes utilizando NAPHRAX como medio de montaje. El análisis estadístico se realizó empleando el programa InfoStat bajo entorno Windows, Versión 2013 (Di Rienzo et al., 2013). A fin de contrastar diferencias entre las fases del ciclo hidrológico se utilizó la *t de Student*, y para la comparación de las variables en las distintas fechas de muestreos se usó el análisis de la varianza, y la prueba de Tukey para realizar comparaciones *post-hoc*. Se utilizó el análisis de correlación canónica para relacionar la información aportada por 2 conjuntos de variables X e Y, siendo dependientes las abundancias de los distintos grupos de algas presentes en los sitios de estudio y las variables independientes, los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua (excluido el estiaje de 2013).

Resultados

Variables fisicoquímicas del agua

El río Pircas (SW28), en donde se emplaza la explotación minera, presentó diferencias altamente significativas en la mayor parte de los parámetros fisicoquímicos en comparación con los restantes sitios de muestreo (tabla 2). Los metales pesados incrementan su concentración en solución en este río en forma significativa, comparado con los otros cursos lóticos provistos de pH más altos. La disminución del pH incrementa la disolución del aluminio y otros metales trazas, lo cual puede a su vez alterar el ciclo del fósforo al formarse y precipitar compuestos insolubles como el fosfato de aluminio (Kopáček, Ulrich, Hejzlar, Borovec y Stuchlík, 2001). El elevado tenor salino de Pircas (STD = 2,376.50 mg.l⁻¹), se debe principalmente a los sulfatos de calcio y magnesio, presentando eventualmente también SW3 altas concentraciones de sulfatos, cloruros, sodio y potasio (tabla 2).

Análisis del fitoplancton por sitio

Las algas tuvieron en el sistema del Orosmayo una densidad promedio de 311.76 ind.ml⁻¹, con un valor máximo de 828 ind.ml⁻¹ en SW3 en abril de 2011, a pesar de que el caudal líquido en esa fecha y sitio no fueran reducidos (fig. 2). El valor

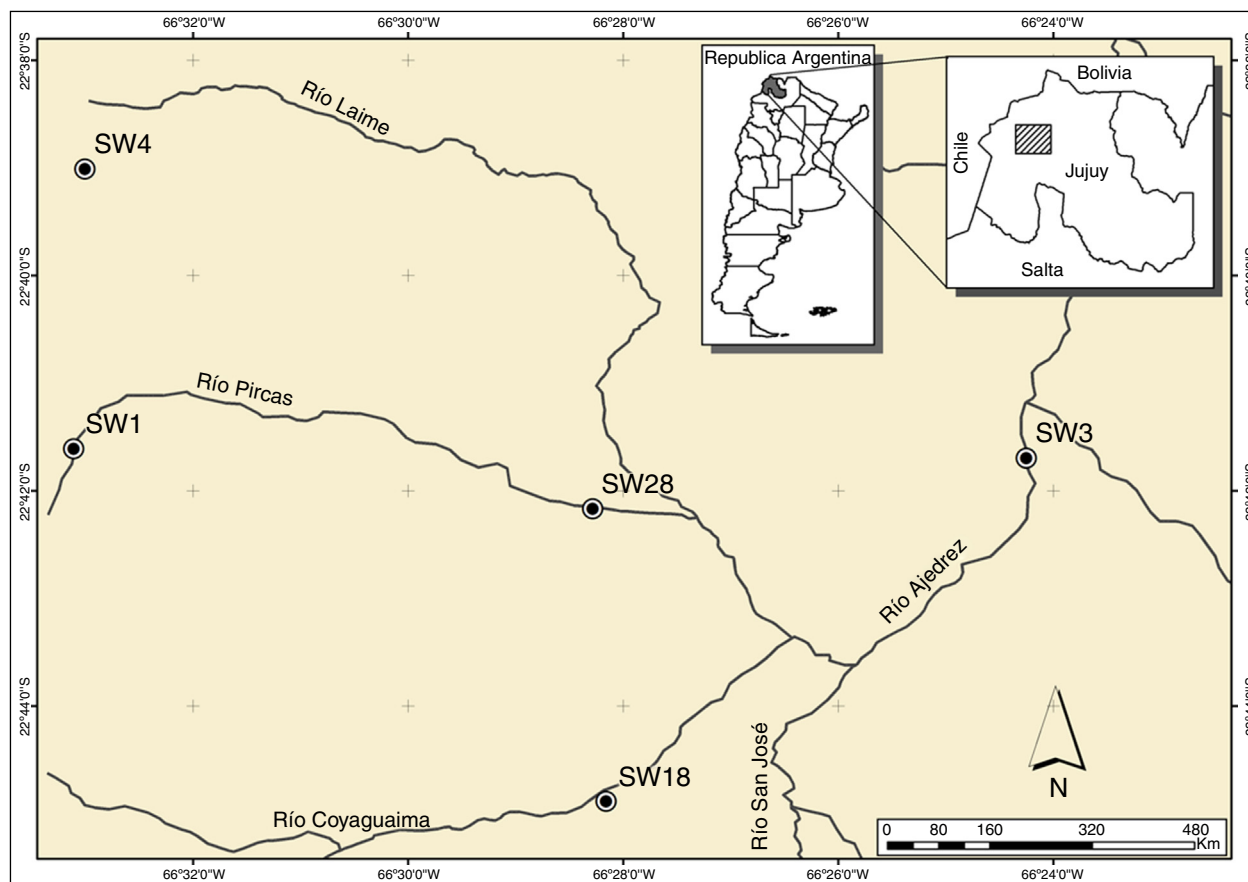


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en Mina Pirquitas.

Tabla 1
Sitios de muestreo relevados en el área de estudio de Mina Pirquitas.

Código	Lugar	Altura m snm	Caudales (m ³ .seg ⁻¹)	Coordenadas
SW1	Quebrada Médanos	4,299	113.67	22°41'36.8" S, 66°33'06.7" O
SW4	Quebrada Cortaderas	4,434	44.84	22°39.5'0.8" S, 66°33'0.4" O
SW28	Río Pircas	4,074	311.19	22°42'10.1" S, 66°28'17.7" O
SW18	Río Coyaguaima	4,088	152.44	22°44'53.4" S, 66°28'09.6" O
SW3	Río Ajejez	4,024	246.36	22°41'41.9" S, 66°24'15.1" O

Tabla 2
Promedio de valores de variables fisicoquímicas en los diferentes sitios muestreados en Mina Pirquitas.

	SW1	SW4	SW28	SW18	SW3	<i>p</i> ≤
pH	7.06 ^a	7.62 ^a	3.10 ^b	7.76 ^a	7.31 ^a	0.0001
Conductividad	247.60 ^a	184 ^a	2847 ^b	854 ^a	1146 ^a	0.0001
Ca ²⁺	15.88 ^a	12.86 ^a	231.8 ^b	28.13 ^a	58.55 ^a	0.0001
Mg ²⁺	12.2 ^a	6.95 ^a	69.1 ^b	10.75 ^a	13.05 ^a	0.0001
Na ⁺	15.85 ^a	12.45 ^a	124.75 ^b	114.5 ^b	149.25 ^b	0.0001
K ⁺	3.8 ^a	3.35 ^a	12.85 ^b	13.2 ^b	13.09 ^b	0.0001
SO ₄ ²⁼	93.7 ^b	28.95 ^a	1905 ^c	62.7 ^b	148.8 ^b	0.0001
Cl ⁻	10.85 ^a	9.35 ^a	154.95 ^b	159.5 ^b	235 ^b	0.0001
Mn ²⁺	0.58 ^a	0.18 ^a	22 ^b	0.06 ^a	0.87 ^a	0.0008
Al ³⁺	0.77 ^a	0.22 ^a	62.11 ^b	1.38 ^a	3.17 ^a	0.0026
Fe ³⁺	0.29 ^a	0.09 ^a	23.76 ^b	0.22 ^a	1.87 ^a	0.0015
Zn ²⁺	0.04 ^a	0.04 ^a	106.64 ^b	0.02 ^a	8.31 ^a	0.0001

Letras diferentes indican diferencias significativas en la variable.

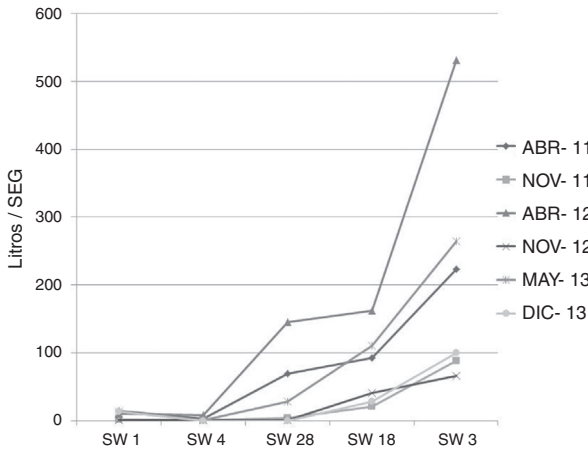


Figura 2. Caudales en las fases de crecidas y estiaje en el periodo 2011-2013.

mínimo de densidad fue 0 ind.ml⁻¹ en SW28 durante abril de 2012, momento en el cual se alcanzó la temperatura más elevada del muestreo (14.69 °C), lo que pudo impactar ocasionando la aceleración de la disolución de metales trazas y del metabolismo celular, induciendo mayor inhibición del crecimiento algal.

El sitio de mayor abundancia promedio fue Quebrada Cortaderas con 395.67 ind.ml⁻¹ y el de menor densidad media fue el río Pircas con 175.60 ind.ml⁻¹ (tabla 3). SW28 también se diferenció del resto por presentar menor diversidad (2.47), riqueza de especies (11.40 spp.) y equitatividad (0.63). Por contraparte, SW4 se diferenció por el número de especies más elevado (26.33) y SW3 por el promedio de diversidad más alto (3.98), siendo el colector final de aguas del subsistema considerado. En el río Pircas (SW28) predominaron las Clorofíceas (fig. 3), representadas principalmente por *Chlamydomonas*, *Dunaliella*, *Chlorella*, *Klebsormidium*, *Ulothrix*; siendo la proporción relativa de diatomeas significativamente más baja, con especies tolerantes como: *Brachysira*, *Eunotia exigua*, *Frustulia*, *Nitzschia palea*, *N. linearis*, *Navicula cryptocephala*, *Pinnularia interrupta*, *Tabellaria* sp., características de condiciones ácidas.

Las diatomeas disminuyeron sensiblemente en este sitio en comparación con los restantes cursos lóticos vecinos. En apariencia, existiría un umbral de pH, por debajo de 4.5, en el cual muchas especies de diatomeas serían eliminadas o no tienen capacidad de crecimiento (Aguilera et al., 2007; DeNicola, 2000), debido a la precipitación del sílice por la presencia de

Tabla 3
Promedios de atributos ecológicos del fitoplancton por sitio en el periodo 2011-2013.

Lugar	Densidad fitoplancton	H específica	Riqueza de especies	J
SW1	244.83 ^{a,b}	3.59 ^{a,b}	21.33 ^{a,b}	0.85 ^b
SW28	175.60 ^a	2.47 ^a	11.40 ^a	0.63 ^a
SW18	380.17 ^b	3.88 ^{a,b}	25.50 ^{ab}	0.85 ^b
SW4	395.67 ^b	3.68 ^{a,b}	26.33 ^b	0.80 ^b
SW3	339.83 ^b	3.98 ^b	24.83 ^{a,b}	0.87 ^b
p ≤	0.036	0.013	0.042	0.041

Las letras en superíndice indican diferencias altamente significativas en las abundancias de las fechas detalladas en la tabla 5.

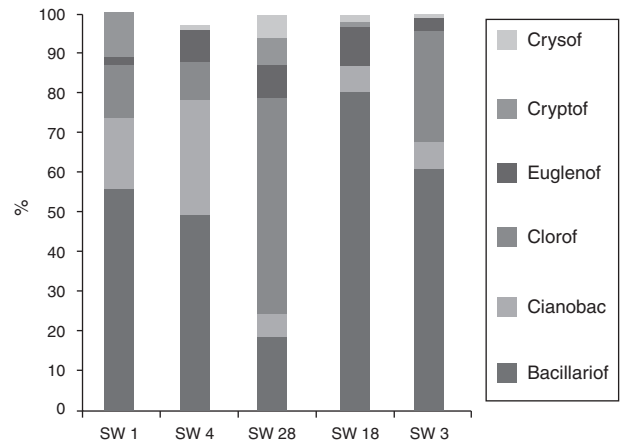


Figura 3. Porcentajes de representatividad de los grupos taxonómicos del fitoplancton por sitios en el periodo 2011-2013.

Al³⁺ y Fe³⁺ (Birchall, Exley, Chappell y Phillips, 1989), con la aparición de un cierto número de formas teratológicas (Falasco, Bona, Badino, Hoffmann y Ector, 2009).

Se registraron, además, Euglenofíceas con *Euglena mutabilis*, *E. viridis*, *Lepocinclis ovum*, Cianobacterias: *Chroococcus* spp., *Oscillatoria* spp.; Cryptofitas con *Cryptomonas erosa* y Crysofíceas con *Chromulina ovalis*, *Ochromonas* sp. La mayoría de las clorofitas dominantes se han documentado también en cursos lóticos montañosos sometidos a drenaje ácido de minería (Niyogi, McKnight y Lewis, 1999; Romanov, Ermolaeva y Bortnikova, 2011). La acidificación puede alterar la estructura de la comunidad algal con disminución de cianobacterias filamentosas e incrementos de algas verdes, especialmente Zygnematophyceae (*Cosmarium*, *Closterium*, *Spirogyra*, *Mougeotia* y *Zygnema* [Vinebrooke et al., 2002]). Los géneros de diatomeas comunes bajo condiciones neutras de pH incluyeron *Achnantheidium*, *Planothidium* y *Fragilaria sensu lato*. En los ambientes alcalinos del sistema del Orosmayo, las cianobacterias estuvieron representadas por *Lyngbya*, *Komvophoron*, *Pseudanabaena*, *Phormidium* y *Oscillatoria*.

Distribución del fitoplancton en el ciclo hidrológico

La densidad total del fitoplancton estuvo regida por las condiciones hidroclimáticas, existiendo diferencias significativas entre las fases de estiaje vs. crecidas (tabla 4). Las restantes variables no se diferenciaron entre épocas, aun las concernientes a la composición por grupos taxonómicos, aunque si se excluye el río Pircas, las diatomeas fueron más abundantes durante la fase de crecidas en relación con el estiaje. En un análisis más detallado se evidencian importantes fluctuaciones interanuales en los valores de densidad del fitoplancton en todos los sitios, siendo más elevados durante el primer periodo de crecidas de 2011 (fig. 4) en concordancia con los registros pluviométricos que favorecieron la escorrentía de materia orgánica desde la cuenca de aportes y la presencia de un amesetamiento significativo de los valores de abundancias en la fase de crecidas de 2012, cuando los cursos lóticos alcanzaron los caudales más elevados (fig. 2).

Tabla 4
Comparación de las fases del ciclo hidrológico en Piriquitas en el periodo 2011-2013.

Periodo	Abundancia fitoplancton	Diversidad específica	Riqueza de especies	Equitatividad específica	Dominancia Simpson
Crecidas	387.93	3.44	27.43	0.76	0.12
Estiaje	230.14	3.69	21.50	0.85	0.11
Nivel signif.	0.037	No signif.	No signif.	No signif.	No signif.

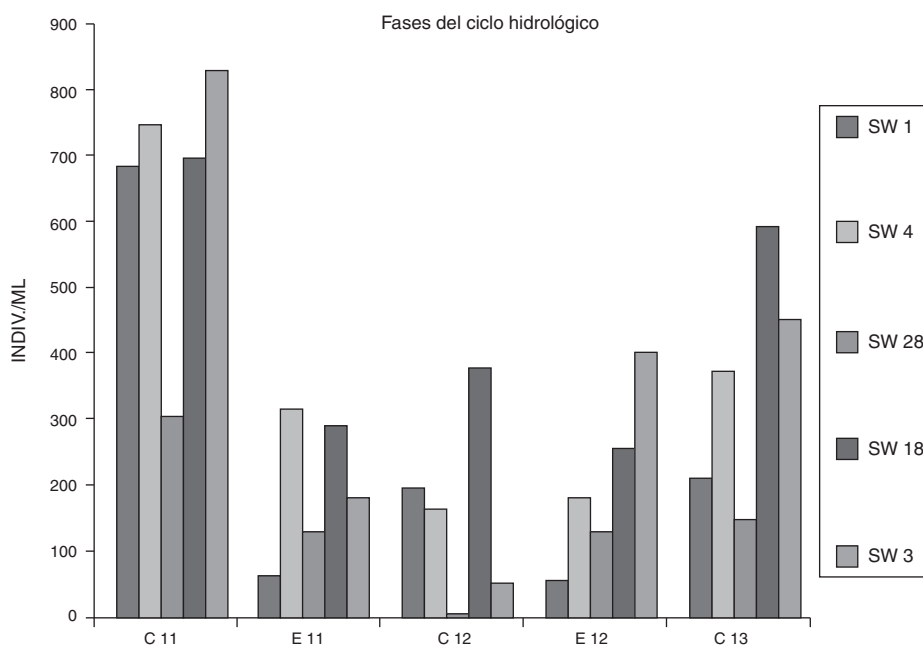


Figura 4. Abundancias del fitoplancton en los sitios muestreados en ambas fases del ciclo hidrológico (C: fase de aguas altas; E: fase de estiaje). E11: nov 2011; E12: nov 2012; C11: abril 2011; C12: abril 2012; C13: mayo 2013; E: nov 2013.

El río Ajedrez detentó ambos extremos de rangos de abundancias: 53 y 828 ind.mL⁻¹, si exceptuamos al río Pircas que no tuvo representación algal en abril de 2012, a pesar de coincidir con un caudal elevado (144.81.seg⁻¹) por efecto de los efluentes mineros, y en diciembre de 2013 cuando no presentó caudal líquido. La biomasa algal en el río Pircas no se diferenció según las fases del ciclo hidrológico. El efecto negativo en el ambiente del aluminio se debe a que estos iones pueden reaccionar con los fosfatos y causar que el fosfato no esté disponible para los organismos acuáticos. La acidificación también puede alterar los procesos microbianos que son importantes para el reciclado de nutrientes, como, por ejemplo, la cesación del proceso de nitrificación, estimulación del proceso de desnitrificación (Rudd, Schindler y Turner, 1988; Schindler, 1988) y reducción del proceso de descomposición de materia orgánica (Camargo y Alonso, 2006; Dangles, Gessner, Guèrold y Chauvet, 2004).

Distribución del fitoplancton por fechas

El análisis conjunto del fitoplancton de todos los sitios por fechas solo arrojó diferencias significativas en los valores de densidad, que fue mucho mayor en el primer muestreo de abril 2011 (tabla 5), más allá de la variabilidad estacional de caudales en las diferentes etapas del ciclo hidrológico. Los restantes

atributos no mostraron diferencias estadísticas entre sitios (ni entre épocas). No obstante, la diversidad y riqueza de especies fueron máximas en todos los sitios en el primer muestreo. Hubo, en general, un progresivo decaimiento con el tiempo en los valores de abundancia y número de especies del fitoplancton en todos los sitios, existiendo una correlación significativa entre este último parámetro y el pH ($r^2=0.71$; $p \leq 0.017$). La diversidad específica no varió significativamente a lo largo del muestreo, aunque en el área del río Pircas fue más baja (promedio 2.47). La distribución de las abundancias de organismos entre las especies o equitatividad fue menor en abril de 2012,

Tabla 5
Comparación de valores de variables ecológicas del fitoplancton en las diferentes fechas de muestreo realizadas en el área de Mina Piriquitas.

Fecha	Abundancia fitoplancton	Diversidad específica	Riqueza de especies	Equitatividad
Abril 2011	651.80 ^b	3.86	32.20	0.79
Nov 2011	197.00 ^a	3.73	20.20	0.88
Abril 2012	157.40 ^a	3.07	18.60	0.69
Nov 2012	204.60 ^a	3.65	18.80	0.88
Mayo 2013	354.60 ^{a,b}	3.40	19.00	0.81
Nov 2013	303.50 ^a	3.64	25.25	0.79
Nivel de signif.	<0.0009	No signif.	No signif.	No signif.

Letras en superíndice indican diferencias significativas en la variable.

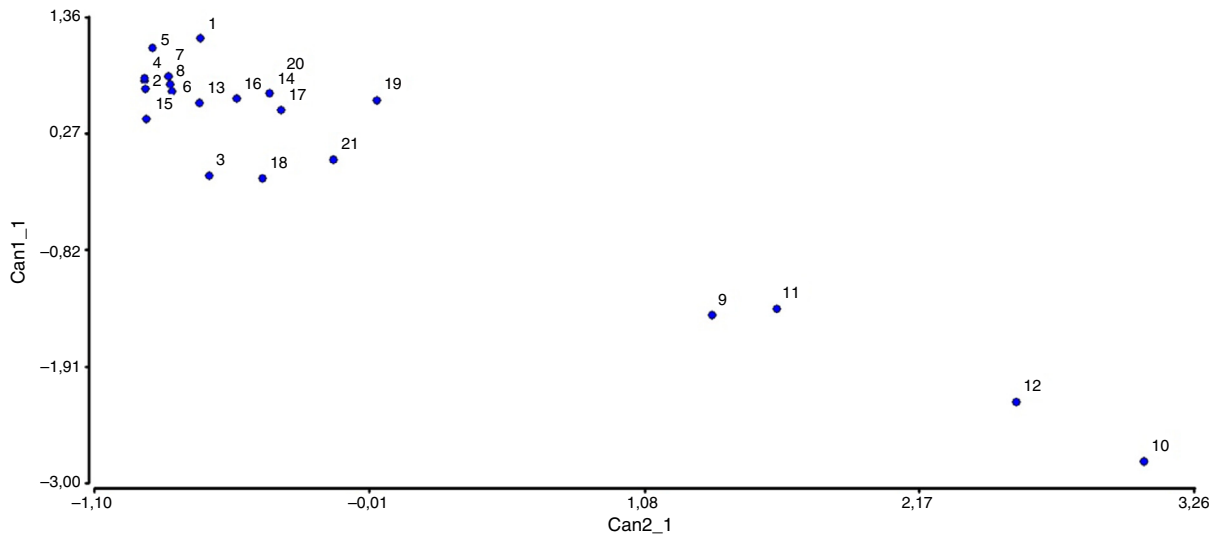


Figura 5. Diagrama del análisis de correlación canónica en el periodo de estudio (1-4: SW1, 5-8: SW4, 9-12: SW28, 13-16: SW18, 17-21: SW3).

en consonancia con los máximos caudales en esa fecha, que favorecieron a pocas especies adaptadas.

El análisis de correlaciones canónicas realizado considerando como variables dependientes las abundancias de diatomeas, cianófitas, euglenófitas, clorófitas y criptófitas; y como variables independientes a los datos de pH, conductividad, así como las concentraciones de magnesio, sulfatos, sodio, potasio, aluminio y cinc, mostró que la primera correlación canónica fue altamente significativa, con un valor de 0.97 y $p=0.01$. La porción de la varianza total de los datos explicada por el primer par de variables canónicas fue del 94%. La construcción del primer par de variables canónicas (C1-1=dependiente y C2-1=independiente) en función de los coeficientes canónicos estandarizados de las combinaciones lineales, resultó en las siguientes fórmulas:

Variable canónica dependiente o variable de criterio o endógena:

$$C1 - 1 = 0.99 \times [\text{diatomeas}] + 0.01 \times [\text{cianofitas}] - 0.16 \times [\text{clorofitas}] + 0.37 \times [\text{euglenofitas}] + 0.56 \times [\text{criptofitas}]$$

Variable canónica independiente o variable predictorora o exógena:

$$C2 - 1 = 0.29 \times [\text{pH}] + 6.01 \times [\text{conductividad}] + 0.21 \times [\text{sulfatos}] - 1.25 \times [\text{magnesio}] - 1.53 \times [\text{sodio}] - 0.22 \times [\text{potasio}] - 2.65 \times [\text{aluminio}] - 0.52 \times [\text{cinc}]$$

Los coeficientes canónicos de la variable canónica dependiente indican que las abundancias de diatomeas y criptófitas poseen la mayor influencia en su formación, mientras que para la construcción de la variable canónica independiente los

valores de conductividad, aluminio, sodio y magnesio son los que poseen el mayor peso. Al graficar la primera correlación canónica observamos que hacia la parte negativa de la C1-1 y positiva de la C2-1 se ubican las muestras correspondientes al sitio SW28 tomadas tanto en estiaje como en época de lluvias, caracterizadas por poseer los mayores registros de conductividad, acompañados por predominio de clorófitas y mayores tenores de los oligoelementos mencionados (fig. 5). Los restantes sitios, independientemente de la fase del ciclo hidrológico que se muestrearan se ubicaron en el otro extremo, caracterizadas principalmente por el neto predominio de diatomeas. El río Ajedrez (SW3) en el primer muestreo (abril de 2011) tuvo mayor abundancia del fitoplancton (828 ind. mL^{-1}), H (4.356) y altos registros de R (41) y J (0.83), y estuvo caracterizado por su elevado porcentaje de diatomeas (80.43%). Otro sitio con tendencias positivas en dichas variables fue SW18 en los 3 primeros muestreos. Por su parte, SW1 en el segundo muestreo tuvo mayor concentración de cianobacterias (25.37%) y criptófitas (55.23%), así como menores registros de abundancia total del fitoplancton (67 ind. mL^{-1}) y reducida riqueza de especies (10 spp.), tratándose de un ambiente de escaso caudal.

Las especies de clorófitas ácido tolerantes y acidófilas tienen un gran potencial para mediar la bioacumulación de metales pesados y formar sedimentos orgánicos ricos en hierro (Brake y Hasiotis, 2010). La adsorción extracelular del metal es una estrategia común para limitar el acceso de los elementos tóxicos al interior de las células y poder sobrevivir en condiciones de estrés (Gaur y Rai, 2001), habiéndose observado dicha acumulación en especies filamentosas en el río Pircas, por ejemplo, *Zygonium ericetorum*. Como resultado, las algas pueden controlar la acidez y metales en soluciones, alcanzando la atenuación natural al impacto ácido (Valente y Gomes, 2007).

Discusión

El río Pircas presentó ensamblajes algales similares a otros ríos de extrema acidez natural como el río Tinto de España

(Aguilera et al., 2007) y el río Agrio de Argentina (Pedrozo, Díaz, Temporetti, Baffico y Beamud, 2010), donde predominan miembros de clorófitas, además de euglenófitas y crisófitas, con especies conocidas por su tolerancia a la alta concentración de metales (Visviki y Santikul, 2000). Las clorófitas tienen muchas especies tolerantes a la acidez y, por otra parte, también habilidad para sobrevivir a la desecación y congelamiento (Stibal, 2004).

Se ha documentado que las comunidades bénticas de ambientes con pH ácido se caracterizan por bajos valores de diversidad y riqueza de especies, aunque por lo general presentan elevada productividad (Baffico, 2010), lo que en nuestro estudio no se cumple en relación con el fitoplancton, probablemente por la precipitación del fosfato soluble con el aluminio, como sucede naturalmente en otros ambientes ácidos (Kopáček et al., 2001). Los procesos de acidificación promueven ionización y disolución de metales contenidos en los minerales y ocasionan el incremento de elementos disueltos. Estos ambientes tienden a ser deficientes en carbono inorgánico y fósforo, y limitan la producción primaria del bentos (Nixdorf y Kapfer, 1998), lo que puede restringir en el tiempo la diversidad y riqueza a pocas especies (Aguilera, Manrubia, Gómez, Rodríguez y Amils, 2006; DeNicola, 2000; Mulholland, Elwood, Palumbo y Stevenson, 1986; Verb y Vis, 2000) y, por lo visto también alcanza a los componentes del fitoplancton en cuerpos de agua de escasos caudales como los del presente estudio. Se presentaron formas teratológicas, que han ido en aumento en el último año, atribuibles a los efectos del estrés ambiental de carácter químico, en especial en *Ulnaria ulna*, lo que estaría vinculado a la contaminación con metales pesados (Morin et al., 2008).

En conclusión, los cursos lóticos presentaron diferencias en los iones analizados con valores significativamente más elevados en el río Pircas. Los sitios no mostraron diferencias significativas entre sí en función de los atributos ecológicos del fitoplancton, excepto el río Pircas que presentó valores significativamente menores. La composición de los grupos taxonómicos diferenciaron también al río Pircas por la menor representación de diatomeas y cianobacterias, con la dominancia de clorófitas. Las actividades mineras a la vera del río Pircas están produciendo un cambio gradual en las abundancias del fitoplancton en todos los sitios, en especial cuando las precipitaciones son escasas.

Referencias

- Aguilera, A., Manrubia, S. C., Gómez, F., Rodríguez, N. y Amils, R. (2006). Eukaryotic community distribution and its relationships to water physicochemical parameters in an extreme acidic environment, río Tinto (Southwestern Spain). *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 5325–5330.
- Aguilera, A., Zettler, E., Gómez, F., Amaral-Zettler, L., Rodríguez, N. y Amils, R. (2007). Distribution and seasonal variability in the benthic eukaryotic community of río Tinto (SW, Spain), an acidic, high metal extreme environment. *Systematic and Applied Microbiology*, 30, 531–546.
- Álvarez-Blanco, I., Cejudo-Figueiras, C., de Godos, I., Muñoz, R. y Blanco, S. (2011). Las diatomeas de los salares del altiplano boliviano: singularidades florísticas. *Boletín Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biología*, 105, 67–82.
- (2005). APHA (American Public Health Association). In *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21st ed). Washington, D. C.: APHA.
- Baffico, G. D. (2010). Epilithic algae distribution along a chemical gradient in a naturally acidic river, río Agrio (Patagonia, Argentina). *Microbial Ecology*, 59, 533–545.
- Battarbee, R. W. (1986). Diatom analysis. En B. E. Berglund (Ed.), *Handbook of holocene paleoecology and paleohydrology* (pp. 527–570). London: John Wiley and Sons.
- Birchall, J. D., Exley, C., Chappell, J. S. y Phillips, M. J. (1989). Acute toxicity of aluminum to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature*, 339, 146–148.
- Brake, S. S. y Hasiotis, S. T. (2010). Eukaryote-dominated biofilms and their significance in acidic environments. *Geomicrobiology Journal*, 27, 534–558.
- Cabrera, A. L. (1957). La vegetación de la Puna Argentina. *Revista Investigaciones Agrícolas*, 4, 317–412.
- Camargo, J. A. y Alonso, A. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32, 831–849.
- Dangles, O., Gessner, M. O., Guèrold, F. y Chauvet, E. (2004). Impacts of stream acidification on litter breakdown: Implications for assessing ecosystem functioning. *Journal Applied Ecology*, 41, 365–378.
- DeNicola, D. M. (2000). A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia*, 433, 111–122.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2013). *InfoStat*. Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba.
- Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffmann, L. y Ector, L. (2009). Diatom teratological forms and environmental alterations: A review. *Hydrobiologia*, 623, 1–35.
- Fott, B. (1972). Chlorophyceae, Tetrasporales. En G. Huber-Pestalozzi (Ed.), *Das Phytoplankton des Süßwassers* (p. 116). Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Gaur, J. y Rai, L. (2001). Heavy metal tolerance in algae. En L. C. Rai y J. Gaur (Eds.), *Algal adaptation to environmental stresses-physiological, biochemical and molecular mechanisms* (pp. 363–388). Berlin: Springer.
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (1969). *Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4: Nostocales*. Stuttgart: Archiv für Hydrobiologie. Suppl. 82, 3 (Algological studies 56).
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (1986). *Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2: Chroococcales*. Stuttgart: Archiv für Hydrobiologie. Suppl. 73, 2 (Algological studies 43).
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprocaryota. Oscillatoriales. En A. B. Budel, L. Krienitz, G. Gartner y M. Schagerl (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2*. München: Spektrum Akademischer Verlag.
- Kopáček, J., Ulrich, K. U., Hejzlar, J., Borovec, J. y Stuchlík, E. (2001). Natural inactivation of phosphorus by aluminum in atmospherically acidified water bodies. *Water Research*, 35, 3783–3790.
- Krammer, K. y Lange-Bertalot, H. (1986). *Bacillariophyceae. Band 2/1. Teil: Naviculaceae*. Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. y Lange-Bertalot, H. (1988). *Bacillariophyceae. Band 2/2. Teil: Bacillariaceae, Ephitemiaceae, Surirellaceae*. Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. y Lange-Bertalot, H. (1991). *Bacillariophyceae. Band 2/3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. Jena: Gustav Fischer Verlag.
- Morin, S., Duong, T. T., Dabrin, A., Coynel, A., Herlory, O., Baudrimont, M., et al. (2008). Long-term survey of heavy metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environmental Pollution*, 115, 532–542.
- Mulholland, P. J., Elwood, J. W., Palumbo, A. V. y Stevenson, R. F. (1986). Effects of stream acidification on periphyton composition, chlorophyll and productivity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 149, 227–250.
- Nixdorf, B. y Kapfer, M. (1998). Stimulation of phototrophic pelagic and benthic metabolism close to sediments in acidic mining lakes. *Water Air Soil Pollution*, 108, 317–330.
- Niyogi, D. K., McKnight, D. M. y Lewis, W. M., Jr. (1999). Influences of water and substrate quality for periphyton in a montane stream affected by acid mine drainage. *Limnology and Oceanography*, 44, 804–809.
- Patrick, R. y Reimer, Ch. (1966). *The diatoms of the United States. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia No. 13: Vols. 1, 2. Part 1*. Philadelphia: Academy of Natural Sciences of Philadelphia.

- Pedrozo, F. L., Díaz, M. M., Temporetti, P. F., Baffico, G. D. y Beamud, S. G. (2010). Características limnológicas de un sistema ácido: río Agrio-Lago Caviahue, Provincia del Neuquén, Argentina. *Ecología Austral*, 20, 173–184.
- Romanov, R. E., Ermolaeva, N. I. y Bortnikova, S. B. (2011). Evaluation of the effect of heavy metals on the plankton in the technogenic water reservoir. *Chemistry for Sustainable Development*, 19, 281–288.
- Rudd, J. W. M., Schindler, D. W. y Turner, M. A. (1988). Disruption of the nitrogen cycle in acidified lakes. *Science*, 240, 1515–1517.
- Rumrich, U., Lange-Bertalot, H. y Rumrich, M. (2000). *Diatomeen der Anden: von Venezuela bis Patagonien/Feuerland und zwei weitere Beiträge. Iconographia Diatomológica: Vol. 9*. Koenigstein: Koeltz Scientific Books.
- Schindler, D. W. (1988). Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science*, 239, 149–157.
- Stibal, M. (2004). *Comparison of life strategies in two green algae from snow and soil of the Polar regions*. Bohemia, Česká Republika: University of South Bohemia.
- Tell, G. y Conforti, V. V. (1986). *Euglenophyta pigmentadas de la Argentina*. Berlin: Bibliotheca Phycologica.
- Utermöhl, H. (1958). On the perfecting of quantitative phytoplankton method. *International Association of Theoretical and Applied Limnology Proceeding*, 9, 1–38.
- Valente, T. M. y Gomes, C. L. (2007). The role of two acidophilic algae as ecological indicators of acid mine drainage sites. *Journal of Iberian Geology*, 22, 283–294.
- Verb, R. G. y Vis, M. L. (2000). Comparison of benthic diatom assemblages from streams draining abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 274–288.
- Vinebrooke, R. D., Dixit, S. S., Graham, M. D., Gunn, J. M., Chen, Y. y Belzile, N. (2002). Whole-lake algal responses to a century of acidic industrial deposition on the Canadian shield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 483–493.
- Visviki, I. y Santikul, D. (2000). The pH tolerance of *Chlamydomonas applanata* (Volvocales, Chlorophyta). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38, 147–151.