

# Contaminación por metales pesados del sistema de drenaje Río Chilco - Río Tupiza, Sur de Bolivia

Heavy metals contamination of the Rio Chilco-Rio Tupiza  
drainage system, southern Bolivia

Lionel F. Villarroel<sup>1\*</sup>, Jerry R. Miller<sup>1</sup>, Paul J. Lechler<sup>2</sup>,  
Dru Germanoski<sup>3</sup> & Elias Puch<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Department of Geosciences and Natural Resources Management,  
Western Carolina University, Cullowhee, NC 28723

<sup>2</sup>Nevada Bureau of Mines and Geology, University of Nevada, Reno, Reno, NV 89506, USA

<sup>3</sup>Department of Geology and Environmental Geosciences, Lafayette College, Easton, PA 18042, USA

<sup>4</sup>Facultad de Ciencias Geológicas, Universidad Autónoma "Tomas Frías", Potosí, Bolivia

\*Autor de correspondencia, Dirección actual, Av. 14 de Septiembre #150, Condominio Los Alamos  
Ap. 1-B. Obrajes, La Paz, Bolivia. E-mail: li\_frav@yahoo.com

## Resumen

Las operaciones mineras antiguas son conocidas por haber vertido significativas, pero no cuantificadas, cantidades de sedimentos asociados con metales a las cabeceras del Río Tupiza en la región sur de Bolivia. Esta investigación utilizó el enfoque geomorfológico-geoquímico para determinar el impacto de la minería en la calidad de sedimentos dentro del sistema fluvial. Los patrones espaciales de los elementos traza contenidos en los sedimentos indican que Pb, Zn, Cu, Sb, Sn y As son predominantemente derivados de tres cuencas tributarias que incluyen las minas Abaroa, Chilcobija y el Distrito Minero Tatasi-Portugalete. Los patrones geográficos en las concentraciones de metales traza, aguas abajo de cada tributario, reflejan procesos geomorfológicos locales que cambian a lo largo del valle del río. Las concentraciones de metales traza en áreas drenadas por el río Chilco decrecen rápidamente valle abajo como resultado de la dilución por mezcla de sedimentos no contaminados y almacenaje de partículas enriquecidas en metales (p.e. minerales sulfurosos) en el lecho de canal como resultado de un episodio aún activo de agradación. Estos procesos redujeron significativamente la dispersión y, de esta manera, los potenciales efectos ambientales de la minería asociados al vertido de metales traza a las cuencas, incluyendo los que están asociados con la erosión de colas y relaves de Mina Abaroa ocurridos durante una inundación el año 2003. En contraste, los cambios de concentración en sedimentos de canal ubicados aguas abajo a lo largo del curso del Río Tupiza son mínimos y es donde cantidades más grandes de metales traza son almacenadas en depósitos de llanura aluvial en tanto la degradación habría sido menos significativa. Además, los suelos desarrollados en las llanuras aluviales en esta área localmente contienen concentraciones de Pb, Zn y Sb que exceden los valores parámetros para suelos de uso agrícola de Canadá, Alemania y Holanda.

**Palabras clave:** Metales pesados, respuesta geomorfológica, Río Tupiza, Bolivia.

## Abstract

Historic mining operations are known to have released significant, but unquantified, amounts of sediment-borne trace metals into the headwaters of the Rio Tupiza of southern Bolivia. This

investigation utilized a geomorphological-geochemical approach to determine the impact of mining on sediment quality within the river system. Spatial patterns in sediment-borne trace metal concentrations indicate that Pb, Zn, Cu, Sb, Sn, and As are predominantly derived from three tributary basins possessing the Abaroa, Chilcobija, and Tatasi-Portugalete mining districts. Downstream of each tributary, geographical patterns in trace metal concentrations reflect local geomorphic processes that change along the river valley. Trace metal concentrations in upstream areas drained by the Río Chilco decrease rapidly downvalley as a result of dilution by uncontaminated sediments and storage of metal enriched particles (e.g., sulfide minerals) in the channel bed as a result of an ongoing episode of channel bed aggradation. These processes significantly reduced the dispersal and, thus, the potential environmental affects of mining related trace metals released to the basin, including those associated with tailings eroded from the Abaro Mine during a flood in 2003. In contrast, downstream changes in concentration are minimal in channel sediments located along downstream reaches of the Río Tupiza where larger quantities of trace metals are stored in floodplain deposits and aggradation has been less significant. Moreover, soils developed on the floodplains in this area locally contain Pb, Zn, and Sb concentrations that exceed Canadian, German, and Dutch guidelines for agricultural use.

**Key words:** Heavy metals, Geomorphic response, Río Tupiza, Bolivia.

## Introducción

Desechos líquidos y sólidos de la mina Abaroa en la región sur de Bolivia están dispuestos en un pequeño valle tributario (Fig. 1). Durante un intenso pero localizado evento de precipitación-escorrentía ocurrido en febrero del 2003, las colas y relaves almacenados en el tributario fueron erosionados y transportados río abajo a través de un canal rocoso y angosto hasta el Río Chilco, el que a su vez es un tributario del río Tupiza (Fig.2). En agosto de 2003 las autoridades de los departamentos de Tarija, Chuquisaca y Potosí declararon el curso del río a partir de la mina Abaroa hasta la región baja del Pilcomayo, como “zona de emergencia hidrológica”. La declaración estuvo basada en la presunción de que las colas erosionadas combinadas con el vertido de metales tóxicos de operaciones mineras antiguas tenían el potencial de afectar negativamente tanto la ecología como la salud humana a distancias de varios cientos de kilómetros (La Mañana 2003). Sin embargo, los datos geoquímicos definen que la magnitud de la contaminación producida tanto por el derrame como por las minas antiguas es baja. De esta manera,

un estudio geomorfológico-geoquímico fue iniciado en noviembre 2003 con la finalidad de evaluar la extensión de la contaminación por plomo (Pb), zinc (Zn), antimonio (Sb), estaño (Sn), cobre, (Cu) y arsénico (As) de la cuenca del río Tupiza, incluyendo el área río abajo de la mina Abaroa (Fig. 3). Más específicamente, el artículo examina 1) los efectos ambientales potenciales de las operaciones mineras de las minas Abaroa, Chilcobija y Tatasi en la calidad de sedimentos y suelos dentro del sistema de drenaje, 2) las fuentes primarias de metales contaminantes vertidos al río y 3) los factores primarios que controlan los patrones geográficos en la concentración de metales traza asociados a sedimentos a lo largo del valle del río.

## Ambiente geográfico y geológico

El río Chilco se encuentra en la estribación sur de la Cordillera Oriental en el sudoeste boliviano (Fig. 3). Este drenaje se une con el río Tupiza, un río temporal grande cuyo cauce sigue una dirección E-SE hacia la ciudad de Tupiza antes de unirse con el río San Juan del Oro. Dentro y adyacente a la cuenca, la



**Fig. 1:** Presa de colas de la mina Abaroa. Esta foto fue tomada en noviembre de 2003, ocho meses después del evento de inundación. El dique (compuesto de sedimentos claros) fue construido después del evento como parte del programa de remediación. Las colas erosionadas fueron primariamente derivadas del sector inmediatamente detrás del dique.



**Fig. 2:** Lecho de canal rocoso entre la mina Abaroa y el Río Chilco. Las líneas blancas segmentadas corresponden a las marcas del nivel máximo de agua formado por deposición de limo durante la inundación en 2003. Nótese el limitado espacio disponible para almacenaje de sedimentos.

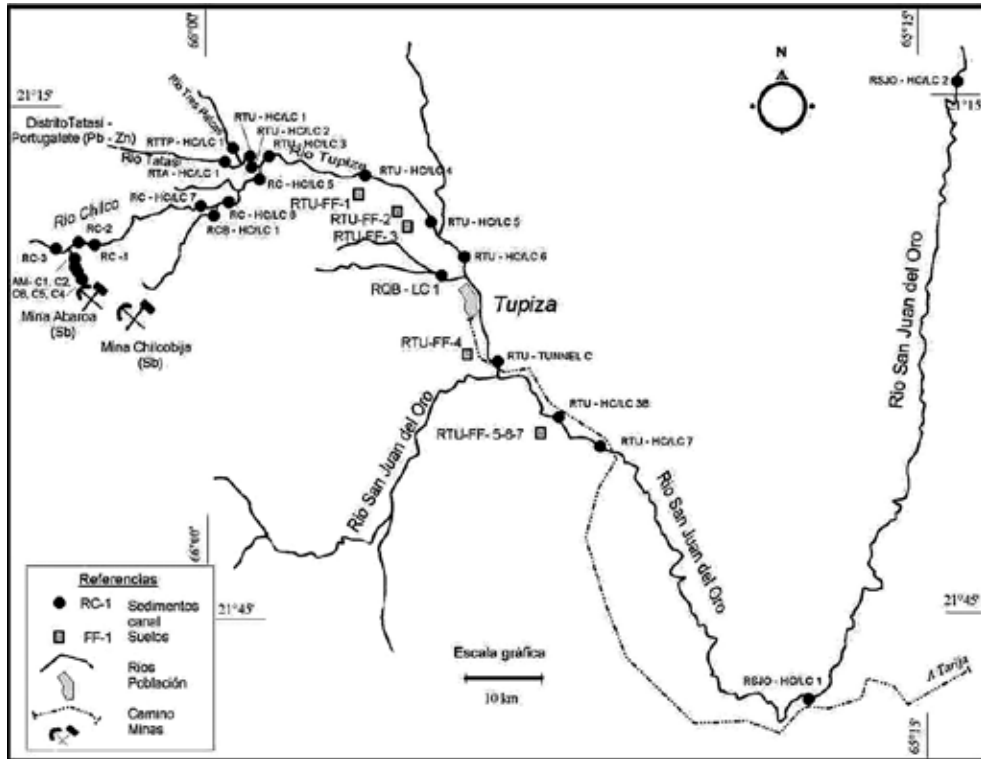


Fig. 3: Mapa de ubicación del área de estudio mostrando la distribución de los sitios de muestreo a lo largo del sistema de drenaje Río Chilco – Río Tupiza.

mineralización está asociada a dos diferentes tipos de depósitos minerales. El distrito minero Tatasi-Portugalete es un yacimiento filoniano polimetálico ubicado en las cabeceras del río Tatasi (Fig. 3). Este depósito es parte del cinturón estanífero boliviano y está asociado a un complejo dómico dacítico de edad del Mioceno (15.6 Ma) que intruye el basamento sedimentario compuesto por lutitas y pizarras ordovícicas. Sobrepuestas a la secuencia ordovícica se encuentran discordantes conglomerados, calizas y areniscas calcáreas de edad cretácica.

Los minerales de mena incluyen casiterita, galena y esfalerita acompañados por minerales de ganga tales como pirita, calcopirita, marcasita, cuarzo y buromonita, entre otros. Los niveles superiores de las vetas están

enriquecidos en estaño y plata; con el incremento de la profundidad, la mineralogía de las vetas cambia a diferentes asociaciones paragenéticas que incluyen plata y sulfuros de zinc y plomo (Gustavson 1991). Varios desmontes y relaves de colas grandes están dispuestos dentro del distrito minero Tatasi-Portugalete y son conocidos como fuentes de metales traza para el Río Tatasi.

Los otros dos mayores yacimientos en la cuenca del Río Tupiza están asociados con el cinturón antimonífero boliviano. Los depósitos han sido extensamente explotados. En efecto, Chilcobija, la mina antimonífera más grande de Bolivia, está ubicada en una región donde las vetas están hospedadas en rocas ordovícicas. Los minerales de mena incluyen antimonita, galena y esfalerita, los que están combinados

con minerales de ganga tales como cuarzo, pirita y arsenopirita. En el pasado fue extraído oro como sub-producto. Durante el periodo de mayor producción de antimonio, Chilcobija tenía una capacidad de 12.000 toneladas por año, pero durante la pasada década la producción anual declinó a 4.000-5.000 toneladas. La mina fue cerrada en 1997, después de la baja de precios que hicieron de los costos de operación antieconómicos (Carlin 1998). Sin embargo, algunas pequeñas minas sobrevivieron la continua baja de cotizaciones, incluyendo la mina Abaroa, ubicada aproximadamente 4.5 km de Chilcobija.

La mina Abaroa está localizada a lo largo de un tributario del río Chilco, referido aquí como río Abaroa. Regionalmente está ubicada en el extremo W del Altiplano. Esta área está compuesta por una litología Paleozoica, la que ha sido deformada en angostos sinclinales y anticlinales de orientación norte-sur. El paisaje está dominado por una planicie localmente disectada por valles profundos que atraviesan la secuencia sedimentaria. El yacimiento de la mina Abaroa habría sido descubierto en los 50's, pero desafortunadamente ni los métodos de concentración ni la producción de ese entonces fue documentada. Sin embargo, en la oportunidad en que se realizó el muestreo durante 2003, los minerales extraídos contenían leyes de cabeza del 7% de antimonio con un promedio de 40-50 toneladas por día y fueron procesadas mediante un proceso metalúrgico, que incluía, trituración, molienda y flotación (J. Arias com. pers. 2005, técnico de la empresa operadora COMISAL). Fue reportada una capacidad de procesamiento de 150 toneladas por día.

En febrero del 2003 una inusual tormenta de alta magnitud y corta duración provocó la erosión de un dique de colas en un volumen aproximado de 5.500 m<sup>3</sup>, que estaba dispuesto a través de un pequeño tributario adyacente a la planta de tratamiento (Fig. 1). Los materiales residuales fueron subsecuentemente transportados aguas abajo a través de un

pequeño tributario insertado en el lecho rocoso antes de alcanzar el Río Chilco aproximadamente a 1.2 km aguas abajo de la mina (Fig.3). El Río Chilco, tributario del Río Tupiza, también recibe materiales residuales de la mina Chilcobija a través del Río Machocaya (Fig. 3).

Con excepción de pequeños caseríos en la proximidad de las minas, la densidad poblacional en las cabeceras es extremadamente baja, como ha sido comprobada en el reconocimiento de campo río abajo. Sin embargo, adyacente y río abajo de Tupiza, las llanuras aluviales son extensivamente utilizadas para la agricultura. Algunos cultivos específicos incluyen frutas (manzana, durazno), legumbres (cebolla, zanahoria, lechuga, rábanos) y otros productos (principalmente cereales). De esta manera, la contaminación de suelos agrícolas y de los productos cultivados en ellos constituye la principal preocupación ambiental. Adicionalmente, ha sido sugerido que los metales traza de estas operaciones mineras son transportados a distancias significativas aguas abajo del río Pilcomayo donde podrían impactar los diversos factores ambientales bióticos y abióticos. De esta manera, el amplio rango de transporte de sedimentos asociados con metales traza de las minas constituye también una preocupación específica.

## Métodos

Esta investigación estuvo basada en un enfoque tanto geomorfológico como geoquímico para lo cual se consideraron principios geomorfológicos que permitan lograr un entendimiento más profundo del transporte y destino de metales traza contaminantes en la cuenca del río Tupiza y no solamente una interpretación enfocada en procesos geoquímicos. Las bases científicas que sustentan la aplicación de principios geomorfológico-geoquímicos señalan que los metales traza contaminantes son predominantemente transportados en forma de partículas (Gibbs 1977), por lo



tanto su distribución espacial dentro de los sistemas fluviales puede ser relacionada a la geomorfología y sedimentología de los depósitos aluviales (Miller 1997, Hudson-Edwards *et al.* 2003). Los patrones geográficos en las concentraciones de metales traza son comúnmente usados para identificar fuentes contaminantes. En este caso las minas son consideradas como puntos conflictivos e interpretadas como fuentes de afluencia de metales traza al sistema de drenaje. En muchas investigaciones, las tendencias espaciales en las concentraciones de metales traza son interpretadas solamente mediante el análisis de los sedimentos de grano fino (p.e. la fracción <63  $\mu\text{m}$ ). La intención de analizar los sedimentos finos es de remover los efectos causados por la variación en la distribución de concentración elemental según los diferentes tamaños de grano (Ackermann 1980, Horowitz y Elrick 1988). Los componentes específicos a ser utilizados incluyen: 1) Un análisis geomorfológico/sedimentológico de los rasgos y procesos deposicionales concurrentes río abajo de la mina Abaroa, 2) la documentación de las concentraciones de metales traza en depósitos aluviales modernos tales como sedimentos de canal y sedimentos antiguos que conforman las llanuras aluviales y 3) una evaluación de los controles primarios tanto de los patrones deposicionales como de la concentración de metales.

Las variaciones espaciales en la concentración de metales fueron determinadas en sitios a lo largo del canal. La selección de puntos de muestreo dentro los canales de los ríos investigados requiere una breve descripción de la morfología del lecho del canal. Algunas secciones del río (a lo largo del Río Abaroa y la sección alta del Río Chilco) estaban caracterizadas por un canal de bajo relieve el cual no puede ser fácilmente diferenciado y separado en unidades deposicionales a macroescala. A distancias más alejadas río abajo (tal como a lo largo de los ríos Tupiza y San Juan del Oro), en el lecho de canal pueden

ser diferenciados dos tipos de depósitos uno denominado de canal alto y otro de canal bajo (usando la nomenclatura de Hudson-Edwards *et al.* 2001). Los depósitos de canal alto son el resultado de inundaciones que ocurren durante la temporada lluviosa, por el contrario, los depósitos de canal bajo son inundados más frecuentemente, siendo afectados incluso por eventos menores de escorrentía. Hudson-Edwards *et al.* (2001) demostraron que en otros sectores de la cuenca del Río Pilcomayo, las concentraciones de metales traza pueden diferir entre ambos depósitos. De esta manera, en esta investigación ambos tipos de depósitos fueron muestreados donde ambos estaban desarrollados. Las muestras fueron colectadas de múltiples puntos (~10), a lo largo de líneas orientadas perpendicularmente al flujo y mezcladas para formar una sola muestra para cada sitio muestreado. La mezcla de las muestras fue hecha para reducir la variabilidad en el campo y minimizar los costos de análisis.

Las muestras de suelos agrícolas fueron colectadas de la superficie (5 cm) de las llanuras aluviales ubicadas a lo largo de los ríos Tupiza y San Juan del Oro. En cada caso, varias submuestras fueron tomadas a lo largo de transectas orientadas en sentido paralelo al curso del río y posteriormente mezcladas. El proceso fue generalmente repetido para 10 y 50 metros de distancia o separación de la orilla del canal y de esta manera evaluar los cambios en la concentración de los elementos en función de la distancia de separación del curso actual del río. Adicionalmente fueron obtenidos núcleos de suelo hasta una profundidad de 1.2 m, el método aplicado fue de sondaje de suelos, los núcleos fueron sub-muestreados en intervalos seleccionados que varían entre 10 y 15 cm. Con la finalidad de determinar el valor de fondo local para las concentraciones de Pb, Zn, Sb, Cu, Sn y As se colectaron muestras de abanicos aluviales ubicados en la desembocadura de los drenajes que se cree estarían exentos de contaminantes de origen antropogénico. Finalmente, se

obtuvieron muestras de las colas ubicadas aguas arriba de las minas Abaroa y Chilcobija para caracterizar sus contenidos de metales traza en materiales residuales.

Para su análisis fueron dispuestas todas las muestras de sedimentos en envases de polipropileno y empaquetadas en bolsas plásticas antes de ser enviadas al laboratorio del Nevada Bureau of Mines and Geology (Nevada, USA). Las muestras fueron analizadas por Pb, Zn, Sb, Sn, Cu y As entre otros elementos. El análisis incluyó la digestión en agua regia de 200 mg de sedimento correspondiente a la fracción <2 mm, previamente secado y homogeneizado. La cuantificación de los analitos fue llevada a cabo en una plataforma Micromass Induced Coupled Plasma – Hexapole – Mass Spectrometry (ICP-MS). La plataforma fue calibrada con muestras Standard del USGS (Servicio Geológico de Estados Unidos) números GXR-1, GXR-2 y GXR-5 y los estándares NIST (National Institute of Standards and Technology) números 2709 y 2711. La exactitud de los análisis generalmente estuvo dentro del 10% de los valores de referencia y la precisión del instrumento estuvo dentro del 10%.

Además del análisis geoquímico, algunas muestras fueron seleccionadas para la determinación del porcentaje de partículas de la fracción <63  $\mu\text{m}$ . El análisis granulométrico fue realizado a través del uso de técnicas de tamizado húmedo. La comparación de concentraciones en suelos de llanura aluvial y sedimentos de canal ha sido realizada previa aplicación del método estadístico de la prueba ("t"-test) a un nivel de probabilidad del 95%.

## Resultados

### Fuentes de metales traza y arsénico

Los materiales del lecho de canal a lo largo del sistema fluvial estaban generalmente comprendidos en una proporción menor al 15% en peso de las partículas del tamaño de

limo y arcilla (Tabla 1). En adición, la Figura 4 demuestra que los sedimentos portadores de metales traza están asociados con minerales sulfurosos contenidos en la fracción de arena (p.e. esfalerita y galena).

La figura 5 demuestra que las concentraciones en metales traza, Sb y As aumentan significativamente inmediatamente río abajo de la desembocadura de los tres tributarios que poseen operaciones mineras estos son los ríos Abaroa, Machocaya y Tatasi. El mayor incremento porcentual en concentraciones aguas abajo de Río Abaroa está asociado con Sb, seguido por cambios similares en las concentraciones de Pb, Zn, Cu y As. Los cambios en las concentraciones de Sn son mínimos y sugieren que la mina Abaroa no es una fuente significativa de Sn para el Río Tupiza. Las concentraciones incrementadas aguas abajo del río Machocaya son más pronunciadas para Zn, aunque menores incrementos ocurren también para Pb y Sb. Las concentraciones de Cu y As no muestran un cambio significativo y las concentraciones de Sn declinan aguas abajo de la confluencia entre los ríos Chilco y Machocaya.

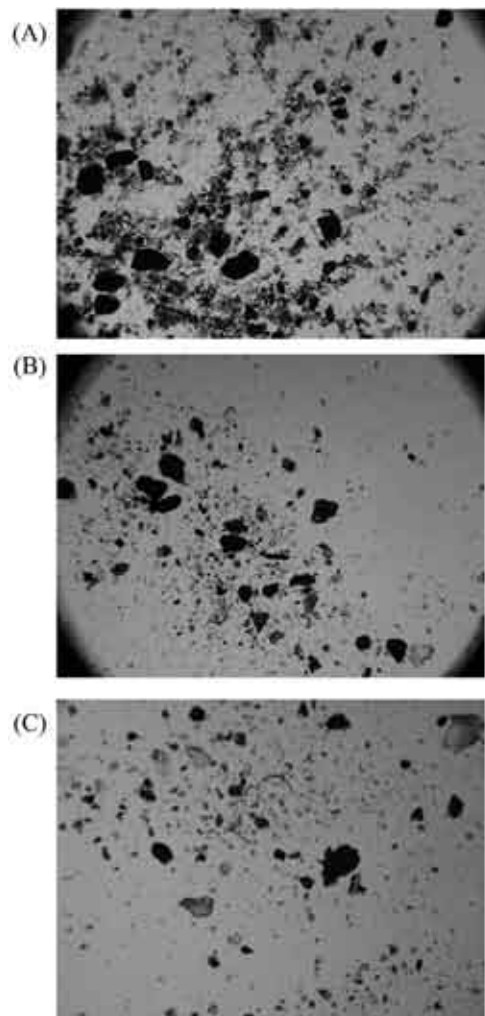
Los cambios en las concentraciones aguas abajo del Río Tatasi difieren considerablemente de los observados en la desembocadura de los ríos Abaroa y Machocaya (Figura 5 y tabla 1). El mayor incremento porcentual en concentraciones está asociado con Zn, seguido por Sn, As y Cu. Incrementos en Pb son relativamente menores, mientras que los cambios en las concentraciones de Sb de las cabeceras hacia aguas abajo son insignificantes. Entonces es posible distinguir claramente entre los materiales residuales derivados de las minas de Sb y las minas del distrito minero Tatasi-Portugalete en base a las concentraciones de Zn, Sn y Sb, que difieren significativamente entre ambos distritos mineros.

Mientras tanto los incrementos en metales traza específicos ocurren aguas abajo de los tributarios Abaroa, Machocaya y Tatasi,

**Tabla 1:** Resumen estadístico de datos geoquímicos obtenidos para materiales de secciones o cursos de río seleccionados; la ubicación de las secciones son mostradas en la Figura 1.

Medio/ Sección	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Sb (µg/g)	Cu (µg/g)	Sn (µg/g)	As (µg/g)	% <63 µm
Materiales comparación (n=4)							
Promedio	18.17	93.08	3.06	22.46	1.19	18.63	8
Máximo	24.61	139.3	3.77	36.6	1.6	20.9	10
Mínimo	11.64	71.9	2.37	13.42	0.81	14.46	4
Desviación estándar	5.51	31.32	0.57	10	0.4	2.8	2
Colas de la mina Abaroa (n=3)							
Promedio	85.04	216.7	1123	20.1	0.99	141.32	48
Máximo	114.5	279.3	1115	24.7	1.2	223.9	95
Mínimo	63.41	131.5	1093	17.33	0.78	84.31	17
Desviación estándar	26.26	76.46	28.69	4	0.2	73.2	41
Colas de Chilcobija (n=2)							
Promedio	163.1	90.31	1846	14.54	1.17	97.72	85
Máximo	179.8	107.6	2503	16.1	1.5	135.9	95
Mínimo	146.4	72.98	1189	12.9	0.83	59.56	74
Desviación estándar	23.63	24.51	929.4	2.2	0.5	54	15
Río Tatasi (desembocadura de la cuenca) (n=6)							
Promedio	77.06	382.4	16.6	21.55	4.09	30.18	13
Máximo	136	689.3	29.71	29.4	9.5	49.4	20
Mínimo	40.24	188.9	7.45	14.5	1.7	15.6	6
Desviación estándar	33.2	170.2	8.67	7.2	3.6	14.6	5
De la mina Abaroa al río Chilco (n=5)							
Promedio	466.1	1105	1388	24.2	0.7	57.7	38
Máximo	610.9	1515	1681	31.2	1.02	71.9	53
Mínimo	330.5	587.4	1060	16.2	0.08	28.8	26
Desviación estándar	111.1	360.2	290.7	6.1	0.4	17.7	13
Del río Abaroa al río Machocaya (n= 4)							
Promedio	80.03	245.4	341.9	22.6	0.6	24.1	14
Máximo	206.2	458.5	1118	44.7	0.8	49.5	43
Mínimo	12.13	76.2	17.46	14.2	0.3	12.7	1
Desviación estándar	90.8	197.2	525.7	14.7	0.2	17.4	19
Del río Machocaya al río Tatasi (n=6)							
Promedio	17.31	100.63	17.93	18.47	0.6	17.36	7
Máximo	23.88	106.7	39.75	13.6	0.7	17.3	18
Mínimo	9.7	73.58	2.28	12.52	0.14	12.01	1
Desviación estándar	6.3	20.3	14.2	7.7	0.3	6	6
De río Tupiza a río San Juan del Oro (n=12)							
Promedio	39.26	225.1	14.73	19.92	1.57	18.54	13
Máximo	69.17	657.2	31.83	29.6	2.9	30.7	20
Mínimo	10.93	51.11	4.06	11.27	0.65	9.98	7
Desviación estándar	20.7	169.4	8	5.3	0.6	5.3	4

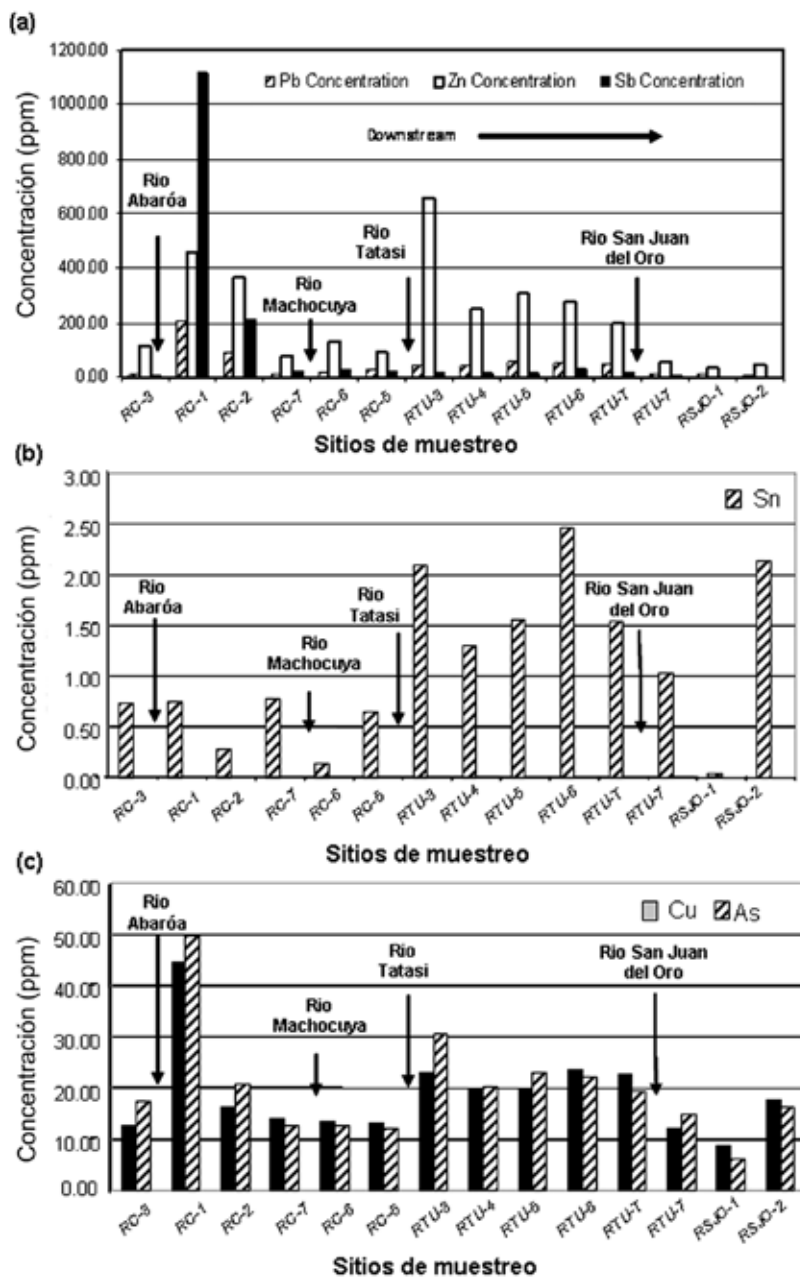




**Fig. 4:** Microfotografías de a) Colas de la mina Abaroa, b) Sedimentos de lecho de canal inmediatamente debajo de la presa de colas, c) Materiales del lecho del canal cerca a la desembocadura del Río Abaroa. Los minerales opacos (negros en las microfotografías) representan minerales sulfurados. La estimación visual sugiere solo limitadas diferencias en los contenidos de sulfuros entre las colas y sedimentos de lecho de canal ubicados aguas arriba, pero es notorio un decremento en el contenido de sulfuros aguas abajo.

el resto de los elementos decrece en sus concentraciones aguas abajo de la confluencia entre los ríos Tupiza y San Juan del Oro (Figs. 3 y 5). Además, es importante reconocer que con excepción del Sn, las concentraciones de

los metales traza y As están dentro del rango de valores de fondo determinados para depósitos previos a la actividad minera, obtenidos de sedimentos en drenajes no relacionados a minas ubicadas aguas arriba.



**Fig. 5:** Cambios en concentraciones elementales aguas abajo dentro de los sedimentos del lecho del canal del Río Abaroa hasta el Río San Juan del Oro para a) Pb, Zn, y Sb, b) Sn, c) Cu y As. Las concentraciones elementales decrecen rápidamente una vez que alcanzan el Río Chilco como resultado tanto de la dilución como del almacenamiento de sedimentos. Ver figura 3 para la ubicación de los sitios de muestreo.

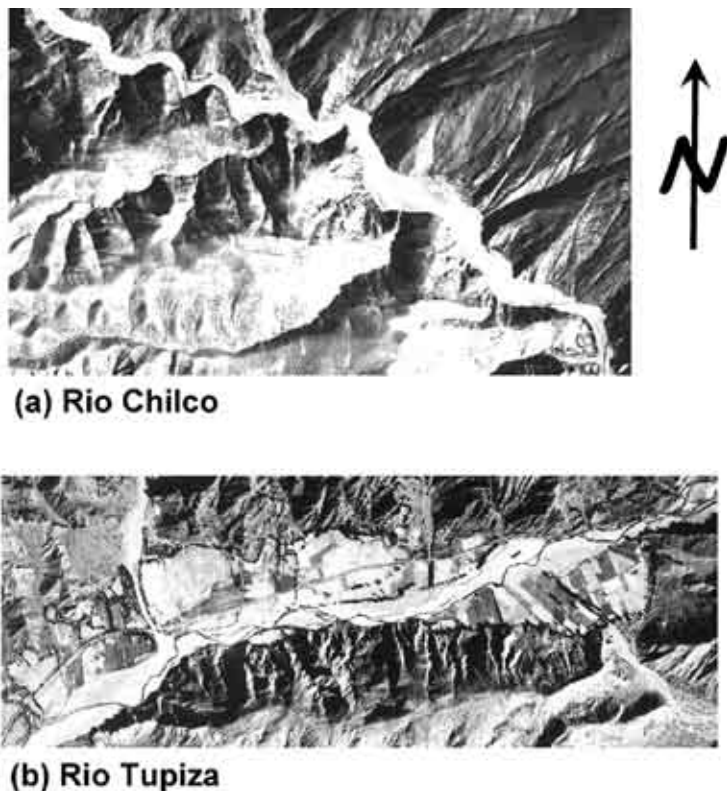


Fig. 6: a) Río Chilco cerca a la confluencia entre los ríos Machocaya y Tatasi, b) Río Tupiza aguas arriba de la ciudad de Tupiza. Nótese las diferencias en la distribución de llanuras aluviales.

### Almacenamiento en canal

Los patrones en las concentraciones de metales traza, Sb y As a lo largo del valle Río Chilco-Río Tupiza puede ser subdividido en dos secciones distintas. Aguas arriba (dentro del río Chilco), las concentraciones decrecen rápidamente aguas abajo del Río Abaroa y a partir de la desembocadura del Río Machocaya decrecen principalmente las concentraciones de Zn. En un marcado contraste, las concentraciones a lo largo del Río Tupiza exhiben una variabilidad no sistemática a lo largo del valle (Fig. 5).

Las observaciones de campo hechas en noviembre del 2003 indican que la naturaleza

del canal y sus depósitos asociados cambian semi-sistemáticamente a lo largo del valle del Río Chilco - Río Tupiza, como resultado de un episodio aún activo de inestabilidad de canal (Fig. 6). Aguas abajo del Río Abaroa, el lecho de canal del Río Chilco se extiende a lo ancho del valle mientras que las llanuras aluviales significativas están ausentes, pues las que están presentes son de extensión limitada y están ubicadas en áreas aisladas detrás de abanicos de tributarios progradantes o en nichos rocosos. Las acumulaciones de sedimentos a lo largo de la base de las laderas del valle son raras, como escombros de laderas adyacentes debido a que son rápidamente



**Fig. 7:** Puente de la vía férrea cruzando un tributario del Río Tupiza inmediatamente aguas abajo del Río Tatasi. Residentes locales mencionaron que en los pasados años, camiones grandes podían pasar debajo del puente. Actualmente, la máxima altura debajo del puente es de aproximadamente 1.50 m.

transportadas aguas abajo y donde se encuentran están asociados con depósitos de remoción en masa. Las acumulaciones más significativas de sedimentos a lo largo del Río Chilco están asociadas con abanicos aluviales desarrollados en la desembocadura de tributarios relativamente pequeños. Los depósitos de abanico distales tienden a ser truncados, indicando que al menos algunos de los materiales de abanico han sido redistribuidos dentro del canal.

Las partes altas del Río Tupiza están caracterizadas por una similar morfología a las del Río Chilco. Ambos valles exhiben llanuras aluviales poco desarrolladas. Sin embargo, pocos kilómetros aguas abajo de la confluencia de los ríos Chilco con el Tupiza, estos depósitos ocurren a lo largo del amplio valle y están mejor desarrollados tanto en su perfil vertical como en sus dimensiones. Por ejemplo, la extensión y continuidad de las llanuras aluviales son

incrementadas aguas abajo, a la altura del sitio RTU-FF1, están en el orden de decenas a cientos de metros de ancho y son utilizados para la agricultura (Figs. 1 y 6).

La distribución observada de los terrenos fluviales es considerada que está primariamente relacionada a los ajustes en la gradiente del canal causados por un episodio significativo de agradación el que es más pronunciado a lo largo del Río Chilco y las partes altas del Río Tupiza que en las secciones ubicadas aguas abajo (Fig. 7).

### **Contaminación de llanuras aluviales y almacenaje**

Con excepción del Sb, las concentraciones de metales traza fueron más altas en los depósitos de llanura aluvial que en los materiales de lecho de canal (Tabla 1). Por ejemplo, la media para las concentraciones de Pb y Zn dentro los depósitos

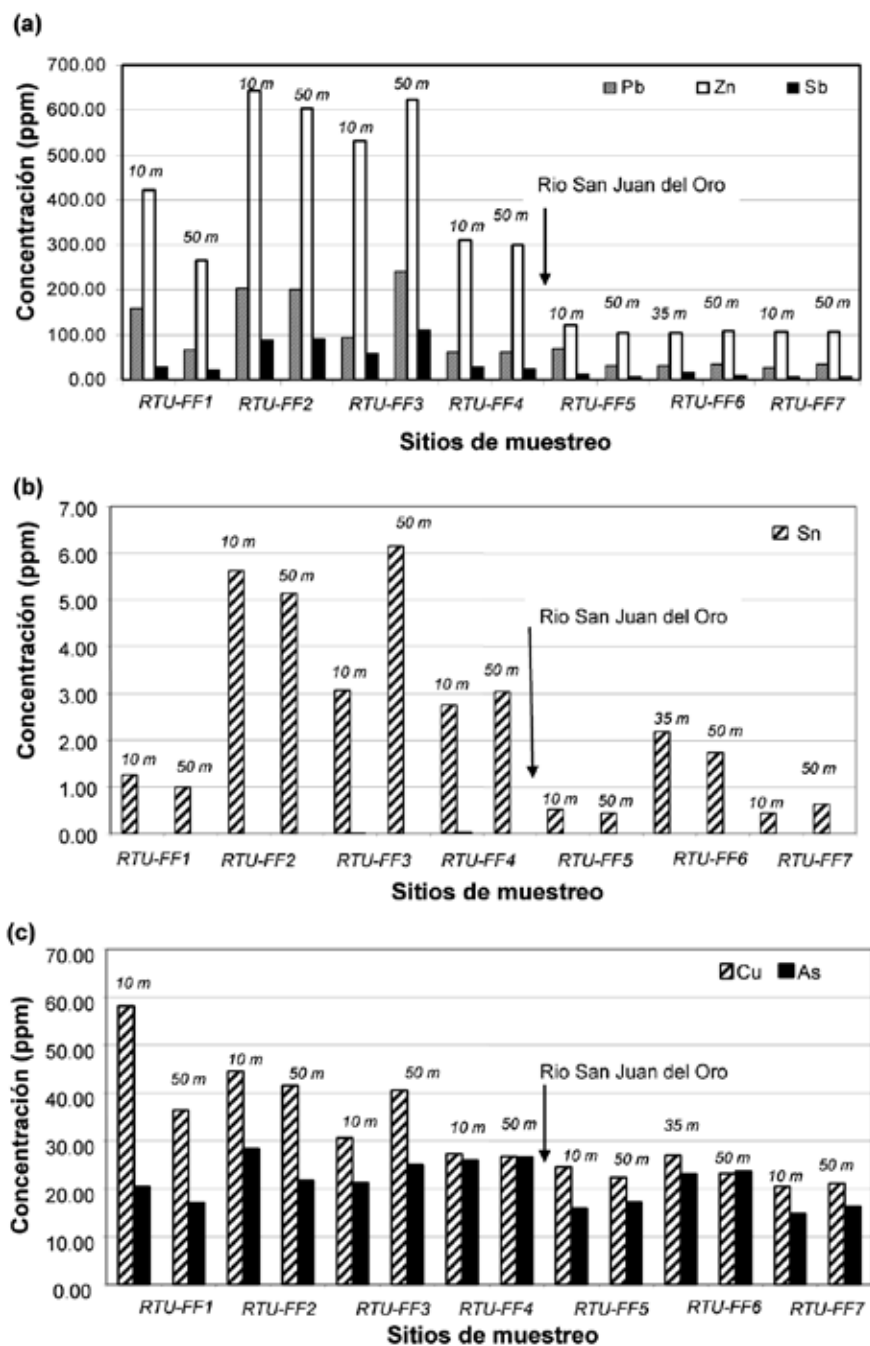


Fig. 8: Concentraciones en suelos de la superficie de las llanuras aluviales (5 cm) ubicadas a lo largo del Río Tupiza para a) Pb, Zn y Sb, b) Sn, c) Cu y As. Ver figura 3 para la ubicación de los sitios de muestreo.

de llanura aluvial es más alta que para cualquiera de las muestras de lecho de canal si las muestras del Río Abaroa son excluidas (basado en t-test;  $p < 0.05$ ). Las diferencias en las concentraciones de Sb entre el canal y la llanura aluvial no son estadísticamente significativas.

Las tendencias espaciales en la concentración de elementos como una función de la distancia o alejamiento del canal a partir de las fuentes varía entre sitios y tienden a ser decrecientes ( $< 10\%$ ). De esta manera, las tendencias sistemáticas en la concentraciones río abajo entre los sitios de muestreo RTU-FF2 y RTU-FF4 están ausentes (Fig. 8). Sin embargo, las elevadas concentraciones de Pb, Zn y Sb dentro de estos depósitos de llanura aluvial sugieren que ellos pueden representar una fuente actual o futura de metales traza para el canal. En algunos sitios de muestreo río abajo de RTU-FF4, las concentraciones de Pb y Sb son más bajas que en las otras llanuras aluviales ubicadas río arriba y son similares o están levemente por encima al rango de valores locales de fondo (contenidos normales para materiales que se asumen no contaminados) (Fig. 8, Tabla 1). El decremento observado en las concentraciones entre los sitios RTU-FF4 y RTU-FF5 probablemente está relacionado a efectos de dilución originada por la introducción de sedimentos provenientes del Río San Juan del Oro, uno de los mayores ríos en la región.

### **Impactos ambientales potenciales**

#### **Erosión de las colas de la mina Abaroa durante la inundación del año 2003**

Los escombros de la extracción y residuos de concentración erosionados durante la inundación del año 2003 fueron transportados río abajo aproximadamente 1.2 km a través de un canal insertado en el basamento rocoso hasta el Río Chilco. Las concentraciones de Pb y Zn y en menor grado Cu, declinan

gradualmente río abajo de la mina hasta alcanzar la confluencia con el Río Chilco (Fig. 9). Las concentraciones de As, Sn y Sb no cambian sistemáticamente aguas abajo de la mina en el Río Abaroa.

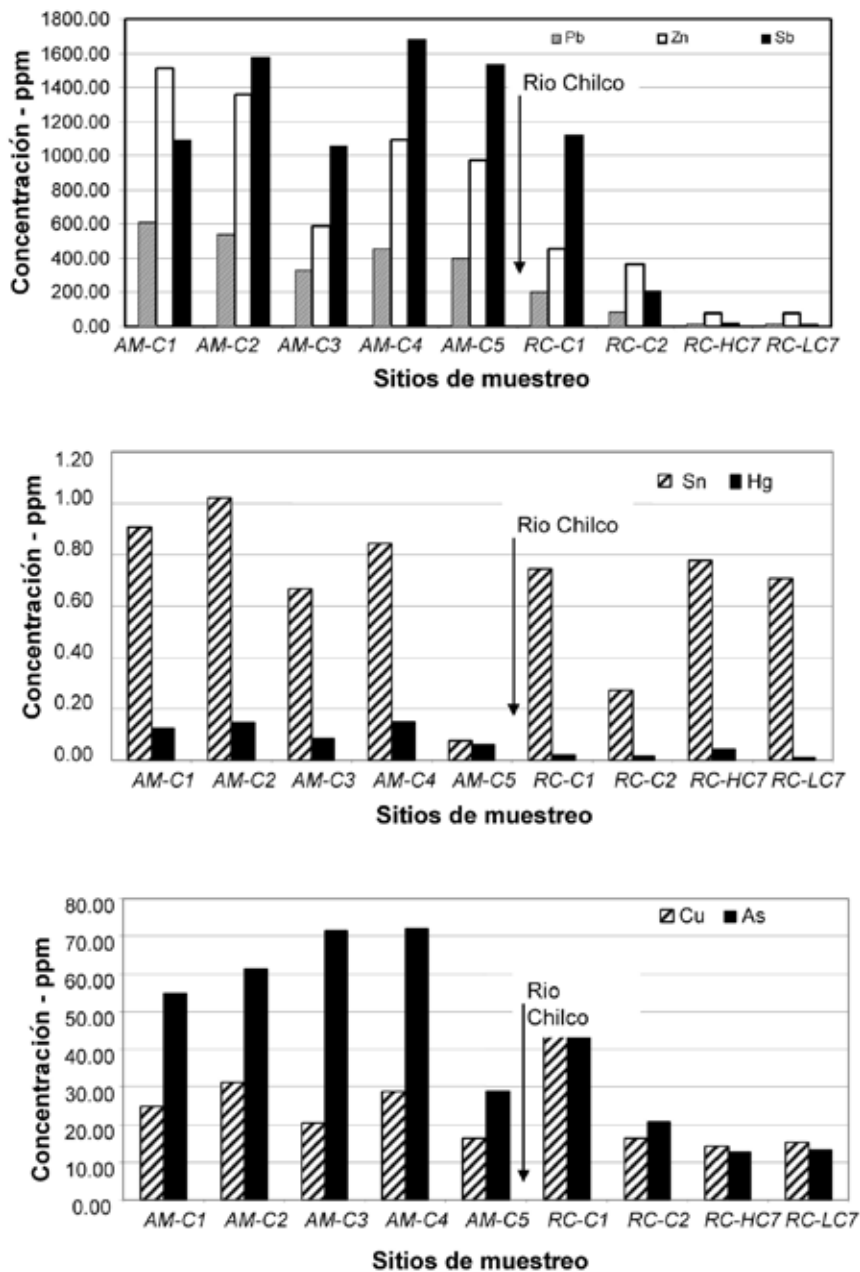
Como fue descrito previamente, una vez que los sedimentos asociados con concentraciones de Pb y Zn ingresan al Río Chilco éstas son inmediatamente reducidas por lo menos al 50%. Igualmente hay una tendencia de las concentraciones de Sb, Cu y As ha disminuir aguas abajo. De esta manera, el flujo de inundación proveniente del Río Abaroa presumiblemente fue pequeño en comparación al flujo dentro el Río Chilco en la desembocadura del tributario, incluso si el flujo dentro este río estuvo debajo de las márgenes. Claramente, las diferencias en las magnitudes de flujo habrían conducido a una significativa dilución de los constituyentes vertidos del dique.

### **Discusión**

Considerando la granulometría de los sedimentos de lecho de canal y particularmente la presencia de minerales sulfurosos en la fracción arenosa, es indicativo que no pueden ser ignorados como un medio para el transporte río abajo de metales traza a partir de los sitios mineros. Similares conclusiones han sido alcanzadas por otros investigadores para ríos impactados por actividades mineras (ver Moore *et al.* 1989). Las concentraciones reportadas aquí, por lo tanto son para la fracción  $< 2$  mm.

Los cambios son mínimos en las concentraciones elementales a pesar del hecho de que los metales traza y As contenidos en sedimentos de lecho de canal del Río Chilco e inmediatamente aguas arriba de su confluencia con el Río Machocaya son comparables o están levemente por encima de los valores de fondo. Por lo tanto, la mina Chilcobija actualmente no es una fuente significativa de Cu, As ni Sn para los sedimentos de canal del sistema Río Chilco-Río Tupiza. Esto es un tanto sorprendente dado el tamaño de la operación y los conocidos





**Fig. 9:** Cambios en concentraciones elementales aguas abajo en sedimentos del lecho del canal entre la mina Abaroa y la desembocadura del Río Machocaya para a) Pb, Zn y Sb, b) Sn y c) Cu y As. Incrementos en las concentraciones ocurren inmediatamente aguas debajo de los ríos Abaroa, Tatasi y en un grado mucho menor en el Machocaya. Ver figura 3 para ubicación de los sitios.

vertidos antiguos de colas contaminadas a las cabeceras del río Machocaya y la alta eficiencia de transporte del canal angosto desarrollado sobre el basamento rocoso ubicado inmediatamente aguas abajo de la mina y las plantas de concentración. Presumiblemente, la falta de una significativa introducción de metales traza al Río Chilco está relacionada a un significativo almacenamiento en las secciones aguas abajo del Río Machocaya donde el lecho de canal estaría experimentando un episodio de agradación de lecho de canal (como es discutido más adelante).

La reducción está relacionada a dilución como consecuencia de la mezcla de sedimentos contaminados del río Tupiza con sedimentos relativamente limpios del Río San Juan del Oro. Esta es una observación muy importante porque indica que bajo las existentes condiciones hidrológicas y geomorfológicas, las minas ubicadas río arriba no están impactando significativamente la calidad de los sedimentos del Río San Juan del Oro (u otros ubicados aguas abajo).

En lo referente al almacenamiento en el canal se ha definido un decrecimiento continuo aguas abajo del Río Abaroa y una variabilidad no sistemática a lo largo del Río Tupiza. Las diferencias en estos dos patrones parecen estar ligados a los procesos geomorfológicos que actualmente caracterizan a estas dos secciones de la cuenca. La disminución en las concentraciones aguas abajo de las fuentes, como es observado a lo largo del río Chilco, es generalmente atribuida a cuatro factores. Estos son: 1) Clasificación hidráulica de los sedimentos de canal en base a la densidad, tamaño y forma de las partículas, 2) dilución de contaminantes por sedimentos "limpios", 3) pérdida a través de la deposición y almacenamiento en depósitos aluviales ubicados a lo largo del río y 4) consumo biológico u otros procesos biogeoquímicos que conducen a la remobilización química (Wolfenden & Lewin 1978, Lewin y Macklin 1987, Macklin 1988, Macklin 1996, Taylor & Kesterton 2002).

En la mayoría de los casos, las disminuciones son primariamente atribuidas a la dilución de metales traza como resultado de la mezcla de sedimentos contaminados con sedimentos limpios derivados de los tributarios o la erosión de los bordes u orillas; el almacenamiento de sedimentos dentro del canal generalmente se cree que es mínimo. Por ejemplo, el almacenaje de sedimentos de grano fino al que los metales traza muy probablemente estén adheridos, se determinó que están en una proporción menor al 10% del total de sedimentos suspendidos exportados de los ríos Ouse, Wharfe y Tweed en el Reino Unido (Walling *et al.* 1998a, Owens *et al.* 1999a). Valores similares fueron reportados para metales a lo largo de los ríos Aire y Swale, por ejemplo el almacenamiento de Pb y Zn fue menor que el 3% de la carga anual total de sedimentos (Walling *et al.* 2003). Estos cálculos motivaron a Walling *et al.* (2003) a sugerir que el almacenaje en canal es de limitada importancia en la regulación del transporte de contaminantes aguas abajo a lo largo de muchos sistemas fluviales. En marcado contraste al almacenaje en lecho de canal, las llanuras aluviales son percibidas como sitios de significativo almacenaje. Previos estudios, por ejemplo, han mostrado que entre el 10 y 50% o más de la carga anual total transportada en suspensión puede ser almacenada en depósitos de llanuras aluviales, ya sea temporalmente o semi-permanentemente (Marron 1992, Walling *et al.* 2003, Macklin 1996). Además, el tiempo de residencia de los contaminantes también difiere sustancialmente entre los depósitos de canal y de llanura aluvial. Aunque pobremente controlados, los tiempos de residencia para sedimentos de canal de grano fino son generalmente menores que cinco años (Olley *et al.*, Walling *et al.* 2003), mientras los contaminantes pueden ser almacenados por décadas, siglos o incluso milenios en ambientes de llanura aluvial (Macklin 1996, Miller 1997, Coulthard & Macklin 2003).

Sin embargo, debe ser reconocido que los datos mencionados líneas arriba son para

ríos relativamente estables los que no están experimentando efectos de agradación significativos. Los cambios en la forma del río y los procesos asociados pueden afectar significativamente el almacenamiento tanto en canal como en llanura aluvial al igual que los procesos de removilización (Lewin & Macklin 1987, Macklin 1996, Miller 1997). La agradación de canal y de la llanura aluvial puede ser particularmente importante debido a que grandes volúmenes de sedimentos y sedimentos conteniendo metales traza pueden ser semi-permanentemente almacenados debajo del aluvio moderno. Por el contrario, la incisión de canal tiene el potencial de removilizar partículas contaminadas aumentando la tasa de transferencia hacia las secciones río abajo.

La agradación presumiblemente ha conducido al retrabajado y soterramiento de los depósitos de llanura aluvial más antiguos dentro de las cabeceras de la red de drenaje, aunque es posible que el ancho limitado de los valles nunca ha permitido un significativo desarrollo de las llanuras aluviales. Sin embargo, la agradación ha ocurrido claramente durante las pasadas décadas como se observa en los puentes de la vía férrea que atraviesan próximos a las desembocaduras de numerosos tributarios a lo largo de las cabeceras del Río Tupiza los que son frecuentemente inundados y dañados más ahora que en el pasado. Además, pobladores de la zona indicaron que en el pasado vehículos grandes (camiones) transitaban a lo largo del eje de canal seco en la época de estiaje y podían acceder a muchos de los tributarios aguas arriba y pasaban debajo de estos puentes. Sin embargo, en el presente el nivel de los canales está separado a una distancia que varía entre 1 y 2 m de la base del puente o han sido agradados en tal extensión que el canal debajo del puente debe ser mantenido por excavación local (Fig. 7). Aún no se han encontrado informes detallados de ingeniería respecto a la cuantificación de la agradación. No obstante, los informes

anecdóticos de los residentes locales son consistentes y sugieren que durante la pasada década ha ocurrido la agradación del Río Chilco y las cabeceras del Río Tupiza en al menos 2 a 3 m. Adicionalmente, las fotografías aéreas tomadas el año 1964 muestran que muchos de los tributarios estaban caracterizados por barreras aluviales estables y vegetadas. Estos depósitos de canal habrían sido retrabajados y la forma del canal completamente alterado al tiempo en el que el trabajo de campo fue realizado en el año 2003.

La agradación del lecho de canal tiene tres importantes influencias en la tasa y dispersión de metales traza desde los sitios de las minas. Primero, grandes cantidades de elementos traza son más susceptibles a ser almacenados en el lecho de canal durante la agradación. Por ejemplo, si nosotros asumimos que dos metros de agradación ocurridos a lo largo del Río Chilco entre los ríos Abaroa y Machocaya, aproximadamente 237.700 kg de Pb, 728.800 kg de Zn y 1.015.400 kg de Sb pueden ser almacenados en el lecho de canal si las concentraciones fueran iguales a las concentraciones promedio actualmente observadas a lo largo del curso del río. Puesto de otra manera, estos cálculos aproximados sugieren que entre  $1 \times 10^6$  a  $3 \times 10^6$  toneladas métricas de colas pueden ser almacenadas en el lecho de canal (dependiendo del metal usado para realizar el cálculo), si es asumido que las colas exhibieron concentraciones uniformes e iguales a los promedios determinados aquí. Esto es equivalente con la cantidad total de colas producidas en la mina Abaroa durante su historia de operación. El segundo efecto de la agradación de canal es que la excesiva cantidad de sedimentos que ingresa desde los tributarios al canal aumentarán la magnitud de dilución que puede ocurrir, por lo tanto reducirán las concentraciones de metales traza asociadas con partículas contaminadas. Tercero, la agradación del lecho de canal puede conducir al retrabajado y al soterramiento de depósitos de llanura aluvial río arriba, limitando su

efectividad tanto como fuente como receptor de sedimentos contaminados.

La reducción en el almacenamiento de canal a lo largo del Río Tupiza asociado con el lecho de canal estable presumiblemente ha conducido a una falta en los cambios de las concentraciones elementales río abajo. Aquí, sin embargo, significativas cantidades de sedimentos portadores de contaminantes son almacenados dentro de las llanuras aluviales en asociación con sedimentos de grano fino.

Las partículas contaminadas de depósitos de llanura aluvial tienen el potencial de ser removilizadas lo cuál aumenta la posibilidad que donde estos existen pueden servir como importantes fuentes de sedimentos contaminados para los sistemas de ríos modernos (ver por ejemplo Macklin 1996, Miller *et al.* 1998). Además, los cambios tanto en su extensión como en su distribución río abajo pueden conducir potencialmente a diferentes patrones geográficos de la concentración de elementos observados a lo largo del valle. Para determinar el grado en el cual los metales traza y As están actualmente almacenados dentro las llanuras aluviales del Río Tupiza y la posibilidad de que estos sirvan como fuentes de contaminantes.

Es probable que los niveles elevados de Pb, Zn y Cu dentro de las llanuras aluviales sean una consecuencia de la deposición preferencial de sedimentos de grano fino dentro las llanuras aluviales durante la inundación de sus márgenes. Por ejemplo, la fracción correspondiente a limo y arcilla (compuesta de partículas  $<63 \mu\text{m}$ ) varía de 41 a 62% en sedimentos de llanura aluvial. En contraste, los depósitos de canal alto y bajo ubicados adyacentes a las llanuras aluviales contienen entre 12 y 16% de arena y limo, respectivamente.

Las concentraciones de Pb, Zn, Cu, Sb y As varían significativamente en función de la profundidad, considerando el perfil vertical de las llanuras aluviales de los sitios de muestreo ubicados río arriba (es decir, RTU-FF1 a RTU-FF4). Sin embargo, las concentraciones están

generalmente muy por encima de los valores de fondo y siguen una tendencia aguas abajo similar a la observada para los sedimentos superficiales de estos depósitos.

En los materiales erosionados y transportados provenientes de la mina Abaroa las concentraciones de Pb, Zn y Cu declinan gradualmente, en tanto las de As, Sn y Sb tienen un comportamiento no sistemático. Estas tendencias son probablemente el resultado de: 1) Ausencia de un significativo almacenaje dentro del canal insertado en el basamento rocoso (Fig. 2) y (2) la reducida introducción de sedimentos de los tributarios del Río Abaroa, limitando de esta manera la dilución. La disminución en las concentraciones de Pb, Zn, y Cu observadas río abajo está probablemente relacionada a selección hidráulica la que parece haber conducido a un cambio en la composición de los sedimentos a lo largo del Río Abaroa. Con respecto a este último, los estimados visuales de los minerales sulfurosos contenidos en las colas y en sedimentos del lecho de canal sugieren que el porcentaje de minerales sulfurosos decrece en el material aluvial en razón del alejamiento del sitio de la mina (Fig. 4b, c). De esta manera, la naturaleza hidráulicamente más pesada de los sulfuros ha permitido que permanezcan más próximos a la mina que los sedimentos hidráulicamente más livianos, debido a que las partículas de sulfuros precipitaron más rápido, fueron transportadas mas lentamente o fueron arrastradas menos frecuentemente que los granos más livianos de similar tamaño (p.e. cuarzo) (para una discusión acerca de los procesos de selección hidráulica ver Slingerland & Smith 1989). El tamaño de grano de los sedimentos también cambia río abajo; el porcentaje de sedimentos de tamaño  $<63 \mu\text{m}$  varía de 53 a 25% entre la mina Abaroa y el Río Chilco. Aunque algunos de los minerales sulfurosos son del tamaño de la fracción de arena, la mayoría cae en el rango de la fracción de limo como resultado del tratamiento metalúrgico de concentración. Así, el decremento en tamaño de grano río abajo

puede ser atribuido a la deposición preferencial de partículas de grano fino hidráulicamente más pesadas a lo largo de la sección río arriba.

La disminución en las concentraciones aguas abajo de Río Abaroa no fue observada para Sb, Sn o As, esto sugiere que las formas en que fueron transportadas a través del río son diferentes a las de Pb y Zn. En este sentido, presumiblemente las tendencias reflejan su reducida asociación con minerales sulfurados. Este cambio abrupto en concentración está presumiblemente relacionado a dilución debido a que los sedimentos de Río Abaroa son mezclados con volúmenes sustancialmente más grandes (y también partículas más grandes) de sedimentos del Río Chilco; por ejemplo el ancho del Río Chilco excede al del Abaroa por una orden de magnitud (un cambio de aproximadamente 3.5-50 m). Adicionalmente, la naturaleza casi trenzada del Río Chilco es indicativa de tasas elevadas de transporte de sedimentos del lecho los que grandemente exceden las del canal del Río Abaroa desarrollado en el basamento rocoso.

Puede ser argumentado el hecho de que una vez que las colas de grano fino fueron arrastradas, ellas fueron transportadas a gran distancia río abajo sin ser depositadas dentro el lecho de canal. Sin embargo, los efluentes vertidos durante el evento de inundación es probable que también hayan sido significativamente diluidos una vez ingresados al Río Chilco, limitando de esta manera sus impactos espaciales. Las impregnaciones de limo alineadas en las paredes del lecho rocoso del Río Abaroa permitieron observar el nivel máximo de inundación alcanzado y de esta manera sea definida el área de la sección de flujo (Fig. 2) con suficiente exactitud. Estos datos fueron combinados con valores estimados de rugosidad del canal y las pendientes medidas en tres puntos para determinar la descarga máxima asociada con el derrame de colas, usando el método de pendiente-área para la estimación de la descarga pico (Dalrymple & Benson 1967, O'Connor & Webb 1988). La reconstrucción de la

paleo-inundación estimó que el flujo pico dentro del canal estuvo en el orden de 13.5 cm. El flujo dentro el Río Chilco durante el evento no pudo ser determinado. Sin embargo, el análisis de las llanuras aluviales ubicadas inmediatamente río abajo de la desembocadura del tributario en noviembre del 2003 no reveló evidencia alguna de inundación de sus márgenes (p.e. escombros de inundación), ni hubo evidencia de alguna reciente deposición en las márgenes. Estas observaciones sugieren que la deposición de escombros contaminados del Río Abaroa durante la inundación fue confinada al canal del sistema de drenaje Río Chilco-Río Tupiza y que el flujo máximo dentro del canal fue menor, pero presumiblemente similar a la descarga en las márgenes. La descarga en las márgenes fue determinada conservadoramente y sería aproximadamente 75 cm, casi seis veces mayor que la del tributario.

El confinamiento de los flujos de inundación en el eje del canal, combinado con dilución y la rápida disminución en las concentraciones de Pb, Zn, Sb, Cu y As en los sedimentos del lecho de canal, sugieren que los impactos espaciales del evento del año 2003 fueron limitados. Las consecuencias ambientales potenciales del evento fueron también reducidas por: 1) Baja densidad de la población y la falta de agricultura a lo largo del río, 2) condiciones efímeras del drenaje lo cual limita la diversidad de la biota acuática y 3) el transporte de metales asociados con sulfuros restringiría su biodisponibilidad.

Las concentraciones de metales medidas para suelos desarrollados en llanuras aluviales ubicadas en los sitios de muestreo RTU-FF2 y RTU-FF3 poseen valores que exceden los límites permisibles internacionales para uso agrícola. Por ejemplo, el Pb en las capas superiores de la llanura aluvial en RTU-FF2 excede el parámetro canadiense de 200 ppm, mientras el Zn está por encima de los parámetros canadiense, alemán y belga (Tabla 2). El Sb es tres veces más alto que el parámetro canadiense de 20 ppm. Igualmente,

**Tabla 2:** Comparación de datos de suelos con parámetros seleccionados para uso agrícola. Fuentes: (1) Turekian (1971) y Martin & Meybeck (1979), (2) Kabata - Pendias (1995), (3) MHSPE (2000).

		<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Sb</b>
Concentraciones típicas rocas (1)				
1. Granito		17	50	0.2
2. Arenisca		7	16	0.4
3. Lutita		20	95	1
Cuenca del Río Pilcomayo	18	66		
Valores de fondo regionales (background)		(6-34)	(17-132)	
Parámetros de salud				
Holanda		530	720	-
Niveles de acción (2)				
Parámetros de Canadá	200	400	20	
Límites máximos (3)				
Alemania		500	300	-
Límites máximos (3)				
RTUFF1-35	35 m adyacente al río	158.7	421.9	30.7
RTUFF1-50	50 m adyacente al río	65.9	266.6	22.4
RTU-FF2-10	10 m adyacente al río	202.8	643.4	88.5
RTU-FF2-50	50 m adyacente al río	199.8	602.5	92.2
RTU-FF2-CA	0-15 cm	231.2	750.7	94.3
RTU-FF2-CB	15-30 cm	117.6	380.9	46.2
RTU-FF2-CC	30-45 cm	83.0	288.0	30.3
RTU-FF2-CD	45-60 cm	95.5	264.4	19.2
RTU-FF2-CE	60-75 cm	201.1	247.8	20.2
RTU-FF2-CF	75-90 cm	260.2	264.1	23.3
RTU-FF2-CG	90-105 cm	204.5	193.3	17.3
RTU-FF2-CH	105-120 cm	73.5	93.4	7.2
RTU-FF3-10	10 m adyacente al río	93.8	532.4	59.1
RTU-FF3-50	50 m adyacente al río	241.1	623.1	111.3
RTU-FF3-CA	0-15 cm	326.2	785.4	103.0
RTU-FF3-CB	15-30 cm	122.2	365.7	44.0
RTU-FF3-CC	30-45 cm	184.4	466.2	61.4
RTU-FF4-10	10 m adyacente al río	61.4	309.3	29.5
RTU-FF4-50	50 m adyacente al río	61.1	299.4	25.8
RTUFF5-10	10 m adyacente al río	69.7	120.6	13.4
RTUFF5-50	50 m adyacente al río	33.1	105.1	7.2
RTUFF5 - CA	0-10 cm	34.3	99.1	6.3
RTUFF5 - CB	10-20 cm	34.3	92.3	8.2
RTUFF5 - CC	20-30 cm	41.9	105.3	8.8
RTUFF5 - CD	30-50 cm	54.6	109.3	10.4
RTUFF5 - CE	50-70 cm	38.8	94.2	11.0
RTUFF5 - CF	70-95 cm	20.7	62.2	9.4
RTUFF5 - CG	95-124 cm	12.3	52.6	8.0
RTU-FF6-10	10 m adyacente al río	32.9	103.9	16.6
RTU-FF6-50	50 m adyacente al río	34.8	108.4	11.1
RTUFF7-10	10 m adyacente al río	27.2	106.7	8.5
RTUFF7-50	50 m adyacente al río	34.8	105.8	7.4



los depósitos de llanura aluvial en el sitio RTU-FF3 exhiben concentraciones de Pb de 326 ppm inmediatamente debajo de la superficie, este valor excede el parámetro de Canadá. Las concentraciones de Zn exceden los tres valores parámetro. En contraste, están por debajo los tres parámetros de referencia (Tabla 2) las concentraciones de Pb, Zn y Sb en las llanuras aluviales más alejadas río abajo (sitios RTU-FF5, 6 y 7; Figura 3).

Los niveles de Pb, Zn y Sb son localmente elevados en suelos agrícolas e indican que existe el potencial para la degradación de la salud humana a través del consumo de productos contaminados. Es importante reconocer que el consumo de metales por las plantas que están creciendo en suelos contaminados está relacionado a numerosos factores en adición a las concentraciones de metales dentro del suelo tales como el contenido de materia orgánica, especies de plantas y los medios a través de los cuales los metales son distribuidos a partes de la planta durante la etapa de crecimiento (Haghiri 1973, 1974, Abdel-Sabour *et al.* 1988, Ward & Savage 1994, Voutsas *et al.* 1996, Albering *et al.* 1999). De esta manera, las concentraciones de metales en suelos que exceden los valores permisibles internacionales no necesariamente conducen a elevadas concentraciones en alimentos agrícolas. Por ejemplo, Miller *et al.* (2002) encontraron que las concentraciones de metales traza en vegetales cultivados en terrenos altamente contaminados a lo largo del Río Pilcomayo contenían concentraciones de metales que estaban generalmente por debajo de los parámetros para contenidos de metales en vegetales comercialmente vendidos. Así, el consumo de productos contaminados parece no representar una significativa vía de exposición en las cuatro comunidades que fueron estudiadas (aunque una posible excepción existe para Pb en zanahoria, lechuga y rábanos de Sotomayor y Tuero Chico, donde el 37 y 55% de las muestras respectivamente excede los parámetros de referencia indicados). La acumulación limitada

de los metales examinados puede haber sido relacionada a su biodisponibilidad en los suelos, particularmente la ocurrencia de metales con minerales sulfurados. Similares resultados han sido presentados para otros sitios. Por ejemplo, Albering *et al.* (1999), encontraron que las concentraciones de Zn y Cd en cultivos del Río Mouse (Europa oriental) estaban dentro del rango de los valores de fondo a pesar del hecho de que estos crecieron en suelos de llanuras aluviales severamente contaminadas. Ellos sugieren que la falta de acumulaciones de Cd y Zn en los cultivos fue debida al pH relativamente alto del suelo (6.9 +/- 0.6) lo que redujo la disponibilidad de metales para el consumo de las plantas. Por lo tanto, son necesarios estudios adicionales para determinar si los cultivos en suelos severamente contaminados poseen un riesgo local a la salud humana, por cuanto altas concentraciones en suelos no necesariamente indican un riesgo inmediato para la salud.

## Conclusiones

Lastendencias espaciales en las concentraciones de Pb, Zn, Sb, Cu y As indican que los sedimentos con contenidos de metales traza que están ingresando al sistema de drenaje Río Chilco-Río Tupiza provienen de tres tributarios, cada uno de los cuales posee operaciones mineras significativas en relación a la dimensión de los yacimientos y la explotación antigua y moderna de las mismas, así Chilcobija es el yacimiento antimonífero más grande de Bolivia. El distrito Tatasi-Portugalete actualmente es objeto de amplias medidas de mitigación debido a la dimensión de sus pasivos ambientales (colas y desmontes). Los tributarios incluyen a los ríos Abaroa, Machocaya y Tatasi. Aunque la producción en la mina Abaroa es limitada, parece ser la fuente primaria de Sb para el lecho actual de canal del río Chilco. El Sb de la mina Chilcobija es actualmente limitado, a pesar del hecho de que fue la mina antimonífera más grande

de Bolivia y las colas aún permanecen en la cuenca. Las concentraciones río abajo de ambas minas decrecen rápidamente como resultado de dilución por mezcla con sedimentos no contaminados y el almacenamiento de partículas enriquecidas en metales (p.e. minerales sulfurados) en el lecho de canal durante la agradación.

Las colas erosionadas y transportadas aguas abajo durante la inundación de febrero del 2003 fueron confinadas en el eje del canal del Río Chilco y los impactos ambientales del evento parecen haber sido restringidos lateralmente; las concentraciones de Pb, Zn, Sb, Cu, Sn y As decrecen hasta alcanzar valores de fondo en un radio de 25 km de la mina y los cursos contaminados están desprovistos de poblaciones significativas y actividad agrícola. Adicionalmente, la cantidad de metales traza y As introducidos al sistema de drenaje debido al evento fue limitada en comparación a la vertida, asociada con operaciones mineras antiguas en la cuenca del Río Tatasi. Muchos de los sedimentos contaminados encontrados dentro del canal y de los depósitos de la llanura aluvial del Río Tupiza fueron derivados del distrito minero Tatasi-Portugalete vía Río Tatasi. Localmente las concentraciones de metales traza dentro de las llanuras aluviales exceden los valores parámetro para suelos de uso agrícola de Canadá, Alemania y Holanda. El consumo potencial de metales, Sb y As por cultivos desarrollados en suelos contaminados cerca de Tupiza requiere estudios adicionales dado su potencial para afectar la salud humana. Sin embargo, las concentraciones medidas río abajo de la confluencia entre los ríos Tupiza y San Juan del Oro sugieren que los impactos regionales de las operaciones mineras dentro de los cursos superiores de la cuenca son mínimos y son poco probables de haber afectado significativamente los sistemas acuáticos ubicados a lo largo del Río Pilaya o Río Pilcomayo bajo las actuales condiciones físico-químicas.

## Agradecimientos

Agradecemos a Aleida Tejerina por su invaluable asistencia en la organización de todos los aspectos logísticos de nuestro trabajo de campo y por su apoyo en la colección de los datos de campo. Esta publicación está basada en el soporte económico provisto por la National Science Foundation contrato No. 0207439. Este apoyo es grandemente agradecido.

## Referencias

- Ackermann, F. 1980. A procedure for correcting for grain size effect in heavy metal analyses of estuarine and coastal sediments. *Environ Technol Lett* 1: 518-527.
- Abdel-Sabour, M. J., Mortvedt J. J. & J. J. Kelso. 1988. Cadmium-zinc interactions in plants and extractable cadmium and zinc fraction in soils. *Soil Science* 145: 424-431.
- Albering, H.J., S.M. van Leusen, E. J. C. Moonen, J.A. Hoogewerff & J. C. S. Kleinjans. 1999. Human health risk assessment: a case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river Meuse during the winter of 1993-1994. *Environ Health Perspective* 107: 37-43.
- Carlin, J. F. 1998. U.S. Geological survey mineral commodity summaries. Antimony. Disponible en: <http://minerals.er.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/antimony>. Marzo 2005.
- Coulthard, T.J. & M.G. Macklin. 2003. Modeling long-term contamination in river systems from historical metal mining. *Geology* 31: 451-454.
- Dalrymple, T. & M.A. Benson. 1967. Measurement of peak discharge by the slope-area method. *Technical Water Resources Research Vision (US Geol Surv)* 3(A-2): 1-12.

- Gibbs, J.R. 1977. Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon Rivers. *Geol Soc America Bull* 88: 829-843.
- Gustavson, A. 1991. Compendium of economic geology- Bolivia. Inc., Baker & McKenzie, Mintec - Servicio Geológico de Bolivia, La Paz.
- Haghir, F. 1973. Cadmium uptake by plants. *Journal of Environmental Quality* 2: 93-96.
- Haghir, F. 1974. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc and soil temperature. *Journal of Environmental Quality* 3: 180-183.
- Horowitz, A.J. 1991. A primer on sediment-trace element chemistry. 2da. Edic., Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. 379 p.
- Horowitz, A.J. & K.A. Elrick. 1988. Interpretation of bed sediment trace metal data: methods of dealing with the grain size effect. pp 114-128. En: Lichtenberg, J.J., J.A. Winter, C.C. Weber & L. Fradkin (eds) *Chemical and Biological Characterization of Sludges, Sediments, Dredge Spoils, and Drilling Muds*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Hudson-Edwards, K.A., M.G. Macklin, H.E. Jamieson, P.A. Brewer, T.J. Coulthard, A.J. Howard & J.N. Turner. 2003. The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediment and water quality in river systems: the Ríos Agrioguardiamar, Aznalcóllar, Spain. *Appl Geochem* 18: 221-239.
- Hudson-Edwards, K.A., M.G. Macklin, J.R. Miller & P.J. Lechler. 2001. Sources, distribution and storage of heavy metals in the Rio Pilcomayo, Bolivia. *J. Geochem. Explor.* 72: 229-250.
- Hudson-Edwards, K.A., M.G. Macklin & M.P. Taylor. 1999. 200 years of sediment-borne heavy metal storage in the Yorkshire Ouse basin, NE England, UK. *Hydrological Processes* 13: 1087-1102.
- Kabata-Pendias, A. 1995. Agricultural problems related to excessive trace metals content of soil. Pp. 155-160. En: Salomons, W., U. Forstner & P. Mader (eds.) *Heavy Metals, Problems and Solutions*. Springer Verlag, Berlin.
- Lewin, J. & M.G. Macklin. 1987. Metal mining and floodplain sedimentation in Britain. pp. 1009-1027. En: Gardiner, V. (ed.) *International Geomorphology 1986*. Parte 1. Wiley, Chichester.
- Macklin, M.G. 1988. A fluvial geomorphological based evaluation of contamination of the Tyne basin, north-east England by sediment-borne heavy metals. *Natural Environment Research Council, Londres*. Informe no publicado. 29 p.
- Macklin, M.G. 1996. Fluxes and storage of sediment-associated heavy metals in floodplain systems: assessments and river basin management issues at a time of rapid environmental change. pp. 441-460. En: Anderson, M.G., D.E. Walling & P.D. Bates (eds.) *Floodplain Processes*. Wiley, Chichester.
- Marron, D.C. 1992. Floodplain storage of mine tailings in the Belle Fourche river system: a sediment budget approach. *Earth Surface Process Landform* 17: 675-685.
- Martin, J.M. & M. Meybeck. 1979. Elemental mass balance of material carried by major world rivers. *Mar Chem* 7: 173-206.
- MHSPE (Ministry of Housing, Spatial Planning, and Environment Directorate-General for Environmental Protection). 2000. Target values and intervention values for soil remediation. DBO/1999226863. *The Netherlands Government Gazette* (39): 1-205.
- Miller, J.R. 1997. The role of fluvial geomorphic processes in the dispersal of heavy metals from mine sites. *J Geochem Explor* 58: 101-118.
- Miller, J.R., P.J. Lechler, K.A. Hudson-Edwards & M.G. Macklin. 2002. Lead

- isotopic fingerprinting of heavy metal contamination, Rio Pilcomayo, Bolivia. En: Allan R, Horowitz, A.J. & J.R. Miller (eds) *Metal Mining in the Environment*. Número especial, *Geochem. Explor. Environ. Anal.* 2: 225-233.
- Miller, J.R., K.A. Hudson-Edwards, P.J. Lechler, D. Preston & M.G. Macklin. 2004. Heavy metal contamination of water, soil and produce within riverine communities of the Rio Pilcomayo basin, Bolivia. *Sci. Total Environ.* 260: 87-96.
- Miller, J.R., P.J. Lechler & M. Desilets. 1998. The role of geomorphic processing in the transport and fate of mercury in the Carson River basin, west-central Nevada. *Environ. Geol.* 33: 249-262.
- Moore, J.N., E.J. Book & C. Johns. 1989. Grain size partitioning of metals in contaminated, coarse-grained river floodplain sediments: Clark Fork River, Montana, USA. *Environ. Geol. Water. Sci.* 14: 107-115.
- O'Connor, J.E. & R.H. Webb. 1988. Hydraulic modeling for paleoflood analysis. pp. 393-402. En: Baker, V.R., R.C. Kochel & P.C. Patton (eds) *Flood Geomorphology*. John Wiley and Sons, Nueva York.
- Olley, J. & P. Wallbrink P. 2004. Recent trends in turbidity and suspended loads in the Murrumbidgee River, NSW, Australia. Pp.125-129. En: Golosov, V. Belyaev, V. & D.E. Walling (eds.) *Proceedings of the International Symposium Sediment Transfer Through the Fluvial System*, Moscú. IAHS 288.
- Owens, P.N., D.E. Walling & G.J.L. Leeks. 1999. Deposition and storage of fine-grained sediment within the main channel system of the River Tweed, Scotland. *Earth Surface Process Landforms* 24: 1061-1076.
- Slingerland, R. & N.D. Smith. 1986. Occurrence and formation of water-laid placers. *Annual Review of Earth and Planet Science* 14: 113-147.
- Taylor, M.P. & R.G.H. Kesterton. 2002. Heavy metal contamination of an arid river environment: Gruben River, Namibia. *Geomorphology* 42: 311-327.
- Turekian, K.K. 1971. Rivers, tributaries and estuaries. Pp. 9-73. En: Hood, D.W. (ed.) *Impingement of Man on the Oceans*. American Geological Institute, Alexandria, Virginia.
- Vousta, D., A. Grimanis & C. Samar. 1996. Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter. *Environmental Pollution* 94: 325-335.
- Walling, D.E., P.N. Owens, J. Carter, G.J.L. Leeks, S. Lewis, A.A. Meharg & J. Wright. 2003. Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Appl. Geochem.* 18: 195-220.
- Walling, D.E., P.N. Owens & G.J.L. Leeks. 1998. The role of channel and floodplain storage in the suspended sediment budget of the River Ouse, Yorkshire, U.K. *Geomorphology* 22: 225-242.
- Ward, N.I. & J.M. Savage. 1994. Metal dispersion and transportational activities using food crops as biomonitors. *Sci. Total Environ.* 146-147: 309-319.
- Wolfenden, P.J. & J. Lewin. 1978. Distribution of metal pollutants in active stream sediments. *Catena* 4: 309-317.

Artículo recibido en: Mayo de 2006.

Manejado por: Luis F. Aguirre

Aceptado en: Agosto de 2006.