



C-3

CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN LA CADENA TRÓFICA DE LOS LAGOS TITICACA, URU-URU Y POOPÓ

HEAVY METAL CONTAMINATION IN THE TROPHIC CHAIN OF TITICACA, URU-URU AND POOPÓ LAKES

Carlos I. Molina, UMSA-IE camoar6088@gmail.com

David Point, IRD-GET

RESUMEN

Mediante la revisión de diferentes trabajos, se observó la carencia de información primaria (artículos científicos). La mayoría de los trabajos existentes no especifican sobre la trazabilidad de referencia para la validación de los niveles de metales pesados reportados. Es muy probable que los diferentes niveles o patrones de bioacumulación de metales pesados observados en organismos acuáticos de las lagunas del sistema TDP, estén influenciados por la variación temporal del nivel de agua y la intensa actividad minera de la región. Por otro lado, la transferencia metálica están influenciada en gran medida por los taxones presentes y las cadenas tróficas. La longitud de las cadenas tróficas influye en los patrones de bioamplificación de Hg. Influye también la interrupción de las mismas, en donde los contaminantes que tienden a biodiluirse, como el As, Fe y Zn, muestran elevados niveles en bajas posiciones tróficas. Proponemos realizar monitoreos de la carga de contaminantes, mediante la obtención de sangre en la ave acuática Choca (*Fulica ardesiaca*).

PALABRAS CLAVE: BIOACUMULACIÓN, BIOAMPLIFICACIÓN, BIODILUCIÓN, LONGITUD DE LA CADENA TRÓFICA Y TRAZABILIDAD DE REFERENCIA

SUMMARY

Through the revision of different works, we detected the absence of primary information (papers). Most of the found works do not specify about the reference traceability for the validation of the reported levels of heavy metals. It is likely that different levels or patterns of heavy metals observed in aquatic organisms in the TDP

system, are influenced by the temporal variation of the water level, and the intense mining activity of the region. Furthermore, we observed that the heavy metal transfer is mostly influenced by the food chains. The food chain length influences biomagnification patterns of Hg. Also influences the disruption, where contaminants, which tend to be biodiluted, such as As, Hg and Zn, show high levels in low trophic positions. We propose to conduct biomonitoring of the burden of contaminants, by obtaining blood in the waterfowl specie.

KEY WORDS: BIOACCUMULATION, BIOAMPLIFICATION, BIODILUTION, FOOD CHAIN LENGTH, TRACERS REFERENCE.

C3.1. INTRODUCCIÓN

Se denominan metales pesados a un grupo de elementos no muy bien definidos, ya que exhiben diferentes propiedades físicas. En general cuando se hace alusión al término de metal pesado, se entiende como un contaminante inorgánico metálico que incluye a algunos metaloides como el arsénico (As). Aunque muchas de estas sustancias se encuentran disponibles en forma natural en el ambiente, como resultado de las actividades humanas, éstos pueden ser movilizados o modificados y llegan a convertirse en un serio problema no solo en los ecosistemas, sino también en la salud de los organismos.

Muchos de estos metales pesados, así como el Hierro (Fe), Cobre (Cu), Manganeseo (Mg), Selenio (Se) y Zinc (Zn), son micronutrientes, es decir que los sistemas biológicos requieren pequeñas dosis para su funcionamiento, pero cuando éstos se hallan en elevadas concentraciones, llegan a ser tóxicos. Por otro lado, Arsénico (As), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg) y Plomo (Pb), son más tóxicos porque, a bajas concentraciones, ya desencadenan reacciones.

En el Altiplano boliviano se reconocen dos tipos de fuentes de contaminación metálica: la de origen natural y aquella que es producto de actividad minera (PPO 1996). Estas fuentes están relacionadas con los depósitos polimetálicos de la Cordillera Occidental de los Andes en Bolivia, de los cuales desde la antigüedad, se ha extraído zinc (Zn), plomo (Pb), Plata (Ag), Wolfram (W), Estaño (Sn), Bismuto (Bi), cobre (Cu), Oro (Au) y Antimonio (Sb) (Arce-Burgoa 2007). Estas actividades extractivas han estado asociadas con la emanación y dispersión de otros elementos como As, Cd y Hg.

Mediante el sistema de drenaje del Altiplano y las aguas residuales no procesadas de las mineras, los grandes lagos del sistema TDP (lagos Titicaca, Uru-Uru y Poopó), son receptores de toda esta carga de contaminantes. Estos contaminantes, en sistemas biológicos como los ecosistemas acuáticos, son sometidos a procesos de bioacumulación y biomagnificación. El primer proceso referido a que los organismos pueden tomar más rápidamente el contaminante que eliminarlo (Market 2007), y el segundo referido a que la concentración de este contaminante se incrementa al pasar a un nivel superior en la cadena trófica (Molina *et al.* 2010a).

En los organismos acuáticos, los principales órganos de asimilación de contaminantes metálicos, son: las branquias, el recubrimiento cutáneo y el tracto digestivo; en cambio la eliminación está dada por vías urinaria, fecal y algunas glándulas de excreción (Sweet & Zelikoff 2001). Sin embargo, la disponibilidad del contaminante en los organismos acuáticos es muy heterogénea, ya que depende de la variabilidad de factores ecológicos y fisiológicos, tales como: estado de crecimiento, posición trófica, tamaño, biomasa, sexo, así como también del comportamiento migratorio de las especies (Meili 1997) y ruta trófica de asimilación (Molina *et al.* 2010a).

El presente capítulo, pretende sintetizar y analizar los principales trabajos sobre contaminación metálica en organismos acuáticos y su relación con cadena trófica en los lagos Titicaca, Uru-Uru y Poopó. Al mismo tiempo, damos recomendaciones para la validación de la información disponible, identificamos los vacíos de información para proponer líneas de investigación y biomonitoreo por contaminación metálica en los lagos del sistema TDP.

C3.1.1. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE LA EXPRESIÓN DE UNIDADES DE CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN ORGANISMOS ACUÁTICOS.

La expresión de unidades de concentraciones de metales pesados en organismos acuáticos, dependen de los métodos analíticos de determinación. Los estudios pioneros sobre la acumulación de metales pesados en organismos acuáticos del sistema TDP, han estado expresados en amplias unidades de miligramos por kilogramos de peso analizado (mg kg^{-1}) o en partes por millón (ppm). A medida que los métodos técnicos y analíticos fueron desarrollando, la expresión de unidades fueron disminuyendo a microgramos por gramo de peso ($\mu\text{g g}^{-1}$) o nano gramos por microgramos de peso ($\text{ng } \mu\text{g}^{-1}$). En este sentido, también la expresión de los niveles de referencia sugeridos por organismos internacionales se fueron adaptando a la evolución de los métodos analíticos, pero con la particularidad que la expresión de estas unidades siempre han estado expresadas en peso húmedo (p.h.) del material biológico evaluado. Esta expresión en unidades de p.h., viene de la noción de que los organismos poseen contenido acuoso y los contaminantes pueden estar disueltos en líquidos corporales o adheridos a otras moléculas en diferentes compartimentos tisulares de los organismos. Dependiendo del tejido que se analiza, la detección de los metales por métodos analíticos, evalúan la concentración total del contaminante (a excepción de los métodos analíticos de especiación). Este mismo principio es aplicado a la interpretación de la transferencias de contaminantes en la cadena trófica, en donde el contaminante se transfiere de un nivel trófico inferior a otro superior y, en función al tipo del contaminante, éste se bioacumula y se biomagnifica.

La mayoría de trabajos revisados presentan sus unidades en mg kg^{-1} de peso seco (p.s.), por lo cual les homogenizamos a estas unidades para su comparación. Para realizar las comparaciones sobre

niveles de referencias para el consumo de peces, tomamos los valores de la Comisión Europea (2006), y los convertimos a unidades de peso seco (p.s.), en función al factor de conversión de 0.2 sugerido por Pourang *et al.* (2004) (Tabla C3-1).

Tabla C3-1. Valores de referencia regulados para el consumo de peces definidos en p.h. Los valores límites de referencia en peso seco (p.s.) fueron calculados en base a Pourang *et al.* (2004).

| Unidad | As | Cd | Cu | Hg | Pb | Zn | Referencia |
|----------------------------|-----|------|-----|-----|-----|-----|--------------------------------------------|
| mg kg ⁻¹ (p.h) | 0.5 | 0.05 | 20 | 0.5 | 0.3 | 50 | European Commission (2006) |
| mg kg ⁻¹ (p.s.) | 2.5 | 0.25 | 100 | 2.5 | 1.5 | 250 | Valores definidos para el presente trabajo |

A continuación se hará una descripción cronológica de los diferentes estudios y, para tal fin, se construyó una tabla en donde se detallan los diferentes valores de metales pesados que fueron registrados por diferentes estudios en organismos y lagos del sistema TDS (Tabla C3-2).

C3.2. CONCENTRACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS EN LA BIOTA ACUÁTICA DEL SISTEMA TDP

C3.2.1. LAGO TITICACA

Existe poca información sobre niveles de acumulación de metales en la biota acuática del lago Titicaca. Mucha de esta información está restringida a informes de consultorías y universidades, cuyo acceso es limitada por la escasa difusión. Para este lago, la información disponible muestra acumulación de Hg como una prioridad ambiental a consecuencia del uso artesanal de este metal para la recuperación de oro (Au) en minas instaladas en partes superiores de ríos que tienen desembocadura en el lago Titicaca, como los ríos Ramis y Suches (región norte y noreste del lago).

A inicios del presente siglo, la Corporación Andina de Fomento (CAF), licitó a concurso para realizar el diagnóstico de contaminantes, como metales pesados, en el lago Titicaca. De este concurso fue seleccionado el consorcio formado por las empresas españolas, TÉCNICA Y PROYECTOS, S.A. (TYPESA) y PROINTEC, S.A. Este estudio resultó ser importante por el gran esfuerzo de trabajo, es decir se llegaron a evaluar 30 sitios alrededor de todo el lago (lagos mayor y menor). El estudio fue importante, pero limitado por su baja representatividad de las muestras (una muestra de peces o planta acuática por sitio de muestreo). El informe tampoco detalla los métodos analíticos para la determinación de los metales pesados, ni aporta con datos biológicos sobre las especies colectadas, ni fechas de las campañas de muestreo. A pesar de estas limitantes, el estudio llegó a la conclusión de que en la mayoría de los peces evaluados: *Odonthestes bonariensis* (Pejerrey) y *Orestias agassizii* (K'arache), la concentración medida del metaloide As estuvo por debajo del límite de detección analítico y contrariamente las macrófitas presentaban elevada acumulación de este metaloide (122-381 mg g⁻¹).

C-3 Contaminación por metales pesados en la cadena trófica de los Lagos Titicaca, Uru-Uru y Poopó

Tabla C3-2: Media y desviación estándar de las concentraciones de metales pesados en organismos acuáticos reportados en los lagos del sistema TDP.

| Lago y sitio | Grupo biológico | Periodo de muestreo | As | Cd | Cu | Hg | Pb | Zn | Método de detección | Trazabilidad de referencia | Referencia |
|----------------------|-----------------------------------------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|----------------|-------------|----------------|---------------------|----------------------------|-------------------------|
| Lago Titicaca | | | | | | | | | | | |
| Bahía de Puno | | | | | | | | | | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Jul-02 | - | - | - | 1.19 (±0.21) | - | - | | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Jul-03 | - | - | - | 2.04 (±1.12) | - | - | CV-AAS | ? | Gammons et al. (2006) |
| | Pez - ? <i>Orestias agassizii</i> | Jul-03 | - | - | - | 2.21 (±1.59) | - | - | | | |
| Huatajata | | | | | | | | | | | |
| | Pez - <i>Orestias cf. agassizii</i> | Dec-10 | - | - | - | 0.44 (±0.05) | - | - | | | |
| | Ave - <i>Fullica ardesiaca</i> | Nov-09 | - | - | - | 0.01 (±0.00) | - | - | CV-AFS | TORT-2 | COMIBOL (2012) |
| | Ave - <i>Fullica ardesiaca</i> | Dec-10 | - | - | - | 0.003 (±0.001) | - | - | | | |
| Lago Uru-Uru | | | | | | | | | | | |
| Este | | | | | | | | | | | |
| | Ave - <i>Phoenicopterus chilensis</i> | Jul-93 | - | 0.25 | 7.21 | 0.08 | <0.50 | 23 | | | |
| | Ave - <i>Fullica ardesiaca</i> | Jul-93 | - | 0.075 | 11.3 | < LD | 1.25 | 61 | | | |
| | Ave - <i>Oxyura jamaicensis</i> | Jul-93 | - | < LD | 10.2 | < LD | 1.13 | 24 | | | |
| | Pez - <i>Orestias sp1</i> | Jul-93 | - | 0.106 | 2.4 | 1.12 | <0.50 | 41 | | | |
| | Pez - <i>Orestias sp2</i> | Jul-93 | - | < LD | <2.0 | 0.61 | 1.56 | 25 | | | |
| | Pez - <i>Orestias sp3</i> | Jul-93 | - | 0.065 | 3.6 | 1.35 | 3.03 | 57.5 | | | |
| | Pez - <i>Orestias sp4</i> | Jul-93 | - | 0.07 | 6 | 1 | 1.25 | 23 | FI-AAS | ? | Apaza et al. (1996) |
| | Pez - <i>Orestias sp5</i> | Jul-93 | - | < LD | 4.9 | 3.9 | 1.42 | 29.5 | | | |
| | Pez - <i>Orestias agassizii</i> | Jul-93 | - | < LD | 3.17 | 0.12 | 0.95 | 35.5 | | | |
| | Pez - <i>Orestias luteus</i> | Jul-93 | - | < LD | 2.12 | 0.45 | 1.06 | 29.5 | | | |
| | Zooplankton | Jul-93 | - | 15 | 15 | 1.29 | 1.5 | 86.5 | | | |
| | Macrófita - <i>Scirpus</i> sp. | Oct-94 | < LD | 0.061 | 27.3 | - | 0.405 | 0.069 | | | |
| | Macrófita - <i>Myriophyllum</i> sp. | Oct-94 | 77.4 | < LD | 3.23 | - | 1.8 | 80 | | | |
| Norte | | | | | | | | | | | |
| | Sedimento superficial | Apr-08 | 105(±6) | 11.5(±4.5) | 60(±11) | 0.30(±0.01) | < LD | 380(±18) | | | |
| | Perifiton | Apr-08 | 55(±2) | 7.5(±0.5) | 51(±1.5) | 0.29(±0.01) | < LD | 343(±14) | | | |
| | Macrófita - <i>Scirpus</i> sp. | Apr-08 | < LD | < LD | < LD | 0.01 | < LD | 38(±4) | | | |
| | Macroinvertebrados | Apr-08 | 6.11(±1.5) | < LD | 25(±5) | 0.03(±0.02) | < LD | 69(±3) | ICP-OES | TORT-2 | Molina et al. (2010) |
| | Pez - <i>Orestias agassizii</i> | Apr-08 | 6.53(±0.65) | < LD | < LD | 2.24(±0.12) | < LD | 48(±7) | CV-AFS | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Apr-08 | 6.51 | < LD | < LD | 0.90(±0.11) | < LD | 51(±9) | | | |
| | Ave - <i>Rollandia rolland</i> | Apr-08 | < LD | < LD | 13(±4) | 2.48(±0.14) | < LD | 52(±4) | | | |
| Centro | | | | | | | | | | | |
| | Sedimento superficial | Apr-08 | 75(±3) | 5(±1.20) | 37(±6.00) | 0.12(±0.01) | 42(±6.20) | 114(±0.71) | | | |
| | Perifiton | Apr-08 | 159(±12) | 2(±0.41) | 19(±0.60) | 0.10(±0.01) | 26(±5.70) | 51(±12) | | | |
| | Alga - <i>Cladofora</i> | Apr-08 | 16(±3) | < LD | 5(±1.00) | 0.04(±0.01) | < LD | 38(±8) | | | |
| | Limnofitas - <i>Myriophyllum</i> sp. | Apr-08 | 68(±9) | < LD | 4(±0.70) | 0.14(±0.03) | < LD | 26(±5) | ICP-OES | TORT-2 | Molina et al. (2010) |
| | Macroinvertebrados | Apr-08 | 16(±2) | < LD | 18(±3.40) | 0.09(±0.01) | < LD | 85(±7.66) | CV-AFS | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. luteus</i> | Apr-08 | < LD | < LD | < LD | 0.49(±0.07) | < LD | 43(±4.40) | | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. agassizii</i> | Apr-08 | 6(±0.14) | < LD | 5(±1.30) | 0.97(±0.08) | < LD | 37(±2.00) | | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Apr-08 | < LD | < LD | < LD | 0.55 | < LD | 37 | | | |
| | Ave - <i>Rollandia rolland</i> | Apr-08 | 6.53(±0.65) | < LD | 26(±3.00) | 2.24(±0.21) | < LD | 47(±2.00) | | | |
| Norte | | | | | | | | | | | |
| | Sedimento superficial | Nov-09 | - | - | - | 0.08(±0.03) | - | - | | | |
| | Perifiton | Nov-09 | - | - | - | 0.02(±0.01) | - | - | | | |
| | Alga - <i>Cladofora</i> | Nov-09 | - | - | - | 0.03(±0.01) | - | - | | | |
| | Limnofitas - <i>Ruppia</i> sp. | Nov-09 | - | - | - | 0.01(±0.00) | - | - | CV-AFS | TORT-2 | COMIBOL (2012) |
| | Heliófitas - <i>Schoenoplectus</i> sp. | Nov-09 | - | - | - | 0.01(±0.00) | - | - | | | |
| | Invertebrado - <i>Hyellela</i> spp. | Nov-09 | - | - | - | 0.10(±0.01) | - | - | | | |
| | Invertebrado - <i>Hyellela</i> spp. | Oct-10 | - | - | - | 0.13(±0.02) | - | - | | | |
| | Invertebrado - <i>Corixidae</i> sp. | Oct-10 | - | - | - | 0.15(±0.01) | - | - | | | |
| Centro | | | | | | | | | | | |
| | Sedimento superficial | Nov-09 | - | - | - | 0.07(±0.02) | - | - | | | |
| | Perifiton | Nov-09 | - | - | - | 0.07(±0.02) | - | - | | | |
| | Alga - <i>Cladofora</i> | Nov-09 | - | - | - | 0.02(±0.01) | - | - | | | |
| | Limnofitas - <i>Myriophyllum</i> sp. | Nov-09 | - | - | - | 0.02(±0.01) | - | - | | | |
| | Limnofitas - <i>Ruppia</i> sp. | Nov-09 | - | - | - | 0.02(±0.01) | - | - | | | |
| | Heliófitas - <i>Schoenoplectus</i> sp. | Nov-09 | - | - | - | 0.01(±0.00) | - | - | | | |
| | Plancton | Nov-09 | - | - | - | 0.15(±0.01) | - | - | | | |
| | Invertebrado - <i>Hyellela</i> spp. | Nov-09 | - | - | - | 0.11(±0.03) | - | - | CV-AFS | TORT-2 | COMIBOL (2012) |
| | Pez - <i>Orestia cf. agassizii</i> | Nov-09 | - | - | - | 0.60(±0.06) | - | - | | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. luteus</i> | Nov-09 | - | - | - | 1.01(±0.02) | - | - | | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. luteus</i> | Oct-10 | - | - | - | 0.85(±0.13) | - | - | | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Oct-10 | - | - | - | 0.65(±0.16) | - | - | | | |
| | Ave - <i>Fullica ardesiaca</i> | Nov-09 | - | - | - | 0.16(±0.01) | - | - | | | |
| | Ave - <i>Fullica ardesiaca</i> | Oct-10 | - | - | - | 0.13(±0.02) | - | - | | | |
| | Ave - <i>Rollandia rolland</i> | Oct-10 | - | - | - | 2.61(±0.3) | - | - | | | |
| Sur | | | | | | | | | | | |
| | Sedimento superficial | Nov-09 | - | - | - | 0.09(±0.00) | - | - | | | |
| | Perifiton | Nov-09 | - | - | - | 0.01(±0.00) | - | - | | | |
| | Alga - <i>Cladofora</i> | Nov-09 | - | - | - | 0.02(±0.01) | - | - | | | |
| | Heliófitas - <i>Schoenoplectus</i> sp. | Nov-09 | - | - | - | 0.01(±0.00) | - | - | | | |
| | Plancton | Oct-10 | - | - | - | 0.15(±0.02) | - | - | CV-AFS | TORT-2 | COMIBOL (2012) |
| | Invertebrado - <i>Notonecta</i> sp. | Nov-09 | - | - | - | 0.04(±0.01) | - | - | | | |
| | Invertebrado - <i>Corixidae</i> sp. | Oct-10 | - | - | - | 0.09(±0.01) | - | - | | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. agassizii</i> | Oct-10 | - | - | - | 0.20(±0.01) | - | - | | | |
| | Ave - <i>Fullica ardesiaca</i> | Oct-10 | - | - | - | 0.03(±0.02) | - | - | | | |
| | Ave - <i>Rollandia rolland</i> | Oct-10 | - | - | - | 0.68(±0.18) | - | - | | | |
| Lago Poopó | | | | | | | | | | | |
| Norte | | | | | | | | | | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Nov-82 | - | 0.13 - 0.53 | 1.65 - 3.81 | - | 3.08 - 5.93 | 50.00 - 101.92 | AAS | ? | Beveridge et al. (1985) |
| | Pez - ? <i>Orestias agassizii</i> | Nov-82 | - | 0.36 - 1.09 | 4.16 - 8.73 | - | 5.53 - 7.94 | 101.48 - 152.4 | AAS | | |
| Sureste | | | | | | | | | | | |
| | Macrófita - <i>Zannichellia</i> sp | Jul-93 | 56.3 | 0.42 | 5.63 | - | < LD | 55 | AAS | ? | Apaza et al. (1996) |
| | Macrófita - <i>Ruppia</i> sp | Sep-94 | 4.76 | 0.25 | 7.94 | - | 0.8 | 149 | AAS | | |
| Norte | | | | | | | | | | | |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Dec-05 | 21.5(±5.0) | 0.1(±0.08) | - | 0.55(±0.10) | < LD | 392(±31) | AAS | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. agassizii</i> | Dec-05 | < LD | 0.32 | - | 1.23 | < LD | 50 | AAS | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Dec-05 | < LD | 0.26 | - | 0.17 | < LD | 35.3 | AAS | | |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Apr-06 | 3.1(±2.4) | 4(±1.63) | - | 0.08(±0.03) | < LD | 276(±21) | AAS | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. agassizii</i> | Apr-06 | < LD | 0.25(±0.01) | - | 0.73 | < LD | 82 | AAS | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Apr-06 | < LD | 0.2 | - | 0.24 | < LD | 51 | AAS | RM8419 | Molina et al. (2012) |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Oct-06 | 13.2(±1.4) | 0.12(±0.06) | - | 0.06(±0.01) | < LD | 266(±22) | AAS | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. agassizii</i> | Oct-06 | 2.5 | <0.059 | - | 0.2(±0.01) | 2.23 | 98(±23) | AAS | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Oct-06 | < LD | 0.98(±0.09) | - | 0.32 | 0.71(±0.11) | 38.4(±4) | AAS | | |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Feb-07 | 21.5(±5.4) | 0.15(±0.07) | - | 0.06(±0.03) | < LD | 198(±17) | AAS | | |
| | Pez - <i>Orestia cf. agassizii</i> | Feb-07 | < LD | <0.059 | - | 0.15(±0.08) | < LD | 149.4(±9.3) | AAS | | |
| | Pez - <i>Odontesthes bonariensis</i> | Feb-07 | < LD | 0.21(±0.06) | - | 0.22 | < LD | 37.5(±3.2) | AAS | | |
| Centro | | | | | | | | | | | |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Apr-06 | 3.9(±0.9) | 1.5(±0.10) | - | 1.01(±1.6) | < LD | 143(±20) | AAS | | |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Oct-06 | 17(±2.7) | 0.05(±0.07) | - | 0.1(±0.05) | 4.5(±2.2) | 138.5(±15) | AAS | RM8419 | Molina et al. (2012) |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Feb-07 | 27(±7.3) | 0.05(±0.05) | - | 0.1(±0.05) | 11(±3.6) | 103.3(±13) | AAS | | |
| Sur | | | | | | | | | | | |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Apr-06 | 3.6(±1.4) | 2(±0.13) | - | 1(±2.5) | < LD | 178(±18) | AAS | | |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Oct-06 | 16.3(±2.4) | 0.06(±0.04) | - | 0.04(±0.01) | 6.5(±2.3) | 134.4(±11) | AAS | RM8419 | Molina et al. (2012) |
| | Invertebrado - <i>Artemia cf. franciscana</i> | Feb-07 | 26(±8.4) | 0.1(±0.04) | - | 0.04(±0.01) | 16(±4) | 100(±8) | AAS | | |

< LD = Por debajo del límite de detección
 CV-AAS = Cold Vapor - Atomic Absorption Spectrometry
 FI-AAS = Flow Injection - Espectrofotómetro de absorción atómica
 ICP-OES = Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometer
 CV-AFS = Coldvapor atomic fluorescence spectrophotometry

Para el caso del Hg en las especies ícticas, mostraron un rango de 0.01 a 0.52 mg kg⁻¹ (TYPSA-PROINTEC 2003). Este estudio tampoco detalla si las concentraciones de metales pesados están expresadas en p.s. o p.h. para relacionarlas con las concentraciones límites de referencia recomendados para el consumo.

La única información científica disponible sobre concentraciones de mercurio en peces del lago Titicaca, corresponde a Gammons *et al.* (2006). Este estudio muestra el incremento progresivo de las concentraciones de metales pesados desde la cuenca superior del río Ramis hasta la desembocadura del lago Titicaca, correspondiente a la bahía de Puno. En dicha bahía, las dos especies de peces evaluadas: Pejerrey y K'arache, no mostraron diferencias significativas en la acumulación de Hg, pero estas concentraciones están en el límite inferior de las concentraciones de referencia para el consumo humano, es decir un poco menor a 2.5 mg kg⁻¹ (Tabla C3-2).

Entre los años 2009 y 2011, la cooperación francesa para el desarrollo (IRD – Institut de Recherche pour le Développement), mediante el proyecto COMIBOL (2012), estuvo realizando algunos muestreos de prospección sobre los niveles de acumulación de Hg en peces y aves del lago menor del Titicaca. Este estudio encontró concentraciones de Hg en especímenes de K'arache, inferiores a las concentraciones halladas por Gammons *et al.* (2006). Este estudio también reportó bajas concentraciones de Hg en la ave acuática Choca (*Fulica ardesiaca*), entre una rango de 0.01 a 0.03 mg kg⁻¹.

Finalmente, no hallamos reportes sobre niveles de acumulación de metales pesados en otras especies de peces comerciales existentes sobre el lago Titicaca, como el Mauri (*Trichomycterus rivalatus*) o como la especie exógena de la Trucha (*Oncorhynchus mykiss*), la cual es ampliamente utilizable para su producción en jaulas flotantes.

C3.2.2. LAGO URU URU

Este lago es receptor del afluente principal del río Desaguadero, así como también de desechos orgánicos de la ciudad de Oruro y de la intensa actividad minera de la región (PPO 1996). A consecuencia de esta intensa actividad minera, los estudios estuvieron diversificados a la evaluación de diferentes metales pesados y en diferentes organismos acuáticos.

El primer estudio que intentó abordar la dinámica de transferencias de contaminantes metálicos en la cadena trófica, fue el trabajo de Apaza *et al.* (1996). En general, este estudio reportó concentraciones de Cd por debajo del límite de detección, a excepción del plancton y de flamencos (*Phoenicopterus chilensis*), en donde vincula una asociación trófica directa por el hábito alimenticio filtrador del ave. Este estudio constató siete variedades de peces del género *Orestias*, en donde se

encontraron altas concentraciones en el orden de importancia de Pb, Hg y Zn.

Distribución polimetálica en la cadena trófica en el lago Uru-uru

Para el año 2006, las Universidades Mayor de San Andrés y Técnica de Oruro, en colaboración con el IRD, desarrollaron un estudio sobre el “Origen de la Contaminación Polimetálica y su Impacto en el Ambiente, la Salud y la Sociedad” (Tox-Bol 2010). El componente ecológico de este estudio, para obtener relación fehaciente entre las asociaciones tróficas de los organismos, se emplearon los isótopos estables carbono y nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) con la finalidad de dilucidar el origen de la materia orgánica (fuentes) y la estructura de las cadenas tróficas de la región sur y central del lago Uru-Uru. En ambas regiones se observaron diferentes estructuras tróficas y la mayor longitud de la cadena trófica fue observada en la región central (cuatro posiciones), en cambio la parte del norte mostró menor longitud (tres posiciones). Para ambas regiones, la acumulación de Hg desde la posiciones tróficas inferiores hacia las superiores, muestran un claro patrón de bioamplificación, en cambio el As muestra un patrón de biodilución (Figura C3-1). Asimismo, en ambas cadenas tróficas identificadas, la posición trófica más alta estuvo ocupada por el ave zambullidor (*Rollandia rolland*), con una acumulación de Hg en concentraciones equivalentes entre norte y centro (respectivamente entre 2.24 a 2.48 mg). En este sentido, a la conclusión que llegó este estudio fue que no sólo es importante la longitud de la cadena trófica para la amplificación de contaminantes, sino que también importa la cantidad de Hg disponible en las fuentes y el tipo de cadena trófica que se llegan a estructurar. En otras palabras, los sedimentos superficiales poseen más Hg y estructuran una cadena trófica directa (transferencia eficiente del Hg) (Molina *et al.* 2010b).

El estudio de ToxBol, a diferencia de Apaza *et al.* (1996), tanto el Pb como el Cd, siempre fueron registrados por debajo del límite de detección, a excepción del sedimento superficial y perifitón de ambas regiones en donde mostraron concentraciones considerables. Aparentemente el Zn y el Hg, mostraron también patrones de biodilución, y en cambio el Cu no fue registrado en consumidores de primer, segundo ni de tercer orden. A partir de estos resultados, en el proyecto COMIBOL (2012), se estudió con mayor detalle la dinámica de especiación del Hg y la incorporación en las cadenas tróficas. Este proyecto priorizó sus muestreos desde la región norte hacia sur del lago Uru-Uru en relación al gradiente de salinidad (incremento de la salinidad hacia el sur). Además este estudio consideró mayor cantidad y diversidad de organismos, encontrando los mismos patrones de bioamplificación reportados por Molina *et al.* (2011), y donde la posición trófica superior estaba ocupada por el ave Zambullidor con las más altas tasas de acumulación de Hg (2.61 ± 0.3).

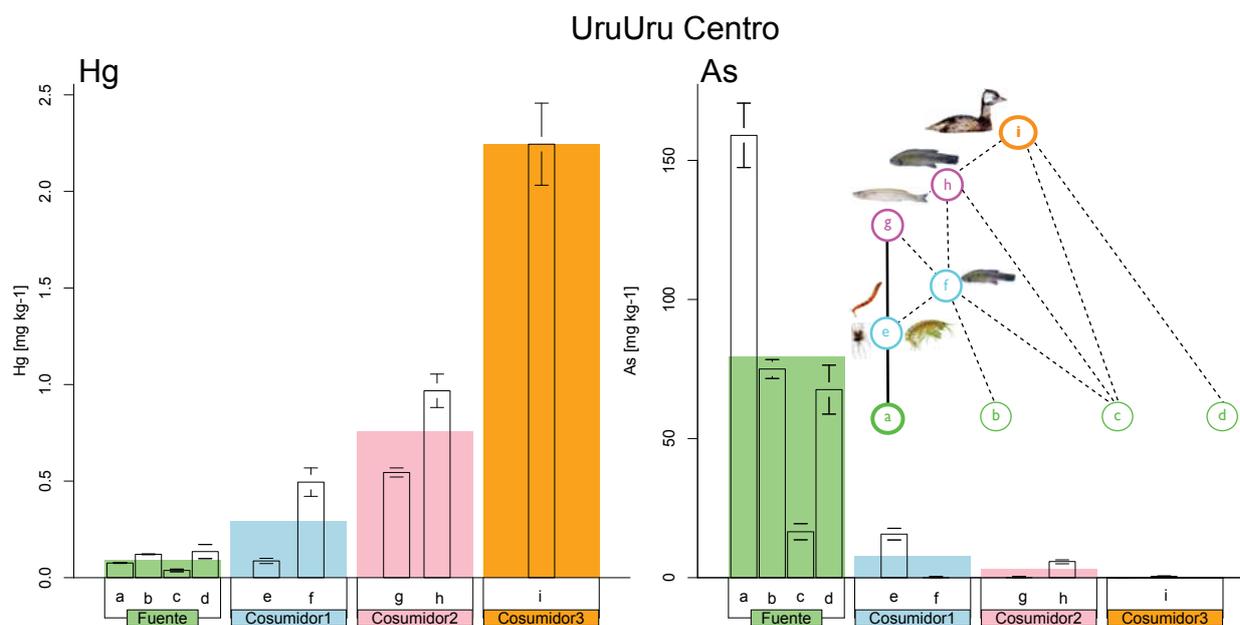


Figura C3-1: Media y desviación estándar de las concentración de Hg y As en cada posición trófica de la estructura trófica de la región central del lago Uru-Uru. Las letras del esquema indican el espécimen o gremio trófico. a=Scirpus sp., b=Sedimento superficial, c=Perifitón, d=Macroinvertebrados, e=Orestas agassizii y Oxyura jamaicensis, f=Zooplancton, i=Odontesthes bonariensis, f=Rollandia rolland.

Estos altos niveles de biomagnificación, están dados por las altas tasas de metilación del Hg (conversión a la forma orgánica), en biofilms y en la columna del agua (Monperrus *et al.* 2011), la cual se transfiere efectivamente por la cadena trófica.

En este sentido, identificamos una problemática ambiental a consecuencia de los altos niveles de acumulación del Hg en depredadores superiores. Sugerimos realizar estudios sobre los daños toxicológicos que pueda estar generando estas elevadas concentraciones de Hg en el Zambullidor y además se deben proponer estudios de restauración para mitigar estas elevadas concentraciones.

C3.2.3. LAGO POOPÓ

Este lago, al estar situado en la parte baja del sistema TDP, constituye el depósito final de materiales disueltos y en suspensión. A inicio de la década de los 80's Beveridge *et al.* (1985), reportó por primera vez los niveles de acumulación metálica en organismos acuáticos en el Lago Poopó. Este estudio surgió como una demanda de los pescadores hacia el gobierno boliviano, quienes atribuían la reducción de los volúmenes de pesca a consecuencia de la actividad minera que se desarrollaba en la región del Poopó. Este estudio de Beveridge *et al.* (1985), reportó significativos niveles de Fe, Zn, Mg y Sn para las dos especies de peces conocidas en el lago: Pejerrey y K'arache. Luego, Apaza *et al.*

(1996) reportó únicamente concentraciones significativas del As en limnofitas (plantas acuáticas sumergidas de los géneros *Zannichellia* y *Ruppia*).

Posteriormente, a partir de muestreos efectuados entre los años 2005 al 2007; Molina *et al.* (2012), publicó los resultados sobre la dinámica de incorporación polimetálica en la cadena trófica. Estos resultados mostraron una cadena trófica simple en la parte norte del lago Poopó (fuentes, invertebrados y peces), porque en la parte sur de lago y a consecuencia de la extremada salinidad del medio, el único consumidor es el crustáceo *Artemia* cf. *franciscana*. La comunidad de peces estuvo compuesta por el Pejerrey y el K'areche, cuyo principal recurso alimenticio fueron los invertebrados (dominados por crustáceos). Al igual que en los estudios del Uru-Uru, el Hg se bioamplifica en promedio hasta 10 veces más de concentraciones basales, y a diferencias de los anteriores estudios, el Cd mostró considerables concentraciones y, al mismo tiempo, con tendencia a biomagnificarse. A pesar que la concentración de estos metales es importante, aún son un poco inferiores a los límites de referencias propuesto. Aunque la diversidad de aves es menor que en el lago Uru-Uru, identificamos un vacío de información a nivel de los niveles de acumulación de metales pesados para este grupo de organismo para el lago Poopó.

C3.3. DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE Hg EN EL SISTEMA TDP

La mayoría de los estudios mostrados, se han concentrado en la evaluación del Hg en peces del sistema TDS, a consecuencia del empleo de este metal pesado en la actividad aurífera de la región. A partir de la recopilación de todos los datos (desde la década de los 90's hasta la actualidad), no existe un claro patrón temporal de acumulación de Hg. Aunque muchos de los muestreos no corresponden específicamente a las mismas áreas de muestreo, muchas de las concentraciones en peces han tendido a ser inferiores a los valores reportados desde un principio (Figura C3-3). Espacialmente, estas concentraciones muestran un comportamiento: las máximas concentraciones están dadas por peces del lago mayor del Titicaca; en el lago menor, estas concentraciones son intermedias y comparables con el lago Uru-Uru; finalmente las más bajas concentraciones corresponden al lago Poopó.

C-3 Contaminación por metales pesados en la cadena trófica de los Lagos Titicaca, Uru-Uru y Poopó

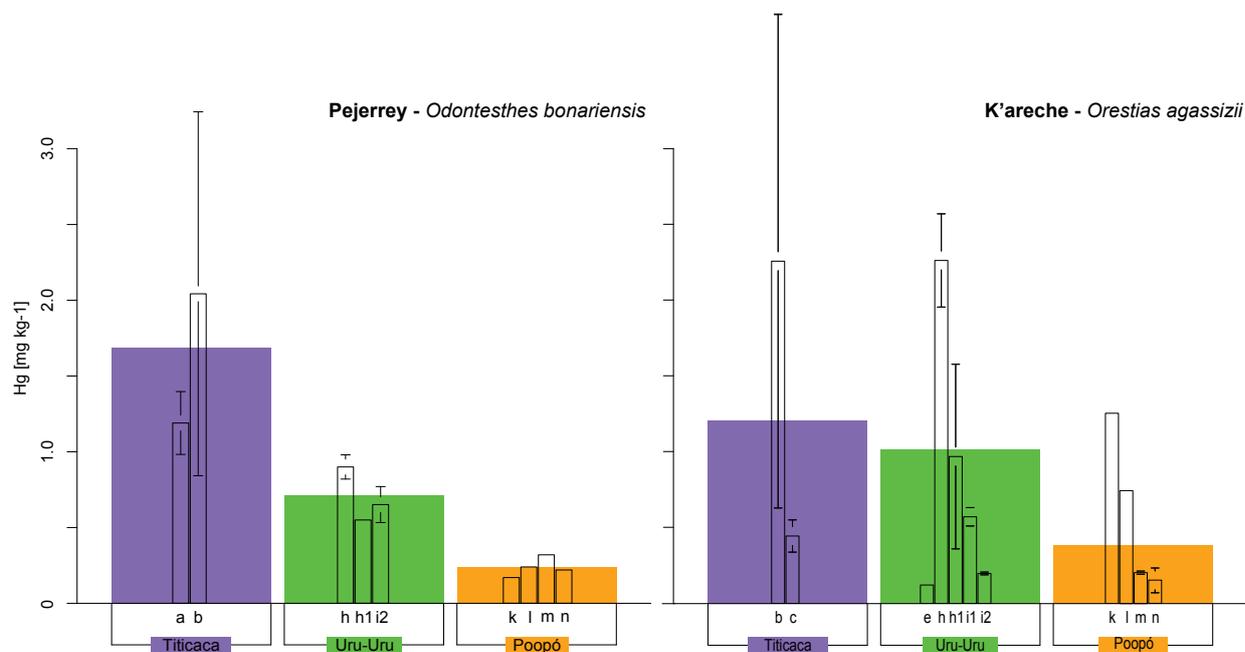


Figura C3-2: Media y desviación estándar de las concentración de Hg en peces de los lagos del sistema TDP. Las letras del esquema indican la comparación espacio-temporal de diferentes estudios. a=Julio 2002 (Gammons et al. 2006), b= Julio 2003 (Gammons et al. 2006), c=Diciembre 2010 (COMIBOL 2012), e=Julio 1993 (Apaza et al. 1996), h=Abril 2008 – Norte (Molina et al. 2010), h1= Abril 2008 – Centro (Molina et al. 2010), i1= Noviembre 2009 – Centro (COMIBOL 2012), i2=Octubre 2010 – Centro (COMIBOL 2012), k=Diciembre 2005 (Molina et al. 2012), l=Abril 2006 (Molina et al. 2012), m=Octubre 2006 (Molina et al. 2012), n=Febrero 2007 (Molina et al. 2012).

Por otro lado, para evidenciar mejor estos patrones espaciales de acumulación de Hg en peces del mencionado sistema, hicimos la relación del nivel de Hg con la longitud estándar de los peces. Estos parámetros muestran una buena relación en ambas especies de peces, es decir a mayor talla de los peces, las concentraciones de Hg también llegaron a ser mayores (Figura C3-4). Este patrón está explicado porque las tallas más grandes fueron registradas en especímenes del lago Titicaca, y las intermedias a bajas corresponde a los lagos Uru-Uru y Poopó. En este sentido, al parecer el tamaño del ecosistema está ejerciendo una factor importante en el desarrollo de las tallas de los peces y por ende en los patrones de acumulación de Hg.

Las mayores tasas de acumulación de Hg en peces, provienen de datos del lago mayor del Titicaca (Gammons et al. 2006); cuyas concentraciones en su mayoría se encuentran en el límite inferior de los límites de referencias sugeridos para el consumo. En base a la relación hallada, nosotros recomendamos evitar el consumo de peces que presenten tallas mayores 450 mm en el caso del Pejerrey y tallas mayores 180 mm en el caso del K'areche.

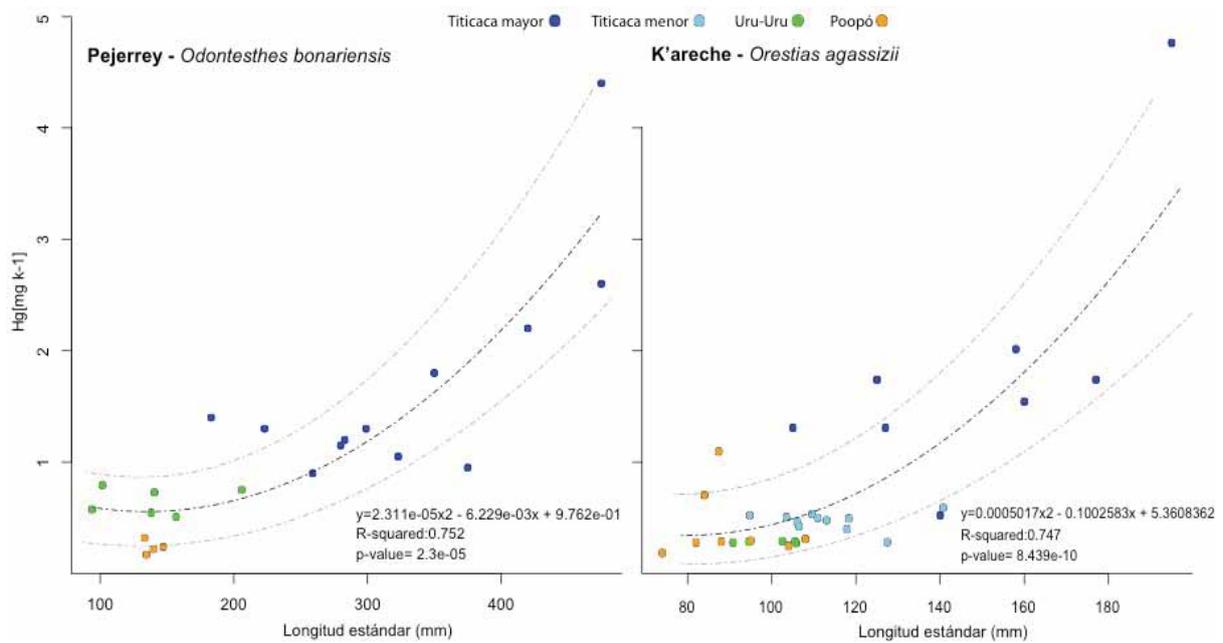


Figura C3-3: Relación polinomial entre la longitud estándar y la acumulación de Hg en músculos de peces de los lagos del sistema TDP.

C3.4. PROPUESTA DE BIOMONITOREO DE LA CONTAMINACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SISTEMA TDP

Al finalizar la década de los 90's, el gobierno boliviano estableció leyes y regulaciones ambientales con el fin de limitar impactos producidos por la intensa actividad minera y promover el manejo de diques de colas (represas) así como el tratamiento de las aguas residuales u otras medidas de mitigación ambiental (Bocángel 2007). Sin embargo, aún no existen mecanismos eficientes de control o vigilancia ambiental frente al impacto de la minería.

Tradicionalmente los peces que ocupan las posiciones tróficas más elevadas, han sido empleados como indicadores de exposición de contaminantes en la salud pública humana (Harris *et al.* 2007). Estudios sobre acumulación de metales pasados en plantas acuáticas en el sistema TDS, muestran que la información es ampliamente heterogénea y variable (Anexo A). Por otro lado los invertebrados acuáticos mostraron mejores resultados como biomonitores de carga de contaminantes en un ecosistema (Molina *et al.* 2011), porque estos no experimentan fuertes migraciones, poseen ciclos de vida corto y dan una medida puntual de lo que está ocurriendo en el

ecosistema. Sin embargo, todos los métodos propuestos de biomonitores con individuos, llegan a sacrificar el organismos para hacerlos analizables. En este sentido, en base a los primeros resultados del proyecto COMIBOL (2012), desde el año 2009 se han estado realizando colectas de diferentes tejidos del ave acuática Choca (*Fulica ardesiaca*), en las lagunas del sistema TDP. A pesar que no existen censos sobre la estimación de la dinámica poblacional de esta especie, es una ave ubicua que no posee ninguna restricción por la UICN (2010), ni en libro rojo de la fauna silvestre de Bolivia (MMAyA 2009). Estos resultados muestran que la cantidad de Hg disponible en la sangre muestran estrecha relación con la cantidad de Hg disponible en músculos y secundariamente en el hígado. Mediante la dinámica de incorporación de alimentos, esta ave ingiere el contaminante, lo almacenarse en el hígado, desde donde buena proporción de este Hg pasa al torrente sanguíneo para que en el tejido muscular lo acumule. La acumulación en tejidos de plumas es tardía y paulatina porque llegan a presentar los valores más altos (Figura C3-4).

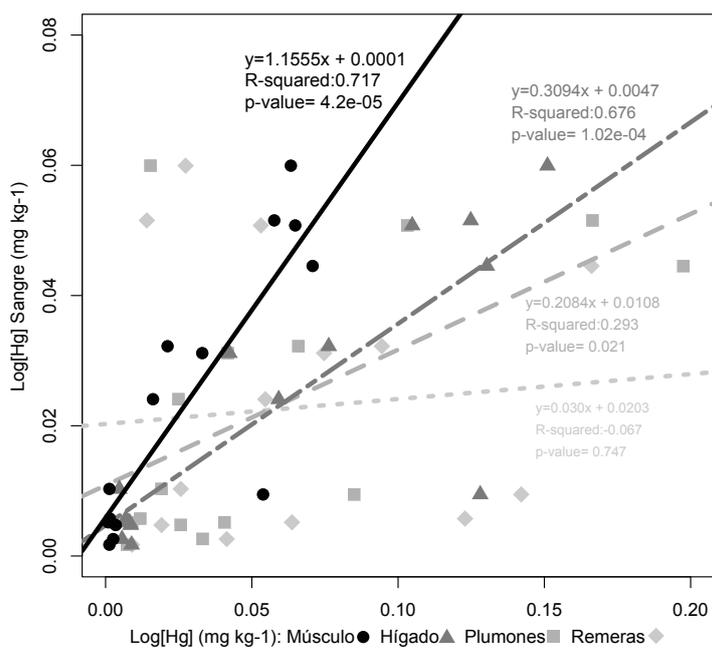


Figura C3-4: Relaciones lineales entre la concentración de Hg en la sangre con respecto a tejidos de músculos, hígado, plumas del pecho (plumones) y plumas de las alas (remeras).

Por otro lado, la sangre de esta ave presenta concentraciones de Hg equivalentes a las halladas en músculos de peces. En este sentido proponemos realizar un biomonitoreo temporal (entre época seca y húmeda) y espacial (lagunas del sistema TDP), de las concentración de metales pesados en sangre de especímenes adultos de la Choca, porque dan una buena respuesta a la carga de contaminantes en los ecosistemas acuáticos.

C3.5. COMENTARIOS FINALES

Los diferentes niveles o patrones de acumulación de metales pesados observados en organismos acuáticos de las lagunas del sistema TDP, están influidos por la variación temporal del nivel de agua (periodos de extensión o contracción de los lagos) y la intensa actividad minera de la región. Por otro lado, como se observó durante las primeras investigaciones, la transferencia metálica esta determinada por los taxones presentes, por sus características biológicas y las cadenas tróficas. En particular, la longitud de la cadenas tróficas influye en los patrones de bioamplificación de Hg, que alcanza valores elevados en los niveles tróficos superiores; pero también influye la interrupción de las mismas en donde los contaminantes que muestran elevados niveles en bajas posiciones tróficas pero tienden a biodiluirse (como el As y Zn).

Por otro lado en base a la revisión de los diferentes trabajos para la elaboración del presente capítulo, se observó la carencia de información al nivel de fuentes de información primaria (artículos científicos), y en este sentido todos los trabajos revisados no especifican métodos sobre la trazabilidad de referencia para la validación de los niveles de metales pesados reportados (Tabla C3-2). Es por esto que, en futuros trabajos, se recomienda no olvidar incluir este factor y, en lo posible, difundidos en fuentes primarias de información científica.

C3.6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Apaza R., Franken M., Osorio F., Pinto J. & Marín R. 1996. Estudio de la contaminación del lago Poopó con relación a metales pesados en la cadena trófica, incluido el hombre. Estudio de la contaminación del lago Poopó con relación a metales pesados en la cadena trófica, incluido el hombre. La Paz, Bolivia. 144 p.
- Arce-Burgoa O. R. 2007. Guía de los yacimientos metalíferos de Bolivia. La Paz, SPC Impresores S.A. 56 p.
- Beveridge M. C. M., Stafford E. & Coutts R. 1985. Metal concentrations in the commercially exploited fishes of an endorheic saline lake in the tin-silver province of Bolivia. *Aquaculture Research* 16: 41-53.
- Bocángel D. 2007. La gestión ambiental minera en Bolivia. *Revista Redesma* 1:76-99.
- COMIBOL. 2012. Fractionnement isotopique, transfert et transformation de deux contaminants miniers modeles (Zn,Sn) aux interfaces sediment-eau-systeme trophique d'un ecosysteme lagunaire de l'Altiplano bolivien. Rapport final.
- European Commission 2006 Commission Regulation (EC) No. 1881/2006 of 19 December 2006, setting maximum levels contaminants. *Toxicology* 230, 219, 2007. For certain contaminants in foodstuffs. *Off J Eur Comm. L* 364/5.
- Gammons C. H., Slotton D. G., Garbrandt B., Weinght W., Young C. A., McNeamy R. L., Cámac E., Calderón R. & Tapia, H. 2006. Mercury concentrations of fish, river water and sediment in the Río Ramis-Lakes Titicaca watershed, *Peu. Science of the Total Environment* 368: 637-648.
- Harris R., Krabbenhoft D. P., Mason R., Murray M. W., Reash R., Saltman T. Eds. 2007. Monitoring and evaluating trends in methylmercury accumulation in aquatic biota. *Ecosystem responses to mercury contamination*. Florida, SETAC. 2 p.

C-3 Contaminación por metales pesados en la cadena trófica de los Lagos Titicaca, Uru-Uru y Poopó

- IUCN. 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. (<http://www.iucnredlist.org>).
- Meili M. 1997. Mercury in lakes and rivers. Mercury and its effects on environmental and biology. Sygel A. & Sigel H. Eds. New York, Taylor & Francis Group. Vol. 34: 22-48 p.
- MMAyA 2009. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia, Ministerio de Medio Ambiente y Agua. 310 p.
- Molina C. I., Gibon F. M., Duprey J.-L., Dominguez E., Guimarães J.-R. D., Roulet M. 2010a. Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. *The Science of the Total Environment* 408(16): 3382-3391.
- Molina C. I. Gibon F. M., Ibañez C., Pinto J. & Duprey J. L. 2010b. Transferencia de contaminantes polimetálicos en la estructura trófica acuática de los lagos Uru-Uru y Poopó, Oruro – Bolivia. Coloquio Internacional, Contaminación por metales: Impacto sobre el ambiente, la salud y la sociedad, Oruro, Bolivia.
- Molina C. I., Gibon F.M., Ibañez C., Pinto J., Duprey J. L. & Point D. 2011. Mercury trophic transfer in high altitude lakes of the bolivian Altiplano. 10th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Halifax, Nova Scotia, Canada. 213 p.
- Molina C. I., Ibañez C. & Gibon F. M. 2012. Proceso de biomagnificación de metales pesados en un lago hiperhalino (Poopó, Oruro, Bolivia): Posible riesgo en la salud de consumidores. *Ecología en Bolivia* 47(2): 99-118.
- Monperrus M., Amouroux D., Sharef A., Alanoca L. & Point D. 2011. Biogeochemistry of mercury species in high altitude lake, Uru-Uru lake, bolivian Altiplano. 10th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Halifax, Nova Scotia, Canada. 214 p.
- Pourang N., Dennis J.H. & Ghourchian, H. 2004. Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimp species with the emphasis on the roles of metallothionein. *Ecotoxicology* 13: 519–533.
- PPO 1996. Proyecto Piloto de Oruro. Proyecto Piloto de Oruro. La Paz, Bolivia. 356 p.
- Sweet L. I. & Zelikoff J. T. 2001. Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 4(B): 161-205.
- ToxBol 2010. Origine des pollutions polymétalliques et impact sur l'environnement, la santé et la société. Rapport final.
- TYPSA-PROINTEC 2004. Diagnóstico del nivel de contaminación - recurso hídrico del lago Titicaca, Bolivia. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación, Viceministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Clasificación de Tierras y Cuencas. La Paz, Bolivia. p 28-29.

M. Pouilly, X. Lazzaro,
D. Point & M. Aguirre

Línea base de conocimientos sobre los recursos hidrológicos e hidrobiológicos
en el sistema TDPS con enfoque en la cuenca del Lago Titicaca

Línea base de conocimientos sobre los recursos hidrológicos e hidrobiológicos en el sistema TDPS con enfoque en la cuenca del Lago Titicaca

Convenio UICN-IRD N°303117/00

Coordinación
Marc **POUILLY**
Xavier **LAZZARO**
David **POINT**
Mario **AGUIRRE**



**Línea base de conocimientos sobre los recursos hidrológicos
e hidrobiológicos en el sistema TDPS
con enfoque en la cuenca del Lago Titicaca**

La designación de entidades geográficas y la presentación del material en esta publicación no implican la expresión de ninguna opinión por parte de la UICN respecto a la condición jurídica de ningún país, territorio o área, o de sus autoridades, o referente a la delimitación de sus fronteras y límites.

Los puntos de vista que se expresan en esta publicación no reflejan necesariamente los de la UICN.

Publicado por: UICN, Quito, Ecuador e IRD Institut de Recherche pour le Développement.



Con el auspicio de:



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Agencia Suiza para el Desarrollo
y la Cooperación COSUDE

Con la colaboración de:



UMSA – Universidad
Mayor de San Andrés,
La Paz, Bolivia



UMSS – Universidad
Mayor de San Simón,
Cochabamba, Bolivia

Derechos reservados: © 2014 Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales.

Se autoriza la reproducción de esta publicación con fines educativos y otros fines no comerciales sin permiso escrito previo de parte de quien detenta los derechos de autor con tal de que se mencione la fuente.

Se prohíbe reproducir esta publicación para venderla o para otros fines comerciales sin permiso escrito previo de quien detenta los derechos de autor.

Cita de obra completa: M. Pouilly; X. Lazzaro; D. Point; M. Aguirre (2014). Línea base de conocimientos sobre los recursos hidrológicos en el sistema TDPS con enfoque en la cuenca del Lago Titicaca. IRD - UICN, Quito, Ecuador. 320 pp.

Revisión: Philippe Vauchel¹, Bernard Francou¹, Jorge Molina², François Marie Gibon¹; ¹ IRD, ² UMSA

Disponible en: <http://www.uicn.org/sur>

EDITORES: UICN – Mario Aguirre ; IRD – Marc Pouilly, Xavier Lazzaro & David Point

IMPRESIÓN: Talleres Gráficos PÉREZ Tel. +(591-2) 225 5911 graficaleoperez@gmail.com

DEPÓSITO LEGAL nº 4-1-196-14PO, La Paz, Bolivia

ISBN nº 978-99974-41-84-3

IMPRESO EN BOLIVIA