Serie Conservación de la Naturaleza

Nº **20**

Fundación Miguel Lillo

— 2015 —

Serie Conservación de la Naturaleza
Esta serie comprende trabajos relacionados con el problema de la conservación de la flora, fauna y recursos naturales autóctonos, incluyendo lo relativo al grado de explotación y/o destrucción alcanzado y a los medios de protección proyectados o en aplicación.

ISSN 0325–9625

© **2015**, **Fundación Miguel Lillo**. Todos los derechos reservados.

Fundación Miguel Lillo
Miguel Lillo 251, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina
Telefax +54 381 433 0868
www.lillo.org.ar

Editor de *Acta zoológica lilloana*: Monique Halloy (actazoolill@yahoo.com.ar)
Editor gráfico: Gustavo Sánchez.
Imagen de tapa: Toma de agua del dique Celestino Gelsi (fotografía: Cristina Butí)

Comité editorial:
Marta Buhler (Facultad de Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional de Tucumán).
Guillermo Claps (Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán).
Ada Echevarria (Fundación Miguel Lillo, Tucumán).
Monique Halloy (Fundación Miguel Lillo, Tucumán).
Adriana Michel (Fundación Miguel Lillo, Tucumán).
Eduardo Virla (Fundación Miguel Lillo, Tucumán, y CONICET).

Editores asociados:
Mariano Merino (Universidad Nacional de La Plata; Mamíferos, Sistemática).
Mario Chatellenaz (Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes; Aves, Sistemática, Conservación).
José Antonio González Oreja (Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, España; Aves, Ecología Urbana, Biología de la Conservación).
María de los Ángeles Hernández (Universidad Nacional de la Patagonia, Chubut; Aves Migratorias).
Patricia Marconi (Presidente Fundación YUCHAN para la conservación y uso sustentable de Yungas, Andes y Chaco de Sudamérica, Salta; Conservación, Humedales, Flamencos).
Margarita Chiaraviglio (Universidad Nacional de Córdoba; Reptiles, Ecología, Comportamiento).
Martha Crump (Utah State University, Logan, EE.UU.; Anfibios, Ecología, Conservación).
Mercedes Azpelicueta (Universidad Nacional de La Plata; Peces, Sistemática).
Massimo Olmi (Universidad de Tuscia, Viterbo, Italia; Entomología Agrícola, Hymenoptera, Control de Plagas).
Serguei Triapitsyn (University of California, Riverside, EE.UU.; Hymenoptera, Control Biológico).
Néstor Ciocco (Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, Mendoza; Moluscos, Ecología).
Juan Timi (Universidad Nacional de Mar del Plata; Parásitos de Peces, Nemátodos, Helmintos).
Carminda da Cruz Landim (Universidad Estatal Paulista, Sao Paulo, Brasil; Histología de Insectos).
Juan Morrone (Universidad Nacional Autónoma, México; Biogeografía, Sistemática, Evolución, Conservación).

Publicación indexada en las siguientes bases de datos: *Biological Abstracts, Zoological Record, Periodica, Biosis Previews, Cambridge Scientific Abstracts*.

Canjes:
Centro de Información Geo-Biológico del Noroeste Argentino,
Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 251, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina.
Correo electrónico: maprieto@lillo.org.ar

Ref. bibliográfica: Butí, C.; Cancino, F.; Ferullo, S.; Gamundi, C.. 2015. "Diversidad y evaluación toxicológica de peces como indicadores de contaminación por mercurio, plomo, cadmio, cobre y arsénico, provincia de Tucumán, República Argentina". *Serie Conservación de la Naturaleza* 20. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Propiedad intelectual Nº 315450.
Prohibida su reproducción total o parcial.
Impreso en la Argentina.
Printed in Argentina.

Diversidad y evaluación toxicológica de peces como indicadores de contaminación por mercurio, plomo, cadmio, cobre y arsénico, provincia de Tucumán, República Argentina

C. Butí[1,2]; F. Cancino[1]; S. Ferullo[3]; C. Gamundi[3]

[1] Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
crisbuti@gmail.com, dfcancino@lillo.org.ar

[2] CONICET (Consejo Nacional de Ciencias y Técnicas), Buenos Aires, Argentina.

[3] Dirección de Minería, UGAP (Unidad de Gestión Ambiental), Tucumán, Argentina.
saraferullo@gmail.com, carlosegamundi@yahoo.com.ar

➤ **Resumen** — El deterioro de la calidad de agua en ambientes naturales es inherente a cualquier actividad humana. La actividad minera impacta en los cuerpos de agua, ocasionando la acumulación de metales pesados en la biota acuática. La detección de éstos, en peces comestibles, es un tema prioritario ya que se bioacumulan y magnifican, comprometiendo la salud del hombre, la de otros organismos que los ingieren y del ambiente. Hasta el presente trabajo, no se había realizado este tipo de estudio en peces de Tucumán. El objetivo del trabajo fue evaluar: la acumulación de metales pesados y la biodiversidad de peces en relación con la contaminación. Se realizaron nueve viajes de colecta en ríos y embalses (de octubre a noviembre de 2000), se registraron 27 especies, encontrando en ambientes más poluídos: menor riqueza de especies, diversidad y equidad y que están habitados por una especie dominante generalista. Se evaluaron 5 metales pesados bioacumulados: mercurio, cadmio, plomo, cobre y arsénico, de los cuales los tres primeros superaron los niveles guía del Código Alimentario Argentino y la Organización Mundial de la Salud, en especies que se usan para consumo humano. Se debe evaluar regularmente tejidos de peces y tomar medidas restrictivas, no de pesca deportiva pero si de consumo de las especies afectadas.

Palabras clave: Biodiversidad de peces, metales pesados, contaminación minera, Tucumán.

➤ **Abstract** — "Diversity and toxicological evaluation of fish as contamination indicators for mercury, lead, cadmium, copper and arsenic in Tucumán province, Argentina". The deterioration of water quality in natural environments is inherent to any human activity. Mining activities impact on water bodies, causing the accumulation of heavy metals in aquatic biota. Its detection in edible fish is a priority, since it bioaccumulates and magnifies, compromising human health, that of other organisms that ingest them and the environment. Until now, this type of study had not been conducted in fishes in the Tucumán province. The objective of this study was to evaluate: the accumulation of heavy metals and the fish biodiversity in relation to pollution. Nine collecting trips were conducted in rivers and dams (from October to November of 2000). Twenty-seven species were recorded, finding in more polluted environments: lower species richness, diversity and equity and the presence of a generalist dominant species. Mercury, cadmium, lead, copper and arsenic were evaluated, of which the first three exceeded guide levels of the Argentine Food Code and the World Health Organization, in species used for human consumption. Fish tissue samples should be regularly examined and restrictive measures should be taken, not on fishing sports, but on the consumption of involved species.

Keywords: Biodiversity of fishes, heavy metals, mining pollution, Tucumán.

Recibido: 10/03/14 – Aceptado: 28/11/14

INTRODUCCIÓN

La actividad humana ha deteriorado la calidad de las aguas de ríos y arroyos de todo el mundo, con el vaciado de desechos, de forma directa en los distintos cuerpos de agua o indirecta, con la escorrentía de agroquímicos o sustancias que precipitan con las lluvias, siendo actualmente imposible encontrar cuerpos de aguas prístinos (Domínguez y Fernández, 1998; Schultz y Martins, 2001). Estos productos se acumulan en las cadenas tróficas acuáticas ocasionando efectos agudos y/o crónicos sobre las poblaciones de peces (Schultz y Martins, *op. cit.*) y afectando también a las poblaciones humanas que utilizan este recurso.

El impacto de la contaminación sobre los peces ha recibido mucha atención, pero la mayoría de los estudios se ha basado principalmente sobre los efectos agudos producidos por los contaminantes. Sin embargo, en los ambientes acuáticos los organismos están sometidos a bajas concentraciones de poluentes por largos periodos de tiempo (Poulin, 1992) y sus efectos no son siempre visibles. «Por su posición clave en la cadena trófica, la cual puede afectar la vida humana; los peces en la actualidad están siendo utilizados como especies con categoría de centinelas en los estudios ambientales» (Argota, 2013 a: 230; Napán *et al.*, 2010).

La contaminación por metales pesados es difícil de detectar a través del monitoreo ambiental, ya que las técnicas específicas de análisis son complejas, costosas y sólo pueden ser manejadas por laboratorios especializados y experimentados. Por otro lado, las concentraciones en el medio acuático suelen ser más bajas que las encontradas en los sedimentos o en las especies de fauna y flora presentes en los cuerpos de agua. Por ello, un nivel bajo de contaminación en la columna de agua no necesariamente indica contaminación baja en los organismos. Los peces ocupan varios niveles de la cadena alimenticia acuática siendo por ello excelentes indicadores de contaminación por metales pesados: pueden bioacumular y biomagnificar altas concentraciones de estos elementos (Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006).

Los metales de mayor importancia ecológica y ecotoxicológica en ambientes acuáticos son: Hg, As, Cr, Pb, Cd, Ni y Zn porque para la mayoría de los organismos la exposición por encima de un valor umbral puede ser letal (Castañé *et al.,* 2003 en Argota, *et al.* 2012). Actualmente, la mayor dificultad en la ecotoxicología acuática de campo, utilizando organismos bioindicadores como los peces, es que distintos patrones (ecológicos, morfológicos, fisiológicos y bioquímicos) están limitados en su comparación por falta de estudios de referencia en condiciones mínimas de contaminación, incluyendo generalmente a las mismas especies (Argota *et al., op. cit.*)

La provincia de Tucumán se caracteriza por presentar numerosos ríos y arroyos que nacen en las zonas montañosas del oeste y que dan origen al río Salí. Esta fisonomía le da a la provincia una capacidad de desarrollo agroindustrial importante, sobre todo en el llano, por lo que sus cuerpos de aguas están afectados por las distintas actividades productivas que se desarrollan en su entorno (Perera, *et al.*, 1985; Nasca, *et al.*, 1996; Domínguez y Fernández, 1998). En un estudio de peces, Butí y Cancino (2005) trataron la biodiversidad de la Cuenca Salí-Dulce (Provincias de Tucumán, Santiago del Estero y Córdoba) en relación a la fuerte presión antrópica de algunos sectores y la pauperización de especies que esto ocasiona. Históricamente en Tucumán se desarrolló primero la actividad agro-industrial a través del cultivo y procesamiento de caña de azúcar e ingenios. Posteriormente se desarrollaron cultivos citrícolas con 2 plantas procesadoras (y efluentes crudos de escaso o nulo tratamiento). A mediados de la década de 1990, comienza el vertido de efluentes mineros provenientes de la Provincia de Catamarca (Minera La Alumbrera), a través de un mineraloducto que desemboca en el centro-este de Tucumán, localidad de Ranchillos. El vertido de su planta procesadora, va al Canal DP2 que desemboca al sur de la Provincia, en el Embalse de Río Hondo. Debido a esta situación se han realizado muchos trabajos

sobre la calidad de agua y sus efectos sobre la biodiversidad de biota acuática de la Cuenca Salí-Dulce, particularmente lo que atañe a la provincia de Tucumán, destacándose los de Gonzales y Domínguez (1994) en bentos y peces; Locascio de Mitrovich *et al.* (1997) en fitoplancton, zooplancton y peces de embalses; Domínguez y Fernández (1998) en calidad de agua y bentos; Mirande *et al.* (1999) en fitoplancton y limnología; Pérez Miranda, *et al.* (2001) en calidad de agua; Seeligmann *et al.* (2001) en fitoplancton; Mirande (2006) en fitoplancton; Isasmendi *et al.* (2007) en limnología de ríos de montaña; Fernández y Bechara (2010) en peces y contaminación orgánica. Todos estos trabajos detectan y analizan contaminación orgánica.

El advenimiento de inversiones mineras extranjeras en Argentina, en función de su importante potencial geológico minero, conllevó a plantear modificaciones estructurales para este sector en vistas de lograr así una necesaria transformación y eficiencia del sistema operado. Ante esta necesidad surgió el Proyecto PASMA (Programa de Apoyo al Sector Minero Argentino) con la participación de las distintas provincias propietarias de los recursos mineros. En el marco de este proyecto, cuyo objetivo fue el fortalecimiento institucional de los organismos mineros (provinciales y nacionales) para lograr una mayor coordinación y desarrollo de la actividad minera cuidando el ambiente, se realizaron «estudios ambientales de base» como el presente trabajo. Estos permitirían un diagnóstico de los impactos ambientales posteriores por comparación, pudiendo determinarse las modificaciones que hubieran de producirse. La Provincia de Tucumán adhirió al PASMA II y desde el año 2000 al 2003, se realizaron diversos estudios ambientales con la participación de profesionales de la Dirección de Minería de Tucumán, pertenecientes a la Unidad de Gestión Ambiental Provincial (UGAP), de la Universidad Nacional de Tucumán (UNT), de la Unidad de Gestión Ambiental Nacional (UGAN) y la Empresa Dames y Moore, contratada por la Nación. Hasta ese entonces no se había analizado la influencia de la actividad minera en el ambiente de la provincia de Tucumán, por lo que la Dirección de Minería involucrada en coordinación con los ictiólogos, determinaron las áreas más sensibles donde se realizarían los estudios para obtener información biológica y geoambiental minera de base (Fig. 1).

Este estudio se realizó con el objetivo de evaluar la bioacumulación de metales pesados en los peces de la provincia de Tucumán. Dicha evaluación se llevó a cabo a través de dos tipos de análisis: evaluación toxicológica de 5 metales pesados y biodiversidad de la taxocenosis de peces, siendo el principal objetivo comparar el estado de ambas variables entre los peces ubicados en áreas de escasa influencia antrópica (al norte de la provincia) con los ubicados en áreas con fuerte impacto antrópico ocasionado por el parque industrial y la actividad minera principalmente el mineraloducto de La Alumbrera, los que se encuentran desde el centro al sur de la provincia y son inseparables por proximidad y/o superposición geográfica (Fig. 2). La información generada en este estudio es la primera contribución en ambos aspectos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En Tucumán, la mayor parte de las nacientes de los ríos se encuentran al oeste de toda la provincia: en los Nevados del Aconquija y Cumbres Calchaquíes, formando varias subcuencas, siendo el colector principal, de noroeste a sureste, el Río Salí (Fig. 1, mapa modificado de Mancilla *et al.*, 2010). Por ello, en el norte se registran comparativamente menores caudales en la misma época. En el sur, se ubica el Embalse Río Hondo, que reúne los caudales de casi toda la cuenca superior y por lo tanto representa la resultante del estado limnológico y de la taxocenosis de peces en la provincia, dado a la morfología que presenta la cuenca Salí-Dulce en este sector (Butí y Cancino, 1999; Butí y Cancino, 2005).

El Río Salí discurre por una llanura sobre la cual se asienta la mayor parte de las industrias de Tucumán desde el centro-norte hacia el sur, afectando principalmente al mencionado río (Fig. 2, mapa modificado de Mancilla *et al.*, 2010). El cultivo dominante en la provincia es la caña de azúcar que, por su actividad discontinua, ocasiona y/o acentúa ciclos alternantes de fuerte polución orgánica en algunos ríos, con ciclos de parcial recuperación de calidad de agua y de biota acuática.

En cuanto a la distribución de la ictiofauna, no se encuentran las mismas especies ni sus equivalentes ecológicos entre la zona de llanura al centro-este y el oeste montañoso por encima de la cota de los 1000 m snm (Butí y Miquelarena, 1995), lo que hizo necesario seleccionar y ubicar estratégicamente 13 estaciones de muestreo para conseguir especies comparables o que pertenecieran al mismo ecotipo. Se tomaron muestras de peces en los sitios prefijados, en el norte y oeste, antes del comienzo de la Planta Industrial o fuera de su influencia: en el Embalse C. Gelsi, en los ríos Salí (Ruta Prov. 305), Calera (Ruta Prov. 321), Pueblo Viejo, Los Reales y Marapa en la presa de nivelación Marapa (estaciones de muestreo 2 a 8), a fin de comparar con los resultados del sur de la provincia: ubicados en 5 zonas del Embalse Río Hondo: Estaciones de muestreo 9 al 13 (Tabla 1 y Fig. 1).

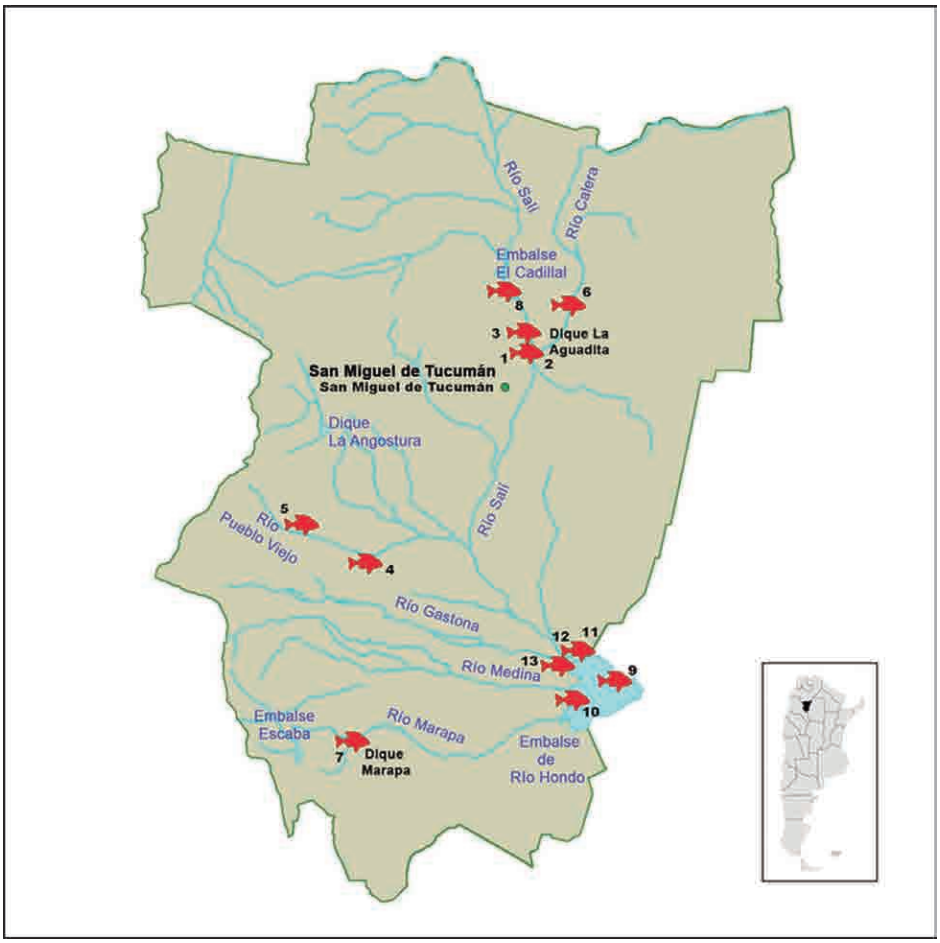

Fig. 1. Mapa hidrográfico y ubicación de estaciones de muestreo en la provincia de Tucumán, Argentina. Modificado del Informe del Proyecto IDE (modificado de Mancilla *et al.*, 2010). Referencias en Tabla 1.

Para el análisis de los datos, al igual que en los muestreos, se dividió la provincia en dos zonas: «norte», con escasa influencia antrópica, antes del ingreso del río al polo industrial y «sur», o zona más impactada después que el río atraviesa el parque industrial y la descarga del mineraloducto.

Muestreo de peces

Se efectuaron 9 viajes de colecta, realizados en el periodo de aguas bajas y de mayor actividad antrópica (de octubre a noviembre de 2000). La merma de caudales y la alteración antrópica de los ambientes muestreados al norte de la provincia dificultó encontrar las mismas especies seleccionadas en el sur para evaluaciones toxicológicas, que son residentes autóctonos habituales en época de lluvias; por lo que se buscó obtener muestras comparables con las tomadas en el sur, incluso en ríos libres de polución en el oeste, por debajo de la cota de los 1000 m snm (Butí y Miquelarena, 1995) (Fig.1 y Tabla 1).

A fin de tener muestreos con la máxima biodiversidad posible en cada sitio, se utilizaron diferentes artes de pesca, activa y pasiva, para reunir la mayor cantidad de datos sobre la riqueza de especies y la diversidad. En los ríos se utilizaron: copos de mano tipo skimming con mosquito net, de distintos ta-

Tabla 1. Localidades muestreadas y/o documentadas.

Localidad	Estaciones de muestreo	Coordenadas geográficas	Altitud (m snm)
Dique La Agüadita	1	26º45'09''S y 65º09'26''W	472
Desemb. R. Calera en Río Salí	2	26º45'22''S y 65º09'29''W	465
Río Salí, Ruta Prov. 305, aguas arriba de citrícola	3	26º43'14''S y 65º09'42''W	492
Río Pueblo Viejo	4	27º09'33''S y 65º42'35''W	710
Toma Río Los Reales	5	27º06'56''S y 65º46'25''W	1.082
Río Calera, Ruta Prov. 321 "El Sunchal"	6	26º37'16"S y 65º03'04"W	664
Río Marapa, Dique Nivelador Marapa	7	27º37'52''S y 65º44'32''W	495
Embalse C. Gelsi (El Cadillal)	8	26º37'35''S y 65º12'39''W	655
Emb. R. Hondo, Bahía de Policía Lacustre	9	27º30'55''S y 64º54'10''W	270
Emb. Río Hondo entre des. ríos Marapa y Medina	10	27º31'19''S y 65º01'57''W	270
Desemb. Canal DP-2 en Embalse R.Hondo	11	27º27'22''S y 65º00'03''W	270
Desemb. R. Salí en Embalse Río Hondo	12	27º29'43''S y 65º02'14''W	270
Desemb. R. Gastona en Emb. Río Hondo	13	27º29'24''S y 65º02'25''W	270

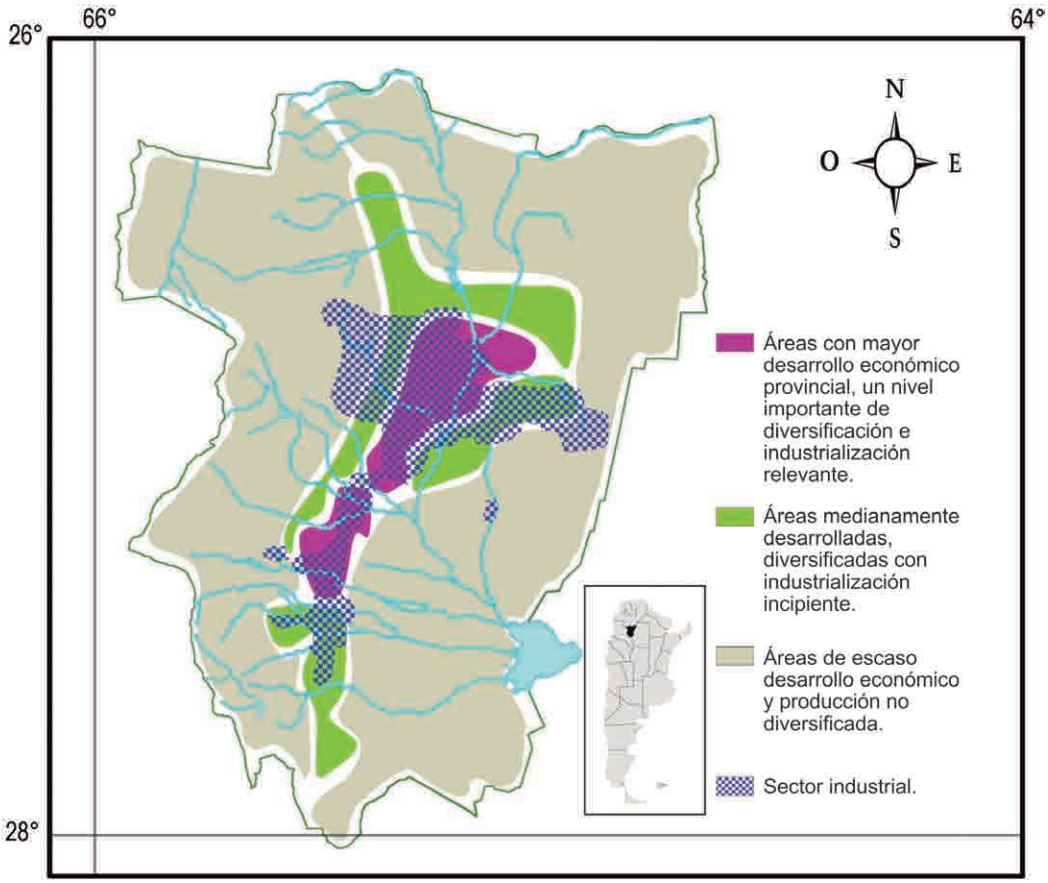

Fig. 2. Mapa de desarrollo económico e industrial de la Provincia de Tucumán, Argentina. Modificado del Informe del Proyecto IDE (modificado de Mancilla *et al.*, 2010).

maños de aro, atarraya de 10 mm de malla, arrastres estándar de diferentes longitudes según el tamaño de los ambientes: 6, 8, 15 y 25 m, con malla para cornalito y copo de red raschel y caña de pescar (muestreando de día, de noche, a varias profundidades y con distintas carnadas). En embalses se usaron redes agalleras de diámetro de malla 30, 40 y 50 mm, arrastre de 25 m y caña de pescar (muestreando de día, de noche, a varias profundidades y con distintas carnadas).

En el Embalse C. Gelsi (El Cadillal) se empleó sólo red de arrastre accionada desde embarcación con arrastre hacia la orilla, ya que la biodiversidad de dicho embalse ya ha sido estudiada (Butí, 1995) y la colocación de una red de enmalle para la toma de muestras implicaba la matanza de ejemplares que no servían estrictamente para el actual análisis.

En cada localidad se procedió a tomar: coordenadas geográficas, altitud, y se documentó el ambiente mediante fotografía digital. Se registró toda observación limnológica que pudiera tener alguna influencia en los peces, sin que se tomaran muestras de macroinvertebrados (se censaron para cada sitio los 4 grandes grupos: Trichoptera, Plecoptera, Megaloptera y Elmidae) ni se midieran variables limnológicas, ya que no era el objetivo de este trabajo. Se categorizó la calidad del agua de cada río en base al Índice Biótico (IBY-4) de Dos Santos *et al.* (2011), salvo en los embalses, porque tienen una biota no comparable a la de los ríos.

El material de peces colectado se fijó en

el campo y se conservó en alcohol al 70%. Se realizó la identificación específica del material en laboratorio, los taxa utilizados son las especies, otras categorías taxonómicas no son mencionadas y en la sistemática seguimos a Reis *et al.* (2003). El material está depositado en la Colección Ictiológica de la Fundación Miguel Lillo: CI-FML 3132 a 3161 (Leviton *et al.*, 1985). Se calcularon riqueza específica, abundancia y biodiversidad usando varios métodos como las curvas de Whittaker o de rango-abundancia (Feinsinger, 2003), la equidad y el índice H' de diversidad de Shannon–Wienner con Bio-Dap (Magurran, 1988). Asimismo se utilizó dicho índice de diversidad como parámetro para la evaluación cuantitativa de la polución (Wilhm y Dorris = WD, Branco, 1984; Miliarium, 2012). Los valores de este índice (d) varían entre 0 y 5 en donde:

< 1 valores de ambientes muy poluídos;
1 – 3 aguas con polución moderada;
> 3 aguas no polutas.

Las especies seleccionadas para el análisis de metales pesados se detallan en la Tabla 2 y se eligieron buscando: 1. Cubrir cuatro grupos tróficos (Goulding, 1980; Knöppel, 1970): detritívoro o ileófago, herbívoro, omnívoro y carnívoro. Se descartaron los insectívoros estrictos dado que su fuente de alimentación está constituida por elementos alóctonos al agua y por lo tanto su evaluación no arrojaría resultados válidos sobre la biota estrictamente acuática. 2. Analizar aquellas especies que se usan para consumo humano, listadas dentro del Código Alimentario Argentino o CAA (2013, Cap. VI, Art 270) de la Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica (ANMAT, 2013), a fin de evaluar el riesgo sanitario potencial que representa la ingesta de peces portadores de metales pesados. 3. Colectar las mismas especies en todos los puntos muestreados, para comparar resultados en forma directa. Sin embargo, debido a las dificultades ya enumeradas para conseguirlas, se procedió a extraer las muestras para evaluación toxicológica de especies que pertenecieran al mismo grupo trófico y cercanas filogenéticamente.

Se puso énfasis en la evaluación toxicológica de los carnívoros, porque son especies comestibles y objeto de pesca deportiva o de subsistencia y porque son los más impactados por la presencia de metales pesados debido al fenómeno de biomagnificación. No se siguió el criterio de elegir especies ideales como biomonitores en el sentido de Argota *et al.* (2013a) porque se utilizó un criterio sanitario para analizar especies que son consumidas por el ser humano en la zona muestreada. «Si bien es cierto que es necesario considerar para evaluar impactos antropogénicos sobre los sistemas acuáticos, la utilización de organismos biomodelos (Salazar-Lugo, 2009), es relevante de igual forma considerar que los organismos desarrollados en ambientes naturales de los ecosistemas, pueden actuar en condiciones controladas de variables, como modelos biológicos experimentales, aun cuando no sean reconocidos por las agencias internacionales reguladoras como biomodelos» (Borbón y González, 2012 en Argota *et al.,* 2013b: 253).

Una vez colectado el material se procedió, a la extracción de los órganos blanco (hígado, riñón y musculatura), según metodología de Lavilla *et al.* (1999), Butí *et al.* (2001b) y Butí *et al.* (2007) (Tabla 2). No se extrajeron branquias para el análisis dado que este órgano diana suele estar afectado por muchos xenobióticos. Se enviaron todas las muestras, acondicionadas con frío, a la Cátedra de Toxicología y Química Legal, Facultad de Farmacia y Bioquímica, UBA (Universidad Nacional de Buenos Aires, Argentina), donde fueron analizadas por la Dra. C. López (Tabla 4).

Se colectaron 30 ejemplares en Tucumán para evaluación toxicológica, de los que se obtuvieron 25 muestras (21 compuestas y 4 simples) (Tabla 2), en las que se realizaron 41 determinaciones de metales pesados. Se analizaron los siguientes metales pesados: mercurio, cobre, plomo, cadmio y arsénico, que están listados como «Desechos Peligrosos» (Ley 24.051, art. 2) si sobrepasan los niveles guía establecidos para el agua. Si las muestras de peces contienen estos dese-

Tabla 2. Especies seleccionadas para el análisis toxicológico.

Especie	Localidad	Nivel trófico	Tejidos seleccionados	Ejemplares
Astyanax abramis	Río Calera	Omnívoro	Muestra compuesta de hígado, riñón y musculatura epaxial.	6 adultos (3 machos y 3 hembras)
Acrobrycon ipanquianus	Río Calera	Carnívoro	Muestra simple de hígado, riñón y musculatura epaxial.	1 ejemplar
Oligosarcus jenynsii	Embalse Celestino Gelsi	Carnívoro	Muestra simple de hígado, riñón y musculatura epaxial.	1 ejemplar (hembra)
Odontesthes bonariensis	Embalse Celestino Gelsi	Omnívoro	Muestra simple de hígado, riñón y musculatura epaxial.	1 ejemplar
Salminus brasiliensis	Embalse Río Hondo	Carnívoro	Muestra compuesta de hígado, riñón y musculatura epaxial.	3 ejemplares (2 adultos y 1 juvenil)
Prochilodus lineatus	Embalse Río Hondo	Detritívoro	Muestra compuesta de hígado, riñón y musculatura epaxial.	2 ejemplares (hembras)
Leporinus obtusidens	Embalse Río Hondo	Herbívoro	Muestra compuesta de hígado, riñón y musculatura epaxial.	4 ejemplares (2 hembras y 2 machos)
Hoplias malabaricus	Embalse Río Hondo	Carnívoro	Muestra compuesta de hígado, riñón y musculatura epaxial.	2 ejemplares (hembras)
Pimelodus albicans	Embalse Río Hondo	Omnívoro	Muestra compuesta de hígado, riñón y musculatura epaxial.	3 ejemplares (2 hembras y 1 macho)
Serrasalmus spilopleura	Embalse Río Hondo	Carnívoro	Muestra simple de musculatura epaxial.	1 ejemplar
Astyanax rutilus	Embalse Río Hondo	Omnívoro	Muestra compuesta de hígado, riñón y musculatura epaxial.	6 ejemplares (3 machos y 3 hembras)

chos peligrosos, se asume que están presentes en el agua.

Las muestras fueron analizadas mediante los métodos:

A) Absorción atómica, previa mineralización de la materia orgánica:

A1) Mercurio: absorción atómica – vapor frío.

A2) Cobre: absorción atómica – atomización en la llama.

A3) Plomo: absorción atómica – atomización electrotérmica.

A4) Cadmio: absorción atómica – atomización electrotérmica.

B) Colorimétrico, previa mineralización de la materia orgánica

Tabla 3. Ictiofauna registrada por localidades (referencias en Tabla 1).

Especies registradas	Localidades													N
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
Acrobrycon ipanquianus		9				3+								12
Astyanax abramis						6		3		3				12
Astyanax asuncionensis			5					13	2					20
Astyanax eigenmanniorum			91											91
Astyanax rutilus			2					2	215	1682+				1901
Bryconamericus eigenmanni			6											6
Bryconamericus iheringii			64			1		15						80
Cheirodon interruptus			1						3					4
Cichlasoma dimerus			1											1
Cyphocharax spilotus									8	1				9
Gambusia sp.									1					1
Hypostomus cf. paranensis		3	1											4
Hypostomus paranensis						1			1					2
Jenynsia multidentata			1											1
Odontostilbe microcephala		1							2					3
Odontesthes bonariensis								7+						7
Otocinclus vitattus									27					27
Oligosarcus jenynsii			2			1		1+	1					5
Pimelodella laticeps			1											1
Rineloricaria catamarcensis		5	4											9
Prochilodus lineatus	*									2+				2
Leporinus obtusidens	*								5+					5
Salminus brasiliensis	*									3+				3
Serrasalmus maculatus										1+				1
Pimelodus albicans	*									3+				3
Hoplias malabaricus	*									2+				2
Rhamdia quelen	*													
N Total														2212
Riqueza	6	4	12	0	0	5	0	6	10	8	0	0	0	27
Índice de diversidad (H')		1,6	1,26			1,31		1,46	0,77	0,07				
E		0,84	0,51			0,82		0,82	0,33	0,03				

+ Ejemplares destinados a análisis toxicológicos.

* Material de pescadores determinado en el campo: Dique La Agüadita.

Fig. 3. Dique La Agüadita sobre el Río Salí, Tucumán, Argentina.

B1) Arsénico

Todos los valores obtenidos se compararon con los valores guías del Código Alimentario Argentino (CAA, 2013, Cap. III y VI) de la Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica (ANMAT, 2013) y de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1999), después de lo cual se interpretaron los resultados de acuerdo a Butí *et al.* (2007).

RESULTADOS

La riqueza total registrada fue de 27 especies, pertenecientes a 5 órdenes: Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Atheriniformes y Cyprinodontiformes. La localidad de mayor riqueza específica fue el Río Salí (Ruta Prov. 305), aguas arriba de una citrícola: 12 especies (Fig. 1, sitio 3).

La lista de especies registrada en cada localidad junto con su abundancia, índices de biodiversidad y equidad calculados, se resumen en la Tabla 3. Las especies más abundantes fueron: *Astyanax rutilus* (1901 ejemplares), *A. eigenmanniorum* (91 ejemplares), *Bryconamericus iheringii* (80 ejemplares), *Otocinclus vitattus* (27 ejemplares) y *A. asuncionensis* (20 ejemplares).

A) Biodiversidad y estado limnológico de cada estación de muestreo

a) Dique La Agüadita (Figs. 1 y 3, sitio 1): no se obtuvieron muestras de peces. Se registró agua transparente, pero con mortandad total de las algas verdes filamentosas fijadas a los cantos rodados del cauce, el color de las mismas era amarillento, de consistencia oleosa y sin olor. Ausencia de larvas de insectos acuáticos y de crustáceos bajo las piedras del cauce. Se registró basura en el río y aledaños, según los lugareños no pueden bañarse ni pescar cuando vierte

Tabla 4. Valores registrados en análisis toxicológicos (expresados en µg/g = ppm).

Protocolo	Muestra	Localidad	Especie	Tejido	As	Hg	Pb	Cu	Cd
160	1	R. Hondo	*Serrasalmus maculatus*	Músculo	<0,28	0,38	–	–	–
161	2	R. Hondo	*Hoplias malabaricus*	Músculo	<0,28	0,64	–	–	–
170	11	R. Hondo	*Hoplias malabaricus*	Hígado	–	–	–	5,29	–
177	18	R. Hondo	*Hoplias malabaricus*	Riñón	–	–	0,08	–	–
172	13	R. Hondo	*Leporinus obtusidens*	Hígado	–	–	–	3,38	–
162	3	R. Hondo	*Leporinus obtusidens*	Músculo	<0,28	0,40	–	–	–
174	15	R. Hondo	*Leporinus obtusidens*	Riñón	–	–	0,13	–	–
173	14	R. Hondo	*Salminus brasiliensis*	Hígado	–	–	–	8,83	–
176	17	R. Hondo	*Salminus brasiliensis*	Riñón	–	–	0,07	–	–
163	4	R. Hondo	*Salminus brasiliensis*	Músculo	<0,28	0,77	–	–	–
164	5	R. Hondo	*Pimelodus albicans*	Músculo	<0,28	0,20	–	–	–
169	10	R. Hondo	*Pimelodus albicans*	Hígado	–	–	–	4,54	–
178	19	R. Hondo	*Pimelodus albicans*	Riñón	–	–	0,29	–	–
175	16	R. Hondo	*Prochilodus lineatus*	Riñón	–	–	0,08	–	–
171	12	R. Hondo	*Prochilodus lineatus*	Hígado	–	–	–	2,35	–
165	6	R. Hondo	*Prochilodus lineatus*	Músculo	<0,28	0,11	–	–	–
166	7	R. Hondo	*Astyanax rutilus*	Músculo	<0,28	0,27	–	–	–
167	8	R. Hondo	*Astyanax rutilus*	Riñón	–	–	0,58	–	–
168	9	R. Hondo	*Astyanax rutilus*	Hígado	–	–	–	1,31	0,05
180	21	R. Calera	*Acrobrycon ipanquianus*	Músculo	<0,28	0,01	–	–	–
183	24	R. Calera	*Astyanax abramis*	Músculo	<0,28	0,003	–	–	–
184	25	R. Calera	*Astyanax abramis*	Hígado	–	–	–	0,87	0,05
185	26	R. Calera	*Astyanax abramis*	Riñón	–	–	0,08	–	–
190	31	El Cadillal	*Odontesthes bonariensis*	Hígado	–	–	0,08	1,12	–
191	32	El Cadillal	*Oligosarcus jenynsii*	Músculo	<0,28	0,24	–	–	–
192	33	El Cadillal	*Oligosarcus jenynsii*	Hígado	–	–	0,17	4,24	0,33

(–) Valores debajo del nivel de detección o No detectado.
Valores en rojo: superan los máximos permitidos por el Código Alimentario Argentino.
Valores en morado: superan los máximos permitidos por la OMS.

su efluente la citrícola que se encuentra ubicada aguas arriba. Se pudo observar y determinar específicamente material colectado por pescadores de la zona que concurren a pozos cercanos pero ubicados varios km aguas abajo, como: *Salminus brasiliensis, Hoplias malabaricus, Pimelodus albicans, Rhamdia quelen, Leporinus obtusidens* y *Prochilodus lineatus*. Estos datos no se tuvieron en cuenta para el análisis de diversidad por la falta de certeza sobre el sitio de colecta de pescadores y en particular por la falta de información sobre si había conexión existente en ese momento, entre los pozos y el río.

IBY-4 = 0 (Índice Biótico de Dos Santos *et al.,* 2011), por ausencia total de biota acuática macroscópica: «río contaminado»

b) Río Salí, Ruta Prov. 305, aguas arriba de citrícola (Figs. 1 y 4, sitio 3): el agua presentó buena calidad a simple vista, sin olor ni espumas, con algas verdes vivas fijadas al cauce, en buen estado sanitario, presencia de larvas de insectos y adultos de crustáceos como *Aegla* y *Trichodactylus*. Este sector de río ofrece múltiples microhábitats, ya que cuenta con correderas de corriente rápida (aunque no hay formación de rápidos), bahías de baja velocidad de corriente y algunas orillas vegetadas con macrófitas terrestres (ausencia de plantas acuáticas superiores). En la llanura de inundación del río hay lagunas que ofrecen sitios reparados, ideales para reproducción de algunas especies y varios brazos con escaso caudal de agua con flujo laminar.

Se registraron peces (Tabla 3), la riqueza de especies fue de 12 (siendo la más alta de todos los muestreos realizados para este trabajo) y la equidad calculada en 0,51. Según la curva de Whittaker (Fig. 18, sitio 3) las especies más abundantes fueron *Astyanax eigenmanniorum* (D) y *Bryconamericus iheringi* (G), ambas indicadoras de integridad

Fig. 4. Río Salí, RP 305, aguas arriba de la citrícola, Tucumán, Argentina.

Fig. 5. Desembocadura del Río Calera en el Río Salí, Tucumán, Argentina.

ambiental (Butí y Cancino, 2005), mientras que las menos abundantes fueron 5: *Pimelodella laticeps* (T), *Jenynsia multidentata* (Ñ), *Hypostomus cf. paranensis* (M), *Cichlasoma dimerus* (I) *y Cheirodon interruptus* (H). El índice de diversidad de Shannon – Wienner es 1,26 y ese valor según WD corresponde a aguas con polución moderada.

IBY-4 = 3: «río sin perturbación o contaminación».

c) Desembocadura del Río Calera en el Río Salí (Figs. 1 y 5, sitio 2): en el río se observaron: ausencia de algas, agua sin olor, color marrón claro (por una precipitación pluvial reciente), buen estado del sedimento bajo las piedras, donde se encontraron larvas de Simúlidos y Ceratopogónidos (Diptera - Insecta). Se registraron peces (Tabla 3), siendo la riqueza de especies 4 y la equidad 0,84 (siendo la más alta de todos los muestreos realizados para este trabajo). Según la curva de Whittaker (Fig. 18, sitio 2) la especie más abundante fue *Acrobrycon ipanquianus* (A) y la menos abundante: *Odontostilbe microcephala* (Q). El índice de diversidad es 1,6 y ese valor según WD corresponde a aguas con polución moderada.

IBY-4 = 3: «río sin perturbación o contaminación».

d) Río Calera Ruta Prov. 321 (El Sunchal) (Figs. 1 y 6, sitio 6): se observó agua transparente con algas verdes vivas y presencia de larvas de algunos insectos acuáticos. Se capturaron peces (Tabla 3), la riqueza de especies fue 5 y la equidad 0,82. Según la curva de Whittaker (Fig. 18, sitio 6), la especie más abundante fue *Astyanax abramis* (B) y las menos abundantes fueron: *Bryconamericus iheringi* (G), *Hypostomus paranensis* (N) *y Oligosarcus jenynsii* (R). El índice de diversidad es 1,31 y ese valor según WD corresponde a aguas con polución moderada.

IBY-4 = 3: «río sin perturbación o contaminación».

e) Embalse C. Gelsi (El Cadillal) (Figs. 1 y 7a, sitio 8): calidad de agua buena macroscópicamente, inodora, sin espumas y de baja transparencia, lo que constituye un fenómeno natural en dicho embalse (Tracanna *et al.*, 1991 y Locascio de Mitrovich *et al.*, 1997). Es la localidad ubicada más al norte de las muestreadas para este estudio y sus aguas recibían escasa influencia antrópica cuando se realizaron los muestreos (Fig. 7a). En este embalse se encuentra la «toma de agua» (Fig. 7b) para potabilización que provee a la capital de la provincia: San Miguel de Tucumán. Se registraron peces (Tabla 3), siendo la riqueza de especies de 6 y la equidad 0,82. Según la curva de Whittaker (Fig. 18, sitio 8) las especies más abundantes fueron *Bryconamericus iheringi* (G) y *Astyanax asuncionensis* (C) y la menos fue *Oligosarcus jenynsii* (R). El índice de diversidad es 1,46 y ese valor según WD corresponde a aguas con polución moderada.

El IBY-4 sólo se aplica en aguas corrientes, por ello no fue estimado para los embalses.

f) Río Pueblo Viejo, Ruta Prov. 324 (Figs. 1 y 8, sitio 4): no se capturaron ni avistaron especies de peces autóctonos, aunque se avistaron truchas (*Onchorynchus mykiss*), que es una especie exótica introducida. El río presenta calidad de agua óptima en cuanto a transparencia y biota asociada, por ende es esperable un nivel de oxígeno muy alto, sobre todo tratándose de un río de montaña, ubicado al oeste de la provincia. Se registraron larvas de insectos: Megaloptera, Trichoptera, Plecoptera y Elmidae.

IBY-4 = 4: «río no contaminado».

g) Toma Río Los Reales, Río Pueblo Viejo (Figs. 1 y 9, sitio 5): no se capturaron peces; su descripción es similar a la estación de muestreo anterior, tratándose del mismo río a mayor altitud, ubicado sobre la cota de los 1.000 m snm.

IBY-4 = 4: «río no contaminado».

Fig. 6. Río Calera, RP 321, El Sunchal, Tucumán, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

h) Río Marapa, Dique Marapa (Figs. 1 y 10, sitio 7): no se capturaron peces, aunque se registró la presencia de los mismos, en sectores inaccesibles para la captura con redes, en la olla, inmediatamente debajo de la caída de agua. Presenta buena calidad de agua, siendo transparente, inodora y sin espumas.

Presencia de biota acuática normal en cuanto a existencia de algas y larvas de insectos, no se observaron crustáceos.

IBY-4 = 4: «río no contaminado»

i) Embalse Río Hondo (Fig. 1): durante el muestreo este cuerpo de agua sufrió una merma acentuada de nivel, ya que octubre constituye el mes más seco del año (sequía estacional que ocurre regularmente todos los

Fig. 7. Embalse C. Gelsi (El Cadillal), Tucumán, Argentina. A) sitio de muestreo. B) toma de agua de San Miguel de Tucumán.

Fig. 8. Río Pueblo Viejo, RP 324, Tucumán, Argentina.

años), con aporte de caudales mínimos en todos sus tributarios. De las 5 estaciones de muestreo, sólo se registraron peces en dos de ellas.

– Desembocaduras del Canal DP2, Río Salí y Río Gastona (Figs.1, 11, 12 y 13 y sitios 11, 12 y 13): las tres bahías del norte del embalse presentan «aguas negras», denomi-

Fig. 9. Río Pueblo Viejo, Toma de los Reales, Tucumán, Argentina.

nación dada por lugareños y guías de pesca (por su color, olor y aspecto oleoso) y que en estudios realizados entre 1992 y 1993 (Butí y Cancino, 1999) fueron coincidentes con la época de máxima actividad antrópica y niveles de oxígeno disuelto «nulos» (= 0) o anoxia. Esta situación produce mortandad de la biota acuática, como se observa en Fig. 14, donde se ven peces adultos muertos flotando en estos sectores.

– Desembocaduras de los ríos Medina y Marapa (Fig. 1 y 15, sitio 10): en todo el sur del embalse se encontraban sectores libres de «aguas negras». En la zona ubicada entre las desembocaduras de los ríos Medina y Marapa, se muestrearon peces adultos (Tabla 3), expuestos en años anteriores a las condiciones limnológicas y de calidad de agua imperantes en este embalse. La riqueza específica fue 8 y la equidad 0,03. Según la curva de Whittaker (Fig. 18, sitio 10), la especie más abundante o dominante (por el número de ejemplares colectados) es *Astyanax rutilus* (especie E, una especie generalista) y las menos abundantes son *Cyphocharax spilotus* (J) y *Serrasalmus maculatus* (Z). Constituye el sitio menos diverso y de menor equidad de todos los muestreados en la provincia. El índice de diversidad es 0,07 (Tabla 3) y ese valor según WD corresponde a ambientes «muy poluídos».

– Bahía de la Policía Lacustre (Figs. 16, sitio 9): se presentó libre de aguas negras. Se muestrearon peces adultos (Tabla 3), la riqueza especifica fue 10 y la equidad 0,33. Según la curva de Whittaker (Fig. 18, sitio 9) la especie más abundante es la especie generalista *Astyanax rutilus* (E) y las menos abundantes fueron *Gambusia* sp. (K), *Hypostomus paranensis* (N) y *Oligosarcus jenynsii* (R). El índice de diversidad es 0,77 y ese valor según WD corresponde a ambientes «muy poluídos». Es el sitio más distante a la desembocadura de los ríos más contaminados,

Fig. 10. Río Marapa en Dique Marapa, Tucumán, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

Fig. 11. Canal DP2 en Embalse Río Hondo, Tucumán, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

Fig. 12. Río Salí en Embalse Río Hondo, Tucumán, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

por ello presentó una mayor riqueza de especies dentro del embalse. Sin embargo, se registró allí una mortandad de peces ocurrida unos días antes de la colecta (Fig. 17).

B) Evaluación toxicológica

Los resultados se indican en la Tabla 4. El arsénico (As) y el cobre (Cu) no superaron los valores guía en ninguna muestra. Los valores obtenidos para plomo (Pb), el mercurio (Hg) y cobre (Cu) invariablemente se muestran elevados en el sur de Tucumán y bajos en el norte (Fig. 19 a 21) y sus promedios mantienen dicha relación (Fig. 22). El Plomo se registra alto en riñón de *Astyanax rutilus* o mojarra (con 0,58 ppm) y *Pimelodus albicans* o bagre (con 0,29 ppm), superando el valor guía = 0,2 μg/g. del Plan Creha (Senasa, 2005). El mercurio se encontró, en el Embalse Río Hondo, por encima del valor guía permitido (0,5 ppm) por el CAA (2013) y la OMS (1999), registrándose en el músculo de 2 carnívoros comestibles *Salminus brasiliensis* o dorado (con 0,77 ppm) y *Hoplias malabaricus* o tararira (con 0,64 ppm), mientras que no superó dichos valores

Fig. 13. Río Gastona en Embalse Río Hondo, Tucumán, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

Fig. 14. Mortandad de peces en «aguas negras»: *Leporinus obtusidens* (boga) entre las desembocaduras de los ríos Salí y Gastona, en Embalse Río Hondo, Tucumán, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

guía en la especie carnívora del norte *Oligosarcus jenynsii* o dentudo (con 0,24 ppm). El cadmio se analizó en tres especies: *Astyanax abramis, A. rutilus* y *Oligosarcus jenynsii* a fin de registrar bioacumulación y de evaluar el potencial futuro de las poblaciones que son usadas por varios carnívoros como forraje. En los tres análisis se registró acumulación de Cd en hígado pero sólo superó el nivel guía de 0,05 ppm (CAA *op. cit.*) el carnívoro *Oligosarcus jenynsii* (Tabla 4) con 0,33 ppm. El promedio de este metal fue más elevado en la zona norte (Fig. 22).

DISCUSIÓN

En el sector norte de la provincia de Tucumán, las condiciones limnológicas no son óptimas pero son muy buenas comparadas con las del sector sur (Butí y Cancino, 2005), hecho evidenciado por una mayor riqueza de especies, diversidad y equidad, así como valores elevados del índice biótico (IBY-4) (Dos Santos *et al.*, 2011). La estación de muestreo 3 ubicada aguas arriba del comien-

Fig. 15. Sitio de muestreo entre las desembocaduras de los ríos Medina y Marapa en Embalse Río Hondo, Tucumán, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

zo del parque industrial registra la mayor riqueza de especies (= 12). Las buenas condiciones ambientales, también se observan en los ríos del noroeste, donde se registraron otros serios problemas por la introducción de especies exóticas. Uno de los ríos afectados por la situación de buena calidad de agua pero ausencia de peces, es el Pueblo Viejo en donde no se colectaron especies autóctonas ya que en dicho río, la Dirección de Flora, Fauna Silvestre y Suelos perteneciente al Ministerio de Desarrollo Productivo de la Provincia de Tucumán, «siembra regularmente» todos los años, miles de alevinos de trucha (*Onchorhynchus mykiss*). Es conocida la influencia negativa que tiene la introducción de algunas especies exóticas como la trucha, en distintos ambientes originando: pérdida de biodiversidad de la biota acuática (Fernández y Fernández, 1998), perdida de la calidad del agua (Molineri, 2008) y tiene implicancias sanitarias por la transmisión de algunas enfermedades en especies autóctonas (Jonsson, 2011). Las truchas necesitan ríos con buena calidad de agua, como lo demuestra el índice IBY-4 registrado por los autores y por Domínguez y Fernández (1998) en el Río Pueblo Viejo.

Usando el índice de diversidad de Shannon–Wienner (H'), para medir la contaminación en todos los ambientes muestreados («d» Wilhm y Dorris en Branco, 1984; Miliarium, 2012) (Tabla 3), encontramos que en el sur (Embalse Río Hondo) los ambientes están muy poluídos (d menor a 1) y al norte moderadamente poluídos (d = 1 a 3). No obstante en Tucumán, se han registrado zonas no contaminadas y con índice de diversidad más elevados como los correspondientes a la Reserva Aguas Chiquitas (H'= 3,02) y al Río Loro (efluente del Embalse C. Gelsi) y su zona de inundación (H'= 3,24) (Butí *et. al.*, 2001a).

Asimismo, Butí y Cancino (2005) detectaron la presencia de 10 especies indicadoras de «integridad ambiental» en la cuenca del Río Salí, presentes en el norte de Tucumán y totalmente ausentes en el sur en estos muestreos, hecho corroborado por las curvas de Whittaker (Fig. 18). En éstas se visualiza la presencia y abundancia en el norte de:

Fig. 16. Bahía de la Policía Lacustre en Embalse Río Hondo, Tucumán, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

Bryconamericus iheringii, Bryconamericus eigenmanni, Cheirodon interruptus, Pimelodella laticeps, Rhamdia quelen y Rineloricaria catamarcensis (6 de las 10 especies indicadoras de integridad ambiental). Mientras que en el Sur, hay una especie dominante, *Astyanax rutilus*, que es una especie generalista afectada en menor grado por la contaminación. Asimismo se observa en las curvas una mayor pendiente en la estaciones de muestreo del sur, indicando una menor equidad (Fig. 18).

Analizando la presencia-ausencia de especies y su dominancia dentro del Embalse R. Hondo, el sector más contaminado fue el noroeste, donde desembocan el R. Salí, R. Gastona y Canal DP2, (canal donde desagua el Mineraloducto de Minera La Alumbrera y otras industrias). El sector contaminado en menor grado fue el de los ríos Medina y Marapa y el menos impactado de todos fue el sector de la Policía Lacustre como lo demuestra la presencia *Cheirodon interruptus* una especie poco abundante allí pero bastante bien representada en el resto del elenco íctico de la provincia.

La contaminación de los ecosistemas acuáticos por metales pesados constituye un grave problema, ya que éstos, al acumularse en la cadena alimenticia, causan daño ecológico y ponen en riesgo la salud humana provocando cáncer o daños en el sistema nervioso central (Argota *et al.*, 2012). La variabilidad de estos metales, en los tejidos de peces, depende de los hábitos alimenticios, necesidades ecológicas, metabolismo, edad, tamaño y longitud del pez (Argota, *op. cit.*). Según Anadon *et al.* (1984), el medio acuático puede dividirse en tres compartimentos principales: agua, sedimentos y organismos vivos. Los elementos metálicos naturalmente presentes en el ambiente o introducidos artificialmente se reparten en estos «sectores» en función de diferentes mecanismos de naturaleza química, física o biológica. Los intercambios entre estos compartimentos están influenciados por las variaciones de los factores ecológicos abióticos (ca-

Fig. 17. Mortandad de peces: *Salminus brasiliensis* en Bahía de Policía Lacustre, Embalse Río Hondo, Tucumán y Santiago del Estero, Argentina. (Fotografía tomada en el año 2000.)

racterísticas físico-químicas del agua y de los sedimentos) o bióticos (régimen alimentario, naturaleza y cantidad de alimento disponible) y por las variaciones del caudal fluvial según las estaciones y fluctuaciones climatológicas.

Los metales pesados pueden entrar en los peces por tres vías posibles: branquias, ingestión de alimento y la superficie corporal (Amundsen *et al.*, 1997). Los diferentes metales pesados tienen órganos más afines que otros cuando se acumulan y la mayoría de los autores coinciden en resultados parecidos de patrones de acumulación.

En Tucumán, la presencia de metales pesados registrados en este trabajo en tejidos de peces, fue variable según la actividad antrópica (escasa en el norte y fuerte en el sur), el metal y los hábitos alimentarios de la especie analizada.

El cobre es un elemento esencial para la vida en el medio acuático, ya que interviene en el metabolismo del tejido conectivo, el desarrollo óseo y la función nerviosa (Argota *et. al., 2012*), pero si sobrepasa los niveles guía establecidos, constituye un residuo peligroso, contemplado dentro de la Ley de «Desechos Peligrosos» (1992). En la cuenca

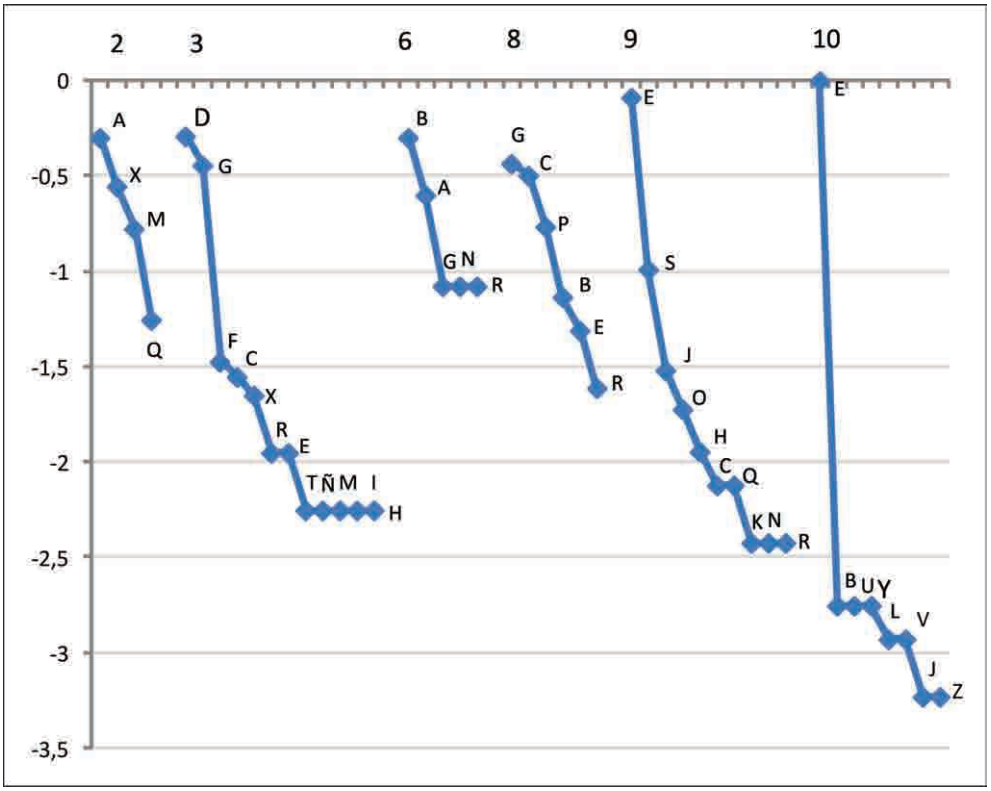

Fig. 18. Curvas de Whittaker o de rango-abundancia. Las especies graficadas son: A) *Acrobrycon ipanquianus*, B) *Astyanax abramis*, C) *Astyanax asuncionensis*, D) *Astyanax eigenmanniorum*, E) *Astyanax rutilus*, F) *Bryconamericus eigenmanni*, G) *Bryconamericus iheringii*, H) *Cheirodon interruptus*, I) *Cichlasoma dimerus*, J) *Cyphocharax spilotus*, K) *Gambusia sp.*, L) *Hoplias malabaricus*, M) *Hypostomus cf. paranensis*, N) *Hypostomus paranensis*, Ñ) *Jenynsia multidentata*, O) *Leporinus obtusidens*, P) *Odontesthes bonariensis*, Q) *Odontostilbe microcephala*, R) *Oligosarcus jenynsii*, S) *Otocinclus vitattus*, T) *Pimelodella laticeps*, U) *Pimelodus albicans*, V) *Prochilodus lineatus*, W) *Rhamdia quelen*, X) *Rineloricaria catamarcensis*, Y) *Salminus brasiliensis*, Z) *Serrasalmus maculatus*. Los sitios 2 al 10 corresponden a los de la Tabla 1.

del Río Salí en el año 2000, no se registraron muestras de tejidos de peces con valores que sobrepasen los niveles guía para el cobre (Tabla 4), no obstante fueron superiores en el sector sur que en el norte (Fig. 21). El exceso de Cu en el agua representa un peligro para las poblaciones de peces, ya que puede ser letal en condiciones de mayor turbulencia del agua, produciendo coagulación de la mucosa de las laminillas branquiales, lo que bloquea el intercambio gaseoso que ocurre a través de ellas y se produce la muerte por asfixia (Branco, 1984).

El hidroarsenismo crónico regional endémico (HACRE) de los Departamentos de Tucumán: Cruz Alta, Burruyacú y Leales, registra valores naturales entre 0,1 y 0,21 mg/l (Butí y Cancino, 2005). La OMS (1999 y 2003) y el CAA (2013, Cap. XII) admiten que el valor máximo tolerable de As en agua para consumo humano es de 0,01 mg/l. En agua de bebida animal la ley 24.051 (1992) establece un límite máximo de 0,5 mg/l. En productos alimenticios, el CAA, cap. III, Art 156 para pescado (2013), establece un límite máximo en 1 mg/kg. Sin embargo, no se encontraron valores elevados de arsénico (todos menores a 0,28 μg/g) en los tejidos de peces, por lo que en estos niveles el As no representa riesgo para la salud humana.

El cadmio es uno de los metales más tóxico y cancerígeno que tiene influencia en problemas óseos y está documentado que en humanos algunas deficiencias renales y hepáticas están asociadas a este metal (Alquezar *et al.*, 2005; Demirak, 2005), produce disrupción endocrina en los seres expuestos, lo que conlleva la feminización de los organismos y compromete el equilibrio demográfico (Fernández, 2003). El hallazgo de peces

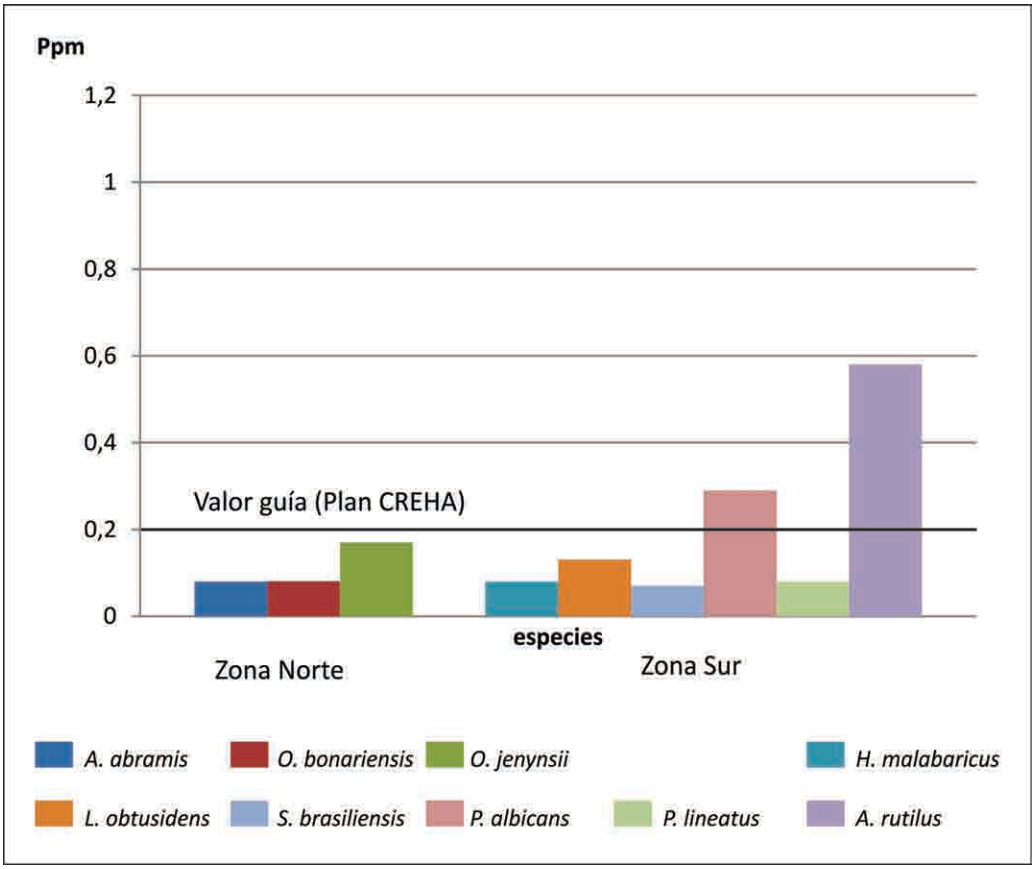

Fig. 19. Concentración de plomo registrado en hígado y riñón de peces.

«transexuales» en el Embalse Río Hondo, Tucumán, Argentina, es un indicio de que puede estar ocurriendo este tipo de contaminación (Cancino *et al.*, 2008). En organismos acuáticos el cadmio puede bioacumularse y su impacto varía ampliamente. Para que el tóxico sea absorbido o transportado a través de las membranas biológicas se requiere que esté disuelto (Spacie y Hamelink, 1995) y al ser un elemento altamente soluble, está muy biodisponible. La toxicidad del Cd para los peces depende entre otros factores, del contenido de calcio en el agua, siendo inversamente proporcional: cuanto mayor es el calcio, menor será el efecto tóxico del Cd sobre los peces (Dugo *et al.*, 2006). Es un elemento relativamente raro y por lo general está asociado naturalmente al Cu, Pb y Zn (Knight Piésold Consulting, 2008) y Tucumán recibe efluentes mineros de la explotación de Cu, por lo que es importante analizar el impacto del Cd en los peces. Se detectó Cd en hígado de omnívoros como *Astyanax rutilus* y *A. abramis* (ambos con 0,05 μg/g, Tabla 4), estando en el límite de lo permitido para peces crudos, congelados o refrigerados (0,05 μg/g), sin aclarar tejido por el CAA (2013, Cap. III, Parte 1, Art.: 156). En hígado del carnívoro *Oligosarcus jenynsii*, se detectó 0,33 μg/g, sobrepasando ampliamente el valor límite mencionado y por encima de 0,05 μg/g para hígado de peces, establecido por el Plan CREHA (Plan Nacional de Control de Residuos e Higiene de los Alimentos) del SENASA o Dirección Nacional de Fiscalización Agroalimentaria (Sánchez, 2008). Lo llamativo es que la mayor bioacumulación se observa en el sector norte de la provincia, en donde no hay industrias ni actividad minera establecida, pero si hay poblaciones y se realizan distintas actividades agrícolas. Las principales

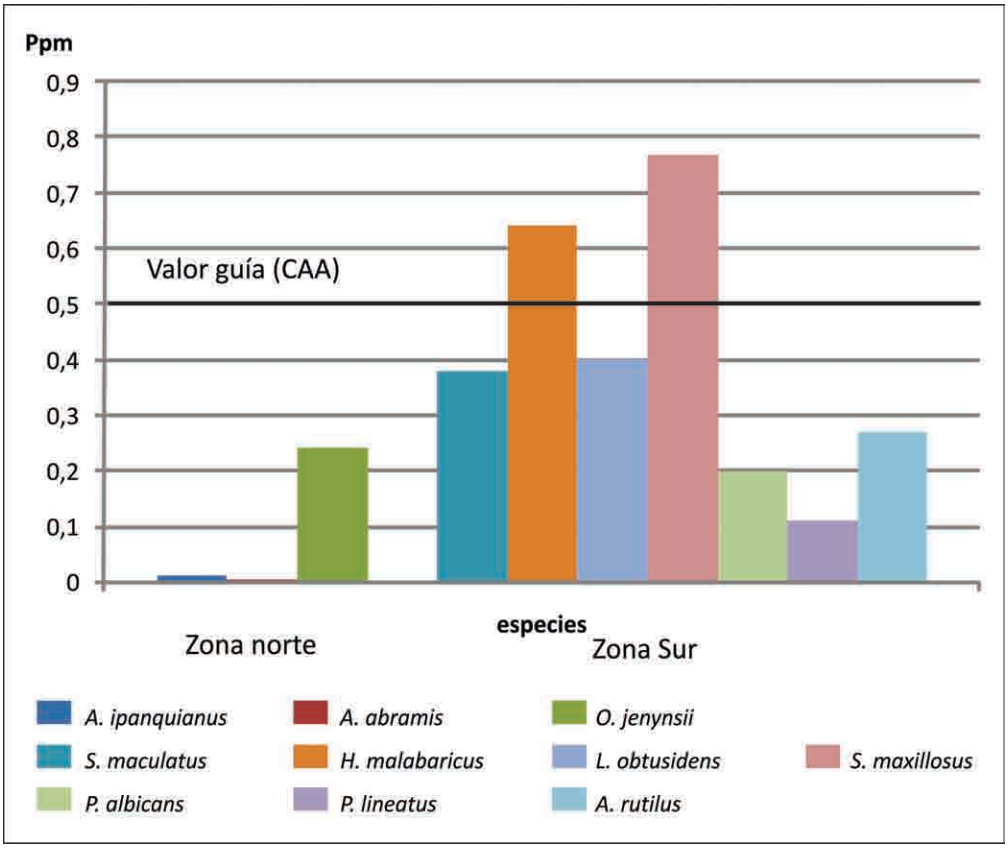

Fig. 20. Concentración de mercurio registrado en músculo de peces.

fuentes de contaminación por cadmio son los desechos urbanos e industriales; otras fuentes antropogénicas incluyen las emisiones de «polvo y humo de las fundiciones», así como los productos de incineración de combustible fósil (Health Canada, 1992).

El plomo es un elemento poco soluble comparado con otros metales pero tiene alta afinidad por las proteínas, por lo que presenta efectos tóxicos adversos (Prager, 2002) y cuando se acumula en la biota produce envenenamiento. En los peces, su alta concentración puede dañar branquias, causando problemas respiratorios, deprime el sistema inmunológico, provoca deformaciones al nacer, infertilidad y formaciones tumorales (DVGW, 1985 -1988). En el hombre, su acumulación origina la enfermedad llamada «saturnismo», caracterizada por presentar vómitos, convulsiones, cefaleas persistentes, psicopatías, ribete gingival, constipación, anemias, glucosuria, aminoaciduria, entre otros. El plomo en el organismo humano está inicialmente presente en la sangre, aunque en último término alcanza una saturación y el exceso entra a los tejidos blandos, en particular al cerebro. Su toxicidad es proporcional a la cantidad presente en los tejidos blandos y no en la sangre ni en los huesos (Sánchez, 2008).

El CAA (2013, Cap. III, Parte I, art 156) establece para el plomo un nivel máximo tolerable de 0,3 $\mu g/g$ para peces crudos, congelados o refrigerados, sin discriminar tejido, mientras que el Plan Control de Residuos e Higiene en Alimentos del Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (Plan CREHA, SENASA, 2005) establece para lo mismo un valor de 0,2 $\mu g/g$.

El Plomo muestra un valor de 0,58 $\mu g/g$ en riñón de *Astyanax rutilus* (mojarra) y 0,29 $\mu g/g$ en riñón *de Pimelodus albicans*

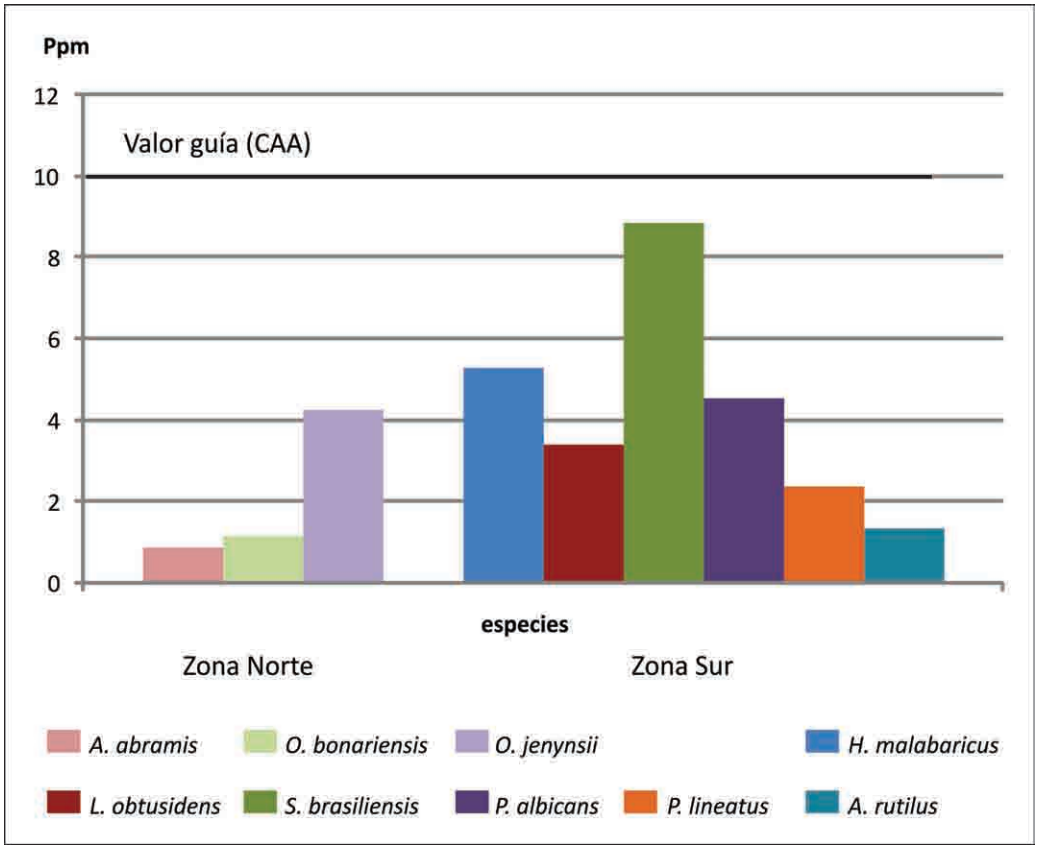

Fig. 21. Concentración de cobre registrado en hígado de peces.

(bagre), ambos exceden los niveles guía del Plan CREHA, antes mencionado. Los niveles guía aplican para peces de río y mar; es decir para pescado crudo sin especificar tejido, pero se interpreta que se refiere al músculo, que es la parte comestible de los peces. Sin embargo, el riñón puede ingerirse, en caso de pescados enteros (no fileteados), porque pasa inadvertido por su anatomía.

En Tucumán se registró una concentración elevada de Pb en dos especies que se usan directamente para consumo humano (CAA, 2013, Cap. VI, Art 270) y además son el «forraje» de carnívoros de importancia comercial y deportiva como el *Salminus brasiliensis* (dorado), *Hoplias malabaricus* (tararira). Por este motivo constituye un riesgo para la salud humana.

Otro de los metales que afectan la salud de la biota y la humana es el Hg, que también tiene capacidad de bioacumularse y biomagnificarse (Branco, 1984; Molina, *et al.*, 2012). El CAA (2013, en el Cap. VI, Art. 272, Res. 846, 30.7.76) establece para peces un valor máximo de 0,5 μg/g sin discriminar tejido ni tampoco si se trata de predadores o no. Los valores registrados de este metal fueron elevados, sobrepasando el nivel guía establecido en musculatura (tejido típico para consumo humano) de dos peces carnívoros de interés comercial, como son la tararira (*Hoplias malabaricus*) y el dorado (*Salminus brasiliensis*). Este último particularmente, es una pieza muy buscada por los pescadores (deportivos y artesanales), ya que su carne es muy apreciada. La forma más peligrosa de los compuestos orgánicos del mercurio es el metilmercurio, que se forma a partir de la transformación del mercurio por actividad bacteriana del fondo y de esta for-

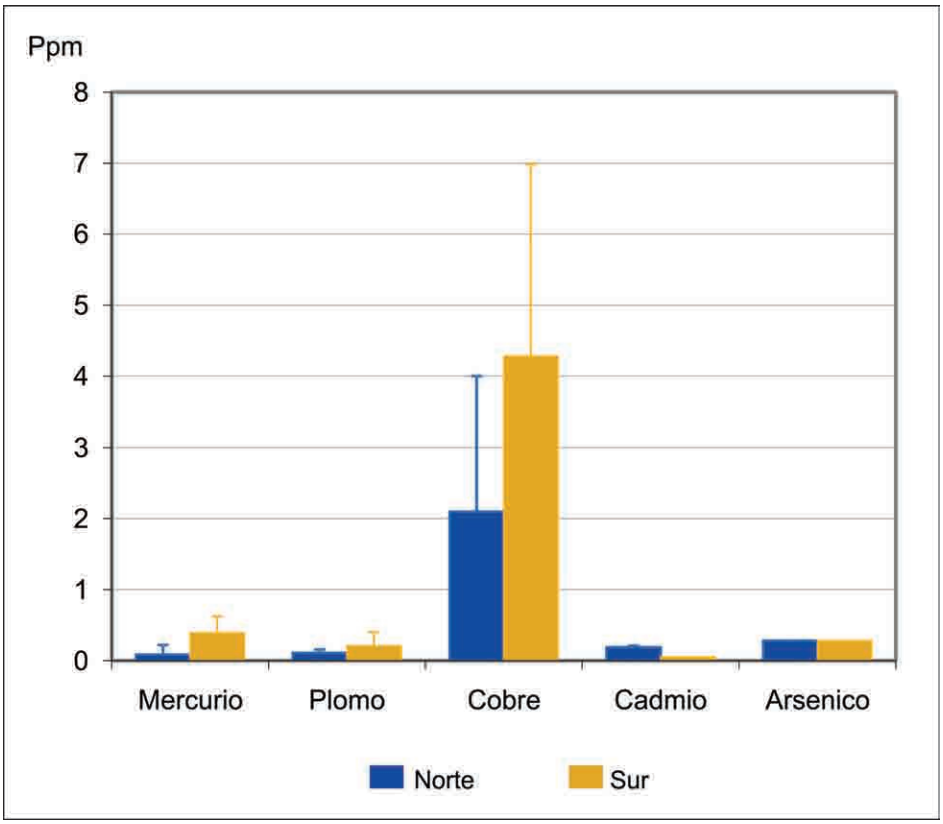

Fig. 22. Promedios y desvío estándar de valores de mercurio, plomo, cobre, cadmio y arsénico comparando lo registrado entre el norte y el sur de la provincia de Tucumán.

ma ingresa a la cadena trófica, acumulándose en ella (Branco, *op. cit.*). Este compuesto es un neurotóxico muy bien documentado. La Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer lo considera carcinógeno para los seres humanos. El mercurio elemental y sus compuestos inorgánicos provocan efectos en la excreción de proteínas de baja masa molar, enzimas asociadas con el funcionamiento de la tiroides, en los índices de abortos espontáneos, genotoxicidad, comprometiendo los sistemas respiratorio, gastrointestinal e inmunológico, además del hígado y la piel (PNUMA, 2001).

Los niveles de metales hallados en el hígado o riñón tienen interés para el monitoreo del medio acuático; mientras que para la salud humana importa su concentración en músculo, en especial de las especies que se emplean habitualmente como alimento. En general, el músculo es el tejido donde hay menor acumulación de estos compuestos (Sánchez, 2008), pero su presencia en órganos filtradores como hígado o riñón constituye un «alerta», ya que si sobrepasa dichas barreras el metal se acumulará en otros órganos y en la musculatura.

CONCLUSIONES

La contaminación ocasionada por algunos metales pesados como el cobre y el arsénico, en el año 2000, no superaron los niveles guía, pero su registro indica que están presentes en el agua, que requieren de atención regular y de un monitoreo permanente, ya que se bioacumulan. El presente estudio demuestra que otros metales pesados revisten mayor peligrosidad como el cadmio registrado en el hígado de *Oligosarcus jenynsii* (dentudo), el mercurio en la musculatura de *Hoplias malabaricus* (tararira) y *Salminus brasiliensis* (dorado) y el plomo en riñón de *Astyanax rutilus* (mojarra) y *Pimelodus albicans* (bagre) porque superaron los niveles guía establecidos en el CAA (2013), Plan CREHA del Senasa (2005) y la OMS (1999), representando un verdadero riesgo sanitario para la biota acuática, las aves piscívoras y sobre todo para el ser humano que consume el recurso pesquero de la Cuenca del Río Salí-Dulce, Argentina.

Los 5 metales requieren de modo inmediato un monitoreo permanente, en particular en las especies utilizadas como alimento por el ser humano, pudiendo implementarse medidas restrictivas «no de pesca deportiva» (pesca y devolución al agua) pero si en cuanto al consumo humano de: *Oligosarcus jenynsii* (dentudo) en el Embalse C. Gelsi, así como *Astyanax rutilus* (mojarra), *Pimelodus albicans* (bagre), *Hoplias malabaricus* (tararira) y *Salminus brasiliensis* (dorado) en el Embalse Río Hondo, Tucumán y Santiago del Estero, Argentina.

CONSIDERACIONES FINALES

La biodiversidad de peces de los ambientes acuáticos de Tucumán está afectada por la polución de metales pesados, como el mercurio, plomo y cadmio, aportados por la minería y/o la actividad agro-industrial. Su presencia en peces comestibles representa un riesgo para la salud humana, en particular cuando estos peces se encuentran en una pesquería artesanal y la población consume el recurso proteico de los peces.

Otros factores también producen un impacto negativo sobre la biodiversidad de peces, como lo son la contaminación orgánica (Locascio de Mitrovich *et al.*, 1997) aportada por las industrias azucarera, citrícola, papelera y mataderos, además del vertido de efluentes cloacales y la cercanía al río de basurales ubicados en las cabeceras de departamentos, incluyendo la Capital de la Provincia. Por otra parte influyen negativamente: la introducción oficial de especies exóticas como la trucha *Onchorhynchus mykiss* (Fernández y Fernández, 1998) y otras, sumado a la fuerte merma de caudales en ríos y embalses ocasionada por el calentamiento global y el uso irrestricto del agua en distintas actividades antrópicas (Nasca *et al.*, 1996; Butí y Cancino, 2005); y finalmente la falta de canales de fuga o escalas para peces migratorios en sus principales embalses y diques niveladores (Butí y Cancino, 1999), los cuales crean un ambiente no

favorable para la supervivencia de las especies nativas, responsables de la gran biodiversidad de peces de Tucumán y la Cuenca Salí-Dulce, aproximadamente la cuarta parte de las especies de peces de agua dulce de Argentina (Butí y Cancino, 2005).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Programa de Apoyo al Sector Minero Argentino (PASMA), a la Fundación Miguel Lillo (FML) y al Consejo Nacional de Investigación y Tecnología (CONICET) por brindar el apoyo necesario para la realización de este trabajo, a la Dirección de Minería de Tucumán Unidad de Gestión Ambiental Provincial (UGAP), a la Dirección de Minería de la Nación Unidad de Gestión Ambiental Nacional (UGAN), a la Empresa Dames y Moore y a la Cátedra de Toxicología y Química Legal de la Facultad de Farmacia y Bioquímica, UBA; a la Dra. Alicia Baldoni (UGAN), Lic. Silvia Herrera (Dames y Moore Argentina), Dra. Clara López (Cátedra de Toxicología y Química Legal de la Facultad de Farmacia y Bioquímica, UBA) y al Sr. Rogelio Yáñez (UNT). Agradecen también a la Dra. Beatriz Tracanna (UNT, FML y CONICET), al Dr. Esteban Lavilla (FML y CONICET) y al Dr. George Argota (Laboratorio de Ecotoxicología, Univ. de Ciencias Médicas, Santiago de Cuba - Cuba) por la lectura crítica del manuscrito y sus valiosos aportes. A la Lic. Nora Kotowicz y a Pablo Pereyra (Sección de Iconografía, FML) por su inestimable contribución en la confección de mapas. Agradecen finalmente a los árbitros quienes, con sus correcciones enriquecieron sin duda a este trabajo.

LITERATURA CITADA

Alquezar R., Booth S., Booth D. 2005. Metal accumulation in the smooth toad fish, *Tetractenos glaber*, in estuaries around Sydney, Australia. Environmental Pollution, 20: 1-9.

Amundsen P. A., Staldvik F., Ludin A., Kashulin N., Popova, O., Reshetniko A.1997.Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. The Science of the Total Environment, 201: 211-224.

Anadon A., Muñoz M. J., Ortiz J. A. 1984. Acumulación tisular de Zinc, Plomo, Cobre, Hierro y Cromo en Truchas de Río, *Salmo trutta fario*. Acción ecotoxicológica. Anales INIA/Ser, Ganadera nº19.

ANMAT. 2013. Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica. Revisado en junio de 2014, htt//www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp

Argota G., Iannacone J., Fimia R. 2013a. Characteristics of *Gambusia punctata* (Poeciliidae) for its selection as biomonitor in Aquatic Toxicology in Cuba. The Biologist (Lima), 11 (2): 229-236.

Argota G., Argota H., Iannacone J. 2013b. Historical ecotoxicological assessment of San Juan Ecosystem, Santiago de Cuba, Cuba. The Biologist (Lima), 11 (2): 251-265.

Argota G., Argota H., Larramendi D., Mora Y., Fimia R., Iannacone J. 2012. Histología y química umbral de metales pesados en hígado, branquias y cerebro de *Gambusia punctata* (Poeciliidae) del Río Filé de Santiago de Cuba.- REDVET - Revista electrónica de Veterinaria 13 (05B), disponible en: http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n050512B.html, revisado en abril de 2013.

Branco S. 1984. Limnología sanitaria. Estudio de la polución de las aguas continentales. OEA, Serie de Biología, 28: 1-115.

Butí C. 1995. Ictiofauna del Embalse C. Gelsi (El Cadillal) y sus tributarios, provincia de Tucumán, República Argentina. Acta Zoologica lilloana, 43 (1): 207-213.

Butí C., Cancino F. 1999. Ictiofauna del Embalse Río Hondo (Tucumán – Santiago del Estero). Cuenca del Río Salí-Dulce, Argentina. Acta zoologica lilloana, 45 (1): 67-77 pp.

Butí C., Cancino F. 2005. Ictiofauna de la Cuenca Endorreica del Río Salí – Dulce, Argentina. Acta zoologica lilloana, 49 (1-2): 9-39.

Butí C., Miquelarena A. 1995. Ictiofauna del Río Salí Superior, Departamento Trancas, Tucumán, República Argentina. Acta zoologica lilloana, 43 (1): 21-44.

Butí C., Cancino F., Roses O., Lavilla E. 2007. Toxicología de Peces del Río Pilcomayo (Misión La Paz, Salta).Serie Monográfica y Didáctica Vol. 46: 56. VIII Jornadas de Comunicaciones y I Interinstitucionales. Facultad de Ciencias Naturales e IML, Tucumán, Argentina.

Butí C., Cancino F., Mirande M., Yánez R., Mosca M. E., Aguilera G. 2001a. Ictiofau-

na de la Reserva Provincial Aguas Chiquitas, Tucumán – Argentina. Actas del V Congreso sudamericano de Ecología.

Butí C., Cancino F., Mirande M., Herrera S., Lavadens J. C., Sumbaino D., Ferro L. 2001b. Provincia de Jujuy - Biota acuática. En: Minería de la Nación. Estudios ambientales de base. Información Geoambiental de base. Programa de asistencia técnica para el desarrollo del sector minero argentino (PASMA). Disponible en: http://www.mineria.gov.ar/estudios/dca/jujuy/y-5ac.asp#5/. Revisado en junio 2009.

Cancino F., Alcaide de Pucci M., Pucci Alcaide F. 2008. Hermaphroditism in *Astyanax rutilus* Jenyns 1842 (Characiformes, Characidae) from Rio Hondo reservoir, Santiago del Estero - Tucumán, Argentina. Biocell, 32 (2): A76.

Castañé P. M., Topalian M. L., Cordero R. R., Salibian A. 2003. Influencia de la especiación de los metales pesados en el medio acuático como determinante de su toxicidad. Revista de Toxicología, 20: 13-18.

Código Alimentario Argentino (CAA). 2013. Capítulo III: De los Productos Alimenticios. Reglamento Técnico Mercosur sobre Límites Máximos de Contaminantes Inorgánicos en Alimentos. Parte I, Art. 156. Actualizado al 10/2012.

Capítulo VI: Alimentos Cárneos y Afines. Art. 270: Lista de Especies comestibles y Art. 272 Res. 846, 30.7.76. Actualizado al 7/2013.

Cap. XII: Bebidas hídricas, agua y aguas gasificadas. Disponible en: http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp, revisado el: 23-07-2014.

Demirak T. A., Yilmaz F., Tuna A. L., Ozdemir N. 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. Chemosphere, 63 (9): 1451-1458.

Domínguez E., Fernández H. 1998. Calidad de los Ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina). Serie Conservación de la Naturaleza, 12: 1-39.

Dos Santos D. A., Molineri C., Reynaga M. C., Basualdo C. 2011. Which index is the best to assess stream health? Ecological Indicators, 11 (2011): 582-589.

Dugo G., La Pera I., Bruzzese A., Pellicano T. M., Lo Turco V. (2006). Concentration of Cd (II), Cu (II), Pb (II), Se (IV) and Zn (II) in cultured sea bass (*Dicentrarchus labrax*) tissues from Tyrrhenian Sea and Sicilian Sea by derivative stripping potentiometry. Food Control, 17: 146-152.

DVGW - Deutscher Verein Des Gas – Und Wasserfaches E. V. (Editor).1985/88. "Daten und Informationen zu Wasser in haltsstoffen" (Datos e información sobre sustancias contenidas en el agua) - Parte 1: 1985; Parte 2: 1988. Eschborn. Publicado en: "DVGW - Schriftenreihe WASSER" (Serie de publicaciones técnicas sobre agua, de la DVGW), Nº 48.

Feinsinger P. 2003. Diseño de estudio de campo para la conservación de la Biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia, 273 pp.

Fernández H. R., Fernández L. A. 1998. Introduction of rainbow trout in Tucumán Province, Argentina: Problems and Solutions. Ambio, 27: 584-585.

Fernández L., Bechara J. 2010. An assessment of fish communities along a piedmont river receiving organic pollution (Aconquija Mountains, Argentina). Acta Biológica Colombiana, 15 (2): 1-35.

Fernández M. 2003. Los límites de consumo para el cadmio. Erosky Consumer, Seguridad Alimentaria. Disponible en: http://www.consumer.es/seguridad-alimentaria/ciencia-y-tecnologia/2003/09/10/8097.php. Consultado: 19 de junio de 2014.

González J. A., Domínguez E. 1994. Efectos de los efluentes de una planta elaboradora de papel sobre la calidad del agua y composición biótica en el arroyo Calimayo (Tucumán - Argentina). Serie Conservación de la Naturaleza, 8: 1-20.

Goulding M. 1980. The fishes and the forest. Explorations in amazonian natural history. University of California Press, 280 pp.

Health Canada. 1992. Guidelines for canadian drinking water quality-supporting documents. Ottawa, Ontario.

Isasmendi S. C., Tracanna B. C., Vendramini F. H., Navarro M. G., Barrionuevo M. A., Meoni G. 2007. Caracterización física y química de ríos de montaña (Tafí del Valle – Tucumán, Argentina). Limnetica, 26 (1): 129-142.

Jonsson B. 2011. Nobanis – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Oncorhynchus mykiss*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – Nobanis, www.nobanis.org, date of access x/x/201x.

Knight Piésold Consulting. 2008. Informe Minera La Zanja S.R.L. Proyecto La Zanja Levantamiento de Observaciones: Análisis de Tejido de Peces, 30 pp.

Knöppel, H. A. 1970. Food of central amazonian fishes. Contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest streams. Amazoniana II (3): 257-351.

Lavilla E., Butí C., Cancino F., González J. A., Apella C., Hidalgo M., Hopwood J., Blesa M., Vassolo M. 1999. Informe "El Río Pilcomayo en Misión la Paz (Salta, Argentina). Caracterización físico-química de las aguas y resultados Ictiológicos y Toxicológicos. Campaña 1997–1998". Delegación Argentina Comisión Trinacional para el desarrollo de la Cuenca del Río Pilcomayo, 93 pp.

Leviton A. E., Gibbs R. H. Jr., Heal E., Dawson C. E. 1985. Standard in ichthyology and herpetology. Part I. Standard symbolic codes for institutional resource collections in herpetology and ichthyology. Copeia, 1985: 802-835.

Ley 24.051. 1992. "Régimen de Desechos Peligrosos". Boletín Oficial: 17 de enero de 1992. Disponible en: http://www.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/0-4999/450/texact.htm, revisado en noviembre de 2013.

Locascio de Mitrovich C., Gamundi A. V. de, Tracanna B. C., Seeligmann C., Butí C. 1997. Situación actual de la problemática limnológica de los embalses de la Provincia de Tucumán (Argentina). Lilloa, 39 (1): 81-93.

Magurran A. E. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Bio-Dap. Princeton University Press.

Mancera-Rodríguez N. J., Álvarez-León R. 2006. Current State of Knowledge of the Concentration of Mercury and Other Heavy Metals in Fresh Water Fish in Colombia. Acta Biológica Colombiana, 11 (1): 3-23.

Mancilla, M. H., Ledesma, M., Zampella, F. 2010. Informe del Proyecto IDE, Documento elaborado por el departamento SIG, Proyecto IDE Tucumán, Dirección de Estadística, Secretaría de Planeamiento, Gobierno de Tucumán, marzo 2010, 21 pp.

Miliarium.com. Ingeniería Civil y Medio Ambiente. 2012. Índices globales de calidad de agua. Disponible en: http://www.miliarium.com/prontuario/Indices/IndicesCalidadAgua.htm, revisado el 16 de septiembre de 2012.

Mirande V. 2006. Riqueza del fitoplancton en el arroyo Calimayo (Tucumán, Argentina). Lilloa, 43 (1-2): 61-86.

Mirande V., Romero N., Barrionuevo M. A., Meoni G. S., Navarro M. G., Apella M. C., Tracanna B. 1999. Human impact on some limnological characteristics of the Gastona Rivers (Tucumán, Argentina). Acta Limnológica Brasiliencia, 11 (2): 101–110.

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.

Molineri C. 2008. Impact of rainbow trout on aquatic invertebrate communities in subtropical mountain streams of northwest Argentina. Ecología Austral, 18: 101-117.

Napán K., LLanos C., Paredes C. H. 2010. Acute toxicity of methomyl on *Poecilia latipinna* (Lesuer, 1821) (Poecilidae). The Biologist (Lima), 8 (1): 21-28.

Nasca A. J., Berarducci J. P., Bardera H., Vides Almonacid R., Soria F. J., Bazán P. J., Lezama Alvarez B. H., Osinalde M. A. 1996. Informe 1: Cuenca Salí – Dulce. Región Superior. En Primer encuentro Argentino de Ecología y Medio Ambiente, Termas de Río Hondo, pp. 227-282.

Organización Mundial de la Salud (OMS). 1999. Evaluación de ciertos aditivos alimentarios y contaminantes de los alimentos. 49º Informe del Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios. Organización Mundial de la Salud. Serie de Informes.

Organización Mundial de la Salud (OMS) 2003. Arsenic in drinking water. Documento de referencia para la elaboración de las guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza). Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/75), revisado el 2 de junio de 2014.

Perera J. G. H., Rodríguez Vaquero H., Graieb O. J. Castellano R. R., Luján J. C., Suárez M., Neme N. 1985. Envejecimiento por colmatación y eutrofización-distrofización del Embalse de Termas de Río Hondo. Evaluación y elaboración de un modelo matemático del envejecimiento del sistema. Superior Gobierno de la Provincia de Santiago del Estero, Argentina. Técnicos, 884: 94 pp.

Pérez Miranda C., Almada G. H., RIVIERE C. A., Gordillo M. A., Fernández-Turiel J. L., Medina M. E. 2001. Proyecto AGUA - Composición y calidad del agua de la Cuenca Hidrográfica del río Salí, Provincia de Tucumán, Argentina. Gobierno de la Provincia de Tucumán, 2001, 103 pp.

PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) 2001. Evaluación Mundial sobre el Mercurio. PNUMA Productos Químicos. 2 p.

Poulin R. 1992. Toxic pollution and parasitism in freshwater fish. Parasitology Today, 8 (2): 58-61.

Prager J. C. 2002. Environmental contaminant referent e data book, volume I, Wiley - Interscience, USA, pp. 376-379, 800-807, 870-874.

Reis R. E, Kullander S. O., Ferraris Jr. C. J. (eds.). 2003. Check list of de freshwater

fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, 729 pp.

Sánchez E. Y. 2008. CAPÍTULO VI. Las lagunas profesan el heavy metal. Metales pesados en ambientes acuáticos pampeanos. En: Fabian Grosman (ed.), Espejos en la Llanura. Nuestras Lagunas de la Región Pampeana. Universidad Nacional del Centro de Buenos Aires, 174 pp.

Schultz U. H., Martins Jr. H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicatos of water pollution of Río Dos Sinos, R S, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 61(4): 615-622.

Seeligmann C., Tracanna B., Martínez S., Isasmendi S. 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas lóticos en el noroeste argentino. Limnetica, 20 (1): 123-133.

SENASA, 2005. Plan Creha. http://www.senasa.gov.ar/Archivos/File/File785-plan_2005.pdf, revisado el 27 de agosto de 2014.

Spacie A., Hamelink J. L. 1995. Bioaccumulation. En: G. M. Rand (ed.), Fundamentals of Aquatic Toxicology. Effects, Fundamental Fate and Risk Assessment. Taylor & Francis, New York, pp. 1052-1082.

Tracanna B., Villagra de Gamundi A., Seeligmann C., Locascio C., Drago E. 1991. Limnología del Embalse El Cadillal, Tucumán, Argentina – I: Variables morfométricas y físico-químicas. Review Hydrobiology Tropical, 24 (4): 269-286.