



**PRESENCIA DE METALES PESADOS
EN TRUCHA (*Salmo trutta* Linnaeus:
Salmonidae) EN EL LAGO DE TOTA
(BOYACA, COLOMBIA)**

Rubén Darío Cordero Alarcón

Febrero de 2007

**Universidad de los Andes
Facultad de Ciencias
Departamento de Ciencias Biológicas**



**PRESENCIA DE METALES PESADOS
EN TRUCHA (*Salmo trutta* Linnaeus:
Salmonidae) EN EL LAGO DE TOTA
(BOYACA, COLOMBIA)**

Rubén Darío Cordero Alarcón

Trabajo de grado presentado como
Requisito para optar al título de:

MAGISTER EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Director: M.Sc. José Efraín Ruiz

Codirector: Dr. Edgar Francisco Vargas

Codirector: M.Sc. Emilio Realpe

**Universidad de los Andes
Facultad de Ciencias
Departamento de Ciencias Biológicas
Escuela de Postgrado**

Bogotá, febrero de 2007

Agradecimientos

- A mis padres por el incalculable esfuerzo que han hecho con mucho amor para que esto sea posible. Todo lo que soy es gracias a ustedes y esto por lo tanto es de ustedes también. Gracias.
- A mi familia por la constante motivación y colaboración.
- A mi codirector Edgar Vargas por su ayuda y guía a lo largo de muchos años desde el pregrado y durante el postgrado.
- A mi director Efraín Ruiz por su confianza y ayuda a través de este tiempo.
- A Adolfo Amezquita, Director de la Escuela de Postgrados de Ciencias Biológicas por su gran apoyo, sus palabras de motivación y por su amistad.
- Al Departamento de Química de la Universidad de los Andes quienes me permitieron trabajar en sus laboratorios brindándome toda la colaboración necesitada.
- A Luís Fernando Mejía por su gran ayuda prestada en los laboratorios y con los procedimientos.
- Y finalmente a Emilio Realpe (q.t.l.s) por su ayuda incondicional, por su invaluable amistad, por su enseñanza constante y por ser un guía y maestro sin igual. Gracias por ser mi amigo y por su apoyo, sin el cual no hubiese podido culminar mi maestría.

*Todas las metas se pueden
Lograr, solo depende de
Que Tanto se quiera y
Se luche por ello.*

INTRODUCCION

El Lago de Tota es el mayor cuerpo de agua dulce de Colombia y un ecosistema acuático de alta montaña muy importante desde el punto de vista biológico y social pues a él se encuentra asociado el municipio de Aquitania que depende en gran parte de la pesca y los cultivos aledaños al lago. Debido a esto, el lago viene sufriendo una intervención desde hace varias décadas, pues a él llegan tanto las aguas residuales del municipio de Aquitania, como el agua de escorrentía de los cultivos alrededor del lago, que traen consigo residuos de fertilizantes y pesticidas, estos introducen un gran número de moléculas y elementos en altas concentraciones al lago.

En el lago de Tota se ha venido trabajando, desde hace varias décadas, en muchos aspectos, tanto biológicos como fisicoquímicos y batimétricos. Sin embargo hasta hace pocos años se ha trabajado en la parte de metales pesados debido en gran parte a la falta de equipos de precisión, ya que este tema se ha estudiado en otras partes del mundo desde mediados del siglo XX. Pero el tema de los metales pesados en peces, como tal, tiene un auge a nivel mundial desde hace unos 15 años.

En este trabajo se hace un estudio para determinar las concentraciones de los metales pesados Cadmio, Plomo, Cromo, Hierro, Magnesio y Cobre en tres órganos (hígado, branquias y músculo) de truchas del lago de Tota, con el propósito de observar si existe presencia de metales pesados en estos peces y por ende en el lago y de acuerdo con esto dar una estimación, tanto de la calidad de los peces asociados a este sistema acuático, como del estado del lago en sí.

De igual forma se comparan los resultados que se obtienen con otros estudios realizados en otras partes del mundo y con los niveles de concentración máximos permitidos por las agencias gubernamentales que se encargan de emitir niveles estándares para la calidad de alimentos consumidos por el ser humano. Dichas agencias son FAO, OMS, FDA, y otras.

El Lago de Tota fue escogido como sitio de estudio debido a que es el principal productor de trucha del país y a su vez tiene una intervención antrópica muy fuerte por lo que los peces allí producidos podrían tener un efecto sobre la salud del consumidor.

El presente trabajo se realizó como requisito para la obtención del título de Magíster en Ciencias Biológicas, en el Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de los Andes. Los análisis fueron realizados en el laboratorio de Espectrofotometría del Departamento de Química de la Universidad de los Andes.

Objetivos

Objetivo General

Determinar las concentraciones de cadmio, plomo, cromo, hierro, magnesio y cobre en hígado, branquias y músculo de truchas colectadas en el Lago de Tota.

Objetivos Específicos

- Comprobar si existe presencia de metales pesados tóxicos como cadmio, plomo y cobre hexavalente en los tejidos de los peces del Lago de Tota.
- Establecer si las concentraciones de los metales pesados tóxicos como cadmio, plomo y cromo hexavalente en los tejidos de los peces del Lago de Tota se encuentran dentro de los parámetros estándares internacionales establecidos y si estos se encuentran dentro de los parámetros estándares establecidos.
- Mediante los datos obtenidos y comparando con otros estudios realizados con los mismos parámetros, determinar el estado del Lago de Tota.
- Mediante los datos obtenidos y comparando con otros estudios realizados con los mismos parámetros, determinar el estado de los peces y su calidad para el consumo.

Revisión de la literatura

La intervención en aguas continentales con un amplio rango de contaminantes ha sido un tema de gran preocupación durante las últimas décadas, no solo por la amenaza causada a los suministros públicos de agua potable, sino por el daño causado a la vida acuática (Canly & Kalay, 1998). Los metales son introducidos en los sistemas acuáticos como resultado de meteorización de rocas y suelos, erupciones volcánicas y de diversas actividades humanas, como por ejemplo minería, procesamiento y uso de metales y el uso de materiales industriales que contienen metales tóxicos (Marr & Creasser, 1983; Gutenmann & Bache, 1998). El incremento en el uso de fertilizantes que contienen metales debido a la revolución industrial a llevado a un continuo aumento en la concentración de contaminantes metálicos en reservorios de agua dulce debido a las aguas de escorrentía (Adeyeye, 1994).

Se conoce muy bien que algunos elementos minerales son esenciales para la vida, en el caso del cromo (III) es esencial para el metabolismo de lípidos y glucosa, el hierro tiene un papel fundamental en la formación de hemoglobina (Carter & Fernando, 1979). Pero elementos como el plomo y el cadmio son tóxicos aun en muy bajas concentraciones y no tienen una función conocida en los procesos bioquímicos.

Los metales pesados se definen arbitrariamente como aquellos metales cuya densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua. Dichos metales se encuentran en forma natural en la corteza terrestre en forma muy concentrada, constituyendo yacimientos minerales. Algunos están en la naturaleza en grandes cantidades y se acumulan en la cadena alimenticia lo que constituye un riesgo potencial real (Castañeda, 1983; Oyuela, 1984).

Cuando los metales son acumulados por un organismo acuático pueden ser transferidos hacia arriba en la cadena alimenticia. Los carnívoros que están en la parte más alta de la cadena alimenticia, incluidos los seres humanos, obtienen la mayoría de la carga de metales pesados del ecosistema acuático a través de la alimentación, especialmente los peces muestran un gran potencial de biomagnificación (Cumbie, 1975; Mance, 1987; Langston, 1990).

No es sorprendente que los efectos de esta biomagnificación tengan un impacto considerable en las funciones fisiológicas. Waiwood and Beamish (1978) mostraron que niveles de cobre considerables y un pH bajo causaba una mortalidad "considerable" de truchas arcoíris y que a su vez reducía el desempeño en la natación de los sobrevivientes. Ellos concluyeron que fue, debido al efecto del contaminante sobre la demanda de oxígeno y el máximo captado, lo que conlleva a un mayor requerimiento de oxígeno sin importar la velocidad de nado (efecto de carga) pero con una tasa menor de máximo captado (efecto limitante).

GENERALIDADES SOBRE LOS METALES PESADOS DEL PRESENTE ESTUDIO.

A continuación se da una breve descripción de los metales que se analizarán en este estudio con el fin de comprender más a fondo su importancia en la fisiología del pez y del ser humano así como su nivel de toxicidad y las implicaciones que conlleva.

CADMIO

Existen muchos estudios acerca de la toxicidad del cadmio en vertebrados e invertebrados (Rasmussen & Andersen, 2000; Adami *et al*, 2002; Filipovic & Raspor, 2003). Peces expuestos a altas concentraciones de cadmio desarrollan de forma rápida una falta de calcio y un descenso en la hemoglobina de la sangre (Kumada *et al*, 1980).

El cadmio es un elemento que se acumula en los tejidos de los peces dulceacuícolas durante su exposición, en especial en branquias, hígado y riñones (Roberts *et al*, 1978; Reichert *et al*, 1979; Hollis *et al*, 2000). No se conoce muy bien el efecto de subletalidad pero se cree que una toxicidad aguda puede causar hipocalcemia (disminución de la concentración de calcio en el organismo) (Roch & Maly, 1979; Pratap *et al*, 1989). De hecho es claro en la actualidad que el cadmio puede atravesar el epitelio branquial, al menos en parte mediado por el transporte de calcio en las células clorhídricas (Wicklund-Glynn *et al*, 1994).

Se ha comprobado el cambio en comportamiento de las truchas que están sometidas a concentraciones de cadmio (Scherer *et al*, 1997), como disminución en la tasa de forrajeo (Hara, 1986) y su comportamiento social es severamente afectado (Sloman *et al*, 2003) al mostrar menos agresividad al competir con otros peces de su misma especie por apareamiento (Griffiths & Armstrong, 2000). También el cadmio acumulado en el sistema olfativo altera la habilidad del pez para responder a feromonas naturales (Tjälve *et al*, 1986).

La mayoría del cadmio en el ambiente proviene principalmente de la actividad industrial e incluye el aire, especialmente el que está en cercanías de caminos muy transitados, agua, plantas y sitios de desagües (WHO, 1971; OECD, 1975).

La incorporación del cadmio a la cadena alimenticia se hace principalmente a través de la dispersión en suelo y aguas hasta en las plantas (que son capaces de absorberlo a través no sólo de la raíz, sino también por los brotes y las hojas) y animales marinos. El ser humano incorpora al organismo aproximadamente un tercio del cadmio al que está expuesto con los alimentos de origen animal que consume, y dos tercios con los de origen vegetal (Antón & Lizaso, 2001).

En el ser humano las principales implicaciones y efectos del cadmio se dan a nivel de aparato respiratorio. La irritación de las mucosas y el enfisema es producto de una acumulación progresiva de este metal en los pulmones (Johns

et al, 1923). También los daños y enfermedades que se producen a nivel de sistema renal por bioacumulación y en general sistema óseo son muy característicos de una intoxicación debida a este metal (Wilson *et al*, 1941). Otros síntomas que se presentan son el aumento de la presión sanguínea, déficit de hierro en la sangre, enfermedades hepáticas y daños a nivel de nervios y cerebro (ATSDR, 1999). Y siendo lo más importante a nivel de la toxicología del cadmio es que muchos estudios han comprobado la capacidad cancerígena del metal en animales y humanos (Huff *et al*, 2007; Waakes, 2003; Waalkes *et al*, 1992; Heath, 1962; Gunn, 1963)

PLOMO

La minería del plomo y su utilización era conocida por los griegos y los romanos. La utilización se incrementó durante la revolución industrial y a principios de este siglo cuando se introdujeron los alquiles de plomo como aditivo antidetonante de la gasolina (Albert, 1985; Borjas, 1989).

El plomo se usa para recubrimiento de depósitos de tubería y de otro equipo cuando la flexibilidad y la resistencia a la corrosión son necesarias como en la industria química, en el manejo de gases corrosivos. Se usa como metal de imprenta, en acumuladores, pinturas industriales, soldaduras, forros para cables eléctricos, en esmaltado de alfarería, hule, juguetes, gasolina (tetraetilo de plomo) y aleaciones de platón (Borjas, 1989; OMS/OPS, 1979).

El plomo es un elemento relativamente abundante que se encuentra en el aire, agua, suelo, plantas y animales. Sus fuentes naturales son la erosión del suelo, el desgaste de los depósitos de los minerales de plomo y las emanaciones volcánicas (Albert, 1985; Borjas, 1989).

Las fuentes de plomo incluyen tubería de hogar galvanizada, depósitos de baterías, municiones, metales de todo tipo, pinturas y compuestos asociados al petróleo (Crosby, 1977).

Absorción

Del plomo que llega a la parte baja del aparato respiratorio, aproximadamente del 35 al 50% pasa a la sangre y el resto se elimina. En este caso, la absorción depende de factores tales como el tamaño de la partícula inhalada, la forma química, el ritmo respiratorio y las características intrínsecas del organismo (Castañeda, 1983).

Se ha llevado a cabo estudios que indican que por vía oral es absorbido el 10%. No obstante, en niños este porcentaje es mucho mayor, ya que puede alcanzar hasta el 53% de la dosis ingerida. Sólo los compuestos orgánicos del plomo se absorben principalmente por el intestino delgado y en grado menor por el colon. En el estómago la absorción es nula (Castañeda, 1983).

Bioacumulación

En los peces el plomo se acumula de la misma forma que en humanos y afecta básicamente los mismos órganos y tejidos y su acción es más observada en estados inmaduros como alevinos (Tulasi *et al*, 1989).

El plomo se transporta por la sangre y en un principio se distribuye uniformemente en todos los tejidos y órganos. Después, su distribución es gradual en la sangre y tejidos blandos. En la sangre, el plomo se encuentra principalmente en los eritrocitos donde su concentración es aproximadamente 16 veces más alta que en el plasma (Albert, 1985).

El plomo atraviesa la barrera placentaria y en ciertas circunstancias puede causar anomalías congénitas en animales. Los huesos son el principal compartimiento en donde se almacena el plomo, ya que aproximadamente el 90% de la concentración corporal total se encuentra en este tejido. La vida media del plomo de los huesos se ha estimado en 10 años en el ser humano (Oyuela, 1984).

Tipos de Intoxicación

Los porcentajes que pasan a la sangre por ingestión o por inhalación varían según las formas químicas del metal, la presencia de otros elementos, las condiciones sociales, culturales y biológicas (edad, sexo, dieta pobre en calcio) (Herra & Castañeda, 1991).

La intoxicación por plomo puede ser de dos tipos, la aguda y la crónica (que provoca el "saturismo o plumbismo"). En el saturnismo se presenta despigmentación en el glóbulo rojo debido a la inhibición de síntesis de hemoglobina, retraso en la maduración de glóbulos rojos en la médula ósea e inhibición en la síntesis de hemoglobina, debido a la insuficiencia del ácido d-amino levulínico y de coproporfirina III (los cuales son eliminados en la orina) (Herra & Castañeda, 1991).

Tres órganos están especialmente afectados por el saturnismo: El sistema hematopoyético: el plomo interfiere en varias etapas enzimáticas de la biosíntesis del HEM, en la utilización del hierro, y en la síntesis de globina en los eritrocitos. Los pacientes presentan anemias. Los otros dos órganos afectados son el sistema nervioso central y el sistema renal (Valle-Vega, 1986).

Las fuentes de intoxicación por el plomo en el organismo vienen del aire (por inhalación) y de la alimentación (por ingestión). Los grupos de riesgo son: Los niños, los obreros que trabajan con productos a base de plomo, las personas viviendo en casas con cañerías de plomo, las comunidades de pescadores quienes se alimentan de peces contaminados (De Vevey, 1990).

A nivel reproductivo, altos niveles de plomo en la sangre tienen efectos abortivos sobre mujeres embarazadas o neonatos precoces y con muy bajo peso (Nordstrom *et al*, 1979). Sin embargo, estudios realizados en hombres trabajadores del plomo arrojan resultados inconsistentes. Algunos estudios

reportan hipogonadismo, disminución en la motilidad de los espermatozoides, disminución en los conteos de espermatozoides y malformación de los espermatozoides, sin embargo no se puede discriminar si esto es debido a problemas de alcohol, sociales, cigarrillo o el uso de medicamentos (Lerda, 1992; Braunstein *et al*, 1987; Chowdhury *et al*, 1986; Assenato *et al*, 1987; Telisman *et al*, 2000). Los estudios mas actuales indican que no se observan efectos sobre la capacidad reproductiva por debajo de niveles de 50 mg/100 ml de sangre en humanos, aunque las concentraciones mayores a 40 mg/100 ml de sangre causan efectos sobre la funcionalidad y morfología de los espermatozoides (Apostoli *et al*, 1998).

El efecto cancerígeno del plomo no ha sido claramente evidenciado en seres humanos (IARC, 1980). Diversos estudios epidemiológicos no han encontrado una evidente relación entre la exposición al plomo y la incidencia de cáncer (Antilla *et al*, 1995; Fu & Bofeta, 1995). En muchos estudios se ha obviado otros factores como el fumar y la exposición a otros agentes carcinógenos como el arsénico (Wong & Harris, 2000). En un estudio realizado a trabajadores del plomo con cáncer de pulmón se observo un leve incremento del cáncer, pero no se pudo determinar si el arsénico, que es un potente carcinógeno, era el causante de este aumento (Lundstrom *et al*, 1997).

CROMO

En ambientes acuáticos naturales la concentración de cromo es baja, estando entre 1 y 2 $\mu\text{g/L}$ de cromo disuelto (Moore & Ramamoorthy, 1984). La toxicidad del cromo depende de su estado de oxidación y los efectos sobre un organismo esta asociado a la forma en que se encuentre (Holdway, 1988). Existen cuatro estados en los que se encuentra el cromo: Cr^{2+} , Cr^{3+} , Cr^{5+} y Cr^{6+} . Es en este último estado, hexavalente, en el que el cromo puede atravesar las membranas biológicas de organismos acuáticos y tener efectos cancerígenos. Un estudio de Doudoroff y Katz (1953) muestra que el cromo hexavalente se comporta de forma muy diferente al resto de metales pesados. Ya que el cromo hexavalente puede penetrar rápidamente la membrana de las branquias por difusión pasiva y se concentra a niveles mas altos en varios órganos y tejidos, puede manifestar su acción toxica internamente al igual que en la superficie branquial (Knoll & Fromm, 1960; Buhler *et al*, 1977).

El cromo es particularmente peligroso al poder acumularse en muchos organismos, en ocasiones 4000 veces por encima del nivel del ambiente que lo rodea como se observó en algunas algas (Duffus, 1980). Este metal es mas toxico en niveles bajos de pH, al igual que otros metales. (Stouthart *et al*, 1995; Stouthart *et al*, 1996). De forma significativa se encontraron niveles más altos de cromo en epitelio branquial de trucha arcoíris que estaban en un medio de pH 6.5 comparado con truchas arcoíris en medio de pH de 7.8 (Van der Putte *et al*, 1981).

El cromo hexavalente es un metal traza (bajas concentraciones) en ambientes naturales y su presencia en concentraciones altas indica descargas tanto industriales como de poblaciones aledañas al cuerpo de agua (Pickering, 1980).

El principal problema del cromo hexavalente es su acción mutagénica y teratogénica, por lo que es considerado un elemento altamente cancerígeno, mientras que el cromo trivalente se ha comprobado que en contacto con la piel causa dermatitis e irritación de las mucosas nasales (Gale, 1978). El cromo genera cáncer principalmente a nivel pulmonar cuando este es inhalado, pero no se conocen efectos cancerígenos en otros órganos por ingestión, solo se ha observado acumulación en tejidos como el óseo, cerebral y causando daños a nivel de hígado y riñones (Steven et al, 1976) y produce cambios morfológicos en el hígado (Tandon *et al*, 1978). También se han observado ulceraciones a nivel de membranas mucosas, ulceración dérmica y perforaciones del septum nasal (Langard & Norseth, 1979).

HIERRO

El hierro, metal más usado por el hombre históricamente, es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre, siendo su forma mineral más común la hematita, cuya fórmula química es Fe_2O_3 (CRC Handbook of Chemistry & Physics, 1999). Este encuentra en dos estados el férrico oxidado y el ferroso reducido. Las condiciones reductoras y ácidas promueven su solubilidad, mientras que condiciones alcalinas y oxidantes promueven su precipitación. Su llegada a los cuerpos de agua es por medio de meteorización y de este medio depende su estado (Cole, 1983).

El hierro presenta tres estados de oxidación: 0, +2 y +3. Es uno de los elementos más importantes en relación a los gradientes redox verticales que se manifiestan en los cuerpos de agua dulce como producto de una continua transformación de hierro (+2) a hierro (+3) y viceversa. El hierro (+2), estado de oxidación predominante en el estrato reductor de la columna de agua conformada por los sedimentos, es oxidado a hierro (+3) al ingresar en forma disuelta en la porción oxigenada de dicha columna. Ello da lugar a la formación de hidróxidos de baja solubilidad que precipitan a los sedimentos, donde por reducción se genera el hierro (+2), que se incorpora a la fase acuosa reiniciándose el ciclo de transformaciones (De Vitre et al., 1994).

La presencia del hierro es esencial para la mayoría de los organismos, en los cuales forma parte de varias enzimas y proteínas. Corresponde destacar su rol fundamental en el transporte de oxígeno en los vertebrados y algunos grupos de invertebrados, ya que forma parte de la hemoglobina.

El hierro desempeña un papel muy importante en las aguas naturales, especialmente en lagos, como un modulador de nutrientes y otras sustancias tales como fósforo y metales traza, alterando su biodisponibilidad (De Vitre *et al*, 1994). La concentración basal media de hierro en aguas dulces es menor que 30 $\mu\text{g/l}$ (Förstner & Wittmann, 1983); sin embargo, la actividad del hombre puede alterar significativamente tal concentración.

El hierro es esencial para los organismos acuáticos, siendo incorporado por ellos a través de proteínas de membrana específicas, exhibiendo tal proceso

dependencia de la temperatura (Roesijadi & Robinson, 1994). Sin embargo, al igual que lo que ocurre con otros elementos esenciales, si su concentración en el medio supera un cierto umbral se convierte en una sustancia tóxica para los organismos acuáticos.

En la trucha común se encontró que los valores de concentraciones asociadas a toxicidad aguda fueron de 47 mg/l de hierro (Dalzell & Macfarlane, 1999). Aunque estos autores concluyeron que la toxicidad del hierro no era debida a acumulación en el plasma del metal cuando los peces eran sometidos a concentraciones elevadas de este, sino que se taponaban los sitios de intercambio gaseoso y la toxicidad era más de tipo físico (“estorbo físico” según los autores).

MAGNESIO

El magnesio es generalmente el segundo catión, después del calcio, más abundante en las aguas continentales interiores. Su fuente son los minerales silíceos y no silíceos de la corteza terrestre y está representado en la mayoría de las principales subclases de los silicatos que componen las rocas continentales (Cole, 1988). El ión magnesio es esencial para todas las células de los seres vivos y es el elemento que está en onceavo lugar de abundancia en el cuerpo humano. El elemento no se encuentra libre en la naturaleza sino en forma de dolomita, magnesita y otros minerales (Altura *et al*, 1994). El contenido de magnesio en el agua es variable también y depende de la zona. La llamada “agua dura” es agua con un alto contenido de magnesio y calcio y se encuentra en ríos o lagos asociados a rocas con dolomíticas o magnesitas (OTC, 2001).

El magnesio está presente en casi todos los alimentos y su contenido varía sustancialmente de acuerdo al tipo de alimento. Por ejemplo granos y nueces contienen mucho más magnesio (60-2700 mg/kg) que las carnes y otros productos de consumo general (menos de 280 mg/kg). También las sales de magnesio son usadas como aditivos alimenticios (Paolisso *et al*, 1992).

El magnesio obtenido mediante la dieta es utilizado como cofactor por muchas enzimas, también para la síntesis de proteínas y la generación de energía por método aeróbico y anaeróbico, y para la glicólisis, indirectamente como parte del complejo ATP-magnesio o directamente como activador enzimático (COMA, 1991). El magnesio juega un papel multifuncional en el metabolismo celular (particularmente a nivel de la fosforilación) y un rol clave en la división celular (Forbes, 1987). Se ha sugerido que el magnesio es necesario para un adecuado suministro de nucleótidos para la síntesis de ARN y ADN (Schroeder *et al*, 1969). El magnesio regula también los movimientos de potasio en las células del miocardio y se sabe que actúa como bloqueador de los canales de calcio (Fox *et al*, 2001). Además, el magnesio actúa como elemento clave en el metabolismo de la vitamina D y es esencial para la síntesis y secreción de la hormona Paratiroidea (Leone *et al*, 2006).

Toxicidad

Diferentes estudios han demostrado que el magnesio presenta una ligera toxicidad cuando los niveles son muy altos, pero no se ha comprobado en ningún caso que tenga efectos cancerígenos. Nagy *et al* (1988) realizaron un estudio en 20 pacientes con úlcera duodenal quienes recibieron más de 1200 mg de magnesio diario por un periodo de seis semanas y de los cuales ningún paciente tuvo efectos adversos. Marken *et al* (1989) desarrolló un estudio en 13 pacientes con hipertensión leve sobre el efecto del magnesio en la presión sanguínea, metabolismo de eritrocitos y los niveles lipídicos en el plasma sanguíneo. Este estudio duró tres semanas y no se observaron efectos adversos en ningún paciente. Bashir *et al* (1993) reportó problemas intestinales en 6 de 21 individuos que fueron sometidos a exceso de magnesio. En este y otros pocos estudios se reportaron efectos únicamente de tipo intestinal y siempre en la minoría de individuos estudiados.

COBRE

La explotación del cobre no cesa de aumentar desde comienzos del siglo a causa de su gran utilización en la industria eléctrica, construcción, plomería, industria ferretera, fertilizantes, fungicidas, etc (Vega, 1985).

El cobre es uno de los metales de transición más abundantes y constituyente esencial de todos los tejidos vivos. Sin embargo, cuando está presente en altas concentraciones, se vuelve tóxico para los organismos vivos, incluidos los peces (Pelgrom *et al.*, 1995).

El cobre es esencial para la realización del metabolismo del tejido conectivo, síntesis de la hemoglobina, desarrollo óseo y función nerviosa; pero existe un peligro a concentraciones más elevadas (principalmente para el hígado) (De Vevey, 1990).

En niveles de cobre que causan mortalidad, exposiciones a un periodo de 24 horas, la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) experimenta una falla severa en la ionoregulación acompañada de una hipoxia sistemática progresiva (Wilson & Taylor, 1993). También se ha demostrado el efecto de altas concentraciones de cobre sobre la reducción en la capacidad natatoria de las sardinillas cabezonas (Kdok *et al*, 2004).

Aunque los ambientes acuáticos son frecuentemente monitoreados, concentraciones subletales de metales pesados pueden llegar a ser tóxicas para organismos acuáticos. Se ha sugerido que un bioindicador ideal de la contaminación es el estudio de los niveles de acumulación de los metales pesados en órganos de los peces (Handy, 1992).

Las branquias son una superficie delgada y extensa (más del 90% de la superficie total del cuerpo) en íntimo contacto con el agua. Desempeña tres funciones principales, intercambio gaseoso, regulación iónica y excreción de

productos desecho del metabolismo (Perry & Laurent, 1993) y el principal sitio para la absorción de cobre del agua circundante (Campbell *et al*, 1999).

Asociado con la acumulación de cobre, ocurren varios cambios histopatológicos en el epitelio de las branquias (Sola *et al.*, 1995; Arellano *et al.*, 2000; De Boeck *et al*, 2001; Mazon *et al*, 2002) seguido de cambios en parámetros fisiológicos sistemáticos. Los problemas osmorregulatorios que se dan por cobre fueron asociados con un incremento en la permeabilidad del epitelio y la inhibición de de la toma activa de iones, con la subsiguiente reducción de la actividad ATPasa Na⁺/K⁺ y una disminución en el numero de células clorhídricas (Laurén & McDonald, 1985, 1987; De Boeck *et al*, 2001).

El sulfato de cobre es usado como algicida en cultivos de peces y varios estudios han mostrado su efecto toxico en peces. Sin embargo esta toxicidad esta relacionada con la alcalinidad del agua y la dureza del calcio (Perschbacher & Wurts, 1999).

Toxicidad por cobre en el Ser Humano

La intoxicación humana crónica por cobre ocurre rara vez y sólo se presenta en individuos que padecen la enfermedad de Wilson (degeneración hepatolenticular). Esta es una afección genética causada por el apareamiento de genes autosómicos recesivos y anormales, en la cual está muy aumentada la absorción, retención y almacenamiento de cobre por el organismo. La enfermedad es progresiva y mortal si no se trata. El cobre metálico puede causar queratinización de las manos y de las plantas de los pies, pero esto no se asocia por lo general con dermatitis industrial (Vega, 1985).

La exposición industrial al cobre se presenta sobre todo por los humos generados en la soldadura de metales que contienen cobre. El humo y el polvo producen irritación de las vías respiratorias, sabor metálico en la boca, náuseas, fiebre y en algunos casos decoloración de la piel y el cabello (Medina, 1986).

Justificación

Debido a las razones que exponen los diversos autores que han trabajado sobre la toxicidad de los metales pesados surge la pregunta de si el pescado que se produce en el Lago de Tota es de consumo óptimo para la salud humana, Ya que, al ser el primer productor de trucha del país y a la vez estar sometido a una intervención tan grande como lo es el municipio de Aquitania y los cultivos aledaños se asume un supuesto de algún grado de contaminación en el ecosistema qué podría reflejarse en la acumulación de estos metales pesados en tejidos y órganos de los peces.

Metodología

Descripción del área de estudio

El Lago de Tota se localiza sobre la cordillera oriental de los Andes colombianos, al centro-oriental del Departamento de Boyacá, a una altura de 3015 m.s.n.m. con coordenadas (05° 32' N, 72° 56' W). Hacia el sur y el oriente la cuenca está rodeada por montañas de elevación máxima de 3800 m. Al norte la circundan los valles de Duitama y Sogamoso, bordeados por montañas de 3600 m de altura. Al occidente, se ubica la zona interandina media de la cordillera, donde se encuentra el páramo de Tibamó (municipio de Tota). El 72% del área de la cuenca es jurisdicción del municipio de Aquitania y el resto corresponde a los municipios de Cuítiva y Tota.

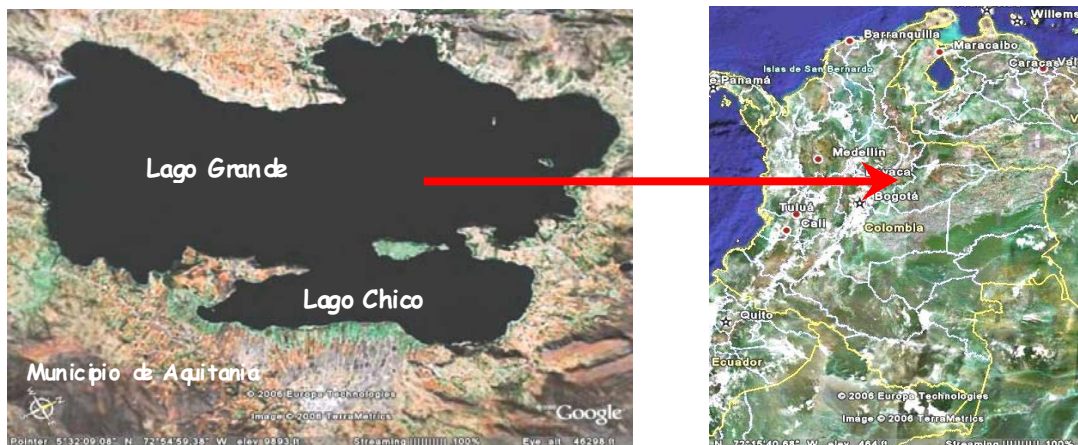
El Lago de Tota tiene un origen geológico de tipo tectónico y glacial con una edad estimada de alrededor de 10.000 años (Roldan, 1992).

El nivel máximo del lago corresponde a la cota de 3015 m.s.n.m y su forma es subrectangular y alargada, con su eje principal en la dirección noreste (ver Figura 1).

Características del Lago de Tota:

Área del Lago	60 Km ²
Área de la cuenca tributaria	170 Km ²
Longitud máxima del Lago	12 Km ²
Máximo ancho del Lago	6.5 Km ²
Profundidad máxima	60 m.

Figura 1. Lago de Tota (tomado de Google Earth, 2007).



Metodología de Campo

Se realizaron seis muestreos cada mes desde octubre de 2005 hasta marzo de 2006. Los peces fueron colectados por medio de anzuelo en horas de la madrugada en distintos puntos del área de Lago Chico en el Lago de Tota y luego de su captura fueron colocados en hielo para su traslado y ya en el laboratorio fueron refrigerados a una temperatura de -4°C .

Metodología de laboratorio.

En la fase de laboratorio los peces fueron descongelados, medidos y pesados. La disección de los órganos fue realizada con un cuchillo de plástico para evitar algunas trazas de metales que pudiese dejar dicho objeto metálico. Se tomaron tres tipos de tejido de cada pez, los cuales fueron hígado, branquias y músculo. Cada tejido fue colocado en cajas de Petri y se dejaron en un horno desecador durante dos días para obtener tejido seco. Estos fueron pesados y se procedió a realizar la digestión. Para esto se agregó a cada muestra de aproximadamente 1 gramo de tejido, 10 ml de solución de agua regia (HCl y HNO_3 en proporción 3:1) y se dejó durante una noche. Luego se procedió a calentar a una temperatura entre 80°C y 90°C , evaporando hasta casi secar y luego se agregaron 5 ml adicionales de agua regia y se llevó al secado total. Lo obtenido se lavó y filtró en un matraz aforado de 50 ml con HNO_3 1% hasta aforar. Esta solución fue utilizada para la medición en un espectrofotómetro de absorción atómica PERKIN ELMER 300 (figura 2) el cual se encuentra en el Laboratorio de Espectrofotometría del Departamento de Química de la Universidad de los Andes.

Para el procesamiento y obtención de los resultados de metales pesados, se llevó a cabo metodología sugerida en el numeral 3110 Metals by Atomic Absorption Spectrophotometry (metales por espectrofotometría de absorción atómica) del libro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1995).

Se hicieron los patrones estándares de las curvas de calibración para cada metal de la siguiente manera. Para el cadmio se disolvió 0.100 g de cadmio metálico en 4 ml de HNO_3 concentrado. Se adhirió 8 ml de HNO_3 concentrado y se aforó a 1000 ml con agua deionizada así se obtiene 1 mg/ml de cadmio.

Para el plomo se tomó 0.1598 g de nitrato de plomo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, en 10 ml de HNO_3 concentrado y se aforó a 1000 ml con agua deionizada. Se obtiene una concentración de 1 mg/ml de plomo.

Para el cromo se disolvió 0.1923 g de CrO_3 en agua. Cuando la solución se completó se agregó 10 ml de HNO_3 y se aforó a 1000 ml con agua deionizada. Se obtuvo una solución de 1 mg/ml de cromo.

Para el hierro se disuelven 0.100 g de alambre de hierro en una mezcla de 10 ml de HCl concentrado más 3 ml de HNO_3 . Se adhiere 5 ml de HNO_3 concentrado y se afora con agua deionizada hasta los 1000 ml. Se obtiene así una concentración de 1 mg/ml de hierro.

Figura 2. Espectrofotómetro de absorción atómica PERKIN ELMER 300. Laboratorio de análisis de espectrofotometría, Departamento de Química, Universidad de los Andes.



Para el magnesio se disolvieron 0.1658 g de MgO en 10 ml de HNO₃ y se aforó a 1000 ml con agua deionizada. Se obtiene así una concentración de 1 mg/ml de magnesio.

Para el cobre se disolvió 0.100 g de cobre metálico en 10 ml de HNO₃ y se aforó a 1000 ml con agua deionizada. Se obtiene una concentración de 1 mg/ml de cobre.

Para las curvas se usaron cuatro puntos de referencia de cada metal. Esto se obtuvo disolviendo la solución patrón de 1 mg/ml que se hizo para cada metal. La determinación de la concentración de los metales se realizó a través del método de llama directa de aire-acetileno.

Los resultados obtenidos fueron calculados para encontrar la concentración en partes por millón (mg/Kg). Los datos fueron analizados con el programa estadístico STATISTIX 7. Se hizo una comparación de las medias de mes, tejido y rango mediante una ANOVA de múltiples vías. Los resultados que arrojaron diferencias significativas y diferencias altamente significativas se les aplicó una prueba de Tukey para observar entre cuales grupos existían tales diferencias.

Se tuvieron en cuenta las siguientes variables independientes:

- Mes (mes en que se realizó el muestreo): 1. Octubre; 2. Noviembre.
3. Diciembre. 4. Enero. 5. Febrero. 6. Marzo.
- Metal: 1. Cadmio. 2. Plomo. 3. Cromo. 4. Magnesio. 5. Hierro. 6. Cobre.
- Tejido (tipo de tejido del pez): 1. hígado. 2. branquias. 3. músculo.
- Rango de longitud (se tomaron cuatro rangos de longitud de los peces):
1. (43- 38 cm.) 2. (37-31 cm.) 3. (30-26 cm.) 4. (25-19 cm.).

FACTOR DE CONDICION K (Fulton, 1902)

El factor de condición K o de Fulton es un índice que se utiliza para determinar en que condición se encuentra un pez o una población de estos. Utiliza para ello la relación existente entre el peso del individuo y su longitud y la ecuación se expresa de la siguiente manera:

$$K = 10^N W / L^3$$

Donde

K	es el factor de condición o coeficiente de condición.
W	es el peso expresado en gramos.
L	es la longitud del pez en milímetros
N	es un índice calculado, que para el caso de los salmónidos es igual a 5.

Los valores de K son clasificados de la siguiente manera:

0.8 peces extremadamente pobres. 1.0 peces pobres. 1.2 peces aceptables.
1.4 peces en buena calidad. 1.6 peces en excelente estado (de trofeo)
(Barnham & Baxter, 1998).

RESULTADOS

Luego de los datos obtenidos en laboratorio y de los análisis realizados con el programa estadístico, los resultados y gráficos obtenidos se muestran a continuación para cada uno de los metales por separado.

CADMIO

En el caso del cadmio no se detectaron trazas del metal en el espectroscopio de absorción atómica. Los resultados obtenidos fueron negativos lo cual indica que la concentración de este metal estaba muy por debajo de la curva, la cual iba desde los 0.25 mg/L hasta los 4 mg/L. Por lo tanto, aunque es probable que existan trazas de cadmio estas se encuentran por debajo de los límites máximos permitidos por las organizaciones de salud como la EPA, la OMS, que esta en 0.5 mg/kg.

PLOMO

En el caso del plomo se detectaron diferencias altamente significativas en la prueba de ANOVA, tanto para la variable RANGO como para la variable TEJIDO. Esto nos indica que se encontraron concentraciones muy distintas en los tres tipos de tejido y también entre los cuatro distintos rangos de tamaño.

Para los tejidos, se puede mirar la figura 1 donde vemos que la mayor concentración de plomo se presenta en las branquias (tejido 2). En el hígado (tejido 1) la concentración es menor que en branquias. En músculo (tejido 3) sólo se detectan valores para el rango de longitud más grande mientras que en los demás rangos no se detectaron concentraciones de plomo.

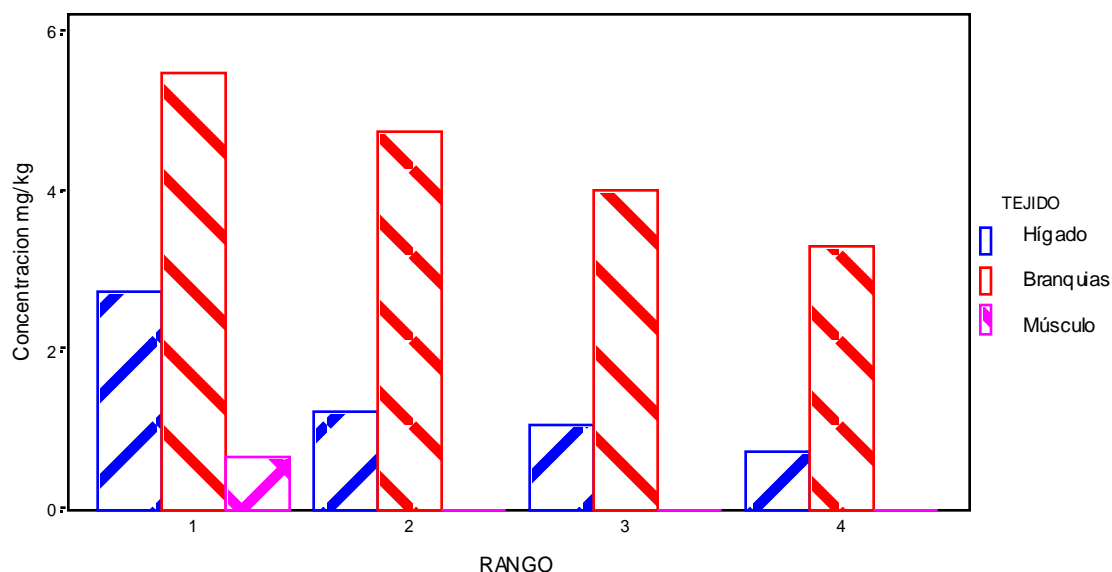
Al realizar una prueba de Tukey, se pudo observar que la concentración de plomo es directamente proporcional al tamaño del pez (Tabla 1). Si observamos los rangos vemos que se forman dos grupos homogéneos. Existieron diferencias significativas entre el rango 1 que era el de mayor longitud con el rango 3 el cual tenía la segunda menor longitud de los peces analizados como se puede ver en la figura 3.

Tabla 1. Resultados obtenidos de la prueba de Tukey para los rangos y tejidos en Plomo

RANGO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
1	2.9767	I
2	1.9967	I I
3	1.7000	.. I
4	1.3533	.. I

TEJIDO	MEAN	GRUPOS HOMOGENEOS
2	4.3950	I
1	1.4550	.. I
3	0.1700 I

Figura 3. Concentración de plomo en los cuatro rangos de longitud del pez y en los tres tejidos comparados. n= 36



CROMO

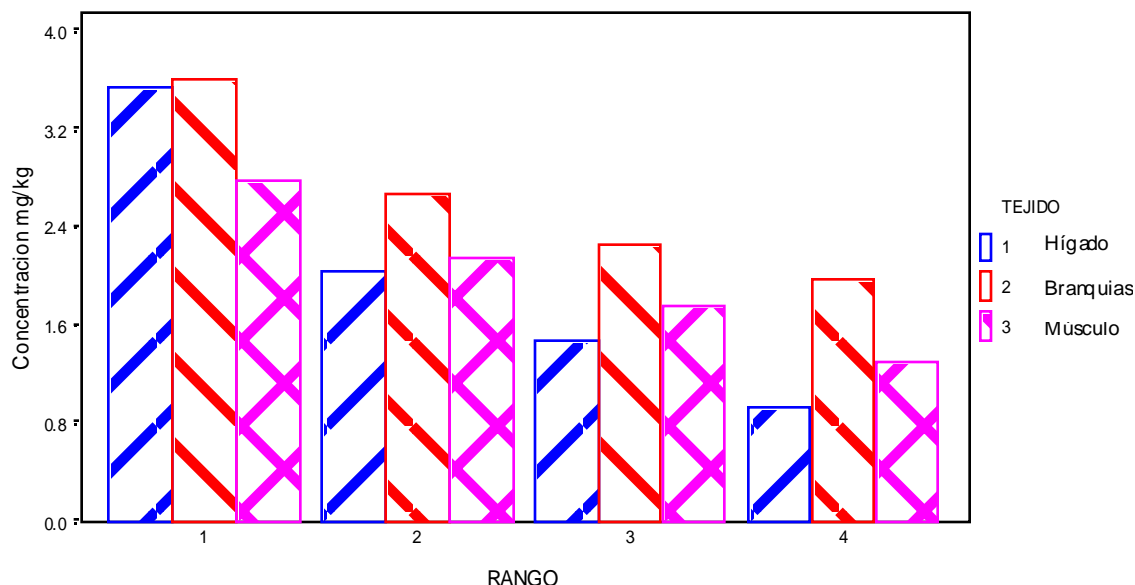
Las concentraciones más altas de plomo se encontraron en peces con mayor rango de longitud (figura 4). Los resultados de la prueba de Tukey muestran que las branquias (tejido 2) tiene las concentraciones de cromo más altas y presenta diferencias significativas con respecto al hígado (tejido 1) y al músculo (tejido 3) (tabla 2). Se observa una mayor concentración a nivel branquial lo cual concuerda con un estudio realizado por Avenant-Oldewage (2006) en donde también encontró los niveles más altos de cromo en las branquias de *Clarias gariepinus*, un pez de agua dulce.

Tabla 2. Resultados obtenidos de la prueba de Tukey para los rangos y tejidos en cromo.

RANGO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
1	3.3267	I
2	2.2933	.. I
3	1.8367	.. I I
4	1.4167 I

TEJIDO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
2	2.6375	I
1	2.0100	.. I
3	2.0075	.. I

Figura 4. Concentración de cromo entre los cuatro rangos de longitud y los tres tejidos tomados del pez. n= 36



Se puede observar que a mayor longitud (edad) del pez existe una mayor concentración de este metal lo que sugiere una bioacumulación dependiente del tiempo. Aunque los niveles de cromo encontrados en los peces del Lago de Tota se encuentran por debajo del límite permitido por la WHO (1979), están muy cercanos a este límite y es un indicador del grado de contaminación del Lago que aunque no es agudo si se encuentra en un nivel que puede llegar a ser preocupante ya que no se están tomando medidas para evitar la llegada de las aguas residuales del municipio de Aquitania y las aguas de escorrentía de los cultivos aledaños.

HIERRO

Para este metal se encontraron los niveles más altos en los peces con rango de longitud mayor y este rango presenta diferencias significativas con respecto a los demás rangos, los cuales no muestran diferencias significativas entre ellos (tabla 3, figura 5). Entre hígado (tejido 1) y branquias (tejido 2) no se presentaron diferencias significativas y estos tienen las concentraciones de hierro más altas en los distintos rangos, mientras que se observa en músculo (tejido 3) que los niveles de hierro son muy bajos. Esto es en parte a que las branquias y el hígado son tejidos muy vascularizados con gran cantidad de sangre, la cual posee hierro en su grupo HEMO, mientras los músculos no son tan vascularizados como los anteriores tejidos.

Figura 5. Concentración de hierro entre los cuatro rangos de longitud y los tres tejidos tomados del pez. n= 36

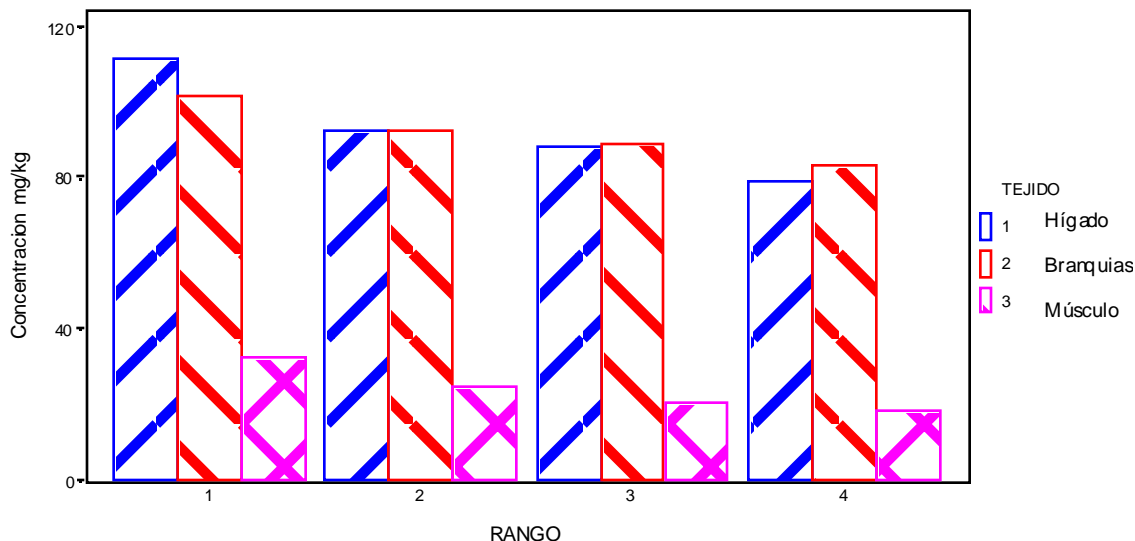


Tabla 3. Resultados obtenidos de la prueba de Tukey para los rangos y tejidos en hierro.

RANGO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
1	82.033	I
2	70.297	.. I
3	66.287	.. I
4	60.743	.. I

TEJIDO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
1	93.125	I
2	91.995	I
3	24.400	.. I

Los niveles encontrados de este metal están muy por debajo de los límites permitidos y aunque es un metal esencial para los seres vivos en exceso puede llegar a ser tóxico, caso no presente en este estudio.

MAGNESIO

Se puede ver en la figura 6 que las diferencias no son tan visibles entre los rangos pero cuando se hizo la prueba de Tukey esta arrojó diferencias significativas como vemos en la tabla de rango en la tabla 4. Los valores más altos de magnesio se encontraron en las branquias, debido a que es el órgano que se encuentra en contacto directo con el agua y este tejido presenta una gran afinidad por este metal debido a su facilidad de difusión facilitada por el sodio y el cloruro (Isaia & Mansoni, 1976)

Figura 6. Concentración de magnesio entre los cuatro rangos de longitud y los tres tejidos tomados del pez. n= 36

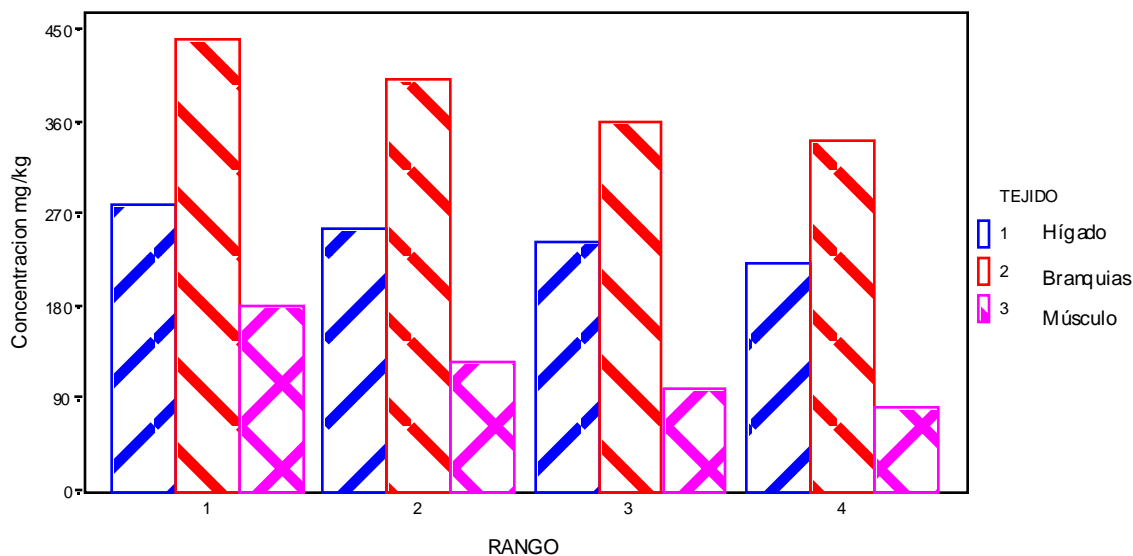


Tabla 4. Resultados obtenidos de la prueba de Tukey para los rangos y tejidos en magnesio.

RANGO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
1	301.00	I
2	262.73	.. I
3	235.93	.. I I
4	216.90 I

TEJIDO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
2	387.38	I
1	252.05	.. I
3	123.00 I

COBRE

La figura 7 nos muestra que las diferencias entre los distintos rangos no son muy marcadas y al realizar la prueba de Tukey se presentan diferencias significativas solamente entre el rango mayor y el menor. Mientras que entre los tejidos se observa una clara diferencia de concentraciones entre ellos y teniendo diferencias significativas entre todos, siendo las branquias (tejido 2) el tejido con la concentración de cobre más alta, doblando la concentración del hígado (tejido 1) y superando por mucho a la concentración del músculo (tejido 3).

Figura 7. Concentración de cobre entre los cuatro rangos de longitud y los tres tejidos tomados del pez. n= 36

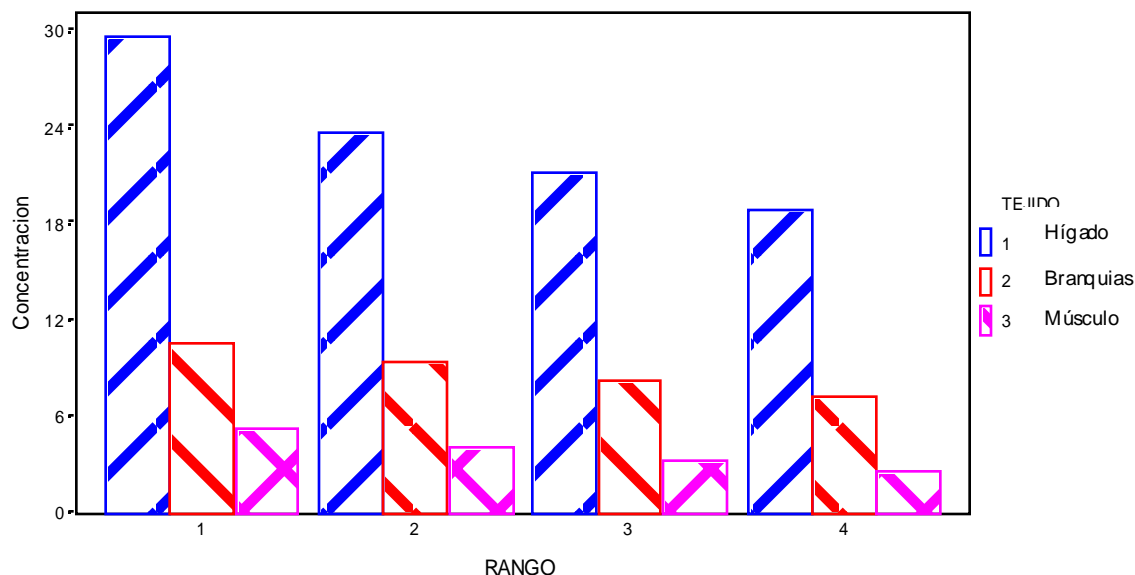


Tabla 5. Resultados obtenidos de la prueba de Tukey para los rangos y tejidos en cobre.

RANGO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
1	15.183	I
2	12.383	I I
3	10.917	I I
4	9.606	.. I

TEJIDO	MEDIA	GRUPOS HOMOGENEOS
1	23.322	I
2	8.8775	.. I
3	3.8675 I

Esto es debido a que en el hígado se da el metabolismo de carbohidratos y lípidos, procesos en los cuales esta muy involucrado el cobre como cofactor y como parte de la enzimas que llevan a cabo estas reacciones.

FACTOR DE CONDICION K O DE FULTON

Luego de realizar el cálculo del factor de condición K o de Fulton nos arrojó un valor promedio para los peces analizados de 1.66 lo que ubica a los peces con los que se trabajo en un estado EXCELENTE, lo cual significa que los peces tenían una relación entre su longitud y peso que esta muy de acuerdo a los parámetros esperados para un pez con una salud excelente.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En este estudio es posible observar que los niveles de metales pesados encontrados en los tejidos de los peces analizados se encuentran por debajo de los límites permitidos por las distintas agencias gubernamentales alrededor del mundo. Sin embargo no deja de ser preocupante que en algunos casos los niveles están apenas por debajo de este límite permitido y que lo que se esperaría de acuerdo al grado de intervención sobre el Lago de Tota sería un aumento gradual de los niveles de estos metales tanto en el agua como en los tejidos de los peces a futuro.

No se encontraron diferencias significativas entre las medias de los meses muestreados. En los tejidos y los rangos de longitud se encontraron diferencias significativas pero no se encontró una interacción entre estas dos variables ($p=0.21$).

Se observó, en el caso del cadmio, que no se detectaron trazas de este metal, lo cual es alentador ya que es el metal pesado que en menor concentración trae problemas a la salud del pez y por ende a la del humano que lo consume. El cadmio es liberado al ambiente principalmente por la industria minera y de polímeros y ya que en el municipio no existen dichas industrias las trazas que de este metal llegan al lago son por meteorización natural de rocas y algo de lo vertido por las aguas residuales del municipio aledaño de Aquitania.

El análisis de la concentración del plomo en los tejidos de los peces también mostró niveles por debajo de los permitidos por las agencias gubernamentales el cual es de 0.5 ppm (Eisler, 1988) y es notable que solo se observaron trazas de este metal en músculo de los peces más grandes, lo cual comprueba la bioacumulación en función del tiempo. Para el caso del plomo es también alentador el panorama ya que los peces que mostraron trazas son peces de un tamaño fuera del comercial (muy grandes) y en su mayoría son usados como padotes (reproducción). Por lo tanto en los peces que son de tamaño y peso óptimo para la venta al público no se encontraron trazas de este metal en los músculos. El plomo es un metal que se utiliza en la industria de pinturas, soldadura, aislantes eléctricos y de combustibles y aunque estos productos son utilizados en el municipio de Aquitania, no se hace a un nivel masivo. El plomo que llega al agua del lago de Tota en su mayoría proviene de las tuberías antiguas que son galvanizadas o que tienen recubiertas para evitar la oxidación pero no hay una fuente de tipo industrial importante en la zona.

En el caso del análisis del cromo hexavalente se puede decir que los niveles encontrados en los tejidos de los peces no son tan alentadores como en los anteriores metales. Al observar la figura 4 vemos como es el único caso en el que los niveles de metal presentes en los músculos son mayores a los niveles presentes en hígado, siendo las branquias el órgano con mayor concentración de este metal. Sin embargo, al comparar con el estudio de Canly & Atli (2003) se observa que los datos obtenidos en este estudio corresponden con los obtenidos en su estudio y que para el caso del cromo ocurre la misma tendencia en los órganos analizados.

El nivel de los estándares internacionales para el cromo oscila entre 1.0 y 2.0 ppm (Burger & Gochfeld, 2005) y se puede ver en la figura 4 como en el caso de los peces más grandes se llega a superar este nivel. Sin embargo se consideran niveles superiores a los 4 mg/kg (peso seco) como evidencia de contaminación y en este caso los niveles de cromo en músculos llegan un poco más arriba de los 2 mg/kg (peso seco). Aunque como se dijo anteriormente los peces de este tamaño no están para el consumo humano, es preocupante que ya sobrepasen los límites permitidos por las agencias gubernamentales. Sin embargo, desde un punto de vista más estricto refiriéndonos a los peces de consumo humano los niveles están por debajo de los estándares internacionales, aunque los valores obtenidos están muy cercanos a estos límites y son de preocupación ya que el cromo es un metal que tiene un grado de toxicidad alto y además se ha demostrado que es un agente cancerígeno como se dijo anteriormente. El cromo se puede encontrar en los fertilizantes (Sager, 2007) y plaguicidas usados en los cultivos aledaños y esta puede ser la principal causa de su presencia en el lago, sumando además las aguas residuales de Aquitania, provenientes de los cultivos de cebolla y de aquí se lava por escorrentía y así estos componentes químicos que llegan al lago.

El hierro es un metal pesado que es de los elementos esenciales más importantes en todos los organismos vivos y como se dijo anteriormente juega un papel muy importante en la formación de moléculas que son definitivas en cualquier organismo. Por lo tanto, es de esperarse que los niveles de concentración en los que este metal se vuelva tóxico sean mucho más altos que los de los metales antes analizados. En el estudio de Canly & Atli (2003) se encuentran niveles, aunque para peces marinos, de hasta 78.4 mg/kg (peso seco) de hierro en músculo, mientras que en nuestro estudio el valor máximo encontrado fue de 35 mg/kg (peso seco). De igual forma los valores para hígado y branquias encontrados en este estudio eran de menos de la mitad de los reportados por Canly & Atli. Estos datos nos indican que los peces no tienen excesos de hierro en sus tejidos y que estos niveles en ellos presentes son normales.

Los datos encontrados para el magnesio también fueron significativamente mucho más altos que para cadmio, plomo y cromo. Esto debido a su condición de elemento esencial en el metabolismo de los organismos así como su participación en moléculas de alta importancia como ATPasas y clorofila. En el estudio de Canly & Atli (2003) no fue tomado en cuenta el magnesio. Pero en un estudio hecho por Begum *et al* (2005) en el Lago Dhanmondi, Bangladesh, se registraron niveles de magnesio en músculo de peces de hasta 2193 mg/kg (peso seco). Los autores reportaron según este y otros metales usados como parámetros un nivel preocupante de contaminación en dicho lago. Comparado con este estudio, otro llevado a cabo en el lago Malibu en California, USA, (Moeller *et al*, 2003) muestra promedios de alrededor de los 800 mg/kg (peso seco) de magnesio, en donde los niveles de contaminación por metales pesados no fueron reportados como elevados pero que se dilucidan como indicadores de una intervención marcada en el lago. En este estudio los niveles de magnesio obtenidos fueron en promedio de 150 mg/kg (peso seco) lo que

muestra niveles bajos de este metal en los músculos de los peces analizados en el lago de Tota en comparación con otros estudios.

Los análisis realizados en músculo para determinar la concentración de cobre en este estudio arrojaron valores promedio de 4 mg/kg (peso seco). Cabe recordar que aunque el cobre es un elemento esencial, su exceso puede tener efectos adversos en los organismos, en este caso los peces, y posteriormente en el ser humano. Sin embargo los niveles encontrados en este estudio se encuentran muy a la par con otros estudios realizados y en algunos casos por debajo de los valores encontrados por otros autores en músculo de peces. El estudio realizado por Karadede & Ünlü (2000) en el Lago Ataturk, Turkia, presenta valores de 4.3 mg/kg (peso seco). Un estudio realizado en el Lago Kolleru, India, por Sekhar *et al* (2003) muestra valores promedio de 33 mg/kg (peso seco) en músculo de peces. Aquí se muestran unos valores altos comparados con este y otros estudios y los autores por este y otros metales consideran este lago como muy intervenido y con un nivel alto de contaminación. Pero en estudios realizados sobre lagos conservados los niveles de magnesio en músculo de peces allí presentes tienen valores de 1.8 mg/kg (peso seco) (Wagner & Bomam, 2003) y en otros casos los niveles son inferiores a 0.3 mg/kg (peso seco) como lo reportan los estudios de Alam *et al* (2002) y Rashed (2001). Por lo que podemos notar con este metal, aunque los valores no son tan bajos como los encontrados en otros estudios en lagos más conservados, no representa un problema marcado en el caso del Lago de Tota.

CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos en este estudio y su posterior análisis podemos concluir que en el Lago de Tota existe una presencia marcada de metales pesados. De los metales pesados analizados es de resaltar que el cadmio no fue detectado en ninguno de los tejidos de los peces analizados y esto es un resultado que tiene un aspecto positivo debido a la alta toxicidad de este elemento. El plomo sólo se detectó en músculo de los peces de tamaño mayor y en concentraciones que están por debajo de los límites establecidos por las agencias gubernamentales de salud, a pesar de esto, se encontró plomo en tejidos como el hepático y el branquial, lo cual indica ya una presencia de plomo que debe ser tenida en cuenta por las autoridades competentes, ya que el plomo también es un elemento de una toxicidad similar a la del cadmio. El cromo también presentó niveles, aunque por debajo de lo establecido por las agencias gubernamentales, altos y que podrían empezar a ser preocupantes para la salud pública. Los niveles de hierro, magnesio y cobre se encontraron en niveles normales y estos metales aunque son esenciales para los seres vivos, su exceso puede tener efectos desfavorables en los organismos.

De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio se puede concluir que el Lago de Tota no presenta altos niveles de contaminación por metales pesados. Sin embargo el Lago se encuentra en una situación límite, lo cual significa que su equilibrio es frágil y si no se toman medidas urgentes en un futuro cercano se alcanzarán niveles de contaminación significativos tanto para los

organismos asociados a este cuerpo de agua como para la comunidad aledaña y los consumidores de los productos que de aquí se obtienen.

Como se dijo anteriormente los peces del Lago de Tota presentan en sus tejidos trazas de metales pesados, que aunque no sobrepasan los niveles permitidos por las agencias gubernamentales, también son un indicio de la intervención antrópica que se hace sobre este lago. A pesar de esto, los peces que se producen en el Lago de Tota son aptos para el consumo humano de acuerdo a los parámetros estándares internacionales como la FAO, OMS, FDA y otros.

RECOMENDACIONES

Luego de observar los datos obtenidos en este estudio es necesario llevar a cabo un monitoreo del Lago de Tota con estos parámetros para observar el comportamiento de forma anual de los metales pesados en el cuerpo de agua y en los organismos allí presentes.

Los monitoreos deben llevarse a cabo también en otros organismos como microcrustáceos, zooplancton, fitoplancton y demás invertebrados asociados a este lago, ya que son un componente fundamental de la cadena trófica del ecosistema y podría dar un modelo de cómo es el ciclo de los metales pesados hasta llegar a los humanos.

Ya que el Lago de Tota es un cuerpo de agua tan grande, puede medirse gradientes presentes en el de metales pesados para analizar cuáles son los sectores más afectados y con esto poder empezar a enfocar los esfuerzos sobre los sitios más intervenidos del lago.

Referencias

Adami, R., O. Cintio, G. Trombetta, D. Choquet, and E. Grazi. **2002**. Effects of chemical modification, tropomyosin, and myosin subfragment 1 on the yield strength and critical concentration of F-actin. *Biochemistry*. 41: 5907–5912.

A. Avenant-Oldewage & HM Marx. **2006**. Bioaccumulation of chromium, copper and iron in the organs and tissues of *Clarias gariepinus* in the Olifants River, Kruger National Park. *Water SA*. Vol. 26. Nº 4.

Adeyeye, E. **1994**. Determination of Trace Heavy Metals in *Ilisha Africana* Fish and in Associated Water and Soil Sediments from Some Fish Ponds. *Intern. J. Environmental Studies*. Vol. 45, pp. 231-238.

Alam, M. G. M., Tanaka, A., Allinson, G., Laurenson, L. J. B., Stagnitti, F., & Snow, E. T. **2002**. A comparison of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of lake Kasumigaura, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53, 348–354.

Albert, L. A. **1985**. Curso Básico de toxicología ambiental. OPS/OMS. P. 1-15, 161-181.

Altura, B.T., Wilimzig, C., Tmavec, T., Nyulassy S., Altura B.M. **1994**. Comparative effects of magnesium enriched diets and different orally administered magnesium oxide preparations on ionized Mg, Mg metabolism and electrolytes in serum of human volunteers. *Journal of the American College of Nutrition* 13, 447-54.

Antilla A, Keikkila P, Pukkala E, et al. **1995**. Excess lung cancer among workers exposed to lead. *Scand J Work Environ Health*. 21:460–469.

Anton, A. y J. Lizaso. **2001**. Los metales pesados en la alimentación. Fundación Ibérica para la seguridad alimentaria. Madrid. España 5p.

Apostoli P, Kiss P, Porru S, et al. **1998**. Male reproductive toxicity of lead in animals and humans. *Occup Environ Med* 55:364–374.

Arellano, J. M., Blasco, J., Ortiz, J. B., Capeta-Da Silva, D., Navarro, A., Sanchez-Del Pino, M.J., Sarasquete, C., **2000**. Accumulation and histopathological effects of copper in gills and liver of Senegalese Sole, *Solea senegalensis* and Toad Fish, *Halobatrachus didactylus*. *Ecotoxicol. Environ. Restoration* 3, 22–28.

Assenato G, Paci C, Baser M, et al. **1987**. Sperm count suppression without endocrine dysfunction in leadexposed men. *Arch Environ Health* 42:124–127.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) **1999**. Cadmium. CAS # 7440-43-9.

Bamham, C. & A. Baxter. **1998**. Condition Factor, K, for Salmonid Fish. *Fisheries Notes*. 0005. ISSN. 1440-2254.

Bashir, Y., Sneddon, J.F., Staunton, A., Haywood G.A., Simpson I.A., McKenna W.J., Camm A.J. **1993**. Effects of long-term oral magnesium chloride replacement in congestive heart failure secondary to coronary artery disease. *American Journal of Cardiology* 72, 1156-1162.

- Begum, A., Amin, N., Kaneco, S. & K. Ohta. **2005**. Selected elemental composition of the muscle tissue of three species of fish, *Tilapia nilotica*, *Cirrhina mrigala* and *Carius batrachus*, from the fresh water Dhanmondi Lake in Bangladesh. *Food Chemistry*, 93 439-443.
- Bojás, C. de J.; Lagos, S. **1989**. *Determinación de metales pesados en raíz, tallo y hoja de la planta de maíz cultivada en el margen noroeste del Lago de Yojoa*. TESIS Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. UNAH. Tegucigalpa D.C.
- Braunstein GD, Dahlgren J, Loriaux DL. **1987**. Hypogonadism in chronically lead-poisoned men. *Infertility* 1:33-51.
- Buhler, D.R., Stokes, R.M. & Caldwell, R.S. **1977**. Tissue accumulation and enzymatic effects of hexavalent chromium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34 9-18.
- Burger, J. & M. Gochfeld. **2005**. Heavy Metals in Commercial Fish in New Jersey. *Environmental Research*. 99, 403-412.
- Campbell, H.A., Handy, R.D., Nimmo, M. **1999**. Copper uptake kinetics across the gills of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) measured using an improved isolated perfused head technique. *Aquat. Toxicol.* 46, 177-190.
- Canly, M. & Atli, G. **2003**. The relationships Between Heavy Metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) Levels and the Size of Six Mediterranean Fish Species *Environmental Pollution*. 121 pp. 129-136.
- Carter, D. E. & Q. Fernando. **1979**. Chemical Toxicology. *J. Chem. Educ.* 56 (8) pp. 490-495.
- Castañeda, C. H. **1983**. *Distribución de plomo, zinc y cadmio en el ecosistema acuático del Lago de Yojoa, Honduras*.
- Chowdhury AR, Chinoy NJ, Gautam AK. **1986**. Effect of lead on human semen. *Adv Contracept Delivery Syst* 2:208-211.
- Cole, G.A. **1988**. *Manual de Limología*. Editorial Hemisferio Sur S. A. Buenos Aires, Argentina.
- Cole, G.A. **1983**. *Textbook of Limnology*. Third Edition. The C. V. Mosby Company. St. Louis, Missouri.
- COMA **1991**. Dietary Reference Values for Food Energy and Nutrients for the United Kingdom. Report of the Panel on Dietary Reference Values, Committee on Medical Aspects of Food and Nutrition Policy. HMSO, London.
- CRC *Handbook of Chemistry and Physics*. **1998-1999**. 78th edition. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- Crosby, N. T. **1977**. Determination of Metals in Foods – A Review. *The Analyst*. 102 (1213), 225-268.
- Cumbie, P. M. **1975**. Mercury Levels in Georgia Otter, Mink and Freshwater Fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 29, 8-14.

Dalzell, D.J.B. and N.A.A. Macfarlane. **1999**. The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulphate. *Journal of Fish Biology* 55: 301-315.

Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente Correspondientes a Hierro. **2003**. República Argentina. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación.

De Boeck, G., Vlaeminck A., Balm, P.H., Lock, R.A., De Wachter, B., Blust, R., **2001**. Morphological and metabolic changes in common carp, *Cyprinus carpio*, during short-term copper exposure: interactions between Cu²⁺ and plasma cortisol elevation. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 374–381.

De Vevey, E. **1990**. Contaminación del Lago de Yojoa (Honduras) por Metales pesados. Control de Contaminantes. Tegucigalpa-Lausanne, Suiza.

De Vitre R. R., B. Sulzberger and J. Buffle. **1994**. Transformation of iron at redox boundaries. *Chemical and biological regulation of aquatic systems*. CRC Press Inc.

Doudoroff, P. & Katz, M. **1953**. Critical review of literature on the toxicity of industrial wastes and their components to fish. II. The metals as salts. *Sewage and Ind. Wastes* 25, 802-839

Duffus, J.H. **1980**. *Environmental Toxicology*. Edward Arnold (publishers) Ltd., London, Great Britain. 164.

Eisler, R. **1986**. Lead Hazards to fish, Wildlife and Invertebrates: A Synoptic Review. Us Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Filipovic, V. and Raspor, B. **2003**. Metallothionein and metal levels in cystol of liver, kidney and brain in relation to growth parameters of *Mullus surmuletus* and *Liza aurata*. From the Eastern Adriatic Sea. *Water Research*. 37: 3253-3262.

Forbes GB. **1987**. Human body composition: growth, aging, nutrition and activity. New York, NY, Springer-Verlag.

Forstner, U. and G.T.W. Wittmann. **1983**. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Second revised Edition. Springer-Verlag.

Fox D, Ramsomair D, and Carter C. **2001**. Magnesium: Its proven and potential clinical significances, *South Med J* 94(12): 1195-1201.

Fu H, Boffetta P. **1995**. Cancer and occupational exposure to inorganic lead compounds: a meta-analysis of published data. *Occup Environ Med* 52: 73–81.

Fulton, T. **1902**. Rate of growth of seas fishes. Sci. Invest. Fish. Div. Scot. Rept. 20.

Gale, T. F. **1978**. Embryotoxic effects of chromium trioxide in hamsters. *Environ. Res.* 16:101-109.

Griffiths, S.W., Armstrong, J.D., **2000**. Differential responses of kin and nonkin salmon to patterns of water flow: does recirculation influence aggression. *Anim Behav.* 59, 1019-1023.

- Gunn SA, Gould TC, Anderson WA. **1963**. Cadmium-induced interstitial cell tumors in rats and mice and their prevention by zinc. *J. Natl. Cancer Inst.* 31:745-59.
- Gutenmann, W. H., Bache, C. A., Mc Cahan J. B. & D. J. Lisk. **1998**. Heavy Metals and Chlorinated Hydrocarbons in Marine Fish Products. *Nutr. Reports Intern.* 38 (6), 1157-1161.
- Handy, R.D., **1992**. The assessment of episodic metal pollution: I. Uses and limitations of tissue contaminant analysis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after short waterborne exposure to cadmium or copper. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 22, 74-81.
- Hara, T.J., **1986**. Role of olfaction in fish behaviour. In: Pitcher, T. (Ed.), *The Behaviour of Teleost Fishes* The Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 152-176.
- Heath JC, Daniel MR, Dingle JT, Webb M. **1962**. Cadmium as a carcinogen. *Nature.* 193:592-3.
- Herra, S.; Castañeda, C. **1991**. Concentración de Metales Pesados en Fuentes de Agua Potable en el Margen Noroeste del Lago de Yojoa. Trabajo Inédito. Dirección de Investigación Científica. UNAH.
- Holdway, D.A. **1988**. The toxicity of chromium to fish. In: Niagu JO and Nieboer E (eds.) *Chromium in the Natural and Human Environments*. John Wiley & Sons Inc., New York, USA. 369-397.
- Hollis, L., McGeer, J.C., McDonald, D.G., Wood, C.M., **2000**. Protective effects of calcium against chronic waterborne cadmium exposure to juvenile rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 2725-2734.
- Huff, F., Lunn, R.M., Waalkes, M.P., Tomatis, L., Infante, P.F. **2007**. Cadmium-induced Cancers in Animals and in Humans. *Int. J. Occup. Environ. Health.* 13:202-212.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). **1980**. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. 23:149-150.
- Isaia, J. & A. Mansoni. **1976**. The effects of calcium and magnesium on water and ionic permeabilities in the sea water adapted eel, *Anguilla anguilla* L. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*. Volume 109, Number 2, p 221-233.
- Johns, C. O., A. J. Finks and C. L. Aisberg **1923**. Chronic intoxication by small quantities of cadmium chloride in the diet. *J. Pharm. Exp. Therap.*, 21: 59.
- Karadede, H., & Ünlü, E. **2000**. Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Chemosphere*, 41, 1371-1376.
- Kolok, A.S., Peake, E.B., Tierney, L.L., Roark, S.A., Noble, R.B., See, K., Guttman, S.I., **2004**. Copper tolerance in fathead minnows I. The role of genetic and non-genetic factors. *Environ. Toxicol. Chem.* 23, 200-207.
- Knoll, J. & Fromm, P.O. **1960**. Accumulation and elimination of hexavalent chromium in rainbow trout. *Physiol. Zool.* 33 1-8.

- Kumada, H., Kimar, S. and Yokote, M.: **1980**, 'Accumulation and distribution of cadmium in fish', *Nippon Suisan Gakkaishi* 46, 97–105.
- Langard, S., and T. Norseth. 1979. Chromium. Pages 383-397 in L. Friberg, G. F. Nordberg, and V. B. Vouk (eds.). *Handbook on the toxicology of metals*. Elsevier/North Holland Biomedical Press
- Langston, W. J. **1990**. Toxic Effects of Metals and the Incidence of Marine Ecosystems in: Furnes, R. W. & Rainbow, P. S. (ed). *Heavy Metals in the Marine Environment*. 256 pp. CRC Press. New York
- Laurén, D.J., McDonald, D.G., **1985**. Effects of copper on branchial ionoregulation in the rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson: modulation by water hardness and pH. *J. Comp. Physiol.* B155, 635–644.
- Laurén, D.J., McDonald, D.G., **1987**. Acclimation to copper by rainbow trout, *Salmo gairdneri*: physiology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44, 99–104.
- Leone N, Courbon D, Ducimetiere P, Zureik M **2006**. Zinc, Copper, and Magnesium and Risks for All-Cause, Cancer, and Cardiovascular Mortality. May 2006, *Epidemiology*, 17 (3):308-314.
- Lerda D. **1992**. Study of sperm characteristics in persons occupationally exposed to lead. *Am J Int Med* 22:561–571.
- Lundstrom N-G, Nordberg G, Englyst V, et al. **1997**. Cumulative lead exposure in relation to mortality and lung cancer morbidity in a cohort of primary smelter workers. *Scand J Work Environ Health* 23: 24–30.
- Mance, G. **1987**. *Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environment*. Elsevier. 363 pp. London.
- Marr, I. L. & Creasser, M. S. **1983**. *Environmental Chemical Analysis*. Pub. Blackie and Sons Ltd. p 104.
- Marken, P.A., Weart, C.W., Carson, D.S., Gums J.G., Lopes-Virella M.F. **1989**. Effects of magnesium oxide on the lipid profile of healthy volunteers. *Atherosclerosis* 77, 37-42.
- Mazon, A.F., Cerqueira, C.C.C., Fernandes, M.N., **2002**. Gill cellular changes induced by copper exposure in the South American tropical freshwater fish *Prochilodus scrofa*. *Environ. Res.* A88, 52–63.
- Medina, M.T. **1986**. Efectos sobre la salud humana por los metales pesados: Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Zinc (Zn) y Cobre (Cu) en la población residente en el margen noroeste del Lago de Yojoa, Honduras. Protocolo de Investigación, Dirección de Investigación Científica. U.N.A.H Tegucigalpa, Honduras.
- Moeller, A., MacNeil, S. D., Ambrose, R. F., & Hee, S. S. Q. **2003**. Elements in fish of Malibu Creek and Malibu Lagoon near Los Angeles, California. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 424–429.
- Moore, J.W. & Ramamoorthy, S. **1984**. *Heavy Metals in Natural Waters Applied Monitoring and Impact Assessment*. Springer-Verlag, New York, USA. 268.

Nagy, L., Tarnok, F., Paš, T., Moziš G., Deak G., Tapsonyi Z., Fendler K., Javor T. **1988**. Human tolerability and pharmacodynamic study of Tisacid tablet in duodenal ulcer patients, a prospective, randomized, self-controlled clinicopharmacological study. *Acta Medica Hungarica* 45 (2) 231-247.

Nordstrom S, Beckman L, Nordenson I. **1979**. *Occupational and environmental risks around a smelter in northern Sweden: V. Spontaneous abortion among female employees and decreased birth weight in their offspring*. *Hereditas* 90: 291-296.

OECD (Organization for Economic Co-operation and Development). **1974**. *Cadmium and the Environment: Toxicity, Economy, Control*. Paris pp. 1-88.

OMS/OPS. **1979**. Criterio de Salud Ambiental 3. PLOMO. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y la O.M.S. OMS/OPS. p. 1-3, 21-27; Cap. 8, p. 100-137.

OTC **2001**. OTC Directory 2001-2002, Proprietary Association of Great Britain.

Oyuela, D.C. **1984**. Análisis de metales pesados en aguas crudas que abastecen a la Ciudad Capital por el método de Espectrofotometría de Absorción Atómica. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. UNAH. (TESIS). Teg. D.C.

Paolisso, G., Sgambato, S., Gambardella, A., Pizza G., Tesauo P., Varricchio M., D'Onofrio F. **1992**. Daily magnesium supplements improve glucose handling in elderly subjects. *American Journal of Nutrition* 55, 1161-1167.

Pelgrom, S., Lamers, L., Lock, R., Balm, P., Wendelaar Bonga, S., **1995**. Integrated physiological response of Tilapia, *Oreochromis mossambicus*, to sublethal copper exposure. *Aquat. Toxicol.* 32, 303-320.

Perry, S.F., Laurent, P., **1993**. Environmental effects on fish gill structure and function. In: Rankin, J.C., Jensen, F.B. (Eds.), *Fish Ecophysiology*. Chapman and Hall, London, pp. 231-264.

Perschbacher, P & W. Wurts **1999**. Effects of calcium and magnesium hardness on acute copper toxicity to juvenile channel catfish *Ictalurus punctatus*. *Aquaculture* 172, p.p 275-280

Pickering, Q.H. **1980**. Chronic Toxicity of Hexavalent Chromium to the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 9, 405-413.

Pratap, H.B., Fu, H., Lock, R.A.C., Wendelaar Bonga, S.E., **1989**. Effect of waterborne and dietary cadmium on plasma ions of the teleost *Oreochromis mossambicus* in relation to water calcium levels. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18, 568-575.

Rashed, M. N. **2001**. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environment International*, 27, 27-33.

Rasmussen, A. D. and Andersen, O. **2000**. Effects of cadmium exposure on volume regulation in the lugworm, *Arenicola marina*. *Aquatic toxicology*. 48: 151-164.

Reichert, W.L., Federighi, D.A., Malins, D.C., **1979**. Uptake and metabolism of lead and cadmium in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Comp. Biochem. Physiol.* 63C, 229-235.

Roberts, K.S., Cryer, A., Kay, J., Solbe, J.F.L.G., Wharfe, J.R., Simpson, W.R., **1978**. The effects of exposure to sublethal concentrations of cadmium on enzyme activities and accumulation of the metal in tissues and organs of rainbow 184 K.A. Sloman et al. / *Aquatic Toxicology* 65 (2003) 171_/185 and brown trout (*Salmo gairdneri*, Richardson and *Salmo trutta fario* L.). *Comp. Biochem. Physiol.* 62C, 135_/140

Roch, M., Maly, E.J. **1979**. Relationship of cadmium-induced hypocalcemia with mortality in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and the influence of temperature on toxicity. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 36, 1297_/1303.

Roesijadi, G. and W. E. Robinson. **1994**. Metal regulation in aquatic animals: mechanisms of uptake, accumulation, and release. In *Aquatic toxicology, molecular, biochemical and cellular perspectives*. CRC Press Inc.

Sager, M. **2007**. Hexavalent chromium in solid samples in the environment - determination methods and case studies. *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 9, 11045.

Scherer, E., McNicol, R.E., Evans, R.E., **1997**. Impairment of lake trout foraging by chronic exposure to cadmium: a black-box experiment. *Aquat. Toxicol.* 37, 1_/7.

Schroeder HA, Nason AP, Tipton IH. **1969**. Essential metals in man: magnesium. *Journal of Chronic Diseases*, 21:815–841.

Sekhar, K. C., Chary, N. S., Kamala, C. T., Raj, D. S. S., & Rao, A. S. **2003**. Fractionation studies and bioaccumulation of sedimentbound heavy metals in Kolleru Lake by edible fish. *Environment International*, 29, 1001–1008.

Sloman, K.A., Baker, D.W., Ho, C.G., McDonald, D.G., Wood, C.M., **2003**. The effects of trace metal exposure on agonistic encounters in juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquat. Toxicol.* 63, 187_/196.

Sola, F., Isaia, J., Masoni, A., **1995**. Effects of copper on gill structure and transport function in the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *J. Appl. Toxicol.* 15, 391–398.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Health Association. **1995**. 19th Edition.

Steven, J. D., L. J. Davies, E. K. Stanley, R. A. Abbott, M. Ihnat, L. Bidstrup, and J. F. Jaworski. **1976**. Effects of chromium in the Canadian environment. *Nat. Res. Coun.* Canada, NRCC No. 15017. 168 pp. Avail. from Publications, NRCC/CNRC, Ottawa, Canada, K1A 0R6.

Stouthart, X.J.H.X., Haans, J.L.M., Lock, A.C. & Wendelaar Bonga, S.E. **1996**. Effects of water pH on copper toxicity to early life stages of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 15 (3): 376-383.

Stouthart, X.J.H.X., Spannings, F.A.T., Lock, R.A.C. and Wendelaar Bonga, S.E. **1995**. Effect of water pH on chromium toxicity to early life stages of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquatic Toxicology*. 32: 31-42.

Tandon, S. K., D. K. Saxena, J. S. Gaur, and S. V. Chandra. **1978**. Comparative toxicity of trivalent and hexavalent chromium. Alterations in blood and liver. *Environ. Res.* 15:90-99.

- Telisman S, Cvitkovic P, Jurasovic J, Pizent A, Gavella M, Rodic B. **2000**. Semen quality and reproductive endocrine function in relation to biomarkers of lead, cadmium, zinc and copper in men. *Environ Health Perspect* 108:45–53.
- Tjälve, H., Gottofrey, J., Björklund, I., **1986**. Tissue disposition of $^{109}\text{Cd}^{2+}$ in the brown trout (*Salmo trutta*) studied by autoradiography and impulse counting. *Toxicol. Environ. Chem* 12, 31–45.
- Tulasi, S. J., P. U. M. Reddy and J. V. Ramana Rao. **1989**. Effects of lead on the spawning potential of the fresh water fish, *Anabas testudineus*. *Bull. Environm Contam Toxicol*. Vol 43, Nº 6, p 858-863.
- U.S. Department of Agriculture. **1983**. "Workshop and Train Session from Central and South American Countries." Athens, Georgia. U.S.A.
- Van der Putte, I., J. Lubbers, and Z. Kolar. **1981**. Effect of pH on uptake, tissue distribution and retention of hexavalent chromium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquatic Toxicol*. 1:3-18.
- Valle Vega, P. **1986**. TOXICOLOGIA DE ALIMENTOS. Centro panamericano de Ecología Humana y Salud. OPS/OMS, Metepec. Mex. p. 1-4, 143-149.
- Vega G., S. **1985**. Evaluación epidemiológica de riesgos causados por Agentes químicos ambientales. Toxicología I. Cinética y efectos de los contaminantes tóxicos del ambiente. OPS/OMS. p. 1-7, 35-53.
- Waalkes MP. **2003**. Cadmium Carcinogenesis. *Mutat Res*. 533:107-20.
- Waalkes MP, Coogan TP, Barter RA. 1992. Toxicological principles of metal carcinogenesis with special emphasis on cadmium. *Crit. Rev Toxicol*. 22:175-201.
- Wagner, A., & Bomam, J. **2003**. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish. *Spectrochimica Acta Part B-Atomic Spectroscopy*, 58, 2215–2226.
- Waiwood K.G. & F.W.H. Beamish. **1978**. Effects of copper, pH and hardness on the critical swimming performance of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). *Water Research* 12: 611–619.
- WHO (World Health Organization). **1971**. *International Standards for Drinking Water*. Geneva.
- Wicklund-Glynn, A., Norrgren, L., Müssener, A°. **1994**. Differences in uptake of inorganic mercury and cadmium in the gills of the zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Aquat. Toxicol*. 30, 13–26.
- Wilson R.W. and E.W. Taylor. **1993**. Differential responses to copper in rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*), during acutely lethal copper exposure. *J. Comp. Physiol*. 163: 239-246.
- Wilson, R. H., F. De Eds & A. J. Cox, Jr. **1941**. Effects of continued cadmium feeding. *J. Pharm. Exp. Therap.*, 71: 222.
- Wong O, Harris F. **2000**. Cancer mortality study of employees at lead battery plants and lead smelters, 1947–1995. *Am. J. Ind. Med*. 38: 255–270.