

EFFECTO DE LA SALINIDAD EN LA ACUMULACION DE ZINC Y EN LAS CONCENTRACIONES DE Na^+ , K^+ , y Ca^{++} EN TEJIDOS DE CORO-CORO *ORTHOPRISTIS RUBER*, PISCES: POMADASYIDAE.

M. LEMUS, JCHOPITE¹ y B. GAMBOA²

¹Departamento de Biología, Escuela de Ciencias

y

²Instituto Oceanográfico, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

RESUMEN: La acumulación del metal en juveniles de *O. ruber* sometidos a una concentración de zinc de 1,5 mg/l a salinidades de 36‰ y 18‰ fueron las siguientes: branquias > intestino > hígado > músculo e intestino > branquias > hígado > músculo respectivamente. La acumulación del metal en todos los tejidos fue ligeramente mayor a salinidad de 36‰ que a salinidad de 18‰ a diferencia del intestino donde ocurrió lo contrario. Los niveles de Na, K y Ca en branquias disminuye a salinidad de 18‰ con respecto a la de 36‰; mientras que en el intestino aumenta. La concentración de zinc en el medio no afecta significativamente la de los iones Na, K y Ca en ninguno de los dos tejidos analizados, aunque éstos electrolitos tienden a bajar durante el tiempo de exposición.

ABSTRACT: The accumulation of zinc in juvenile of *O. ruber* treated with a concentration of the metal of 1.5 mg/l at salinities of 36‰ and 18‰ was as follows: gills > intestine > liver > muscle and intestine > gills > liver > muscle respectively. The accumulation of Zn in all the tissues was slightly higher at a salinity of 36‰ that at a salinity of 18‰ unlike the intestine, where it occurred the opposite way. Na, K, and Ca levels in gills decreased at a salinity of 18‰ with regard to the salinity of 36‰; while in the intestine, they increased. The concentration of zinc in the medium does not affect significant y the concentration of Na, K, and Ca ions in any of the tow tissues during the time of exposition, though these ions tend to decrease.

INTRODUCCION

La presencia de metales en el medio acuático, en concentraciones que sobrepasan los niveles naturales actúan como elementos tóxicos afectando la fisiología y el comportamiento de los peces. La susceptibilidad de estos organismos a los metales pesados se ve aumentada en razón de que estos elementos son asimilados a través de la alimentación, vía cutánea o respiratoria. (BRUNGS, 1976).

Los metales asimilados por los peces se acumulan de manera diferente en cada uno de los órganos y tejidos (hígado, riñón, branquias, músculo, piel, etc) dependiendo del metal, de su concentración en el medio y del tiempo de exposición al metal (EISLER, 1972; BRUNGS, 1973; REHWOLDT, *et al*, 1976; SALANKI, 1982). Sin embargo los niveles de los metales trazas tales como Zinc, Magnesio y Cobre pueden ser regulados en cierto grado por

los peces, mientras que los no esenciales se acumulan en relación a su concentración en el medio (DEVINEAU, 1985).

El grado de acumulación de metales en los organismos depende de factores físico-químicos propios de ellos (fuerza iónica, naturaleza de la combinación orgánica, la solubilidad en el agua, etc). Así como también, de las condiciones físico-químicas del agua (presencia de agentes quelantes, grado de ionización, dureza, salinidad, temperatura, etc) (FORSTNER & WITTMANN, 1981; CAMPBELL & STOKES, 1985). La especie, el sexo, la talla, la edad, el estadio de desarrollo y el tipo de tejido son factores intrínsecos de gran importancia que influyen en la tasa de bioacumulación de los metales (CHAPMAN, 1978; MOISNER & QUAN HUM, 1987).

Los peces en su medio ambiente natural mantienen un equilibrio de los iones Na^+ , K^+ , Ca^{++} y de otros electrolitos.

tos que depende de las características del medio donde ellos se encuentren. Este balance puede afectarse cuando se alteran las condiciones isoiónicas entre el pez y su medio ambiente (EDDY & BATH, 1979; BATH & EDDY, 1979 y TOWLE, 1981) y por la presencia de metales en concentraciones subletales y agudas (SKIDMORE, 1970.; HAROLD, *et al*, 1976; CRESPO, *et al*, 1986).

Este estudio se realizó con el fin de determinar el grado de acumulación de Zinc, así como también los niveles de Na^+ , K^+ y Ca^{++} en varios tejidos de juveniles de *Orthopristis ruber*, sometidos a una dosis subletal del metal en diferentes salinidades.

MATERIALES Y METODOS

Los ejemplares juveniles de *O. ruber* de 7 cm de longitud estandar, fueron capturados utilizando una red de cerco, de 1 centímetro de entrenudo, en la costa del Golfo de Cariaco, Edo. Sucre, en la localidad de San Luis. Los ejemplares se colocaron en cavas de anime con aireadores y fueron transportados hasta el laboratorio donde se distribuyeron en acuarios de 100 litros de capacidad durante un período de aclimatación de 15 días. Este período correspondió a 7 días de adaptación (sin alimento) y 7 días durante los cuales los peces fueron alimentados dos veces diarias con una dieta comercial.

Para la determinación de la concentración letal media (CL50) se probaron 5 concentraciones de Zn (sulfato de zinc) utilizando un sistema estático aireado de agua; se colocaron 4 ejemplares por cada concentración en recipientes de 8 litros de capacidad con sus respectivas réplicas durante un período de exposición de 96 horas (SPRAGUE, 1969).

Para la realización del bioensayo con la concentración subletal escogida del metal, se colocaron 20 ejemplares a salinidad de 36‰ y 20 fueron aclimatados a salinidad de 18‰. Los peces aclimatados a ambas salinidades se distribuyeron en número de 10 por acuario, conformándose 4 grupos experimentales: 36‰S, 36‰S + Zn, 18‰S, 18‰S + Zn.

Transcurrido el tiempo de exposición de 10 días los peces se sacrificaron por corte inmediato de la cabeza y se les disectaron, el hígado, las branquias, el intestino y una porción de la musculatura epaxial blanca, los cuales fueron secados en una estufa 110°C durante 24 horas, para ser luego tratados con 2 ml de HNO_3 (70% v/v) y colocados en baño de maría, posteriormente se filtraron con papel wathman N° 42 y por último se completaron todas las muestras hasta un volumen de 10 ml con agua

desionizada. El contenido de Zinc se determinó por espectrofotometría de absorción atómica.

Las concentraciones de Na^+ , K^+ y Ca^{++} en branquias e intestino se midieron en un espectrofotómetro de llama Ependorf.

El tratamiento estadístico de los datos se hizo mediante un análisis de varianza sencillo para cada uno de los tejidos analizados en las cuatro condiciones experimentales.

RESULTADOS Y DISCUSION

En el período de exposición de juveniles de *O. ruber* durante 10 días a una concentración subletal de 1,5 mg/ml de sulfato de zinc, no se observó mortalidad en los grupos experimentales (36‰, 36‰ + Zn, 18‰ y 18‰ + Zn).

Se presentaron diferencias significativas en el contenido de Zn en branquias, hígado e intestino en las condiciones ensayadas, no así para el músculo blanco. (Fig. 1). La acumulación de Zn en los tejidos de peces a salinidad de 36‰ presentó el siguiente orden: branquias > intestino > hígado > músculo y a la salinidad de 18‰ el intestino acumuló más que las branquias. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por JOINER (1961); MOUNT (1964), donde la acumulación de Zn en los órganos y tejidos de peces ocurre principalmente en branquias, sistema gastrointestinal, bazo y riñón, siendo el músculo blanco el tejido que acumula menor cantidad del metal. Esta acumulación de los metales en los tejidos tiene relación directa con las membranas (KATZ, 1979). Algunos órganos como el riñón, el hígado y las branquias pueden presentar un mecanismo que evite el efecto inhibitorio de los metales en estos tejidos. Para muchas especies de peces se ha señalado que existe una respuesta de inmovilización o metabolización de los metales por medio de la inducción de metaloproteínas, especialmente en órganos como el hígado y el riñón (KREZOSKI, *et al*, 1988). Las branquias podrían actuar como una barrera primaria, jugando un papel muy importante en la filtración de los metales, disminuyendo la cantidad que pudiese entrar al interior del organismo (TORT, 1984). Esto se manifiesta en la especie *O. ruber* cuando es sometida a una dosis subletal del contaminante; las branquias a salinidad de 36‰ parecen acumular más metal (Zn) que otros órganos internos, quizás porque la entrada del Zinc en el tejido se acentúa ya que la condición isoiónica del medio no le permite un intercambio iónico, mientras que a la salinidad de 18‰ probablemente el metal pueda entrar y salir, dependiendo del balance iónico en ese momento, el cual estaría su-

jeto a la presencia del metal y la salinidad.

El contenido basal del Zinc en las branquias varió sig-

nificativamente cuando los peces fueron transferidos de salinidad 36‰ a 18‰, esto podría indicar que la distribución del metal está relacionado con procesos osmore-

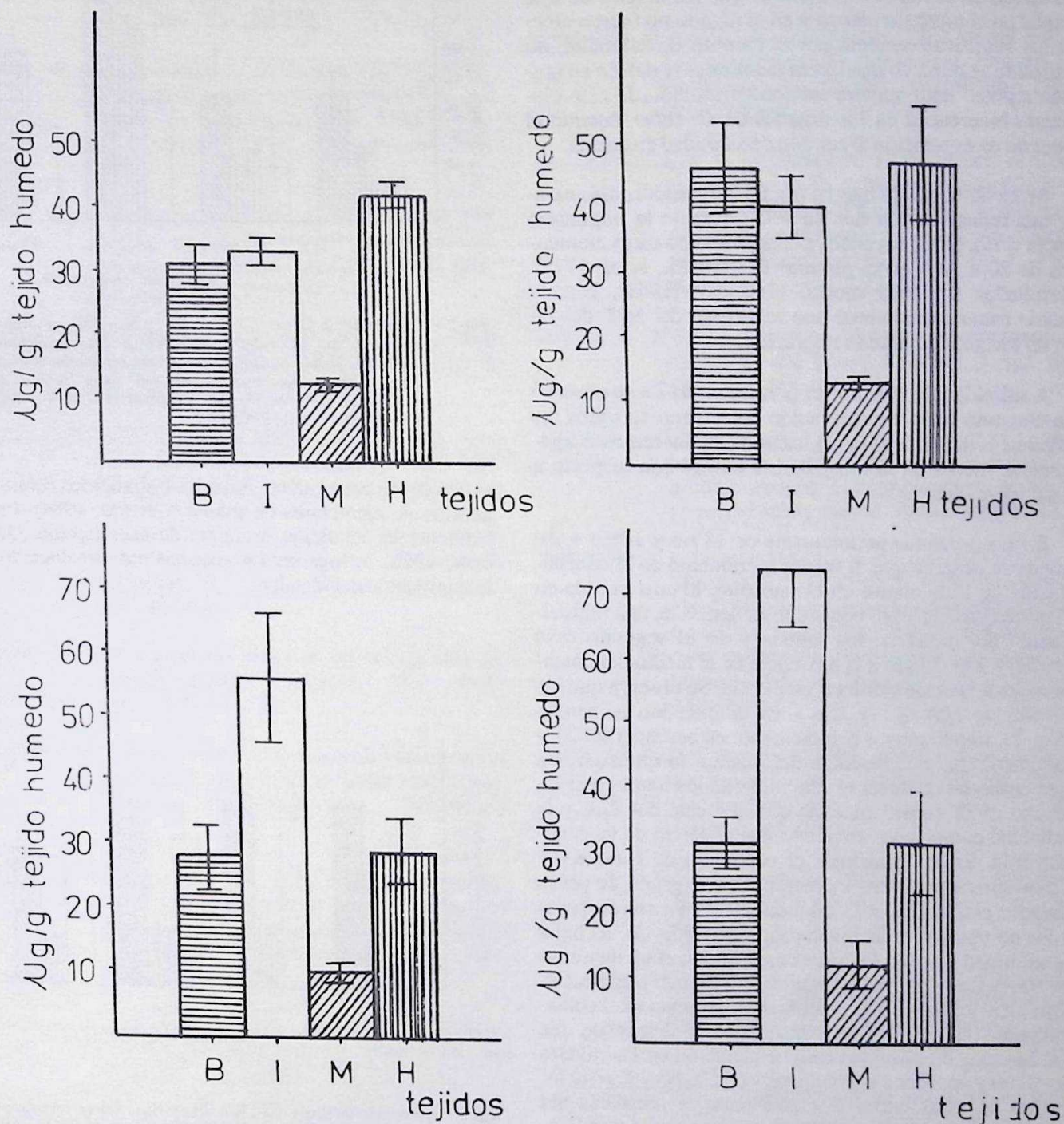


Fig. 1.- Contenido de Zinc en: Branquias, (B); intestino, (I); Músculo, (M) e hígado, (H), de juveniles de *O. ruber* sometidos a las condiciones de: 36‰ S (A), 36‰ S (B), 18‰ S (C), 18‰ S + Zn (D). Las barras indican el valor medio de 10 ejemplares \pm desviación estándar. Fs para las 4 condiciones son: branquias, P<0,05; intestino, P<0,001; músculo, N.S. e hígado P<0,01.

gulatorios del pez. CRESPO, (1984) señala que el zinc afecta los procesos de osmoregulación en las branquias inhibiendo el transporte de cloro. En las branquias se observó una disminución de la concentración del zinc y un aumento en el intestino, mientras que los niveles de este metal en el músculo blanco y en el hígado no fueron afectados significativamente por el cambio de salinidad, no obstante se observó una ligera disminución del Zn en ambos tejidos. Esto sugiere una redistribución de este elemento bioesencial en los órganos de *O. ruber* durante el período de exposición al cambio de salinidad ensayada.

Se ha demostrado que en organismos anadromos existe una redistribución del Zn y Cu durante la migración hacia el río, disminuyendo la concentración estos elementos de 20 a 30% en el plasma (FLETCHER, *et al*, 1975). Resultados similares mostró O'GRADY (1981), cuando *Salmo trutta* experimentó una reducción del 50% del Zn en las escamas durante su migración.

A salinidad de 36‰ y en presencia del Zn se observó un aumento en la concentración del mismo en todos los órganos estudiados (Fig. 1), siendo este incremento ligeramente menor en la musculatura blanca con respecto a los otros tejidos.

En los grupos experimentales de 18‰ y 18‰ + Zn donde se observa que el mayor incremento en la concentración de Zinc ocurre en el intestino, lo cual sucede en el primer caso (18‰) como consecuencia de una redistribución del metal en los tejidos y en el segundo caso (10‰ + Zn) debido a la presencia en el medio del contaminante a la dosis sub-letal empleada. Se observa que los niveles de Na⁺ K⁺ y Ca⁺⁺ en el intestino aumentan (Fig. 2), siendo mayor el incremento en ausencia del contaminante que en presencia del mismo, lo que significa que la salinidad afecta el contenido de los iones en el intestino de *O. ruber*, mientras que el efecto del Zinc y la salinidad combinados es menor que el efecto de la salinidad sola. En las branquias el contenido de Na⁺, K⁺ y Ca⁺⁺ sufren un ligero incremento en el grupo de peces tratados con el Zinc a la salinidad de 36‰ con respecto a los no tratados en la misma salinidad (Fig. 3). Al bajar la salinidad a 18‰ los peces experimentan un descenso en Na⁺ y Ca⁺⁺ y el K⁺ permanece constante. Los electrolitos Na⁺ y Ca⁺⁺ tienden a bajar en presencia del contaminante (Fig. 3). De estos resultados se desprende que los cambios de salinidad causan variación en los niveles de calcio y sodio en las branquias y de Ca, Na y K en el intestino de estos peces. Por otra parte la presencia del zinc en ambas salinidades, no causa variaciones significativas en las concentraciones de los electrolitos mencionados, no obstante se observa que existe una tendencia a la disminución de ellos. Se ha demostrado que una dosis

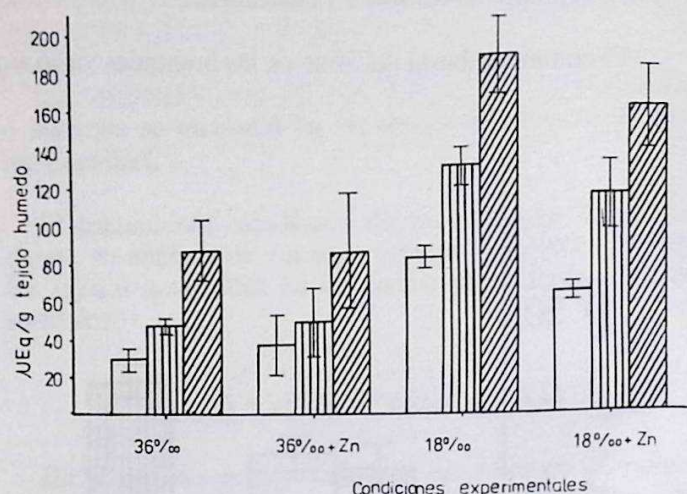


Fig. 2.- Contenido de Ca⁺⁺ □, K⁺ ▨, y Na⁺ ▩ en intestino de juveniles de *O. ruber* sometidos a las condiciones de salinidad 36‰ y 18‰ y una concentración subletal de Zinc. Las barras corresponden al valor medio de 10 ejemplares ± la desviación estándar. Fs: Ca⁺⁺, P<0,001; K⁺, P<0,001 y Na⁺, P<0,001.

aguda de Zn causa alteraciones en los procesos osmoregulatorios de ejemplares de trucha (CRESPO, 1984). Probablemente la condición estuarina de esta especie (CERVIGON, 1966) influye en los mecanismos involucrados en la asimilación del metal.

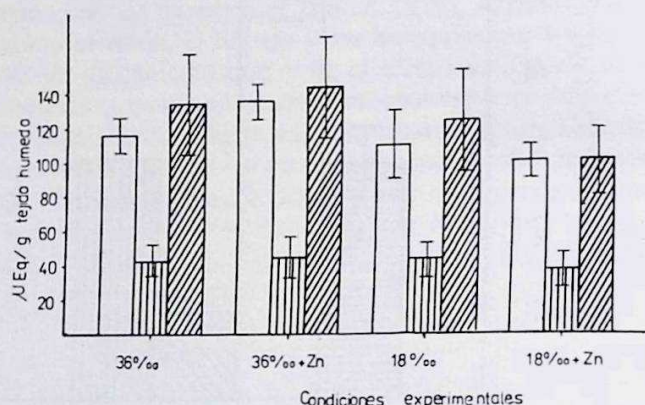


Fig. 3.- Contenido de Ca⁺⁺ □, K⁺ ▨, y Na⁺ ▩ en branquias de juveniles de *O. ruber* sometidos a las condiciones de salinidad 36‰ y 18‰ y una concentración subletal de Zinc. Las barras corresponden al valor medio de 10 ejemplares ± la desviación estándar. Fs: Ca⁺⁺, P<0,05; K⁺, N.S. y Na⁺, P<0,05.

REFERENCIAS

- BATH, R. N. & F. B. EDDY. 1979. Salt and water balance in rainbow trout (*Salmo gairneri*) rapidly transferred from freshwater to sea water. *J. Exp. Biol.*, 83: 193-202.
- BRUNGS, W. A. LEONARD, E. N. & J. M. MCKIN, 1973. Acute and long-term accumulation of copper by the brown bull head *Ictalurus nebulosus*. *J. Fish. Bd. Can.*, 30: 583-586.
- BRUNGS, W. A. GECKLER & M. GAST, 1976. Acute and chronic toxicity of copper to the fathead minnow in a surface water of variable quality. *Water Res.*, 10: 37-43.
- CAMPBELL, P. G. & P. M. STOKES. 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 2034-2049.
- CERVIGON, F. 1966. *Los peces marinos de Venezuela* Tomo I. Editorial Sucre, Caracas, Venezuela. 276. pp.
- CHAPMAN, G. A. 1978. Effects of continuous Zinc exposure of sockeye salmon during adult to smolt freshwater residency. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 828-836.
- CRESPO, S. 1984. An *In vivo* study of the effects zinc on osmoregulatory processes. *Mar. Poll. Bull.* 15(9): 341-342.
- CRESPO, S. & R. SALA. 1986. Chloride cell mitochondria area target organelles in acute zinc contamination. *Mar. Poll. Bull.*, 17(7): 329-331.
- DEVINEAU, J & C. A. TRIQUET. 1985. Patterns of bioaccumulation and essential trace element (Zn) and a pollutant metal (Cd) in larvae of the prawn *Palaemon serratus*. *Mar. Biol.*, 86: 139-143.
- EISLER, R. G. ZAROGIAN & R. KINNEKEY. 1972. Cadmium uptake by organisms. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 29: 1367-1369.
- EDDY, F. B. & R. N. BATH. 1979. Ionic regulation in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) adapted to fresh water and dilute sea water. *J. Exp. Biol.*, 83: 181-192.
- FLETCHER, G. L., E. G. WATTS & M. KING, 1975. Copper Zinc and total protein levels in the plasma of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) during their upstream spawning migration. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32: 78-82.
- FORSTNER, V. & G. T. W. WITTMANN, 1981. *Metal pollution in the aquatic environment*. Edward D. Goldberg Ed. Berlin Heidelberg. New York. 486 pp.
- HAROLD, W. & B. P. MCPHERSON. 1976. Effects of Copper or Zinc in fresh water on adaptation to sea water and ATPase activity and effects of copper on migratory disposition of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 13: 2023-2030.
- JOYNER, R. 1961. Exchange of Zinc with environment solutions by the brown bullhead. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 90: 444-448.
- KATZ, B. 1979. Relationship of the physiology of aquatic organisms to the lethality of toxicants; A broad overview with emphasis on membrane permeability. *Aquat. Toxicol.*, 667: 62-76.
- KREZOSKI, S. L. LAIB, P. ONANA, T. HATMANN, P. CHIEN, E. SHAW & D. H. PELERING. 1988. Presence of Zn, Cu-binding protein in liver of fresh water fishes in the absence of elevated exogenous metals: relevance to toxic metal exposure. *Marine, Environm, Reserch.*, 24: 147-150.
- MOISNER J., & QUAN HUM. 1987. Acute toxicity of zinc to juvenile and sub-adult rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 898-902.
- MOUNT, D. I. 1964. An autopsy technique for Zinc-caused fish mortality. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 93: 174-182.
- O'GRADY, K. T. 1981. The resorption of zinc from scales of sea trout (*Salmo trutta*) during the upstream spawning migration *Fres. Wat. Biol.* 11: 561-565.
- REHWOLDT, R. D. KARIMIAN-TEHERANI & H. ALTMAN. 1976. Distribution of selected metals in tissue samples of carp, *Cyprinus caprio*. *Bull. Environm. Contamin. Toxicol.* 15: 374-377.

- SALANKI, J. V. V. KATALIN & B. ERZSEBET. 1982. Heavy metals in animals of lake Balaton. *Water Res.*, 16: 1147-1152.
- SKIDMORE, J. F. 1970. Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damaged by zinc sulphate. *J. Exp. Biol.* 52: 481-494.
- SPRAGUE, J. B. 1969. Measurement of pollutant toxicity to fish. I-Bioassay methods for acute toxicity. *Water Reserch*, 3: 793-821.
- TORT, L. ROSELL, M. & R. FLOS. 1984. Oxygen consumption of dogfish rectal gland after *in vitro* and *in vivo* Zinc treatment. *Mar. Pollut. Bull.*, 15(7): 253-255.
- TOWLE, D. W. 1981. Role of Na⁺ + K⁺ - ATPase in ionic regulation by marine and estuarine animals. *Mar. Biol. Lett.* 2: 107-122.