

# Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas

## Trace element trophic transfer in aquatic food webs

Martín F. Soto-Jiménez

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, Sinaloa, 82040. México  
e-mail: martin@ola.icmyl.unam.mx

Soto-Jiménez, M. F. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiológica* 21(3): 239-248.

### RESUMEN

En esta revisión se discute la importancia de los procesos de transferencia trófica de elementos trazas (TTET) en cadenas y tramas acuáticas y se proponen algunas herramientas y estrategias para su estudio. Los ET esenciales y no esenciales se transfieren tróficamente y se pueden acumular hasta alcanzar niveles tóxicos en los organismos, poblaciones y comunidades. Los procesos de TTET son muy complejos por los múltiples factores que los afectan. La elevada productividad y diversidad y las condiciones ambientales únicas y estacionales de los ecosistemas costeros subtropicales, hacen que el estudio de tales procesos sea aún más difícil en estos ambientes. Hoy en día se cuenta con técnicas modernas y métodos de estudio que facilitan el entendimiento y valoración de tales procesos. Entre éstas se encuentran los isótopos estables de C y N que permiten definir la posición trófica que guarda cada especie en un ecosistema, modelar el entramado trófico y trazar la ruta de la energía y del ET. Se tienen modelos matemáticos (e.g. cinético de acumulación) que permiten la valoración de la transferencia trófica basados en mecanismos básicos (ingesta, asimilación, excreción y crecimiento). Estos mecanismos pueden ser medidos en experimentos de laboratorio mediante el uso de radiotrazadores e isótopos estables de elementos pesados artificialmente enriquecidos. Debido a la progresiva contaminación por ET y a la eutrofización simultánea de las costas de México, es cada vez más apremiante el estudio y valoración de los procesos de TTET considerando los riesgos ecológicos y de salud pública que representan.

**Palabras clave:** Contaminación por metales, cadena y trama trófica, bioacumulación, biomagnificación, eutrofización.

### ABSTRACT

In this review I discuss the importance of the processes of trophic transfer of trace elements (TTET) in aquatic food chains and webs, and suggest some tools and strategies for their study. The ET (essential and nonessential) are trophically transferred and can accumulate up to toxic levels in organisms, populations and communities. The processes of TTET are very complex due to the many factors that affect them. The characteristic high productivity, diversity and environmental seasonality associated with subtropical coastal ecosystems, pose additional complexity to the already difficult study of such processes. Today's modern techniques and methods of study facilitate the understanding and evaluation of such processes. Among these are the stable isotopes of C and N, which are used to define the species' trophic position in an ecosystem and establish food web structures and trace energy and ET paths. There are mathematical models (e.g. kinetic accumulation model) that allow the assessment of TTET processes based on four basic mechanisms (ingestion, assimilation, excretion and growth). These mechanisms can be measured experimentally in the laboratory by using radiotracers and heavy metal's isotopes artificially enriched. The increasing pollution by, together with the simultaneous eutrophication occurring in the Mexican coasts, emphasizes the urgency to study and assess TTET processes, as well as the derived environmental and public health risks.

**Key words:** Metal pollution, food chain and web, bioaccumulation, biomagnification, eutrophication.

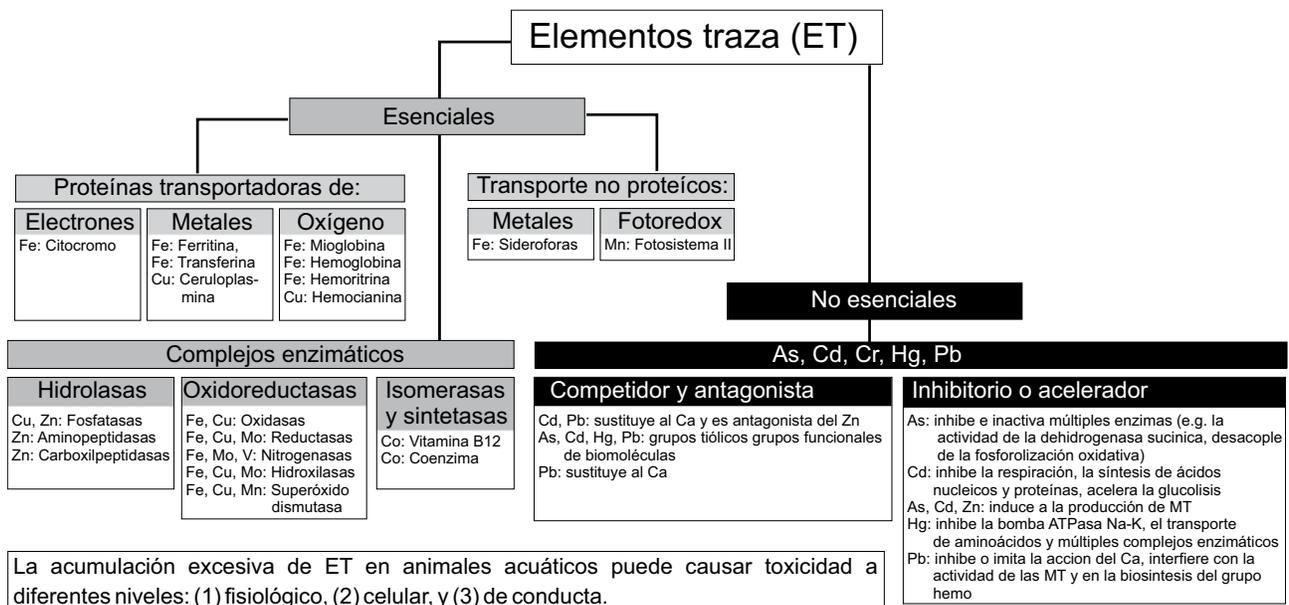
## INTRODUCCIÓN

Desde el punto de vista de su función en los seres vivos, los elementos traza (ET) se clasifican en esenciales y no esenciales (Figura 1). Los ET esenciales son los que se requieren para realizar actividades metabólicas vitales en los organismos, e incluyen al Fe (hemoglobina), Cu (pigmentos respiratorios), Co (Vitamina B<sub>12</sub>), Mn y Zn (enzimas) (Forster &Whittmann, 1983). Aunque son esenciales se convierten en tóxicos a altas concentraciones. Elementos como Ag, As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb y Sn no tienen ninguna función biológica conocida, con efectos tóxicos incluso a baja concentración.

Todos los ET se transfieren en las cadenas y tramas tróficas acuáticas (Wang 2002) y pueden llegar a ser tóxicos cuando la acumulación en los tejidos de los organismos alcanza un nivel crítico (Fisher & Hook, 2002). Debido a que el estudio de estos procesos es de sumo interés para las áreas de ecología acuática, ciencias ambientales y de la salud humana, se han realizado estu-

dios sobre la transferencia trófica de ET en ambientes acuáticos desde hace cinco décadas.

A la fecha existen cientos de publicaciones sobre transferencia, acumulación, magnificación y sobre los efectos de ET esenciales y no esenciales en organismos acuáticos (e.g. Amiard *et al.*, 1980; Fowler, 1982; Bryan & Langston, 1992; Reinfelder *et al.*, 1998; Gray, 2002; Mathews & Fisher, 2008a). Sin embargo, los resultados publicados realizados en ambientes naturales son en su mayoría ambiguos, sin comparación entre ellos y algunos contradictorios. La mayoría de los estudios se han realizado en ambientes dulceacuícolas o terrestres, donde las cadenas y tramas tróficas son reducidas en comparación con las marinas. O bien en estudios de laboratorio con especies en sólo dos niveles tróficos. Generalmente se basan en el análisis de concentraciones del elemento en tejidos específicos y son pocos aquellos estudios en los que se consideran las concentraciones en los organismos completos. La mayoría no toma en cuenta los hábitos alimenticios y las posiciones y relaciones tróficas entre las especies.



La acumulación excesiva de ET en animales acuáticos puede causar toxicidad a diferentes niveles: (1) fisiológico, (2) celular, y (3) de conducta.

Alteraciones fisiológicas destacan necrosis en hepatopáncreas, pérdida de la estructura regular del tejido branquial y gastrointestinal así como atrofia muscular en crustáceos. En peces hipertrofia, hiperplasia, fusión de la segunda lamela branquial, aneurisma hemorragia, congestión vascular, dislocación, hiperemia y deformidad de los arcos branquiales por exposición a altas concentraciones. Cambios estructurales y bioquímicos en los hígados de aves. Hiperplasia fibromuscular de pulmón y fibrosis renal en grandes mamíferos. A nivel celular ocurre una respuesta inhibitoria de la bomba de Ca<sup>2+</sup> provocando un aumento de este ión y activación de las fosfolipasas que hidrolizan a los fosfolípidos y generan estrés oxidativo y disminución de las actividades enzimáticas (e.g. glutatión-peroxidasa (GPx), de la catalasa (CAT) y de la superóxido dismutasa (SOD)). La presencia del ET no esencial y de los radicales libres induce al daño y replicación del ADN, a la síntesis de ácidos nucleicos y daños a la cromatina nuclear. Los efectos sobre la conducta se relacionan con comportamientos anormales el respirar fuera del agua, reducción en la motilidad y nadado errático.

Los efectos a la salud en los humanos han sido menos estudiados, sin embargo, los efectos demostrados incluyen daños a diferentes órganos y tejidos, incluyendo hígado y riñones, así como daños neurológicos particularmente en niños.

Figura 1. Clasificación de los elementos traza (ET), principales funciones de los ET esenciales y principales efectos de los no esenciales. Alteraciones fisiológicas, celulares y de conducta causada por los ET en los organismos acuáticos.

La cada vez mayor movilización de ET por el hombre hacia los ecosistemas acuáticos, su persistencia y potencial de acumulación en los organismos con consecuencias ecológicas y de efectos a la salud pública, hace urgente el estudio de los procesos que gobiernan su transferencia en las tramas tróficas. Esta revisión busca poner en contexto lo que hasta hoy se conoce sobre la transferencia trófica, las herramientas y métodos disponibles para su estudio y los desafíos que nos esperan en este tema de interés para las ciencias ambientales y de la salud.

**ESTADO DEL CONOCIMIENTO SOBRE TRANSFERENCIA TRÓFICA DE ELEMENTOS TRAZA**

Los avances más importantes en el estudio de la transferencia trófica de elementos traza (TTET) se han logrado en los últimos años (Wang, 2002). Hoy en día se sabe que el mecanismo de transferencia trófica de ET está controlado por el ingreso del metal desde dos fuentes principales (disuelto en agua y del alimento), por la capacidad de excreción y rutas de acumulación, y en

ocasiones por el crecimiento de los organismos. La dieta es reconocida como la principal fuente de metales en los organismos acuáticos (Schlekat *et al.*, 2002; Wang & Ke, 2002; Zhang & Wang, 2006) y es una importante vía para su transferencia a través de las cadenas y redes tróficas acuáticas (Rainbow, 2002; Wang, 2002; Croteau *et al.*, 2005) y marinas en particular (Fisher & Reinfelder, 1995; Nott, 1998; Mathews & Fisher 2008b).

Además se sabe que la transferencia y bioacumulación de ET en los sistemas acuáticos depende de las propiedades fisicoquímicas de los elementos, de su concentración, fraccionamiento geoquímico y especiación química (Hattum *et al.*, 1991; Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2008). Influyen también los factores biológicos y ecológicos de las especies que conforman una trama o cadena trófica, como son los hábitos alimenticios, hábitat, edad, sexo y estado de salud de los organismos. Además, la transferencia y bioacumulación de ET depende de los mecanismos de detoxificación de los que disponga cada especie que conforma la cadena o trama y hasta del contenido de lípidos en los órganos y tejidos de los individuos.

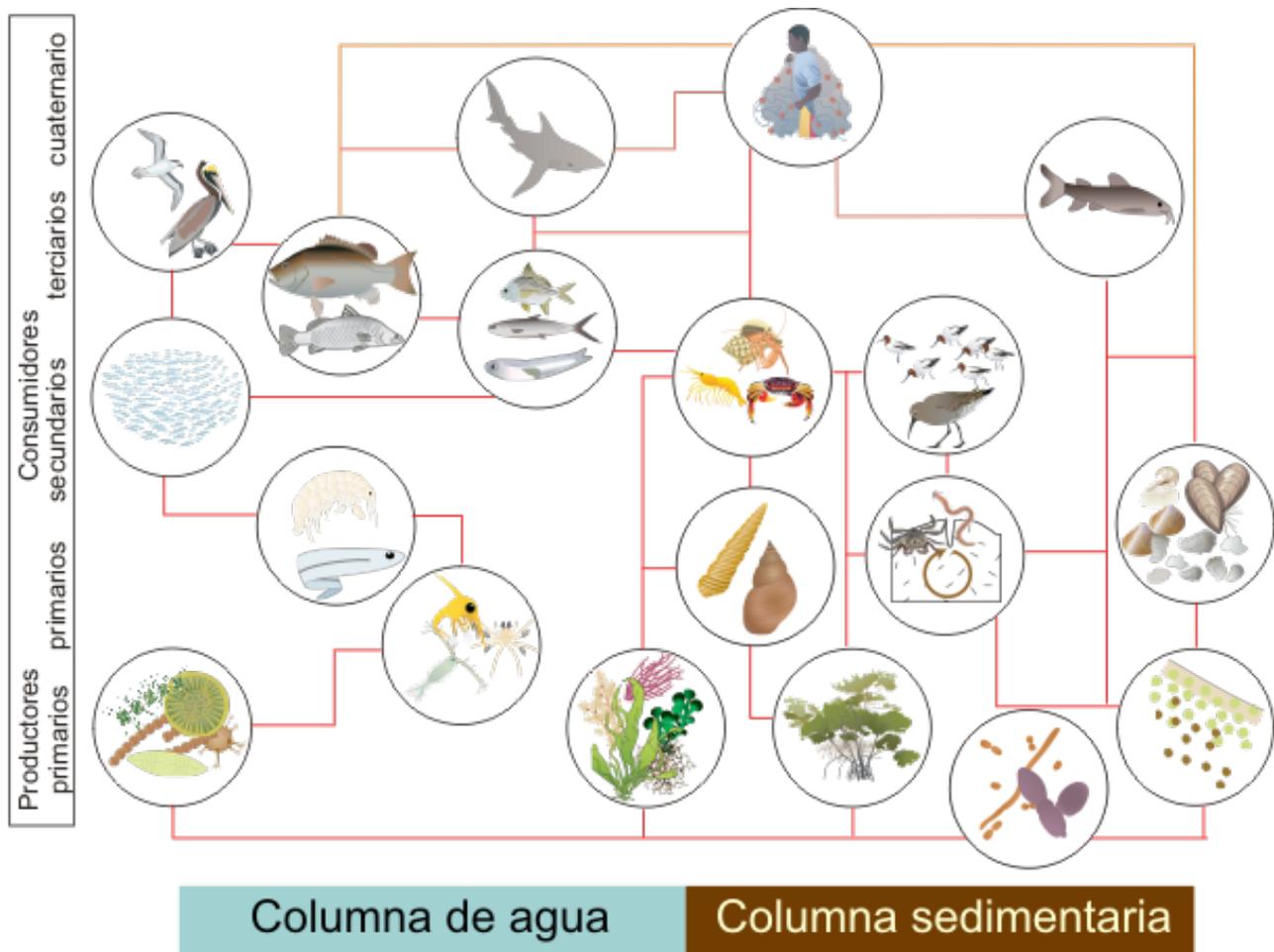


Figura 2. Representación esquemática de una trama trófica típica de un ecosistema costero subtropical.

Sin embargo, a pesar de los progresos realizados en este campo, los mecanismos que regulan la transferencia del metal a través de las cadenas y tramas tróficas son todavía poco conocidos (Dietz *et al.*, 2000; Rainbow, 2002; Wang, 2002; Barwick & Maher, 2003). Debido a la progresiva contaminación de los mares y ecosistemas costeros del mundo con nutrientes y elementos traza, a la alteración de los ciclos biogeoquímicos de los elementos, a los efectos que pudieran producir sobre la salud de los organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas, y el potencial riesgo de salud pública que representan, el estudio de la transferencia trófica de los ET cada vez está tomando mayor relevancia a nivel mundial.

**Ttet en ecosistemas costeros subtropicales.** En cadenas tróficas, donde la energía fluye lineal y unidireccionalmente desde la base (detritus, fitoplancton, macroalgas) hasta los depredadores superiores (peces, aves, humanos), la transferencia de los ET se restringe al sentido vertical de los eslabones. Sin embargo, en una trama o red trófica donde existe un conjunto de cadenas que se encuentran interrelacionadas ecológicamente, la transferencia de energía y de los ET puede ocurrir además, entre los eslabones de una cadena trófica con los de otras cadenas con las que interactúa.

Las tramas tróficas en los ecosistemas marinos son, en general, más largas y complejas que las terrestres y de ambientes dulceacuáticos (Fisher & Reinfelder, 1995; Mathews & Fisher, 2008a,b). Además las redes tróficas marinas varían, desde las poco productivas y con poca diversidad, hasta las altamente productivas y con una elevada diversidad de especies. El aumento en la complejidad trófica hace más difícil la comprensión de los mecanismos de la transferencia de ET y la predicción de sus concentraciones en los organismos acuáticos participantes (Wang, 2002). Así que realizar estudios en una trama alimentaria del Ártico resulta menos complicado, que realizarlo en un ambiente costero tropical o subtropical.

Las tramas tróficas de las zonas costeras en ambientes tropicales y subtropicales son complejas ya que involucran numerosas especies y más alternativas de enlaces tróficos tanto en lo vertical como en lo horizontal (Vega-Cendejas & Arreguín-Sánchez, 2001; Zetina-Rejón *et al.*, 2007) (Figura 2). Por otro lado, las condiciones ambientales tan contrastantes en las épocas de lluvias y secas que incluyen variaciones de temperatura, salinidad y de disponibilidad de alimento (Lankford, 1977), hacen aún más difícil el estudio de los procesos de transferencia en estos ecosistemas costeros.

Por lo que, si el estudio de los procesos de transferencia de ET a través de los componentes de una trama trófica de un ecosistema natural es de por sí complejo, es aun más el realizarlos en ecosistemas con múltiples alternativas de transferencia y

características ambientales únicas y estacionales. Por ello, no es una sorpresa que los estudios sobre la transferencia trófica de metales sean particularmente escasos en los ecosistemas costeros tropicales y subtropicales.

**Estudios previos en México de TTET.** Durante décadas se han realizado análisis de las concentraciones de múltiples elementos traza esenciales y no esenciales en diversos organismos acuáticos representativos de los ecosistemas costeros de México (e.g. Páez-Osuna & Marmolejo-Rivas, 1990; Páez-Osuna & Ruiz-Fernández, 1995; Szefer *et al.*, 1998; Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 1998). La gran mayoría se han realizado en ecosistemas costeros asociados al Golfo de California, en particular, en las costas de Sinaloa. Estos ecosistemas tienen una gran importancia ecológica y económica, ya que ofrecen alimento y refugio para la reproducción y crianza de una gran variedad de especies acuáticas.

Otros estudios han dado cuenta de cómo los ecosistemas costeros de Golfo de California están experimentando la contaminación por ET (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001; Soto-Jiménez *et al.*, 2008). La zona costera del Golfo de California ha estado recibiendo además un aporte de nutrientes (N y P), como resultado del aumento de la población que vive en las zonas costeras, el aumento en la demanda de alimentos, que requieren un mayor uso de fertilizantes y de alimento formulado para animales de crianza. Sin embargo, no se conoce cómo la eutrofización está afectando la captación y transferencia de ET a través de las redes tróficas acuáticas y su toxicidad.

A pesar de la enorme importancia de los resultados obtenidos en estudios de monitoreo y de evaluación del impacto que múltiples actividades tienen sobre los ecosistemas costeros en México, estos trabajos poco contribuyen al entendimiento de los procesos de transferencia trófica, acumulación y biomagnificación de ET. Los resultados en la medición de los factores de transferencia (concentración, acumulación, y eventualmente de magnificación) que se han realizado en estos ambientes tan complejos son aún muy ambiguos (Soto-Jiménez *et al.*, 2008; Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2008; Jara-Marini *et al.*, 2009).

## HERRAMIENTAS Y ESTRATEGIAS DE ESTUDIO

Para contribuir al conocimiento de los mecanismos de transferencia trófica de ET y realizar mediciones confiables de los factores de transferencia (concentración, acumulación, y eventualmente de magnificación) en estos ambientes, es necesario emplear una serie de técnicas modernas en combinación con aquellas tradicionales.

Hoy en día existe una variedad de herramientas muy útiles para realizar los estudios de transferencia trófica. Entre ellas destaca el uso de radionúclidos, de las técnicas de isótopos estables y la

aplicación de modelos matemáticos. A estas herramientas se suma una estrategia combinada de estudios de campo y de laboratorio. En la experimentación con cadenas tróficas modeladas también es factible el uso de radiotrazadores con emisión gamma e isótopos estables artificialmente enriquecidos. A continuación, se discuten los fundamentos que sustentan la aplicación de tales herramientas y se dan detalles de su uso y ejemplos de aplicación.

**Isotopía estable.** El estudio de la transferencia trófica de los ET está limitado a la reconstrucción del entramado de las redes tróficas y atribuir con precisión la posición trófica de los organismos. El uso de los isótopos estables de carbono ( $^{12}\text{C}$ ,  $^{13}\text{C}$ ) y nitrógeno ( $^{14}\text{N}$ ,  $^{15}\text{N}$ ) son herramientas muy útiles para distinguir entre las fuentes y rutas de energía y para establecer las estructuras de las tramas tróficas en las comunidades ecológicas (Peterson & Fry, 1987). Normalmente el isótopo pesado ( $^{15}\text{N}$ ) se enriquece en el depredador en relación con la presa que conforma su dieta, ya que el isótopo estable más ligero ( $^{14}\text{N}$ ) es excretado más rápidamente. Este enriquecimiento del  $\delta^{15}\text{N}$  frecuentemente se asume como constante (aproximadamente 3.4‰, Michener & Schell, 1994) y es utilizado para el establecimiento de posición trófica de un organismo (Minagawa & Wada, 1984; Fry, 1988). Por otro lado, la firma isotópica del carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) en los consumidores puede revelar la contribución relativa de las fuentes (autóctonas y alóctonas) de carbono a la dieta y las rutas de la energía (Rounick *et al.*, 1986; Fry, 1988).

El entendimiento de las tramas y posición trófica de las especies acuáticas que conforman una comunidad se ha incrementado notablemente con el uso combinado de los isótopos estables del C y N (Fry, 1988; Kidd *et al.*, 1995; Power *et al.*, 2002; Dehn *et al.*, 2006; Watanabe *et al.*, 2008). Estudios recientes han demostrado la utilidad de estas técnicas para modelar la estructura de las tramas tróficas acuáticas y facilitar el estudio de la transferencia de contaminantes. Este enfoque metodológico está ayudando a comprender el comportamiento de los ET, cómo se transfieren en las redes tróficas y si fuera el caso cómo se biomagnifican.

**Modelo cinético.** En la literatura existen diferentes modelos 'tratando de explicar' cómo ocurre la transferencia y acumulación de los ET (Landrum *et al.*, 1992; Thomann *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 1996; Luoma, 1996; Wang & Fisher, 1997; Reinfelder *et al.*, 1998; Fisher *et al.*, 2000; Wang, 2002). Aunque los modelos facilitan el estudio de la transferencia trófica de los ET, la mayoría de los publicados, no permiten ni siquiera una comparación entre ellos ya que se basan en estudios de campo que se realizaron sin controles de laboratorio o en estudios de laboratorio sin considerar datos de campo (e.g. condiciones ambientales típicas). Así que, difícilmente los modelos pueden ser validados para predecir confiablemente la acumulación de ET en los organismos que componen una cadena o trama trófica acuática.

Uno de los más aceptados es el modelo cinético de bioacumulación de ET (Reinfelder *et al.*, 1998). Este modelo asume que

las fuentes de ET para los organismos están presentes en la fracción disuelta del agua y en la dieta. El modelo estima el potencial de transferencia trófica del ET ( $\text{PTTET} = \text{TIE} \cdot \text{EA} / (k_e + g)$ ) mediante la cuantificación por separado de cada componente del mecanismo de la bioacumulación, que incluye a la tasa de ingesta específica (TIE), la eficiencia de asimilación (EA), la tasa constante de pérdida fisiológica del elemento ( $k_e$ ) y la tasa de crecimiento del organismo ( $g$ ).

El modelo asume que la transferencia trófica y bioacumulación de un ET en organismos en cada nivel trófico resulta de un balance de estos cuatro componentes básicos. Teóricamente los valores de los parámetros del modelo pueden ser establecidos de manera relativamente fácil mediante experimentos bajo condiciones controladas para un cierto rango de concentración y tipo de ET. La cuantificación precisa de cada parámetro, permite predecir la acumulación del ET y en consecuencia, si la biomagnificación ocurre. En el presente trabajo la biomagnificación es definida como la acumulación progresiva del ET con el incremento de los niveles tróficos en una cadena o trama trófica acuática.

A continuación se detalla la definición de cada parámetro fisiológico y los métodos de medición:

**Tasa de ingesta (TIE) y eficiencia de asimilación (EA).** Hasta hace poco tiempo, no se consideraba que la tasa de ingesta fuera relevante en el estudio de la TTET. Así que hay muy pocos datos sobre las tasas de alimentación de organismos acuáticos, aunque se sabe que la TIE depende de las tasas de crecimiento de los organismos que a su vez están en función de la especie y edad. Además, también está regulada por la cantidad y calidad del alimento disponible, sujeto a variaciones espacio-temporales (diurna y estacional).

La EA representa la fracción del elemento ingerido que permanece en los tejidos de un organismo después que ha vaciado su estómago del material no digerido. La asimilación de ET de un alimento resulta de su paso a través del revestimiento del intestino durante la digestión. Para que un ET sea asimilado de las partículas alimenticias ingeridas es necesario que primero se libere en el tracto digestivo del animal. Entre otros factores, el pH del estómago es determinante para que se produzca la digestión y liberación del ET (Fisher & Teyssié, 1986). Una vez liberado, el potencial de asimilación del ET depende de la presencia de metalotioneínas (MT), que son proteínas que contienen ciertos aminoácidos (eg. cisteína) con grupos tiol (-SH) (Roesijadi, 1992). Las MT transportan a los ET desde el sitio de captura hacia los diferentes órganos y tejidos.

La manera en que el ET se encuentre incorporado en el alimento ingerido es determinante en la eficiencia de asimilación. En el caso de los herbívoros, si el ET se encuentra en las paredes y membranas celulares de las algas, difícilmente será asimilado y, por tanto, será excretado mayormente en las heces. Lo mis-

mo sucede para los carnívoros cuando el ET está incorporado en estructuras óseas, escamas y/o en el exoesqueleto (asociado a quitina), o bien empaquetado en gránulos de carbonato y/o fosfatos (Wallace & López, 1996). Los elementos incorporados a tales estructuras no son asimilados (Reinfelder & Fisher, 1994). Por el contrario, la asimilación del ET se puede incrementar cuando está incorporado en partículas nutritivas ricas en carbono (Wang & Fisher, 1996).

El uso de radioisótopos con emisión de rayos gamma (e.g.  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) es uno de los protocolos experimentales más aceptados para estudios de ingesta y EA, el cual se basa en el suministro de alimento que contenga el radioisótopo y en seguir su tránsito a través del sistema digestivo del organismo (Reinfelder & Fisher, 1991; 1994; Wang *et al.*, 1996). Aún así se ha observado que hay una variedad de factores relacionados con el alimento (e.g. composición y cantidad de alimento, y la concentración del ET) y con el ambiente (temperatura) que pueden afectar la eficiencia con la cual un organismo asimila al elemento ingerido vía dieta.

**Excreción de ET.** La excreción es un proceso activo o pasivo mediante el cual los organismos acuáticos eliminan parte de los ET y otros contaminantes adquiridos en la alimentación o en forma disuelta a través del agua circundante. Las especies tienen diferentes mecanismos de excreción que van desde estructuras no especializadas en las algas hasta sistemas excretorios complejos en los que intervienen órganos como los riñones, el hígado y hasta la piel.

Los elementos no esenciales aparentemente tienen una tasa de excreción más elevada que los esenciales y la tasa de pérdida depende de la cantidad de alimento suministrado a los organismos durante la fase de depuración del experimento y de las rutas de acumulación que siga el ET. En cambio en los elementos esenciales,  $k_e$  es independiente de la cantidad de alimento y de sus rutas de acumulación. Por otro lado, los valores de  $k_e$  para elementos esenciales (e.g. Co, Se, y Zn) son relativamente independientes del tamaño del organismo, pero en cambio en los no esenciales (e.g. Cd) las tasas de excreción pueden variar entre organismos juveniles y adultos (Wang & Fisher, 1997). Bajas tasas de excreción en especies longevas resultan en una acumulación de ET por largos periodos haciendo posible el proceso de biomagnificación.

La técnica de radiotrazadores también se usa para estudiar los patrones de depuración de ET por parte de los organismos y determinar las tasas de excreción. Resultados previos muestran que en bivalvos marinos (ostiones, almejas y mejillones) los valores de  $k_e$  varían entre 0.01 y 0.03 día<sup>-1</sup> (Wang *et al.*, 1996; Reinfelder *et al.*, 1998). En copépodos marinos  $k_e$  varía de 0.07 a 0.3 día<sup>-1</sup>, es decir, un orden de magnitud mayor al de los bivalvos (Wang & Fisher, 1996). Un valor de  $k_e = 0.066$  día<sup>-1</sup> ha sido estimado para camarón (*Penaes indicus*) expuesto a Zn en solución, valor que

resultó ser significativamente mayor al encontrado para la excreción de Cd ingerido a través de la dieta (Rainbow, 1997; 2002; Nunez-Nogueira & Rainbow, 2005).

**Crecimiento.** La tasa de crecimiento se incorpora al modelo cinético para compensar la dilución de la concentración del ET que se pueda presentar durante el crecimiento de los tejidos de los organismos acuáticos. En este punto se tienen dos escenarios. El primero es cuando las tasas de crecimiento son mucho más pequeñas que las de excreción ( $k_e \gg g$ ). En este caso, la dilución por crecimiento es despreciable y la  $g$  puede ser eliminada de la ecuación. Sin embargo, cuando  $g \approx k_e$  significa que la dilución por crecimiento es un factor determinante para que se realice la acumulación de ET, por lo que  $g$  debe ser considerada. Por ejemplo, en el caso del metilmercurio en peces con  $g \gg k_e$  el potencial de transferencia es elevado (Trudel & Rasmussen, 1997), mientras que para un buen número de ET en mejillones con  $k_e \gg g$ , este mismo potencial es prácticamente nulo.

Como puede ser observado, la ecuación del modelo cinético es muy sensible a los cambios en sus parámetros (tasas de ingesta y asimilación, excreción y de crecimiento). Por tanto, la línea que divide la biomagnificación de la biodisminución es muy tenue. La biomagnificación se presenta solo en cadenas y tramas tróficas con elevados potenciales de TTET.

Este proceso ha sido ampliamente demostrado en grandes depredadores, especies con ciclos de vida más largos y que ocupan los niveles tróficos más altos. El mejor ejemplo de biomagnificación en tramas tróficas acuáticas es la del metilmercurio ( $\text{CH}_3\text{-Hg}$ ) (Lindqvist *et al.*, 1991; Cabana *et al.*, 1994). Aunque menos estudiado, el proceso de biomagnificación se ha reportado también para Se y Cs (Luoma *et al.*, 1992). Sin embargo, la biomagnificación que ocurre para estos elementos son la excepción a la regla (Gray, 2002). Para la mayoría de ET (e.g. Ag, Cd, Cu, Cr, Pb, Zn) esto no ocurre (Mathews & Fisher, 2008a; Soto-Jiménez *et al.*, 2011a). Aunque hipotéticamente la biomagnificación de As, Cd y Zn, y quizás Ag, puede ocurrir según el modelo cinético, esto no ha sido claramente demostrado por estudios de campo y/o de laboratorio.

## DESAFÍOS EN ESTUDIOS DE TTET EN AMBIENTES SUBTROPICALES

El uso combinado de isótopos estables de carbono y de nitrógeno en organismos acuáticos, aunado a los estudios convencionales de contenido estomacal, permiten la modelación de la estructura de una comunidad trófica, el posicionamiento preciso de cada especie o grupo funcional dentro de dicha estructura, sus interacciones tróficas y el flujo de la energía (Jara-Marini *et al.*, 2009). Además de que aportan información importante sobre la ecología de la alimentación de las especies y el uso espacial del hábitat, lo cual es muy relevante para especies actualmente cultivadas o con potencial de serlo.

Sin embargo, a pesar de las ventajas que ofrece el uso de la isotopía estable, su aplicación en ambientes costeros tropicales y subtropicales puede ser complicada. Esto debido a las variaciones espaciales y temporales que se presentan en las señales de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  (y en los ET). La variabilidad temporal en las señales de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  ocurre principalmente entre las épocas de lluvias y secas, debido al aporte de material terrígeno y de materia orgánica y nutrientes desde fuentes puntuales y difusas derivadas de actividades humanas. La variación de las señales se ve reflejada en la base de las tramas tróficas y en los consumidores primarios pero se minimiza hacia los niveles tróficos superiores.

Los cambios estacionales que ocurren a los ecosistemas costeros tropicales y subtropicales, también afectan la composición taxonómica de los diferentes niveles tróficos que componen una comunidad y a las características fisiológicas de las especies. Por otro lado, los cambios en la fisicoquímica del agua (e.g. temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH, dureza y materia orgánica disuelta) tienen una fuerte influencia en la concentración, especiación y disponibilidad de los ET. El estudio de ET en los sedimentos así como sus características fisicoquímicas (potencial redox, pH, tamaño de grano) en los ecosistemas es muy importante ya que son la fuente secundaria (o en ocasiones primaria) más importante de ET para los ambientes acuáticos. La disponibilidad y toxicidad de un ET en los sedimentos depende de su asociación geoquímica, por tanto, es recomendable incluir protocolos de extracciones secuenciales que permitan la determinación del metal biodisponible (Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2008).

Los estudios de campo deberán ser complementados con experimentos de laboratorio en los que se expongan cadenas tróficas modeladas a concentraciones ambientalmente comparables a sitios contaminados (Soto-Jiménez *et al.*, 2011a). Preferentemente la exposición deberá ser a partir de un radiotrazador o un isótopo estable artificialmente enriquecido (Nunez-Nogueira & Rainbow, 2005). Estos permiten identificar las fuentes así como trazar las rutas de acumulación y de excreción.

Las cadenas tróficas deberán cubrir varios niveles tróficos desde la base hasta consumidores (secundarios y terciarios). Los experimentos deberán realizarse durante períodos de exposición que abarquen los ciclos de vida de las especies de la cadena, o al menos que se cubran los estadios claves en las más especies más longevas. Aunque es complicado y costoso mantener durante todo el ciclo de vida a especies longevas.

La experimentación en el laboratorio con cadenas tróficas bien definidas y típicas (con especies y condiciones ambientales típicas) constituye una estrategia muy útil para el entendimiento de los procesos de transferencia ya que disminuye su complejidad y facilita la cuantificación de los factores de transferencia (concentración, acumulación y magnificación). Los resultados que se obtengan permitirán validar las predicciones de la acumulación de ET en órganos y tejidos específicos mediante los mode-

los de bioacumulación cinéticos. Los modelos matemáticos validados permitirán eventualmente predecir las concentraciones de ET en animales acuáticos y se podrán realizar evaluaciones más acertadas del impacto ambiental y ecológico por la contaminación con ET.

Además, los estudios de toxicidad para evaluar los efectos adversos que los ET producen en los organismos acuáticos deberán ser realizados preferentemente en el laboratorio. La búsqueda de efectos tóxicos por algún contaminante en ambientes naturales es muy complicada. Esto se debe a que frecuentemente hay más de un ET u otro contaminante presente y las interacciones pueden influenciar el consumo, acumulación y toxicidad entre ET en los organismos acuáticos. Algunas interacciones son antagónicas, como que se ha observado para Hg y Cd con Se, en la que este último aminora la toxicidad de los otros dos elementos (Magos & Webb, 1980).

## DISCUSIÓN

Ha sido en años recientes que en México se ha combinado el análisis de las concentraciones de ET en los organismos con la determinación isotópica de las posiciones tróficas que ocupan las especies en una comunidad (Jara-Marini *et al.*, 2009; 2011). Esta estrategia está facilitando la comprensión de las interrelaciones tróficas y de la transferencia de los ET en las tramas tróficas de los ecosistemas costeros subtropicales.

Por otro lado, mediante la realización de experimentos de laboratorio se están entendiendo los mecanismos que gobiernan la transferencia de ET a través de la cuantificación de los factores de concentración, acumulación y biomagnificación (Soto-Jiménez *et al.*, 2011a).

El análisis de los isótopos estables de Pb ha probado ser una excelente herramienta para determinar las fuentes de aporte de este elemento a un ambiente (e.g. Soto-Jiménez *et al.*, 2006; 2008; Soto-Jiménez & Flegal, 2009), pero la isotopía estable de elementos pesados (e.g.  $^{108}\text{Cd}$  y  $^{208}\text{Pb}$ ) aun no ha sido debidamente explotada para trazar las rutas del ET a través de una cadena o trama trófica.

La determinación de los parámetros involucrados en el modelo cinético (e.g. eficiencia de asimilación y de las tasas de ingesta, de excreción y de crecimiento) permitirá eventualmente predecir la acumulación de un ET. Esto ayudará a comprender la dinámica de los ET en los ecosistemas acuáticos y cómo pueden llegar a representar riesgos a la salud de los organismos acuáticos y del hombre como consumidor de productos marinos.

Aunque la mayoría de los ET no sean eficientemente transferidos y, por lo tanto no biomagnificados, se ha observado que en sitios contaminados se produce una acumulación de ET que pudiera representar un riesgo ecológico. Se han realizado esfuer-

zos importantes para estudiar las respuestas biológicas a un ET por parte de especies individuales (Frías-Espéricueta *et al.*, 2003; 2008; 2009) o que componen una cadena trófica modelada (Soto-Jiménez *et al.*, 2011b). Sin embargo, el gran desafío es trasladar estos resultados de laboratorio a los ecosistemas naturales y poder evaluar las consecuencias de la contaminación sobre las poblaciones y comunidades.

Recientes estudios realizados en México han reportado la bioacumulación y biomagnificación del Hg en diferentes depredadores marinos de importancia comercial en el país, incluyendo seis diferentes especies de tiburón (García-Hernández *et al.*, 2007), marlín y pez vela (Soto-Jiménez *et al.*, 2010) y atún (Ordiano-Flores *et al.*, 2011; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011). A excepción del atún, se encontró que existe un riesgo sanitario por el consumo de tales organismos debido a la presencia de Hg. Este elemento puede afectar el sistema nervioso y el desarrollo intelectual y físico de los fetos y recién nacidos, por lo que se recomienda el no consumo de tales especies por niños (0-6 años), mujeres embarazadas, y mujeres con planes de embarazo. Sin embargo, hacen falta más estudios que incluyan otras especies de peces y otros ET.

Los ecosistemas costeros del Golfo de California (con puertos marítimos, comunidades costeras, industrias, agricultura, etc.) están siendo alterados por el hombre. Hoy en día es común encontrar altos contenidos de ET en macroalgas, bivalvos, crustáceos y peces (Soto-Jiménez *et al.*, 2008). Asimismo, dentro de los ecosistemas costeros se han reportado procesos de TTET (Ruelas-Inzunza & Páez-Osuna, 2008; Jara-Marini *et al.*, 2011). La contaminación por ET y la eutrofización que ocurre simultáneamente en las aguas costeras debe estudiarse de manera integral. La acumulación de estos elementos pudiera estar causando daños ecológicos serios. Más aún, la eutrofización costera puede agravar la contaminación por ET favoreciendo su transferencia trófica en los sistemas acuáticos. Sin embargo, la interrelación no está bien entendida lo que representa otro desafío científico importante.

## AGRADECIMIENTOS

A J. M. Quintero Álvarez, V. Montes y F. Morales Hernández por su valiosa ayuda en la revisión del manuscrito.

## REFERENCIAS

- AMIARD, J. C., C. AMIARD-TRIQUET, C. METAYER, J. MARCHAND & R. FERRE. 1980. Study on the transfer of Cd, Pb, Cu and Zn in neritic and estuarine trophic chains. I. The inner estuary of the Loire (France) in the summer of 1978. *Water Research* 14: 665-673.
- BARWICK, M. & W. MAHER. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research* 56: 471-502.
- BRYAN, G. W. & W. J. LANGSTON. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution* 76 (2): 89-131.
- CABANA, G., A. TREMBLAY, J. KALFF & J. B. RASMUSSEN. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: A determinant of mercury levels in lake trout (*Salyelinus namaycush*). *Canadian Journal Fish Aquatic Science* 51:381-389.
- CROTEAU, M. N., S. N. LUOMA, & A. R. STEWART. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography* 50: 1511-1519.
- DEHN, L. A., E. H. FOLLMANN, D. L. THOMAS, G. G. SHEFFIELD, C. ROSA, L. K. DUFFY & T. M. O'HARA. 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Science Total Environmental* 362: 103-123.
- DIETZ, R., M. RIGET, A. CLEEMANN, P. AARKROG & J. C. HANSE. 2000. Comparison of contaminants from different trophic levels and ecosystems. *Science Total Environmental* 245: 221-231.
- FISHER, N. S. & J. L. TEYSSIE. 1986. Influence of food composition on the biokinetics and tissue distribution of zinc and americium in mussels. *Marine Ecology Progress Series* 28: 197-207.
- FISHER, N. S. & J. R. REINFELDER. 1995. The trophic transfer of metals in marine systems. In: Turner DR, Tessier A (eds) *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. John Wiley & Sons, Chichester. pp 363-406.
- FISHER, N. S., I. STUPAKOFF, S. A. SANUDO-WILHELMY, W. X. WANG, J. L. TEYSSIE, S. W. FOWLER & J. CRUSIUS. 2000. Trace metals in marine copepods: a field test of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data. *Marine Ecology Progress Series* 194: 211-218.
- FISHER, N. S & S. E. HOOK. 2002. Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. *Toxicology* 181/182: 531-536.
- FOWLER, S. W. 1982. Biological transfer and transport processes. In: Kullenberg G (ed) *Pollutant transfer and transport in the Sea*, Vol. 2. CRC Press, Boca Raton, FL. pp 1-65.
- FORSTER, U. & G. T. W. WHITTMANN. 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag, Berlin. 486 p.
- FRÍAS-ESPERICUETA, M. G., D. VOLTOLINA, & J.I. OSUNA-LÓPEZ. 2003. Acute toxicity of copper, zinc, iron, and manganese and of the mixtures copper-zinc and iron-manganese to whiteleg shrimp *Litopenaeus vannamei* postlarvae. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 71 (1): 68-74.
- FRÍAS-ESPERICUETA, M. G., R. CASTRO-LONGORIA, G. J. BARRÓN-GALLARDO, J. I. OSUNA-LÓPEZ, S. M. ABAD-ROSALES, F. PÁEZ-OSUNA & D. VOLTOLINA. 2008. Histological changes and survival of *Litopenaeus vannamei* juveniles with different copper concentrations. *Aquaculture* 278 (1-4): 97-100.

- FRÍAS-ESPERICUETA, M. G., D. VOLTOLINA, I. OSUNA-LÓPEZ & G. IZAGUIRRE-FIERRO. 2009. Toxicity of metal mixtures to the Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* postlarvae. *Marine Environmental Research* 68 (5): 223-226.
- FRY, B. 1988. Food web structure on Georges Bank from stable C, N and S isotopic compositions. *Limnology and Oceanography* 33: 1182-1190.
- GARCÍA-HERNÁNDEZ, J., L. CADENA-CÁRDENAS, M. BETANCOURT-LOZANO, L. M. GARCÍA-DE-LA-PARRA, L. GARCÍA-RICO & F. MÁRQUEZ-FARIAS. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicological and Environmental Chemistry* 89 (3): 507-522.
- GRAY, J. S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* 45: 46-52.
- HATTUM VAN B., K. R. TIMMERMANS & H. A. GOVERS. 1991. Abiotic and biotic factors influencing in situ trace metal levels in macroinvertebrates in freshwater ecosystems. *Environmental Toxicology Chemistry* 10: 275-292.
- JARA-MARINI, M. E., M. F. SOTO-JIMÉNEZ & F. PÁEZ-OSUNA. 2009. Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere* 77: 1366-1373.
- JARA-MARINI, M. E., M. F. SOTO-JIMÉNEZ & F. PÁEZ-OSUNA. 2011. Mercury transfer in a subtropical coastal lagoon food web (SE Gulf of California) under two contrasting climatic condition. *Environmental Toxicology* 30 (7): 1611-1617.
- KIDD, K. A., R. H. HESSLEIN, R. J. P. FUDGE & K. A. HALLARD. 1995. The influence of trophic level as measured by  $\delta^{15}\text{N}$  on mercury concentrations in freshwater organisms. *Water Air Soil Pollution* 80: 1011-1015.
- LANDRUM, P. F., H. LEE & M. J. LYDY. 1992. Toxicokinetics in aquatic systems: model comparisons and use in hazard assessment. *Environmental Toxicology Chemistry* 11: 1709-725.
- LANKFORD, R. R. 1977. *Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification*. In: Wiley M, (Ed.). *Estuarine Processes*. New York: Academic Press. pp 174-182.
- LINDQVIST, O., K. JOHANSSON, M. AASTRUP, A. ANDERSSON, L. BRINGMARK, G. HOVSENIUS, L. HAOKANSON, A.O. IVERFELDT, M. MEILI & B. TIMM. 1991. Mercury in the Swedish environment: recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water Air Soil Pollution* 55: 1-251.
- LUOMA, S. N., C. JOHNS, N. S. FISHER, N. A. STEINBERG, R. S. OREMLAND & J. R. REINFELDER. 1992. Determination of selenium bioavailability to a benthic bivalve from particulate and solute pathways. *Environmental Science Technology* 26: 485-491.
- LUOMA, S. N. 1996. The developing framework of marine ecotoxicology: Pollutants as a variable in marine ecosystems? *Journal Experimental Marine Biology Ecology* 200 (1-2): 29-55.
- MAGOS, L. & M. WEBB. 1980. The interactions of selenium with cadmium and mercury. *CRC Critical Review Toxicology* 8: 1-2.
- MATHEWS, T. & N. S. FISHER. 2008a. Trophic transfer of seven trace metals in a four step marine food chain. *Marine Ecology Progress Series* 367: 23-33.
- MATHEWS, T. & N. S. FISHER. 2008b. Evaluating the trophic transfer of cadmium, polonium, and methylmercury in an estuarine food chain. *Environmental Toxicology Chemistry* 27: 1093-1101.
- MICHENER, R. H. & D. M. SCHELL. 1994. Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. In: Lajtha K & R. H. Michener (Eds.). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell, London. pp 138-157.
- MINAGAWA, M. & E. WADA. 1984. Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food chains: further evidence and the relation between  $^{15}\text{N}$  and animal age. *Geochimica Cosmochimica Acta* 48: 1135-140.
- NOTT, J. A. 1998. Metals and marine food chains. In: Langston, W.L., Bebianno, M.J. (Eds.). *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Chapman and Hall, London, UK. pp. 387-414
- NUNEZ-NOGUEIRA, G. & P. S. RAINBOW. 2005. Kinetics of zinc uptake from solution, accumulation and excretion by the decapods crustacean *Penaeus indicus*. *Marine Biology* 147: 93-103.
- ORDIANO-FLORES, A., F. GALVÁN-MAGAÑA & R. ROSILES-MARTÍNEZ. 2011. Bioaccumulation of Mercury in Muscle Tissue of Yellowfin Tuna, *Thunnus albacares*, of the Eastern Pacific Ocean. *Biology Trace Element Research* (en prensa).
- PÁEZ-OSUNA, F. & C. MARMOLEJO-RIVAS. 1990. Occurrence and seasonal variation of heavy metals in the oyster *Saccostrea iridescens*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44 (1): 129-134.
- PÁEZ-OSUNA, F. & A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ. 1995. Trace metals in the Mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments. *Environmental Pollution* 87 (2): 243-247.
- PETERSON, B. J. & B. FRY. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 293-320.
- POWER, M., G. M. KLEIN, K. R. R. A. GUIGUER & K. H. KWAN. 2002. Mercury accumulation in the fish community of a sub-arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *Journal Applied Ecology* 39: 819-30.
- RAINBOW, P. S. 1997. Ecophysiology of Trace Metal Uptake in Crustaceans. *Estuarine Coastal Shelf Science* 44 (2): 169-175.
- RAINBOW, P. S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution* 120: 497-507.
- REINFELDER, J. R., N. S. FISHER, S. N. LUOMA, J. W. NICHOLS & W. X. WANG. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. *The Science of the Total Environment* 219: 117-135.
- REINFELDER, J. R. & FISHER N. S. 1991. The assimilation of elements ingested by marine copepods. *Science* 251:794-796.
- REINFELDER, J. R. & N. S. FISHER. 1994. The assimilation of elements ingested by marine planktonic bivalve larvae. *Limnology Oceanography* 39: 12-20.

- ROESIJADI, G. 1992. Metallothionein in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Review Aquatic Toxicology* 22 (2): 81-113.
- ROUNICK, J. S. & M. J. WINTERBOURN. 1986. Stable carbon isotopes and carbon flow in ecosystems. *BioScience* 36: 171-177.
- RUELAS-INZUNZA, J. & F. PÁEZ-OSUNA. 2008. Trophic distribution of Cd, Pb, and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. *Archives Environmental Contamination Toxicology* 54: 584-596.
- RUELAS-INZUNZA, J., C. PATIÑO-MEJÍA, M. SOTO-JIMÉNEZ, G. BARBA-QUINTERO, & M. SPANOPOULOS-HERNÁNDEZ. 2011. Total mercury in canned yellowfin tuna *Thunnus albacares* marketed in northwest Mexico. *Food Chemistry & Toxicology* (in press).
- SCHLEKAT, C. E., B. G. LEE & S. N. LUOMA. 2002. Dietary metals exposure and toxicity to aquatic organisms: implications for ecological risk assessment. In: Newman MC, Solbe J.F. 1998. Freshwater fish. In: Calow P. (Ed.). *The Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Science, Oxford. pp. 66-82.
- SOTO JIMÉNEZ, M. F. & F. PÁEZ-OSUNA. 2001. Distribution and Normalization of Heavy Metal Concentrations in Mangrove and Lagoonal Sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 53: 259-274.
- SOTO-JIMÉNEZ, M. F., A. H. SHARON, C. W. RANKIN, J. AGGARAWL, A. C. RUIZ-FERNANDEZ, F. PÁEZ-OSUNA & A. R. FLEGAL. 2006. Chronocling a century of lead pollution in Mexico: stable lead isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environmental Science and Technology* 40: 764-770.
- SOTO-JIMÉNEZ, M. F. & PÁEZ-OSUNA F. 2008. Diagenetic processes on metals in mud flat sediments from a subtropical saltmarsh (SE Gulf of California): postdepositional mobility and geochemical fractions. *Applied Geochemistry* 23: 1202-1217.
- SOTO-JIMÉNEZ, M. F., F. PÁEZ-OSUNA, G. SCELFO, S. HIBDON, R. FRANKS, J. AGGARAWL & A. R. FLEGAL. 2008. Lead pollution in subtropical ecosystems on the SE Gulf of California coast: a study of concentrations and isotopic composition. *Marine Environmental Research* 66: 451-458.
- SOTO-JIMÉNEZ, M. F. & A. R. FLEGAL. 2009. Origin of lead in the Gulf of California Ecoregion using stable isotope analysis. *Journal Geochemical Exploration* 101: 66-74.
- SOTO-JIMÉNEZ, M. F., F. AMEZCUA & R. GONZÁLEZ-LEDESMA. 2010. Nonessential Metals in Striped Marlin and Indo-Pacific Sailfish in the Southeast Gulf of California, Mexico: Concentration and Assessment of Human Health Risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58 (3): 810-818.
- SOTO-JIMÉNEZ, M. F., C. ARELLANO-FIORE, R. ROCHA-VELARDE, M. E. JARA-MARINI, J. RUELAS-INZUNZA & F. PÁEZ-OSUNA. 2011a. Trophic transfer of lead through a model marine 1 four-level food chain: *Tetraselmis suecica*, *Artemia franciscana*, *Litopenaeus vannamei* and *Haemulon scudderii*. *Archives Environmental Contamination Toxicology* 61 (2): 280-291.
- SOTO-JIMÉNEZ, M. F., C. ARELLANO-FIORE, R. ROCHA-VELARDE, M. E. JARA-MARINI, J. RUELAS-INZUNZA, D. VOLTOLINA, M. G. FRÍAS-ESPERICUETA, J. M. QUINTERO-ÁLVAREZ & F. PÁEZ-OSUNA. 2011b. Biological responses of a simulated marine food chain to Pb addition. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30 (7): 1611-1617.
- SZEFER, P., J. GELDON, A. A. ALI, F. PÁEZ OSUNA, A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ & S. R. GUERRERO GALVAN. 1998. Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Mytella strigata* and other benthic organisms from Mazatlan Harbour, Mangrove Lagoon of the northwest coast of Mexico. *Environment International* 24 (3): 359-374.
- THOMANN, R. V., F. SHKRELI & S. HARRISON. 1997. A pharmacokinetic model of cadmium in rainbow trout. *Environmental Toxicology Chemistry* 16: 2268-2274.
- TRUDEL, M. & J. B. RASMUSSEN. 1997. Modeling the elimination of mercury by fish. *Environmental Science Technology* 31: 1716-1722.
- VEGA-CENDEJAS, M. E. & F. ARREGUÍN-SÁNCHEZ. 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatán, Peninsula, Mexico. *Ecology Modeling* 137: 119-133.
- WALLACE, W. G. & G. R. LOPEZ. 1996. Relationship between subcellular cadmium distribution in prey and cadmium trophic transfer to a predator. *Estuarine* 19: 923-930.
- WANG, W. X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series* 243: 295-309.
- WANG, W. X., N. S. FISHER & S. N. LUOMA. 1996. Kinetic determinations of trace element bioaccumulation in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series* 140: 91-113.
- WANG, W. X. & N. S. FISHER. 1996. Assimilation of trace elements and carbon by the mussel *Mytilus edulis*: effects of food composition. *Limnology & Oceanography* 41: 197-207.
- WANG, W. X. & N. S. FISHER. 1997. Modeling metal bioavailability for marine mussels. *Review Environmental Contamination Toxicology* 151: 39-65.
- WANG, W. X. & C. H. KE. 2002. Dominance of dietary intake of cadmium and zinc by two marine predatory gastropods. *Aquatic Toxicology* 56: 153-165.
- WATANABE, K., M. T. MONAGHAN, Y. TAKEMON & T. OMURA. 2008. Biodilution of heavy metals in a stream macroinvertebrate food web: Evidence from stable isotope analysis. *The Science of Total Environmental* 394: 57-67.
- ZETINA-REJÓN, M. J., F. ARREGUÍN-SÁNCHEZ & E. A. CHÁVEZ. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 57: 803-815.
- ZHANG, L. & W. X. WANG. 2006. Significance of subcellular metal distribution in prey in influencing the trophic transfer of metals in a marine fish. *Limnology and Oceanography* 51: 2008-2017.

Recibido: 07 de junio de 2011.

Aceptado: 19 de octubre de 2011.