

***Microlophus atacamensis* COMO POTENCIAL BIOMONITOR DE METALES PESADOS EN LA REGIÓN DE ANTOFAGASTA MINERO, CHILE**

Microlophus atacamensis AS POTENTIAL BIOMONITOR OF HEAVY METALS IN THE REGION OF MINING ANTOFAGASTA, CHILE

Autor: Marambio-Alfaro, Y¹.

¹Estudiante de Doctorado en Ciencias Aplicadas, mención Sistemas Marinos Costeros. Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes (LASPAL). Universidad de Antofagasta, Ciudad de Antofagasta, Chile.

Correo correspondencia:

yerymarambio@gmail.com

La Segunda Región de Antofagasta ubicada en el norte de Chile experimentó concentraciones muy altas de arsénico inorgánico en el agua potable, sobre todo en la principal ciudad de Antofagasta desde 1958 hasta que una planta de eliminación de arsénico fue instalada en 1970(Smith et al., 2014). La ciudad de Antofagasta durante el año 2015 ha sido evaluada por la Superintendencia de Medio Ambiente. Esto debido a las múltiples protestas emanadas de la población local, que vive en la zona aledaña a las potenciales fuentes de enriquecimiento de metales pesados. La autoridad sanitaria ha tomado muestras de plomo tanto del puerto como de otros lugares de la ciudad, las que han arrojado concentraciones de este elemento del 63% sobre el valor aceptable, indicando además que la actividad industrial es un agente que aporta altas concentraciones de metales pesados, como arsénico, plomo, cobre, azufre, zinc, manganeso y molibdeno (S.M.A., 2015).

Así mismo, en abril de este año el Colegio Médico de Chile, descubrió 19 metales pesados en el aire de Antofagasta, donde, según dijeron los especialistas de la institución, las cifras superan a las registradas en La Greda en 2011 y sobrepasan cinco veces lo permitido por la norma chilena (REF).

Junto con este estudio, el ISP, en un análisis realizado en abril al polvo en distintos puntos cercanos al terminal, descubrió que 5 metales de los 16 pesquisados poseían un nivel alto. Éstos son el cobre (mayor valor de 46.898,1 mg/kg), zinc (30.545,7 mg/kg), arsénico (1.492,1 mg/kg), cadmio (129,7 mg/kg) y plomo (3.698,4 mg/kg). Pese a que en Chile no existe una norma regulatoria sobre los metales en tierra, el doctor Enrique Paris informó al medio Timeline que en Estados Unidos y Europa por sobre los 400 mg/kg de plomo y los

20 mg/kg de arsénico se considera dañino para la población (www.cooperativa.cl).

Antofagasta como región ha sido un punto de evaluación para un sinnúmero de estudios tendiente a establecer las concentraciones de metales pesados en sedimentos, agua, y tejido biológicos, esto probablemente debido a la amplia gama de trabajos industriales que se realizan en esta capital minera.

En 1998, el Estado, a través de SERNAGEOMIN y ENAMI, lanzaron el programa ECOMIN, cuyo objetivo era controlar y reducir el impacto ambiental de la minería en pequeña y mediana escala, para mejorar la seguridad y la higiene en la industria. Ofreciendo capacitación sobre temas básicos de protección de medio ambiente, con base en las experiencias positivas de producción más limpia en el sector.

En 1999 Lavanchy investigó las concentraciones de As en el río Loa y como este contribuía a la toxicidad de especies de gasterópodos y bivalvos costeros (A saber locos, cholgás, lapa negra y culengue). Los contenidos de arsénico encontrados en las especies de moluscos muestreadas presentaron valores bastante altos, si bien todas las muestras contienen mayoritariamente las formas menos tóxicas de este metal pesado, es decir, las orgánicas. Los altos valores de arsénico total medidos deben ser seriamente considerados dados los graves problemas de toxicidad crónica que pueden generar en las población.

El arsénico de las muestras en su forma inorgánica, forma tóxica, comparada con los valores de la normativa, se obtiene que los contenidos de arsénico inorgánico encontrados en las especies no superan el límite establecido por la reglamentación chilena. Sin embargo, es importante mencionar que algunos de estos valores sí superan la normativa internacional.

Esto no es nuevo, Castro y Sánchez (2003), analizaban el impacto de metales pesados y la forma de enriquecimiento marino de estos elementos, por medio de la pequeña minería y su relación con los sistemas marinos costeros. Los principales impactos ambientales determinados en el sector chileno incluyen la contaminación por efluentes líquidos descargados a los ríos, la infiltración de los suelos, la contaminación de las aguas subterráneas, la eliminación de residuos, y las amenazas de los tranques de relaves. Ellos compararon algunos contaminantes seleccionados y concentraciones máximas, incluido en la norma para la contaminación de las aguas superficiales. En Chile, once universidades, que tienen departamentos mineros y/o la metalurgia activos, históricamente han centrado su investigación en la grande y mediana minería. Estas universidades han sido utilizadas como centros de investigación y consultadas para la retroalimentación en el ámbito de la formación ambiental, y en el fomento de la utilización de instrumentos eficaces de gestión del medio ambiente.

En el año 2005 Valdés et al., describían metales pesados en Bahía Mejillones la

comparación entre la concentración de metales en los sedimentos superficiales y los niveles preindustriales en esta bahía, sin embargo como conclusiones se pudo establecer que las altas concentraciones de metales pesados en los sedimentos y columna de agua de Bahía Mejillones pueden estar asociados con el flujo de la materia orgánica y a las fuertes condiciones ambientales hipóxicas. Estas concentraciones de metales se encuentran dentro del área de distribución natural de los sedimentos marinos y proporcionan una línea de base para el estudio del impacto de las actividades industriales futuras en esta área ya que muestran que los valores actuales están de acuerdo con los niveles naturales.

Contreras et al. (2005) probaron que las algas costeras se enriquecen con metales, producto de las descargas de la gran minería en el norte de Chile. De esta forma *Lessonia nigrescens* acumula gran cantidad de metales (Andrade et al, 2006, Contreras et al., 2007, Contreras et al., 2008). En el año 2009 Díaz et al., probaron experimentalmente que *Gracilaria sp.* puede acumular mayor cantidad de metales que un vertebrado como la trucha, a modo de ejemplo y que esto puede amplificarse cuando es consumida por un depredador secundario.

Valdés et al., en 2010 establecía altas concentraciones de metales en tres lugares de la Bahía San Jorge. Concentraciones de Cu y Pb mostraron variaciones significativas

entre un año y otro. Estas variaciones parecen ser una consecuencia de la combinación de varios factores, como los cambios en la carga y / o almacenamiento de minerales en la bahía, el dragado de los sedimentos del fondo (especialmente en Puerto), y los cambios estacionales físico-químicos de la columna de agua, las cuales modifican el intercambio de metales en la interfase agua en sedimentos. Al comparar la legislación ambiental chilena para la calidad de los sedimentos marinos con otras normas internacionales, el primero parece ser menos restrictivo porque sólo Cu supera los valores máximos que se utilizan para evaluar el riesgo ecológico y la salud de los ambientes marinos (Valdés et al., 2010).

Valdés et al. (2011) volvió a analizar el contenido de metales en las aguas costeras de la Bahía San Jorge, y concluye que la bahía presenta muy buena calidad de agua de acuerdo con la actual Guía Chilena de Calidad Chilena de elementos traza en agua de mar (CONAMA 2003). Sin embargo, la distribución de los metales como el Cu y Pb a lo largo de la línea de costa evidencia un efecto notorio de la actividad industrial en las aguas, lo que sugiere que los niveles indicados en la norma ambiental no representan ambientes libres de contaminación.

Castro y Valdés (2012), evaluaron la concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y sedimentos de una playa artificial, en la bahía San Jorge,

norte de Chile y la compararon con otra libre de actividad industrial. Al respecto el contenido de metales en sedimentos y en la mayoría de organismos presentó valores mayores en playa Paraíso. Estos resultados, junto a las normas de calidad chilenas y estadounidenses, sugieren un evidente deterioro en la calidad ambiental de playa Paraíso lo que se demostró por un incremento en las concentraciones de estos metales desde su construcción, sobrepasando los límites establecidos por ambas normas.

Calderón y Valdés (2012), analizaron el contenido de Cu, Zn y Pb en sedimentos, y de Cu y Zn en organismos bentónicos, en siete sectores de la costa de la bahía San Jorge, para evaluar el impacto de la actividad antrópica sobre el ecosistema marino. Se encontraron altas concentraciones de metales pesados en sedimentos de Antofagasta. Los resultados de este estudio permite concluir que la distribución y concentración de Cu, Zn y Pb dentro de la bahía San Jorge está influenciada por las actividades antrópicas desarrolladas en la zona costera, y que particularmente los sectores en donde se ubican puertos de embarque revisten un riesgo para las comunidades de organismos bentónicos. Sin embargo, dichos organismos no estarían acumulando estos metales dentro de sus sistemas biológicos.

Por su parte Chandía y Salamanca (2012), proponen hacer análisis de geo-acumulación y factores de enriquecimiento

cuando de metales se trata en medios intervenidos antrópicamente. Esto porque en su análisis los factores naturales tienen una gran injerencia.

La investigación sobre la salud del medio ambiente hasta la fecha en Chile ha sido en gran medida insuficiente y ha carecido de un enfoque multidisciplinario. La falta de fondos del Estado, la falta o dificultad de acceso a los datos privados e incluso públicos, y las capacidades de laboratorio confiables plantean limitaciones significativas a la investigación en salud ambiental. Chile tiene una de las principales economías de América Latina y un creciente número de investigadores en salud ambiental. Con esta sólida base, el gobierno y la comunidad de investigación chilena pueden y deben implementar los cambios necesarios para acelerar este proceso. Es probable que otras economías emergentes de América Latina pronto tendrán una coyuntura similar. Si Chile puede encontrar una manera de seguir adelante, tal vez puede ser un modelo no sólo para el progreso económico, sino también para el progreso en la salud ambiental (Pino et al., 2015).

Metales como Plomo, Cobre, Arsénico, Cadmio, Mercurio y Zinc, son comunes en zonas industrializadas del norte de Chile, siendo indicados de varias formas en diferentes normativas nacionales, sin embargo en otras solo se establece de manera muy general (RSA N° 977 de 1996), aun cuando pueden generar alteraciones a la salud humana y también a los animales si se acumulan en concentraciones lo

suficientemente altas en los tejidos (Gardner y Oberdorster 2006; Kinney et al., 2008).

Si bien diversos metales participan en diferentes procesos metabólicos, un aumento de sus concentraciones puede resultar en efectos tóxicos para las comunidades de organismos marinos y, eventualmente, para la población humana (Moore y Ramamoorthy, 1984). Es por ello que no solo se hace necesario evaluar, sino proponer alternativas de monitoreo que vayan en beneficio de predicciones ambientales para la ciudad.

Una de ellas es la monitorización, la cual en términos genéricos es el seguimiento en los cambios producidos en las condiciones ambientales, siendo un ente de sinergia la ciencia aplicada, quien está obligada a proponer alternativas para determinar, cuantificar y predecir acerca de situaciones que pudiesen generar alteraciones al medio y que afecten al hombre.

Una de las formas de monitorizar es la biomonitorización, la cual se define como el uso de organismos in situ para identificar y cuantificar un ecosistema (vigilancia biológica). Los cuales pueden ser conocidos como bioindicadores y bioacumuladores una vez que se establece la relación cuantitativa entre las concentraciones de los contaminantes y sus efectos biológicos. La biomonitorización tiene ventajas, una de ellas es que pone de manifiesto la biodisponibilidad de metales pesados, detecta los efectos aún en procesos de dilución del contaminante y la detección de vertidos intermitentes.

Para ello, es posible ocupar animales que cumplan esta función, pudiendo ser de dos tipos: pasivos (si son naturales en la zona de estudio) y activos (si los biomonitores son introducidos).

Las especies biomonitoras deben contar además con alta abundancia, tener amplia distribución, ser fáciles de recolectar, ser sedentarias (para reflejar las condiciones locales), relativamente fáciles de identificar, poseer ciclos de vida largos, y responder rápidamente a tensores ambientales, variando poco genéticamente (Ghetti y Bonazzi, 1981). Si se tuviesen que numerar los requisitos el modelo para un biomonitor quedaría de la siguiente manera: a.- que sean fácilmente identificable, b.- que sean relativamente abundantes y representativos, c.- que puedan acumular efecto o contaminante sin morir, d.- que se establezca relación efecto-concentración, e.- que sean grandes para tener biomasa, f.- que se puedan mantener en el laboratorio, g.- que sean sedentarios y ubicuos y por último, que necesariamente puedan tener una combinación de trabajo en campo y laboratorio.

En este contexto, los biomonitores son sensores biológicos, que pueden poseer al menos seis categorías aplicables a especies potencialmente utilizables en pruebas de campo y laboratorio, relacionando a las concentraciones de un contaminante y los efectos producidos, como una de ellas. Bajo esa mirada proponer biomonitores para que actúen como centinelas de las costas

ocupadas por la industria es un desafío y una necesidad.

Existen antecedentes del uso de vertebrados como biomonitores (Muñoz, et al., 2003, Kinney et al., 2008, Ciliberti et al., 2012), pero se debe ser cuidadoso en la propuesta de utilización de alguno de ellos, ya que la cantidad de pruebas que es necesario realizar durante la exploración para evidenciar su utilización, no solo debe estar asociada a las características arriba indicadas, sino que debe necesariamente estar asociado a la depredación sobre fuentes primarias de acumulación de metales (Cummins, 2004; Oller y Goitía 2005).

En este contexto el lagarto *Microlophus atacamensis* (Donoso-Barros, 1960), el cual se distribuye en Chile desde el sur del río Loa, región de Antofagasta, hasta el norte de la región de Coquimbo (Ortiz, 1980) y con una población introducida en La Serena (Sepúlveda et al., 2007). Quien se caracteriza por merodear pero sin alejarse más de 100 a 150 metros de sus lugares de refugio (Ortiz, 1980), con una abundancia poblacional alta en el intermareal, se presenta como un potencial candidato para cumplir este rol.

Esta especie no solamente habita lugares no intervenidos antrópicamente, sino que se ha acostumbrado a la presencia del hombre, por lo que suele encontrarse regularmente en zonas con importante actividad industrial (Sepúlveda et al., 2007). Así, se asocian a sectores productivos que se encuentran

en distintos lugares del borde costero (Fariña et al., 2008), pudiendo ser afectados por residuos orgánicos e inorgánicos relacionados con las actividades fabriles y urbanas que se desarrollan en su entorno (Luoma 1990, Giordano et al. 1992, French 1993) como mineras y portuarias, entre otras. Tal lo describen Calderón y Valdés (2012), los residuos de dichas actividades usualmente contienen una alta carga de metales pesados, lo que eventualmente, puede modificar las concentraciones naturales en los ambientes marinos.

Microlophus atacamensis es un vertebrado sobre el cual es posible determinar la vía de entrada de metales, permitiendo establecer las fuentes de ingreso efectivas, (Singer, 2003), y así indicar los accesos de enriquecimiento. Al respecto la combinación de análisis de metales pesados, contenido gástrico y análisis de nitrógeno y carbono por medio de isótopos estables está siendo utilizado para establecer de que forma ingresan los distintos elementos naturales a los animales en términos de abundancia, en sectores con intervención antrópica (Marín-Guirao et al., 2007).

No solo eso, sino que las actuales técnicas pueden establecer como otras taxas sobre las que depreda *M. atacamensis* generan una red trófica y por tanto un potencial enriquecimiento de metales en los organismos (Spiller et al., 2010). Si bien, hasta ahora no se habían realizado análisis de contenido gástrico que dieran cuenta de la relación depredador-presa y metales

pesados, los investigadores de Labigam y Harrodlab, Universidad de Antofagasta, se han dado a la labor de estudiar en detalle a *M. atacamensis*, ya que constituye el único vertebrado del orden squamata endémico terrestre de la costa de Antofagasta, y que tiene una relación con el intermareal, en forma permanente en términos de alimentación, reproducción y transferencia energética, razón sólida para proponer en forma exploratoria a esta especie como biomonitor, quien es además un subsidiador terrestre de energía, la que es tomada en su totalidad directa o indirectamente del intermareal.

Sabemos hasta ahora que *M. atacamensis* depreda sobre invertebrados en el intermareal costero de Antofagasta (Cerde y Castilla, 2001; Fariña et al., 2008), sobre macroalgas intermareales (Fariña et al., 2008; Contreras et al., 2009) y sobre individuos de su misma especie (Labigam-Luis Ñacari), todos importantes acumuladores de metales, generando altas expectativas para su utilización.

Ha sido posible además establecer en un análisis primario por medio del estudio de los isótopos estables de Nitrógeno y Carbono, las relaciones depredador-presa. Si bien, en la investigación marina su implementación se ha enfocado principalmente en la ecología trófica de varias especies de peces, tiburones, mamíferos marinos, aves y cefalópodos, y en la caracterización del ecosistema por medio de niveles tróficos o traslapo de

nicho (Rosas y Loor, 2015). Como parte de este trabajo se propone la utilización de isótopos estables y su aplicación en la investigación de un vertebrado terrestre que actúa como subsidiador entre el medio oceánico intermareal y la primera línea terrestre del desierto costero de Atacama (Rosas y Loor, 2015).

Los átomos de carbono generalmente están formados por 6 protones y 6 neutrones, siendo la suma de estos el número másico que se representa como un superíndice (^{12}C), sin embargo en la naturaleza también se encuentran átomos de carbono que están formados por 6 protones y 7 neutrones (^{13}C). La composición isotópica estable de carbono en un animal refleja la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de su dieta, por lo que siguiendo esta premisa se puede observar que ciertos aspectos de la dieta pueden ser reconstruidos de las relaciones de estos dos isótopos en los tejidos del depredador siempre que las presas tengan concentraciones diferentes de cada uno de estos isótopos (DeNiro y Epstein, 1978; Minson et al., 1975; Teeri y Schoeller, 1979). Sumado al carbono, los isótopos de nitrógeno $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ se pueden considerar como indicadores de los niveles tróficos que ocupan los depredadores, reflejando los contenidos de nitrógeno de las presas, ya que la incorporación de ^{15}N en el depredador está en función a la concentración de la presa consumida, resultando en un enriquecimiento de este isótopo a través de las redes tróficas (DeNiro y Epstein, 1981), lo cual varía dependiendo del depredador o consumidor.

Las premisas de incorporación de los isótopos de ambos elementos permiten un avance en los estudios de los ecosistemas, en los cuales las relaciones depredador presa son la base para su desarrollo.

En consecuencia, análisis de metales, contenido gástrico e isótopos estables, permitirán en su conjunto establecer y responder a la forma en que están siendo enriquecido los animales con metales pesados en el intermareal de la Bahía San Jorge y de esta manera proponer su utilización como biomonitor.

Por último, un tema relevante lo constituyen los formatos no destructivos,

el no sacrificar los sujetos de análisis se convierte a diario en una necesidad y en un desafío para los investigadores, es por ello que la innovación para la utilización solo de las colas de los animales es un paso relevante para este trabajo, permitiendo no solo la recaptura sino también la inocuidad del procedimiento para la especie, haciendo muy amigable la táctica y permitiendo entregar información a la población en tiempo real, de manera científica. Esto permitirá responder las preguntas que hace la academia, el estado y empresa privada, convirtiendo este medio en un círculo virtuoso que va en directo beneficio de la población del norte minero de Chile.

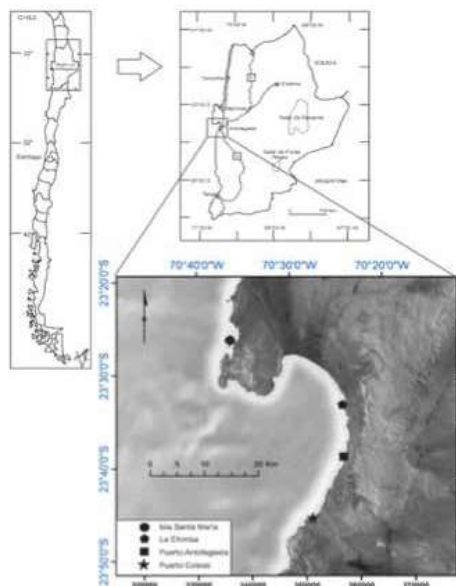


Figura 1. *Microlophus atacamensis*, Bahía Inglesa, Región de Atacama, Chile.



Figura 2. El lagarto costero *Microlophus atacamensis* en una fase exploratoria como biomonitor de metales pesados en la zona norte de Chile, Península de Mejillones y Bahía San Jorge en la región de Antofagasta, no solo por ser una especie nativa, sino porque cumple con todos los requisitos mencionados Mapa de Chile, segunda región y potenciales lugares de muestreo de *Microlophus atacamensis*.