

GEOQUÍMICA DE METALES PESADOS EN CHILE**Heavy metal geochemistry in Chile****SERGIO GONZÁLEZ MARTINEAUX¹****CONTENIDO****INTRODUCCIÓN****METALES PESADOS EN CHILE****UNIDADES CLIMÁTICAS Y FISIGRÁFICAS DE CHILE****Zona norte****Zona central****Zona sur****Zona austral****MINERÍA METÁLICA EN CHILE****GEOQUÍMICA REGIONAL****Calidad de aguas de escurrimiento superficial****Riqueza metálica de suelos****Introducción****Cobre****Plomo****Cinc****Cadmio****Arsénico****Molibdeno****CONCLUSIONES****BIBLIOGRAFÍA**

¹ Ingeniero Agrónomo M.Sc. Investigador, Programa de Ecología y Producción.
Estación Experimental La Platina, INIA. Casilla 439/3, Santiago, Chile

INTRODUCCIÓN

Desde hace tiempo, se conoce el riesgo que, para la salud humana¹ y la sanidad ambiental, involucran las descargas antrópicas de elementos metálicos al ambiente. Por tratarse, en su mayoría, de elementos de densidad superior en 5 o 6 veces la del agua (Davies, 1981), se les ha llamado **metales pesados**, que ha pasado a constituir un nombre impactante para uno de los procesos contaminantes de mayor riesgo ambiental, aunque no involucra a todos los elementos posibles de presentarse en estas descargas, como cinc y molibdeno.

También, se ha usado el término **elemento traza**, que agrupa los elementos presentes en la corteza terrestre en contenidos $< 0,1\%$ (Cuadro 1), los que pueden verse fácilmente incrementados por aportes antrópicos e inducir efectos negativos en quienes habitan y/o se nutren del ambiente afectado. Otro término usado es el de **micronutriente**, que reúne los elementos esenciales y excluye los no esenciales, justamente los más tóxicos; en todo caso, la creciente exquisitez de las técnicas analíticas, está permitiendo detectar la esencialidad de elementos cuyos roles fisiológicos no habían podido ser experimentalmente comprobados.

No existe un término ideal, que represente todos los posibles elementos contaminantes. Sólo a modo de ejemplo, considérese lo difícil de clasificar al hierro o al manganeso, metales pesados y macroelementos de la corteza terrestre pero micronutrientes para plantas y animales. O bien, al aluminio, metal no pesado que es a la vez, macroelemento de la corteza terrestre y no esencial, además de muy tóxico en ambientes ácidos.

La riqueza geoquímica del norte del país, sustenta una minería de alto nivel, lo que se traduce en una alta

Cuadro 1. Contenidos naturales (mg kg^{-1}) de elementos en suelos y rocas (Adriano, 1992; Bridges, 1991; Berrow y Burridge, 1977; Davies, 1981, 1984)

Elemento	Rango en suelos	Promedio rocas
Arsénico	0,1 - 40	
Boro	2,0 - 100	
Cadmio	0,01 - 1	0,2
Cinc	10,0 - 300	70
Cobalto	1,0 - 40	25
Cobre	2,0 - 100	55
Cromo	5,0 - 1000	100
Estaño	<1,0 - 10	2
Estroncio	50,0 - 1000	
Flúor	30,0 - 300	
Hierro	$1 \cdot 10^5$ - $2 \cdot 10^6$	$6 \cdot 10^4$
Litio	5,0 - 200	
Mercurio	<0,01 - 0,5	0,08
Manganeso	100,0 - 4000	950
Molibdeno	0,2 - 5	1,5
Níquel	5,0 - 500	75
Oro		0,05
Plata	0,01 - 5	0,07
Plomo	2,0 - 200	13
Selenio	0,1 - 2	

¹ Bridges, Bridges. Swansea College, U.K. Comunicación personal

¹ Recuérdese los episodios que condujeron a la tipificación de las enfermedades de Itai-Itai y Minamata, por intoxicación de cadmio y mercurio, respectivamente

probabilidad de ocurrencia en el país, de procesos de contaminación con metales, siempre presentes en sus emisiones líquidas y sólidas, de los que los relaves -masa de sedimentos líticos, remanente a los procesos de extracción de metales- son una fracción de suma importancia. Otras fuentes de metales, como la metalurgia y la electrónica -de alto impacto en países industrializados- juegan aquí un rol menor. La bencina con plomo, fuente significativa para áreas urbanas, manifiesta una importancia decreciente, lo mismo que las pinturas a base de plomo y las cañerías de plomo para conducción del agua domiciliaria.

METALES PESADOS EN CHILE

Es evidente que la minería es responsable de fuertes aumentos metálicos en la superficie de suelos, en áreas vecinas a faenas mineras, en especial fundiciones (González *et al.*, 1987; González y Bergqvist, 1986; González e Ite, 1992). Sin embargo, no se puede olvidar tampoco que al norte, el país posee lo básico para desarrollar una actividad minera de importancia: cuantiosos yacimientos metálicos. Así, parte importante del territorio nacional debe poseer un alto fondo metálico, quizás largamente por encima del de regiones de planeta con menor riqueza geoquímica. Por ello, en Chile los aportes antrópicos deben considerarse adicionales a líneas de base naturalmente elevadas.

La información disponible sobre líneas geoquímicas, es deficiente. Junto a la inexperiencia en gestión ambiental, esta deficiencia ha conducido a la práctica de copiar estrategias, estándares y normas de calidad ambiental, de países desarrollados, principalmente de E.U.A. Considerando que estos países dictan sus normas secundarias¹ en función de y para proteger su patrimonio ambiental, es evidente que importar estas normas significa, también, importar las líneas de base que las sustentan y que podrían estar muy alejadas de las existentes en el país importador.

El problema es trascendente para Chile, por la gran diferencia que podría existir entre líneas de base de algunas áreas del país, con las de países europeos o E.U.A. Ante estas diferencias, es fácil caer en el error de asignar una condición de "anormal" a una abundancia ambiental de metales pesados, no obstante su condición de natural. Ello es completamente inapropiado, debiendo reconocerse tanto la condición de naturalidad como la de normalidad y quedar reflejada en las normas secundarias.

La situación se complica si el país posee muy diversos ambientes, cada uno con contenidos basales específicos, lo que transforma en ineficiente trabajar con normas secundarias que incluyan valores límites constantes para todo el país. La

¹ Normas secundarias, orientadas a proteger las pertenencias humanas, plantas de cultivo, animales domésticos, recursos ambientales y la vida silvestre, a diferencia de las primarias, que protegen la salud humana. Deberían reconocer la capacidad tampón de los ecosistemas, siendo específicas para cada unidad. Criterio no aplicable a normas primarias.

situación ideal exige contar con conjuntos de estándares y normas secundarias por ecosistema; considerando que ésto podría complicar excesivamente la gestión ambiental, se puede llegar al acuerdo de actuar con un nivel de agregación regional. Como fuere, solo el más profundo conocimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, brindará el fundamento esencial para elaborar una eficiente y efectiva gestión ambiental.

UNIDADES CLIMÁTICAS Y FISIOGRAFICAS DE CHILE

El país se puede dividir en cuatro zonas climáticas, a saber: **norte**, donde domina la minería, eminentemente desértica y con pequeños oasis -representados por valles aluviales transversales- que interrumpen el desierto; **centro**, de clima mediterráneo y marcada estacionalidad; sus valles aluviales -de extensión importante- permiten el asentamiento de la mayoría de la población nacional y representan las áreas agrícolas más importantes; **sur**, de clima frío y húmedo, con una estación seca de corta duración, donde dominan las actividades ganaderas y forestales; y **austral**, hacia el extremo sur del continente, de clima frío y semi-árido, con pluviosidad estacional -nieve, principalmente- donde domina la producción ovina.

La delimitación de las zonas se basa, principalmente, en el régimen hídrico longitudinal, permitiendo diferencias importantes de pluviometría -incluyendo la forma en que el agua precipita (nieve o agua) en el sentido transversal y altitudinal. De la misma manera, es posible encontrar grandes oscilaciones térmicas en cada zona, tanto en el sentido este-oeste como en altitud. Adicionalmente, mientras el rango térmico -diario y anual- es menor hacia la costa, el promedio disminuye en altitud.

Zona norte

Se extiende hasta el límite sur de la cuenca del río Choapa. Incluye las regiones I de Tarapacá, II de Antofagasta, III de Atacama y IV de Coquimbo, las dos primeras correspondientes al llamado norte grande y las dos últimas, al norte chico. Es una zona extremadamente árida, con clima tropical seco y precipitaciones anuales que no exceden los 100 mm/año; la disminución de la aridez hacia el sur, permite a partir de la III Región, la existencia de una cobertura vegetal xerófila.

Al este, existe una doble cadena de montañas, con vulcanismo activo, que dejan entre ambas, una meseta alta -el altiplano- de clima frío y seco, con intensas lluvias de verano, cubierta por vegetación esteparia y donde existen extensos salares. Más al oeste, se ubica una meseta intermedia -la pampa- donde abundan los salares, generados por la desecación de antiguos lagos. La pampa se extiende hasta la costa, a la que accede en forma abrupta; en algunos sectores costeros reducidos, existe una terraza costera, donde se asienta la escasa población allí asentada.

Los ríos nacen de hoyas hidrográficas montañosas y pueden ser **endorreicos**, que bajan al oeste pero que terminan infiltrándose hacia capas subterráneas, al no lograr atravesar alguna cadena montañosa, **exorreicos orientales**, que descienden hacia el este y se internan en territorio boliviano o argentino, y **exorreicos occidentales**, como el Lluta, San José y Loa, que

descienden hacia el oeste hasta alcanzar el mar. El norte grande termina en el valle Copiapó, donde ambas cadenas cordilleranas se fusionan, haciendo desaparecer el altiplano.

En el norte chico, además de lo anterior, el angostamiento de la pampa, hasta desaparecer en el valle Huasco, y la presencia de extensas planicies costeras, son atributos fisiográficos que lo distinguen de la anterior. Los ríos Copiapó, Huasco, Elqui, Limarí y Choapa, nacen de hoyas cordilleranas extensas y llegan al mar, luego de modelar y rellenar valles aluviales que constituyen importantes áreas agrícolas intensivas y asiento poblacional.

En general, la dinámica ambiental de esta zona se caracteriza por una ausencia casi total de procesos de hidricismo, lo que conlleva una carencia de recursos bióticos y una fuerte dominancia de procesos de acumulación de sales; ello explica la existencia de numerosos y extensos salares, principalmente en el norte grande. Los vectores disolución, remoción y drenaje, casi no tienen representación. Los ríos son de régimen nival y se nutren de la nieve acumulada durante el llamado invierno boliviano, época de lluvias que en el altiplano, ocurre en verano. Las aguas inician su escurrimiento con una baja carga salina, que se incrementa al ir atravesando zonas de acumulación salina. Para estos ríos y ecosistemas, debe estimarse líneas geoquímicas altas, especialmente en sales y elementos solubles, como boro. El activo vulcanismo permite predecir altos contenidos nativos de flúor y arsénico.

Zona central

Incluye las regiones V de Valparaíso, Metropolitana de Santiago, VI del Libertador Bernardo O'Higgins Riquelme, VII del Maule y VIII del Bío-Bío. Se caracteriza por un clima mediterráneo, con precipitaciones entre 100 y 800 mm/año, en su mayoría caídas en otoño e invierno, y una temporada seca, fluctuante entre 9 y 3 meses; obviamente, hacia el sur, el clima se hace más húmedo y frío, y la temporada seca se acorta.

Hacia el este, la cordillera de Los Andes, cadena de montañas de aristas angulosas y altas cumbres, de basamento andesítico-basáltico, conforma el límite natural con Argentina. Hacia el oeste, está la cordillera de la costa, de menor envergadura, cumbres redondeadas y basamento granítico que, a veces, cae hasta el mar; en algunos sectores costeros, se entremezcla con terrazas marinas y piedemontes. Entre ambas cadenas, se localiza una serie de valles aluviales transversales, separados entre sí por estribaciones de la cordillera andina, modelados aluvialmente y rellenados con sedimentos líticos transportados desde Los Andes.

En general, la pluviometría -que, en la Cordillera de los Andes, asume la forma de nieve- y el riego en los valles aluviales, hacen que el vector acumulación empiece a perder importancia, quedando circunscrito a sectores con drenaje restringido; asimismo, la componente biótica crece en importancia hacia el sur de la zona central, paralelamente a la importancia del hidricismo -disolución, remoción, percolación, escorrentía- en la dinámica ambiental. Por tanto, las líneas geoquímicas de base debieran ser substancialmente inferiores a las nortinas.

Zona sur

Incluye las regiones IX de la Araucanía, X de los Lagos y parte norte de la XI de Aisén del General Carlos Ibáñez del Campo. Corresponde a la zona comprendida entre el río Bío-Bío, por el norte, y los campos de hielos Fitz Roy, por el sur. Se caracteriza por un clima frío y lluvioso, con estacionalidad térmica y no para las lluvias, ya que prácticamente no existe estación seca o es extremadamente corta.

El paisaje es dominado por lagos y lomajes, conformados por morrenas fluvio-glaciales, sin presencia relevante de valles aluviales. A la altura de Nahuelbuta, desaparece la cordillera de la Costa, en tanto que la cordillera de Los Andes pierde altura y angulosidad, pasando a estar caracterizada por numerosos volcanes, muchos de los cuales -Lonquimay, Hudson y Llama- aún están activos. En la XI Región, esta cordillera se desvía al oeste y se interna en el océano Pacífico, dejando hacia el este, una planicie semi desértica, llamada la pampa austral.

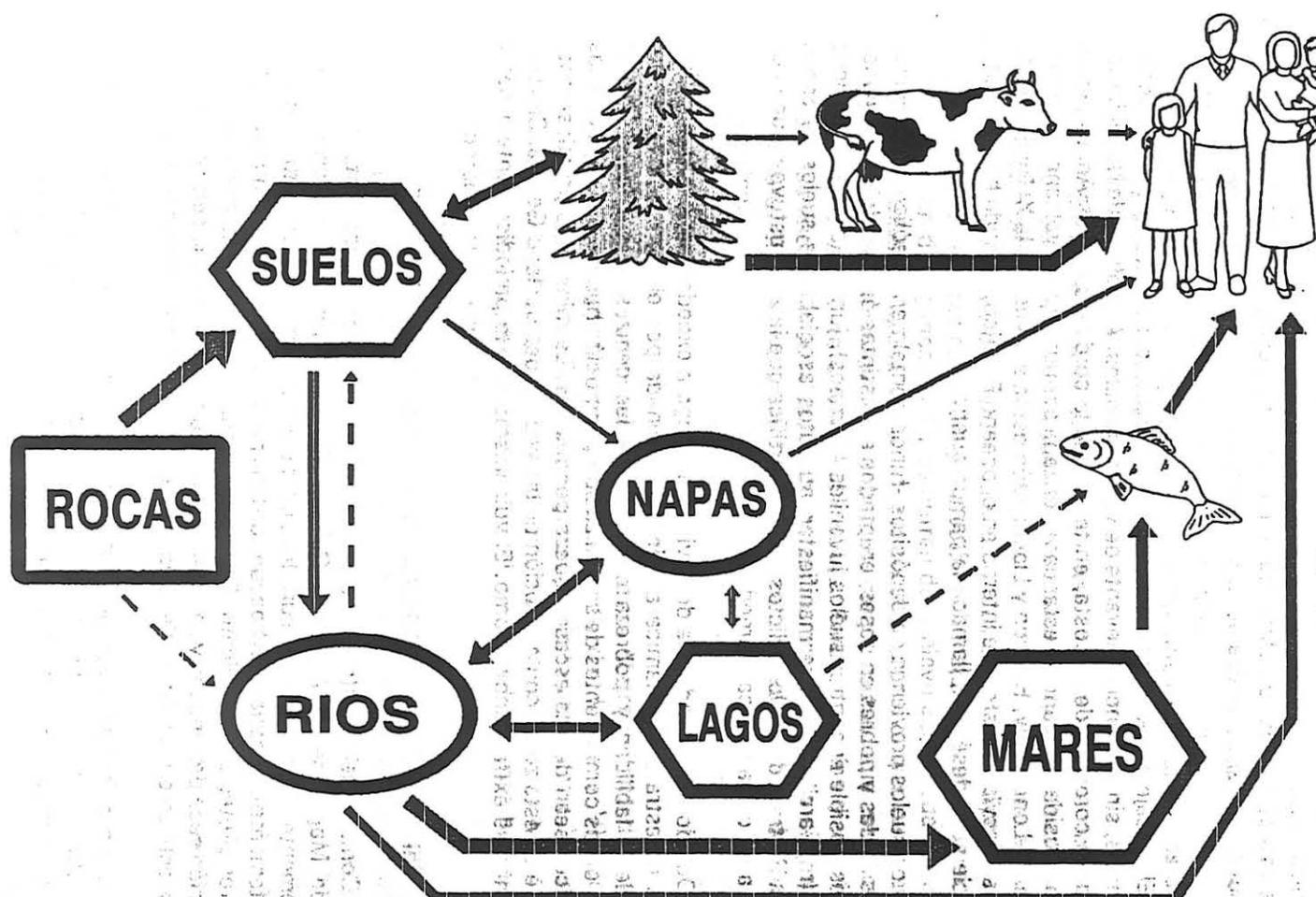
Los suelos provienen de depósitos -fundamentalmente, eólicos- de cenizas volcánicas ácidas y pobres en bases, eruptados en distintas épocas del Cuaternario. Por ello, es posible encontrar suelos juveniles (trumaos), junto a suelos volcánicos antiguos (rojo-arcillosos), que manifiestan atributos asociables a suelos de zonas tropicales. Se trata de suelos relictos, lo que certifica que la zona estuvo alguna vez sometida a un clima tropical húmedo.

Debido a la abundancia de lluvias, que llega a exceder los 3.000 mm/año, esta zona muestra una dinámica ambiental dominada por el hidricismo. Por ello, además de la labilidad y pobreza en bases de las cenizas parentales, la fuerte expresión de las componentes de solubilización y remoción hace que los suelos y las aguas dulces sean de una escasa riqueza geoquímica. La minería es prácticamente inexistente en esta zona, con excepción de las vecindades del lago General Carrera, desde donde se extrae cinc y plomo. El vulcanismo aporta periódicamente bases y flúor.

Zona austral

Comprende la parte sur de la XI Región y la porción continental de la XII Región de Magallanes y Antártida Chilena. Se caracteriza por un clima frío y crecientemente seco hacia el sur, lo que se refleja en una cobertura vegetal predominantemente esteparia, con bosques de baja productividad primaria que se ubican en sectores protegidos del viento. El clima presenta una cierta estacionalidad, con una estación seca prolongada y caída pluviométrica similar a la zona central; la mayor diferencia está en que el aporte de agua ocurre, principalmente, como nieve invernal.

Hacia el extremo sur del continente, el paisaje queda dominado por la pampa austral. Se trata de una meseta plana, baja, de drenaje impedido y azotada por fuertes vientos. Es una extremadamente frágil a la erosión eólica, por la concurrencia de dos factores: zona azotada por fuertes vientos y el carácter acrecionarios de cenizas volcánicas desagregadas de los suelos. En sectores depresionales, existen áreas de mal drenaje, donde tienden a formarse acumulaciones



DISPERSION AMBIENTAL DE ELEMENTOS TRAZAS

de materia orgánica no descompuesta y de sales.

MINERÍA METÁLICA EN CHILE

En Chile, la actividad minera metálica ha sido y seguirá siendo en el futuro, un pilar básico de la economía nacional. Como se indica en las figuras 1 y 2, el hierro y el cobre son los metales con mayor producción, quedando otros metales (cinc, molibdeno, manganeso, plomo), relegados a lugares secundario. La producción de plata y oro, es de

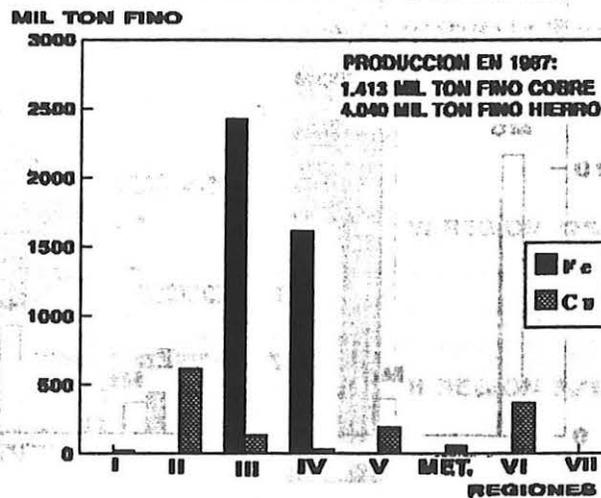


FIGURA 1. PRODUCCION REGIONAL DE COBRE Y HIERRO (INE, 1987)

poca monta. La zona de mayor riqueza es el norte grande, junto al centro-norte. La riqueza metálica difiere a nivel regional: mientras el hierro es propio del norte chico, el cobre procede de una zona más amplia (Regiones I a VII), el molibdeno se asocia a sectores hacia el centro del país y el manganeso es exclusivo de la IV Región. El plomo y el cinc son excepciones, con importantes yacimientos en la XI Región, en las riberas del lago General Carrera.

El mayor impacto ambiental de la minería chilena parece asociarse al cobre, no solo debido a sus volúmenes de producción, sino que también a la concurrencia de ciertos factores ambientales y tecnológicos, entre los cuales están los siguientes:

- la existencia de cuencas hidrográficas importantes, entre las regiones III y la VI, donde se conjugan dos factores esenciales, a saber:
 - yacimientos metálicos en explotación, en las nacientes de los ríos, lo que significa que el primer uso de aguas que, en los valles, serán fuente de riego y consumo de la población, es minero, y
 - valles inferiores donde por razones de clima, suelos y dotación de aguas superficiales, se ha establecido una agricultura de alto nivel y se ha emplazado la mayoría de la población,
- la amplia variedad de reactivos y solventes químicos, de distinta toxicidad y persistencia, empleados en la producción metálica, y

MIL TON FINO

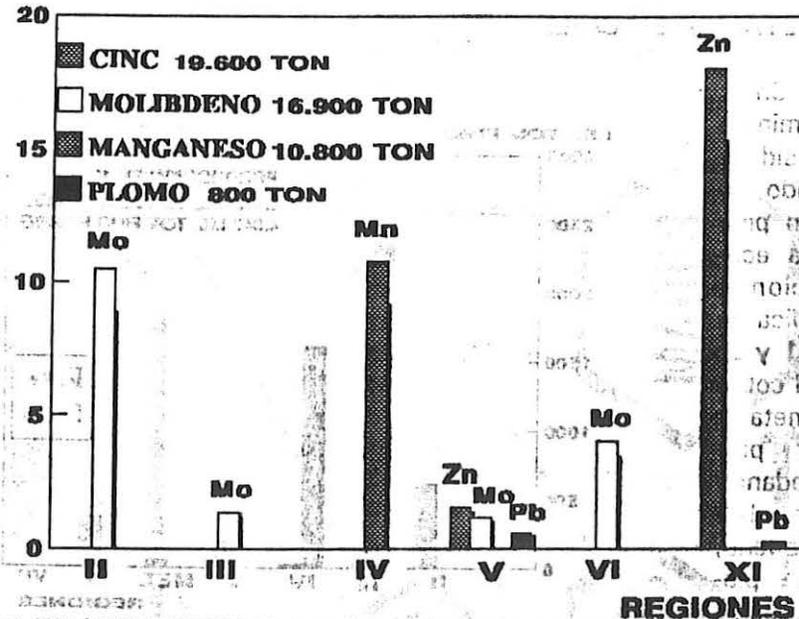


FIGURA 2. PRODUCCION REGIONAL DE OTROS METALES (INE, 1987)

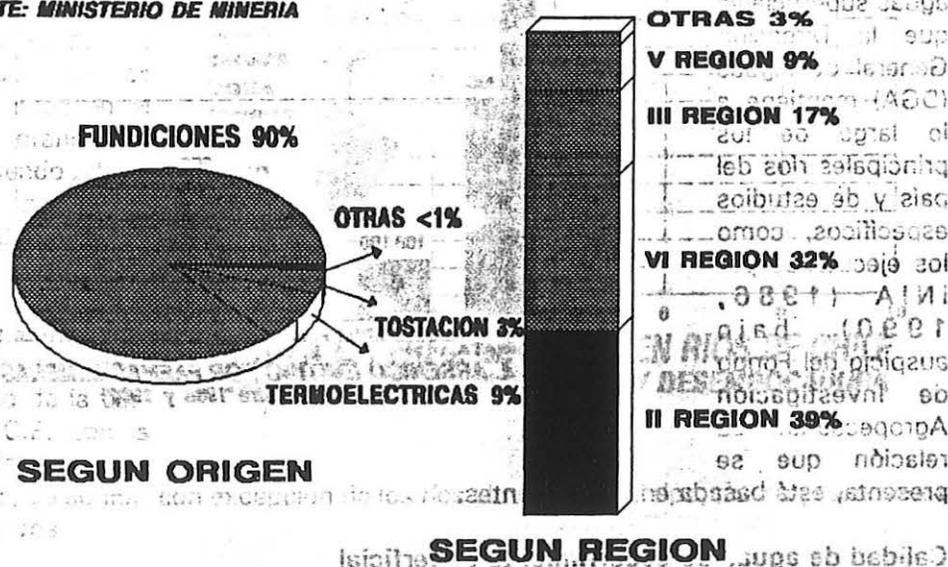
- el poder modificador del paisaje, reflejado por la producción de relaves, que al año equivale a más de 30 veces el cerro Santa Lucía, en Santiago. La expansión que ha experimentado la minería del cobre, durante los últimos quince años, señala que el país está obligado a disponer -en forma más segura e inocua- volúmenes crecientes de relaves que, por lo demás, no son las únicas materias residuales voluminosas.

En forma sucinta, el impacto ambiental de los relaves tiene relación con, al menos, las siguientes cuatro áreas de impacto ambiental:

- profunda transformación física y funcional del escenario ambiental, al ser apilados en los llamados tranques de relaves, y donde necesariamente terminan alterando el paisaje y modificando la dinámica hídrica,
- alto riesgo de avalanchas, por derrumbe de tranques durante sismos de alta magnitud; aunque, luego de abandonado el tranque, la superficie de los relaves termina secándose, internamente preserva suficiente humedad como mantener la capacidad de amplificar las ondas sísmicas,
- potencial contaminante de aguas dulces, mediante las descargas de aguas claras -normalmente, con alta carga residual química y de elementos disueltos- o por percolación hacia napas profundas, y

- potencial fuente de material particulado a la atmósfera, desde tranques abandonados, si se emplazan en sitios ventosos.

FUENTE: MINISTERIO DE MINERIA



**FIGURA 3. EMISION DE AZUFRE A LA ATMOSFERA,
% DEL TOTAL EMITIDO (1.043 MIL TON EN 1989)**

En Chile, las fundiciones de cobre han generado importantes procesos de contaminación atmosférica, gracias a emisiones fumígenas no controladas hasta 1992, año de dictación del D.S. 182, del Ministerio de Minería. El principal componente de estas descargas, es el anhídrido sulfuroso (SO_2), gas irritante y cáustico que, bajo ciertas condiciones atmosféricas, genera un aerosol ácido y causa la lluvia ácida. Sin el desarrollo de país industrializado, pero gracias a las emisiones desde las fundiciones, Chile es un productor importante de SO_2 (Figura 3).

Un componente poco considerado de estas descargas, es la masa de material particulado, que se emite asociado a los gases y que es rico en metales. Un elemento, que se presenta con frecuencia en estas partículas, es el arsénico, cancerígeno pulmonar, al ser inhalado, o gástrico, al ser ingerido (Figura 4). Este componente de las descargas fumígenas tiende a ser mal evaluado, quizás debido a que no induce evidencias inmediatas de daño. Sin embargo, debido a la larga residencia de los metales en los suelos, la contaminación metálica es un proceso de un pronunciado impacto ambiental de largo plazo.

GEOQUÍMICA REGIONAL

El conocimiento de la riqueza natural de metales pesados en Chile, es

escaso, proviniendo básicamente de la red de estaciones de monitoreo de calidad de aguas superficiales que la Dirección General de Aguas (DGA) mantiene a lo largo de los principales ríos del país y de estudios específicos, como los ejecutados por INIA (1986, 1990), bajo auspicio del Fondo de Investigación Agropecuaria. La relación que se presenta, está basada en estas fuentes.

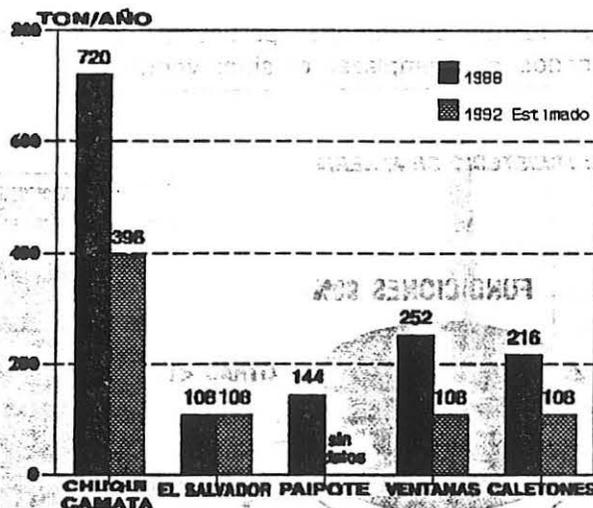


FIGURA 4. ARSENICO EMITIDO POR FAENAS MINERAS (comparación entre 1988 y 1992)

Calidad de aguas de escurrimiento superficial

Se presenta información de calidad de aguas, hasta la cuenca del río Maule (VII Región), entendiéndose que desde ahí hacia el sur de la VII Región, la calidad química de los ríos mantiene una gran similitud con este último río. La Figura 5 presenta el perfil de la conductividad eléctrica (C.E.) en este transecto, considerando por río el rango entre nacimiento y desembocadura. Este gráfico permite apreciar una relación estrecha entre aridez del clima y la salinidad de los ríos; así, hay ríos salinos, como Luta y Loa (norte grande), salinos moderados, como Copiapó, Huasco, Elqui y Limarí (norte chico) más Ligua y Maipo (zona centro), y no salinos, como Illapel (norte chico) más Aconcagua, Mapocho, Cachapoal, Tinguiririca, Tenón, Lontué y Maule (zona centro).

Como puede apreciarse, el descenso general de la C.E. desde el río Loa al sur, no es constante sino que, por el contrario, hay ríos que se apartan de esta tendencia, presentando un salino fuera del que le correspondería por la zona climática a la que pertenecen. El río Maipo es una de las singularidades más llamativas, por su salinidad alta para su posición geográfica y por el descenso que experimenta ésta entre nacimiento y desembocadura, lo que se opone a la tendencia general.

El río Mapocho también presenta tendencias interesantes. Su baja C.E. original se incrementa fuertemente al recibir aguas del Maipo, transferidas por el canal San Carlos. Este hecho, junto a las descargas de aguas servidas -que son originarias del Maipo- resulta en el incremento notorio de la C.E. del Mapocho, a que se hizo mención. Llama la atención que la C.E. de las aguas servidas sea similar a la propia del Maipo.

Los perfiles de sulfatos, cloruros, boro y arsénico (figuras 6 a 9) reflejan una estrecha identidad con el grado de salinidad de las aguas: altos en el norte grande y decreciendo claramente del norte chico al sur.

De su análisis, se desprende la gran similitud de la curva de C.E. con la de sulfatos (en su mayoría, de sodio), con excepción de los ríos Lluta, Loa y Maipo, donde predominan los cloruros.

En su trayecto hacia el mar, ambos aniones incrementan sus contenidos, aunque la tasa de cambio es mayor para los cloruros, lo que se debería a descargas de aguas servidas. Un incremento especialmente notable se da en el Mapocho (de 11 a 142 mg L⁻¹), a partir del Zanjón de La Aguada, curso transporta cerca del 80% de las aguas cloacales de Santiago.

En cambio, el río Maipo, a diferencia de los ríos del norte, muestra un importante descenso de su carga de cloruros; hacia el sur, todos los ríos manifiestan una tendencia similar a la del Maipo, aunque difieren en los valores absolutos y las tasas de cambio de cloruros, que son significativamente menores. En cuanto al boro y el arsénico, y salvo excepciones (Illapel, Cachapoal, Tinguiririca y Lontué para el boro; Lluta para el arsénico), los ríos aumentan sus concentraciones

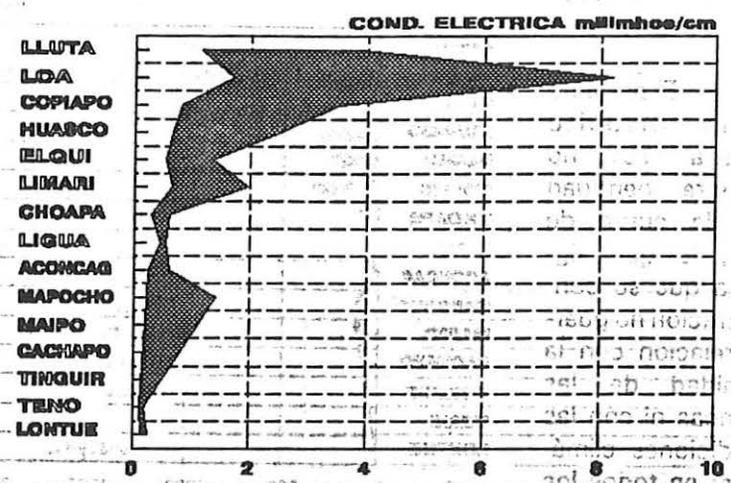


FIGURA 5. PERFIL DE LA C.E. EN RIOS DE CHILE VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

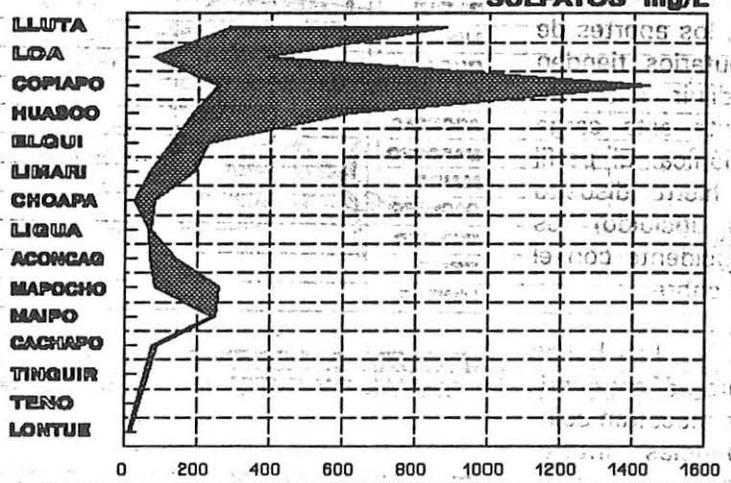


FIGURA 6. PERFIL DE SULFATOS EN RIOS DE CHILE VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

en su trayecto longitudinal.

El perfil de cobre disuelto (Figura 10) no muestra identidad con la curva de C.E., lo que significa que su concentración no guarda relación con la salinidad de las cuencas ni con las condiciones climáticas; en todos los casos, los máximos contenidos ocurren hacia la naciente de ríos de regiones hacia el centro del país (Elqui, Maipo, Cachapoal). Hacia sus desembocaduras, los aportes de tributarios tienden a diluir eficientemente esta carga catiónica. El perfil de hierro disuelto (no incluido) es coincidente con el del cobre.

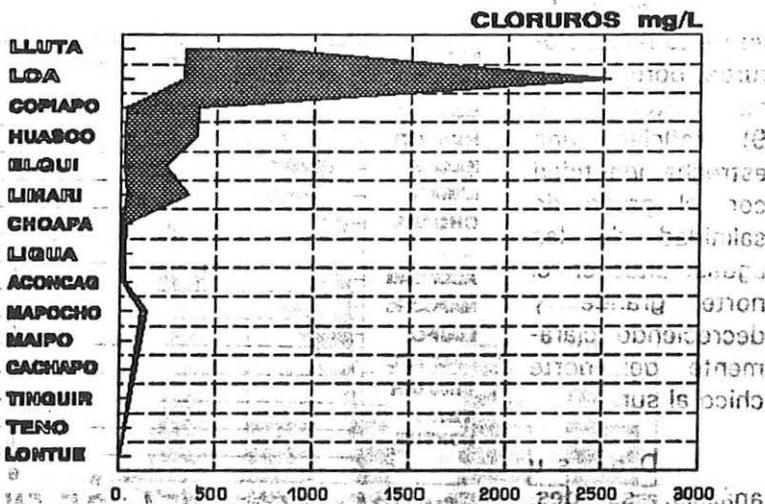


FIGURA 7. PERFIL DE CLORUROS EN RÍOS DE CHILE VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

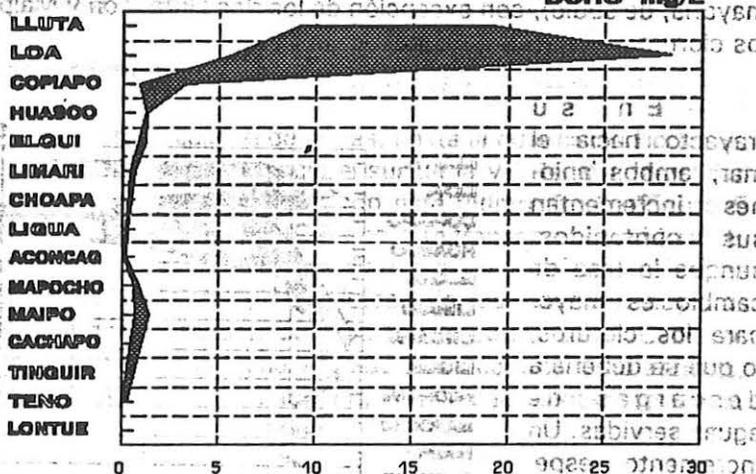


FIGURA 8. PERFIL DE BORO EN RÍOS DE CHILE VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

Las hoyas hidrográficas cúpricas muestran coincidencias interesantes. En todas, el río mayor nace con una baja carga de cobre, la que es aportada por las aguas que proceden de una subcuenca de la hoya: para el Elqui, es el río Turbio (a su vez, enriquecido por el Malo); para el Maipo, es el río Mapocho (a su vez, enriquecido por el San Francisco); y para el Cachapoal, es el río Coya (a su vez, enriquecido por el estero El Teniente). En todas estas subcuencas, existen faenas mineras de gran volumen. Sin embargo, el autor ha llegado a la conclusión que, si bien parte de la cupricidad podría originarse en las faenas mineras, la mayor parte debería responder a procesos naturales de mineralización de cobre (González, 1990, 1991; INIA, 1990).

El río Cachapoal es el de mayor concentración de cobre, al punto de captación de aguas para producción de agua potable (1,61 mg Cu L⁻¹, como promedio histórico). Ello indica que, en este valle, la población está permanentemente ingiriendo una alta dosis de cobre, lo que la transforma en potencialmente apta para desarrollar estudios epidemiológicos acerca de los efectos del cobre aportado por el agua potable, sobre seres humanos. Ello es especialmente importante luego que, en 1993, la OMS definió al cobre como tóxico, a base de insuficientes -a juicio del autor- antecedentes epidemiológicos, que apuntan a asociar a este metal con daños hepáticos.

Riqueza metálica de suelos

Introducción. El alto riesgo ambiental de la contaminación con metales pesados, reside en sus altos índices de toxicidad y sus largos tiempos de residencia en los suelos, recurso básico para la producción de alimentos y para el equilibrio ambiental. Contenidos adicionales de cobre, cadmio, cinc o plomo, serán preservadas en los suelos, por tiempos variables en función del pH y las condiciones climáticas, pero que exceden largamente la vida de la fuente originaria; para el plomo y el cobre, Tyler (1978) determinó tiempos de residencia entre 25 y 200 años. Por ello, esta

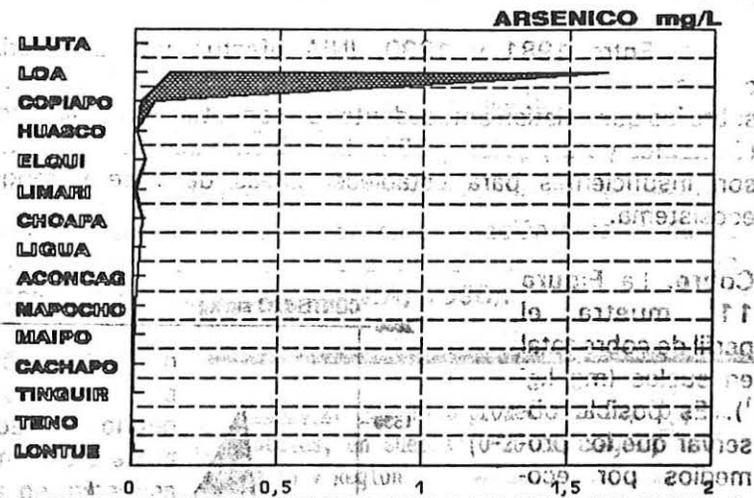


FIGURA 9. PERFIL DE ARSENICO EN RIOS DE CHILE: VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

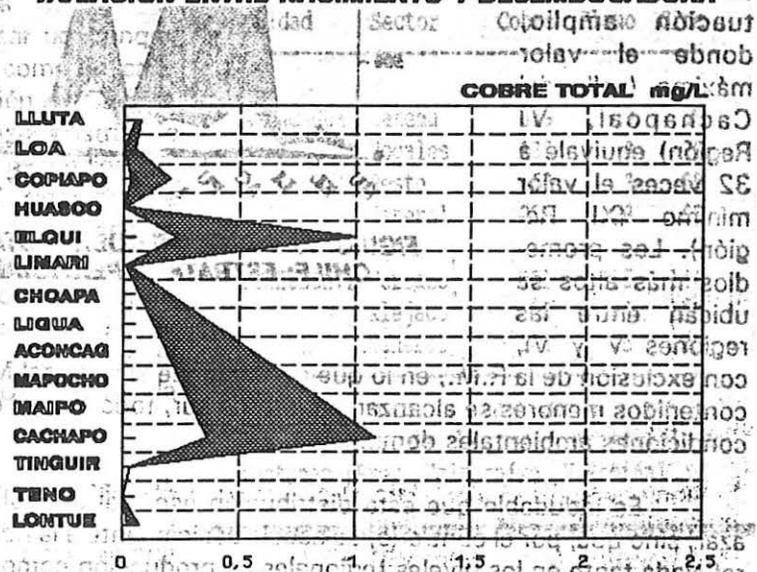


FIGURA 10. PERFIL DE COBRE TOTAL EN RIOS DE CHILE: VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

contaminación se define como un proceso con memoria.

Entre 1981 y 1990, INIA efectuó una caracterización preliminar del contenido en la capa superficial de suelos (0-20 cm), de algunos metales pesados, sobre los que existían antecedentes de constituir contaminantes ambientales en Chile (González y Bergqvist, 1989). Es evidente que los resultados de esta prospección son insuficientes para establecer líneas de base y rangos de variación, por ecosistema.

Cobre. La Figura 11¹ muestra el perfil de cobre total en suelos (mg kg⁻¹). Es posible observar que los promedios por ecosistema, muestran un rango de fluctuación amplio, donde el valor máximo (valle del Cachapoal, VI Región) equivale a 32 veces el valor mínimo (XI Región). Los promedios más altos se ubican entre las regiones V y VI,

con exclusión de la R.M., en lo que corresponde al valle del Maipo. Por su parte, los contenidos menores se alcanzan en la zona sur, todo lo cual es concordante con las condiciones ambientales dominantes.

Es indudable que esta distribución espacial del cobre no es producto del azar, sino que, por el contrario, se asocia básicamente a la riqueza regional de cobre, reflejada tanto en los niveles regionales de producción como en la cupricidad de los ríos. Ello no significa que la cupricidad de los suelos responda siempre a contaminación por descargas de faenas mineras; por el contrario, en algunos casos se debería a procesos naturales de mineralización desde yacimientos cordilleranos. Analizando el perfil de cobre total, quedan en evidencia dos situaciones distintas, a saber:

- la primera, representada por las unidades de la V Región (valle Aconcagua y Puchuncaví) y un sector del valle del Maipo, en la que el valor promedio se

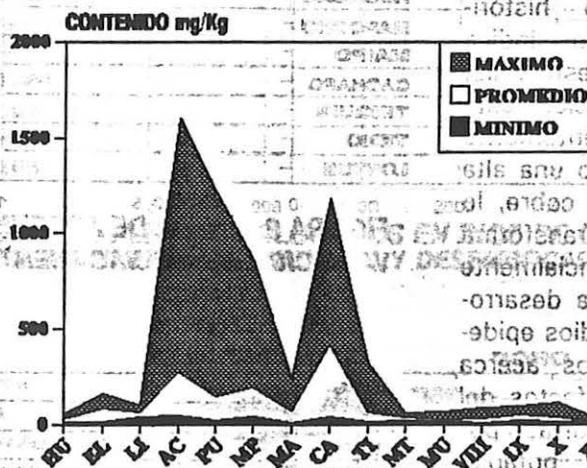


FIGURA 11. PERFIL DE COBRE TOTAL EN SUELOS DE CHILE: ESTRATA SUPERFICIAL (0-20 cm)

¹ Significado de siglas; HU Huasco; EL Elqui; LI Limarí; AC Aconcagua; PU Puchuncaví; MP Mapocho; MA Maipo; CA Cachapoal; TI Tinguiririca; MT Mataquito; MU Maule; VIII, IX, X y XI regiones

mantiene cerca del mínimo y, por tanto, distante del máximo, lo que permite estimar que los suelos cúpricos corresponden a inclusiones discretas y puntuales, en áreas donde dominan los suelos no cúpricos, y

- la segunda, representada por el valle Cachapoal (VI Región), donde el promedio equidista de los extremos, señalando una mayor representación espacial de los suelos cúpricos, que corresponden a numerosas inclusiones discretas en un fondo no cúprico, como efectivamente ocurre (INIA, 1990).

Cada situación refleja un origen distinto. En la primera, la cupricidad de los suelos es de origen antrópico ya que se remite a áreas vecinas a fundiciones de minerales (Catemu y Puchuncaví), que fueron cubiertas por una masa de sedimentos, al colapsar un tranque de relaves (Nogales), como indica el Cuadro 2 (ver, también, el Cuadro 3), o vecinos a la zona industrial de Nos, en el Maipo. A excepción del sector de Nogales, además de cobre, los suelos han acumulado en superficie otros metales (plomo, cinc, cadmio, arsénico, molibdeno). La marcada reducción de los contenidos metálicos, en función de la distancia a las industrias, revela su origen antrópico.

En la segunda, la presencia de áreas cúpricas distribuidos en todo el valle del Cachapoal, estaría apuntando hacia una génesis natural (INIA, 1990), sin descartar absolutamente la coparticipación de faenas mineras de alto volumen, emplazadas en la parte alta de la hoya del río Cachapoal (Sudzuki, 1964). Esta hipótesis se refuerza por la mantención del carácter cúprico en profundidad, de acuerdo a determinaciones efectuadas por el autor, en algunos suelos de este valle. Un sector del valle del Mapocho (González, 1992), adosada al cordón de cerros Lo Prado, corresponde a otra área discreta de suelos cúpricos de origen natural; se trata de una zona con yacimientos de cobre, que ha permitido el emplazamiento de faenas mineras.

Independiente del origen del cobre, algunas experiencias desarrolladas por el autor¹, además de otros antecedentes nacionales, provenientes de profesionales

Cuadro 2. Contenido promedio de Cu, Pb y Zn totales, en suelos (0-20 cm) (mg kg^{-1} ss) de la V Región

Unidad	Sector	Cobre	Plomo	Cinc
ACONCAGUA	Catemu	319	29	59
	Nogales	135	8	28
	Resto	63	8	89
	General	275	128	65
PUCHUNCAVÍ	Cercano ¹	281	115	144
	Alejado ²	38	40	110
	General	144	75	128

Muestras tomadas a menos de¹ o a más de² 3km, aprox., de la zona industrial de Ventanas (Prov. Valparaíso, V Región)

¹ Incluidas parcialmente en el artículo "Upper critical level in some highly Cu-polluted soils and the influence of compost additions", expuesto en la "Segunda Conferencia Internacional sobre la Biogeoquímica de Metales Trazas" (Taipei,

de empresas asociadas a cultivos industriales, como remolacha azucarera¹, tabaco (Rodríguez y Suárez, 1987) y maravilla, y de antecedentes encontrados en la literatura (MISR-SAC, 1985; Pendias y Kabata-Pendias, 1985), permiten establecer que el contenido de cobre, en algunos sitios, cae en el nivel tóxico para algunos cultivos.

Plomo. El perfil de plomo en suelos (Figura 12) permite deducir que el rango de oscilación de los promedios de plomo por ecosistema, es bajo, presentando el promedio máximo un valor de 1,8 veces el mínimo. Si bien hay una reducción de los promedios hacia el sur, este descenso es más bien difuso y de baja magnitud. No se detectó una relación entre

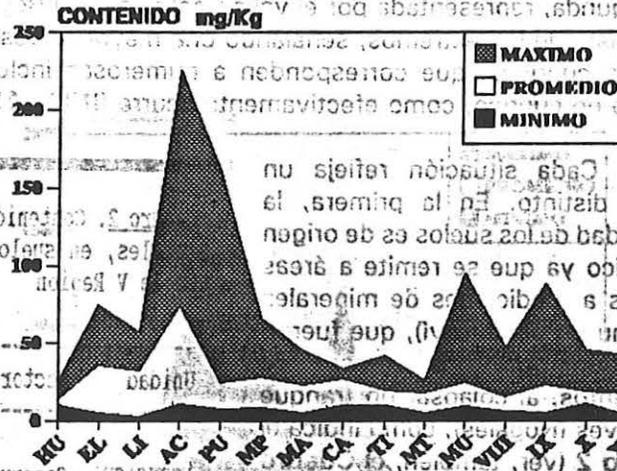


FIGURA 12. PERFIL DE PLOMO TOTAL EN SUELOS DE CHILE: ESTRATA SUPERFICIAL (0-20 cm)

riqueza en plomo de los suelos y existencia de yacimientos plúmbicos; si éste fuera el caso, los mayores contenidos deberían provenir de los suelos de la XI Región. Los valores máximos, por unidad, se alejan fuertemente de los respectivos promedios, excepto en los valles Maipo-Mapocho, Tinguiririca y VIII Región.

En cuanto al origen, es indudable que los contenidos totales de plomo son debidos mayoritariamente a causas naturales, con excepción del sector de Puchuncaví y Nos, donde los altos contenidos de plomo se asocian a altos contenidos de cobre, siendo ambos de origen industrial. En el valle del Maipo, los contenidos máximos alcanzados en el área vecina a las industrias de Nos, son de origen antrópico pero, por su escasa representación geográfica, no alcanzan a influir significativamente sobre el promedio del valle.

Cinc. El perfil de cinc total en los suelos (Figura 13) indica que la curva de los valores promedios presenta una situación menos variable que la del cobre, aunque algo más que la del plomo, a lo largo del transecto reconocido; la amplitud del rango de variación de los promedios fue de 3,5 veces. Sin embargo, no es evidente que

Taiwán, 1993). Además, experiencias en desarrollo del Proyecto "Determinación de límites de tolerancias al cobre en suelos del país", financiado por el BID

¹ Juan Arentsen, IANSA-Curicó. Comunicación personal (1987)

haya asociación entre estos tres perfiles.

Se estima que la presencia de cinc de la estrata superficial de los suelos es de origen natural, resultando de los aportes de los materiales parentales de los suelos, por una parte, y la intensidad de los factores de formación de suelos, especialmente la pluviosidad, por la otra. La influencia de las lluvias queda en evidencia por la tendencia a que los menores promedios se ubiquen hacia el sur del país.

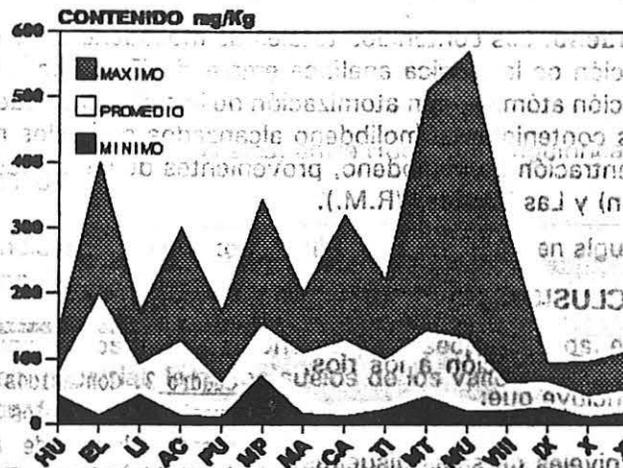


FIGURA 13. PERFIL DE CINCO TOTAL EN SUELOS DE CHILE: ESTRATA SUPERFICIAL (0-20 cm)

El valle del Huasco (III Región) y el sector de Puchuncaví (V Región) son excepciones, ya que poseen valores similares a los del sur. En estas unidades, puesto que el factor climático no favorece el lavado de bases, los contenidos de cinc en suelos están reflejando la pobreza en cinc de los materiales parentales. En cuanto a Puchuncaví, se detectó un incremento del cinc, en paralelo al cobre, plomo, cadmio y arsénico (González e Ite, 1992), lo que identifica un origen industrial común.

Cadmio. En general, el contenido total de cadmio cayó bajo el límite de detección de la técnica analítica empleada (alrededor de 1 mg kg^{-1} , para espectrofotometría de absorción atómica, con atomización de llama). De ello, se exceptúan un sector del valle Catemu y otro de Puchuncaví, vecinos a fundiciones de cobre en la V Región (Cuadro 3); es indudable que el enriquecimiento cúprico de estos suelos ha sido acompañado por notables aumentos del contenido total de cadmio. Este aumento involucra un alto riesgo para la salud humana, por su fuerte carácter tóxico y por la facilidad en que entra a ser transferido dentro de las cadenas tróficas, a pesar de algunos antecedentes que apuntan hacia su esencialidad para plantas (Regius-Mocsenyi *et al.*, 1985).

Arsénico. Existen escasos antecedentes de arsénico en los suelos del país. Es una situación que debería superarse, ya que se trata de un elemento con fuerte impacto sobre la salud humana, no por su poder fitotóxico sino que por su capacidad de ser libremente absorbido por las plantas y así, transferido en las cadenas tróficas. Se cuenta con alguna información sobre altos contenidos en suelos de los valles de Azapa y Lluta (I Región) (por estudios desarrollados por académicos de la Universidad de Tarapacá), la que parece deberse al riego prolongado con aguas arsenicales, y en la estrata superficial de suelos aledaños a la zona industrial de

Ventanas (Cuadro 3).

Molibdeno. Los contenidos totales de molibdeno cayeron siempre bajo el límite de detección de la técnica analítica empleada (5 mg kg^{-1} , para espectrofotometría de absorción atómica, con atomización de llama). No se cuenta con información acerca de los contenidos de molibdeno alcanzados en suelos regados con aguas con alta concentración de molibdeno, provenientes de los tranques de relaves de Carén (VI Región) y Las Tórtolas (R.M.).

CONCLUSIONES

En relación a los ríos, se concluye que:

- los niveles de sales disueltas de los ríos, se asocian al grado de aridez de las cuencas hidrográficas; por tanto, es máxima (limitante del uso agrícola y consumo humano) al norte y mínima hacia el sur,

- las concentraciones de sulfatos, cloruros, boro y arsénico, se asocian directamente a la salinidad de las aguas,

- el río Maipo escapa a las tendencias generales, ya que posee una salinidad mayor a la que le correspondería por razones climáticas,

- generalmente, la C.E. se explica por la concentración de sulfatos, con excepción de un número menor de ríos, como el Loa y el Maipo, en los que predominan los cloruros,

- el fuerte incremento salino del río Mapocho, a partir del canal San Carlos, se debe a la transferencia de aguas desde el Maipo y a la recepción de aguas servidas no tratadas,

- en algunas hoyas hidrográficas (Elqui, Mapocho, Cachapoal), existen cursos superficiales con altas concentraciones disueltas de elementos metálicos, específicamente cobre y hierro, las que se diluyen hacia tramos inferiores del río principal, y

- la concentración de elementos metálicos no está relacionada a la salinidad de las

Cuadro 3. Contenidos totales de Cu, Cd y As, en muestras de suelos (0-20 cm) (mg kg^{-1} ass), tomadas dentro de área de influencia de la fundición cobre de Ventanas, V Región

Año	1983/84		1991	
	Cu	Cd	As	Cu
Sitio ¹				
5	1214	3,41	724	7921
6	228	0,83	150	1978
7	78	0,33	77	695
9	NA ²	1,33	18	242
11	162	0,30	32	622
13	114	<0,20	31	334
14	NA ³	<0,20	32	250

¹ González y Bergqvist (1986)

² No analizada; 51 mg kg^{-1} Cu-EDTA

³ No analizada; 21 mg kg^{-1} Cu-EDTA

cuenas hidrográficas; aunque podría haber aportes antrópicos, se estima que se trata básicamente de procesos naturales de mineralización.

En referencia a los suelos, se concluye que:

- la cupricidad de los suelos de los valles aluviales, entre Huasco y Tinguiririca, está asociada a la cupricidad de los ríos,
- es altamente probable la incidencia de efectos fitotóxicos por cobre, en algunos sectores de suelos cúpricos de las Regiones V, VI y Metropolitana,
- mientras la cupricidad de los suelos de las regiones V y del sector de Nos, en la Metropolitana, es de origen industrial, la de los suelos de los valles Mapocho y Cachapoal es eminentemente natural,
- el origen industrial de los suelos cúpricos de la V Región y sector de Nos, se evidencia por sus enriquecimientos en otros metales (plomo, cinc, arsénico, cadmio, molibdeno) y por formar parte del área de influencia de industrias, con emisiones atmosféricas, entre las que destacan fundiciones de cobre.

BIBLIOGRAFÍA

- ADRIANO, D. (ed.). 1992. Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers, Boca Raton. 513p.
- BERROW, M. and BURRIDGE, J.C. 1977. Trace element levels in soils: effects of sewage sludge. En Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Inorganic Pollution and agriculture. London, HMSO. pp.159-183. (Reference Book 326).
- DAVIES, B.E. (ed.). 1981. Applied soil trace elements. Wiley & Sons, New York. 482p.
- DAVIES, B.E. 1984. Soil and plant analysis for heavy metals and the quality of our environment. European Spectroscopy News 54:19-22.
- DURÁN, H. 1990. El impacto ambiental de la actividad minera en Chile. Balance preliminar. En CIPMA. Ciclo de seminarios "Acción ambiental: ¿Obstáculo o impulso al desarrollo?: Seminarios sector minero, Santiago, 11-12 mayo 1990. Serie Documentos de Seminarios N° 1:37-57.
- GONZÁLEZ, S.P. 1990. Prospección de elementos trazas en recursos agrícolas de Chile. Aguas y suelos de los valles Elqui y Limarí, IV Región. Agric. Técnica (Chile) 50(1):60-70.
- GONZÁLEZ, S.P. 1991. Prospección de elementos trazas en recursos agrícolas de Chile. II: aguas de los valles Maipo y Mapocho, R.M. Agric. Técnica (Chile) 51(1):22-29.

GONZÁLEZ, S.P. 1992. Prospección de elementos trazas en recursos agrícolas de Chile. III: Suelos de los valles Maipo y Mapocho, R.M. Agric. Técnica (Chile) 52(3):320-329.

GONZÁLEZ, S.P. y BERGOVIST, E. 1986. Evidencias de contaminación con metales pesados en un sector del secano costero de la V Región. Agric. Técnica (Chile) 46(3):299-307.

GONZÁLEZ, S.P. y BERGOVIST, E. 1989. Contaminación por desechos mineros en la agricultura. I.P.A. La Platina 54:50-56.

GONZÁLEZ, S.P. e ITE D., R. 1992. Acumulación metálica en suelos del área bajo influencia de las chimeneas industriales de Ventanas (Prov. Valparaíso, V Región). Agric. Técnica (Chile) 52(2):214-219.

GONZÁLEZ, S.P.; BERGOVIST, E. e ITE, R. 1987. Contaminación con metales pesados en el valle de Catemu, V Región. INIA-SEREMI Agric. R.M.-Intend. R.M. V Simposio sobre Contaminación Ambiental, Santiago, agosto/87. Tomo I:24-26.

INIA-INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS, CHILE. 1986. Proyecto FIA 72/80 "Contaminación ambiental en el valle Aconcagua, V Región". Informe Final¹. INIA-FIA, Santiago. 125p.

BIBLIOGRAFÍA

INIA-INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS, CHILE. 1990. Proyecto FIA 1/86 "Fuentes de contaminación en sectores agrícolas, Regiones IV a XI". Informe Final¹. INIA, Santiago. 2 tomos, 362p.

MACAULAY INSTITUTE FOR SOIL RESEARCH and SCOTTISH AGRICULTURAL COLLEGES. 1985. Advisory soil analysis and interpretation. Aberdeen. Bulletin N° 1, 13p.

REGIUS-MOCSENSYI, A.; ANKE, M.; KRONEMANN, H., and SZENTMIHALYI, S. 1985. Concentrations and enrichment of cadmium in plants and animals. Allattenyésztes es Takarmanyozas 34(5):449-456.

SUÁREZ, D. y RODRÍGUEZ, J. 1987. Diagnóstico de la toxicidad de cobre en plantaciones de tabaco. En V Simp. Nac. de la Ciencia del Suelo, Valparaíso. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo y Fac. Agronomía, UCV. Anales:164-169.

SUDZUKI, F. 1964. Relaves de cobre y aguas de riego del río Cachapoal. Agric. Técnica (Chile) 23-24:15-6.

TYLER, G. 1978. Leaching rates of heavy metal ions in forest soil. Water, Air, and Soil Pollution 9:137-148.

¹ La información contenida en estos documentos, sólo es accesible a través de las autoridades de INIA

QUÍMICA DE METALES PESADOS EN SUELOS DE CHILE**Heavy metal chemistry in Chilean soils*****M. ADRIANA CARRASCO RIMASSA***¹**C O N T E N I D O****CONCEPTO DE METALES PESADOS****INTERÉS E IMPORTANCIA****ORIGEN****DISTRIBUCIÓN QUÍMICA DE METALES EN SUELO****FORMAS QUÍMICAS EN EL SUELO****Formas elementales y iónicas****Formas orgánicas****FRACCIONAMIENTO QUÍMICO EN EL SUELO****Procedimiento de fraccionamiento****Resultados****Efecto del metal****Efecto del Suelo****Efecto de la profundidad del suelo****COMPETENCIA ENTRE METALES****MOVIMIENTO DE METALES PESADOS****CONCLUSIONES****BIBLIOGRAFÍA**

¹ Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. Santiago, Chile

CONCEPTO DE METALES PESADOS

El nombre de **metal pesado** derivó del hecho que la mayoría de estos metales presentan una densidad superior a 6, con excepción de arsénico y selenio, cuyas densidades son 5,78 y 4,82 g cm⁻³, respectivamente (**Cuadro 1**). El concepto de **metal pesado** se ha usado para aquellos elementos químicos que, según su concentración, son peligrosos para las plantas y animales. Sin embargo, la lista de tales elementos varía según los autores, a saber:

- para **Bolt y Bruggenwert (1976)**, son los metales (y sus iones) que, en su mayoría, son de alta densidad y pertenecen al grupo de elementos de transición del sistema periódico. Algunos de ellos también se llaman "elementos trazas" o micronutrientes en agricultura, destacando sus bajas concentraciones en los suelos normales y el hecho que tienden a ser "esenciales para las plantas",
- para **Schalscha (1989)**, son aquellos metales que se usan o son descargados por las industrias o son usados en distintas formas por los seres humanos,
- para **Fergusson (1990)**, los metales pesados son 10 y los define como los miembros inferiores de los grupos periódicos "p". Cumplen con los siguientes criterios:

- ser relativamente abundantes en la corteza terrestre,
- ser extraídos y usados en cantidades razonables,
- ser usados en lugares donde el público puede estar en contacto con ellos,
- ser tóxicos a los seres humanos, y
- provocar perturbaciones importantes a los ciclos biogeoquímicos.

Fergusson (op. cit.) también menciona los "elementos trazas", que adquirieron importancia a partir de 1960 y son muy estudiados últimamente en las ciencias de la vida, agrícolas y ambientales. En el **Cuadro 2**, se indican los distintos elementos químicos considerados como metales pesados y elementos trazas.

Algunos elementos son tóxicos a bajas concentraciones (cadmio, cobre,

Cuadro 1. Algunas propiedades de los metales pesados (n= 18)

Elemento	Nº atóm.	Estructura capa de valencia	Dens. g cm ⁻³
Cromo	24	3d ⁵ 4s ¹	7,19
Molibdeno	42	4d ⁵ 5s ¹	10,20
Manganeso	25	3d ⁵ 5s ²	7,43
Hierro	26	3d ⁶ 5s ²	7,86
Cobalto	27	3d ⁷ 4s ²	8,90
Níquel	28	3d ⁸ 4s ²	8,90
Cobre	29	3d ¹⁰ 4s ¹	8,96
Cinc	30	3d ¹⁰ 4s ²	7,14
Cadmio	48	4d ¹⁰ 5s ²	8,65
Mercurio	80	5d ¹⁰ 6s ²	13,60
Indio	49	5s ² 5p ¹	7,31
Talio	81	6s ² 6p ¹	11,85
Plomo	82	6s ² 6p ²	11,40
Arsénico	33	4s ² 4p ³	5,78
Antimonio	51	5s ² 5p ³	6,68
Bismuto	83	6s ² 6p ³	9,80
Selenio	34	4s ² 4p ⁴	4,82
Teluro	52	5s ² 5p ⁴	6,25

mercurio, molibdeno, plomo, cinc, y manganeso), algunos son esenciales para la vida animal y vegetal y, a concentración mayor, son tóxicos (cobalto, cobre, molibdeno, cinc, hierro, y manganeso) y otros son no esenciales para la vida vegetal o animal y su efecto biológico se limita a toxicidad (cadmio, cromo, mercurio, níquel, y plomo). A la lista de metales pesados, **Fergusson (op. cit.)** agrega como elementos tóxicos, al selenio, indio, talio, antimonio, bismuto y teluro.

De los elementos considerados tóxicos, incluidos en el **Cuadro 2**, cadmio, mercurio y plomo son tóxicos para los animales y los humanos, lo que hace que su comportamiento en los suelos y plantas sean de gran importancia, en relación a la contaminación de la cadena alimentaria.

El cromo, según sus estados de oxidación (III y VI), puede ser tóxico para las plantas. El catión Cr(III) es la forma normalmente encontrada en las plantas y es esencial para la nutrición humana. El Cr(VI) es aniónico, móvil en los suelos y en las aguas, y es tóxico para la vida acuática, microorganismos y animales. Se sospecha que el Cr(VI) es carcinógeno en el hombre. Se desconoce la contribución relativa de Cr(III) y Cr(VI) a las plantas; sin embargo, se presume que depende de las condiciones del suelo.

Altos niveles de níquel en los suelos son preocupantes por razones fitotóxicas. Felizmente, este efecto impide la entrada de un exceso de níquel a la cadena alimentaria. El níquel es elemento esencial para la nutrición animal y humana.

INTERÉS E IMPORTANCIA

Antes de 1970, la preocupación por los elementos trazas en el suelo era por posibles problemas de fitotoxicidad. De hecho, se determinó que cobre, níquel y cinc eran fitotóxicos y que, con respecto de cinc, el cobre y el níquel son dos y ocho veces más fitotóxicos que el cinc.

En 1970, apareció en Japón una enfermedad a los huesos, denominada

Cuadro 2. Metales pesados y elementos traza, según diversos autores

(1)	(2)A	(2)B	(2)C	(3)
As	--	--	--	As
Cd	Cd	--	Cd	Cd
Co	--	Co	--	--
Cr	--	--	Cr	--
Cu	Cu	Cu	--	--
Hg	Hg	--	Hg	Hg
Mo	Mo	Mo	--	--
Ni	--	--	Ni	--
Pb	Pb	--	Pb	Pb
Se	--	--	--	Se
V	--	--	--	--
Zn	Zn	Zn	--	--
--	--	Fe	--	--
--	Mn	Mn	--	--
--	--	--	--	In
--	--	--	--	Tl
--	--	--	--	Sb
--	--	--	--	Bi
--	--	--	--	Te

(1) Bolt y Bruggenwert, 1976; (2) Schalscha, 1989; (3) Fergusson, 1990

A Tóxicos a bajas concentraciones o cantidades

B Esenciales, requeridos en cantidades trazas o muy pequeñas

C No esenciales, efectos biológicos se limitan a toxicidad

"Itai-Itai", asociada al consumo de arroz, cultivado en suelos regados con aguas que presentaban altos niveles de cadmio.

La preocupación por los elementos trazas se ha asociado a potenciales efectos fitotóxicos y a la posible acumulación de elementos trazas en los alimentos, a niveles considerados dañinos para los humanos y animales.

Cadmio y molibdeno son los elementos con el mayor potencial para acumularse en los cultivos a niveles peligrosos para los animales y el hombre, respectivamente. Cobre y cinc son los que presentan el mayor peligro de fitotoxicidad.

Las plantas comestibles, que sirven para alimento, pueden desarrollarse normal o casi normalmente, aunque contengan suficiente selenio, cadmio y molibdeno como para producir ya sea toxicidad directa o un desbalance metabólico en los animales que consumen dichas plantas.

Boro, cromo, cobre, níquel, plomo y cinc no son acumulados por las plantas en cantidad suficiente, como para ser dañinos a hombres y animales que las consumen. Las plantas presentan una barrera para la absorción de estos elementos a partir del suelo.

Los elementos trazas, que pueden acumularse en la cadena alimentaria a niveles considerados dañinos, ya sea por depósitos superficiales sobre el alimento o por la absorción a través de las raíces incluyen cadmio, hierro, plomo, mercurio, molibdeno y selenio.

El interés ambiental y toxicológico en los metales trazas en el suelo está centrado en la concentración del metal en los tejidos de los cultivos para alimento o forraje.

ORIGEN

Los metales pesados en el suelo pueden tener origen natural o antrópico. Son de origen natural en los suelos naturalmente ricos en ellos y en los suelos cuyos niveles de metales pesados son consecuencia del riego con aguas naturalmente ricas en dichos elementos.

Se considera que los metales pesados son de origen antrópico cuando sus altas concentraciones en el suelo son resultado de:

- la actividad minera (aporte a través del agua, aire y sedimentos),
- del riego con aguas contaminadas con metales pesados, aportados por efluentes industriales,
- el uso de fertilizantes que los contienen como trazas, por ejemplo, cadmio en fertilizantes fosfatados,

- aplicación de lodos compostados de plantas de tratamientos de aguas servidas, y
- las emisiones de fundiciones, etc.

DISTRIBUCIÓN QUÍMICA DE METALES EN EL SUELO

La química de los elementos trazas y pesados en el suelo es una área importante de investigación ya que ella, junto con la actividad microbiana del suelo, determinará su disponibilidad química para las plantas.

Las interacciones de los metales con los suelos han sido bastante estudiadas, pero aún la química de estas interacciones no está totalmente dilucidada. Por la naturaleza compleja del suelo, su heterogeneidad y variabilidad de un lugar a otro, es difícil ser muy preciso en la química de los elementos pesados y trazas en el suelo.

Es de gran importancia conocer las formas químicas de los elementos, sus solubilidades; las características de sorción y desorción de estos elementos con respecto de los componentes del suelo, tales como arcilla y materia orgánica; los cambios probables resultantes de un cambio de pH y Eh y la disponibilidad química y bioquímica de los elementos.

Los datos existentes sobre concentraciones elementales en suelos y plantas, están muy dispersos en la literatura y generalmente se refieren a plomo, cadmio, cinc, cobre, cromo y níquel, que son los más estudiados, por ser algunos de ellos tóxicos para el hombre, otros fitotóxicos o inducir síntomas de deficiencia en las plantas cultivadas.

El interés creciente por los metales trazas y pesados en el medio ambiente, ha llevado a determinar sus contenidos totales en el suelo, para diagnosticar su posible aumento como consecuencia de la creciente actividad industrial y minera en los países desarrollados.

Sin embargo, las fracciones más solubles son las que pueden tener mayor significancia biológica; por ello, en los últimos 15 años se ha desarrollado un interés creciente por conocer las distintas formas químicas en que se encuentran dichos elementos.

FORMAS QUÍMICAS EN EL SUELO

La consideración de la solubilidad y posibles reacciones de los elementos tóxicos y trazas, y sus velocidades a distintos pH y potenciales redox, pueden ser útiles para investigar el destino de dichos elementos en el suelo.

Formas elementales y iónicas

Los elementos trazas y pesados en la solución, pueden ser lavados del suelo

o precipitados como hidróxido, carbonato, sulfato, fosfato, etc., o incorporados a un silicato generado en el suelo. También, pueden ser absorbidos sobre la superficie cargada de partículas de arcilla o materia orgánica. Esta aproximación depende de la relevancia de los datos de termodinámica básica para los componentes actualmente presentes en el suelo.

La adsorción, mecanismo mediante el cual el suelo puede retener a los metales pesados y trazas, es un fenómeno particularmente complejo, que requiere la definición de la naturaleza del sorbente (e.g. su punto isoeléctrico) y la forma iónica del sorbato (especie que se adsorbe), es decir si está como catión o anión. Uno de los componentes del suelo más importante, en este sentido, es la fracción de óxidos férricos, que puede constituir una superficie para la adsorción de una gran proporción de muchos de los elementos trazas en los suelos de zonas templadas.

Así, por ejemplo, estudios hechos en columnas de suelo, para investigar la movilidad de cadmio, níquel y plomo, han mostrado la siguiente secuencia de movilidad: plomo < níquel ≤ cadmio. Estas observaciones coinciden con la precipitación de hidróxido o adsorción de los metales sobre óxidos, aún cuando muchos mecanismos pueden estar activos en la adsorción de metales por el suelo.

Formas orgánicas

La aplicación de composts de plantas de tratamientos de aguas servidas¹ y de residuos industriales, a los suelos, conlleva la aparición de niveles altos de metales tóxicos y trazas, en forma orgánica. La población microbiana del suelo es responsable de la descomposición de estos compuestos y constituye un factor muy importante en la química de los metales tóxicos y trazas en el suelo.

Algunos complejos organo-metálicos (como el metil mercurio) pueden ser absorbidos directamente por las plantas y microorganismos y pueden hacer una contribución significativa al contenido de metales tóxicos de los sistemas biológicos. La formación de complejos orgánicos en forma soluble predomina en algunos suelos (**Cuadro 3**) y también puede ser un factor importante en la nutrición de las plantas.

Los materiales húmicos pueden disminuir las concentraciones iónicas (actividades), al complejarse con los metales y, posiblemente, reducen la absorción de metales tóxicos o trazas por la planta. Además, la existencia en el suelo de quelatos solubles de metales tóxicos, puede disminuir o aumentar la sorción de metales, dependiendo de las condiciones del suelo (pH, mineralogía y óxidos de hierro y aluminio) y, presumiblemente, afecta la movilidad del metal en los suelos. Por ejemplo, aún cuando un pH alto en el suelo puede reducir la absorción de metales tóxicos por la planta, la mayor retención de metales tóxicos por los óxidos metálicos del suelo es de igual o mayor importancia. El mercurio sería una excepción, ya que tiene una afinidad especial y es retenido por la materia orgánica del suelo aún a pH bajo.

¹ En inglés, sewage sludge: masa orgánica extraída de las aguas servidas, que se composta y esteriliza; se usa como abono orgánico

La contribución de los complejos orgánicos de metales tóxicos a la carga total de un metal tóxico o trazas en el suelo es difícil de determinar y puede variar con el tipo de suelo y de materia orgánica.

La velocidad neta de liberación de metales tóxicos orgánicamente unidos, depende de muchos factores, entre los cuales están su toxicidad a los microbios del suelo, la disponibilidad de materiales orgánicos adicionales que puedan llegar a ser complejados, la temperatura y otras condiciones ambientales y culturales en el entorno del suelo. El destino de los metales tóxicos y trazas liberados no está claro, pero puede que se muevan dentro del perfil de suelo, aumenten la absorción microbiana y por la planta, aumenten la sorción por las arcillas u óxidos metálicos, y se reviertan a formas ya sea minerales u orgánicas.

Muchas de las reacciones químicas que experimentan los metales pesados y los elementos trazas ocurren a través de la acción de microorganismos; un buen ejemplo es la oxidación del manganeso. Los organismos superiores también participan, a través de la absorción y concentración selectiva en las plantas, durante su desarrollo, y posterior retorno al suelo de los elementos a través de la hojarasca.

Cuando en el suelo predominan las formas inorgánicas de los elementos tóxicos, su química es fácil de dilucidar porque la química de los minerales se conoce bien. El comportamiento en el suelo de la fracción de un metal pesado, ya no en su forma mineral, presenta un problema típico y más difícil de resolver. Por ello, en lo posible se debe tratar de averiguar cuál es el origen de los elementos metálicos cuando sus niveles son elevados. Para distinguir entre suelos contaminados y no contaminados, se puede recurrir a métodos estadísticos. El fraccionamiento de las formas del metal en los suelos, aporta información respecto a la forma química en que se encuentra.

FRACCIONAMIENTO QUÍMICO EN EL SUELO

Es importante conocer la forma química de los elementos trazas para poder predecir su absorción por la planta y su movimiento en el suelo. Se asume que la raíz de la planta toma los nutrientes de la solución suelo, cuya composición se mantiene a través de la disolución de otras fases del suelo. Ésto ha llevado a usar una variedad de extractantes, cada uno de los cuales selectivamente lava el suelo; por lo tanto, la cantidad de metal extraído es un reflejo de la fuente lábil del suelo que reabastece a la solución suelo.

Cuadro 3. Concentración y grado de complejación de algunos elementos trazas en la solución suelo (extractado de Davies, 1980)

Elemento	Conc. total	Grado de
	en solución del suelo	complejación promedio
	μmol	%
Cobalto	0,007 - 0,2	25
Cinc	0,03 - 3	50
Manganeso	0,02 - 68	90
Cobre	0,01 - 0,6	>90

Los metales trazas, en forma soluble en la solución del suelo, son mucho más disponibles para la absorción por la planta y causar toxicidad, que cuando están unidos a compuestos orgánicas. Ante la posibilidad de usar los composts (lodos) obtenidos de los lodos generados en las plantas de tratamientos de aguas servidas, como enmiendas orgánicas para el suelo, es necesario conocer las distintas formas químicas en que se encuentran dichos elementos; para ello, se han propuestos distintos métodos de fraccionamiento. Algunos estudios han demostrado que cuando esta materia orgánica se aplica al suelo, los elementos pesados y trazas se pueden hacer menos disponibles.

El fraccionamiento también es útil para conocer las formas en que se acumulan y cómo se distribuyen en el suelo los metales pesados y trazas agregados a través del riego, cuando las aguas están contaminadas con dichos elementos.

Muchos son los factores activos en el proceso de retención y de liberación de un metal desde el suelo. Entre los factores importantes están la competencia iónica por los sitios de retención de metales, las especies metálicas y concentración, la composición química y mineralógica del suelo y la superficie específica, la disolución de hidróxidos metálicos por la adición de protones, la formación de soluciones estables de complejos y la cinética de disolución y de precipitación.

Adicionalmente, el desplazamiento de los metales pesados y trazas depende de las concentraciones y afinidades relativas por la superficie del suelo de los iones involucrados y de la dependencia de la formación de complejos del pH y de la fuerza iónica. Por el contrario, extractantes fuertes, como ácidos minerales, pueden cambiar mucho las condiciones del suelo y disolver minerales del suelo cuyas cantidades extraídas tienen poca relación con la porción del metal removido del suelo por las plantas.

Para aquellos nutrientes y metales que son complejados por agente quelantes, la extracción de un suelo por un quelato fuerte puede remover una cantidad mayor del metal que un cultivo, pero todavía representar la absorción de metales por el suelo. La cantidad de metal removido del suelo por un quelante depende de las características del suelo y del extractante, muchas de las cuales pueden ser medidas o controladas.

Los análisis de cadmio, níquel y plomo, con agentes quelantes, son muy promisorios especialmente cuando se consideran las características del suelo. El análisis mediante el uso de agentes quelantes no es adecuado para cromo por su estabilidad mineral y lenta cinética de disolución y tampoco para mercurio por ser sus quelatos relativamente inestables.

Procedimientos de fraccionamiento

En el **Cuadro 4**, se indican algunos procedimientos usados en el fraccionamiento de metales pesados y trazas en el suelo.

Resultados

Para ver el efecto del riego con aguas servidas no tratadas, sobre las formas y distribución de los elementos trazas en el suelo, se tomaron datos para cobre y cadmio, obtenidos por Ahumada (1990) para los suelos Cerámica y Encina, pertenecientes a la Serie Mapocho, clasificados como Vertic Xerochrepts y ubicados en la Comuna de Maipú. El suelo Encina ha sido regado por más de cinco décadas con aguas provenientes del Zanjón de la Aguada (ZA), curso natural que recibe una parte importante de las aguas servidas de la ciudad de Santiago.

En el Cuadro 5, se dan algunas características químicas que muestran que ambos suelos tienen una alta capacidad de intercambio catiónico, siendo más alta en el suelo Cerámica por su mayor contenido de materia orgánica y

arcilla. El suelo Encina muestra un efecto del riego con aguas no tratadas sólo en el contenido de cobre total, el cual es mayor en más de un 100% que en el suelo Cerámica. El cadmio total es muy alto, 10 a 18 mg kg⁻¹; especialmente en el suelo Cerámica, que no está regado con agua del ZA, los niveles encontrados indicarían que se trata de suelos contaminados con cadmio. El límite de tolerancia para suelos agrícolas es de 1 a 3 mg Cd kg⁻¹ suelo, según la Comunidad Económica Europea (dato citado por Page, Chang y Adriano, 1989)

Efecto del metal. Al fraccionarse el cobre y el cadmio, para determinar las fracciones soluble, intercambiable, asociada a óxidos, ligada a la materia

Cuadro 4. Procedimientos de fraccionamiento de metales pesados y trazas en suelo

Reactivo	Fracción extraída
Procedimiento de Stover et al., 1976:	
KNO ₃ 1M	Intercambiable
NaF 0,5M, pH 6,5	Adsorbido
Na ₂ P ₂ O ₇	Unida a la materia orgánica
EDTA 0,1M, pH 6,5	Precipitada como carbonato
HNO ₃	Adsorbida y precipitada como sulfuro
	Residuo
Procedimiento de Khalid et al., 1981:	
Agua	Soluble
NaOAc 1N, pH 7	Intercambiable
Oxalato-Ac. oxálico	Reducible
DTPA- NaOAc, pH 7	Quelada con la materia orgánica
H ₂ O ₂ y NaOAc, pH 2,5	Ligada a materia orgánica insoluble y sulfuros
	Residuo
Procedimiento de Henry y Harrison, 1992:	
Agua destilada	Soluble
MgCl ₂ 1M	Intercambiable
Na ₂ P ₂ O ₇	Orgánicamente unida
Digestión oxidativa	Adsorbido
	Residuo

orgánica degradable (fracción quelada) y **ligada a la materia orgánica insoluble y a los sulfuros** (cuadros 6 y 7), se observa que la distribución de las fracciones depende del metal. Mayoritariamente, el cobre se encuentra asociado a las fracciones unida a los óxidos de hierro y aluminio (fracción oxalato-ácido oxálico), a la materia orgánica degradable, y a la residual; en cambio, el cadmio lo está a las fracciones intercambiable, ligada a la materia orgánica insoluble (LMOI) y también a la residual.

Cuadro 5. Algunas características de los suelos (Ahumada, 1990)

Profundidad cm	pH	C org.	Arcilla %	Limo %	CIC cmol kg ⁻¹	Cu total mmol kg ⁻¹	Cd total mmol kg ⁻¹
Suelo Cerámica							
0-20	7,1	2,6	54	40	59,6	3,06	0,16
40-60	7,4	1,2	70	28	50,0	3,07	0,16
Suelo Encina							
0-20	7,1	2,0	40	52	33,4	6,10	0,09
40-60	7,4	0,6	41	51	41,8	8,22	0,12

Efecto del suelo. Al aplicar cobre y analizar las distintas fracciones en ambos suelos (cuadros 6 y 7), se observa que las que más aumentan son la intercambiable y la asociada a los óxidos de hierro y aluminio. En el suelo Encina, las fracciones quelada y LMOI disminuyeron, lo cual indica que, durante la aplicación de cobre, se produjo una movilización de éste hacia las dos últimas fracciones.

En cuanto a la aplicación de cadmio, aumentaron todas las fracciones, con excepción de la soluble, que es cero en ambos suelos y la residual, que disminuyó en el suelo regado con agua del ZA.

Efecto de la profundidad del suelo. Al comparar las fracciones de cobre y cadmio, determinadas de 0 a 20 cm y de 40 a 60 cm de profundidad en los suelos, sin agregar cobre y cadmio (cuadros 6 y 7), se observa que sólo el cobre muestra cambios importantes en las distintas fracciones, no así el cadmio. Por lo tanto, la distribución de las diferentes formas químicas de los metales depende de su naturaleza y de la profundidad del suelo.

Al aplicar cobre, la fracción asociada a óxidos de hierro y aluminio aumentó significativamente en los dos suelos. Entre los 40 y 60 cm de profundidad, la fracción quelada a la materia orgánica se reduce a un 25% de la fracción observada en ambos suelos, sin aplicación de cobre; la fracción LMOI es cero en el suelo Cerámica, mientras que en el suelo Encina aumenta en un 26%.

Al aplicar cadmio al suelo, su distribución en profundidad es similar en ambos suelos (cuadros 6 y 7), con excepción de la fracción quelada que, prácticamente, no varía en el suelo Cerámica.

COMPETENCIA ENTRE METALES

Los metales son retenidos o sorbidos por el suelo con distinta fuerza y la magnitud de su sorción depende de la posible competencia entre ellos. A modo de ejemplo, Vergara y Schalscha (1992), al comparar la retención de cobre y cadmio, encontraron que ésta depende del tipo de suelo, siendo mayor en un suelo Xerochrept que en un Andept. Cuando los

Cuadro 6. Extracción secuencial de Cu y Cd antes y después de su adición, en el suelo Cerámica (R.M.).

Extractante	Forma	Profundidad (cm)			
		0-20	40-60	0-20	40-60
		A) Cu agregado (pmol kg ⁻¹)			
		0	0	3450	3450
		----- pmol kg ⁻¹ -----			
Agua	Soluble	0	0	0	0
NaOAc	Intercamb.	9	3	60	85
Oxal.-Ac. Oxál.	Asoc. óxidos	1,13	820	4783	4140
DTPA	Frac. quelada	96	101	138	25
H ₂ O ₂ -NaOAc	LMOI	20	2	17	0
	Residual	1,81	2144	1515	2270
		----- pmol kg ⁻¹ -----			
		B) Cd agregado (pmol kg ⁻¹)			
		0	0	500	500
		----- pmol kg ⁻¹ -----			
Agua	Soluble	0	0	0	0
NaOAc	Intercamb.	20	18	121	116
Oxal.-Ac. Oxál.	Asoc. óxidos	2	0	108	83
DTPA	Frac. quelada	8	7	49	5
H ₂ O ₂ -NaOAc	LMOI	15	18	107	135
	Residual	119	117	279	321

suelos eran tratados inicialmente con cobre, la retención de cadmio se reducía fuertemente en el Andept. En cambio, si los suelos eran tratados previamente con cadmio, la reducción en la sorción de cobre era mayor en el suelo Xerochrept.

MOVIMIENTO DE METALES PESADOS

La movilidad de los metales pesados está regulada por mecanismos físicos y químicos y la solución del suelo es el principal agente de transporte de los metales pesados en formas ya sea iónicas o moleculares solubles.

Los metales pesados se mueven en el perfil de suelo con distintas velocidades, dependiendo de sus características y propiedades. En general, plomo, cromo, o mercurio se mueven más lento que cinc, cadmio, cobre, manganeso, níquel y otros metales.

El movimiento de metales pesados ha adquirido gran interés mundial en los últimos 15 años, por el aumento de desechos ricos en metales, provenientes

principalmente de las plantas de tratamientos de aguas servidas y de la actividad industrial.

Dada la baja solubilidad de la mayoría de los compuestos de metales pesados, se creía que su movimiento en el suelo era muy lento y que tomaría décadas o siglos su desplazamiento en profundidad y que alcanzarían las aguas subterráneas. Sin embargo, investigaciones recientes muestran que algunos metales pesados pueden

moverse dentro del perfil de suelo con cierta facilidad, dependiendo de la forma química en que se encuentren. A nivel nacional, **Schirado et al. (1986)**, han detectado que en un suelo regado por más de cinco décadas con aguas contaminadas, cobalto, cobre, níquel y cinc se mueven en el perfil.

CONCLUSIONES

Es importante investigar más sobre las formas químicas de los metales pesados en los suelos chilenos. Se requiere de mayor información química sobre las formas de metales pesados y trazas dominantes según el tipo y uso del suelo para determinar factibilidad de usar en la agricultura agua de relaves minerales, composts de lodos de plantas de tratamiento de aguas servidas, guanos animales y otros residuos orgánicos.

Cuadro 7. Extracción secuencial de Cu y Cd, antes y después de su adición en el suelo Encinas, regado con agua del Zanjón de la Aguada (R.H.)

Extractante	Forma	Profundidad suelo (cm)			
		0-20	40-60	0-20	40-60
		A) Cu agregado (pmol kg ⁻¹)			
		0	0	3450	3450
		----- pmol kg ⁻¹ -----			
Agua	Soluble	8	0	0	0
NaOAc	Intercamb.	41	71	135	195
Oxal. Ác. Oxál.	Asoc. óxidos	3020	2280	5820	5080
DTPA	Frac. quelada	362	324	239	80
H ² O ² -NaOAc	LMOI	72	50	14	63
	Residual	2597	5495	3342	6252
		B) Cd agregado (pmol kg ⁻¹)			
		0	0	500	500
		----- pmol kg ⁻¹ -----			
Agua	Soluble	0	0	0	3
NaOAc	Intercamb.	14	14	120	178
Oxal.-Ác. Oxál.	Asoc. óxidos	0	0	87	62
DTPA	Frac. quelada	5	5	36	32
H ² O ² -NaOAc	LMOI	20	35	251	228
	Residual	54	70	99	121

BIBLIOGRAFÍA

- ADRIANO, D. (ed.). 1992. Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers. Boca Raton. 513 pp.
- AHUMADA, A.I. 1990. Retención y distribución de cobre y cadmio en suelos. Efecto del potencial redox y de la presencia de fósforo. Tesis Mg. Sc., Santiago, Chile, Universidad de Chile, Fac. de Cs. Quím. y Farm. 161p.
- BOLT, G.H. and BRUGGENWERT, M.G.M. 1976. Soil chemistry A. Basic elements. Elsevier Scientific Pub. Co., N.Y., USA. 281 p.
- DAVIES, B.E (Ed.). 1981. Applied soil trace elements. Wiley & Sons, New York. 482 pp.
- FERGUSON, J.E. 1990. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, N. Y., USA. 614 p.
- HENRY, C.L. and HARRISON, R.B. 1992. Fate of trace metals in sewage sludge compost. Chapter 7, pp 195-216. *In* Adriano, Domy C. (Ed.). 1992. Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers, USA. 513 p.
- KHALID, R.A., GAMBRELL, R.P., and PATRICK, JR., W.H. 1981. Chemical availability of cadmium in Mississippi river sediment. *J. Environ. Qual.* 10:523-528.
- PAGE, A. L., CHANG, A. C. and ADRIANO, D.C. 1989. Land application of municipal sewage sludge: Guidelines-trace elements. *In* Proceedings, 2nd International Symposium on Land Application of Sewage Sludge, Nichiei Printing Industry Co., Ltd, Tokyo, Japan. pp. 175-204.
- RISSER, J.A. and BAKER, D.E. 1990. Testing soils for toxic metals. Chapter 11, pp 275-298. *In* Westerman, R. L. (ed.). 1990. Soil testing and plant analysis. 3rd edition. SSSA Book Series:3, Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA. 784 p.
- SCHALSCHA, E. 1989. Heavy metal movement in irrigated soil. Chapter 19, pp. 543-556. *In* Cheremisinoff, Paul N. (Ed.). Encyclopedia environmental control technology. Vol. 3. Gulf Pub. Company, Houston, Texas, USA.
- SCHIRADO, T.; VERGARA, I; SCHALSCHA, E. and PRATT, P.F. 1986. Evidence for movement of heavy metals in a soil irrigated with untreated wastewater. *J. Environ. Qual.* 15:9-12.
- STOVER, R.C.; SOMMERS, L.E. and SILVIERA, D.J. 1976. Evaluation of metals in wastewater sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.* 48:2165-2175.
- VERGARA, I. and SCHALSCHA E. 1992. Cadmium-copper competitive sorption in soils. *Agrochimica XXXVI*:87-92.