

MICROORGANISMOS Y METALES PESADOS: UNA INTERACCIÓN EN BENEFICIO DEL MEDIO AMBIENTE

Diana L. Vullo

Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA)

Recibido:

Recibido en: 30/10/2003

| Aceptado:

Aceptado en: 12/11/2003

Contacto: Diana L. Vullo - no_disponible

La acumulación de desechos, sobre todo en áreas urbanas, genera la dispersión de gran diversidad de compuestos en suelos, aguas superficiales y aire, con la consecuente filtración de los mismos hacia las aguas subterráneas: los acuíferos que constituyen la reserva de agua potable.

¿Cómo solucionamos el problema generado por la dispersión de contaminantes en el medio ambiente? La respuesta es lo que llamamos remediación. Para definir este término podemos decir que es el uso intencional de procesos de degradación químicos o biológicos para eliminar sustancias contaminantes ambientales que han sido vertidos con conocimiento o accidentalmente en el medio ambiente. Los procesos de remediación pueden efectuarse in situ, o sea en el mismo lugar donde ha ocurrido el derrame, o bien ex situ, separando la porción contaminada y trasladándola a un reactor. Tal es el caso de efluentes industriales o domiciliarios que se tratan previamente al vertido al medio ambiente.

Cuando escuchamos la radio, usamos una linterna, arrancamos el motor de nuestro automóvil, nunca pensamos que todos estos elementos contienen metales pesados. ¿Somos conscientes del destino que corren cuando se descartan? ¿Sabemos qué ocurre cuando tiramos apenas una pila a la basura? ¿Cuál es el destino de los metales pesados durante la fabricación de pilas y baterías y en otros procesos industriales?

Las actividades industriales generan una contaminación a gran escala con metales pesados (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg, Co, Ag, Au) y radionuclidos (U, Th) en el medio ambiente. En el caso particular de los suelos, suelen afectar la fertilidad y/o el uso posterior de los mismos, mientras que en el caso de los acuíferos y aguas superficiales, pueden comprometer seriamente el uso de este recurso como fuente de agua para el consumo humano. La remediación de estos ambientes contaminados mediante la utilización de métodos químicos involucra procesos de costos excesivamente altos debido a la especificidad requerida. Además, este tipo de solución no es aplicable en procesos de remediación in situ, ya que es imposible tratar un metal determinado debido a la competencia existente por la presencia de otros. La aplicación de métodos de remediación efectivos depende del conocimiento de los factores hidrológicos y geológicos del sitio, la solubilidad y especiación de los metales pesados, los procesos de atenuación e inmovilización y la medida en que los metales puedan dispersarse tanto horizontal como verticalmente a medida que migran por el suelo. Por otra parte, la utilización de métodos biológicos para remediar un ambiente contaminado (biorremediación) ofrece una alta especificidad en la remoción del metal de interés con flexibilidad operacional, tanto en sistemas in situ como ex situ.

IMPACTO AMBIENTAL

El impacto ambiental de los contaminantes metálicos en suelos y sedimentos es estrictamente dependiente de la capacidad de complejamiento de éstos con componentes del medio ambiente y su respuesta a las condiciones fisicoquímicas y biológicas de su entorno. Los metales son especies químicas no degradables. Por tal motivo, una vez volcados al medio ambiente, sólo pueden distribuirse entre los entornos aire - agua - suelo, a veces cambiando su estado de oxidación, o incorporarse a los seres vivos. Los procesos de adsorción y la formación de complejos en medios naturales son responsables de que la mayor parte de los vestigios de metales pesados se acumulen en los sólidos en suspensión, incorporándose rápidamente a los sedimentos, donde se presentan los mayores niveles de concentración de estos contaminantes. Como resultado de estas interacciones, los sedimentos juegan un papel muy importante en la regulación de la calidad del agua. Por su parte, las aguas intersticiales, en contacto directo con los sedimentos, actúan como fuente o sumidero de estos contaminantes y en ellas se observan concentraciones intermedias entre las aguas superficiales y los sedimentos (5, 11, 14, 16)

BIODISPONIBILIDAD

La toxicidad de los metales pesados es muy alta. Su acción directa sobre los seres vivos ocurre a través del bloqueo de las actividades biológicas, es decir, la inactivación enzimática por la formación de enlaces entre el metal y los grupos -SH (sulfhidrilos) de las proteínas, causando daños irreversibles en los diferentes organismos. Para que los metales pesados puedan ejercer su toxicidad sobre un ser vivo, éstos deben encontrarse disponibles para ser captados por éste, es decir que el metal debe estar biodisponible. El concepto de biodisponibilidad se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones físicoquímicas del ambiente, que determinan la especiación y por lo tanto la concentración de metal libre y lábil. Por ello es fundamental al determinar el grado de contaminación por metales pesados de un ambiente, conocer su biodisponibilidad, es decir, la concentración de metal libre y lábil presente en la muestra (3, 15, 17, 22, 24).

Los métodos electroquímicos permiten determinar la especiación de un metal y analizar la disponibilidad del mismo en diferentes ambientes. En particular la aplicación de las técnicas de Voltamperometría de Preconcentración (4, 8, 9) que permiten evaluar la existencia de complejos entre el metal y ligandos presentes en el medio ambiente natural y la labilidad de los mismos. Por medio de las curvas de intensidad de corriente registrada en una muestra en función del potencial aplicado a la misma, se evidencia la presencia de metales a través de la aparición de picos, cuyas áreas y alturas son proporcionales a las concentraciones de los mismos en estado libre en esas condiciones de lectura. Las Figuras 1.A., 1.B y 1.C (6) muestran una serie de voltamperogramas realizados en nuestro laboratorio de Electroquímica, para muestras naturales de aguas subterráneas (Figura 1.A), intersticiales (Figura 1.B) y superficiales (Figura 1.C), con y sin tratamiento de destrucción fotoquímica de materia orgánica de manera de eliminar todo ligando presente, en las cuales se evaluó la presencia de Cu, Cd, Pb y Zn.

Figura 1a

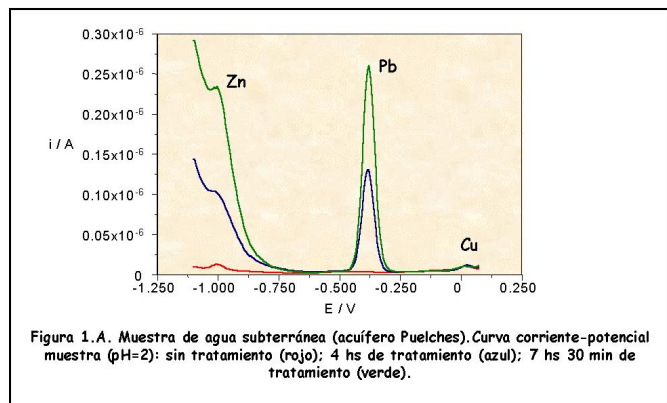


Figura 1b

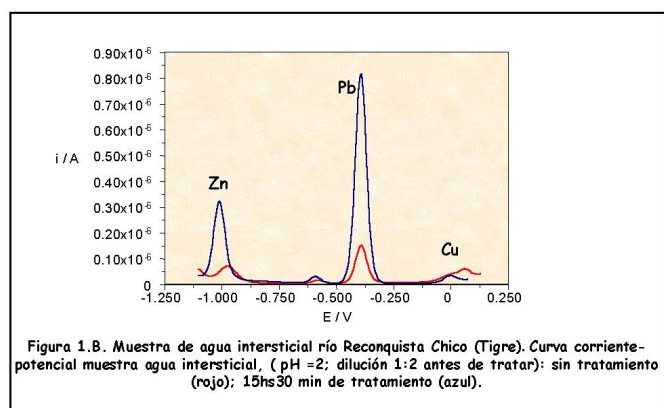
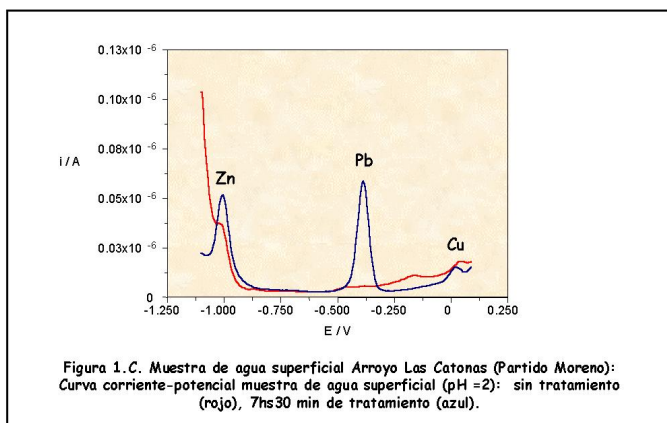


Figura 1c



Se ve claramente como cambia el perfil de las muestras antes y después de la destrucción de ligandos de origen orgánico, como consecuencia de la liberación de metales de sus complejos estables. Es decir que en toda muestra natural la concentración de metal total se halla alejada de la disponible y ese alejamiento se debe al complejamiento existente con los componentes naturales de la muestra.

TRANSFORMACIONES MEDIADAS POR MICROORGANISMOS

Todas las interacciones entre los microorganismos y los metales u otros elementos como carbono, nitrógeno, azufre y fósforo son componentes fundamentales de los ciclos biogeoquímicos. Las interacciones metal-microbiota son estudiadas entonces en profundidad en el contexto de la biotecnología ambiental, con el objeto de implementar métodos de remoción, recuperación o detoxificación de metales pesados y radionúclidos (10, 20, 21, 30) .

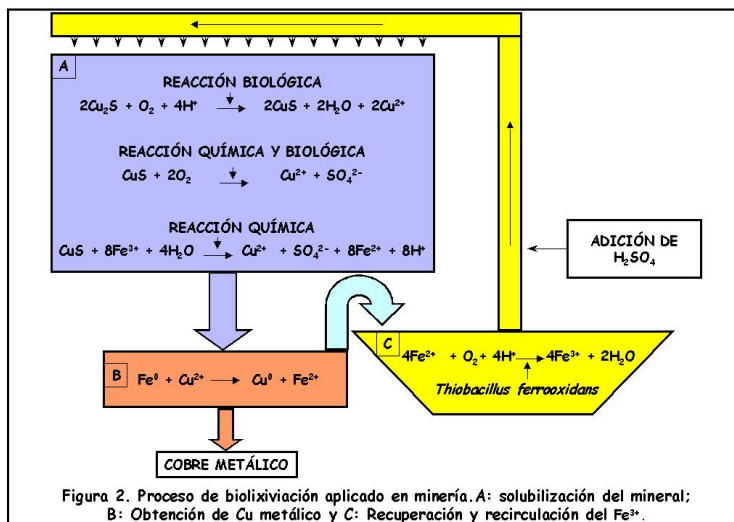
Dependiendo del estado de oxidación que se presente un metal y la especie que esté conformando, un microorganismo puede realizar dos transformaciones posibles. Una correspondería a la movilización del metal, es decir el pasaje de un estado insoluble inicial (metales asociados a suelos, sulfuros u óxidos metálicos, por ejemplo) correspondiente a una fase sólida, a un estado soluble final, en fase acuosa. Este proceso se conoce con el nombre de lixiviación microbiana. El otro corresponde a la inmovilización del metal, es decir el pasaje de un estado soluble inicial en fase acuosa a uno insoluble final en fase sólida. A su vez existen en la naturaleza diferentes mecanismos por los cuales la inmovilización del metal puede llegar a ocurrir. Veamos entonces un poco más en detalle estas interacciones metales pesados-microorganismos.

MOVILIZACIÓN DE LOS METALES PESADOS

Biolixiviación

Este mecanismo de solubilización es utilizado en la industria minera. Por intermedio de la acción microbiana, los metales presentes en los minerales resultan extraídos en fase acuosa. Tal es el caso de la obtención de Cu por la oxidación de las menas de Cu_2S (calcocita) a CuSO_4 por intermedio de la acción de las bacterias *Thiobacillus ferrooxidans* y *Thiobacillus thiooxidans* [Figura 2, (23)].

Figura 2



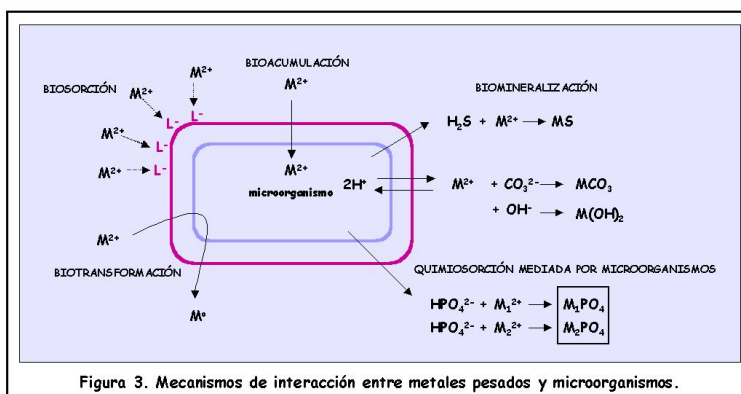
Desde el punto de vista de la biorremediación, el biolixiviado puede utilizarse dentro de la perspectiva de la hidrometalurgia, recuperando metales a partir de materiales sólidos contaminados como suelos, cenizas resultantes de quema de desechos, sedimentos acuáticos, etc. Este proceso se ha aplicado con éxito utilizando bacterias oxidadoras del hierro o sulfuros, como *Thiobacillus ferrooxidans* o *Thiobacillus thiooxidans*, respectivamente, en la recuperación de Cu, Ni, Zn y Cd, tanto en condiciones aerobias como anaerobias, ya que estos microorganismos pueden utilizar el catión Fe^{3+} como último aceptor de electrones en lugar del O_2 (2). Las bacterias del género *Thiobacillus* son microorganismos acidófilos, es decir, requieren un $\text{pH} = 2,5$ para crecer en condiciones óptimas, lo cual resulta adecuado para mantener a los metales en solución, sobre

todo al Fe^{3+} . Con valores de pH mayores a 5,5, estos microorganismos no se desarrollan, por lo tanto la lixiviación no sería efectiva. Pero como era de esperar, existen otros microorganismos en la naturaleza capaces de lograr una solubilización efectiva de metales tales como Mn, Fe, Zn, Cd y Pb a pH mayores a través un mecanismo diferente. Se ha comprobado que este mecanismo ocurre a través de la liberación de compuestos orgánicos capaces de complejar y así solubilizar metales, tales como ácidos carboxílicos o los compuestos llamados sideróforos (10, 20, 21). Algunos hongos como *Trichoderma harzianum* pueden solubilizar MnO_2 , Fe_2O_3 y Zn metálico mediante la liberación de agentes quelantes. *Ralstonia eutropha* (*Alcaligenes eutrophus*) es una bacteria capaz de acumular metales pesados, previa solubilización de los mismos mediante la liberación de sideróforos. Los sideróforos son péptidos con capacidad complejante que son liberados al medio con el objeto de captar Fe, que es utilizado como oligoelemento dentro del metabolismo celular. La biosíntesis de sideróforos, si bien se induce en ausencia de Fe en el medio, también ocurre en presencia de otros metales, con el fin de detoxificar el entorno celular (7, 12, 31). Otro caso interesante resulta la utilización de una combinación de la solubilización microbiana del Pb de la piromorfita, $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$, mediada por el hongo *Aspergillus niger* con la acumulación del metal disuelto por parte de plantas que crecen en suelos contaminados con dicho mineral (10). Este último fenómeno es conocido por fitorremediación, donde la retención del metal es mediada por la acumulación en vegetales.

INMOVILIZACIÓN DE METALES PESADOS

Dentro de la amplia diversidad microbiana, existen microorganismos resistentes y microorganismos tolerantes a metales. Los resistentes se caracterizan por poseer mecanismos de detoxificación codificados genéticamente, inducidos por la presencia del metal (27). En cambio, los tolerantes son indiferentes a la presencia o ausencia de metal. Tanto los microorganismos resistentes como tolerantes son de particular interés como captadores de metales en sitios contaminados, debido a que ambos pueden extraer los contaminantes. La resistencia o tolerancia experimentada por microorganismos es posible gracias a la acción de diferentes mecanismos [Figura 3, (21)]. Estos fenómenos son: biosorción, bioacumulación, biomineralización, biotransformación y quimiosorción mediada por microorganismos.

Figura 3



Biosorción

La biosorción es un fenómeno ampliamente estudiado en la biorremediación de diversos metales pesados como el cadmio, cromo, plomo, níquel, zinc y cobre (13, 19, 28, 29). Los microorganismos utilizados como

biosorbentes, aislados a partir de ecosistemas contaminados, retienen los metales pesados a intervalos de tiempo relativamente cortos al entrar en contacto con soluciones de dichos metales. Esto minimiza los costos en un proceso de remediación, ya que no requiere el agregado de nutrientes al sistema, al no requerir un metabolismo microbiano activo. La biomasa capaz de participar en estos procesos es fácilmente extraíble de sistemas acuosos como cursos de aguas o efluentes de diversos orígenes, por lo que el proceso global de biorremediación sería rentable. Es por ello que la búsqueda de este tipo de microorganismos se encuentra en crecimiento constante, junto con el estudio de sistemas biosorbentes como por ejemplo la utilización de consorcios microbianos, o sistemas mixtos formados por microorganismos y macromoléculas (polímeros) sorbentes, que incrementarían los rendimientos en la captación de mezclas de metales pesados (1, 18, 25, 33, 34).

Los fenómenos de biosorción se caracterizan por la retención del metal mediante una interacción físicoquímica del metal con ligandos pertenecientes a la superficie celular. Esta interacción se produce con grupos funcionales expuestos hacia el exterior celular pertenecientes a partes de moléculas componentes de las paredes celulares, como por ejemplo carboxilo, amino, hidroxilo, fosfato y sulfhidrilo. Es un mecanismo de cinética rápida que no presenta una alta dependencia con la temperatura y en muchos casos puede estudiarse en detalle mediante la construcción de los modelos de isothermas de Langmuir y Freundlich.

Bioacumulación

Este mecanismo celular involucra un sistema de transporte de membrana que internaliza al metal pesado presente en el entorno celular con gasto de energía. Este consumo energético se genera a través del sistema H^+ -ATPasa. Una vez incorporado el metal pesado al citoplasma, éste es secuestrado por la presencia de proteínas ricas en grupos sulfhidrilos llamadas metalotioneínas o también puede ser compartimentalizado dentro de una vacuola, como ocurre en hongos.

Algunos ejemplos de este proceso son muy interesantes, como el caso de acumulación de uranio por la bacteria *Pseudomonas aeruginosa*, el cual fue detectado íntegramente en el citoplasma, al igual que en la levadura *Saccaromyces cerevisiae* (21).

Biomíneralización

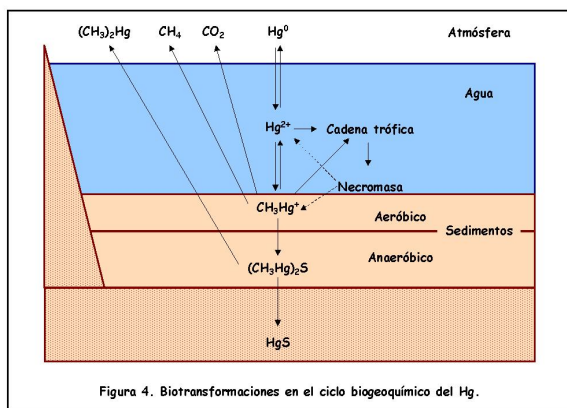
Los microorganismos son capaces de precipitar metales y radionuclidos como carbonatos e hidróxidos, mediante un mecanismo de resistencia codificado en plásmidos. Este mecanismo aparece por el funcionamiento de una bomba que expulsa el metal tóxico presente en el citoplasma hacia el exterior celular en contracorriente a un flujo de H^+ hacia el interior celular. Esto produce una alcalinización localizada sobre la superficie celular externa y por lo tanto la precipitación del metal pesado (Figura 3.).

Otra forma de precipitar los metales es a través de la formación de sulfuros o fosfatos, como resultado de alguna actividad enzimática celular. Un ejemplo de ello es la precipitación de sulfuros metálicos en reactores con cultivos mixtos de bacterias reductoras de sulfato (10, 21) o la acumulación de CdS en la pared celular de las bacterias *Klebsiella planticola* y *Pseudomonas aeruginosa* (26, 35).

Biotransformación

Este es un proceso que involucra un cambio químico sobre el metal pesado, como por ejemplo en el estado de oxidación o metilación. Esta transformación biológica de los metales pesados que resultan tóxicos mediada por enzimas microbianas puede dar como resultado compuestos poco solubles en agua o bien compuestos volátiles. El ejemplo más claro es el ciclo del Hg en la naturaleza, donde la bacteria *Pseudomonas aeruginosa* puede reducir el catión Hg^{2+} a Hg^0 , y otros organismos pueden luego metilarlo dando como producto el CH_3Hg^+ y $(CH_3)_2Hg$, que son volátiles y aún más tóxicos que el propio Hg (Figura 4.).

Figura 4



Las reducciones de V(V) a V(III), Au(III) a Au(0) y Cr(VI) a Cr(III), conducen a la precipitación del metal bajo condiciones fisiológicas. Entre estos últimos el Cr es el metal más ampliamente utilizado en la industria de aceros, automóviles, equipamiento de hospitales y curtiembres, entre otras. El Cr(VI) es un contaminante de prioridad 1 catalogado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA: www.epa.gov), ya que es estable en solución acuosa y por lo tanto de alta movilidad en diferentes ambientes, con un alto potencial mutagénico y carcinogénico. El pasaje a Cr(III) produce la inmovilización por precipitación de hidróxidos y la disminución en la mutagenicidad. La utilización de microorganismos resistentes a Cr con capacidad de bioconversión Cr(VI) en Cr(III) es de fundamental importancia en el tratamiento biológico de efluentes industriales (21, 28).

Quimiosorción mediada por microorganismos

Dentro de este término se pueden describir aquella clase de reacciones en donde los microorganismos biomineralizan un metal, formando un depósito primario. Este depósito primario funciona como núcleo de cristalización, con la subsecuente deposición del metal de interés, promoviendo y acelerando así el mecanismo de mineralización (Figura 3).

Un ejemplo de este proceso es el agregado de Fe en un efluente a tratar, en presencia de bacterias reductoras del sulfato. Estos microorganismos producen sulfuros que precipitan en forma de FeS, sobre la superficie celular. Los otros metales contaminantes utilizan el FeS formado como soporte y cristalizan sobre sus cristales. Luego, aprovechando las propiedades magnéticas del Fe, pueden separarse fácilmente de la fase soluble, decontaminando así el material (21).

Cualquiera de los mecanismos microbianos descriptos remueve los metales pesados de efluentes contaminados. Los microorganismos autóctonos que sobreviven en sitios contaminados han desarrollado mecanismos de resistencia y/o tolerancia que nos son útiles a la hora de la implementación de procesos de biorremediación. *Pseudomonas fluorescens* 200H, aislada en nuestro laboratorio a partir de aguas superficiales contaminadas del arroyo Las Catonas (Partido de Moreno, Buenos Aires) logra la separación de la fase acuosa del 65% de Cd y 32% de Zn presentes en el medio de cultivo (Figura 5.).

Figura 5

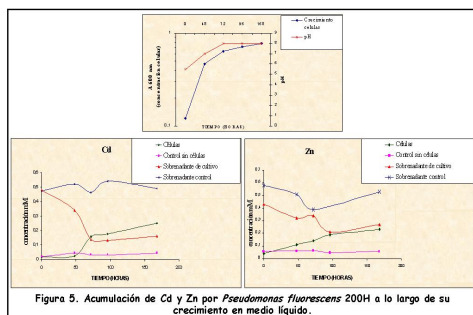


Figura 5. Acumulación de Cd y Zn por *Pseudomonas fluorescens* 200H a lo largo de su crecimiento en medio líquido.

Si bien la mayor parte de Cd y Zn aparece retenida en las fracciones correspondientes a pared celular, experimentos posteriores nos revelaron que el porcentaje de metal biosorbido es muy bajo, alrededor del 7%. Evidentemente existe la posibilidad de que ocurra una biomineralización del metal, la cual requiere un metabolismo celular activo, que tendremos que estudiar más a fondo. Éste es sólo un ejemplo. A diario realizamos nuevos aislamientos, con el objeto de reunir la mayor cantidad de microorganismos que en cultivos puros o mixtos logren una separación eficiente de los metales de nuestro estudio, Cu, Pb, Cd y Zn y con ellos diseñar sistemas de biorremediación ex situ de efluentes líquidos (32).

En conclusión, el rol de los microorganismos es fundamental en los ciclos biogeoquímicos de los metales y su utilización en los procesos de biorremediación de desechos sólidos y líquidos es esencial para el cuidado del medio ambiente.

* la autora es Jefe de Trabajos Prácticos del Área Microbiología, Departamento de Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA) y Profesora Adjunta del Área Química del Instituto de Ciencias de la Universidad Nacional de General Sarmiento (J.M. Gutiérrez 1150, B1613GSX, Los Polvorines, Provincia de Buenos Aires), integrante del proyecto de investigación en Química Ambiental: "Influencia de la capacidad complejante del medio en la remediación de aguas contaminadas con metales pesados mediante el empleo de microorganismos autóctonos". E-mail: dvullo@qb.fcen.uba.ar dvullo@ungs.edu.ar

Agradecimientos

Quisiera agradecer a mis compañeras de trabajo Lic. Helena Ceretti y Dra. Silvana Ramírez por su ayuda en la confección de este artículo.

Referencias

1. Bréant, D., Jézéquel, K., y Lebeau, T, 2002. Optimisation of the cell release from immobilised cells of *Bacillus simplex* cultivated in culture media enriched with Cd²⁺: influence of Cd²⁺, inoculum size, culture medium and alginate beads characteristics. *Biotechnology Letters* 24: 1237-1241.
2. Brombacher, C., Bachofen, R., Brandl, H., 1998. Development of a Laboratory-Scale Leaching Plant for Metal Extraction from Fly Ash by *Thiobacillus* Strains. *Applied and Environmental Microbiology* 64(4): 1237-1241.

3. Brown, G.E. (Jr.), Foster, A.L. and Ostergren, J.D., 1999. Mineral surfaces and Bioavailability of Heavy Metals: A Molecular-scale Perspective. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96: 3388-3395.
4. Bruland, K.W., Rue, E.L., Donat, J., Skrabal, S.A., Moffet, J.W., 2000. Intercomparison of voltammetric techniques to determine the chemical speciation of dissolved copper in a coastal seawater sample. *Analytica Chimica Acta* 405: 99-113.
5. Buffle, J., Scott Altmann, R. Interpretation of Metal Complexation by heterogeneous Complexants in Aquatic Surface Chemistry: Chemical Processes at the Particle - Water Interface, 1987. Editado por W. Stumm. John Wiley & Sons.
6. Ceretti, H., Hughes, E., Ramírez, S., Vullo, D., Zalts, A. 2003. Sistema de irradiación uv de bajo costo para la fotodescomposición de materia orgánica en muestras de agua. VI Reunión Anual de SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Latinoamérica, 20 al 23 octubre, Buenos Aires, Argentina.
7. Clarke, S.E., Stuart, J., Sanders-Loehr, J., 1987. Induction of Siderophore Activity in *Anabaena* spp. and its Moderation of Copper Toxicity, *Applied and Environmental Microbiology* 53(5): 917-922.
8. Donat, J., 1994. Speciation of dissolved copper and nickel in South San Francisco Bay: a multi method approach. *Analytica Chimica Acta* 284:547-571.
9. Donat, J., Dryden, C., 2001. Transition metals and heavy metal speciation. *Encyclopedia of Ocean Sciences*, Academic Press.
10. Gadd, G.M., 2000. Bioremediation potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Current Opinion in Biotechnology* 11: 271-279.
11. Hursthouse, A.S., 2001. The Relevance of Speciation in the Remediation of Soils and Sediments Contaminated by Metallic Elements-An Overview and Examples from Central Scotland, UK. *Journal of Environmental Monitoring* 3(1): 49-60.
12. Inoue, H., Takimura, O., Fuse, H., Murakami, K., Kamimura, K., Yamaoka, Y., 2000. Degradation of Triphenyltin by a Fluorescent Pseudomonad. *Applied and Environmental Microbiology* 66(8): 3492-3498.
13. Jianlong, W., Xinmin, Z., Decai, D., Ding, Z., 2001. Bioadsorption of lead (II) from aqueous solution by fungal biomass of *Aspergillus niger*. *Journal of Biotechnology* 87:273-277.
14. Kalbitz, K. and Wennrich, R., 1998. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *The Science of the Total Environment* 209 : 27-39.
15. Kim, S., Ma, H., Allen, H. and Cha, D., 2002. Influence of dissolved organic matter on the toxicity of copper to *Ceriodaphnia dubia*: effect of complexation kinetics. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21 : 275-280.
16. Kretzschmar, H. and Sticher, H., 1997. Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil: influence of Ca^{2+} and trace metals. *Environmental Science and Technology* 31: 3497-3504.
17. Krishnamurti, G.S.R. y Naidu, R., 2000. Speciation and phytoavailability of cadmium in selected surface soils of South Australia. *Australian Journal of Soil Research* 38(5), 991-1004.

18. Lebeau, T., Bagot, D., Jézéquel, K. y Fabre, B., 2002. Cadmium biosorption by free and immobilised microorganisms cultivated in a liquid soil extract medium: effects of Cd, pH and techniques of culture. *The Science of the Total Environment* 291: 73-83.
19. Liu, Y., Xu, H., Yang, S., Tay, J., 2003. A general model for biosorption of Cd, Cu, and Zn by aerobic granules. *Journal of Biotechnology* 102:233-239.
20. Lloyd, J.R. and Lovley, D.R., 2001. Microbial detoxification of metals and radionuclides, *Current Opinion in Biotechnology* 12: 248-253.
21. Lovley, D.R., (ed.). *Environmental Microbe-Metal Interactions*, 2000, American Society for Microbiology, Washington D.C.
22. Lussier, S., Boothmen, W.S., Poucher, S., Champlin, D. and Helmstetten, A., 1999. Comparison of Dissolved and Total Metals Concentrations from Acute Tests with Saltwater Organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18 : 889-898.
23. Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J. *Microbial Ecology en Brock, Biology of Microorganisms*, Ninth Edition, 2000, Prentice Hall, N.J., págs: 642-719.
24. Manson, R. and Lawrence, A., 1999. Concentration, Distribution, and Bioavailability of Mercury and Methylmercury in Sediments of Baltimore Harbor and Chesapeake Bay, Maryland, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18 : 2438-2447.
25. McEldowney, S., 2000. The Impact of surface attachment on cadmium accumulation by *Pseudomonas fluorescens* H2. *FEMS Microbiology Ecology* 33:121-128.
26. Sharma, P.K., Balkwill, D.L., Frenkel, A. and Vairavamurthy, M.A., 2000. A new *Klebsiella planticola* Strain (Cd-1) Grows Anaerobically at High Cadmium Concentrations and Precipitates Cadmium Sulfide. *Applied and Environmental Microbiology* 66(7): 3083-3087.
27. Silver, S. And Misra, T., 1988. Plasmid-mediated Heavy Metal Resistances. *Annual Reviews on Microbiology* 42: 717-43.
28. Srinath, T., Verma, T., Ramteke, P.W., Garg, S.K., 2002. Chromium (VI) biosorption and bioaccumulation by chromate resistant bacteria. *Chemosphere* 48: 427-435.
29. Tangaromsuk, J., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M., Upatham, E.S., 2002. Cadmium biosorption by *Sphingomonas paucimobilis* biomass. *Bioresource Technology* 85: 103-105.
30. Valls, M., de Lorenzo, V., 2002. Exploiting the genetic and the biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. *FEMS Microbiology Reviews* 26:327-338.
31. Visca, P., Colotti, G., Serino, L., Verzili, D., Orsi, N., Chiancone, E., 1992. Metal Regulation of Siderophore Synthesis in *Pseudomonas aeruginosa* and Functional Effects of Siderophore-Metal Complexes. *Applied and Environmental Microbiology* 58(9): 2886-2893.

32. Vullo, D., Ceretti, H., Hughes, E., Ramírez, S., Zalts, A., 2003. Indigenous Heavy Metal Multiresistant Microbiota of Las Catonas Stream. Environmental Monitoring and Assessment (enviado para su publicación).
33. Vullo, D., Ceretti, H., Ramírez, S., Zalts, A., 2003. Retención de metales en gel de alginato de calcio. VI Reunión Anual de SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Latinoamérica, 20 al 23 octubre, Buenos Aires, Argentina.
34. Yakup Arica, M., Kacar, Y., Genc, O., 2001. Entrapment of white-rot fungus *Trametes versicolor* in Ca-Alginate beads: preparation and biosorption kinetic analysis for cadmium removal from aqueous solution. Bioresource Technology 80:121-129.
35. Wang, C.L., Michels, P.C., Dawson, S.C., Kitisakkul, S., Baross, J.A., Keasling, J.D. and Clark, D.S., 1997. Cadmium Removal by a new strain of *Pseudomonas aeruginosa* in Aerobic Culture. Applied and Environmental Microbiology 63(10): 4075-4078.

Química Viva

ISSN 1666-7948

www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar

Revista Química Viva

Volumen 2, Número 3, Diciembre de 2003

ID artículo: F1021

DOI: no disponible

[Versión online](#)