

Fotodegradació de metilmercuri en llacs i aiguamolls

Photodegradation of methylmercury in lakes and wetlands

Cristal Fernández-Gómez, Josep M. Bayona i Sergi Díez

Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua (IDÆA-CSIC). Departament de Química Ambiental

Resum: El metilmercuri (MeHg) és un contaminant perillós, atesa la seva demostrada neurotoxicitat, i és actualment motiu d'una gran preocupació ambiental en sistemes aquàtics de tot el món. La degradació del MeHg en l'aigua és un procés crucial en el cicle biogeoquímic del mercuri, però avui dia no tots els mecanismes implicats es coneixen en profunditat. Encara que s'ha observat desmetilació microbiana tant en sediments com a la columna d'aigua, generalment es considera que la fotodegradació és la via d'eliminació de MeHg dominant en aigües continentals exposades a la llum solar. En el present article, repassarem les troballes més importants en aquest àmbit i discutirem els diferents factors que afecten la fotodegradació de MeHg en llacs i aiguamolls.

Paraules clau: Metilmercuri, fotodegradació, radiació solar, matèria orgànica dissolta, llacs, aiguamolls.

Abstract: Methylmercury (MeHg) is a hazardous pollutant due to its proved neurotoxicity, so it is a subject of increasing environmental concern in aquatic systems all around the world. MeHg degradation in water is a crucial process in the mercury biogeochemical cycle but not all the mechanisms involved are as yet fully known. Although microbial demethylation of MeHg was observed both in sediment and water column, photodegradation is commonly considered to be the main pathway of MeHg removal in continental waters exposed to sunlight. In this paper the most significant findings on this issue are reviewed and the different factors affecting MeHg photodecomposition in lakes and wetlands are discussed.

Keywords: Methylmercury, photodegradation, solar radiation, dissolved organic matter, lakes, wetlands.

Introducció

Entre les espècies de mercuri (Hg), el metilmercuri (MeHg) és la que suscita un major interès com a contaminant ambiental. La raó és que el MeHg és una potent neurotoxina que té la capacitat de travessar les membranes biològiques i, en conseqüència, de bioacumular-se i biomagnificar-se al llarg de les cadenes tròfiques aquàtiques, i d'acabar resultant una amenaça tant per a l'ésser humà com per a la flora i la fauna.¹⁻³ És per això que l'estudi de les vies d'eliminació de MeHg és crucial per controlar la seva presència en el medi aquàtic. El MeHg pot ser desmetilat tant per microorganismes a la columna d'aigua^{4,5} com per fotodegradació en aigües superficials.⁶ No obstant això, s'ha provat que aquest últim representa el principal mecanisme d'eliminació de MeHg en llacs oligotròfics.⁷⁻⁹ Les radiacions visible i ultraviolada (UV) presenten la capacitat de descompondre MeHg fonamentalment per fotòlisi indirecta involucrant espècies reactives d'oxigen (ROS) (per exemple, $\cdot\text{OH}$, $^1\text{O}_2$)¹⁰⁻¹³ formades per la llum solar, incidint en l'aigua i la seva matèria

orgànica dissolta. En aquest article, es donarà una visió general del procés de fotodegradació de MeHg i la metodologia emprada en els estudis que s'han realitzat sobre aquest tema. També es farà un resum dels resultats més destacats amb referència a la fotodegradació de MeHg en llacs i aiguamolls, abordant els principals factors que afecten aquest mecanisme.

Procediment experimental i anàlisi de MeHg

Per tal d'estudiar la fotodegradació de MeHg en l'aigua, habitualment se segueix un procediment general que consisteix a introduir l'aigua de l'estudi en ampolles de Tefló-FEP (propilè-etilè fluorat) (transparents òpticament per llum amb una longitud d'ona d'entre 280 i 800 nm)¹⁴ i fortificar-la amb MeHg (com CH_3HgCl) fins a una concentració similar o superior a la que es troba en l'aigua natural. A més, s'inclouen controls a la foscor preparats embolicant amb paper d'alumini les ampolles que contenen la mostra. Totes les mostres s'incuben sota condicions *in situ* de llum i temperatura. La intensitat de la radiació es mesura rutinàriament i el contingut de MeHg en les mostres incubades es determina després de diferents temps. Normalment, es preparen dues o tres rèpliques per a cada tractament experimental i cada temps d'exposició.

Correspondència: Sergi Díez

Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua (IDÆA-CSIC)

Departament de Química Ambiental

C. de Jordi Girona, 18-26. 08034 Barcelona

Tel.: +34 934 006 100. Fax: +34 932 045 904

A/e: sergi.diez@idaea.csic.es

El MeHg s'analitza mitjançant derivatització (etilació o fenilació), preconcentració per purga i trampa (utilitzant columnes de Tenax o Carbotrap) acoblada a la cromatografia de gasos (GC) amb detecció per espectrometria de fluorescència atòmica amb vapor fred (CV-AFS)^{15, 16} o espectrometria de masses amb plasma acoblat inductivament (ICP-MS),¹⁷⁻¹⁹ quan es fortifica la mostra amb un isòtop estable de MeHg.

Mecanismes de descomposició del MeHg

Es considera que els bacteris sulfatredactors^{20, 21} i possiblement els ferroredactors^{22, 23} són els responsables de la major part de la formació de MeHg en condicions subòxiques. Tanmateix, la principal via de desmetilació de MeHg no és del tot coneguda, ja que varia substancialment amb el marc ambiental. Per exemple, la descomposició microbiana de MeHg pot succeir per la via oxidativa o reductiva i és molt important en àrees contaminades amb Hg.^{5, 24, 25} D'altra banda, la fotodegradació de MeHg^{6, 26} és el procés abiòtic conegut més important capaç de desmetilar MeHg i podria ser el mecanisme dominant de degradació o evasió de MeHg en sistemes aquàtics.^{6, 7, 9, 27} Diversos estudis han reportat una evidència tant de producció²⁸⁻³⁰ com de descomposició fotoquímica de MeHg i han suggerit que aquesta última pot ocórrer via processos fotoquímics directes o indirectes. La fotòlisi directa va ser observada per Inoko²⁶ en una solució aquosa de MeHgCl i a la longitud d'ona d'absorció del mercuri (253,7 nm). Malgrat això, cal remarcar que en aigües naturals, i tenint en compte l'espectre de llum solar (> 290 nm), predomina la fotòlisi indirecta, la qual és mediada per ROS, com ara els radicals hidroxil ($\cdot\text{OH}$)^{10, 11} o l'oxigen singlet ($^1\text{O}_2$).^{12, 13} Tots aquests estudis il·lustren que existeixen diversos factors ambientals en competència que influeixen en la taxa de fotodegradació de MeHg en aigües superficials. Entre aquests factors, es troben la concentració de MeHg, la intensitat i longitud d'ona de la radiació solar i el tipus i la concentració de la matèria orgànica dissolta, factors que seran discutits en aquest article.

Efecte de la concentració de MeHg

La relació entre la taxa de fotodegradació de MeHg en aigua superficial i la concentració inicial de la mateixa espècie és

lineal, tal com van demostrar Sellers i els seus col·laboradors⁶ i Hammerschmidt i Fitzgerald⁷ en els experiments desenvolupats a l'Àrea de Llacs Experimentals (ELA, Ontàrio) i al llac àrtic Toolik (Alaska) (figura 1), respectivament. En tots dos estudis es van obtenir taxes de fotodegradació més altes a mesura que augmentava la concentració inicial de MeHg.

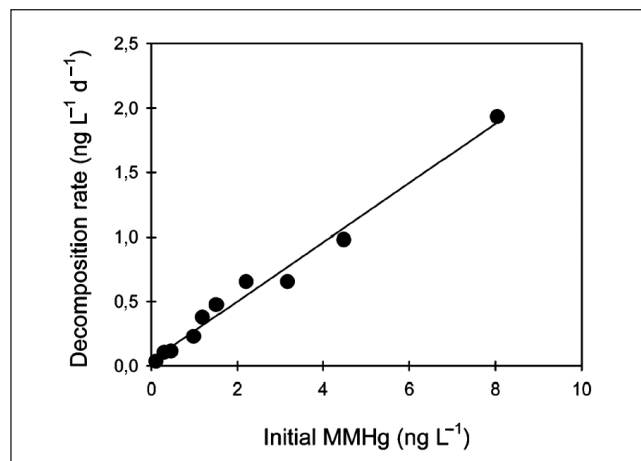


FIGURA 1. Relació entre la taxa de fotodegradació i la concentració inicial de MeHg afegida a les mostres experimentals d'aigua superficial del llac Toolik (Alaska). Les mostres van ser incubades a la superfície del llac sota condicions ambientals de llum (PAR diària mitjana, 62 E m⁻² d⁻¹) i temperatura (mitjana diària, 11 °C).
FONT: Hammerschmidt, C. R.; Fitzgerald, W. F. *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40(4), 1212-1216. © 2006 American Chemical Society.

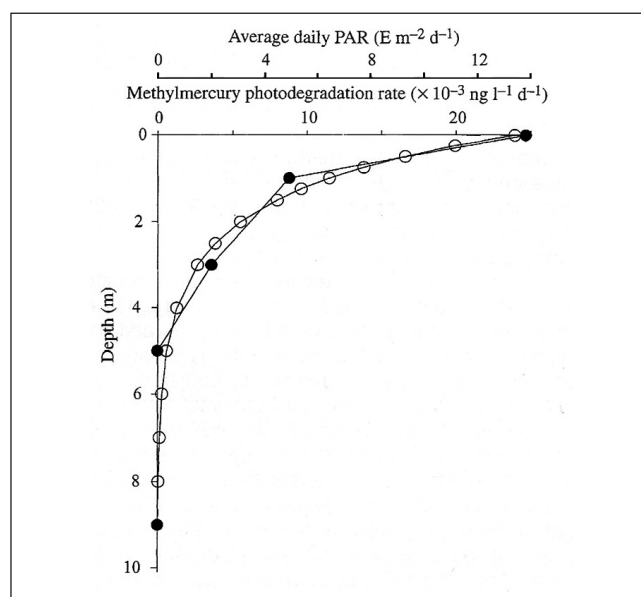


FIGURA 2. Perfils de profunditat de la taxa de fotodegradació de MeHg (cercles negres) i de PAR (cercles blancs) en el llac 240 (ELA, Ontàrio).
FONT: Sellers, P.; Kelly, C. A.; Rudd, J. W. M.; MacHutchon, A. R. *Nature* 1996, 380(6576), 694-697. © 1996 Macmillan Publishers Ltd.

Efecte de la intensitat de la radiació

En ambdós estudis es va observar que tant la radicació fotosintèticament activa (PAR) mitjana diària com la taxa de descomposició de MeHg disminueixen exponencialment en relació amb la profunditat de l'aigua, i que ambdós perfils presenten una gran similitud (figura 2).^{6,7} Tanmateix, la taxa de descomposició de MeHg es correlaciona positivament amb la intensitat de PAR. Al llac Toolik, aquesta correlació succeeix en totes les profunditats excepte a la superfície. Aquest fet suggereix que el MeHg podria degradar-se més ràpidament a la superfície en relació amb la intensitat de PAR, fet que es podria atribuir a la influència addicional de la llum ultraviolada (UV-A i UV-B, 280-400 nm). Aquesta llum s'atenua més ràpidament amb la profunditat que la PAR en aigües superficials lacustres.³¹

Efecte del tipus de radiació

Diversos estudis demostren que la radiació UV és la principal responsable de la fotodegradació de MeHg en aigües superficials. En aquests treballs es va observar que en mostres incubades en la foscor o exposades a llum visible no té lloc una degradació de MeHg significativa ($p > 0,1$), mentre que en aigües exposades a llum solar completa (UV-B+UV-A+visible) o a llum UV-A+visible^{8,32} s'observa una important degradació (figura 3). En l'experiment dut a terme a l'ELA, la constant de fotodegradació en les mostres exposades exclusivament a llum visible va ser entre set i dotze vegades menor que

en aquelles exposades a l'espectre solar complet i entre cinc i vuit vegades menor que en les exposades a UV-A i llum visible.⁸

Efecte de la filtració

En els seus estudis, Sellers i els seus col·laboradors van demostrar que, per tal de filtrar aigua de llac, la utilització de filtres de 0,45 μm de grandària de porus (els quals eliminen tots els organismes fotosintètics i la majoria dels bacteris) no té efecte sobre la taxa de fotodegradació. El fet que la reacció succeeixi en l'aigua filtrada suggereix que la desmetilació és fonamentalment abiòtica. L'esterilització tampoc no sembla inhibir la fotodegradació.⁶ Deu anys després, aquestes premisses van ser constatades en veure que l'eliminació de MeHg era molt similar entre aigües no filtrades i filtrades-esterilitzades (0,2 μm) en un llac àrtic⁷ i als Everglades (Florida) (figura 3),³² incubades sota condicions ambient de temperatura i llum.

Efecte de la matèria orgànica dissolta (DOM)

La matèria orgànica dissolta (DOM) podria ser un dels factors clau en el control de la degradació de MeHg en aigües amb nivells de DOM entre moderats i alts, atès que l'atenuació de la llum UV en aquest tipus d'aigües depèn d'aquesta concentració. A més, cal destacar que la DOM podria influir en la degradació de MeHg a través d'altres processos. Per exemple, estudis de laboratori han mostrat que algunes ROS, especial-

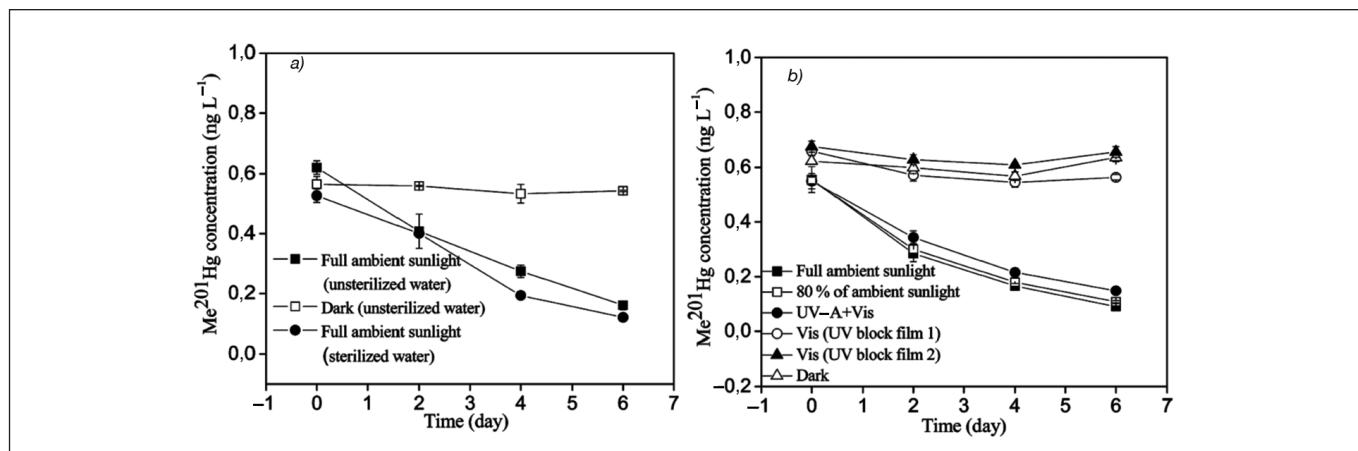


FIGURA 3. Degradació de MeHg en aigua als Everglades (Florida): a) experiment 1, b) experiment 2. L'experiment 1 es va dissenyar per avaluar l'efecte dels microorganismes i de la llum solar sobre la degradació de MeHg. L'experiment 2 es va dissenyar per avaluar l'efecte del tipus de radiació sobre la fotodegradació de MeHg. Les barres d'error representen la desviació estàndard de les anàlisis fetes per triplicat.

FONT: Li, Y.; Mao, Y.; Liu, G.; Tachiev, G.; Roelant, D.; Feng, X.; Cai, Y. *Environ. Sci. Technol.* 2010, 44(17), 6661-6666. © 2010 American Chemical Society.

ment radicals hidroxil ($\cdot\text{OH}$)¹⁰ i l'oxigen singlet ($^1\text{O}_2$),¹³ podrien tenir un paper crucial en la fotòlisi de MeHg. A més, la DOM, entre altres espècies (per exemple, nitrat, ferro i carbonat),³³⁻³⁶ és important en la regulació del cicle d'aquestes espècies en l'aigua. De fet, en un treball recent,³⁷ s'ha trobat que un augment de la concentració de DOM dóna lloc a una lleugera disminució en la taxa de fotodegradació, però en una magnitud menor a la prevista tenint en compte només l'absorció de la llum. Contràriament, un altre estudi³⁸ mostra que la variació en la concentració de DOM sí que influeix sobre la taxa de fotodegradació i, per tant, és la quantitat i no la qualitat (entesa com l'origen i les propietats característiques de la matèria orgànica) de DOM el factor més determinant en la descomposició del MeHg. D'altra banda, Zhang i Hsu-Kim¹³ van mostrar que el MeHg complexat per grups tiol reduïts en substàncies húmiques i petites molècules de tiol és degradat més fàcilment que quan està unit a lligands inorgànics com Cl^- . També les quinones es van proposar com a agents que faciliten la fotooxidació en el medi aquós, amb la consegüent producció del radical $\cdot\text{OH}$.³⁹

Paràmetres cinètics de la fotodegradació de MeHg

La constant de fotodegradació de MeHg (K_{pd}) s'obté de la sèrie temporal d'incubació ajustant les dades de concentració de MeHg sobre la base d'una cinètica química de primer ordre:

$$\ln(\text{MeHg})_t = \ln(\text{MeHg})_0 - kt$$

on $(\text{MeHg})_t$ i $(\text{MeHg})_0$ són les concentracions de MeHg a temps t i temps 0, respectivament, i k és la constant de velocitat de primer ordre. No obstant això, per a un procés fotoquímic, la densitat de flux de fotons incident prediu millor el progrés de la reacció que no pas el temps de reacció en si mateix. Per tant, si es representa $\ln(\text{MeHg})_t$ enfront de la PAR acumulada, la K_{pd} s'obté a partir del pendent de la gràfica d'aquesta cinètica de primer ordre:

$$\ln(\text{MeHg})_t = \ln(\text{MeHg})_0 - (K_{pd} \times \text{PAR}_{\text{acumulada}})$$

En general, totes les mesures de K_{pd} fetes en estudis de camp concorden, però han estat obtingudes utilitzant ampolles de Tefló-FEP.⁶⁻⁹ Cal dir que el Tefló-FEP no és completament transparent a la radiació UV i, per tant, els valors de K_{pd} obtin-

guts amb aquest tipus d'ampolles probablement estan subestimant els K_{pd} reals. Encara que existeix un estudi en el qual es va determinar que el 79 % de la llum visible, el 51 % de la UV-A i el 30 % de la UV-B són transmesos per l'ampolla de Tefló-FEP,⁸ els valors prèviament reportats de 99 %, 82 % i 66 % per a visible, UV-A i UV-B, respectivament,⁴⁰ són més àmpliament acceptats. Aquests valors van ser determinats mesurant la radiació solar en la superfície d'un llac amb un sensor de PAR situat dins d'una ampolla de Tefló-FEP i, per tant, reproduïxen més fidelment les condicions a les quals s'exposen les mostres. Aquests percentatges d'atenuació de la radiació per part del Tefló-FEP (o, fins i tot, per part de la NOM de l'aigua) haurien de mesurar-se i aplicar-se sempre per a la correcció de la K_{pd} . La K_{pd} mesurada en l'aigua del llac 979 (ELA)⁸ exposada a radiació solar completa va ser de $3,69 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ E}^{-1}$, la qual és molt similar al valor de $3,72 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ E}^{-1}$ corresponent a mostres incubades també sota radiació solar completa en l'aigua superficial d'un llac de la tundra d'Alaska.⁷ Aquesta similitud entre els valors de K_{pd} obtinguts en llacs de diferents regions i/o amb diferents característiques relatives a la química de l'aigua suggereix que les cinètiques de fotodegradació de MeHg no es veuen influïdes per les característiques del lloc de mostreig, deixant de banda la intensitat i/o el tipus de llum i la concentració de MeHg. Per tant, aquestes constants podrien ser universals per a l'aigua dolça, tal com ha estat suggerit.^{6,7} No obstant això, tal com s'ha indicat anteriorment, sembla que la fotodegradació de MeHg ocorre principalment via fotòlisi indirecta i, per tant, requereix de la presència d'espècies reactives generades per la DOM.¹⁰ Aquest podria ser el motiu pel qual el valor de la K_{pd} als Everglades,³² un aiguamoll subtropical amb un alt contingut en DOM, és de $13,67 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ E}^{-1}$, és a dir, un ordre de magnitud major que els descrits anteriorment.

Conclusions i implicacions ambientals

Els treballs revisats en aquest article posen de manifest la importància de la fotodegradació en el cicle biogeoquímic de MeHg en aigües lacustres. Un 80 % del MeHg mobilitzat del sediment a l'aigua del llac Toolik⁷ i aproximadament un 83 % del total de MeHg que entra (deposició directa, escorrentia i mobilització des del sediment) en un dels llacs de l'ELA (llac 240)⁶ són eliminats per fotodegradació. Malgrat això, en els Everglades aquest percentatge és menor, ja que la fotodegra-

dació suposa un 6,1 % del MeHg anual produït (o, expressat d'una altra manera, el 31,4 % del MeHg present a la columna d'aigua). Aquest percentatge més baix podria atribuir-se a la major concentració de DOM, la qual disminueix la transmissió de llum UV a través de la columna d'aigua. A més, cal esmentar que si el mercuri elemental (Hg^0) és el producte principal de la fotodegradació, tal com suggereix la literatura,¹⁰ el procés de fotodesmetilació contribuiria en gran mesura a l'evasió de Hg^0 ,^{6,7,41} i, per tant, a l'eliminació de Hg dels ecosistemes aquàtics. D'altra banda, la magnitud de la fotodegradació de MeHg en els llacs i aiguamolls esmentats al llarg d'aquest article suggereix que les reaccions de desmetilació promoguda per la llum solar podrien competir amb la bioacumulació d'aquesta espècie i, per tant, inhibir-ne la incorporació a les xarxes tròfiques aquàtiques. Això té una particular rellevància a l'Àrtic, on l'escalfament global podria incrementar la bioacumulació de MeHg, sigui intensificant la metilació de Hg per la pujada de les temperatures o bé reduint el paper de la fotòlisi. Els increments en la producció primària, així com les entrades al·lòctones de DOM fotoactiva, podrien venir lligats a l'escalfament continu a la zona i atenuar el flux de fotons i la fotodegradació de MeHg a la columna d'aigua. En definitiva, el descobriment del fet que la fotodegradació és una important via d'eliminació de MeHg en llacs i aiguamolls ha tingut grans implicacions respecte a la comprensió del cicle biogeoquímic del Hg en ecosistemes aquàtics. Un bon exemple d'això és que, fins a aquest moment, molts estudis de balanç de masses probablement han subestimat les taxes de metilació dins del llac perquè era desconeguda la fotodegradació de MeHg.⁴² També el coneixement d'aquest procés podria ser útil de cara al disseny de mètodes per mitigar els problemes derivats del MeHg. Per exemple, quan un efluent conté altes concentracions de MeHg, podria retenir-se en llacunes poc profundes abans d'abocar-se. Casualment, aquest tractament també hauria de disminuir la concentració de mercuri inorgànic a causa de la fotoreducció de Hg^{2+} a Hg^0 .¹⁴

Referències

- Mergler, D.; Anderson, H. A.; Chan, L. H. M.; Mahaffey, K. R.; Murray, M.; Sakamoto, M.; Stern, A. H. *Ambio* 2007, 36, 3.
- Scheulhammer, A. M.; Meyer, M. W.; Sandheinrich, M. B.; Murray, M. W. *Ambio* 2007, 36, 12.
- Diez, S. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 2009, 198, 111.
- Matilainen, T.; Verta, M. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1995, 52, 1597.
- Schaefer, J. K.; Yagi, J.; Reinfelder, J. R.; Cardona, T.; Ellickson, K. M.; Tel-Or, S.; Barkay, T. *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38, 4304.
- Sellers, P.; Kelly, C. A.; Rudd, J. W. M.; MacHutchon, A. R. *Nature* 1996, 380, 694.
- Hammerschmidt, C. R.; Fitzgerald, W. F. *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40, 1212.
- Lehnher, I.; Louis, V. L. S. *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, 5692.
- Sellers, P.; Kelly, C. A.; Rudd, J. W. M. *Limnol. Oceanogr.* 2001, 46, 623.
- Chen, J.; Pehkonen, S. O.; Lin, C. J. *Water Res.* 2003, 37, 2496.
- Gardfeldt, K.; Sommar, J.; Stromberg, D.; Feng, X. B. *Atmos. Environ.* 2001, 35, 3039.
- Suda, I.; Suda, M.; Hirayama, K. *Arch. Toxicol.* 1993, 67, 365.
- Zhang, T.; Hsu-Kim, H. *Nat. Geosci.* 2010, 3, 473.
- Amyot, M.; Mierle, G.; Lean, D. R. S.; McQueen, D. J. *Environ. Sci. Technol.* 1994, 28, 2366.
- Horvat, M.; Liang, L.; Bloom, N. S. *Anal. Chim. Acta* 1993, 282, 153.
- Tseng, C. M.; Hammerschmidt, C. R.; Fitzgerald, W. F. *Anal. Chem.* 2004, 76, 7131.
- Hintelmann, H.; Evans, R. D.; Villeneuve, J. Y. *J. Anal. At. Spectrom.* 1995, 10, 619.
- Hintelmann, H.; Evans, R. D. *Fres. J. Anal. Chem.* 1997, 358, 378.
- Mao, Y.; Liu, G.; Meichel, G.; Cai, Y.; Jiang, G. *Anal. Chem.* 2008, 80, 7163.
- Compeau, G. C.; Bartha, R. *Appl. Environ. Microbiol.* 1985, 50, 498.
- King, J. K.; Kostka, J. E.; Frischer, M. E.; Saunders, F. M.; Jahnke, R. A. *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, 2491.
- Fleming, E. J.; Mack, E. E.; Green, P. G.; Nelson, D. C. *Appl. Environ. Microbiol.* 2006, 72, 457.
- Kerin, E. J.; Gilmour, C. C.; Roden, E.; Suzuki, M. T.; Coates, J. D.; Mason, R. P. *Appl. Environ. Microbiol.* 2006, 72, 7919.
- Oremland, R. S.; Culbertson, C. W.; Winfrey, M. R. *Appl. Environ. Microbiol.* 1991, 57, 130.
- Marvin-DiPasquale, M.; Agee, J.; McGowan, C.; Oremland, R. S.; Thomas, M.; Krabbenhoft, D.; Gilmour, C. C. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 4908.
- Inoko, M. *Environ. Pollut. B* 1981, 2, 3.
- Krabbenhoft, D. P.; Olson, M. L.; Dewild, J. F.; Clow, D. W.; Striegl, R. G.; Dornblaser, M. M.; VanMetre, P. *Water Air Soil Pollut. Focus* 2002, 2, 233.

28. Akagi, H.; Takabata, E.; Fujita, Y. *Chem. Lett.* **1974**, *3*, 761.
29. Akagi, H.; Fujita, Y.; Takabatake, E. *Photochem. Photobiol.* **1977**, *26*, 363.
30. Siciliano, S. D.; O'Driscoll, N. J.; Tordon, R.; Hill, J.; Beauchamp, S.; Lean, D. R. S. *Environ. Sci. Technol.* **2005**, *39*, 1071.
31. Morris, D. P.; Zagarese, H.; Williamson, C. E.; Balseiro, E. G.; Hargreaves, B. R.; Modenutti, B.; Moeller, R.; Queimalinos, C. *Limnol. Oceanogr.* **1995**, *40*, 1381.
32. Li, Y.; Mao, Y.; Liu, G.; Tachiev, G.; Roelant, D.; Feng, X.; Cai, Y. *Environ. Sci. Technol.* **2010**, *44*, 6661.
33. Brezonik, P. L.; Fulkerson-Brekken, J. *Environ. Sci. Technol.* **1998**, *32*, 3004.
34. Liao, C. H.; Kang, S. F.; Wu, F. A. *Chemosphere* **2001**, *44*, 1193.
35. Mopper, K.; Zhou, X. L. *Science* **1990**, *250*, 661.
36. Zepp, R. G.; Faust, B. C.; Hoigne, J. *Environ. Sci. Technol.* **1992**, *26*, 313.
37. Black, F. J.; Poulin, B. A.; Flegel, A. R. *Geochim. et Cosmochim. Acta* **2012**, *84*, 492.
38. Fernández-Gómez, C.; Drott, A.; Björn, E.; Díez, S.; Bayona, J. M.; Tesfalidet, S.; Skjellberg, U. *Environ. Sci. Technol.* [Sotmès]
39. Alegria, A. E.; Ferrer, A.; Sepúlveda, E. *Photochem. Photobiol.* **1997**, *66*, 436.
40. Amyot, M.; Lean, D.; Mierle, G. *Environ. Toxicol. Chem.* **1997**, *16*, 2054.
41. Krabbenhoft, D. P.; Hurley, J. P.; Olson, M. L.; Cleckner, L. B. *Biogeochemistry* **1998**, *40*, 311.
42. Henry, E. A.; Dodgemurphy, L. J.; Bigham, G. N.; Klein, S. M.; Gilmour, C. C. *Water Air Soil Pollut.* **1995**, *80*, 509.



C. Fernández-Gómez



J. M. Bayona



S. Díez

Cristal Fernández-Gómez es va llicenciar en ciències ambientals per la Universitat de Lleó el 2007 i l'any següent es va matricular al programa de doctorat «Química analítica del medi ambient i la pol·lució» de la Universitat de Barcelona. Va guanyar una beca JAE-Predoc del CSIC que li permet fer la tesi doctoral a l'Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua, una tesi centrada en la biodisponibilitat del mercuri en ecosistemes aquàtics. Ha treballat amb la tècnica DGT per a la determinació d'espècies de mercuri en aigües continentals, i ha ampliat el seu coneixement sobre aquest tema durant una estada predoctoral a la Universitat de Trent (Canadà), l'any 2010. En una altra estada, a la Universitat d'Umeå (Suècia), l'any 2011, va conduir un estudi sobre fotodegradació de metilmercuri en aigua de llacs i aiguamolls boreals. Al febrer de 2012, va obtenir el premi a la millor presentació del simposi «Medi ambient i qualitat de vida», atorgat per la Societat Catalana de Química en el marc de la VII Trobada de Joves Investigadors dels Països Catalans.

Josep M. Bayona és professor d'investigació de l'Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua. Els seus principals interessos científics són la química ambiental centrada en els processos de transformació i la destinació dels contaminants orgànics en el medi ambient i en ecosistemes modificats. Ha estat nomenat membre del Comitè Nacional per fer front a l'emergència ecològica al Parc Nacional de Doñana (1997-1999) i també és membre del Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution des del 2008. Va ser editor de la revista *Analytical Chemistry A* (2003-2005), coeditor de l'enciclopèdia *Comprehensive sampling and sample preparation* (Elsevier) i part del Consell Editorial de la revista *International Journal of Environmental Chemistry*.

Sergi Díez és científic titular del CSIC a l'Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua. Es va llicenciar en ciències químiques per la Universitat Autònoma de Barcelona l'any 1989 i es va doctorar el 1994. Durant la tesi, va realitzar dues estades: a la Universitat de Tennessee i a la Universitat de Kentucky. Més endavant, va realitzar dues estades postdoctorals: a la Universitat de Porto, com a contractat Marie Curie, l'any 1995, i, posteriorment, al Massachusetts Institute of Technology, durant tres anys. Va tornar a Barcelona amb un contracte RED - Generalitat de Catalunya per incorporar-se al CSIC. Del 2003 al 2008, va ser investigador Ramón y Cajal. La seva recerca se centra en l'estudi de la contaminació ambiental per metalls, compostos orgànics i organometàl·lics, amb un especial interès en el desenvolupament de metodologies analítiques per a la detecció de nivells traça, i a investigar sobre el cicle biogeoquímic del mercuri en ecosistemes aquàtics.