

水中における微量重金属の存在形態と底質汚染

京都大学工学部 正員 井上 順輝
 京都大学工学部 正員 青山 熟
 京都大学工学部 学生員。河井 孝志

1 研究目的

環境水中に放出された重金属元素は多様な物理・化学的形態で存在し、その存在形態により、当然水中における挙動も違ってくる。またその存在形態自体も t , ORP*, その他の環境水の諸性質等の因子により、変化してゆく。本研究では、重金属元素の内、Cd, Pbについて海水中の挙動を検討しようというものである。従来、重金属元素の底質への移行の現象は(1)式のような拡散方程式において、ヘンリ一型吸着式を用いて説明されることが
(*酸化還元電位)

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_e}{f} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{f(1-f)}{f} \frac{\partial g}{\partial t} \quad \dots \dots \quad (1)$$

C: 濃度, t: 時刻, D_e : 有効拡散係数, f: 空隙率
 P: 砂の密度, g: 吸着量。

多か、た。しかし、先にも述べたように存在形態による挙動の変化、砂層-泥層の界面における表面吸着の卓越性、あるいは界面における拡散係数の値の変化等、種々の問題点が考えられる。本研究では、実験結果と計算結果の食い違いから、それぞれの重金属種特有の底質移行の機構を解明することを目的としている。

2 海水中における重金属の錯体形成

海水は一種の電解複合溶液なので、重金属と錯体を形成し得る配位子イオンが多く存在している。金属錯体平衡論を用いて、海水中における重金属の化学種を検討してみた。Cd, Pbについて配位子として OH^- , Cl^- , SO_4^{2-} を想定して計算を行なうと、海水のpH(8.1)では Cl^- が配位子として最重要であることがわかるので、Cd, Pbについて Cl^- を配位子として、その化学種の存在分率を試算すればCdについては、 $\text{Cd}^{2+} = 1\%$, $\text{CdCl}^+ = 13\%$, $\text{CdCl}_2 = 50\%$, $\text{CdCl}_3^- = 31\%$, $\text{CdCl}_4^{2-} = 5\%$, Pbについては $\text{Pb}^{2+} = 7\%$, $\text{PbCl}^+ = 24\%$, $\text{PbCl}_2 = 40\%$, $\text{PbCl}_3^- = 29\%$ となる結果が得られた。この理論値を基として、次の実験を行なって、海水中におけるCd, Pbの存在形態をつかみ、その上で底質砂への移行現象について検討する。

3 実験方法

実験Ⓐ：まずCd, Pbの海水中における粒度分布(イオニ状、コロイド状、粒子状)、およびその荷電状態を見るために次の3実験を行なった。
 ①孔径24Åの透析膜による透析実験、
 ②メンブランフィルターによるアモニウム実験、
 ③陽・陰イオン交換樹脂の分配係数のバッテ法による測定。これらの実験に用いた海水は若狭湾海岸で採取したもの孔径0.45μのフィルターでろ過したものであり、これにCd, Pbの濃度が環境基準値にあるようにそれぞれの塩化物を加えて試料海水とした。なおCd, Pbの濃度が非常に低いため、測定には ^{115}Cd , ^{203}Pb をトレーサーとして用い、ガスフローカウンターでその放射能を測定した。またpHの変化による存在形態の変化を見るために、pHを6, 7, 8, 9で5段階に調整して実験を行なった。

実験Ⓑ：Cd, Pbの底質への移行の機構を検討するために次の3実験を行なった。
 ① Cd,

pHの底質砂に対する分配係数のバッチ法による測定、
②水槽(縦10cm、横15cm、底質砂層8.5cm、上層水厚5cm)によるCd、Pbの底質砂層への吸着分布および間隙水中の濃度分布の測定、③同様の水槽を用いてPb²⁺をトレーサーとして用いて海水自体の浸透の様子を見る。これらの実験には3週を行なっていなかった、また中も無調整の天然の海水を用いた。なお測定には実験①と同様に放射性同位体をトレーサーとして用いた。

4. 結果および考察

Cdについては表-1の結果からpHの変化に対してほとんど変化なく、約100%がイオニ状で存在している。一方陰イオニ交換樹脂の分配係数の値から、かなりの部分が負に帯電していることがわかる。このことからCdがCl錯体として存在していることが裏づけられる。この結果と、底質砂が陽イオニ交換能を持っているということとから、Cdの砂に対する分配係数が小さく、とを説明することができます。一方、この結果から想像され得る通り、Cdはかなり砂層の間隙水中を拡散しているおり、従来の拡散方程式でかなり良く適用されるようである。

一方Pbについては表-2に示したよろとpHの増加に従い、特にpHが8以上になると急激にイオニ状の存在率が小さくなり、ヨコネド状、粒子状の存在率が大きくなる。これは、この段階がCl錯体からOH錯体への移行段階にあたり、pH 9の附近では水酸化物として残被さにされるためと思われる。さらに底質砂に対する分配係数が大きくなる(表-4)吸着性が大きいことから、海水中の懸濁物の吸着によって沈降性を示すという面もあると思われる。一方、水槽実験の結果(図-2)からほとんどの部分が砂層表面で吸着保持されており、表面5cm以下ではほとんどの底質砂には吸着していないが、一方間隙水中には若干量が表面5cm以下の方を保持しており、せうずしても従来かの他の研究に比べてより拡散方程式による解析の方が非常に有利ではないことを物語っている。

表-1 Cdの存在形態

pH	6.5	7.4	8.1	8.4	9.6
透析率(%)	86	95	93	90	77
メンブラン 1.2μ	0.44	0.91	0.55	3.8	36
フルターハー 0.22μ	0.47	0.85	0.70	3.7	27
吸着率(%)	0.025μ	0.47	1.3	0.66	2.9
イオニ交換樹脂 陽	5	3	3	2	3
分配係数 陰	958	1366	1395	1248	541

表-2 Pbの存在形態

pH	6.4	7.4	7.9	8.2	8.8
透析率(%)	79	75	71	50	7
メンブラン 1.2μ	8.8	13	12	9.5	37
フルターハー 0.22μ	11	22	20	13	57
吸着率(%)	0.025μ	15	27	19	23
イオニ交換樹脂 陽	41	50	63	53	145
分配係数 陰	201	256	343	401	355

図-1 Cdの底質層における吸着分布

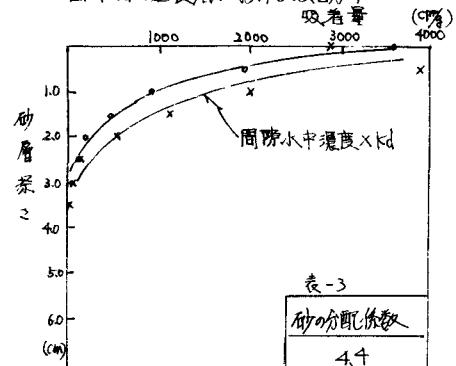


図-2 Pbの底質層における吸着分布

