

バングラデシュの地下水における ヒ素溶出特性と関連化学種との統計解析

IMPLEMENTATION OF STATISTICAL APPROACH FOR EVALUATION OF
ARSENIC RELEASE MECHANISM IN GROUNDWATER OF BANGLADESH

小田圭太¹・広城吉成²・M.A.Halim³・神野健二⁴
Keita ODA, Yoshinari HIROSHIRO, M.A.HALIM and Kenji JINNO

¹学生会員 工修 九州大学大学院工学府 都市環境システム工学専攻 (〒819-0395福岡市西区元岡744)

²正会員 工博 九州大学准教授 工学研究院環境都市部門 (〒819-0395 福岡市西区元岡744)

³非会員 工博 九州大学 工学研究院環境都市部門 (〒819-0395 福岡市西区元岡744)

⁴正会員 工博 九州大学教授 工学研究院環境都市部門 (〒819-0395 福岡市西区元岡744)

An integrated study has been carried out to elucidate the distribution and occurrence of arsenic in selected groundwater samples in the area of Sherajdikhan, Bangladesh. Arsenic and other parameters (Temperature, pH, EC, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, PO₄³⁻, T-Fe, T-Mn and DOC) have been measured in groundwater samples collected from shallow/deep tube wells at different depths. Dissolved arsenic in groundwater ranged from 0.006 to 0.461 mg/l, with 69% groundwater samples exceeded the Bangladesh limit for safe drinking water (0.05 mg/l). Principal component analysis and cluster analysis have been performed to find out possible relationships among the examined parameters in groundwater. Distinct relationship of As with Fe, Mn, and DOC suggests that the biodegradation of organic matter along with reductive dissolution of Fe-Mn oxyhydroxides is considered the dominant process to release As in the aquifers studied herein.

Key Words : arsenic, iron, groundwater contamination, principal component analysis,
Bangladesh, cluster analysis

1. はじめに

ヒ素による地下水汚染は世界的規模の環境問題となっている。例えば、バングラデシュ、インド、ネパール、中国、アルゼンチン、日本、ベトナム、アメリカなど、多くの国で地下水のヒ素汚染が報告されおり、飲用地下水による慢性ヒ素中毒も多くの国で深刻な社会問題になっている^{1,2,3,4}。ヒ素に汚染された飲料水を長期間飲用すると、皮膚障害、皮膚がん、内臓がん、肺疾患などのさまざまな疾患の原因となるだけでなく、糖尿病や血管障害のリスクを高める可能性がある⁵。バングラデシュでは最大で6000-7000万人の人々が飲料水からのヒ素暴露の危機にあり、非常に深刻な事態となっている¹。しかしながら、バングラデシュにおける地下水のヒ素汚染機構は十分に明らかにされておらず、この問題を解決する上で、地下水へのヒ素溶出機構を解明することが緊急な課題となっている。

ヒ素の存在状態と溶出過程に基づくヒ素の溶出機構は、(a)水酸化鉄型；水酸化第二鉄に吸着しているヒ素が、水酸化鉄が還元されることで溶出する場合、(b)硫化鉄型；微量成分としてヒ素を含む硫化鉄が酸化分解されることでヒ素が溶出する場合、(c)有機物型；天然有機物と結合あるいはそれに吸着した状態のヒ素が条件によって溶出する場合、(d)肥料型⁶；肥料中のリン酸とヒ素の陰イオン交換によってヒ素が溶出する場合、とに分けられる⁷。中でも、水酸化鉄型、硫化鉄型、有機物型について詳述する。水酸化鉄型のヒ素溶出では、水酸化鉄が還元的な環境に置かれることで、水酸化鉄が不安定となって分解し、それに吸着されていたヒ素が可溶化して溶出する。筆者らは、室内実験において、このような過程によるヒ素溶出現象を確認した⁸。硫化鉄型のヒ素溶出は、黄鉄鉱などの硫化鉄が酸化され、そこに微量成分として含まれるヒ素が溶出するもので、金属鉱山の採掘活動によって発生するズリや坑道排水からのヒ素溶出機構としてよく知られている⁹。有機物型は、ガンジスデルタ堆

積物試料を分析した結果、粘土、シルト、砂と比較して、ピート中からより高濃度のヒ素が検出されたことから主張されるようになった型である¹⁰。

このように地下水へのヒ素の溶出は、酸化還元反応のような生物化学的反応や、陰イオン交換反応のような物理化学的反応によって生ずる。したがって、ヒ素の挙動は他の関連化学種の挙動と相互に影響し合っていると考えられる。以上、地下水のヒ素汚染機構を解明する上で、ヒ素と他の関連化学種との関係を把握することが重要であるといえる。

本研究では、バングラデシュ Munshiganj 県 Sirajdikhan 地区の地下水を対象とし、ヒ素 (As) とその他の要素 (水温 (T), pH, EC, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, NO³⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, PO₄³⁻, T-Fe, T-Mn, DOC) の測定・分析を行った。次に、各化学種を変数として多変量解析を行い、地下水中のヒ素と関連化学種との相関を統計学的に把握し、ヒ素と関連化学種間の溶出機構を定性的に明らかにした。

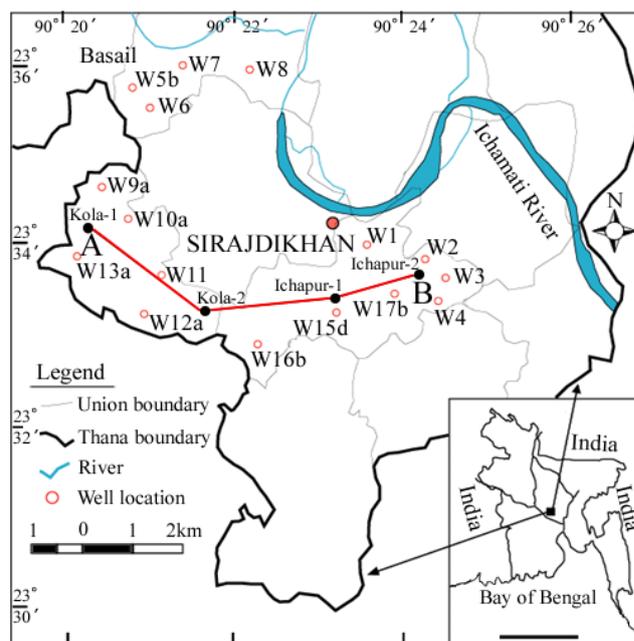


図-1 調査地点の概略

2. 調査地域の概要

本研究の調査対象地域は、バングラデシュの首都ダッカから南西約35kmに位置するMunshiganj県・Sirajdikhan地区である(図-1)。調査対象地域の標高は海拔3-5mで、平均すると約3.5mである。北部にはIchamati川が流れており、この地域はIchamati川・Ganges川からの堆積物により形成された氾濫原である。BWDB (Bangladesh Water Development Board) およびDPHE (Department of Public Health Engineering) のボーリング調査結果から作成した図-1のA-B断面の帯水層断面図を図-2に示す。表層は砂混じりシルト層であり、深くなるにつれ、細砂層、中砂・粗砂層と粒径が大きくなっている。

調査対象地域は熱帯季節風気候帯に属し、雨季と乾季で降水量が大きく異なる。そのため季節によって地下水位が大きく変動する。乾季における地下水位は地表から4-6mであるが、雨季には1-2.5m程度にまで上昇する。

3. 試料の採取・分析

(1) 試料の採取

2007年9月、Munshiganj県・Sirajdikhan地区にある飲料用井戸から図-1に示す16本を選択し、調査を行った。試料を採水した深度は、深度30-60mが6地点、深度70-100mが9地点、深度230mが1地点であった。

現地では、水温 (T)、電気伝導度 (EC)、pHの測定および室内分析用の地下水の採取を行った。T、ECの測定は電気伝導度計 (HORIBA, ES-14) を、pHの測定はpH計 (HORIBA, B-212) を用いた。分析用の地下水試

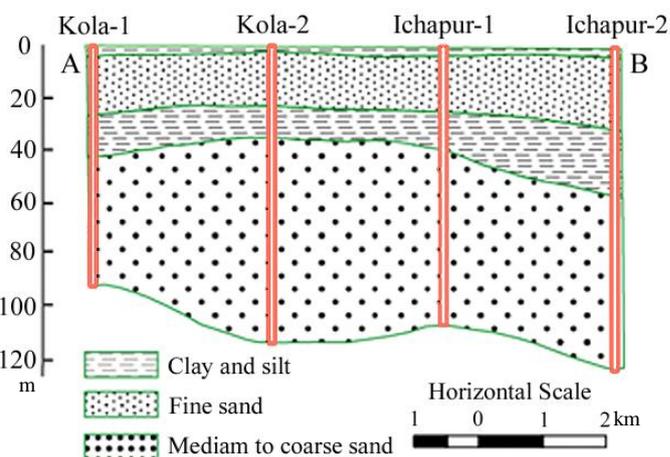


図-2 調査地域の断面図 (図-1のA-B断面)

料は、0.45μmのフィルターでろ過したものを陰イオン分析用に保存し、0.45μmのフィルターでろ過した後にHNO₃を添加したものをその他の化学種を分析するために保存した。

(2) 分析項目

採取した試料の主要な陽イオン (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺)、陰イオン (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻)、As, Fe, Mn, DOC (溶存有機炭素) 濃度を分析した。

主要な陽イオン・陰イオンの濃度はイオンクロマトグラフィー (Dionex, DX-120)、T-As, T-Fe, T-Mn濃度は、ICP-MS (アジレント・テクノロジー株, Agilent 7500c)、DOCは全有機炭素計 (島津製作所, TOC-5000) を用い分析した。なお、簡便とするためにT-As, T-Fe, T-Mnをこれ以降はAs, Fe, Mnと表記する。

表-1 地下水試料の分析結果

Sample ID	Depth (m)	T (°C)	pH	EC (μS/cm)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	As (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	DOC (mg/l)
W1	85	26.3	7.0	758	9.63	6.12	43.24	53.55	8.25	2.82	5.14	371.00	0.437	0.010	1.048	0.051	1.090
W2	10	25.8	6.9	1277	55.18	18.06	59.22	143.54	67.13	1.60	2.36	669.76	5.268	0.272	3.306	0.214	6.070
W3	11	25.8	7.0	1414	74.68	10.32	83.40	174.14	114.07	1.93	3.42	746.51	1.072	0.194	1.081	0.317	4.090
W4	20	25.8	7.0	1014	53.64	7.78	43.52	70.68	45.97	1.61	5.21	479.62	1.793	0.065	1.508	0.532	3.531
W5b	55	27.7	6.9	736	12.79	10.53	38.63	79.94	6.46	1.09	3.98	372.23	1.391	0.035	2.095	0.078	3.296
W6	85	26.4	7.0	518	11.88	8.24	16.32	60.40	6.04	1.08	4.16	273.25	2.740	0.085	3.841	1.125	3.743
W7	85	27.1	7.1	556	20.04	6.19	23.03	61.30	2.79	1.15	3.87	346.51	1.270	0.053	1.059	0.371	2.292
W8	85	26.3	7.1	629	21.05	4.34	26.66	72.69	5.04	2.59	3.86	377.16	0.910	0.022	1.840	0.090	1.487
W9a	80	26.6	7.1	1502	148.50	22.08	70.02	110.21	176.32	0.86	6.70	646.27	1.042	0.065	2.092	0.376	2.325
W10a	12	26.2	7.1	1849	93.22	5.28	105.80	170.13	94.94	0.57	5.63	931.39	5.671	0.461	5.725	1.080	8.698
W11a	45	25.7	7.3	1148	23.74	14.22	40.26	92.13	8.30	1.23	5.21	553.90	2.584	0.149	3.936	0.801	5.625
W12a	80	26.1	7.0	884	117.93	5.58	40.93	67.80	117.47	1.13	6.57	372.23	0.805	0.127	3.042	0.703	2.302
W13a	230	26.5	7.0	1117	290.10	16.09	18.67	29.85	372.65	29.06	7.31	373.25	0.680	0.006	0.570	0.108	0.594
W15d	75	25.8	7.2	591	19.01	11.80	20.40	79.56	7.07	3.84	4.21	370.21	1.304	0.051	1.705	0.351	1.642
W16b	76	26.7	7.1	640	7.97	4.66	35.78	68.78	4.05	5.26	3.74	384.88	1.109	0.071	1.270	0.115	1.390
W17b	90	25.9	7.0	860	76.69	10.42	43.51	65.23	67.91	7.07	12.34	378.39	0.094	0.028	0.831	0.208	0.748

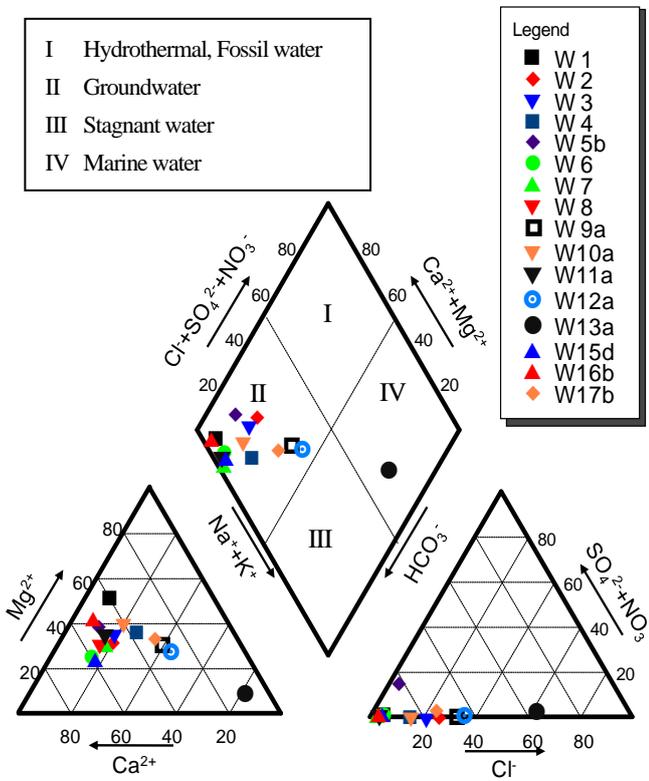


図-3 Piper diagram

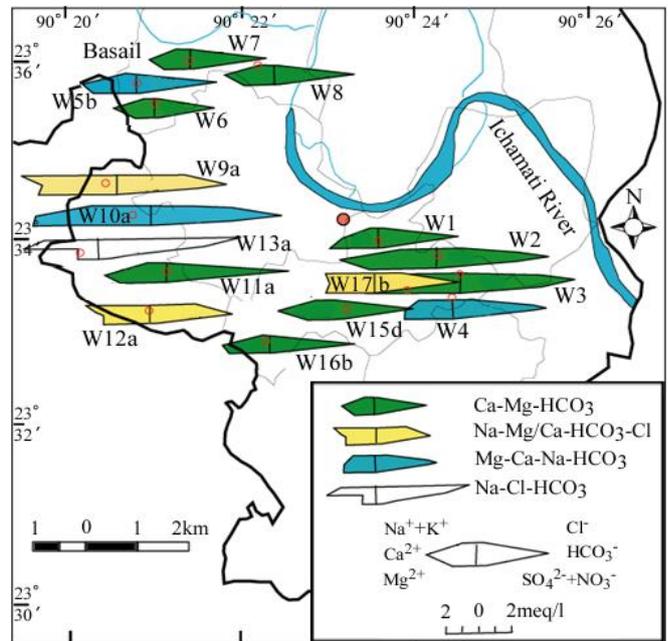


図-4 各観測地点のStiff diagram

4. 結果と考察

16地点のサンプルの分析結果ならびに測定結果を表-1に示す。なお、As濃度がバングラデシュの飲料水基準(0.05mg/l)を超過しているものには網掛けを施した。同様にFeは1.0mg/l、Mnは0.5mg/l、DOCは5mg/lを超過したものに網掛けを施した。W13aのみ深度230mの深井戸で、残りは10-90mの浅井戸である。

(1) 水質の特徴

pHは6.9-7.3で、すべてのサンプルが中性であった。水

温は25.7-27.7°C、ECは518-1,849μS/cmの範囲であり、特異な水温、ECは観測されなかった。

地下水分析値のPiper diagramを図-3に、各観測地点のStiff diagramを図-4に示す。深井戸から採取されたW13aのみ領域IVのアルカリ非炭酸塩型に属し、Na-Cl-HCO₃タイプの水質を示している。その他の試料は領域IIのアルカリ土類炭酸塩型に属し、多くがCa-Mg-HCO₃またはMg-Ca-HCO₃(アルカリ土類重炭酸型)のタイプの水質を示している。深井戸のW13aでNa-Cl-HCO₃タイプの水質となっているのは、完新世海進期に海水の成分が堆積物に残留したためであると考えられる¹¹⁾。これは調査対

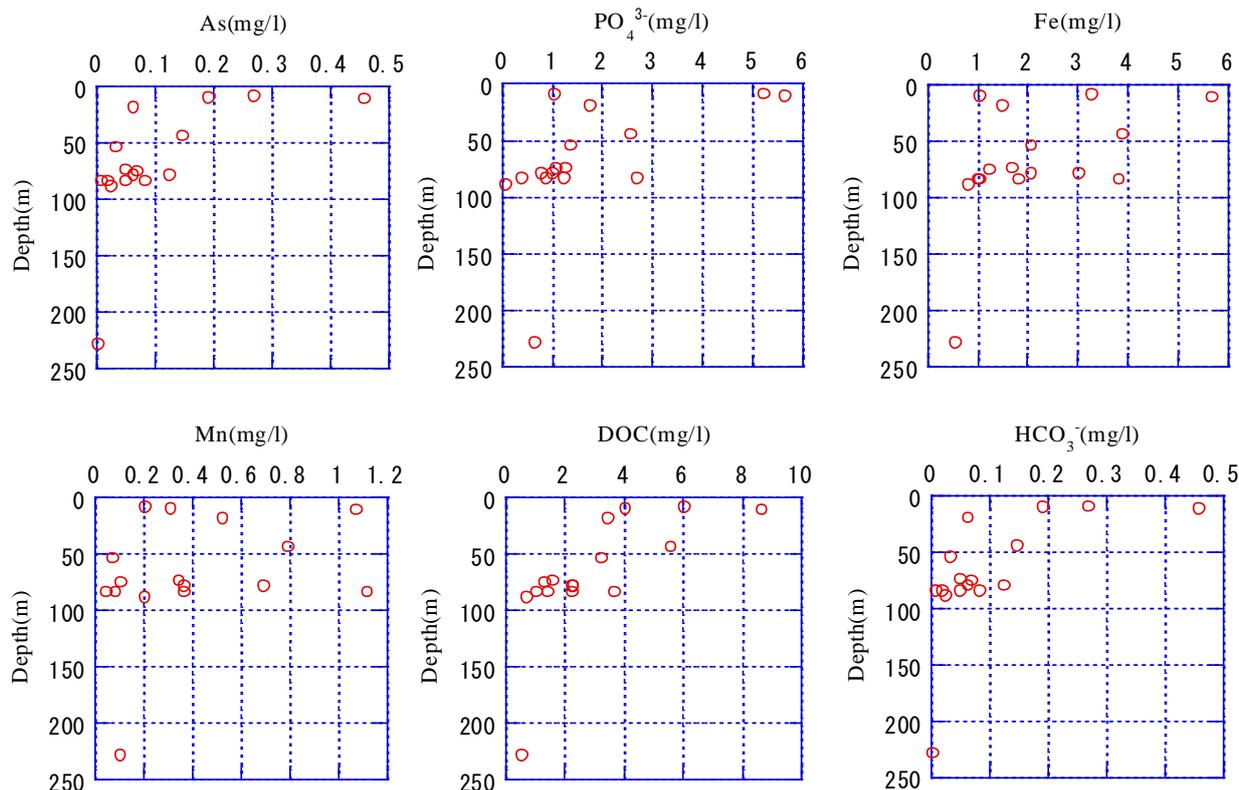


図-5 深度別の濃度分布 (As, PO₄³⁻, Fe, Mn, DOC, HCO₃⁻)

表-2 各要素間の相関係数

	As	T	pH	EC	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Fe	Mn	DOC
As	1															
T	-0.31	1														
pH	0.04	-0.27	1													
EC	0.73	-0.31	0.01	1												
Na ⁺	0.02	-0.05	-0.16	0.48	1											
K ⁺	-0.01	-0.12	-0.01	0.42	0.47	1										
Mg ²⁺	0.78	-0.23	-0.08	0.88	0.13	0.12	1									
Ca ²⁺	0.83	-0.31	-0.01	0.76	-0.06	0.18	0.88	1								
Cl ⁻	0.02	-0.04	-0.20	0.49	0.99	0.50	0.14	-0.02	1							
NO ₃ ⁻	-0.31	0.05	-0.11	0.01	0.76	0.26	-0.33	-0.44	0.78	1						
SO ₄ ²⁻	-0.21	-0.16	-0.01	0.12	0.45	0.12	0.01	-0.29	0.38	0.36	1					
HCO ₃ ⁻	0.85	-0.33	0.08	0.93	0.18	0.26	0.94	0.92	0.20	-0.24	-0.12	1				
PO ₄ ³⁻	0.86	-0.21	-0.02	0.52	-0.10	0.11	0.50	0.63	-0.10	-0.29	-0.38	0.65	1			
Fe	0.78	-0.18	0.20	0.44	-0.13	-0.02	0.43	0.49	-0.17	-0.43	-0.19	0.51	0.82	1		
Mn	0.56	-0.27	0.29	0.28	-0.05	-0.13	0.25	0.27	-0.10	-0.34	0.00	0.30	0.54	0.80	1	
DOC	0.91	-0.23	0.07	0.65	-0.14	0.06	0.66	0.76	-0.13	-0.43	-0.33	0.77	0.91	0.85	0.64	1

象地域が海から離れており、海からの塩水侵入によって塩水化が起こるとは考えにくいためである。

As濃度は0.006-0.461mg/lで、地点によってばらつきがみられるが、W13aを除くすべての地点で、世界保健機関 (WHO) のガイドラインに示されている飲料水基準0.01mg/lを超過している。また、69%の井戸でバングラデシュの飲料水基準0.05mg/lを超過している。

(2) 深度別の濃度分布

As, Fe, Mn, DOC, HCO₃⁻, PO₄³⁻の深度別濃度分布を図-5に示す。深さ10-80mの点で0.1mg/l以上の高濃度

のAsが見られ、この深度ではFe, Mn, DOC, PO₄³⁻も同様に高い濃度を示している。Asに関して言えば、特に深度10m前後の浅い井戸で濃度が非常に高く、深くなるにつれ濃度が低くなるという傾向がみられた。ただし、深度80mのW12aでは0.127mg/lとAs濃度が高い一方で、深度85mのW1ではAs濃度が0.010mg/lと低いことから、Asの濃度は単純に深度に依存するのではなく、周囲の地質や酸化還元状況などの地球化学的環境に支配されていると考えられる。

深層地下水W13aは、その他の浅層地下水の試料と比較して、As, Fe, Mn, DOCは非常に低い値を示した。

既往の研究からも、深層地下水におけるAs濃度は、浅層地下水のAs濃度と比べて低いことが知られており¹²⁾、Asに関してだけ言えば、浅層地下水より飲用に適しているといえる。ただし、深層地下水から高濃度のホウ素が検出された事例があり¹³⁾、設置費用も浅井戸より高額になることから、深層地下水を飲用水とするには、事前に十分な調査・検討が必要である。

(3) ヒ素と関連化学種の相関性

後述する主成分分析およびクラスター分析では正の相関はよりよく判断できるが、負の相関、無相関は説明できないため、まず各要素間の相関係数を表-2に示す。Asと相関性が高い関連化学種は、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 、 PO_4^{3-} 、Fe、Mn、DOCである。なお本論文では相関係数が0.5以上を相関が高いとする。

DOCはAs、Fe、Mn、 PO_4^{3-} 、 HCO_3^- との高い相関がみられる。有機物が地下水中に存在すると、微生物による活動が活発となり、還元的な環境になる¹³⁾。DOCと HCO_3^- の相関が高いのは、有機物の存在と微生物による炭酸ガス放出により酸化還元反応が起こり、 HCO_3^- が発生したためである。また、還元的な環境になると、土壤中に存在するマンガン酸化物・鉄水酸化物が不安定となり地下水中に溶出することが知られている¹⁴⁾。無機態の PO_4^{3-} およびAsは鉄水酸化物上によく吸着することが知られており、還元状況では鉄水酸化物が不安定となって、 PO_4^{3-} 、Asが地下水中に溶出する¹⁵⁾。以上、AsとDOC、Fe、Mn、 PO_4^{3-} 、 HCO_3^- が高い相関を示していることがわかった。

また、Asと Ca^{2+} 、 Mg^{2+} が高い相関を示しているが、図-3で、As濃度が高い浅層地下水のほとんどがアルカリ土類重炭酸型であることと一致する。

(4) 主成分分析

測定・分析した各要素 (T, pH, EC, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , PO_4^{3-} , Fe, Mn, DOC) の関連性を把握するため、各要素を変数として主成分分析を行った。主成分分析によって得られた第1主成分負荷量 (PC1) と第2主成分負荷量 (PC2) をプロットしたものを図-6に、固有値が1以上となった第1~4主成分負荷量 (PC1, PC2, PC3, PC4) の値を表-3に示す。

PC1は寄与率42.63%で、As、EC、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 、 PO_4^{3-} 、Fe、Mn、DOCの主成分負荷量がすべて正で大きい値を示している。PC2は寄与率が22.55%で、 Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} の主成分負荷量の絶対値が大である。また、寄与率9.84%のPC3ではpH、寄与率7.49%のPC4ではTの主成分負荷量の絶対値が大である。

図-6のPC1とPC2のみを比較すると、As、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 、 PO_4^{3-} 、Fe、Mn、DOCの関連性が強く、これらがAsに対する関連化学種であるといえる。

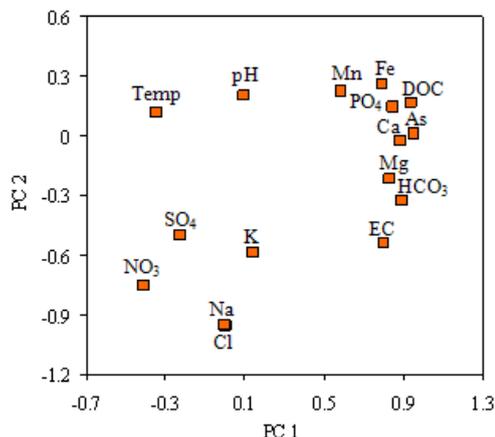


図-6 地下水試料の分析結果に基づいた主成分負荷量 (PC1, PC2)

表-3 主成分負荷量 (PC1, PC2, PC3, PC4)

	PC1	PC2	PC3	PC4
As	0.957	-0.010	0.006	-0.107
T	-0.348	0.123	-0.432	-0.533
pH	0.099	0.200	0.624	0.401
EC	0.797	-0.555	-0.076	0.130
Na^+	-0.017	-0.950	0.139	-0.196
K^+	0.132	-0.591	-0.057	0.070
Mg^{2+}	0.831	-0.231	-0.289	0.262
Ca^{2+}	0.885	-0.040	-0.321	0.238
Cl^-	-0.014	-0.959	0.060	-0.194
NO_3^-	-0.425	-0.740	0.151	-0.254
SO_4^{2-}	-0.232	-0.504	0.394	0.247
HCO_3^-	0.909	-0.272	-0.180	0.209
PO_4^{3-}	0.847	0.129	0.029	-0.360
Fe	0.794	0.241	0.346	-0.338
Mn	0.589	0.212	0.626	-0.261
DOC	0.945	0.148	0.031	-0.194
固有値	6.82	3.61	1.52	1.20
寄与率(%)	42.63	22.55	9.48	7.49
累積寄与率(%)	42.63	65.18	74.66	82.15

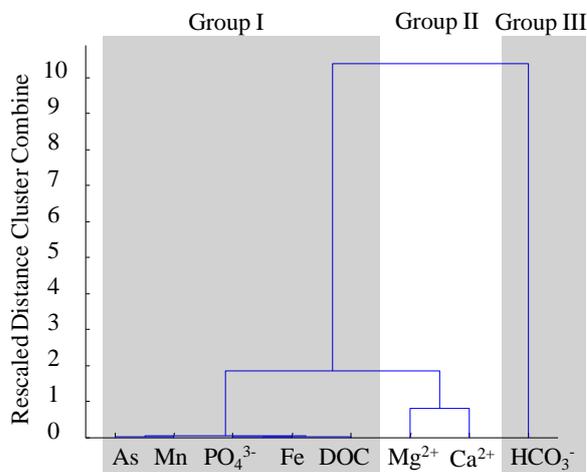


図-7 クラスター分析によって得られたデンドログラム

(5) 階層的クラスター分析

主成分分析で推定された, AsとAsに対する関連化学種 (Mg^{2+} , Ca^{2+} , HCO_3^- , PO_4^{3-} , Fe, Mn, DOC) をさらに細かく類型化するために, 階層的クラスター分析を行った. 各化学種の濃度間距離はユークリッド距離とし, 各濃度-クラスター間およびクラスター間の距離はWard法を用いて求めた. 求められた結果から作成したデンドログラムを図-7に示す.

図-7より, これらの化学種を3つのグループに分けることができた. Group IはAs, Mn, PO_4^{3-} , Fe, DOC, Group IIは Mg^{2+} , Ca^{2+} , Group IIIは HCO_3^- からなる. Group IのMn, Fe, DOCは地下水中の酸化還元反応と深くかかわる化学種であり, 同じGroup IIにAsが属していることから, Asは酸化還元反応と関わる溶出機構で地下水に流出していると考えられる. Group II, Group IIIは地質由来の成分 (アルカリ土類重炭酸型) として分類されたと考えられる.

5. まとめ

バングラデシュMunshiganj県Sirajdikhan地区の地下水を調査した結果, 浅い地下水で高濃度のAsがみられた. 特に深度10-20mの井戸で最も高い濃度のヒ素がみられ, それ以深では次第に濃度が減少した.

地下水水質分析結果に基づき, 主成分分析と階層的クラスター分析を行って得られた結果をまとめると次のようになる.

・主成分分析では, Asの主な関連化学種は, Mg^{2+} , Ca^{2+} , HCO_3^- , PO_4^{3-} , Fe, Mn, DOCであった. 主成分負荷量から関連化学種の相関を概観することができた.

・クラスター分析を行い, 主な関連化学種 (Mg^{2+} , Ca^{2+} , HCO_3^- , PO_4^{3-} , Fe, Mn, DOC) をさらに分類した結果, AsはMn, PO_4^{3-} , Fe, DOCと同じグループに属した. これは, 第1章に示した(a)水酸化鉄型の還元過程によって, Asが地下水に溶出したためだと考えられる. クラスター分析によって, 主な関連化学種を階層的かつ明確に分類することができた.

主成分分析では平面に点在する各要素の散らばりをどう判断するかという点で難しいこともある. しかしながら, 今回のようにクラスター分析を組み合わせることで, Asと関連化学種を類型化し, Asの溶出特性を推定できた. 主成分分析およびクラスター分析は, 定性的に水質を評価する手段として有用であるといえる.

今後も引き続きバングラデシュでの地下水水質調査を行い, 統計的手法によって分析することで, ヒ素溶出特性の地域による違いを調べる. しかしながら, 調査地域の拡大により, 特性が異なる地下水水質を持つサンプル数が増えた場合に, 水質項目ごとの明確なクラスタリングができない可能性がある. サンプル数が増えた場合の

分析手法の改良は今後の課題である.

参考文献

- 1) Prosun Bhattacharya, Alan H. Welch, Kenneth G. Stollenwerk, Mike J. McLaughlin, Jochen Bundschuh, G. Panauallah : Arsenic in the environment: *Biology and Chemistry, Science of The Total Environment*, Vol. 379, Issues 2-3, pp109-120., 2007.
- 2) M.F. Hossain: Arsenic contamination in Bangladesh—An overview, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol.113, Issues 1-4, pp.1-16, 2006.
- 3) 横田 漠, 瀬崎満弘, 田辺公子, フサイヌジャマン ミヤ: バングラデシュの地下水砒素汚染と解決への取り組み<小特集>国際貢献・交流), 土と基礎, Vol.55, pp.18-21, 2007.
- 4) 萩原良巳, 萩原清子, 酒井 彰, 山村尊房, 畑山満則・神谷大介, 坂本麻衣子, 福島陽介: バングラデシュにおける飲料水ヒ素汚染に関する社会環境調査, 京都大学防災研究所年報, 第47号B, 2004.
- 5) 山村尊房: 飲料水のヒ素問題に関する世界的関心とWHOの対応, 地下水学会誌, vol.42, pp.315-328, 2000.
- 6) S. K. Acharyya, P. Chakraborty, S. Lahiri, B. C. Raymahashay, Saumyen Guha and Amitava Bhowmik: Arsenic poisoning in the Ganges delta, *Nature*, Vol.401, pp.545-546 1999.
- 7) 島田允堯: ヒ素に汚染された地下水の起源と問題点, 資源地質, 53(2), pp.161~172, 2003.
- 8) 広城吉成, 小田圭太, Halim, Md. Abdul, Abdur Razzak, 神野健二: 酸化還元環境変化に伴うヒ素-鉄の化学的相互作用, 地下水学会誌, Vol.50, pp. 25~32, 2008.
- 9) R. Donahue, M. J. Hendry: Geochemistry of arsenic in uranium mine mill tailings, Saskatchewan, Canada, *Applied Geochemistry*, Vol.18, pp.1733-1750, 2003.
- 10) 山崎静子, 石賀裕明, 道前香緒里, 東 直子, Ahmed Faruque, 三瓶良和, Rahman Hamidur, Islam Badrul : バングラデシュ, ガンジスデルタ堆積物の元素組成: ヒ素はピートから溶出する?, 地球化学, Vol.54, pp.81-93, 2000.
- 11) P. Bhattacharya, G. Jacks, K. M. Ahmed, J. Routh, A. A. Khan: Arsenic in Groundwater of the Bengal Delta Plain Aquifers in Bangladesh, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol.69, pp.538-545, 2002.
- 12) British Geological Survey: Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh, *BGS Technical Report*, 2001
- 13) P. Ravenscroft, J. M. McArthur: Mechanism of regional enrichment of groundwater by boron: the examples of Bangladesh and Michigan, USA, *Applied Geochemistry*, Vol.19, Issue 9, pp.1413-1430, 2004.
- 14) C.A.J.Appelo, D.Postma: *Geochemistry, Groundwater and pollution 2nd edition*, A A Balkema, 2005.
- 15) P. L. Smedley, D. G. Kinniburgh: A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters, *Applied Geochemistry*, Vol.17, Issue 5, pp.517-568, 2002.

(2008. 9. 30受付)