

多元素同位体分析による多摩川上流・中流・
下流域の堆積物と河川水の供給源の解明と汚染
状況の把握

2011年

鹿園 直建
慶應義塾大学理工学部 教授

共同研究者：中野 孝典（京都大学環境科学研究所 教授）

調査・試験研究課題

「多元素同位体分析による多摩川上流・中流・下流域の堆積物と河川水の供給源の解明と汚染状況の把握」

1. はじめに

多摩川は、山梨県笠取山を水源とし、山梨県、東京都、神奈川県をまたがって、東京湾へと注ぐ一級河川である。全長 138km、流域面積 1240km²、流域人口約 425 万人で代表的な都市河川の一つである。

多摩川は、昭和 30 年代後半から都市の過密化現象が急激に進行し、生活排水や工場廃水による水質汚濁が問題となった。現在は東京都環境局によって定期的な水質調査がなされており、その水質は改善傾向にあるとされている。このように河川水質の調査が多くなされているのに対して、堆積物の分析調査はあまりなされていない。

重金属元素は、工業的に広く用いられており、その分布は人間活動の増大によって変化しやすい。重金属元素は生活排水や産業廃水として河川へと排出され、あるいは大気中に排出された重金属元素が河川へ影響を及ぼすことがある。河川における河床堆積物は、その水質の影響を大きく受けている。平尾(1984)は昭島以降の流域における河川水および堆積物中の鉛濃度の増加を指摘し、下流域における濃度増加は人間活動に依存していることを示唆している。さらに下水処理場排水や都市生活雑排水による河川水の重金属元素汚染が示唆されている(欧陽, 1998; 山崎, 1998)。平尾(1984)や欧陽(1998)では下流部における堆積物中の重金属元素濃度の増加が示唆されている。この他に多摩川の堆積物中の重金属元素についての先行研究は加藤(2009)による、「多摩川上流・中流域の河川堆積物と河川水(懸濁態および溶存態)の有害重金属元素分布」があり、河川堆積物の有害重金属元素のほとんどは上部大陸地殻平均値(UCC)より有意に高い濃度を持つという結果が得られている。

一般的に堆積物の粒径ごとに堆積物中の重金属元素の存在割合や状態が異なり、重金属元素は粒径が小さい粒子に付着・凝集しやすいと言われている (Xiangdong *et al.*, 2001)。河川の上流と下流では、堆積物の粒径組成が大きく変わり、それにより河川の状態が大きく変わることが予測できる。

さらに、多摩川では自然が多く残されている上流域と、それに対して工業化が進んでいる下流域とでは、堆積物中の重金属元素の存在割合が異なると考えられる。多摩川における堆積物では、中流から下流に向けて流下するほど重金属元素濃度が高くなることが指摘されているが(長井, 2005; 木住野, 2006)、濃度の空間的分布のみでは、汚染の影響か、あるいは流下に伴った粒径組成の変化による(例えば、単に上流で溶脱した元素が下流に多く存在している微細な粒子に凝集したといった)可能性も考えられ、汚染の検討をすることは難しい。

また、一つの河川の重金属元素について、粒径ごとの濃度および存在形態の考察や、元素の起源を明確にすることで、汚染の有無を検討した研究例は少ない(他には、堀内(1977)

による「多摩川流域における河川底質土を中心とした汚染物質の挙動および自然浄化能力について」等があり、多摩川底質土の有害金属の拡散と浄化能力の実態の究明・有害重金属の河川底質土中における吸着と溶質機構の解明がなされている。

代表的な都市河川である多摩川は、源流部から下流部までの距離・標高差が大きく、地質を構成している岩石もその年代・種類が多様である。そこで、本研究では多摩川の堆積物及び水において、1. 粒径組成、2. 重金属元素等の微量元素の濃度分布、3. 主成分元素の濃度分布、4. Pb, Sr, O, H, S 同位体比分布に関してデータの比較を行い、流下に伴う各種元素、同位体の挙動とその起源を明確にすることを、目的とした。特に同位体データは起源、汚染状況を明らかにするために有効なデータであるので、多元素同位体分析を行い、各種元素、同位体の起源・挙動、これらに対する人間活動の影響の解明を行った。

2. 研究対象地域

2.1 多摩川の水質汚染の歴史

多摩川は、山梨県塩山市笠取山を源流に、秋川、浅川を始めとした多くの支流を集めて羽田沖の東京湾に注ぐ、全長 138km の一級河川である。1240km² の流域は、東京都の 2 区 23 市 1 村、神奈川の 1 市、山梨県の 1 市 2 村にまたがり、約 425 万人が暮らしている。その人口密度は 1km² あたり約 3400 人で全国平均 337 人の約 10 倍という、人口が密集した地域となっている。

多摩川の水質は、昭和 30 年代後半から流域の工場立地や宅地化が進んだために都市排水が増加し、悪化の一途を辿った。昭和 40 年代以降は、水の汚れの指標となる BOD(生物化学的酸素要求量)75%値が常に環境基準を下回る状態であった。下流の調布取水堰では、昭和 45 年にカシンベック病の疑いで取水停止になった。

また、流域人口の増加とともに、家庭などからの雑排水なども急激に増加した。流域区市町村別下水道普及率を見ると、都内では昭和 40 年代から下水道設備が本格的に着手され、都区部では 100%、市町村でもかなり普及が進んでいることがわかる。また、処理技術が高度化するとともに、生物化学的酸素要求量(BOD)や除去率雑排水に含まれる浮遊物質の量(SS)や、アンモニウム態窒素(NH₄)の除去率が向上した。

さらに、昭和 50 年代になると下水道の設備や河川管理者による河川浄化施設の設置など、多摩川の水質改善に向けた様々な取り組みが行われた。1980 年(昭和 55 年)には、専門家や自治体、市民との協同で、全国に先駆けて「多摩川河川環境管理計画」が策定された。この計画は、「治水」や「利水」が中心だった河川管理に始めて、「河川環境の保全と利用」の考えを盛り込み、その後の河川法の改正に影響を与えた。

2.2 多摩川の地形と地質

多摩川流域は、流れに沿って山地、丘陵、台地、低地と階段状に高度を下げていく。

日本の河川は全般的に、水源から河口までの距離が比較的短く、急勾配が特徴であるが、多摩川は信濃川や荒川よりもさらに急な勾配となっている(Fig.1)。水源から奥多摩湖までは急角度で流れ、青梅から河口までは高低差 150m となり、この間は緩やかに流れている。

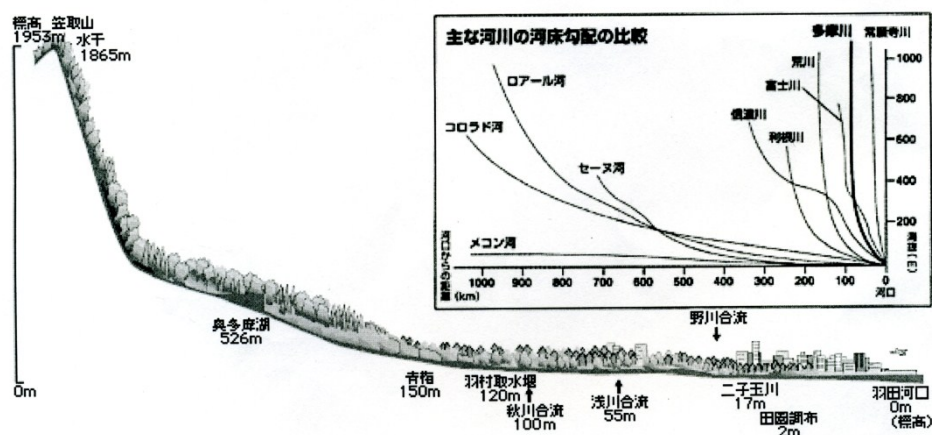


Fig.1 多摩川の縦断面模式図(国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所, 2004)

多摩川流域の地質の分布は地形の配列と密接な関係にあり、また八王子構造線(関東山地東縁と関東平野西縁を隔てる。南北方向の直線的に伸び、中央構造線により北では途切れる)を境として、西部の古期岩石類の地域と、東部の新期堆積物の地域に分けられる。

上流域に当たる西部の山地は、秩父系古生層と中生層で主に構成され、最上流部に花崗岩が分布している。地層の時代は古生代石炭紀から中生代白亜紀で、主として砂岩・頁岩から成っている。さらに各所で石灰岩・チャート・礫岩・輝緑凝灰岩等が分布しており、日原川沿いの石灰岩地には鍾乳洞なども見られる。地質構造は全体として北西～南東方向の軸を持つ褶曲・断層構造が基本で、本流・支流の多くは地質構造の影響を受けて細かく枝分かれしている。

山地の東側に位置する丘陵地を構成している地層は三浦層群と呼ばれ、鮮新世から前期洪積世に主として関東山地から供給された堆積物により形成されたものである。丘陵地下位の洪積台地は丘陵を形成する三浦層群の基盤の上に古多摩川が堆積させた砂層・礫層が乗り、さらに、全体が関東ローム層に覆われている。このローム層の厚さはその噴出物の起源が富士・箱根方面にあることから南西で厚く北東で薄い傾向にある。また、狛江付近から下流の立川段丘面は氷河時代の終了による沖積世の海進によって水没し、その後沖積平野の下に埋没してしまっている。

多摩川氾濫原の地質については扇状地性平野、自然堤防帯平野、デルタ平野それぞれで微妙に異なっている。扇状地性平野の堆積物は主に砂礫層であり、全般的に水はけが良い。しかし、その層厚は 20 数m以下であり、それほど厚いものではない。自然堤防帯平野

では、平野の堆積物は砂礫・シルトよりなるが、現河床及び旧河道跡では砂礫の堆積域が帯状に認められる。デルタ平野は海の影響を受けた堆積地形であり主にシルト・粘土によって構成されている。多摩川は砂利採掘の影響もあり、砂利層の基盤となっている第三紀層(三浦層群, 土丹層)の露出する箇所が見られる。八高線鉄橋付近, 多摩大橋付近, 宿河原堰下流部の露出は大規模で、流水による侵食を受けて特徴のある景観を呈している。(出典：建設省 京浜工事事務所, 河川環境管理財団, 多摩川誌, 昭和 61 年 3 月.)

また、最上流部は花崗岩で地質が形成されており、上・中流部は主として堆積岩、下流部は主として火山性堆積物で形成されている。

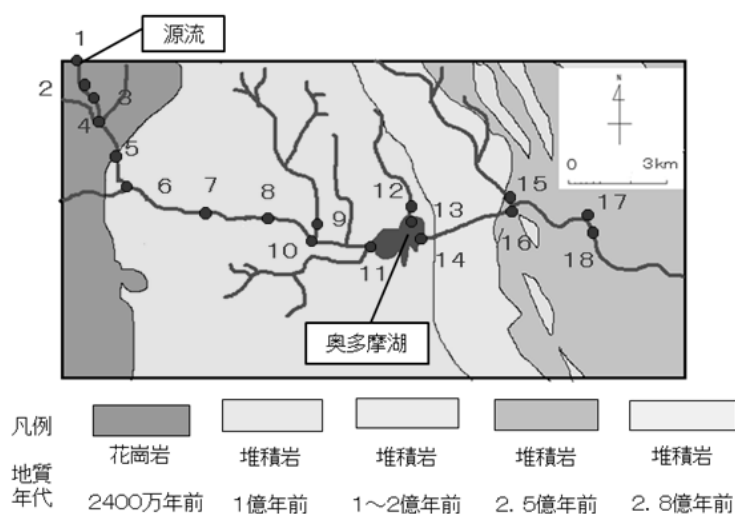


Fig. 2 多摩川における地質図 (出典：20 万分の一シームレス地質図)

また、Fig. 2 より、上流部半ば程までは主に花崗岩からなり、上流部半ば程からは主として堆積岩が続くことがわかる。その年代は下流に近づくにつれて、次第に古くなっている。

3. 試料採取

3.1 概要

試料採取は、各地点において河床堆積物、河岸堆積物、岩石および河川水を採取した。試料採取地点を Fig. 3 に示した。

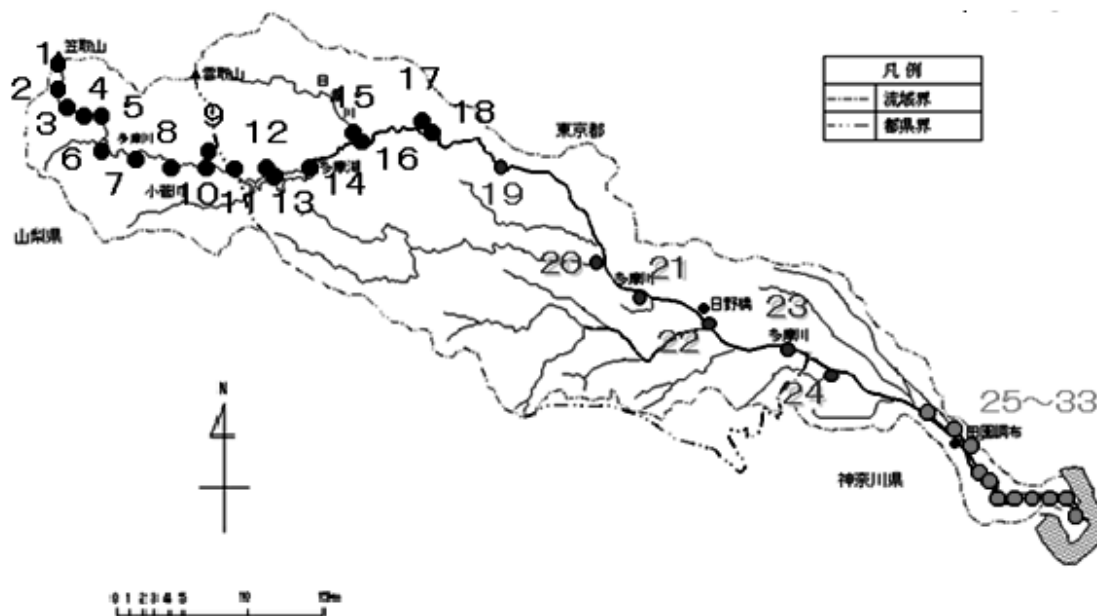


Fig. 3 試料採取地点(建設省 京浜工事事務所, 河川環境管理財団, 多摩川誌, 昭和 61 年 3 月引用)

3.2 試料採取方法

(1) 河岸堆積物および河床堆積物

河岸堆積物に関してはシャベルを用いて河岸を数 cm 掘り, 堆積物を採取, ラミジップに保管した。

河床堆積物に関しては採泥機を用いて船上から採取した後, 同様にラミジップに保管した。

(2) 河川水

100mL ポリビン 2 つと, さらに場所によっては 2L ポリビン 1 つを 10cm ほど沈めて採取した。ポリビンはふたをし, 空気が入らないように密閉した。

また, 川底までが深い場所は, 採水機を用いて, 船上から水を採取した後, 100mL ポリビン 2 つに保管した。

4. 分析・実験方法

4.1 河床堆積物

(1) 試料の前処理

採取した河床堆積物は葉さじ 4~5 杯分シャーレにとって, 50°C 乾燥機で 1 週間程度乾燥させた。乾燥した試料を, 始めメノウ乳鉢にとって力を加えすぎないように注意を払った。

その後、ふるいにかけて、礫(>2mm)、砂(2mm ~ 63 μ m)、シルト(<63 μ m)と粒径ごとに分別した。本研究では、重金属元素が吸着していると考えられる砂およびシルトを研究対象とし、以後、分別した砂試料とシルト試料をそれぞれ Sand, Silt と呼ぶこととし、これらを測定用試料とした。

(2) 構成鉱物同定(粉末 X 線回折)

粉末状にした試料を、慶應義塾大学理工学部中央試験所の粉末 X 線回折装置(XRD)D8 ADVANCE(BRUKER axs)および東京学芸大学の RINT-1000 (RIGAKU)により以下の条件で構成鉱物同定を行った。

・ 慶應義塾大学

全体および低角度のみの鉱物同定を行なうため、以下の 2 つの条件で測定を行なった。

[1] 測定範囲は 4 ~ 70°, 電圧・電流はそれぞれ 40kV, 60mA, スキャンステップ 0.01°, スキャンスピード 5°/min, 管球 Cu-K α .

[2] 測定範囲は 2 ~ 20°, 電圧・電流はそれぞれ 40kV, 60mA, スキャンステップ 0.01°, スキャンスピード 2°/min, 管球 Cu-K α .

・ 東京学芸大学

管球: Cu-K α , 電圧・電流: 40kV, 20mA, ゴニオメータ: 広角ゴニオメータ, モノクロメータ: 使用, 発散スリット: 1°, 散乱スリット: 1°, 受光スリット: 0.3mm, モノクロ受光スリット: 0.8mm, スキャンスピード: 4.000°/min, サンプリング幅: 0.010°, 測定範囲: 3.000 - 70.000°

(3) 主成分元素分析(蛍光 X 線分析)

これは蛍光 X 線分析(理学電機(株)製 RIX1000, 慶應義塾大学)を用い、ガラスビード法により主成分元素定量分析(Si, Al, Fe 等の主成分分析)を行うものである。

粉末状にした試料を、マッフル炉で空焼きし重量を測定したルツボに 0.6~0.7g 量り入れ、110°Cで 2 時間焼き、水分を除去した。その後 900°Cで 13 時間焼き、有機物や二酸化炭素、吸着水分を除去した。重量を測定し、焼く前の試料の重量との差から LOI を求めることができる。

焼いた試料 0.40000g と融剤 Li₂B₄O₇ をメノウ乳鉢で混合し、白金ルツボに入れた。この白金ルツボをビードサンプラーにセットし、1150°Cで 7 分間加熱、溶解し、冷却することでガラスビードを得た。得られたガラスビードを用いて定量分析を行った。

4.2 河川水

4.2.1 フィールド分析

試料採取時に、pH メーター(HM-21P, 東亜ディーケーケー(株), 慶應義塾大学)で pH および温度を、EC メーター(CM-21P, 東亜ディーケーケー(株), 慶應義塾大学)で電気伝導度 EC を、ORP メーター(RM-20P, 東亜ディーケーケー(株), 慶應義塾大学)で酸化還元電位 ORP を、DO メーター(DO-24P, 東亜ディーケーケー(株), 慶應義塾大学)で溶存酸素濃度

DO をそれぞれ測定した。

(2) イオンクロマトグラフ

イオンクロマトグラフ(DIONEX, DX-120, 慶應義塾大学)により, 溶離液として 2.7mM Na_2CO_3 および 3mM NaHCO_3 を用いて, Cl^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} 濃度を測定した。

(3) ICP-AES

産業技術総合研究所の ICP-AES(セイコーインスツルメンツ製 SP7800)にてカチオン (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , H_4SiO_4) 濃度を測定した。

(4) 同位体比測定

京都地球環境研究所にて表面電離型質量分析計(TI-MS または TIMS)を用いて分析を行った。

分析に際しては, 岩石・鉱物は混酸で溶解し, 陽イオン交換カラムに通して, Ca や Rb から分離・精製した Sr の単離物を, 表面電離型質量分析計に導入し測定する。実験室間の比較のために, 国際標準試料 NIST-SRM987(SrCO_3)を用いて, $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}=0.71025$ に規格化する。分析誤差は小数点 5 桁目で 1~3 程度であり, 小数点 4 桁目で 1 の差も有意な違いである。

TIMS は, 金属フィラメントに塗布した試料を電流で加熱してイオン化させるもの。リチウム(Li), ホウ素(B), ストロンチウム(Sr), レニウム(Re), オスミウム(Os), 鉛(Pb), ネオジウム(Nd), トリウム(Th), ウラン(U)の同位体比測定, ルビジウム(Rb), サマリウム(Sm)の定量などに使われている。高レベルのアバンダンス感度を達成するためにエネルギーフィルター(RPQplus)を装備する場合がある。(サーモクエストの”MAT 262”, さらに高感度な”TRITON TI”など) (http://chikyu-to-umi.com/earth/yo_bunse1.htm 引用)

5. 結果

5.1 河床堆積物

5.1.1 粒径組成

すべての堆積物試料をふるいにかけて, 礫(>2mm), 砂(2mm~63 μm), シルト(<63 μm)と粒径ごとに分別した。本研究では, 重金属元素が付着および吸着したいと考えられる砂およびシルトを研究対象とし, 分別した砂試料とシルト試料をそれぞれ Sand, Silt と呼ぶこととする。

本研究では, Sand および Silt の重量を測定し, その重量割合(%)をまとめた(Table1)。上流域においては, 峰屋橋地点で Silt の割合が増加している。ここは小河内ダム内に位置しており, 粘土質で覆われた地層からスコップで削り取るようにして堆積物を採取した。この地域では粘土状の地層が多く見られたことから, Silt の値が上がったと考えられる。この地域の地層の影響を受けてか, 峰屋橋から下流域域は峰屋橋より上流の地域に比べてやや Silt の値が大きくなっている。

中流域の堆積物のほとんどは, Sand であった。下流域では, 丸子橋, ガス橋では Sand が

大部分を占めていたが、六郷大橋以降 Silt の割合が増加していることから、小向仲野と六郷大橋間で粒径組成が大きく変化したと考えられる。また、下流域の左岸・中央・右岸における粒径組成においては、一般的に河川中央は岸側と比べて流速が速いことから、軽く微細なシルトは堆積しにくく、粒径が大きいものが堆積していると言われている。本研究では下流域において、3ヶ所すべて採取した地点のうち、中央の値を用いることとする。また、多摩川大橋、小向仲野、川崎大師などは中央の方が岸側と比べて Sand の割合が多かったが、六郷橋や大師橋にはその傾向が見られなかった。

Table 1 堆積物試料の Sand と Silt の割合(%)

試料採取地点	試料番号	Silt	Sand
一之瀬川	6	1.73	98.27
柳沢川	7	4.07	95.93
のめこいの湯前	8	0.87	99.13
後山川	9	1.69	98.31
丹波川	10	4.59	95.41
小袖川	11	0.59	99.41
峰谷川	12	0.70	99.30
峰谷橋	13	30.09	69.91
小河内ダム出口	14	5.49	94.51
日原川	15	2.42	97.58
奥多摩キャンプ場	17	3.32	96.68
川井	18	2.68	97.32
日向和田	19	0.10	99.90
秋川	20	2.00	98.00
拝島	21	4.50	95.50
関戸	22	2.20	97.80
稲城	23	0.00	100.00
二子玉川	24	0.00	100.00
丸子橋	25	0.00	1.00
ガス橋	26	0.00	1.00
多摩川大橋	27	0.00	1.00
小向仲野	28	0.01	0.99
六郷大橋	29	32.2	67.8
川崎大師	30	0.08	0.92

東門前	31	0.17	0.83
大師橋	32	0.05	0.95
羽田河口	33	0.13	0.87

5.1.2 各種元素濃度

XRFによる主成分元素およびICP-MSによる重金属元素濃度の結果をTable2に示す。

XRFでは、堆積物試料は全体的にSiO₂に富む傾向にあった。また、上流から下流へ、粒径が大きいもの(Sand)から小さいもの(Silt)になるのに従って、SiO₂の減少、Al₂O₃の増加、FeO + Fe₂O₃の増加傾向が見られた。しかし中流域のSandは、この傾向にはずれた。重金属元素濃度については、測定したすべての元素において、下流であるほど、またSiltであるほど重金属元素濃度が高い傾向にあった。

Table 2 堆積物試料の主成分元素(Sand) (wt%)

Sand						
試料採取地点	試料番号	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	ΣFe	MnO
一之瀬川	6	68.45	0.44	19.62	5.20	0.09
柳沢川	7	68.12	1.80	18.33	3.94	0.11
のめこいの湯前	8	72.20	0.59	17.49	5.45	0.09
後山川	9	76.49	0.56	19.34	5.06	0.08
丹波川	10	73.90	0.58	17.59	4.67	0.09
峰谷橋	13	64.78	0.68	18.09	4.97	0.10
小河内ダム出口	14	73.54	0.96	16.08	3.88	0.00
日原川	15	70.02	1.43	12.50	2.51	-0.10
氷川キャンプ場	16	76.40	0.54	22.33	4.32	0.07
河合支流	17	89.78	0.47	17.99	4.62	0.09
日向和田	19	71.13	0.56	11.34	4.61	0.10
秋川	20	76.75	0.39	10.26	3.86	0.09
拝島	21	75.59	0.45	10.65	3.98	0.09
丸子橋	25	71.15	0.48	11.45	4.22	0.08
ガス橋	26	71.17	0.49	11.82	4.17	0.07
多摩川大橋	27	72.47	0.54	13.55	4.70	0.09
六郷橋	29	67.82	0.51	12.86	4.43	0.08
大師橋	32	66.63	0.52	13.22	4.58	0.08
羽田河口	33	70.03	0.75	9.99	6.28	0.13

Sand

試料採取地点	試料番号	MgO	CaO	Na2O	K2O	P2O5
一之瀬川	6	2.04	2.28	0.00	2.12	0.02
柳沢川	7	1.85	2.20	0.81	2.26	0.10
のめこいの湯前	8	1.78	1.80	0.19	2.78	0.08
後山川	9	1.60	0.63	0.16	3.22	0.07
丹波川	10	1.40	1.39	1.73	2.90	0.06
峰谷橋	13	1.31	0.32	-0.30	3.32	0.03
小河内ダム出口	14	1.38	0.63	0.74	2.70	0.14
日原川	15	1.68	4.64	0.03	1.60	0.12
氷川キャンプ場	16	2.28	2.67	0.03	2.11	0.07
河合支流	17	1.28	0.49	-0.06	2.70	0.06
日向和田	19	1.54	2.25	1.74	2.21	0.09
秋川	20	0.87	0.69	1.93	2.03	0.05
拝島	21	0.99	0.91	1.90	2.13	0.06
丸子橋	25	1.26	1.43	2.00	2.08	0.06
ガス橋	26	1.16	1.28	2.01	2.22	0.05
多摩川大橋	27	1.22	1.46	2.08	2.44	0.08
六郷橋	29	1.24	1.56	2.06	2.32	0.08
大師橋	32	1.27	1.57	2.04	2.37	0.09
羽田河口	33	2.31	1.55	1.78	1.81	0.07

Table 3 主成分元素(Silt) (wt%)

試料採取地点	試料番号	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	ΣFe	MnO
一之瀬川	6	64.52	0.89	20.64	5.38	0.09
柳沢川	7	66.27	0.59	22.08	5.64	0.14
のめこいの湯前	8	60.89	0.61	16.70	6.42	0.13
後山川	9	63.20	0.80	16.67	4.93	0.10
丹波川	10	66.70	1.17	19.55	4.56	0.04
峰谷橋	13	67.78	0.86	22.35	5.05	0.12
小河内ダム出口	14	59.06	1.15	22.58	4.93	0.06
日原川	15	59.81	1.43	14.68	2.75	-0.08
氷川キャンプ場	16	54.87	1.05	13.78	2.96	-0.03
河合支流	17	62.44	1.15	21.23	4.90	0.05
日向和田	19	60.39	0.62	12.92	4.29	0.08
秋川	20	66.18	0.62	15.12	4.86	0.13

拝島	21	61.85	0.65	13.97	4.73	0.10
丸子橋	25	63.60	0.80	13.38	5.99	0.11
ガス橋	26	61.45	0.81	13.97	6.30	0.11
多摩川大橋	27	61.33	0.66	14.57	5.23	0.10
六郷橋	29	62.49	0.68	13.97	5.35	0.12
大師橋	32	59.28	0.68	14.65	5.39	0.09
羽田河口	33	56.31	0.73	15.39	6.42	0.08

Silt

試料採取地点	試料番号	MgO	CaO	Na2O	K2O	P2O5
一之瀬川	6	1.81	3.67	1.27	2.08	0.11
柳沢川	7	1.71	3.46	1.04	2.08	0.13
のめこいの湯前	8	1.68	2.78	0.78	2.09	0.11
後山川	9	1.44	1.05	0.60	2.79	0.13
丹波川	10	1.59	2.53	1.22	2.07	0.14
峰谷橋	13	1.27	0.45	0.06	3.06	0.05
小河内ダム出口	14	1.86	1.16	0.40	3.58	0.16
日原川	15	2.04	7.64	0.17	2.17	0.17
氷川キャンプ場	16	1.96	10.03	0.09	2.06	0.15
河合支流	17	1.47	0.96	0.69	2.93	0.21
日向和田	19	1.58	6.55	1.88	2.56	0.11
秋川	20	1.10	0.95	2.40	2.85	0.08
拝島	21	1.50	4.34	1.89	2.69	0.11
丸子橋	25	1.38	1.52	1.96	2.31	0.12
ガス橋	26	1.38	1.52	1.96	2.30	0.12
多摩川大橋	27	1.35	1.48	1.95	2.47	0.17
六郷橋	29	1.40	1.41	2.04	2.44	0.14
大師橋	32	1.46	2.13	1.92	2.57	0.15
羽田河口	33	1.57	1.12	2.24	2.41	0.24

また，上流部における LOI 値を以下に示す。

Table 4 LOI 値

試料採取地点	試料番号	Sand	Silt
		LOI	
一之瀬川右岸	6	21.72	5.16
一之瀬川中央		2.48	5.77
一之瀬川左岸		3.75	7.87
柳沢川右岸	7	3.01	6.58
柳沢川中央		4.70	9.59
柳沢川左岸			5.53
のめこいの湯	8	2.98	7.00
後山川	9	3.81	9.07
丹波川右	10	2.94	5.20
小袖川	11		
峰谷川	12	3.51	
峰谷橋	13	5.82	7.50
小河内ダム出口	14	3.57	12.48
日原川	15	6.70	11.92
氷川キャンプ場右岸	16	4.19	13.59
河合支流右岸	17	3.46	11.25

Table 5 重金属元素濃度(Sand) (ppm)

試料採取地点	試料番号	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
一之瀬下流	6	12.60	7.59	7.97	45.44	0.01	3.06
のめこいの湯前	8	16.77	11.69	7.27	42.07	0.01	3.45
後山川	9	15.21	9.46	6.39	32.87	0.00	3.46
日原川	15	63.38	23.62	6.98	32.50	0.04	4.10
氷川キャンプ	16	29.26	13.93	7.67	77.78	0.07	4.42
河合支流	17	14.06	8.00	6.87	98.77	0.01	4.39
丸子橋	25	36.39	19.71	20.65	69.58	0.05	11.13
ガス橋	26	30.87	18.09	16.59	56.94	0.03	10.37
多摩川大橋	27	35.91	19.43	22.85	78.78	0.08	16.93
小向仲野	28	45.05	24.58	29.20	96.35	0.12	17.24
六郷橋	29	41.78	21.90	29.90	91.39	0.05	24.74

川崎大師	30	54.35	31.29	38.02	117.11	0.16	17.73
東門前	31	41.42	21.33	0.00	93.17	0.12	18.96
大師橋	32	43.67	21.37	33.97	86.35	0.18	23.55
羽田河口	33	49.25	23.11	26.48	86.29	0.30	13.11

Table 6 重金属元素濃度 (Silt) (ppm)

試料採取地点	試料番号	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
一之瀬下流	6	28.51	15.03	10.37	52.48	0.06	6.19
のめこいの湯前	8	39.97	8.24	73.68	53.79	0.13	5.33
後山川	9	32.72	14.99	14.24	53.20	0.05	7.40
日原川	15	23.43	10.89	7.84	38.20	0.04	3.93
氷川キャンプ	16	18.10	10.66	9.04	41.23	0.10	5.15
河合支流	17	43.25	16.02	14.20	57.05	0.07	16.06
丸子橋	25	66.65	26.59	35.62	95.46	0.18	18.27
ガス橋	26	65.28	37.18	49.18	94.59	0.17	23.22
多摩川大橋	27	58.02	30.44	53.42	152.67	0.16	30.72
小向仲野	28	70.65	32.00	68.85	186.06	0.29	34.97
六郷橋	29	69.35	41.11	55.34	135.39	0.20	41.56
川崎大師	30	88.05	53.57	84.34	236.32	0.45	38.48
東門前	31	85.52	49.00	0.00	257.06	0.62	71.38
大師橋	32	108.90	71.25	61.73	157.25	0.31	31.35
羽田河口	33	161.10	53.12	125.06	297.60	2.14	54.10

5.1.3 構成鉱物同定

XRDによる鉱物同定の結果およびXRDチャートを以下に示す。

まず河床堆積物試料は、全体的に石英に富む傾向にあった。

また、立脇(2009)によると下流部における河川中央の河床堆積物と河岸の堆積物のXRDチャートは酷似していた。これより、研究対象である河床堆積物と河岸堆積物は同一由来であると考えられ、河岸の転石に由来すると言えた。さらに河床堆積物において、上流と下流、SandとSiltを比較すると、これらのXRDチャートもまた酷似していた。

SiltはSandと比較して、粘土鉱物の割合が多く存在するもので、XRDチャートもそれなりに違いが見られると考えていた。しかし結果は、SandもSiltも同種の粘土鉱物を含んでいた(Fig. 4-Fig. 8)。これはSiltに粘土鉱物(カオリナイト等)が含まれていたとしても、その割合がわずかであったため、XRDチャートに反映されなかった可能性も考えられる。これより、XRDの結果だけでは、SandやSiltの鉱物組成の相違の有無を明確にすることができなかった。以上より、多摩川の堆積物は河岸の転石に由来し、上流から下流までは、構成

鉱物の割合に多少の変化はある可能性はあるが、構成鉱物自体に変化はないと考えられる。さらに Sand と Silt にも構成鉱物の変化は見られなかったことから、Silt には粘土鉱物が含まれていると考えられるが、その量がわずかであったことから、Silt の成因は Sand の物理的風化(破碎)が関係していると推測できた。多摩川堆積物において正確に読み取ることのできた鉱物は、石英、長石、白雲母、黒雲母、磁鉄鉱、カオリナイトであった。

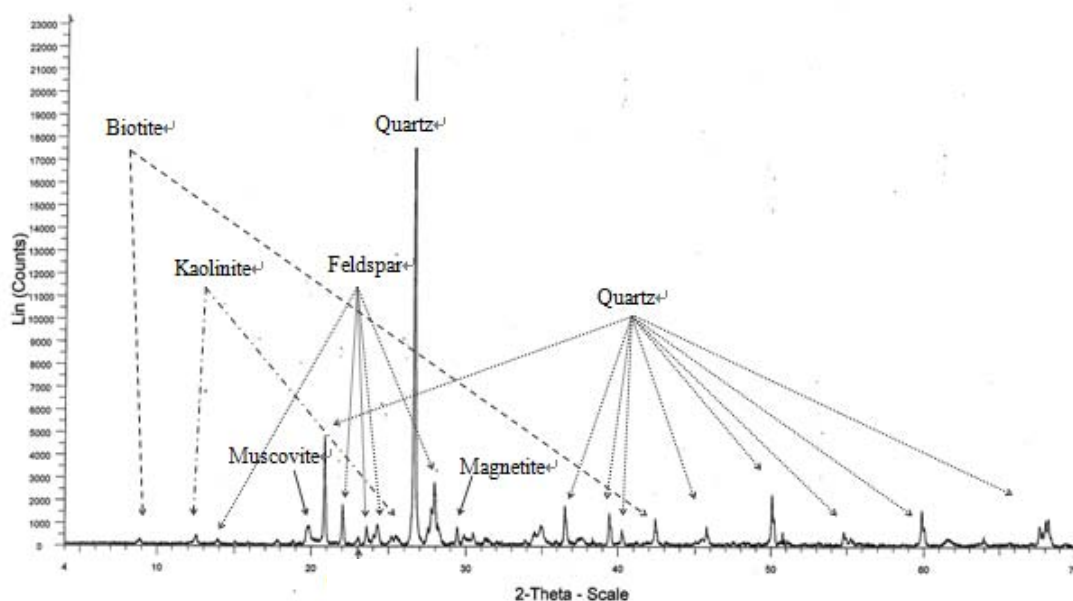


Fig. 4 下流(大師橋 32, 右岸)河床堆積物 Silt の XRD チャート

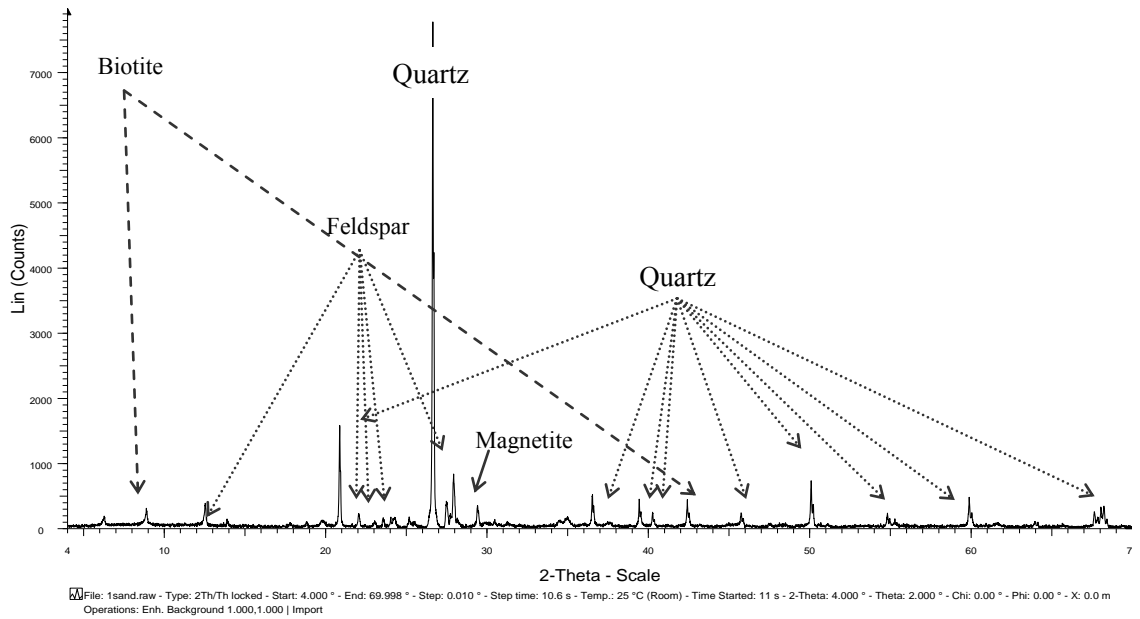


Fig. 5 川井 18 の Sand の XRD チャート結果

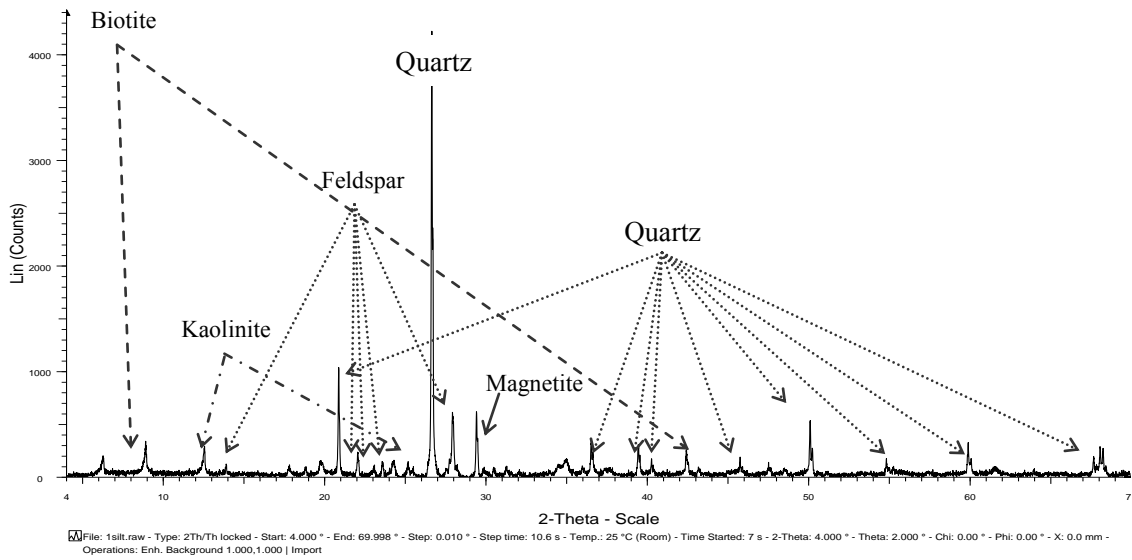


Fig. 6 川井 18 の Silt の XRD チャート結果

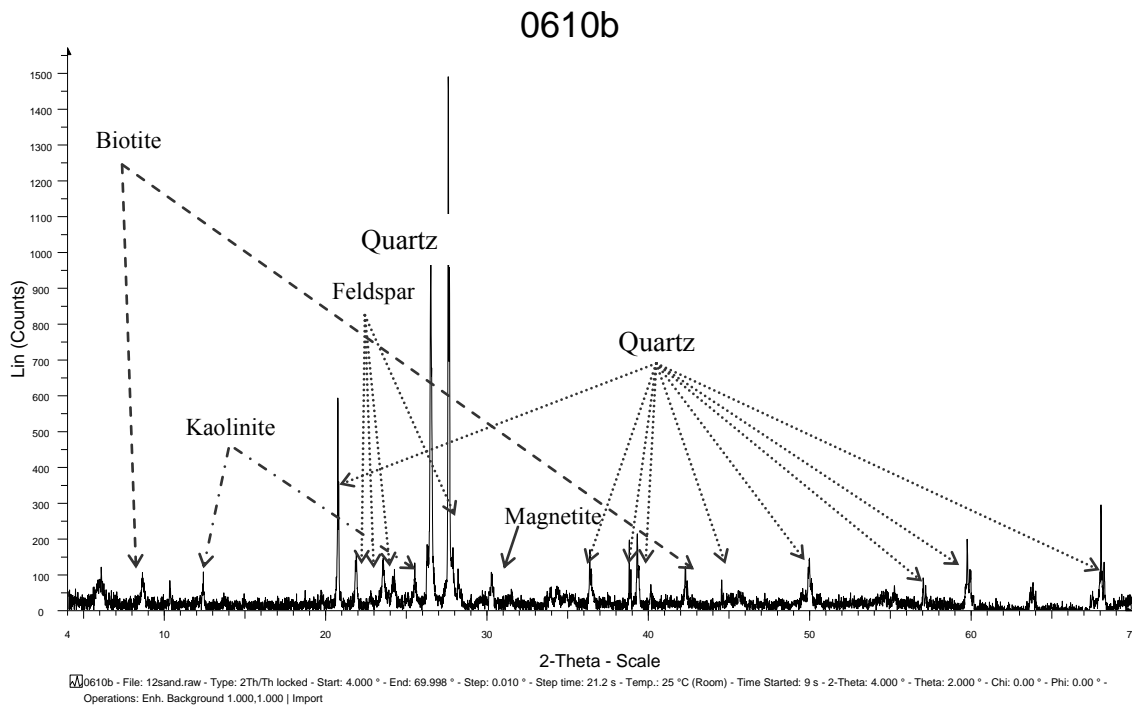


Fig. 7 一之瀬 6 の Sand の XRD チャート結果

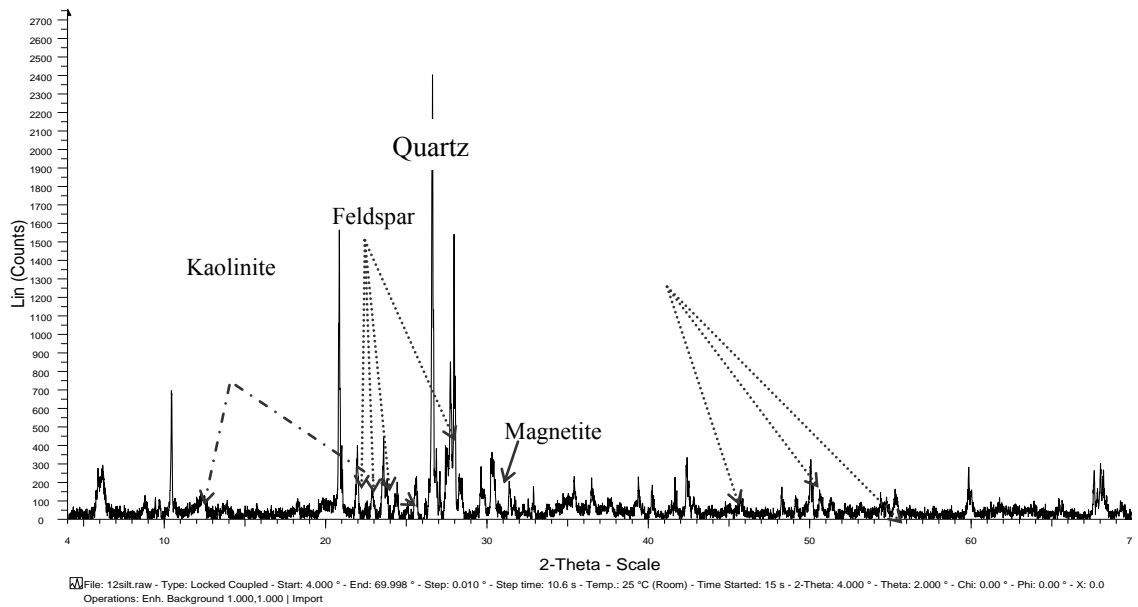


Fig. 8 一之瀬 6 の Silt の XRD チャート結果

5.2 河川水

5.2.1 フィールド分析

上流で河川水を採取した。pH, EC, DO, 温度を測定した。結果を Table 7 に示す。

なお、下流の 1 地点につき 3 地点採取した個所は、下流に向かって右側を右岸・左側を左岸・真ん中を中岸とした時の、中岸の値を示した。表中の 1~5 は 2010 年 9 月 12 日、6~17 は 2010 年 4 月 11 日、18~25 は 2010 年 9 月 11 日、26~36 は 2010 年 7 月 17 日のデータである。

Table 7 多摩川全域における、河川水の pH,EC,DO,温度

試料採取地点	試料番号	pH	EC(ms/m)	DO(mg/l)	温度(°C)
源流	1	7.07	3.45	26.51	10.30
沢	2	7.34	3.82	17.91	9.50
一之瀬上流	3	7.55	3.77	31.10	15.00
作場平	4	7.62	3.56	34.56	14.60
奥多摩屋旅館前	5	7.78	3.94	35.92	16.50
一之瀬川	6	7.37	5.34	11.76	10.90
柳沢川	7	7.36	4.74	9.48	10.10
のめこいの湯前	8	7.51	5.78	10.76	10.60
後山川	9	7.72	7.57	10.27	11.10
丹波川	10	7.36	5.54	8.96	11.60
小袖川	11	7.55	10.15	9.81	13.30
峰谷川	12	7.68	9.35	13.77	12.10
峰谷橋	13	8.01	6.84	14.47	12.30
小河内ダム出口	14	7.40	9.47	10.21	10.70
日原川	15	7.93	12.56	11.24	9.40
奥多摩キャンプ場	16	7.77	11.87	13.52	9.80
川井	17	8.40	12.50	8.57	9.60
日向和田	18	8.58	9.69	38.57	22.80
秋川	19	8.95	14.87	42.34	29.80
拝島	20	8.97	16.07	36.68	28.30
関戸	21	7.77	34.50	35.31	29.00
稲城	22	7.50	26.40	40.45	28.40
二子橋	23	7.82	36.80	52.37	27.50
丸子橋	24	7.88	30.40	8.63	26.00
ガス橋	25	7.54	27.60	7.60	26.30

多摩川大橋	26	7.31	30.10	6.69	26.30
小向仲野	27	7.58	120.20	7.78	27.30
六郷大橋	28	7.49	1210.00	6.52	26.20
川崎大師	29	8.02	2720.00	7.32	27.10
東門前	30	8.02	1213.00	7.09	26.30
大師橋	31	8.08	3455.00	6.79	26.10
海老取川	32	7.98	1268.00	8.43	28.20
羽田河口	33	8.17	4020.00	6.84	25.50

本研究の下流部における試料採取に関しては、潮の満ち干きによっては丸子橋地点まで船で上れない時間があった。東京湾の海水浸入の流れに沿って試料採取を行った地点もあるため、フィールド分析結果では、特に EC においてその海水の影響を受けたと見られる値が幾つか得られた。

一般的に有機物で汚濁した水中は、生物や植物の呼吸のために溶存酸素が使われ、DO が減少し、2mg/L 以下になると悪臭がすると言われている。今回の分析では、DO に特徴的な変化は無かったが、いくつかの箇所、有機物のような匂いが漂っていた。さらに細かい考察を行うには、季節ごとの変化を見る必要があると考えられる。

5.2.2 イオンクロマトグラフ

多摩川全域において採取した河川水のイオンクロマトグラフによるアニオン濃度分析結果を Table 8 に示す。

Table 8 河川水中のアニオン濃度(ppm)

試料採取地点	試料番号	F ⁻	Cl ⁻	Br ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
沢	2		0.68			0.28	0.32
一之瀬上流	3		1.51			0.23	0.23
作場平	4		0.44			0.23	0.22
旅館前	5		0.99			0.20	0.28
一之瀬川	6	0.03	0.87	0.20	0.88	1.80	1.12
柳沢川	7	0.04	0.71	0.28	1.07	1.43	0.99
のめこいの湯前	8	0.05	0.84	0.36	1.74	2.32	1.41
後山川	9	0.05	0.51	0.43	2.83	3.78	1.88
丹波川	10	0.04	0.80	0.35	1.97	2.82	1.62
小袖川	11	0.05	0.83	0.50	5.45	7.26	2.39
蜂谷川	12	0.05	0.78	0.41	5.53	7.37	2.06
峰谷橋	13	0.04	1.03	0.42	2.86	3.82	1.22

小河内ダム出口	14	0.04	1.59	0.49	3.94	5.26	1.22
日原川	15	0.04	0.74	0.79	3.25	4.33	3.10
奥多摩キャンプ場	17	0.04	0.87	0.70	3.42	4.56	2.94
川井	18	0.10	1.28	1.13	5.40	7.19	2.58
日向和田	19	0.07	1.37	0.00	0.00	6.55	2.54
秋川	20	0.09	13.38	0.00	0.04	47.97	11.33
拝島	21	0.08	4.13	0.00	0.00	14.66	4.43
関戸	22	0.07	3.61	0.00	0.00	12.45	3.94
稲城	23	0.16	95.36	0.00	0.45	54.19	36.41
丸子橋	24	0.27	24.18	0.00	0.18	26.12	14.19
ガス橋	25	0.34	19.19	0.00	0.17	26.36	16.11
多摩川大橋	26	0.35	20.79	0.00	0.15	27.79	16.45
小向仲野	27	0.33	25.04	0.00	0.18	27.98	16.21
戸手	28	0.30	41.92	0.00	0.16	29.47	15.85
六郷橋	29	0.31	30.01	0.00	0.16	28.52	15.84
川崎大師	30	0.26	63.66	0.00	0.19	36.55	16.52
東門前	31	0.30	1767.86	3.07	0.00	399.16	13.10
大師橋	32	0.27	1050.60	1.53	0.00	216.27	12.53
羽田河口	33	0.00	4812.28	15.04	0.00	555.82	11.08

また、上流から順に元素毎に推移を示したグラフを以下に示す。

下流に関して、値が他の地点と比べて非常に大きくなっている箇所に関しては、グラフを二つ示した。

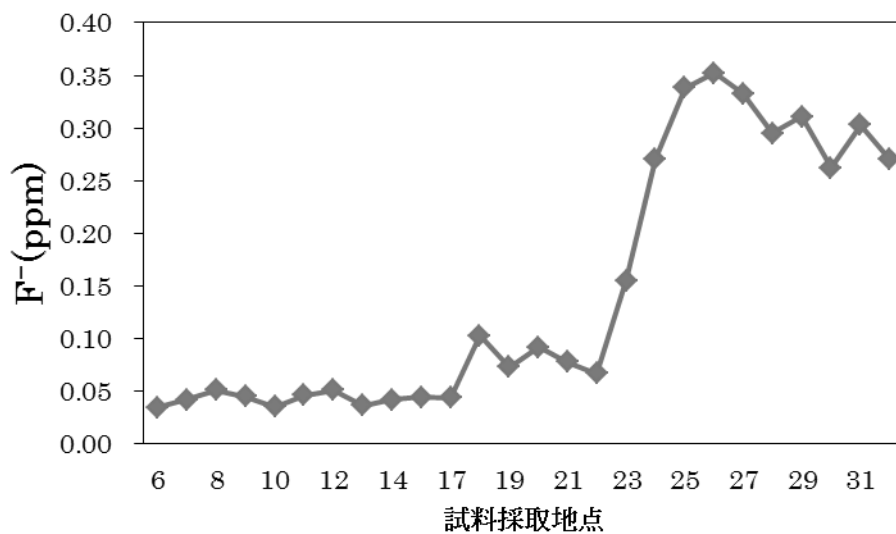


Fig. 9 6-33 地点でのフッ素イオン濃度

6~17 地点ではほとんど値が変化しておらず、汚染や岩石による影響も考えにくい。18~23 地点でわずかに値が上昇しているが、この地域より少し上流から田畑や集落が増え始める地域である、わずかながらに人為的影響により値が上昇していることが考えられる。24 地点から急激に値が上昇しているが、これは汚染による影響だけではなく、海水流入の影響が考えられる。なぜなら、海水のフッ化物イオン濃度は約 1.2ppm~1.3ppm だからである。24 地点の丸子橋には調布堰がある、海水が遡上することはまず考えられないことから、海水の影響を受けているのは 24 地点以降だと考えられる。

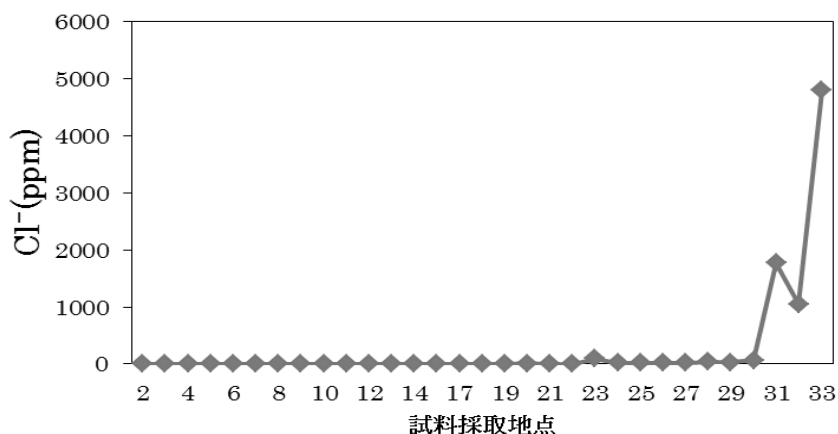


Fig. 10 2-33 地点での塩化物イオン濃度

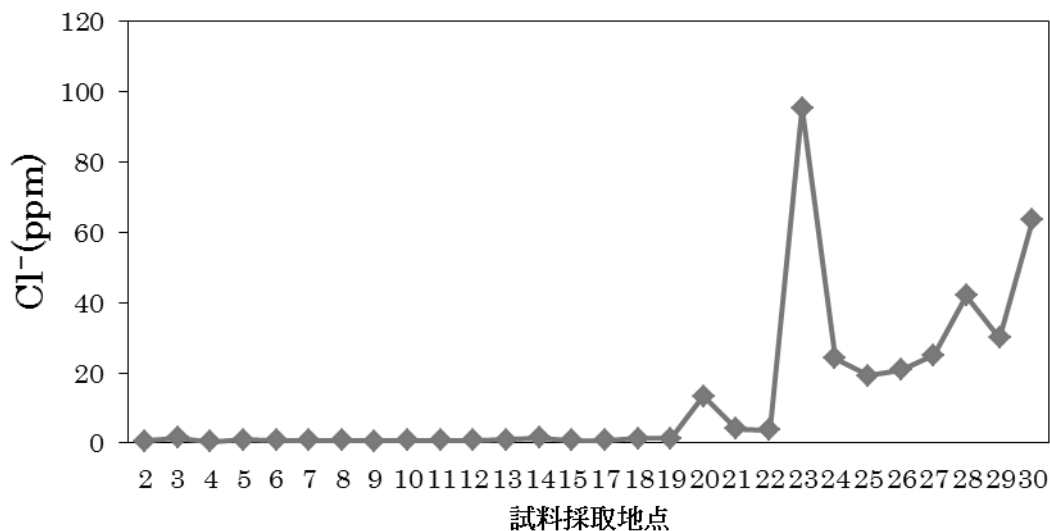


Fig. 11 2-30 地点での塩化物イオン濃度

塩化物イオン濃度は 19 地点までは非常に小さな値をとっている。その後、河口にむかう

につれて大きく上昇している。24 地点以降は丸子橋より河口側なので海水流入の影響が考えられるが、20 地点の秋川や 23 地点の関戸で大きい値をとっているのは汚染の影響が考えられる。また、20 地点で大きな値をとっているのに、21・22 地点で低い値をとっているのは、支流と本流の影響によるものだと考えられる。支流の 20 地点の秋川が本流に注ぎこみ、もともと値が高くない 19 地点からの本柳水と合流する。21・22 地点に本流と支流の河川水が到着する頃には、希釈効果により秋川の値はある程度落ち着いたものになる。そのため、21・22 地点では低い値をとっている。

23 地点で汚染の影響を受けた河川水は、24 地点の丸子橋の手前、調布取水堰で採水・排水されて下流部の海水が混じった河川水と混ざり、ある程度その濃度が希釈されるために 24 地点ではその値が低くなっている。

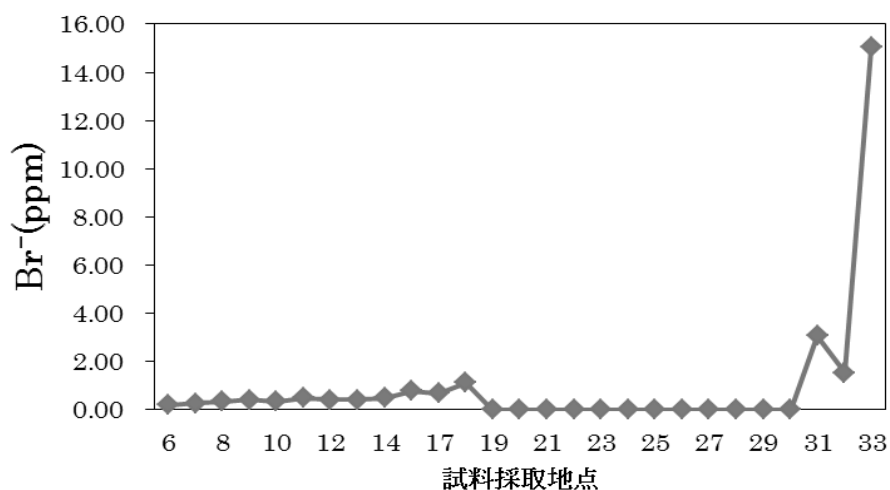


Fig. 12 6-33 地点でのブロムイオン濃度

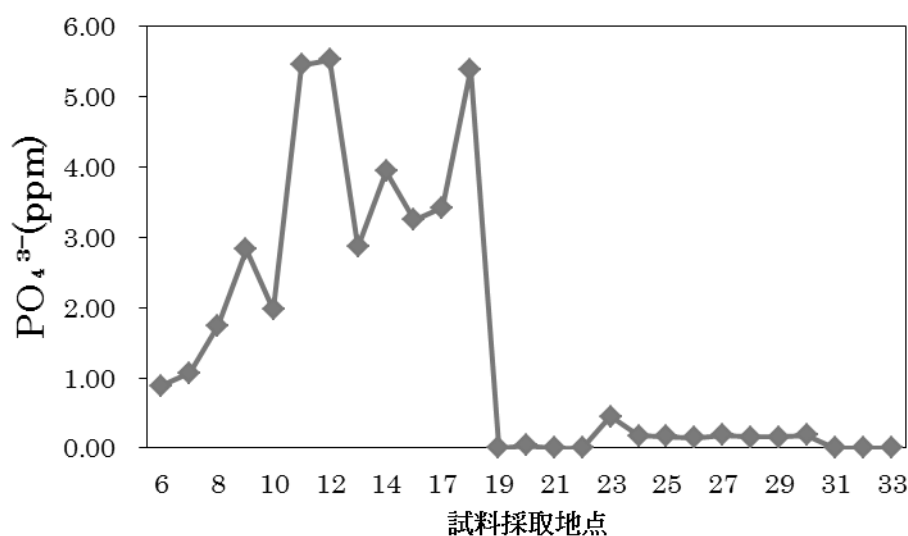


Fig. 13 6-33 地点でのリン酸イオン濃度

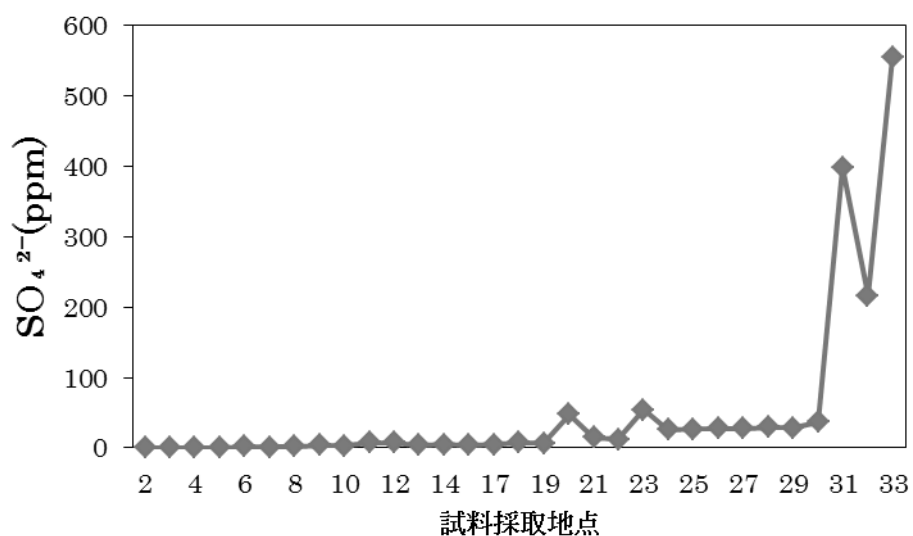


Fig. 14 2-33 地点での硫酸イオン濃度

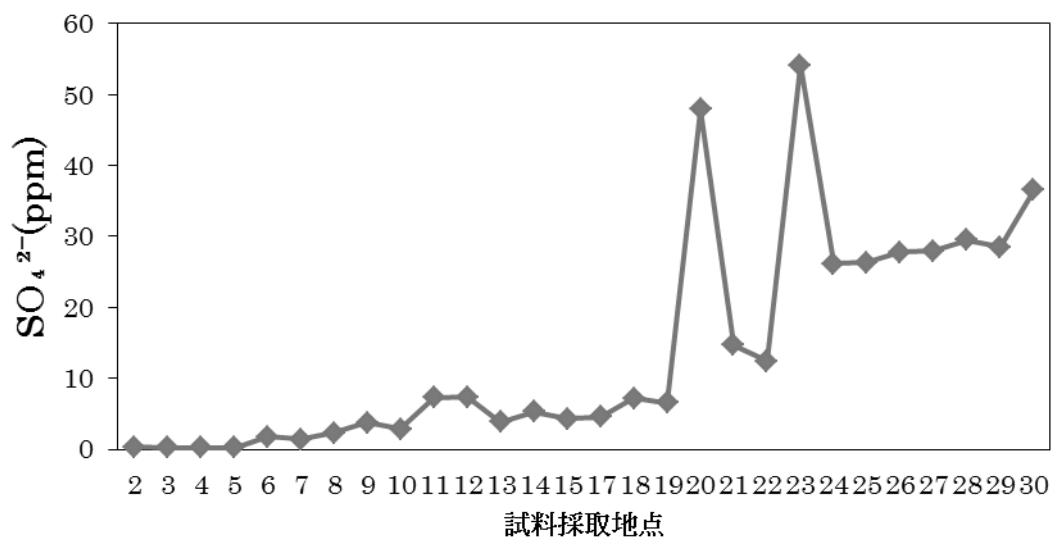


Fig. 15 2-30 地点での硫酸イオン濃度

基本的には下流に行くに従ってその値が大きくなってきている。

だが、これに関しては海水の流入の影響が大きいと考えられる。一般的に海水中の Cl^- 濃度は高く(19000ppm), SO_4^{2-} 濃度も高い(2600ppm)ことから、海水流入の影響があるのではないかと考えられる。 SO_4^{2-} 濃度は 20 地点の秋川辺りから徐々に値が増えている。このことは中流地点での汚染の可能性を示唆している。

また、上流地点で SO_4^{2-} がある程度存在しているのは堆積岩に多く含まれている $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 FeS_2 が河川水中に溶け込んでいるためと考えられる。

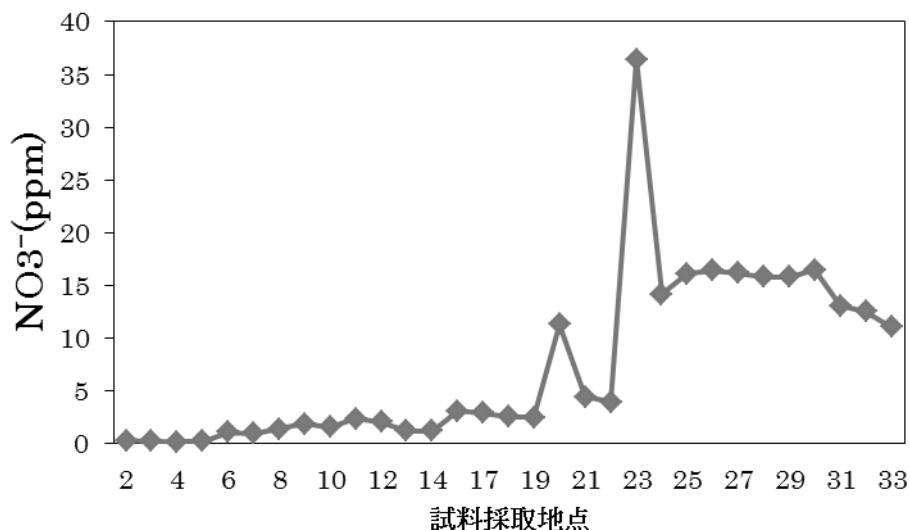


Fig. 16 多摩川全域における硝酸イオン濃度の推移結果

下流に行くにつれて増加するアニオンは F^- , Cl^- , Br^- , SO_4^{2-} であり、非常に似た形状となった。これらのアニオンは海水中で比較的高い濃度で存在していることと、下流域における海水の影響に調和的である。

一方、 PO_4^{3-} 濃度は下流に行くほどやや減少傾向が見られ、海水中のこれらの濃度は低い。また、 NO_3^- は中流域においては汚染により値が増加していると考えられるが、下流域においてはその値が低くなっている。これらのことから、この二つの元素に関しては、海水流入による希釈効果が考えられた。

以上のことから、多摩川下流域では東京湾の海水が流入してきていることが示された。時間帯にもよるが、満潮時には丸子橋付近(調布取水堰)まで影響を及ぼしていることがわかった。

また、河川水についてより詳しく考察を行う場合は、河口付近では海水の影響について十分考慮した上で試料採取を行う必要がある。加えて、河川水の挙動は堆積物と比較して流動的で変化しやすいことから、同地点においての経時変化、季節変化に留意し、定期的に試料採取を行う必要があると考える。

また、海水の混入割合を計算したところ Cl^- からは羽田河口で 25%、 SO_4^{2-} では羽田河口で 21% という結果がでた。しかし、海水流入がおきていない中流域において、これらの濃度は 20~100ppm となっており、自然水中に含まれる濃度(10ppm 程度)を大きく超えており、一般的に Cl^- に関しては 50ppm を超えるものに関してはし尿や排水による汚染が疑われる。

よって多摩川の中流・下流部においてはある程度の人為的汚染が示唆されると考えられる。

5.2.3 ICP-AES

多摩川全域において採取した河川水のカチオン分析結果を Table 9 に示す。

Table 9 水試料の ICP-AES の結果(ppm)

n.d.:検出限界以下

試料採取地点	試料番号	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	H ₄ SiO ₄	Mg ²⁺
源流	1.	0.77	1.53	2.89	5.16	n.d.
沢	2	0.80	1.33	5.12	6.96	n.d.
一之瀬上流	3	0.79	1.58	4.21	6.81	n.d.
作場平	4	0.79	1.53	4.30	7.44	n.d.
奥多摩屋旅館						
前	5	0.80	1.58	4.79	7.11	n.d.
一之瀬川	6	0.84	1.40	6.32	9.00	0.05
後山川	9	0.82	1.22	15.76	5.80	0.40
蜂谷川	12	0.86	1.29	17.89	7.20	0.72
奥多摩キャンプ						
場	17	0.84	1.29	19.01	5.93	0.45
川井	18	0.84	1.30	16.82	6.01	0.50
日向和田	19	0.85	1.37	17.16	6.00	0.51
秋川	20	1.17	2.27	25.51	6.67	2.05
拝島	21	0.99	1.67	24.60	8.01	2.49
関戸	22	2.44	5.19	30.51	8.16	5.40
稲城	23	2.48	5.58	27.52	8.75	4.05
二子橋	24	2.84	5.81	28.61	9.67	5.08
丸子橋	25	2.03	4.26	25.42	7.57	3.85
ガス橋	26	1.99	3.99	25.35	7.46	3.94
多摩川大橋	27	2.50	4.58	25.97	7.81	5.56
小向仲野	28	13.70	10.22	31.12	7.51	27.71
六郷橋	29	254.12	132.47	158.61	n.d.	543.08
川崎大師	30	372.72	182.47	231.25	n.d.	797.83
東門前	31	531.05	252.74	332.29	n.d.	1120.78
大師橋	32	509.99	241.61	317.64	n.d.	1076.34
羽田河口	33	598.01	281.84	375.83	n.d.	1268.13

5.2.4 ICP-MS

多摩川全域において採取した河川水の重金属濃度分析結果を Table 10 に示す。

Table 10 水試料の ICP-MS の結果(ppb)

試料採取地点	試料番号	Br	Al	Ti	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Cu	Zn	As	As	K(ppm)
源流	1	7.31	0.00	3.12	0.00	0.00	0.00	0.78	0.49	0.56	15.08	1.21	0.32	1.67
沢	2	6.77	0.00	4.30	0.00	0.00	0.01	0.49	0.38	0.37	7.05	1.21	0.27	0.90
一之瀬上流	3	7.45	0.00	5.10	0.19	0.00	0.11	5.09	0.47	0.54	155.77	1.49	0.35	1.70
作場平	4	6.85	0.00	5.38	0.11	0.00	0.11	3.33	0.48	0.50	157.27	1.02	0.30	1.63
旅館前	5	6.49	0.00	5.46	0.18	0.00	0.07	3.14	55.20	55.30	199.97	1.41	0.31	1.84
一之瀬下流	6	6.84	0.00	6.73	0.11	0.00	0.06	3.30	0.55	0.56	157.97	1.92	1.07	1.12
のめこいの湯前	8	7.06	0.00	6.42	0.02	0.00	0.06	2.81	0.40	0.35	149.23	3.26	2.14	0.97
後山川	9	6.62	0.00	7.22	0.37	0.00	0.05	2.98	0.70	0.59	151.65	2.47	2.01	0.96
丹波川	10	6.24	0.00	12.21	0.73	0.00	0.10	4.57	0.91	0.85	195.45	2.60	0.79	0.85
小袖川	11	6.47	0.00	13.97	0.18	0.00	0.08	3.50	0.77	0.80	155.59	2.00	0.68	0.74
峰谷川	12	7.72	0.00	13.87	0.00	0.00	0.06	3.29	0.68	0.67	152.03	2.59	0.97	0.91
小河内ダム出口	14	9.07	0.00	15.17	0.52	4.57	0.11	5.29	0.81	0.86	226.61	1.92	1.13	0.95
氷川キャンプ	16	7.89	0.00	11.71	1.06	0.00	0.07	3.36	0.93	0.97	160.49	1.92	0.91	0.83
河合支流	17	8.19	0.00	13.03	0.44	0.00	0.14	5.08	0.52	0.50	224.95	1.75	0.52	0.74
河合	18	8.59	0.00	14.29	0.56	7.62	0.13	5.23	0.96	0.94	230.69	2.09	1.17	1.16
日向和田	19	9.45	0.00	15.32	1.20	22.90	0.11	5.46	1.02	1.02	230.51	2.67	1.21	1.25
秋川	20	16.89	0.00	19.65	0.56	24.72	0.13	5.82	1.35	1.32	234.05	3.02	0.92	2.09
拝島	21	14.88	0.00	20.38	0.99	61.61	0.27	19.07	4.35	4.36	252.28	2.39	0.97	3.71
関戸	22	40.64	0.00	24.27	0.76	45.54	0.21	7.86	3.34	3.05	250.47	3.01	1.21	11.19
稲城	23	49.56	0.00	24.72	0.97	47.55	0.28	8.95	3.82	3.29	257.89	2.68	1.55	12.14
二子	24	44.42	0.00	25.65	0.63	53.39	0.23	8.38	4.24	3.99	256.39	2.03	1.33	10.35
丸子橋	25	35.72	0.00	22.00	0.72	42.72	0.21	7.81	2.63	2.19	255.66	2.40	1.27	8.51
ガス橋	26	34.67	0.00	21.41	0.75	14.95	0.18	7.54	2.93	2.54	250.80	2.13	1.16	8.65
多摩川大橋	27	41.44	0.00	26.63	0.69	38.70	0.19	7.07	2.67	2.34	252.79	2.04	1.31	7.69
小向仲野	28	99.49	0.00	28.88	0.96	64.43	0.25	9.43	5.29	2.56	255.42	4.94	2.68	14.43
六郷橋	29	1144.25	0.00	186.13	0.57	435.58	0.37	11.45	45.26	4.84	200.48	33.05	24.60	157.77
川崎大師	30	1444.22	0.00	221.55	0.45	543.18	0.42	11.59	56.80	5.22	163.44	44.44	30.99	215.29
東門前	31	1574.54	0.00	245.73	0.42	510.90	0.43	14.36	98.19	38.46	142.57	48.76	38.21	303.72
大師橋	32	1308.26	0.00	215.17	0.12	334.50	0.37	9.55	59.57	4.76	167.48	39.55	33.22	316.63
羽田河口	33	1354.71	0.00	238.40	0.36	376.79	0.43	27.34	71.19	5.49	129.45	44.62	38.50	390.86

源流	1	0.81	8.75	0.06	0.07	0.00	0.15	2.88	0.27	20.52	1.26	0.44	2.92
沢	2	0.54	19.32	0.06	0.07	0.00	0.16	1.86	0.17	22.42	1.93	0.40	4.34
一之瀬上流	3	1.04	6.85	0.24	0.06	0.00	0.36	4.94	2.86	54.73	1.66	0.46	3.64
作場平	4	0.87	7.29	0.28	0.07	0.00	0.19	5.30	2.72	57.71	1.83	0.47	3.74
旅館前	5	1.23	5.75	0.28	0.06	0.00	0.23	4.65	2.82	56.36	1.79	0.53	4.04
一之瀬下流	6	0.62	17.52	0.47	0.02	0.00	0.18	4.84	2.66	56.45	2.82	0.69	5.07
のめこいの湯前	8	0.65	17.97	0.39	0.02	0.00	0.13	2.59	2.71	52.12	2.39	0.56	5.28
後山川	9	0.66	20.64	0.41	0.05	0.00	0.21	2.53	2.62	50.59	2.41	0.60	5.74
丹波川	10	0.57	59.25	0.31	0.04	0.00	1.61	0.98	3.10	54.36	2.41	0.92	11.97
小袖川	11	0.50	77.26	0.39	0.04	0.00	0.23	0.60	2.67	49.54	2.93	1.08	13.03
峰谷川	12	0.64	82.18	0.51	0.03	0.00	0.14	1.23	2.75	50.30	3.30	1.10	12.99
小河内ダム出口	14	0.70	53.36	0.58	0.02	0.00	0.17	2.18	4.62	64.85	2.66	0.94	13.81
氷川キャンプ	16	0.72	50.08	0.48	0.04	0.00	0.26	1.06	2.10	39.95	2.39	0.94	8.66
河合支流	17	0.44	59.14	0.46	0.03	0.00	0.16	1.25	4.41	74.04	3.33	1.49	10.98
河合	18	0.79	54.06	0.55	0.05	0.00	0.22	2.28	4.50	67.14	2.83	0.96	12.24
日向和田	19	0.86	54.25	0.51	0.07	0.00	0.28	2.42	4.48	75.04	2.93	1.00	12.66
秋川	20	0.93	79.75	0.73	0.05	0.00	0.21	2.94	4.61	69.58	5.74	2.20	17.88
拝島	21	1.82	77.10	0.73	0.08	0.00	0.51	2.78	8.96	107.42	8.93	1.98	18.65
関戸	22	7.27	91.45	1.84	0.04	0.00	0.23	4.32	4.71	70.75	29.37	3.33	20.70
稲城	23	6.78	95.17	1.89	0.06	0.00	0.26	5.24	5.19	109.97	33.75	3.78	21.64
二子	24	5.64	99.48	1.67	0.07	0.00	0.31	5.35	4.96	70.87	29.20	4.06	22.94
丸子橋	25	5.12	86.75	3.47	0.05	0.00	0.83	4.16	5.10	67.84	24.06	3.35	19.63
ガス橋	26	4.70	83.87	1.58	0.05	0.00	0.40	4.78	4.77	68.55	22.09	3.17	18.30
多摩川大橋	27	5.00	87.78	1.65	0.04	0.00	0.25	5.05	5.15	68.10	29.96	4.09	19.18
小向仲野	28	6.11	183.20	1.78	0.06	0.00	0.30	4.41	5.32	70.71	143.47	19.55	23.48
六郷橋	29	29.87	2001.83	5.15	0.19	0.00	0.48	6.25	3.50	56.91	2895.00	312.37	131.53
川崎大師	30	37.13	2654.83	6.08	0.11	0.00	0.21	5.99	3.22	53.73	4189.89	459.39	176.75
東門前	31	43.08	3153.02	6.73	0.13	0.00	0.33	6.57	3.25	54.31	5755.92	654.25	234.85
大師橋	32	37.71	2787.18	5.74	0.09	0.00	0.10	6.72	3.12	49.62	5488.96	663.48	225.87
羽田河口	33	41.41	3126.56	5.23	0.06	0.00	0.27	6.82	2.86	54.56	6407.37	825.05	257.23

上流から下流へ向かうにつれて、増加傾向が見られた。しかし中流域の Sand は、この傾向からはずれた。重金属元素濃度については、測定したすべての元素において、下流であるほど、また Silt であるほど重金属元素が高い傾向にあった。ICP-AES と ICP-MS で共通して測定している元素(K, Mg, Na, Ca)に関して、上流から中流の値はそこまで大きな差は見られなかった。しかし、最下流部の河口付近においては特に Na においてその値の差が大きく見られた。これは ICP-AES においては 2 万倍に希釈して計測しているため、希釈段階で採取した試料がわずかに少ないだけでもその値は大きく変わってしまうことが原因だと考え

られる。中でも海水に多く含まれる元素のズレが大きく生じたと考えられる。

5.2.5 Sr 同位体比

多摩川全域において採取した河川水，岩石の Sr 同位体比分析結果を Table 11 に示す。

Table 11 Sr 同位体比の結果

試料採取地点	試料番号	水中の ⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr	岩石の種類	岩石中の ⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr
源流	1		花崗岩	0.70524
一之瀬川	6	0.705695		
柳沢川	7	0.706341	堆積岩	0.70531
のめこいの湯 前	8	0.707262		
後山川	9	0.707405	堆積岩	0.71209
丹波川	10	0.709199		
小袖川	11	0.710101		
蜂谷川	12	0.709281		
峰谷橋	13	0.708882		
小河内ダム出 口	14	0.710113		
日原川	15	0.708097		
氷川	16		堆積岩	0.70786
奥多摩キャンプ 場	17	0.709701		
川井	18	0.710018	堆積岩	0.72201

5.2.6 O・H 同位体比

多摩川全域において採取した河川水の O・H 同位体比分析結果を Table12 に示す。

Table 12 O・H 同位体比分析結果(‰)

試料採取地点	試料番号	$\delta^{18}\text{O}$	底水の $\delta^{18}\text{O}$	δD	底水の δD
源流	1	-11.31		-74.80	
沢	2	-11.19		-74.80	
一ノ瀬上流	3	-11.21		-75.80	
作場平	4	-11.49		-76.80	
一ノ瀬	6	-10.41		-70.10	

柳沢川	7	-10.48		-70.30	
のめこい	8	-10.58		-71.60	
後山川	9	-10.37		-70.90	
丹波川	10	-10.39		-70.10	
小袖川	11	-9.68		-65.80	
峰屋川	12	-9.93		-66.60	
小河内ダム	14	-9.82		-67.60	
日原川	15	-10.13		-68.80	
奥多摩キャンプ	17	-10.04		-68.10	
河合	18	-9.49		-64.30	
日向和田	19	-9.94		-66.20	
秋川	21	-8.66		-58.30	
拝島	20	-9.09		-61.80	
関戸	22	-8.58		-58.40	
稲城	23	-8.65		-57.40	
二子	24	-8.62		-56.90	
丸子橋	25	-9.05		-60.40	
ガス橋	26	-8.97		-60.00	
多摩川大橋	27	-8.99		-59.00	
小向仲野	28	-8.79		-56.60	
六郷橋	29	-8.84	-6.06	-57.90	-41.40
川崎大師	30	-8.17	-4.45	-55.60	-33.70
大師橋	32	-7.67	-2.95	-52.10	-21.70
羽田河口	33		-1.28		-12.80

6. 考察

6.1 粒径組成と，粒子の成因

6.1.1 粒径組成の比較

Table1 を基に，Sand と Silt の合計重量を 100%とした粒径組成を Fig. 17 にまとめた。

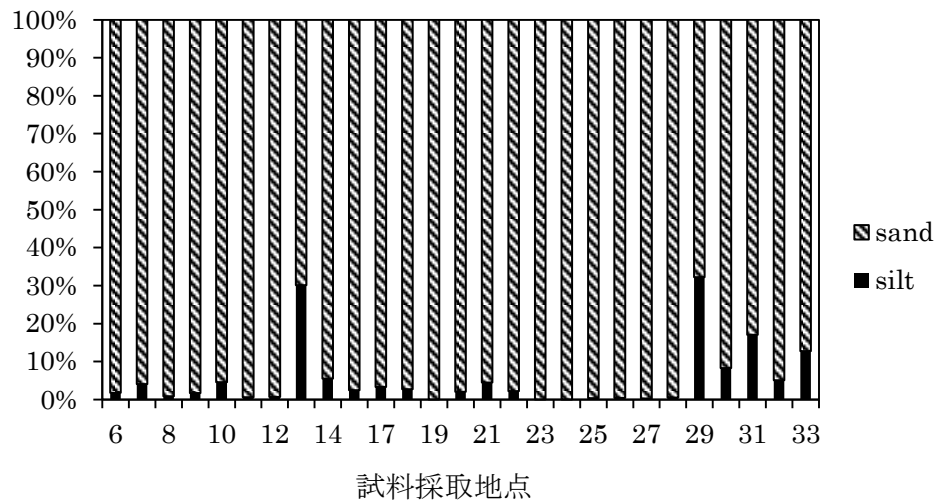


Fig. 17 地点ごとの粒径組成

横軸は地点を示しており、右に行くほど河口に向かうようまとめている。また、下流域では1地点につき左岸・中央・右岸と3ヶ所試料採取しているが、粒径組成に明確な傾向が見られなかったため、ここでは、下流域の各地点の組成は3ヶ所のうち中央の値で表している。

Fig. 17 より、上流・中流域の堆積物は Sand の割合が全体を占めているおり、そして河口に近づくほど Silt の割合が増加する傾向にあることが言える。これは、河川には侵食、運搬、堆積作用があると言われていたが、河口では流速が緩やかになることで堆積作用が最も起こりやすくなるため、上流から運搬されてきた Silt が多く堆積したこと、あるいは本来の川の流れに逆らう海水浸入により運ばれたことが考えられる。

上流部の 13 地点においては Silt の割合がかなり高かったが、これは、粘土質の地質が周辺に多く存在しており、その地質の影響によりこのような結果になったことが考えられる。

また、結果より、下流の中でも特にガス橋から多摩川大橋間で粒径組成が大きく変化していることが示された。多摩川にはいくつかの取水堰が存在しており、丸子橋のやや上流には調布取水堰が存在している。この堰のため、海水の上流への浸入が遮られることが影響していると考えられる。因みに、多摩川下流域における海水の浸入については、本研究での下流域試料採取時に、海が満潮時でないとガス橋より上流へは船で立入ることができなかったこと、および多摩川河川水の水質(立脇, 2007)より、明らかである。

以上をまとめると、上流から運搬されてきた軽く微細な粒子である Silt が下流域で多く集まっていると言える。これは、多摩川の下流域では勾配が緩やかであることや海水の浸入によって、多摩川の流速が緩やかになるため、堆積作用が起こりやすく移動しにくいためと考えられる。

また、一般的に重金属元素は Sand よりも Silt に凝集しやすいと言われている(Li *et al.*, 2001)。仮に下流域の堆積物で重金属元素が高濃度になるならば、それは流下に伴う Silt の

割合の増加によっても考えられる。よって濃度の推移のみを見て汚染の有無を検討するのは、誤った解釈を引き起こす可能性があることを示唆している。

6.1.2 粒子の成因

転石の観察結果及び Fig. 3-2 より、多摩川堆積物の主な源岩は花崗岩、堆積岩等であると言えた。よって堆積物は上・中・下流域で、構成鉱物の割合に多少の変化はある可能性はある。また、Sand と Silt には構成鉱物の大きな変化は見られなかったことから、i) Silt には粘土鉱物が含まれているが、その量がわずかであったこと；ii) Silt は主に Sand や源岩の物理的風化(破碎)により生成したと推測できた。

さらに、河床堆積物を地球化学的に考察するために、主成分元素の結果に着目した。

まず、上・中・下流域の LOI (強熱減量: loss on ignition) の値をプロットした(Fig. 18)。上流と下流・Sand と Silt をより明確に比較するために平均値を用いることとした。

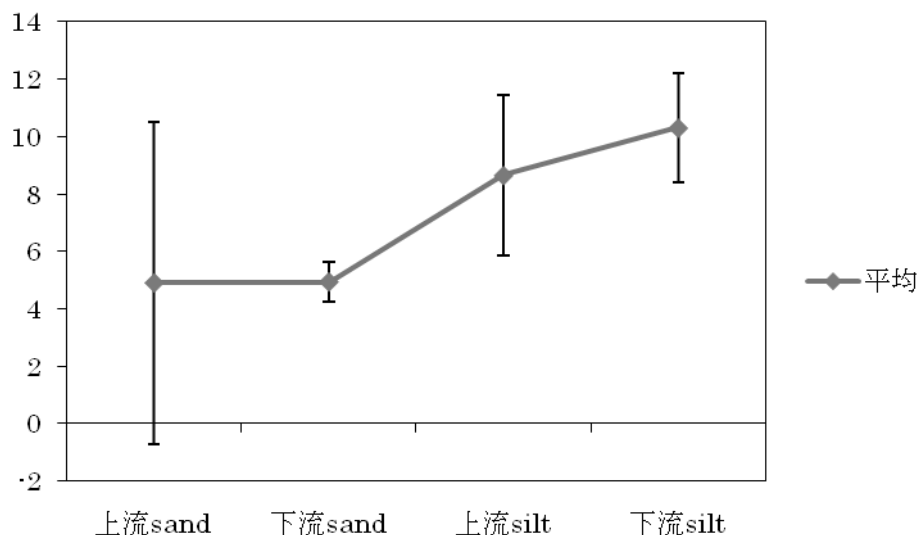


Fig. 18 地点ごとの LOI(wt%)

上・下流域それぞれの Sand および Silt 中の LOI(wt%)を、平均値と標準偏差で表した。

LOI とは、試料を強熱した際に揮散する H₂O や CO₂(主に炭酸塩の熱分解から生じる)、有機物などの物質量の指標である。Fig. 18 より、上流、中流、下流域へと向うに従って、LOI の割合は増加しており、さらに Sand と比べて Silt の方が LOI の割合は大きかった。

故に、下流の方が、また粒径が小さい方が有機物や粘土鉱物の割合が多いと言える。また、地点ごとに LOI の割合が異なるので、主成分元素について考える際はこの差異を考慮した値をプロットすることとした。

次に主成分元素間の相関を見てみる。

一般的に、岩石が化学風化を受けると、普通 Na, K, Ca, Mg などが水溶液に溶け、地表

水・地下水の流れにより移動し、最後は海に入る。シリカ、アルミナ、鉄は残留して粘土コロイドを形成しやすい。さらに風化が進むと、シリカも溶脱し、鉄とアルミニウムの二三酸化物の加水物だけが残る。この化学的風化による元素の抜けやすさの序列をまとめると、 $\text{Na, Mg, Ca, K} > \text{Si} > \text{Al, Fe, Ti, Mn}$ である。

そこで、 Si, Al, Fe の酸化物の値を用いて化学的風化作用の影響を考察する。これには、上述した風化によって溶出しにくい元素($\text{Si, Al, Fe, Ti, Mn}$)を基に考える必要があり、その内 Ti, Mn は試料中に微量しか含まれていないので誤差が多いと考えられるためである。

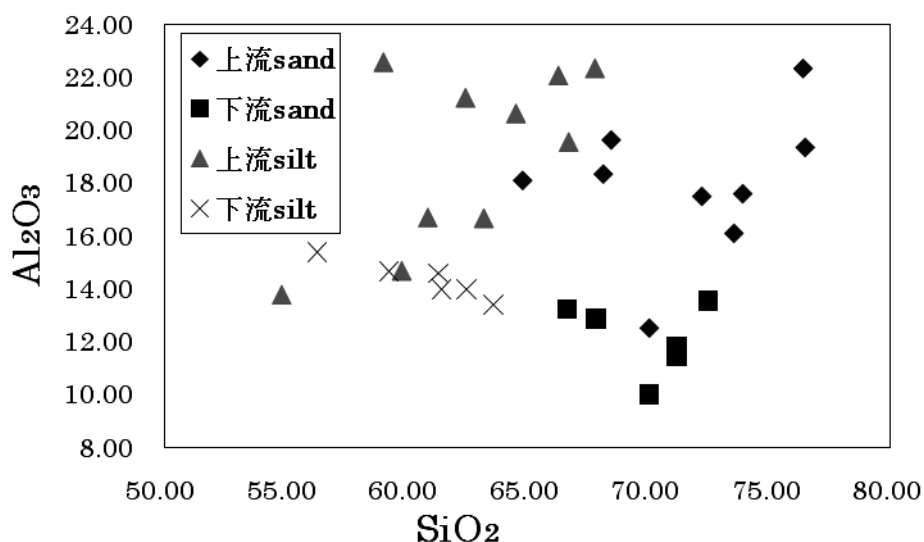


Fig. 19 SiO₂-Al₂O₃ 濃度の相関図(wt%)

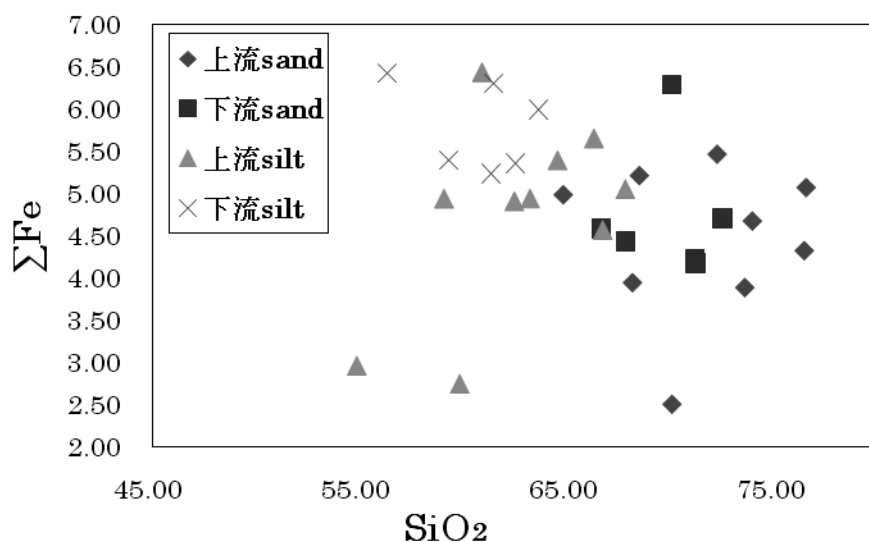


Fig. 20 SiO₂-ΣFe 濃度の相関図(wt%)

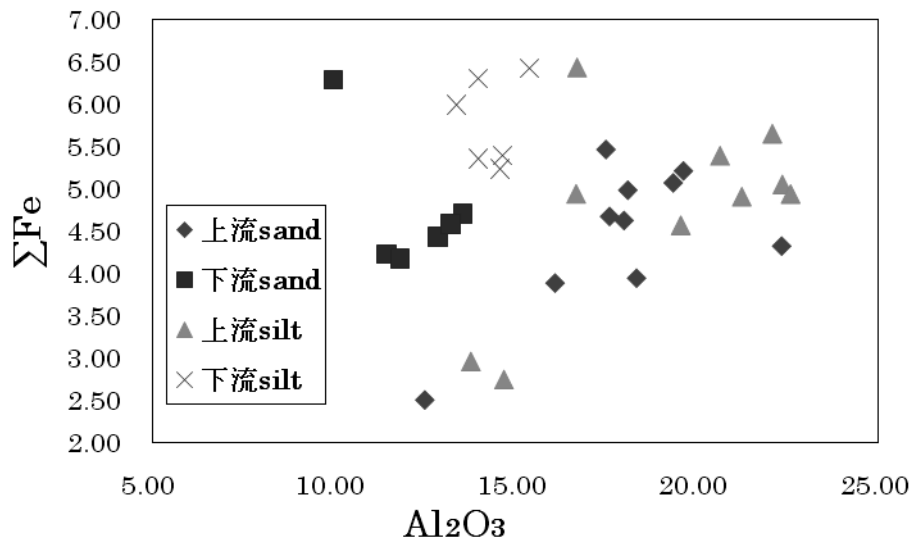


Fig. 21 Al₂O₃-ΣFe 濃度の相関図(wt%)

多摩川上・下流域の堆積物試料をプロットした。

SiO₂ vs. Al₂O₃に着目すると、堆積物試料は、粒径が大きいもの(Sand)から粒径が小さいもの(Silt)へと変化するに従って、SiO₂の減少傾向、Al₂O₃の増加傾向にある。前述したように、化学的風化作用によりSiO₂はAl₂O₃に比べて溶脱しやすい。従って、Siltはこれら化学的組成の変化による、風化作用を受けて生じたものと考えられる。SiO₂ vs. FeO+Fe₂O₃やAl₂O₃ vs. FeO+Fe₂O₃の図でも、Al₂O₃とFeO+Fe₂O₃では正の相関、SiO₂とFeO+Fe₂O₃では負の相関が見られ、これも化学的風化作用によって説明できる。

岩石が化学的風化作用を受けると主として粘土鉱物が生じる。粘土鉱物はSi, Al, Mg, H₂Oからなる微細な鉱物粒子の集合体であり、他のケイ酸塩鉱物に比べると比較的軽い。また、一般的に風化作用は短時間では起こりにくいとされている。よって、上流もしくは源流域で、源岩の化学的風化作用が起こり、それにより生じた細かな粒子が運搬作用により下流へと運ばれていると考えられる。

次に、河床堆積物がどれほど化学的風化作用の影響を受けているかを考察するために、各地点での風化指数(CIA: chemical index of alteration) (Nesbitt and Young, 1982)を求めた。CIAは次式で定義される。CIAは風化の程度を表す指標であり、値が大きいほどその試料は風化していることを示す。

$$CIA_{\text{feldspar}} = \frac{Al_2O_3 \text{ (wt\%)}}{Na_2O + K_2O + CaO + Al_2O_3 \text{ (wt\%)}}$$

便宜的に以下のように規格化した値を考察で用いることとした。この規格値では、試料が完全に風化されたとき、規格値 $STD_{CIA} = 1$ となり、試料が源岩の状態であるならば $STD_{CIA} = 0$ の値をとる。

$$STD_{CIA} = \frac{CIA_{\text{sample}} - CIA_{\text{源岩}}}{1 - CIA_{\text{源岩}}}$$

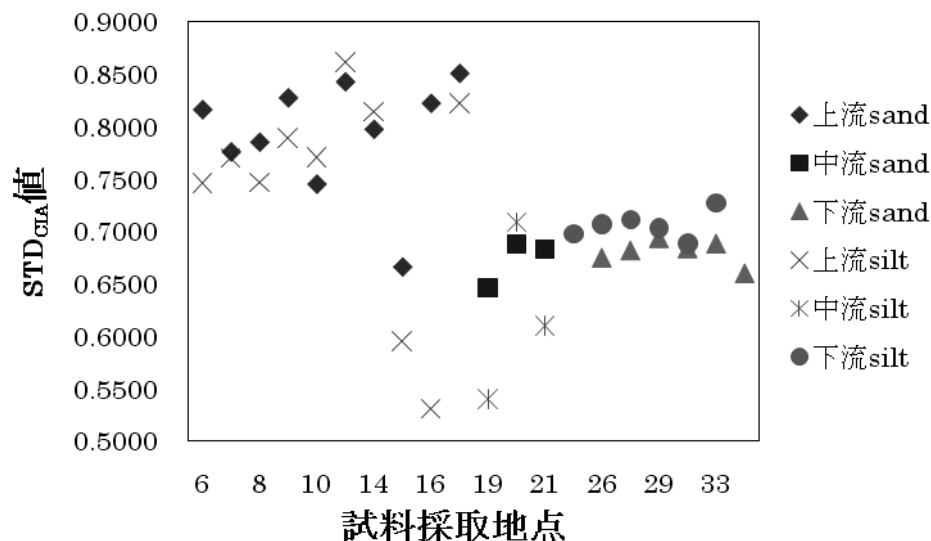


Fig. 22 STD_{CIA} の推移

横軸は試料の通し番号で示しており，右に行くほど羽田河口に近づくことを示す。

上流と中流においては Silt の STD_{CIA} は Sand よりも比較的小さい値となった。これより，化学的風化の度合いは小さいながらも，上・中流部においては，化学的風化によって生じた粒子は Silt よりも Sand として多く集まっていることが示された。しかし，下流においては Silt の STD_{CIA} は Sand よりも比較的大きい値をとっている。これは，上・中流部において化学的風化を受けた Sand が下流に運搬され，その過程で Silt となり，下流部に堆積したものだと考えられる。下流部における Sand が化学的風化を受けていないのは，中・下流部において発生した Sand がまだ化学的風化の影響を受けていない状態で下流部に到達し，堆積したものだからだと考えられる。故に，多摩川堆積物は，1) 元素の溶出・吸着などを起こし，化学組成を変化させる化学的風化作用；2) 岩石をただ細かくするだけで，化学組成に影響を与えない物理的風化作用の 2 つの風化作用の影響を受けていると考えられた。これら風化作用の影響によって生じた粒子が，下流に行くほど，また粒径が小さい Silt として多く集まっていることが示唆された。

6.2 重金属元素濃度

6.2.1 重金属元素濃度

測定した重金属元素(Cr, Ni, Cu, Zn, Pb)濃度の変化を以下にまとめた。なお，比較のために上流と下流のデータを示した。

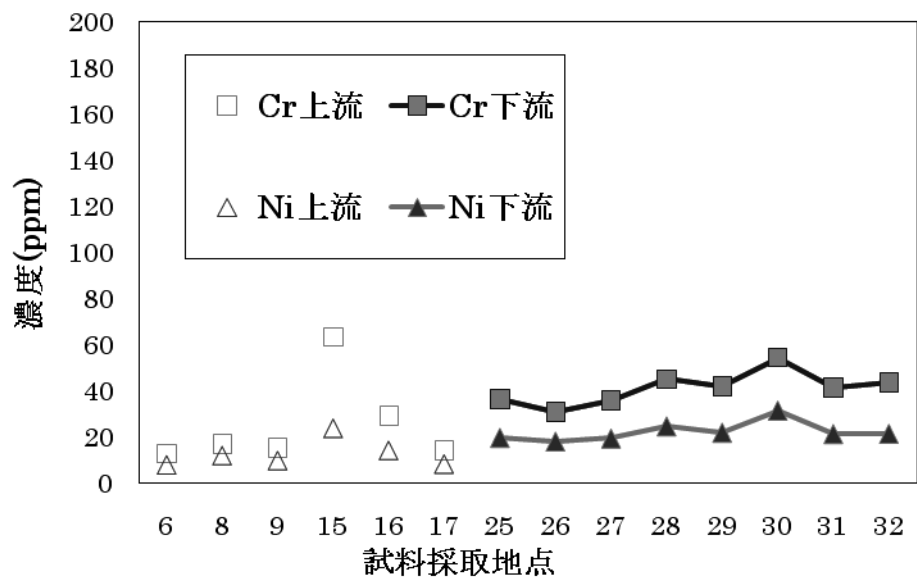


Fig. 23 堆積物 Sand 中の Cr・Ni 濃度の推移

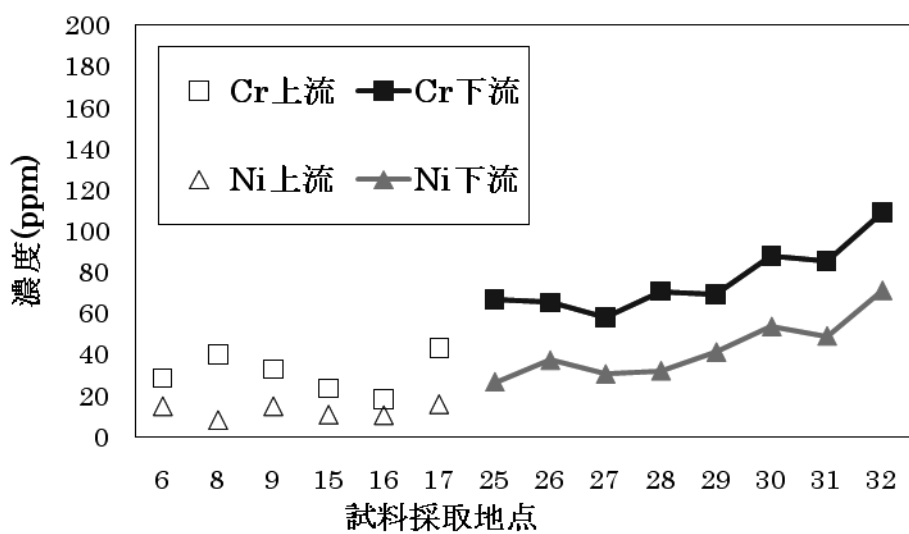


Fig. 24 堆積物 Silt 中の Cr・Ni 濃度の推移

Cr, Ni において、まず Silt 中の濃度の方が Sand 中のそれよりも高いことがわかった。また、流域ごとの Sand 中の濃度を比較すると、上・中・下流域で大きな違いが見られなかった。Silt 中の濃度においては、下流域の方が濃度が高くなる傾向にあった。

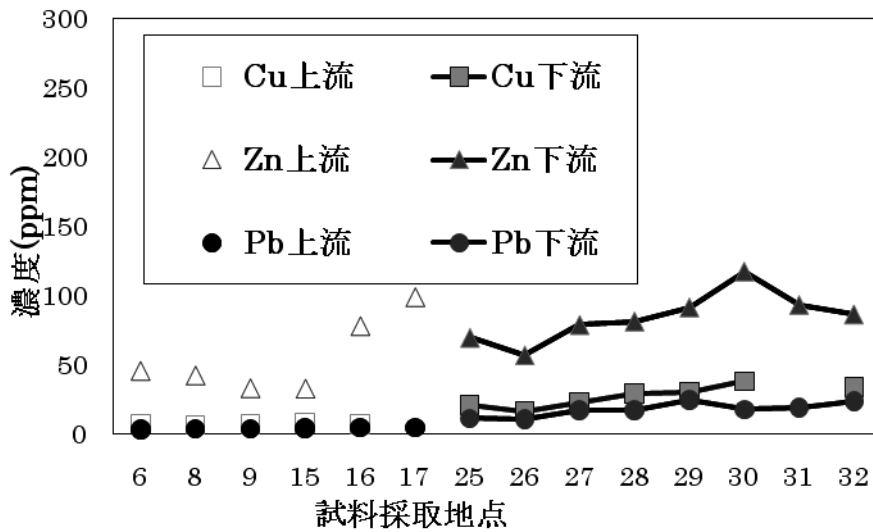


Fig. 25 堆積物 Sand 中の Cu・Zn・Pb 濃度の推移

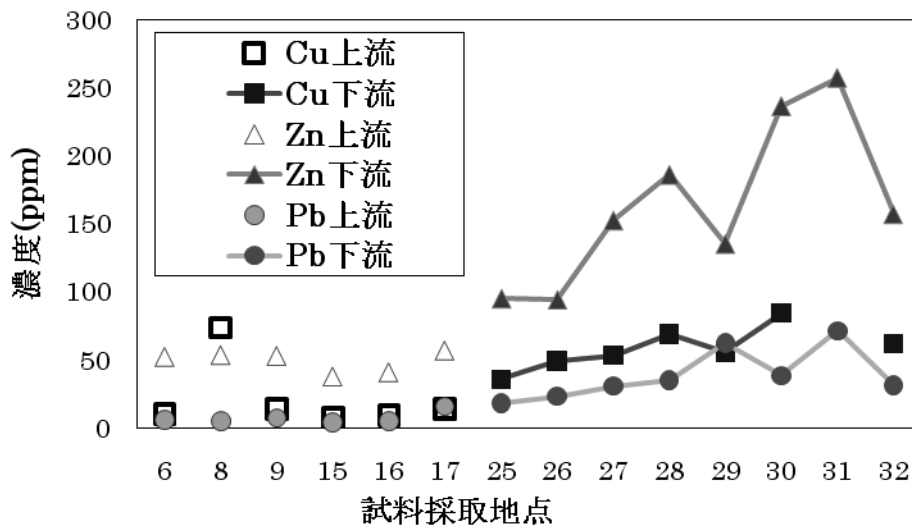


Fig. 26 堆積物 Silt 中の Cu・Zn・Pb 濃度の推移

Cu, Zn, Pb も Silt 中の濃度の方が Sand 中のそれよりも高かった。また、流域ごとの Sand 中の濃度を比較すると、下流域のほうが上・中流域の濃度と比べて 2 倍程度高くなっていた。Cu, Zn, Pb は、粒径が小さいほど、また上流よりも下流の方が、濃度が高くなる傾向は顕著であった。

次に、重金属元素間の相関について考察する。

以下に各重金属元素濃度をプロットした図を示す。また、最後に各回帰曲線の傾き、切片および R^2 値を以下にまとめた。

Table 10 重金属元素間の相関(R²値)

元素		上流	下流	上流 Silt	下流 Silt
		Sand	Sand		
		R ² 値			
Cr	Ni	0.9842	0.9050	0.2576	0.6585
	Cu	-0.0894	0.5360	0.5325	0.6651
	Zn	-0.3013	0.8944	0.8729	0.7203
	Pb	0.4144	0.3372	0.6849	0.4610
Ni	Cu	-0.0975	0.5571	-0.6206	0.2745
	Zn	-0.3560	0.9038	0.4884	0.4740
	Pb	0.3839	0.2318	0.6646	0.3822
Cu	Zn	0.1401	0.4135	0.3721	0.4005
	Pb	-0.1776	0.2991	-0.1450	-0.0698
Zn	Pb	0.6796	0.5443	0.6526	0.8222

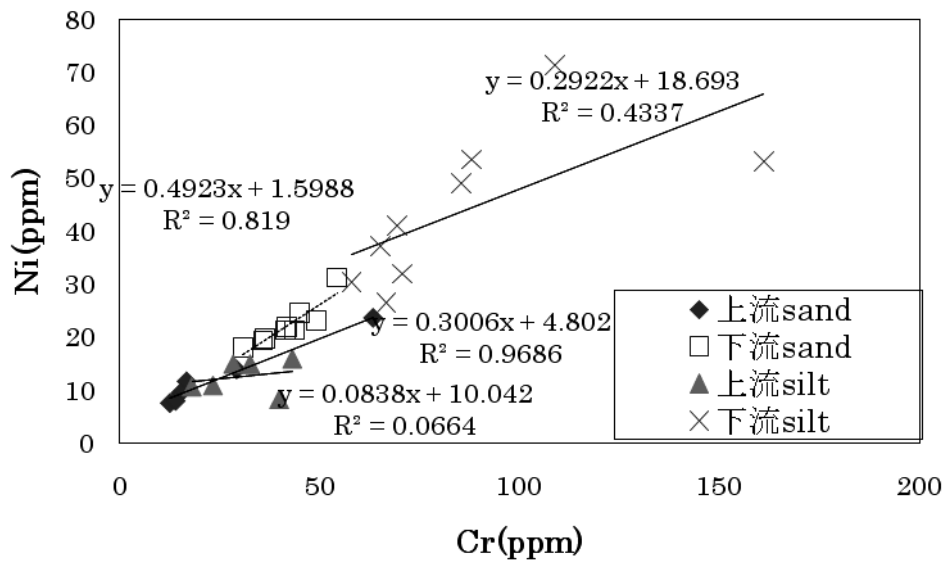


Fig. 27 Cr, Ni 濃度

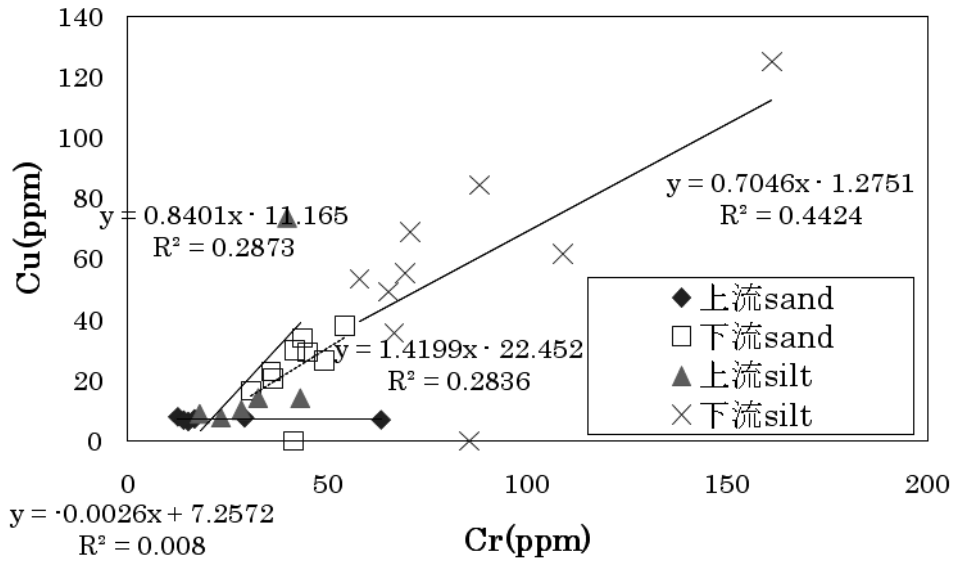


Fig. 28 Cr, Cu 濃度

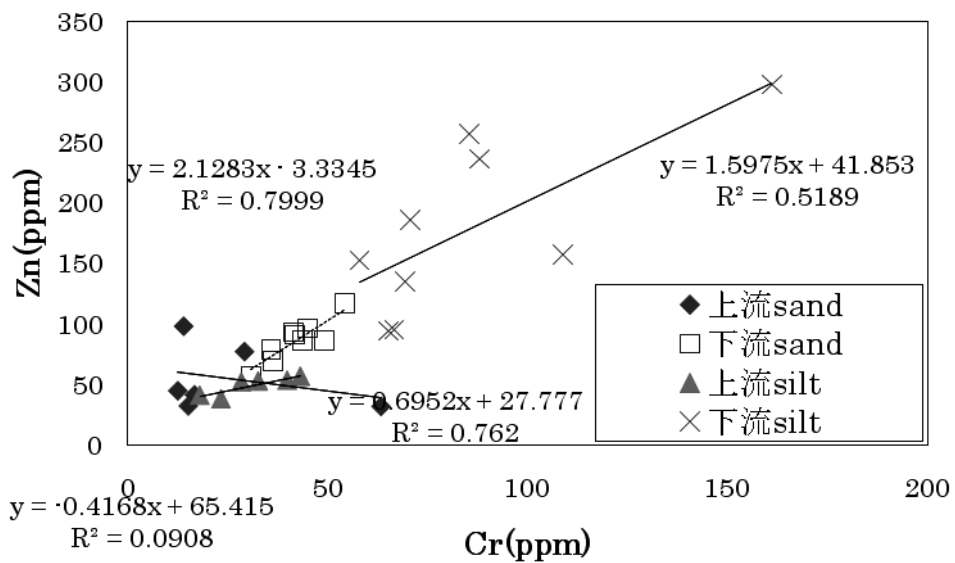


Fig. 29 Cr, Zn 濃度

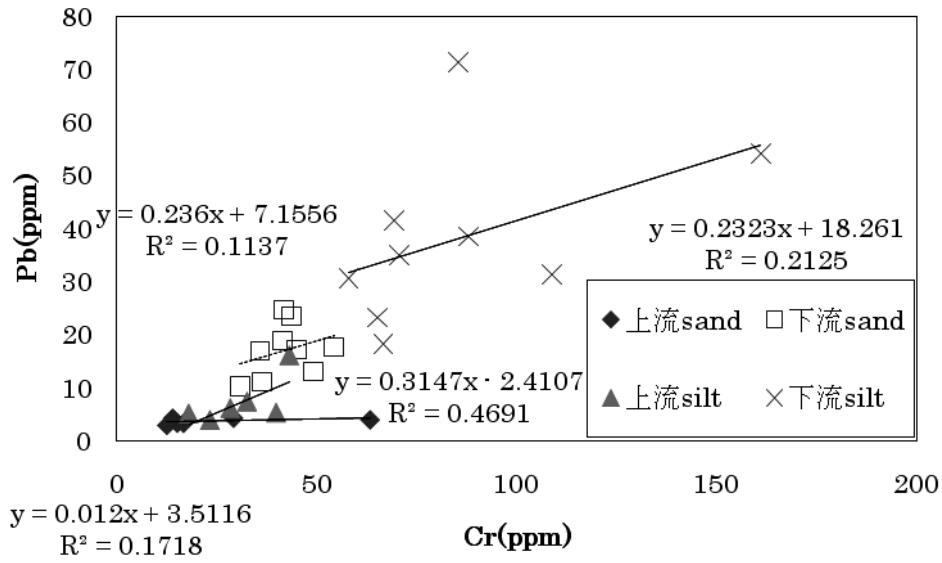


Fig. 30 Cr, Pb 濃度

これより、Cr と相関性が高い元素は Ni と Zn であるといえる。全体的に上流 Sand に関しては相関性が低いものも多く、上流よりも下流、Sand より Silt において相関性が高いことがわかった。R² 値は基本的には 0.7~0.8 以上で相関があるとみなせるので、下流の Silt においては Cr と全元素間で正の相関が見られた。

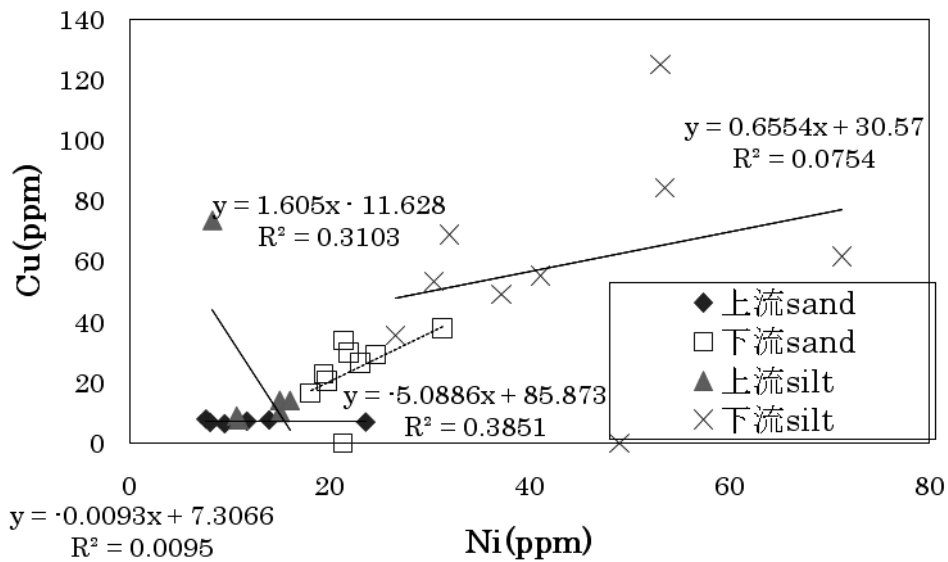


Fig. 31 Ni, Cu 濃度

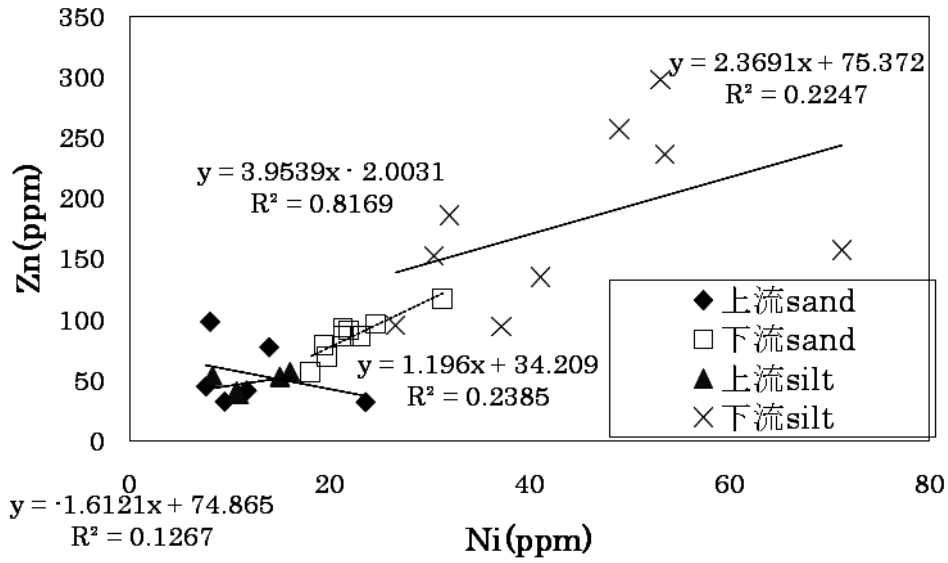


Fig. 32 Ni, Zn 濃度

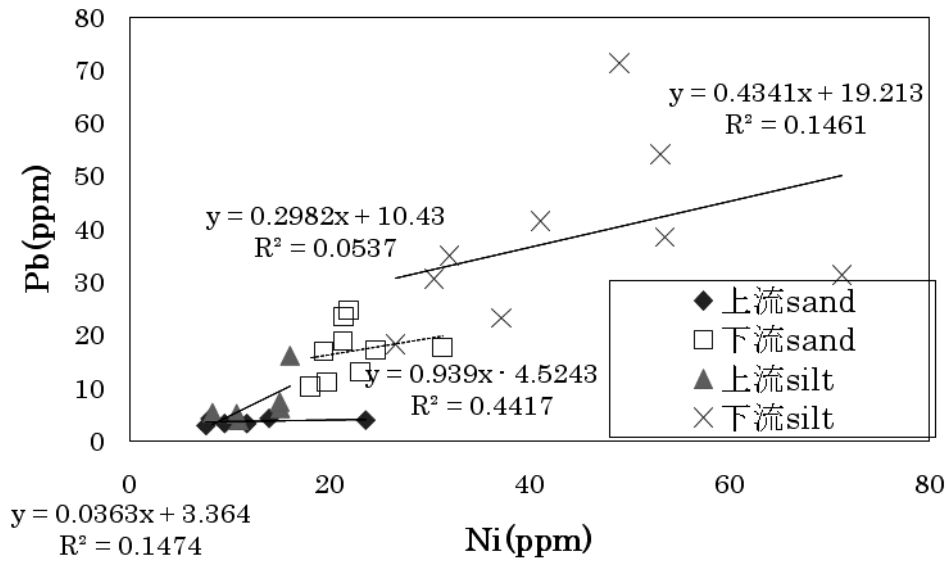


Fig. 33 Ni, Pb 濃度

Ni は Cu, Zn, Pb とは相関性がほとんど見られない。Zn との下流 Sand においてのみ相関が高い。Ni は他の金属とは分布が異なり、他の堆積物中の重金属元素と良い相関を示さないことが度々指摘されている(伊藤, 1975; 中島ら, 1976; 熊谷・西村, 1976; 福島, 1985)。故に、上述した通り Cr との相関が高いことから、多摩川堆積物において Cr と Zn は類似した挙動をとると推測される。

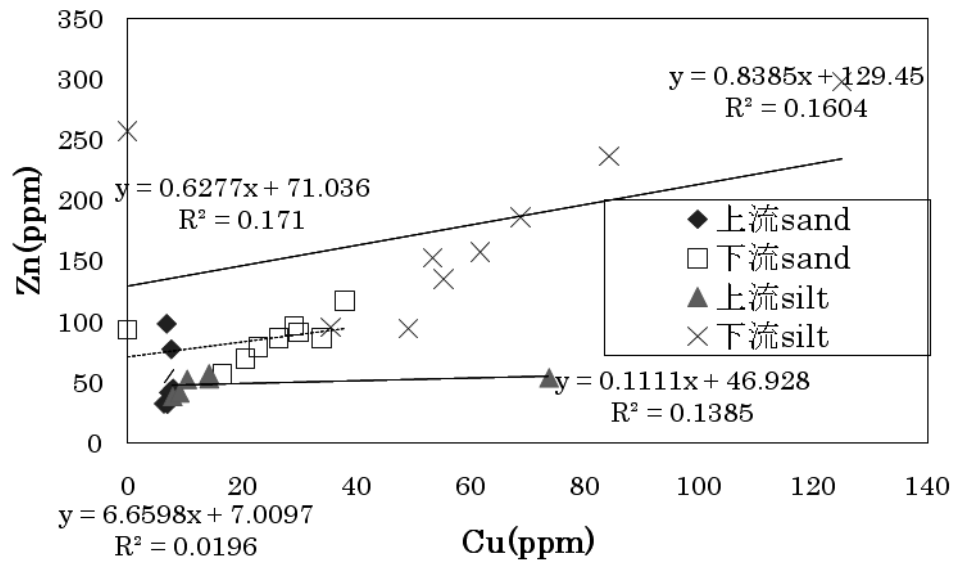


Fig. 34 Cu, Zn 濃度

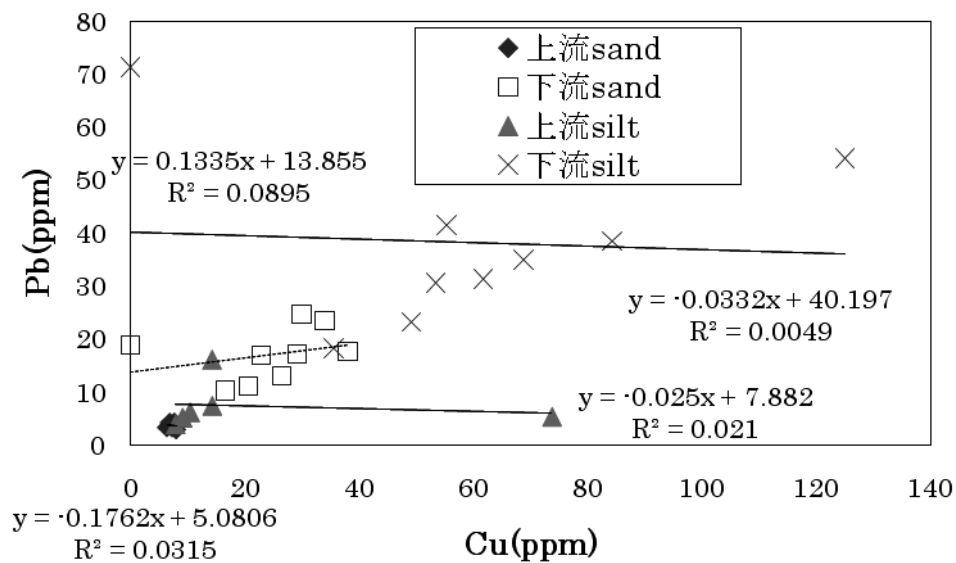


Fig. 35 Cu, Pb 濃度

Cu も全体的に、相関があまり見られなかった。下流 Silt においては、Cu が低くプロットされている地点を除けば、より高い相関性が得られた。

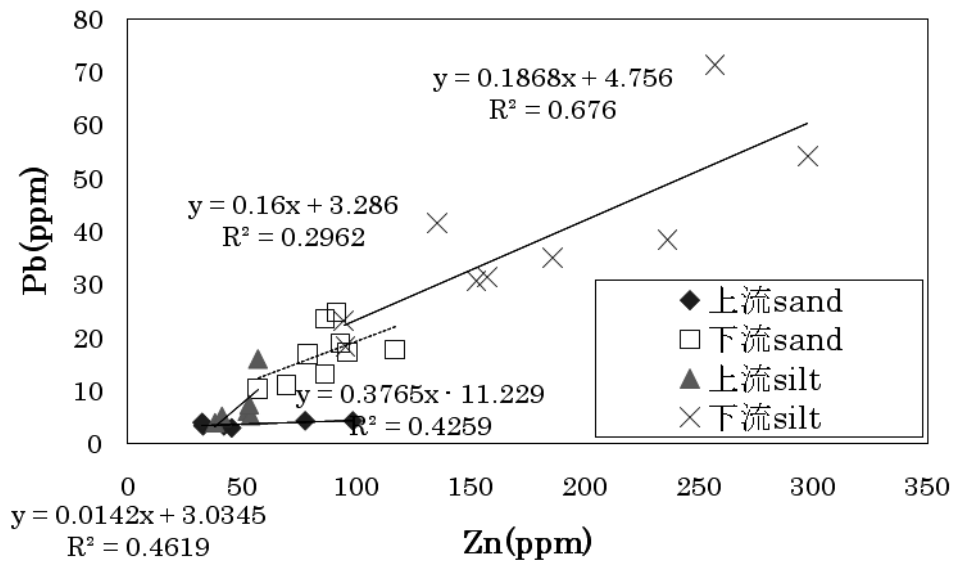


Fig. 36 Zn, Pb 濃度

Zn と Pb でも下流 Silt に関しては総じて高い正の相関が見られた。

以上より, Cr と Ni, 各元素と下流 Silt 同士で相関が高いため, このグループ間で元素の挙動に何らかの類似性があると推測できる。

また, 測定したすべての重金属元素は, 下流であるほど, また粒径が小さいほど濃度が高くなる傾向にあった。

6.2.2 重金属元素濃度と平均値

本研究による多摩川河床堆積物中の重金属元素濃度と, 日本における他河川との比較を行うため, 以下の図を作成した (Fig. 37-41)。日本の地球化学図 (産業技術総合研究所 <http://riodb02.ibase.aist.go.jp/geochemmap/index.htm>) では, 日本全国の河床堆積物 3024 個を採取し分析を行っており, 本研究では地球化学図の中の全国河床堆積物 3024 個の元素濃度の中央値を, 日本の河川の一般的な濃度であるとして Fig. 37-41 中に記入した。

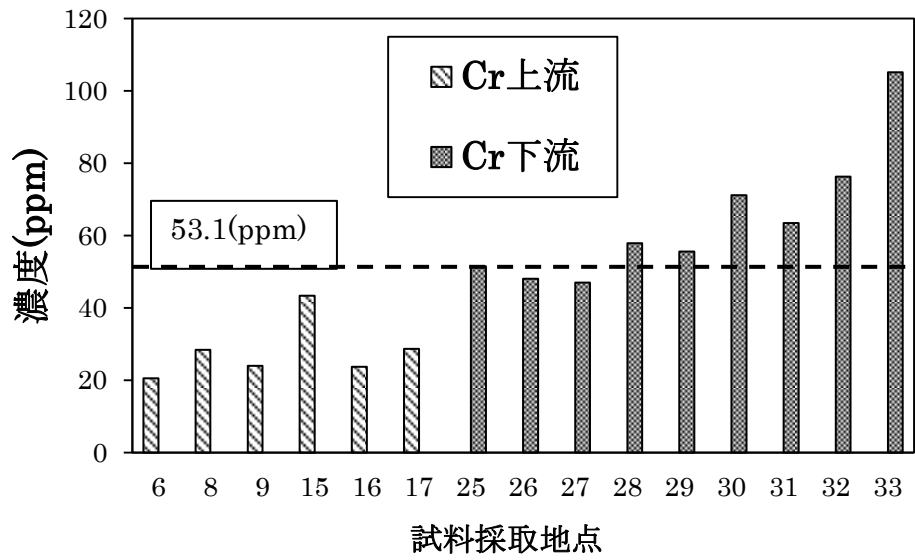


Fig. 37 Cr 濃度

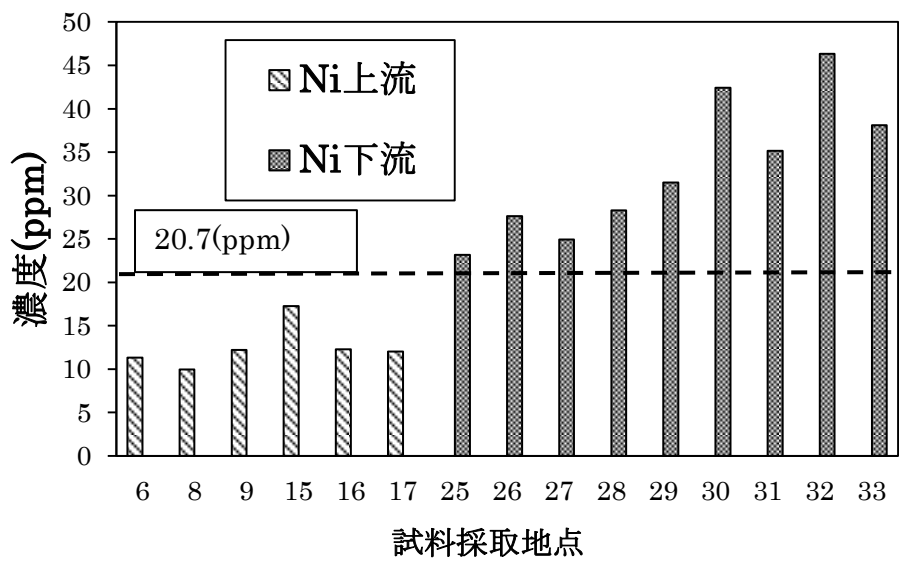


Fig. 38 Ni 濃度

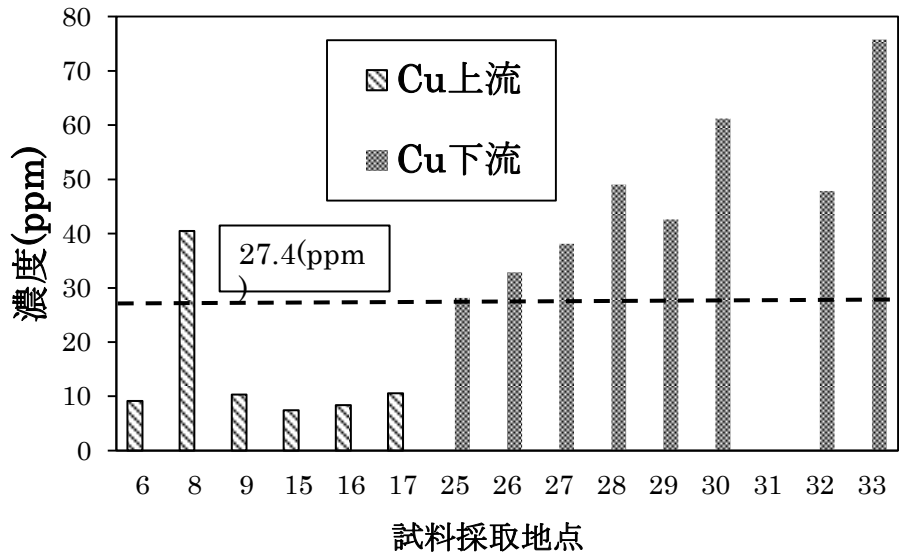


Fig. 39 Cu 濃度

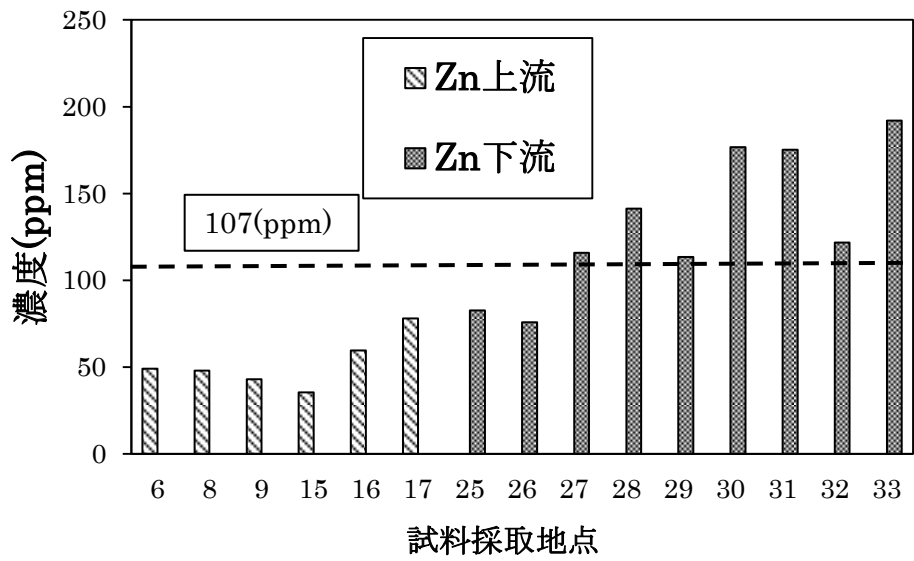


Fig. 40 Zn 濃度

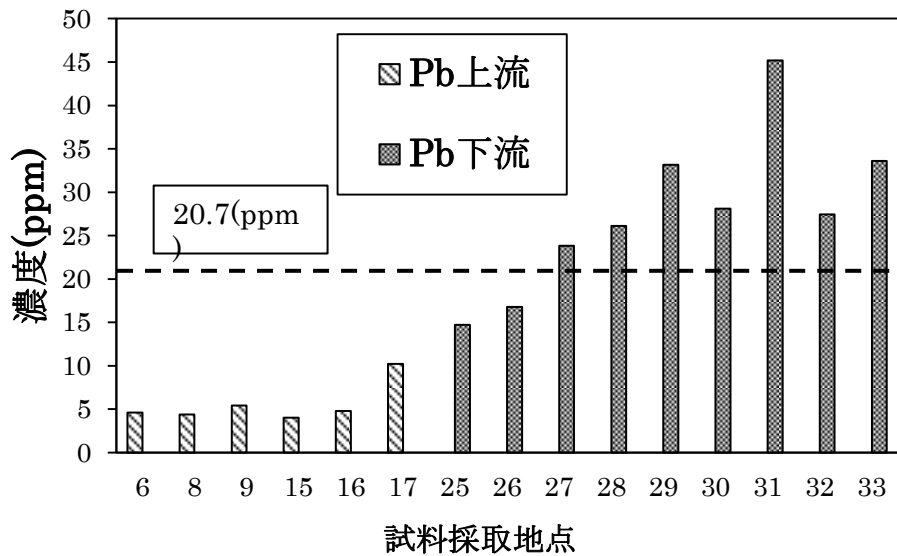


Fig. 41 Pb 濃度

これを見ると、下流地点のほとんどの地点で全国の平均値を超える濃度で重金属元素が存在していることがわかる。

6.2.3 EFc

まず、以下で表される EFc (Enrichment Factor) という指標を導入する。化学的風化によって溶脱しにくい Al を基に規格化することで、化学的風化の影響を考慮した上で濃度の推移が考察できる。

$$EFc = \frac{(M/Al_2O_3)_{\text{sample}}}{(M/Al_2O_3)_{\text{standard}}}$$

M: ICP-MS で測定した各重金属元素の濃度,

Al₂O₃: XRF による測定値,

Standard は、研究対象地域の最上流地点(日向和田)の値を使用

EFc の値が 1 に近いほど、鉱物の骨格となる Al と挙動が近く移動しにくい元素であることを示し、1 からの大きなずれは、溶脱・再吸着、人為的汚染などの影響を示す。

なお、全体的に Cr, Ni よりも Cu, Zn, Pb の方が濃度が大きく、グラフで示したときに見やすくするために、二つに分けた。

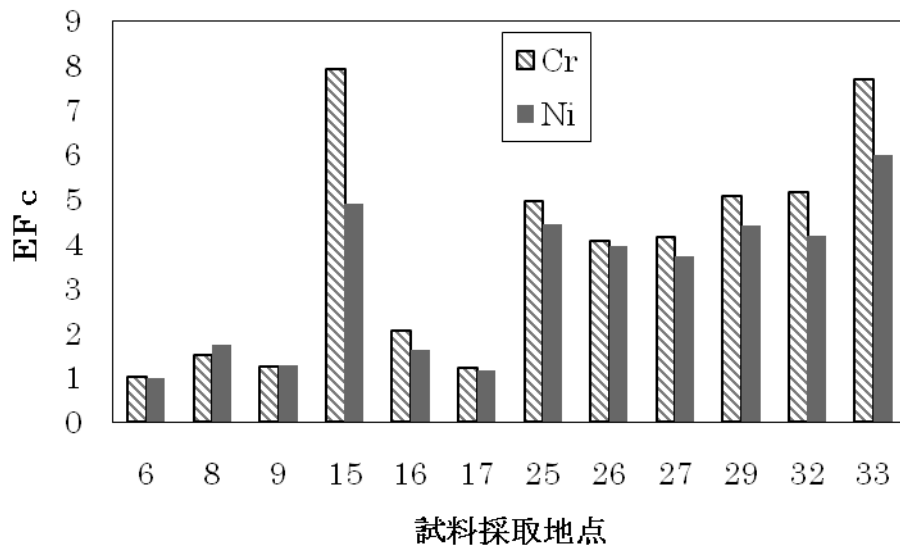


Fig. 42 Sand における Cr, Ni の EFC

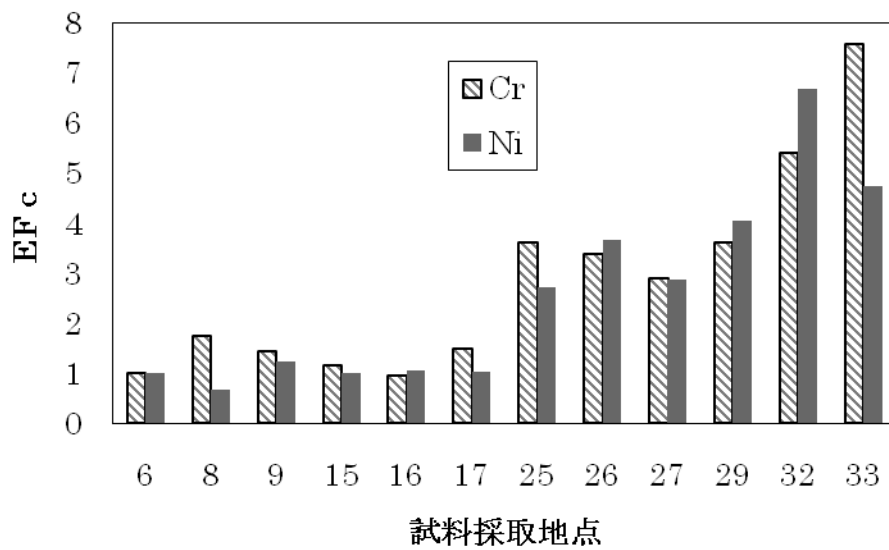


Fig. 43 Silt における Cr, Ni の EFC

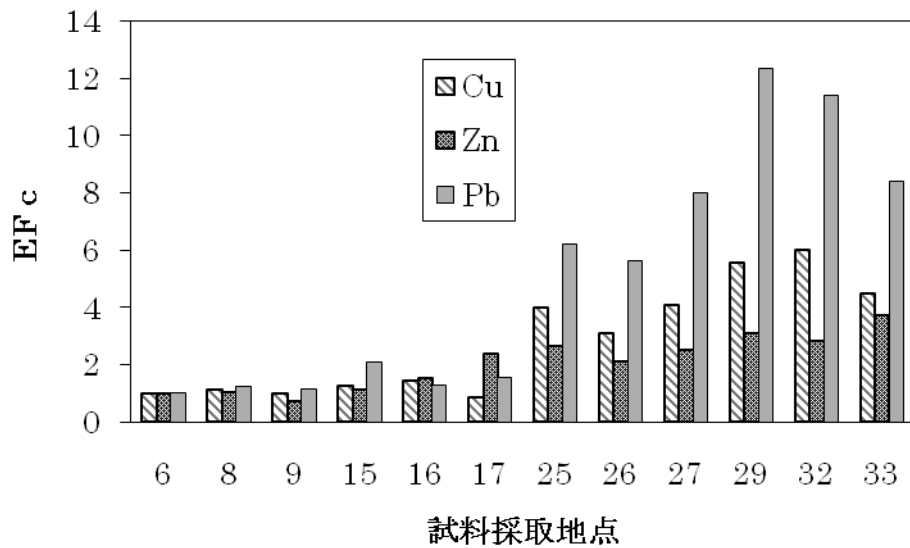


Fig. 44 Sand における Cu・Zn・Pb の EFC

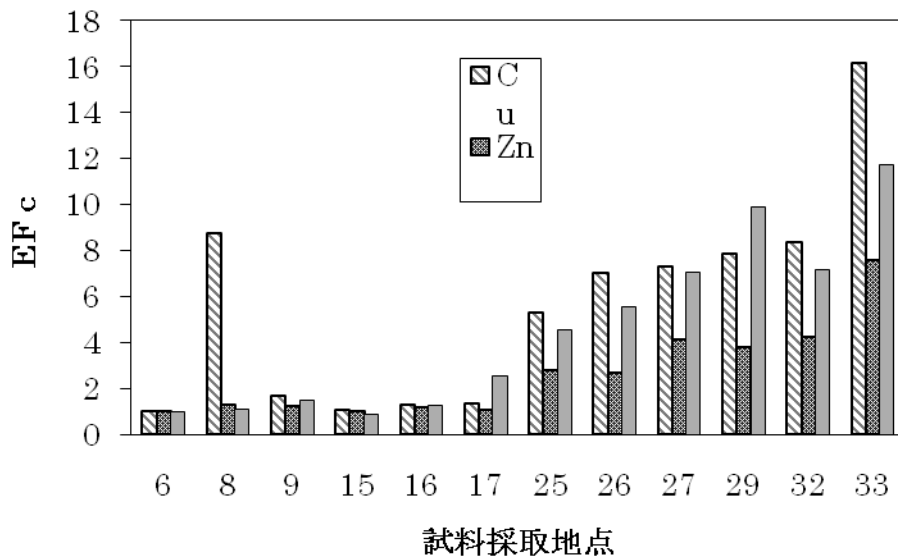


Fig. 45 Silt における Cu・Zn・Pb の EFC

その結果、上流部における Sand の EFC の値は全元素でほぼ 1 であり、このことから、上流部の Cr, Ni, Cu, Zn, Pb は源岩に主として由来すると推測された。また、上流部においては、Silt にも 1 からの大きなずれは見られず、故に Cr, Ni は源岩に近い状態であると言えた。

それに対して下流部では、Sand でも下流域で EFC の値に変動が見られ、Silt においては下流に行くほど EFC の値が大きくなる傾向が顕著であった。特に Cu, Pb における値増加が顕著であった。これより、下流部においては全元素で、特に Cu, Pb で溶脱・再吸着、人為的汚染の可能性が示唆された。

6.2.4 Igeo

次に Igeo (index of geoaccumulation: Muller, 1969) という指標を導入した。基準とした重金属元素からの濃度増減を計算し、汚染の度合いを考察する。これは次式で表される。

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_n}{1.5 \times B_n}$$

Cn: 測定した試料中の重金属元素濃度, Bn: バックグラウンド値

その指標は以下の通りになっている。Cn / Bn が 1.50 のとき、Igeo = 0.00 となり、3.00 のとき Igeo = 1.00 となり、6.00 のとき Igeo = 2.00 となることから、1.50 ~ 5.99 倍以上を示した試料を moderately contaminated, 6.00 倍以上を示した試料 strongly contaminated と表している (Table 11)。

Table 11 河床堆積物と固体廃棄物中の重金属汚染の指標 (Igeo: Muller, 1969)

Index of Geoaccumulation	Igeo class	designation of sediment quality
5-10	6	extremely contaminated
4-5	5	strongly/ extremely contaminated
3-4	4	strongly contaminated
2-3	3	moderately/ strongly contaminated
1-2	2	moderately contaminated
0-1	1	uncontaminated/ moderately contaminated
0	0	uncontaminated

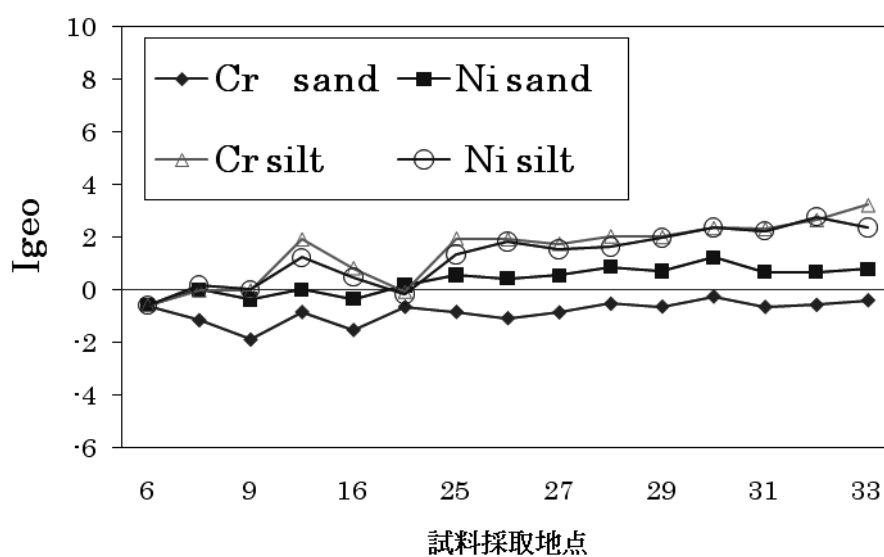


Fig. 46 Cr, Ni の Igeo 値推移

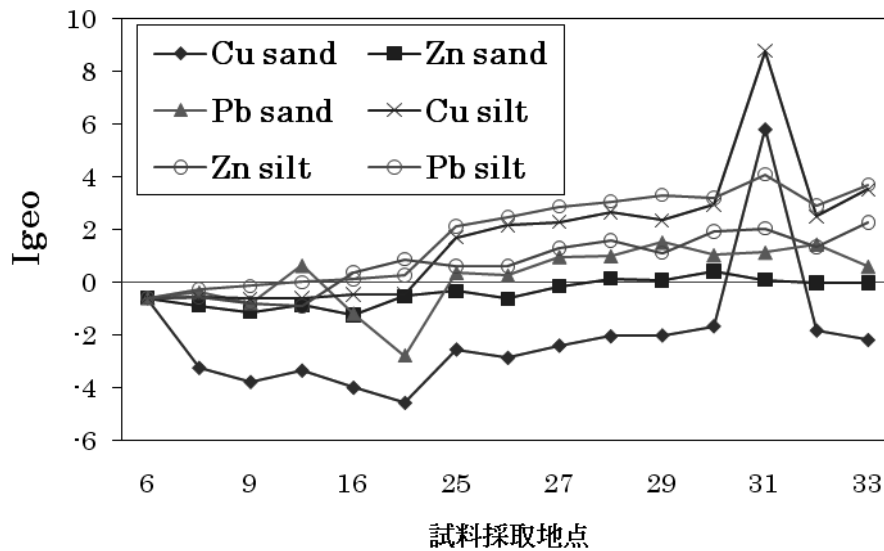


Fig. 47 Cu, Zn, Pb の Igeo 値推移

Cr, Ni と Cu, Zn, Pb を比較して、後者の方が Silt 中における濃度増加が大きく見られた。どちらのグループも Silt においては流下に伴い濃度が増加する傾向が見られたが、Cr, Ni の Igeo 値が最高地点で 4 以下であるのに対して、Cu, Zn, Pb の最高地点は Igeo = 8 であった。これは、下流地点においてはどの元素も濃度増加がかなり大きいことが示された。以上より、Igeo の結果と EFC の結果が調和的であることが示された。

6.2.5. 堆積物の抽出実験結果

本研究では、さらに元素の人為的汚染と自然由来との起源の区別について考察するために、抽出実験を行った。一般的に河川水中の重金属元素は、溶存態から懸濁態さらに河床堆積物に移行すると考えられ、粘土粒子、有機物、水酸化コロイドなどが吸着媒体として作用し得ることが知られている (Mark *et al.*, 1985; Hungspreuge *et al.*, 1990)。さらに、この水-堆積物相間の移行に際して、金属は残留物 (Residual) 以外の形態として堆積物中に取り込まれると言われている (Forstner *et al.*, 1981; Elsokkary *et al.*, 1990)。よって、重金属元素の人為的汚染や、自然由来による再吸着の影響を受けた堆積物において、その重金属元素の存在形態は、非汚染の堆積物と比較すると、抽出相の割合が小さくなり、相対的に残留 (Residual) 相の割合が大きくなると言える。

抽出実験では、異なる溶媒で抽出し元素を存在形態ごとに分別することができる。本研究で行なった抽出実験 (Hall *et al.*, 1996) の各フラクションの存在状態は以下の通りである。

- #1 AEC: 吸着・交換態, 炭酸塩
- #2 Am Fe ox: 非晶質オキシ水酸化鉄結合
- #3 Cry Fe ox: 結晶性 鉄酸化物結合態
- #4 Organic: 硫化物, 有機物結合態

・ #5 Residual: ケイ酸塩結合態

抽出実験の結果を合わせて、各重金属元素の存在形態および起源について考察をまとめた。

Cr, Ni の存在形態：Cr の抽出実験の結果を Fig. 48 に示す。Cr は 40 – 70% と Residual としての存在割合が多い。これより、Cr は結晶構造に組み込まれており、溶脱しにくいものが多いと考えられる。

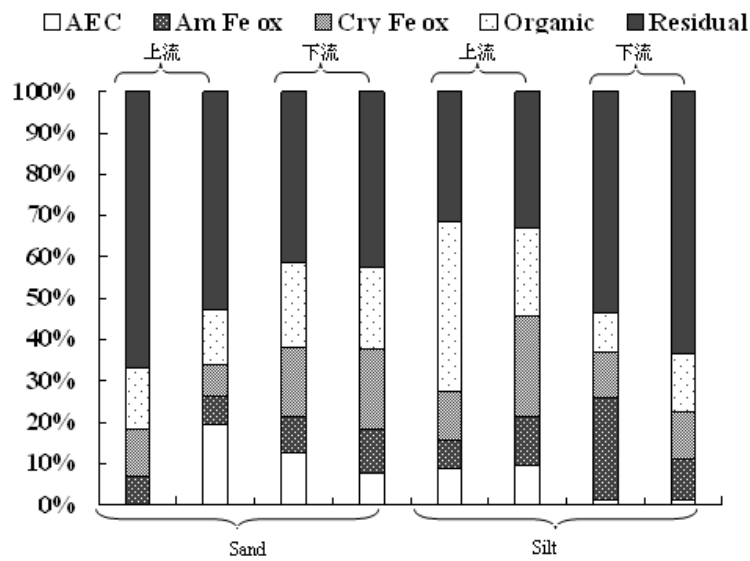


Fig. 48 Cr の抽出実験結果

次に Ni の抽出実験の結果を Fig. 49 に示す。本研究において Ni はほとんどの試料で 35 – 40% の割合で Residual として存在していた。Ni は Cr との相関性が高く、EFC, Igeo の結果からも Cr と同様、結晶構造に組み込まれており溶脱しにくい元素であると考えられる。

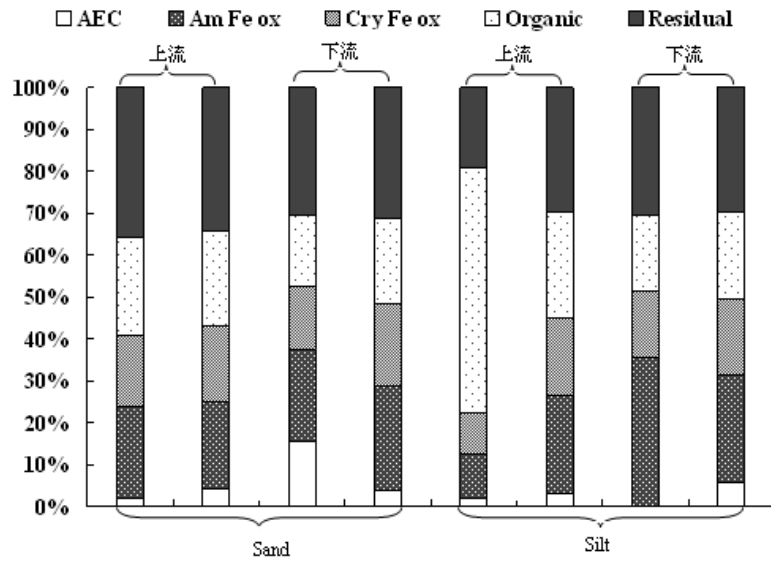


Fig. 49 Ni の抽出実験結果

Cu の存在形態：Cu の抽出実験結果より，Cr と比較して Residual 以外の存在割合が多いことがわかった(Fig. 50)。中でも特に，吸着態・交換態・炭酸塩結合態(AEC)としての存在割合が 40 – 80%で最も大きかったことから，Cu は移動しやすい元素であると考えられる。

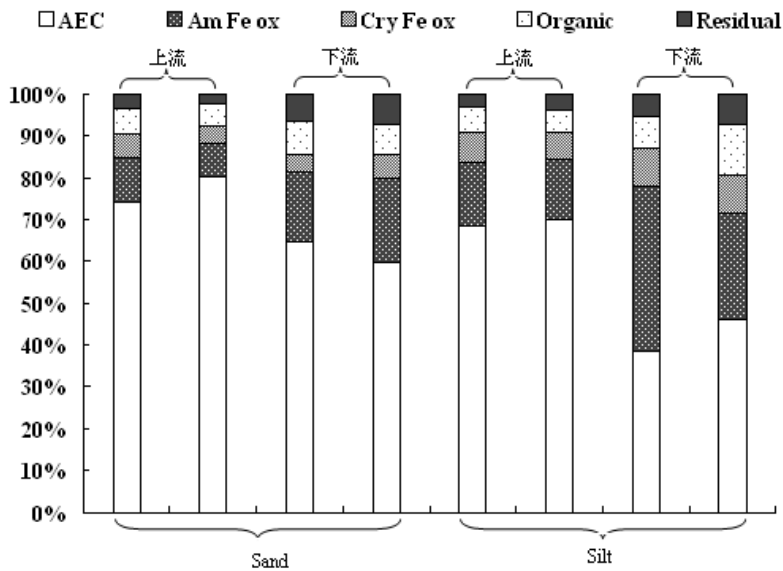


Fig. 50 Cu の抽出実験結果

また上図より，上流における Cu の存在割合については，当初は Residual の割合が殆どであると予想していたが，それに反する実験結果が得られた。本研究では抽出実験を行う際，上流 Sand においてはさらにふるいにかけて粒径が小さいもの(425 μ m – 63 μ m)を集めて

実験を行った(抽出を行いやすくするため)。一般的に粒子サイズが粗い粒であるほど、その中の重金属元素は Residual として存在すると考えられており、今後は、上流 Sand をふるいにかけてそのまま抽出を行い、その結果と比較する必要がある。

Zn の存在形態：次に Zn の存在形態について考察する。Cu と Zn は相関性が高いこと、さらに Zn の抽出結果が Residual 以外の抽出相の割合の方が大きかったため(すべての試料で#1・4 合わせて 80%程度)、Zn も Cu 同様に移動しやすい元素であると考えられる。また、それ程大きい差異ではないが、Silt における Residual の割合の方が、Sand のそれと比較して小さい。これは Zn が溶脱・再吸着しやすいためと考えられる。

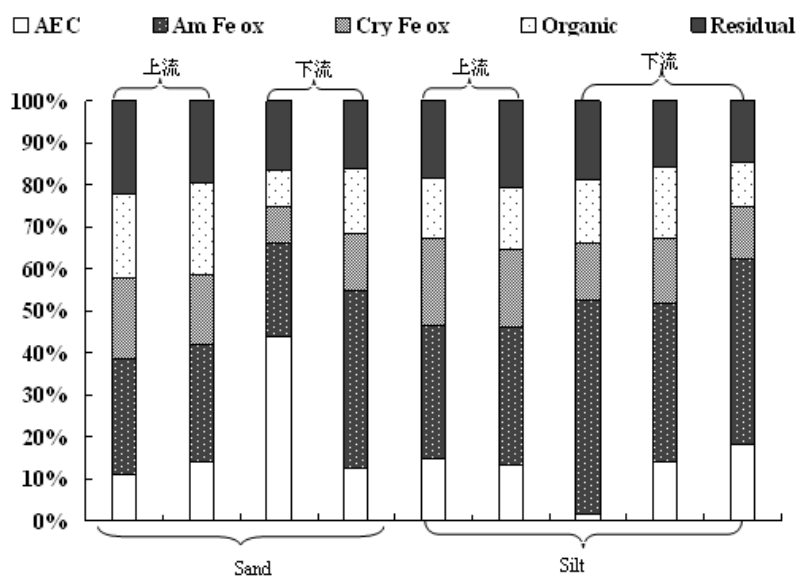


Fig. 51 Zn の抽出実験結果

Pb の存在形態および起源：Pb の存在形態について考察する。まず Pb と K_2O との相関をとる(Fig. 52, 53)。それは、一般的に、Pb は K とイオン半径が近いことからカリ長石や雲母中の K と固溶体を形成しやすく、そのため自然状態であるならば Pb と K が正の相関をとることが多いからである。

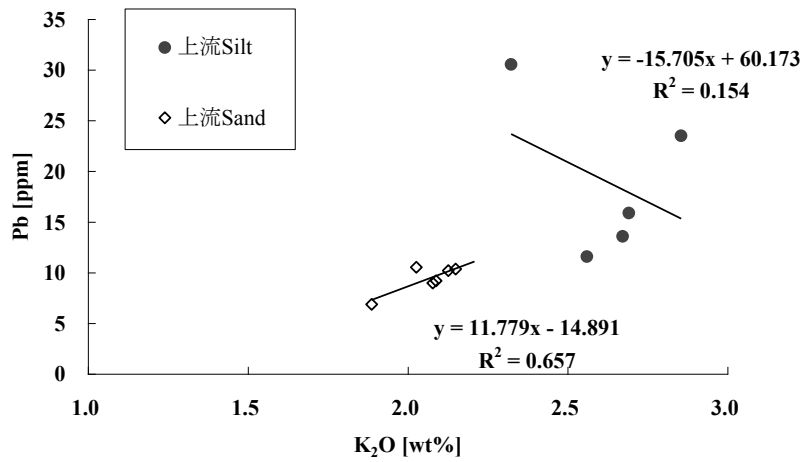


Fig. 52 上流における Pb と K₂O の値

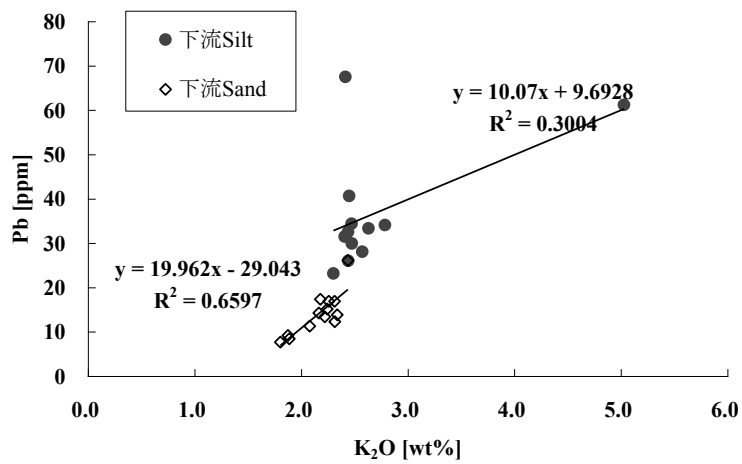


Fig. 53 下流における Pb と K₂O の値

Fig. 52, 53 より、上流および下流において、Sand 中の Pb と K₂O の相関性が高かった。これより、上・下流域の Sand 中の Pb は自然由来であると考えられ、それに対して Silt は何らかの汚染あるいは再吸着などの影響を受けていると考えられる。

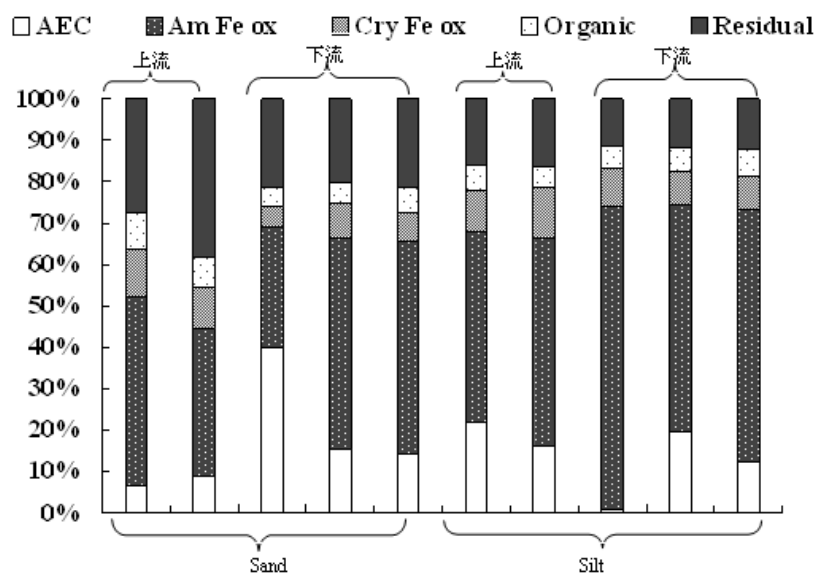


Fig. 54 Pb の抽出実験結果

また, Pb の抽出結果から, 総じて抽出相の割合の方が多く, Silt である方がさらに Residual の割合が少なくなる傾向にあった(Fig. 54)。また, Pb は, Cu, Zn と相関が高いことより, Pb も移動しやすい元素であると考えられる。

以上より, オキシ水酸化鉄結合態としての Pb の起源は, カリ長石や雲母中の Pb が溶脱し, 再吸着した可能性と, 人為的汚染の可能性が考えられる。この起源を明確に区別するために, 鉛同位体比分析を行った。

6.3 河川水

6.3.1 ICP-AES

ICP-AES による河川水の分析結果を以下に示す。

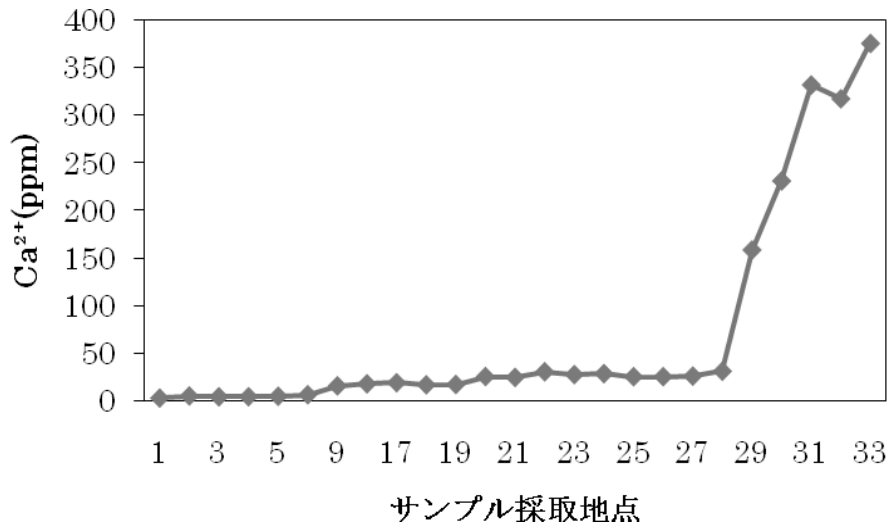


Fig. 55 多摩川全域におけるカルシウムイオン濃度の推移結果

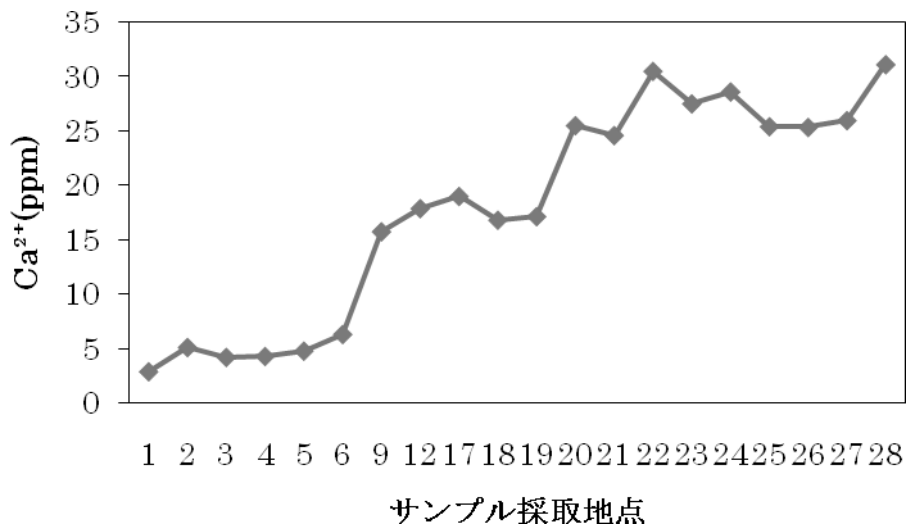


Fig. 56 カルシウムイオン濃度の推移結果

上流部～中流部に関して Ca 濃度が上昇しているのは、河川水が堆積岩($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, FeS_2)の影響を受けていることを示唆しているのではないかと考えられる。

30 以降の下流に関しては、海水の pH が 8 であり、それよりも低い pH であることから、以下のように考察できる。まず肥料に含まれる硫酸(NH_4)₂SO₄が、 $\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+$ のように化学変化を起こし、河川水中の pH が低くなる。それによって周辺の河川水や土壌が酸性寄りになり、カルシウムイオン等が溶出しやすくなるのであろう。

以下に 2 つの相関図を作成してみたところ、ある程度の相関性が見られたことから以上の上の予測は正しいことを示唆しているのだらう。

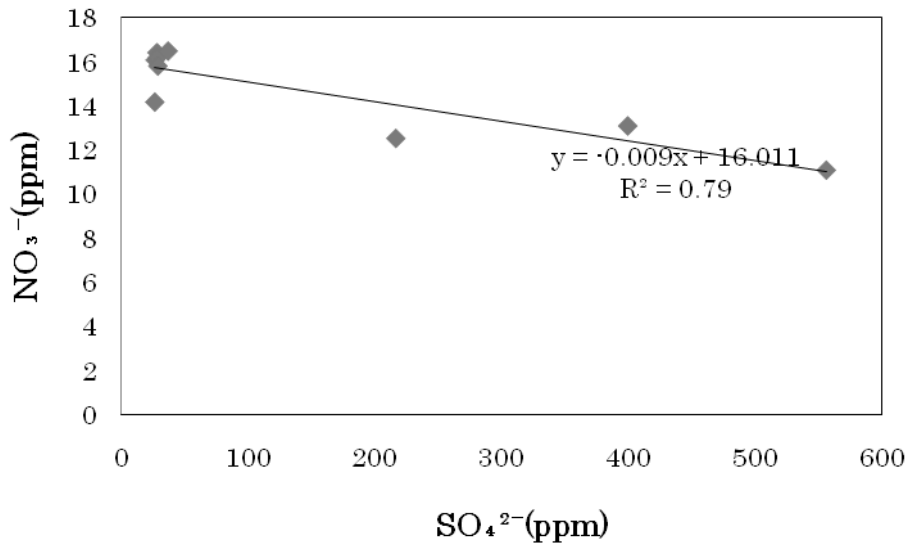


Fig. 57 硫酸イオン濃度と硝酸イオン濃度の相関図

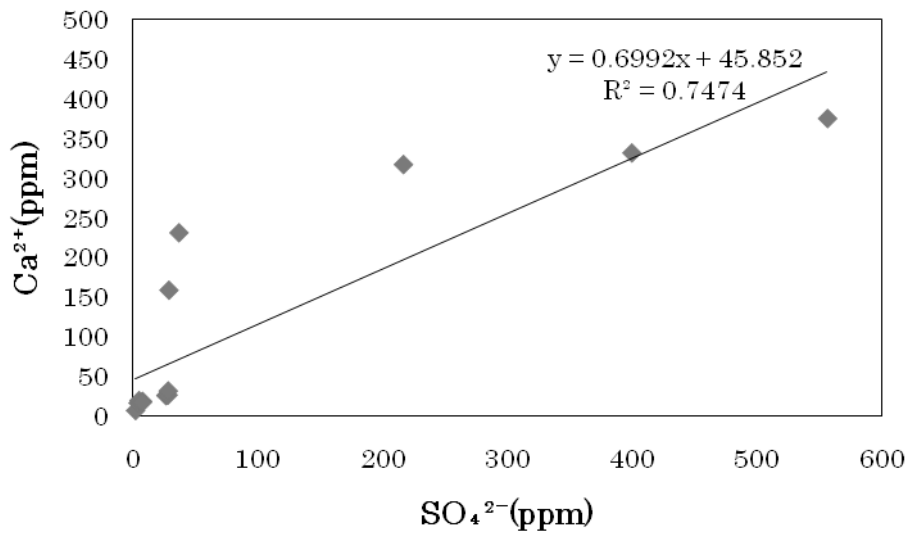


Fig. 58 硫酸イオン濃度とカルシウムイオン濃度の相関図

6.3.2 重金属元素濃度

測定した重金属元素の濃度の濃度変化を以下にまとめた。

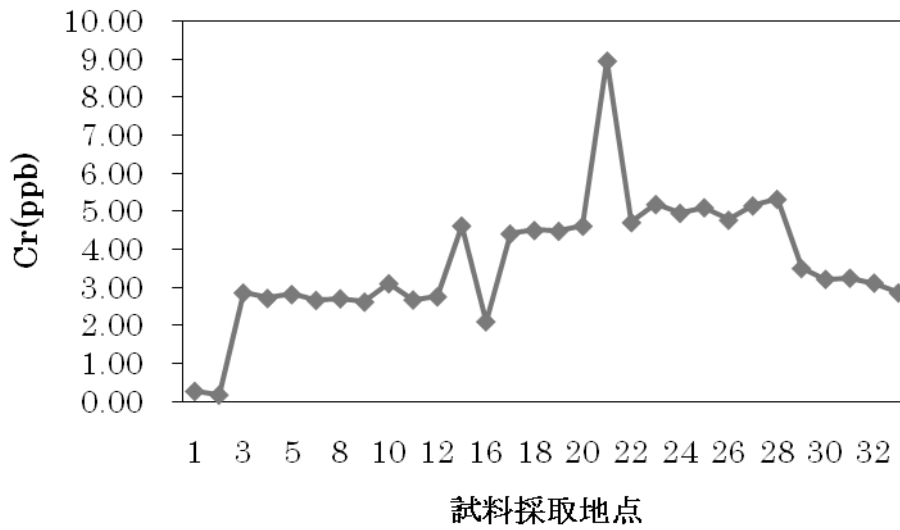


Fig. 59 Cr 濃度の推移結果

こちらにも基本的には下流に行くにしたがってその値が大きくなっている。源流付近には Ni はほぼないことがわかる。Ni は基本的には緩やかに上昇しているが、中流の 21 地点栢島で値が大きく上昇している (Fig. 62)。これは Pb、Cr の時にも若干見られた傾向であることから、Pb と Cr、Ni には相関があるといえよう (しかし、Cr だけは河口付近でほぼゼロの値を示している)。Cr と Ni の相関性に関しては堆積物試料でも示したように相関係数は水試料でも高い。これは堆積物が水にある程度の影響を及ぼしていることを示唆しているのであろう。

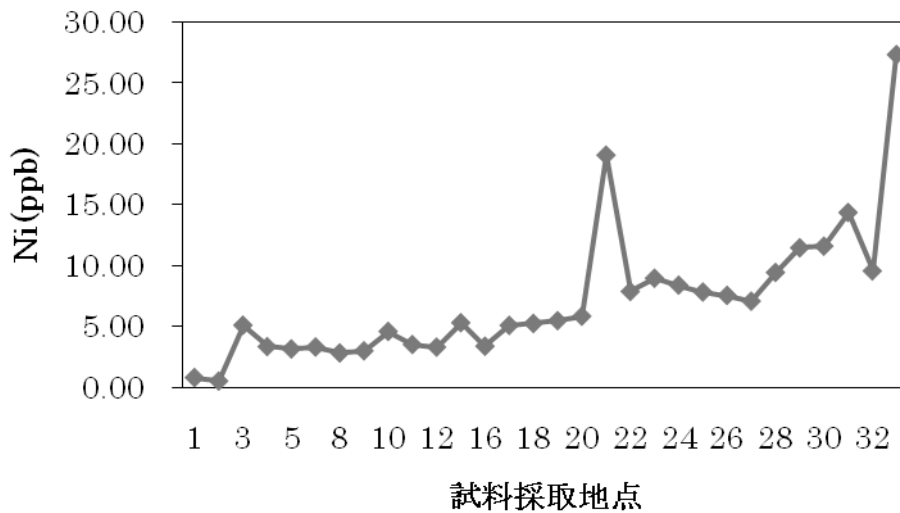


Fig. 60 Ni 濃度の推移結果

淡水中の平均ニッケル濃度は、 $2\sim 10\ \mu\text{g Ni/L}$ 、海水中のニッケル濃度は、 $0.2\sim 0.7\ \mu\text{g Ni/L}$ との報告がある (IPCS, 1991)。

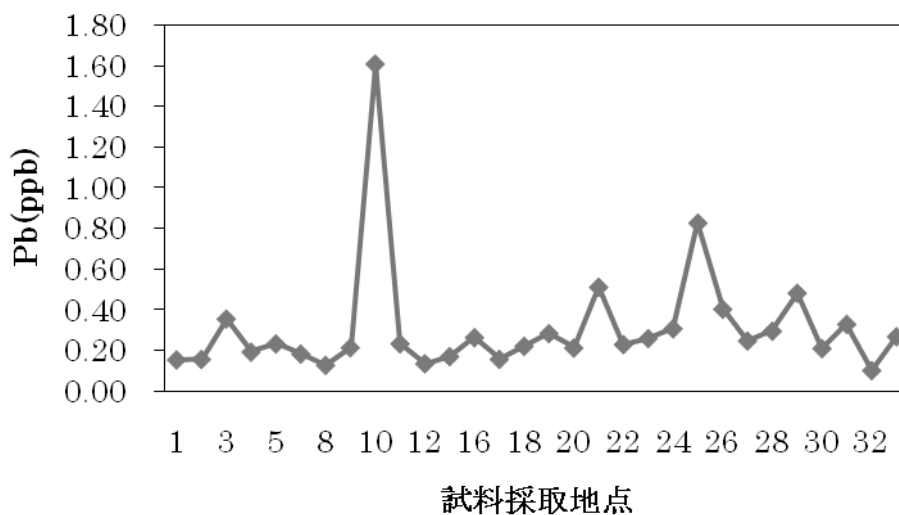


Fig. 61 Pb 濃度の推移結果

9 地点の後山川で Pb の値がかなり上昇している (Fig. 56)。後山川とは雲取山を源とする多摩川の主流である。何らかの影響で後山川の Pb の値が大きくなり、本流と合流した時には本流の水量が圧倒的に多いので希釈されているのであろう。

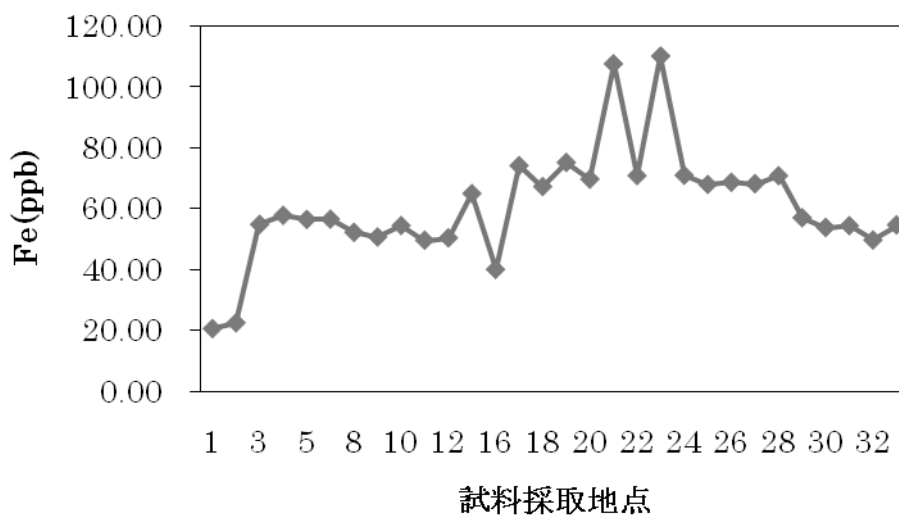


Fig. 62 Fe 濃度の推移結果

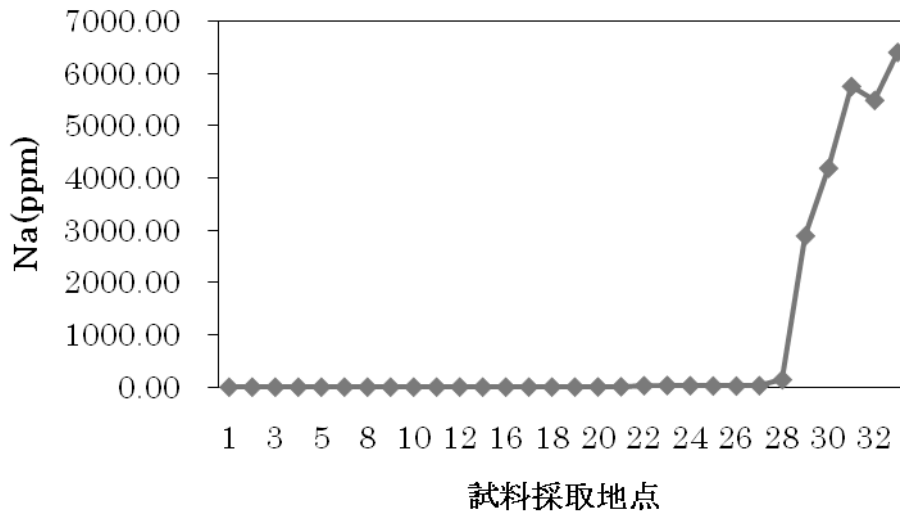


Fig. 63 Na 濃度の推移結果

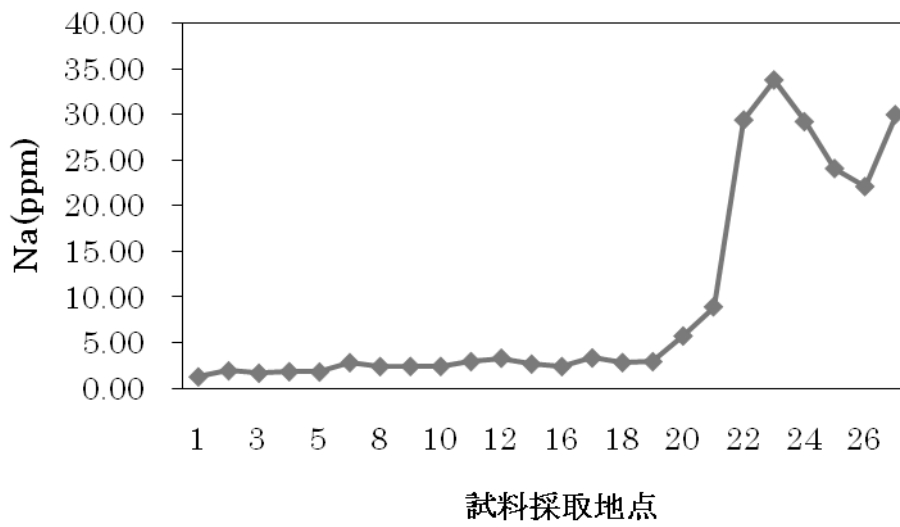


Fig. 64 Na 濃度の推移結果

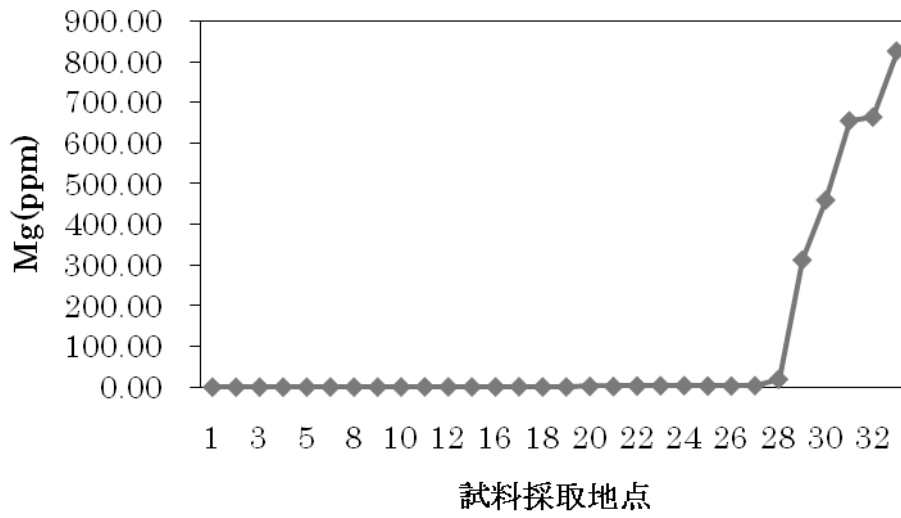


Fig. 65 Mg 濃度の推移結果

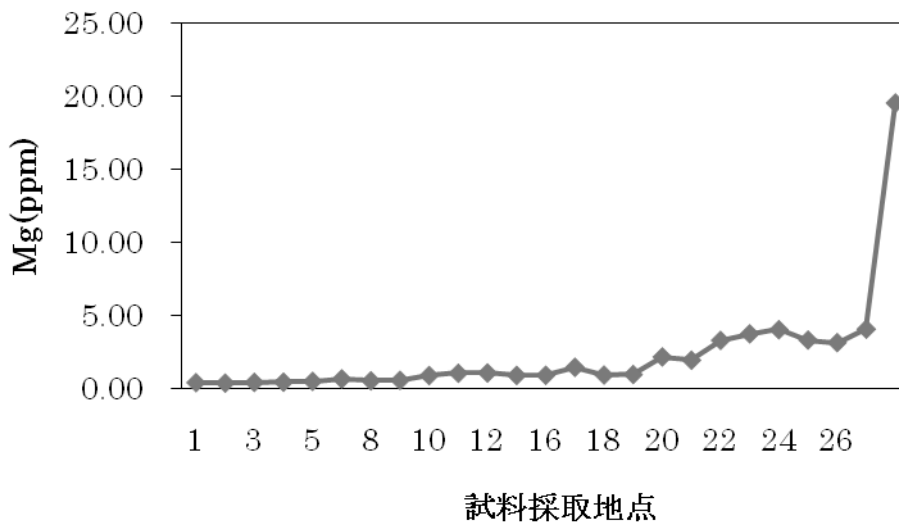


Fig. 66 Mg 濃度の推移結果

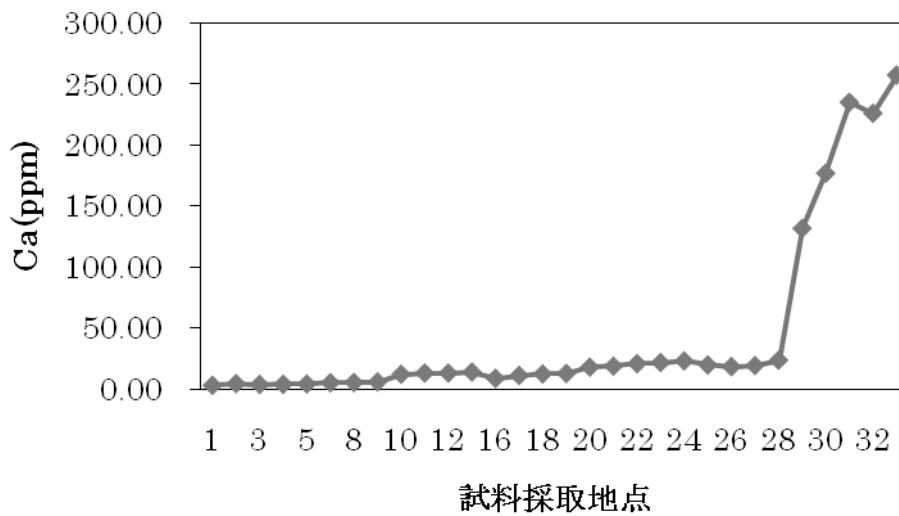


Fig. 67 Ca 濃度の推移結果

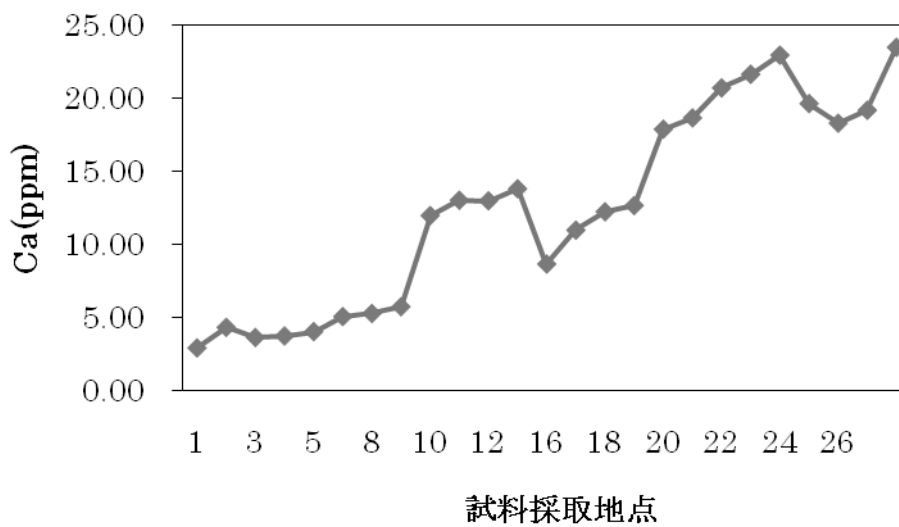


Fig. 68 Ca 濃度の推移結果

どの元素においても、基本的には下流部においてその濃度が増加する傾向が見られた。下流域の 30 地点以降はどの元素も海水の影響を受けて値が大きくなっている傾向にある。Cl-の結果より、海水はおよそ 20~25 パーセントの割合で混入しているので、以上の元素濃度を 3/4 倍したものが正確な河川由来の値と考えられる。このような仮定にもとづいてみても、元素によってはかなり高い値を示すものもあり、人為的影響による濃度上昇が示唆される。

Fe は中流地域の 22 地点付近で値が大きくなっている。Na も同様の傾向を示した。この

地域から地質を構成している岩石の種類が大きく変化していることはないことから、人為的汚染による増加が考えられる。Mg,Na は下流部においてその値が急激に上昇している。これは汚染だけではなく、海水によりその濃度が上昇したと考えられる。

Ca は上流から一定的にその濃度が上昇している。上流地域においては岩石の影響により次第に濃度が上昇したことが考えられる。Ca も河口地域ではその濃度が大きく上昇しているが、これも海水流入による影響が考えられる。

6.3.3 Pb 同位体比

鉛には 4 種類の安定同位体(^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb)がある。そのうち ^{204}Pb を除く 3 種は U や Th の放射壊変の最終生成物であり、 ^{206}Pb は ^{238}U でこのウランが半減期 44.68 億年で壊変し生成したもので、同様に ^{207}Pb は ^{235}U が半減期 7.038 億年、 ^{208}Pb は ^{232}Th が半減期 141 億年で壊変し生成したものである。そのため、 ^{204}Pb の量は地球ができた時より不変であるのに対して、 ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb の量は時間の経過とともに増加する。鉛鉱石がマグマ活動に伴って形成されると、その時点の Pb だけが濃縮され、U, Th から分離されるので、Pb 同位体比の動きはその時点で停止(凍結)する。これより、その地域の鉛鉱床ごとに鉛同位体組成は異なる。例えば、日本列島の地質は比較的新しいものなので、マグマ活動に伴ってできた鉛鉱床は、海外のそれと比較して、 ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb に富むといった特徴がある。

日本の近代化・工業化とともに、ガソリンのアンチノック剤や水道管、鉛ガラス、ペイント、バッテリー、自動車(タイヤ、ホイールバランスウェイト)など、多様に用いられるようになった。そのため、国内の鉛鉱山からではその生産をまかないきれず、海外鉱山の外来性の鉛が大量に輸入された。鉛同位体組成の原理より日本産の鉛と外来性の鉛は異なる同位体組成を持つことから、これを調べることで鉛の起源を明確にすることができる。

本研究では、上流の Sand 試料(拝島, 関戸)と下流の Silt 試料(大師橋中央, 右岸)の抽出溶媒(Hall method5 個/1 試料)の鉛同位体比分析を行った。同位体の割合が多い 3 種(^{206}Pb : 24.1%, ^{207}Pb : 22.1%, ^{208}Pb : 52.4%)で相互に比をとると、 ^{204}Pb (1.4%)を用いるより精度よく測定できるため、鉛同位体比を考察するにあたって、これら 3 種(^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb)を用いた。多摩川堆積物の $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ と $^{208}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ の関係を Fig. 68, 69 にプロットした。

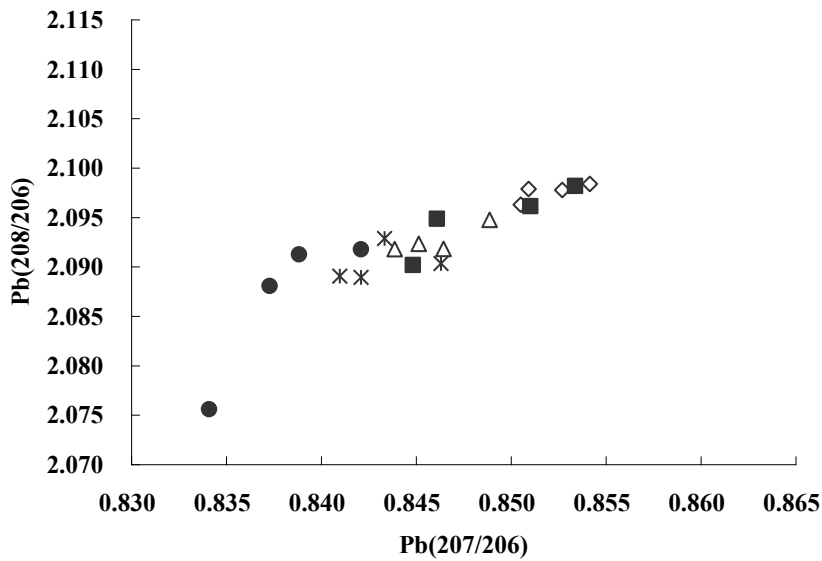


Fig. 68 フラクション)における Pb 同位体比

◇: #1(AEC), ■: #2(Am Fe ox), △: #3(Cry Fe ox), *: #4(Organic), ●: #5(Residual)

フラクションごとの同位体比の違いを見るため、流域ごとに区別はしていない。

これより、逐次抽出実験の進捗と同位体比の変化に方向性が見られた。Residual としての Pb は結晶構造に組み込まれた Pb であるため、人為的な影響を受けているとは考えにくい。故に、Residual の鉛同位体比の結果は、多摩川の Pb のバックグラウンド値であると言える。Residual の同位体比は、より凝縮された位置にプロットされると思われたが、多少ばらつきがみられた。これは、多摩川の地質が秩父帯の上に関東ローム層の堆積があるため、こういう地質の特色に由来すると考えられる。

また、吸着態・交換態 Pb(#1)やアモルファスオキシ水酸化鉄結合態 Pb(#2)は、このバックグラウンド値とは最も遠い位置にプロットされており起源が異なると考えられる。また、#3, #4 のプロットはそれらの間になされている。異なる同位体比を持つ Pb が混合されると鉛同位体値もそれらの混合値をとるので、#3, #4 は、吸着態やアモルファスオキシ水酸化鉄態の起源と Residual の混合であると言える。そこで、#1 と#2 の起源を考察するために、図 69 を作成した。

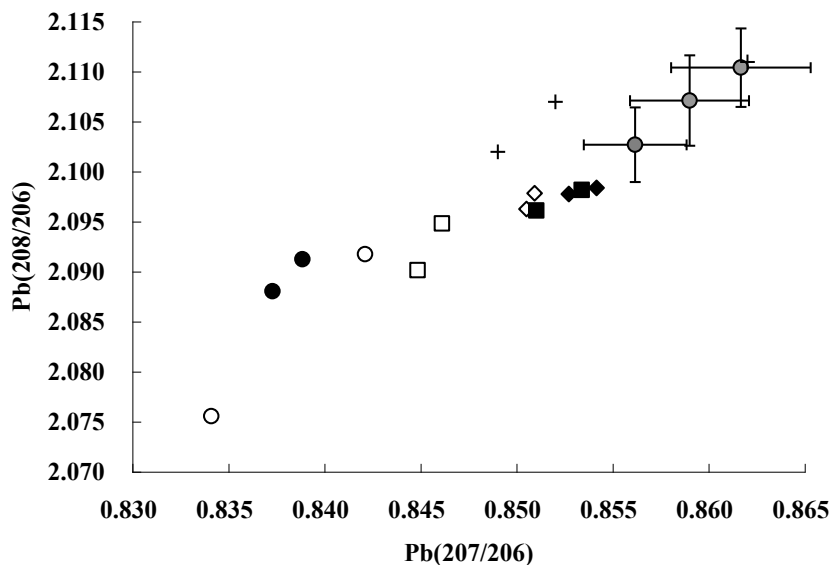


Fig. 69 流域ごとの鉛同位体比

黒プロット: 下流域, 白プロット 上流域, ◇: AEC, □: Am Fe ox, ○: Residual
 参考値: +: 汚染土壌(丸茂, 2003); グレープロット: 道路堆積物(新矢, 2006)

Pbの存在形態のうち、オキシ水酸化鉄結合態としてのPbが最も多かったが、上流および下流域のオキシ水酸化鉄結合態のPb同位体比プロットでは、上流はResidualへと、下流は#1へと引き付けられていた。抽出実験としては、同じオキシ水酸化鉄結合態Pbとして抽出されたが、上流域と下流域とでは起源が異なることがわかった。

吸着態やオキシ水酸化鉄結合態のPbは、道路堆積物(新矢, 2006)や汚染土壌(丸茂, 2003)の値に引き付けられている。さらに、上・下流域の吸着態の同位体比はほぼ同じところにプロットされるので起源が同じと考えられる。上流域の試料採取地点の付近に工場地帯は少なく、工場からの汚染土壌が起源であるとは考えにくい。上・下流域といった地域によって起源の違いがなく、共通して考えられる汚染起源は自動車交通が挙げられる。故に、多摩川堆積物では自動車交通等に起因した鉛負荷があることが示唆された。

6.3.4 Sr同位体比

Sr同位体比測定の結果を以下に示す。測定誤差は0.00003以下である。

Table 14 Sr の同位体比測定結果(岩石試料の結果を含む)

試料採取地点	試料番号	水中の $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	岩石の種類	岩石中の $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$
源流	1		花崗岩	0.70524
一之瀬川	6	0.705695		
柳沢川	7	0.706341	堆積岩	0.70531
のめこいの湯 前	8	0.707262		
後山川	9	0.707405	堆積岩	0.71209
丹波川	10	0.709199		
小袖川	11	0.710101		
蜂谷川	12	0.709281		
峰谷橋	13	0.708882		
小河内ダム出 口	14	0.710113		
日原川	15	0.708097		
氷川	16		堆積岩	0.70786
奥多摩キャンプ 場	17	0.709701		
川井	18	0.710018	堆積岩	0.72201

下のグラフは Table 14 をグラフ化したものである。

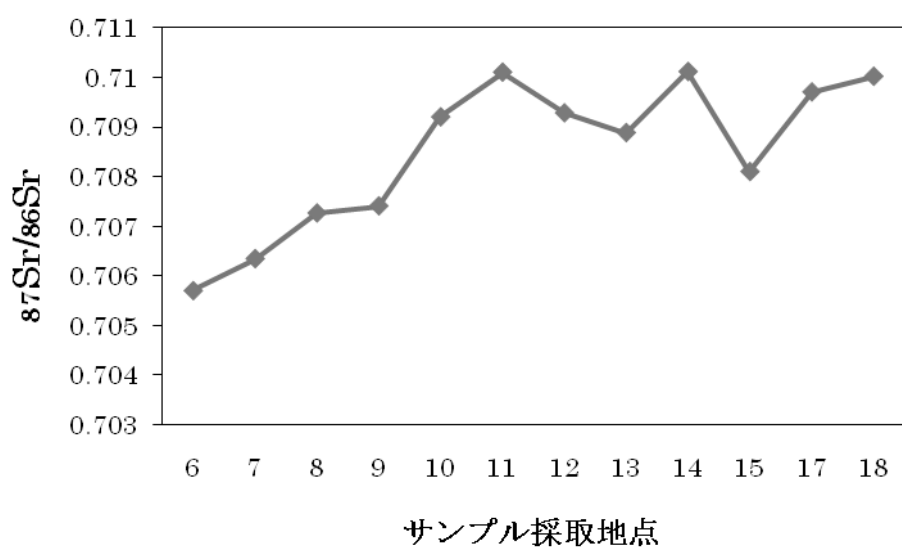


Fig. 70 河川水中における Sr 同位体比の測定結果

これより、多摩川上流における Sr 同位体比は上流部において下流方向に行くにつれて上昇しているということがわかる。これに関して、多摩川の地質図との対応から考察できる。多摩川の上流部は主に花崗岩から形成されている(Fig. 71)。そこから少し下った上流部以降から川井地区周辺までは、堆積岩から形成されている。

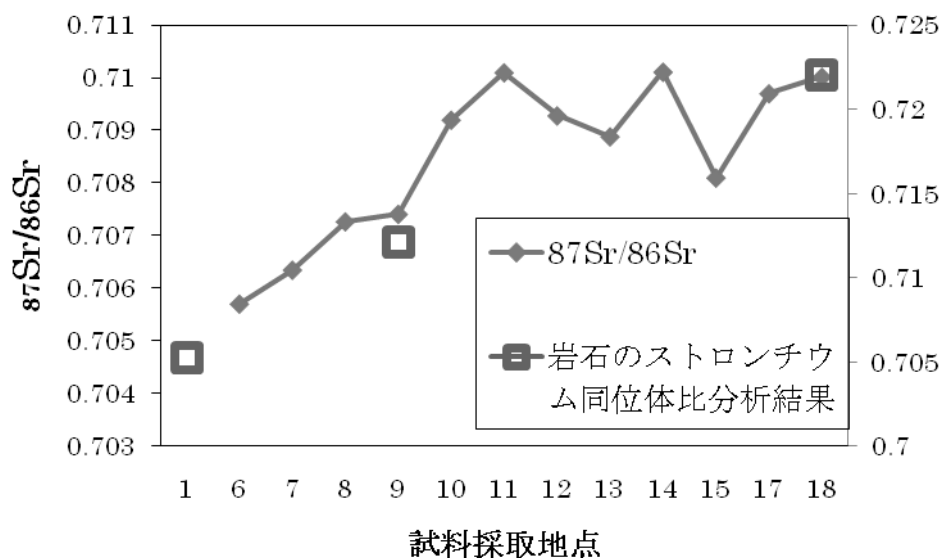


Fig. 71 岩石と水の Sr 同位体比

Table 14 のうち、主な岩石をプロットしたものが Fig. 71 にあたるが、これを見ると河川試料中の同位体比と岩石中の同位体比はある程度の相関があることが見てとれる。

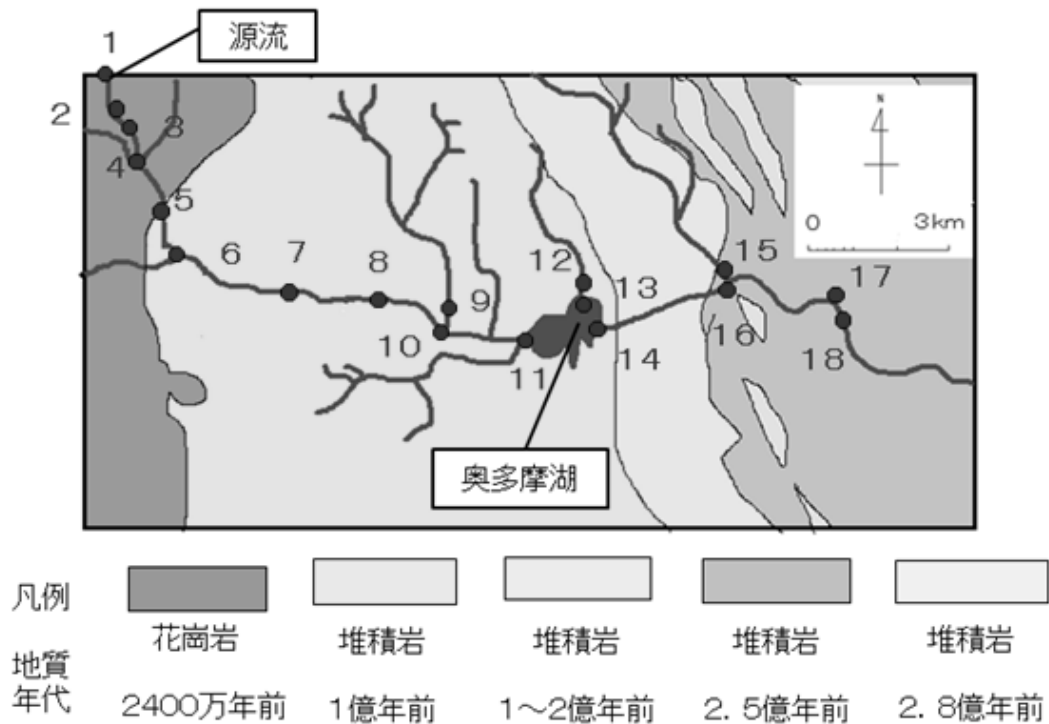


Fig. 72 多摩川の地質図(出典：シームレス地質図 HP)

ここで、注目したい点は、各岩石ができた年代である。

上図より花崗岩から順に、下流に向かっていくにつれて岩石の形成された年代は古くなっていくことがわかる。基本的に、 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 比は、 ^{87}Rb の壊変によってその値は少しずつ大きいものとなっていく。よって、古い岩石ほど、その値は大きくなっていく。これを踏まえて同位体比測定の結果を見てみると、6地点の一之瀬川から18地点の河合地区に向かってその値は緩やかに上昇しており、これは地質図の岩石年代の分布と調和的な結果となっているといえる。

6.3.4 酸素・水素同位体比

次に酸素・水素同位体比の測定結果を図73に示す。

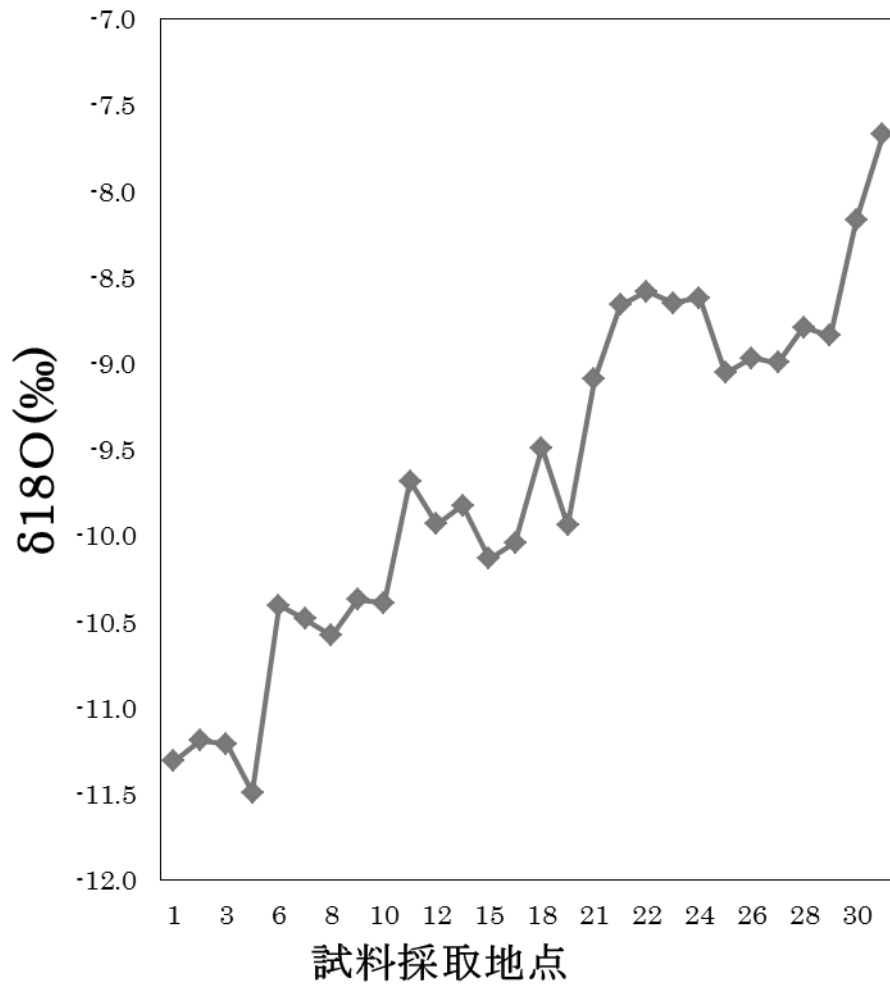


Fig. 73 酸素同位体比の結果

また、下流の3地点に関しては水深が10メートル程あるため、上のグラフでは表面水のデータを採用したが、下のグラフに、底面水のデータも併せて掲載する。

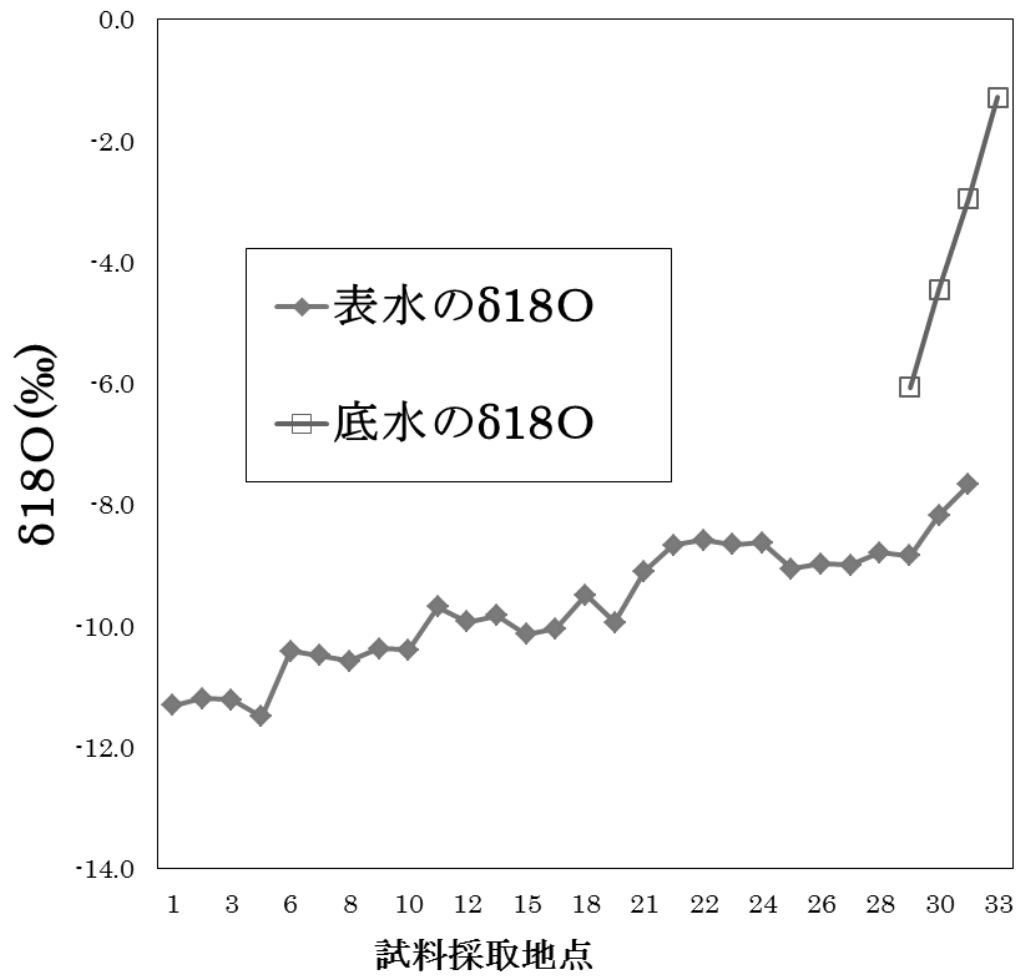


Fig. 74 底水を含む酸素同位体比の結果

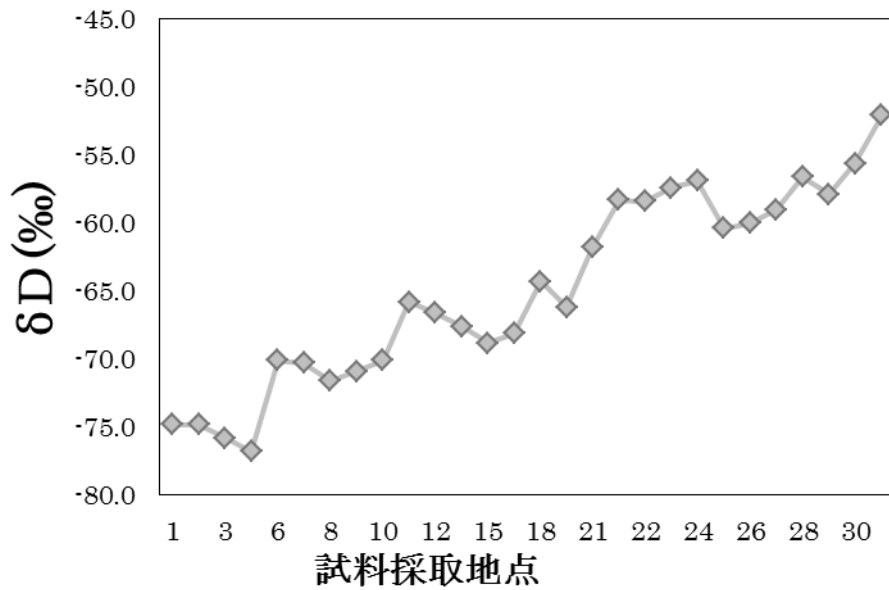


Fig. 75 水素同位体比の結果

酸素同位体比と同様に、底面水のデータも併せて掲載する。

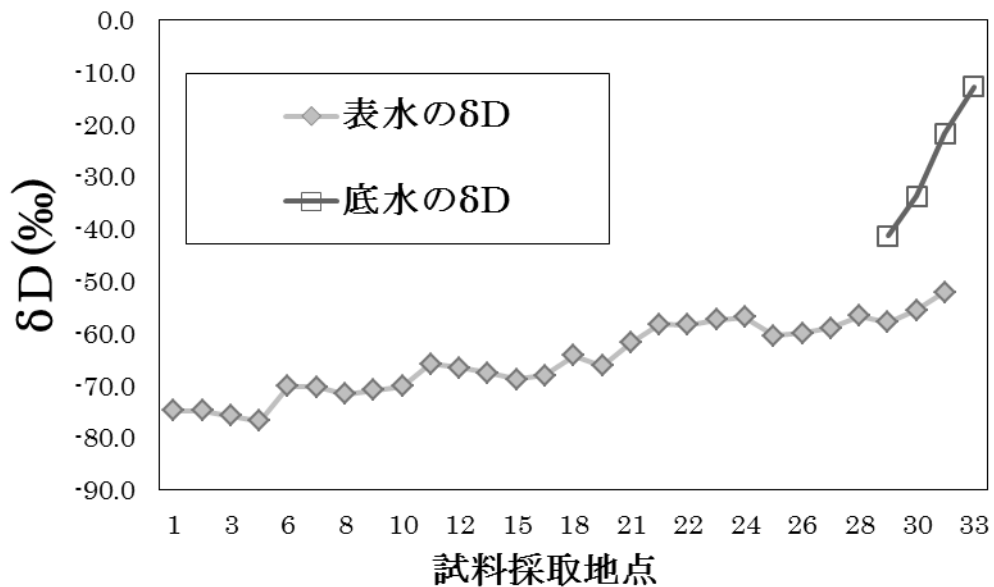


Fig. 76 底水を含む水素同位体比の結果

天然水(H₂O)の酸素(O)、水素(H)には、それぞれ質量数(原子量)の異なる安定同位体(Stable Isotope)が存在する。その存在割合は、酸素(O) : ¹⁶O, ¹⁷O, ¹⁸O = 99.757 : 0.038 : 0.205 (%)
 水素(H) : ¹H, ²H = 99.9885 : 0.0115 (%) (理科年表)

である。なお、 ^1H はH、 ^2H はD(Deuterium)とも表現される。これらは、 H_2^{16}O 、 H_2^{18}O 、 HD^{16}O 等として水分子を構成している。

降水の同位体比は、地域あるいは時間・季節により様々に異なる値を持つ。そのような降水が地下に浸透し地下水として貯留・流動し、また河川へ流出する過程では、化学成分のようにその周辺物質と化学反応を起こさず、その同位体比は変化しない。この同位体比の保存性を利用して、地下水の起源や貯留・流動中の混合、起源の異なる水の混合の解析など、水文循環における水の動きを把握する上で理想的なトレーサーとして利用できる。

同位体比の表現方法：

酸素・水素の同位体比は、一般に存在量の多い同位体に対する比(原子数の比)、すなわちそれぞれ $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ 及び $\text{D}/\text{H}(^1\text{H}/^2\text{H})$ が測定される。これらの同位体比は絶対比ではなく世界共通の標準平均海水(Standard Mean Ocean Water：略称 SMOW)の同位体比からの千分偏差(‰：パーミル)として次式で示す δ 値が用いられ、各々 $\delta^{18}\text{O}$ 、 $\delta\text{D}(\delta^2\text{H})$ として表現される。測定誤差は、 $\delta^{18}\text{O} : \pm 0.1\text{‰}$ 、 $\delta\text{D} : \pm 1\text{‰}$ である

$$(\text{Rsa}) - (\text{Rst})$$

$$\delta^{18}\text{O} \text{ または } \delta\text{D} = \frac{\quad}{(\text{Rst})} \times 1000 \text{ (単位：‰)}$$

$$(\text{Rst})$$

ここで、 Rst ：標準平均海水(SMOW)の同位体比($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ または D/H)

Rsa ：試料水の同位体比($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ または D/H)

これらの δ 値の数値が大きいほど、質量数の大きい同位体(^{18}O または D)が多く、重い水であり、 δ 値が小さいほど軽い水である。

(参考：地球科学研究所 HP <http://www.geolab.co.jp/OD.html>)

高度効果：

降水の δ 値は、その地域の高度(標高)に大きく左右される。1つの水蒸気団が山腹等にあたり、高度を上げながら連続的に降水を降らすとき、高度が低い程 δ 値の大きい重い降水が、高度が高いほど δ 値の小さく軽い降水が降る。高緯度ほどこの高度効果が大きいとされている。例えば、世界的にみた高度効果： $\delta^{18}\text{O} = -0.2 \sim -0.6 \text{ ‰}/100\text{m}$

$$\delta\text{D} = -1.5 \sim -5.0 \text{ ‰}/100\text{m}$$

日本の場合の高度効果：

$$\delta^{18}\text{O} = -0.4 \text{ ‰}/100\text{m} \text{ (富士山)}$$

$$\delta^{18}\text{O} = -0.3 \text{ ‰}/100\text{m} \text{ (八方尾根)}$$

$$\delta^{18}\text{O} = -0.25 \text{ ‰}/100\text{m} \text{ (中部地方)}$$

$$\delta\text{D} = -2.0 \text{ ‰}/100\text{m} \text{ (岩手山) (風早・安原, 1999)}$$

$$\delta\text{D} = -2.33\text{‰}/100\text{m} \text{ (八ヶ岳) (風早・安原, 1994)}$$

$$\delta\text{D} = -2.33\text{‰}/100\text{m} \text{ (八ヶ岳)}$$

(地球化学研究所 HP より抜粋 <http://www.geolab.co.jp/OD.html>)

多摩川上流部においては、本研究より

$$\delta D = -2.65 \text{ ‰/100m}$$

$$\delta^{18}\text{O} = -0.324 \text{ ‰/100m}$$

と求まる

なお、多摩川全域にわたる標高は以下の通りである。

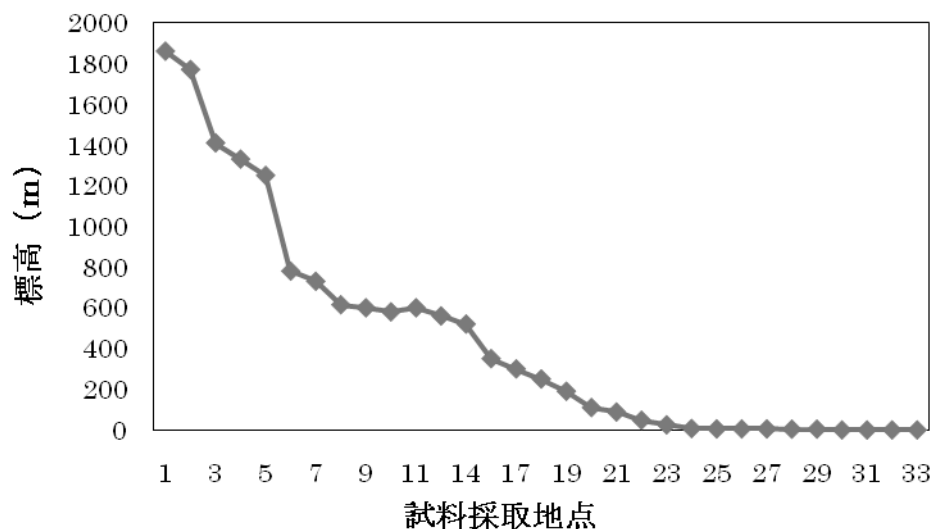


Fig. 77 多摩川全域における標高

以上の点を踏まえて酸素・水素同位体比の結果を見てみると、標高が低くなるにつれて、その値は上昇している。つまりより重たい酸素・水素が降水として河川に注いでいるということになり、これは高度効果が反映されていることを示唆する。

また、河川の深さがある地点で、表面の水よりも底面の水の方が値が大きいのは、水よりも重たい海水が河川の底の方を流入していることを示している。

さらに、25 地点以降は標高がほぼ 10m 以下にもかかわらず、同位体比は酸素・水素ともに上昇している。これは高度効果では説明ができない。この地域より河口では海水の流入がみられ、25 地点以降は河口に向かうにつれて次第に海水の混合率が上昇していると考えられる。海水は河川水よりも重く、同位体比が高い。以上のことにより、25 地点以降の河川水の酸素・水素同位体比は標高が一定にもかかわらず、上昇していると考えられる。

$\delta^{18}\text{O}$ と δD の関係：

降水や地表水の $\delta^{18}\text{O}$ と δD との間には、Craig(1961)によって全地球規模的に次の関係が見出されている。

$$\delta D = 8\delta^{18}\text{O} + 10$$

上式における直線の傾きは、水の蒸発・凝縮の際、酸素と水素の同位体分別係数の比によってある精度をもって一定の値を示す。

定数項は、Dansgaard(1964)によって地域により異なることを見出され、上式は

$$\delta D = 8\delta^{18}O + d$$

と表現されている。

関係式の切片 d -値は、降水をもたらす水蒸気が生成する場の湿度(蒸発速度)と関係する。主な水蒸気源である海洋で、乾燥した(蒸発速度の速い)所で生成した水蒸気の d 値は大きく、湿潤な所で生成する水蒸気の d -値は小さい。水蒸気の凝縮過程では d 値はかわらないため、降水の d -値は降水をもたらす水蒸気団の由来の指標となる。本邦では、太平洋上を移動する蒸発速度の遅い太平洋気団を主体とする夏期の降水の d -値は小さく (d -値 $< 10, 4 \sim 5$ 前後まで下がる)、大陸の乾燥地帯を移動する蒸発速度の速いシベリヤ気団を主体とする冬の降水は大きな値 (d -値 $> 10, 25 \sim 30$ にも達する)を示し、年間一サイクルの変化を示す。

降水の δ 値の季節変動：

降水の $\delta^{18}O$, δD 値は季節により変動する。一般的には、 $\delta^{18}O$, δD 値とも夏期の高温時には大きな値(重い降水)、冬期の寒冷期には小さな値(軽い降水)を示す、年間一サイクルの変化をする。本邦の梅雨期がある地方では、年間一サイクルの変化に加えて梅雨期に δ 値の小さくなる時期があり、年間二サイクルの変動がある。

降水の d 値は、降水をもたらす水蒸気団の相違の指標となる。すなわち本邦では、太平洋上を移動する蒸発速度の遅い太平洋気団を主体とする夏期の降水の d 値は小さく ($d < 10, 4 \sim 5$ 前後まで下がる)、大陸の乾燥地帯を移動する蒸発速度の速いシベリヤ気団を主体とする冬の降水は大きな値 ($d > 10, 25 \sim 30$ にも達する)を示し、年間一サイクルの変化を示す。このように、 $\delta^{18}O$, δD 値及び d 値は季節変動するが、これらの値の年平均値(降水量の加重平均値)は、一定の地点では年々一定の値を示す傾向にある。(ただし、降水量の異常な年については異なる)。

以下に多摩川における酸素・水素同位体比の近似曲線と Craig の直線式、および d 値を示す。

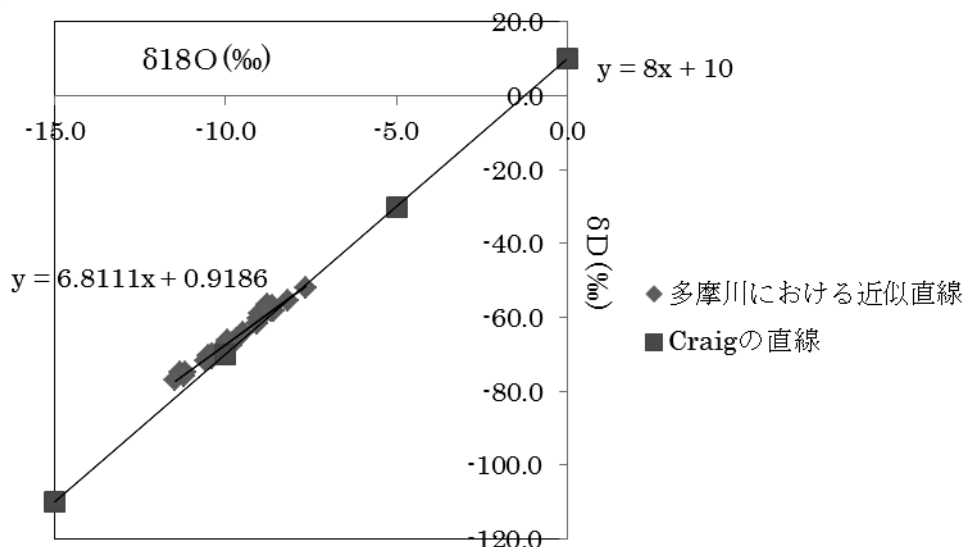


Fig. 78 多摩川における酸素・水素同位体比の近似曲線と Craig の直線式

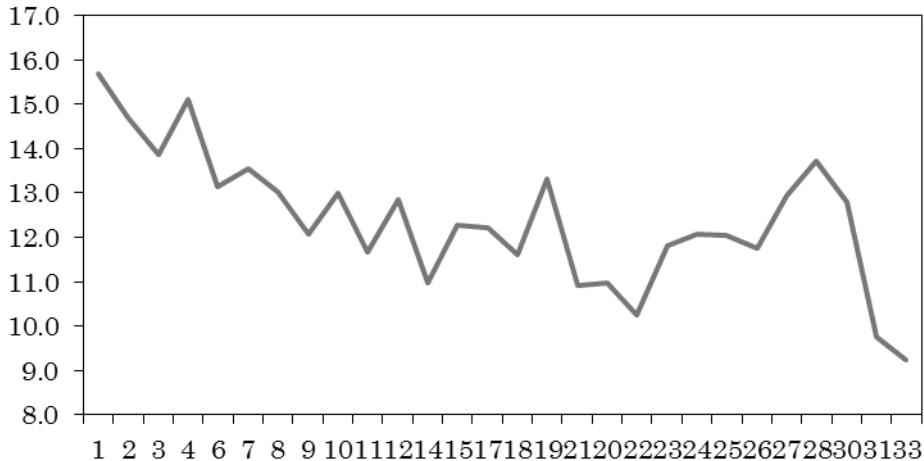


Fig. 79 多摩川における d 値

これを見ても、多摩川の d 値は上流部においては高く、下流部に行くにしたがって小さくなっている。蒸発速度の遅い太平洋気団を主体とする夏期の降水の d 値は小さく ($d < 10$, 4~5 前後まで下がる), 大陸の乾燥地帯を移動する蒸発速度の速いシベリヤ気団を主体とする冬の降水は大きな値となることから、多摩川の上流部には蒸発速度の速い気団から降る雨が多く、下流部においては蒸発速度の遅い気団からの降雨が多いと考えられる。

6.3.6 硫黄同位体組成

河川水の硫黄同位体組成 ($\delta^{34}\text{S}(\text{‰})$) の測定を行った。河川水試料 1l に BaCl_2 溶液 (1m) を少しずつ加え、攪拌し、硫酸バリウムの沈殿物を得た。硫酸バリウムを $0.25\mu\text{m}$ フィルターで濾過した。その硫酸バリウムを分解し、 SO_2 ガスの $\delta^{34}\text{S}$ を質量分析計により求めた。分析結果は以下の通りである。川井; -3.0‰ , 氷川キャンプ; -3.6‰ , 蜂谷; -5.6‰ , 後山川; $+0.5\text{‰}$, のめいこう; -3.2‰ 。データ数が少なく、上流から下流に向かっている傾向ははっきりしないが、上流でやや高い(後山川で $+0.5\text{‰}$)。上流部 (No.1~No.5) では花崗岩, No. 6 より堆積岩類が分析している。一般的に堆積岩の $\delta^{34}\text{S}$ の方が花崗岩の $\delta^{34}\text{S}$ より大きいので、このことは岩石の $\delta^{34}\text{S}$ の違いを反映しているかもしれない。しかし、今後、水試料, 岩石試料の $\delta^{34}\text{S}$ をより多く得る必要がある。

また、下流部で硫黄の汚染が示唆されたので、今後は下流部の $\delta^{34}\text{S}$ データを得る必要がある。

7. 結論

多摩川堆積物においては、過去の研究(長井, 2005; 木住野, 2006; 立脇, 2009 など)から、中流一下流域での流下に伴った重金属元素濃度の上昇が指摘されていたが、重金属元素による汚染の度合いを検討するためには、中一下流部の濃度分布の情報のみでは不十分であった。

また、多摩川上流部における多元素(主成分, 微量成分)分析は行われておらず、全流域においてのデータ採取も行われていなかった。そのため、地質を構成している岩石の河川水質への影響も考察されていない。よって本研究では、以下のように地球化学的研究を行い、河川水、堆積物中の各種元素、同位体の起源と挙動、汚染の度合いを検討した。

(1) 粒径組成と粒子の成因

本研究では、堆積物の粒径分別を行い、その粒子の成因について考えた。これは、Sand, Silt 中に、どれ程の濃度で重金属元素が含まれているかを知り、上流と下流の濃度比較を行い、下流が上流に比べてどの程度汚染しているかを知るためであった。上流域試料採取時における河岸の転石の観察から、多摩川堆積物の源岩は花崗岩であると推測され、主に堆積岩からなることがわかった。このことは、多摩川流域地質とも調和的であった。堆積物は、源岩が物理的破碎(物理的風化による)したもの、あるいはそれらの混合により生じ、微細な粒子が下流へと運搬されたと推測できた。

次に、主成分元素のうち、 SiO_2 と Al_2O_3 の相関をとると、 SiO_2 と Al_2O_3 で負の相関が得られ、堆積物試料は流下するほど、また粒径が小さくなるほど、化学的風化作用の影響を受けた粒子が集まっていることが言えた(一般的に、化学的風化作用によって Si は Al より溶脱しやすいため)。また、多摩川堆積物の粒径組成は、上流からガス橋—多摩川大橋間までは殆ど変化がなく、ガス橋—多摩川大橋間から下流にかけて、粒径組成が大きく変わり Silt の割合が増加した。これは、東京湾からの海水流入による運搬作用の抑制と堆積作用のためと考えられる。さらに、東京湾からの海水は、調布取水堰(丸子橋付近)まで影響を及ぼしていること(立脇, 2007)が確認できた。以上より、堆積物は、下流に行くほど、また粒径が小さくなるほど、化学的風化作用の影響を受けている粒子や、物理的風化作用によって細かく破碎された粒子が多く集まっていると考えられるため、重金属元素の濃度推移を比較するためにはこれらの影響を考慮する必要が示唆された。

(2) 各種元素の濃度推移, 汚染指標

測定したすべての堆積物中の重金属元素(Cr, Ni, Cu, Zn, Pb)において下流になるほど、また粒径が小さくなるほど、重金属元素濃度は高くなる傾向にあった。またすべての元素において Sand 中のそれらの濃度は、上流ではほとんど変化がなく一定であったが、下流域では濃度が増加する傾向にあった。濃度の空間的分布だけでは汚染の有無を明確

にできなかった。堆積物中の濃度増加は、上流の堆積物で溶脱した元素が河川で運搬され、再吸着するといった自然由来と、人為的由来の可能性があるのであり、また試料は風化作用の影響を受けているからである。そこで、Igeo(Muller, 1969)を用いて基準地点からの濃度変動を元素ごとに比較した(本文中では試料採取上流地点の一ノ瀬を基準点とした)。すると、すべての元素において Sand よりも Silt 中の濃度のほうが増加する傾向が大きいことが示された。また、Cr, Ni 間と、Cr, Zn 間で挙動が類似していた。さらに化学的風化作用の影響を考慮した E_{fc} を導入した。この指標においても、Cr, Ni, Zn よりも Cu, Pb の高い移動性が示唆された。

(3) 抽出実験

Hall et al. (1996)の5段階抽出法により河川堆積物の抽出実験を行った。その結果、Cr, Ni は Residual の割合が高く、Cr と Ni の相関が高く、これらよりこれらの元素は自然由来の割合が高く、挙動が類似しているといえる。Cu で、Pb は Residual よりその他の吸着態等の割合が高く、移動しやすい元素であるといえる。上流部で Pb と K₂O の相関が高く、自然由来の割合が高いといえ、下流部で特に Silt の吸着態の割合が高く、おそらく人為由来の割合が高いと考えられる。

(4) 同位体比

河川水の Sr 同位体比においては、多摩川周辺の地質の影響により、決められているといえる。地質を構成している岩石の Sr 同位体比が上昇すると、河川水中の Sr 同位体比も上昇する。このことは、河川水や雨水が地中で岩石と反応し、比較的近い箇所に溶出していることを示していると考えられる。特に源流付近での河川水中の Sr 同位体比の値は小さい。この地域においては構成年代が比較的新しく、低い Sr 同位体比を有する岩石である花崗岩が多く分布している。そこから少しずつ中流に向かって Sr 同位体比の値を見てみると、中流部に向かうにつれてその値は大きくなっている。それと連動して、周辺の岩石の年代は比較的高い Sr 同位体比を示す古い岩石である花崗岩が多く分布している。以上のことは河川水が地下や周辺の岩石と反応していることを示す十分な証拠である。河川水中のアルカリ土類元素(Ca, Mg, Sr)、アルカリ元素(Na)濃度からも堆積岩地域と花崗岩地域で明瞭な相異が示唆された。これは、堆積岩地域で炭酸塩鉱物(石灰岩)の溶解がこれらの組成に影響を大きく与えていることを示唆している。

鉛同位体組成は、中流域と下流域で明瞭な相異を示した。また、堆積物の抽出実験よりイオン吸着態とその他のフラクションで鉛同位体組成は明瞭な相異を示した。これがデータより、下流域の堆積物は人為的鉛汚染を示すことがいえる。

酸素・水素同位体比に関しては、標高が高い地域に関しては標高が上がるにつれてその値は低くなり、高度効果により説明される。下流部においては河川の底の水の同位体比が大きい。このことは、河川水に海水が流入していることを示唆していると考えられる。また、同じく下流部の表層の水においても酸素・水素同位体比は大きい。

しかしこの地域の標高はほぼ 0m に近く、高度効果の影響を受けているとは考えにくい。おそらくこれは、表層の水にもある程度の海水が混入し、それによって酸素・水素同位体比の値も大きくなったと考えられる。上流部の河川水の硫黄同位体比測定を行い、岩石の影響の違いがあるようだが、データが少ないため、今後多くのデータを得る必要がある。

(補足)

以下に上流部の河川水と中流部の河川水の Ca/Na-Mg/Na の散布図を載せる。

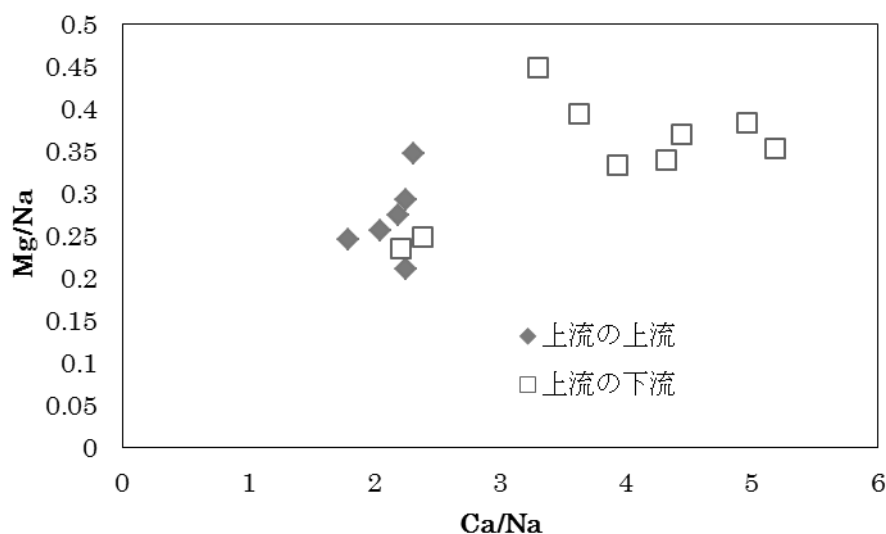


Fig. 80 河川水中における Ca/Na-Mg/Na の散布図

これを見ると、上流の上流、つまり周辺の地質が花崗岩で構成されている地域の比はグラフの左下寄り、Ca/Na も Mg/Na も低い値となった。また、上流の下流、つまり堆積岩で構成されている地域の比はグラフの右上寄りとなった。上流の上流においては Sr 同位体比は花崗岩の影響を受けて低くなっていた。上流の下流においては Sr 同位体比は堆積岩の影響を受けて大きい値を示していた。おそらくこの影響は他の元素にも働くと考えられる。よってこの岩石の影響により Fig. 80 に見られるような分類が起きたと考えられる。

以上のことより、多摩川上流部における水質は花崗岩・堆積岩の影響を受けていることがわかった。水質は中流部から下流部に向かうにつれて次第に人為的影響を受けて、各種元素濃度は上昇する傾向にあった。だが、河口付近では水質は海水の影響を受けて大きくその値が変化しているということもわかった。

また、堆積物中に含まれる重金属元素濃度も大きく上昇しており、下流部における川底堆積物はかなりの度合いで汚染されていることが明らかとなった。本研究において上流部と下流部を比較したところ、汚染指標である Igeo 値は 4 近くを示した。このこと

より、従来考えられていた以上に多摩川の堆積物は汚染していることが明らかとなった。

さらなる河川浄化のためには、下水処理場だけでは処理しきれない Ni のような元素の処理方法の検討を進めていく必要がある。また、季節ごとに水質、同位体組成がどのように変化していくかを定時観測していくことも今後の大きな課題の一つであろう。

参考文献

- ・ 伊藤和男(1975) 名古屋港水域の底質の重金属, 公害と対策, 11, 650-659.
- ・ 大塚治子(1981) 人造湖における新生沈殿物中の重金属元素の存在形態, 陸水学雑誌, 42 (1), 28-39.
- ・ 欧陽通、岡島正規、小倉紀雄(1992)多摩川中流域における河川水および堆積物中の微量重金属濃度と形態, 人間と環境, 18, (2), 52-60.
- ・ 欧陽通、島貝真、沖田智、馬場和彦、尹順子、岩島清(1998)多摩川河川水中の Cr, Mo および Sb の濃度分布, 存在形態と供給源, 環境化学, 8, (1), 33-45.
- ・ 加藤迪(1973)都市が滅ぼした川—多摩川の自然史—, 中公新書.
- ・ 木住野由佳(2006)多摩川下流域における堆積物を中心とした重金属元素についての地球化学的研究, 慶應義塾大学理工学部卒業論文.
- ・ 熊谷幹郎、西村肇(1977) 海洋の重金属汚染, 用水と廃水, 19, 35-43.
- ・ 国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所(2004)水辺を歩こう多摩川.
- ・ 国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所ホームページ <http://www.ktr.mlit.go.jp/keihin/>
- ・ 国土交通省関東地方整備局ホームページ <http://www.ktr.mlit.go.jp/index.htm>
- ・ シームレス地質図 HP <http://riodb02.ibase.aist.go.jp/db084/>
- ・ 新矢将尚、小西孝明、宮西弘樹、石川宗孝(2002)高速道路排水における汚濁負荷の流出特性, 用水と廃水, 44, 207-213.
- ・ 新矢将尚、船坂邦弘、加田平賢史、油谷藍子、森脇洋(2006)人と重金属のかかわり, 生活衛生, 50, (5), 261-267.
- ・ 新矢将尚、船坂邦弘、加田平賢史、松井三郎(2006)自動車交通に起因して流出する鉛の発生源の同定, 水環境学会誌, 29 (11), 693-698.
- ・ 立脇香奈(2007)多摩川下流域・河口付近における河川水および堆積物中の重金属元素についての地球化学的研究, 慶應義塾大学理工学部卒業論文.
- ・ 多摩川源流研究所ホームページ <http://www.tamagawagenryu.net/>
- ・ 多摩川探訪 <http://www.geocities.jp/kk810558/tama7.htm>
- ・ 多摩川流域図 www.mlit.go.jp/river/basic_info/jigyo_keikaku/gaiyou/seibi/pdf/tama-4-1.pdf

- 地球化学図による全国的な有害元素のバックグラウンドと環境汚染評価手法の高度化に関する研究 <http://www.env.go.jp/policy/digest/h16/pdf/mat06.pdf>
- 中島淳、鎗田功、小林節子、小倉久子(1976) 底質の重金属汚染に対する主成分分析法の適用, 水処理技術, 17, 721-727.
- 中島孝幸、藤原好、若林明子、山崎邦彦(2007), 東京湾海水中の金属濃度, 水環境学会誌, 30 (1), 45 - 47.
- 長井美沙(2005)多摩川堆積物の現状—起源と重金属濃度について—, 慶應義塾大学理工学部卒業論文.
- 日置正、中西貞博、向井人史、村井健太郎(2008) 降水中微量金属元素濃度比と鉛同位体比による長距離輸送と地域汚染の解析, 大気環境学会誌, 43 (2), 100-111.
- 日高洋(2002)重元素の同位体比—年代測定を中心として—, ぶんせき, 2002, 290-295.
- 平尾良光、越川雅之、本田美幸、島一男、草津敬子、福田悦子、木村幹(1984)多摩川における鉛分布, 地球化学, 18, 1-13.
- 平山光衛(1992), 河川水、陸水の化学 (日本化学会編), 90 - 102, 学会出版センター, 東京.
- 福島和夫、金城隆、鈴木幼一、向井健一郎(1985)都市汚濁河川における重金属の存在と挙動 I. 河川底泥中の重金属分布, 地球化学, 19, 21 - 30
- 松本英二、横田節哉(1977)底泥からみた東京湾の汚染の歴史, 地球化学 11, 51-57.
- 丸茂克美、土壤環境ニュース 42 号～特別寄稿～自然的原因・人為的原因による土壤の鉛汚染の識別法, <http://www.gepc.or.jp/news/42-tokubetu.html>
- 丸茂克美、土壤・地質汚染評価基本図
<http://staff.aist.go.jp/k.marumo/siryou/ane/setsumei.html>
- 山崎正夫、安藤晴夫(1999)多摩川中流部における微量元素類の流入起源と河川水中濃度の年間変動, 東京都環境科学研究所年報, 68-72.
- Bradley, S. B. (1988) Recent transport of metals in the river Severn as recorded by the sediments of Chelmarsh reservoir, Shropshire, U. K., J. Environ. Sci, A23(5), 425-440.
- Bradley, S. B. (1990) The significances of the floodplain to the cycling of metals in the River Derwent catchment, U. K., Sci. Total Envir., 97/98, 455-463.
- Davies, J.A. III and Jacknow, J. (1975) Heavy metals in wastewater in three urban areas, J. Wat. Pollut. Control Fed., 47, 2292-2297.
- Elsokkary, I. H. (1990) Assessment and speciation of chromium, nickel, and cadmium in the sediments of the River Nile, Egypt, Sci. Total Envir., 97/98, 455-463.
- Forstner, U. and G. T. W. Wittmann (1981) Metal Pollution in the Aquatic Environment, Springer – Verlag Heidelberg, 2nd ed. 486.
- Gueguen, C. and Dominik, J. (2003) Partitioning of trace metals between particulate, colloidal and truly dissolved fractions in a polluted river: the Upper Vistula River (Poland),

Applied Geochemistry, 18, 457-470.

- Hall, G. E. M., Vaive, J. E., Beer, R., and Hoashi, M. (1996) Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction, Journal of Geochemical Exploration, 56, 59-78.
- Hungspreugs, M., Dharmvanij, S., Utoomprukporn, W. and Windom, H. L. (1990) A comparative study of the trace metal fluxes of the Bang Pakong and the Mae Klong rivers, Thailand, Sci. Total Envir., 97/98, 89-102.
- Kempton, S., Sterritt, R. M., and Lester, J. N. (1987) Heavy metal removal in primary sedimentation. I. The influence of metal solubility. Sci. Total Envir., 63, 231.
- Li, Xiangdong, Shen, Zhenguo, Wai Onyx W. H., and Li, Yok-Sheung (2001) Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary, Marine Pollution Bulletin, 42 (3), 215-223.
- Mark, L., Nurnberg, H. M. and Rutzel, H. (1985) Levels of the heavy metals in the tidal Enbe and its Estuary and the Heavy metal input into the sea. Sci. Total Envir., 44, 35-49.
- Muller, G. (1969) Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River, Geojournal, 2(3), 108-118.
- Nakano, T., Morohashi, S., Yasuda, H., Sakai, M., Aizawa, S., Shichi, K., Morisawa, T., Takahashi, M., Sanada, M., Matsuura, Y., Sakai, H., Akama, A., and Okada, N. (2006) Determination of seasonal and regional variation in the provenance of dissolved cations in rain Japan based on Sr and Pb isotopes, Atmospheric Environment, 40, 7409-7420.
- Ntekim, E. E. U., Ekwere, S. J., and Ukpog, E. E. (1993) Heavy metal distribution in sediments from Calabar River southeastern Nigeria, Environmental Geology, 21, 237-241.
- Nielsen, J. P. and Hrudey, S. E. (1983) Metal loadings and removal at municipal activated sludge plant, Water Res., 17, 1041-1052.
- Nielsen, J. P., Hrudey, S. E. and Cantwell, F. F. (1984) Role of free metal ion species in soluble nickel removal by activated sludge. Environ. Sci. Tech., 18, 883-886.
- Nielsen, J. P., Hrudey, S. E. and Cantwell, F. F. (1984) Role of free metal ion species in soluble nickel removal by activated sludge. Environ. Sci. Tech., 18, 883 - 886.
- Oliver, B. G. and Cosgrove, E. G. (1974) The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant, Water Res., 8, 869-874.

データ集

水試料中の各種元素濃度

全ての値に関して、29 を境に大きく値が変化している。したがってグラフも 1~29 までと、1~33 に分けて作成した。

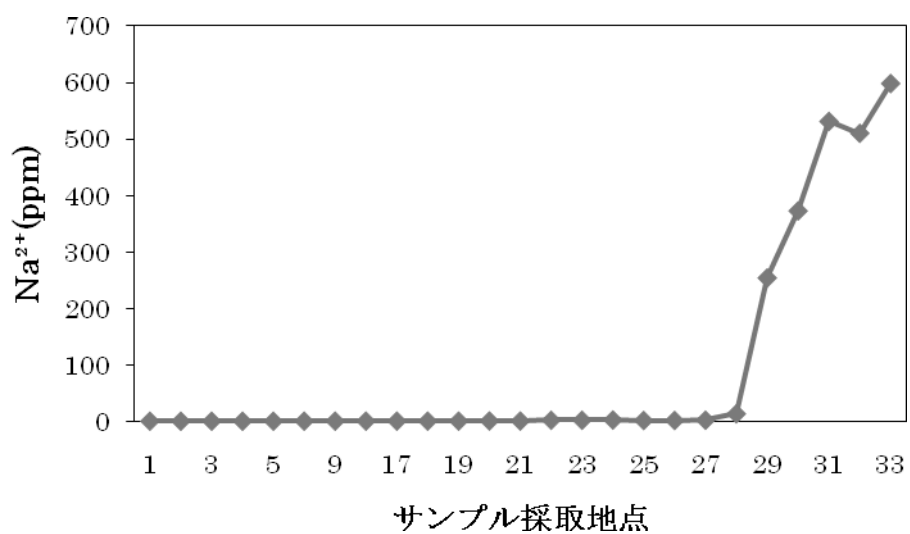


Fig. 81 多摩川全域におけるナトリウムイオン濃度の推移結果

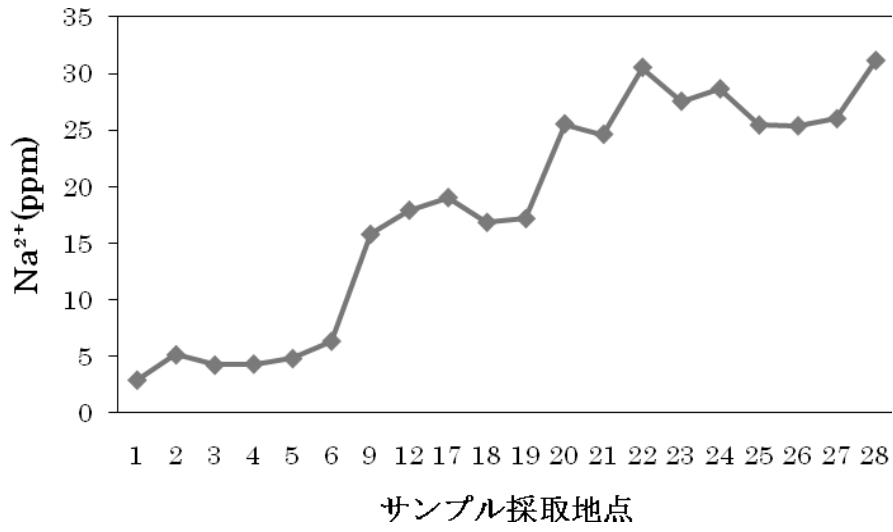


Fig. 82 ナトリウムイオン濃度の推移結果

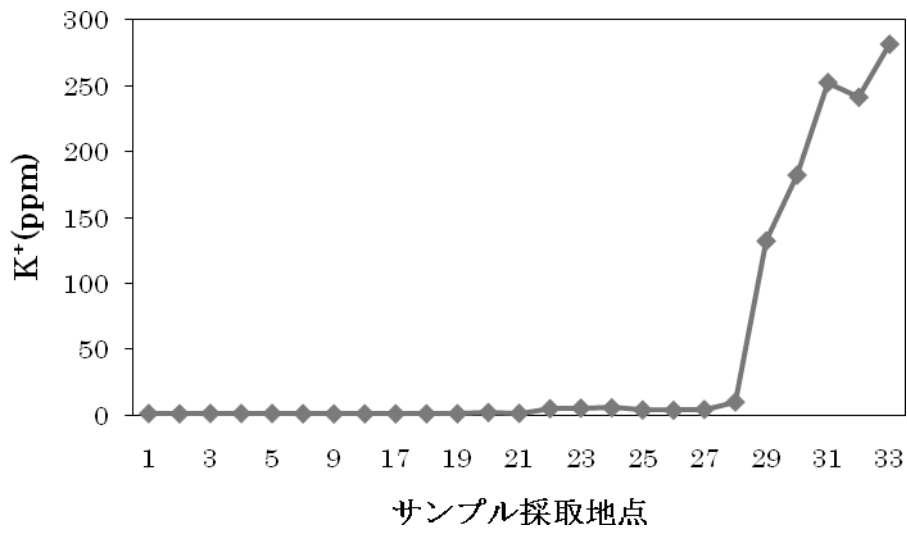


Fig. 83 多摩川全域におけるカリウムイオン濃度の推移結果

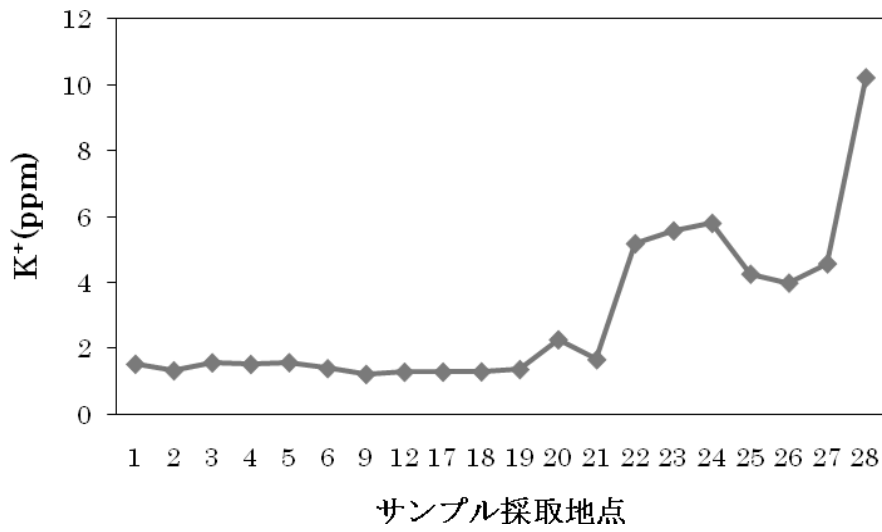


Fig. 84 カリウムイオン濃度の推移結果

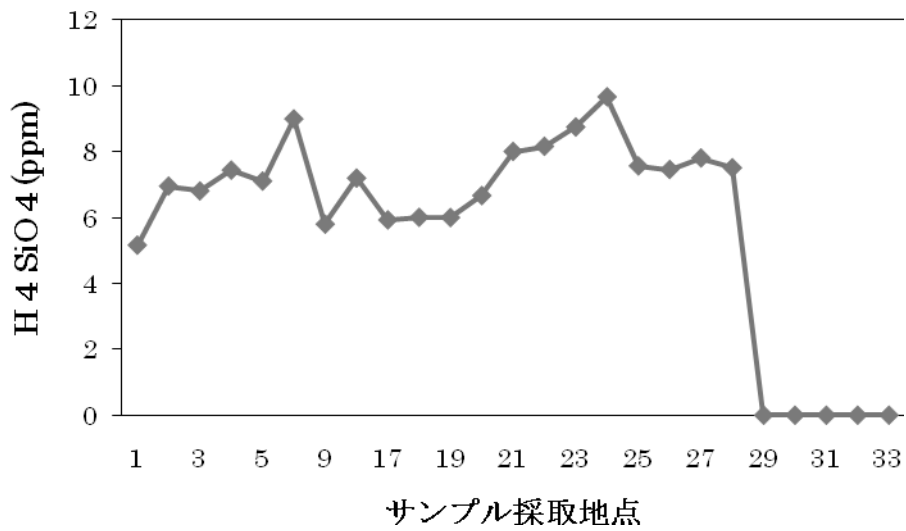


Fig. 85 多摩川全域における H₄SiO₄濃度の推移結果

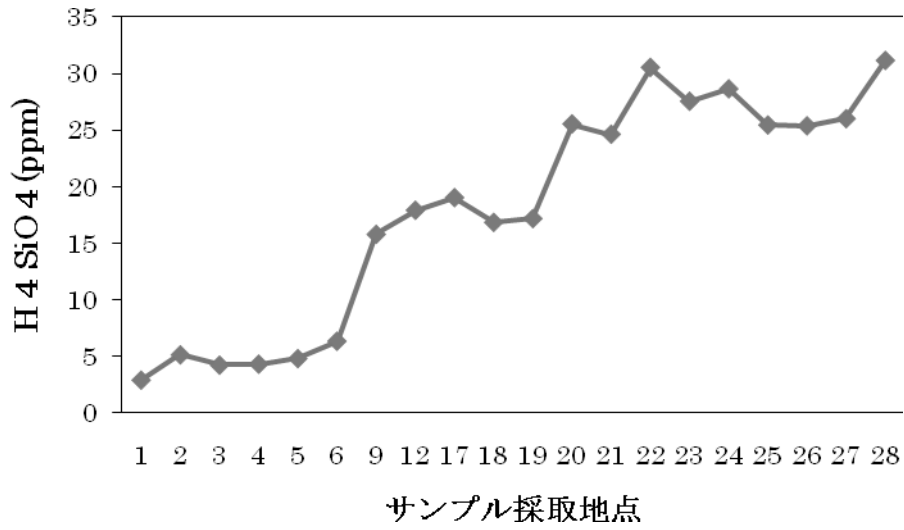


Fig. 86 H_4SiO_4 濃度の推移結果

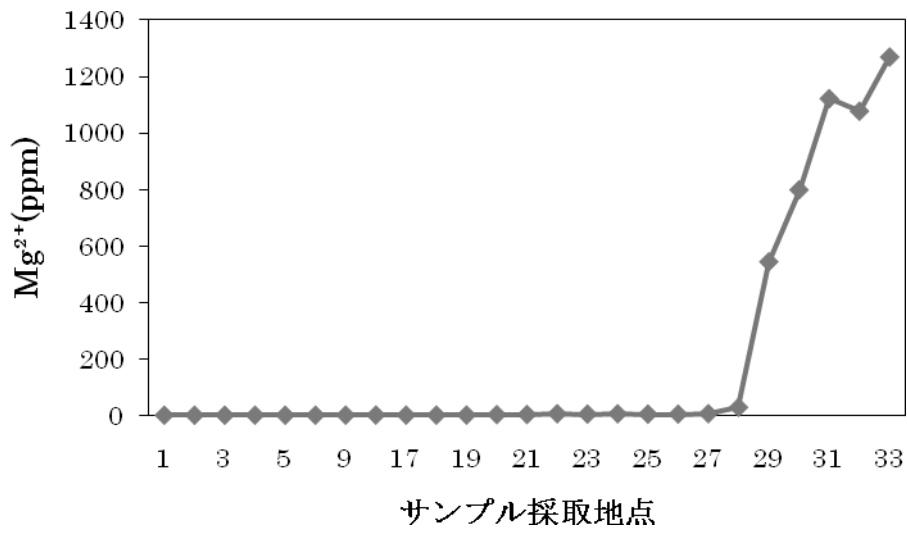


Fig. 87 多摩川全域におけるマグネシウムイオン濃度の推移結果

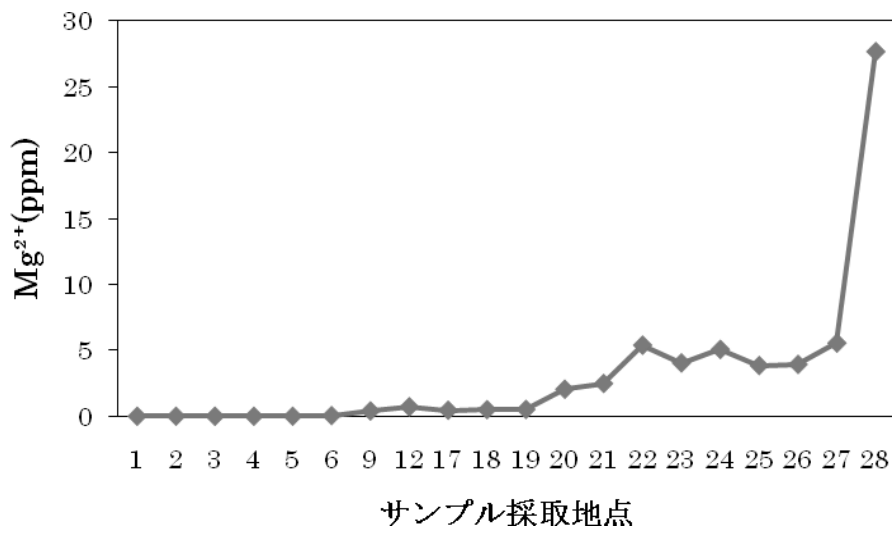


Fig. 88 マグネシウムイオン濃度の推移結果

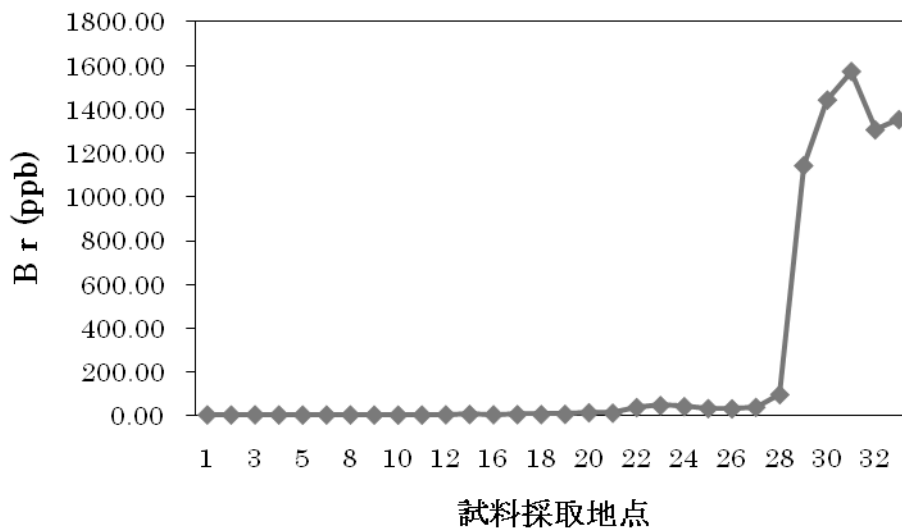


Fig. 89 Br 濃度の推移結果

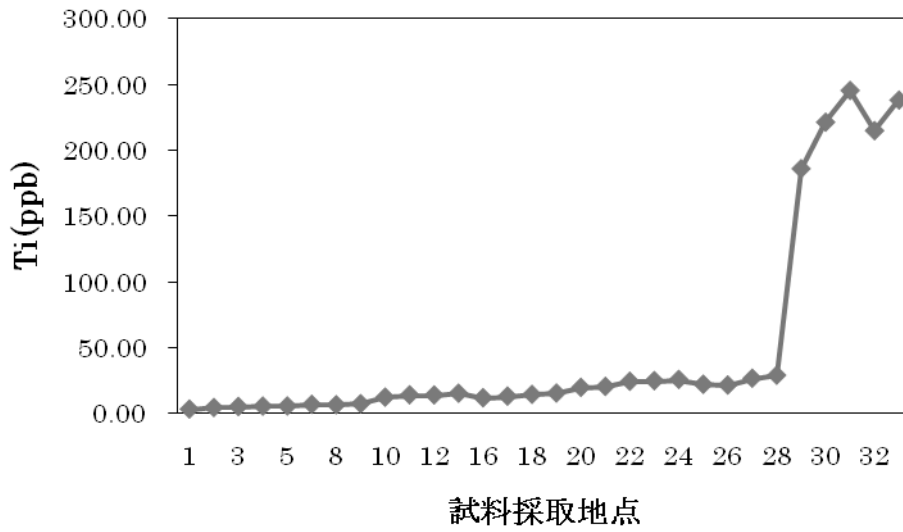


Fig. 90 Ti 濃度の推移結果

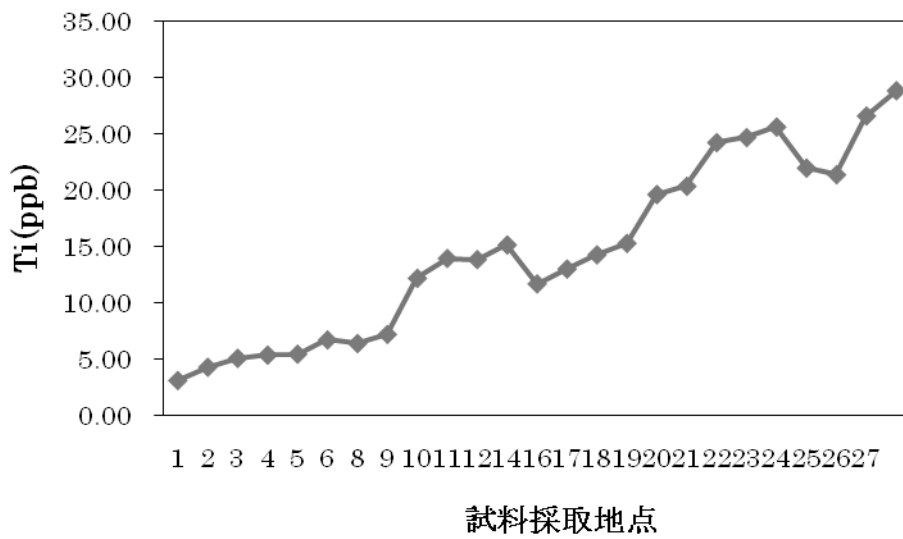


Fig. 91 Ti 濃度の推移結果

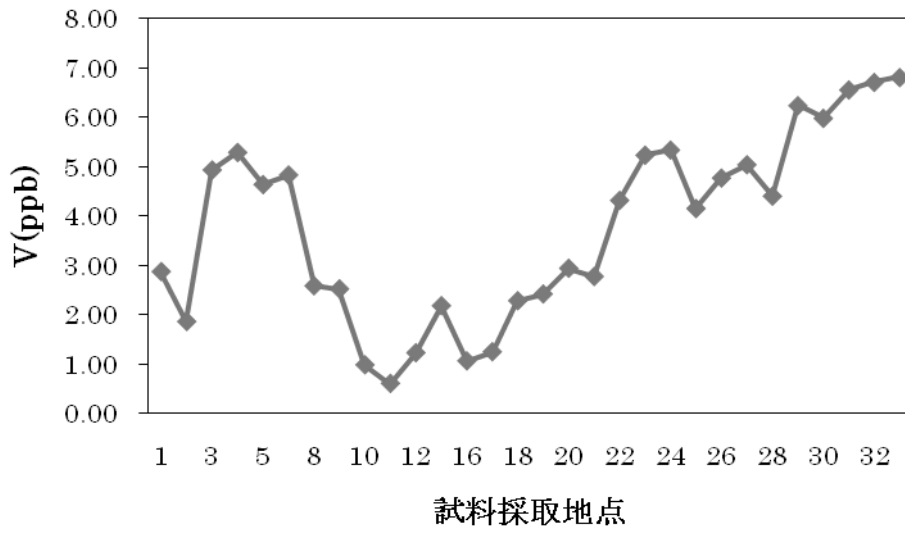


Fig. 92 V 濃度の推移結果

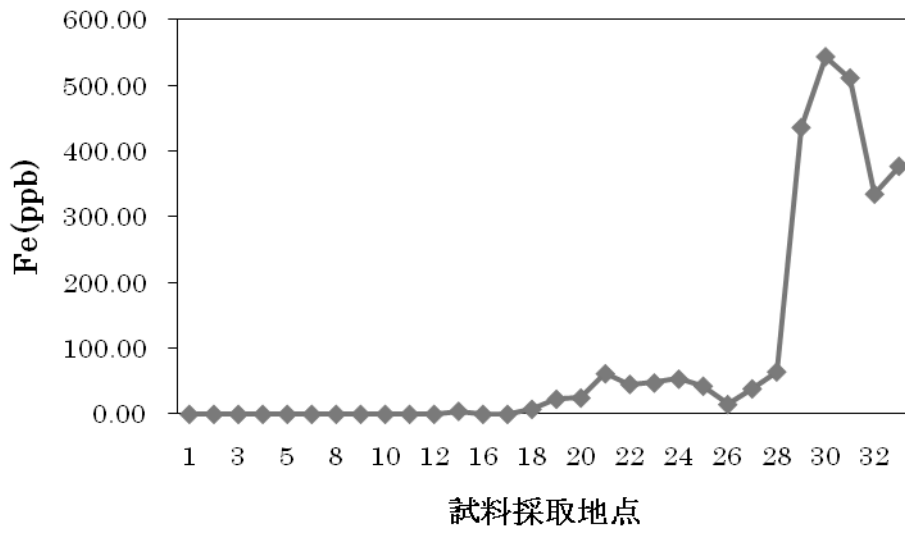


Fig. 93 Fe 濃度の推移結果

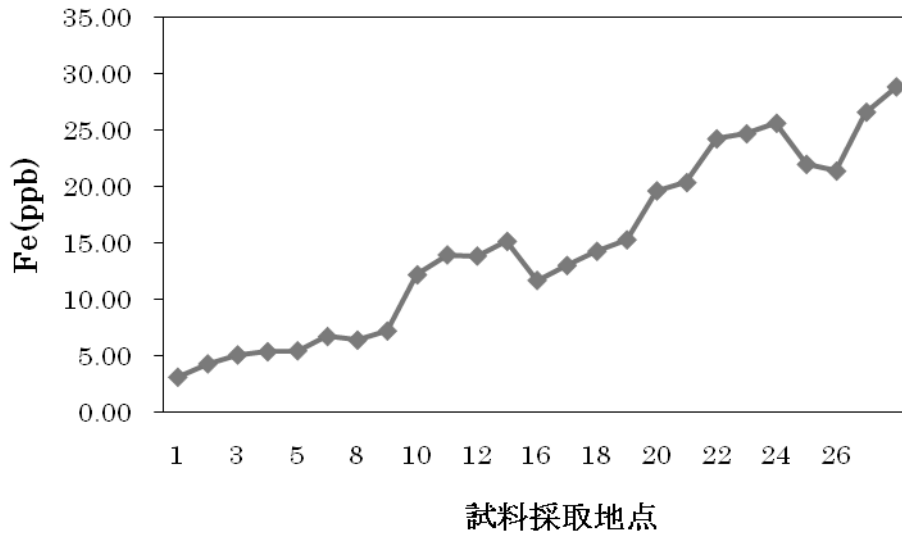


Fig. 94 Co 濃度の推移結果

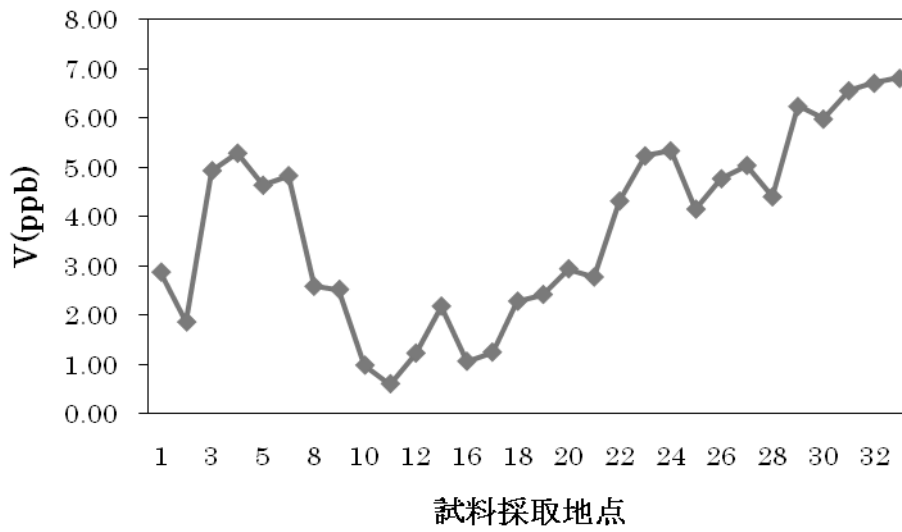


Fig. 95 V 濃度の推移結果

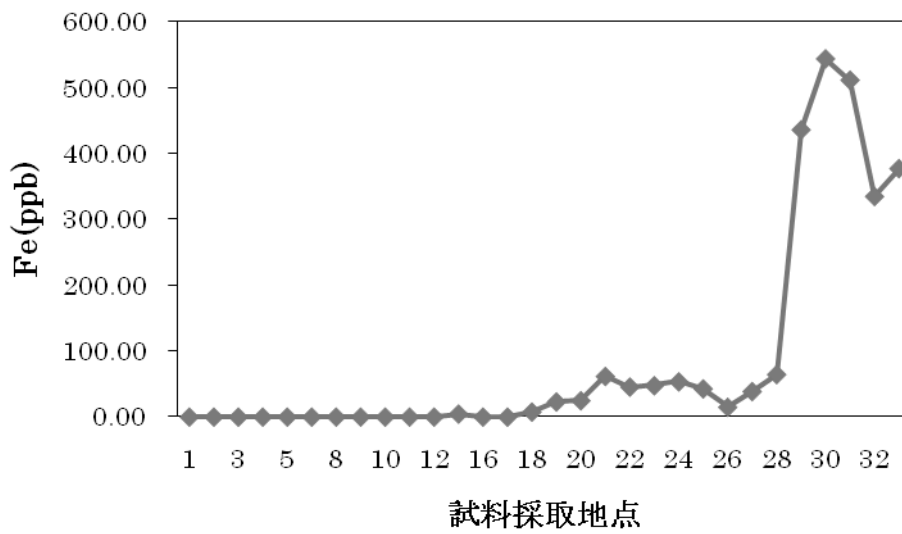


Fig. 96 Fe 濃度の推移結果

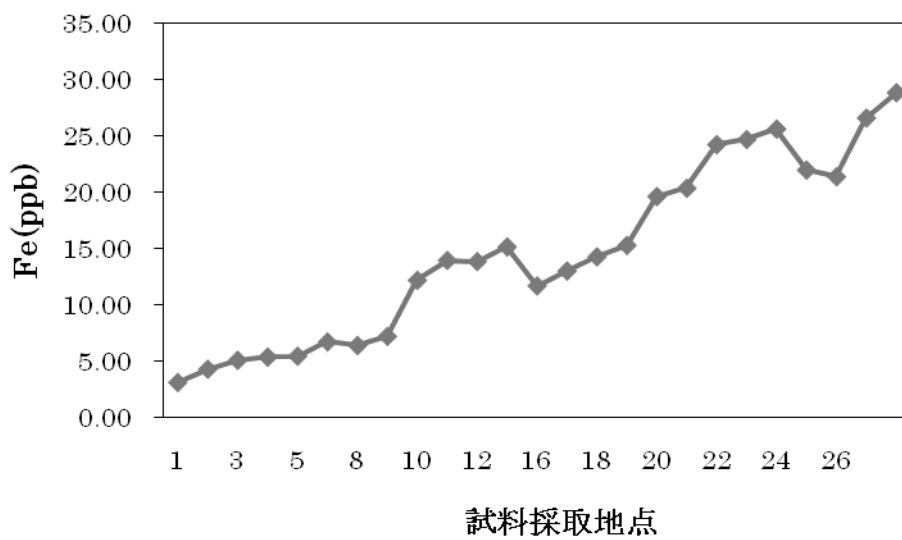


Fig. 97 Co 濃度の推移結果

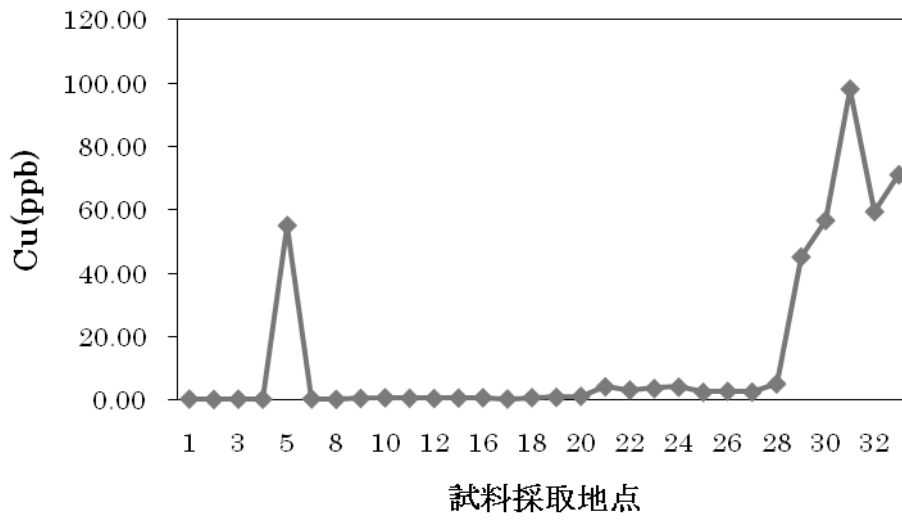


Fig. 98 Cu 濃度の推移結果

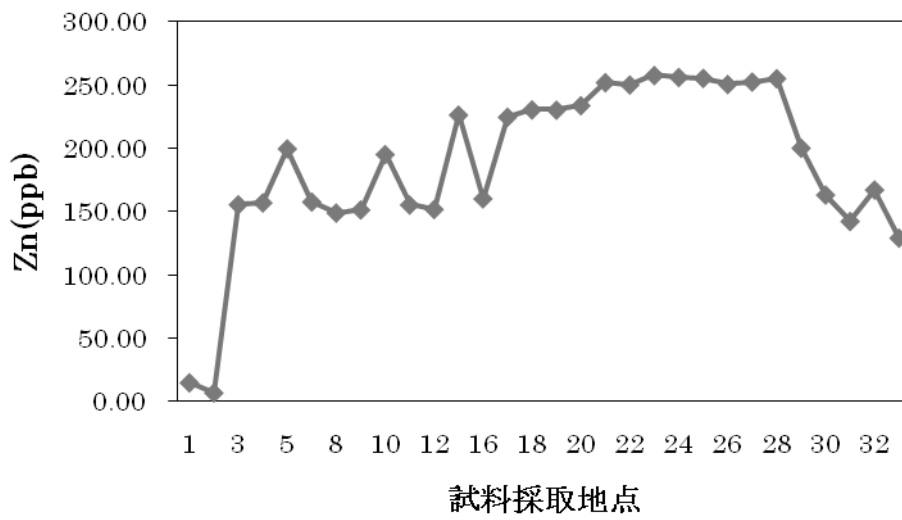


Fig. 99 Zn 濃度の推移結果

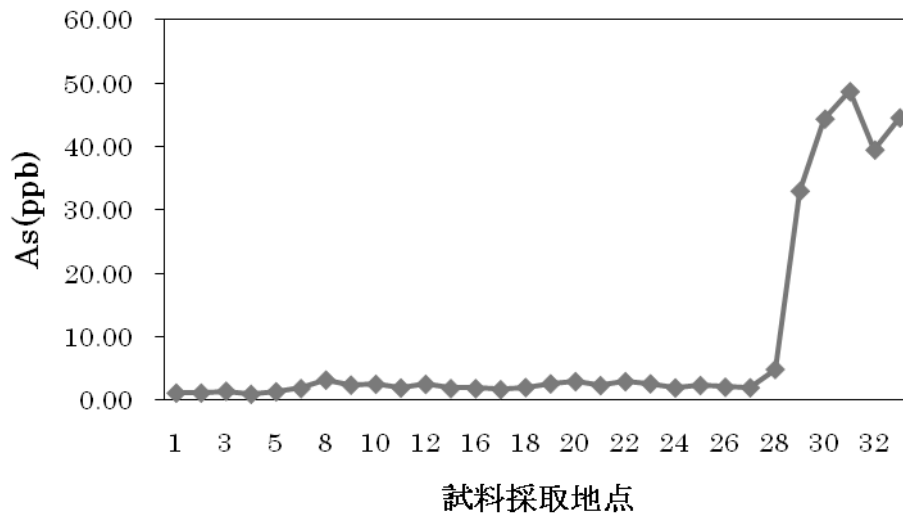


Fig. 100 As 濃度の推移結果

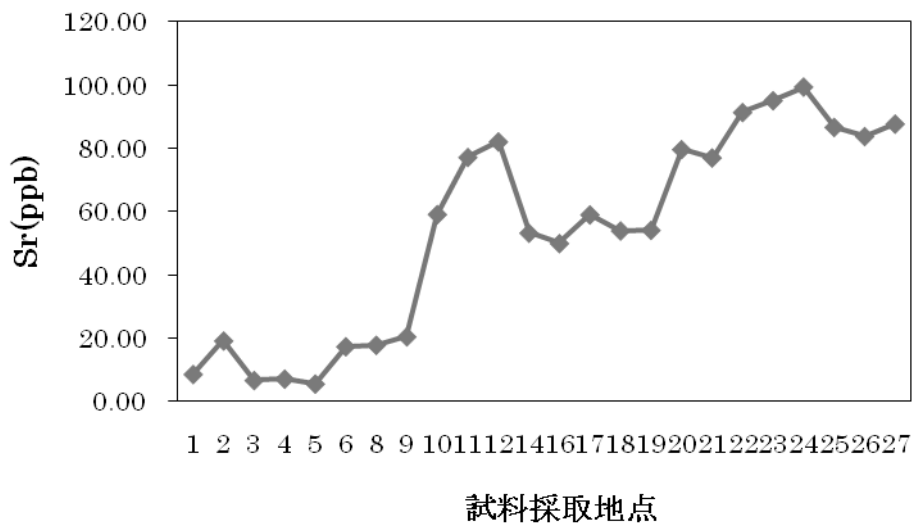


Fig. 101 Sr 濃度の推移結果

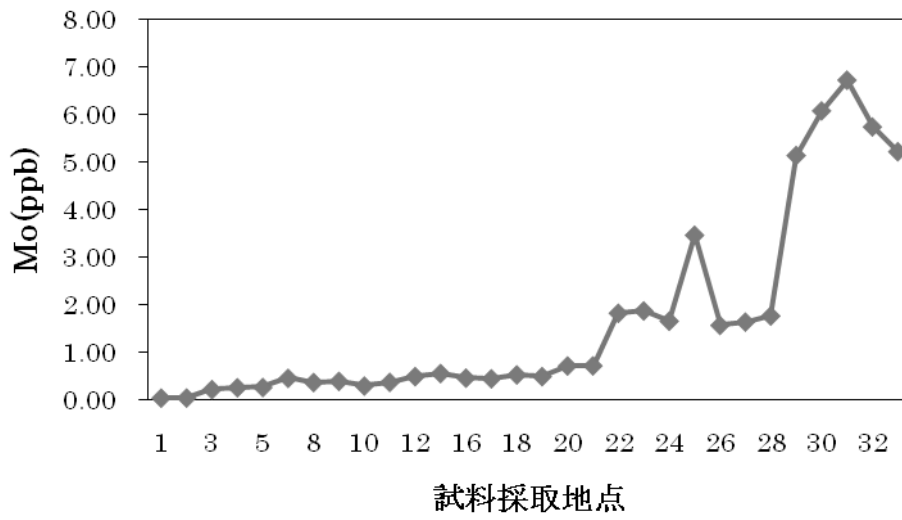


Fig. 102 Mo 濃度の推移結果

Table15 Sand と Silt の CIA 値

sand		
サンプル採取地点	サンプル番号	CIA値
一之瀬川	6	0.8169
柳沢川	7	0.7763
のめこいの湯前	8	0.7857
後山川	9	0.8283
丹波川	10	0.7454
峰谷橋	13	0.8436
小河内ダム出口	14	0.7980
日原川	15	0.6659
氷川キャンプ場	16	0.8230
河合支流	17	0.8517
日向和田	19	0.6465
秋川	20	0.6881
拝島	21	0.6831
丸子橋	25	0.6751
ガス橋	26	0.6821
多摩川大橋	27	0.6938
六郷橋	29	0.6840
大師橋	32	0.6885
羽田河口	33	0.6603

silt		
サンプル採取地点	サンプル番号	CIA値
一之瀬川	6	0.7463
柳沢川	7	0.7703
のめこいの湯前	8	0.7471
後山川	9	0.7897
丹波川	10	0.7709
峰谷橋	13	0.8619
小河内ダム出口	14	0.8148
日原川	15	0.5953
氷川キャンプ場	16	0.5309
河合支流	17	0.8227
日向和田	19	0.5404
秋川	20	0.7092
拝島	21	0.6103
丸子橋	25	0.6980
ガス橋	26	0.7073
多摩川大橋	27	0.7118
六郷橋	29	0.7034
大師橋	32	0.6888
羽田河口	33	0.7273

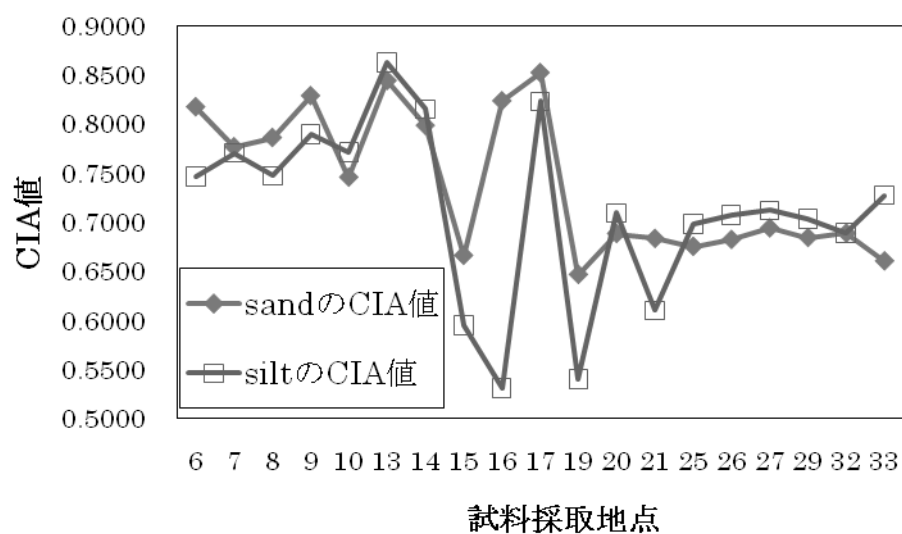


Fig. 102 CIA 値との相関係数

Table16 CIA と主成分元素の相関係数(Sand・Silt)

sand										
	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	ΣFe	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅
CIA値との相関係数	0.3185	0.0301	0.9086	0.2249	0.1024	0.2745	-0.2982	-0.8147	0.6569	-0.1678

silt										
	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	ΣFe	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅
CIA値との相関係数	0.5480	0.0511	0.7796	0.5144	0.4557	-0.3169	-0.8144	-0.2094	0.4128	-0.0323

上流における、水と Sand・Silt 中に含まれる重金属元素濃度の関係

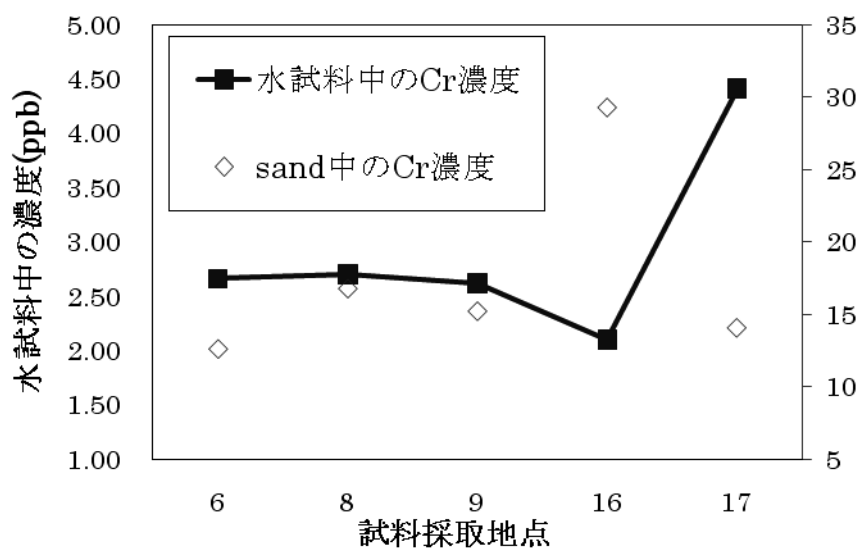


Fig. 103 水と Sand に含まれる Cr 濃度

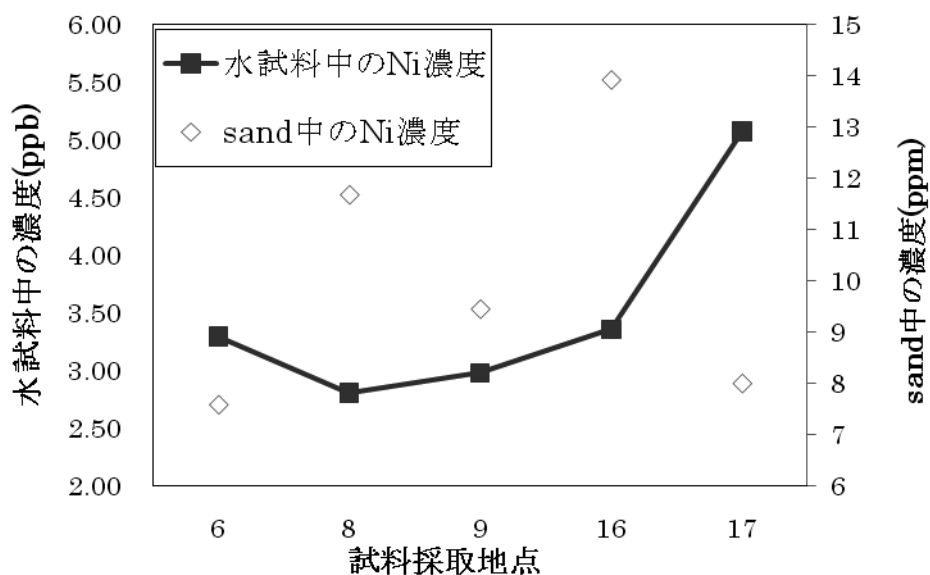


Fig. 104 水と Sand に含まれる Ni 濃度

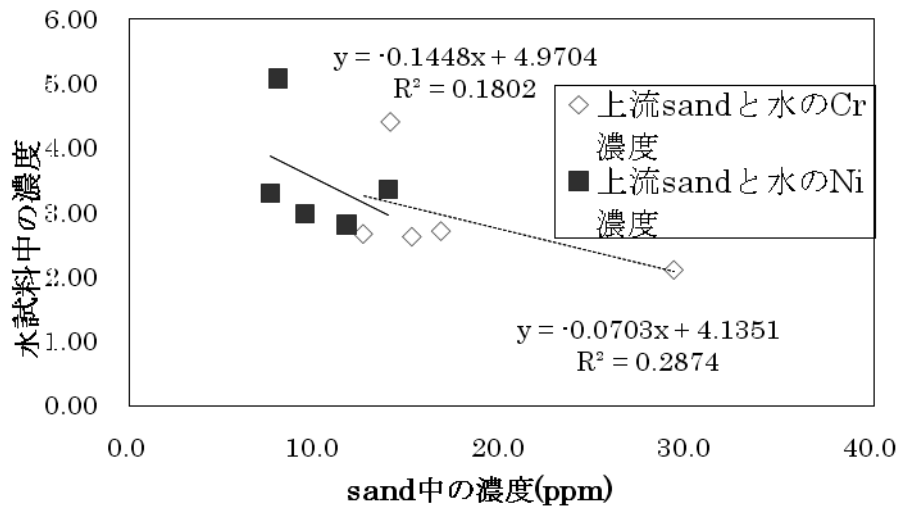


Fig. 105 水と Sand に含まれる Cr,Ni 濃度

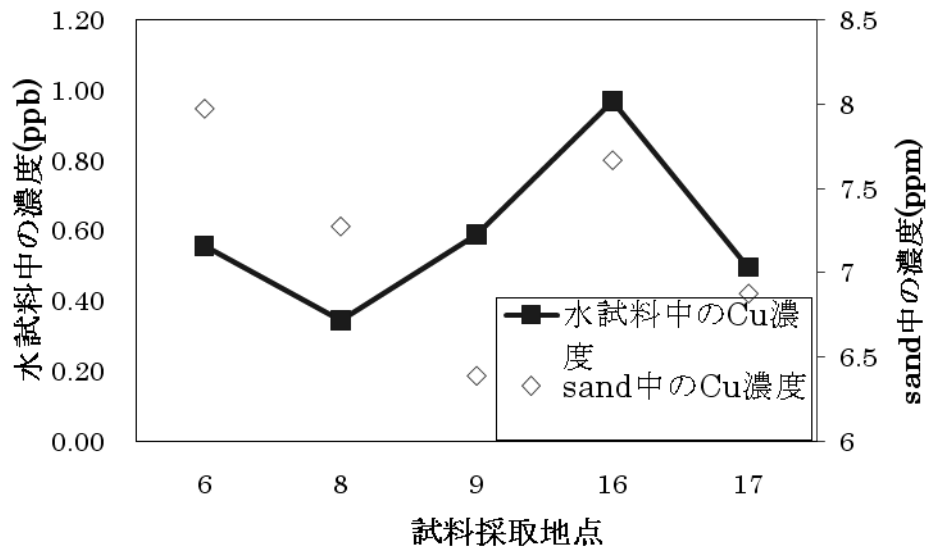


Fig. 106 水と Sand に含まれる Cu 濃度

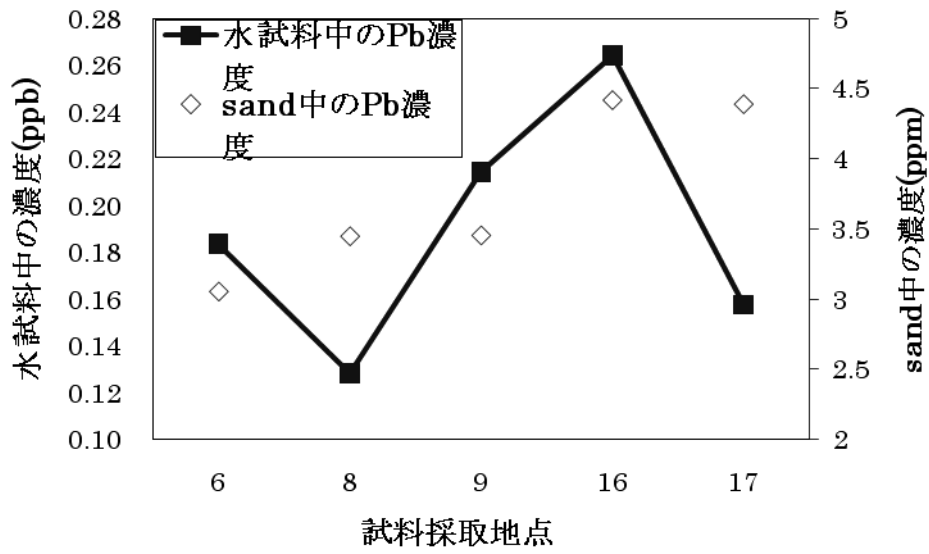


Fig. 107 水と Sand に含まれる Pb 濃度

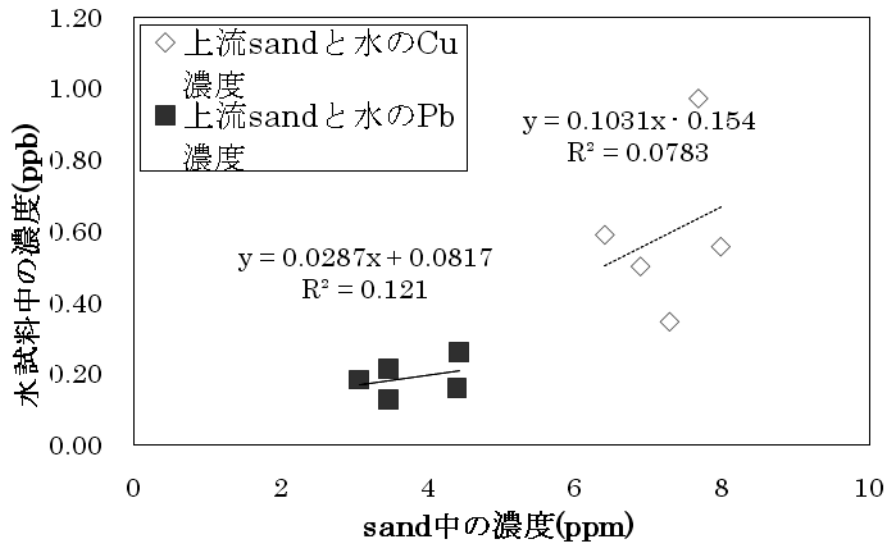


Fig.108 水と Sand に含まれる Cu,Pb 濃度

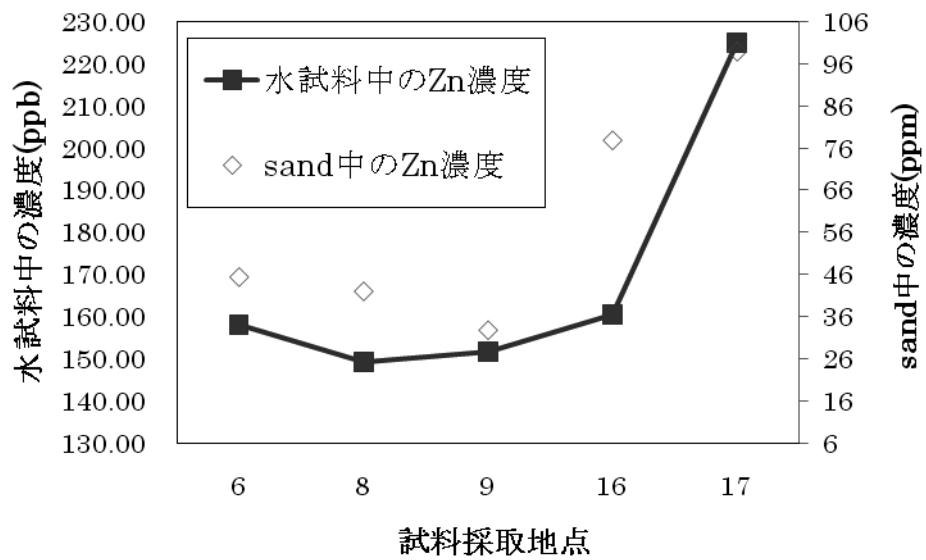


Fig. 109 水と Sand に含まれる Zn 濃度

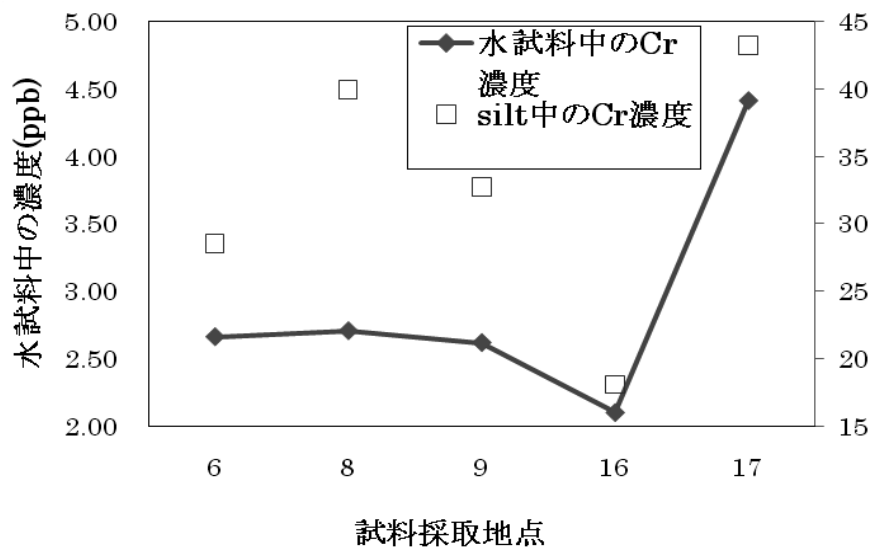


Fig. 110 水と Silt に含まれる Cr 濃度

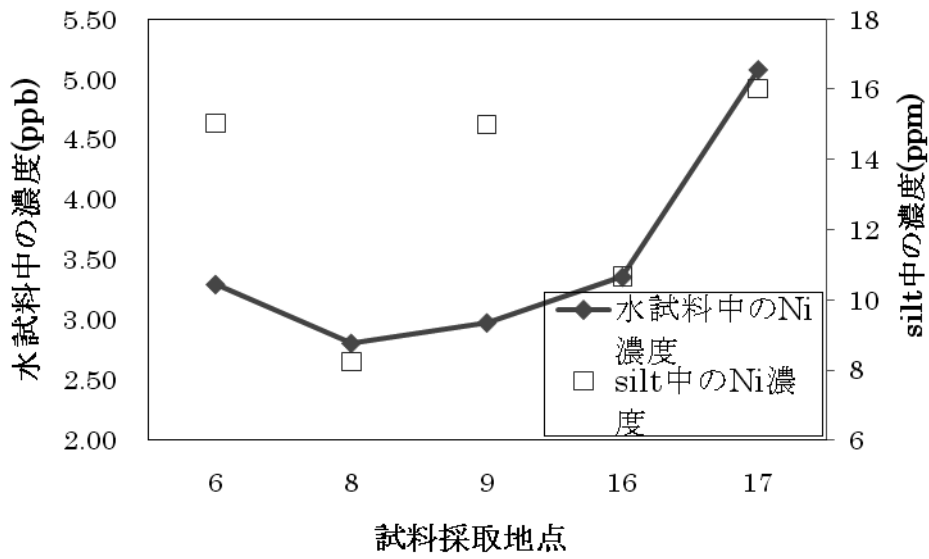


Fig. 111 水と Silt に含まれる Ni 濃度

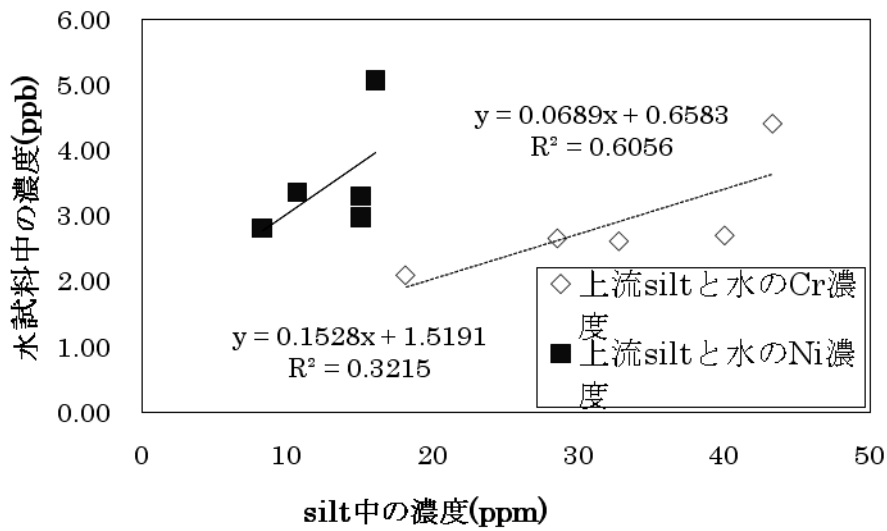


Fig. 112 水と Silt に含まれる Cr, Ni 濃度

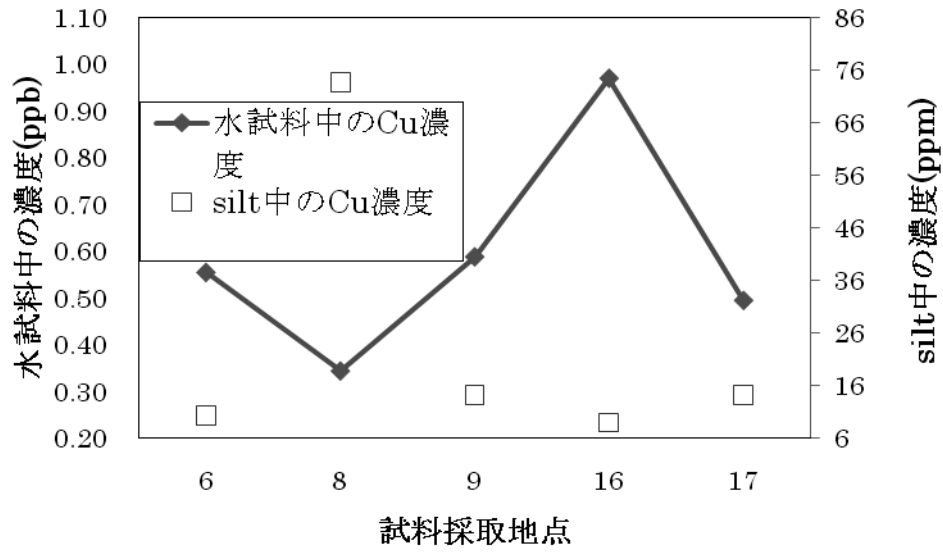


Fig. 113 水と Silt に含まれる Cu 濃度

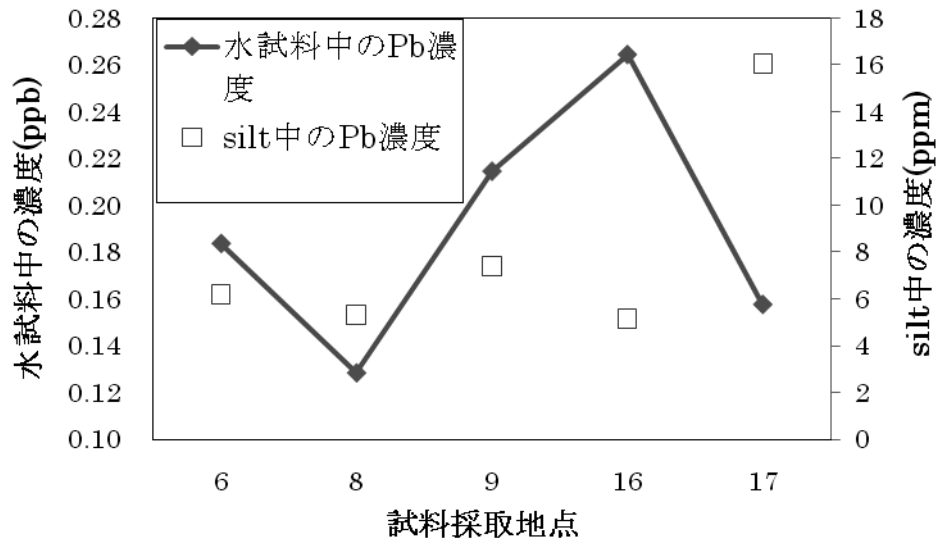


Fig. 114 水と Silt に含まれる Pb 濃度

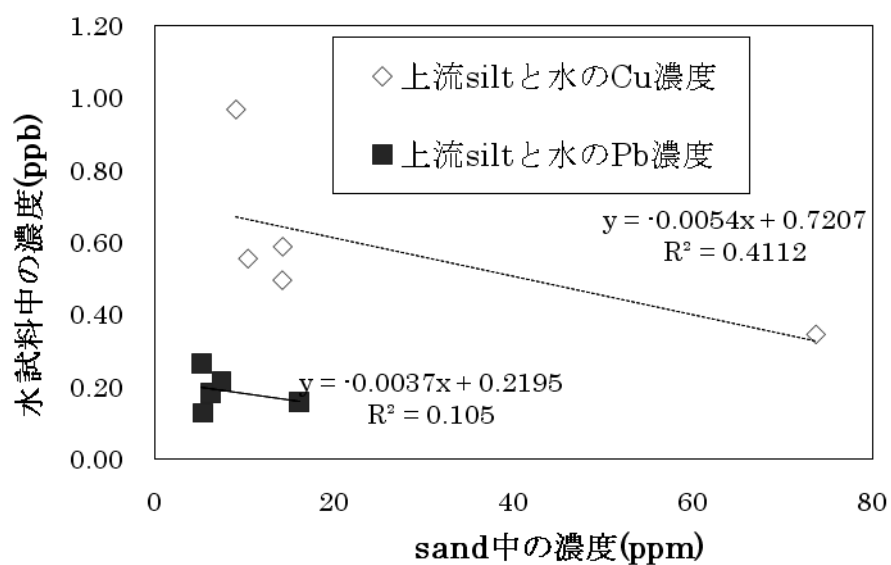


Fig. 115 水と Sand に含まれる Cu,Pb 濃度

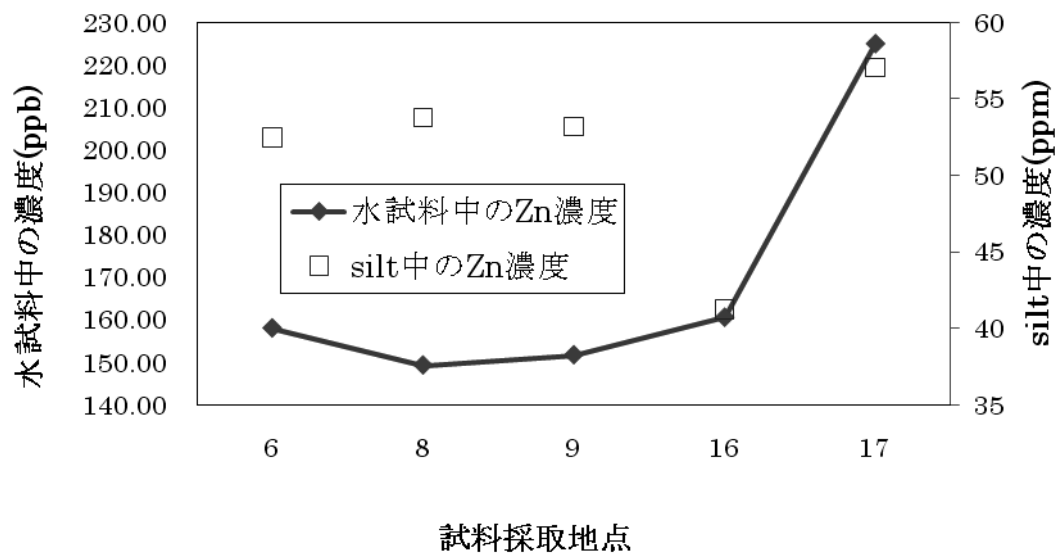


Fig. 116 水と Silt に含まれる Zn 濃度

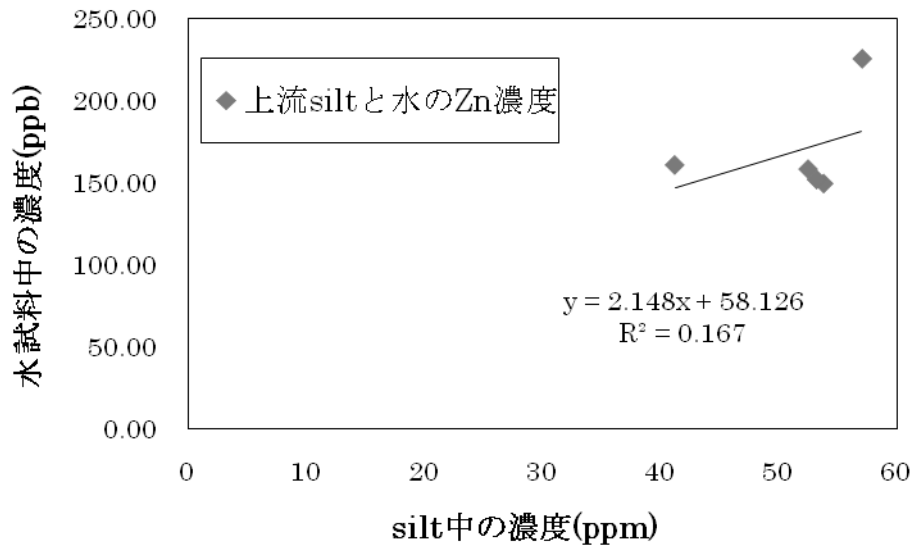


Fig. 117 水と Silt に含まれる Zn 濃度

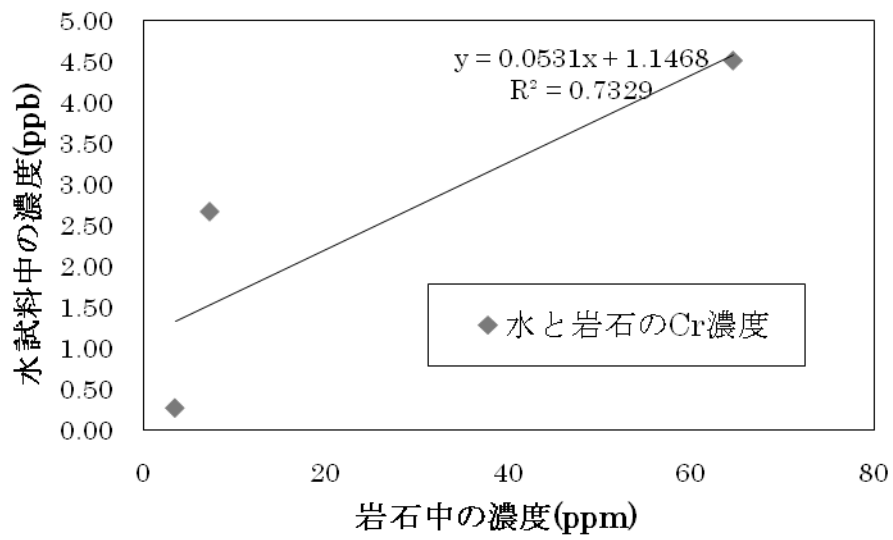


Fig. 118 水と岩石に含まれる Cr 濃度

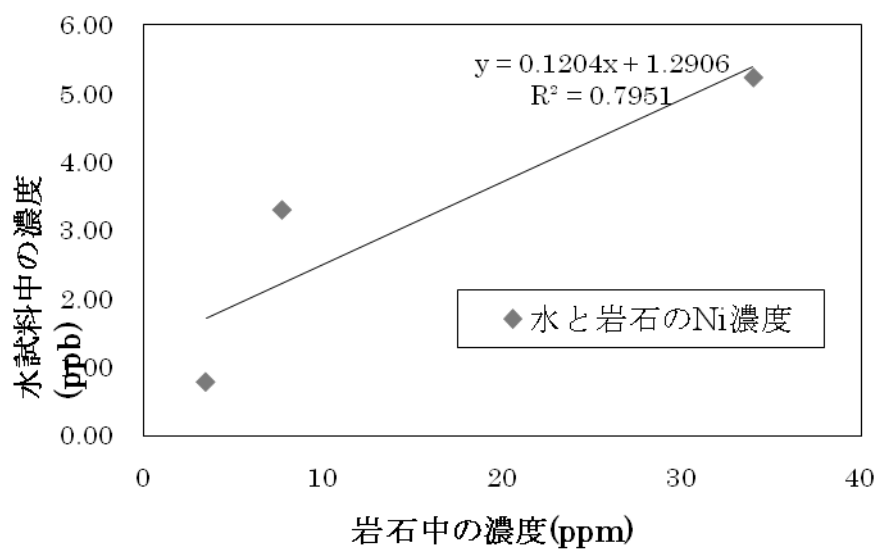


Fig. 119 水と岩石に含まれる Ni 濃度

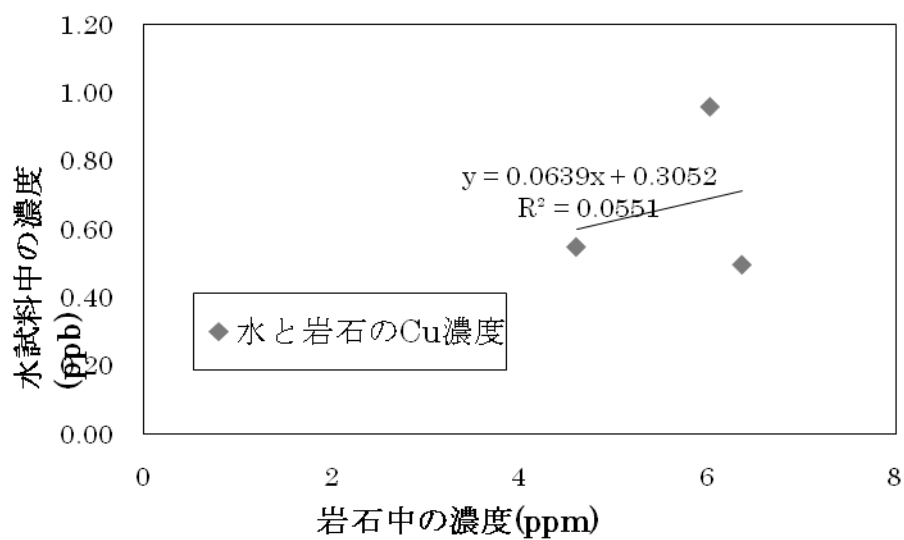


Fig. 120 水と岩石に含まれる Cu 濃度

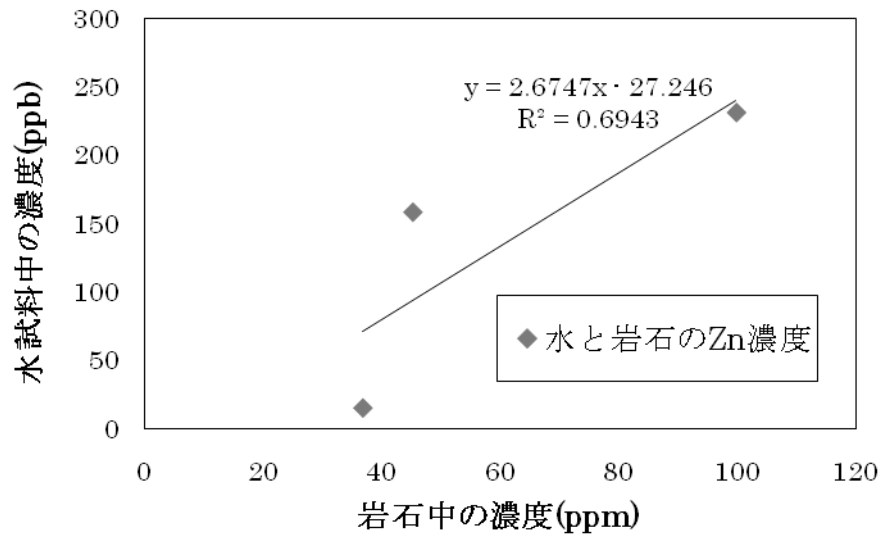


Fig. 121 水と岩石に含まれる Zn 濃度

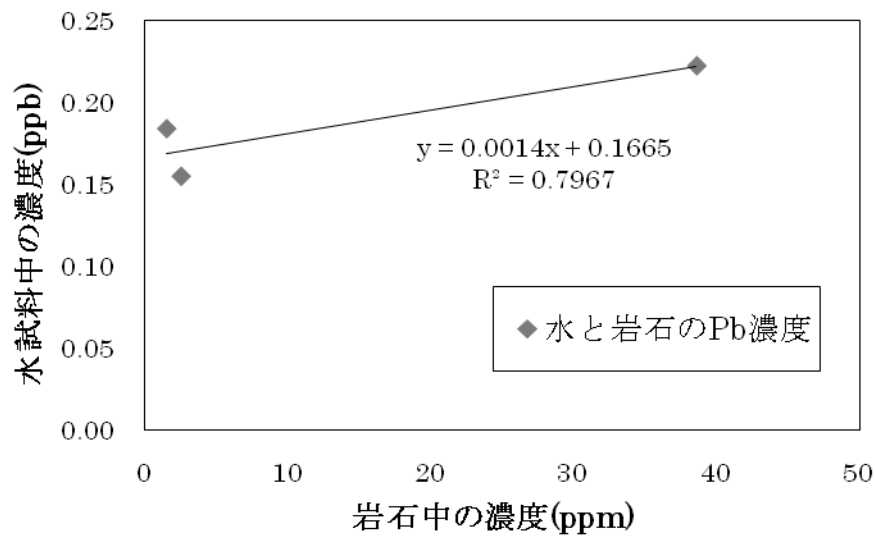


Fig. 122 水と岩石に含まれる Pb 濃度

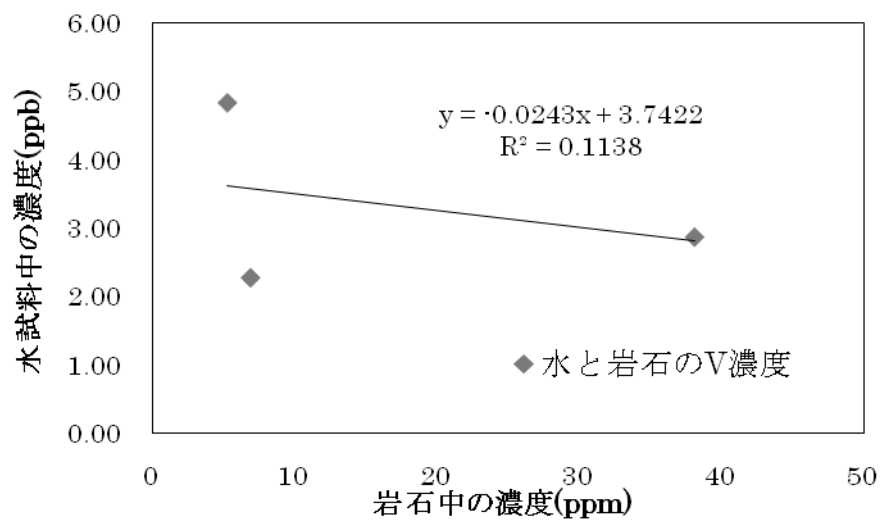


Fig. 123 水と岩石に含まれる V 濃度

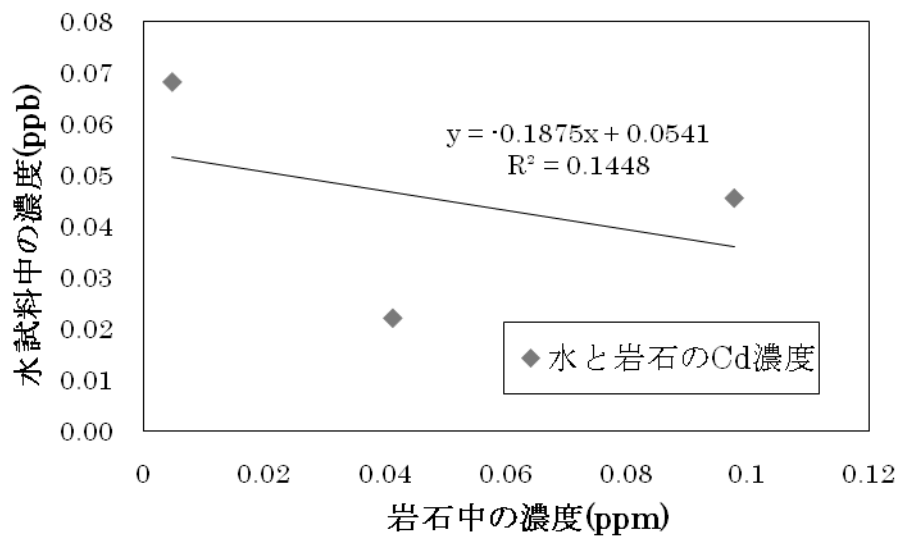


Fig. 124 水と岩石に含まれる Cd 濃度

XRD チャート

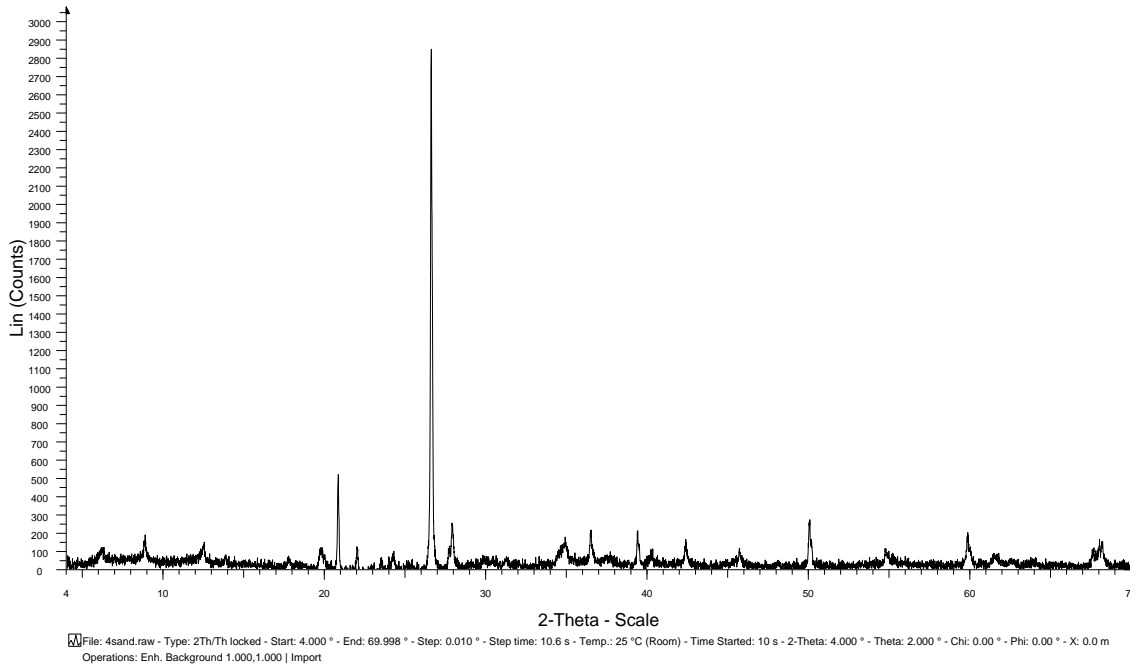


Fig. 125 小河内ダムの Silt の XRD チャート結果

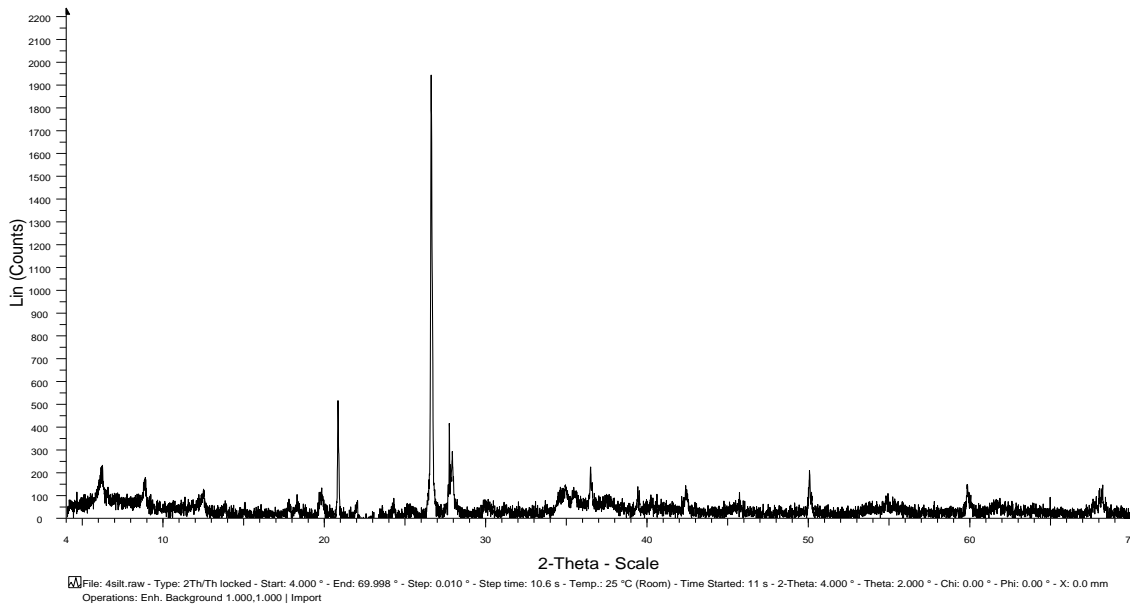


Fig. 126 小河内ダムの Silt の XRD チャート結果

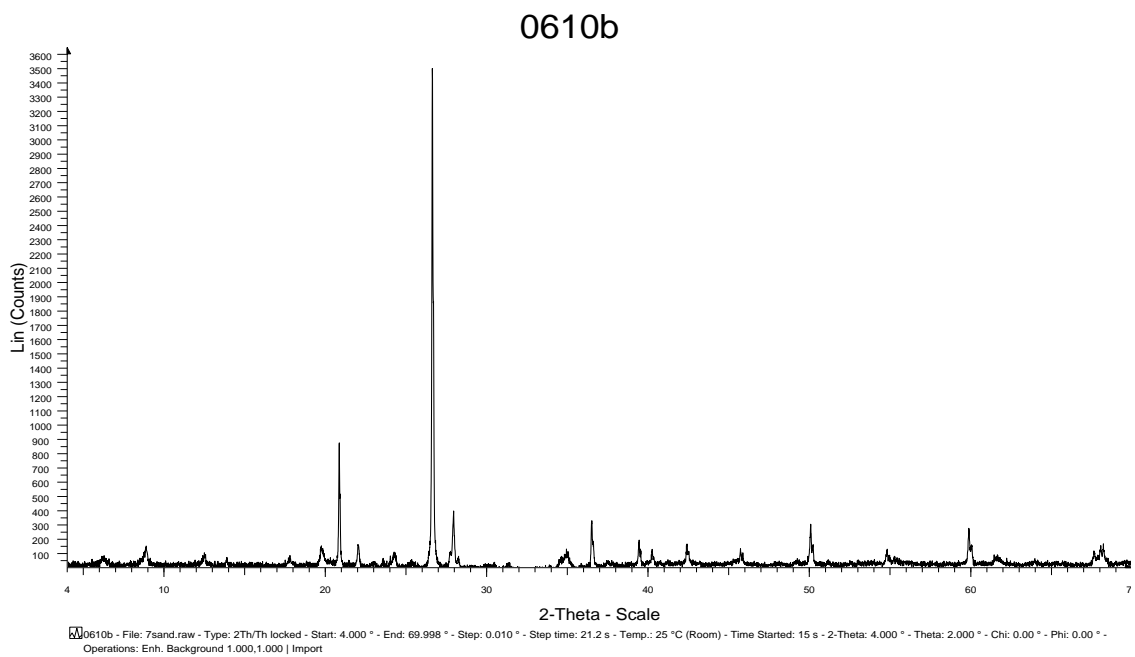


Fig. 127 後山川の Silt の XRD チャート結果

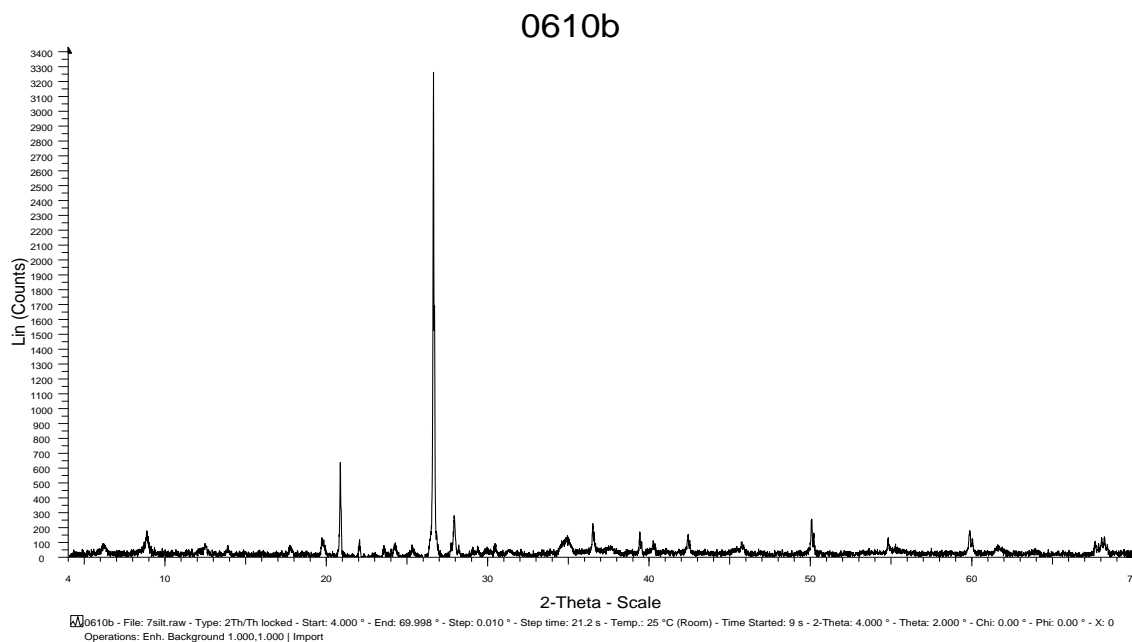


Fig. 128 後山川の Silt の XRD チャート結果

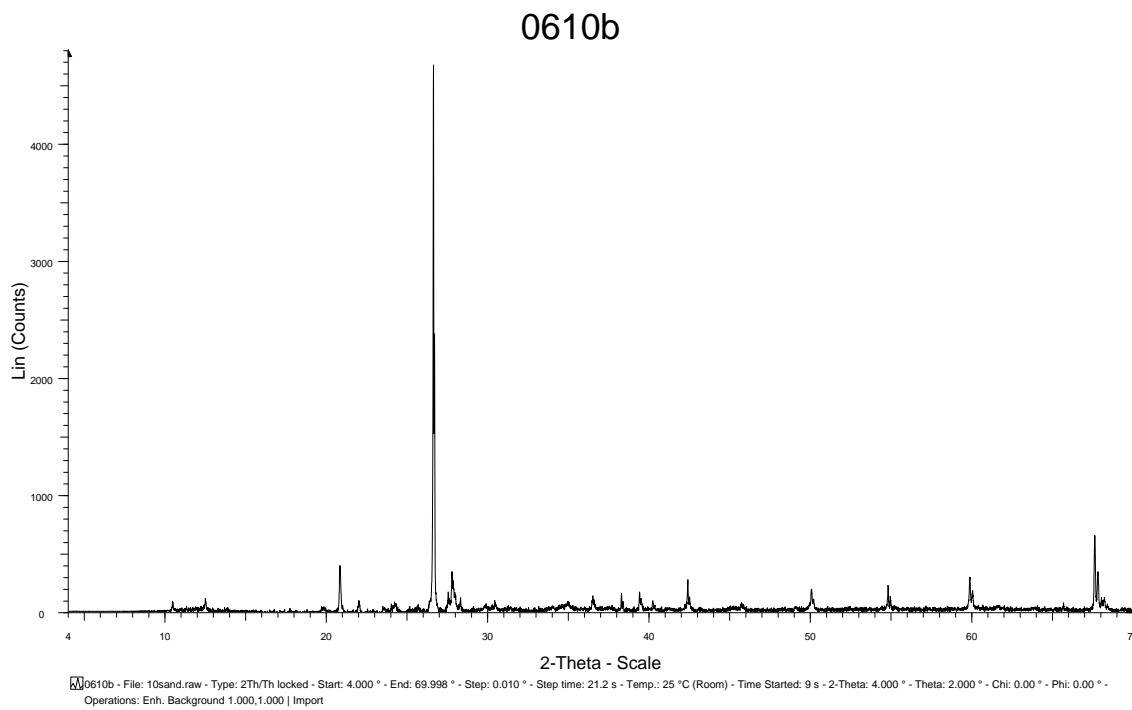


Fig. 129 のめこいの湯前の Silt の XRD チャート結果

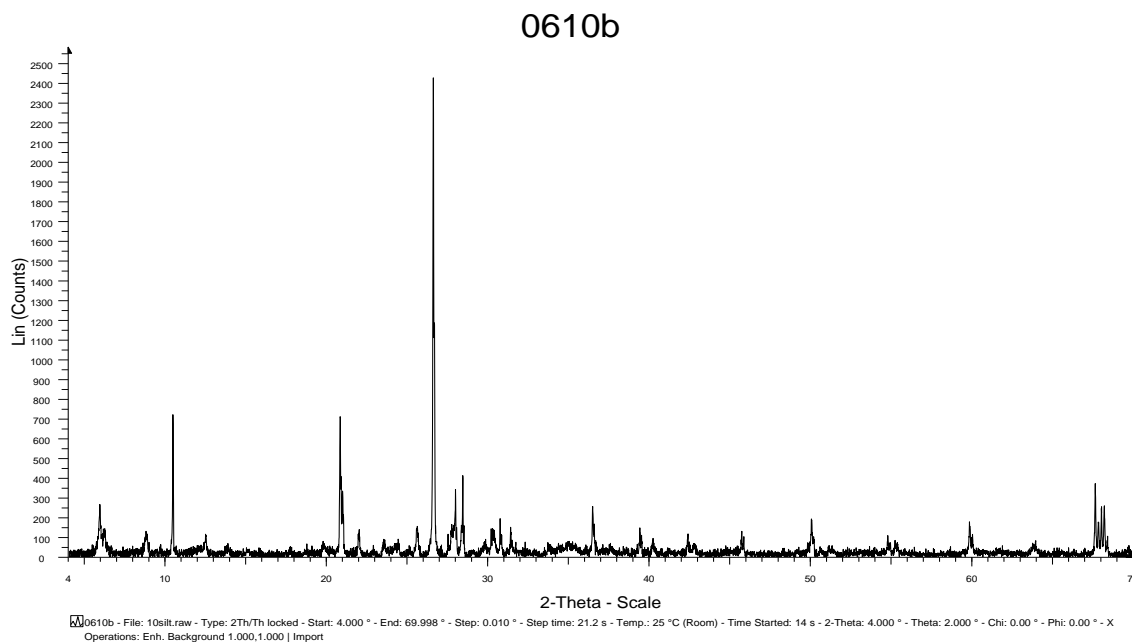


Fig. 130 のめこいの湯前の Silt の XRD チャート結果

下流における，水と Sand・Silt に含まれる重金属元素濃度の関係

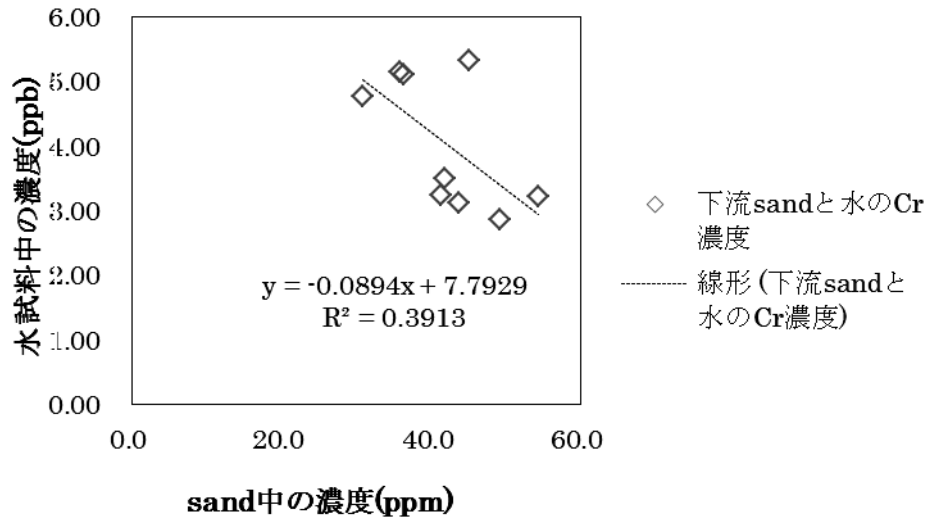


Fig. 131 下流部において水と Sand に含まれる Cr 濃度

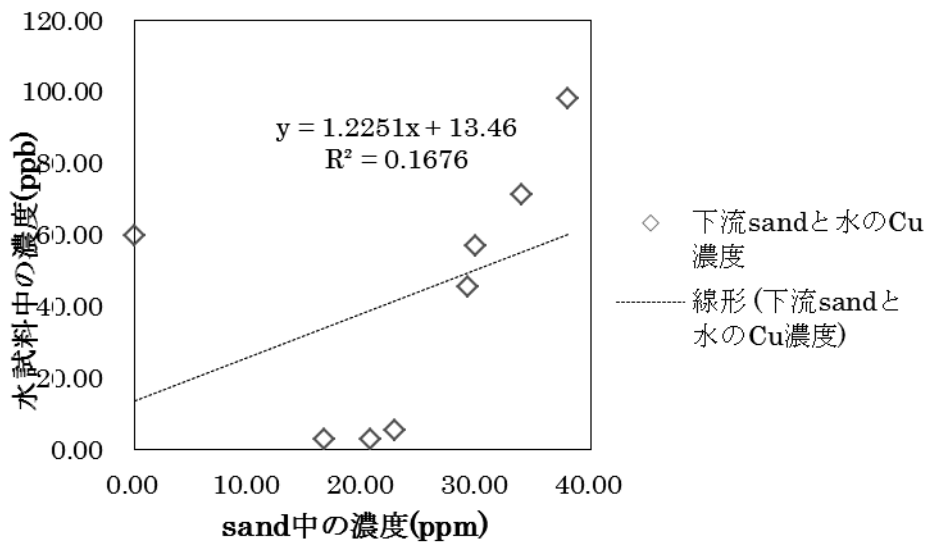


Fig. 132 下流部において水と Sand に含まれる Cu 濃度

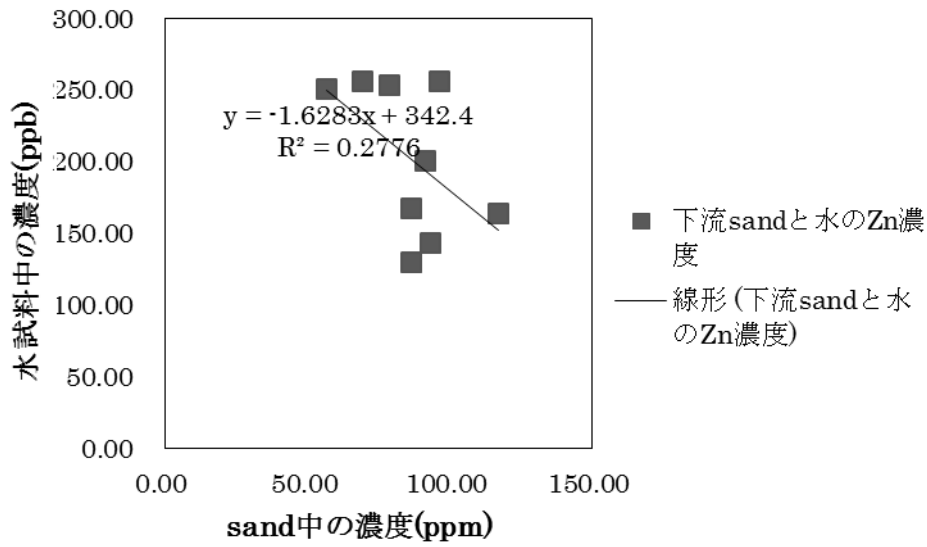


Fig. 133 下流部において水と Sand に含まれる Zn 濃度

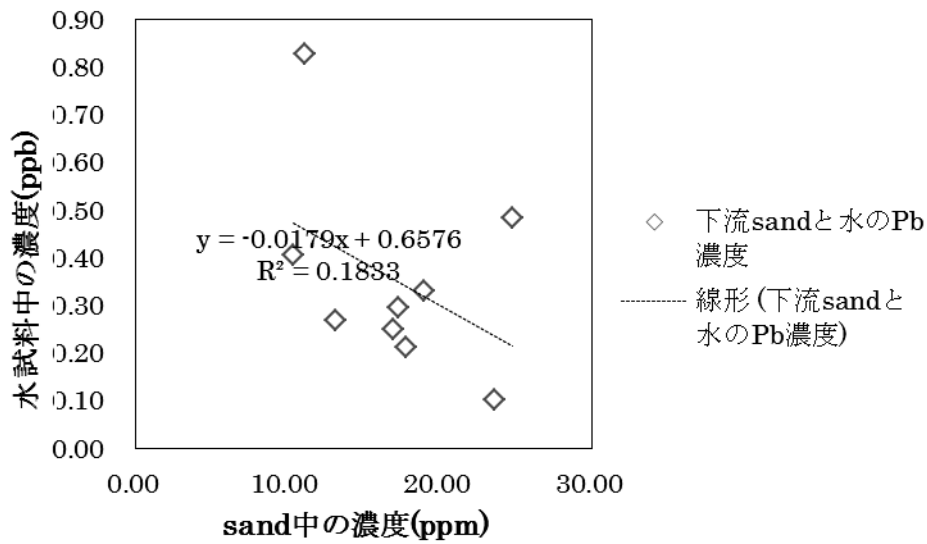


Fig. 134 下流部において水と Sand に含まれる Pb 濃度

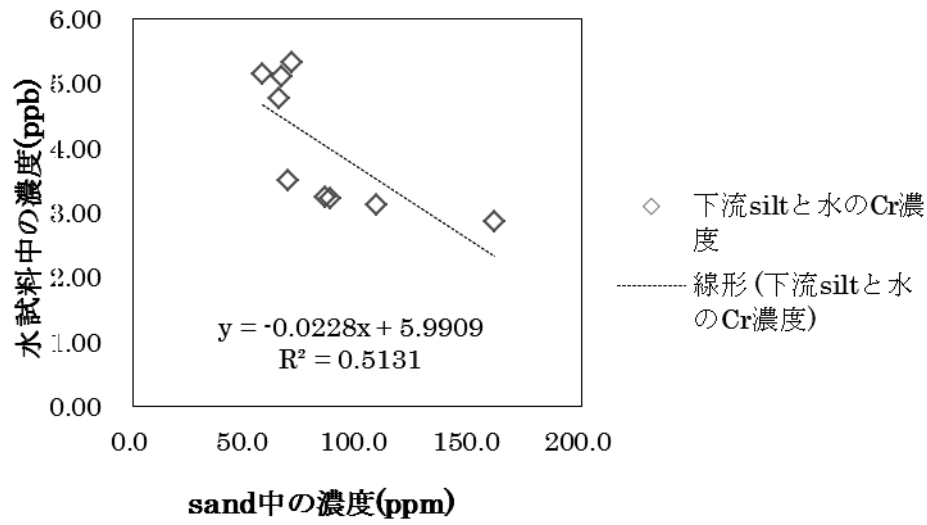


Fig. 135 下流部において水と Silt に含まれる Cr 濃度

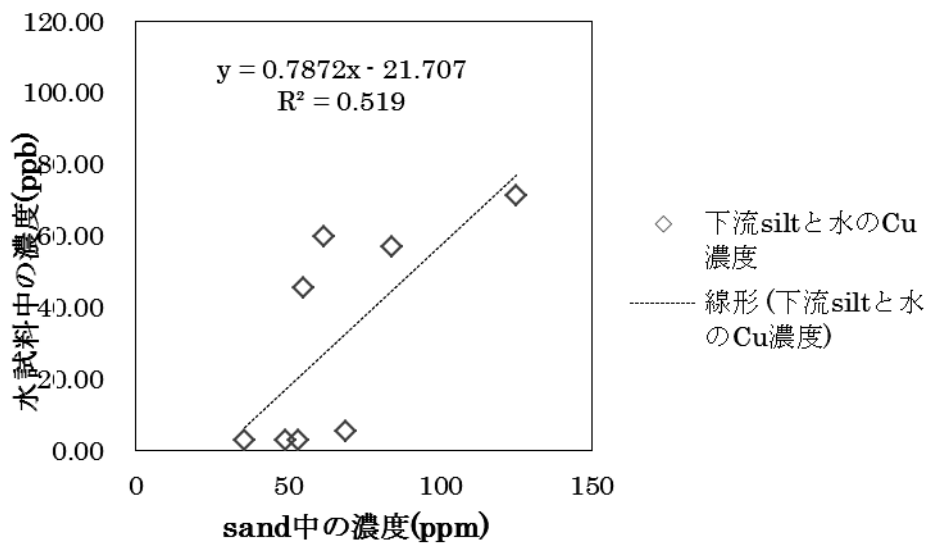


Fig. 136 下流部において水と Silt に含まれる Cu 濃度

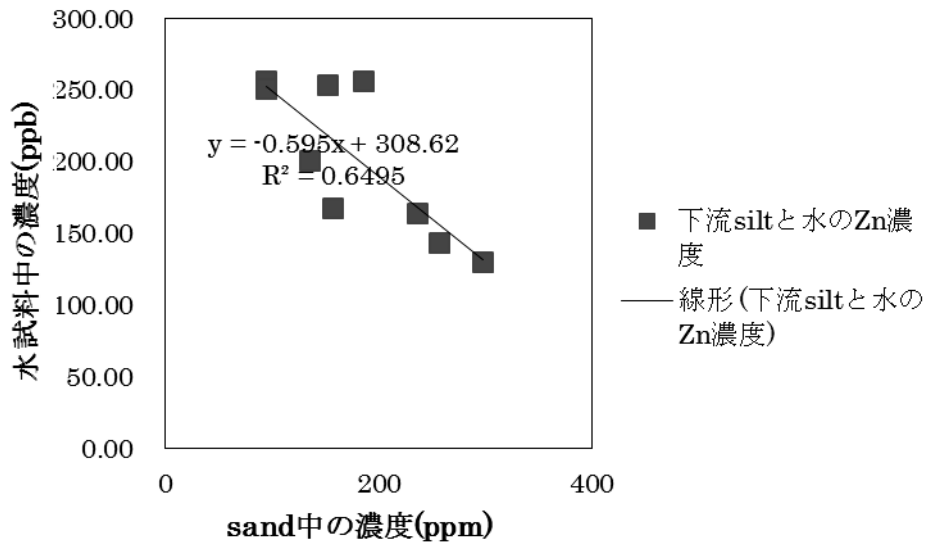


Fig. 137 下流部において水と Silt に含まれる Zn 濃度

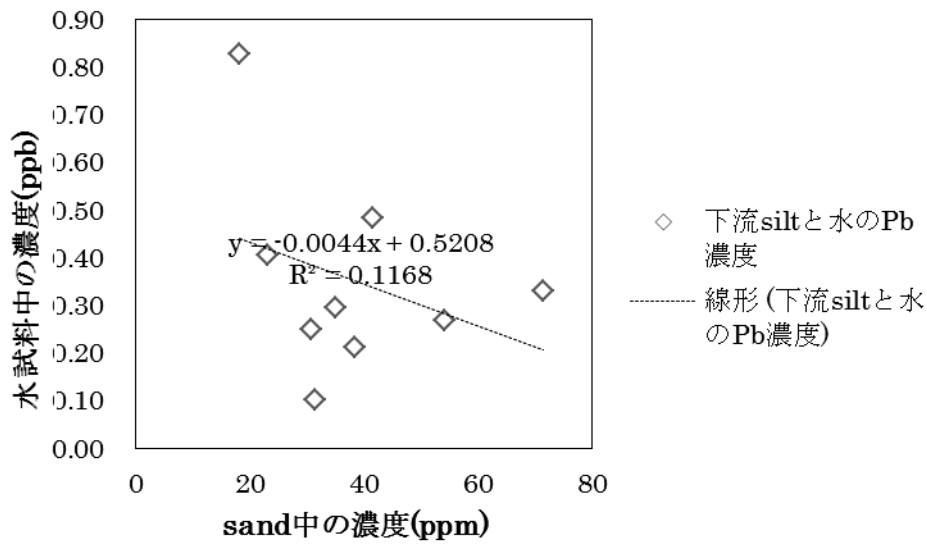


Fig. 138 下流部において水と Silt に含まれる Pb 濃度

多元素同位体分析による多摩川上流・中流・下流域の堆積物と河川水の供給源
の解明と汚染状況の把握

(研究助成・学術研究VOL. 40—NO. 294)

著 者 鹿園 直建

発行日 2011年12月1日

発行者 公益財団法人とうきゅう環境財団

〒150-0002

東京都渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03) 3400-9142

FAX (03) 3400-9141

<http://www.tokyuenv.or.jp/>