



技術報告

擬似ランチャーによる六価クロム除去

大岩敏男*・横山孝男**・王 欣*・渡邊 洋**・
安彦宏人***・南館 有***

Removal of chromium (VI) by semi Launcher-type wells

Toshio OIWA **, Takao YOKOYAMA ***,
Xin WANG **, Hiroshi WATANABE ***,
Hiroto ABIKO **** and Tamotsu MINAMIDATE ****

Abstract

“A Launcher-type” well which has two ports vertically or horizontally is proposed. It has a port for recharge of washing water against contaminated area at the upper part of the well or either side of it. Another port for withdrawal of contaminated water is located at the lower part or the other side. A launcher-type well can wash out contaminant in the vadose zone and saturated zone water. In this paper, the well for recharge is dug closely to a well for pumping up (withdrawal) at a shallow layer of underground in contamination area of chromium (VI) and the experiments for practical functions of “semi Launcher-type wells” which substitutes for Launcher-type wells have been conducted by these two wells that were dug in accordance with the field on the basis of a series of the indoor models.

Although the wells could not be set closely to the hot spot, experiments showed the effect of washing out residual chromium (VI) in the vadose zone at the beginning of recharge. Therefore, if these wells are constructed at the exact site of contaminant, performance of washing the contaminated underground is to be significant.

In addition, a water flood method is experimented by recharge from the upstream well combined with the downstream well for withdrawal. This method might be included

* 山形大学大学院理工学研究科
Graduate School of Science and Engineering, Yamagata University

** 山形大学工学部
Faculty of Engineering, Yamagata University

*** 日本地下水開発(株)
Japan Ground Water Development Company

in “flushing” was experimented on purpose to wash out of contaminant in the wide area by recharged water from the well that was dug in the upstream of hot spot. Its effect was confirmed by this experiment.

On the whole, about 1.8kg of chromium (VI) was collected during six months in this experiments which are composed of pumping, semi launcher wells and water flood operations.

Although the grasp of long-term decrease of the concentration and the material balance were not shown, the result in this paper shows one step advance in practical use of the series of launcher-type devices that have been initiated with indoor experiments.

A foundation of semi launcher type wells was obtained for the development of more effective remediation method in-situ against the contamination throughout the underground. Then it would be useful to establish a numerical analysis in three dimensions in the next step.

Key Words: soil and groundwater contamination, chromium (VI), In-situ remediation, Launcher-typed well, washing

要 旨

著者らは、井戸の上部もしくは左右いずれかに洗浄水の湧き出し部を持ち、下部にもしくは左右反対側に汚染水の回収部を持たせたランチャー型井戸素子を提案している。ランチャー型井戸は、通気部を含めた汚染域の洗浄及び洗い出した汚染水の回収を行うことができる。これまでの室内モデル実験結果を踏まえて、本論では、六価クロムによる地下水汚染現場において汚染水の揚水（回収）井戸に近接して清水の涵養井戸を浅層に設け、本来のランチャー井戸の機能を持たせながら現場状況に合わせた2本の井戸による擬似ランチャー方式により、ランチャー型井戸の実用機能試験を行った。

井戸の設置場所が汚染源から少し離さざるを得なかったにも拘らず涵養開始当初に通気帯の残留六価クロムの洗い出しによる効果が確認された。このことは本来の汚染源でランチャー方式を稼働させることができるならば洗浄効果は十分期待できることを示している。

付加的に、上流側から清水を涵養し下流側の回収井戸と組み合わせる水攻法も行った。フラッシングでもあるが汚染源の上流部側方の涵養井戸による清水の水ぜめにより汚染物質を広範囲に追い出す目的で行い、その効果を確認することができた。

約6ヶ月間にわたり単独揚水、疑似ランチャー方式および水攻法を行った結果、約1.8kgの六価クロムを回収除去することができた。

今回の結果は、長期的な濃度低減などの効果や物質収支の把握までは至らなかったが、室内模擬実験に始まった一連のランチャー方式浄化素子の実現を一步近づけたものと位置づけることができる。不飽和域から飽和域にかけて連続する汚染に対して、より効果的な原位置浄化手法を確立するために、ランチャー方式の基本性能確認や三次元数値解析などへ進む基本的成果が得られた。

キーワード： 土壌地下水汚染、六価クロム、原位置浄化、ランチャー井戸、洗浄

1. 緒言

重金属や揮発性有機化合物による地下水汚染では、地表面から不飽和域における土壌汚染とそれに続く地下水汚染が連続している場合が多い。重金属の土壌・地下水汚染に対する修復方法としては、土壌掘削除去、原位置不溶化措置、遮水工や矢板等による原位置封じ込め措置、地下水揚水による原位置浄化措置がある（環境庁水質保全局、1999）。六価クロムの原位置処理可能な方法については、微生物による還元処理の研究（C.E. Turick, et. Al., 1996, E.A. Schmieman, et. al., 1997, E.A. Schmieman, et. al., 1998）や不要化処理の試験（佐藤ほか、2002）などの報告があるが、揚水による回収対策の報告事例は少ない。

揮発性有機化合物については地下水揚水や土壌ガス吸引法が一般的であり、それ以外にもエアースパージング法（平田、1998）、生物を利用したバイオレメディエーションや鉄粉等による化学分解を利用した方法など種々の方法が提唱されている（今村、2002）。

しかし、種々の対策方法の中で、汚染現場の状況や対策主体の資金力等によって選択しうる方法が限られる。対策の多くは多額の経費を要するとともに、土壌掘削を伴う処理対策を行うような場合は工場の撤去や移転なども必要となり、特に事業規模の小さなところで対策を継続していくことは困難である。このようなことから、ランチャー型井戸は、経費が少なく、対象地域が持たざるを得ない制限の中でも実施できる効果的な手法として期待できる。

ランチャー型井戸素子は、単独井戸の上部もしくは左右いずれかに洗浄水の湧き出し部を持ち、下部にもしくは左右反対側に汚染水の吸い込み・回収部を持っている。これにより、通気部を含めた汚染域の洗浄及び洗い出した汚染水の回収を行うことができる。ランチャー方式は涵養および揚水を1本の井戸で実施できることから、設置箇所の制約が極めて少なく、他の方法に比べて経済的である。また、自ら清水を湧き出たせるため、地下水の有無にとらわれない利点があり、非水溶性物質による地下水汚染の他に、六価クロムなどの水溶性物質の洗浄回収に、より一層の効果が期待

される。

ランチャー型井戸では、物質挙動と熱輸送のアナロジー性に着目し、汚染物質そのものを用いるのではなく熱輸送に置換して行った室内モデル特性試験で、洗浄挙動を明らかにした。また、不飽和域から飽和域までの連続する汚染に対しても効果的な回収が期待できることを確認した（横山ほか、2001）。

今回取り組む六価クロム除去サイトでは、洗浄回収を汚染箇所を狙いを定めて行おうとするものであるが、現場の制約により汚染源の下流側に回収井戸を設置せざるを得なかった。なお、本来は一本の井戸により揚水と涵養を行うものであるが、今回は、従来の施工技術で可能なように、揚水井戸の1m横に涵養井戸を設けて、2本の井戸で擬似的にランチャー型井戸の機能を持たせることで、ランチャー型井戸の洗浄機能に関する実証試験を行った。

また、揚水除去の実施を丹念に行うことと少しでも原状回復の実を挙げることは肝要である。そこで汚染源の上流部側方に設けた涵養井戸と下流側の揚水井戸を組み合わせた水攻法も行って、洗浄回収の促進を図った。

2. 地下水汚染状況

(a) 対象地域

図1に示すように実施対象現場はAメッキ工場内に汚染源がある。メッキ工場からみて約70m東側を流れているS川の未侵食涯に盛土造成したところである。図2(a)に示すように工場敷地内に設けた揚水井戸のボーリング結果から、表層から10m弱の深さまでは砂礫層（7.0~7.5m間は粘土混じり砂礫）が続いており、約10m深度に不透水層と考えられる粘土層があり、地下水の自然水位は概ね5.5m前後で推移している。水位回復試験から求めた透水係数は $1.0 \times 10^{-4} \sim 1.0 \times 10^{-5}$ cm/secで一般的な砂礫層における値と比べてやや小さく、揚水量を少しでも上げると水涸れを起こし、可能揚水量は約1 L/minと小さい。

(b) これまでの地下水汚染対策

Aメッキ工場内のクロムメッキ用の重クロム酸カリウム溶液が土壤中に浸透して工場下の地下水

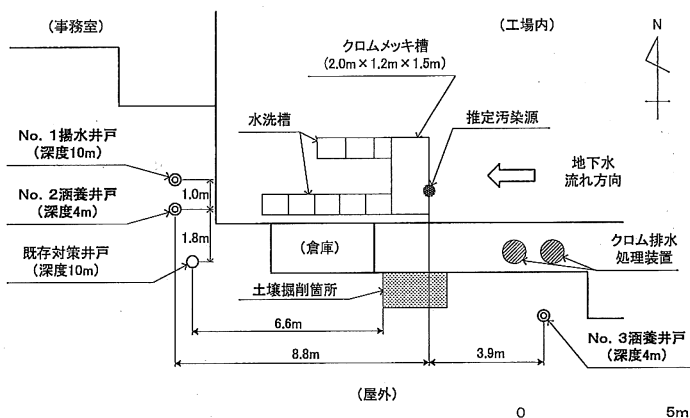


図1 井戸配置図

Fig. 1 Location of wells

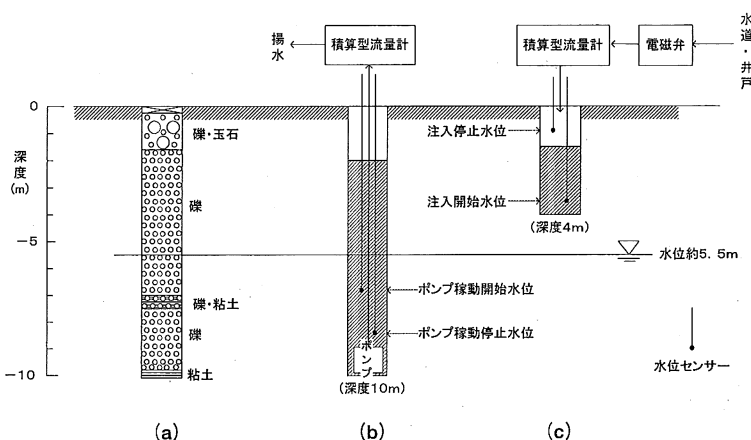


図2 地質柱状図及び実験井戸

(a) 地質柱状図 (b) No.1 揚水 (回収) 井戸 (c) No. 2, 3 涵養井戸

Fig. 2 Geological column and experimental well (a) Geological column (b) No.1 Pumping up (withdrawal) well (c) No.2, 3 recharge wells

を汚染していた (図1 参照)。当初は汚染源を誤り、真汚染源とは別の場所を汚染源とみて2.2m長、1.2m幅、深度0.75mの土壌を掘削し溶出試験を行った。浅いところでは土壤環境基準の約10倍の六価クロム溶出試験濃度が検出されたが、地下水中の濃度より低い値であった。掘削部からみて自然地下水流方向 (西側) の約7m下流地点に10m深の対策井戸 (ストレーナ3.0~9.0m) を設け揚水処理を行ってきた。揚水開始から2002年3月までの六価クロム濃度 (月1回測定) を図3に示す。揚水開始の1998年12月から1999年12月にか

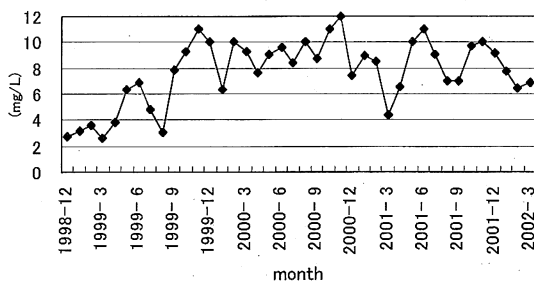


図3 既存対策井戸の六価クロム濃度

Fig. 3 Cr^{6+} Concentration at conventional well

けて濃度が増加しそれ以降は概ね10mg/Lで推移していた。しかし、2001年夏期以降は10mg/L以下で2002年にかけて濃度の低下傾向がみられる。上述したように地下水は豊富ではなく、1日当りの揚水量は500~800リットルが限度であり、2002年3月までの3年4ヶ月間の六価クロム回収量は約4.9kg(月平均120g)とみている。なお、回収水は、同敷地内のイオン交換樹脂方式の排水処理装置で六価クロムの処理を行っている。

対策井戸による揚水開始以降に、床下に掘り下げられて設置されている工場内のクロムメッキ槽(容量3.6m³)を持ち上げて確認したところ、メッキ槽直下からクロムが浸透していることが分かり、その部分を主な地下水汚染源と判定した。建造物や施設の関係でその部分の土壌を掘削除去することはできなかったが、浸透防止措置を講じた。

3. 実験井戸

3.1 井戸配置

揚水処理は汚染箇所を狙いを定めて行うことができれば最大の効果が得られるが、事業主に操業を停止したり施設の移転という余裕はない。即ちクロム槽直下の汚染源のボーリング試験や土壌掘削除去も行うことはできないまま、図1に示すとおり汚染源の約9m下流側(西側)に新たな揚水井戸(No.1井戸)を設けた。

しかし、従来の揚水だけでは回収のための揚水量に限られる。揚水量を増すためには、何らかの地下水補給や涵養誘発が必要であるが、台地なので人工涵養以外は良い策が見当たらない。このことが揚水井戸の1m横に涵養井戸(No.2井戸)を設置した理由でもあり、擬似的にランチャー型井戸の機能を持たせて実証試験を行うことにした。

その他にも全体的に取水量を増加させて汚染除去の実を挙げるため水攻法を併用することとし、汚染源の約4m上流部(東側)の側方に涵養井戸(No.3井戸)を設けた。

3.2 井戸構造

(a) 回収井戸(No.1井戸)

井戸構造は図2(b)に示すとおり、井戸深度を粘土層が確認された10mとし、ストレーナを2~

10mに設けた。井戸下部に設置したポンプの揚水能力を最小に抑えても水位がポンプ位置まで低下するので、上・下に水位計を設置し、揚水によって水位が下方水位計まで低下した場合水中ポンプを停止し、上方の水位計まで水位が回復した場合再稼動するオン・オフ制御を付加した。揚水量は積算型流量計で計測した。

(b) 涵養井戸(No.2、3井戸)

No.2、3井戸ともに構造は図2(c)に示すとおり、井戸深度を4mとし、ストレーナを1.5~4mとした。涵養井戸にも上・下の水位計を取り付け、井戸内の水位が上限水位と下限水位の間に保たれる範囲内で涵養した。涵養井戸の水源は水道水及び井戸水(汚染源から約20m上流部(東側)に位置し、六価クロムによる汚染は認められない)とし、涵養量は積算型流量計により計測した。

4. 実験結果

4.1 累積回収量

工場の休日(排水処理施設が稼動しない)を除きNo.1揚水井戸により六価クロムの除去対策を行った。この間、揚水量及び六価クロム濃度を毎日測定することにより回収量の確認をした。2002年4月上旬から10月上旬までの約6ヶ月間の六価クロム濃度及び回収量を図4に示す。

六価クロム濃度は、前日の揚水量、降水量等により影響を受けるため変動が大きく、極端な例としては前日に多量の降水量があった7月12日の濃

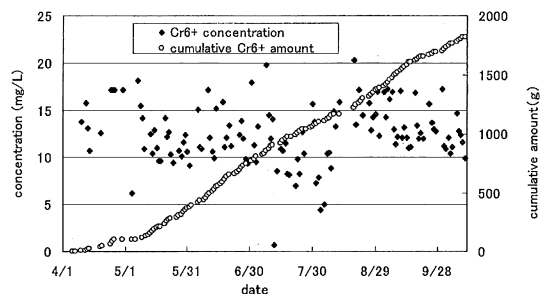


図4 六価クロム濃度の日変化及び累積回収量

Fig. 4 Daily changes of Cr⁶⁺ concentration and cumulative Cr⁶⁺

度は1 mg/L以下であった。6ヶ月間の明確な濃度の増減傾向は認められず、概ね10～15mg/L (平均13.5mg/L) であり、揚水量は135m³、累積クロム回収量は1.8kgである。

2001年夏期以降10mg/L以下で推移していた既存対策井戸と比べ、約3mずらして設置したNo.1揚水井戸からの回収濃度は高い。また、回収量については平均0.30kg/mnthで、既存対策井戸 (平均0.12kg/mnth) の約2.5倍となっており、原位置回収においては井戸の設置場所が回収効率に大きく影響を及ぼすことを確認した。これは、自然地下水流の直下となったことによる増加と考えている。

4.2 擬似ランチャーによる洗浄回収実験 (No.1井戸回収、No.2井戸清水涵養)

No.2井戸から清水を涵養し、No.1井戸から汚染水を回収した。回収井戸下限水位を8.5m、上限水位を8.3mおよび涵養量を5L/minを実験Ⅰとした。また、回収井戸下限水位を8.5m、上限水位を7.8mおよび涵養量を3.8L/minを実験Ⅱとした。

さらに実験Ⅲでは、回収井戸下限水位を8.5m、上限水位を7.9m及び涵養量を3.3L/minとした。

ここで、実験Ⅰでは初めに揚水のみを100分間行った後に涵養を135分間加え、実験Ⅱでは揚水のみを60分間行った後に涵養を150分間加えた。これに対し、実験Ⅲでは、揚水のみを13時間行った後に涵養を24時間加え、さらに涵養停止後揚水のみを10時間行った。

(a) 実験Ⅰ

実験Ⅰにおける揚水量、六価クロム濃度および六価クロム回収量を図5に示す。なお、揚水ポンプは水位の変化に応じて間欠運転をするので、時間当たりの揚水量 (L/min) は、その時間帯の揚水量をポンプ稼動時間と停止時間の合計時間で割ることにより求め、時間区間ごとの平均値として表した。また、六価クロム回収量 (mg/min) は、時間当たりの揚水量にその時間帯の六価クロム濃度の積により求めた。

清水涵養前は、ポンプは間欠運転をしており、涵養前約100分間の平均揚水流量は0.53L/minであった。

涵養 (5.0L/min) 直後から可能揚水量は概ね80～100分後まで増加し、40分以降で地下水位は8.5m以上を保持し、ポンプは連続運転となった。また、さらに地下水位が上昇したため、8.3～8.5m間に保つように90分以降では揚水量を増加させた。これにより、揚水流量は2.8～2.9L/minとなり涵養前のそれと比較して約5倍に増加した。このように、涵養を加えることによって、揚水量の増加を図ることができた。

回収時の六価クロム濃度は、涵養開始前及び開始後10分間までは16mg/Lであったが、清水涵養の20～30分後には、涵養水の希釈効果により急激にその濃度が低下し、100分後以降は概ね3mg/Lとなった。

次に、六価クロムの回収量に注目すると、涵養開始前のそれは8.5mg/minであったが、涵養開始直後の濃度は変化せず揚水量のみが増加したため一時的に16.6mg/minに倍増した。これは清水涵養に伴う通気帯の残留六価クロムの洗い出し効果に起因すると考えられる。一方、通気帯の残留六価クロムが洗い出された後は、涵養された清水がそのまま回収井戸に到達し、揚水量は増加したものの回収濃度は減少し、110分以降は8.0～8.6mg/minとなり涵養前とほぼ同じになった。

(b) 実験Ⅱ

図6に実験Ⅱにおける揚水量、六価クロム濃度および六価クロム回収量を示す。同図より、涵養前約60分間の平均揚水流量は1.0L/minであり、涵養後 (3.8L/min)、揚水量は増加し、80分経過後には3L/min強となった。

次に、六価クロムの回収濃度は、涵養開始前及

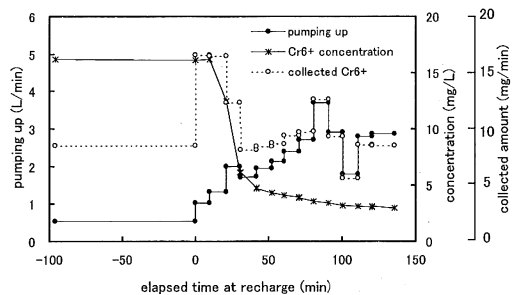


図5 擬似ランチャーによる実験 (Ⅰ)

Fig. 5 Experiment (I) by semi Launcher-type wells

び開始後の約10分間までは13~14mg/Lを推移したが、実験Ⅰと同様に10~30分経過後には急激な濃度低下が確認され、80分経過後の回収濃度は3.5~4 mg/Lとなった。

また、六価クロム回収量は、涵養開始前で14mg/minであり、その後一時的に23~24mg/minに増加したものの、80分経過以降は12~13mg/minで推移した。

(c) 実験Ⅲ

前述の実験ⅠおよびⅡでは、短時間の清水涵養及び揚水量変化が、回収時の六価クロム濃度やその回収量へ及ぼす影響は大きいことを確認した。そこで、実験Ⅲでは、比較的期間を長く設定し、涵養前13時間及び涵養後34時間にわたって回収時の挙動を観察した。

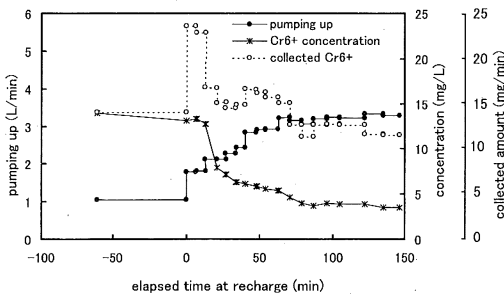


図6 擬似ランチャーによる実験(Ⅱ)

Fig. 6 Experiment (II) by semi Launcher-type wells

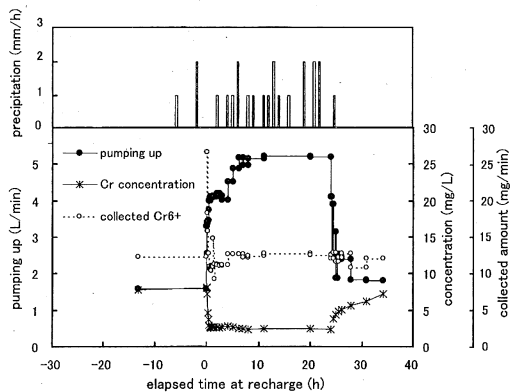


図7 擬似ランチャーによる実験(Ⅲ)

Fig. 7 Experiment (III) by semi Launcher-type wells

図7に揚水量、六価クロム濃度、六価クロム回収量および降雨強度の経時変化を示す。なお、降雨強度は、実験地に最も近いアメダス観測点のデータである。

実験Ⅲにおける涵養前約13時間の平均揚水流量は1.6L/minであったが、3.3L/minの流量で涵養を開始した直後から揚水量は増加し、概ね0.5~4時間まで揚水量は4 L/min強で推移した。また、涵養開始から6時間経過後には5 L/min強とさらに増加し、それは涵養終了まで続いた。このように、意図的な涵養により、揚水量を増加させることができ

また、24時間後に涵養停止したところ、急激に揚水量が減少し停止後4時間以降は2.0L/minとなった。しかし、10時間後(涵養開始から34時間後)であっても揚水流量は1.8L/minと涵養前より多く、これは、涵養開始数時間前から涵養終了数時間後まで降雨が降り続いたことに起因して、雨水浸透の影響が、涵養効果に加えて、揚水量の増加に現れたものと考えられる。

六価クロム濃度は、涵養開始前及び開始後約10分間までは7~8 mg/L程度を推移し、10~30分経過後の急激な濃度低下以降は、24時間後の涵養停止まで2~3 mg/Lで回収した。

さらに、六価クロム回収量の経時変化に注目すると、涵養開始前は12.3mg/minであったが、涵養開始直後一時的に増加したのちほぼ一定になった。しかし、涵養後4~24時間の平均は12.6mg/minであり、実験Ⅰ、Ⅱとは異なり涵養前よりやや多い回収量となった。これは、涵養開始数時間前からの降雨により全体的に水位が上がって日頃の水位より上部の土粒子残留部の六価クロムを洗い出したため回収量が増加したものと考えられる。

(d) 洗浄効果の可能性

実験ⅠおよびⅡにおいては、揚水流量、六価クロム濃度及び回収量はそれぞれ異なるが、それらの清水涵養前後の定性的な経時変化は極めて類似する結果を得た。すなわち、両者の結果から涵養開始直後に通気帯の土粒子内のクロムが洗い出されたために、六価クロムが多く回収され、時間経過とともに新たに涵養した清水そのものが揚水井戸に到達して、濃度の低い汚染水を回収したと示

唆される。

一方、実験Ⅲでも涵養前後における揚水流量、六価クロム濃度および回収量の経時変化の定性的傾向は実験ⅠおよびⅡと同様な結果が得られた。ここでは、長時間にわたっての擬似ランチャーによる汚染物質回収の有意性を得た。

4.3 水攻法による回収試験 (No.1 井戸回収・揚水、No.3 井戸涵養)

先出の図1においてNo.3井戸より清水を涵養し、No.1井戸より汚染水の回収(揚水)する水攻法実験を2回にわたって試みた。実験Ⅳおよび実験Ⅴは清水涵養量に僅かな違い(実験Ⅳ: 33L/min、実験Ⅴ: 31L/min)があるものの、ともにNo.1井戸揚水ポンプの稼動下限水位を8.5m、稼動上限水位を7.0mに設定した。

図8および図9に実験Ⅳと実験Ⅴにおける揚水量、六価クロム濃度及び六価クロム回収量の経時変化を、それぞれ示す。同図より実験Ⅳおよび実

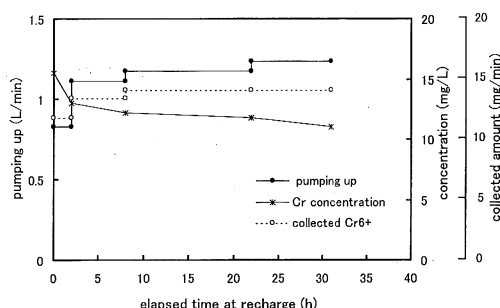


図8 水攻法による実験(Ⅳ)

Fig. 8 Experiment (IV) by Flood water method

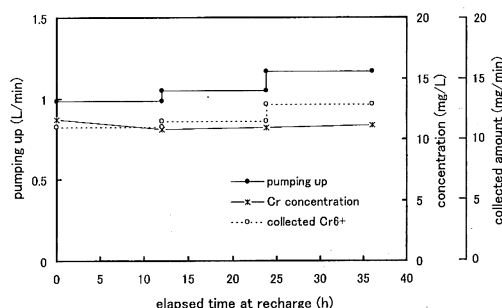


図9 水攻法による実験(Ⅳ)

Fig. 9 Experiment (IV) by Flood water method

験Ⅴにおける揚水量、六価クロム濃度および回収量の経時変化は、実験日に相違はあるものの、定性的な挙動に大差はない。まず、揚水量の変化に注目すると涵養開始直後の値が最も小さく時間経過とともに緩やかに増加する。また、回収濃度は実験開始直後の値が大きく(実験Ⅳ: 16mg/L、実験Ⅴ: 13mg/L)、その後11~12mg/Lを推移する。さらに、回収量の経時変化は、時間的な濃度変化が小さいことから、揚水量の経時変化に応じて時間経過とともに緩やかに増加する結果となった。

実験Ⅳと実験Ⅴによる水攻法回収実験は、揚水井戸と涵養井戸の距離が13m程度離れていることから、疑似ランチャー方式の実験に比較して、いずれの観測値も緩慢な経時変化を示した。しかしながら、可能揚水量は、涵養を開始した直後から徐々に増加し、20時間を超えてもさらに増加する傾向にあり、さらに長期的な実験観測の必要性があると考えられる。

今回の実験では涵養井戸の位置が汚染源上流のやや側方にしか施工できなかったため、ホットスポット部に対しては僅かな洗浄しか行うことができなかったが、涵養井戸を汚染源の直接上流部に設置することができたならばより効果的な回収を行うことができると考えられる。

実際の汚染現場では、地下水揚水により汚染物質を回収したくとも、水理条件からごく少量の汚染地下水しか揚水できない場合がある。水攻法では、人工的に地下水を補給するので、可能な回収揚水量を増やすことができる。また、ランチャー方式では汚染源のスポット部分の洗浄回収を行わせようとするのに対して、水攻法では水平および垂直的に拡大したより広い範囲の地下水流動網が形成されることから、地盤内の汚染物質回収不能域を限りなく小さくし得ることが示唆された。

5. 結論

既存の単独井戸揚水回収の実績を改善するため、疑似ランチャー方式による基本的な汚染物質回収の挙動確認と水攻法による運用を試みた。その結果、以下の結論を得た。

- 1 疑似ランチャー井戸により通気帯も含めた浄化流動網が誘発され、通気帯からの六価クロム

が洗い出され、回収揚水量も増加した。よって、これを汚染源で機能させることにより、洗浄の効果は十分期待できると考えられる。

2 水攻法においても、回収される地下水を人工的に涵養することによって、実際の揚水量の限度を打ち破ることができた。また、水平、垂直的に広い範囲にわたって地下水流動網が形成されることから、汚染物質の回収可能域を広範囲に広げることができる。

以上より、清水涵養と揚水により、6ヶ月間で従来の2倍以上に相当する約1.8kgの六価クロムを回収除去することができた。しかしながら、疑似ランチャー方式を用いた井戸配置方法や洗浄の検討には不明な点も多く、地下水流動網の生成による汚染物質伝播・洗い出しの定量的解析や予測手法の確立は、今後の課題である。

参考文献

- 今村 聡 (2002)：地下水・土壤汚染対策技術の現状. 第8回地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会講演集、19-24.
- 佐藤藤男、加瀬和夫、橋本久儀 (2002)：六価クロムの不溶化処理のフィールド試験. 第8回地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会講演集、301-304.
- 平田健正：土壤・地下水汚染修復の現状と将来 (1998). 地下水学会誌、40 (4)、395-402.
- 横山孝男、大岩敏男、鹿間紀男、樋口智恵、安彦宏人、八木田幹 (2001)：ランチャー汚染回収素子室内モデル特性試験. 地下水学会誌、43 (4)、301-312.
- 環境庁水質保全局 (1999)：土壤・地下水汚染に係る調査・対策指針運用基準.
- C.E. Turick, W.A. Apel, N.S. Carmiol (1996): Isolation of Hexavalent Chromium-reducing Anaerobes from Hexavalent-chromium and noncontaminated environments. *Applied Microbiol Biotechnol*, 44, 683-688.
- E.A. Schmieman, J.N. Petersen, D.R. Yonge, D.L. Johnstone, Y.B. Samuel, W.A. Apel, C.E. Turick (1997): Bacterial Reduction of Chromium. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 63-65, 855-864.
- E.A. Schmieman, D.R. Young, M.A. Rege, J.N. Petersen, C.E. Turick, D.L. Johnstone, W.A. Apel (1998): Comparative Kinetics of Bacterial Reduction of Chromium. *Journal of Environmental Engineering*, (5), 449-455.

(受付：2003年2月24日、受理：2003年9月20日)