

●フェロシアン化鉄を用いたセシウム吸着材

東亜合成株式会社 研究開発統括部 企画グループ 平岡 秀樹、神谷 大介

1 はじめに

平成23年（2011年）東北地方太平洋沖地震直後に発生した東京電力㈱福島第一原子力発電所の事故により、多量の放射性物質が放出された。当社では、このような状況に対し貢献しうる手段を検討し、保有するイオン交換体や微量分析技術が放射性物質の除去に応用できると考え、セシウム吸着材の開発に着手した^{1),2)}。ちなみに、当社では無機イオン交換体（IXE[®]）を製造販売しているが、同技術の放射性物質吸着への応用^{3),4)}が以前に研究されている。

この事故において、広い範囲に拡散した放射性物質の放出源は、原子炉格納容器の圧力解放（ベント）によるものであった。このため、広く拡散した放射性物質は揮発性の高い化合物を作りやすいセシウムやヨウ素がその大半を占めた。この点では炉心が爆発して超ウラン元素など様々な核種が放出されたチェルノブイリ事故（1986年）とは状況が異なる。また、当初問題とされた放射性ヨウ素（¹³¹I）は、半減期が短く、現時点ではほぼ消失していることから、原子炉とその周辺を除けば環境中に存在する放射性物質のほとんどがセシウムの放射性同位体である¹³⁴Cs（半減期約2年）と¹³⁷Cs（半減期約30年）であるとされる。放射性セシウムは単位重量当たりの放射線量が高く（比放射能として 3.2×10^{12} Bq/g）半減期も長いため、危険度が高い。したがって、今回の事故で拡散した放射能を除去するためには、セシウムを効果的に取り除く方法を確立する必要がある。

アルカリ金属であるセシウムイオンを吸着できる物質はゼオライトなどいくつか知られているが、今回のケースでは原子炉を海水で冷却したことや海に放射性物質が漏洩したことなどにより、他の多量のアルカリ金属イオンと少量の放射性セシウムが共存する状況が発生した。このため、この中からセシウムだけをできるだけ効率的に取り除く物質を使う必要があると考えた。そのような材料として、フェロシアン化鉄（別名：プルシアンブルー、紺青）に着目し、これを造粒したセシウム吸着材の開発を進めた。本開発は、社内外の多くの協力を得ながら取り組んできたもので、本報にてその技術を紹介する。

2 セシウム吸着性の評価方法

作製したセシウム吸着材の性能評価には、浸漬試験とカラム通液試験の2つの方法を用いた。いずれの場合でも放射性

セシウムの代わりに非放射性セシウム（¹³³Cs）を塩化セシウムの形で純水および海水に溶かした模擬汚染水を用いた。セシウム濃度は0.01~10ppmの間で目的の濃度に調整した。海水は主に日本製薬㈱製ダイゴ人工海水SPを使用し、実際の海水で確認する場合は名古屋港で採取した海水に塩化セシウムを溶解した。

浸漬試験を説明する。容量100mlのポリ瓶にセシウム吸着材0.625gを採取し、ここへ模擬汚染水50mlを加え室温で所定時間振とうした。振とう後、直ちに孔径0.45 μmのメンブレンフィルターでろ過し、そのろ液を分析した。

カラム通液試験は、吸着塔に充填して使用することを想定した評価で、通水量に伴うセシウム吸着性能や溶出物質の推移を評価するために実施した。実験方法は、まず内径3cmのガラスフィルター付きガラス製カラムにセシウム吸着材を見かけ体積で50ml充填し、チューブポンプを用いて、一定流速（空間速度(SV値)で2~20h⁻¹)の模擬汚染水をカラム上部へ流し入れながら、カラム下部から流出した水を継続的にサンプリングし、分析した。

セシウムの定量は、ICP質量分析装置（アジレント・テクノロジー㈱製Agilent 7500cs）を使用して行った。

鉄の定量は、ICP発光分析装置（スペクトロ社製CIROS-120）を使用して行った。

フェロシアン化物イオンの定量は、「平成14年7月12日付食発第0712001号食品保健部長通知における別添試験法」に準じて行った。硫酸第一鉄水溶液をセシウム吸着試験後の試料水溶液に加え、30分後、UV-VIS分光光度計（日本分光㈱製V-550）を用いて波長720nmの吸光度を測定し、フェロシアン化カリウム水溶液を用いて作成した検量線との比較でフェロシアン化物イオン濃度を定量した。

3 セシウム吸着材の設計と性能

3.1 フェロシアン化鉄の選択

フェロシアン化鉄に代表される水に難溶性のフェロシアン化物塩は、 $(M)^{+}[Fe(II)(CN)_6]^{-}$ であらわされる化合物で、Mは複数のイオンで形成される場合が多いが、Mの内一つは鉄、ニッケル、コバルト、銅、亜鉛などの遷移金属イオンである。これらの水に難溶性のフェロシアン化物は、知られている物質の中でセシウムイオンの選択吸着能力が最も優れており、かなり以前からセシウム吸着性に着目した研究^{5),6)}がなされてきた。この内、フェロシアン化物イオンの対イオンと

してコバルトやニッケルを含むものは、フェロシアン化物の中でもセシウム選択吸着性が高いことから研究例^{7,8)}が多いが、我が国では既存化学物質として登録されておらず、多量の製造や輸入ができない。一方、フェロシアン化鉄は $Fe(III)_xMy[Fe(II)(CN)_6]$ の式で表される化合物の総称で、Mの部分にはナトリウム、カリウム、アンモニウムあるいは鉄が入る。これは古くから青色顔料として工業的に生産されている。また、内部被ばくした体内のセシウムを除去するための医薬品などとして使用実績があり、セシウム吸着能を有することも知られているため、フェロシアン化鉄を用いたセシウム吸着材ができれば、迅速な実用化が可能と思われた。そこで、これらの化合物を造粒し、セシウム吸着性能を比較してみた。その結果を表1に示した。この実験において、フェロシアン化ニッケルおよびフェロシアン化コバルトは、それぞれフェロシアン化カリウムと塩化ニッケルまたは塩化コバルトから合成したものを用い、フェロシアン化鉄は市販品を用いた。これらは無機バインダーと混合、焼成して造粒したものを評価サンプルとした。セシウム吸着性能は、セシウム濃度10ppmの人工海水を模擬汚染水として、浸漬法により評価した。この結果から、フェロシアン化鉄も他のイオンが多く存在する海水中で、高いセシウム吸着除去性能を発揮することが判った。

以上より、高いセシウム選択吸着性を有することが判ったことと、入手が容易であることから、本検討で使用するセシウム吸着体をフェロシアン化鉄に絞った。

表1 各種フェロシアン化物のセシウム吸着性

サンプル	Cs除去率 (%)	
	80min後	24h後
フェロシアン化ニッケル造粒品	65	>99
フェロシアン化コバルト造粒品	38	98
フェロシアン化鉄造粒品	24	94

3.2 フェロシアン化鉄の造粒

我々はセシウム吸着材をカラム（充填塔）に充填して汚染水を通すという方法でセシウムイオンを取り除くシステムに使うことを想定し、セシウム吸着性能のある粒状の吸着材として提供することを考えた。粒状にすると以下のようなメリットがある。

- ① 吸着材を充填したカラムに汚染水を通すことで除染が可能となり、システムがシンプルになる。
- ② 固液分離が容易で使用後の回収が容易である。
- ③ 微粒子が散逸しにくく二次汚染の心配が少ない。

そもそも、フェロシアン化鉄は極めて粒子径が小さく、市販品の一次粒径はおおよそ50~100nmである。また、大きいサイズの結晶を合成する方法は知られていない。このため、フェロシアン化鉄を用いた粒状の吸着材をいかにして作るか、またフェロシアン化鉄含有率をいかに高めるかが最初の課題

となった。フェロシアン化鉄含有率を高める理由は、保管が困難な放射性廃棄物の体積をできるだけ減らすことや、吸着材交換頻度を減らして作業員の放射線被ばく量を軽減するためである。

図1に示すように、フェロシアン化物を含有する粒を作成する方法はいくつか考えられる。この内、シリカゲル粒やイオン交換樹脂のような多孔質体の細孔内にフェロシアン化物を担持する方法が、三村や谷原ら^{8),9)}によって検討されており、当初はこの方法の応用を考えた。この方法は、フェロシアン化カリウム（黄血塩）水溶液をシリカゲルなどの多孔体に含浸し細孔内に析出させ、次に遷移金属塩のアルコール溶液に浸漬することで、多孔体内部に不溶性フェロシアン化物塩を担持するものである（研究機関によっては順番が逆の場合もある）。しかし、この方法でシリカゲルにフェロシアン化鉄の担持を試みたところ、担持率が10wt%にも満たないことがわかった。

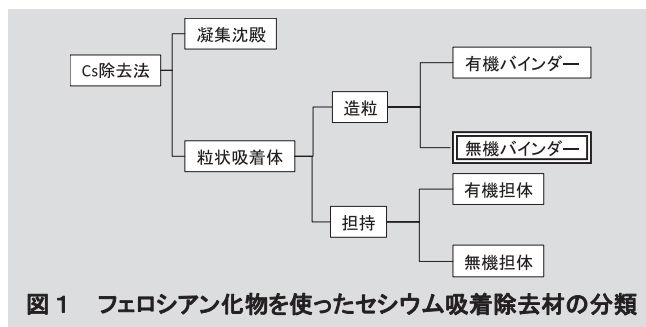


図1 フェロシアン化物を使ったセシウム吸着除去材の分類

そこで、フェロシアン化鉄をバインダーで結着して、できるだけフェロシアン化鉄含有率の高いものを作ることを考えた。バインダーには有機系高分子も検討したが、フェロシアン化物が樹脂で被覆され過ぎるためか、フェロシアン化物含有量の割にセシウム吸着性能を得にくいことが判った。さらに、セシウムは放射線や熱を発することから、セシウム吸着後の保管を考慮すれば、できるだけ無機系材料で構成するほうが良いと考え、初期段階で無機系バインダーに絞り込んだ。顔料として市販されている紺青を用い、無機系バインダーを使って造粒する方法では、フェロシアン化物含有率が60~90%と高いものが作成可能であった。また、できた吸着材は多孔質となるので、造粒物内部のフェロシアン化物も有効に機能すると考えている。形状は成形方法によるが、例えば写真1に示すような破碎形状がある。

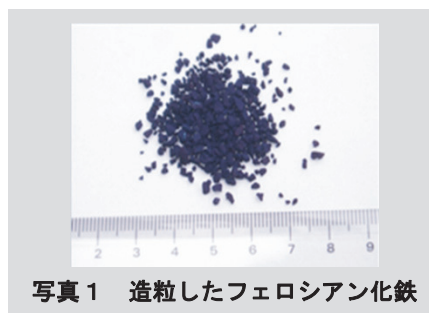


写真1 造粒したフェロシアン化鉄

3.3 セシウム吸着性能の評価

できた造粒フェロシアン化鉄のセシウム吸着性能を浸漬試験により評価した結果を表2に示す。いずれも粒子径が1～2mm程度の破碎形状(砂利状)のものをを用いた。比較に用いた天然ゼオライトの内、国産品はセシウム吸着性が優れるとされる愛子鉱山(宮城県)のもの、外国産品も比較的セシウム吸着性能に優れるといわれるものを用いた。この結果から、造粒したフェロシアン化鉄は真水、人工海水中のいずれから良好なセシウム吸着性能を示した。一方、ゼオライトは真水中では良好な吸着性能を示したが、海水中では吸着性能が低下し、特にセシウム濃度が低いとセシウムを吸着しにくくなることが判った。実際の汚染水ではセシウム濃度が10ppmにもなる場合はほとんどないので、共存塩の存在下ではフェロシアン化鉄がほとんど唯一の選択肢と思われる。

表2 各種模擬汚染水からのセシウム吸着性能比較
単位：セシウム除去率%

	人工海水中		真水中	
	Cs0.01ppm	Cs10ppm	Cs0.01ppm	Cs10ppm
造粒フェロシアン化鉄	94	96	>90*	99
国産天然ゼオライト	48	82	>90*	未評価
外国産天然ゼオライト	trace	66	未評価	99

* 検出下限0.001で測定し、検出下限未満であったため'>'と表記

次に、カラムによる通液試験で評価した結果を図2に示す。この評価では、模擬汚染水としてセシウム濃度0.01ppmの人工海水を用い、0.001ppmの精度でセシウムの定量を行ったため、セシウム除去率90%が測定上限となるが、造粒フェロシアン化鉄では吸着材体積50mlに対して、通液を停止した積算通液量約40Lまで上限値を維持することができた。一方、国産天然ゼオライトは、セシウム濃度が低い人工海水というゼオライトには不利な条件ということもあるが、セシウム除去性能が低く、40L流した時点でほとんど吸着できなくなった。また、この通液試験ではゼオライトに比べて微粉の発生が少なく、出口側で目詰まりしにくいメリットも見出せた。

以上のことから、造粒フェロシアン化鉄のセシウム吸着特性は、ゼオライトと比較して、共存塩やセシウム濃度など汚染水の性質による影響が少なく、良好であることが確認できた。

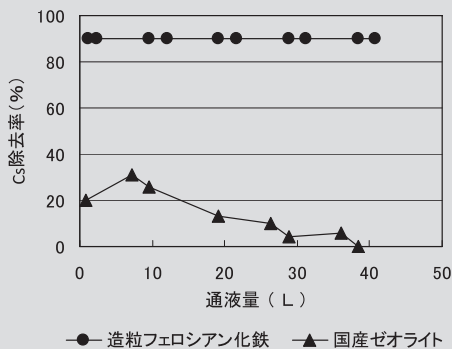


図2 通液試験による、セシウム吸着性能比較

模擬汚染水としてセシウム濃度0.01ppmの人工海水を使用し、吸着材の見かけ体積50ml、通液速度 $SV=8h^{-1}$ で通液した。

4 排水基準への対応

4.1 フェロシアン化物イオンの溶出について

フェロシアン化鉄と無機バインダーとから得られたセシウム吸着材は、当初の目的通り高いセシウム吸着性能を有し、カラムに充填して使用できる材料としての目処が得られた。しかしながら、セシウムを吸着除去した水を詳細に分析してみたところ、鉄が含まれており、その内の多くはフェロシアン化物イオンに由来するものであることが判った。フェロシアン化鉄はpHが高い水中では分解してフェロシアン化物イオンを放出することが知られているが、様々な模擬汚染水により評価したところ、pH以外にもフェロシアン化物イオンが溶出しやすくなる条件があることが判った。

フェロシアン化鉄が水中で分解すると鉄イオンやフェロシアン化物イオンが発生すると考えられる。水質汚濁防止法によれば、表3に示すように、いずれも規制物質である。フェロシアン化物イオンそのものの毒性は低いといわれるが、定められた分析方法は錯イオンに配位子として含まれるシアンもシアンとしてカウントすることになっている。このため、どのような条件においてフェロシアン化物イオンが溶出しやすいかを調べることにした。

表3 関連法規制値

法規	規制物質	数値
水質汚濁防止法	シアン(フェロシアン化物含む)	排水基準 1mg/L
	溶解性鉄	排水基準 10mg/L
労働安全衛生法	シアン化水素	管理濃度 3ppm

最初の実験では、バインダー量を少なめにして比較的フェロシアン化物が溶出しやすい吸着材を使い、セシウム濃度が0.01ppmになるように調製した人工海水中のpHを塩酸と水酸化ナトリウムにより4～9に調整した模擬汚染水を使って、浸漬法による吸着試験を行った。浸漬中に溶出したフェロシアン化物濃度のpH依存性を調べた結果、図3のようになり、pHが高いほど溶出量が多いことが確認できた。また、高pH域ほどではないが、低pH領域でもフェロシアン化物イオンが溶出することが判った。

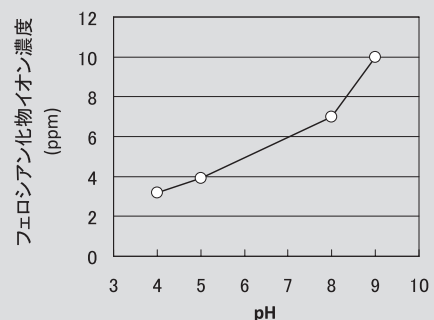


図3 フェロシアン化物イオン溶出のpH依存性

次に、海水と真水の違い、および海水中のセシウム濃度の依存性について調べた結果を説明する。本実験では、浸漬法によるセシウム吸着試験において、模擬汚染水中のセシウム濃度を変え、24時間浸漬した後、溶出した鉄（この場合、フェロシアン化物イオン中の鉄を含む全ての鉄）を定量することでフェロシアン化鉄の分解を評価した。なお、模擬汚染水のベースとなる海水は実際の海水を使用したが、人工海水でも同様の結果が得られることを確認している。その結果を図4に示した。これによると、同じセシウム濃度であれば真水よりも海水を使用した場合の方が鉄の検出量が多いことから、塩が共存するとフェロシアン化鉄が分解しやすいことが判る。また、海水中のセシウム濃度との関係では、セシウム濃度が低いほど鉄検出量が多く、フェロシアン化鉄の分解が進みやすい傾向にあることが判った。

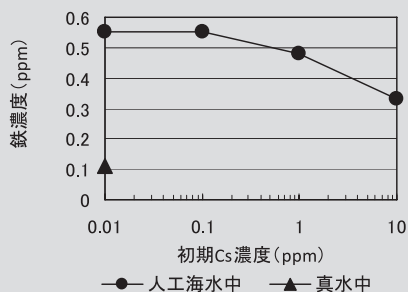


図4 セシウム吸着試験液中の初期セシウム濃度と試験後の液に溶出する鉄濃度の関係

海水は名古屋港で採取したものを使用し、室温で24時間浸漬後の液を分析した。

さらに、海水中に含まれる金属イオン上位4種の影響を調べるため、塩化セシウム以外に1種類の金属塩化物を純水に溶解した水溶液からのセシウム吸着試験を行った。表4にその結果を示す。表中、上の4段はセシウム以外の金属イオンが約10ppmになるよう調製した模擬汚染水を用いた。表中、下の4段は、各共存イオンが海水中の濃度に近くなるようにそれぞれの塩を溶解した液による評価結果である。結果を見ると、共存する金属イオンの濃度が約10ppmと低い場合に溶出した鉄濃度（フェロシアン化物中の鉄を含む全鉄）は、カルシウムが共存する場合に高めとなった。また、海水中の濃度を基にして共存イオンの影響を調べた下4段においても、カルシウムの影響が最も強く、一方、他の金属イオンは濃度が増えても鉄検出量に大きな差はなかった。これらのことから、カルシウムイオンはフェロシアン化鉄の分解に対する寄与度が高いようである。また、セシウム濃度が高いほど鉄検出量が少なく、フェロシアン化鉄が分解しにくいということは、セシウムのようにフェロシアン化鉄に強く吸着するものは、フェロシアン化鉄の結晶を安定化させるのかもしれない。

表4. フェロシアン化鉄分解に対する各共存金属イオンの影響

模擬汚染水中の金属イオン(Cs ⁺ 以外)		24h浸漬後
金属イオン種	濃度(ppm)	Fe濃度 (ppm)
K ⁺	7.7	0.11
Ca ²⁺	11	0.20
Mg ²⁺	10	0.13
Na ⁺	8.4	0.13
K ⁺	270	0.15
Ca ²⁺	390	0.48
Mg ²⁺	1200	0.091
Na ⁺	7200	0.14

* 模擬汚染水のCs濃度は0.01ppmとし、室温で24時間浸漬後の液を分析した

以上のように、フェロシアン化鉄はpH、セシウム濃度、共存イオンの影響を受け、他の吸着材では対応しにくく、フェロシアン化鉄でないセシウムが除去しにくいような汚染水では、フェロシアン化鉄が分解しやすいという事実が判った。

4.2 フェロシアン化物イオンの溶出対策

4.1項において述べたように、フェロシアン化鉄は他の吸着材ではセシウムの吸着除去が困難な汚染水からセシウムを除去できるものの、そのような水の中では一部が分解溶出して排水基準を満たせない排水が発生する恐れがあることが判った。各物質の排水基準値から、鉄の濃度は、基準値を大きく下回ると思われるが、より基準が厳しいシアンは基準値を満たせない場合があるので、フェロシアン化物イオンの溶出を抑制する必要がある。そこでセシウム吸着性を維持しながら、フェロシアン化物イオンを溶出させない方法を検討し、効果が見られる方法をいくつか見出した。それらの中で、効果が高かった方法について説明する。

本法はフェロシアン化鉄を造粒して得たセシウム吸着材を薬液でリンスし乾燥するという簡単な工程で目的とする効果を得ることができる。図3で使用したものと同一ロットのセシウム吸着材にその処理を行い、模擬汚染水も（セシウム濃度0.01ppmの人工海水、pH4~9）図3で用いたものと同一ロットを用いて、セシウム吸着試験を行った。図5に示すように、フェロシアン化物イオン溶出抑制処理を行うことにより、セシウム濃度0.01ppmの人工海水というフェロシアン化鉄が分解しやすい条件下においても、フェロシアン化物イオンの溶出を大幅に減少できた。また、pH依存性も緩和されることが判った。この試験の検体に含まれる鉄は、鉄イオンとフェロシアン化物イオンに由来すると思われるので、ICP発光分析によって定量した全鉄濃度と図5のフェロシアン化物イオン濃度から、鉄イオンとフェロシアン化物イオン中の鉄の量を計算した結果を図6にまとめた。これによれば、フェロシアン化物イオン溶出抑制処理によって、鉄全体のなかで、フェロシアン化物イオン由来の鉄が顕著に減少することが明らかとなり、この処理方法はフェロシアン化物の分解を抑制するというより、むしろ分解しても吸着材内部に閉じ込めておく効果があるものと思われる。

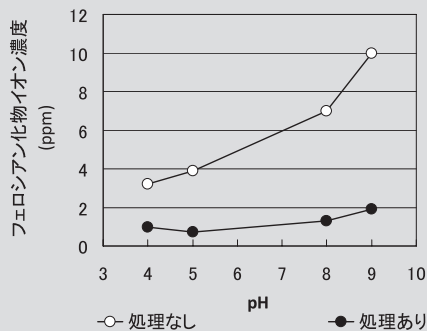


図5 フェロシアン化物イオン溶出抑制処理の効果
模倣汚染水：セシウム濃度0.01ppmの人工海水

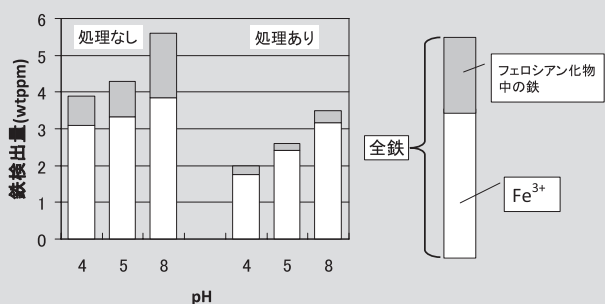


図6 フェロシアン化物溶出処理有無と検出した鉄の形態の違い
(注) pH9では鉄イオンが水酸化物イオンとなり沈殿するため評価できなかった

5 安全な保管、処分方法に向けて

4項で紹介したような使用時の安全対策以外に、使用後についても問題がないか十分な検証が必要と考えている。

原発事故由来の放射性物質を含む廃棄物は、仮保管、中間貯蔵を経て最終処分に移行する。また、この間に廃棄物の移動を伴う。放射性セシウムを吸着した後の吸着材内部には放射性セシウムが濃縮されるため、放射性物質汚染対処特別措置法でいう指定廃棄物、特定廃棄物となり、その多くは放射性廃棄物として長期間の管理が必要になると思われる。フェロシアン化鉄そのものは毒性がほとんどなく、かつ安定な化合物であるといわれるが、放射性物質の他、各種塩類、水などが吸着した状態で、非常に長期間保管することを考えると、その間に問題が生じる可能性や安全な保管方法について検討しておく必要があると考えている。

図7に空気雰囲気中で測定したフェロシアン化鉄の熱重量曲線を示した。それによると、フェロシアン化鉄は300℃弱で分解することが判る。

また、不活性ガス中でフェロシアン化鉄を加熱した時に発生するガスを分析したところ、図8に示すようにシアン化水素を検出した。このため、保管温度は300℃に比べてはるかに低いとはいえ、フェロシアン化鉄を長期間保管する際は、徐々に分解してシアン化水素などの遊離シアン化合物が発生する可能性がある。そこで、シアン化水素発生量を予測するための実験を行った。

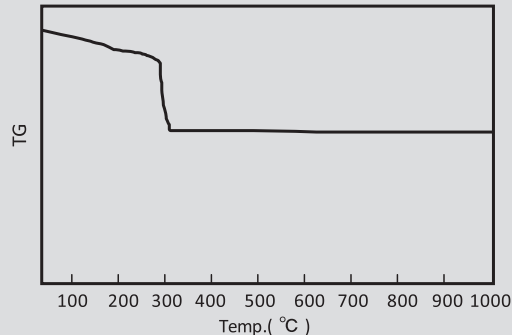


図7 フェロシアン化鉄の熱重量曲線
Air雰囲気、昇温速度20°C/min

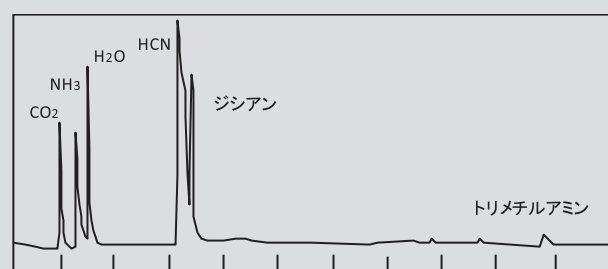


図8 熱分解ガスクロによるフェロシアン化鉄熱分解物の分析
He雰囲気、400℃保持

まず、セシウムを含む人工海水を模倣汚染水として、セシウムを吸着させた造粒フェロシアン化鉄を温度の異なるガラスチューブオープンで加熱し、発生したシアン化水素を捕集して定量した。この結果を基に速度定数を求め、アレニウスプロットから一定量のシアン化水素が発生するまでの温度と時間の関係を求めた。その際の仮定として、造粒フェロシアン化鉄を密閉容器に入れ、吸着材同士の間隙も含めて30%を空間として残すこととし、さらに途中でシアン化水素の分解が起きないこととした。表3に示した労働安全衛生法で定めるシアン化水素の管理濃度3ppmに到達する時間を計算した結果を表5にまとめた。この結果から、仮保管、中間貯蔵レベルの年数であれば特に問題なく保管できると考えられる。

表5 セシウム吸着後の造粒フェロシアン化鉄の熱分解挙動から計算した、シアン化水素発生量予測

保管温度(°C)	20	25	30
3ppm到達年数	620	197	65

仮定
①使用後の造粒フェロシアン化鉄を空間を30%残して密閉保管する。
②発生したシアン化水素は分解せず蓄積される。

また、シアン化カリウムなど、遊離シアン化合物は工業的にも多く利用されており、分解方法も確立されているので、例えばアルカリ水溶液と次亜塩素酸による捕集、分解で無害化するなどの付帯設備を併設することでより安全に保管できるはずである。

最終保管の方法についてはまだ十分検討できていないが、一つの方法としては前述の除害設備を備えた場所で管理する方法が考えられる。また、フェロシアン化鉄を燃焼して予め安定な酸化鉄としておけば、放射線の遮蔽に注意する必要は変わらないが、分解物による危険はなくなるので、セシウムを吸着した吸着材の保管を次世代に引き継がざるを得ないことを考えると、このような方法も検討する価値があると思われる。

フェロシアン化鉄をセシウム吸着材として使用した後の安全対策に関しては、他の研究機関などとも連携しながら、今後、確実な方法を決めていきたいと考えている。

6 今後セシウム吸着材が必要とされる除染対象

原発事故から時間が経つにつれ、セシウムの存在形態は変化している。当初は原子力発電所近辺の海水からセシウムを除去するために本技術の開発に着手したが、現在では、海水中のセシウムは原発前でさえほとんど検出できないほどに薄まっている。また、プールや池などの淡水域においても、水底や水中に存在する微細な鉱物にセシウムが吸着されて、フリーイオンはほとんどないと言われる。フェロシアン化鉄は、水に溶けてフリーとなったセシウムイオンを吸着するものであるため、このようなケースではフェロシアン化鉄を除染に役立てることができない。一方、クローズアップされているのが図9のような廃棄物処分場からの浸出水、あるいはごみ焼却場で発生する焼却灰中に存在する水溶性のセシウムである。これらの場所で発生する水には多くの塩分が共存しており、ゼオライト等では十分な対応ができないので、今回紹介した造粒フェロシアン化鉄系のセシウム吸着材が注目されている。

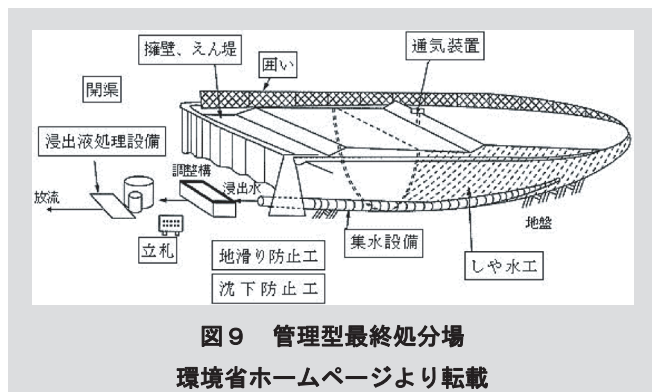


図9 管理型最終処分場
環境省ホームページより転載

7 おわりに

今回の事故では、放射能汚染に関して日本中が準備を怠っており、原子炉冷却水の除染循環のシステムは外国の技術に頼った。このような技術が国内にあればもっと早い段階で対

応でき、汚染の拡散や廃棄物の保管問題などを軽減できたはずである。原子力発電を継続するしないにかかわらず、核燃料や核廃棄物は残り、いつかはこれらの処分を行わなければならないし、再び同様の事態があれば速やかに対応しなければならない。不幸な事故がきっかけではあったが、紹介した技術だけではなく日本中で様々な関連技術が研究されている。その安心材料の一つとして本技術が役に立てば本望である。

最後に、本技術の開発には社内外の多くの方にご協力いただいた。この場をお借りして各位には感謝の意を表したい。

引用文献

- 1) 平岡秀樹, 神谷大介, 白崎雅彦, 日比野慎司, 栗山晃, “第1回環境放射能除染研究発表会(福島)要旨集”, p.116(2012).
- 2) 平岡秀樹, 神谷大介, 白崎雅彦, 日比野慎司, 栗山晃, “第28回バックエンド夏季セミナー資料集”, ポスター9(2012).
- 3) 特開平7-328432号公報.
- 4) 特開平7-185321号公報.
- 5) G. B. Barton, J. L. Hepworth, E. D. Maclanahan, Jr., R. L. Moore and H. H. Tuyl, *Ind. Eng. Chem.*, **50**, 212 (1958).
- 6) 見塩規行, 鴨志田厚, 角谷省三, 石原健彦, 日本原子力学会誌6(1), 2 (1964).
- 7) 特許第4168172号公報.
- 8) 三村均, 木村仁宣, 秋葉健一, 小野寺嘉郎, 東北大学素材工学研究所彙報, **54**(1/2), 1 (1998).
- 9) Koichi Tanihara, *Reports of the Kyushu National Industrial Research Institute*, **62**, 3855 (1999).