

令和 5 年 10 月 25 日現在

機関番号：13102

研究種目：基盤研究(C) (一般)

研究期間：2020～2022

課題番号：20K05380

研究課題名(和文) 土壌除染・浄水同時システム構築に向けた放射性物質汚染土壌の混合湿式化学除染法開発

研究課題名(英文) Development of hybrid wet type chemical decontamination technology of radioactively contaminated soil and water using ozone and cations

研究代表者

立花 優 (TACHIBANA, Yu)

長岡技術科学大学・工学研究科・助教

研究者番号：40634928

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 3,400,000円

研究成果の概要(和文)：オゾン(O₃)を用いるとCs、Sr、および粘土鉱物の親水性が向上する。そして、フレイド・エッジ・サイトを含む粘土層間を拡幅させ、粘土鉱物のCsやSrに対する保持能力が低下し、他の金属イオンとのイオン交換が容易になる。さらには、前述の除染機構の他に、O₃が土壌に含まれる腐植物質の官能基を分解し、ギ酸、シュウ酸などを生成させ、それらがCsやSrと錯形成し水溶液側に溶出させる除染機構や腐植物質などがある官能基の水和環境変化に起因する除染機構も存在する。開発したO₃と陽イオン(K, Mg, Ca)を組み合わせた除染操作を数回繰り返すと土壌(例：黒ボク土)からほぼ完全にCsとSrを取り除ける。

研究成果の学術的意義や社会的意義

溶存オゾンが存在すると水溶液中の金属イオンの化学的環境が劇的に変わる。例えば、土壌(例：黒ボク土)に対してCsは強く吸着するが、そこに溶存オゾンが存在するとCsは土壌からの脱離が容易であるLiと同程度の吸着能となる。つまり、本研究では、溶存オゾンには金属イオン、フミン質および粘土鉱物の水和環境を自在にコントロールできることを初めて示した。さらに、この現象を放射性物質汚染土壌の除染に適用した結果、Csをほぼ完全に土壌から取り除けることがわかった。開発した除染技術はチヨルノーベリ及び福島第一原子力発電所周辺の汚染土壌にも無力ではなく、過酷事故処理を先導的に取り組む国家に必要な技術となるはずである。

研究成果の概要(英文)：Ozone (O₃) can increase the hydrophilicity of Cs(I), Sr(II), and clay minerals. Then, the swelling phenomena of interlayer spaces of clay minerals including frayed edge sites to adsorb Cs(I) and Sr(II) are caused and cation exchange reactions between Cs(I) (or Sr(II)) and other metal ions become easier. In addition to the decontamination mechanism described above, O₃ can decompose the functional groups of humic substances in soil (ex. Andosol) to produce formic acid, oxalic acid, etc., which can form complexes with Cs(I) or Sr(II). The produced complexes can dissolve and stably exist in an aqueous solution. Furthermore, there is also a decontamination mechanism caused by changes in the hydration environment of functional groups on humic substances in an aqueous solution including dissolved O₃. By repeating this decontamination process combined with O₃ and metal ions (K, Mg, Ca) at least three times, it was found that Cs(I) and Sr(II) on soil can be almost completely removed from soil.

研究分野：原子力工学(核種分離)、核融合工学(同位体分離)、浄水工学(オゾン化学)

キーワード：土壌除染 オゾン 粘土鉱物 腐植物質 イオン交換反応 錯形成 セシウム ストロンチウム

1. 研究開始当初の背景

水道水は我々の生活や都市の活動を支える重要なライフラインの一つであり、主に急速濾過方式と呼ばれる処理過程を経て、全国の浄水場から水道使用者に供給されている。しかしながら、現代では、経済発展に伴う水質環境の悪化によって発生した溶存有害物質の除去に対しては、従来の凝集沈殿・ろ過処理のみでは対処しきれないことが次第に分かってきた。そこで、高度浄水処理方式と呼ばれるオゾン(O₃)を用いた酸化処理技術が開発され、我が国では水源の臭気対策として1973年に尼崎市の浄水場で初めて導入されておよそ50年が経過している。O₃は自然界に存在する最も酸化力の強い物質であり、水環境中ではゆっくりと酸素に分解するので、その残留性について心配する必要がない特徴を持つ。O₃の優れた化学的性質を利用した浄水設備の導入は1906年のフランスのニース浄水場に始まり、近年では、スイス、ドイツ等も積極的に導入を進めており、アメリカでも1990年代からその導入台数は急速に増加している。このようにオゾン処理を導入する地域が広がりつつあることから、近年まで高度浄水処理方式の導入の見通しは比較的明るいものと思われた。しかし、2011年3月11日に起こった東北地方太平洋沖地震による福島第一原子力発電所の過酷事故は、高度浄水処理方式の放射性核種に対する脆弱性を露呈させた。即ち、福島県及び近隣各県において、大気中に飛散した放射性核種による水道水の汚染が相次ぎ、その年の3月上旬から4月上旬にかけて飲料制限が行われた。従って、研究代表者は過酷事故時においても汚染環境水を除染できる技術を確認しなければならないことを今回の原発事故から学んだ。

そこで、将来開発されうる高速増殖炉を軸とする革新的原子炉、或いは次世代軽水炉等の過酷事故により発生しうる汚染土壌から多種多様な放射性核種を選択的に分離除去するための湿式化学除染技術の開発に挑戦した。得られる成果は、たとえ過酷事故が起こったとしても水道使用者に常に安全な水道水が供給可能となる「シビアアクシデント対応型土壌除染・浄水同時システムの構築」にも寄与できる。研究代表者が提案する土壌除染・浄水同時システムとは現在の高度浄水処理方式の沈殿工程の前に土壌除染工程を配置し、ろ過工程にある生物活性炭処理の前に

放射性核種の吸着除去設備を組み込んだコンパクト、且つ画期的なシステムである(図1)。汚染原水には溶存した放射性核種、汚染細砂・土壌等には捕捉された放射性核種が含まれているが、オゾンを用いて汚染細砂・土壌等から放射性核種を水溶液側に溶出させる。オゾンにより土壌中の腐植物質は酸化分解し有機酸が生成する。一方で、溶存Cs、Sr、I等はオゾン酸化では沈殿物は生成しない。沈殿工程では、凝集沈殿剤の添加によりフロックが生成するが、それらは低レベル放射性廃棄物として浅地中処分することや基準値以下(8,000 Bq以下)であれば、従来通り浄水場発生土を園芸用土等への有効利用も想定している。ろ過工程では、以前の研究で開発した有機複合吸着材を用いて上澄み溶液に含まれる溶存放射性核種の放射能を基準値以下まで低減させる。経済的に優れた複合吸着材であり、再利用は想定していない。沈殿工程以降は従来の浄水処理方式と大きな違いはない。これらを考慮すると、新しい土壌除染・浄水システムの構築には、「O₃有無による放射性核種の土壌からの移行挙動及びその溶存形態の把握並びに以前に開発した有機複合吸着材を用いて除染された処理水の生物化学的安全性の評価」が強く求められる。

土壌への放射性核種の吸着能力、その他の安定同位体に対する選択性は、土壌中どのような吸着サイトがどの割合で存在しているかで大きく変化する。例えば、Cs⁺は土壌中の負電荷を持つサイトに吸着すると予測できる。この負電荷を持つ吸着サイトは3つに大別できる(図2)。吸着脱離機構(A)はCs⁺よりもCa²⁺などの他の陽イオンとの親和性が高く、一度保持したCs⁺を放出することが可能である。また、吸着脱離機構(B)は層間の伸縮によりCs⁺の補足が容易いが、

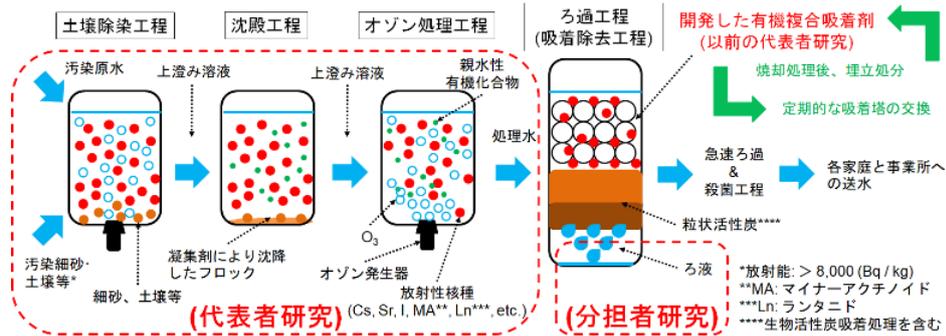


図1. シビアアクシデント対応型土壌除染・浄水同時システムの概略

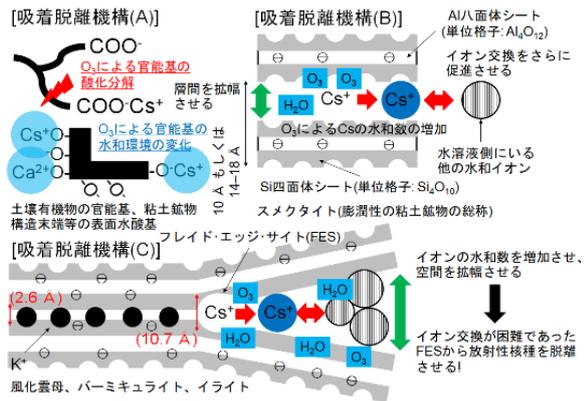


図2. 土壌に吸着したCs⁺の除染メカニズム(Cs⁺の吸着メカニズムについてはYamaguchi, N., J. Jpn. Soc. Soil Phys., 2014を一部参考にして作成した)

他のイオンとの競合により、Cs⁺の放出も可能である。非膨潤層と膨潤層の境界にある楔形に開いた部分は、フレイド・エッジ・サイト(FES)と呼ばれ、Cs⁺に対して高い選択性を持つだけでなく、一度固定されたCs⁺の放出はかなり難しい(吸着脱離機構(C))。土壌中のCs⁺は、多くの土壌において90%以上がFESに固定態として保持されている(吸着脱離機構(C))。つまり、Cs⁺は人・動植物に影響を与えやすい深さが概ね数cm表層土壌に留まっている。このことはチヨルノーベリ及び福島第一原子力発電所周辺の土壌も例外ではない。過酷事故を経験した国家だけでなく原子力発電所周辺の国々にとっても放射性物質汚染土壌の現実的な処理法の開発は重要課題となるはずである。これまでに無機酸や有機酸の添加、亜臨界水や超臨界水等(水や二酸化炭素)を用いた土壌の除染が試みられており、そのいくつかで有効性も確認されている。一方、研究代表者は温和な条件下で二次廃棄物の心配がないオゾン水を用いて土壌から放射性核種を溶出させることに初めて成功した。O₃により土壌に含まれる腐植物質の官能基が分解し、ギ酸、シュウ酸等が生成される。そして、それらが放射性核種と錯形成し、放射性核種が水溶液側に放出されたかもしれない(図2(A))。或いは、O₃を用いると粘土鉱物中の放射性核種や粘土鉱物自身の水和が促進され、層間やFESが拡幅し、他の水和イオンとのイオン交換が容易になったことも考えられる(図2(B,C))。さらには、O₃がFESを破壊したのかもしれない。しかしながら、これらの促進効果に関する証拠も挙げられていない。

2. 研究の目的

次の3つの疑問を明らかにすること。

- (1) なぜO₃は土壌中に取り込まれた放射性核種を水溶液側に移行させるのか?
- (2) 海水等、極端に塩濃度が高い環境でも問題なくO₃による放射性核種の除染は可能か?
- (3) 土壌から溶出させた放射性核種を含む汚染水の吸着材による除染は生物化学的に安全か?

3. 研究の方法

(1) 土壌及びフミン酸に対するCsとSrの吸着挙動

Cs(I)とSr(II)をそれぞれ 1.0×10^{-5} Mを含む1.0 Lの水溶液に土壌(黒ボク土)、或いはフミン酸10 gを加えた。水溶液は室温でミックスローターを使って攪拌した。一定時間ごとにピペットを使ってサンプリングし、回収した水溶液中に含まれるCsとSr濃度を測定した。

(2) 土壌及びフミン酸に対するの吸着選択性アルカリ金属・アルカリ土類金属

各 1.0×10^{-3} Mのアルカリ金属(Li, Na, K, Rb, Cs)及びアルカリ土類金属(Mg, Ca, Sr, Ba)の塩化物塩を含む1.0 Lの水溶液に土壌、或いはフミン酸を25 g加えた。ここでは半回分式反応装置を用いた。シリンジを使って一定間隔でサンプリングし、溶存金属濃度をそれぞれ測定した。

(3) 土壌及びフミン酸のオゾン処理

Cs(I)とSr(II)をそれぞれ 1.0×10^{-5} Mを含む1.0 Lの水溶液に土壌、或いはフミン酸10 gを加えた。半回分式反応装置を用いて調製した水溶液のオゾン処理実験を行った。一定時間ごとにシリンジを使って水溶液を回収し、CsとSr濃度を測定した。

(4) 土壌及びフミン酸のオゾン酸化におけるアルカリ金属・アルカリ土類金属塩の添加効果

Cs(I)とSr(II)をそれぞれ 1.0×10^{-5} Mを含む1.0 Lの水溶液に土壌、或いはフミン酸10 gを加えた。さらに、そこに 1.0×10^{-1} MのKCl、MgCl₂及びCaCl₂を添加した後、半回分式反応装置を用いて水溶液のオゾン処理実験を行った。一定時間ごとにシリンジを使って水溶液を回収し、CsとSr濃度を測定した。

(5) O₃を使ったCs及びSr汚染土壌の除染

各0.10 MのKCl、MgCl₂、CaCl₂と各 1.0×10^{-5} MのCsCl、SrCl₂を含む水溶液を準備した。そこに土壌を10 g加えた後、半回分式反応装置を使ってオゾン処理実験を行った。シリンジを使って一定間隔で試料を回収し、各試料に含まれるCsとSr濃度を測定した。Csが土壌から完全に取り除かれるまで前述の実験操作を繰り返した。

(6) 処理水のミジンコ急性遊泳阻害試験

次の文献を参考にミジンコ急性遊泳阻害試験による処理水の安全性評価試験を行った(参考文献:阿部達雄等, “オオミジンコを用いたプラズマ処理の安全性評価”, 鶴岡工業高等専門学校研究紀要, 48, 77-83(2014))。

4. 研究成果

(1) 土壌及びフミン酸に対するCsとSrの吸着挙動

土壌、或いはフミン酸に対するCsとSr濃度の経時変化を図3に示した。従来の報告通り、土壌と土壌に含まれるフミン酸はCsとSrに対して高い吸着能を持っていた。土壌は3時間程度、フミン酸は30分程度で吸着平衡

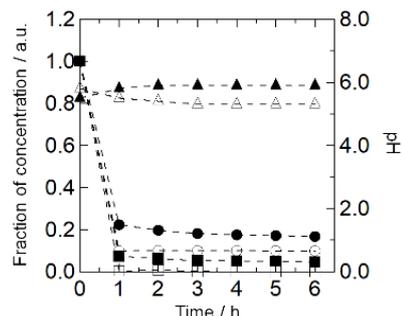


Fig. 3 Adsorption behavior of Cs and Sr on soil or humic acid at room temperature. ○: Cs / Humic acid, ●: Cs / Soil, □: Sr / Humic acid, ■: Sr / Soil, △: pH / Humic acid, ▲: pH / Soil.

に達した。また、CsよりSrの方が高い吸着選択性を持ち、重量当たりでは、フミン酸の方がCsとSrをより多く吸着できた。土壌にはフミン酸が多く含まれており、フミン酸は陽イオン交換基(ヒドロキシル基やカルボキシル基等)を多数有する。陽イオン交換基を構成する酸素原子はイオン半径(r_c)がより大きい金属イオンと強く相互作用しやすいため、一見するとSrよりCsの方が土壌に取り込まれやすいと思われる(Cs ($r_c = 1.67-1.88 \text{ \AA}$), Sr ($r_c = 1.18-1.44 \text{ \AA}$))。しかしながら、イオン交換反応におけるイオン選択性は金属イオンの価数に対しても強く影響を受けることから、結果として図2の吸着脱離機構(A)を経由した二価のSrが選択的に捕捉されたものと思われる。

(2) 土壌及びフミン酸に対するの吸着選択性アルカリ金属・アルカリ土類金属

土壌、或いはフミン酸に対するアルカリ金属及びアルカリ土類金属濃度の経時変化をプロットした(図4)。土壌の場合では、アルカリ金属は $\text{Na} > \text{K} > \text{Li} > \text{Rb} > \text{Cs}$ の順、アルカリ土類金属は $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Sr} > \text{Ba}$ の順に溶出率が高くなった。一方、フミン酸の場合では、アルカリ金属は $\text{Na} > \text{Li} > \text{K} > \text{Rb} > \text{Cs}$ の順、アルカリ土類金属は $\text{Mg} > \text{Ca} \approx \text{Sr} > \text{Ba}$ の順の溶出率となった。この傾向は土壌ではNa, K, Ca、フミン酸の場合はNa, Srが実験前の土壌及びフミン酸に多く含まれていたことを示している。それゆえ、金属イオンのイオン半径が大きくなるにつれて溶出率が減少する傾向は妥当である。

(3) 土壌及びフミン酸のオゾン処理

$1.0 \times 10^{-5} \text{ M}$ のCs(I)やSr(II)と土壌、或いはフミン酸(それぞれ10g)を含む水溶液のオゾン処理実験を行った結果を図5に整理した。O₃無しの条件では、時間の経過とともに土壌及びフミン酸に対するCsとSrの吸着量が増加した。一方、O₃有りの場合では、CsとSrの最大吸着量はO₃無しの場合と比較して減少し、オゾン処理時間の増加とともにその減少量が次第に増加した。また、オゾン処理後の水溶液のpHは6.1から4.3に低下した。フミン酸の酸化分解により有機酸が生成したためと考えられた。回収した水溶液に含まれる分解生成物の定性定量分析ではギ酸とシュウ酸が含まれていた。さらに、CsやSrとギ酸イオンまたはシュウ酸イオンとの間の既知、或いは簡易的に算出した錯形成定数を使って水溶液中のCsとSrの化学形態を予測した。その結果を図6, 7に示した。水溶液のpHで

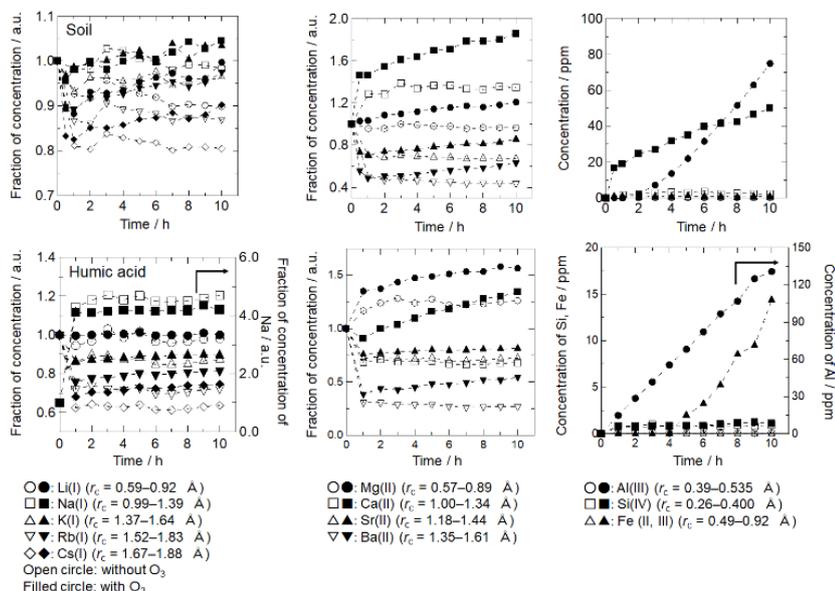


Fig. 4 Adsorption-desorption behavior of alkali metal ions and alkaline-earth metal ions on soil and humic acid at 298 K. Ozone partial pressure = $6.3 \times 10^{-1} \text{ kPa}$. Gas flow rate = 250 ml/min. Stirring speed = 150 rpm. Metal ion = $1.0 \times 10^{-3} \text{ M}$, Dilution factor = 200. Soil and humic acid = 25 g.

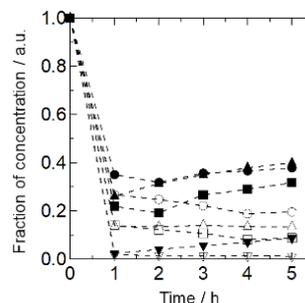


Fig. 5 Adsorption-desorption behavior of Cs and Sr on soil or humic acid using O₃ at 298 K. ○: Cs / Soil, ●: Cs / Soil / O₃, □: Sr / Soil, ■: Sr / Soil / O₃, △: Cs / Humic acid, ▲: Cs / Humic acid / O₃, ▽: Sr / Humic acid, ▼: Sr / Humic acid / O₃.

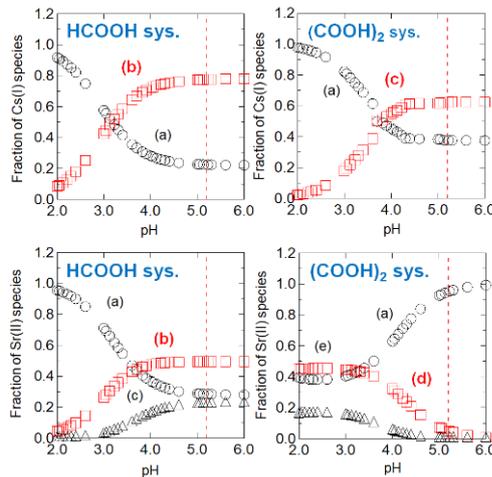


Fig. 6 Distribution diagram of Cs(I) species as a function of pH at 298 K. The tentative stability constants between Cs⁺ and HCOOH and (COOH)₂ were obtained by using a UV-vis spectroscopy. The acid dissociation constants of HCOOH and (COOH)₂ were referred from the reference data in Bunsekinbran VI, p. 625. (a): Cs⁺, (b): HCOOCs, (c): CsC₂O₄⁻, ionic strength (I) = (3.4-8.7) × 10⁻² M for HCOOH sys. and (2.8-3.2) × 10⁻² M for (COOH)₂ sys. The pK_a values of HCOOH and (COOH)₂ were determined in NaNO₃ and NaClO₄, respectively. [HCOOH]_T = [(COOH)₂]_T = 1.0 × 10⁻¹ M.

Fig. 7 Distribution diagram of Sr(II) species as a function of pH at 298 K. The stability constants between Sr²⁺ and HCOOH and (COOH)₂ were cited from the reference data in Kagakubiran Kisoheh V, pp. 340, 349, 350. The acid dissociation constants of HCOOH and (COOH)₂ were referred from the reference data in Bunsekinbran VI, p. 625. (a): Sr²⁺, (b): HCOOSr⁺, (c): Sr(HCOO)₂, (d): SrC₂O₄, (e): Sr(COOH-COO), ionic strength (I) = 2.0 M for HCOOH sys. and 0.1 M for (COOH)₂ sys. The pK_a values of HCOOH and (COOH)₂ were determined in NaNO₃ and NaClO₄, respectively. [HCOOH]_T = [(COOH)₂]_T = 1.0 × 10⁻² M.

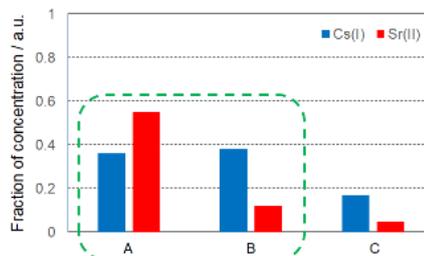


Fig. 8 Effect of formic acid and oxalic acid on desorption reaction of Cs(I) and Sr(II) on soil. (A): Sodium formate, (B): Sodium oxalate, (C): Control. Temp. = 298 K. [CsCl]_T = [SrCl]_T = 1.0 × 10⁻⁵ M. [Sodium formate]_T = [Sodium oxalate]_T = 1.0 × 10⁻¹ M. Soil = 3.0 g.

は、Cs はギ酸セシウム(HCOOCs)やシュウ酸セシウム(CsHC₂O₄)、Sr はギ酸ストロンチウム(HCOOSr⁺)やシュウ酸ストロンチウム(SrHC₂O₄⁺)の化学形態で存在することがわかった。そこで、汚染土壌及び汚染フミン酸の除染中におけるギ酸塩とシュウ酸塩の添加効果を調べた結果、予想通り、これらの有機酸塩を添加すると土壌及びフミン酸から Cs 及び Sr が溶出した(図 8)。つまり、オゾン処理による土壌からの放射性核種(Cs⁺, Sr²⁺)の溶出機構の一つを見出した。すなわち、オゾン処理によってフミン質が持つヒドロキシル基やカルボキシル基が酸化分解する。そして、官能基の減少や生成したギ酸及びシュウ酸と Cs⁺や Sr²⁺との間の錯形成によって土壌から Cs⁺や Sr²⁺が溶出する機構の存在が明らかとなった。

(4) 土壌及びフミン酸のオゾン酸化におけるアルカリ金属・アルカリ土類金属塩の添加効果

土壌に含まれるフミン酸のオゾン分解により生成するギ酸及びシュウ酸をうまく利用すれば、Cs や Sr による汚染土壌の除染もある程度は可能となるが、さらに除染効率を高めるには水溶性有機酸の生成量を飛躍的に増加させる方法しかなく、あまり現実的な除染法ではなくなる。従って、前述の除染効果を維持しながら、その他の方法で除染効率をさらに高める方法として、オゾン処理中に Cs や Sr と高速で陽イオン交換できる金属イオンの添加を考案した。検討した結果、KCl, MgCl₂, CaCl₂ の添加が Cs や Sr の除染に最適であることがわかった。

(5) O₃ を使った Cs 及び Sr 汚染土壌の除染

各 0.10 M の KCl, MgCl₂, CaCl₂ と各 1.0 × 10⁻⁵ M の CsCl, SrCl₂ を含む水溶液のオゾン処理実験を行った。その纏めた結果を図 9 に示した。本除染工程を少なくとも 3 回繰り返すと土壌から Cs を完全に除去できた。一方、Sr は土壌由来の Sr を含むため、Sr の回収率は 200 %を超えた。しかしながら、オゾン処理後の土壌には Sr が全く含まれていなかったことから、土壌から完全に除染されたと結論付けた。加えて、フミン酸に対しても同様の結果が得られ、河川水や海水中でも完全な除染は可能であった。

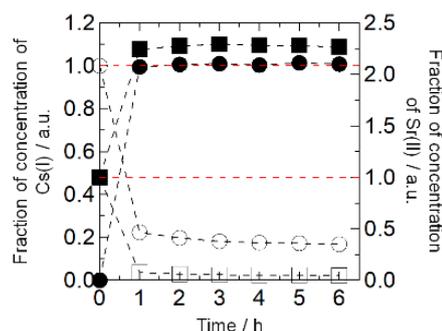


Fig. 9 Decontamination of Cs and Sr on soil using O₃ and three kinds of metal ions at 298 K. O: Cs, ●: Cs / O₃, □: Sr, ■: Sr / O₃.

(6) 処理水のミジンコ急性遊泳阻害試験

開発した除染技術を用いれば、汚染土壌から Cs と Sr を完全に除去できるが、それに伴い発生する処理水の生物学的安全性に関してはよくわかっていない。そこで、ミジンコ急性遊泳阻害試験を行い、処理水の安全性を評価した。得られた結果を表 1 に整理した。暴露時間 24 時間では、オゾン処理及び Cs や Sr の添加による影響は確認できなかった。一方、陽イオンを添加した条件下では、24 時間以内に全てのミジンコの遊泳が阻害されることがわかった。つまり、処理水を環境中に戻すには脱塩処理が必要であった。脱塩後の処理水中では、暴露時間 48 時間でも遊泳を阻害されるミジンコは僅かであった。以上のことから、開発した除染技術は Cs や Sr を含む汚染土壌の除染に有効と結論付けた。

Table 1 The *Daphnia magna* acute immobilization test of contaminated water produced from decontamination of soil and humic acid using ozone.

Condition	Number	Damaged number		Water quality measurement							
		Exposure time (24 h)	Exposure time (48 h)	Before test				After test			
				pH	DO (mg/L)	EC	Temp.	pH	DO (mg/L)	EC	Temp.
Control	20	0	2	8.0	9.8	655	20.7	8.2	9.5	665	21.9
Humic acid	20	0	1	8.8	9.8	113	20.5	8.8	9.4	118	21.5
Humic acid / Cs, Sr	20	0	10	8.4	9.8	113	20.8	8.7	9.5	117	21.4
Humic acid / Cs, Sr / O ₃	20	0	0	8.1	9.6	320	20.6	8.4	8.8	322	21.5
Humic / Cs, Sr / K, Mg, Ca / O ₃	20	20	20	6.8	9.8	4.58 × 10 ⁴	20.8	6.7	9.3	4.52 × 10 ⁴	21.0
Humic / Cs, Sr / K, Mg, Ca / O ₃ (Desalination)	20	0	3	8.6	9.9	37.9	20.6	8.3	9.3	48.4	21.2
Control	20	0	0	7.9	10.3	673	20.1	7.6	10.1	672	19.9
Soil	20	0	0	8.7	10.2	17.1	20.2	8.4	10.0	36.7	20.2
Soil / Cs, Sr	20	0	0	8.6	10.3	22.2	20.2	8.5	10.0	35.1	20.1
Soil / Cs, Sr / O ₃	20	0	0	8.2	10.2	93.4	20.2	8.2	9.8	110	20.2
Soil / Cs, Sr / K, Mg, Ca / O ₃	20	20	20	6.8	10.2	4.63 × 10 ⁴	20.0	6.9	10.0	4.50 × 10 ⁴	20.1
Soil / Cs, Sr / K, Mg, Ca / O ₃ (Desalination)	20	0	5	8.2	10.1	50.2	20.6	8.1	9.6	63.3	21.6

5. 主な発表論文等

〔雑誌論文〕 計3件（うち査読付論文 3件/うち国際共著 3件/うちオープンアクセス 3件）

1. 著者名 TACHIBANA Yu, KALAK Tomasz, ABE Tatsuo, NOGAMI Masanobu	4. 巻 33
2. 論文標題 Eco-Friendly Extraction of Rare-Earth Elements on Hydroxyapatite Using Ozone	5. 発行年 2022年
3. 雑誌名 Journal of Ion Exchange	6. 最初と最後の頁 86 ~ 94
掲載論文のDOI (デジタルオブジェクト識別子) 10.5182/jaie.33.86	査読の有無 有
オープンアクセス オープンアクセスとしている (また、その予定である)	国際共著 該当する

1. 著者名 Tachibana Yu, Kalak Tomasz, Tanaka Masahiro	4. 巻 7
2. 論文標題 Chromatographic Purification of Lithium, Vanadium, and Uranium from Seawater Using Organic Composite Adsorbents Composed of Benzo-18-Crown-6 and Benzo-15-Crown-5 Embedded in Highly Porous Silica Beads	5. 発行年 2022年
3. 雑誌名 ACS Omega	6. 最初と最後の頁 27410 ~ 27421
掲載論文のDOI (デジタルオブジェクト識別子) 10.1021/acsomega.2c02427	査読の有無 有
オープンアクセス オープンアクセスとしている (また、その予定である)	国際共著 該当する

1. 著者名 Tachibana Yu, Kalak Tomasz, Nogami Masanobu, Tanaka Masahiro	4. 巻 182
2. 論文標題 Combined use of tannic acid-type organic composite adsorbents and ozone for simultaneous removal of various kinds of radionuclides in river water	5. 発行年 2020年
3. 雑誌名 Water Research	6. 最初と最後の頁 116032 ~ 116032
掲載論文のDOI (デジタルオブジェクト識別子) 10.1016/j.watres.2020.116032	査読の有無 有
オープンアクセス オープンアクセスとしている (また、その予定である)	国際共著 該当する

〔学会発表〕 計6件（うち招待講演 0件/うち国際学会 2件）

1. 発表者名 立花 優、Tomasz Kalak、阿部 達雄、野上 雅伸
2. 発表標題 オゾン処理と陽イオン交換反応を用いた放射性物質含有粘土鉱物の化学除染に関する基礎的研究
3. 学会等名 日本オゾン協会 第31回年次研究講演会
4. 発表年 2022年

1. 発表者名 Yu Tachibana, Tomasz Kalak, Tatsuo Abe, Masanobu Nogami
2. 発表標題 Eco-friendly Extraction of Rare-Earth Elements on Tribasic Calcium Phosphate Using Ozone
3. 学会等名 8th International Conference on Ion Exchange (ICIE2022) (国際学会)
4. 発表年 2022年

1. 発表者名 立花 優, Tomasz Kalak, 阿部 達雄, 野上 雅伸
2. 発表標題 オゾン処理と陽イオン交換反応による放射性物質汚染土壌の除染機構に関する基礎的研究
3. 学会等名 日本オゾン協会 第30回年次研究講演会
4. 発表年 2021年

1. 発表者名 阿部 達雄, 伊藤 眞子, 立花 優
2. 発表標題 オオミジンコ急性遊泳阻害試験におけるフミン酸の影響
3. 学会等名 第56回日本水環境学会年会
4. 発表年 2022年

1. 発表者名 立花 優, 野上 雅伸, 阿部 達雄
2. 発表標題 放射性物質汚染土壌の高効率除染に向けた高速イオン交換反応場の構築
3. 学会等名 連合年会2021 第35回日本イオン交換研究発表会 第40回溶媒抽出討論会
4. 発表年 2021年

1. 発表者名 Yu Tachibana, Tomasz Kalak, Masanobu Nogami, Masahiro Tanaka
2. 発表標題 Effect of Counter Cation on Chromatographic Fractionation of Lithium Isotope in Aqueous Solution
3. 学会等名 3rd Asia Pacific Symposium on Tritium Science (APSOT-3) (国際学会)
4. 発表年 2020年

〔図書〕 計0件

〔産業財産権〕

〔その他〕

-

6. 研究組織

	氏名 (ローマ字氏名) (研究者番号)	所属研究機関・部局・職 (機関番号)	備考
研究 分担 者	阿部 達雄 (Abe Tatsuo)	鶴岡工業高等専門学校・その他部局等・助教	
	(20390403)	(51501)	

7. 科研費を使用して開催した国際研究集会

〔国際研究集会〕 計0件

8. 本研究に関連して実施した国際共同研究の実施状況

共同研究相手国	相手方研究機関		
ポーランド	Poznan Univ. of Economics and Business		