

浄水プロセスにおける放射性物質の除去性能に関するレビュー

はじめに

浄水プロセスにおける放射性物質の除去性能に関して、これまでに報告された主な研究結果について、以下の点に考慮して整理を行った。

- ・放射性物質について、各浄水プロセス（凝集沈殿等、砂ろ過、活性炭、イオン交換等、その他）および実証実験、実浄水場での実態調査に分類して結果をまとめた。
- ・ある元素の除去性について、放射性物質であるかどうかによって、除去性が異なるわけではないと考えられるが、基本的に、放射性物質について実験等を行っているものを採り上げた。
- ・浄水プロセスが同じでも、文献によって除去率に違いがあるため、できるだけ、実験条件についても記載した。
- ・浄水プロセスを組み合わせたとき（凝集沈殿と砂ろ過、凝集沈殿と活性炭等）の結果は、いずれかの浄水プロセスの結果に記載した。
- ・各浄水プロセスによる除去率について、元素ごとにまとめている報告書も存在する（Brown et al., 2008a）。この報告書からの記述は特に行ってはいないが、表1に一覧表を示した。
- ・今回の整理に当たり、逆浸透は採り上げなかったが、上述の報告書では、サイズが大きいイオンや分子の除去率は高いと報告していた（表1）。
- ・文献によっては、cpmによる値のみの記載であったが、計測条件により換算が異なると考えられるため、Bqによる値は示さなかった。

目次

1. よう素	4
2. セシウム	8
3. コバルト	10
4. ルテニウム	11
5. ウラン	11
6. トリウム	12
7. プルトニウム	13
8. ポロニウム	13
9. ラジウム	13
10. ストロンチウム	13
11. バリウム	15
12. スカンジウム	15
13. イットリウム	16
14. ジルコニウム	17
15. タリウム	17
16. りん	18
17. クロム	18
18. モリブデン	18
19. タングステン	18
20. レニウム	19
21. プロメチウム	19
22. プラセオジウム	20
23. セリウム	20
24. サマリウム	21
25. カドミウム	21
26. 亜鉛	21
27. アンチモン	22
参考文献	22

表1 各浄水プロセスにおける放射性物質の除去性 (Brown et al.、2008a)

元素	凝集沈殿	砂ろ過 ^e (急速&緩速)	活性炭	石灰ソーダ ^d (軟化)	天然ゼオライト (粘土成分)	イオン交換 ^e (混合媒体)	逆浸透 ^f	除去率 (%)
コバルト (Co)	XXX	XX	XX	X	XX	XXX	XXXX	X=0~10%
セレン (Se)	XXX	XX	XX	X	XXX	XXX	XXXX	
ストロンチウム (Sr)	XX	XX	X	XXXX ^g	XXX	XXX	XXXX	XX=10~40%
ジルコニウム (Zr)	XXXX	XX	XX	X	XXX	XXXX	XXXX	
ニオブ (Nb)	XXXX	XX	XX	X	XXX	XXXX	XXXX	XXX=40~70%
モリブデン/テクネチウム (Mo/Tc)	XXX	XXX	XX	X	X	XXX	XXXX	
ルテニウム (Ru)	XXX	XX	XX	X	XX	XXX	XXXX	XXXX=>70%
よう素 (I)	XX	XX	XXX	X	XX	XXX	XXXX	
テルル (Te)	XXX	XX	XX	X	XXX	XXX	XXXX	
セシウム (Cs)	XX	XX	X	XX	XXX	XXX	XXXX	
バリウム (Ba)	XXXX	XXX	XX	X	XXX	XXXX	XXXX	
ランタン (La)	XXXX	XXX	XX	X	XXX	XXXX	XXXX	
セリウム (Ce)	XXXX	XXXX	XX	X	XXX	XXXX	XXXX	
イッテルビウム (Yb)	XXX	XXX	X	X	XX	XXX	XXXX	
イリジウム (Ir)	XXX	XX	XX	X	XX	XXX	XXXX	
ラジウム (Ra)	XX	XXX	XX	XXXX ^g	XX	XXXX	XXXX	
ウラン (U)	XXXX	X	XX	XXXX	XXX	XXXX	XXXX	
プルトニウム (Pu)	XXXX	XX	XXX	X	XXX	XXXX	XXXX	
アメリシウム (Am)	XXXX	XX	XXX	X	XXX	XXXX	XXXX	

a) ほとんどの浄水施設では、表に示されたプロセスのうち、1つ以上を適用している。この場合、一連のプロセスでの除去効率は掛け算となる。このことは、最初のプロセスでの除去率が50%で次のプロセスでの除去率も50%のとき、2番目のプロセスは残留成分に対する除去率であるため、トータルでの除去率は75%となることを意味している。b) 表中の値は、化学的除去についてのみの値である。したがって、粒子に付着している元素は、化学的特性でなく物理的特性による除去であるため、マトリックスとして考慮していない。より詳細な情報は、解説レポートの3節に記載している (Brown et al, 2008b)。c) 報告されている除去効率は、化学処理としての砂ろ過についてであり、固形物の機械的除去についてではない。d) 特定の元素に対する情報がない場合、石灰ソーダによる軟化は、ほとんど(全く)効果がないと考えられているため、除去率として<10%を選択。e) イオン交換のデータは、陽イオン/陰イオン交換剤の混合媒体を想定している。f) 逆浸透は、単なる物理除去プロセスとして膜ろ過プラントに適用されている精密ろ過は含めてはいない。g) カルシウムはキャリアとして作用し、共沈を促進するため、(pH調整を目的とした)凝集プロセスでの石灰(酸化カルシウム)の添加は、ストロンチウムとラジウムの除去率を向上させる可能性がある。しかし、石灰の添加により、どの程度除去率が向上するという情報はない。

1. よう素

(1) よう素の水中における形態

大気中のよう素の主な形態は、粒子状よう素、ヨードメタン (CH₃I)、分子よう素 (I₂)、次亜よう素酸 (HOI) であったとの報告がある (http://www.rist.or.jp/atomica/data/dat_detail.php?Title_Key=09-04-03-10)。I₂ は、環境水で想定される pH では、加水分解により、HOI と I⁻ に変換する (式 (1)) (Lettinga, 1972)。HOI は、有機物と反応したり、不均化反応により変換したりするが (図 1)、有機物がある程度存在する場合、有機物との反応が主で、有機態よう素に変換したり、I⁻ に還元していると考えられる (Bichsel and von Gunten, 1999 ; Summers et al., 1988)。したがって、施設からの放出に関連したよう素は、水中では主に粒子状よう素、溶存性の有機態よう素 (CH₃I を含む)、I⁻ として存在すると考えられる。



pH 6~8 では、HOI は、ほとんどは非解離状態で存在 (pKa=10.4)

(Bichsel and von Gunten, 2000b)

I⁻ は、中性、アルカリ性では、光がある状態では、ゆっくりと酸化され、HOI やよう素酸イオン (IO₃⁻) に変換する (Lettinga, 1972)。

I⁻ と塩素との反応は速やかで、HOI へと変換する。HOI は、さらに塩素と反応したり、水中の有機物と反応したり、不均化反応により、さらに変換する (図 1) (Bichsel and von Gunten, 1999)。通常の処理条件では、不均化反応の割合は低い。IO₃⁻ への変換率は、対象水の水質や塩素処理条件によって異なり、4%~89%の範囲で報告があり、有機物濃度が高かったり、塩素濃度が低かったりする場合で変換率が低かった (Bichsel and von Gunten, 2000a ; Hua and Reckhow, 2007)。

I⁻ とオゾンとの反応も速やかで、HOI へと変換する。HOI は、速やかにオゾンと反応し、そのほとんどが、IO₃⁻ に変換する (図 1) (Bichsel and von Gunten, 1999)。

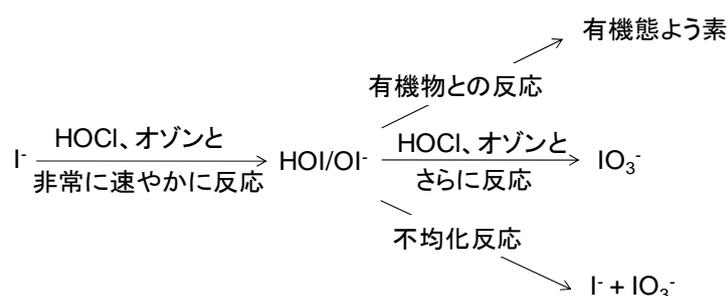


図 1 塩素、オゾンとよう素の反応機構 (Bichsel and von Gunten, 1999)

(2) 除去性

よう素-131 (¹³¹I)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ¹³¹I (2.39x10⁵ ~ 2.506x10⁷ cpm/L, pH 7.2~7.8) の除去率は、平均 20% (0%~44%) であった (Morton and Straub,

1955)。このことから、 ^{131}I の凝集による除去は困難であることがわかる。この理由として、 ^{131}I の存在形態が、陰イオン (I^-) であるためと考えられる。また、粘土成分が共存している場合も、同様に ^{131}I の除去率は 0%~10%と低かった。一方、アルミニウムを凝集剤として用い、補助剤として、活性炭 (5~15 mg/L、pH 5.8~7.1)、硫酸銅 (3.5 mg/L、pH 7.1)、硝酸銀 (0.013~3.8 mg/L、pH 5.8~7.5) を添加した場合、凝集沈殿による ^{131}I の除去率は、それぞれ 64%~72% (74%~78%)、38% (56%)、42%~95.5% (48%~76%) であった (活性炭、硫酸銅および一部の硝酸銀添加の実験では濁度成分も共存、括弧内の除去率は凝集沈殿後に遠心分離した場合 (硝酸銀添加の実験では一部が対象))。

河川水 (4.2 mg C/L、濁度 2.9 FTU、pH 7.65) に ^{131}I (1.17 kBq/L) を添加し、前塩素処理を想定して、塩素処理 (1 mg/L) を行った後、硫酸鉄を凝集剤として用いたところ、凝集沈殿 (5~20 mg Fe^{3+} /L) による ^{131}I の除去率は、15%程度~30%程度の範囲であった (Summers et al., 1988)。このとき、対象水をフィルターでろ過したところ、 ^{131}I の 7.6%~11%が除去されたことから、 ^{131}I は主に溶存状態で存在していたと報告している。同様の対象水について、凝集沈殿 (15 mg Fe^{3+} /L) 後に、接触時間 2 d で、活性炭による除去を行ったところ、活性炭の注入率が 5、20、100 mg/L で、活性炭による ^{131}I (凝集沈殿後の ^{131}I : 0.79 kB/L) の除去率は、それぞれ 10%程度、47%程度、79%であった (組み合わせによるトータルの除去率は、活性炭の注入率 100 mg/L で 85%)。さらに、同様の対象水について、粉末活性炭 (接触時間 1 h) を添加後に、凝集沈殿 (15 mg Fe^{3+} /L) を行ったところ、活性炭の注入率が 5、20、100 mg/L で、 ^{131}I の除去率は、それぞれ 42%程度、72%程度、82%であった。

活性炭

1) 粒子状よう素、溶存性の有機態よう素

活性炭による除去率は、対象物質によって異なる。Fuhrberg フミン質溶液 (5.98 mg C/L、pH 6.5) に CH_3I (155 $\mu\text{g}/\text{L}$) を添加し、接触時間 2 d で、活性炭による除去を行ったところ、活性炭の注入率が 9、50、100、150 mg/L で、その除去率は、それぞれ 18%程度、70%程度、92%、98%程度であった (Summers et al., 1988) ($\log K_{\text{ow}}$: 1.51~1.61 (United states Environmental Protection Agency, 2007))。また、 CH_3I は、揮発性物質であり、Fuhrberg フミン質溶液 (3.2 mg C/L、pH 6.5) に添加し、凝集沈殿実験の攪拌条件で、凝集剤無しで攪拌した結果、濃度の 23%が低下した (Summers et al., 1988) (ヘンリー定数: $5.23 \times 10^{-3} \text{ atm} \cdot \text{m}^3/\text{mole}$ (United states Environmental Protection Agency, 2007))。開放状態で静置したところ、濃度の 8%が低下した。

2) よう化物イオン (I^-)

a) 粉末活性炭による実験室規模の ^{131}I の除去実験では、原水への添加の場合、活性炭注入率が 5、30、200 mg/L で、除去率はそれぞれ 74%、100%、100%であった (^{131}I : $5.8 \pm 3.6 \text{ pCi}/\text{L}$ ($0.21 \pm 0.13 \text{ Bq}/\text{L}$)、接触時間 2 h、pH 7 (^{131}I 濃度が定量限界未満であるため参考値)) (本間ら、1988)。ろ過水について、同様の実験を行った場合、活性炭注入率が 5、30、200 mg/L で、 ^{131}I の除去率はそれぞれ 22%、39%、47%であった (^{131}I : $10 \pm 3.4 \text{ pCi}/\text{L}$ ($0.37 \pm 0.13 \text{ Bq}/\text{L}$)、接触時間 2 h、pH 7)。雨水を対象とした場合は、 ^{131}I の除去率は 37%であった (^{131}I : $304 \pm 4.3 \text{ pCi}/\text{L}$ ($11 \pm 0.16 \text{ Bq}/\text{L}$)、活

性炭注入率：50 mg/L、接触時間 2 h、pH 7)。この研究では、ろ過水より、原水中において除去率が高かった理由として、原水中のコロイド状の ^{131}I や濁度物質に吸着された ^{131}I が同時に捕捉されたためと、推測している。

b) 河川水 (4.2 mg C/L、濁度 2.9 FTU、pH 7.65) に ^{131}I (1.17 kBq/L) を添加し、前塩素処理を想定して、塩素処理 (1 mg/L) を行った後、接触時間 2 d で、活性炭による除去を行ったところ、活性炭の注入率が 5、10、100、1000 mg/L で、その除去率は、それぞれ 7%程度、25%程度、57%、70%であった (Summers et al., 1988)。凝集沈殿と組み合わせたところ、除去効率は向上した (凝集沈殿等を参照)。また、Fuhrberg フミン質溶液 (4.2 mg C/L、pH 6.5) に ^{131}I (1.17 kBq/L) を添加し、同様の実験を行ったところ、活性炭の注入率が 5、100、1000 mg/L で、その除去率は、それぞれ 15%程度、67%、95%程度であった。

c-1) 接触時間 30 min の場合、 ^{131}I の活性炭 (1000 mg/L) による除去率は、pH 8.5 で 4.1%~6.1% であった (Lettinga, 1972)。また、接触時間 2、10、50 h の場合、 ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、5 meq CaCl_2 /L) の活性炭 (1000 mg/L) による除去率は、最終 pH 6.5~7.5 程度で 10%程度、20%~30%程度、50%~65%程度であった。

c-2) 塩素処理後に速やかに活性炭処理を行うと、 ^{131}I の除去率は向上した (Lettinga, 1972)。これは、 ^{131}I の HO^{131}I への変換によるものと推測される。活性炭に対する HO^{131}I の吸着能は、 ^{131}I より 15 倍大きかったとの報告がある (Mandić et al., 1996)。また、塩素処理後に活性炭処理を行う際に、アンモニウムイオン (NH_4^+) や酢酸イオン (CH_3COO^-) が共存すると、 ^{131}I の除去率はさらに向上した (Lettinga, 1972)。

塩素 (2.2 mg/L、接触時間 5 min) を添加後に、接触時間 30 min で ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、5 meq CaCl_2 /L) の活性炭処理 (1000 mg/L) を行ったところ、その除去率は、塩素を加えたときの pH が約 6、7、8 でそれぞれ 10%~20%、約 35%、約 40%であった。

塩素 (2.2 mg/L、接触時間 5 min) を添加後に、接触時間 30 min で ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、5 meq CaCl_2 /L、 NH_4^+ 4 mg/L) の活性炭処理 (1000 mg/L) を行ったところ、その除去率は、塩素を加えたときの pH が 6~8.5 程度で、70%程度であった。塩素 (2.2 mg/L、接触時間 5 min) を添加後に、接触時間 30 min で ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、5 meq CaCl_2 /L、酢酸カルシウム ($\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2$) 0.5 meq/L) の活性炭処理 (1000 mg/L) を行ったところ、その除去率は、塩素を加えたときの pH が 6~8.5 程度で、55%~60%程度であった。塩素 (2.2 mg/L、接触時間 5 min) を添加後に、接触時間 30 min で ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、5 meq CaCl_2 /L、 $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ 0.5 meq/L、 NH_4^+ 4 mg/L) の活性炭処理 (1000 mg/L) を行ったところ、その除去率は、塩素を加えたときの pH が 6~8.5 程度で、70%~85%程度であった。

c-3) NH_4^+ が共存しない系では、塩素処理後に活性炭処理を行うとき、塩素の接触時間が大きくなると ^{131}I の除去率は低下し、特に、塩素濃度が大きい場合において除去率の低下は大きかった (Lettinga, 1972)。一方、 NH_4^+ が過剰に共存する系では、塩素の接触時間による影響を受けなか

った。また、塩素処理後に活性炭処理を行うとき、塩素の接触時間が一定の場合、 ^{131}I の除去率は、塩素濃度によって異なった (Lettinga、1972)。

塩素 (1 mg/L) を添加後に、接触時間 30 min で ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、 $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ 0.5 meq/L、pH 6.5~7.0) の活性炭処理 (1000 mg/L) を行ったところ、その除去率は、塩素との接触時間が 1~2 min 程度の場合は 70%程度で、塩素との接触時間が 240 min の場合は 55%程度であった。 NH_4^+ が 4 mg/L 共存した場合、同様の実験を行ったところ、 ^{131}I の除去率は、塩素との接触時間が 240 min まででは 70%程度で一定であった。塩素 (6 mg/L) を添加後に、接触時間 30 min で ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、 $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ 0.5 meq/L、pH 6.5~7.0) の活性炭処理 (1000 mg/L) を行ったところ、その除去率は、塩素との接触時間が 1~2 min の場合は 75%程度で、塩素との接触時間が 60 min の場合は 50%程度であった。 NH_4^+ が 4 mg/L 共存した場合、同様の実験を行ったところ、 ^{131}I の除去率は、塩素との接触時間が 60 min まででは 70%程度で一定であった。塩素 (24 mg/L) を添加後に、接触時間 30 min で ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、 $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ 0.5 meq/L、pH 6.5~7.0) の活性炭処理 (1000 mg/L) を行ったところ、その除去率は、塩素との接触時間が 10 s 程度の場合は 70%程度で、塩素との接触時間が 30 min の場合は 10%程度であった。 NH_4^+ が 4 mg/L 共存した場合、同様の実験を行ったところ、 ^{131}I の除去率は、塩素との接触時間が 10 s 程度の場合は 80%程度で、20 s 程度~30 min まででは 70%~75%程度であった。

塩素を添加後 (接触時間 15 min 程度) に、接触時間 30 min で ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、 $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ 0.5 meq/L、pH 6.5~7.0) の活性炭処理 (1000 mg/L) を行ったところ、その除去率は、塩素濃度が 1、6、24 mg/L で、それぞれ 70%程度、65%程度、10%程度であった。

c-4) 活性炭処理後に塩素を添加した場合も、活性炭処理のみの場合より ^{131}I の除去率は向上した (Lettinga、1972)。

活性炭添加後 (1000 mg/L) 1 min に塩素を添加したところ (活性炭の接触時間 30 min)、 ^{131}I (5×10^{-3} mCi/L (約 200 kBq/L)、pH 10.6) の除去率は、塩素濃度が 0、1、4~8 mg/L 程度で、それぞれ 5%、40%程度、70%程度であった。

(注意)

- ・よう素の形態は、対象水に添加したときの形態で分類した。
- ・活性炭のみによる除去性は報告によって異なっており、対象水の水質、活性炭との接触時間、活性炭の種類等によって除去率は異なると考えられる。b)、c) の報告では、活性炭としてそれぞれ F300 (Chemviron Corp.)、AG-Buchs SG (50417 (5120) ; Fluka) を用いていた (Summers et al.、1988 ; Lettinga、1972)。
- ・c-2) では、塩素を添加した後に速やかに活性炭を添加すると、除去率が向上したことが報告されているが、c-3) のように、塩素処理時間が長かったり、塩素濃度が高すぎたりすると、除去率が低下したとの報告があるため、塩素処理との併用については、最適な条件に設定する必要があると考えられる。また、c-3) における除去率の低下は、HOI の IO_3^- への変換によるものと推測される。
- ・b)、c) の報告の除去率は、図から読み取った場合が多い。

- ・ c) の報告では、塩素や活性炭を添加した結果、対象水の pH が変化する場合があった。
- ・ 水道水の場合、塩素との接触時間が長いため、通常、HOI は、そのほとんどがさらに酸化され、 IO_3^- 等に変換していると推測される。

3) よう素酸イオン (IO_3^-)

接触時間 30 min の場合、 $^{131}\text{IO}_3^-$ の活性炭 (1000 mg/L) による除去率は、最終 pH 6.8 で 0.6% であり、 IO_3^- の活性炭処理による除去率は低いと考えられる (Lettinga, 1972)。また、 $^{131}\text{IO}_3^-$ の場合、pH 6~8 での活性炭と水との分配係数のオーダーは、 ^{131}I より 1~2 桁小さかったとの報告もある (Ikeda and Tanaka, 1975)。

イオン交換

陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂を混合させた回分式実験では、樹脂量が 450、900、1800、2700 mg/L で、 ^{131}I (3.2×10^6 cpm/L、初期 pH 7.5、接触時間 90 min) の除去率は、それぞれ 84.5%、93.5%、95.6%、98.1%であった (Morton and Straub, 1955)。

その他

ジャーテストを用いて、鉄、亜鉛、銅、アルミニウムの粉塵を添加、攪拌した場合 (金属類の添加量 1000 mg/L、接触時間 90 min)、 ^{131}I ($4.288 \times 10^6 \sim 6.689 \times 10^6$ cpm/L、pH 6.5~8.2) の除去率は、それぞれ 37.2%、45.7%、42.2%、23.2%であった (Morton and Straub, 1955)。

実証実験、実浄水場での実態調査

二酸化塩素、スラッジブランケット式凝集沈殿池 (凝集剤：硫酸アルミニウム (活性シリカと粉末活性炭も添加)、急速砂ろ過およびオゾンからなる実証プラント実験 (1600 m^3/h) では、0.79 Bq/L の ^{131}I の除去率は、最大 17%であった (Goossens et al., 1989)。沈殿後、沈殿ろ過後の除去率は同程度であった。また、浄水プロセスが、緩速ろ過である 2 浄水場について、原水と管末水中の ^{131}I 濃度を測定し、その濃度比から ^{131}I の除去率を評価したところ、それぞれ 34%、38%であった (江角ら、1986)。

2. セシウム

セシウム-134 (^{134}Cs)

その他

ベントナイト (50 g/L) による ^{134}Cs (10 mM as Cs、pH 7.3) の除去実験を、接触時間 5 min~24 h の範囲で行ったところ、Cs の吸着は速やかに平衡に達し、除去率は約 90%であった (数値は、図からの読み取り) (Khan, 2003)。また、同様の実験を接触時間 30 min で、pH を約 1.5~約 11 の範囲で変化させて行ったところ、Cs (1 mM as Cs) の除去率は pH が約 1.5 の場合では約 67%、pH が約 11 の場合では約 95%で、pH が大きくなるのにもなって除去率は増加した (数値は、図からの読み取り)。

実証実験、実浄水場での実態調査

二酸化塩素、スラッジブランケット式凝集沈殿池 (凝集剤：硫酸アルミニウム (活性シリカと粉末活性炭も添加)、急速砂ろ過およびオゾンからなる実証プラント実験 (1600 m^3/h) では、0.4 Bq/L の ^{134}Cs の除去率は、沈殿後、沈殿ろ過後でそれぞれ最大 31%、56%であった (Goossens et al., 1989)。このため、 ^{134}Cs の除去には、急速砂ろ過が重要であると考えられた。

セシウム-137 (^{137}Cs)、セシウム-137/バリウム-137 (^{137}Cs - ^{137}Ba)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{137}Cs - ^{137}Ba ($1.9\times 10^4\sim 1.739\times 10^7$ cpm/L、pH 6.5~7.8) の除去率は、平均 0.5% (0%~37%) であった (Morton and Straub, 1955)。また、粘土成分の共存の有無で凝集沈殿による除去性を比較した実験では、共存しない場合は ^{137}Cs - ^{137}Ba の除去率が 0%~6% であったが、共存した場合 (100 mg/L) は 35%~65% であった。原水 (濁度 10、pH 7.59、アルカリ度 34.0、24.8°C) に ^{137}Cs (1.656×10^4 cpm/L) を添加し、硫酸アルミニウムを凝集剤 (15~40 mg/L) として用い、ジャーテストにより除去実験を行ったところ、 ^{137}Cs の除去率は 10.9%~31.0% の範囲であった (小林ら、1969)。原水 (濁度 : 10~16、pH 7.43~7.68、アルカリ度 27.3~29.0、22.3~23.0°C) に、人工濁度 (土砂) を添加し、同様の実験 (凝集剤 20~45 mg/L) を行ったところ、 ^{137}Cs ($2.077\times 10^4\sim 2.524\times 10^4$ cpm/L) の除去率は、濁度 95、180、450 でそれぞれ 70.9%~75.5%、80.9%~88.5%、89.3%~90.6% であった。また、凝集補助剤として、炭酸ナトリウムや水酸化カルシウムを加えたことによる、除去効果の改善は認められなかった。このため、原水 (濁度 48、pH 7.80、アルカリ度 33.4、24.8°C) に、炭酸ナトリウムを加えた後に、同様の実験を行ったところ ^{137}Cs (18250 cpm/L) の除去率は 30.5%~48.4% の範囲にあり、この結果は、濁度物質によると考えられた。

砂ろ過

実験室レベルの下降流の砂ろ過では、 ^{137}Cs - ^{137}Ba (8.0×10^5 cpm/L、処理水の pH 8.3) の除去率は、平均 50% (10%~70%) であった (通水量 500 mL) (Morton and Straub, 1955)。また、純水に ^{137}Cs - ^{137}Ba ($1.61\times 10^5\sim 2.75\times 10^5$ cpm/L、pH 6.7) を添加し、13 種の砂を用いて、砂ろ過実験 (内径 8~25 mm、ろ過層 150 mm、ろ過速度 1.2 m/h) を行ったところ、各砂における ^{137}Cs - ^{137}Ba の平均除去率は 38.2%~99.7% であった (大塩、1960a)。このとき、未使用あるいは試用期間の短い砂の方が除去率は高く、除去率が高かった 5 種の砂は全てこれに該当していた。ただし、未使用でも採取した履歴 (例えば、同一河川区域から採取した場合でも接触した水の量、期間、産状等) により除去率に差が認められた。一方、長期間使用した砂の場合、除去能は低かったが、汚泥で著しく汚染された場合には、除去能が元の砂よりも増加していた。

活性炭

3 種の活性炭 (25 g/L) を用いて、 ^{137}Cs - ^{137}Ba (100 nM) の除去実験 (pH 6、25°C) を行ったところ、接触時間 500 min で除去率の変化は緩やかとなり、2000 min でほぼ一定となった。このとき、接触時間 3000 min における ^{137}Cs - ^{137}Ba の除去率は、3%程度~13%程度であった (数値は、図からの読み取り) (Rivera-Utrilla et al., 1984)。

イオン交換等

軟化装置に用いられている陽イオン交換剤、陰イオン交換剤、混床による ^{137}Cs の除去率は、それぞれ 99.8%、9%、99.8% であった (Morton and Straub, 1955)。また、陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂を混合させた回分式実験では、樹脂量が 450、900、1800、2700 mg/L の場合、 ^{137}Cs - ^{137}Ba (8.2×10^6 cpm/L、初期 pH 8.2、接触時間 90 min) の除去率は、それぞれ 15.1%、14.6%、69.1%、99.99% であった (Morton and Straub, 1955)。

回分式実験により、ゼオライト (2 g/L) を用いて、模擬排水中の ^{137}Cs の除去実験 (3.23×10^{-6} meq/L) を行ったところ、24 h 以内で平衡に達し、その除去率は >99% であった (Bostick et al., 1995)。

その他

ジャーテストを用いて、鉄の粉塵を添加、攪拌した場合 (金属類の添加量 1000 mg/L、接触時間 90 min)、 ^{137}Cs - ^{137}Ba (1.3085×10^7 cpm/L、pH 8.0) の除去率は、8.6% であった (Morton and Straub, 1955)。

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750、5000 mg/L の場合、 ^{137}Cs の除去率はそれぞれ 38%、87%、98.0% であった (Morton and Straub, 1955)。

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿 (凝集剤：硫酸アルミニウム、塩化鉄の 2 系統)、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 (1.3 m³/s) を対象とした実態調査では、原水、緩速ろ過水中の ^{137}Cs 濃度は、それぞれ 4.55 ± 0.06 、 4.25 ± 0.03 mBq/L であり、ほとんど除去されなかった (Gäfvert et al., 2002)。また、浄水プロセスが緩速ろ過である浄水場について、原水と管末水中の ^{137}Cs 濃度を測定し、その濃度比から ^{137}Cs の除去率を評価したところ、82% であった (ただし $n=1$) (江角ら、1986)。3 浄水場の取水口付近の河川水と給水栓水中の ^{137}Cs 濃度から、その除去率を算出したところ、それぞれ $32 \pm 11\%$ 、 $30 \pm 11\%$ 、 $31 \pm 11\%$ であった (鎌田ら、1973)。

3. コバルト

コバルト-58 (^{58}Co)

実証実験、実浄水場での実態調査

二酸化塩素、スラッジブランケット式凝集沈殿池 (凝集剤：硫酸アルミニウム (活性シリカと粉末活性炭も添加)、急速砂ろ過およびオゾンからなる実証プラント実験 (1600 m³/h) では、0.4 Bq/L の ^{58}Co の除去率は、最大 61% であった (Goossens et al., 1989)。沈殿後、沈殿ろ過後の除去率は同程度であった。

コバルト-60 (^{60}Co)

活性炭

3 種の活性炭 (25 g/L) を用いて、 ^{60}Co (100 nM) の除去実験 (pH 6、25°C) を行ったところ、そのうち 2 種は、接触時間 500 min で除去率の変化は緩やかとなり、2000 min でほぼ一定となった。このとき、接触時間 3000 min における、 ^{60}Co の除去率は、30% 程度～83% 程度であった (数値は、図からの読み取り) (Rivera-Utrilla et al., 1984)。残り、1 種については、 ^{60}Co の除去率は、接触時間とともに増加し、3000 min における除去率は、83% 程度であった (数値は、図からの読み取り)。

その他

ジャーテストを用いて、鉄、銅、アルミニウムの粉塵を添加、攪拌した場合 (金属類の添加量 500～1000 mg/L、接触時間 60～90 min)、 ^{60}Co ($4.644 \times 10^6 \sim 1.0205 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.9～8.2) の除去率は、それぞれ 92.2%、47.8%、30.2% であった (Morton and Straub, 1955)。

ベントナイト (50 g/L) による ^{60}Co (0.5 mM as Co、pH 7.3) の除去実験を、接触時間 5 min～24

h の範囲で行ったところ、Co の吸着は約 1 h で平衡に達し、除去率は約 99%であった（数値は、図からの読み取り）（Khan、2003）。また、同様の実験を接触時間 4 h で、pH を約 3～9.5 の範囲で変化させて行ったところ、Co (0.5 mM as Co) の除去率は pH が約 3 の場合では約 40%、pH が 9.5 の場合ではほぼ 100%で、pH が大きくなるのにもなって除去率は増加した（数値は、図からの読み取り）。

4. ルテニウム

ルテニウム-103 (^{103}Ru)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{103}Ru ($1.96 \times 10^5 \sim 2.496 \times 10^7$ cpm/L、pH 6.9～8.2) の除去率は、平均 77% (43%～96%) であった (Morton and Straub、1955)。

実証実験、実浄水場での実態調査

二酸化塩素、スラッジブランケット式凝集沈殿池（凝集剤：硫酸アルミニウム（活性シリカと粉末活性炭も添加）、急速砂ろ過およびオゾンからなる実証プラント実験（ $1600 \text{ m}^3/\text{h}$ ）では、 0.4 Bq/L の ^{103}Ru の除去率は、最大 73%であった (Goossens et al.、1989)。沈殿後、沈殿ろ過後の除去率は同程度であった。また、浄水プロセスが、緩速ろ過である 2 浄水場について、原水と管末水中の ^{103}Ru 濃度を測定し、その濃度比から ^{103}Ru の除去率を評価したところ、それぞれ 67%、66% であった (江角ら、1986)。

ルテニウム-106/ロジウム-106 (^{106}Ru - ^{106}Rh)

砂ろ過

市水に ^{106}Ru - ^{106}Rh (2.83×10^5 cpm/L) を添加し、4 種の砂を用いた砂ろ過実験（内径 8～20 mm、ろ過層 300 mm、ろ過速度 1.2 m/h、通水量体積比 20 まで）を行ったところ、 ^{106}Ru - ^{106}Rh の除去率は砂によって異なり、同一の砂でも通水量体積比が小さい方が高かったが、約 45%～約 95% であった（数値は、図からの読み取り）（大塩、1960b）。

その他

ジャーテストを用いて、鉄、亜鉛、銅、アルミニウムの粉塵を添加、攪拌した場合（金属類の添加量 1000 mg/L 、接触時間 90 min）、 ^{106}Ru - ^{106}Rh ($1.975 \times 10^6 \sim 3.95 \times 10^6$ cpm/L、pH 8.0～8.2) の除去率は、それぞれ 99.6%、98.4%、93.7%、92.8% であった (Morton and Straub、1955)。

実証実験、実浄水場での実態調査

3 浄水場の取水口付近の河川水と給水栓水中の ^{106}Ru 濃度から、その除去率を算出したところ、それぞれ $47 \pm 12\%$ 、 $47 \pm 18\%$ 、 $55 \pm 19\%$ であった (鎌田ら、1973)。

5. ウラン

ウラン-234 (^{234}U)

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 ($1.3 \text{ m}^3/\text{s}$) を対象とした実態調査

では、硫酸アルミニウムを凝集剤とした系統の場合、原水 ($^{234}\text{U} : 1.79 \pm 0.03 \text{ mBq/L}$) に対する、凝集沈殿、急速砂ろ過による ^{234}U の除去率は、それぞれ 87%、91%で、その多くは凝集沈殿で除去された (Gäfvart et al., 2002)。塩化鉄を凝集剤とした系統の場合、凝集沈殿による除去率は、77%と若干低かった。2系統の工程水の混合水を緩速ろ過するが、原水に対する除去率は 85%であった。

ウラン-238 (^{238}U)

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 ($1.3 \text{ m}^3/\text{s}$) を対象とした実態調査では、硫酸アルミニウムを凝集剤とした系統の場合、原水 ($^{238}\text{U} : 1.18 \pm 0.01 \text{ mBq/L}$) に対する、凝集沈殿、急速砂ろ過による ^{238}U の除去率は、それぞれ 88%、93%で、その多くは凝集沈殿で除去された (Gäfvart et al., 2002)。塩化鉄を凝集剤とした系統の場合、凝集沈殿による除去率は、78%と若干低かった。2系統の工程水の混合水を緩速ろ過するが、原水に対する除去率は 85%であった。

6. トリウム

トリウム-228 (^{228}Th)

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 ($1.3 \text{ m}^3/\text{s}$) を対象とした実態調査では、硫酸アルミニウムを凝集剤とした系統の場合、原水 ($^{228}\text{Th} : 2.25 \pm 0.11 \text{ mBq/L}$) に対する、凝集沈殿、急速砂ろ過による ^{228}Th の除去率は、それぞれ 92%、95%で、その多くは凝集沈殿で除去された (Gäfvart et al., 2002)。塩化鉄を凝集剤とした系統の場合、凝集沈殿による除去率は、87%と若干低かった。2系統の工程水の混合水を緩速ろ過するが、原水に対する除去率は 96%であった。

トリウム-232 (^{232}Th)

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 ($1.3 \text{ m}^3/\text{s}$) を対象とした実態調査では、硫酸アルミニウムを凝集剤とした系統の場合、原水 ($^{232}\text{Th} : 0.12 \pm 0.01 \text{ mBq/L}$) に対する、凝集沈殿、急速砂ろ過による ^{232}Th の除去率は、それぞれ 89%、97%で、その多くは凝集沈殿で除去された (Gäfvart et al., 2002)。塩化鉄を凝集剤とした系統の場合、凝集沈殿による除去率は、87%であった。2系統の工程水の混合水を緩速ろ過するが、原水に対する除去率は 97%であった。

トリウム-234 (^{234}Th)

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 ($1.3 \text{ m}^3/\text{s}$) を対象とした実態調査では、硫酸アルミニウムを凝集剤とした系統の場合、原水 ($^{234}\text{Th} : 0.12 \pm 0.01 \text{ mBq/L}$) に対する、凝集沈殿、急速砂ろ過による ^{234}Th の除去率は、それぞれ 83%、96%で、その多くは凝集沈殿で除

去された (Gäfvvert et al., 2002)。塩化鉄を凝集剤とした系統の場合、凝集沈殿による除去率は、75%と若干低かった。2 系統の工程水の混合水を緩速ろ過するが、原水に対する除去率は 91%であった。

7. プルトニウム

プルトニウム-239/240 ($^{239/240}\text{Pu}$)

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 (1.3 m³/s) を対象とした実態調査では、硫酸アルミニウムを凝集剤とした系統の場合、原水 ($^{239/240}\text{Pu}$: 2.25±0.11 μBq/L) に対する、凝集沈殿、急速砂ろ過による $^{239/240}\text{Pu}$ の除去率は、それぞれ 96%、97%で、その多くは凝集沈殿で除去された (Gäfvvert et al., 2002)。塩化鉄を凝集剤とした系統の場合、凝集沈殿による除去率は、91%であった。2 系統の工程水の混合水を緩速ろ過するが、原水に対する除去率は 97%であった。

8. ポロニウム

ポロニウム-210 (^{210}Po)

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 (1.3 m³/s) を対象とした実態調査では、硫酸アルミニウムを凝集剤とした系統の場合、原水 (^{210}Po : 1.6±0.2 mBq/L) に対する、凝集沈殿、急速砂ろ過による ^{210}Po の除去率は、それぞれ 94%、>99%で、その多くは凝集沈殿で除去された (Gäfvvert et al., 2002)。塩化鉄を凝集剤とした系統の場合、凝集沈殿による除去率は、>99%であった。2 系統の工程水の混合水を緩速ろ過するが、原水に対する除去率は 83%であった。

9. ラジウム

ラジウム-226 (^{226}Ra)

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 (1.3 m³/s) を対象とした実態調査では、硫酸アルミニウムを凝集剤とした系統の場合、原水 (^{226}Ra : 4.3±0.3 mBq/L) に対する、凝集沈殿による ^{226}Ra の除去率は、30%であった (Gäfvvert et al., 2002)。塩化鉄を凝集剤とした系統の場合、凝集沈殿によって除去されなかった。2 系統の工程水の混合水を緩速ろ過するが、原水と同程度の濃度 (^{226}Ra : 4.0±0.6 mBq/L) であった。

10. ストロンチウム

ストロンチウム-85 (^{85}Sr)

その他

ベントナイト (50 g/L) による ^{85}Sr (10 mM as Sr, pH 7.3) の除去実験を、接触時間 5 min~24 h の範囲で行ったところ、Sr の吸着は速やかに平衡に達し、除去率は約 87%であった (数値は、図からの読み取り) (Khan, 2003)。また、同様の実験を接触時間 30 min で、pH を約 1~8.5 の範囲で変化させて行ったところ、Sr (1 mM as Sr) の除去率は pH が約 1 の場合では約 20%、pH が 8.5

の場合ではほぼ 100%で、pH が大きくなるのにもなって除去率は増加した（数値は、図からの読み取り）

ストロンチウム-89 (^{89}Sr)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{89}Sr ($1.9 \times 10^4 \sim 1.739 \times 10^7$ cpm/L、pH 6.5~7.8) の除去率は、平均 3% (0%~15%) であった (Morton and Straub, 1955)。また、粘土成分の共存の有無で凝集沈殿による除去性を比較した実験では、共存しない場合は ^{137}Cs - ^{137}Ba の除去率が 0%~6%であったが、共存した場合 (100 mg/L) は 0%~51%であった。凝集剤としてりん酸塩 (100~240 mg/L) を用いた場合、 ^{89}Sr の除去率は 81.3%~97.8%であった (Morton and Straub, 1955)。

砂ろ過

実験室レベルの下降流の砂ろ過では、 ^{89}Sr (2.7×10^6 cpm/L、処理水の pH 8.3) の除去率は、平均 4% (1%~13%) であった (通水量 750 mL) (Morton and Straub, 1955)。

イオン交換等

軟化装置に用いられている陽イオン交換剤、陰イオン交換剤、混床、緑砂による ^{89}Sr の除去率は、それぞれ 99.1%~99.8%、5%~7%、99.95%~99.97%、99.8%であった (Morton and Straub, 1955)。 ^{89}Sr は、陽イオンとして存在しているため、陽イオン交換剤による除去率が高かったと考えられる。

その他

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750、5000 mg/L の場合、 ^{89}Sr の除去率はそれぞれ 2%~12%、14%~22%、49%~52%であった (Morton and Straub, 1955)。

ストロンチウム-90 (^{90}Sr)、ストロンチウム-90/イットリウム-90 (^{90}Sr - ^{90}Y)

砂ろ過

純水に ^{90}Sr ($2.76 \times 10^5 \sim 6.07 \times 10^5$ cpm/L) を添加し、13 種の砂を用いて、砂ろ過実験 (内径 8~25 mm、ろ過層 200 mm、ろ過速度 1.2 m/h) を行ったところ、各砂における ^{90}Sr の平均除去率は 6.2%~97.8%であった (大塩, 1960a)。市水に ^{90}Sr ($2.76 \times 10^5 \sim 6.07 \times 10^5$ cpm/L) を添加し、同様の実験を行ったところ、各砂における ^{90}Sr の平均除去率は 4.1%~79.1%であった。このとき、未使用あるいは試用期間の短い砂の方が除去能は高く、一方、長期間使用した砂の場合、汚泥で著しく汚染された場合を除き、除去能は低かった。

活性炭

3 種の活性炭 (25 g/L) を用いて、 ^{90}Sr - ^{90}Y (100 nM) の除去実験 (pH 6、25°C) を行ったところ、接触時間 500 min で除去率の変化は緩やかとなり、2000 min でほぼ一定となった。このとき、接触時間 3000 min における ^{90}Sr - ^{90}Y の除去率は、53%程度~72%程度であった (数値は、図からの読み取り) (Rivera-Utrilla et al., 1984)。

イオン交換等

回分式実験により、ゼオライト (2 g/L) を用いて、模擬排水中の ^{90}Sr の除去実験 (2.28×10^{-3} meq/L)

を行ったところ、24 h 以内で平衡に達し、その除去率は 98%~99%であった (Bostick et al., 1995)。

実証実験、実浄水場での実態調査

処理フローが凝集沈殿 (凝集剤：硫酸アルミニウム、塩化鉄の 2 系統)、急速砂ろ過、緩速ろ過である浄水場 (1.3 m³/s) を対象とした実態調査では、原水、緩速ろ過水中の ⁹⁰Sr 濃度は、それぞれ 5.5、5.9 mBq/L であり、ほとんど除去されなかった (Gäfvvert et al., 2002)。3 浄水場の取水口付近の河川水と給水栓水中の ⁹⁰Sr 濃度から、その除去率を算出したところ、それぞれ 13±5%、17±11%、15±9%であった (鎌田ら、1973)。

1 1. バリウム

バリウム-140/ランタン-140 (¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La の除去率は、3 シリーズ (¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La : 4.2×10⁴~1.715×10⁷ cpm/L、pH 7.2~8.2 ; ¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La : 4.2×10⁴~5.52×10⁶ cpm/L、pH 6.6~7.9 ; ¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La : 4.4×10⁴~8.07×10⁶ cpm/L、pH 7.2~7.8) で、それぞれ平均 59% (1%~84%)、44% (19%~59%)、52% (27%~72%) であった (Morton and Straub, 1955)。また、粘土成分 (100 mg/L) が共存している場合、¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La の除去率は 28%~84%であった。

砂ろ過

実験室レベルの下降流の砂ろ過では、¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La (1.3×10⁶ cpm/L、処理水の pH 7.6) の除去率は、平均 74% (39%~99%) であった (通水量 750 mL) (Morton and Straub, 1955)。

イオン交換等

軟化装置に用いられている陽イオン交換剤、陰イオン交換剤、混床、緑砂による ¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La の除去率は、それぞれ 98.3%~99.0%、36%~42%、99.5%~99.6%、96.3%であった (Morton and Straub, 1955)。また、陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂を混合させた回分式実験では、樹脂量が 450、900、1800、2700 mg/L の場合、¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La (3.49×10⁶ cpm/L、初期 pH 7.6、接触時間 90 min) の除去率は、それぞれ 85.1%、94.5%、98.8%、99.9%であった (Morton and Straub, 1955)。

その他

ジャーテストを用いて、鉄、亜鉛、銅、アルミニウムの粉塵を添加、攪拌した場合 (金属類の添加量 1000 mg/L、接触時間 90 min)、¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La (4.644×10⁶~1.0205×10⁷ cpm/L、pH 7.9~8.2) の除去率は、それぞれ 94.8%、74.5%、65.7%、73.8%であった (Morton and Straub, 1955)。

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750、5000 mg/L の場合、¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La の除去率はそれぞれ 41%、58%、85%であった (Morton and Straub, 1955)。

1 2. スカンジウム

スカンジウム-46 (⁴⁶Sc)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ⁴⁶Sc の除去率は、3 シリーズ (⁴⁶Sc : 1.63×10⁵~2.43×10⁷ cpm/L、pH 6.4~8.0 ; ⁴⁶Sc : 3.26×10⁵~2.006×10⁷ cpm/L、pH 7.0~7.8 ; ⁴⁶Sc : 2.02×10⁵~2.61×10⁷ cpm/L、pH 6.9~8.2) で、それぞれ平均 89% (62%~98%)、

92% (62%~99+)、91% (69%~99+) であった (Morton and Straub、1955)。また、粘土成分 (100 mg/L) が共存している場合、 ^{46}Sc の除去率は 66%~98% であった。

砂ろ過

実験室レベルの下降流の砂ろ過では、 ^{46}Sc (1.5×10^6 cpm/L、処理水の pH 8.3) の除去率は、平均 96% (94%~99%) であった (通水量 750 mL) (Morton and Straub、1955)。

イオン交換等

軟化装置に用いられている陽イオン交換剤、陰イオン交換剤、混床、緑砂による ^{46}Sc の除去率は、それぞれ 95.7%~97.2%、98.8%~99.0%、98.5%~98.7%、96.4% であった (Morton and Straub、1955)。 ^{46}Sc は、コロイドとして存在しているため、陽イオン交換剤、陰イオン交換剤のいずれでも除去されたと推測される。

その他

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750、5000 mg/L の場合、 ^{46}Sc の除去率はそれぞれ 53%、91.7%、96.9% であった (Morton and Straub、1955)。

13. イットリウム

イットリウム-91 (^{91}Y)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{91}Y の除去率は、5 シリーズ (^{91}Y : $1.88 \times 10^5 \sim 4.166 \times 10^6$ cpm/L、pH 6.0~7.6 ; ^{91}Y : $3.67 \times 10^5 \sim 2.086 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.8~10.2 ; ^{91}Y : $2.02 \times 10^5 \sim 2.145 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.6~8.4 ; ^{91}Y : $4.06 \times 10^5 \sim 2.15 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.5~9.1 ; ^{91}Y : $2.22 \times 10^5 \sim 2.15 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.4~9.5) で、それぞれ平均 90% (40%~99%)、92% (56%~99+)、86% (48%~99%)、75% (1%~98%)、73% (33%~98%) であった (Morton and Straub、1955)。また、粘土成分の共存の有無で凝集沈殿による除去性を比較した実験では、共存しない場合の ^{91}Y の除去率は 83%~93%、共存した場合 (100 mg/L) は 34%~99% であった。凝集剤としてりん酸塩 (100 mg/L) を用いた場合、 ^{91}Y の除去率は 99.9% であった (Morton and Straub、1955)。

砂ろ過

実験室レベルの下降流の砂ろ過では、 ^{91}Y (5.7×10^6 cpm/L、処理水の pH 7.0) の除去率は、平均 87% (84%~89%) であった (通水量 750 mL) (Morton and Straub、1955)。

イオン交換等

軟化装置に用いられている陽イオン交換剤、陰イオン交換剤、混床、緑砂による ^{91}Y の除去率は、それぞれ 86%~93.1%、94.2%~98.5%、97.6%~98.7%、75% であった (Morton and Straub、1955)。 ^{91}Y は、コロイドとして存在しているため、陽イオン交換剤、陰イオン交換剤のいずれでも除去されたと推測される。

その他

ジャーテストを用いて、鉄、亜鉛の粉塵を添加、攪拌した場合 (金属類の添加量 1000 mg/L、接触時間 90 min)、 ^{91}Y ($1.61 \times 10^6 \sim 3.23 \times 10^6$ cpm/L、pH 7.9~8.0) の除去率は、それぞれ 98.0%、98.0% であった (Morton and Straub、1955)。

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750、5000 mg/L の場合、 ^{91}Y の除去率はそれぞれ 22%~45%、56%~70%、93.6%であった (Morton and Straub, 1955)。

14. ジルコニウム

ジルコニウム-95 (^{95}Zr)、ニオブ-95 (^{95}Nb)、ジルコニウム-95/ニオブ-95 (^{95}Zr - ^{95}Nb)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{95}Zr - ^{95}Nb ($1.86 \times 10^5 \sim 2.72 \times 10^7$ cpm/L、pH 6.4~7.9) の除去率は、平均 80% (2%~99%) であった (Morton and Straub, 1955)。また、粘土成分の共存の有無で凝集沈殿による除去性を比較した実験では、共存しない場合の ^{95}Zr - ^{95}Nb の除去率は 70%~98%、共存した場合 (100 mg/L) は 95%~99%であった。凝集剤としてりん酸塩 (100 mg/L) を用いた場合、 ^{95}Zr 、 ^{95}Nb の除去率はそれぞれ 99.6%、99.2%であった (Morton and Straub, 1955)。

砂ろ過

実験室レベルの下降流の砂ろ過では、 ^{95}Zr - ^{95}Nb (3.4×10^6 cpm/L、処理水の pH 7.8) の除去率は、平均 93% (91%~96%) であった (通水量 500 mL) (Morton and Straub, 1955)。

イオン交換等

軟化装置に用いられている陽イオン交換剤、陰イオン交換剤、混床による ^{95}Zr - ^{95}Nb の除去率は、それぞれ 58%~75%、96.4%~99.9%、90.9%~99.4%であった (Morton and Straub, 1955)。 ^{95}Zr - ^{95}Nb は、コロイドとして存在しているため、陽イオン交換剤、陰イオン交換剤のいずれでもある程度除去されたと推測される。また、陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂を混合させた回分式実験では、樹脂量が 450、900、1800、2700 mg/L の場合、 ^{95}Zr - ^{95}Nb (6.7×10^6 cpm/L、初期 pH 8.1、接触時間 90 min) の除去率は、それぞれ 98.3%、98.4%、99.2%、99.4%であった (Morton and Straub, 1955)。

その他

ジャーテストを用いて、鉄、亜鉛、銅、アルミニウムの粉塵を添加、攪拌した場合 (金属類の添加量 1000 mg/L、接触時間 90 min)、 ^{95}Zr - ^{95}Nb ($1.21 \times 10^6 \sim 4.47 \times 10^6$ cpm/L、pH 7.2~8.3) の除去率は、それぞれ 99.1%、97.9%、99.1%、99.8%であった (Morton and Straub, 1955)。

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750、5000 mg/L の場合、 ^{95}Zr - ^{95}Nb の除去率はそれぞれ 93.5%、99.0%、98.0%であった (Morton and Straub, 1955)。

15. タリウム

タリウム-204 (^{204}Tl)

活性炭

3種の活性炭 (25 g/L) を用いて、 ^{204}Tl (100 nM) の除去実験 (pH 6、25°C) を行ったところ、接触時間 500 min で除去率の変化は緩やかとなり、2000 min でほぼ一定となった。このとき、接触時間 3000 min における ^{204}Tl の除去率は、98%程度であった (数値は、図からの読み取り) (Rivera-Utrilla et al., 1984)。

16. リン

リン-32 (^{32}P)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{32}P ($2.28 \times 10^5 \sim 1.7625 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.4~7.8) の除去率は、平均 96% (68%~99+) であった (Morton and Straub、1955)。また、粘土成分 (100 mg/L) が共存している場合、 ^{32}P の除去率は 97%~99% であった。

砂ろ過

市水 (濁度 ≤ 1) に ^{32}P (3.28×10^5 cpm/L、pH 5.8~6.8) を添加し、砂ろ過実験 (内径 8~25 mm、ろ過層 200 mm、ろ過速度 1.2 m/h) を行ったところ、平均除去率は 38.0% (20.0%~89.3%) であった (大塩、1960a)。

イオン交換等

陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂を混合させた回分式実験では、樹脂量が 450、900、1800、2700 mg/L の場合、 ^{32}P (5.56×10^6 cpm/L、初期 pH 8.2、接触時間 90 min) の除去率は、それぞれ 47.4%、74.5%、96.2%、99.8% であった (Morton and Straub、1955)。

その他

ジャーテストを用いて、鉄、亜鉛、アルミニウムの粉塵を添加、攪拌した場合 (金属類の添加量 1000 mg/L、接触時間 90 min)、 ^{32}P ($1.28 \times 10^5 \sim 1.2 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.8~8.4) の除去率は、それぞれ 99.8%、98.1%、84.2% であった (Morton and Straub、1955)。

17. クロム

クロム-51 (^{51}Cr)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{51}Cr ($5.0 \times 10^3 \sim 7.58 \times 10^5$ cpm/L、pH 5.3~7.8) の除去率は、平均 6% (0%~60%) であった (Morton and Straub、1955)。また、粘土成分 (100 mg/L) が共存している場合、 ^{51}Cr の除去率は 73%~98% であった。

18. モリブデン

モリブデン-90 (^{90}Mo)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{90}Mo ($8.4 \times 10^4 \sim 1.0085 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.0~8.2) の除去率は、平均 10% (0%~60%) であった (Morton and Straub、1955)。

19. タングステン

タングステン-185 (^{185}W)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{185}W の除去率は、2 シリーズ (^{185}W : $2.33 \times 10^5 \sim 2.829 \times 10^7$ cpm/L、pH 6.6~8.4 ; ^{185}W : $1.98 \times 10^5 \sim 2.249 \times 10^7$ cpm/L、

pH 7.5～8.4) で、それぞれ平均 46% (1%～96%)、36% (4%～91%) であった (Morton and Straub、1955)。また、粘土成分 (100 mg/L) が共存している場合、 ^{185}W の除去率は 5%～91% であった。凝集剤としてりん酸塩 (200 mg/L) を用いた場合、 ^{185}W の除去率は 10.7% であった (Morton and Straub、1955)。

砂ろ過

実験室レベルの下降流の砂ろ過では、 ^{185}W (2.2×10^6 cpm/L、処理水の pH 7.1) の除去率は、平均 8% (3%～18%) であった (通水量 750 mL) (Morton and Straub、1955)。

イオン交換等

軟化装置に用いられている陽イオン交換剤、陰イオン交換剤、混床、緑砂による ^{185}W の除去率は、それぞれ 12%～16%、97.2%～99.2%、98.9%、9% であった (Morton and Straub、1955)。 ^{185}W は、陰イオンとして存在しているため、陰イオン交換剤による除去率が高かったと考えられる。

その他

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750、5000 mg/L の場合、 ^{185}W の除去率はそれぞれ 0%、4%、49% であった (Morton and Straub、1955)。

20. レニウム

レニウム-186 (^{186}Re)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{186}Re ($9.5 \times 10^4 \sim 1.523 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.2～8.0) の除去率は、平均 6% (0%～29%) であった (Morton and Straub、1955)。

21. プロメチウム

プロメチウム-147 (^{147}Pm)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{147}Pm ($1.36 \times 10^5 \sim 1.904 \times 10^7$ cpm/L、pH 7.0～8.2) の除去率は、平均 87% (4%～99%) であった (Morton and Straub、1955)。

砂ろ過

純水に ^{147}Pm ($3.47 \times 10^5 \sim 5.17 \times 10^5$ cpm/L) を添加し、13 種の砂を用いた砂ろ過実験 (内径 8～20 mm、pH 6.6、ろ過層 200 mm、ろ過速度 1.2 m/h) を行ったところ、各砂における ^{147}Pm の平均除去率は 43.2%～76.7% であった (大塩、1960b)。このとき、使用した砂において、除去率は高い傾向にあった。電解質濃度が数十 mg/L である市水 (pH 6.6) に ^{147}Pm を添加し、同様の実験を行ったところ、除去率は純水の場合と同程度であり、使用した砂の方が除去率は高い傾向にあった。また、河川水 (pH 6.8～7.0、アルカリ度 24.2 mg/L、濁度 4、硬度 25.3 mg/L) を用いて、8 種の砂について同様の実験を行ったところ、各砂における ^{147}Pm ($2.99 \times 10^5 \sim 3.1 \times 10^5$ cpm/L) の平均除去率は 52.2%～61.0% であった。さらに、硫酸アルミニウムを凝集剤として用い、 ^{147}Pm を添加した河川水について、凝集沈殿後に砂ろ過を行った場合、各凝集剤添加量 (0～30 mg/L) にお

ける ^{147}Pm (5.98×10^5 cpm/L) の平均除去率は 58.3%~99.1%で、凝集剤添加量の増加にともなって平均除去率は大きくなった。

2.2. プラセオジウム

プラセオジウム-142 (^{142}Pr)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{142}Pr (1.02×10^5 ~ 1.205×10^7 cpm/L、pH 7.4~8.0) の除去率は、平均 96% (83%~99+%) であった (Morton and Straub, 1955)。

2.3. セリウム

セリウム-144 (^{144}Ce)、セリウム-144/プラセオジウム-144 (^{144}Ce - ^{144}Pr)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{144}Ce - ^{144}Pr (2.44×10^5 ~ 3.051×10^7 cpm/L、pH 7.2~8.4) の除去率は、平均 91% (28%~99+%) であった (Morton and Straub, 1955)。また、粘土成分の共存の有無で凝集沈殿による除去性を比較した実験では、共存しない場合の ^{144}Ce の除去率は 81%~94%、共存した場合 (100 mg/L) は 85%~96% であった。凝集剤としてりん酸塩 (120~200 mg/L) を用いた場合、 ^{144}Ce の除去率は 99.8%~99.9% であった (Morton and Straub, 1955)。

砂ろ過

市水 (濁度 ≤ 1) に ^{144}Ce - ^{144}Pr (9.09×10^5 cpm/L、pH 5.8~6.8) を添加し、砂ろ過実験 (内径 8~25 mm、ろ過層 200 mm、ろ過速度 1.2 m/h) を行ったところ、平均除去率は 89.8% (82.2%~94.0%) であった (大塩, 1960a)。また、河川水 (pH 6.8~7.0、アルカリ度 24.2 mg/L、濁度 4、硬度 25.3 mg/L) に ^{144}Ce - ^{144}Pr を添加し、8種の砂について砂ろ過実験 (内径 8~20 mm、ろ過層 200 mm、ろ過速度 1.2 m/h) を行ったところ、各砂における ^{144}Ce - ^{144}Pr (5.45×10^5 ~ 7.75×10^5 cpm/L) の平均除去率は 65.8%~71.9% であった (大塩, 1960b)。硫酸アルミニウムを凝集剤として用い、 ^{144}Ce - ^{144}Pr を添加した河川水について、凝集沈殿後に砂ろ過を行った場合、各凝集剤添加量 (0~30 mg/L) における ^{144}Ce - ^{144}Pr (7.75×10^5 cpm/L) の平均除去率は 72.6%~99.4% で、凝集剤添加量の増加にともなって平均除去率は大きくなった。

イオン交換等

陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂を混合させた回分式実験では、樹脂量が 450、900、1800、2700 mg/L の場合、 $^{141,144}\text{Ce}$ - $^{141,144}\text{Pr}$ (4.15×10^6 cpm/L、初期 pH 7.9、接触時間 90 min) の除去率は、それぞれ 98.7%、99.2%、99.8%、99.98% であった (Morton and Straub, 1955)。

その他

ジャーテストを用いて、鉄、亜鉛、銅、アルミニウムの粉塵を添加、攪拌した場合 (金属類の添加量 1000 mg/L、接触時間 90 min)、 $^{141,144}\text{Ce}$ - $^{141,144}\text{Pr}$ (3.915×10^6 ~ 4.491×10^6 cpm/L、pH 7.9~8.1) の除去率は、それぞれ 99.9%、99.9%、99.5%、99.8% であった (Morton and Straub, 1955)。

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750 mg/L の場合、 ^{144}Ce の除去率はそれぞれ 70

～80%、86%であった (Morton and Straub、1955)。

実証実験、実浄水場での実態調査

3 浄水場の取水口付近の河川水と給水栓水中の ^{144}Ce 濃度から、その除去率を算出したところ、それぞれ 48 ± 18 、 $45 \pm 27\%$ 、 $50 \pm 19\%$ であった (鎌田ら、1973)。

24. サマリウム

サマリウム-153 (^{153}Sm)

凝集沈殿等

凝集剤として硫酸アルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{153}Sm ($1.48 \times 10^5 \sim 2.087 \times 10^7$ cpm/L、pH 5.8～8.0) の除去率は、平均 91% (44%～99+)であった (Morton and Straub、1955)。

25. カドミウム

カドミウム-115 (^{115}Cd)

凝集沈殿等

凝集剤としてアルミニウム、硫酸鉄、塩化鉄を用いた、ジャーテストによる ^{115}Cd の除去率について、粘土成分の共存の有無で比較した場合、共存しない場合の除去率は 40%～60%、共存した場合 (100 mg/L) は 60%～95%であった。(Morton and Straub、1955)。

砂ろ過

実験室レベルの下降流の砂ろ過では、 ^{115}Cd (1.2×10^6 cpm/L、処理水の pH 8.1) の除去率は、平均 95% (60%～99%) であった (通水量 500 mL) (Morton and Straub、1955)。

イオン交換等

軟化装置に用いられている陽イオン交換剤、陰イオン交換剤、混床による ^{115}Cd の除去率は、それぞれ 98.5%、0%、99.2%であった (Morton and Straub、1955)。 ^{115}Cd は、陽イオンとして存在しているため、陽イオン交換剤による除去率が高かったと考えられる。また、陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂を混合させた回分式実験では、樹脂量が 450、900、1800、2700 mg/L の場合、 ^{115}Cd (7.88×10^6 cpm/L、初期 pH 8.0、接触時間 90 min) の除去率は、それぞれ 37.9%、45.6%、91.1%、99.99%であった (Morton and Straub、1955)。

その他

粘土材料を用いた実験では、粘土材料が 100、750、5000 mg/L の場合、 ^{115}Cd の除去率はそれぞれ 3%、30%、64%であった (Morton and Straub、1955)。

26. 亜鉛

亜鉛-65 (^{65}Zn)

凝集沈殿等

凝集剤としてりん酸塩 (50 mg/L) を用いた場合、 ^{65}Zn の除去率は 99.6%であった (Morton and Straub、1955)。

砂ろ過

市水（濁度 ≤ 1 ）に ^{65}Zn (4.04×10^5 cpm/L、pH 5.8~6.8) を添加し、砂ろ過実験（内径 8~25 mm、ろ過層 200 mm、ろ過速度 1.2 m/h）を行ったところ、平均除去率は 75.9%（66.4%~98.4%）であった（大塩、1960a）。

27. アンチモン

アンチモン-124 (^{124}Sb)

凝集沈殿等

凝集剤としてりん酸塩（100~120 mg/L）を用いた場合、 ^{124}Sb の除去率は 66.1%~67.4%であった（Morton and Straub、1955）。

参考文献

- Bichsel Y. and von Gunten U. (1999) Oxidation of iodide and hypiodous acid in the disinfection of natural waters. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 4040–4045.
- Bichsel Y. and von Gunten U. (2000a) Formation of iodo-trihalomethanes during disinfection and oxidation of iodide-containing waters. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 2784–2791.
- Bichsel Y. and von Gunten U. (2000b) Hypiodous acid: Kinetics of the buffer-catalyzed disproportionation. *Water Res.*, 34, 3197–3203.
- Bostick D. T., Arnold, W. D. Jr., Taylor P. A., McTaggart D. R., Burgess M. W. and Guo B. (1995) Evaluation of improved techniques for the removal of ^{90}Sr and ^{137}Cs from process wastewater and groundwater: Chabazite zeolite baseline study. ORNL/TM-12903.
- Brown J., Hammond D. and Wilkins B. T. (2008a) Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to operatives at water treatment works. HPA-RPD-040.
- Brown J., Hammond D. and Wilkins B. T. (2008b) Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to operatives at water treatment works: Supporting scientific report. HPA-RPD-041.
- Goossens R., Delville A., Genot J., Halleux R. and Masschelein W. J. (1989) Removal of the typical isotopes of the Chernobyl fall-out by conventional water treatment. *Water Res.* 23, 693–697.
- Gäfvvert T., Ellmark C. and Holm E. (2002) Removal of radionuclides at a waterworks. *J. Environ. Radioactivity*, 63, 105–115.
- Hua G. and Reckhow D. A. (2007) Comparison of disinfection byproduct formation from chlorine and alternative disinfectants. *Water Res.* 41, 1667–1678.
- Ikeda N. and Tanaka K. (1975) Column chromatographic separation of radioactive tellurate, tellurite, iodide and iodate by active charcoal. *J. Chromatogr.* 114, 389–395.
- Khan S. A. (2003) Sorption of the long-lived radionuclides cesium-134, strontium-85 and cobalt-60 on bentonite. *J. Radioanal. Nuclear Chem.* 258, 3–6.
- Lettinga G. (1972) Radioactivity and water supplies.
- Mandić M., Vuković Ž., Lazić S. and Raićević S. (1996) Sorption of hypiodous acid on activated carbon. *J.*

- Radioanal. Nuclear Chem., 208, 453–460.
- Morton R. J. and Straub C. P. (1955) Removal of radionuclides from water by water treatment processes. J. AWWA. 12, 545–557.
- Rivera-Utrilla J., Ferro-Garcia M. A., Mata-Arjona A. and González-Gómez C. (1984) Studies on the adsorption of Caesium, Thallium, Strontium and Cobalt radionuclides on activated carbons from aqueous solutions. J. Chem. Tech. Biotechnol. 34A, 243–250.
- Summers R. S., Fuchs F. and Sontheimer H. (1988) The fate and removal of radioactive iodine in the aquatic environment. In Aquatic Humic Substances, Chapter 35, 623–636.
- United States Environmental Protection Agency (2007) Iodomethane pesticide fact sheet.
- 江角周一，藤井幸一，寺井邦雄，山本春海（1986）水道原水及び管末水に現れたソ連チェルノブイリ原子力発電所事故の影響．島根衛公研所報，28，48～52．
- 大塩敏樹（1960a）砂ろ過によるセシウム 137、ストロンチウム 90 の除去について．水道協会雑誌，306，42～47．
- 大塩敏樹（1960b）一般浄水処理における放射性核種の挙動特に砂ろ過によるコロイド性核種の除去について．水道協会雑誌，310，59～64．
- 鎌田博，湯川雅枝，佐伯誠道（1973）上水道環境における ^{90}Sr 、 ^{106}Ru 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce の挙動に関する研究．衛生化学，19，334～339．
- 小林宇五郎，大関三郎，相田晴子，山本ヒサ（1969）水の放射能除染に関する基礎試験．水道協会雑誌，417，30～37．
- 本間悟，高橋正，山垣浩司（1988）チェルノブイル原子力発電所事故による新潟市上水道の放射能汚染と活性炭による除去実験．水道協会雑誌，640，24～29．
- http://www.rist.or.jp/atomica/data/dat_detail.php?Title_Key=09-04-03-10.