

水道における PFAS の処理技術等に関する資料集

2023 年（令和 5 年）11 月

水道における PFAS の処理技術等に関する研究会

（事務局：公益財団法人水道技術研究センター）

序文

有機フッ素化合物である PFOS 及び PFOA については、水道水に関して、近年、海外で目標値設定の事例が増えるなど知見が蓄積してきたこと、我が国の水道水からも検出されていることから、令和 2 年 3 月 30 日付け厚生労働省大臣官房生活衛生・食品安全審議官通知「水質基準に関する省令の一部改正等について（施行通知）」により、暫定目標値が設定（PFOS と PFOA の合計で 50 ng/L）されるとともに、水質管理目標設定項目に位置づけが変更されたところである。また、水環境については、令和 2 年 5 月 28 日付け環境省水・大気環境局長通知「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準等の施行等について（通知）」により、要監視項目としての指針値（暫定）が、同じく 50 ng/L（PFOS 及び PFOA の合算値）に設定されている。

さらに、PFAS については、厚生労働省では「水質基準逐次改正検討会」において水道水に関して、環境省では「PFAS に対する総合戦略検討専門家会議」において水環境などに関して、それぞれ、国内外の最新の科学的知見及び国内での検出状況の収集・評価を行い、これらを踏まえた PFAS の対応方策が検討されている。

なお、厚生労働省では、令和 5 年 4 月 3 日付けで「生活基盤施設耐震化等交付金取扱要領」を改正し、「有機フッ素化合物（PFOS 又は PFOA に限る。）による汚染に対処するための活性炭処理施設等の整備又は活性炭処理施設等の整備に代替して開発する水源の整備事業」が交付金の対象とされた。

また、国際的な動向をみると、米国では令和 5 年 3 月に第一種飲料水規制案として PFOS について 4 ng/L、PFOA について 4 ng/L が提案される一方、WHO では令和 4 年 9 月に暫定ガイドライン値として PFOS について 100 ng/L、PFOA について 100 ng/L を提案するなど、国・州や国際機関等で様々な値が提案又は設定されている。

このような状況のもと、現在、国内においては、水道における水質管理目標設定項目の目標値（暫定）である「PFOS 及び PFOA の量の和として 50 ng/L 以下」を超過しているところは少なく、超過した場合、多くのケースでは取水を停止して代替水源に切り替える対応がとられている。また、一部の事業者では粒状活性炭による低減処理等が行われている。

しかし、水道水に対する PFAS の規制の動向等によっては、今後、浄水処理プロセスにおいて PFAS 除去等を行うことによって水質の安全性を確保することが必要となるケースが増えることが考えられる。このようなことから、水道技術研究センターでは令和 4 年 9 月に「水道における PFAS の処理技術等に関する研究会」を設置し、PFAS の処理技術に焦点を置いて、国内外の情報を収集してきた。本書「水道における PFAS の処理技術等に関する資料集」は、国内の水道事業者及び水道用水供給事業者の参考となることを目的として、研究会における現時点での知見を取りまとめたものである。

令和 5 年 11 月
水道における PFAS の処理技術等に関する研究会 座長
中央大学 理工学部人間総合理工学科 教授
山村 寛

略語一覧

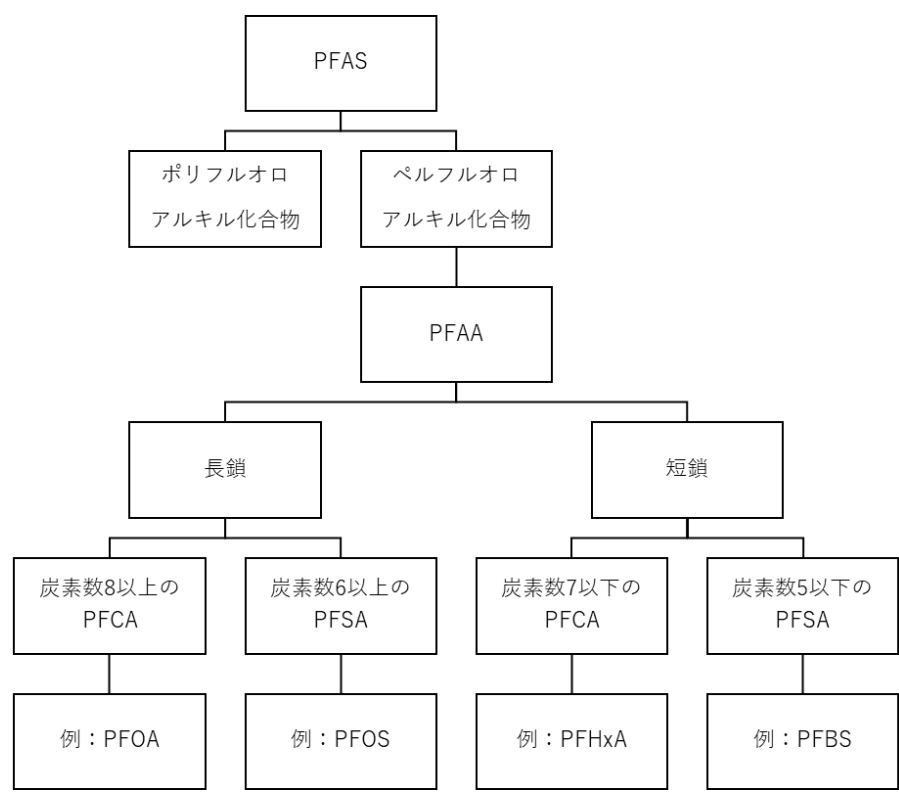
11Cl-PF3OUdS	11-クロロイコサフルオロ-3-オキサウンデカン-1-スルホン酸
2-MIB	2-メチルイソボルネオール
4:2FTS	1H,1H,2H,2H-ペルフルオロヘキサンスルホン酸
6:2FTS	1H,1H,2H,2H-ペルフルオロオクタンスルホン酸
8:2FTS	1H,1H,2H,2H-ペルフルオロデカンスルホン酸
9Cl-PF3ONS	9-クロロヘキサデカフルオロ-3-オキサンナン-1-スルホン酸
ABS	アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウム
ADONA	4,8-ジオキサ-3H-ペルフルオロノナン酸
AFFF	水成膜泡消火薬剤
AOP	促進酸化処理
AOX	吸着性有機ハロゲン
AWWA	米国水道協会
BV	通水倍率
DAF	溶解空気浮上法
DBP	消毒副生成物
DOC	溶存有機炭素
DOM	溶存有機物
DWI	(英国) 飲料水検査官事務所
EBCT	空床接触時間
EU	欧州連合
GAO	(米国) 会計検査院
GenX	ヘキサフルオロプロピレンオキシドダイマー酸及びそのアンモニウム塩
HFPO-DA	ヘキサフルオロプロピレンオキシドダイマー酸
MCL	最大許容濃度
MCLG	最大許容濃度目標
MF	精密ろ過
MWCO	分画分子量
NEtFOSAA	N-エチルペルフルオロオクタンスルホンアミド酢酸
NF	ナノろ過
NFDHA	ノナフルオロ-3,6-ジオキサヘプタン酸
NMeFOSAA	N-メチルペルフルオロオクタンスルホンアミド酢酸
NOM	天然有機物

OECD	経済協力開発機構
PFAA	ペルフルオロアルキル酸
PFAS	ペルフルオロアルキル化合物及びポリフルオロアルキル化合物
PFBA	ペルフルオロブタン酸
PFBS	ペルフルオロブタンスルホン酸
PFCA	ペルフルオロアルキルカルボン酸
PFDA	ペルフルオロデカン酸
PFDoDA	ペルフルオロドデカン酸
PFDoDS	ペルフルオロドデカンスルホン酸
PFDS	ペルフルオロデカンスルホン酸
PFEES	ペルフルオロ (2-エトキシエタン) スルホン酸塩
PFEESA	ペルフルオロ (2-エトキシエタン) スルホン酸
PFHpA	ペルフルオロヘプタン酸
PFHpS	ペルフルオロヘプタンスルホン酸
PFHxA	ペルフルオロヘキサン酸
PFHxS	ペルフルオロヘキサンスルホン酸
PFMBA	ペルフルオロ-4-メトキシブタン酸
PFMPA	ペルフルオロ-3-メトキシプロパン酸
PFNA	ペルフルオロノナン酸
PFNS	ペルフルオロノナンスルホン酸
PFOA	ペルフルオロオクタン酸
PFOS	ペルフルオロオクタンスルホン酸
PFOSA	ペルフルオロオクタンスルホン酸アミド
PFPA	ペルフルオロリン酸
PFPeA	ペルフルオロペンタン酸
PFPeS	ペルフルオロペンタンスルホン酸
PFPS	ペルフルオロ-1,3-プロパンジスルホン酸
PFSA	ペルフルオロアルキルスルホン酸
PFTA	ペルフルオロテトラデカン酸
PFTTrDA	ペルフルオロトリデカン酸
PFTTrDS	ペルフルオロトリデカンスルホン酸
PFUnDA	ペルフルオロウンデカン酸
PFUnDS	ペルフルオロウンデカンスルホン酸
RO	逆浸透
RSSCT	迅速小型カラム試験

SBA	強塩基性陰イオン交換
TOC	全有機体炭素
UF	限外ろ過
USEPA	米国環境保護庁
UV	紫外線
WBA	弱塩基性陰イオン交換

(注 1) 本書では、1 米ドル=130 円で換算した値を示している。

(注 2) 炭素数 8 以上の PFCA と炭素数 6 以上の PFSA を長鎖、炭素数 7 以下の PFCA と炭素数 5 以下の PFSA を短鎖とする。



参考図 PFAS 体系図 (Brennan et al., 2021)

【参考】炭素数別に見た PFAS 一覧

炭素数

PFAA	ペルフルオロアルキル酸
PFAS	ペルフルオロアルキル化合物及びポリフルオロアルキル化合物
PFCA	ペルフルオロアルキルカルボン酸

4	PFSA	ペルフルオロアルキルスルホン酸
	PFBA	ペルフルオロブタン酸
	PFBS	ペルフルオロブタンスルホン酸
	PFEES	ペルフルオロ (2-エトキシエタン) スルホン酸塩
	PFEESA	ペルフルオロ (2-エトキシエタン) スルホン酸
5	PFMPA	ペルフルオロ-3-メトキシプロパン酸
	NFDHA	ノナフルオロ-3,6-ジオキサヘプタン酸
	PFMBA	ペルフルオロ-4-メトキシブタン酸
	PFPeA	ペルフルオロペンタン酸
	PFPeS	ペルフルオロペンタンスルホン酸
6	PFPA	ペルフルオロリン酸
	PFPS	ペルフルオロ-1,3-プロパンジスルホン酸
	4:2FTS	1H,1H,2H,2H-ペルフルオロヘキサンスルホン酸
	GenX	ヘキサフルオロプロピレンオキシドダイマー酸及び そのアンモニウム塩
	HFPO-DA	ヘキサフルオロプロピレンオキシドダイマー酸
7	PFHxA	ペルフルオロヘキサン酸
	PFHxS	ペルフルオロヘキサンスルホン酸
	ADONA	4,8-ジオキサ-3H-ペルフルオロノナン酸
	PFHpA	ペルフルオロヘプタン酸
	PFHpS	ペルフルオロヘプタンスルホン酸
8	6:2FTS	1H,1H,2H,2H-ペルフルオロオクタンスルホン酸
	9Cl-PF3ONS	9-クロロヘキサデカフルオロ-3-オキサノナン-1-スル ホン酸
	PFOA	ペルフルオロオクタン酸
	PFOS	ペルフルオロオクタンスルホン酸
	PFOSA	ペルフルオロオクタンスルホン酸アミド
9	PFNA	ペルフルオロノナン酸
	PFNS	ペルフルオロノナンスルホン酸
10	11Cl-PF3OUdS	11-クロロイコサフルオロ-3-オキサウンデカン-1-スル ホン酸
	8:2FTS	1H,1H,2H,2H-ペルフルオロデカンスルホン酸
	PFDA	ペルフルオロデカン酸
	PFDS	ペルフルオロデカンスルホン酸
	NEtFOSAA	N-エチルペルフルオロオクタンスルホンアミド酢酸

	NMeFOSAA	N-メチルペルフルオロオクタンスルホンアミド酢酸
	PFUnDA	ペルフルオロウンデカン酸
	PFUnDS	ペルフルオロウンデカンスルホン酸
12	PFDODA	ペルフルオロドデカン酸
	PFDODS	ペルフルオロドデカンスルホン酸
13	PFTTrDA	ペルフルオロトリデカン酸
	PFTTrDS	ペルフルオロトリデカンスルホン酸
14	PFTA	ペルフルオロテトラデカン酸

目次

序文

I 水道における PFAS の処理技術等に関する研究会について

1	研究会の目的	1
2	研究会の構成	1
3	本書の目的	1

II PFAS について

1	PFAS とは	2
2	PFAS の規制状況	2

III 水道における PFAS の処理技術等について

1	粉末活性炭処理	11
2	粒状活性炭処理	15
3	イオン交換処理	21
4	NF/RO 膜処理	29
5	今後実用化が期待される技術	35
6	残渣処理	37
7	今後実用化が期待される残渣処理技術	39
8	処理技術の選定	42
9	まとめ	46

付録 1	： 米国の水道水質基準と PFAS の規制状況	付 2
------	-------------------------	-----

付録 2	： 米国における PFAS 処理設備の導入事例	付 16
------	-------------------------	------

付録 3	： 飲料水中の PFAS について	付 35
------	-------------------	------

付録 4	： 飲料水中の PFAS 低減技術	付 40
------	-------------------	------

付録 5	： 上下水道における PFAS の処理	付 43
------	---------------------	------

付録 6	： PFAS の破壊及び処分に関する暫定ガイダンス	付 44
------	---------------------------	------

付録 7	： 永遠の化学物質：PFAS の評価、検出及び処理に関する技術	付 47
------	---------------------------------	------

I 水道における PFAS の処理技術等に関する研究会について

1 研究会の目的

水道における新興汚染物質、特に PFAS（PFOS 及び PFOA など）を巡っては、欧米等において飲料水（水道水）の水質基準等の検討とともに、それらに対応した浄水技術についての調査研究や浄水処理設備の導入等が行われるようになってきている。

このようなことから、水道における PFAS の処理技術に関する世界の動向、関係企業が有する技術の適用性などを調査するとともに、国内の水道事業体及び水道用水供給事業体の間で情報共有や処理技術等に関する意見交換を行い、今後の対策に寄与することを目的として、水道技術研究センター（以下、「センター」という。）に「水道における PFAS の処理技術等に関する研究会（以下、「研究会」という。）」を設置した。

2 研究会の開催及び構成

研究会は 4～5 年度にかけて計 7 回開催し、山村寛・中央大学人間総合理工学学科教授を座長、全国 6 事業体（大阪広域水道企業団、沖縄県企業局、京都市上下水道局、埼玉県企業局、阪神水道企業団、横浜市水道局）の職員を構成員、厚生労働省水道課及び国立保健医療科学院の担当官をオブザーバーとし、センターが事務局を務めた。

3 本書の目的

本書の目的は、日本の水道事業体及び水道用水供給事業体の参考となるよう、現時点における PFAS の処理技術等に関する国内外の情報を提供することである。

なお、本書における特定の企業やサービス・製品への言及は、これらの製品等を推奨するものではない。

II PFAS について

1 PFAS とは

OECD の定義によれば、PFAS とは「少なくともひとつの完全にフッ素化されたメチル基又はメチレン基を含むフッ素化合物」であり、代表的なものに PFOS や PFOA がある。

PFAS は、耐熱性や耐薬品性に優れるため、これまで、撥水材、表面処理剤、乳化剤、泡消火剤、コーティング剤などの様々な製品に使用されてきた。しかし、環境中で分解されにくく、残留性や生物蓄積性を示すことから、長期の毒性が疑われ、国際的に規制されている。現在、日本では、水質管理目標設定項目において PFOS 及び PFOA の量の和を 50 ng/L 以下とする暫定目標値が設定されており、PFHxS が要検討項目として目標値なしで設定されている¹。

2 PFAS の規制状況

PFAS の数は数千種類に及び、その汚染状況は国や地域によって大きく異なる。また、規制されている PFAS の種類や基準値も様々である。

表 1 に、日本を含む国や地域における PFAS の規制状況を示す。また、表 1 以降では、国や地域ごとの規制状況について概説する。

表 1 PFAS の規制状況一覧（2023 年 11 月時点）

国又は地域	項目	値 (ng/L)	法的 拘束力	根拠法等	備考
日本	PFOS 及び PFOA の合計	50	なし	水質管理目標設定項目	
	PFHxS	—	なし	要検討項目	
WHO	PFOS	100	なし	飲料水中の PFOS 及び PFOA : WHO 飲料水水 質ガイドライン作成の ための背景文書（暫定）	暫定文書
	PFOA	100	なし		
	総 PFAS	500	なし		
米国	PFOS	4	あり	安全飲料水法	提案中の 規制値
	PFOA	4	あり		
	PFNA	1.0	あり		

¹ 日本での PFAS の規制状況等について、詳細は厚生労働省の①「水質基準逐次改正検討会」及び環境省の②「PFAS に対する総合戦略検討専門家会議」の資料を参照されたい。URL: ① <https://www.mhlw.go.jp/stf/seisakunitsuite/bunya/topics/bukyoku/kenkou/suido/kentoukai/kijun.html>. ② <https://www.env.go.jp/water/pfas/pfas.html>.

国又は地域	項目	値 (ng/L)	法的 拘束力	根拠法等	備考
	PFHxS	※ハザード 指数と して算出			
	PFBS				
	HFPO-DA (GenX)				
EU	全 PFAS	500	あり	改正飲料水指令	2026 年 1 月施行
	複数 PFAS	100	あり		
イギリス	あらゆる PFAS	100	なし	飲料水中の PFOS 及び PFOA の濃度に係る水道（水質）規則に関する 2016 年ガイダンス	超過時は 濃度の低 減化措置 を要求
オーストラリア	PFOS 及び PFHxS の合計	70	なし	オーストラリア飲料水 ガイドライン	施行済
	PFOA	560	なし		
ニュージーランド	PFOS 及び PFHxS の合計	70	あり	2022 年水道サービス（ニュージーランド飲料水 基準）規則	施行済
	PFOA	560	あり		
カナダ	PFOS	600	なし	カナダ飲料水水質ガイ ドライン	施行済
	PFOA	200	なし		提案中の 規制値
	全 PFAS	30	なし		
ドイツ	PFAS 20 種の 合計	100	あり	飲料水令	2026 年 1 月施行
	PFAS 4 種の合計	20	あり		2028 年 1 月施行
デンマーク	PFAS 4 種の合計	2	あり	水質及び給水設備の監 督に関する規則	施行済
スウェーデン	PFAS 4 種の合計	4	あり	スウェーデン食品庁飲 料水規則	2026 年 1 月施行
韓国	PFOS 及び PFOA の合計	70	あり	飲料水水質監視項目の 運用に関する告示	施行済
	PFHxS	480	あり		

2.1 日本

日本では、2020年4月1日に、水質管理目標設定項目として「PFOS及びPFOAの量の和として50 ng/L以下（暫定）」が設定された。また、2021年4月1日から、PFHxSが要検討項目（目標値なし）に設定されている。

2023年11月現在、PFASに対して法的拘束力を有する水道水質基準は設定されていない。

2.2 WHO

WHOは2022年9月29日、「飲料水中のPFOS及びPFOA：WHO飲料水水質ガイドライン作成のための背景文書（暫定）」と題する文書を公表し、PFOS及びPFOAのガイドライン値として、それぞれ100 ng/Lを提案した。同時に、PFOSとPFOAを含む30種類のPFASを、「総PFAS」として500 ng/L以下で管理することを提案した。

本書は、公表と同時にパブリックコメントに付された未確定版である。2022年11月にパブリックコメントの募集が締め切られた後、2023年11月時点で、WHOからPFASのガイドライン値に関する新たな情報は発表されていない。

2.3 米国

USEPAは2023年3月14日、6種類のPFASに対するMCL案とMCLG案を発表した（表2）。PFOSとPFOAのMCLはともに4 ng/L、MCLGはともに「0」である。また、PFNA、PFHxS、PFBS、HFPO-DA（GenX）に対するMCL及びMCLGとして、ハザード指数「1.0」が提案された。

MCLは日本の水道水質基準に相当し、法的拘束力を有するのに対して、MCLGは健康影響のみに基づき決定される、法的拘束力のない達成目標である。また、ハザード指数は汚染地域などの毒性評価でUSEPAが長年使用してきた指標であり、上記4種のPFASの飲料水中の測定濃度を、健康影響リスクがないと判断された最大濃度（健康基準値）と比較し、その毒性を評価するために使用される（表3）。

パブリックコメントの募集を経て、USEPAは2023年12月までにMCLとMCLGを確定する予定であるとしている。これらの基準は確定から3年後に施行され、施行後、水道事業者は各PFASの監視、濃度の公表、MCL超過時における低減措置実施の義務を負う。なお、MCLへの違反があったかどうかの最終判断は、採取したサンプルの年平均濃度によって行う。

表 2 米国における PFAS の基準値案

PFAS	MCLG 案 (法的拘束力なし)	MCL 案 (法的拘束力あり)
PFOS	0*	4.0 ng/L
PFOA	0*	4.0 ng/L
PFNA	1.0 (単位なし) ※ハザード指数として算出	1.0 (単位なし) ※ハザード指数として算出
PFHxS		
PFBS		
HFPO-DA (GenX)		

*実質的には「検出されないこと」を意味する。

表 3 ハザード指数の算出方法

手順	作業
1	GenX の測定濃度を GenX の健康基準値である 10 ng/L で割る。
2	PFBS の測定濃度を PFBS の健康基準値である 2000 ng/L で割る。
3	PFNA の測定濃度を PFNA の健康基準値である 10 ng/L で割る。
4	PFHxS の測定濃度を PFHxS の健康基準値である 9 ng/L で割る。
5	手順 1～4 の比率を合計する。 ハザード指数 = (GenX 濃度 / 10 ng/L) + (PFBS 濃度 / 2000 ng/L) + (PFNA 濃度 / 10 ng/L) + (PFHxS 濃度 / 9 ng/L)
6	過去 1 年間に採取した各サンプルに対して手順 1～5 を繰り返し、全サンプルの平均ハザード指数を算出する。
7	年間平均ハザード指数が 1.0 より大きい場合は MCL 違反となる。

2.4 EU

EU の水道水質基準は、欧州委員会の定める「飲料水指令」(Drinking Water Directive)により規定されている。1996 年に施行されたこの指令は、EU 加盟国が守らなければならない最低限の基準を定めたものであり、各加盟国には自国の実情に応じて、飲料水指令よりも厳しい基準を採用することが認められている。

飲料水指令において PFAS が規制対象になったのは、同指令が初めて改正された 2020 年のことである。2020 年 12 月に欧州議会が正式に採択し、2021 年 1 月 12 日に施行された改正飲料水指令の中で、PFAS に関する以下の基準が新たに加えられた。

- ・ 全 PFAS : 500 ng/L
- ・ 複数 PFAS : 100 ng/L

全 PFAS とは、文字どおり全ての PFAS の総量である。他方、複数 PFAS は PFOS や PFOA を含む 20 種類の PFAS の総量であり、これら 20 種類については改正飲料水指令の中でその内訳が示されている（表 4）。

表 4 複数 PFAS の対象となる 20 種類の PFAS

	対象 PFAS		対象 PFAS
1	PFBA	11	PFBS
2	PFPA	12	PFPS
3	PFHxA	13	PFHxS
4	PFHpA	14	PFHpS
5	PFOA	15	PFOS
6	PFNA	16	PFNS
7	PFDA	17	PFDS
8	PFUnDA	18	PFUnDS
9	PFDODA	19	PFDODS
10	PFTTrDA	20	PFTTrDS

欧州委員会は 2024 年 1 月 12 日までに、総 PFAS と複数 PFAS に含まれる PFAS の監視に向けた分析方法の技術的ガイドラインを策定するとしている。本ガイドラインの公表から 2 年後の 2026 年 1 月 12 日までに、EU 加盟国は飲料水指令の規定する PFAS の基準に適合しなければならない。なお、各加盟国には飲料水指令の PFAS 基準を国内法制化する際、全 PFAS と複数 PFAS の一方だけ、又はその両方を採用することが認められており、どちらを選択するかは判断は各国に委ねられている。

2.5 イングランド及びウェールズ

イングランド及びウェールズ（以下、「イギリス」という。）の水道水質を監督する DWI では、「飲料水中の PFOS 及び PFOA の濃度に係る水道（水質）規則に関する 2016 年ガイダンス」と題する DWI 通知に基づき、PFAS の濃度に応じた段階的な対応を水道事業者に求めている。2022 年 7 月には、本ガイダンスにおける PFAS の対象が変更され、それまでの PFOS 及び PFOA のみから、浄水中のあらゆる PFAS が規制対象となった²。

表 5 に、イギリスにおける浄水中の PFAS のガイダンス値と、各濃度ごとに求められる対策を示す。

² DWI. "Risk assessments under regulation 27 and associated reports under regulation 28 of the Water Supply (Water Quality) Regulations 2016 (2018 in Wales) for Poly and Perfluorinated Alkyl Substances (PFAS)." https://cdn.dwi.gov.uk/wp-content/uploads/2022/07/08101653/IL_03-2022_PFAS_Guidance-4-1.pdf. (accessed 2023-11-21)

表 5 イギリスにおける浄水中の PFAS のガイダンス値と求められる対策

段階	浄水中のあらゆる PFAS の濃度 (ng/L)	求められる対策*
第 1 段階	< 10	・ PFAS の監視を継続する。当初は四半期に 1 回程度の頻度になるかもしれないが、時間的変動を考慮したリスク評価が完了した後は、適宜頻度を下げても構わない。
第 2 段階	< 100	・ PFAS の監視を継続する。頻度は月 1 回から四半期に 1 回で十分である。第 3 段階に達すると予測される場合は、頻度を増やす必要があるかもしれない。 ・ 希釈などの対応措置について、その効率性や管理・監視体制を見直す。 ・ PFAS が増加傾向にある場合は DWI と協議する。 ・ 100 ng/L を超える PFAS を含む水を消費者に供給しないよう対策を準備する。 ・ 健康安全保障局及び当該地域の保健当局と協議・検討する。
第 3 段階	≥ 100	・ 消費者に供給される水で 100 ng/L 以上の結果が出た場合、又は消費者に供給される水で 100 ng/L を超える結果が出る可能性のある原水のサンプリング結果が出た場合、DWI に通知する。 ・ 健康安全保障局及び当該地域の保健当局に通知する。 ・ 原水、原水の希釈又は混合地点、及び浄水場の浄水から再度サンプルを採取する。 ・ 希釈などの対応措置について、その効率性や管理・監視体制を見直す。 ・ 用意していた対応措置が不十分であった場合、100 ng/L を超える PFAS を含む水を消費者に供給しないよう緊急時の対応策を準備する。 ・ 12 か月間、原水及び浄水から最低月 1 回サンプルを採取する。 ・ PFAS の発生源を調査し、消費者に供給される水の濃度を 100 ng/L 未満にするために必要な全ての措置を講じなければならない。

*原文より一部を抜粋

2.6 オーストラリア

オーストラリアの PFAS に関するガイドライン値は、「オーストラリア飲料水ガイドライン」(Australian Drinking Water Guidelines) に示されている。同ガイドラインは 2011 年に公表されて以来、最新の科学的知見に基づき随時更新されており、2018 年には PFAS に関するガイドライン値として以下の値が加えられた。

- ・ PFOS 及び PFHxS : 70 ng/L 以下
- ・ PFOA : 560 ng/L 以下

本ガイドラインに法的な拘束力はなく、その実施は各州・準州の裁量に委ねられている³。

2.7 ニュージーランド

ニュージーランドの PFAS に関する基準値は、法令である「2022 年水道サービス（ニュージーランド飲料水基準）規則」(Water Services (Drinking Water Standards for New Zealand) Regulations 2022) により定められている。基準値は以下のとおりであり、オーストラリアにおける PFAS のガイドライン値と全く同じ値となっている。

- ・ PFHxS 及び PFOS : 70 ng/L 以下
- ・ PFOA : 560 ng/L 以下

ただし、オーストラリアの値はガイドライン値であるがゆえに法的拘束力を有しないのに対して、ニュージーランドの基準値は法的拘束力を有する点が異なっている⁴。

2.8 カナダ

カナダでは、カナダ保健省の発行する「カナダ飲料水水質ガイドライン」(Guidelines for Canadian Drinking Water Quality) に、飲料水中の PFAS に関して以下のガイドライン値が示されている。同ガイドラインに法的拘束力はなく、その実施は任意である⁵。

- ・ PFOS : 600 ng/L
- ・ PFOA : 200 ng/L

³ National Health and Medical Research Council. “Australian Drinking Water Guidelines.” <https://www.nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-drinking-water-guidelines#:~:TEXT=THE%20GUIDELINES%20ARE%20NOT%20MANDATORY,HEALTH%20AUTHORITIES%20AND%20WATER%20UTILITIES>. (accessed 2023-9-7)

⁴ “Water Services (Drinking Water Standards for New Zealand) Regulations 2022.” <https://www.legislation.govt.nz/regulation/public/2022/0168/latest/whole.html>

⁵ Our Living Waters. “National Drinking Water Standards.” https://www.ourlivingwaters.ca/national_drinking_water_standards. (accessed 2023-9-7)

また、これとは別に、同じくカナダ保健省から、正式なガイドラインではない PFAS の基準値として、「飲料水スクリーニング値」(Drinking Water Screening Values) が示されている (表 6)。スクリーニング値は、ガイドライン値が定められていない水質項目のうち、早急に何らかの基準を示す必要がある場合に策定される値で、通常、中央省庁や州・準州の要請を受けて決定される。ガイドライン値と同様のリスク評価手法に基づき策定されるため、人への健康影響がないと予想される濃度を特定するうえで役立つが、ガイドライン値と異なり、策定に当たって専門家による評価やパブリックコメントの募集は行われない。

表 6 PFAS のスクリーニング値

項目	スクリーニング値 (ng/L)
PFBA	30,000
PFBS	15,000
PFHxS	600
PFPeA	200
PFHxA	200
PFHpA	200
PFNA	20
6.2 FTS	200
6.2 FTS	200

なお、カナダ保健省は 2023 年に、PFAS の新たな規制値として、全 PFAS を 30 ng/L とする目標値を提案した。PFAS の測定方法については、USEPA が開発した PFAS の分析方法 533 番又は 537.1 番のいずれか又はその両方を用いること、また、測定対象の PFAS については両分析方法の分析対象である最大 29 種類の PFAS が提案されている。各水道事業者には、最低 18 種類の PFAS を定量可能な代替分析法の検証・適用も認められている⁶。

本提案に対するパブリックコメントの募集は 2023 年 4 月 12 日をもって締め切られ、現在、規制値の変更に関する検討が行われている。

2.9 ドイツ

ドイツでは、2023 年 6 月 23 日、飲料水令に基づき、PFAS 20 種の合計として 100 ng/L、PFAS 4 種の合計として 20 ng/L が採択された。前者は EU 飲料水指令において「複数 PFAS」

⁶ Health Canada. “Objective for Canadian Drinking Water Quality Per- and Polyfluoroalkyl Substances.” <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/programs/consultation-draft-objective-per-polyfluoroalkyl-substances-canadian-drinking-water/overview/overview.pdf>. (accessed 2023-11-21)

と呼ばれる炭素数 4～13 の 20 種類の PFAS が対象であり、後者は EU 飲料水指令では規定されていないドイツ独自の規制である（表 7）⁷。前者は 2026 年 1 月 12 日から、後者は 2028 年 1 月 12 日から施行される。

表 7 ドイツの PFAS 基準

項目	基準値	補足情報
PFAS 20 種の合計	100 ng/L	- EU 飲料水指令において「複数 PFAS」と呼ばれる炭素数 4～13 の 20 種類の PFAS が対象である。 - 各試験法の定量下限値を下回る測定値は合計に含まない。 - 毒性が大きく異なるため、各 PFAS の濃度は個別に報告しなければならない。 2026 年 1 月 12 日から適用される。
PFAS 4 種の合計	20 ng/L	- PFOA、PFNA、PFHxS、PFOS の合計値である。 - EU 飲料水指令には無い独自規制（2020 年に欧州食品庁が毒性的に特に懸念があるとした PFAS）である。 - 各試験法の定量下限値を下回る測定値は合計に含まない。 - 各 PFAS の濃度は個別に報告しなければならない。 2028 年 1 月 12 日から適用される。

2.10 デンマーク

デンマークでは、2021 年 6 月に、PFOS、PFOA、PFNA、PFHxS の 4 物質で 2 ng/L 以下が公表され、2022 年 2 月 23 日から規制値として適用されている⁸。

2.11 スウェーデン

スウェーデンでは、PFOS、PFOA、PFNA、PFHxS の 4 物質に対する規制値として 4 ng/L が 2026 年 1 月 1 日から適用される⁹。

2.12 韓国

韓国では、PFOS 及び PFOA の合計に対する規制値として 70 ng/L、PFHxS に対する規制値として 480 ng/L が 2019 年より適用されている¹⁰。

⁷ ドイツ連邦議会. “68/23 飲料水条例の一部を改正する条例（第 2 次）の制定について”. <https://www.bundesrat.de/SharedDocs/TO/1032/to-node.html>EU. (accessed 2023-3-31)

⁸ 厚生労働省. “令和 4 年度第 2 回水質基準逐次改正検討会（資料 1 参考 1）”. <https://www.mhlw.go.jp/content/10901000/001078144.pdf>. (accessed 2023-11-4)

⁹ 同上

¹⁰ Korean Law Information Center (Ministry of Government Legislation). “먹는물 수질감시 항목 운영 등에 관한 고시.” <https://law.go.kr/LSW/admRulLsInfoP.do?chrClsCd=&admRulSeq=2100000178074#AJAX>. (accessed 2023-11-21)

Ⅲ 水道における PFAS の処理技術等について

1 粉末活性炭処理

粉末活性炭は、粒径が小さい活性炭である。粒状活性炭よりも粒径が小さいため、内部拡散距離が短く、吸着が早い。粉末活性炭の性能は、粉末活性炭の種類、注入量、注入位置、接触時間及び吸着対象物質（成分）と競合する可能性のある他の水質成分に影響される。

1.1 PFAS 除去能力

【概要】

1. PFAS 除去率は PFAS の種類によって異なり、粉末活性炭による除去率は他の処理技術と比較すると中程度である。
2. PFAS 除去率は鎖長の増加とともに向上する。

【詳細】

1. 既往の研究によれば、粉末活性炭を用いて一定程度の PFAS は除去できる。粉末活性炭の注入率に応じて、沈殿池での除去率が概ね高くなる傾向にあるが、品質の高い粉末活性炭を多く注入しても、PFAS を高い割合で除去できることはほとんどない（USEPA, 2022a; 栗原ら, 2022）。
2. 粉末活性炭による PFAS の除去率は鎖長の増加とともに向上し、除去率が 80%を超えることがある一方で、短鎖 PFAS については除去率が 40%未満になることもある（Sun, 2016）。例えば、Dudley et al. (2015) は、PFPeA を最大で 40%除去できたが、PFBA はほとんど除去できなかったとしている他、奥田ら（2021）は、PFAS が検出された河川水のジャーテストにおいて、粉末活性炭 10 mg/L での除去率は PFOS が 95%、PFHxS が 83%だった一方、PFBS が 51%であったとした。

USEPA（2022a）では、粉末活性炭処理について、ベンチ及びパイロット試験において、PFOS や PFOA など数種類の PFAS の最大除去率が 90%以上であったことを示しつつも、その除去率は粉末活性炭の投与量、粒子径、接触時間等の要因に依存するとしている（表 8）。

表 8 ベンチ及びパイロット試験における
粉末活性炭処理による PFAS の最大除去率

PFAS の種類	最大除去率
PFBA	10%
PFBS	90%
PFHxS	99%
PFOA	95%
PFOS	99%
PFNA	98%

1.2 PFAS 処理の留意点

【概要】

1. 他の処理工程の前段に添加する。
2. PFAS は、異臭味の除去と比べると粉末活性炭での除去が難しく、注入量が多くなる傾向にある。
3. 粉末活性炭注入量は最適化する必要がある。
4. 粉末活性炭の効果は接触時間とともに向上する。
5. 原水水質の違いが除去性能に影響する。
6. 水温が除去性能に影響する。
7. 無機カチオンや多価カチオンは PFAS の吸着を促進する。

【詳細】

1. 粉末活性炭は他の処理工程の前段に添加され、PFAS や有機物の化合物を吸着し、その後沈殿又はろ過で除去される（図 1）。粉末活性炭の効果は接触時間とともに向上するため、沈殿やろ過の上流に添加することで、PFAS の除去率が高くなる（AWWA, 2020）。



図 1 粉末活性炭を導入した浄水処理フローの例

2. PFAS 除去のための粉末活性炭注入量（例えば、45～100 mg/L）は、味と臭気の抑制に用いられる量（例えば、1～20 mg/L）の少なくとも 2 倍である（USEPA, 2022a）。
3. 粉末活性炭注入量は最適化する必要がある。粉末活性炭の注入量が低く、原水中の TOC など他の成分を吸着する程度である場合、PFAS の除去率は低くなる。その一方、粉末活性炭がろ過前に十分に除去されない場合は、ろ過池への負荷が増加する（AWWA, 2020）。

また、一般に、熱活性化された木質系粉末活性炭は、その他の原材料から製造された粉末活性炭よりも PFAS に効果的である（Dudley, 2012）。

4. 粉末活性炭の効果は接触時間とともに向上する。そのため、粉末活性炭を沈殿とろ過の上流で注入すれば、一般に PFAS と有機物の除去率が高くなる。また、粉末活性炭を攪拌池の前に注入すれば、水中に粉末活性炭を十分に行きわたらせることができる（AWWA, 2020）。
5. 原水水質の違いが除去性能に影響する。例えば、粉末活性炭注入量を 30～100 mg/L、接触時間を 1 時間としたある研究では、30 mg/L の粉末活性炭注入時に長鎖 PFAS を

50%以上除去できることが多かった (Hopkins, 2018; Sun, 2016)。また、他の研究では、粉末活性炭注入量が 45 mg/L 以上の場合に 90%以上の PFAS を除去できることが示されている (Dudley, 2012)。

6. 水温が 15～30℃の範囲において、PFAS の除去率は水温の上昇とともに増加した (Nakamura et al., 2023)。
7. 無機カチオン (Ca^{2+} , Cu^{2+} , Mg^{2+} 等) は、活性炭の表面電荷を中和し、PFAS の電荷の反発を低減することができる (You et al., 2010; Zhang et al., 2011)。さらに、多価カチオンは、PFAS 末端官能基と活性炭表面の官能基の架橋を促進する (Wang et al., 2011)。

1.3 その他の水質項目への影響

【概要】

1. 粉末活性炭は、様々な有機物等を除去できる。

【詳細】

1. 異臭味原因物質 (2-MIB、ジオスミン等)、陰イオン界面活性剤、フェノール類、トリハロメタン及びその前駆物質、トリクロロエチレン等の低沸点有機塩素化合物、農薬などの微量有害物質、水源域での事故などによる一時的に混入する化学物質、その他の有機物等を除去できる (日本水道協会, 2012)。

1.4 費用に影響する主な要素

液体を攪拌分離し抽出する設備 (ミキサーセトラーなど) を導入する場合は、運用コストが高くなる (Li et al., 2019)。

1.5 残渣

【概要】

1. 残渣に占める PFAS の重量比は処理条件により大きく異なる。

【詳細】

1. 粉末活性炭処理における残渣は、PFAS を吸着した粉末活性炭のほか、凝集剤、微粒子、有機物などが含まれる (Dudley, 2015)。浄水処理の条件によって、残渣に占める PFAS の重量比は大きく異なる (USEPA, 2020)。

1.6 長所と短所

【概要】

1. 長所は、比較的迅速に本格導入でき、他の除去技術よりも初期費用が大幅に低い点等である。
2. 短所は、処理しなければならない残渣が増加する点等である。

【詳細】

1. 粉末活性炭の主な長所の 1 つは、比較的迅速に本格導入でき、他の除去技術よりも初期費用が大幅に低いことである。そのため、PFAS がまれにしか検出されない場合、その都度使用可能な粉末活性炭は最良の処理方法になりうる。
2. 粉末活性炭の主な短所の 1 つは、処理しなければならない残渣が増加する点にある。PFAS を吸着した粉末活性炭は、沈殿又はろ過池の洗浄で除去され、その後、下水処理施設や埋立地、脱水施設に送られる。脱水施設に送られた場合、残渣の脱水効率には粉末活性炭の注入量が多いほど低くなる可能性がある。

表 9 に粉末活性炭の主な長所と短所を示す (AWWA, 2020)。

表 9 PFAS 除去における粉末活性炭の長所と短所

粉末活性炭の長所	粉末活性炭の短所
・ 比較的短期間で導入可能である。 ・ その都度使用する場合に適している。 ・ 一定程度の PFAS 除去を見込める。 ・ 広い場所を必要としない。 ・ 既存の浄水処理プロセスに簡単に組み込める。 ・ 初期費用が比較的低い。 ・ 副次的な効果としては、DBP、味、におい及び TOC の低減が挙げられる。	・ 競合吸着の可能性がある、その場合、PFAS 除去効果が低下する。 ・ 発生土量の増大により、ろ過池の洗浄間隔に影響を及ぼす可能性がある。 ・ 残渣の脱水に悪影響を及ぼす可能性がある。 ・ 頻繁なメンテナンスを必要とする場合がある。 ・ PFAS の除去率を高めるために、接触池の追加を必要とする場合がある。 ・ PFAS を含む残渣の処分は、将来的に課題になる可能性がある。 ・ プロセスの最適化が必要である。 ・ 他の処理方法と比較して、PFAS の除去にそれほど効果的ではない ・ 注入量により、運用コストに大きな幅が生じる可能性がある。 ・ 粉塵爆発の潜在的危険性があるので、保管等に注意が必要である。

2 粒状活性炭処理

粒状活性炭は粉末活性炭と比較して粒径が大きく、直径は 1.2～1.6 mm である (USEPA, 2022a)。その性能は粉末活性炭と同様に水質成分の影響を受け、特に有機化合物は吸着に際して互いに競合する。

なお、生物活性炭は PFAS 除去効果がほとんどないため、本書では粒状活性炭に生物活性炭は含まない。

2.1 PFAS 除去能力

【概要】

1. 長鎖の PFAS を除去できる。
2. PFAS 除去率は処理条件に大きく依存する。
3. 短鎖 PFAS は長鎖 PFAS よりも破過が早い。

【詳細】

1. 粒状活性炭は、多孔質特性と大きな表面積により、原水中の PFAS を除去することができる。急速ろ過、オゾン処理、粒状活性炭における地表水の浄水処理性能に関する研究では、PFOS 等を著しく除去できたのは粒状活性炭のみであった (PFOS : 90%以上、PFOA : 50%以下、PFHxS : 80%以下) (Eschauzier et al., 2012)。

ただし、長鎖の PFAS は疎水性が高いため、疎水性相互作用により、PFAS の吸着が増加する一方、PFHxA、PFPeA、PFBS、及び PFBA などの短鎖の PFAS はあまり吸着せず、破過が早い (Higgins et al., 2006; Ahrens et al., 2010; Ross et al., 2018)。

また、25 mg/L の活性炭濃度で処理した地表水 (TOC=2.0 mg/L) の回分試験では炭素数 6 個以上、地下水 (TOC=0.7 mg/L) の試験では炭素数 5 個以上の PFCA に対して 50%以上の除去効果を示した。PFSA に対しては、地表水、地下水ともに炭素数 4 個以上の場合に 50%以上の除去効果を示した (Kempisty et al., 2022)。

海外の事例として、米国のケンブリッジ市水道局では、水道水中の 6 種類の PFAS (PFOS、PFOA、PFHxS、PFNA、PFHpA、PFDA) の総濃度が平均で 10～20 ng/L 程度になることが多かったが、PFAS 除去に優れた粒状活性炭を導入することで、総濃度を 5 ng/L 未満まで低減することができた (付録 2 : 事例 7)。

2. 粒状活性炭による PFAS 除去は、流量、粒状活性炭の注入量と種類等の処理条件に大きく依存する。原水の水質は特に重要であり、DOC の存在が、粒状活性炭による PFAS の除去能力を低下させる (Franke et al., 2019)。国内の浄水場で粒状活性炭全 11 池を約 36 日で順次再生処理した場合、PFBA が 74%除去され、そのほかの PFAS (PFPeA、PFHxA、PFHpA、PFOA、PFNA、PFAS、PFBS、PFHxS、PFOS) は 1 ng/L 未満まで除去されたが、時間経過した吸着池ほど低炭素数の PFAS から破過が進んでいた (栗原ら, 2022)。

USEPA (2022a) では、粒状活性炭による PFAS の除去性能には環境によって大き

なばらつきがあるとしながらも、粒状活性炭は幅広い PFAS に対して有効であり、ベンチ及びパイロット試験並びに実施設での評価において、PFOS や PFOA の最大除去率は 98%以上であったとしている（表 10）。

表 10 ベンチ及びパイロット試験並びに実施設での評価における
粒状活性炭による PFAS の最大除去率

PFAS の種類	最大除去率
PFBA	99%
PFBS	98%
PFHxS	98%
PFOA	98%
PFOS	99%
PFNA	93%

- ある下水処理施設で 1 年間通水試験（流入水量：2,000 m³/日～3,800 m³/日、EBCT：14 分～26 分）を実施したところ、長鎖 PFAS について粒状活性炭への流入水は平均 19 ng/L で、粒状活性炭処理水は 8 ng/L 未満となっていた。一方、短鎖 PFAS については、粒状活性炭への流入水は平均 47 ng/L で、粒状活性炭処理水は 118 ng/L 未満と、破過が発生していた。また、BV 値が 4,000 までは、長鎖 PFAS も短鎖 PFAS もほとんど完全に除去できていたが、短鎖 PFAS は長鎖 PFAS よりも破過が早く、BV 値が 12,000 で、短鎖 PFAS の破過率（PFAS の粒状活性炭入口濃度に対する出口濃度の比率）が 1.0 を超えていた。そして、長鎖 PFAS 及び短鎖 PFAS のどちらも、分子量に関わらず、粒状活性炭処理水中の TOC と正の相関関係が有意にみられた（Gonzalez et al., 2021）。

2.2 PFAS 処理の留意点

【概要】

- ろ過の後段が適している。
- 吸着していた物質が粒状活性炭表面から脱離することがある。
- 頻繁に交換や再生が必要になる。
- 無機カチオンや多価カチオンは PFAS の吸着を促進する。
- DOM は、競合吸着やファウリングを引き起こす。
- 原水水質の違いが除去率に影響する。
- ヨウ素吸着性能やメチレンブルー脱色力、ABS 価の性能の高い粒状活性炭は、PFAS の吸着性能が優れている。

【詳細】

- 粒状活性炭の導入は、ろ過の後段が適している（図 2）（AWWA, 2020）。



図 2 粒状活性炭を導入した浄水処理フローの例

2. 粒状活性炭は多様な汚染物質を吸着することができるため、より吸着しやすい物質が吸着することで、先に吸着していた物質が粒状活性炭表面から脱離することがある (AWWA, 2020, 2002)。このような脱離を防ぐには、原水水質を適切に理解する必要がある (Zou et al., 2010)。また、破過が起ると、その後破過速度が著しく悪化するため、破過が起る前に粒状活性炭を交換する必要がある (Nakamura et al., 2023)。
3. 短鎖の PFAS は破過しやすいため、頻繁に交換や再生が必要になる (AWWA, 2020)。
4. 粉末活性炭と同様に、無機カチオンや多価カチオンは PFAS の吸着を促進する。
5. DOM は、競合吸着とファウリングにより、PFAS の吸着を阻害する可能性がある (Yu et al., 2012)。特に、PFBA や PFPeA のような短鎖 PFAS でその傾向が強い (Appleman et al., 2013)。
6. 冬よりも夏の方が PFAS の除去率が低いという報告がある (Nakamura et al., 2023)。除去率低下の要因は、高濃度の競合物質が増加することに伴い競争吸着が行われることなど、高水温期特有の現象が考えられる (Takagi et al., 2011)。
7. 複数種類の石炭系粒状活性炭の吸着特性と日本水道協会認証品品質基準で設定する物性値との関連について確認したところ、ヨウ素吸着量、メチレンブルー脱色力及び ABS 価の性能が高く、ミクロ孔の細孔容積が大きい粒状活性炭の吸着性能が優れていた。(福原ら, 2021)。

2.3 その他の水質項目への影響

【概要】

1. 粒状活性炭は、様々な有機物を除去できる。

【詳細】

1. 異臭味原因物質 (2-MIB、ジオスミン等)、トリハロメタン等の DBP 及びその前駆物質、色度、陰イオン界面活性剤、フェノール類・農薬等の有機物、トリクロロエチレン等の揮発性有機物を除去できる (日本水道協会, 2012)。

2.4 費用に影響する主要要素

粒状活性炭固有のコスト要素を表 11 に示す (USEPA, 2022b)。

表 11 粒状活性炭固有のコスト要素

項目	主な内容
直接的なコスト	・ 接触池 ・ 逆洗用タンクとポンプ ・ 粒状活性炭の移送・貯蔵装置 ・ 使用済み粒状活性炭の再生施設（現地で再生する場合）
人件費	・ 接触池の維持管理に係る人件費 ・ 逆洗管理のための人件費 ・ 逆洗用ポンプの維持管理に係る人件費（逆洗が週 1 回以上の頻度で行われる場合） ・ 粒状活性炭の移送と交換に係る人件費
材料費	・ 接触池の維持管理用資材 ・ 逆洗用ポンプの維持管理用資材（逆洗が週 1 回以上の頻度で行われる場合） ・ 交換用粒状活性炭（再生した場合は補充のみ）
電力費	・ 逆洗用ポンプの運転に必要な電力
残渣	・ 使用済み粒状活性炭の再生費用（現地で再生する場合） ・ 再生設備の人件費、材料費、電力費（現地で再生する場合） ・ 使用済み粒状活性炭の廃棄（廃棄する場合）

2.5 残渣

【概要】

1. 使用済み活性炭は再生可能である。
2. 粒状活性炭に吸着する PFAS の重量比は、最も高い場合で 2%程度である。
3. 使用済み粒状活性炭を埋め立てた場合、PFAS が活性炭から脱離する可能性がある。
4. パイロットスケールの調査では、粒状活性炭中の PFAS の熱耐性は化学構造によって異なった。
5. PFAS を粒状活性炭に吸着させることで分解が促進される。

【詳細】

1. 使用済み活性炭は再生可能である。しかし、再生には、高温で大量の有機溶媒（メタノールやエタノール）と塩を使用することが多く、コストがかかる。さらに、生じた再生液に含まれる PFAS を破壊するために、高温焼却（600～1,100℃）する必要がある（Vecitis et al., 2008）。海外の事例として、米国のケーブ・フィア公益事業団では 270 日毎又はそれ以上の頻度で、ホーシャム上下水道局では約 12 か月毎に PFAS 用の粒状活性炭を交換している（付録 2：事例 1 及び事例 2）。また、前者については交換後の活性炭に吸着した PFAS を高温で破壊したのち、再生して使用している（付録 2：事例 1）。

2. 粒状活性炭への PFAS の吸着量は、多い場合(高性能な粒状活性炭、吸着性の高い PFAS、競合汚染物質が少ない、低い有機物濃度、また処理水中の濃度が高い場合)であっても、2%程度である(例えば、1 g の粒状活性炭に吸着する PFOS は 0.02 g)。一般的な処理条件の場合や、吸着性の低い短鎖 PFAS などの場合、吸着する PFAS の重量比は、これよりも桁違いで低くなる (USEPA, 2020)。
3. 粒状活性炭を埋め立てた場合、PFAS が活性炭から埋め立て浸出水中に脱離する可能性がある。PFAS の脱離は、液相と固相の間の非平衡により発生する。浸出水中に蓄積する PFAS の濃度は、条件次第で大きく変化する。
4. パイロットスケールの調査において、粒状活性炭中に含まれる PFCA の分解は 200℃で起こるが、PFSA はより高温 (450℃) で分解することが分かった。また、700℃以上では PFOA と PFOS のフッ化物への完全な無機化 (80%以上) が観察された。これらのことから、PFAS の熱耐性は化学構造によって異なることが分かった (Xiao et al., 2020)。
5. PFOA、PFHxA、PFOS を窒素ガス雰囲気下、700℃で処理した場合、脱フッ素化率は、それぞれ 30%、45%、48%であった。粒状活性炭 に吸着した場合、それぞれ同 51%、72%、70%に増加した。これらの差異は、PFAS と活性炭の相互作用及び粒状活性炭吸着時の炭素の電子構造に起因するものと考えられる (Watanabe et al., 2018)。

2.6 長所と短所

【概要】

1. 長所は、膜処理より低い初期費用で導入できる点等である。
2. 短所は、時間の経過とともに交換又は再生が必要になる点等である。

【詳細】

1. 粒状活性炭は、膜処理よりも比較的低い初期費用で導入できる。
2. 粒状活性炭の運用は、一般に電力消費が少なく、膜処理におけるような濃縮水を生じないが、時間の経過とともに交換又は再生が必要になる。破過する前に交換又は再生する必要があるが、PFAS の破過は他の有機化合物、PFAS の種類及び PFAS の総濃度によって変化する、1年に2〜3回の頻度になると考えられる (Takagi et al., 2011)。

表 12 に粒状活性炭の主な長所と短所を示す (AWWA, 2020)。

表 12 PFAS 除去における粒状活性炭の長所と短所

粒状活性炭の長所	粒状活性炭の短所
・ 長鎖 PFAS を高い除去率で、短鎖 PFAS を中程度の除去率で除去できる。 ・ 接触池を新設しない限り、広い場所を必要としない。 ・ 既存の砂ろ過設備を粒状活性炭処理設備に改修できる。 ・ 副次的な効果として、DBP、味、臭気、TOC 及び新興汚染物質の低減が挙げられる。	・ 競合吸着の可能性がある、その場合、PFAS 除去効果が低下する。 ・ 粒状活性炭を頻繁に交換・再生する場合、運用コストが負担になる可能性がある。 ・ PFAS やその他の汚染物質が破過するおそれがある。 ・ 逆洗水を処分（又はリサイクル）する必要があるが、逆洗水中の PFAS 濃度は詳しくわかっていない。 ・ 粒状活性炭内又は配水システム内で硝化の可能性がある。 ・ 粒状活性炭は交換又は再生する必要があるが、再生と処分により PFAS が大気放出されるおそれがある。

3 イオン交換処理

イオン交換処理は、イオン交換基（官能基）を持つ樹脂を用いて、樹脂が保持しているイオンと溶液中のイオンを交換することで、アニオン又はカチオンのいずれかを除去する処理プロセスである。PFAS 除去の用途では陰イオン交換樹脂が使用される。

3.1 PFAS 除去能力

【概要】

1. PFAS 除去目的で設計されている場合、効果的に除去できる。
2. PFCA よりも PFSA を除去しやすい。

【詳細】

1. イオン交換樹脂による PFAS の除去性能は、当該処理技術が特定の PFAS を除去する目的で設計されているかどうかには依存するが、一般に、イオン交換処理は、粒状活性炭よりも PFAS の除去に効果的である（GAO, 2022; USEPA, 2022a）。USEPA（2021）では、ベンチ及びパイロット試験において、PFOS や PFOA に対して最大 97%以上の除去率を得られた一方で、実施設での評価ではその除去性能に大きなばらつきがあり、有効性を示した樹脂の中には、目的に応じて設計された PFAS 選択的樹脂のほか、過塩素酸塩除去のために設計された樹脂があったとしている（表 13）。
2. 一般的に、イオン交換処理は PFCA よりも PFSA を除去しやすく、短鎖 PFAS よりも長鎖 PFAS を除去しやすい（USEPA, 2021）。

表 13 ベンチ及びパイロット試験並びに実施設での評価における
イオン交換処理による PFAS の最大除去率

PFAS の種類	最大除去率
PFBA	97%
PFBS	98%
PFHxS	99%
PFOA	97%
PFOS	99%
PFNA	98%
PFDA	98%

3.2 樹脂の種類

【概要】

1. WBA 樹脂も SBA 樹脂も使用できる。
2. 樹脂の種類には、①特定 PFAS 向け陰イオン交換樹脂、②ポリスチレン樹脂及びポリアクリル樹脂、③マクロポーラス樹脂及びゲル樹脂等がある。
3. SBA 樹脂は幅広い pH に対応でき、WBA 樹脂は吸着性能が高い。
4. 吸着性能には、樹脂／PFAS の比率等が影響する。

5. ポリアクリル樹脂や弱塩基性樹脂よりポリスチレン樹脂の方が破過が遅く、また、PFCA より PFSA の方が破過が遅い。

【詳細】

1. 表 14 に、PFAS 除去のための代表的なイオン交換の設計基準を示す (AWWA, 2020)。WBA 樹脂は、PFAS 除去用途で最も有望視されているが、SBA 樹脂も同様に使用することが可能である。また、これまで PFAS 除去の用途では、第四級アンモニウム又はジメチルエタノールアンモニウムを官能基とするポリアクリルゲル樹脂が最も効果的だったが (Rahman et al., 2014)、他の種類の樹脂も検討されている (AWWA, 2020)。

表 14 PFAS 除去のための代表的なイオン交換設計基準

設計基準	値又は範囲
樹脂の種類	WBA、SBA 又は PFAS 選択性樹脂
EBCT	2.5～7.5 分
1 本当たりの流量	8～40 BV/時間
樹脂層高：容器の直径	0.2:1～2:1
樹脂層高	76.2～365.8 cm
負荷速度	14.7～29.3 m/時間

2. ①特定 PFAS 向け陰イオン交換樹脂 (単回使用)

様々な種類の樹脂のうち、おそらく最も有望である (USEPA, 2019)。製品例としては、Amberlite™ PSR2 Plus (Dupont 社)、Resin Tech SIR-110-HP (ResinTech 社)、Purolite A592E 及び A694E (Purolite 社)、CalRes 2301 (Calgon Carbon 社) がある (Dixit et al., 2021)。

A592E は、0.4 mL/L の添加量で、15 分の接触時間で短鎖の PFCA と PFSA ($C_0 = 10 \text{ mg/L}$) を 99.9%以上除去できた (Dixit et al., 2020a)。

- ②ポリスチレン樹脂

ナフサを原料としたスチレンモノマーを重合させて作られるプラスチック樹脂である (日本スチレン工業会)。

- ・ポリアクリル SBA 樹脂：ポリスチレン樹脂と比較して、親水性が高く、樹脂内の短鎖 PFAS の物質移動を促進するため、一般に PFOS 及び PFBS の取り込み速度が速い (Deng et al., 2010; Li et al., 2019)。ポリアクリル樹脂 (IRA67 (Dupont 社)) は、ポリスチレン樹脂 (IRA410 (Dupont 社)) と比べて 8 倍高い取込容量と、24 倍速い取込速度を示した (Deng et al., 2010)。また、有機ファウリングに対してより耐性がある (Boyer et al., 2008)。

- ③マクロポーラス樹脂

10～100 nm 孔径の細孔が架橋したマイクロゲルからなり、ゲル樹脂は均一な固相と

細孔径 2 nm 未満の官能基が密に配置されたマイクロポアからなる (Deng et al., 2010; Li and SenGupta, 2000)。PFAS を優先的に取り込むことができる。

- ・マクロポーラス WBA 樹脂 (IRA900 と IRA96 (Dupont 社)) : ゲル型樹脂 (IRA400 と IRA410) と比較して約 6~8 倍高い PFOS の取り込みを示した (Deng et al., 2010; Li et al., 2019)。
 - ・マクロポーラス SBA 樹脂 : ゲル型 SBA 樹脂と比較して、PFOS に対しては高い交換容量 (吸着可能なイオン量) を示したが、短鎖 PFBS に対しては低い交換容量を示した。これはゲル型樹脂が短鎖 PFAS に対してより適していることを示している (Dudley, 2012; Li et al., 2019)。
 - ・マクロポーラス樹脂の方が、ゲル型樹脂よりも吸着性能が高い (Dixit et al., 2021)。
3. SBA 樹脂は幅広い pH に対応できるが、主に単回使用という特徴を有している。一方、WBA 樹脂は酸性条件下でのみ使用できるが、再利用可能で、NOM によるファウリングに強い (Dixit et al., 2021)。また、WBA 樹脂の方が SBA 樹脂よりも吸着性能が高い (Dixit et al., 2021)。
 4. 樹脂/PFAS の比率が吸着性能に最も影響するが、他にも、他のイオンとの競合、間隙率、温度、樹脂ビーズの半径分布等も影響する (Dixit et al., 2021)。吸着のメカニズムとしては、主に静電相互作用 (イオン交換) と疎水性効果が影響する。PFAS がヘミミセルやアドミセル等の複層構造を形成すると、樹脂への吸着が促進される (Dixit et al., 2021)。
 5. パイロットスケール又はフルスケールの試験をまとめたレビューによると、ポリアクリル樹脂や弱塩基性樹脂よりポリスチレン樹脂の方が破過が遅く、PFCA より PFSA の方が破過が遅くなっていた。また、PFCA や PFSA の中では、短鎖化合物よりも長鎖化合物の方が破過が遅くなっていた (Boyer et al., 2021)。

3.3 PFAS 処理の留意点

【概要】

1. ろ過の後段が適している。
2. pH の影響を受け、pH が高いほど除去率が低くなる。
3. 処理水中に無機塩と有機塩が共存していると、除去率が低くなる。
4. 一般的に処理槽が深いため、損失水頭が大きく、空気障害が問題になることがある。

【詳細】

1. イオン交換樹脂の導入は、ろ過の後段が適している (図 3) (AWWA, 2020)。前処理には、カルシウム塩とマグネシウム塩の析出を回避するための流入水の pH 調整、ファウリングを防止するための TOC 濃度の低減及び流入水の総懸濁物質の制御がある (AWWA, 2020)。また、粒状活性炭と SBA 樹脂を組合せることで、その他の汚染物質に対する幅広い処理を提供するとともに、樹脂の交換頻度や運用コストを下げるこ

できる (AWWA, 2020)。

海外の事例として、米国のポーツマス市では、PFAS 除去のために新設した浄水施設でイオン交換処理と粒状活性炭を併用しており、当該施設が稼動を開始して以降、USEPA による分析方法 533 番を用いて分析可能な 25 種類の PFAS すべてについて、浄水からの検出は認められていない (付録 2：事例 5)。また、米国のウォーソー市水道局では、新設したばかりの浄水場でイオン交換樹脂により PFAS を除去しているが、イオン交換樹脂は単独で使い続けるには年間約 1 億 400 万円と高額であるため、2024 年中に粒状活性炭処理を追加する予定である (付録 2：事例 6)。



図 3 イオン交換樹脂を導入した浄水処理フローの例

- イオン交換樹脂を用いた PFAS 除去は pH に大きく影響され、pH が高い (>10) ほど除去率が低くなる (Gao et al., 2017; Dixit et al., 2021)。pH は PFAS の状態に影響を与えないが、イオン交換樹脂の特性に影響を与える可能性がある (Li et al., 2019)。SBA 樹脂の場合、流入水の pH が 6~9 の範囲では PFAS の収着には影響しないが、高い pH (>10) は SBA 樹脂を分解する可能性がある (Maimaiti et al., 2018)。WBA 樹脂の場合、低い pH (5.5~6.0) が最適である (Bell et al., 2019)。ポリアクリル樹脂の IRA67 のような WBA 樹脂では、pH が高い (>10) と PFOS の除去が著しく弱まる (Deng et al., 2010)。

ポリアクリル樹脂は、PFAS (99%以上除去) と DOM の 90%以上除去 (ポリスチレン樹脂では 20~40%の DOC 除去のみ) の両方を捕捉することができた (Dixit et al., 2020a)。

- 同じ処理水中に無機塩基と有機塩基が共存していると、PFAS の除去に影響を及ぼすことがある。二価のカチオンは、負に帯電した PFAS の間に架橋し、PFAS と他のイオンの同時除去又は吸着量の減少をもたらす。例えば、マグネシウムはカルボキシル基の間に架橋し、カルシウムはカルボキシル基とスルホン酸基の間に架橋する。そのため、正に帯電した化合物を形成し、樹脂上の負の移動性対イオンを引き寄せることによって、同時除去をもたらす (Du et al., 2014)。特に、高濃度の電解質は、塩析により PFAS の溶解度を低下させ、吸着を促進させると考えられている (Du et al., 2014)。

DOM、硫酸塩、硫化物、硝酸塩、塩化物、クロム酸塩などは、樹脂に優先的に吸着するため、PFAS 除去率が低下する (Du et al., 2014; Kim and Benjamin, 2004; Swistock,

2016)。特に、フミン酸やフルボ酸のような分子量の大きい DOM は、直接的な競合に加えて、有機ファウリングも引き起こす可能性がある (Maimaiti et al., 2018)。

4. 処理槽の深さが 90～150 cm と深いため、損失水頭が大きく、空気障害が問題になることがある (AWWA, 2020)。

3.4 費用に影響する主な要素

1. SBA 樹脂は、多くの PFAS に対して高い除去能力を持つことが示されているが、一般的に粒状活性炭よりも高価である (USEPA, 2019)。
2. イオン交換樹脂固有のコスト要素を表 15 に示す(USEPA, 2022b)。

表 15 イオン交換樹脂固有のコスト要素

項目	主な内容
直接的なコスト	・前処理用カートリッジフィルター ・樹脂塔 ・樹脂の初期洗浄と逆洗用のタンクとポンプ ・処理後の腐食防止に使用する水酸化ナトリウムを注入する設備
人件費	・前処理用カートリッジフィルターに係る人件費 ・逆洗に係る人件費 ・逆洗用ポンプの維持管理に係る人件費 (逆洗が週 1 回以上の頻度で行われる場合のみ) ・樹脂交換に係る人件費
材料費	・前処理フィルター用交換カートリッジ ・逆洗用ポンプの維持管理用資材 (逆洗が週 1 回以上の頻度で行われる場合のみ) ・薬品 (後処理腐食防止を選択した場合) ・PFAS 選択性樹脂の交換
電力費	・逆洗用ポンプの運転に必要な電力
残渣	・使用済みカートリッジフィルターの廃棄 ・使用済み樹脂の廃棄

3.5 残渣

【概要】

1. 使用済みのイオン交換樹脂はメタノール等で再生できる。
2. 市場では使い捨て型の樹脂が主流になってきており、使用後は焼却される。
3. 廃液の処理方法には、電気化学的処理や焼却等が挙げられる。
4. イオン交換樹脂に吸着する PFAS の重量比は、最も高い場合で 10%程度である。

5. 使い捨て型の樹脂を使用した場合、埋立は焼却よりも低コストになりうるが、埋められた樹脂からは PFAS が脱離する可能性がある。

【詳細】

1. 塩酸や水酸化ナトリウム水溶液等の酸・アルカリ溶液を流して捕捉したイオンを放出させて再生する従来の再生方法はイオン交換除去には非効率的である。一方、メタノールやエタノールと混合した塩や塩基を用いると、より効率的に再生される (Gao et al., 2017)。したがって、PFAS が吸着したイオン交換樹脂の再生には、有機溶媒と食塩水の組み合わせが推奨される。

また、PFOA と PFHxA を飽和させた IRA67 (Dupont 社) の再生では、70wt%メタノール及び 1wt%NaCl の混合物を用いて、それぞれ 98%、40%の回収率を達成した (Du et al., 2015)。

WBA 樹脂は pH 上昇時に脱プロトン化しやすいため、より効率的に再生される (Deng et al., 2010)。

ポリアクリル樹脂では 1%NaCl と 50%MeOH の溶液で 70%以上の回収率、ポリスチレン樹脂では NaCl と 70%MeOH の溶液で 100%近くの回収率の例もあった。ただし、10%NaCl 溶液 (PS/MP/TypeI 樹脂、PFOS 等 5 種) や 0.5%NaCl 溶液 (PS/G/TypeI 樹脂、GenX) で、80%以上の回収率となった例もある (Boyer et al., 2021)。

なお、使い終わった樹脂は処分が必要になる。

公表されている樹脂の再生方法は表 16 のとおりである (Dixit et al., 2021)。単体の塩基や有機溶剤と比較した場合、単体の無機再生剤の方が再生に適している。無機塩単体での再生が不利な場合は、塩基と無機塩の組み合わせで再生することを確認する。

表 16 IX 樹脂の再生方法

樹脂	再生方法	回収率	参考文献
IRA 67* ¹	70% Methanol +1% NaCl 又は 1% NaCl/Methanol	98.9% (PFOS)	Deng et al., 2010; Du et al., 2015; Gao et al., 2017
IRA 458* ¹	320 mM NaOH 320 mM NaCl	0.3% (PFOS) 0% (PFOS)	Carter & Farrell, 2010
IRA 958* ¹	Methanol (10~70%) + 1% NaCl	4.2~90.8% (PFOS)	Deng et al., 2010
DOW V493* ²	Methanol (LCMS Grade)	100% (PFOS) 研究会注	Senevirathna et al., 2010
A600E* ³	0.5% NH ₄ Cl + 0.5% NH ₄ OH	63% (PFOA) 48% (PFOS) 68% (PFBA)	McCleaf et al., 2017; Zaggia et al., 2016

樹脂	再生方法	回収率	参考文献
		41% (PFBS)	
A520E* ³	0.5% NH ₄ Cl + 0.5% NH ₄ OH	86% (PFOA) 74% (PFOS) 84% (PFBA) 82% (PFBS)	Gagliano et al., 2020; Conte et al., 2015; Moral et al., 2020; Zaggia et al., 2016
A532E* ³	80% Alcohols (Methanol/Ethanol) + 1% NH ₄ Cl	90% (PFOS)	Gagliano et al., 2020; Zaggia et al., 2016
A860* ³	10% NaCl	>95% (PFOA, PFOS, PFBA, PFBS, GenX)	Dixit et al., 2020b
A592E* ³	単回使用のみ	—	Dixit et al., 2020a
Purosorb PAD 500* ³	30% Methanol	20% (PFOA)	Gagliano et al., 2020; Conte et al., 2015
Macronet MN102* ³	50% Methanol + 3% NH ₄ OH	90% (PFOA)	Gagliano et al., 2020; Conte et al., 2015

*1 : Dupont 社、*2 : Dow Chemicals 社、*3 : Purolite 社

(研究会注) 原文本文では>98%と記載されているが、原文表の値を採用した。

- 市場における陰イオン交換樹脂は使い捨て型へと移行している (USEPA, 2020)。PFAS に汚染された使用済み樹脂を回収した後、その処理・処分が課題である (Dixit et al., 2020b; Gagliano et al., 2020; Zhang et al., 2019)。海外企業の中には、セメントキルン (1,400～2,000℃) で樹脂の残渣を焼却した事例がある (Patterson, 2020)。
- 電気化学的処理は、塩化ナトリウム溶液中の長鎖 PFAS の分解に効果的であるが、過塩素酸を生成するおそれがある (Dixit et al., 2021)。焼却も有効であると考えられるが、PFAS の熱分解に必要な温度は 1,600～2,000℃と高温であり、不完全な分解では短鎖 PFAS を生成するおそれがある (Dixit et al., 2021)。その他の有望な選択肢として、プラズマ分解処理、硫酸塩の AOP 及び UV-硫酸ラジカル処理等が挙げられる (Dixit et al., 2021)。
- 粒状活性炭の場合と同様に、樹脂への PFAS の吸着量は条件次第で大きく変化する。高めに見積もった場合 (特定 PFAS 向けの樹脂を使用、競合する水質成分が少ない、又は PFAS の吸着性が高い場合) でも、樹脂全体に占める PFAS の重量比は 10%程度である (例えば、樹脂 1g 当たりの PFOS の吸着量は 0.1g)。粒状活性炭よりも重量比が高くなる理由は、PFAS に特化した樹脂が存在するためである。粒状活性炭と同様に、吸着性が比較的低い短鎖 PFAS などの場合、吸着する PFAS の重量比は平均して遥かに低くなる (USEPA, 2020)。

5. 使い捨て樹脂を使用した場合、埋立は焼却よりも低コストになりうる。樹脂を埋めた場合、PFAS を置き換える対イオンを含む水がこの樹脂に接触すると、PFAS が樹脂から脱離する可能性がある。その結果、浸出水中に蓄積する PFAS の濃度は、条件次第で大きく異なる (USEPA, 2020)。

3.6 長所と短所

【概要】

1. イオン交換樹脂の長所は、メーカーが PFAS 選択性樹脂を開発している点等である。
2. 短所は、破過が起きると、樹脂の再生又は交換の必要がある点等である。

【詳細】

1. イオン交換メーカーは PFAS 選択性樹脂を開発し、継続して研究開発を行っている。これにより、他の成分との競合が少なく、PFAS を優先的に除去することができる。
2. 粒状活性炭と同様に、イオン交換樹脂の効果は時間の経過とともに減少し、破過すると、樹脂を再生するか交換する必要がある。

表 17 にイオン交換の主な長所と短所を示す (AWWA, 2020)。

表 17 PFAS 除去におけるイオン交換の長所と短所

イオン交換樹脂の長所	イオン交換樹脂の短所
・ 長鎖 PFAS の除去率が高く、短鎖 PFAS の除去率は中程度である。 ・ PFAS 選択性樹脂があり、研究が続けられている。 ・ 粒状活性炭と比較して、使用するエネルギー、メンテナンス頻度、設置面積が小さい。 ・ 他の汚染物質を除去する可能性がある。 ・ 粒状活性炭と比較して、EBCT が比較的短い。	・ 他の処理技術と比較して、原水成分と競合する可能性が高く、二次的な水質上の利点が少ない。 ・ 樹脂の頻繁な交換が必要な場合、運用コストが大きくなる可能性がある。 ・ 逆洗の頻度は比較的低いですが、逆洗水を処分（又はリサイクル）しなければならない。 ・ 本格的な導入の前に、試験運用が必要である。

4 NF 膜・RO 膜処理

RO 膜は、原水に大きな圧力を加えることで膜を通して水分子のみを移行させ、イオンや低分子有機物の分離を行う。NF 膜は RO 膜の一種であり、1 価イオンは選択的に通すが、多価イオンや色素成分などは阻止する。RO 膜の主な使用目的は塩化ナトリウムなどの溶存塩の除去であり、NF 膜は、軟水化（硬度除去）と有機物の除去によく使用される (Jacangelo et al., 1997) ¹¹。

4.1 PFAS 除去能力

【概要】

1. 短鎖と長鎖の両方の PFAS を高い除去率で処理できる。
2. 膜の寿命まで一貫した除去率で処理できる。

【詳細】

1. NF 膜と RO 膜は、短鎖と長鎖の両方の PFAS を除去できることが示されている (Appleman et al., 2014; Banks et al., 2020; Steinle-Darling et al., 2010; Steinle-Darling & Reinhard, 2008; Tang et al., 2007, 2006; Thompson et al., 2011; Yoon & Lueptow, 2005)。さらに、MWCO が 300 Da 以上の NF 膜は、99%以上の PFAS を除去でき (Banks et al., 2020 ; Franke et al., 2019)、MWCO が 100 Da 未満の RO 膜は、数 ng/L 程度の PFOA と PFOS を 99%以上除去することができる (Flores et al., 2013)。

実験プラントにおいて、孔径 0.1 μm の MF 膜では原水中の PFOS 及び PFOA を除去することはできなかったが、MWCO が 65 Da 及び 150 Da の NF 膜ではともに両物質を除去することができたことが報告されている (三矢ら, 2007)。海外の事例として、米国のブランズウィック郡公共事業体では、低圧 RO 膜施設の実証試験において、地表水中の PFOA、PFOS、GenX を含む複数の PFAS を検出下限値未満まで低減できたことが報告されている (付録 2 : 事例 4)。

USEPA (2022a) では、膜処理は PFAS の除去にかなり効果的であるとしており、数種類の NF 膜と RO 膜を評価したベンチ及びパイロット試験並びに実施設での評価では、最大 99%以上の PFAS 除去率を達成したとしている (表 18)。

2. 膜は、粒状活性炭やイオン交換とは異なり、膜モジュールの寿命まで一貫した除去率で処理できる。NF 膜と RO 膜は、PFAS 濃度が高く、粒状活性炭やイオン交換で処理できない場合、最も適した処理技術である (Mobley & Tadanier, 2019)。

¹¹ MF と UF : 一般的に 0.001~10 μm の範囲である MF 孔サイズに比べ、PFAS の有効直径が小さい (1 nm 以下) ため、MF のような低圧膜は PFAS の除去に有効ではない (Appleman et al., 2014; Rahman et al., 2014)。

表 18 ベンチ及びパイロット試験並びに実施設での評価における
NF 膜及び RO 膜処理による PFAS の除去性能

PFAS の種類	最大除去率
PFBA	99.9%
PFBS	99.8%
PFHxS	99%
PFOA	99%
PFOS	99%
PFNA	99%
PFDA	99%

4.2 PFAS 処理の留意点

【概要】

1. 膜をファウリングやスケールから保護するための前処理と、場合によっては安定化するための後処理が必要である。
2. NF 膜における成分除去は、成分特性、水質及び膜特性に影響を受ける。
3. 一次消毒方法を変更する必要がある場合がある。
4. 最適な処理量を検討する必要がある。
5. RO 膜は、エネルギー使用量と必要となる原水量が多い。
6. pH が処理性に影響する。

【詳細】

1. NF 膜と RO 膜は、膜をファウリングやスケールから保護するために、前処理を必要とする（図 4）。固形物を除去するための前処理には、凝集沈殿処理や砂ろ過処理がある。カートリッジフィルターは、より小さな成分を除去し、膜のファウリングの可能性を低減するために使用される。また、膜のスケールを防ぐため、スケール防止剤と酸を上流に加えることがある。処理方式によっては、膜ろ過の前に脱塩素を行い、腐食等を防ぐ必要がある（AWWA, 2020）。

後処理は、浸透水を安定化させ、配水システムでの腐食の不安定さを防ぐために、RO システム、場合によっては NF システムにも必要とされる。表 19 は、2 つの膜処理技術（NF、RO）の違いを要約したものである。（AWWA, 2020）。



図 4 NF 膜又は RO 膜を導入した浄水処理フローの例

表 19 NF 膜と RO 膜の設計基準

設計基準	NF	RO
原水	地下水	かん水、地表水、海水
主な機能	軟水化 (Ca^{2+} と Mg^{2+} の除去) 又は有機物の除去	溶存塩類 (NaCl 、 CaCl_2 など) の除去
MWCO	200~1,000 Da	150~300 Da
目標回収量	85~95%	70~85% (汽水) 40~60% (海水)
透過流束	23.8~34.0 LMH	11.9~25.5 LMH
圧力	783~1,034 kPa	1,034~4,137 kPa (かん水) 4,137~8,274 kPa (海水)
前処理	粒状ろ過フィルターや低圧メンブレンを使用することもある。高圧ポンプを保護するため、常にカートリッジフィルター (保安フィルター) を使用する。	特に地表水进行处理する場合は、粒状ろ過フィルターや低圧メンブレンを使用することもある。高圧ポンプを保護するため、常にカートリッジフィルター (保安フィルター) を使用する。
後処理	膜の種類によっては、安定化が必要な場合がある。	pH とアルカリ度の安定化が必要になる。
課題	濃縮水の処理、ファウリング、ミネラルの析出がある。	濃縮水の処理、ファウリング、ミネラルの析出がある。
コスト	前処理、後処理等を考慮すると高い。	前処理、後処理等を考慮すると高い。
電力使用量	多いが、RO より少ない。	NF より多いが、エネルギー回収装置を使用することにより、RO 濃縮水のエネルギーを利用することができる。

2. RO 膜は主に細孔の大きさ以上の不純物を分離して除去するメカニズムである。一方、表 20 に示すように、NF 膜の除去率は、RO 膜よりも成分特性、水質及び膜特性の影響を受けやすい (Bellona et al., 2004; Steinle-Darling & Reinhard, 2008; Tang et al., 2006)。

Yu ら (2016) は、原水中の 20 mg/L のフミン酸が PFAS 除去効率を低下させ、膜貫通圧を増加させることを見出した。NF 効率に影響を与える可能性のある成分には、金属錯体 (鉄、アルミニウムなど)、有機物及び微生物 (バイオフィウリング) がある (Schäfer et al., 2004)。PFBS のような短鎖 PFAS は、分子サイズが小さいため、NF 膜 (MWCO : 400 Da、孔径 : 0.912 nm、操作圧力 : 0.6 MPa) では定常状態の除去率が 69%未満であった (Wang et al., 2018)。

表 20 NF 膜の除去能力に影響を与える要因

膜の除去性能に影響を与える要因	性質
除去対象物質の特性	・分子量 ・構造 ・官能基 ・疎水性・親水性 ・酸解離定数 ・濃度
水質パラメータ	・pH ・水温 ・無機物濃度 ・有機物濃度
膜の性質	・膜の電荷 ・疎水性 ・供給圧力 ・前回洗浄からの経過時間

3. 膜材料が塩素にさらされることで劣化するため、現在の一次消毒方法を変更する必要がある場合がある。藻類や水質の対策のために前次亜を注入すると、膜ユニットの前に脱塩素化が必要になる場合がある（AWWA, 2020）。
4. 膜処理では、流入水の 10～30%が濃縮水として排出されるため、プラント全体の流量の一部だけを膜処理するなど利用可能な水の量を最適化する方法を検討する必要がある（AWWA, 2020）。
5. RO 膜は細孔に水を通すための大きな力を必要とするため、NF 膜と比べてエネルギー消費量が多く、また汚染物質が多く含まれた逆洗後の水は原水として浄水処理に使用できないため、原水の大幅な損失につながる可能性がある。そのため、原水の乏しいところでは問題になる可能性がある（GAO, 2022）。
これらの理由から、目標が PFAS を非常に低い濃度に下げることでない限り、あるいは PFAS 濃度が高すぎて粒状活性炭又はイオン交換フィルターの使用が継続できない場合を除き、浄水場での PFAS 除去において RO 技術の費用対効果は高くならない可能性がある（GAO, 2022）。
6. pH は、PFAS とは異なる官能基を持つ膜表面との電氣的反発を変化させるほか、膜の膨張及び収縮にも影響するため、PFAS の除去に影響する。分子サイズの大きい PFAS（PFOS, PFOA, PFHxA）に対しては、サイズによる選別が電氣的反発よりも有効である（Wang et al., 2018）。

4.3 その他の水質項目への影響

【概要】

1. TOC、色及び溶存成分も除去できる。

2. 水の安定化に必要な硬度、マンガン、鉄、TOC 及びアルカリが除去される。

【詳細】

1. RO 膜と NF 膜による処理では、TOC、色、溶存成分も除去できる。RO 膜と NF 膜は、一般的に TOC を検出下限値以下にまで除去することができ、DBP の生成を最小限に抑えることができる。また、病原体とウイルスを除去する能力がある (AWWA, 2020)。
2. 水の安定化に必要な硬度、マンガン、鉄、TOC、アルカリが除去され、腐食性の高い水になることがある (AWWA, 2020)。NF 膜はフミン酸、フルボ酸、DBP 前駆物質、農薬、陰イオン、界面活性剤、臭気原因物質、カルシウムなどの硬度成分、蒸発残留物等を除去できる (日本水道協会, 2012)。

4.4 費用に影響する主要素

1. RO 膜の運転は、他のすべての考慮事項 (例えば、前処理、後処理など) が同じである場合、NF 膜と比較して一般的にコストが高くなる (AWWA, 2020)。
2. NF/RO 膜固有のコスト要素を表 21 に示す (USEPA, 2022b)。

表 21 NF/RO 膜固有のコスト要素

項目	主な内容
直接的なコスト	・流入水用高圧ポンプ ・前処理用カートリッジフィルター ・前処理薬品用タンク、ポンプ、ミキサー ・膜 ・膜洗浄用のタンク、ポンプ、スクリーン、カートリッジフィルター、ヒーターなど ・RO/NF 膜の濃縮水と使用済み洗浄剤を管理する設備
人件費	・前処理フィルターに係る人件費 ・膜の維持管理に係る人件費 ・膜洗浄装置の維持管理に係る人件費
材料費	・前処理フィルター用交換カートリッジ ・前処理に使用する薬品 ・前処理装置、膜処理装置、洗浄装置の維持管理用資材 ・交換用の膜 ・洗浄用の薬品
電力費	・高圧ポンプ用電力
残渣	・使用済みカートリッジフィルターや膜の廃棄

4.5 残渣

【概要】

1. 膜処理の濃縮水はかなり高い濃度の PFAS を含んでおり、処理が必要である。
2. 濃縮水の処理は困難であり、高コストになる可能性が高い。
3. 処理量に占める濃縮水の割合は 通常 20%である。

【詳細】

1. 濃縮水はかなり高い濃度の PFAS を含んでおり、処理が必要である。RO の目標回収率は、一般にかん水系で 70～85%、海水系で 40～60%であり、NF の回収率は、通常 80～95%である (AWWA, 2020)。
2. 濃縮水の処理は困難であり、埋立地からの浸出水、再生済みイオン交換樹脂や高濃度汚染源からの汚染水と同様に、高コストになる可能性が高い。
3. 膜処理量に占める濃縮水の割合は 通常 20%である (Baruth, 2005)。例えば、1 日当たりの処理量が 75,700 m³ の場合、濃縮水は 15,100 m³/日になるため、大規模な膜処理システムでは相当量になる。排出前に水を複数回処理できるバッチ処理は処理効率を高めてくれるが、このように処理量が膨大になると使用できなくなる (USEPA, 2020)。

4.6 長所と短所

【概要】

1. 長所は、高濃度でも多種多様な PFAS を効果的に除去できること等である。
2. 短所は、濃縮水の処理等である。

【詳細】

1. 主な長所の 1 つは、高濃度でも多種多様な PFAS を効果的に除去できることである。
2. 大きな課題の 1 つは、濃縮水の処理である。

表 22 に NF 膜及び RO 膜の主な長所と短所を示す (AWWA, 2020)。

表 22 PFAS 除去における NF 膜及び RO 膜の長所と短所

NF 膜及び RO 膜の長所	NF 膜及び RO 膜の短所
・ 多種多様な PFAS を除去できる。 ・ 粒状活性炭やイオン交換技術とは異なり、膜の寿命 (通常 10 年) まで、一貫した除去能力を発揮する。 ・ 信頼性が高く安定したプロセスである ・ コンパクトなシステムで設置面積を小さくできる。 ・ 新興汚染物質、TOC 及び病原体を含む汚染物質も除去できる。	・ 濃縮水を処理処分する必要がある。 ・ 安定した処理水のために後処理が必要である。 ・ 電力消費量が大きい。 ・ 流入水の圧力や膜モジュールのメンテナンスが必要なため、設備投資及び運用コストが比較的高い。

5 今後実用化が期待される処理技術

5.1 ハイブリッド膜

膜とその他の技術を組み合わせることで、PFAS の除去性能やエネルギー消費量の低減に寄与することが分かっている (Jin et al., 2021)。組み合わせによる長所と短所は表 23 のとおりである。今後、膜の防汚性、エネルギー消費量、長期的な廃棄物処理及び費用と水質要求のバランスから、持続可能な方法を開発する必要がある (Jin et al., 2021)。

表 23 膜とその他の技術の組合せによる長所と短所

	長所	短所
静電気力	・膜と供給液の間に電界をかけ、膜表面電荷をマイナスにすることで、水中での PFAS の反発を促進し、膜による除去性能を高めることができる。	・膜表面のゼータ電位、イオン強度、DOM 等が性能に影響する。 ・電気印加を行うための運用コストや設備コストが加わる。
電気化学分解	・高いエネルギー効率により、エネルギー消費を抑制できる。	・有害な AOX を形成する。
光触媒・光分解	・光触媒と膜ろ過を組み合わせることで、PFAS の除去率が向上する。	・濃縮溶液中の汚染物質が環境中に放出される可能性がある。
凝集	・微量の PFAS を処理できる (凝集+膜ろ過)。	・凝集のみでは除去が不十分である。

5.2 改質粘土〈FLUORO-SORB®吸着剤 200〉

PFAS 吸着のために、活性炭の代替品として改質粘土が研究されていることが報告されている。活性炭と改質粘土の PFAS (PFOA 及び PFBS) 吸着性能を比較した研究では、改質粘土 (FLUORO-SORB®吸着剤 200) (CETCO 社) の方が吸着能は高く、吸着速度も速いことが実証された (Grieco et al., 2021)。また、同研究において、破過特性を比較した結果、改質粘土の方が破過しにくいこと、バックグラウンドに存在する DOC の影響を受けにくいこと (活性炭はバックグラウンドの DOC の濃度が高くなるにつれ、破過速度が速くなるが、改質粘土は活性炭に比べて影響程度は少ない) が分かった。改質粘土については、今後、媒体寿命、廃棄及び再生のコストを踏まえ、処理の経済性を検討する必要がある。

5.3 バイオ吸着剤

本植物や農業廃棄物などの一般的でないバイオマス原料から得られるバイオ吸着剤の研究事例が報告されている (Li et al., 2021)。バイオ吸着剤の原料となる農業廃棄物や森林廃棄物、海洋廃棄物など十分に活用されていないバイオマス原料は豊富にあり、これらの材料

は化学的又は物理的に変化させることで、吸着材として機能させることができる。

バイオ吸着剤に適した素材としてセルロース、キチン（キトサン）、シクロデキストリンなどがある。

バイオ吸着材を用いる処理方法としては、ろ過膜、充填カラム内の粉末・顆粒、凝固剤としてのゲル又はビーズとしての活用が考えられる。

6 残渣処理

6.1 埋め立て

【概要】

1. 埋め立て処分は、使用済み粒状活性炭やイオン交換樹脂などの PFAS を含む固体に対して推奨される。
2. PFAS を効果的に封じ込められる期間は、埋立地の条件や PFAS の種類により異なる。
3. 埋立地は、浸出液とガスの管理などを適切に行う必要がある。

【詳細】

1. PFAS の残渣を処分する最適な方法として、粘土、プラスチック又は合成ゴムのポリマー、あるいはその両方で内張りされた埋立地への埋立がある。埋立処分は、PFAS を含む土壌、消火用泡材、使用済み粒状活性炭やイオン交換樹脂などの固体に対して推奨される (GAO, 2022)。
2. 埋立地の管理方法が十分でない場合、PFAS を含む液体(浸出液)が埋立地から漏出し、水源を汚染する可能性がある。PFAS を効果的に封じ込められる期間は、埋立地の条件や PFAS の種類により異なる (GAO, 2022)。
3. 全ての埋立地は、維持、監視及び浸出水とガスの処理を適切に行わない限り、PFAS が漏洩する可能性がある。例えば米国では、埋立地での PFAS 監視に関わる国の規制がなく、浸出液中の PFAS を検出するための国の手法も公開されていない (GAO, 2022)。

6.2 焼却

【概要】

1. 焼却は、PFAS と接触した後のろ材や樹脂等の残渣に使用される。
2. 実験室規模の研究では、1,000℃で PFOA が 2 秒後には検出できない濃度まで減少した。
3. 米国では、焼却時に PFAS がどの程度空気中に放出されるか定量化する手法は存在しない。
4. PFAS を完全に分解することは、非常に困難である。

【詳細】

1. 焼却は一般に、PFAS と接触した後のろ材や樹脂等の残渣に使用されてきた一種の熱破壊であるが、PFAS で汚染された土壌や未使用の泡消火剤等にも使用されてきた。焼却中に、PFAS 分子は短鎖 PFAS を含む断片に分解される可能性がある (GAO, 2022)。
2. フルスケールで PFAS を焼却した際の有効性は、温度、時間及び焼却対象物に依存する。例えば、実験室規模の研究では、1,000℃で PFOA が 2 秒後には検出できない濃度まで減少した (GAO, 2022)。また、PFAS を吸着した樹脂を焼却した際、気相への PFAS の排出が懸念されるが、いまだ調査文献は報告されていない (Boyer et al., 2021)。
3. PFAS 化合物のガラス固化に必要な温度は、1,600～2,000℃である (Bolan et al., 2021)。

日本の環境省の「PFOS 及び PFOA 含有廃棄物の処理に関する技術的留意事項」（令和 4 年 9 月発行）では、PFAS の焼却処理について、「PFOS 含有廃棄物：約 850℃以上、PFOA 含有廃棄物：約 1,000℃以上（約 1,100℃以上を推奨）」、「PFOS 等及び PFOA 等の分解処理に伴って副生成されるフッ化水素を含む排ガスについては、アンモニア水や消石灰等の噴霧などにより中和処理を行うことができる湿式スクラバー等の排ガス処理設備が備えられていることが必要である。また、分解処理に伴い廃水が生じる場合も、これをアルカリ中和等で処理できる排水処理設備を有することが必要である。」などとしている。

なお、空気中の全ての PFAS を特定して定量化する手法が確立されていないため、焼却炉から排出される煙道ガスを介して PFAS が空気中にどの程度放出される可能性があるのか判断できない。さらに、PFAS の焼却が完全には最適化されていない場合、不完全燃焼の生成物（現行の手法では検出できない潜在的に有害な化合物）が生成される可能性がある（GAO, 2022）。

4. 樹脂再生に高濃度の可燃性有機溶媒を使用する場合、安全のために消火装置を追加する必要がある。また、PFAS 分解には、電気化学・プラズマ・光化学・熱化学など、多くの技術が開発されているが、1 ng/L といった非常に厳しいレベルまで PFAS を完全に分解することは、依然として非常に困難である（Boyer et al., 2021）。

7 今後実用化が期待される残渣処理技術

7.1 熱分解 (Pyrolysis)

- ・新興技術である熱分解は、試作品のテストで、焼却に使用される温度よりも低い温度（及び少ないエネルギー）で、汚泥中の PFAS を完全に破壊した (GAO, 2022)。
- ・熱分解の結果、燃料として利用できる水素を多く含むガスや、農業に利用できる炭素を多く含む固体（バイオ炭）などの有用な副産物が得られた。ただし、バイオ炭が後に PFAS を放出するかどうかはまだ確認されておらず、プロセス中に発生するガス状化合物は他の汚染物質のために処理する必要がある (GAO, 2022)。
- ・高濃度の PFOA を含有する粒状活性炭を焼却する場合、フッ化水素を含む大量の無機フッ素化合物の生成が予想されるため、その発生抑制方法についての検討も必要である (竹峰ら, 2013)。

7.2 電気化学的酸化 (Electrochemical oxidation)

- ・溶液に電流を流すことで汚染物質を酸化する方法であり、高い過電圧 (>3V) を溶液に加えると、C-F 結合が切断され、フッ素原子が還元されるこのプロセスは、ベンチスケールおよびパイロットスケールで PFAS に対して実証されている (Niu et al., 2016)。
- ・PFAS の濃度が低下すると浄化が遅くなる傾向があるため、スケールアップを可能にするために革新的な電極と反応器の設計が必要である。
また、陽極に鉍物が蓄積し、過塩素酸塩などの無機副生成物が発生する可能性があり、揮発性の副生成物の発生を防ぐ必要がある (Berg, 2022)。
- ・PFAS の電気化学的酸化の調査では、0.2%硫酸ナトリウム水溶液を用い、40 mA/cm² の電流密度で 30 時間の長期実験を行った結果、PFAS 化合物 (0~15mg-C/L) を 80%以上脱フッ素化できた (Schaefer et al., 2020)。

7.3 プラズマ処理 (Plasma-based treatment)

- ・水溶液中の様々な PFAA の迅速な脱フッ素化を達成する有望な水処理リアクターとして、アルゴンガスバブリングと結合したガス放電プラズマからなるパイロットスケールの水処理リアクターが開発された (Stratton et al., 2017)。
- ・この技術において、長鎖 PFAA の迅速かつ効果的な除去 (10 分、99%以上) がフッ素系副生成物の発生が比較的少ない状態で達成されたが、短鎖 PFAA 除去にはあまり効果的でなかった (Singh et al., 2020a; Singh et al., 2019a; Singh et al., 2019b)。
- ・プラズマは IX ブライン再生液に含まれる長鎖および短鎖 PFAS だけでなく、PFAS 前駆体も効果的に分解できることが示された (Singh et al., 2020b)。
- ・プラズマリアクターのエネルギー所要量は、過硫酸塩、光化学酸化、超音波処理に比べて ~1000 倍、電気化学酸化に比べて ~25 倍、高度還元プロセスに比べて ~5 倍低かった (Singh et al., 2019b)。

7.4 機械化学的処理 (Mechanochemical degradation)

- ・PFAS を含む土壌や脱水汚泥を処理する手段として、試薬を投入した高エネルギー粉碎機であるボールミルによる固体又は半固体の処理が提案されており、実験室規模のボールミルにおいて、PFOS 及び PFOA を含む PFAS 分子の効果的な破壊 (>99%) が実証されている (Nakayama, 2010; Bolan et al., 2021; Cagnetta et al., 2016, 2017; Lu et al., 2017; Wang et al., 2019; Zhang et al., 2013)。
- ・固相の物質を燃焼せずに処理するという特徴があるが、処理中にガス状の PFAS 化合物が放出される可能性があるためこれに対処する必要がある (Bulley et al., 2020)。

7.5 超音波化学分解 (Sonochemical treatment)

- ・低周波から高周波の超音波を使用してキャビテーション気泡を作り、その中で気泡界面温度 (1,000~1,500 K) 及び蒸気温度 (4,000~10,000 K) が高く、プロセスで形成されるフリーヒドロキシラジカルとの反応により汚染物質を破壊する (Cao et al., 2020)。
- ・超音波反応中、PFAS は酸化され、アルキル種に分解されるだけでなく、完全な無機化副産物である CO、CO₂、F、SO₄²⁻になる可能性がある (Cao et al., 2020)。
- ・以下の研究がベンチスケールで行われ、特定の操作条件下で PFAS 分解に対する超音波処理の有効性を実証したが、RO や NF の濃縮水のような複雑な組成の水において、この技術の有効性とコストを理解するためには、さらなる調査が必要である (Tow et al., 2021)。
 - ①複雑な変換器を持ち、単一／二重周波数 (1 MHz 及び 500 kHz) を出力できる大規模リアクターが AFFF の F 及び SO₄²⁻への分解の評価に使用され、AFFF の分解による F と SO₄²⁻の放出量は希釈比 9 : 1 であり、水相の pH に反比例した。この報告は、超音波処理が PFAS 濃縮水の管理のための代替処理技術になり得ることを示唆する。
 - ②9 種の PFAS (PFOS、PFHxS、PFBS、PFOA、PFHxA、PFPeA、PFPA、6:2FTS、PFEEs) の分解速度が疎水性や鎖長の増加とともに上昇した。
 - ③超音波処理中に過硫酸塩、過ヨウ素酸塩、塩類、界面活性剤を添加することにより、PFOA の分解促進が示され、反応器内の NaHCO₃ の濃度を上げる (0~30 mM) と PFOA の破壊が 75%まで促進された。同じ研究で、反応時間を 15 分から 4 時間に増やすと除去率も 18%から 98%に増加した。
 - ④硫酸塩 (25 mM) を添加し、2 時間超音波処理すると PFAS 除去率が 99%まで増加した。
 - ⑤超音波分解反応中に溶存酸素が存在すると PFOA の分解速度は低下する。

7.6 電子ビーム (Electron beam)

- ・放射線ベースの処理技術であり、酸化と還元のプロセスを通じて PFAS を破壊することが可能であると示されている (Horst et al., 2020)。
- ・膜濃縮水への直接の適用は見出されていないが、蒸留水中の PFOS と PFOA の電子ビー

ムによる分解に関するラボスケールの研究では、50kGy の低線量で PFOA は 87%分解されたのに対し、PFOS は 16%しか分解されなかった (Pillai, 2020)。

- ・ PFOS の除去率は電子ビーム線量が高いほど向上した (500kGy で 48.6%、2000kGy で 96.6%の除去率) (Pillai, 2020)。
- ・膜濃縮水に適用できるかどうかを確認するためには、様々な成分を含む水で試験を実施する必要がある (Tow et al, 2021)。

7.7 超臨界水酸化処理 (Supercritical water oxidation)

- ・超臨界水による酸化処理では、激しい化学反応、高温 (705℃以上) 及び高圧 (大気圧の 200 倍以上) を使用して、PFAS の炭素・フッ素結合を切断する (GAO, 2022)。
- ・この技術は、パイロット規模の実験で、対象 PFAS の 99%を破壊した (GAO, 2022)。
- ・超臨界水の酸化の運用上の課題は、スケーリング、腐食を含むシステムの劣化、メンテナンス性、高温、高圧にすることによる高いエネルギー消費である (Vadillo et al., 2013; Pinkard et al., 2021)。

7.8 凝固剤 (Coagulant aids (PerfluorAd®))

- ・PerfluorAd® (fraunhofer 社) を約 2 g/L 投与することにより、希釈 AFFF 溶液 (PFAS 濃度 66ng/L) から総 PFAS を 99%以上除去できる (Cornelsen et al., 2021)。
- ・最適な PerfluorAd®の投与量は、陰イオン界面活性剤 (PFAS など) の濃度にはほぼ直線的に依存し、過剰又は過小投与は PFAS 除去率の低下に繋がる (Maga et al., 2021)。
- ・PFAS を含む膜濃縮水に PerfluorAd®を使用した研究はまだなく、高塩濃度の効果は今後の調査に値する (Tow et al, 2021)。

7.9 電気凝固法 (Electrocoagulation)

- ・電気凝固法に関する文献は限られているが、PFOA と PFOS を中心とした PFAS の完全除去が報告されている (Lin et al., 2015)。
- ・金属水酸化物フロックの形成による PFAS の除去には、使用する陽極／陰極のタイプが重要であり、印加電圧－電圧密度、攪拌速度、電解液の種類 (NaNO₃、NaCl、Na₂SO₄、Na₂CO₃)、無機イオンの存在 (Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻、NO₃⁻)、pH など多くの要因がプロセス効率とコストに影響する (Liu et al., 2018)。
- ・フルスケールでの効率的な利用を実現するためには、運転条件の最適化も必要である (Tow et al, 2021)。

8 処理技術の選定

8.1 導入における考慮点

【概要】

1. 処理技術の導入にあたり、PFAS の発生パターンを理解することが重要である。
2. 処理技術導入により、現行の処理方法の見直しが必要になる場合がある。

【詳細】

1. 処理技術の導入にあたっては、以下の項目を把握する必要がある（AWWA, 2020）。
 - ・ 予想される長期的および短期的な PFAS の負荷はどの程度か？
 - ・ 対象となる PFAS は、継続的、散発的、あるいは季節的に存在するのか？
 - ・ PFAS の発生と濃度は、時間的に一貫しているか？
 - ・ PFAS の濃度の特徴に加え、原水水質も理解しているか？
 - ・ pH、アルカリ度、硬度などのパターンから、どの程度の前処理が必要かを把握できているか？
 - ・ ファウリングは、原水と既存の処理方式に依存するため、TOC、鉄及び硫酸濃度は、注意を要する。
 - ・ 粒状活性炭、イオン交換樹脂及び膜処理の性能は、温度に影響される。
2. 処理技術を導入することで、消毒剤の接触時間の短縮、マンガン酸化のための酸化剤処理の見直し、藻類の制御等、処理工程における現行の消毒方法の見直しを必要とする場合がある。さらに、各 PFAS 処理技術は、濃縮された PFAS を含む廃棄物を発生させる。適用される規制によっては、これらの廃棄物の処分が処理技術の選定において重要な役割を果たす場合がある。例えば、粒状活性炭再生は評価する必要があり、イオン交換樹脂は適切に処分される必要がある（AWWA, 2020）。

8.2 処理性能の事前評価

【概要】

1. 本格的な導入の前に処理技術の検証が推奨される。
2. ベンチスケール試験には、①ジャーテスト、②吸着等温線試験、③RSSCT がある。
3. パイロットスケール試験では、ベンチスケール試験の結果の確認や処理技術と関連する設計基準の検証ができる。

【詳細】

1. 本格的な導入の前に、ベンチ・パイロットスケール試験により処理技術を検証することができる。PFAS 除去率は、PFAS の種類と濃度に大きく依存するため、水中の PFAS の処理能力を決定するために、ベンチ・パイロットスケール試験の実施が推奨される。ベンチスケール試験とパイロットスケール試験の両方に役割があり、パイロットスケールの試験結果は、事前のスクリーニング試験で得られた知見をフルスケールに移行するために重要である。

表 24 に、ベンチ・パイロットスケール試験の概要を示す（AWWA, 2020）。

表 24 PFAS 処理検証のまとめ

	ベンチスケール試験			パイロットスケール試験
	ジャーテスト	等温線試験	RSSCT	
主な目的	・前処理薬品の効果予測・適正量の確認	・動的モデルの実現性と平衡試験／活性炭又は樹脂のスクリーニング	活性炭又は樹脂の運動性能の予測モデル開発	実規模で実施可能な処理性の評価
対象処理技術	粉末活性炭	粒状活性炭 イオン交換樹脂	粒状活性炭 イオン交換樹脂	粒状活性炭 イオン交換樹脂 NF/RO 膜
実施期間	1 日	1～4 週間	4～16 週間	6～18 か月
得られる主なデータ	・適切な薬品注入量	・相対的な除去率 ・活性炭又は樹脂の吸着性能・反応速度の指標	・活性炭又は樹脂の吸着性能・反応速度の指標 ・完全な破過曲線	・長期的な除去率 ・物質間の競合性や潜在的な処理能力の問題に関する水質データ ・パイロット装置の規模に基づく設計基準 処理水の腐食性
制約	・水質の季節的変動は考慮されていない。	・パイロットスケールの検証で活性炭や樹脂の選定に役立つ定性的なデータが中心となる。 ・水質の季節的変動は考慮されていない。	・特に粒状活性炭の場合、活性炭粉碎時に細孔特性が失われるため、フルスケールでの再現が難しい。 ・水質の季節的変動が考慮されていない。	・実規模への拡張性が最も高いが、テスト期間が長く、関連コストが高くなる。
相対的成本 （百万円）*	<13	<13	6.5～26	26～104

*エンジニアリング、機器コスト、ラボの人件費、分析コスト、データ分析が含まれる。この見積もりは、相対的なコスト評価のために提供される。実際の費用は、処理方法の検証範囲に大きく依存する。

- ベンチスケール試験は、ジャーテスト、吸着等温線試験、RSSCT を通じた処理能力に関する試験である。ベンチスケール試験は、パイロット又はフルスケールのシステムを設置することなく、特定の原水での処理性能を予測できる（AWWA, 2020）。

① ジャーテスト

ジャーテストは、ベンチスケールレベルで粉末活性炭添加・凝集・沈殿をシミュレートするために頻繁に使用される。ジャーテスターは、特定の浄水場の運転をシミュレートするようにプログラムされており、関連する前処理薬品（粉末活性炭、凝集剤、苛性剤など）を試験中に添加する。ジャーテストを開始する前に、処理が正確にシミュレートされることを確認するためのプロトコルを作成する必要がある。PFAS の用途では、特定の種類の PFAS 溶液を試験前の水に加えるか、すでに PFAS を含む原水を使用する（AWWA, 2020）。

② 吸着等温線試験

吸着等温線試験は、実験室で小型フラスコやバッチリアクターを用いて、平衡状態（温度・圧力一定）での粒状活性炭やイオン交換樹脂の吸着挙動を評価するために実施される。まず、既知の PFAS 濃度の原水の入ったフラスコ又はベンチスケールリアクターに、既知の量の処理媒体（吸着剤）を加え、サンプルが平衡状態になるようにする。サンプルが吸着平衡又は定常状態に達し、変化なくなると、Langmuir モデルと Freundlich モデルにより吸着能力を評価する（Real et al., 2017）。サンプル中の PFAS の量は、以下の式を用いて計算することができる（Desta, 2013）。

式 1・吸着された PFAS の量

$$Q_e = \frac{(C_i - C_e)V}{m}$$

ここで、 C_i と C_e は初期濃度と平衡濃度（mg/L）、 m は吸着剤の質量（g）、 V は溶液の体積（mL）である。PFAS の除去率は、以下の式を用いて算出することができる（Desta, 2013）。

式 2・PFAS の除去率

$$\%R_{PFAS} = \frac{(C_i - C_e)}{C_i} \times 100$$

等温線試験の長所は、異なるタイプの粒状活性炭およびイオン交換樹脂に対する予備的な吸着容量データの結果を迅速に得ることができることである（Dickenson and Higgins, 2016）。一方、短所は、試験の静的条件やフルスケールへの拡張性の限界、負荷率や EBCT 等の設計パラメータがわからず、フルスケールの設計をサポートするには不十分であることである（AWWA, 2020）。

③ RSSCT

RSSCT は、粒状活性炭又はイオン交換樹脂を用いて実施され、パイロットスケール試験と比較してわずかな時間とコストで動力的性能予測を行い、フルスケールでの性能をシミュレートするものである。RSSCT では、小さなカラム（通常、直径 0.25～2 インチ）に粒状活性炭媒体又はイオン交換樹脂を充填し、既知の流速で通水する。媒体のサイズは、EBCT とパイロット又はフルスケールの EBCT の比に基づいて決定する。

RSSCT の目的は、どの媒体が目標 EBCT 値を達成できるかを評価することと、破過の発生時期を予測することである。

RSSCT の短所は、原水水質の季節変動に対処できないこと、媒体粉砕の影響があること、及び実規模での実施への拡張性が低いことなどである (Dickenson and Higgins, 2016)。

3. パイロットスケール試験では、処理技術をベンチスケール試験より大きなスケールで評価する。一般に、より大きなカラム（通常、直径 6～12 インチ）又は容器を使用し、より早い流速で浄水施設において実施される。パイロットスケール試験の目的は、ベンチスケール試験の結果を確認すること、あるいは処理技術と関連する設計基準を検証することである。さらに、試験中に複数の設計パラメータを比較・最適化できるため、処理技術のより完全な評価が可能になる。試験のスケールが大きいため、通常、薬品自動供給装置、流量計、圧力計、濁度計、その他の監視装置の設置などが必要になる。

パイロットスケール試験は、粒状活性炭、イオン交換樹脂、および RO/NF 膜技術の評価に使用され、試験目的に応じて、通常、完了までに 6～18 か月を要する。パイロットスケール試験は、本格的な処理結果と廃棄物の流れの影響の総合的な評価・予測に適している。パイロットテストは、季節によって変化する水質への影響や、EBCT、逆洗頻度などの設計パラメータの変化を考慮し、数か月から 1 年の長い期間で行われることが多い。そのため、実規模への拡張性が最も高いが、テスト期間が長く、関連コストが高くなることがデメリットである (AWWA, 2020)。

9 まとめ

水道における PFAS 処理技術は、様々な水処理プロセスや流入水質条件によって変化する。酸化処理（塩素、オゾン等）、UV 処理、既存の AOP 技術、生物ろ過処理、DAF、及び低圧膜処理は、PFAS の処理に適さない。また、処理技術を組み合わせることで、PFAS 除去率を向上させることができ、粒状活性炭とイオン交換プロセスは、短鎖及び長鎖の PFAS を除去するために組み合わせることができる（AWWA, 2020）。

表 25 は、各処理技術における PFAS 除去率、残渣及び相対コストの概要を示している。粉末活性炭は、長鎖の PFAS を除去でき、原水の PFAS 濃度が上昇する都度の使用に適している。粒状活性炭とイオン交換樹脂は、炭素数が同じ場合、PFCA よりも PFSA の方が除去しやすい。また、両者とも使用後は再生可能であるが、コスト等を考慮すると使い捨てを想定する場合が多い。NF/RO 膜は、短鎖 PFAS、長鎖 PFAS とともに除去率が高いが、コストも高く、また、高い濃度の PFAS が含まれる濃縮水が残渣となる。

表 25 処理技術のまとめ

処理技術	短鎖 PFAS 除去率	長鎖 PFAS 除去率	主な 残渣等	相対 コスト	備考
粉末活性炭処理	低	中～高	廃活性炭	中程度	・長鎖 PFAS を除去できる。 ・断続的な使用に有効である。 ・他の処理工程の前段に添加する。
粒状活性炭処理	中	高	廃活性炭	中程度 ～高い	・長鎖 PFAS を除去できる。 ・頻繁に交換や再生が必要がある。 ・ろ過の後段が適している。
イオン交換処理	中～高	高	廃樹脂	中程度 ～高い	・短鎖及び長鎖 PFAS を除去できる。 ・PFAS 除去目的でイオン交換樹脂が設計されている場合、効果的に除去できる。 ・ろ過の後段が適している。
NF/RO 膜処理	高	高	濃縮水	高い	・短鎖及び長鎖 PFAS を除去できる。 ・膜の寿命まで一貫した除去率を維持できる。 ・高濃度の PFAS を含む濃縮水を処理処分する必要がある。

引用文献

- Ahrens, L., Taniyasu, S., Yeung, L.W., Yamashita, N., Lam, P.K., Ebinghaus, R., Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*. 79 (2010) 266–272.
- Appleman, T.D., Dickenson, E.R.V., Bellona, C., Higgins, C.P., Nanofiltration and granular activated carbon treatment of perfluoroalkyl acids. *J. Hazard. Mat.* 260 (2013) 740–746.
- Appleman, T.D., Higgins, C.P., Quiñones, O., Vanderford, B.J., Kolstad, C., Zeigler-Holady, J.C., Dickenson, E.R.V., Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems. *Water Res.* 51 (2014) 246–255.
- AWWA, 2002. Implementation of Arsenic Treatment Systems: Design considerations, operation and maintenance.
- AWWA, 2020. Drinking Water Treatment for PFAS Selection Guide.
- Banks, D., Jun, B.-M., Heo, J., Her, N., Park, C.M., Yoon, Y., Selected advanced water treatment technologies for perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances: A review. *Sep. Purif. Technol.* 231 (2020) 115929.
- Baruth, E.E., 2005. *Water Treatment Plant Design*. 4th ed.
- Bell, C.H., Gentile, M., Kalve, E., Ross, I., Horst, J., Suthersan, S., 2019. *Emerging Contaminants Handbook*. CRC Press.
- Bellona, C., Drewes, J.E., Xu, P., Amy, G., Factors affecting the rejection of organic solutes during NF/RO treatment—a literature review. *Water Res.* 38 (2004) 2795–2809.
- Berg, C., Crone, B., Gullett, B., Higuchi, M., Krause, M.J., Lemieux, P.M., Martin, T., Shields, E.P., Struble, E., Thoma, E., Whitehill, A., Developing innovative treatment technologies for PFAS-containing wastes. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 72(6) (2022) 540–555.
- Bolan, N., Sarkar, B., Yan, Y., Li, Q., Wijesekara, H., Kannan, K., Tsang, D.C.W., Schauerte, M., Bosch, J., Noll, H., Ok, Y.S., Scheckel, K., Kumpiene, J., Gobindlal, K., Kah, M., Sperry, J., Kirkham, M.B., Wang, H., Tsang, Y.F., Hou, D., Rinklebe, J., Remediation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) contaminated soils: e to mobilize or to immobilize or to degrade? *J. Hazard Mater.* 401 (2021) 123892.
- Boyer, T.H., Singer, P.C., Aiken, G.R., Removal of dissolved organic matter by anion exchange: effect of dissolved organic matter properties. *Env. Sci. Technol.* 42 (2008) 7431–7437.

- Boyer, T.H., Fang, Y., Ellis, A., Dietz, R., Choi, Y.J., Schaefer, C.E., Higgins, C.P., Strathmann, T.J., Anion exchange resin removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from impacted water: A critical review. *Water Res.* 200 (2021) 117244.
- Brennan, N.M., Evans, A.T., Fritz, M.K., Peak, S.A., Holst, H.E., Trends in the Regulation of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): A Scoping Review. *Int. J. Env. Res. Public Health.* 18 (2021) 10900.
- Bulley, M., Black, B., 2020. Mechano-Chemical Remediation (MCD) of pop's contaminated soil."
- Cagnetta, G., Huang, J., Wang, B., Deng, S., Yu, G., A comprehensive kinetic model for mechanochemical destruction of persistent organic pollutants. *Chem. Eng. J.* 291 (2016) 30–38.
- Cagnetta, G., Zhang, Q., Huang, J., Lu, M., Wang, B., Wang, Y., Deng, S., Yu, G., Mechanochemical destruction of perfluorinated pollutants and mechanosynthesis of lanthanum oxyfluoride: A waste-to-materials process. *Chem. Eng. J.* 316 (2017) 1078–90."
- Cao, H., Zhang, W., Wang, C., Liang, Y., Sonochemical degradation of poly- and perfluoroalkyl substances—A review. *Ultrasonics Sonochemistry*, 69(July) (2020) 105245.
- Cornelsen, M., Weber, R., Panglisch, S, Minimizing the environmental impact of PFAS by using specialized coagulants for the treatment of PFAS polluted waters and for the decontamination of firefighting equipment. *Emerging Contaminants.* 7 (2021) 63–76."
- Deng, S., Yu, Q., Huang, J., Yu, G., Removal of perfluorooctane sulfonate from wastewater by anion exchange resins: effects of resin properties and solution chemistry. *Water Res.* 44 (2010) 5188–5195.
- Desta, M.B., Batch Sorption Experiments: Langmuir and Freundlich Isotherm Studies for the Adsorption of Textile Metal Ions onto Teff Straw (*Eragrostis tef*) Agricultural Waste. *J. Thermodyn.* (2013) 1–6.
- Dickenson, E.R.V., Higgins, C., Treatment Mitigation Strategies for Poly- and Perfluoroalkyl Substances. *Water Res. Foundation.* (2016)
- Dixit, F., Barbeau, B., Mostafavi, S.G., Mohseni, M., PFAS and DOM removal using an organic scavenger and PFASpecific resin: trade-off between regeneration and faster kinetics. *Sci. Total Env.* (2020a) 142107.

- Dixit, F., Barbeau, B., Mostafavi, S.G., Mohseni, M., Removal of legacy PFAS and other fluorotelomers: optimized regeneration strategies in DOM-rich waters. *Water Res.* 183 (2020b) 116098.
- Dixit, F., Dutta, R., Barbeau, B., Berube, P., Mohseni, M., PFAS removal by ion exchange resins: A review. *Chemosphere.* 272 (2021) 129777.
- Du, Z., Deng, S., Bei, Y., Huang, Q., Wang, B., Huang, J., Yu, G., Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents—a review. *J. Hazard. Mat.* 274 (2014) 443–454.
- Du, Z., Deng, S., Chen, Y., Wang, B., Huang, J., Wang, Y., Yu, G., Removal of perfluorinated carboxylates from washing wastewater of perfluorooctanesulfonyl fluoride using activated carbons and resins. *J. Hazard. Mat.* 286 (2015) 136–143.
- Dudley, L., Arevalo, E., Knappe, D., Removal of perfluoroalkyl substances by PAC adsorption and anion exchange. *Water Res. Foundation.* (2015)
- Dudley, L.A., Removal of Perfluorinated Compounds by Powdered Activated Carbon, Superfine Powder Activated Carbon, and Anion Exchange Resin, *Environmental Engineering.* North Carolina State University. (2012)
- Eschauzier, C., Beerendonk, E., Scholte-Veenendaal, P., De Voogt, P., Impact of treatment processes on the removal of perfluoroalkyl acids from the drinking water production chain. *Env. Sci. Technol.* 46 (2012) 1708–1715.
- Flores, C., Ventura, F., Martin-Alonso, J., Caixach, J., Occurrence of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in NE Spanish surface waters and their removal in a drinking water treatment plant that combines conventional and advanced treatments in parallel lines. *Sci. Total Env.* 461 (2013) 618–626."
- Franke, V., McCleaf, P., Lindegren, K., Ahrens, L., Efficient removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water treatment: nanofiltration combined with active carbon or anion exchange. *Env. Sci. Water Res. Technol.* 5 (2019) 1836–1843.
- Gagliano, E., Sgroi, M., Falciglia, P.P., Vagliasindi, F.G.A., Roccaro, P., Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration. *Water Res.* 171 (2020) 115381.
- Gao, Y., Deng, S., Du, Z., Liu, K., Yu, G., Adsorptive removal of emerging polyfluoroalkyl substances F-53B and PFOS by anion-exchange resin: A comparative study. *J. Hazard. Mater.* 323 (2017) 550–557.
- GAO, 2022. Persistent Chemicals: Technologies for PFAS Assessment, Detection, and Treatment. <https://www.gao.gov/assets/gao-22-105088.pdf> (accessed 2023-7-31).

- Gonzalez, D., Thompson, K., Quiñones, O., Dickenson, E., Bott, C., Granular activated carbon - based treatment and mobility of per - and polyfluoroalkyl substances in potable reuse for aquifer recharge. *AWWA Water Science*. 3 (2021) e1247.
- Grieco, S.A., Chang, J., Maio, E.L.Y., Hwang, M., Comparing conventional and emerging adsorbents for per - and polyfluoroalkyl substances: Kinetic, equilibrium, and column experiments. *AWWA Water Science*. 3 (2021) e1256.
- Higgins, C.P., Luthy, R.G., Sorption of perfluorinated surfactants on sediments, *Env. Sci. Technol.* 40 (2006) 7251–7256.
- Hopkins, Z.R., Sun, M., DeWitt, J.C., Knappe, D.R.U., Recently Detected Drinking Water Contaminants: GenX and Other Per- and Polyfluoroalkyl Ether Acids: *JOURNAL AWWA*. 110 (2018) 13–28."
- Horst, J., McDonough, J., Ross, I., Houtz, E., Understanding and managing the potential by-products of PFAS destruction. *Groundwater Monitoring and Remediation*. 40(2) (2020) 17–27."
- Jacangelo, J.G., Rhodes Trussell, R., Watson, M., Role of membrane technology in drinking water treatment in the United States. *Desalination*. 113 (1997) 119–127."
- Jin, T., Peydayesh, M., Mezzenga, R., Membrane-based technologies for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) removal from water: Removal mechanisms, applications, challenges and perspectives. *Env. Int.* 157 (2021) 106876."
- Kempisty, D.M., Arevalo, E., Spinelli, A.M., Edeback, V., Dickenson, E.R.V., Husted, C., Higgins, C.P., Summers, R.S., Knappe, D.R.U., Granular activated carbon adsorption of perfluoroalkyl acids from ground and surface water. *AWWA Water Science*. 4 (2022) e1269.
- Kim, J., Benjamin, M.M., Modeling a novel ion exchange process for arsenic and nitrate removal. *Water Res.* 38 (2004) 2053–2062.
- Li, P., SenGupta, A.K., Intraparticle Diffusion during Selective Sorption of Trace Contaminants: The Effect of Gel versus Macroporous Morphology. *Env. Sci. Technol.* 34 (2000) 5193–5200.
- Li, F., Duan, J., Tian, S., Ji, H., Zhu, Y., Wei, Z., Zhao, D., Short-chain per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic systems: Occurrence, impacts and treatment. *Chem. Eng. J.* 380 (2019) 122506.
- Li, D., Londhe, K., Chi, K., Lee, C.S., Venkatesan, A.K., Hsiao, B.S., Functionalized bio - adsorbents for removal of perfluoroalkyl substances: A perspective. *AWWA Water Science*. 3 (2021) e1258

- Lin, H., Wang, Y., Niu, J., Yue, Z., & Huang, Q, Efficient sorption and removal of Perfluoroalkyl acids (PFAA) from aqueous solution by metal hydroxides generated in situ by electrocoagulation. *Env. Sci. Technol.* 49(17) (2015) 10562–10569.
- Liu, Y., Hu, X.M., Zhao, Y., Wang, J., Lu, M.X., Peng, F.H., Bao, J., Removal of perfluorooctanoic acid in simulated and natural waters with different electrode materials by electrocoagulation. *Chemosphere.* 201 (2018) 303–309.
- Lu, M., Cagnetta, G., Zhang, K., Huang, J., Yu G., Mechanochemical mineralization of “very persistent” fluorocarbon surfactants 6:2 fluorotelomer sulfonate (6:2FTS) as an example. *Sci Rep.* 7 (1) (2017) 17180."
- Maga, D., Aryan, V., Bruzzano, S, Environmental assessment of various end-of-life pathways for treating per- and polyfluoroalkyl substances in spent fire-extinguishing waters. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 40(3) (2021) 947–957."
- Maimaiti, A., Deng, S., Meng, P., Wang, W., Wang, B., Huang, J., Wang, Y., Yu, G., Competitive adsorption of perfluoroalkyl substances on anion exchange resins in simulated AFFF-impacted groundwater. *Chem. Eng. J.* 348 (2018) 494–502. "
- Mobley, D., Tadanier, C., PFAS: Why They Matter and How to Treat Them. *Opflow* 45 (2019) 10–14.
- Nakamura, Y., Kosaka, K., Yoshida, N., Asami, M., Matsui, Y., Long-term removal of perfluoroalkyl substances via activated carbon process for general advanced treatment purposes. *Water Research*, 245 (2023) 120559.
- Nakayama, K., Triboplasma Generation and Triboluminescence: Influence of stationary sliding partner. *Tribol Lett* 37 (2) (2010) 215–28.
- Niu, J., Li, Y., Shang, E., Xu, Z., Liu, J., Electrochemical oxidation of perfluorinated compounds in water. *Chemosphere.* 146 (2016) 526–538.
- Patterson, C., 2020. Managing PFAS in Spent Adsorption Media. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_file_download.cfm?p_download_id=540623&Lab=CESER (accessed 2023-8-16)
- Pillai, S.D., 2020. Ex situ remediation of investigation-derived wastes containing PFAS by electron beam technology distribution. Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP). <https://serdp-estcp.org/projects/details/b67731ac-9cbe-4005-8a7f-76a721b2b5ec> (accessed 2023-8-16)
- Pinkard, B.R., Shetty, S., Stritzinger, D., Bellona, C., Novosselov, I.V, Destruction of perfluorooctanesulfonate (PFOS) in a batch supercritical water oxidation reactor. *Chemosphere.* 279(May) (2021) 130834.

- Rahman, M.F., Peldszus, S., Anderson, W.B., Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water treatment: A review. *Water Res.* 50 (2014) 318–340.
- Ross, I., McDonough, J., Miles, J., Storch, P., Kochunarayanan, P. T., Kalve, E., Hurst, J., Dasgupta, S.S., Burdick, J., A review of emerging technologies for remediation of PFAS. *Remed. J.* 28 (2018) 101–126.
- Schaefer, C.E., Tran, D., Fang, Y., Choi, Y.J., Higgins, C.P., Strathmann, T.J., Electrochemical treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in brines. *Env. Sci. Water Res. Technol.* 6 (2020) 2704–2712.
- Schäfer, A., Andritsos, N., Karabelas, A.J., Hoek, E., Schneider, R., Nyström, M., Fouling in nanofiltration. Elsevier. (2004)
- Singh, R.K., Fernando, S., Baygi, S.F., Multari, N., Thagard, S.M., Holsen, T.M., Breakdown products from perfluorinated alkyl substances (PFAS) degradation in a plasma-based water treatment process. *Env. Sci. Technol.* 53 (2019a) 2731.
- Singh, R.K., Multari, N., Nau-Hix, C., Anderson, R.H., Richardson, S.D., Holsen, T.M., Thagard, S.M., Rapid removal of poly- and perfluorinated compounds from investigation-derived waste (IDW) in a pilotscale plasma reactor. *Env. Sci. Technol.* 53 (2019b) 11375–11382.
- Singh, R.K., Brown, E., Thagard, S.M., Holsen, T.M., Treatment of PFAS-containing landfill leachate using an enhanced contact plasma reactor. *J. Hazard. Mat.* 408 (2020a) 124452.
- Singh, R.K., Multari, N., Nau-Hix, C., Woodard, S., Nickelsen, M., Thagard, S.M., Holsen, T.M., Removal of poly- and per-fluorinated compounds from ion exchange regenerant still bottom samples in a plasma reactor. *Env. Sci. Technol.* 54 (2020b) 13973e13980.
- Steinle-Darling, E., Reinhard, M., Nanofiltration for Trace Organic Contaminant Removal: Structure, Solution, and Membrane Fouling Effects on the Rejection of Perfluorochemicals. *Env. Sci. Technol.* 42 (2008) 5292–5297.
- Steinle-Darling, E., Litwiller, E., Reinhard, M., Effects of sorption on the rejection of trace organic contaminants during nanofiltration. *Env. Sci. Technol.* 44 (2010) 2592–2598.
- Stratton, G.R., Dai, F., Bellona, C.L., Holsen, T.M., Dickenson, E.R.V., Thagard, S.M., Plasma-based water treatment: Efficient transformation of perfluoroalkyl substances in prepared solutions and contaminated groundwater. *Env. Sci. Technol.* 51 (2017) 1643."

- Sun, M., Arevalo, E., Strynar, M., Lindstrom, A., Richardson, M., Kearns, B., Pickett, A., Smith, C., Knappe, D.R.U., Legacy and Emerging Perfluoroalkyl Substances Are Important Drinking Water Contaminants in the Cape Fear River Watershed of North Carolina. *Env. Sci. Technol. Lett.* 3 (2016) 415–419.
- Swistock, B., 2016. Hydrogen Sulfide (Rotten Egg Odor) in Water Wells. Penn State Ext. <https://extension.psu.edu/hydrogen-sulfide-rotten-egg-odor-in-water-wells> (accessed 2023-8-7).
- Takagi, S., Adachi, F., Miyano, K., Koizumi, Y., Tanaka, H., Watanabe, I., Tanabe, S., Kannan, K., Fate of perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoate in drinking water treatment processes. *Water Res.* 45 (2011) 3925–3932.
- Tang, C.Y.Y., Fu, Q.S., Robertson, A.P., Criddle, C.S., Leckie, J.O., Use of reverse osmosis membranes to remove perfluorooctane sulfonate (PFOS) from semi-conductor wastewater. *Env. Sci Technol.* 40 (2006) 7343–7349.
- Tang, C.Y., Fu, Q.S., Criddle, J.O., Leckie, J.O., Effect of flux (transmembrane pressure) and membrane properties on fouling and rejection of reverse osmosis and nanofiltration membranes treating perfluorooctane sulfonate containing wastewater. *Env. Sci Technol.* 41 (2007) 2008–2014.
- Thompson, J., Eaglesham, G., Reungoat, J., Poussade, Y., Bartkow, M., Lawrence, M., Mueller, J.F., Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia. *Chemosphere.* 82 (2011) 9–17.
- Tow, E.W., Ersan, M.S., Kum, S., Lee, T., Speth, T.F., Owen, C., Bellona, C., Nadagouda, M.N., Mikelonis, A.M., Westerhoff, P., Mysore, C., Frenkel, V.S., deSilva, V., Walker, W.S., Safulko, A.K., Ladner, D.A., Managing and treating per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in membrane concentrates. *AWWA Water Science.* 3 (2021) e1233.
- USEPA, 2019. PERFLUOROALKYL AND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES (PFAS). https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-10/documents/pfas_drinking_water_treatment_technology_options_fact_sheet_04182019.pdf (accessed 2023-7-31).
- USEPA, 2020. Interim Guidance on Destroying and Disposing of Certain PFAS and PFAS-Containing Materials That Are Not Consumer Products. <https://www.epa.gov/pfas/interim-guidance-destroying-and-disposing-certain-pfas-and-pfas-containing-materials-are-not> (accessed 2023-7-31).
- USEPA, 2021. Drinking Water Treatability Database (TDB). <https://www.epa.gov/water-research/drinking-water-treatability-database-tdb> (accessed 2023-7-31)."

- USEPA, 2022a. Drinking Water Treatability Database (TDB). <https://www.epa.gov/water-research/drinking-water-treatability-database-tdb> (accessed 2023-7-31)."
- USEPA, 2022b. PFAS National Primary Drinking Water Regulation Rulemaking. <https://www.federalregister.gov/documents/2023/03/29/2023-05471/pfas-national-primary-drinking-water-regulation-rulemaking> (accessed 2023-7-31).
- Vadillo, V., Sanchez-Oneto, J., Portela, J.R., Martínez De La Ossa, E.J, Problems in supercritical water oxidation process and proposed solutions. *Industrial and Engineering Chemistry Research*. 52(23) (2013) 7617–7629.
- Vecitis, C.D., Park, H., Cheng, J., Mader, B.T., Hoffmann, M.R., Kinetics and mechanism of the sonolytic conversion of the aqueous perfluorinated surfactants, perfluorooctanoate (PFOA), and perfluorooctane sulfonate (PFOS) into inorganic products. *J. Phys. Chem. A* 112 (2008) 4261–4270.
- Wang, F., Shih, K., Adsorption of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) on alumina: influence of solution pH and cations. *Water Res.* 45 (2011) 2925–2930.
- Wang, J.X., Wang, L., Xu, C.Q., Zhi, R., Miao, R., Liang, T., Yue, X.L., Lv, Y.T., Liu, T.T., Perfluorooctane sulfonate and perfluorobutane sulfonate removal from water by nanofiltration membrane: the roles of solute concentration, ionic strength, and macromolecular organic foulants. *Chem. Eng. J.* 332 (2018) 787–797."
- Wang, N., Lv, H., Zhou, Y., Zhu, L., Hu, Y., Majima, T., Tang, H., Complete defluorination and mineralization of perfluorooctanoic acid by a mechanochemical method using alumina and persulfate. *Env. Sci. Technol.* 53 (14) (2019) 8302–13.
- Watanabe, N., Takata, M., Takemine, S., Yamamoto, K., Thermal Mineralization Behavior of PFOA, PFHxA, and PFOS during Reactivation of Granular Activated Carbon (GAC) in Nitrogen Atmosphere. *Env. Sci. Pollut. Res.* 25 (8) (2018) 7200–7205."
- Xiao, F., Sasi, P.C., Yao, B., Kubatova, A., Golovko, S.A., Golovko, M.Y., Soli, D., Thermal stability and decomposition of perfluoroalkyl substances on spent granular activated carbon. *Env. Sci. Water Res. Technol.* 7(5) (2020) 343–350."
- Yoon, Y., Lueptow, R.M., Removal of organic contaminants by RO and NF membranes. *J Membr Sci* 261 (2005) 76–86.
- You, C., Jia, C., Pan, G., Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface. *Env. Pollut.* 158 (2010) 1343–1347.

- Yu, J., Lv, L., Lan, P., Zhang, S., Pan, B., Zhang, W., Effect of effluent organic matter on the adsorption of perfluorinated compounds onto activated carbon. *J. Hazard. Mat.* 225 (2012) 99–106.
- Yu, Y., Zhao, C., Yu, L., Li, P., Wang, T., Xu, Y., Removal of perfluorooctane sulfonates from water by a hybrid coagulation–nanofiltration process. *Chem. Eng. J.* 289 (2016) 7–16.
- Zhang, X., Niu, H., Pan, Y., Shi, Y., Cai, Y., Modifying the surface of Fe₃O₄/SiO₂ magnetic nanoparticles with C₁₈/NH₂ mixed group to get an efficient sorbent for anionic organic pollutants. *J. Colloid Interface Sci.* 362 (2011) 107–112.
- Zhang, K., Huang, J., Yu, G., Zhang, Q., Deng, S., Wang, B., Destruction of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Perfluorooctanoic Acid (PFOA) by Ball Milling. *Env. Sci. Technol.* 47 (12) (2013) 6471–77.
- Zhang, D.Q., Zhang, W.L., Liang, Y.N., Adsorption of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from aqueous solution - a review. *Sci. Total Env.* 694 (2019) 133606.
- Zou, J., Cannon, F.S., Chen, W., Dempsey, B.A., Improved removal of arsenic from groundwater using pre-corroded steel and iron tailored granular activated carbon. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 61 (2010) 441–453.
- 奥田舞衣, 藤巻志津恵, 竹内啓造, 金子透, 笠原典秀, 有機フッ素化合物の水源域における実態調査及び粉末活性炭による処理性調査. 令和 3 年度全国会議 (水道研究発表会) 講演集. (2021) 676–677.
- 環境省, 2022. PFOS 及び PFOA 含有廃棄物の処理に関する技術的留意事項 (令和 4 年 9 月発行) .
- 栗原正憲, 小林真希子, 木下英二, 浄水処理工程における有機フッ素化合物の処理性調査. 令和 4 年度全国会議 (水道研究発表会) 講演集. (2022) 708–709.
- 竹峰秀祐, 高田光康, 山本周作, 渡辺信久, 松村千里, 藤井滋穂, 田中周平, 近藤明, 粒状活性炭に吸着されたペルフルオロオクタン酸の加熱時の挙動. *BUNSEKI KAGAKU*. 62:2 (2013) 107–113.
- 日本水道協会, 2012. 水道施設設計指針 2012.
- 日本スチレン工業会, ポリスチレン (PS) とは. <https://www.jsia.jp/polystyrene/index.html> (accessed 2023-7-31).
- 福原次朗, 塩川敦司, 平良淳, 小島健司, 興古田亨, 矢野慎太郎, RSSCT 法を用いた市販粒状活性炭の PFOS 等吸着性能評価. 令和 3 年度全国会議 (水道研究発表会) 講演集. (2021) 220–221.

三矢律子, 染谷暁子, 細田憲男, 松崎智洋, 大原賢司, PFOS 及び PFOA の実態調査と浄水
処理における除去性. 平成 19 年度全国会議 (水道研究発表会) 講演集. (2007) 554－
555.

付録

PFAS を巡っては、最近、海外において飲料水におけるガイドライン値や基準値の設定の動きがある。また、これらに対応するため、欧米を中心として処理技術の調査研究や技術開発が行われるとともに、浄水場における PFAS 処理設備の導入事例もみられるようになっている。

そこで、次ページより、水道における PFAS の処理技術等に関する海外情報として、米国の水道水質基準と PFAS の規制状況、米国 10 事業体における処理設備の導入事例、DWI、USEPA 及び GAO から公表されている関連情報の和訳を紹介する。

なお、本書の本文には、付録の要点を抜粋して記載している。DWI、USEPA 及び GAO の付録資料は仮訳であるため、原文は出典を参照されたい。また、翻訳に当たっては、あらかじめ必要な許可を得ていることを申し添える。

米国の水道水質基準と PFAS の規制状況

1. 米国の水道水質基準

米国において、日本の水道水質基準に相当する値は、「最大許容濃度」(MCL : Maximum Contaminant Level) と呼ばれる。MCL は、USEPA により「第一種飲料水規則」(National Primary Drinking Water Regulations) の一部として設定される、法的拘束力を有した基準値である。第一種飲料水規則には、MCL のほか、法的拘束力を持たない処理上の目標値である「最大許容濃度目標」(MCLG : Maximum Contaminant Level Goal) などがある。

後述する安全飲料水法により、MCL は MCLG に可能な限り近い値で設定することが USEPA に義務付けられている。しかし、MCLG が健康影響のみに基づき決定される強制力のない達成目標（その値を達成すれば健康影響の心配がない理想的な値）であるのに対して、MCL は現在利用可能な分析技術や処理技術、処理費用も考慮したうえで決定される現実的な値であるため、両者は必ずしも同じ値にはならない。

PFOS と PFOA については 2021 年に、それまでの未規制状態から、第一種飲料水規則として規制をかけることが決定された。「未規制状態」とは、法的拘束力を有した水道水質基準が施行されていない状態、すなわち、第一種飲料水規則が施行されていない状態を指す。2023 年 11 月現在、米国において PFOS 及び PFOA は、いまだ未規制状態である。

付録表 1 に、第一種飲料水規則を含む米国の水道水質基準を示す。

付録表 1 米国の水道水質基準

名称	法的拘束力	項目	備考
第一種飲料水規則	あり	・ MCL ・ 最大残留消毒剤濃度 (MRDL)	・ 日本の水道水質基準に相当 ・ 利用可能な処理技術やコストをもとに設定
		・ 処理技術要件 (TT)	・ 必要に応じて MCL の代わりに設定 ・ 3log 除去など
	なし	・ MCLG ・ 最大残留消毒剤濃度目標 (MRDLG)	・ 健康影響がない理想的な濃度 ・ 放射性物質は原則ゼロなど
第二種飲料水規則	なし	・ 第二種 MCL	・ 味、色、臭い等の性状に関する基準
健康勧告	なし	・ 健康勧告値	・ 健康影響がない理想的な濃度 ・ 必要に応じて発出

2. PFAS の MCL 案

USEPA は 2023 年 3 月 14 日、6 種類の PFAS に対する MCL 案と MCLG 案を発表した（付録表 2）。PFOS と PFOA の MCL はともに 4 ng/L、MCLG はともに「0」である。また、PFNA、PFHxS、PFBS、HFPO-DA（GenX）に対する MCL 及び MCLG として、ハザード指数「1.0」が提案された。ハザード指数は汚染地域などの毒性評価で USEPA が長年使用してきた指標であり、上記 4 種の PFAS の飲料水中の測定濃度を、健康影響リスクがないと判断された最大濃度（健康基準値）と比較し、その毒性を評価するために使用される（付録表 2）。

パブリックコメントの募集を経て、USEPA は 2023 年 12 月までに、MCL 及び MCLG を確定する予定であるとしている。これらの基準は確定から 3 年後に施行され、施行後、水道事業者は各 PFAS の監視、濃度の公表、MCL 超過時における濃度低減措置の実施義務を負う。

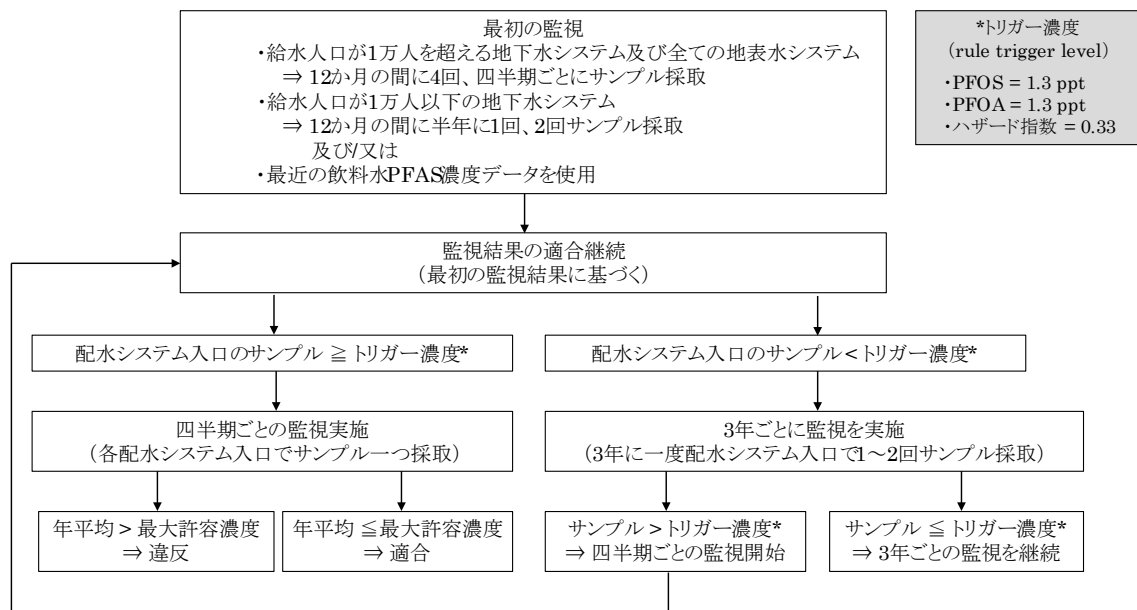
付録表 2 米国における PFAS の基準値案

PFAS	MCLG 案 (法的拘束力なし)	MCL 案 (法的拘束力あり)
PFOS	0*	4.0 ng/L
PFOA	0*	4.0 ng/L
PFNA	1.0（単位なし） ※ハザード指数として算出	1.0（単位なし） ※ハザード指数として算出
PFHxS		
PFBS		
HFPO-DA（GenX）		

*実質的には「検出されないこと」を意味する。

3. PFAS の監視要件案

上記 6 種の PFAS に対する MCL の提案とほぼ同時に、その監視要件も USEPA により提案された。提案された監視フロー（付録図 1）によれば、初期のサンプリング頻度は、給水人口が 1 万人を超えているかどうかで異なり、その後は、年間を通じた定期監視の結果に応じて、サンプリング頻度が上下する。そして、MCL への違反があったかどうかの最終判断は、採取したサンプルの年平均濃度によって行う。



付録図 1 6 種類の PFAS に対する監視要件案

4. 汚染物質に対する健康勧告

MCL や MCLG とは別に、水道水質に関する参照値として、USEPA より「健康勧告」(Health Advisory) が発出されることがある。健康勧告は、法的拘束力を持たない USEPA による非公式の手引き（技術文書）で、人の健康に悪影響を及ぼす可能性のある未規制の汚染物質を対象として、必要に応じて発出される¹²。健康勧告が発出される理由は様々であるが、例えば、問題となっている物質の規制に必要な汚染の発生頻度や濃度に関するデータが不足している場合や、緊急に規制をかける必要がある一方で、その手続きに時間を要する場合などが挙げられる。水道関係者への情報提供を目的として、全ての健康勧告には以下の情報が含まれる。

- ・ 健康勧告値（一定期間曝露しても健康への悪影響が生じないと予想される当該汚染物質の濃度）
- ・ 汚染物質の化学的・物理的特性
- ・ 健康影響
- ・ 分析方法
- ・ 有効な処理技術

¹² USEPA. “Drinking Water Health Advisories (HAs).”
<https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-health-advisories-has>. (accessed 2022-6-27)

5. PFOS 及び PFOA の健康勧告値

USEPA は 2022 年 6 月 15 日、飲料水中の 4 種類の PFAS に対する「暫定生涯健康勧告値」(Interim Lifetime Health Advisory Level) を発表した¹³。このうち PFOS と PFOA の値は、それぞれ 0.004 ng/L、0.02 ng/L に改定され、2016 年に出された「PFOS 及び PFOA の合計で 70 ng/L」から大幅に引き下げられた¹⁴(付録表 3)。

付録表 3 PFAS の生涯健康勧告値 (単位: ng/L)

項目	2016 年 5 月	2022 年 6 月
PFOS	合計で 70 (暫定値) *	0.004 (暫定値) *
PFOA		0.02 (暫定値) *
HFPO-DA (GenX)	未設定	10 (確定値)
PFBS	未設定	2,000 (確定値)

*PFOS と PFOA の健康勧告値が毎回「暫定値」なのは、毒性評価がその時点で定まっておらず、将来的に値が更新される可能性が高いためである。

USEPA は、健康勧告値の最新の改正理由を、「2016 年以降の科学的知見を精査した結果、PFOS と PFOA が当時考えられていたよりも遥かに低い濃度で人の健康に害を及ぼす可能性があることが分かったため」としている^{15,16}。

¹³ USEPA. “EPA Announces New Drinking Water Health Advisories for PFAS Chemicals, \$1 Billion in Bipartisan Infrastructure Law Funding to Strengthen Health Protections.” <https://www.epa.gov/newsreleases/epa-announces-new-drinking-water-health-advisories-pfas-chemicals-1-billion-bipartisan>. (accessed 2022-6-27)

¹⁴ 米国官報. “Lifetime Drinking Water Health Advisories for Four Perfluoroalkyl Substances.” <https://www.federalregister.gov/documents/2022/06/21/2022-13158/lifetime-drinking-water-health-advisories-for-four-perfluoroalkyl-substances>. (accessed 2022-6-27)

¹⁵ 同上

¹⁶ USEPA では今回の健康勧告値の設定根拠を、人を対象とした研究において、PFOA 及び PFOS への曝露と、免疫系、心血管系、身体発達及び癌への影響との間に関連性が見つかったためとしている。また、GenX と PFBS に対する健康勧告値は、これらの物質の経口暴露に関する動物実験にもとづき設定されたもので、GenX については肝臓、腎臓、免疫系、身体発達、及び癌への健康影響と関連があり、PFBS については甲状腺、生殖器系、発達、腎臓に対する健康影響と関連があるとしている。(参考: USEPA. “Drinking Water Health Advisories for PFAS: Fact Sheet for Communities.”

<https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-06/drinking-water-ha-pfas-factsheet-communities.pdf>. (accessed 2022-9-15))

また、今回の健康勧告では、例えば PFOA に有効な処理技術として、以下の 5 つが示された¹⁷。

- 粒状活性炭処理
- 粉末活性炭処理
- 陰イオン交換処理
- NF 膜処理
- RO 膜処理

なお、MCLG と同様に、健康勧告値も、当該汚染物質が及ぼし得る健康影響のみを考慮して決定される¹⁸。2022 年に出された最新の健康勧告値は、2023 年 9 月時点でなお有効であるが、健康勧告値には、MCLG を含む第一種飲料水規則が策定されるまでの暫定措置の側面があるため、今後、MCL 及び MCLG が確定された後、現行の健康勧告値は取り消される可能性がある。

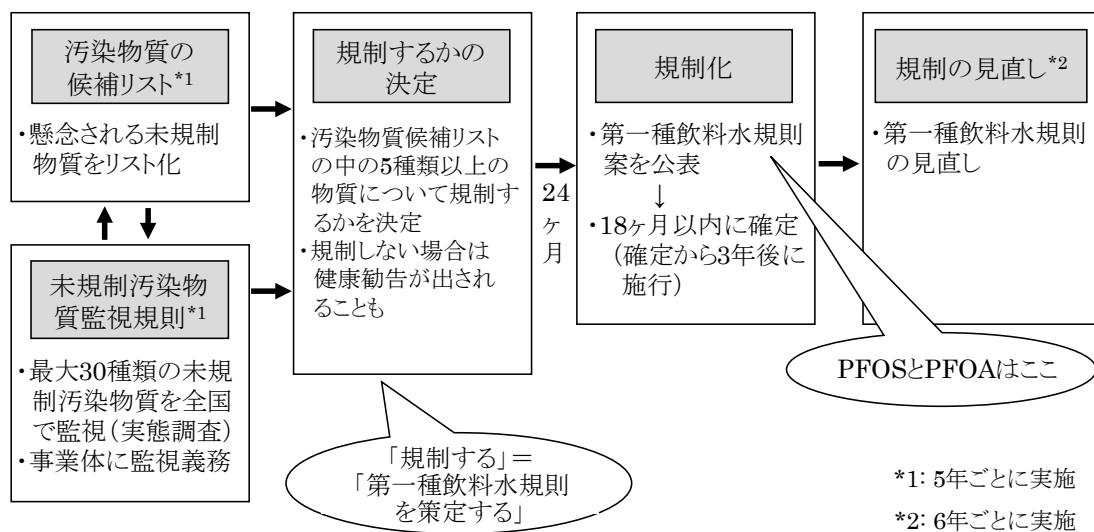
6. 第一種飲料水規則が決定されるまでの流れ

日本の水道法に相当する米国の法律が「安全飲料水法」(Safe Drinking Water Act)である。1974 年に施行された同法は、1993 年に米国ミルウォーキーで発生したクリプトスポリジウムによる未曾有の水道水質事故を受けて、1996 年に大幅改正された。その結果、第一種飲料水規則を決定又は改正するにあたり、USEPA に対して、付録図 2 に示す一連の行政手続きを実施することが義務付けられた¹⁹。

¹⁷ USEPA. “INTERIM Drinking Water Health Advisory: Perfluorooctanoic Acid (PFOA) CASRN 335-67-1.” <https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-06/interim-pfoa-2022.pdf>. (accessed 2022-6-27)

¹⁸ USEPA. “How EPA Regulates Drinking Water Contaminants.” <https://www.epa.gov/sdwa/how-epa-regulates-drinking-water-contaminants>. (accessed 2022-9-15)

¹⁹ North Carolina Department of Environmental Quality. “Drinking Water Standards and Development of Regulations.” <https://deq.nc.gov/media/27461/open>. (accessed 2022-6-27)



1996年以降このプロセスを4周済み。現在5周目

付録図 2 汚染物質の規制に係る行政手続き

(注) 用語の解説

用語	解説
汚染物質の候補リスト	5年ごとに、第一種飲料水規則で規制されていない汚染物質のうち、すでに発生しているかその発生が予想される、規制を必要とする可能性のある物質のリストを公表する。
未規制汚染物質監視規則	5年ごとに、最大で30種類の未規制汚染物質を監視して、全国から発生頻度や濃度のデータを収集する。対象となる汚染物質は汚染物質の候補リストなどから選ばれる。汚染物質の監視は、給水人口3,300人以上の全ての水道システムと、給水人口3,300人未満の無作為に選ばれた水道システムが行う。給水人口10,000人未満の水道システムの分析費用は、USEPAが支払う。また、分析にあたって各汚染物質の報告下限値（具体的な値の報告を求められる最低濃度）などの情報が、事前にUSEPAより示される。
規制するかどうかの決定	5年ごとに、汚染物質の候補リストに含まれる汚染物質のうち、少なくとも5種類以上について、規制するかどうかの決定を行う。なお、汚染の発生状況に関するデータが不足している場合などは、規制をかけたくてもかけることができない。また、何らかの理由で規制をかけないという決定がなされた場合、代わりに健康勧告が出されることもある。
規制の見直し	6年ごとに第一種飲料水規則を見直し、必要に応じて改正する。

「規制するかどうかの決定」について検討した結果、第一種飲料水規則を通じて特定の汚染物質に規制をかけることを決定した場合、USEPAはその決定から24か月以内に、当該汚染物質に対してMCLGを含む第一種飲料水規則案を公表し、案の公表から18か月以内

に、第一種飲料水規則を確定しなければならない。付録図 2 に示した一連の行政手続きは、これまでに計 4 回（4 サイクル）実施されており、PFOS と PFOA については、第 3 次未規制汚染物質監視規則で収集された監視データなどに基づき、第一種飲料水規則の規制対象とすることが、2021 年に決定された²⁰。

付録表 4 に、第一種飲料水規則への汚染物質の追加に関する、これまでの検討状況を示す²¹。

付録表 4 第一種飲料水規則への汚染物質追加に係る検討状況
(4 桁の数字は実施年、[] は対象汚染物質の数)

	第 1 次	第 2 次	第 3 次	第 4 次	第 5 次
汚染物質の候補リスト	1998 [60]	2005 [51]	2009 [116] ^{*1}	2016 [109] ^{*1}	2021 [81] ^{*1}
未規制汚染物質監視規則	1999 [36]	2007 [25]	2012 [30] ^{*1}	2016 [30]	2021 [30] ^{*2}
規制するかどうかの決定	2003	2008	2016	2021	
規制の検討を行った物質数	[9]	[11]	[5]	[8]	
規制を決定した物質数	[0]	[0]	[0]	[2] ^{*3}	

*1 : PFOS と PFOA を含む。

*2 : PFOS と PFOA を含む PFAS 29 種類とリチウムの計 30 種類を対象に、2023 年から 2025 年にかけてデータを収集する。設定された PFOS と PFOA の報告下限値は 4 ng/L である。

*3 : 第一種飲料水規則への PFOS と PFOA の追加が決定した。

7. 第 5 次未規制汚染物質監視規則

第 5 次未規制汚染物質監視規則では、PFOS と PFOA を含む PFAS 29 種類とリチウムの計 30 種類を対象に、2023 年から 2025 年にかけて、全国的な汚染の実態調査が行われる。監視対象となる汚染物質やその報告下限値、また分析方法は、事前に USEPA より「第 5 次未規制汚染物質監視規則」として指定され、監視を義務付けられた水道事業者は、同規則に

²⁰ National Governors Association. “Safe Drinking Water Act (SDWA) Regulatory Process and PFAS.”
https://www.nga.org/wp-content/uploads/2021/06/EPA_PFAS-NGAAAAS-Update-SDWA.pdf. (accessed 2022-6-27)

²¹ Congressional Research Service. “Regulating Contaminants Under the Safe Drinking Water Act (SDWA).”
<https://crsreports.congress.gov/product/pdf/R/R46652>. (accessed 2022-6-27)

基づき、期間中にサンプルの採取と USEPA への結果報告を行う。

汚染物質の分析方法として、PFOS と PFOA を含む 25 種類の PFAS に対しては「USEPA 分析方法 533 番」(USEPA Method 533) が、その他 4 種類の PFAS に対しては「USEPA 分析方法 537.1 番」(USEPA Method 537.1) が指定されている。533 番と 537.1 番は、ともに「液体クロマトグラフィータンデム質量分析」(LC/MS/MS) であるが、533 番は USEPA が 2019 年に開発した PFAS 用の最新の分析方法であり、それ以前に開発された 537.1 番と比べて、長鎖型の PFAS を補足しやすいなどの特徴を持つ。

付録表 5 に、第 5 次未規制汚染物質監視規則における PFAS の監視対象 29 種を示す²²。なお、サンプルの採取場所には、「配水システム入口」が指定されている。

付録表 5 第 5 次未規制汚染物質監視規則における PFAS の監視対象 29 種

No.	監視対象の PFAS	報告下限値* (ng/L)	分析方法
1	11Cl-PF3OUdS	5	USEPA 分析方法 533 番
2	9Cl-PF3ONS	2	
3	ADONA	3	
4	HFPO-DA	5	
5	NFDHA	20	
6	PFBA	5	
7	PFBS	3	
8	8:2FTS	5	
9	PFDA	3	
10	PFDoDA	3	
11	PFEESA	3	
12	PFHpS	3	
13	PFHpA	3	
14	4:2FTS	3	
15	PFHxS	3	
16	PFHxA	3	
17	PFMPA	4	
18	PFMBA	3	
19	PFNA	4	
20	6:2FTS	5	

²² USEPA. “Fifth Unregulated Contaminant Monitoring Rule.”
<https://www.epa.gov/dwucmr/fifth-unregulated-contaminant-monitoring-rule>. (accessed 2022-8-8).

No.	監視対象の PFAS	報告下限値* (ng/L)	分析方法
21	PFOS	4	
22	PFOA	4	
23	PFPeA	3	
24	PFPeS	4	
25	PFUnDA	2	
26	NEtFOSAA	5	USEPA 分析方法 537.1 番
27	NMeFOSAA	6	
28	PFTA	8	
29	PFTTrDA	7	

*報告下限値（MRL：Minimum Reporting Level）：MRL は USEPA によって設定され、「75%以上の試験所の分析者が、[USEPA の]指定した分析方法を用いて 95%の信頼性をもって達成できる定量下限値」と定義されている。監視対象となっている 29 種類の PFAS のうち、例えば PFOS と PFOA の報告下限値はそれぞれ 4 ng/L であり、4 ng/L 以上を計測した水道事業者には、USEPA への報告が義務付けられている（4 ng 未満の場合は報告不要）。なお、MRL は USEPA に報告される情報の一貫性を確保するために設定された値であり、個々の試験所では MRL よりも低い濃度まで定量化できる可能性があることを認識していると USEPA は述べている²³。

8. 州における飲料水の規制権限

安全飲料水法は USEPA に対し、同法に基づく飲料水の規制権限を、一定の基準を満たした州に移譲するよう義務付けている。現在、この規定に基づき、米国の全 50 州のうち、ワイオミング州を除く 49 の州、準州及びナバホ・ネーション²⁴は、飲料水プログラムに申請し、施行権限を取得済みである。一方、50 州の中で最も人口の少ないワイオミング州や、連邦直轄地である首都ワシントン DC、またインディアン部族に対する施行権限は、USEPA が保持している。

USEPA から移譲された飲料水の規制権限に基づき、ワイオミング州を除く 49 の州は、各州において独自の水道水質基準を設けることができる。ただし、連邦政府による第一種飲料水規則がすでに存在する場合、州が独自に設ける基準は、第一種飲料水規則より厳しくすることはできても、緩くすることはできない。2023 年 9 月時点で、PFAS に対する第一種

²³ USEPA. “Questions and Answers: Drinking Water Health Advisories for PFOA, PFOS, GenX Chemicals and PFBS.” <https://www.epa.gov/sdwa/questions-and-answers-drinking-water-health-advisories-pfoa-pfos-genx-chemicals-and-pfbs>. (accessed 2022-8-8).

²⁴ ナバホ・ネーション（Navajo Nation）：アリゾナ州北東部、ユタ州南東部、ニューメキシコ州北西部の 3 州にまたがって位置する、米国先住民民族（ネイティブ・アメリカン）・ナバホ族の準自治領（インディアン保留地）

飲料水規則は施行されていないため、各州は、必要に応じて、2016年以降に出された USEPA の健康勧告値などにに基づき、PFAS に対する州独自の基準を定めている。

9. 各州における PFAS の規制状況

2023 年 8 月 17 日時点で、PFOS に対する最も低い MCL はニューヨーク州の 10 ng/L、PFOA に対する最も低い MCL はミシガン州の 8 ng/L である。なお、州法における MCL は、第一種飲料水規則における MCL ではなく、各州が同じ名称で定めている、州法上守らなければならない水道水質基準を指す。

また、MCL ではないが、カリフォルニア州では「通知濃度」(Notification Level) として PFOS に 6.5 ng/L、PFOA に 5.1 ng/L を定めている。「通知濃度」は健康影響に基づき決定される浄水処理上の勧告値で、MCL がまだ存在しない汚染物質の規制に用いられる。通知濃度を超過した場合、水道事業者には、水道利用者に対して速やかに当該化学物質の存在とその暴露に関わる健康上の懸念を通知することが推奨されている²⁵。さらに、カリフォルニア州では通知濃度を設定している計 4 種の PFAS に対して、「対応濃度」(Response Level) も併せて設定しており、対応濃度を超過した水道事業者に対しては、対象水源の使用を停止するか、適切な浄水処理を行う、あるいはそのどちらの対応も取らない場合に、その理由を水道利用者に通知することなどを求めている。対応濃度は水道水の汚染度がより深刻な場合に備えて策定されたもので、例えば 2020 年 2 月に出された PFOS 及び PFOA の対応濃度は、それぞれ 40 ng/L、10 ng/L となっている²⁶。

付録表 6 に、2023 年 8 月 17 日時点での米国各州における PFAS の規制状況を示す^{27,28}。

付録表 6 各州における PFAS の規制状況 (2023 年 8 月 17 日時点)

州	規制対象	濃度 (ng/L)	規制の種類
アラスカ	PFOS、PFOA、PFNA、PFHxS 及び PFHpA の合計	70	ガイダンス値
イリノイ	PFOA	2	ガイダンス値

²⁵ California Water Boards. “Drinking Water Notification Levels.” https://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/certlic/drinkingwater/NotificationLevels.html. (accessed 2022-9-15)

²⁶ California State Resources Control Board. “PFAS: Per- and Polyfluoroalkyl Substances.” https://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/certlic/drinkingwater/pfas.html. (accessed 2023-11-7)

²⁷ BCLPmerging.com. “PFAS DRINKING WATER STANDARDS: STATE-BY-STATE REGULATIONS.” <https://www.bclplaw.com/en-US/events-insights-news/pfas-drinking-water-standards-state-by-state-regulations.html>. (accessed 2023-11-7)

²⁸ Connecticut State Department of Public Health. “Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) -Information for Public Water Systems.” <https://portal.ct.gov/DPH/Drinking-Water/DWS/Per-and-Polyfluoroalkyl-Substances>. (accessed 2023-11-7)

州	規制対象	濃度 (ng/L)	規制の種類
	PFOS	14	ガイダンス値
	PFNA	21	ガイダンス値
	PFHxS	140	ガイダンス値
	PFBS	2,100	ガイダンス値
	PFHxA	3,500	ガイダンス値
ウィスコンシン	PFOS 及び PFOA の合計	70	MCL
オハイオ	PFNA	21	ガイダンス値
	GenX 又は HFPO-DA	21	ガイダンス値
	PFOS 及び PFOA の合計	70	通知濃度及びガイ ダンス値
オレゴン	PFOS、PFOA、PFHxS 及び PFNA の合計	30	ガイダンス値
カリフォルニア	PFHxS	3	通知濃度
	PFOA	5.1	通知濃度
	PFOS	6.5	通知濃度
	PFBS	500	通知濃度
	PFHxS	20	対応濃度
	PFOA	10	対応濃度
	PFOS	40	対応濃度
	PFBS	5,000	対応濃度
コネチカット	6:2 Cl-PFESA*1	2	通知濃度
	8:2 Cl-PFESA*2	5	通知濃度
	PFOS	10	通知濃度
	PFNA	12	通知濃度
	PFOA	16	通知濃度
	GenX 又は HFPO-DA	19	通知濃度
	PFHxS	49	通知濃度
	PFHxA	240	通知濃度
	PFBS	760	通知濃度
	PFBA	1,800	通知濃度

州	規制対象	濃度 (ng/L)	規制の種類
コロラド	PFOS、PFOA 及び PFNA の合計	70	ガイダンス値
	PFHxS	700	ガイダンス値
	PFBS	400,000	ガイダンス値
デラウェア	PFOS 及び PFOA の合計	70	通知濃度及びガイダンス値
ニュージャージー	PFNA	13	MCL
	PFOS	13	MCL
	PFOA	14	MCL
ニューハンプシャー	PFNA	11	MCL
	PFOA	12	MCL
	PFOS	15	MCL
	PFHxS	18	MCL
ニューメキシコ	PFOS 及び PFOA の合計	70	通知濃度及びガイダンス値
ニューヨーク	PFOS	10	MCL
	PFOA	10	MCL
ネバダ	PFBS	1,000	ガイダンス値
ノースカロライナ	GenX 又は HFPO-DA	10	ガイダンス値
バーモント	PFOA、PFOS、PFHpA、PFHxS 及び PFNA の合計	20	MCL
ペンシルベニア	PFOA	14	MCL
	PFOS	18	MCL
マサチューセッツ	PFOA、PFOS、PFHxS、PFNA、PFHpA 及び PFDA の合計	20	MCL
ミシガン	PFNA	6	MCL
	PFOA	8	MCL
	PFOS	16	MCL
	PFHxS	51	MCL
ミネソタ	PFOS	15	ガイダンス値

州	規制対象	濃度 (ng/L)	規制の種類
	PFOA	35	ガイダンス値
	PFHxS	47	ガイダンス値
	PFBS	100	ガイダンス値
	PFHxA	200	ガイダンス値
	PFBA	7,000	ガイダンス値
メイン	PFOA、PFOS、PFHxS、PFNA、 PFHpA 及び PFDA の合計	20	通知濃度
メリーランド	PFHxS	140	ガイダンス値
ロードアイランド	PFOA、PFOS、PFHxS、PFNA、 PFHpA 及び PFDA の合計	20	通知濃度
ワシントン	PFNA	9	通知濃度
	PFOA	10	通知濃度
	PFOS	15	通知濃度
	PFHxS	65	通知濃度
	PFBS	345	通知濃度

*1 : 6:2 Cl-PFESA (6:2 塩素化ポリフッ素化エーテルスルホナート) に対して、USEPA の分析方法 533 番及び 537.1 番では、9Cl-PF3ONS を使用する。

*2 : 8:2 Cl-PFESA (8:2 塩素化ポリフッ素化エーテルスルホナート) に対して、USEPA の分析方法 533 番及び 537.1 番では、11Cl-PF3OUdS を使用する。

(注) 同じ「通知濃度」という名前でも、州によって超過時に推奨又は規定されている対応内容は異なる。

10. 処理技術導入に対する財政支援

PFAS の除去には、新たな処理技術の導入などが必要になる。そのため、米国では、いくつかの財政支援制度において、PFAS の処理技術導入を財政支援の対象にしている。ここでは、代表的な二つの財政支援制度である「水インフラ金融・改革法 (WIFIA) 融資」²⁹と「州水道整備基金」³⁰について概説する。

²⁹ USEPA. “Water Infrastructure Finance and Innovation Act (WIFIA).” <https://www.epa.gov/wifia>. (accessed 2023-11-4)

³⁰ USEPA. “Addressing PFAS in Drinking Water with the Drinking Water State Revolving Fund.” https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-03/documents/pfas_fact_sheet_and_case_studies_final.pdf. (accessed 2023-11-4)

WIFIA 融資は、2014 年に施行された「水インフラ金融・改革法」(WIFIA)に基づく財政支援制度である。対象事業の費用を最大 49%まで低金利で融資することで、国や地域にとって重要な上下水道インフラへの投資を促進することを目的としている。融資条件の一つに事業規模があり、大規模コミュニティの場合は事業費 26 億円以上、人口 25,000 人以下の小規模コミュニティの場合は事業費 6 億 5 千万円以上の事業が融資の対象となる。返済期限は事業完了後から最大 35 年間で、申請窓口は USEPA である。

他方、州水道整備基金は、安全飲料水法的大幅改正に伴って 1997 年に開始された低利融資制度である。各州の政府が窓口を務め、申請規定に事業規模は規定されていないため、WIFIA 融資よりも幅広い事業がその支援対象となる。

付録表 7 に、WIFIA 融資と州水道整備基金の概要を整理する。

付録表 7 WIFIA 融資と州水道整備基金の概要

	WIFIA 融資	州水道整備基金
種別	低利融資	低利融資
根拠法	水インフラ金融・革新法 (WIFIA)	安全飲料水法
開始年	2017 年	1997 年
申請窓口	連邦政府	州政府
事業規模	大規模コミュニティ : ≥ 26 億円 小規模コミュニティ : ≥ 6 億 5 千万円 ^{*1}	条件なし
支援比率	$\leq 49\%^{*2}$	不明
返済期限	35 年	30 年

*1 : 小規模コミュニティ = 人口 25,000 人以下

*2 : 他の財政支援制度との併用も可能だが、連邦政府による支援総額は事業費全体の 80%を超えてはならない。

付録 2

米国における PFAS 処理設備の導入事例

水道における PFAS 除去を目的とした処理技術の導入は、日本国内ではまだほとんど行われていない。他方、海外では、米国をはじめとして浄水場における PFAS 処理設備の導入が進められている。そこで、次ページ以降では、米国 10 事業体における処理設備の導入事例を紹介する。

導入事例の 10 事業体を含む米国の事業体及びその処理技術等は下表のとおりである。

付録表 8 米国の水道事業体における PFAS の処理技術等

州	事業体名	PFAS の 処理技術	処理能力 (m ³ /日)	費用 (百万円)			備考
				建設費用	運転費用	財政支援	
ノースカロライナ	ケープ・フィア 公益事業団	粒状活性炭 処理	16.7 万	4,667	481 (2023 年) 650 (2024 年以降)	不明	事例 1
	ブランズウィック 郡公益事業体	RO 膜処理	13.6 万	不明	不明	不明	事例 4
ペンシルベニア	ホーシャム上下 水道局	①粒状活性炭 処理 ②イオン交換 処理	9,463	①井戸一 基につき 130	①井戸一 基につき 6.5	不明	事例 2
カリフォルニア	ヨーバリンダ水 道企業団	イオン交換 処理	9.5 万	3,588	不明	17,030*1 (オレン ジ郡全 体)	事例 3
バージニア	ポーツマス市	イオン交換 処理＋粒状 活性炭処理	20 万	不明	不明	不明	事例 5
	ウェスタン・バ ージニア水道局	粒状活性炭 処理	6.8 万	不明	不明	37*2	事例 9
	リバンナ上下水 道局	粒状活性炭 処理	不明	3,770	不明	2,776*2	事例 10
ウィスコンシン	ウォーソー市水 道局	イオン交換 処理＋粒状 活性炭処理	不明	不明	不明	2,860*1	事例 6
マサチュー セッツ	ケンブリッジ市 水道局	粒状活性炭 処理	不明	195	不明	不明	事例 7
	ブレーンツリー 市	粒状活性炭 処理	不明	不明	不明	2,275*2	
	ヤーマス町	イオン交換 処理	不明	不明	不明	437*2	
ワシントン	イサクア市	粒状活性炭 処理	不明	不明	不明	不明	事例 8
	バンクーバー市	検討中	不明	不明	不明	1,647*2	

*1 : WIFIA 融資

*2 : 州水道整備基金

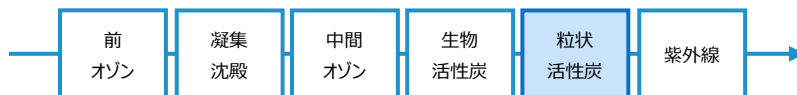
PFAS 除去技術
粒状活性炭

処理能力
16.7 万
m³/日

導入年
2022

事例 1 ケープ・フィア公益事業団

給水人口：77,000 人



事業体

ケープ・フィア公益事業団
(CFPUA : Cape
Fear Public Utility
Authority)

浄水施設

スウィーニー浄水場
(Sweeney Water
Treatment Plant)

水源

地表水

建設費用

4,667 百万円
[契約書ベース]

運転費用

- 481 百万円
(2023 年)
 - 650 百万円
(2024 年以降)
- [事業体ウェブサイトより]

導入背景

2014 年、研究チームによるスウィーニー浄水場の原水と浄水の測定の結果、原水の GenX の平均濃度は 631 ng/L であり、さらにこれまで未確認だった多くの PFAS が、かなり高い濃度で検出された。これは、スウィーニー浄水場の水源であるケープ・フィア川において、給水対象のウィルミントン市から約 160 km 上流のブラデン・カンバーランド郡境の化学工場で Chemours 社と DuPont 社が数十年にわたり排水したことに起因する。

その対策として、Black & Veatch 社と協力し、粒状活性炭、イオン交換樹脂、RO 膜の 3 つの技術を検証した結果、粒状活性炭が最適であると結論付けられた（付録表 9）。

付録表 9 PFAS 処理技術の検証結果

除去技術		粒状活性炭処理	イオン交換処理	RO 膜処理
PFAS 除去性		効果あり	効果あり	効果あり
柔軟性		規制の変更に対応できる	特定の化合物を対象とするため、柔軟性に欠ける。	既に幅広い除去が可能である。
残渣		適切な再生により PFAS を環境から除去する。	処分する。	濃縮された PFAS を含む大量の濃縮水が発生し、その処理が必要である。
費用	初期費用	5,980 百万円	5,980 百万円	19,500 百万円
	運用費用	377 百万円/年	273 百万円/年	611 百万円/年
	34 年間の費用	27,950 百万円	22,880 百万円	65,520 百万円
備考			一部の PFAS の除去には有効であるが、広範囲の PFAS を除去することはできないため、対象が限定される。	同じ量の水道水を作るために、他の処理技術より多くの原水を使用するため、長期的な水需要に影響する可能性がある。

そこで、CFPUA 理事会は、粒状活性炭の建設費として 4,667 百万円の契約を Adams-Robinson Enterprises 社と締結した。

このプロジェクトは、債券の発行によって資金調達される。また、CFPUA は化学工場からの放出に関する費用と損害を回収するために連邦訴訟を起こしている。

なお、スウィーニー浄水場の既存の処理工程は、前オゾン、凝集沈殿、中間オゾン、生物活性炭、UV 処理、ろ過、塩素消毒から構成される。既存の粒状活性炭は、DBP や 1,4-ジオキサンなどを除去するために、生物活性炭として使用しており、また、小型であった。

導入状況

2018 年に新しい深層式粒状活性炭施設を設計、2019 年に着工し、2022 年に竣工・稼働開始した。竣工までの間、暫定措置として既存の粒状活性炭の交換頻度を高めた。既存の粒状活性炭は、2022 年以降は元の生物学的な使用目的に戻り、交換頻度も少なくする。

深層式粒状活性炭施設には、8 つの接触池があり、それぞれの処理能力は 20,817.5 m³/日（合計処理能力は 166,540 m³/日）である。この施設は、最大 166,540 m³/日の処理能力で 20 分間の EBCT を行うように設計されており、約 1,362 千 kg の粒状活性炭を必要とする。設計では、将来的に粒状活性炭からイオン交換樹脂に転換する可能性を考慮した。

深層式粒状活性炭は、270 日毎又はそれ以上の頻度で粒状活性炭を交換する予定である。交換した粒状活性炭は高熱で PFAS を破壊して再生後、再び使用する。

深層式粒状活性炭の処理における PFAS 検査結果は以下のとおりである（付録表 10）。

付録表 10 深層式粒状活性炭の処理における PFAS 検査結果

	GenX	PFOA	PFOS	PFBS
原水（2022/9/29）	5.13 ng/L	4.63 ng/L	12.1 ng/L	6.09 ng/L
浄水（2022/9/30）	ND	ND	ND	ND

出典

1. Cape Fear Public Utility Authority. “Sweeney Treatment Enhancements Project.” <https://www.cfpua.org/Sweeney>. (accessed 2023-1-17)
2. ———. “History Of Sweeney Water Treatment Plant.” <https://www.cfpua.org/781/History-of-Sweeney>. (accessed 2023-1-17)
3. ———. “Frequently Asked Questions.” <https://www.cfpua.org/780/Frequently-Asked-Questions>. (accessed 2023-1-17)
4. ———. “Alternatives Evaluation Report: Emerging Contaminants Treatment Strategies Study.” https://www.cfpua.org/DocumentCenter/View/11274/BlackVeatch_FinalReport. (accessed 2023-1-17)
5. ———. “Annual Comprehensive Financial Report 2021.” <https://www.cfpua.org/ArchiveCenter/ViewFile/Item/795>. (accessed 2023-1-17)
6. ———. “2022 Annual Report.” <https://www.cfpua.org/ArchiveCenter/ViewFile/Item/803>. (accessed 2023-4-11)
7. American Water Works Association. “PFAS Case Study: Cape Fear Public Utility Authority (CFPUA).”

https://www.awwa.org/Portals/0/AWWA/ETS/Resources/Technical%20Reports/CFPUA%20Case%20Study%20Report_FINAL.pdf?ver=2021-01-19-095055-317. (accessed 2023-1-17)



事業体

ホーシャム上下水道局
(HWSA : Horsham
Water & Sewer
Authority)

浄水施設

井戸ごとに処理

水源

地下水

建設費用

井戸一基につき 130 百
万円 (粒状活性炭)

運転費用

井戸一基につき 6.5 百
万円 (粒状活性炭)

財政支援措置

- 海軍と州兵局からの
財政支援

導入背景

USEPA の第 3 次規制対象外汚染物質モニタリング規則 (UCMR3) に従って実施された公共供給井戸のモニタリングにより、HWSA の 5 つの井戸、10、17、21、26、40 に PFAS が存在することが判明した。特に、井戸 26 と 40 の PFOS と PFOA 濃度は暫定健康勧告値を超えることが判明し、両井戸は直ちに使用停止になった。その後、USEPA が規定した感度レベルよりも低い感度で公共供給井戸を検査した結果、全 14 本の井戸で PFAS が存在することが判明した。汚染源は旧海軍航空基地である。

PFAS 対策に要した費用を賄うため、顧客の水道料金を 1 世帯当たり年間約 12,480 円の値上げをしていたが、2019 年の州税を PFAS 汚染の影響を修復するために使用できる軍事施設修復・インフラストラクチャー局 (MIRIA) が設立され、値上げ分の金額は顧客へ払い戻された。

導入状況

HWSA は、PFAS 除去フィルターを設置した 10 つの井戸、同じく PFAS 除去フィルターを設置した隣接する 1 つの供給者からの購入水、PFAS が非検出レベル又はその前後にある第 2 の供給者からの購入水によって賄われる予定である。

HWSA は 2017 年に 8 つの井戸に粒状活性炭を導入した。さらに、2021 年に 3 つの井戸のイオン交換樹脂建設の認可を受け、2022 年に着工し、2023 年初頭から中旬に完成する予定である。

粒状活性炭の交換頻度は約 12 か月である。粒状活性炭による PFAS 検査結果は以下のとおりである (付録表 11)。

付録表 11 粒状活性炭による PFAS 検査結果

井戸 2	PFOA	PFOS	PFBS
原水 (2019/10/2)	26.0 ng/L	17.0 ng/L	6.5 ng/L
浄水 (2019/10/2)	ND	ND	ND

- 州予算から 1,300 百万円の財政支援

出典

1. Horsham Water and Sewer Authority. “PFASummary.” <https://www.horshamwater-sewer.com/PFASummary>. (accessed 2023-1-17)
2. ———. “By the Numbers – 2021.” <https://www.horshamwater-sewer.com/numbers-2021>. (accessed 2023-1-17)
3. ———. “HWSA Public Water Supply PFAS Test Results.”
4. <https://www.horshamwater-sewer.com/hwsa-public-water-supply-pfas-test-results>. (accessed 2023-1-17)
5. American Water Works Association. “PFAS Case Study: Horsham Water & Sewer Authority (HWSA).” https://www.awwa.org/Portals/0/AWWA/ETS/Resources/HWSA%20Case%20Study_Final.pdf?ver=2021-04-01-140702-300. (accessed 2023-1-17)

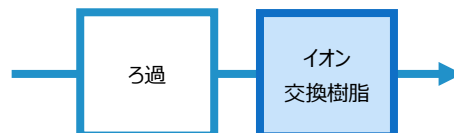
PFAS 除去技術
イオン交換
樹脂

導入年
2022

処理能力
95,000
m³/日

事例 3 ヨーバリンダ水道企業団

給水人口：81,000 人



事業体

ヨーバリンダ水道企業団
(YLWD : Yorba
Linda Water
District)

浄水施設

PFAS treatment
plant in Placentia

水源

地下水

建設費用

3,588 百万円

運転費用

不明

財政支援措置

連邦政府からの低利融
資

導入背景

2020 年、カリフォルニア州が PFOA と PFOS に対する「対応濃度」をそれぞれ 10 ng/L、40 ng/L に強化したことで、YLWD の管理する 10 本の井戸全てで PFOA と PFOS の濃度が対応濃度を超過することとなり、同年、YLWD は全ての井戸の使用を停止した。「対応濃度」は州政府による勧告値で、法的拘束力はないが、超過した場合には対象水源の使用を停止するか適切な浄水処理を行う、あるいはそのどちらの対応も取らない場合に顧客に通知することを推奨している。

対応濃度の超過を受けて、YLWD はオレンジ郡の地下水の管理権限を持つオレンジ郡水道企業団 (OCWD) と協議し、全米最大規模となるイオン交換樹脂処理施設の設計・建設を OCWD と共同で行うことに合意した。

YLWD は通常、水道水源の 75% を給水区域内の井戸水に頼っており、残り 25% を水道用水供給事業者である南カリフォルニア・メトロポリタン水道局から間接的に購入している。しかし、井戸の使用を停止したことで、PFAS の処理施設が完成するまでの間は全ての水道用水を外部から購入することを余儀なくされ、その結果、YLWD の水道料金は一時 2 倍以上に上昇した。

導入状況

イオン交換処理を採用する本処理施設の建設は 2021 年 3 月に始まり、2021 年末までに供用を開始した。1 日当たりの処理能力は約 94,625 m³ である。施設構成は 11 基のイオン交換樹脂システム (処理槽は 22 基)、増圧ポンプ所、塩素生成システムとなっている。

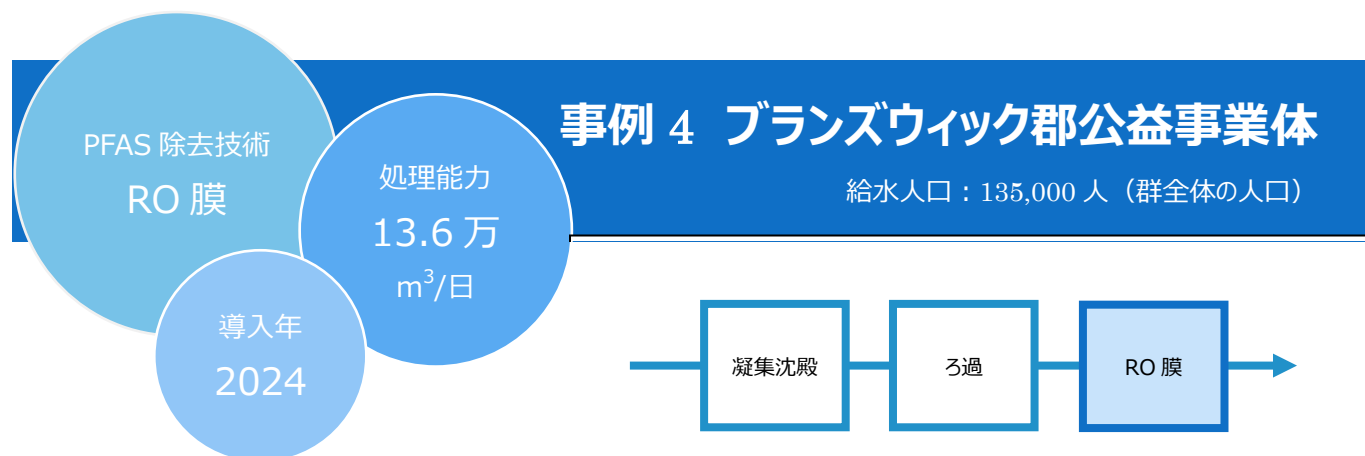
本施設は、今後 2 年間でオレンジ郡に建設される 35 の PFAS 処理施設のうちの 1 つである。OCWD は YLWD を含む末端給水事業者に対して、施設の設計及び建設費を 100%、運転及び維持管理費を 50% 出資する。他方、各末端給水事業者は運転及び維持管理費の残り 50% を負担する取り決めとなっている。

これら処理施設の建設費全体の 49% が連邦政府による低利融資で賄われる予定だが、最終的には返済が必要となる。PFAS 処理に関わる事業費を回収するため、OCWD と YLWD を含むオレンジ郡の水道事業者は、複数の PFAS 製造業者を相手に訴訟を起こしており、関連する費用を当該企業が負担するよう求めている。

出典

1. American Water Works Association. "California utilities battle PFAS with

- new ion treatment plant.” <https://www.awwa.org/AWWA-Articles/california-utilities-battle-pfas-with-new-ion-treatment-plant>. (accessed 2023-1-17)
2. AquioUS Vets. “OCWD Selects AV® to Build Nation’s Largest Ion Exchange Treatment Plant for PFAS at YLWD.” https://www.aqueousvets.com/uploads/9/8/8/7/98870448/avp-0024_ocwd_yorba_linda_pfas_removal_-_yorba_linda_ca_-_10.12.2022.pdf. (accessed 2023-1-17)
 3. Orange County Water District. “Nation’s Largest Ion Exchange PFAS Treatment Facility Begins Operation In Yorba Linda.” <https://www.ocwd.com/wp-content/uploads/nations-largest-ion-exchange-pfas-treatment-facility-begins-operation-in-yorba-linda.pdf>. (accessed 2023-1-17)
 4. Orange County Audit Controller. “Comprehensive Annual Financial Report.” <https://acdcweb01.ocgov.com/wp-content/uploads/2021/03/YLWD-CAFR-QE-6-30-19.pdf>. (accessed 2023-1-17)
 5. Wastewater Digest. “Yorba Linda Water District: California plant addresses PFAS with ion exchange treatment.” <https://www.wwdmag.com/editorial-topical/plant-profile/article/21004645/yorba-linda-water-district>. (accessed 2023-1-17)



事業体

ブランズウィック郡公益事業体（Brunswick County Public Utilities）

浄水施設

ノースウェスト浄水場

水源

地表水

建設費用

不明

運転費用

不明

財政支援措置

不明

導入背景

2017 年 6 月に水源の一つであるケーブ・フィア川から PFAS が検出されたことを受け、郡は飲料水から PFAS を除去するための方法を模索した。複数の処理方法を検討した結果、低圧 RO 膜を選択し、その性能評価のため、ノースウェスト浄水場でパイロット試験が開始された。2018 年 4 月、パイロット版の低圧 RO 膜によって、PFOA、PFOS、GenX を含むほとんどの PFAS が検出不可能な濃度まで低減したことが、実証及び設計を受託した CDM Smith 社より報告された。この結果を受けて、施設の設計が行われ、2019 年に本事業は入札に付された。竣工予定は 2024 年初頭である。

2020 年 5 月 5 日に本事業のための資金調達が承認され、2020 年 6 月 4 日にそのための特定財源債（revenue bonds）が発行された。発行額は 21,749 百万円で、このうち 20,631 百万円は浄水場の拡張工事と低圧 RO 膜施設の建設に、残りの 1,118 百万円は処理後の濃縮水をケーブ・フィア川の水道取水口よりも数 km 下流に放流するための管路の建設に割り当てられた。2020 年 5 月 18 日には、本浄水場の拡張及び RO 膜施設の建設のため、Oscar Renda Construction 社との契約が承認された。契約額は 15,938 百万円である。

導入状況

低圧 RO 膜水処理施設の処理能力は 13.6 万 m³/日である。本施設によって、GenX、1,4-ジオキサン、その他の PFAS を含む規制対象物質及び未規制物質の両方を除去できるとされている。

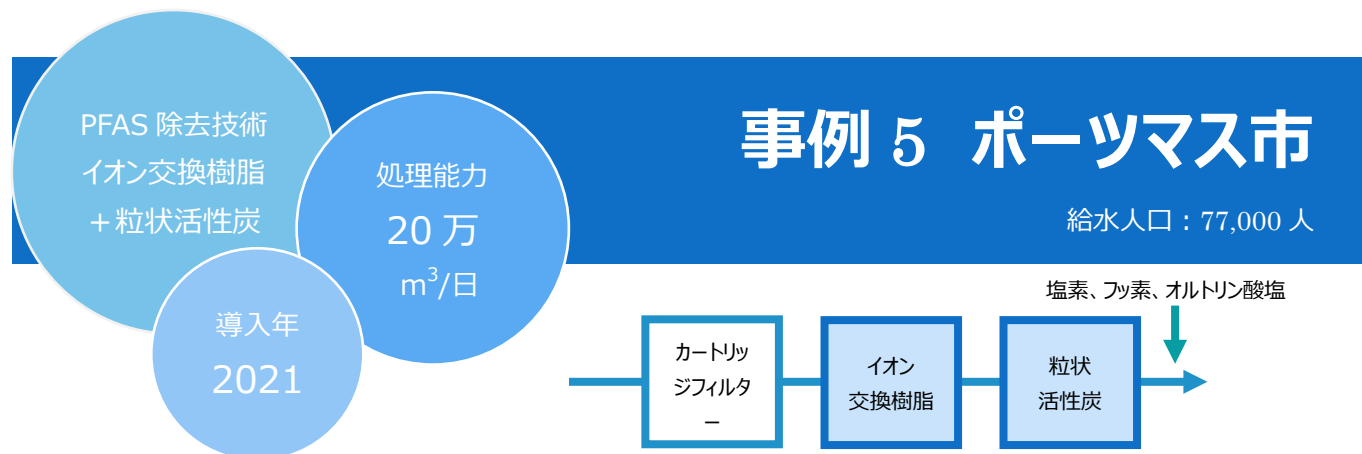
郡では定期的に数十種類の PFAS を検査している。2022 年にケーブ・フィア川とノースウェスト浄水場で測定されたこれら数十種類の PFAS について、原水及び浄水に占める 1 日当たりの総濃度の最高値は、それぞれ約 280 ng/L、250 ng/L であった。以下に、ノースウェスト浄水場における主な PFAS の濃度を示す（付録表 12）。

付録表 12 ノースウェスト浄水場における主な PFAS の濃度

	PFOA	PFOS	PFBS
原水（2022/12/8）	7.43 ng/L	9.89 ng/L	7.13 ng/L
浄水（2022/12/8）	7.18 ng/L	10.1 ng/L	8.33 ng/L

出典

1. Brunswick County. “GenX/PFAS Information: Frequently Asked Questions.” <https://www.brunswickcountync.gov/utilities/genx-pfas/>. (accessed 2023-1-17)
2. ———. “Northwest Water Treatment Plant Expansion & Reverse Osmosis Treatment Upgrades.” <https://www.brunswickcountync.gov/nwtp/>. (accessed 2023-1-17)
3. ———. “Water Test Results – Unregulated Compounds.” <https://www.brunswickcountync.gov/utilities/advisories-news-press-releases/water-quality/>. (accessed 2023-1-17)
4. ———. “Annual Reports / Facilities Information.” <https://www.brunswickcountync.gov/utilities/annual-reports-facilities-information/>. (accessed 2023-1-17)
5. ———. “Advanced Treatment Options for the Northwest Water Treatment Plant: Final Report.”
6. <https://www.brunswickcountync.gov/wp-content/uploads/2018/04/CDM-Smith-Brunswick-Final-Report-April-2018.pdf>. (accessed 2023-1-17)
7. American Water Works Association. “Exploring Treatment Options for PFAS Removal in Brunswick County, North Carolina.” <https://awwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/awwa.1705>. (accessed 2023-4-6)



事業体

ポーツマス市 (City of Portsmouth)

浄水施設

ピーズ浄水場 (Pease Drinking Water Treatment Facility)

水源

主に地下水

建設費用

不明

運転費用

不明

財政支援措置

不明

導入背景

2014 年、ポーツマス市の水源の 1 つであるヘイブン井戸の水から、USEPA の健康勧告の暫定値を超える PFOS が検出された。汚染は、空軍基地と空軍基地内の消防訓練センターで過去に使用された消火用泡沫に起因するものと推定されている。汚染発覚後、同井戸の使用が停止され、その後 7 年にわたって PFAS を除去するための研究、浄水処理の試験が行われた。2021 年、ピーズ浄水施設に「イオン交換 + 粒状活性炭」による処理システムが設置されたことを受け、州環境局は井戸の使用再開を許可した。

ポーツマス市が管理する水道システムは 2 つある。1 つはポーツマス水道システム、もう 1 つが PFAS の検出されたピーズ水道システムである。ピーズ水道システムの主な水源は 3 つの井戸であるが、約 20% の原水はポーツマス水道システムから融通されている。ポーツマス水道システムでも主な水源として井戸水を使用しているが、地表水が一部含まれている。

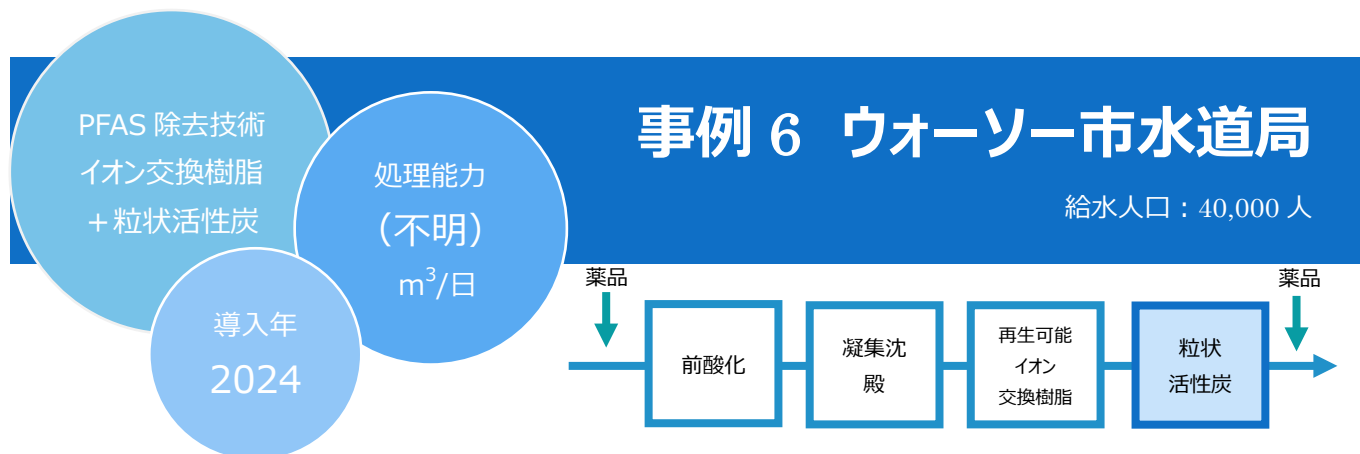
導入状況

PFAS 除去のために新設されたピーズ浄水場は、粒状活性炭（2016 年導入）とイオン交換処理（2021 年導入）を併用している。2021 年 8 月 3 日以降、ヘイブン井戸の水は、スミス井戸及びハリソン井戸の水と一緒にピーズ浄水場で処理されている。同浄水場の 4 週間に及ぶ試験運転中、毎週サンプルが採取され、イオン交換樹脂と粒状活性炭の各フィルターに吸着した PFAS が分析された。現在は、浄水処理を通じて毎月サンプルを採取し、PFAS の分析が行われている。サンプルには 25 種類の PFAS を分析可能な USEPA の分析メソッド 533 番が用いられている。これら 25 種類のうち 4 種類に対してニューオハリオ州環境サービス局 (NHDES) によって基準値が設定されているが、25 種類全てについて、ピーズ浄水場が稼動して以降、配水中から PFAS は検出されていない。

出典

1. City of Portsmouth. "Portsmouth and Pease Tradeport PFAS Updates September 23, 2021." <https://www.cityofportsmouth.com/publicworks/water/news/portsmouth-and-pease-tradeport-pfas-updates-september-23-2021>. (accessed 2023-3-17)
2. ———. "The PFAS-Impacted Haven Wellfield Case Study, PFAS Occurrences and Regulations and Introduction to the Pease Water

Treatment Facility.”
https://www.cityofportsmouth.com/sites/default/files/2023-03/The_Pease_Tradeport_PFAS_Case_Study_NEWWA_March_2023_Final.pdf. (accessed 2023-3-17)



事業体

ウォーソー市水道局
(Wausau Water Works)

浄水施設

City of Wausau
Drinking Water
Treatment Facility

水源

地下水

建設費用

不明

運転費用

不明

財政支援措置

2,860 百万円（連邦政府による低利融資）

事例 6 ウォーソー市水道局

給水人口：40,000 人

導入背景

2022 年 1 月、ウイスコンシン州ウォーソー市水道局は州政府と協力し、PFAS の自主検査を市内全ての井戸で実施した。その結果、6 つの井戸全てで PFAS が検出された。PFAS の原水濃度は井戸によって 23～48 ng/L を示し、USEPA による当時の健康勧告値（70 ng/L）は下回ったが、州政府による是正勧告値（20 ng/L）を超過していた。処理後の水も同様の濃度を示したため、市は現行の処理施設では PFAS が除去できないと結論づけ、各家庭にポット型浄水器を配布するとともに PFAS 処理のためのパイロット試験を行った。その結果、当時建設中であった新浄水場のイオン交換樹脂システム（TOC 除去を目的として設置）によって PFAS も除去できることが分かり、一時的な措置としてイオン交換樹脂システムによる PFAS 除去を開始した。

導入状況

2022 年 12 月 20 日時点で浄水場の工事は完了し、水道水の供給が始まっている。PFAS の濃度は検出下限未満となり、ポット型浄水器の使用に関する通知も撤回された。ただし、イオン交換樹脂は PFAS 向けに単独で使い続けるには年間約 104 百万円と高額であるため、2024 年中に粒状活性炭処理を追加する予定である。粒状活性炭の追加後もイオン交換システムは残される。

なお、粒状活性炭を含む浄水場全体の建設に当たっては連邦政府から 2,860 百万円の低利融資が支給される。その一方、この低利融資を考慮しても、浄水場の新設から粒状活性炭処理の導入までには多額の費用がかかるため、市では今後水道料金の 65%程度の値上げを検討している。現在、市の公益事業委員会が料金変更について検討しており、2023 年夏頃に最終的な値上げ幅が決まる見通しである。

出典

1. City of Wausau. “PFAS Information.”
<https://www.ci.wausau.wi.us/Departments/WausauWaterWorks/PFAS.aspx>.
(accessed 2023-3-17)
2. ———. “Wausau PFAS Results – Municipal Wells & Drinking Water.”
https://www.ci.wausau.wi.us/Portals/0/Departments/Water/Documents/PFAS_MemoWausauWellsResults.pdf. (accessed 2023-3-17)

3. ———. “PFAS Information: Wausau water is PFAS free!”
<https://www.ci.wausau.wi.us/Departments/WausauWaterWorks/PFAS.aspx>.
(accessed 2023-3-17)
4. ———. “Technical Presentations.”
<https://www.ci.wausau.wi.us/Departments/WausauWaterWorks/PFAS/TechnicalPresentations.aspx>. (accessed 2023-3-17)
5. American Water Works Association. “New treatment plant addresses PFAS in Wisconsin city’s water supply.” <https://www.awwa.org/AWWA-Articles/new-treatment-plant-addresses-pfas-in-wisconsin-citys-water-supply>. (accessed 2023-3-17)



事業体

ケンブリッジ市水道局
(Cambridge Water
Department)

浄水施設

Walter J. Sullivan
Water Treatment
Facility

水源

地表水

建設費用

195 百万円

運転費用

不明

財政支援措置

不明

導入背景

ケンブリッジ市のあるマサチューセッツ州は、2020 年 10 月に水道水中の PFAS 濃度の上限を 20 ng/L に定めた。この数値は 6 つの PFAS (PFOS、PFOA、PFHxS、PFNA、PFHpA、PFDA) の合計に対する基準である。州の基準では、6 種の PFAS の各四半期における平均総濃度が 20 ng/L 未満になるよう求めている。ケンブリッジ市水道局では 2019 年 8 月に PFAS の監視を始めて以来、州の基準を遵守してきた。一方で、平均総濃度が 10～20 ng/L を示すことが多いことから、これら 6 種類の PFAS 濃度を 10 ng/L 未満へと低減させる方法を模索してきた。その結果、既存の粒状活性炭を PFAS 除去に優れたものへと交換することを決定した。

導入状況

全部で 6 つある粒状活性炭のろ材のうち、2022 年 11 月に 2 つの交換が行われた。この交換により、6 種の PFAS の総濃度は 5 ng/L 未満にまで低下した。同年 12 月にさらに 2 つのろ材が交換され、残り 2 つのろ材は 2023 年中に交換される予定である。表に、2023 年における 6 種の PFAS の水道水中の総濃度を示す (付録表 13)。

付録表 13 2023 年における 6 種の PFAS の水道水中の総濃度

項目	2023 年 1 月濃度 (ng/L)	2023 年 2 月濃度 (ng/L)
PFOS	不検出	微量*
PFOA	微量*	3.2
PFHxS	不検出	微量*
PFNA	不検出	不検出
PFHpA	微量*	微量
PFDA	不検出	不検出
合計	不検知	3.2

*州政府への報告下限値 (2 ng/L) 未満

出典

- Cambridge Water Department. “PFAS Information.”
<https://www.cambridgema.gov/Water/wateroperationsdivision/waterchemist/ryinformationforplumbers/pfasinformation>. (accessed 2023-3-17)

2. ———. “City of Cambridge Returns to using its own Water Source.”
<https://www.cambridgema.gov/news/detail?path=%2Fsitecore%2Fcontent%2Fhome%2FWater%2Fnewsandevents%2FNews%2F2022%2F11%2Fcityofcambridgewillreturntousingitsownwatersource>. (accessed 2023-3-17)
3. ———. “Drinking Water Quality Report 2021.”
<https://www.cambridgema.gov/-/media/Files/waterdepartment/labfiles/2021annualdrinkingwaterqualityreport.pdf>. (accessed 2023-3-17)
4. Cambridge Day. “In addition to filtering against PFAS chemicals, Cambridge will go hunting for upstream sources.”
<https://www.cambridgeday.com/2022/12/20/in-addition-to-filtering-against-pfas-chemicals-cambridge-will-go-hunting-for-upstream-sources/>. (accessed 2023-3-17)
5. Massachusetts Department of Environmental Protection. “Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) Drinking Water Regulations Quick Reference Guide.” <https://www.mass.gov/doc/per-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas-drinking-water-regulations-quick-reference-guide/download>. (accessed 2023-3-17)
6. Harvard Crimson. “Cambridge Switches Water Sources Amid Increasing 'Forever Chemicals' in Tap Water.”
<https://www.thecrimson.com/article/2022/9/1/drinking-water-switch-chemicals/>. (accessed 2023-3-17)
7. Wbur. “Cambridge finds 'forever chemicals' in its water.”
<https://www.wbur.org/news/2022/08/29/cambridge-water-pfas-above-standard-water-supply>. (accessed 2023-3-17)



事例 8 イサクア市

給水人口：33,000 人

事業体

イサクア市 (City of Issaquah)

浄水施設

(施設名不明)

水源

地下水 + 受水

建設費用

不明

運転費用

不明

財政支援措置

不明

導入背景

2013～2015 年に行われた米国政府による水質汚染の全国実態調査（通称「第 3 次未規制汚染物質監視規則」）により、ワシントン州イサクア市では、初めて PFAS の監視が行われた。その結果、地下水水源に高濃度の PFAS が検出され、当該井戸の使用が停止された。市では 4 種類の PFAS 処理技術の検討結果を踏まえ、2016 年に粒状活性炭を導入した。

表に、2014 年に測定された第 4 井戸（原水）の PFAS 濃度を示す（付録表 14）。

付録表 14 2014 年に測定された第 4 井戸（原水）の PFAS 濃度

項目	2023 年 1 月濃度 (ng/L)
PFBS	不検出
PFHpA	23.4
PFHxS	201
PFNA	26.6
PFOA	20
PFOS	51.4

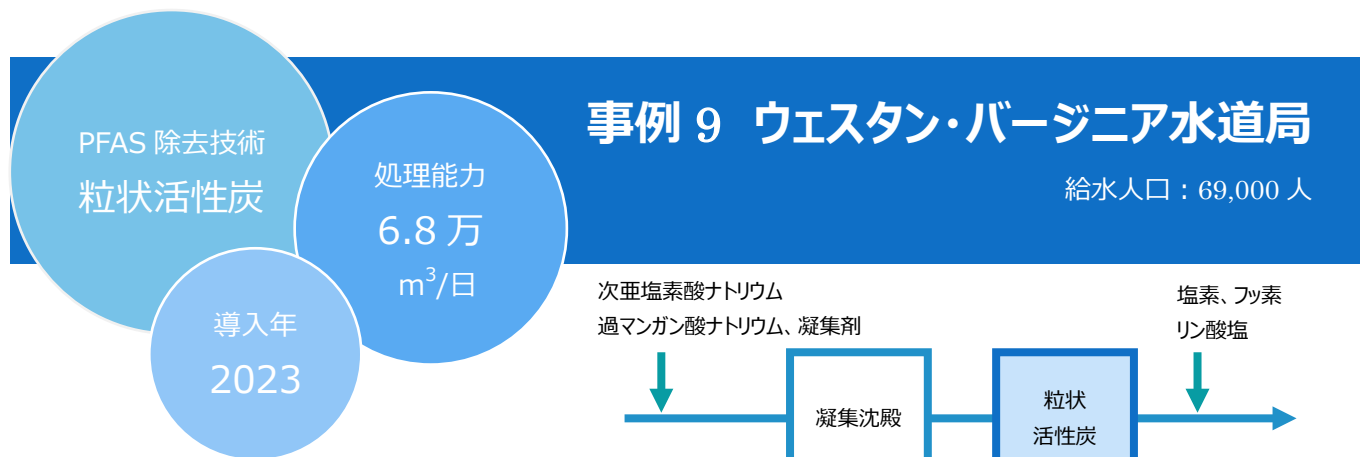
導入状況

粒状活性炭の導入以降、PFAS 濃度は USEPA による当時の健康勧告値（70 ng/L）を下回っている。

（注）2017 年以降の市の水質報告書には、処理水の PFAS 濃度が示されていないため、具体的な数値は不明

出典

1. City of Issaquah. “PFAS: Overview.” <https://www.issaquahwa.gov/1742/PFAS>. (accessed 2023-3-17)
2. ———. “2021 Water Quality Report.” <https://www.issaquahwa.gov/ArchiveCenter/ViewFile/Item/816>. (accessed 2023-3-17)
3. WaterWorld. “The City of Issaquah, WA's PFAS Removal Story.” <https://www.waterworld.com/drinking-water/treatment/video/14209595/the-city-of-issaquah-was-pfas-removal-story>. (accessed 2023-3-17)



事業体

ウェスタン・バージニア水道局 (Western Virginia water authority)

浄水施設

Spring Hollow Water Treatment Facility

水源

地表水

建設費用

不明

運転費用

不明

財政支援措置

37 百万円 (州水道整備基金)

導入背景

USEPA の未規制汚染物質監視規則の一環として行った 2020 年の検査では、Spring Hollow の浄水で HDPO-DA が 62 ng/L 検出され、他の PFAS は不検出だった。また、バージニア州保健省による調査の一環として行われた 2021 年の検査では、同浄水で HDPO-DA が 51 ng/L 検出され、その他 24 の PFAS は不検出だった。

2022 年 6 月に USEPA が HFPO-DA の生涯健康勧告値として 10 ng/L を設定したことを受け、Spring Hollow での HFPO-DA の検査頻度を増やし、粒状活性炭を導入した。

導入状況

2022 年 10 月以降、水中の HDPO-DA の除去に有効である粒状活性炭のライフサイクルを確認するため、バージニア州保健省の資金提供を受け、Hazen and Sawyer 社と研究を行い、交換頻度を決定した。

2022 年 10 月に粒状活性炭の入札を公告し、2023 年 3 月に使用を開始した。粒状活性炭導入後、浄水における HDPO-DA の濃度は 10 ng/L を下回っている。

出典

1. Western Virginia Water Authority. "Learn about PFAS." <https://www.westernvawater.org/water/water-quality/learn-about-pfas>. (accessed 2023-10-11)
2. ———. "Water Sources and Treatment." <https://www.westernvawater.org/water/water-sources-and-treatment>. (accessed 2023-10-11)
3. ———. "Water Quality Reports." <https://www.westernvawater.org/learn/water-quality-reports>. (accessed 2023-10-11)
4. ———. "About Us." <https://www.westernvawater.org/about-us#:~:text=The%20Authority%20now%20provides%20water,of%20Boones%20Mill%20and%20Vinton>. (accessed 2023-10-11)
5. Virginia Department of Health. "2022 PROJECT PRIORITY LIST." https://www.vdh.virginia.gov/content/uploads/sites/14/2023/02/VA-FY2022-PPL_Final.pdf. (accessed 2023-10-11)

PFAS 除去技術
粒状活性炭

処理能力
(不明)
m³/日

導入年
2018

事例 10 リバンナ上下水道局

給水人口：130,000 人

事業体

リバンナ上下水道局
(Rivanna
Authorities)

浄水施設

North Rivanna Water
Treatment Plant
(NRWTP)

水源

地表水

建設費用

不明

運転費用

不明

財政支援措置

2,776 百万円（州水道
整備基金）

導入背景

2006 年に USEPA が DBP に関する規則を更新したことに伴い、2018 年に総費用 3,770 百万円をかけて粒状活性炭を導入した。

導入状況

2023 年 5 月に USEPA の未規制汚染物質監視規則の一環として PFAS を検査した結果、ノース・リバンナ浄水場（NRWTP）の浄水から PFOS が 25 ng/L、PFOA が 6.5 ng/L 検出された。導入済みの粒状活性炭で除去している。

出典

1. Rivanna Authorities. “Celebrating Year One of Enhanced Drinking Water Treatment.” <https://www.rivanna.org/2019/04/18/celebrating-year-one-of-enhanced-drinking-water-treatment/>. (accessed 2023-10-11)
2. ———. “Fact & Figures.” <https://www.rivanna.org/rivanna-at-a-glance/>. (accessed 2023-10-11)
3. City of Charlottesville. “Rivanna Water and Sewer Authority Adjusts Drinking Water Facilities.” <https://www.charlottesville.gov/CivicAlerts.aspx?AID=1458>. (accessed 2023-10-11)
4. Virginia Department of Health. “2022 PROJECT PRIORITY LIST.” https://www.vdh.virginia.gov/content/uploads/sites/14/2023/02/VA-FY2022-PPL_Final.pdf. (accessed 2023-10-11)

飲料水中の PFAS について (DWI、2020 年 3 月)

(出典)

Poly and Perfluorinated Alkyl Substances in Drinking Water

Report Reference: DWI14078.02 March 2020

<https://cdn.dwi.gov.uk/wp-content/uploads/2021/01/07155639/DWI70-2-327.pdf>.

(以下、抜粋)

2.6.1 従来の処理方法

凝集沈殿

フルスケールでは、凝集に続く沈殿は PFAA 化合物の除去に効果がないことがわかった (分析の不確実性の範囲内で 10%未満の除去)。一方、凝集後の DAF はある程度の効果があった (PFOS で 49 %減少、PFNA で 29 %減少)。短鎖の PFCA と PFSA は DAF ではあまり除去されなかった (Appleman et al., 2014)。

急速ろ過

急速ろ過の PFAS 濃度への影響に特化した文献は見つからなかったが、凝集と清澄化の前段で行われる場合、下流の急速ろ過 (単媒体砂又は二媒体無煙炭/砂媒体) は PFAA 除去に明確な影響を与えなかった (Appleman et al., 2014)。

2.6.2 吸着

粉末活性炭

粉末活性炭は、PFAS の除去に関して粒状活性炭よりも優れている可能性があるが、この知見は普遍的なものではない (Ross et al., 2018)。粉末活性炭は一般的に再生されず、使用済みの粉末活性炭は下流の固形物分離プロセスで捕捉され、水処理汚泥の一部となる。一方、使用済みの粒状活性炭は一般的に 800~1,000℃で熱的に再生される (Ross et al., 2018)。

粒状活性炭

粒状活性炭は、水から PFOS や PFOA を除去するために広く使用される、確立された水処理技術である (また、程度は低い但他的 PFAA 除去にも使用される)。しかし、粒状活性炭は、鎖長が短くなるにつれて、PFHxA、PFPeA、PFBS、及び PFBA などの短鎖 PFAS の除去に対して徐々に効果が低くなる (Ross et al., 2018)。

数 $\mu\text{g/L}$ 程度の PFAA を除去するために特別に設計された粒状活性炭を用いた、自治体の浄水場における 5 年間の本格的な PFAA 除去が報告されている。Chemviron Filtrasorb 600 (F600) は、直列の 2 つの容器で使用し、それぞれ EBCT を 13 分とした。PFAA の破過前に処理された BV は、PFOS については 60,000 BV、PFHxA 及び PFOA については 30,000 BV、PFBA については 5,000 BV であった (Ross et al., 2018)。

長鎖の PFAS や NOM からの粒状活性炭上の収着部位の競合により、吸着した PFHxA と PFBA が脱着し、放出される可能性があると推測された。同様の脱着挙動は、PFBS についても観察されている (Ross et al., 2018)。

1 $\mu\text{g/L}$ PFAA を対象に粒状活性炭 (Chemviron Filtrasorb 300 (F300)) を使用した小規模な連続フロー研究では、破過前に処理した BV は PFAS 鎖長とともに減少し (PFOS < 98,000 BV、PFHxS < 45,000 BV、及び PFBS < 30,000 BV)、PFCA は同等のペルフルオロアルキル鎖長の PFAS よりも大幅に早く破過を示した。同じ研究では、NOM の存在が PFNA などの長鎖を含む全ての PFAA の除去効率に大きな阻害効果をもたらしたと述べている (Ross et al., 2018)。

フルスケールで、粒状活性炭処理水の PFBA、PFHxA、PFOA、PFOS (訳注：原文では PFBA、PFHxA、PFOS、PFOS と記載されている。) を 5 年間モニタリングした結果、PFBA の最初の破過は 10,000 BV 未満、PFHxA の最初の破過は約 35,000 BV 後に発生することが判明した。PFOS の容量はより大きく、約 65,000 BV 後に最初の破過が起こった。再生せずに継続すると、汚染物質が粒状活性炭から脱離し始め、処理水中の PFAS 濃度が流入水と比較して高くなった (Appleman et al., 2014)。

イタリア北東部の地下水を処理した結果、PFAS は活性炭に吸着させることで、高効率で除去されることがわかった。PFBA と PFBS は、PFOA や PFOS などの大きな分子よりもはるかに早く破過し、粒状活性炭を頻繁に再生する必要があった (Conte et al., 2015)。

地表水から汲み上げた水の浄水処理性能に関する「スナップショット」サンプリング研究では、バンクサイド (砂丘) ろ過、急速砂ろ過、オゾン処理、粒状活性炭が行われ、PFOS (> 90%)、PFOA (< 50%)、PFHxS (< 80%) の濃度が著しく減少したのは粒状活性炭のみであることが判明した。しかし、短鎖型 PFBS の濃度は、粒状活性炭後に破過が発生し、流入濃度を超えて上昇した (Eschauzier et al., 2012a)。

EBCT6 分の粒状活性炭を用いた連続フローカラム試験では、試験中に短鎖 PFCA が脱離し始めた。具体的には、PFBA (C3) が ~18,000 BV、PFHxA (C5) が ~30,000 BV、PFPeA (C4) が ~47,000 BV、PFHpA (C6) が ~54,000 BV、PFOA (C7) が ~60,000 BV であった (McClaf et al., 2017)。

地表水 (淀川、日本) の本格的な処理において、異なる段階で採取したサンプルを分析した結果、粒状活性炭が広範囲の PFAS の濃度低減に最も影響を与えることが示された。ある地点では、粒状活性炭による除去効率は、PFHxS (C6-S) が 7 %、PFOS (C8-S) が 61 %、PFNA (C9-A) が 36 %、PFUnDA (C11-A) が 48 % であった。1 ヶ月間テストを繰り返し

たところ、除去効率は PFHxS が 3 %、PFOS が 65 %、PFNA が 45 %、PFUnDA が 78 % となった。PFHxS、PFHpA、PFOA の除去は効果的ではなかったが、PFNA、PFDA、PFOS、PFUnDA はある程度除去されると結論付けられた (Shivakoti et al., 2010)。

2.6.3 消毒

塩素消毒

塩素消毒の PFAS 濃度への影響に特化した文献は見つからなかった。オゾンと比較して塩素の酸化力が低いこと、オゾンによる除去率が低いことから、塩素が PFAS 濃度に影響を与える可能性は非常に低いことを示唆している。

UV

UV 照射量の影響に関する文献は見つからなかったが、AOP プロセスに伴うより大きな照射量ではほとんど影響がないことが判明しているため、このプロセスは有効でないと考えられる。実験室でのバッチ試験において、AOP としての UV による OBS (訳注 : OBS = Sodium p-perfluorooctanesulphonate) 濃度の 15 % の減少が報告されている (Bao et al., 2017)。

2.6.4 膜ろ過

MF と UF

いくつかの研究では、MF のような低圧膜は、PFAS の有効直径が、一般的な MF 孔サイズ (< 100 nm) に比べて小さい (< 1 nm) ので、PFAS の除去に有効ではないことがわかった (Appleman et al., 2014; Rahman et al., 2014)。

下水処理施設において、MF 膜 (孔径 0.1 μm) と UF 膜 (孔径 0.02 μm) を並行して使用した場合、PFOS (24%)、PFDoDA (44%) と PFOSA (42%) の部分的除去が報告されている (Appleman et al., 2014)。

飲料水再利用のための追加プロセスの上流に MF を含むフルスケールの飲料水再利用プラントにおいて、MF 膜による PFAA の除去率の低さ (33%) が報告されている (Glover et al., 2018)。

NF

水から PFAS を除去するうえで NF の使用には効果があることが示されている。NF 膜の性能は、モデル原水と実際の原水の両方を処理するいくつかのベンチスケール及びパイロットスケールの研究で実証されている。PFAS の典型的な除去効率は 95%以上であると報告されている (Appleman et al., 2013; Loi-Brügger et al., 2008; Lutze et al., 2012; Steinle-Darling & Reinhard, 2008; Wang et al., 2018)。

2.6.5 生物活性ろ過

緩速ろ過

緩速砂ろ過による PFAS の処理に特化した文献は見つからなかったが、実験室での試験において、OBS は 28 日間にわたり、水処理に存在するような好気性条件下でのあらゆる生物処理に対して強い耐性を示した (Bao et al., 2017)。

粒状活性炭を挿んだ緩速ろ過

粒状活性炭を挿んだ緩速ろ過による処理に特化した文献は見つかっていない。粒状活性炭の効果は、処理条件の違いにより、必ずしも一般的な粒状活性炭設備の効果を保証するものではない。

2.6.6 揮発

エアストリップング

ほとんどの PFAS に対して、エアストリップングによる揮発は効果的な処理法とはならない。蒸気圧とヘンリー定数が低いため、地下水から空气中に容易に移行しないからである。特に陰イオン性 PFAA のヘンリー定数は低い。また、ヘンリー定数は、PFAS 類ではほとんど利用できない。PFAA は一般に、他の多くの地下水汚染物質よりも揮発性ははるかに低い (Ross et al., 2018)。

2.6.7 イオン交換

陰イオン交換

イオン交換処理は、多くの一般的な汚染物質、特に硝酸塩の除去を目的とし、地表水や地下水の処理において確立された技術である。

PFAA は、環境水の pH 値では陰イオン性であるため、陰イオン交換による除去が可能であると予想される。フルスケールの研究では、Purolite FerlX A33 (酸化鉄を含む強塩基性多孔質陰イオン交換樹脂) を用いた原水のイオン交換により、PFAS の除去が実証されている。このプロセスは、ヒ素の除去のために実施された。その結果、低濃度 (ng/L) の PFAS 汚染では、長鎖 PFCA がかなり除去され (PFHpA が 54%、PFOA が 76%)、PFSA でも高い除去率が確認された (PFBS、PFHxS、PFOS でそれぞれ 83%、97%以上、90%以上)。しかし、この樹脂は短鎖の PFCA (PFBA、PFPeA、PFHxA) は除去できなかった (Rahman et al., 2014)。

様々な官能基を持ついくつかのイオン交換樹脂が、水から少数の PFAS を除去するために評価されている。多くの樹脂が長鎖又は短鎖 PFAS のいずれにも有効であることがわかったが、粒状活性炭が提供する幅広い容量と比較して、より新しい樹脂のみが長鎖と一部の短鎖 PFAS の両方に対して高い収着容量を有していた。既往の研究は、陰イオン性 PFAA のみ、主に PFOS と PFOA の除去に焦点を当ててきた (Ross et al., 2018)。

北イタリアで行われたパイロットプラント試験では、市販のイオン交換製品 (Purolite 社 (PAD 500、PAD 428、A600E、MN102)) の性能が比較された。テストカラムにはマイクロフィルターでろ過された水が入り、滞留時間は 10 分だった。4 種類の樹脂は、いずれも PFOA と PFOS に対して非常に高い除去効率を示したが、PFBA と PFBS に対しては低い除去率を示した。例えば、樹脂 MN102 は、全試験期間 (4,800 BV) において PFOS をほぼ 100%除去したが、PFBA の除去効率は、わずか 288 BV で急激に低下した。さらに、バッチ再生実験により、イオン交換樹脂の再生が可能であり、塩化アンモニウム又は水酸化アンモニウムの希薄溶液を必要とすることが示された (Conte et al., 2015)。

他の関連する研究により、PFAS に対する A600E の除去能力は不可逆的な飽和現象の影響を受け、飽和と再生を 3 回繰り返した後にほぼ半減することが示されている。他のより適した樹脂 (A520E) の除去能力は、不可逆的なプロセスの影響をわずかに受けるだけで、その除去能力は飽和と再生を 3 回繰り返した後に 15%未満減少することがわかった (Zaggia et al., 2016)。

飲料水中の PFAS 低減技術 (USEPA、2019 年 10 月)

(出典)

PERFLUOROALKYL AND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES (PFAS)

Technologies for Reducing PFAS in Drinking Water

[https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-](https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-10/documents/pfas_drinking_water_treatment_technology_options_fact_sheet_04182019.pdf)

10/documents/pfas_drinking_water_treatment_technology_options_fact_sheet_04182019.pdf.

(以下、抜粋)

環境中の PFAS

PFAS は、PFOA、PFOS 及び GenX 化学物質を含む非常に大きな人工化学物質の一種である。1940 年代以降、PFAS は米国及び世界の様々な産業で製造・使用されてきた。PFAS は、食品包装や、アウトドア愛好家が使用する衣類などの非粘着性、防汚性、防水性製品などの日用品に含まれている。PFAS は、工業用途や消火活動にも広く使用されている。PFAS は、生産や廃棄物の流れから環境中に入り込み、環境や人体に長期間残留する可能性がある。一部の PFAS については、動物やヒトに健康への悪影響を及ぼす可能性があるという毒性学的な証拠が存在している。

USEPA の研究者は、飲料水からの PFAS の除去にどの方法が最も効果的かを判断するために、ベンチ（小規模）、パイロット（試作）、及びフルスケールのレベルで様々な技術を研究してきた。PFAS の中には水に溶けるものがあり、そのまま放置すると飲料水に混入する可能性がある。PFAS は化学的性質が異なるため、研究者は、ある種の技術は他の技術よりも飲料水から PFAS を除去するのに適していることを発見している。

特に PFOA と PFOS は、これらの化学物質の中で最もよく研究されているものである。他の PFAS、例えば GenX も除去することができるが、その程度は様々である。

有効な技術としては、活性炭吸着、イオン交換樹脂、NF/RO 膜などの高圧膜がある。これらの技術は、浄水施設、病院や個々の建物内の給水システム、さらには家庭でも、家に水が入る場所であるポイントオブエントリー（POE：水道管が家に入る場所に設置する浄水システム）や、キッチンのシンクやシャワーなどのポイントオブユース（POU：キッチン等のシンクや蛇口に設置する浄水システム）で使うことができる。

活性炭処理

活性炭処理は、PFAS 除去のために最も研究されている処理である。活性炭は、浄水処理システムにおいて有機化合物を吸着させるために一般的に使用されている。吸着とは、PFAS のような物質を液相と固相の界面に蓄積させることである。

活性炭は、多孔質で表面積が大きく、汚染物質の吸着に有効な吸着剤である。

活性炭は、木材、褐炭、石炭など炭素含有量の多い有機物を原料としており、粒状活性炭と呼ばれる粒状のものが多く使用されている。

粒状活性炭は、従来の砂ろ過又は同様のプロセスで水から微粒子をすでに除去した後、フロースルー・フィルター・モードで使用すると、水から PFAS を効果的に除去できることが示されている。この研究によると、粒状活性炭は、除去する必要がある特定の PFAS、使用する活性炭の種類、炭素床の深さ、水の流量、温度、有機物の程度と種類、水中の他の汚染物質又は構成要素の存在によって、一定期間 100%の効果を発揮することができる。

例えば、粒状活性炭は PFOA や PFOS のような長鎖の PFAS にはよく効くが、PFBS や PFBA などの短鎖の PFAS はあまり吸着しないため、破過が早く、高い効率を保つために頻繁に交換又は再生が必要なため、より高価な処理となってしまう。さらに、粒状活性炭の再生の際には、除去された PFAS の処分も考慮しなければならない。

活性炭処理のもう一つのタイプは粉末活性炭で、これは粒状活性炭と同じ材料だが、サイズが小さくなっている。粒子径が小さいため、粉末活性炭は流動床では使用できないが、水に直接添加し、ろ過又は清澄化段階で除去することができる。この方法で使用した場合、粉末活性炭は PFAS を除去する上で粒状活性炭ほど効率的でも経済的でもない。

調査によると、非常に優れた炭素を用いた非常に高い投与量であっても、粉末活性炭が高い割合で PFAS を除去することはほとんどない。粉末活性炭を使用する場合、浄水施設は、吸着された PFAS を含む発生土に対してどのような処分方法が適切かを決定する必要がある。

イオン交換処理

もう一つの処理方法として、陰イオン交換処理、つまり樹脂がある。イオン交換樹脂は、多孔質で不溶性の高分子材料でできている。ろ過モードで使用される樹脂ビーズは炭化水素から作られている。イオン交換樹脂は、カチオン系とアニオン系の 2 種類に大別される。プラスに帯電した汚染物質の除去にはマイナスに帯電したカチオン交換樹脂、PFAS のようなマイナスに帯電した汚染物質の除去にはプラスに帯電したアニオン交換樹脂が有効である。イオン交換樹脂は、小さく強力な磁石のようなもので、汚染物質を引き寄せて保持し、浄水処理工程を通過させない。PFAS のマイナス電荷イオンは、プラス電荷の陰イオン交換樹脂に引き寄せられる。アニオン交換樹脂は、多くの PFAS に対して高い除去能力を持つことが示されているが、一般的に粒状活性炭よりも高価である。

様々な種類のアニオン交換樹脂のうち、おそらく最も有望なのは、単回使用での特定

PFAS 向けアニオン交換樹脂であろう。この方法では樹脂の再生が不要なため、再生処理による廃液を考慮する必要はないが、使用済みの樹脂は埋立処分又は焼却のいずれかの方法で処理する必要がある。

粒状活性炭と同様、アニオン交換樹脂は、除去する必要がある PFAS の種類、樹脂の選択、充填層の深さ、流量、原水中の有機物やその他の汚染物質又は成分の程度と種類によって決まる時間において、PFAS を 100%除去する。

高圧膜

PFAS の除去には、NF 膜や RO 膜などの高圧膜が非常に有効である。中でも RO 膜は、NF 膜よりも密度が高く、除去率も高い。

この種の膜は、短鎖型 PFAS を含む様々な PFAS を 90%以上除去する効果があることが研究により示されている。どちらのタイプの高圧膜でも、供給水（膜に流入する水）の約 80% が膜を通過して処理水（浄水）になる。

膜流入水の約 20%は、高濃度の濃縮水として保持される。高濃度の濃縮水は、特に PFAS のような汚染物質については、処理や廃棄が困難な場合がある。この技術は、処理する水の量のはるかに少なく、濃縮水が排水溝に捨てられる可能性が低いため、家庭での POU 技術として最も適していると思われる。一方、家庭やビルの入口で使用される高圧膜は、そのビルで使用される全ての水を処理するため、濃縮水の問題が発生する可能性がある。また、高圧膜の処理水は腐食性があるので、建物内の配管や備品に金属（鉛や銅）の腐食が生じないように（水道事業で行われているように）注意する必要がある。

上下水道における PFAS の処理
(USEPA、2020 年 9 月)

(出典)

PFAS Treatment in Drinking Water and Wastewater

https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-09/documents/r1-pfas_webinar_day_1_session_3_speeth.pdf.

(以下、抜粋)

付録表 15 PFOS の浄水方法

効果のない処理		
従来型処理、低圧膜、生物処理（緩速砂ろ過を含む）、消毒、酸化、AOP		
効果的な処理		
処理方法	除去率 (%)	
陰イオン交換樹脂	90 ～ 99	効果あり
高圧膜	93 ～ 99	効果あり
粉末活性炭	10 ～ 97 50%除去: 16 mg/L 90%除去: > 50 mg/L	一部の使用法にのみ 効果あり
粒状活性炭 ・長期間運転 ・PFAS 除去用につくられたもの	0 ～ 26 > 89 ～ > 98	効果なし 効果あり

PFAS の破壊及び処分に関する暫定ガイダンス (USEPA、2020 年 12 月)

(出典)

Interim Guidance on Destroying and Disposing of Certain PFAS and PFAS-Containing Materials That Are Not Consumer Products

<https://www.epa.gov/pfas/interim-guidance-destroying-and-disposing-certain-pfas-and-pfas-containing-materials-are-not>.

2020 年 12 月 18 日、USEPA はパブリックコメントのために、これらの新たな懸念のある化学物質への暴露から公衆を保護するのに役立つ新しい暫定ガイダンスをリリースした。具体的には、新しい暫定ガイダンスは、PFAS 及び PFAS 含有物質を非消費者製品（水性フィルム形成フォーム（消火用）を含む）から破壊又は廃棄するために使用される可能性がある技術と処理に関する科学の現状を概説している。

この暫定ガイダンスは、2021 年 2 月 22 日までパブリックコメントを受け付けていた。

(以下、抜粋)

2.e 排水処理材料

飲料水源と地下水から PFAS を除去するための新技術が開発されているが、現在有効であることが知られているプロセスは、活性炭、陰イオン交換樹脂、高圧膜（NF/RO 膜）（USEPA, 2016a, 2016b）である。

本セクションでは、これら 3 つのプロセスの残渣の流れについて議論する（処理と処分の検討とコストに関する議論はセクション 3、より新しい処理に関する研究の必要性についての議論はセクション 5 を参照されたい）。

2.e.i 活性炭

活性炭（セクション 3.a.i でより詳細に議論）は、木材などの炭素を多く含む資源から製造され、汚染物質をろ過することにより水又は空気を処理するために用いられる（USEPA, 2012）。活性炭は、粉末活性炭又は粒状活性炭の形態で使用するができる。粉末活性炭処理では、活性炭を粉末状にして処理水に加え、水中の化学物質を通過させる際に活性炭に吸着させる。

粉末活性炭処理では、水から PFAS をある程度除去できるが、除去される PFAS の量は多くの要因に左右される。粉末活性炭処理の場合、残渣は、凝集剤、凝集助剤（使用されて

いる場合)、自然発生の微粒子、及び混入した有機物とともに PFAS を吸着した粉末活性炭を含む発生土又は洗浄水中の固体である (Dudley et al., 2015 年)。処理に影響を与える多くの条件を考えると、粉末活性炭残留流体中の重量パーセント PFAS は、大きく変化するが、以下で議論するように、粒状活性炭処理と同じ範囲になるであろう。

粒状活性炭 については、使用済み媒体上の PFAS 濃度の範囲は、いくつかの方法で推定することができる (Crone et al., 2019; USEPA, 2020d)。粒状活性炭への PFAS の吸着量は、高い場合 (高性能の粒状活性炭を使用し、PFAS の吸着性が高く、競合汚染物質が少なく、有機レベルが低く、そして処理水中の濃度が高い場合) でも、2%のオーダーである (例えば、粒状活性炭 1 g 当たり 0.02 g の PFOS がある)。他のより一般的な処理や、吸着性の弱い PFAS (短鎖 PFAS など) の場合、吸着量は桁外れに低くなるであろう。

粒状活性炭は再生し、再利用できる (粒状活性炭の再生に関する議論はセクション 3.a.i.2、粒状活性炭の再生のコストに関する議論はセクション 3.a.vii を参照のこと)。粒状活性炭が埋め立てられる場合、粒状活性炭が PFAS をあまり含まない水の流れと接触すると、PFAS が炭素から埋め立て浸出液に脱離する可能性がある。脱離は、液相と固相の間の非平衡により起こる。その結果、埋立地浸出水中の PFAS 濃度は、条件によって大きく変化する。

2.e.ii イオン交換樹脂

粒状活性炭と同様に、イオン交換樹脂は固定床吸着装置として使用する。同様に、この処理からの残留流は使用済みの媒体であるが、イオン交換樹脂は粒状活性炭のように熱的に再生することができない。いくつかの要因から、市場では陰イオン交換樹脂は使い捨て媒体へと移行しており、使用済み樹脂は最終処分として焼却が行われている。

また、粒状活性炭と同様に、樹脂への PFAS の最終的な吸着量は大きく異なる。吸着量を大きく見積もった場合 (特定 PFAS 向けの樹脂を使用し、競合成分が少なく、また PFAS の吸着性が高い場合)、その量は、吸着しやすい PFAS (例えば、樹脂 1 g 当たり PFOS 0.1 g) に対して 10 重量パーセントのオーダーであると予想される。粒状活性炭よりも高い重量パーセントは、特定 PFAS 向け樹脂の高い吸着量によるものである。粒状活性炭と同様に、より吸着力の弱い PFAS (短鎖 PFAS など) のより一般的なケースは、PFAS の平均重量パーセントをはるかに低くする。

使い捨ての樹脂が使用されると仮定すると、埋立は焼却よりも低コストとなりうる (セクション 3 のそれぞれの廃棄物管理オプションの処理コストに関する議論を参照)。樹脂が埋められた場合、PFAS と置換可能な対イオンを有する水流と樹脂が接触すれば、PFAS は樹脂から脱離する可能性がある。その結果、浸出液の濃度は条件によって大きく変化する。

2.e.iii 高圧膜 (RO 膜及び NF 膜)

高圧膜は、水から多くの PFAS を高度に除去するのに非常に有効である (Crone et al., 2019; U.S. EPA, 2020d)。このプロセスは除去現象に基づいているため、高圧膜による水処

理では、潜在的に高濃度の PFAS を含む廃棄物の流れが生じ、これを処理・処分する必要がある。これらの廃棄物の流れは、高濃度の塩類、他の汚染物質、及び DOM を含んでいる。

濃縮した残渣の処理は困難であり、埋立地からの浸出物、イオン交換の使用済み再生液、高濃度汚染サイトからの水と同様、高コストとなる可能性が高い。

多くの変数がこれらの廃棄物の処理コストに影響を与える可能性がある。現時点では、特に、濃縮水が通常、流量の 20%であることを考えると、明白な処理技術の選択はない(Baruth, 2005)。これは、特に大規模自治体で使われるような大規模膜処理システム（例えば、1 日当たり $75,700 \text{ m}^3$ ($15,100 \text{ m}^3$) の濃縮水を処理) にとっては、相当な流量となる。このような大容量の流れがあると、排出前に水を複数回処理できるため、効率が高いバッチ処理プロセスを使用することができなくなる。

永遠の化学物質：PFAS の評価、検出及び処理に関する技術 (GAO、2022 年 7 月)

(出典)

Persistent Chemicals: Technologies for PFAS Assessment, Detection, and Treatment
GAO-22-105088 Published: Jul 28, 2022. Publicly Released: Jul 28, 2022.

- ・ 要約 : <https://www.gao.gov/products/gao-22-105088>.
- ・ 全文 : <https://www.gao.gov/assets/gao-22-105088.pdf>.

(以下、抜粋)

GAO がこの調査を行った理由

PFAS は、1940 年代に初めて開発された、耐熱性と耐汚染性を備えた化学物質の大きなグループである。PFAS は、空港や軍事基地で使用するカーペット、テフロン加工の調理器具、防水衣類、消火用泡など、幅広い製品に使用されている。PFAS は、水、土壌、空気などの環境に数十年以上存在する可能性がある。米国疾病管理予防センターは、米国のほとんどの人が、最も広く研究されている 2 つの PFAS (PFOA と PFOS) にさらされていることを発見した。どちらも人間の健康問題に関連している。

GAO は、PFAS の評価、検出、及び処理に関する技術評価を実施するよう依頼された。このレポートでは、(1) PFAS 及びその代替物質がもたらす健康への悪影響をより効率的に評価するための技術、(2) PFAS の検出と処理のための現行及び新興技術の利点と課題、(3) これらの技術に関する利点を強化し、課題を軽減するのに役立つ政策について調査している。

GAO は関連技術の評価し、PFAS の対象分野の専門家にヒアリングを実施し、政府、非政府組織、産業界、学界などの利害関係者グループにインタビューし、そして、重要なレポートをレビューした。GAO は、本レポートで関連する政策を明らかにしている。

GAO が見出したもの

現在の有望な技術と方法は、PFAS によって引き起こされる人間の健康への影響評価を促進し、環境中の PFAS の検出と処理を改善する可能性がある。ただし、これらの技術と方法は、PFAS の効果的な管理を妨げる重要な課題に直面している。

評価

PFAS の健康への影響の評価を促進する可能性のある技術には、ハイスループット・アッ

セイ（多数の化学物質を迅速に評価する自動化された試験方法）や、機械学習（類似分子の影響に基づき健康への影響を予測する技術の改善に役立つ可能性がある）が含まれる。

検出

PFASを検出するための現在の技術は、約50の特定のPFASを確実に定量化できるが、これらの技術では、存在することが知られている他の何千ものPFASを検出又は定量化することはできない。USEPAは、PFASの検出方法を開発するために、分析標準物質として知られる信頼できるサンプルを必要としている。しかし、研究者や機関は、分析標準物質を必要とせず、未知のPFASをスクリーニング又は定量化できる新しい検出方法を開発している。これらの方法には、高分解能質量分析と全フッ素分析が含まれる。

処理

PFAS処理には、汚染された媒体からのPFASの除去と、それに続く埋立地への廃棄又は焼却による破壊が含まれる場合がある。また、飲料水からPFASを除去可能な、実規模での導入実績を有する処理技術がある。しかし、これらの技術を用いても、廃棄又は破壊しなければならないPFASで汚染された残留物は残る。新興技術はより効果的かもしれないが、フルスケールで実証されたものはなく、ほとんどがまだ研究中である。

GAOは、PFASの評価、検出、及び処理技術に関連する3つの課題を特定した。

PFASの化学構造は多様であり、健康リスクの分析が困難である。また、機械学習させるには広範なデータが必要だが、そのようなデータは入手できない可能性がある。

研究者は、分析標準物質がないPFASが多いため、効果的な検出方法の開発が制限されている。

PFASの廃棄及び破壊方法は複数存在するが、その有効性と利用可能性は、データ、監視、及びガイダンスが不足しているため、はっきりとしない。

GAOは、これらの課題を軽減するのに役立つ次の3つの政策オプションを明らかにした。これらの政策には、議会、連邦機関、州及び地方政府、学界、並びに産業界を含む政策立案者が取りうる行動が含まれる。いくつかの政策と関連する機会と考慮事項の詳細については、以下を参照されたい。

付録表 16 PFAS の評価、検出及び処理技術に関する利点強化と課題軽減に役立つ政策

政策オプション (Policy Option)	機会 (Opportunities)	考慮事項 (Considerations)
研究の推進 政策立案者は、PFASの健康リスクをより効果的に研究するための	・予測方法に関する研究を促進することで、研究者は個別ではなく、より効率的に様々なPFASのクラスを評価できるようになる。	・人体におけるPFASの挙動に関する科学的知識が不足しているため、PFASをより効率的に研究する

政策オプション (Policy Option)	機会 (Opportunities)	考慮事項 (Considerations)
技術と方法の開発を支援できる。 この政策は、機械学習のための標準化されたデータセットの欠如だけでなく、多数の PFAS とその多様性に関する情報が限られているという課題に対処するうえで役立つ。	・複数の研究からの既存の PFAS の健康情報を統合することで、広範囲の PFAS のより効率的な健康評価を行うことができる。 ・より効率的な研究のためのサポート技術は、PFAS の代替品の評価を改善できる。	ためのコンピュータモデルだけでは、健康への影響を正確に評価するには不十分な場合がある。 ・研究者は、機械学習モデルを訓練して検証するための完全なデータセットを欠いている。データセットは、機械学習モデルを PFAS の評価に使用する前に必要である。
手法の開発の拡大 政策立案者は、分析標準物質として知られる PFAS の標準参照サンプルへのアクセスを改善し、PFAS 検出のための方法と参照サンプルの開発のペースを速めるために協力することができる。 この政策は、水以外の媒体に対する検証された方法の欠如、分析基準の欠如、及びコストの課題に対処するのに役立つ。このことは研究者が新しい検出技術を開発する能力に影響を与える。	・既知の PFAS の参照サンプルを開発するための連邦及び独立した研究所による取り組みを支援することで、研究者が利用可能で手頃な価格の分析標準物質へのアクセスを増やすことができる。 ・研究者が水以外の媒体の新しい検出方法の開発を加速できるようにすることで、研究者はより多くの PFAS を発見し、確実に特徴付けることができるようになる。 ・高分解能質量分析の標準的な方法を開発・確定させることで、環境中の PFAS のより良いスクリーニングと識別ができるようになる。	・民間産業は分析標準物質（その多くは独自仕様と見なされている）の提供に消極的であり、そのことが検出方法の開発を妨げている。 ・PFAS の試験は費用が高いため、私設井戸の所有者や小規模な水道事業者は試験を思いとどまる可能性がある。
フルスケールでの処理の支援 政策立案者は、PFAS を廃棄又は破壊するた	・USEPA 手法の最終決定を奨励することで、PFAS のフルスケールでの廃棄及び破壊技術の最適化を支援することができ、それに	・規制当局からのガイダンスが不足しているため、PFAS を破壊するための技術を実装するこ

政策オプション (Policy Option)	機会 (Opportunities)	考慮事項 (Considerations)
めのフルスケールの技術と方法の開発と評価を奨励することができる。 この政策は、廃棄及び破壊技術のコストと効率、及び規制当局からのガイダンスの欠如といった課題に対処するのに役立つ。	より焼却中の PFAS の監視を改善できる。 ・埋立地での監視を改善するためのガイダンスの開発を奨励することにより、将来の汚染を防ぐのに役立つことができる。 ・PFAS の廃棄と破壊の性能モデルとコストモデルの開発と共有を加速し、処理を促進することにより、関係者が将来のコストを計画するのに役立つ。	とは困難な場合がある。 ・効果的な管理が行われていない場合、埋立地は時間とともに PFAS を環境中に放出する可能性がある。 ・ガイドラインは現在、米国全体でかなり異なっており、PFAS の廃棄と破壊のコストを押し上げる可能性がある。

(本文)

はじめに (略)

1 背景 (略)

2 PFAS の人の健康リスクの評価 (略)

3 PFAS の検出 (略)

4 PFAS 処理

現在の PFAS 処理技術は、次の 3 つのカテゴリに分類できる。すなわち、(1) 水、土壌、又は空気からの PFAS の除去、(2) PFAS 汚染物質の廃棄、又は (3) PFAS 汚染物質の破壊である。

今日まで、PFAS の処理技術は、水から PFAS を除去するためにフルスケールで使用されてきたが、これらの効果は様々である。

廃棄技術も効果が異なり、適切な管理が行われていない廃棄場自体が汚染源になる可能性がある。破壊は永続的な解決策であるが、専門家、発表された研究、及び各種機関の資料によると、既知の全ての PFAS に対して完全に効果的であることが証明された破壊方法はまだない。

さらに、コスト、ガイダンスの欠如、実証済みの方法の欠如など、いくつかの課題が PFAS の処理を妨げている。

4.1 一部の PFAS には現在の除去技術が有効である

現在の除去技術は、水から 30 種類の PFAS の 90%以上を除去することができ、副産物として PFAS に汚染された残留物を生成する（これらの残留物に関連する廃棄及び破壊技術

については、以下の 4.2 及び 4.3 を参照のこと)。

水から PFAS を除去するために現在利用できる技術はその除去効果が異なるが、いずれも特定の PFAS を最大で 90%以上除去できる。

これらの技術は利用可能であり、現在、産業廃水に対して、また、連邦機関、一部の地方自治体の浄水施設や個々の家庭で使用されている。

粒状活性炭ろ過は、購入するのに最も費用のかからない技術であり、長鎖 PFAS に効果的である一方、短鎖 PFAS の除去においては最も効果の低い技術である。これは、粒状活性炭フィルターが広範囲の汚染物質をその大きな表面積に引き付けて結合するのに対し、短鎖 PFAS は長鎖 PFAS ほど容易に粒状活性炭フィルターに吸着せず、粒状活性炭処理後でも飲料水中に残留する可能性があるためである。短鎖 PFAS は、原水において PFAS が存在するとされる約 100 の浄水場に存在する可能性があるため、このことは重大な課題となる可能性がある。

一般に、イオン交換樹脂技術は、粒状活性炭よりも PFAS の除去に効果的である。イオン交換では、原水はフィルターとして機能する樹脂を通過し、負に帯電した PFAS 分子などの望ましくないイオン（荷電粒子）を、塩化物イオンなどの害の少ないイオンと「交換」することによって除去する。粒状活性炭と同様に、樹脂は汚染物質を結合する大きな表面積を持っている。また、電荷を使用して PFAS 分子を引き付ける。これらのメカニズムが組み合わさることにより、イオン交換樹脂技術は粒状活性炭の最大 4 倍の PFAS を除去できる。粒状活性炭よりもリサイクルが難しく、購入するのに費用がかかるが、イオン交換処理は（設計方法と設置場所の水質にもよるが）使用するエネルギーとスペースが少なく、メンテナンスが少なくて済み、PFAS 濃度が高いほど費用対効果が高くなる。

RO 技術は PFAS の除去に非常に効果的であるが、より高価である。各種機関の文書によると、これらの膜分離技術の PFAS 除去効率は、鎖の長さに関係なく、80%から 99%以上である。RO は、最小の PFAS 分子でさえも除去する非常に小さな孔径の膜を通して水をろ過することによって、この効果を達成する。ただし、RO は細孔に水を通すための大きな力を必要とするため、エネルギー消費量が多く、また汚染物質が多く含まれた逆洗が膜によって拒否されるため、原水の大幅な損失につながる可能性がある。そのため、原水量の乏しいところでは問題になる可能性がある。これらの理由から、目標が PFAS を非常に低い濃度に下げることでない限り、あるいは PFAS 濃度が高すぎて粒状活性炭又はイオン交換フィルターの使用が継続できない場合を除き、浄水場での PFAS 除去において RO 技術の費用対効果は高くならない可能性がある。これらの技術を家庭で使用することも効果的である。水道の PFAS 濃度が上昇したノースカロライナ州の 73 世帯を対象とした調査では、家庭用 RO フィルターが調査対象のほぼ全ての PFAS を除去した一方、粒状活性炭フィルターは平均して長鎖 PFAS の 60~70%、短鎖 PFAS の約 40%を除去した。

除去技術の有効性は、他の要因に依存する可能性がある。例えば、他の汚染物質の存在は除去を複雑にする可能性がある。地下水にはイオン交換フィルターや粒状活性炭フィルタ

一を詰まらせる可能性のある有機物が少ないため、地下水のほうが地表水よりも処理しやすい。さらに、特定の破壊技術と組み合わせると同様に、除去技術を組み合わせることで効果を高めることができる。各種機関の文書によると、破壊と除去の技術を組み合わせることで、除去技術によって発生した PFAS 含有残留物を長期にわたって保存する必要がなくなるが、破壊技術の効果がどの程度であるかについては現在研究が活発に行われている段階であり、はっきりとしない。

4.2 現在の PFAS 処理技術は有効性が異なり、フルスケールでは不確かである

飲料水から PFAS を除去すると、PFAS で汚染された液体又は固体の残留物が濃縮される。土壌や汚泥などの PFAS で汚染された他の物質も、汚染された場所から収集できる。これらの PFAS 含有物を埋立地又は地下注入井に廃棄するための技術が利用可能である。ただし、各種機関の文書、専門家へのインタビュー、及び科学文献によると、これらの技術の有効性は様々で不確かである。

埋め立て

各種機関の文書によると、PFAS を廃棄するための最良の選択肢の 1 つは、粘土、プラスチック、又は合成ゴムのポリマー、又はその両方で内張りされた埋立地である。しかし、多くの古い埋立地にはそのような仕組みが欠けており、米国全体で長期的な PFAS 廃棄を行ううえで、フルスケールの埋立地の全体的な有効性は不確かである。この廃棄方法は、土壌、消火用泡、使用済み粒状活性炭フィルター、イオン交換樹脂などの PFAS を含む固体に推奨される。しかし、各種機関の職員は、埋立地での PFAS の廃棄にはいくつかの課題があると述べている。たとえば、州の埋立地の管理方法は、PFAS を封じ込めるのに十分ではない可能性がある。そのため、PFAS を含む液体（すなわち浸出液）が埋立地から漏出し、地域の水源の PFAS 汚染につながる可能性がある。さらに、埋立地での PFAS の管理について定めた連邦規制がないため、一部の州や地方自治体は、PFAS を長期にわたって安全に管理できるか確信が持てないと、各種機関の関係者は述べている。その結果、PFAS が埋め立てによってどの程度抑え込めているか不明なことが多く、また全ての埋立地が PFAS の汚染源であるかを判断するために監視されているわけでもない。たとえば、ミネソタ州にある 101 の閉鎖埋立地の調査で、州は、98 の埋立地の地下水に PFAS が含まれていることを発見した。これらの埋立地のうち 59 ヶ所で、地下水中の PFAS が州のガイドライン値を上回っており、15 ヶ所では濃度が州のガイドライン値の 10 倍であった。埋立地は、埋立地の種類、土地の条件、及び PFAS の種類に応じて、PFAS を効果的に封じ込められる期間が異なる。ただし、全ての埋立地は、維持、監視、浸出液とガスの処理を行わない限り、最終的に PFAS を放出する。埋立地での PFAS 監視に関する連邦規制はなく、浸出液中の PFAS を検出するための最終決定された公開済みの USEPA による手法もない。

地下注入井

埋立地に加えて、液体の形で濃縮された PFAS 廃棄物も地下注入井に廃棄される場合がある。有害廃棄物を注入井が効果的に隔離できるかどうかは、廃棄物が液体であるかどうか、また井戸の位置及び地質に依存する。さらに、廃棄物の輸送コストが、PFAS 廃棄に対するこの方法の魅力に影響を及ぼす。USEPA によると、現在 PFAS の廃棄に使用されているのは、非有害産業廃棄物及び有害廃棄物用に許可されたクラス 1 の井戸のみである。これらの井戸は、公共水道への PFAS 放出のリスクが比較的低い、深く孤立した岩層にのみ見られる。

焼却

焼却は、PFAS と接触した後のフィルターや樹脂などの水処理残留物に一般的に適用されてきた一種の熱破壊であるが、PFAS で汚染された土壌・化学・製造廃棄物や未使用の泡消火剤にも適用されてきた。焼却中に、PFAS 分子は断片に分解される可能性があり、その一部は短鎖 PFAS かもしれない。フルスケールでの PFAS 焼却の有効性は、温度、時間、及び燃焼される材料の混合の最適化に依存する。たとえば、限られた実験室規模の研究では、PFOA が 1,000℃で 2 秒後には検出できない濃度まで減少した。アフターバーナーを使用する有害廃棄物キルン及び商業用有害廃棄物焼却炉はこの温度を超える可能性があるが、より一般的なタイプの焼却炉では超えないことがある。具体的には、1,000℃は自治体のごみ焼却炉の運転条件の上限であり、下水用汚泥焼却炉の限界を超えている。USEPA の 2020 年 12 月の PFAS の破壊と廃棄に関する暫定ガイダンスによると、米国には 193 の自治体向けごみ焼却炉と 170 の下水用汚泥焼却炉があり、10 の商業用有害廃棄物焼却施設と 12 の有害廃棄物キルンがある。焼却やその他の破壊方法の有効性ははっきりとしないもう 1 つの理由は、現在、空気中の全ての PFAS を特定して定量化できる最終的な USEPA の手法がないことである。そのため、PFAS が焼却炉から排出される煙道ガスを介して空気中にどの程度放出される可能性があるのかを判断できない。さらに、PFAS の焼却が完全に最適化されていない場合、不完全燃焼の生成物（USEPA の手法では現在検出できない潜在的に有害な化合物）が生成される可能性がある。USEPA には、空気サンプル中の 50 の PFAS を測定する試験方法の草案として、「その他の試験方法 45」（OTM-45）がある。しかし専門家は、OTM-45 は空気中の全ての PFAS を測定することはできず、焼却後の PFAS 濃度を監視するための「良い出発点」に過ぎないと述べている。専門家や各種機関の文書によると、PFAS 焼却の全プロセスを最適化するには、さらなるガイダンス、調査、及びデータ収集が必要である。

専門家は、焼却炉に入る PFAS、出てくる PFAS（煙道ガス）、及び焼却が完了した後に焼却炉内に残される PFAS（残留物）を測定する方法は定かでない述べている。彼らはまた、施設の空気中にすでに存在している可能性がある PFAS を監視するためのガイダンスが不足しているため、破壊効果の測定精度が低下する可能性があることにも言及した。

超臨界水の酸化

激しい化学反応、高温（705℃以上）及び圧力（大気圧の 200 倍以上）を使用して、PFAS の炭素-フッ素結合を切断する。この技術は、パイロット規模のデモンストレーションで、対象 PFAS の 99%を破壊した。

別の新興技術である熱分解

焼却に使用される温度よりも低い温度（及び必要なエネルギーが少ない）で、試作品のテスト中に、汚泥内の PFAS を完全に破壊したようである。また、熱分解の結果、燃料として利用できる水素を多く含むガスや、農業に利用できる炭素を多く含む固体（バイオ炭）などの有用な副産物が得られた。このプロセスは商業的に利用可能である。ただし、バイオ炭が後に PFAS を放出するかどうかはまだ確認されておらず、プロセス中に発生するガス状化合物は他の汚染物質のために処理する必要がある。

4.4 PFAS 処理技術に影響を与える課題

我々は、PFAS の処理技術と方法をさらに開発及び適用するために、次の 4 つの課題を特定した。

費用

我々が話を聞いた専門家や調査した政府機関の文書によると、フルスケールの PFAS 処理にかかる費用は、非常に不透明とのことである。この不透明性は、計画と予算編成に課題をもたらす。専門家は、コストに関するより良いデータは、水道事業者が人の健康を最も効率的に守るためにどの除去技術を適用できるかを決定するうえで役立つと指摘した。ただし、飲料水からの PFAS 除去の経済性に関する研究は限られているため、必要な規模のコスト情報は存在しない可能性がある。

今ある見積もりでは、いくつかの技術でコストが高くなることが予想される。たとえば、AWWA によると、PFOA 及び PFOS に関する以前の USEPA 生涯飲料水健康勧告値（70 ng/L 未満）を満たすために粒状活性炭処理が米国全土に設置された場合、そのコストは 2,730～5,720 億円になる可能性がある。AWWA はまた、一部の州が処理ガイドライン値として設定している 20 ng/L というより低い濃度を満たそうとすると、2 兆 9,900～6 兆 5,000 億円が必要になると試算した。これらの数字がどの程度かを理解するために例を挙げると、各種機関の文書によれば、2017 年の全ての水道事業に対する公共支出は 14 兆 6,900 億円であった。市町村にとって、これらのコストは予算に影響を与え、住民の水道料金を増加させる可能性がある。たとえば、メイン州の水道システムの PFAS 処理目標を達成できる RO 施設の建設には、74 億 1 千万～110 億 5 千万円の費用がかかると見積もられた。これらの費用を賄おうとした場合、自治体の予算は 2 倍、顧客の水道料金は 2～3 倍になるとの試算も出ている。

方法とガイダンスの欠如

我々がインタビューした有害廃棄物処理業界の代表者は、PFAS を処理するためのベストプラクティス、検証済みの方法、連邦規制、ガイダンスが不足していると指摘した。例えば、焼却業界の代表者は、焼却前にどのように PFAS を測定すべきか、破壊が起こっている間にどのような化合物を測定すべきか、どの程度の破壊が必要なのか、よくわからないと述べている。こうした情報がなければ、PFAS を完全かつ効果的に破壊するために焼却プロセスを最適化することは困難である。各種機関の専門家によると、PFAS の廃棄に関する連邦政府のガイダンスがないため、州及び地方自治体の埋め立て業者は PFAS 廃棄物の受け入れをためらう可能性がある。また、我々が話を聞いた国防総省の専門家は、有効かつ USEPA が承認した廃棄方法の少なさが引き続き課題であると述べた。さらに、ほとんどの環境媒体、特に埋立地の浸出液と埋立地のガスに対して、複数の実験室で検証された PFAS の検出方法がないことが、PFAS の埋立地貯蔵の有効性に関する不確実性の一因となっている。

化学構造

PFAS 化合物の中には分解が困難なものもあり、その場合、処理効果が限定され、浄化のコストが高くなる可能性がある。その他の PFAS 化合物は分解しやすいが、焼却時に新たな化合物を生成する可能性があり、破壊の効率性を判断することが難しい。また、環境中の PFAS は、異なる PFAS 化合物に分解される可能性があり、特定や処理が困難になる場合がある。また、こうした変化により、処理技術が有効かどうか分かりにくくなることもある。

フルスケールで完全に効果的な破壊技術はない

フルスケールで PFAS を完全に破壊する効果が実証された破壊技術は存在しない。各種機関の文書によると、現行のフルスケールの破壊技術は PFAS の破壊に最適化されておらず、ほとんどの新しい PFAS 破壊技術はまだ研究段階である。また、新しい PFAS 破壊技術は、非効率、高いエネルギー消費、コストなどの制約がある。例えば、超臨界水の酸化は全ての PFAS を破壊できるかもしれないが、大量のエネルギーを使用し、排出制御も必要である。また、処理中に発生する高熱、高圧、腐食性の副産物のために、メンテナンスが困難でコストがかかる可能性もある。これらの要因は、超臨界水酸化による処理コストを増加させ、展開できる規模を制限する可能性がある。

5 政策オプション

GAO は、PFAS の評価、検出、及び処理技術に関連する課題を軽減するのに役立つ 3 つの政策オプションを特定した。政策立案者には、現状を維持する、つまり、介入せずに現在の取り組みを進めるという選択肢もある。関連する政策立案者には、議会、連邦政府機関、州及び地方政府、学術研究機関、産業界が含まれる可能性がある。本報告書に記載された課題の中には、現在の取り組みによって解決できるものもあるが、介入しなければ解決できな

いか、悪化する、あるいは解決により多くの時間がかかるものもある。

- ・研究の推進（略）
- ・メソッド開発の拡大（略）

・本格的な処理の支援

政策立案者は、PFAS を処分又は破壊するためのフルスケールの技術と方法の開発と評価を奨励することができる。この政策オプションは、処分及び破壊技術のコストと効率、及び規制各種機関からのガイダンスの欠如という課題に対処するのに役立つことができる。

機会

・USEPA 手法の最終確定を促すことにより、PFAS のフルスケールでの廃棄及び破壊技術の最適化を支援することができる。例えば、政策立案者は、空気中の 50 種類の PFAS を測定するために設計され、専門家が焼却後の PFAS 濃度監視の「良い出発点」とであると述べた USEPA 手法 OTM-45 の最終確定を奨励することができる。

・米国内の様々な環境と状況において PFAS のより効率的な廃棄と破壊に向けて、異なる技術のより良い統合（処理トレインとして知られるものを作成）を促進するために協力することができる。また、米国の州と地方の各種機関の間で、処分と廃棄のオプションの採用と実施に関連する有効性とコストに関する現在進行中及び過去の評価に関する情報を互いに共有することもできる。

・埋立地での PFAS 放出を監視するためのガイダンスの開発を奨励することができる。埋立地は、その種類や立地条件によって、PFAS に汚染された物質が浸出液やガスを通じて環境中に放出されないよう効果的に封じ込められる期間が異なる。PFAS を廃棄した埋立地では、PFAS が地下の飲料水源を汚染していないことを確認するための監視と試験が必要である。

・飲料水中の PFAS の廃棄と破壊のための性能モデルとコストモデルの開発と共有を加速することができる。利害関係者、特に小規模水道システムの運営者は、一般的にそのような情報を欠いている可能性がある。この情報は、PFAS の処理を促進し、水道事業者や機関が将来のコストをより適切に計画するのに役立つ。

考慮事項

・各規制機関からのガイダンスが不足しているため、PFAS の破壊技術の大規模な実施は難しい可能性がある。たとえば、複数の機関の関係者は、現在大規模かつ長期的に PFAS を破壊するための唯一の選択肢である焼却の全過程について、各規制機関からより多くのガイダンスが必要であると指摘した。このガイダンスは、特に、焼却室に流入、流出、及び残留する PFAS の量を測定する方法について説明すべきである。焼却施設に通常存在する可能

性がある PFAS の量を監視するための追加ガイダンスも必要である。こうした元から存在する PFAS の量は、焼却により空気中に放出される PFAS を正確に測定するうえで妨げになる可能性がある。

- ・ 効果的に管理しなければ、埋立地は時間とともに PFAS を環境中に放出する可能性がある。現在、埋立地での PFAS 監視に関する連邦要件はなく、この処分方法のフルスケールでの有効性は不確かなままである。

- ・ ガイドラインは PFAS の廃棄と破壊のコストを押し上げる可能性があり、現在、米国内でかなりの差がある。いくつかの対応方法は高コストであることから、一部の自治体の予算に大きな影響を与え、住民の水道料金を大幅に引き上げる可能性がある。