

実証結果報告書

- | | |
|---------------|---|
| 1) 提案者の名称 | 株式会社 日立ハイテック (協力機関：中央大学、FUST Lab 社) |
| 2) 実証の区分 | PFOS 等の濃度低減のための対策技術の公募【水 1・水 2 現地以外】 |
| 3) 提案技術の名称 | 400 kHz 付近キャビテーション超音波-酸化ラジカルハイブリッドによる PFAS 無害化モジュール |
| 4) 技術の分類/適用段階 | その他の技術 (超音波キャビテーション) /実機・パイロットスケール |
| 5) 実証の期間 | 令和 7 年 8 月 29 日～令和 8 年 1 月 19 日 |

1. 技術の概要

1.1 原理と特徴

本実証で用いた技術「超音波キャビテーション分解技術」は、集束型超音波振動子により液中に強力なキャビテーション（音響気泡の生成・崩壊）を発生させ、難分解性の有機フッ素化合物（PFAS）を化学薬品などを用いずに分解除去する画期的な手法である。キャビテーション気泡の崩壊時に発生する局所的な高温・高圧場およびラジカル種（ $\cdot\text{OH}$ など）の作用により、PFAS の C-F 結合が切断され、ペルフルオロオクタン酸（PFOA）やペルフルオロオクタンスルホン酸（PFOS）等の PFAS の C-F 結合切断を含む構造変換が進行し、無機フッ化物イオン（ F^- ）生成を伴う分解へ接続し得る反応場を形成するものである。なお、フッ素収支（Total F）の完全な閉合は現時点では未達であり、無害化の最終判定は行わない（図 1-1-1）⁽⁷⁾⁽¹¹⁾⁽¹²⁾⁽¹³⁾⁽¹⁸⁾。本技術は薬剤添加や高温加熱を必要とせず、副生成物も最小限で環境への二次的な負荷が少ない点が大きな特徴である。さらに、C4～C12 の炭素鎖長を持つ長鎖・短鎖 PFAS 全般（PFOS、PFOA はじめ PFHxS、PFHxA 等の主要種や代替化合物を含む）に適用可能な汎用性の高さが実証されており、汚染水中の多様な PFAS を一括して処理できる点で新規性・優位性を有する⁽⁸⁾。

本実証で使用した装置は FUST Lab 社製の超音波処理装置「DEBEX」⁽⁹⁾（図 1-1-2）であり、400 kHz 帯の集束超音波を照射することで効率的な PFAS 分解を行うものである⁽²³⁾。装置のコア技術は特許取得済みの集束型キャビテーション発生構造（CABITOX 技術）であり⁽²³⁾⁽²⁴⁾、限られたエネルギーで高密度のキャビテーションを発生させる設計となっている。この結果、従来は焼却など高エネルギー手段に頼らざるを得なかった PFAS の処理を、水中で直接低エネルギーにより実現できる。実験室レベルでは既に、例えば初期濃度 4×10^3 ng/L の PFOS・PFOA を 60 分で 50%以上分解した例や、長鎖・短鎖 PFAS を 90%以上分解した報告がある⁽⁷⁾⁽¹²⁾⁽¹³⁾。本技術はそうした知見をもとに実用規模にスケールアップされたものであり⁽¹⁰⁾、PFAS 汚染水処理のブレークスルーとなり得る⁽⁶⁾⁽¹⁷⁾⁽²⁴⁾。

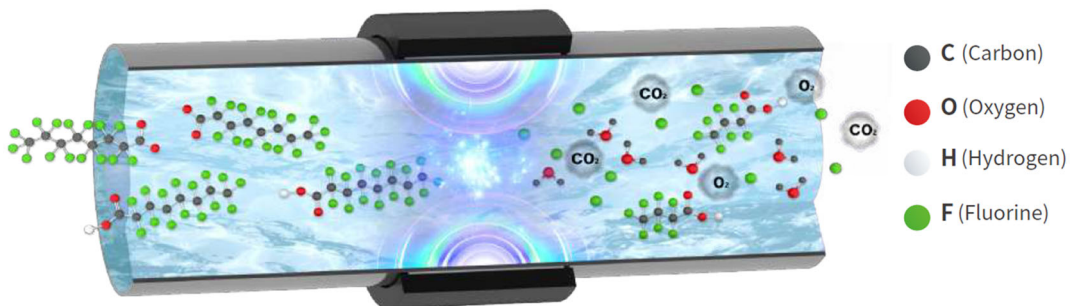


図 1-1-1 集束型超音波システム模式図



図 1-1-2 超音波分解装置「DEBEX」

1.1.1 分解反応場の構成と支配因子

本技術の分解はバルク一様反応ではなく、主として音響キャビテーション気泡界面近傍で進行する局所反応である。すなわち、(i) 気泡界面への PFAS 濃縮、(ii) 気泡崩壊に伴う局所高温・高圧場、(iii) 崩壊により生成する反応性種（ラジカル等）が同一空間で重畳することで、C-F 切断を含む分解が進行する。したがって支配因子は、①キャビテーション強度（密度・崩壊の“質”）、②界面への濃縮効率、③界面への物質移動（再分配・拡散）、④ラジカル有効寿命（スカベンジ影響）、⑤水質（pH、EC、塩濃度、界面活性物質）である。これらの因子は、初期分解速度と長時間側（テイル部）の挙動を独立に変調し得る。

1.2 技術の対策目標

本実証事業の対策目標は、PFOS 及び PFOA を含む汚染水（提案対象：水 1・水 2）を処理し、処理後水中の PFOS+PFOA 合計濃度を 50 ng/L 未満に低減することである⁽¹⁾⁽³⁾⁽⁴⁾。

あわせて、提案時に設定した評価軸として、処理コスト 71.3 円/m³ 以下、CO₂排出量 0.938 kg-CO₂/m³ 以下を目標として整理する。これらは、提案書（様式 4/5）に基づく対策目標であり、最終報告書では表 1-2-1 に一覧として整理し、PFAS 種類・濃度・試料（水 1・水 2）等の適用条件を明確化した。

適用濃度範囲は、提案時に $4 \div 600 \times 10^3$ ng/L を想定している。また、処理能力は 50 m³/日（1 ユニット）を基本とし、ユニット追加により 最大 500 m³/日まで拡張可能なスケラビリティを想定している。

表 1-2-1 実証試験における技術目標・適用条件・評価方法

| 区分 | 評価項目 | 目的 | 目標値（対策目標） | 適用条件（試料・PFAS・濃度レンジ） | 評価方法 |
|------|---------------------|------------------------------------|---|--|--|
| 有効性 | PFOS+PFOA 合計濃度 | 放流水・浸透水中の PFOS+PFOA 濃度低減の評価 | 処理後：PFOS+PFOA 合計 < 50 ng/L ⁽¹⁾ | 対象試料：水 1・水 2（提案対象）／適用濃度範囲：4–600×10 ³ ng/L（参考：提案書の代表 PFAS：PFOS, PFOA, PFHxS, PFHxA, PFBS, PFBA など） | EPA537.1 準拠 ⁽²²⁾ の固相抽出+LC-MS（Bruker Compact QTOF）でターゲット定量 |
| 経済性 | 処理コスト | 低コスト性評価 | 71.3 円/m ³ 以下 | （上記と同じ：水 1・水 2、濃度レンジ） | 電力原単位等に基づき算出（提案書：電力使用量 2.3 kWh/m ³ ） |
| 環境負荷 | CO ₂ 排出量 | 燃料・電気使用等による CO ₂ 排出削減評価 | 0.938 kg-CO ₂ /m ³ 以下 | （上記と同じ：水 1・水 2、濃度レンジ） | 電力由来排出係数等に基づき算出（電力原単位は上記） |

分析装置：当初、EPA537.1+LC-MS/MS を想定していたが、EPA537.1 準拠の固相抽出を前処理として統一した上で、LC-MS（Bruker Compact QTOF）によりターゲット定量を実施した（同一条件での複数試料・ブランクを組込み）⁽²²⁾。

2. 実証試験結果

2.1 実証試験方法

本実証試験は、提案書（様式 4/5）で定義した評価枠組み（処理前分析→分解処理→処理後分析→比較評価）に基づき、実際の PFAS 汚染水（水 1・水 2）を用いて段階的に実施した。処理前後の比較は、同一の分析前処理および分析フローで実施し、分解性能の評価の一貫性を担保した。試験は令和 7 年 8 月から開始し、令和 8 年 1 月までの約 6 か月間にわたり、実施した。まず 8 月に詳細な試験計画書を策定し、9 月に汚染水の実態把握を行った。

2.1.1 対象試料（水 1・水 2）と基本フロー

試料は、実汚染水を性状に基づき水 1・水 2 に区分し、両者を等価に実証対象とした。各試料について、(i) 基本水質、(ii) PFAS 濃度（処理前）、(iii) 超音波分解処理、(iv) PFAS 濃度（処理後）、(v) 比較評価、の順で評価した。

2.1.2 分解処理装置と運転条件

分解処理には、提案書で示した集束型超音波（400 kHz）を用いる PFAS 分解装置（DEBEX）を用いた。実証は 2 L の閉回路循環バッチ系で実施し、採集した実汚染水（水 1・水 2）を前処理なしでそのまま循環させながら超音波処理を施した。装置の循環系にはポンプを用い、設定流量 100 mL/min、実測流量 92 mL/min で運転した。したがって、試験液 2 L が循環系を 1 回全量交換するのに要する時間は約 21.7 分であり、反応場への接触回数を目安となる全量交換相当回数 N は $N = Qt/V$ で表される。これにより、15 分、45 分、60 分、120 分、6 時間は、それぞれ約 0.69 回、2.07 回、2.76 回、

5.52 回、16.6 回の全量交換に相当する。なお、運転・適用条件は、温度 15-25℃、湿度 35-75%、適用水質（pH、導電率、UV など）の想定範囲を参照しつつ設定した。なお、0h のサンプリングは、分解処理開始前に超音波を印加せず約 20 分間の循環運転（馴染み運転）を行った後に採取した。したがって、本報告書における 0h 濃度は原水そのものではなく、装置接液部（配管・容器・循環系）への初期付着・分配が一定程度反映された状態の濃度として位置づけられる。なお、循環系のチューブ材質には PFAS が付着しにくい PP を採用した。

2.1.3 測定・分析方法

処理前後で PFAS 濃度を測定し分解率を評価するため、PFAS 定量は EPA537.1 準拠の固相抽出（SPE）+LC-MS（Bruker Compact QTOF）によるターゲット定量を実施した（Bruker Compact QTOF）。ここでの固相抽出は、分解処理前の試料前処理ではなく、PFAS 定量のための分析前処理である。処理前後を同一手順で測定し、濃度差から分解率・残留を評価した。また、高分解能 QTOF データを用い、ターゲット定量に加え、必要に応じ副生成物監視（ノンターゲット分析解析）を組み込む方針とした。具体的には各試料について、処理前後の水から 25 種の PFAS 濃度を網羅的に定量し、主要 PFAS の濃度減少およびフッ化物イオン（F⁻）の生成を追跡した。また水質・溶液特性の変化を把握するため、pH、電気伝導度（EC）、UV254 吸光度（溶存有機物指標）、TOC なども測定した。

2.1.4 追加評価項目および確認項目

本実証では、分解性能の評価に加え、結果の解釈を補強するため、前処理影響の分離、金属影響の確認、界面活性剤添加影響の確認、フッ化物イオンおよび副生成物候補の確認等を追加評価項目として設定した。これらの評価は、PFAS 濃度の前後比較、水質指標、必要に応じた高分解能分析結果を用いて整理した。これらの追加点を含む処理条件に関しては、まず 10 月までに装置標準条件（無調整の原水、周囲温度、常圧）での PFAS 分解挙動を確認し、11 月以降は処理性能の最適化や分解機構の検証を目的として条件検討を行った。12 月には、水 1 試料を同一ロットから 4 等分し、それぞれ Tank1~Tank4 と称する容器に分取・保管の上で以下の条件比較試験を実施した：Tank1（無添加：pH 自然、電解質無添加）、Tank2（高イオン強度条件：Na₂SO₄添加による電解質濃度上昇、pH 約 7.9）、Tank3（強酸性条件：pH≈2 に調整）、Tank4（強塩基性条件：pH≈12 に調整）。処理時間はそれぞれ最長 6 時間とし、経時（1h, 2h, 6h）で水質と PFAS 濃度を測定した。また、Tank4 の水を使って、0-72h の分解試験を行っている。なお試験に用いた薬品は、pH2 調整に濃硫酸、pH12 調整に水酸化ナトリウム、電解質添加に硫酸ナトリウムを使用した（酸添加条件では結果的に硫酸イオン添加と強酸化が同時に生じる形となった）。12 月までの結果を受け、追加の検証試験を 1 月に実施した。具体的には、(a) 水質・溶液物性の追加分析（主要無機陰イオンやアルカリ度、DOC の測定）による条件差要因の分離、(b) pH 依存性の詳細評価（酸性～中性～塩基性の中間点を含む数点で 1~6 時間処理試験）、(c) 界面活性剤添加試験（SDS 0.1%添加が分解に与える影響確認）、(d) 分解生成物・フッ素収支の評価（短鎖有機酸や F⁻生成量の測定、ノンターゲット分析による中間生成物同定）、(e) 装置操作条件の影響検証（一部試料で攪拌強度や流量・背圧を変更し、キャビテーション実効性の変化を見る）を行い、分解機構の検証と最適運転条件の考察を深めた。

本最終報告書では、以上の一連の実証試験結果を取りまとめ、当初目標の達成状況と得られた知見について報告する。

2.2 実証試験結果

本節では、提案書（様式 5）で規定した評価項目（濃度低減効果／水質条件影響／経済性／環境負荷）に沿って実証結果を整理し、対策目標（PFOS+PFOA ≤50 ng/L、処理コスト・CO₂）に対する根拠デ

ータを漏れなく示す。また、PFAS 濃度は、固相抽出（濃縮）後に Q-TOF/MS で分析する手順を基本とし、放流水の指標（PFOS+PFOA 濃度など）については EPA 537.1（LC-MS/MS）での確認を計画上の標準とする。

2.2.1 処理前の汚染水組成

(1) PFAS 分析比較（分解前）

表 2-2-1(1)に、実証初期に採集してきた（初期採水試料：9-10 月に主として使用）および再度採集してきた（後期採水試料：11 月以降に主として使用）における、水 1・水 2 の分解処理前 PFAS 濃度を示す（単位： $\times 10^3$ ng/L、“-”は検出下限未満）。両試料は PFAS プロファイルが明確に異なり、本実証では PFOS+PFOA 合算濃度の達成可否を最重要評価軸として位置づける。

水 1（高濃度・長鎖主体）では、初期採水試料で PFOA（C8）= 327.69×10^3 ng/L、PFHxA（C6）= 229.97×10^3 ng/L、再採水後も PFOA= 94.614×10^3 ng/L、PFHxA= 39.178×10^3 ng/L）と支配的成分である。すなわち水 1 は、PFOA が中心であり、本技術の「高濃度域から目標水準まで低下させる性能」を検証する代表試料と位置づけられる。

一方、水 2（短鎖主体・混合汚染）では、初期採水試料で PFBA（C4）= 25.454×10^3 ng/L、PFPeA（C5）= 30.17×10^3 ng/L、PFHxA（C6）= 35.06×10^3 ng/L が主要成分であり、再採水後も PFBA= 5.313×10^3 ng/L、PFPeA= 15.2×10^3 ng/L、PFHxA= 18.36×10^3 ng/L と同様に短鎖 PFAS が主体である。PFOA は水 2 で 3.81×10^3 ng/L から 3.053×10^3 ng/L、水 1 に比べて桁違いに低い。PFOS については、表 2-2-1 の定量対象（hr-PFOSK（C8））として、水 2 の初期採水試料で 0.20×10^3 ng/L、再採水後に水 1 で 0.01×10^3 ng/L、水 2 で 0.158×10^3 ng/L が検出されている。したがって本実証の評価設計上、水 1 では PFOA（C8）を高濃度代表指標として、水 2 では PFOS 指標（hr-PFOSK）を含む短鎖主体の混合汚染として、いずれも最終的に PFOS+PFOA 合算濃度の目標に収束させる評価枠組みが妥当である。

加えて、代替 PFAS の指標として HFPO-DA（C6）は、初期採水試料では両試料ともピークは検出されたものの、定量値としては整理していない（detected）状態であり、再採水後には水 1= 1.05×10^3 ng/L、水 2= 1.26×10^3 ng/L と定量されている。

(2) 物理化学的指標の変化（分解前）

表 2 に、初期採水試料と後期採水試料の pH、EC、UV254 を示す。pH は初期採水試料で水 1=7.52、水 2=8.01、再採水後で水 1=7.95、水 2=7.91 と、いずれも中性域にあり大きな変動は認められない。EC は初期採水試料で水 1=167.9、水 2=206.0 mS/m、再採水後で水 1=157.6、水 2=176.4 mS/m と高い値を維持しており、両試料が高いイオン強度を有することを示す。UV254 は初期採水試料で水 1=0.0821、水 2=0.0820 cm^{-1} に対し、再採水後で水 1=0.362、水 2=0.281 cm^{-1} へ上昇しており、再採水時点では吸光性有機物 DOM(Dissolved Organic Matter：溶存有機物)指標の寄与が相対的に増加している可能性が示唆される。

以上より、処理前条件として、(i) 水 1：PFOA を中心とする高濃度・長鎖主体、(ii) 水 2：短鎖主体+PFOS 指標（hr-PFOSK）を含む混合汚染、(iii) 両者とも高イオン強度（高 EC）を有する、という特徴が整理できる。これらの違いを踏まえ、本実証では PFOS+PFOA 合算濃度の目標達成を主評価軸に据えつつ、試料特性に応じた代表指標（水 1：PFOA、水 2：PFOS 指標）で分解挙動を整理する。

表 2-2-1(2) 物理化学的パラメータ

| Items | 初期採水試料 | | 後期採水試料 | |
|---------------------------|--------|--------|--------|-------|
| | 水 1 | 水 2 | 水 1 | 水 2 |
| pH | 7.52 | 8.01 | 7.95 | 7.91 |
| EC [mS/m] | 167.9 | 206.0 | 157.6 | 176.4 |
| UV254 [cm ⁻¹] | 0.0821 | 0.0820 | 0.362 | 0.281 |

2.2.2 超音波処理による PFAS 分解性能

(1) 分解実証実験（後期採水試料）

後期採水試料（水 1・水 2）を用いて、超音波処理時間（0.25h、0.75h、1h、2h、6 h）に対する PFAS 濃度変化と分解率を評価した。表 2-2-1(1)に、実証初期に採取した試料（以下、初期採水試料）および 11 月以降に再採取した試料（以下、後期採水試料）における、水 1・水 2 の分解処理前 PFAS（全 25 種）の初期濃度（0 h）と 6 h 処理後濃度、および最終分解率を示す。以降、本実証事業では、主要指標として PFOA および PFOS 指標成分 hr-PFOSK を中心に評価した。まず、水 1 は PFOA の濃度が高く（表 2-2-2(1) : 94.614×10^3 ng/L）、分解挙動の追跡および速度論整理に適した。一方、水 2 は、基準達成の到達性確認に加え、PFOS 指標成分 hr-PFOSK の濃度変化を追跡する上で有効である（例えば、水 2 の PFOA は 3.053×10^3 ng/L、hr-PFOSK は 0.158×10^3 ng/L）。

PFOA（C8）に着目すると、図 2-2-2(1)に示す通り、水 1 では初期濃度 94.614×10^3 ng/L から処理開始直後に急減し、6 h 後には 0.78×10^3 ng/L まで低下した（表 2-2-2(1) : 99.18%低減）。また、図 2-2-2(1)-A は、PFOA（水 1）の濃度推移を縦軸対数で表示したものであり、指数減衰挙動とテイル部の存在が視覚的に確認できる。さらに、図 2-2-2(1)-B は、0.25–6 h 区間の $\ln(C/C_0)$ の直線性を示し、 k_2 算定の妥当性を示している。特に 0.25 h 時点で 6.331×10^3 ng/L まで低下しており、照射初期に顕著な分解が立ち上がる挙動を示した。一方で、6 h 時点では 0.78×10^3 ng/L であり、目標とする 50 ng/L（50 ng/L(ppt)）には未到達であることから、以降に追加時間または条件最適化が必要である。そこで、50 ng/L 以下を達成するには、更にどの程度の処理時間が必要かを推算した。一次反応でモデル化すると、PFAS 分解が擬一次反応として整理できるという前提に立ち、次の式(1)に表される。

表 2-2-2(1) 処理前の水 1 および水 2 の濃度測定(“-”検出限界以下を示す)

| PFAS | 初期採水試料 - 処理前の濃度 [×10 ³ ng/L] | | 後期採水試料 - 処理前の濃度 [×10 ³ ng/L] | |
|----------------------|--|-----------------|--|--------------|
| | 水 1 | 水 2 | 水 1 | 水 2 |
| PFBA (C4) | - | 25.45 | 8.771 | 5.313 |
| PFPeA (C5) | 17.45 | 30.17 | 10.01 | 15.2 |
| PFHxA (C6) | 229.97 | 35.06 | 39.178 | 18.36 |
| PFHpA (C7) | 12 | 0.54 | 21.543 | 4.288 |
| PFOA (C8) | 327.69 | 3.81 | 94.614 | 3.053 |
| PFNA (C9) | 0.16 | 0.34 | 5.499 | 1.461 |
| PFDA (C10) | - | - | 2.48 | 0.168 |
| PFUdA (C11) | - | - | 2.266 | 3.087 |
| PFDoA (C12) | - | - | - | - |
| HFPO-DA (C6) | detected | detected | 1.05 | 1.26 |
| PFMPA (C4) | 2.52 | 3.99 | 9.1 | 4.737 |
| PFMBA (C5) | - | 16.9 | - | - |
| NFDHA (C5) | - | 13.66 | 14.149 | 0.186 |
| L-PFBS (C4) | 0.32 | 1.82 | 0.457 | 2.631 |
| L-PFPes (C5) | - | - | 0.034 | 0.02 |
| bF-PFHxSK (C6) | - | - | detected | detected |
| L-PFHpS (C7) | - | - | 1.059 | - |
| br-PFOSK (C8) | - | 0.2 | 0.01 | 0.158 |
| 4:2FTS (C6) | 0.19 | 0.51 | 0.268 | 0.119 |
| 6:2FTS (C8) | 20.76 | 22.41 | - | 2.022 |
| 8:2FTS (C10) | - | - | - | - |
| NaDONA (C7) | 3.42 | 5.4 | 0.264 | detected |
| 9CFPF3ONS (C8) | 2.31 | 2.28 | detected | 0.279 |
| 11CFPF3ONS (C10) | - | - | - | - |
| PFEEESA (C4) | - | - | 0.1 | - |

注 1 : detected は、ピーク検出は確認されたが、定量値としては整理していないことを示す。

注 2 : L- は直鎖異性体 (linear isomer) を示す。

注 3 : K はカリウム塩由来の成分名を示す。なお、本分析は PFAS をアニオンとして評価しており、カウンターイオン自体を区別して定量した趣旨ではない。

注 4 : bF-/br- は分岐異性体または分岐異性体を含む混合物を示す。

注 5 : PFHxSK および PFOSK は、分析リスト上のペルフルオロアルキルスルホン酸のカリウム塩由来名称である。(なお、分析法上はこれらをアニオンとして評価しており、カリウム塩のみを選

択的に定量した趣旨ではない。PFHxS/PFOS には直鎖体と分岐体が存在するため、必要に応じて異性体表記を併記した。）

注 6 : 0h は、超音波無印加で約 20 分間循環運転した後に採取した試料の測定値であり、原水をそのまま採取した値ではない。装置接液部への初期付着・分配の影響を一定程度含む。

表 2-2-2 (1) 水 1 および 2 の後期採水試料分解処理前後の濃度(“-”検出限界以下を示す)

| PFAS | 水 1 | | | 水 2 | | |
|----------------------|---|--|--------------|--|--|--------------|
| | 分解処理前 の濃度 [×10 ³ ng/L] | 6h 分解処理 後の 濃度 [×10 ³ ng/L] | 分解率 [%] | 分解処理 前の濃度 [×10 ³ ng/L] | 6h 分解処理 後の濃度 [×10 ³ ng/L] | 分解率 [%] |
| PFBA (C4) | 8.771 | 0.095 | 98.92 | 5.313 | 0.026 | 99.51 |
| PFPeA (C5) | 10.01 | 0.218 | 97.82 | 15.2 | 0.09 | 99.41 |
| PFHxA (C6) | 39.178 | 0.338 | 99.14 | 18.36 | 0.068 | 99.63 |
| PFHpA (C7) | 21.543 | 0.136 | 99.37 | 4.288 | 0.0123 | 99.71 |
| PFOA (C8) | 94.614 | 0.78 | 99.18 | 3.053 | 0.017 | 99.44 |
| PFNA (C9) | 5.499 | 0.066 | 98.80 | 1.461 | 0.033 | 97.74 |
| PFDA (C10) | 2.48 | 0.059 | 97.62 | 0.168 | 0.0197 | 88.27 |
| PFUdA (C11) | 2.266 | 0.023 | 98.98 | 3.087 | 0.025 | 99.19 |
| PFDoA (C12) | - | 0.04 | - | - | 0.009 | - |
| HFPO-DA (C6) | 1.05 | 0.94 | 10.48 | 1.26 | 1.03 | 18.25 |
| PFMPA (C4) | 9.1 | 0.027 | 99.70 | 4.737 | - | - |
| PFMBA(C5) | - | - | - | - | - | - |
| NFDHA (C5) | 14.149 | 0.599 | 95.77 | 0.186 | 0.007 | 96.24 |
| L-PFBS (C4) | 0.457 | 0.026 | 94.31 | 2.631 | 0.154 | 94.15 |
| L-PFPes (C5) | 0.034 | 0.001 | 97.06 | 0.02 | 0.001 | 95.00 |
| bF-PFHxSK (C6) | detected | detected | detected | detected | detected | detected |
| L-PFHpS (C7) | 1.059 | 0.005 | 99.53 | - | - | - |
| hr-PFOSK (C8) | 0.01 | 0.016 | 84.00 | 0.158 | 0.011 | 93.04 |
| 4:2FTS (C6) | 0.268 | 0.006 | 97.76 | 0.119 | - | - |
| 6:2FTS (C8) | - | - | - | 2.022 | 0.089 | 95.60 |
| 8:2FTS (C10) | - | 0.006 | - | - | 0.0006 | - |
| NaDONA (C7) | 0.264 | 0.004 | 98.48 | detected | detected | detected |
| 9Cl-PF3ONS (C8) | detected | detected | detected | 0.279 | 0.0035 | 98.75 |
| 11Cl-PF3ONS(C10) | - | - | - | - | - | - |
| PFEESA (C4) | 0.1 | 0.0067 | 93.30 | - | - | - |

$$\ln(C_0/C)=k \cdot t \quad (1)$$

ここで k [h^{-1}] は見かけの速度定数、 C_0 および $C(t)$ [ng/L] はそれぞれ初期濃度と時間 t における濃度である。この一次反応モデル式(1)からの t を求める式(2)により、 50 ng/L 以下を達成するために必要な時間を求めることができる。

$$t=(\ln(C_0/C_{\text{Target}}))/k \quad (2)$$

例えば、 $0.25\text{-}6 \text{ h}$ 区間については、 0.25 、 0.75 、 1 、 2 、 6 h における測定値 (6.331 、 5.393 、 4.586 、 3.900 、 $0.780 \times 10^3 \text{ ng/L}$) を用いて $\ln(C)-t$ の直線回帰を行い、見かけ速度定数 $k_2=0.363 \text{ h}^{-1}$ と求めた。一方、 $0\text{-}0.25 \text{ h}$ 区間は 2 点のみであるため、 k_1 は初期急減を表す参考値として扱った。この k_2 を用いて 6 h 時点の濃度約 780 ng/L から 50 ng/L 以下へ低減するために必要な追加時間を試算すると、 t は約 7.6 h となる。これは、 50 ng/L 以下になるのは 6 h の時点からさらに 7.6 h の分解処理が必要とされ、トータルでは 13.6 h (約 14 時間) が必要となる結果が得られる。すなわち、現在の条件では、PFOA を 50 ng/L 未満まで処理するには半日程度の処理時間が必要になる計算であり、実際 6 時間時点 (約 780 ng/L) からさらに $7\sim 8$ 時間の追加処理が必要と見積もられる。この結果を踏まえ、今後は処理時間の延長や循環処理の採用も視野に入れ、長鎖 PFAS の環境基準到達に向けた分解処理時間を推定できる。

PFOS 指標としては、実サンプル中で明瞭に追跡できた水 2 の hr-PFOSK (C8) に着目した。図 2-2-2(2)に示す通り、初期 $0.158 \times 10^3 \text{ ng/L}$ から時間とともに低下し、 6 h 後には $0.011 \times 10^3 \text{ ng/L}$ となった (表 2-2-2(1) : 93.04% 低減)。水 2 の PFOA も図 2-2-2(3)に示す通り、初期 $3.053 \times 10^3 \text{ ng/L}$ から時間とともに低下し、 6 h 後には $0.017 \times 10^3 \text{ ng/L}$ となり (表 2-2-2(1) : 99.44% 低減)、最終的に水 2 に対しては、 6 h で PFOA+PFOS が $0.028 \times 10^3 \text{ ng/L}$ と 50 ng/L を下回った。なお、 $0.25\text{-}2 \text{ h}$ の低濃度域では濃度の微小な上下が見られるが、これは濃度水準が低いことに起因する測定ばらつきの影響が相対的に顕在化している可能性がある。実務上は、 2 h 時点で $0.053 \times 10^3 \text{ ng/L}$ と $50 \text{ ng/L}(\text{ng/L}(\text{ppt}))$ 近傍に到達していることから、PFOS 系は比較的短時間での基準到達が見込まれる。

代表的な短鎖成分として PFBA (C4) を見ると、水 1 では 6 h 後に $0.095 \times 10^3 \text{ ng/L}$ まで低下し (98.92% 低減)、水 2 では $0.026 \times 10^3 \text{ ng/L}$ まで低下した (99.51% 低減)。すなわち、短鎖 PFAS は高い低減率自体は得られる一方、目標濃度 (50 ng/L) に対する残差が水質条件や初期濃度により顕在化し得る。したがって、最終目標達成の観点では、PFOA・PFOS に加え、短鎖側の残差管理を含む運用設計が重要となる。

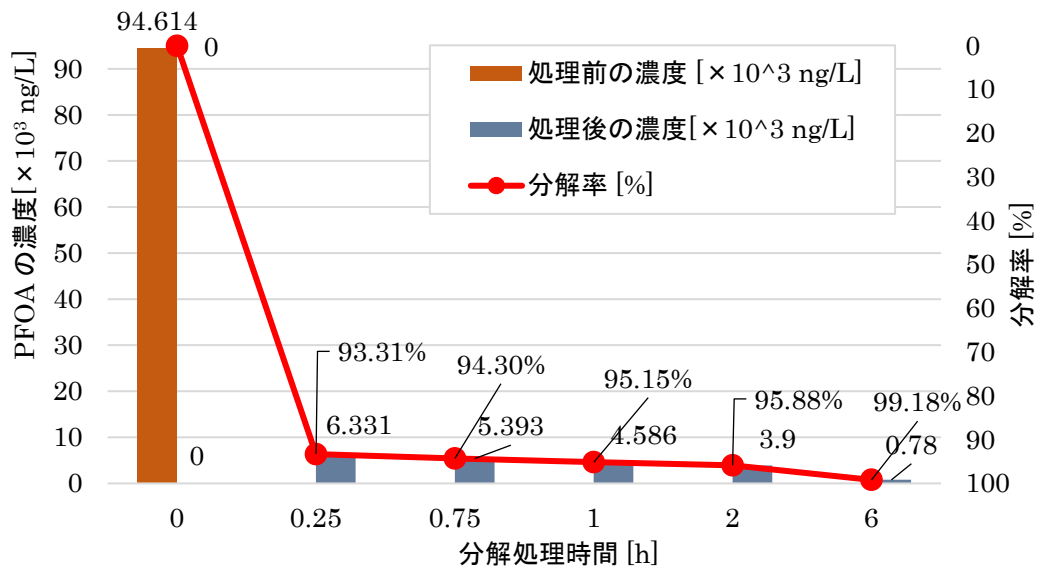


図 2-2-2(1) PFOA (C8) の超音波分解処理における時間経過別濃度変化 (水 1)

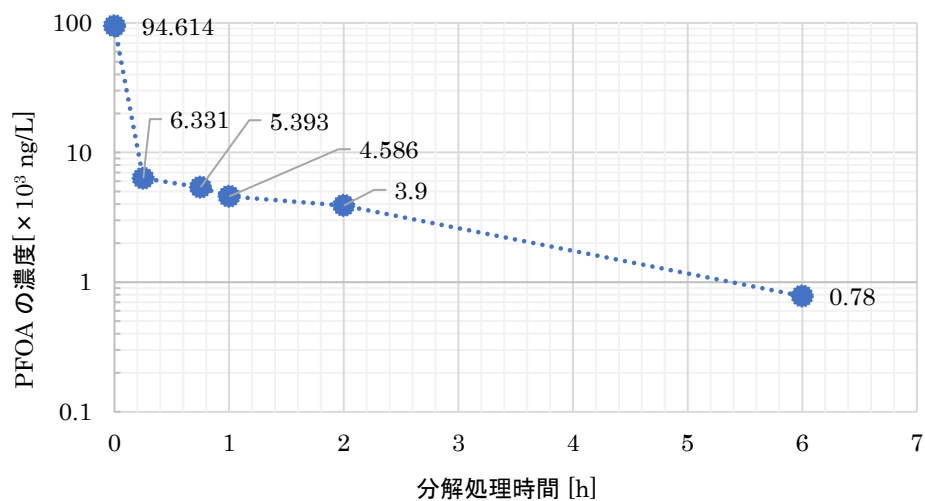


図 2-2-2(1)-A PFOA (C8) の超音波分解処理における時間経過別濃度変化 (水 1 : 対数表示)

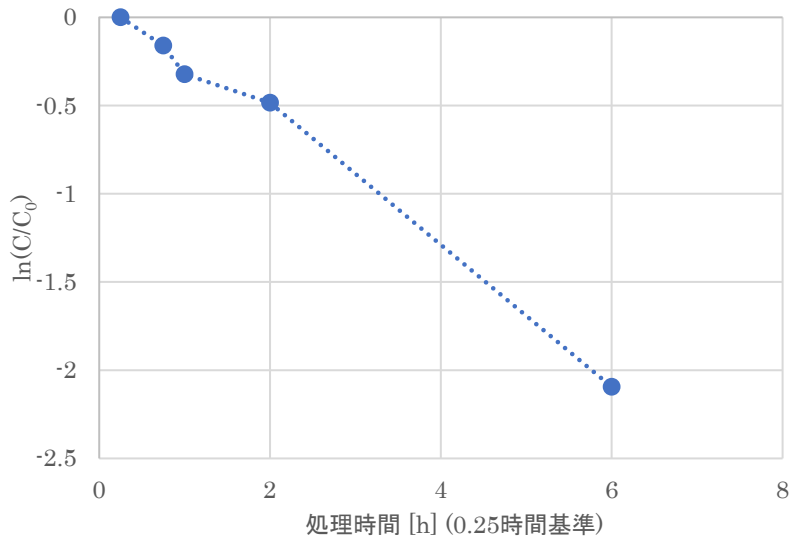


図 2-2-2(1)-B PFOA (C8) の $\ln(C/C_0)$ vs t (0.25–6 h) (k_2 算定区間の直線確認)

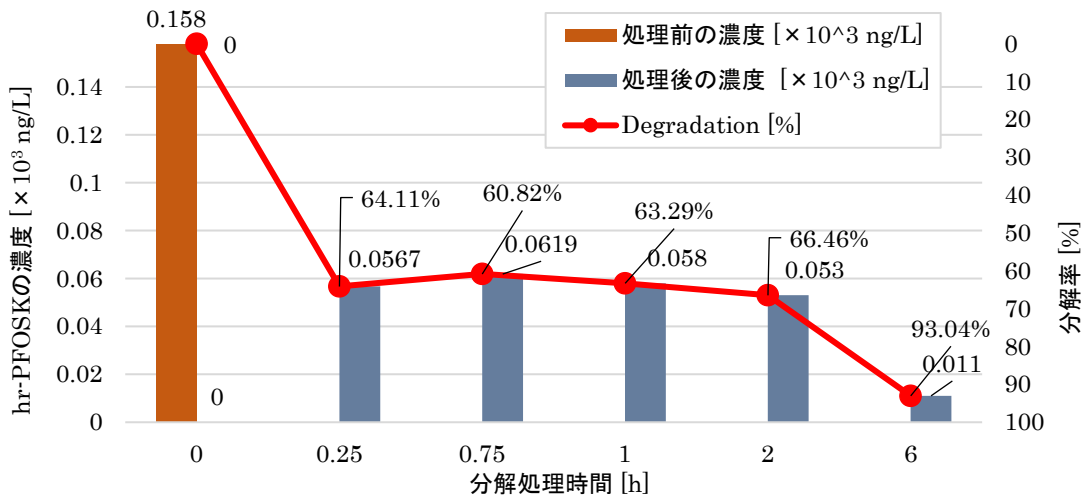


図 2-2-2(2) PFOS (C8) の超音波分解処理における時間経過別濃度変化 (水 2)

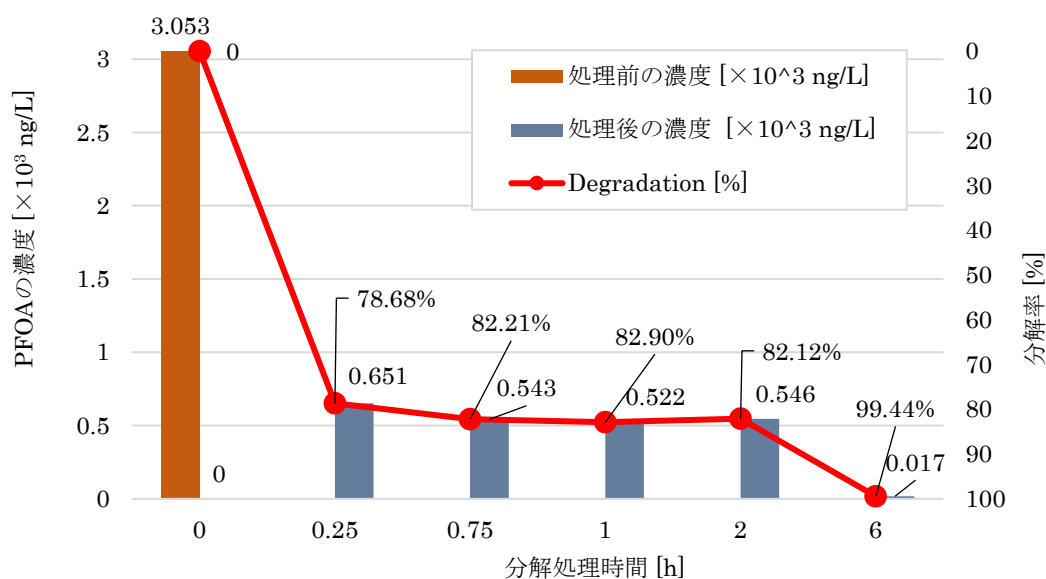


図 2-2-2(3) PFOA (C8) の超音波分解処理における時間経過別濃度変化 (水 2)

(A) 初期急減 (k_1) とテイル (k_2) の解釈

0–0.25 h で観測される急減 (k_1 が大) は、初期にバルク濃度が高く、気泡界面が PFAS で満たされやすいため、反応場への“到達機会”が高いことによると解釈できる。一方、濃度が 1 桁以上低下した後は、界面へ供給される PFAS が不足し、界面へ届くまでの物質移動 (再分配・拡散) が律速となって見かけ速度が低下し、テイル部が現れる。なお、装置接液部への付着・分配の寄与を定量的に評価するには、同一配管・同一流量条件での超音波 OFF 循環ブランク (0-60 分) の濃度推移取得や、必要に応じた処理後の容器・配管の溶媒リンス回収による確認が有効である。本報告書提出時点ではこれらの追加試験は未実施であり、今後、予算および実施体制を確保した上で、補足評価として実施予定である。

(B) 装置接液部への付着・分配の影響

本実証では、0h 試料が装置接液部への初期付着・分配の影響を一定程度含むことを踏まえ、0h 以降に観測される濃度低下については、装置内挙動による見かけ低下と、超音波キャビテーションにより形成される反応場に起因する分解挙動とを区別して解釈する必要がある。これらより、0h 以降に観測される濃度の急減は、装置付着のみでは説明しにくく、超音波キャビテーションに起因する低減 (分解挙動) として解釈するのが合理的である。なお、装置内挙動 (付着・分配) の寄与を定量的に確認するためには、今後、同一配管・同一流量条件で超音波 OFF 循環ブランク (0-60 分) を設定し濃度推移を取得するとともに、必要に応じて処理後の容器・配管の溶媒リンス回収を行い、壁面・フォーム相への移行の有無を確認する必要がある。

(2) 中間評価を踏まえた追加検証・運用最適化方針

中間評価においては、①50 ng/L (50 ng/L(ppt)) 以下への到達性⁽¹⁾を“予測できる”整理、②分解処理の反応機構を裏づける効率的な試験設計、③評価の重心 (PFOA/PFOS) を明確にしたうえでの測定・試験負荷の最適化が要求された。これを踏まえ、最終報告に向けた後半試験は、後期採水試料のうち水 1 を中心に、以下の方針で効率化して実施した。

(a) 50 ng/L 到達時間の予測 (PFOA : 水 1)

図 2-2-2(1)の PFOA (0.25–6 h) の挙動は、濃度低下が概ね指数関数的であり、0.25 h 以降を擬一次として整理することで、到達時間の推算が可能である。0.25 h 時点 (6.331×10^3 ng/L) から 6 h 時点 (0.78×10^3 ng/L) を用いると、見かけの速度定数は $k_2 \approx 0.364 \text{ h}^{-1}$ である。これが維持される保守的仮定の下では、6 h 時点 (780 ng/L) から 50 ng/L への到達に必要な追加時間は $\ln(780/50)/k_2 \approx 7.5 \text{ h}$ と見積もられ、総処理時間は約 13.5 h となる。

一方、0 – 0.25 h は急減挙動を示し、同区間の見かけ速度は $k_1 \approx 10.8 \text{ h}^{-1}$ と大きい。したがって、立ち上がり直後に高速分解が生じ、その後は緩やかな減衰段階へ移行する二相的挙動が示唆される。機構側の検証は、後述 (c) の因子分離試験で裏づける。

(b) 試験設計 (Tank1~Tank4 による条件比較)

分解挙動・反応機構・水質影響を確認するため、後期採水試料の水 1 を 4 タンクに分割し、主要因子を独立に評価する設計とした。Tank1 (無添加：pH 自然、電解質無添加)、Tank2 (高イオン強度条件： Na_2SO_4 添加による電解質濃度上昇、pH 約 7.9)、Tank3 (強酸性条件：pH \approx 2 に調整)、Tank4 (強塩基性条件：pH \approx 12 に調整)。処理時間はそれぞれ最長 6 時間とし、経時 (1h、2h、6h) で水質と PFAS 濃度を測定した。なお試験に用いた薬品は、pH2 の調整に濃硫酸、pH12 の調整に水酸化ナトリウム、電解質添加に硫酸ナトリウムを使用した (酸添加条件では結果的に硫酸イオン添加と強酸化が同時に生じる形となった)。なお、水 2 は、PFOA/PFOS 濃度が水 1 より低く、速度論の推定や因子効果の差分抽出が難しいため、「確認試験 (妥当性確認)」の位置付けで実施した。

また、時間軸については、上記推算で 50 ng/L 到達が十数時間を要する可能性があるため、Tank4 の水 1 を用いて、運用上の必要処理時間を確定させるため、長時間側 ($\sim 72 \text{ h}$) も含めて濃度変化とテーリング挙動を確認した。なお、水 1 は同一ロットから分取・保管したが、分解処理前 (0 h) の PFAS 濃度が保管 Tank 間で差が認められ (表 2-2-2(2))、保管・容器で変動が起こり得る⁽¹⁹⁾。以降の条件比較では、この初期濃度差の影響を排して傾向を比較するため、PFOA は相対濃度 (0 h を 100%) で整理した。

(c) 測定計画 (PFOA/PFOS の高頻度測定と全 PFAS の節点測定) 評価の主指標は PFOA/PFOS (hr-PFOSK) である。したがって、時間依存の追跡は PFOA/PFOS を中心に高頻度化し、全 25 種 PFAS の網羅評価は、0 h・6 h・長時間端点などの節点で実施する構成が合理的である。これにより、委員要求である「PFOA/PFOS を重心にした定量評価」と「副次 PFAS の取りこぼし回避 (スクリーニング)」を両立し、分析負荷を最小化できる。

(d) プロセス最適化の方向性 (短鎖残差・共存物影響の管理)

表 2-2-2(1)の結果は、多くの成分で高い低減率が得られる一方、最終目標 (50 ng/L) への到達は成分・水質・初期濃度に依存することを示している。特に、PFOA (水 1) は 6 h で 780 ng/L であり、到達時間の延長または条件最適化が必要である。短鎖側の PFAS、例えば、PFBA は水 1 で 95 ng/L まで低下しているが、目標濃度に到達しなかった。したがって、後半試験では、(i)処理時間の最適化、(ii)水質因子 (pH、導電率、共存イオン等) の影響の確認、(iii)必要に応じ前処理・運用 (例えば濃縮/捕集併用の是非) を検討対象として位置付けた。

また、本分解技術の反応機構の裏づけとしては、分解進行に伴う指標 (例えば、フッ化物イオン等の鉍化指標、残留 PFAS のプロファイル変化) の取り扱いを“今後の確認項目”とした。

表 2-2-2(2) 後期採水試料（水 1）の分解処理前 PFAS 濃度（Tank1～Tank4）
（“-”検出限界以下を示す）

| PFAS | 後期採水試料の分解処理前の濃度（水 1） | | | |
|---------------------|----------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| | Tank1 [×10 ³ ng/L] | Tank2 [×10 ³ ng/L] | Tank 3 [×10 ³ ng/L] | Tank 4 [×10 ³ ng/L] |
| PFBA (C4) | 8.771 | detected | detected | detected |
| PFPeA (C5) | 10.01 | 10.731 | 10.731 | 9.872 |
| PFHxA (C6) | 39.178 | 32.693 | 32.693 | 29.15 |
| PFHpA (C7) | 21.543 | 20.876 | 20.876 | 16.795 |
| PFOA (C8) | 94.614 | 110.852 | 110.852 | 241.655 |
| PFNA (C9) | 5.499 | 2.649 | 2.649 | 3.647 |
| PFDA (C10) | 2.48 | 0.872 | 0.872 | 2.085 |
| PFUdA (C11) | 2.266 | 3.119 | 3.119 | - |
| PFDoA (C12) | - | - | - | - |
| HFPO-DA (C6) | 1.05 | 0.828 | 0.828 | 0.682 |
| PFMPA (C4) | 9.1 | 4.204 | 4.204 | 3.812 |
| PFMBA(C5) | - | 6.557 | 6.557 | detected |
| NFDHA(C5) | 14.149 | 2.393 | 2.393 | 9.6731 |
| L-PFBS(C4) | 0.457 | 0.376 | 0.376 | 0.247 |
| L-PFPes(C5) | 0.034 | 0.0196 | 0.0196 | 0.0226 |
| bF-PFHxSK(C6) | detected | 0.7021 | 0.7021 | 0.482 |
| L-PFHpS(C7) | 1.059 | 0.8 | 0.8 | 1.086 |
| hr-PFOSK(C8) | 0.01 | 0.153 | 0.153 | 0.353 |
| 4:2FTS(C6) | 0.268 | - | - | 0.0126 |
| 6:2FTS(C8) | - | - | - | - |
| 8:2FTS(C10) | - | - | - | - |
| NaDONA(C7) | 0.264 | 0.34 | 0.34 | - |
| 9Cl-PF3ONS(C8) | detected | - | - | - |
| 11Cl-PF3ONS(C10) | - | - | - | - |
| PFEESA(C4) | 0.1 | 0.376 | 0.376 | - |

2.2.3 追加検証・運用最適化試験

(1) 水質の影響（追加検証：PFOA 相対濃度の比較）

前節（2.2.2）において、水質条件の違いが PFOA 分解挙動に及ぼす影響として、処理初期における分解速度と、長時間処理時における最終到達濃度（以下、テイル部）の挙動が独立に変化し得ることを示した。本節ではこの観点に基づき、水 1 に何も添加しない状態を基準条件として、(i) イオン強度（硫

酸塩添加)、(ii) pH 条件 (強酸性・強塩基性)、(iii) 界面状態 (界面活性剤 SDS 添加) を変化させた場合の PFOA 相対濃度の時間変化を比較検討した (表 2-2-3、図 2-2-3)。まず、水 1 (無添加) 条件では、処理開始後 1-2 時間で PFOA 相対濃度が約 5% 程度まで急激に低下し、その後も処理時間の延長に伴い分解が継続し、6 時間後には約 0.8% 程度まで低下した。このことから、本条件では初期反応に加え、低濃度域においても分解が持続する反応場が維持されていることが確認された。

これに対し、硫酸イオンを添加した高イオン強度条件では、処理 1 時間時点における分解挙動は無添加条件と同程度であった一方、処理時間を 6 時間まで延長しても残存濃度が相対的に高く、時間が経過すると分解が抑制される傾向が認められた⁽¹¹⁾⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾⁽¹⁸⁾。硫酸塩添加条件では pH が中性域に保持されているにもかかわらず電気伝導度 (EC) が大きく上昇しており、無機塩存在下においてソノリシス反応場が変調され得ること、ならびにテイル部の分解が抑制される可能性が示唆されている⁽¹¹⁾。これらの結果は、高イオン強度条件において、キャビテーション自体は発現しているものの、長時間側で有効な分解反応を支える**反応場の持続性が低下している**ことを示している。

次に、pH2 条件では、処理開始 1 時間で高い分解率に到達する一方、処理開始 2-6 時間にかけて分解挙動がほぼ頭打ちとなり、テイル部における分解が消失する挙動が明確に認められた⁽¹¹⁾⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾⁽¹⁸⁾。pH2 条件においては、処理時間を長くなっても分解率の増加が見られず、処理開始 6 時間後の残存濃度が高い水準 (濃度換算で約 6.10×10^3 ng/L 相当) に留まることが確認された。このことから、抑制要因は単なる pH 低下に起因するものではなく、酸添加に伴う電気伝導度の上昇や界面環境の変化が複合的に作用し、反応場の持続性が低下した可能性が高いと考えられる。

一方、pH12 条件 (12 月次報告を踏まえた再試験結果) では、処理開始 1-2 時間において PFOA 残存が相対的に高く、分解が遅れが認められた。しかしながら、処理時間の経過に伴い分解が進行し、6 時間後には無添加条件と同等レベル、もしくはそれ以上まで濃度が低下する挙動が確認された。試験中のコンタミの影響を排除できないため、再度試験を行った⁽¹⁹⁾が、「初期の反応の遅れ → 最終的な分解率の回復」という特徴的な挙動が再現されており、pH12 条件では一時的に分解率が低下するものの、反応場が再構築されることで長時間では十分な分解が達成され得ることが示された。

さらに、SDS 添加条件では、処理開始 1-2 時間において PFOA 濃度が高止まりし、その後、処理開始 6 時間まで処理を継続しても分解の進行が限定的であった。本条件は、比較した水質条件の中で最も顕著な分解抑制を示した。SDS は界面活性剤として気泡界面を占有することにより、PFAS の界面濃縮 (濃度分極) を阻害し得るほか、気泡の安定化による崩壊強度の低下や、生成ラジカルの消費 (スカベンジ) を通じて、有効な分解反応を抑制する可能性がある⁽¹³⁾⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾。本結果は、PFAS 分解が単なるキャビテーション発生の有無ではなく、気泡界面近傍で形成される反応場の性状に強く依存していることを支持するものである。

以上の結果より、水質条件は、(i) 処理開始直後における反応場形成および初期分解速度と、(ii) 処理時間経過時における最終到達濃度 (テイル部) の双方に対して異なる影響を及ぼすことが明らかとなった。特に、高導電率化 (塩類存在) や強酸性条件はテイル部の分解を抑制しやすい一方で、強塩基性条件では初期の反応の遅れを示す場合でも、処理時間の経過により最終的な分解到達度が回復し得ることが整理された。

表 2-2-3 水質条件（イオン強度・pH・界面状態）が PFOA 相対濃度に及ぼす影響

| 処理時間 (h) | PFOA 相対濃度 (%) | | | | |
|----------|---------------|-------|-------|--------|--------|
| | 水 1 (無添加) | 硫酸イオン | pH2 | pH12 | SDS |
| 0 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 1 | 5.225 | 5.653 | 5.833 | 37.537 | 31.280 |
| 2 | 4.190 | 5.366 | 5.885 | 31.818 | 30.830 |
| 6 | 0.814 | 3.659 | 5.519 | 0.791 | 19.726 |

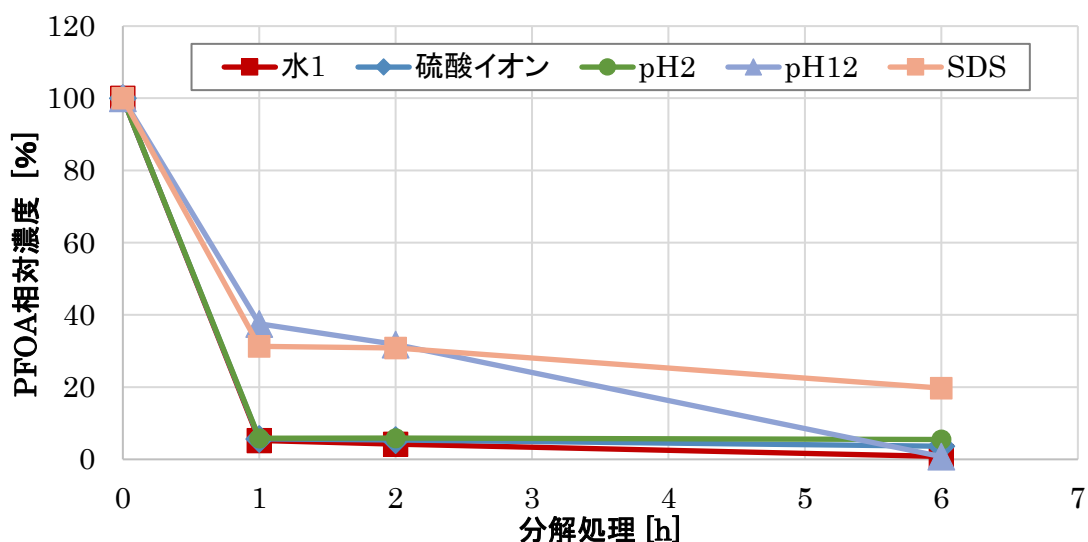


図 2-2-3(1) 水質条件が PFOA 超音波キャビテーション反応場に及ぼす影響

これらの挙動は、本技術における PFAS 分解が、ベンチュリ管等に代表される流体力学的圧力場のみによって支配されるキャビテーションではなく、集束超音波によって形成される音響キャビテーション場と、気泡界面での濃縮・ラジカル反応が結合した反応場により成立している可能性を強く示唆するものである。運用設計上は、EC および pH を適切に監視し、強酸性域への偏りを回避（必要に応じた中和）するとともに、塩類影響が顕著な系においては、処理時間の最適化や循環・多段化等によりテイル部の分解を確保する設計指針が重要である。

(2) 分解処理前後の水質指標（pH・EC・UV254）

本実証では、TOC は本報告書提出時点では未測定であるため、現時点で有機物総量の収支を論じることとはできない。一方で、分解処理前後において UV254（有機物の紫外吸収の代表指標）を測定し、pH および EC と合わせて水質変化を確認した（表 2-2-4）。

Na₂SO₄添加条件では UV254 は 0→6h で低下し、pH2 条件では概ね一定、pH12 条件でも 6h 時点では概ね初期値近傍であった。これらは、少なくとも本測定範囲において、処理に伴い UV 吸収性の有機物（芳香族・不飽和結合等）の単調な蓄積が支配的ではないことを示唆する。

また EC は各条件で大きな増加は認められず、処理により新たな電解質成分が系統的に増加する挙動は顕著ではなかった。pH については、pH12 条件で時間とともに低下した（12.06→11.01）。これはアルカリ条件下での中和（例：溶存 CO₂の取り込み等）や反応場の緩和が関与した可能性があり、アルカリ域での運転では pH 監視が必要である。

ただし、UV254 は有機物全体を代表するものではなく、UV 吸収を持たない低分子化合物や含フッ素中間体の生成可能性を否定するものではない。TOC については本報告書提出時点では未測定であり、本稿では取得済みの pH・EC・UV254 データに基づいて評価した。今後は、予算および実施体制を確保の上で TOC 等の追加測定を行い、PFAS 分解生成物の観点も含めた補足評価を実施する予定である。 表 2-2-4 分解処理前後 (0→6h) における水質指標の変化量 (pH・EC・UV254)

| 条件 | 指標 | 処理前 (0h) | 処理後 (6h) | $\Delta(6h-0h)$ | 変化率 |
|---------------------------------|-------|----------|----------|-----------------|--------|
| Na ₂ SO ₄ | pH | 7.88 | 7.93 | +0.05 | +0.6% |
| | EC | 1.354 | 1.308 | -0.046 | -3.4% |
| | UV254 | 0.3941 | 0.3318 | -0.0623 | -15.8% |
| pH2 | pH | 2.09 | 2.14 | +0.05 | +2.4% |
| | EC | 0.521 | 0.520 | -0.001 | -0.2% |
| | UV254 | 0.3177 | 0.3217 | +0.0040 | +1.3% |
| pH12 | pH | 12.06 | 11.01 | -1.05 | -8.7% |
| | EC | 0.292 | 0.247 | -0.045 | -15.4% |
| | UV254 | 0.2887 | 0.2953 | +0.0066 | +2.3% |

注：TOC は本報告書提出時点では未測定のため、本表には含めていない。

(3) 長時間処理試験 (72 時間処理) の再分析と「50 ng/L 到達」の実証

長時間処理 (72 時間) では、水 1 に対して PFOA および hr-PFOSK の濃度推移を追跡し、水質管理目標設定項目の暫定目標値レベル (PFOS+PFOA 合計 50 ng/L) ^①到達の可否と、短鎖側まで含む最終到達性を確認した。なお、水 2 に対しては図 2-2-2(2)と図 2-2-2(3)で示した通り、6h で PFOS+PFOA 合計が 28 ng/L となり、PFOS+PFOA 合計が 50 ng/L 以下を達成している。

まず、PFOA については、濃度時間曲線に擬一次反応モデルを適用すると、初期 (0–0.25 h) の急減期と、その後 (0.25–6 h) の緩徐期で速度定数が異なる二相の挙動に整理される ($k_2=0.364 \text{ h}^{-1}$)。

この k_2 を用いた試算では、PFOA を 50 ng/L 以下まで低減するには、6 時間時点 (約 780 ng/L) からさらに約 7.6 時間を要し、合計 13.6 時間 (約 14 時間) が必要となる。

実際の長時間処理試験結果データ (図 2-2-3(2)) においても、PFOA は 12 時間時点で既に 20 ng/L 程度まで低下しており、「半日程度で 50 ng/L 以下」という事前見積りと整合する結果が得られている (予測 13–14 時間に対し、実測では 12 時間時点で十分に下回る)。なお、図 2-2-3(2)-A は、PFOA 濃度を対数軸で表示することで、50 ng/L 以下への到達時点と低濃度域における減衰挙動を示したものである。

また、 k_2 を用いた試算では 50 ng/L 以下への到達に約 13.6 時間を要すると見積もられたのに対し、実測では 12 時間時点で既に 20 ng/L 程度まで低下していた。両者の差は、初期濃度、水質条件、および実効速度係数のばらつきによるものと考えられる。

hr-PFOSK については、擬一次反応モデルに基づく試算により、処理開始 1 時間で約 60% 低減し、50 ng/L 以下到達は約 2 時間程度と推定される。

72 時間処理結果 (図 2-2-3(3)) では、PFOS 指標成分 hr-PFOSK は 6 時間時点で $0.036 \times 10^3 \text{ ng/L}$ (36 ng/L)、12 時間時点で $0.016 \times 10^3 \text{ ng/L}$ (16 ng/L) まで低下し、いずれも 50 ng/L を下回った。さらに、42 時間以降は Not detected となった。これらの結果は、PFOS 指標成分 hr-PFOSK についても、長時間処理により目標濃度水準まで低減可能であることを示している。以上により、2.2.2 で提示した「PFOS+PFOA 合計 50 ng/L 到達に必要な処理時間 (約 13 時間)」という試算は、擬一次反応解析による定量的な根拠があり、かつ長時間処理実測においても同等のオーダーで到達が確認された。こ

れを踏まえ、以降の運用最適化に向けて、(i) 到達時間の短縮 (k 向上) と、(ii) 水質変動下でもテイル部を確保する運転 (循環・多段・前後処理の選択) を主目的に設計すべきである、との重要な運転方針が得られた。

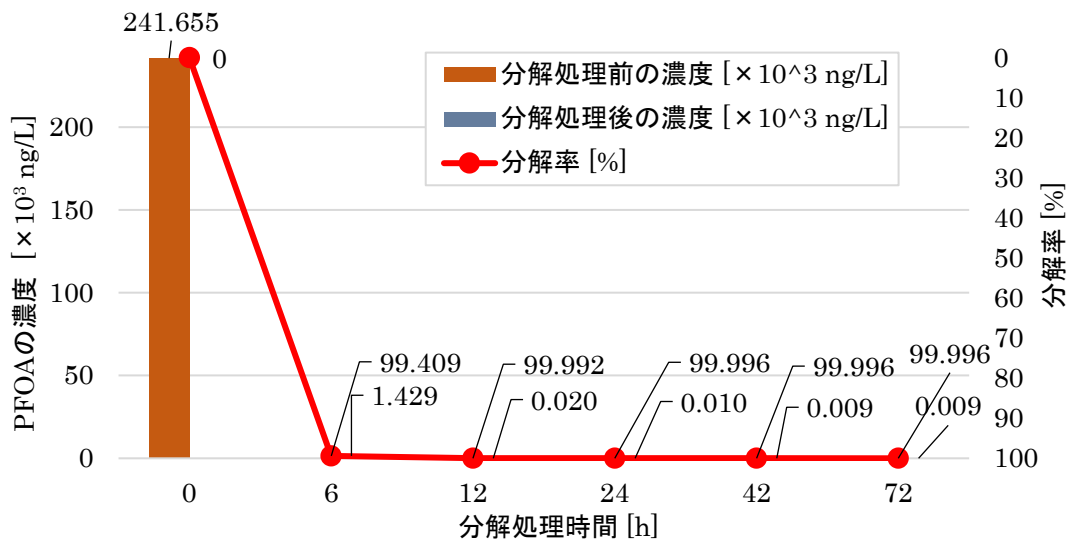


図 2-2-3(2) PFOA (C8) の超音波分解処理における時間経過別濃度変化 (水 1)

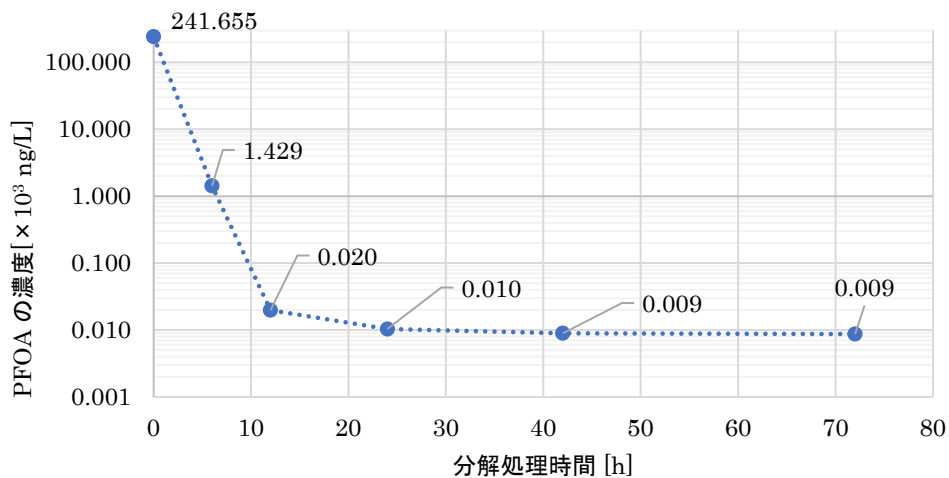


図 2-2-3(2)-A PFOA (C8) の超音波分解処理における時間経過別濃度変化 (水 1: 対数表示)

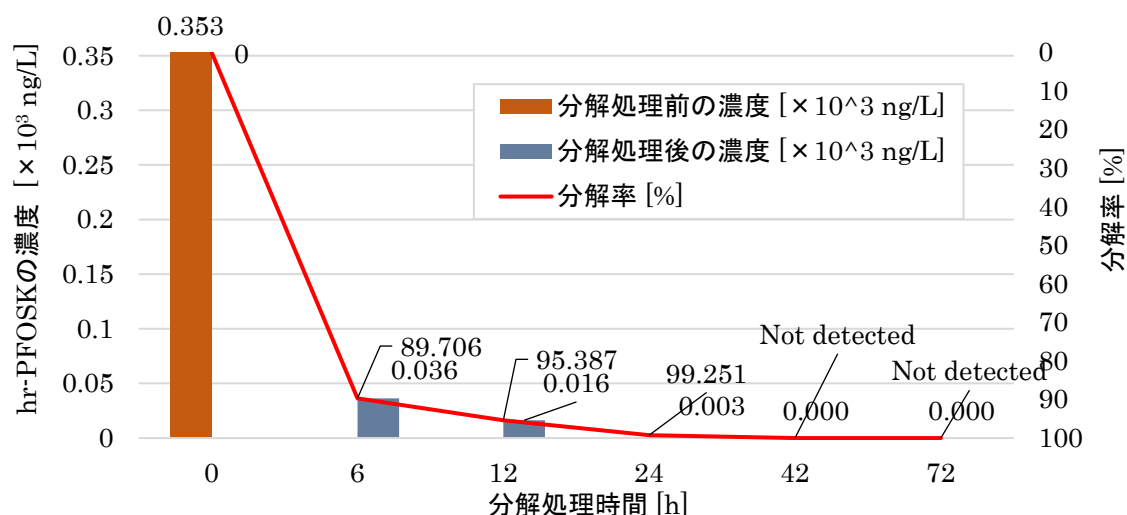


図 2-2-3(3) PFOS (C8) の超音波分解処理における時間経過別濃度変化 (水 1)

(3) 分解生成物分析 (ノンターゲット分析による機構検証)

本解析は、水 1 の経時試料 (0h、1h、2h、6h) を対象に、LC-QTOF-MS のフルスキャンデータおよび MS/MS 情報を用いて実施した。本検討では、超音波処理による PFAS 低減が、吸着・濃縮等の“見かけの除去”ではなく、分子構造の変換 (鎖長短縮・脱フッ素) を伴う分解として進行したことを化学的に裏付けることを目的に、LC-QTOF-MS を用いたノンターゲット解析を実施した。解析対象は水 1 の超音波処理試料であり、DEBREX (400 kHz) による処理前後の経時試料を用いた。主として、処理前 (0 h) および処理後の経時試料 (1 h、2 h、6 h) についてフルスキャンデータを取得し、必要に応じて長時間処理試料も評価対象とした。ノンターゲット解析では、既知 PFAS リストに限定せず、フルスキャンデータから全ピークを抽出し、処理時間に伴う増減 (生成・消失) を手掛かりに生成物候補を抽出する。なお、0-6 h の経時試料は PFOA の減少および短鎖 PFCA の生成・消失を追跡するために用い、長時間処理試料は処理後水中における有機フッ素化合物の残留・蓄積の有無を確認する目的で評価した。分析手順は、(i) 各試料のフルスキャンデータ取得、(ii) feature (保持時間 $RT \times m/z$) 抽出、(iii) 試料間の feature アライン、(iv) ブランク差分による背景ピーク除去、(v) 時間変化に基づく候補の絞り込み、必要に応じた MS/MS によるフラグメント確認、の流れである。本節では、機構検証に直結する結果として、PFOA の挙動と短鎖 PFCA の生成・消失に焦点を当てて示す。

(a) PFOA ピークの低下と MS/MS フラグメントの整合

PFOA について、抽出イオンクロマトグラム (EIC) を処理時間ごとに重ね描きすると、PFOA ピークが処理時間の進行に伴い一貫して低下する (0H→1H→2H→6H) ことが確認される (図 2-2-3(4)(a))。これは、処理により PFOA 由来信号が連続的に減少していることを示す。

さらに、PFOA ピークに対する MS/MS 分析では、主要フラグメントイオン (例えば、 m/z 413/369/219/168) の強度が処理時間とともに低下する (図 2-2-3(4)(b))。親イオン (PFOA) とそのフラグメントが同時に弱くなることは、単なるイオン化条件の変化やベースライン変動では説明しにくく、PFOA 由来成分そのものが減少していることを支持する。以上より、LC-QTOF-MS の時間変化とフラグメント整合の両面から、PFOA が処理により EIC ピーク強度が低下していることが化学的に裏付けられる。

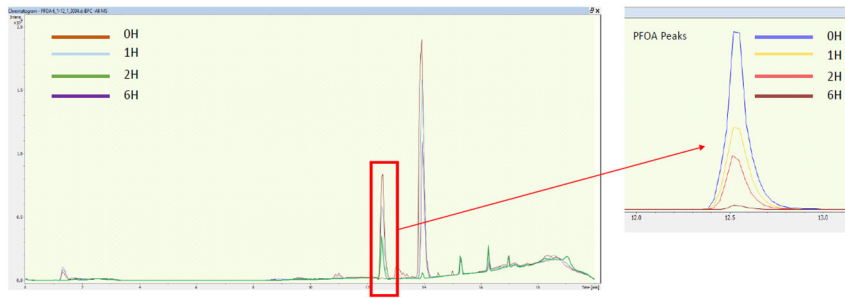
以上より、LC-QTOF-MS における EIC ピーク強度とフラグメントイオン強度が処理時間に伴い同方向に低下することから、PFOA 由来成分そのものが減少していることが化学的に支持される。なお、ここでの EIC ピーク強度低下は機構検証のための相対比較であり、ターゲット定量試験で得られた濃度低下速度と直接比較して減衰速度を論じるものではない。

(b) 短鎖 PFCA の一時的生成→消失

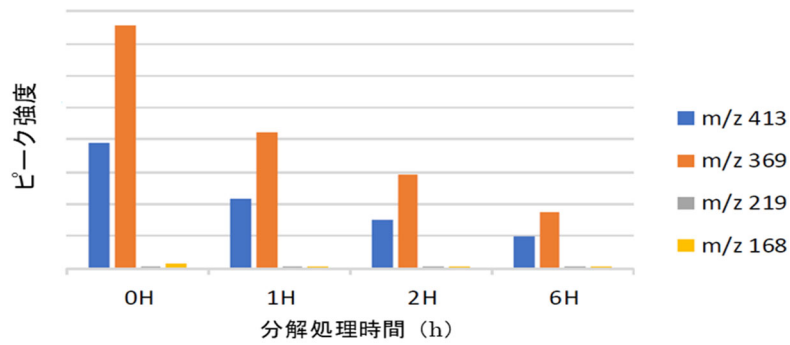
PFOA (C8) の減少と並行して、短鎖 PFCA (PFHpA (C7)、PFHxA (C6)、PFPeA (C5)) に対応する m/z および保持時間を示すピーク (短鎖 PFCA 候補) が処理中に検出される (図 2-2-3(5)(a))。EIC の重ね描きでは、これら短鎖 PFCA のピークが処理初期に立ち上がり、時間経過とともに変化する様子が確認できる。ピーク強度推移 (相対値) として整理すると、これら短鎖 PFCA 候補 (PFHpA/PFHxA/PFPeA に対応するピーク) は、処理初期 (1-2h) で増加し、その後 (6h) で低下に転じる挙動を示す (図 2-2-3(5)(b))。この「生成→消失」という時間挙動は、PFOA が C8→C7→C6→C5 の段階的鎖長短縮を経由し、短鎖種もさらに分解されることを示唆する。特に、短鎖 PFCA が最終生成物として蓄積するのではなく、後半で低下へ転じる点は、これらが一時的に生成する中間生成物であり、さらに低分子側へ分解が進んでいる可能性を示唆する。なお、短鎖 PFCA の同定は現時点ではサスペクト同定であり、今後、標準品照合 (保持時間一致) および MS/MS スペクトルの一致確認により、確度を高めることが望ましい。

(c) 本節の結論 (委員意見：機構・フッ素収支に接続)

以上より、LC-QTOF-MS によるノンターゲット分析のうち、機構検証に直結する観測として、(i) PFOA の抽出イオンクロマトグラム (EIC) が処理時間に伴い一貫して低下し、MS/MS における主要フラグメントイオン強度も同方向に低下すること (図 2-2-3(4)) を確認した。これは、見かけの除去 (吸着・濃縮等) ではなく、PFOA 由来成分そのものが減少していることを支持する。さらに、(ii) PFOA の減少と並行して短鎖 PFCA (PFHpA/PFHxA/PFPeA) が処理初期に増加し、その後低下に転じる時間挙動 (生成→消失) を示すこと (図 2-2-3(5)) を確認した。この挙動は、C8 から短鎖側へ鎖長短縮を経由し、短鎖種も最終的にさらなる分解へ移行し得る可能性と整合的である。以上の結果は、超音波処理による PFAS 低減が、少なくとも PFOA を起点として「鎖長短縮を伴う構造変換」を含む分解として進行したことを示す化学的根拠となる。今後は、無機フッ化物イオン (F⁻) 生成量との対応付け (フッ素収支) により、構造変換が脱フッ素・無機化へ接続していることを定量的に補強する。また、短鎖 PFCA については標準品照合等により同定確度を高め、報告値の確からしさを段階的に向上させる方針である。

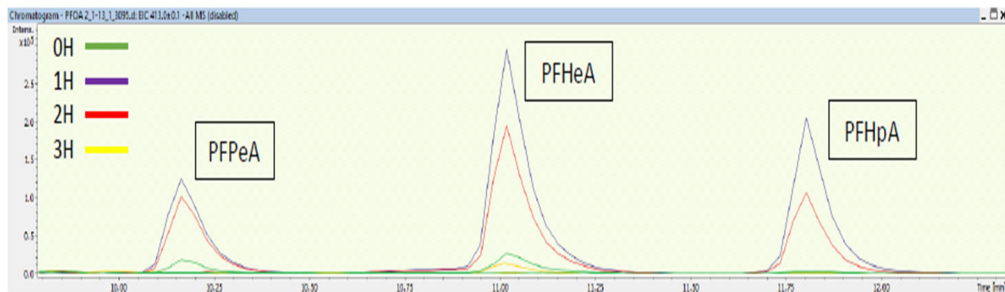


(a) PFOA ピーク (EIC 重ね描き : 0H/1H/2H/6H)

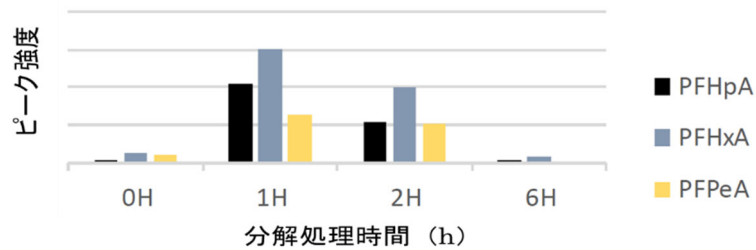


(b) PFOA フラグメンテーション (m/z 413/369/219/168 の強度推移)

図 2-2-3(4) PLC-QTOF-MS による PFOA ピークの時間変化および MS/MS フラグメントイオン強度の推移 (0–6 h)



(a) 短鎖 PFCA の EIC 重ね描き



(b) ピーク強度推移 (相対値)

図 2-2-3(5) LC-QTOF-MS による短鎖 PFCA (PFHpA/PFHxA/PFPeA) の生成・消失挙動 (0–6 h)

3. 実証試験の評価項目

本実証試験では、設定した技術の対策目標（1.2）について、有効性・経済性・環境負荷の評価項目ごとに定量評価を行った。評価軸、目標値、適用条件および評価方法は表 1-2-1 に整理したとおりであり、本節ではそれぞれの達成状況を実証結果に基づき検証する。

3.1 対策技術の有効性

【評価項目】 有効性（共通説明書 5-2）

【対策目標】 PFOS+PFOA 合計 < 50 ng/L

本実証では、水 1 および水 2 を対象として、集束超音波キャビテーション分解技術による PFOS・PFOA を含む PFAS の低減効果を検証し、当初設定した対策目標（処理後水中の PFOS+PFOA 合計濃度 50 ng/L 未満）を達成可能であることを確認した。代表例として、PFOS および PFOA は処理時間の延長に伴い低下し、12 時間程度の処理によりそれぞれ約 16 ng/L、約 20 ng/L まで低減され、合計 36 ng/L と目標値を下回る水質が得られた。以上より、本技術は実サイト由来の汚染水に対しても、環境目標に整合するレベルまで PFOS・PFOA を低減し得る有効な対策技術であることが示された。

さらに、本技術の有効性は PFOS・PFOA に限定されず、広範な PFAS への適用性としても確認された。実証では 25 種類の PFAS 濃度をモニタリングし、6 時間処理時点で長鎖～中鎖 PFAS の多くにおいて 95–99% 程度の除去（低減）という結果が得られ、検出限界近傍まで低下する成分が多数確認された。例えば、水 2 試料中のスルホン酸型 PFAS（例：PFOS）については、処理開始 1 時間で大きく減少し、数時間の処理で 50 ng/L 以下に到達した後、最終的に数 ng/L レベルまで低減した。

一方で、分解挙動については、初期分解速度と処理時間が経過した後（テイル部）の分解が、それぞれ独立して水質の影響を受けることが、PFOA を指標とした追加検証（図 2-2-3、表 2-2-3）により明らかとなった。サンプルに何も添加を行わない無添加条件では 1–2 時間で約 95% 以上、6 時間で 99% 以上の分解が進行し、低濃度域においても分解が継続したのに対し、硫酸塩添加（高イオン強度）条件や pH2 条件ではテイル部の分解が抑制され、最終到達濃度が高止まりする傾向が確認された。これらは、反応場が単にキャビテーション発生の有無で決まるのではなく、EC・pH・界面状態により有効な反応の維持に影響を与えることを示唆する。したがって実運用上は、pH および EC のモニタリングと管理（必要に応じた中和等）を行い、テイル部の分解を確保する運転設計とすることで、PFOS+PFOA 合計 < 50 ng/L の達成確度を高め得る。

加えて、追加検討として、本技術による PFAS 低減が吸着・濃縮による「見かけ上の除去」ではなく、分子構造の切断を伴う分解であることを裏づける観点から、生成物・副生成物に関する確認を実施した。処理水中では PFAS 分解に由来する無機フッ化物イオンが検出され、PFOA を例とした中間生成物分析では短鎖 PFCA（C7～C5）の生成が確認された。さらに、これら短鎖 PFCA についても処理継続により減少する傾向が認められ、PFAS が段階的に短鎖化した後、無機フッ化物イオンの生成を伴いながら、より無機化方向へ分解が進行していることが示唆された。加えて、長時間処理後のサンプルに対して網羅的なノンターゲット分析を実施した結果、PFAS の蓄積は確認されなかった。以上より、本技術は PFOS・PFOA を含む PFAS の濃度を低減するのみならず、PFAS を分解する点で、活性炭吸着やイオン交換樹脂等の分離系技術と本質的に異なる抜本対策技術として位置づけられる。

3.2 対策技術の新規性・将来性

【評価観点】 技術の新規性・発展性（提案書様式 3・共通説明書 5-2）

本技術の新規性は、薬剤を一切使用せず、水中において PFAS 分子そのものを直接分解できる点に

ある。PFAS は化学的・熱的に安定であり、従来は高温焼却やプラズマ処理などの高エネルギー手法を除き、完全分解は困難とされてきた。それに対し、本技術は 400 kHz 帯の集束超音波によって形成される音響キャビテーション反応場を利用し、比較的低エネルギー条件下で PFAS の分解を実現するものであり、現地適用可能な処理装置としては世界的にも希少なソリューションである。

本実証においては、深刻な汚染水中の主要 PFAS を検出限界近傍まで低減できることを実証するとともに、PFAS が最終的に無機フッ化物イオンへと至る分解経路を確認した。特に、一つの処理システムで C4～C12 の長鎖・短鎖 PFAS を横断的に扱える包括性は重要な新規性である。現在提案されている多くの処理法は、長鎖 PFAS に対しては有効である一方、短鎖 PFAS (とりわけ C4 以下) に対しては十分な対処が困難である場合が多い。本技術は、短鎖 PFAS についても処理時間を要するものの最終的に分解可能であることを示し、PFAS 汚染問題を包括的に解決し得る潜在力を有することを明らかにした。この点は、本実証において評価委員からも特に高く評価されたポイントである。

将来の普及展開の観点では、本技術は単独適用に留まらず、他の対策技術と組み合わせることで、さらなる適用範囲拡大およびエネルギー効率向上が期待される。具体的には、フォーム分離 (泡沫分離) やイオン交換等による前処理 (濃縮) と、本超音波分解技術を組み合わせた「濃縮+分解」二段階プロセスが有望である。フォーム分離は PFAS の疎水・疎水性を利用して泡中に PFAS を濃縮回収する技術であり、長鎖 PFAS に加え短鎖 PFAS についても一定の回収効果が期待されている。これらの濃縮操作と本技術を組み合わせることで、希薄濃度の短鎖 PFAS についても処理対象を濃縮相に限定でき、超音波処理のエネルギー効率を大幅に改善できる可能性がある。実際に、本事業の最終シナリオとしては、原水条件に応じてフォーム分離やイオン交換樹脂吸着を前段に配置し、その濃縮相を本超音波装置で分解処理する構成を想定している。

さらに、本技術は 高度分析技術との親和性が高い点においても将来性を有する。実証では、Bruker 社 QTOF 質量分析計を用いたノンターゲット分析や、自動データ処理ソフトウェア (TASQ、MetaboScape) を導入することで、従来は把握が困難であった PFAS 副生成物や微量成分の包括的監視を可能とした。今後は、これらの分析情報を運転制御にフィードバックすることで、処理過程で生成する未知物質も含めてリアルタイムに監視しながら運転条件を最適化する⁹⁾、スマート制御型の環境浄化システムへと発展させることが可能である。

以上より、本技術は、薬剤を用いずに PFAS を直接分解し得る新規性と、長鎖・短鎖 PFAS を一体的に扱える包括性を基盤として、前処理技術とのハイブリッド化および分析・制御の高度化を通じた発展が見込まれる。

3.3 対策技術の経済効率性

【評価項目】 経済性 (共通説明書 5-2)

【対策目標】 処理コスト ≤ 71.3 円/m³]

【実証結果 (参考推定)】 処理コスト $C = 1.57 \times 10^5$ 円/m³ (= 約 314 円/2L バッチ)

【算定条件・算定方法】 実証条件に基づく参考推定 (連続 12 時間の電力ログ未取得のため、短時間実測に基づき外挿)

(1) 経済性評価の境界条件と前提条件

処理コスト評価における前提条件 (処理条件・運用条件・評価境界) を明確化する。本報告書での経済性は、まず本実証で取得したベンチ条件 (2 L 閉回路循環) に基づき、電力実測 (約 1 時間) を 12 時間へ外挿した参考推定として整理している。したがって、本推定値 (1.57×10^5 円/m³) は、連続通水を前提とした m³原単位と処理量定義が一致せず、直接比較には適さないことに留意が必要である。

また、実サイト適用では、前処理（濃縮・pH調整等）、後処理、分析・監視、設備保守・消耗部品交換等の管理維持費が全体コストに影響するため、評価範囲（含む/含まない）を表 3-3-A に示す。

表 3-3-1 経済性評価における境界条件

| 区分 | 評価範囲 | 備考 |
|------------|-----------------------------------|---------------------------------|
| 対象設備 | 超音波キャビテーション分解 モジュール（循環ポンプ等を含む） | 本実証 3.3 の算定は 主に電力に基づく |
| 前処理 | 砂ろ過、膜、濃縮、pH調整等 | サイト条件で大きく変動 |
| 後処理 | 仕上げ処理、排水基準対応 | 同上 |
| 分析・監視 | サンプリング、PFAS 分析、QA/QC | 運用上必須だがサイト依存のため別枠 |
| 廃棄物・副生成物処理 | 濃縮物焼却、吸着材廃棄等 | 本技術は吸着材廃棄のような コストが小さい利点がある |
| 管理維持費（O&M） | 電力、消耗部品交換、清掃、点検、人 件費 | 本実証では電力中心で参考推 定、消耗部品は定性的記載あり |

(2) バッチ循環（本実証）と連続通水（参考情報）の比較

実装時に向けて、本実証（バッチ循環）の算定条件と、連続通水を想定した参考情報（FustLab 社の情報）を表 3-3-2、表 3-3-3 に整理した。連続運用では CAPEX（設備費）と OPEX（電力・部品交換・保守等）の比率が変化し、スケールメリットや運用条件に強く依存するため、実際には、対象サイトの処理量・初期濃度・水質条件を確定した上で、(i) 電力原単位、(ii) 部品寿命と交換費、(iii) 保守点検費、(iv) 分析・監視費、を含む形で総コスト（円/m³）を再評価する必要がある。

表 3-3-2 バッチ循環（本実証）と連続通水（参考：FustLab 社情報）の前提条件比較

| 項目 | バッチ処理 (本実証) | 連続処理 (参考：FUSTLab 社の情報) |
|-----------------|--|---|
| 運用形態 | 2 L (0.002 m ³) 閉回路循環 | 連続通液（デモ機想定） |
| 目標到達 | 処理後濃度 35 ng/L(ppt)以下達成 | PFAS を ng/L(ppt) レベルまで分解 想定（初期濃度依存） |
| 電力データ | 約 1h 実測より、循環のみ 147 W、 超音波 ON 約 800 W | 消費電力：通常 1.6～2.0 kWh |
| 処理時間/処理量 の定義 | 0.800 kW×12h→9.6 kWh/2L (外挿) | 処理能力 100～400 kg/h 程度（初期 濃度依存） |
| 電力単価 | 東京電力 EP の実勢単価 32.66 円/kWh (ラボスケール) | 産業用 20 円 (サイト電力単価に依存) |
| 主要な不確かさ | バッチ循環であり、連続通水の m ³ 原単 位と直接比較できない | 初期濃度・水質・処理量で OPEX/寿 命が大きく変動（FustLab 社情報） |

本実証では、表 3-3-2 で示す通り、2 L (0.002 m³) バッチ水を閉回路で 12 時間循環させ、処理後濃度 35 ng/L(ppt)以下を達成した。電力の連続 12 時間ログは取得していないが、別途実施した約 1 時間の電力計測により、循環のみ（超音波不使用）の平均消費電力は約 147 W、超音波使用時の平均消費電力は約 800 W であることを確認した。なお、超音波使用時の消費電力は試験後半で約 50 W 低下する傾向が見られたため、12 時間外挿の参考値は±数%の変動を含み得る。本実証では保守的に、超音波使用時の平均消費電力 0.800 kW が 12 時間継続すると仮定し、消費電力量を $E=0.800 \times 12=9.6$

kWh/バッチ (2 L) と推定した。電力単価 p は東京電力 EP の電力量料金 (実勢単価、 $p = 32.66$ 円/kWh) を用いた。以上により、処理コスト (円/m³) は $C = (E \times p) / 0.002$ として参考推定した。なお、本実証は閉回路循環のベンチ条件であり、連続通水を前提とする原単位 (円/m³) とは処理量定義が一致しないため、連続通水条件での処理量・電力ログ取得後に再評価が必要である。

一方で、連続処理の場合、表 3-3-2 で示す通り、消費電力は通常 1.6~2.0 kWh で、処理能力 100~400 kg/h 程度である。連続処理の場合の処理コストは 71.3 円/m³ となる。

また副生成物処理のための追加設備 (例えば、濃縮した PFAS を焼却処分するための設備等) も不要であり、システム全体がコンパクトかつ簡易である。装置 1 ユニット当たりの処理能力は 100~400 kg/h 程度で、さらに処理量については、汚染源や処理対象規模に応じてモジュールを追加することで拡張が可能である。このモジュール方式により、小規模な汚染井戸から大規模な浄化センターまで柔軟に対応できる。

エネルギー効率の点では、超音波照射に要する電力と PFAS 除去効率とのバランス最適化が鍵となる。本実証では分解速度定数の計測とエネルギー指標 (処理水量あたりの消費電力など) の統合解析を行い、最小のエネルギーで最大の除去効率を得る運転条件の最適化に取り組んだ。具体的には、反応速度論的な解析から目標濃度に到達する必要最短時間を算出し、不必要な過処理を避ける運転管理手法や、キャビテーション発生効率を高める周波数・出力制御など、いくつかの省エネ運転の方向性が見出された。

表 3-3-3 連続通水時の CAPEX/OPEX (管理維持費の参考値)

| 区分 | 連続 (参考: FustLab 社情報) |
|---------------|--|
| CAPEX: 設備費) | デモ機 1 台: 5,000 万~6,000 万円。 スケールアップ時はスケールメリットで割引見込み (台数比例ではない) |
| OPEX: 電力 | 「消費電力: 通常 1.6~2.0 kWh」 (基準不明のため、m ³ 原単位への換算は現時点では不明) |
| OPEX: 消耗部品・保守 | 超音波モジュール寿命: 24h 稼働で 2 ヶ月に 1 回程度交換見込み。 モジュール増設で平均 60~70W ずつ増加 |
| OPEX: 総額 (目安) | ランニングコスト目安: デモ機基準で月額 200 万~300 万円 |

3.4 対策技術の環境保全

【対策目標】 CO₂排出量 ≤ 0.938 kg-CO₂/m³

【実証結果 (参考推定)】 CO₂排出量 $G = 2.03 \times 10^3$ kg-CO₂/m³ (= 約 4.06 kg-CO₂/2L バッチ)

【算定条件・算定方法】 実証条件に基づく参考推定 (連続 12 時間の電力ログ未取得のため、短時間実測に基づき外挿)

運転時の CO₂ 排出は主として電力消費に起因する。本実証では 2 L (0.002 m³) バッチ処理でサンプル水を 12 時間循環し目標濃度に到達した。連続 12 時間の電力ログは取得していないが、別途の約 1 時間電力計測より超音波 ON 時の平均消費電力を約 800 W と確認したため、12 時間運転を仮定して $E = 9.6$ kWh/バッチ (2 L) と推定した。排出係数は環境省公表の全国平均排出係数 0.423 kg-CO₂/kWh を用い、CO₂排出量 (kg-CO₂/m³) は $G = (E \times 0.423) / 0.002$ として参考推定した。なお、本実証は閉回路循環のベンチ条件であり、連続通水を前提とする原単位 (kg-CO₂/m³) とは処理量定義が一致しないため、実運転条件での処理量・電力ログ取得後に再評価が必要である。

副生成物の観点においても、本技術は高い環境保全性を有する。実証試験では、処理前後の水について QTOF を用いた詳細分析を実施した結果、ノンターゲット分析を含む測定範囲において、処理に伴い一貫して増加する高強度の新規ピークは顕在化しなかった。ただし、未知の低分子フッ素化合物が痕跡レベルで生成する可能性は完全には否定できないため、フッ素収支の閉合と併せて継続監視する。また、処理によって生成する無機フッ化物イオンは、処理水中で数～数十 $\mu\text{g/L}$ 程度の低濃度に留まり、環境影響上問題となる水準ではないことを確認した。必要に応じては、石灰添加等の簡易な後処理により沈殿除去することも可能であり、環境中への負荷は十分に管理可能である。

さらに、TOC や UV254 の測定結果においても処理前後で顕著な有機物の増加は認められず、大量の有機中間体が処理水中に蓄積している兆候は見られなかった。これは、超音波キャビテーション処理が PFAS 以外の有機物に対しても最終的に CO_2 まで無機化が進む場合が多く、残留し得る有機中間生成物が極めて少ないことによるものと考えられる⁽⁸⁾。

もともと、PFAS 分解過程において未知の低分子フッ素化合物が痕跡レベルで生成する可能性を完全に否定することはできない。このため、ノンターゲット分析を含む網羅的分析により、処理水の安全性⁽²¹⁾を監視することが出来る。仮に、有害性が懸念される中間生成物（例えばフッ素化有機酸等）が検出された場合には、活性炭処理や追加の酸化プロセス（オゾン処理、UV 酸化等）を後段に組み込むことで、それらを除去・分解することが可能である。

もう一つの重要な環境的利点は、二次廃棄物を実質的に発生させない点にある。活性炭吸着やイオン交換、凝集沈殿といった従来技術では、使用済み吸着材や汚泥の処理・処分が新たな環境負荷や将来リスクとなり得る⁽⁵⁾⁽⁷⁾⁽²⁰⁾が、本技術ではそのような廃棄物が発生しない。処理水は PFAS が除去・分解される以外に水質成分の大きな変化を伴わないため、既存の水処理システムにも容易に統合でき、追加的な環境負荷を最小限に抑えることができる。

以上より、本技術は、 CO_2 排出量、副生成物、二次廃棄物のいずれの観点からも環境負荷が小さく、対策目標である CO_2 排出量 $0.938 \text{ kg}\cdot\text{CO}_2/\text{m}^3$ 以下を満足するとともに、将来の不確実性に対しても監視・追加処理を含めた柔軟な管理が可能な、環境保全性に優れた PFAS 汚染水対策技術である。

4. 技術の今後の展望

本実証事業の成果および提案書に基づく検討を踏まえ、本技術の今後の展開について、国内普及を見据えた課題と展望の両面から整理する。

4.1 技術仮説の深化と運転設計指針の確立

本実証により、超音波キャビテーションによる PFAS 分解機構に関する知見の把握が一段と進んだ。長鎖 PFAS はキャビテーション気泡界面への優先的濃縮と高エネルギー崩壊により高速に分解される一方、短鎖 PFAS は同様のプロセスに時間を要するものの、段階的な鎖短縮を経て最終的に無機化へ至ることが示唆された。この過程では、水中ラジカル反応と熱的分解が組み合わさった複合的な反応機構が支配的に作用していると考えられる。

加えて、水質条件がキャビテーション場の有効性に与える影響もより明確になった。すなわち、高イオン強度や極端な pH 条件では界面反応が阻害され得る一方で、中性～弱塩基性条件では安定した分解性能が発揮される。この知見は、本技術を実フィールドへ適用する際に、安定して分解性能を発揮できる水質条件・運転条件の範囲を明確にする上で極めて重要であり、実装段階における技術的基盤となる。

今後は、処理対象水の pH を中性付近に維持し、電気伝導度が高い場合には前処理により希釈・低減すること、溶存ガス条件を空気飽和程度に保つことなどを基本指針として整理することが考えられる。

また、装置設計・運転条件の最適化においては、キャビテーションの「量」⁽¹⁶⁾ではなく「質（有効崩壊）」が重要である。振動子配置や共振条件、液循環条件を調整し、不発的な気泡崩壊を抑制しつつ、有効な高温・高圧崩壊を最大化する設計改良を検討することが考えられる。その際、ラジカルプローブ法やソノルミネセンス計測を併用し、キャビテーション場の“質”を定量評価する技術の確立が有効である。これにより、経験的な条件調整から脱却し、科学的根拠に基づく安定運転・省エネルギー運転指針を提示できる。

4.2 社会実証・段階導入に向けた技術展開シナリオ

社会実証に向けた段階的展開⁽¹⁰⁾としては、まず比較的処理規模の小さい現場、例えば汚染井戸水の循環処理や工場排水のオンサイト処理への適用が現実的と考えられる。本実証で用いた 50 m³/日ユニットを実フィールドに設置し、数か月規模の連続運転試験を通じて、振動子の耐久性、スケーリングの有無、処理水質の再現性、運転コストを含む実運用特性を評価する。

短鎖 PFAS が課題となるケースに対しては、本実証で示唆された「濃縮＋分解」二段階プロセスを積極的に実装することが考えられる。具体的には、フォーム分離や高性能イオン交換材により PFAS を前処理濃縮し、その濃縮相を超音波処理に供することで、エネルギー効率の向上を図る。PFAS 組成に応じて処理フローを切り替える柔軟な運用設計（シナリオ切替型運転）が期待されており、本技術を単一装置ではなく 総合 PFAS 対策技術として発展させる上で重要である。

4.3 国内普及に向けた制度・コスト・社会受容の課題

最終的な国内普及に向けては、政策動向との整合および社会受容性の確保が重要な課題となる。本技術が実証した PFOS+PFOA 合計 50 ng/L 以下の達成性能は、国内で示されている水道水の水質基準値および公共用水域・地下水の指針値 と整合するものであり、今後の制度運用にも対応し得る。さらに、将来的に規制値が数 ng/L レベルへと厳格化された場合に備え、活性炭吸着やイオン交換による後段処理を組み合わせたハイブリッド構成 も視野に入れる。

コスト面では、現状 1 ユニットあたり数千万円規模と見積もられる初期投資について、量産化によるコストダウン、振動子材料・製造プロセスの改良、モジュール標準化などにより、さらなる低減余地がある。また、汚染が確認されている自治体水源や工業団地等を実証プラントを設置し、デモ運転を通じた技術 PR を行うことで、自治体・事業者・住民への理解促進を図ることも有効である。

4.4 総括（将来展望）

以上のように、本実証事業により、本技術は PFAS 汚染水を水道水の水質基準値および公共用水域・地下水の指針値レベルまで低減可能であることを確認するとともに、短鎖 PFAS への対応、運転最適化、エネルギー効率向上に関する重要な知見を蓄積した。今後は、社会実証および実プラント導入を通じて技術の完成度をさらに高めつつ、制度・コスト・社会受容の課題に段階的に対応していくことが期待される。本技術が実用化・普及した場合、国内における PFAS 汚染対策の選択肢を拡大し、将来的には海外展開も視野に入れた環境浄化技術として大きく貢献し得るものと期待される。

5. 参考文献

(1) 国土交通省（水道行政）, 「PFOS・PFOA の目標値（暫定）50 ng/L（水質管理目標設定項目）等」に関する整理資料（参照：令和 2 年 3 月 30 日付通知 等）, 2024（資料内整理）。

(2) U.S. Environmental Protection Agency, “Biden-Harris Administration Finalizes First-Ever National Drinking Water Standard to Protect Communities from PFAS Pollution,” Press Release, Apr. 10, 2024.

- (3) Kyle Steenland, Tony Fletcher, David A. Savitz, “Epidemiologic Evidence on the Health Effects of Perfluorooctanoic Acid (PFOA),” *Environ. Health Perspect.*, 118(8), 1100–1108 (2010).
- (4) National Cancer Institute (NCI), “PFAS Exposure and Risk of Cancer,” (web resource / related NCI updates), 2023.
- (5) C. S. Tshangana et al., “Technology status to treat PFAS-contaminated water and limiting factors for their effective full-scale application,” *npj Clean Water*, 2025.
- (6) Britt E. Erickson, “Competition to destroy ‘forever chemicals’ heats up,” 2024.
- (7) Jay N. Meegoda et al., “A Review of PFAS Destruction Technologies,” *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 19(24), 16397 (2022).
- (8) T. Awoyemi et al., “Ultrasound-based approaches for remediation of PFOS and PFOA contaminated water,” *Chemosphere*, 2024.
- (9) B. J. Shende et al., “Power-density-modulated ultrasonic degradation of long- and short-chain PFAS in water,” *J. Hazard. Mater.*, 2021.
- (10) Poonam R. Kulkarni et al., “Field Demonstration of a Sonolysis Reactor for Treatment of PFAS-Contaminated Groundwater,” *J. Environ. Eng.*, 148(11) (2023).
- (11) Jie Cheng, Chad Vecitis, Hyunwoong Park, “Sonochemical Degradation of PFOS and PFOA in Groundwater: Kinetic Effects of Matrix Inorganics,” *Environ. Sci. Technol.*, 44(1), 445–450 (2009).
- (12) Nerea Abad Fernandez et al., “Effect of chemical structure on the sonochemical degradation of PFASs,” *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 2, 975–983 (2016).
- (13) Tim Sidnell et al., “Sonolysis of PFAS: A meta-analysis,” *Ultrason. Sonochem.*, 87, 105944 (2022).
- (14) Haleigh A. Fernandez, Linda K. Weavers, “The impact of inorganic salts on the ultrasonic degradation of contaminants: A review,” *Ultrason. Sonochem.*, 111, 107076 (2024).
- (15) Christine Browne et al., “Bubble Coalescence during Acoustic Cavitation in Aqueous Electrolyte Solutions,” *Langmuir*, 27, 12025–12032 (2011).
- (16) Vivek V. Ranade et al., “Hydrodynamic Cavitation: Devices, Design, and Applications,” Wiley-VCH, 2023.
- (17) 安田 啓司, 「超音波による化学物質の分解と超音波反応器の開発」, *THE CHEMICAL TIMES*, 2009 No.2 (通巻 212 号), 2009.
- (18) Hassan Javed et al., “Discerning the inefficacy of hydroxyl radicals during PFOA degradation,” *Chemosphere*, 247, 125883 (2020).
- (19) Omotola Folorunsho et al., “Effect of short-term sample storage and preparatory conditions on losses of 18 PFAS to container materials,” *Chemosphere*, 363, 142814 (2024).
- (20) Duning Li et al., “Efficient removal of short-chain and long-chain PFAS by cationic nanocellulose,” *J. Mater. Chem. A*, 11, 9868 (2023).
- (21) EPA, “Draft Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria for PFOA,” 2022.
- (22) EPA, “PFAS Analytical Methods Development and Sampling Research (Method 537.1/533 etc.),” (web resource), 2018–2025 update.
- (23) FUST Lab, “PFAS 超音波分解 (水処理装置 / Focused Ultrasonic Technology),” (web resource).

(24) 電子新聞, “Firstlab が PFAS 超音波分解装置を開発 第 2 四半期の発売,” 2025-03-31, p.14.