

RIMOZIONE DEI PFAS DA PERCOLATO RACCOLTO DI DISCARICA E DA ACQUE SOTTERRANEE CONTAMINATE POMPATE DA SITI INQUINATI

Linee guida sullo stato della tecnica



Note editoriali

La presente pubblicazione concretizza i requisiti della legislazione federale sulla protezione delle acque, promuove una buona prassi e consente un'applicazione uniforme da parte delle autorità. È stata redatta con la massima cura e secondo scienza e coscienza. Tuttavia, la VSA non garantisce l'esattezza, la completezza né l'attualità dei contenuti. Si escludono richieste di risarcimento per danni materiali o immateriali eventualmente derivanti dall'uso della presente pubblicazione.

La presente pubblicazione è stata redatta con il supporto dell'UFAM.

Autori

Christian Braun, Econetta AG, Schlieren
Karina Urmann, Econetta AG, Schlieren
Nadine A. Sossalla, Econetta AG, Schlieren

Membri del gruppo centrale di lavoro

Nadine Schneider, AWEL, Zurigo
Patrick Locher, AWA, Berna
Saskia Zimmermann-Steffens, UFAM, Berna

Membri del gruppo di accompagnamento

Fabienne Eugster, VSA
Michael Evangelou, Eberhard Recycling AG
Dunja Hillenbrand, AfU TG
Renato Künzi, Deponie Teuftal AG
Manfred Schoger, ALWATEC AG
Nico Siegenthaler, EnviroChemie AG
Michael Thomann, FHNW
Mauro Togni, URSI TI

Modalità di citazione consigliata

Autore: Associazione svizzera dei professionisti della protezione delle acque (VSA)
Titolo: Stato della tecnica per la rimozione dei PFAS dal percolato di discarica raccolto e dalle acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati
Sottotitolo: Linea guida
Luogo: Glattbrugg
Anno: 2025

Editore

Associazione degli esperti svizzeri in materia di acque reflue e protezione delle acque
Associazione Svizzera dei Professionisti della Protezione delle Acque
Associazione svizzera dei professionisti della protezione delle acque

Foto di copertina

Patrick Locher, AWA, Berna

Indirizzo per ordinazione

VSA, Europastrasse 3, casella postale, CH-8152 Glattbrugg,
Telefono 043 343 70 70, sekretariat@vsa.ch, www.vsa.ch

INTRODUZIONE

I composti alchilici per- e polifluorurati (PFAS) sono sostanze chimiche persistenti (i cosiddetti «forever chemicals» / «sostanze chimiche eterne»), che non si degradano nell'ambiente, possono compromettere la salute umana e danneggiare animali e piante. Il Parlamento ha approvato, in data 6 giugno 2023, la mozione 22.3929 Maret «Definire nelle ordinanze dei valori specifici per i PFAS». La mozione richiede l'introduzione di valori limite per lo smaltimento di materiali nell'ordinanza sulla prevenzione e lo smaltimento dei rifiuti (OPSR), per la valutazione dei siti contaminati secondo l'ordinanza sui siti contaminati (OSiti), per la valutazione dei suoli nell'ordinanza sulla protezione del suolo (O suolo), nonché valori limite per l'immissione nei corpi idrici. L'attuazione della mozione si concentra inizialmente, nell'ambito della protezione delle acque, sull'immissione di percolato raccolto di discarica e di acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati, acque che si generano nell'ambito di progetti edilizi o di misure di messa in sicurezza. In concreto, l'Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), l'Associazione degli operatori degli impianti svizzeri di trattamento dei rifiuti (ASIR) e la VSA integrano l'aiuto all'esecuzione «Requisiti per l'immissione di percolato di discarica» [82] del 2012 con il tema dei PFAS. Tale documento precisa la metodologia per la determinazione dei valori limite di immissione dei PFAS nel percolato raccolto, tenendo conto delle caratteristiche delle acque di scarico, dello stato della tecnica e delle condizioni specifiche del corpo idrico. Questo approccio può essere applicato anche per analogia ad altre tipologie di acque di scarico, come le acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati.

Obiettivi

Scopo della presente linea guida è documentare lo stato della tecnica per la rimozione dei PFAS dal percolato raccolto di discarica e dalle acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati. La linea guida illustra i principi fondamentali relativi alla classe delle sostanze PFAS e alla loro presenza nel percolato raccolto e nelle acque sotterranee contaminate, presentando i livelli di contaminazione sulla base di misurazioni recenti effettuate in Svizzera e nei paesi vicini. Vengono descritti diversi procedimenti attualmente sperimentati per la rimozione dei PFAS da queste acque di scarico, che, spesso in forma combinata, rappresentano lo stato della tecnica. Viene inoltre fornita una panoramica dei procedimenti ancora in fase di sviluppo.

La presente linea guida costituisce dunque una base importante per la definizione, caso per caso, dei valori limite di immissione secondo l'aiuto all'esecuzione «Requisiti per l'immissione di percolato di discarica» [82] (Allegato 3.3, cifra 1, OPAC). Entrambi i documenti contribuiscono congiuntamente a un'applicazione armonizzata delle disposizioni.

Destinatari

Il presente documento si rivolge a:

- autorità cantonali competenti per l'esecuzione,
- gestori di discariche,
- studi tecnici specializzati in siti contaminati,
- costruttori di impianti e
- istituti universitari.

La linea guida è stata redatta in lingua tedesca ed è disponibile anche in francese e in italiano. Un glossario alle pagine 46-47 riporta la spiegazione delle abbreviazioni relative ai PFAS e ad altri termini.

CONTENUTI

1	Campo di applicazione	6
1.1	Inquadramento giuridico	6
1.2	Applicazione della linea guida	7
2	ASPETTI FONDAMENTALI RELATIVI AI PFAS	8
2.1	Definizione del termine PFAS	8
2.2	Comportamento nell'ambiente e nella depurazione delle acque	9
2.3	PFAS in discarica	9
2.4	Analisi dei PFAS	10
3	Aspetti fondamentali del percolato di discarica e delle acque sotterranee contaminate pompate	12
3.1	Percolato di discarica	12
3.2	Pompaggio di acque sotterranee contaminate da siti inquinati	13
4	Misurazioni dei PFAS in Svizzera e nei paesi limitrofi	14
5	Panoramica dei PROCESSI di trattamento	20
6	Stato della tecnica dei processi di trattamento	22
6.1	Adsorbimento su carbone attivo granulare (GAC)	22
6.2	Adsorbimento su scambiatori ionici	24
6.3	Precipitazione	26
6.4	Filtrazione a membrana (osmosi inversa/nanofiltrazione)	28
6.5	Schiumatura frazionata	29
6.6	Ossifrazione	31
6.7	Ossidazione elettrochimica	33
6.8	Compilazione - stato dell'arte delle procedure testate	34
6.9	Controllo analitico dei processi	39
6.10	Breve panoramica dei processi che non sono ancora stati testati sul campo	40
6.11	Esempi di stato dell'arte	42
	Glossario (Generale)	46
	Glossario (PFAS)	47

Elenchi	48
Appendice	53

1 CAMPO DI APPLICAZIONE

1.1 Inquadramento giuridico

Ai sensi della Legge federale sulla protezione delle acque (art. 3 LPaC), vige un obbligo di diligenza volto a prevenire effetti dannosi sui corpi idrici. L'art. 6 LPaC vieta l'immissione di sostanze che possono contaminare direttamente o indirettamente un corpo idrico. Le acque di scarico che non soddisfano i requisiti per l'immissione nella rete fognaria devono essere trattate preventivamente (art. 12 LPaC). L'immissione di acque di scarico contaminate in un corpo idrico o nella canalizzazione pubblica è soggetta ad autorizzazione dell'autorità competente (art. 6 e 7 OPaC). I requisiti corrispondenti sono precisati negli allegati dell'Ordinanza sulla protezione delle acque (OPaC) (allegati 3.2 e 3.3), anche se solo per un numero limitato di sostanze o gruppi di sostanze sono stabiliti valori limite specifici. Per tutte le sostanze potenzialmente inquinanti vale, secondo l'allegato 3.2 OPaC, il principio secondo cui, nei processi produttivi e nel trattamento delle acque di scarico, devono essere adottate misure conformi allo stato della tecnica, per ridurre il rilascio di sostanze nella misura tecnicamente e operativamente possibile, e sostenibile dal punto di vista economico.

L'UFAM definisce lo stato della tecnica come segue [2]:

- per stato della tecnica si intende un determinato livello tecnologico;
- il concetto descrive uno stadio avanzato nello sviluppo delle tecnologie;
- tali tecnologie si sono dimostrate efficaci nella pratica oppure risultano applicabili in modo sicuro;
- la fattibilità economica deve essere garantita; essa non coincide però con la convenienza o sostenibilità economica individuale di un'impresa, bensì si riferisce alla fattibilità economica nel settore industriale interessato.

La VSA precisa che lo stato della tecnica rappresenta il livello di sviluppo di procedimenti, impianti o modalità operative avanzate, applicabili in modo pratico nell'industria e nell'artigianato, per la protezione dell'ambiente e per l'utilizzo efficiente delle risorse [1]. Ciò include misure per la riduzione delle emissioni nell'aria, nell'acqua e nel suolo, per la sicurezza degli impianti e per l'ottimizzazione della gestione dei rischi e della fusione di combustibili compatibili con l'ambiente. Tutte le misure devono rispettare il principio di proporzionalità (art. 5 Cost.) [1]. La presente linea guida documenta lo stato della tecnica per la rimozione dei PFAS dal percolato raccolto di discarica e dalle acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati. Essa costituisce una base decisionale per definire misure adeguate allo stato della tecnica e per derivare requisiti specifici per l'immissione, conformemente agli allegati 3.2 e 3.3 OPaC.

Questa linea guida riflette lo stato della tecnica aggiornato a novembre 2024. Data la portata globale del problema e l'intenso sforzo di ricerca attualmente in corso, stanno emergendo nuove conoscenze che contribuiscono a un'evoluzione particolarmente dinamica dello stato della tecnica. È quindi necessario che venga regolarmente riesaminato.

I valori numerici indicati, in particolare quelli relativi alle concentrazioni finali ottenibili con i diversi procedimenti, sono stati elaborati in collaborazione con esperti del gruppo di accompagnamento e devono essere intesi come stime orientative (best guess). Questi valori tengono conto della situazione svizzera in merito alla contaminazione da PFAS del percolato di discarica e delle acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati. I dati di base sono stati raccolti dai Cantoni (vedi Capitolo 4). Per quanto riguarda le concentrazioni finali ottenibili, non è stato possibile fare riferimento a dati provenienti da impianti pilota. Anche a causa della mancanza di impianti pilota, non è attualmente possibile fornire indicazioni affidabili sui costi dei singoli procedimenti. Di conseguenza, al momento, la proporzionalità delle misure non può essere valutata e deve essere verificata, in ogni caso, sulla base della situazione specifica del sito.

1.2 Applicazione della linea guida

La presente linea guida descrive lo stato della tecnica per la rimozione dei PFAS dalle seguenti tipologie di acque di scarico:

- Percolato di discarica raccolto
- Acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati, che vengono trattate e immesse nella rete fognaria, in un corpo idrico superficiale o nelle acque sotterranee. Ciò include le acque sotterranee:
 - Provenienti direttamente da un sito inquinato, oppure
 - Provenienti dalla zona di deflusso/ dalla " piuma " di contaminazione di un sito inquinato
 - che vengono pompate nell'ambito di misure di risanamento ai sensi della legislazione sui siti contaminati (anche per periodi pluriennali), oppure
 - che si generano nell'ambito di interventi edilizi.

La linea guida non è stata redatta per descrivere lo stato della tecnica relativo alla rimozione dei PFAS da altre acque di scarico, come ad esempio quelle trattate in impianti comunali di depurazione (ARA), impianti industriali di pretrattamento, acque di cantiere o acque provenienti da impianti di lavaggio dei suoli. Inoltre, non si tratta in generale la depurazione delle acque sotterranee contaminate da PFAS, ma esclusivamente quella delle acque sotterranee contaminate che devono essere pompate nell'ambito di un progetto di costruzione o di risanamento e che provengono da siti inquinati. Questo perché altre acque di scarico possono presentare una composizione diversa e condizioni operative differenti.

2 ASPETTI FONDAMENTALI RELATIVI AI PFAS

I PFAS sono sostanze prodotte dall'uomo, persistenti e praticamente non degradabili nell'ambiente. Possono essere dannosi per gli organismi attraverso diversi percorsi di esposizione. Secondo il regolamento europeo sulle sostanze chimiche REACH¹, alcuni PFAS sono considerati "estremamente preoccupanti". Per un numero limitato di PFAS, in base al regolamento CLP², è stata stabilita una classificazione ufficiale in merito ai pericoli per la salute. Ad esempio, l'acido perfluorooctanoico (PFOA) è stato classificato come cancerogeno di "categoria 2" (sospetto di effetti cancerogeni). Secondo l'Autorità europea per la sicurezza alimentare (EFSA), l'effetto più significativo dei PFAS sulla salute umana è la riduzione del rischio immunologico. Nel 2020, l'EFSA ha stabilito un valore di riferimento pari a 4,4 ng/kg di peso corporeo per l'assunzione settimanale tollerabile tramite gli alimenti, riferito alla somma di quattro PFAS (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS). Queste quattro sostanze sono state identificate, attraverso un'analisi dell'esposizione, come quelle con il maggiore contributo in massa in circa 70.000 campioni alimentari.

Nell'ordinanza sulla riduzione dei rischi legati ai prodotti chimici (ORRPChim)³, sono attualmente regolamentati il PFOS e i suoi derivati (dal 2011), il PFHxS e i suoi precursori, il PFOA e altri acidi perfluorocarbossilici a catena lunga (PFCA C9 - C14), inclusi i loro precursori (tutti regolamentati dal 2022).

2.1 Definizione del termine PFAS

2.1.1 Gruppo dei PFAS

PFAS è una denominazione generica che comprende un gruppo di sostanze chimiche costituito da oltre 4.700 composti [61]. In base a questa definizione, rientrano nei PFAS – con poche eccezioni – tutte le sostanze chimiche che contengono almeno un gruppo metilico perfluorurato ($-\text{CF}_3$) o un gruppo metilenico perfluorurato ($-\text{CF}_2-$). L'elevata persistenza dei PFAS è attribuibile al forte legame carbonio-fluoro (C–F).

Si parla di composti perfluorurati quando tutti i legami carbonio-idrogeno (C–H) sono sostituiti da legami C–F, mentre i composti polifluorurati presentano solo una parte dei legami C–H sostituiti. Le molecole di PFAS possono essere ulteriormente classificate in base ai gruppi funzionali (es. gruppi carbossilici, solfonici, alcolici), alla lunghezza della catena e al grado di ramificazione. Possono presentarsi come molecole individuali o come polimeri (ad es. Teflon: politetrafluoroetilene, PTFE).

Sono considerati precursori degli acidi perfluorocarbossilici o solfonici le sostanze in grado di trasformarsi in questi ultimi. Tra esse si annoverano, ad esempio, i fluorotelomeri alcolici e alcuni fluoropolimeri, in particolare quelli con catene laterali fluorurate [62].

2.1.2 PFAS con lunghezze di catene diverse

I PFAS vengono suddivisi in composti a catena corta e a catena lunga, anche se esistono diverse definizioni (cfr. [60], [59]).

In questa linea guida si fa riferimento alla definizione dell'OCSE [61]. Sono considerati PFAS a catena lunga:

- gli acidi perfluorocarbossilici con 7 o più atomi di carbonio completamente fluorurati, come PFOA e PFNA;
- gli acidi perfluorosolfonici con 6 o più atomi di carbonio completamente fluorurati, come PFHxS e PFOS;
- le sostanze in grado di degradarsi o trasformarsi in acidi perfluorocarbossilici o solfonici a catena lunga, come ad es. perfluoroalcan-solfonici e composti fluorotelomerici.

Le sostanze con un numero di atomi di carbonio fluorurati inferiore, come PFHpA o PFPeS, sono considerate PFAS a catena corta.

I PFAS con meno di 3 atomi di carbonio fluorurati, come l'acido trifluoroacetico (TFA), sono definiti PFAS a catena ultra corta (di seguito: ultracatenari). Il TFA è un prodotto di degradazione di numerosi pesticidi e refrigeranti, e viene utilizzato anche per la sintesi di composti fluorurati. Nell'ambiente, il TFA non subisce ulteriore degradazione [39]. È stato rilevato su ampia scala nelle acque sotterranee e, di conseguenza, anche nell'acqua potabile in Svizzera [40][64].

¹ Regolamento (CE) n. 1907/2006 concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1907>

² Regolamento (CE) n. 1272/2008 relativo alla classificazione, all'etichettatura e all'imballaggio di sostanze e miscele (CLP), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=celex:32008R1272>

³ Ordinanza sulla riduzione dei rischi legati all'impiego di determinate sostanze, preparati e oggetti particolarmente pericolosi (ORRPChim), RS 814.81

Studi sul percolato di discarica in Austria hanno dimostrato che il TFA è la principale sostanza PFAS riscontrata: in quattro campioni, rappresentava oltre il 50% della somma delle 17 sostanze PFAS misurate [41]. Finora gli ultracatenari non sono stati inclusi nelle proposte di valori limite e norme di qualità, ad esempio da parte dell'UE. Il TFA e il PFPrA non compaiono nella roadmap strategica PFAS dell'US EPA, né nell'elenco Toxic Release Inventory [45].

L'effetto del TFA è sostanzialmente diverso da quello dei PFAS a catena lunga, i quali possono risultare nocivi già a dosi più basse [43]. I criteri di qualità per il TFA sono di conseguenza più elevati: valore guida tedesco per l'acqua potabile: 60 µg/L [76]; valore limite danese: 9 µg/L [77].

Inoltre, i procedimenti di rimozione descritti nella presente linea guida non sono attualmente efficaci contro gli ultracatenari, ad eccezione, eventualmente, dell'osmosi inversa. Durante il rilevamento dati 2024 presso i Cantoni (cfr. Capitolo 4), gli ultracatenari non sono stati rilevati né segnalati tra le sostanze opzionali. Non sono quindi disponibili dati di misurazione svizzeri per questi composti.

Per questi motivi, gli ultracatenari come il TFA e il PFPrA non rientrano nel campo di applicazione della presente linea guida.

2.2 Comportamento nell'ambiente e nella depurazione delle acque

I PFAS a catena corta sono altamente persistenti e mobili, ovvero si diffondono rapidamente nell'ambiente, in particolare attraverso l'acqua. A causa della loro scarsa tendenza all'adsorbimento, sono difficilmente rimovibili durante i trattamenti idrici convenzionali [63]. Tuttavia, il comportamento può variare significativamente all'interno di questa stessa categoria in funzione della lunghezza della catena e dei gruppi funzionali. I PFAS a catena lunga sono anch'essi molto persistenti, ma meno mobili. Si accumulano in diversi organismi, incluso l'essere umano. Il loro potenziale di adsorbimento è maggiore, e ciò consente ad esempio una ritenzione nel suolo.

Questo effetto comporta anche la possibilità di accumulo nei fanghi di depurazione, con una parziale rimozione delle sostanze dall'acqua. Fino al 2006, in Svizzera era consentito l'uso di fanghi di depurazione come fertilizzante su terreni agricoli. Analisi su campioni di latte del Canton San Gallo hanno mostrato che, nelle aree con elevata contaminazione da PFOS, in passato erano stati utilizzati fanghi [66]. Anche campioni di carne provenienti da animali pascolanti su tali terreni presentavano elevate concentrazioni di PFAS [67].

Analisi condotte su circa 100 impianti di trattamento delle acque reflue (IDA) nei Cantoni di San Gallo e Zurigo hanno rilevato la presenza di PFAS sia nelle acque in ingresso che in quelle in uscita [48][65].

Oltre agli acidi perfluorurati noti (carbonici e solfonici), sono stati rilevati anche composti polifluorurati come 6:2 FTS e Capstone B, usati come sostituti di PFOS, PFHxS e PFOA. In alcuni casi, si è osservato un aumento della somma dei PFAS lungo il processo di trattamento. Questo fenomeno è riconducibile alla formazione di acidi carbossilici C4–C8 per ossidazione di precursori polifluorurati [65]. Molti di questi precursori non sono ancora identificati e quindi non vengono rilevati nelle analisi standard. Studi condotti in impianti IDA dotati di trattamenti avanzati (ozonizzazione, PAC o GAC) non hanno mostrato una riduzione significativa dei PFAS. Tuttavia, in alcuni casi si è rilevato un effetto positivo: tassi medi di eliminazione del 70% (Herisau, PAC) e del 35% (Thal-Altenrhein, ozono/GAC) [48]. L'assenza di rimozione tramite carbone attivo è probabilmente attribuibile all'elevato contenuto di carbonio organico disciolto (DOC) o alla presenza di altri composti organici che competono con i PFAS per l'adsorbimento (vedi Capitolo 6.1).

2.3 PFAS in discarica

I PFAS sono stati e sono tuttora impiegati in molteplici ambiti grazie alle loro proprietà idrorepellenti, oleorepellenti e antisporgenza (ad esempio nell'industria tessile e della pelle, nei prodotti cartacei e da stampa, nella galvanotecnica). I PFAS possono raggiungere le discariche, o vi sono già giunti in passato, in seguito allo smaltimento di residui di produzione provenienti da aziende che li utilizzano o li hanno utilizzati. Ulteriori fonti sono o sono state le scorie provenienti da impianti di incenerimento dei rifiuti urbani, i rifiuti minerali da costruzione, il materiale di scavo di gallerie, i detriti d'incendio o l'uso di agenti estinguenti in caso di incendi o esercitazioni antincendio direttamente in discarica. Il comportamento dei singoli PFAS all'interno di una discarica è complesso. Indagini svolte dal Cantone Zurigo in discariche di tipo D (cfr. prossimo capitolo) non hanno rilevato correlazioni significative tra le concentrazioni di PFAS, l'età del compartimento della discarica e il tipo di residui da incenerimento depositati. Tuttavia, si sono riscontrate tendenzialmente concentrazioni di PFAS più elevate negli strati più profondi e antichi di scorie. Questo fenomeno potrebbe essere attribuito a una riduzione dell'uso dei PFAS nel tempo [49]. Fattori come i percorsi di flusso, i tempi di permanenza dell'acqua (micropori), il pH e la sorzione influenzano la mobilitazione dei PFAS. La presenza e la distribuzione delle concentrazioni dei singoli PFAS nel percolato di discarica dipendono anche dai precursori eventualmente presenti, che possono generare PFAS. Tuttavia,

nel progetto “Discariche storiche UFAM 2024” [50], non sono state rilevate alte concentrazioni di precursori, che sembrano dunque avere un ruolo secondario nelle discariche storiche. In queste indagini, inoltre, non è stata riscontrata alcuna correlazione tra la concentrazione di PFAS nel percolato di discarica e le dimensioni della discarica, la data di fine esercizio o la tipologia e la classe della discarica, né con i rifiuti depositati [50]. Tuttavia, i dati più recenti (cfr. Capitolo 4) mostrano che le discariche di tipo C fino a E presentano in generale concentrazioni di PFAS più elevate nel percolato rispetto a quelle di tipo A e B. In futuro potrebbe verificarsi uno spostamento verso i PFAS a catena corta, a causa delle regolamentazioni già esistenti sui PFAS a catena lunga. Uno studio decennale condotto in tre discariche di rifiuti urbani negli Stati Uniti ha mostrato che, durante il periodo di osservazione, le concentrazioni di PFOA e PFOS sono diminuite in modo significativo, mentre sono aumentate quelle dei PFAS a catena corta come PFBA, PFBS e PFHxA [52].

2.4 Analisi dei PFAS

Vista la grande varietà di singole sostanze PFAS, la loro rilevazione analitica risulta estremamente complessa. Attualmente non esiste un parametro sommario unico per i PFAS. Sono disponibili metodi analitici solo per alcune sostanze isolate. Per questo motivo, in molti casi, più PFAS vengono raggruppati come somma delle singole sostanze misurate, tenendo conto dei requisiti delle normative pertinenti. Una panoramica è riportata nella Tabella 1.

Un’ottima panoramica dei metodi di misura applicabili e della loro confrontabilità è fornita dal rapporto dell’Agenzia austriaca per l’ambiente [41]. È possibile, ad esempio, determinare la contaminazione organica totale da composti fluorurati tramite i parametri sommari TOF (total organic fluorine), AOF (adsorbable organic fluorine) o EOF (extractable organic fluorine). Tuttavia, questi parametri rilevano anche tutti gli altri composti organici contenenti fluoro, non solo i PFAS. Con il metodo TOPA (total oxidizable precursor assay / TOP-Assay), i PFAS ignoti, come ad esempio gli acidi alchilici polifluorurati, vengono trasformati, in condizioni ossidative, in acidi alchilici perfluorurati, che possono poi essere analizzati in modo mirato. Tuttavia, può rimanere una parte di PFAS non ossidabili, che quindi non vengono rilevati.

Attualmente non esiste un metodo in grado di determinare esattamente il contenuto totale di PFAS. Tutti gli approcci – che si tratti dell’analisi di singole sostanze, dei metodi sommari come AOF, EOF o del TOP-Assay – presentano diverse incertezze in merito al contenuto totale effettivo. Nell’analisi delle singole sostanze, si può calcolare solo la somma delle sostanze misurate individualmente. I metodi TOF, AOF e EOF possono sovrastimare la concentrazione totale di PFAS, mentre con il TOP-Assay la concentrazione totale può essere sottostimata.

Per la valutazione della contaminazione da PFAS, le concentrazioni rilevate per le singole sostanze vengono talvolta sommate in modo ponderato rispetto alla loro tossicità. In Svizzera, ad esempio, per stabilire la necessità di risanamento di un sito contaminato ai sensi dell’ordinanza sui siti contaminati (OSiti), si applica attualmente un valore di concentrazione specifico per sito, ponderato per la tossicità, pari a 50 ng TEQ/L (valore K). Questo valore si applica almeno alla somma delle concentrazioni di 9 singole sostanze PFAS (vedi Tabella 1), moltiplicate per il rispettivo fattore di equivalenza tossicologica. I fattori di equivalenza variano in funzione della lunghezza della catena e dei gruppi funzionali delle singole sostanze.

Tab. 1

Panoramica dei vari parametri di somma dei PFAS, gli equivalenti di tossicità sono indicati tra parentesi

	Formula della somma	Numero CAS	PFAS-9 ^a (CH)	PFAS-13 ^b (DIN)	PFAS-4 ^c (EFS A)	PFAS-20 ^c (DE)	24 PFAS come equivalenti di PFOA ^d (UE)	24 PFAS ^e (US EPA)
PFAS a catena corta								
PFBA	C ₄ HF ₇ O ₂	375-22-4	x (0.05)	x		x	x (0.05)	x
PFBS	C ₄ HF ₉ O ₃ S	375-73-5	x (0.001)	x		x	x (0.001)	x
PFPeA	C ₅ HF ₉ O ₂	2706-90-3	x (0.05)	x		x	x (0.03)	x
PFPeS	C ₅ HF ₁₁ O ₃ S	2706-91-4				x	x (0.3005)	x
PFHxA	C ₆ HF ₁₁ O ₂	307-24-4	x (0.01)	x		x	x (0.01)	x
GenX	C ₆ F ₁₁ O ₃	122499-17-6					x(0.06)	
cC6O4	C ₆ HF ₉ O ₆	1190931-41-9					x (0.06)	
4:2-FTS	C ₆ H ₅ F ₉ O ₃ S	757124-72-4						x
PFHpA	C ₇ HF ₁₃ O ₂	375-85-9	x (1)	x		x	x (0.505)	x
6:2-FTS	C ₈ H ₅ O ₃ F ₁₃ S	27619-97-2		x				x
6:2 FTOH	C ₈ H ₅ F ₁₃ O	678-39-7					x (0.02)	
PFAS a catena lunga								
PFHxS	C ₆ HF ₁₃ O ₃ S	355-46-4	x (0.6)	x	x	x	x (0.6)	x
PFHpS	C ₇ HF ₁₅ O ₃ S	375-92-8		x		x	x (1.3)	x
DONA	C ₇ H ₂ F ₁₂ O ₄	919005-14-4					x (0.03)	
PFOA	C ₈ HF ₁₅ O ₂	335-67-1	x (1)	x	x	x	x (1)	x
PFOS	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S	1763-23-1	x (2)	x	x	x	x (2)	x
PFOSA	C ₈ H ₂ F ₁₇ NO ₂ S	754-91-6		x				x
N-MeFOSAA	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(CH ₃)CH ₂ COOH	2355-31-9						x
N-EtFOSAA	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(C ₂ H ₅)CH ₂ COOH	2991-50-6						x
PFNA	C ₉ HF ₁₇ O ₂	375-95-1	x (10)	x	x	x	x (10)	x
PFNS	C ₉ HF ₁₉ O ₃ S	68259-12-1				x		x
PFDA	C ₁₀ HF ₁₉ O ₂	335-76-2		x		x	x (7)	x
PFDS	C ₁₀ HF ₂₁ O ₃ S	335-77-3				x	x (2)	x
8:2-FTS	C ₁₀ H ₅ F ₁₇ O ₃ S	39108-34-4						x
8:2 FTOH	C ₁₀ H ₅ F ₁₇ O	678-39-7					x (0.04)	
PFUnDA	C ₁₁ HF ₂₁ O ₂	2058-94-8				x	x (4)	x
PFUnDS	C ₁₁ HF ₂₃ O ₃ S	749786-16-1				x		
PFDoDA	C ₁₂ HF ₂₃ O ₂	307-55-1				x	x (3)	x
PFDoDS	C ₁₂ HF ₂₅ O ₃ S	79780-39-5				x		
PFTrDA	C ₁₃ HF ₂₅ O ₂	72629-94-8				x	x (1.65)	x
PFTrDS	C ₁₃ HF ₂₇ O ₃ S	791563-89-8				x		
PFTeDA	C ₁₄ HF ₂₇ O ₂	376-06-7					x (0.3)	x
PFHxDA	C ₁₆ HF ₃₁ O ₂	67905-19-5					x (0.02)	
PFODA	C ₁₈ HF ₃₅ O ₂	16517-11-6					x (0.02)	

^a CH: analisi dei siti contaminati e dei rifiuti

^b Analisi in conformità alla norma DIN 38407-42 (acqua) e DIN 38414-14 (solidi).

^c Ordinanza tedesca sull'acqua potabile, corrispondente alla direttiva UE 2020/2184.

^d Proposta di standard di qualità ambientale (SQA) per le acque superficiali della Commissione UE dell'ottobre

^e Metodo 8327 dell'EPA degli Stati Uniti.

3 ASPETTI FONDAMENTALI DEL PERCOLATO DI DISCARICA E DELLE ACQUE SOTTERRANEE CONTAMINATE POMPATE

3.1 Percolato di discarica

In Svizzera, nelle discariche vengono depositati rifiuti non valorizzabili dal punto di vista materiale, non combustibili, e residui provenienti dall'incenerimento dei rifiuti. Esistono cinque tipi di discarica (A – E); la sequenza in ordine crescente rappresenta il potenziale di pericolo associato ai rifiuti depositati e i requisiti costruttivi e tecnici crescenti previsti per ciascun tipo di discarica.

La Tabella 2 fornisce una panoramica dei diversi tipi di discarica, dei rifiuti ammessi al deposito in ciascuna e dei riferimenti normativi contenuti nell'Ordinanza sulla prevenzione e lo smaltimento dei rifiuti⁴ (OPSR). Anche le diverse fasi operative di una discarica (realizzazione, esercizio, post-gestione) sono disciplinate dalla OPSR.

Tipo di discarica	Tipo di rifiuto	OPSR
A	- Materiale di scavo e terreno non inquinato <i>Generalmente senza necessità di trattamento o gestione successiva; percolato di discarica: non problematico</i>	Allegato 5, cifra 1
B	- Materiale di scavo debolmente inquinato - Suoli leggermente inquinati - Rifiuti da costruzione minerali non valorizzabili	Allegato 5 Cifra 2
C	- Residui inorganici e scarsamente solubili - Rifiuti contenenti metalli residui <i>Di solito richiede un trattamento preliminare</i>	Allegato 5 Cifra 3
D	- Residui di combustione	Allegato 5 Cifra 4
E	- Vari rifiuti fortemente contaminati	Allegato 5 Cifra 5

Tab. 2
Panoramica dei tipi di discarica applicabili in Svizzera secondo la OPSR.

Per percolato di discarica si intende, in generale, l'acqua che si accumula sul fondo di una discarica. La quantità di percolato prodotta dipende dalle precipitazioni totali, dal deflusso superficiale, dall'evaporazione, dall'acqua immagazzinata e dalla struttura costruttiva della discarica (con o senza impermeabilizzazione). Per l'immissione del percolato di discarica in corpi idrici superficiali, devono essere rispettate le disposizioni di legge (OPAc), ovvero il percolato deve avere una qualità adeguata. Il percolato delle discariche di tipo A, in cui vengono depositati materiali di scavo e suolo non inquinati, è considerato non problematico e per questo non viene raccolto. Le discariche di tipo B possono, grazie alla natura inerte e poco contaminata dei rifiuti depositati, convogliare il proprio percolato direttamente in un corpo idrico superficiale già durante la fase operativa. Il percolato delle discariche di tipo C fino a E, invece, viene di norma raccolto e inviato a un IDA (impianto di depurazione delle acque) centrale. Solo dopo aver raggiunto la qualità richiesta, esso può essere immesso in un corpo idrico superficiale. Sia durante l'invio a un IDA centrale sia nel caso di una futura immissione diretta in un corpo idrico, può essere necessario un trattamento supplementare. In linea di principio, ogni discarica rappresenta un caso specifico, e il percolato deve essere valutato individualmente in funzione di un eventuale trattamento [47].

La composizione del rifiuto depositato in discarica è generalmente eterogenea, e può includere componenti sia organiche sia minerali. Il trasporto (di solito verticale) dei flussi idrici sopra menzionati attraverso il corpo della discarica influenza la composizione del percolato generato, che è determinata principalmente da processi biochimici di trasformazione e di lisciviazione all'interno del corpo della discarica. Come già descritto nel capitolo 2, i PFAS raggiungono le discariche attraverso diverse vie. Una volta nella discarica, si comportano come nell'ambiente, vengono mobilizzati attraverso flussi preferenziali dovuti al trasporto verticale dell'acqua e finiscono così nel percolato. Il percolato di discarica, a causa di questi fattori (materiale eterogeneo, processi di trasformazione biochimici, bilancio idrico), è da considerarsi una miscela complessa acqua-sostanza. Tale complessità provoca effetti di matrice, che rendono più difficoltose sia la depurazione del percolato sia l'analisi delle singole sostanze, e richiedono misure specifiche. In

⁴ Ordinanza sulla prevenzione e lo smaltimento dei rifiuti (OPSR), RS 814.600

particolare, la presenza di carichi salini e di carbonio organico disciolto (DOC) può ostacolare significativamente la rimozione dei PFAS (cfr. Capitolo 6).

3.2 Pompaggio di acque sotterranee contaminate da siti inquinati

Le acque sotterranee pompate da siti inquinati possono essere contaminate da un'ampia gamma di inquinanti. Le fonti di contaminazione da PFAS possono includere impianti industriali, piazzole per esercitazioni antincendio, siti di deposito o luoghi di incidente. A causa delle loro proprietà chimico-fisiche, i PFAS non si trovano quasi mai nel sottosuolo come fase separata pura, ma tendono a essere adsorbite nei materiali del sottosuolo oppure a trovarsi disciolti nelle acque sotterranee. In linea generale, si può assumere che le acque sotterranee presentino, rispetto al percolato di discarica, una matrice più semplice (ad esempio per il minor contenuto di materiale organico), anche se in alcuni casi possono risultare fortemente mineralizzate (ad esempio con elevate concentrazioni di calcio o ferro).

Le acque sotterranee pompate, una volta adeguatamente trattate, vengono scaricate nella rete fognaria o in un corpo idrico superficiale, oppure reimmesse nella falda acquifera mediante reinfiltrazione. La modalità di scarico o reinfiltrazione viene definita o autorizzata dall'autorità cantonale competente. Tale autorizzazione deve stabilire i valori limite per i parametri rilevanti, inclusi i PFAS.

4 MISURAZIONI DEI PFAS IN SVIZZERA E NEI PAESI LIMITROFI

La tabella 3 seguente riporta le concentrazioni di PFAS rilevate nel percolato di discarica e nelle acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati in Svizzera e nei paesi limitrofi. Questi dati servono a stimare le concentrazioni tipiche che ci si può attendere di dover trattare. I valori di concentrazione delle singole sostanze PFAS in Svizzera provengono da un'indagine condotta presso i Cantoni e rappresentano dati raccolti tra il 2022 e il 2024 in siti selezionati. Sono indicati solo i valori superiori al limite di quantificazione (LOQ) e il numero relativo di misurazioni. Ulteriori elaborazioni di questi dati, così come il numero di misurazioni al di sotto del limite di quantificazione, sono riportati in allegato.

I dati misurati nel percolato di discarica svizzero risultano essere dello stesso ordine di grandezza delle misurazioni effettuate in Germania e Austria (da <LOQ fino a qualche µg/L). Fanno eccezione alcuni valori isolati, ad esempio un valore di PFBA pari a 23 µg/L rilevato in una discarica di tipo A (materiale da scavo proveniente da galleria).

Anche i valori misurati in acque sotterranee contaminate in Svizzera non si discostano sostanzialmente da quelli riscontrati negli altri paesi. Per quanto riguarda i dati provenienti dalla Francia, va segnalato che si tratta di misurazioni di routine, non effettuate in siti sospetti o noti per contaminazioni da PFAS. Inoltre, nella tabella sono riportati solo i valori massimi.

Oltre alle singole sostanze rilevate, nella letteratura sono disponibili anche dati relativi a parametri somari. Tuttavia, in questi casi non è sempre chiaro da quali sostanze siano composte le somme, e sono disponibili solo poche misurazioni relative a singoli siti. Per questo motivo, si è deciso di non includere tali valori nella presente sintesi.

A titolo esemplificativo, le misurazioni di PFOA e PFOS nel percolato di discarica proveniente da diversi tipi di discarica in Svizzera sono riportate nella Figura 1. Le concentrazioni più elevate sono state riscontrate nelle discariche di tipo C, D ed E. In quasi tutti i percolati di discarica analizzati, i «9 PFAS legati ai siti contaminati⁵» sono stati misurati e rilevati a concentrazioni superiori al limite di quantificazione⁶(LOQ). Altre sostanze PFAS individuali frequentemente rilevate sono PFDA, PFPeS, PFHpS e 6:2-FTS.

Anche per i PFAS a catena corta, con l'eccezione del PFBA già citato, le concentrazioni più elevate sono state osservate nelle discariche di tipo C, D ed E (si vedano a tal proposito anche le figure riportate in appendice).

⁵ I «9 PFAS rilevanti per i siti contaminati» sono: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS e PFOS.

⁶ Il limite di quantificazione (LOQ) varia a seconda della sostanza, della data delle misurazioni e della matrice, e si colloca tra 0,001 e 0,005 µg/L.

	Svizzera						Austria						Francia
	Percolato di discarica			Acqua sotterranea pompata e contaminata			Percolato di discarica			Acqua sotterranea pompata e contaminata			Acque sotterranee
	min	massimo	n	min	massimo	n	min	massimo	n	min	massimo	n	massimo
	µg/L			µg/L			µg/L			µg/L			µg/L
PFBA	0.001	23	175	0.0001	35.5	86	0.08	3	6				2.35
PFPeA	0.001	4.6	187	0.0002	106	91	0.02	2	6				5.89
PFHxA	0.001	7.5	194	0.00011	276.6	93	0.045	5.6	9				9.76
PFHpA	0.001	4.7	192	0.001	9.9	70	0.03	1.5	6				2.09
PFOA	0.001	16.2	196	0.001	0.4	76	0.36	5	9				10.2
PFNA	0.001	0.712	135	0.001	10	24	0.002	0.08	6				0.547
PFDA	0.001	0.673	54	0.002	10	13	0.0025	0.2	6				0.151
PFUnDA	0.001	0.087	6	0.008	0.012	8							0.0255
PFDoDA	0.001	0.123	5	0.003	0.024	8							0.029
PFTTrDA	0.002	0.002	1	0.0015	0.015	8							0.33
PFBS	0.001	10	168	0.000004	2.01	72	0.085	1.8	6				1.08
PFPeS	0.001	3.88	83	0.0006	0.02	10							1.17
PFHxS	0.0017	9.22	189	0.001	3.5	73	0.02	0.55	6				1.56
PFHpS	0.001	1.04	66	0.002	0.027	10	0.001	0.007	6				0.236
PFOS	0.001	18.3	198	0.001	4.6	81	0.019	0.84	18		0.047	28	6.2
PFNS	0.006	0.006	1										0.004
PFDS	0.002	0.096	5	0.005	0.01	8	0.0004	0.02	6				

Tab.3

Concentrazioni misurate di singole sostanze PFAS nel percolato di discarica e nelle acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati

	Svizzera						Austria						Francia
	Percolato di discarica			Acqua sotterranea pompata e contaminata			Percolato di discarica			Acqua sotterranea pompata e contaminata			Acque sotterranee
	min	massimo	n	min	massimo	n	min	massimo	n	min	massimo	n	massimo
	µg/L			µg/L			µg/L			µg/L			µg/L
(P)FOSA	0.001	0.099	26										
MeFOSA	0.003	0.003	1										
MeFOSAA	0.005	0.146	9										
EtFOSA	0.004	0.004	1										
EtFOSAA	0.003	1.81	13										
4:2-FTS	0.0075	0.0075	1	0.00122	0.00122	1							
6:2-FTS	0.001	0.34	26	0.054	3.48	2							
8:2-FTS	0.002	0.056	11	0.00506	0.00506	1							
GenX				0.00003	0.00006	8							
DONA				0.00003	0.00048	8							
Capstone A													
Capstone B	0.02	1.7	7										
HPFHpA	0.005	0.005	1										

Tab.3

Concentrazioni misurate di singole sostanze PFAS nel percolato di discarica e nelle acque sotterranee contaminate pompate da siti inquinati

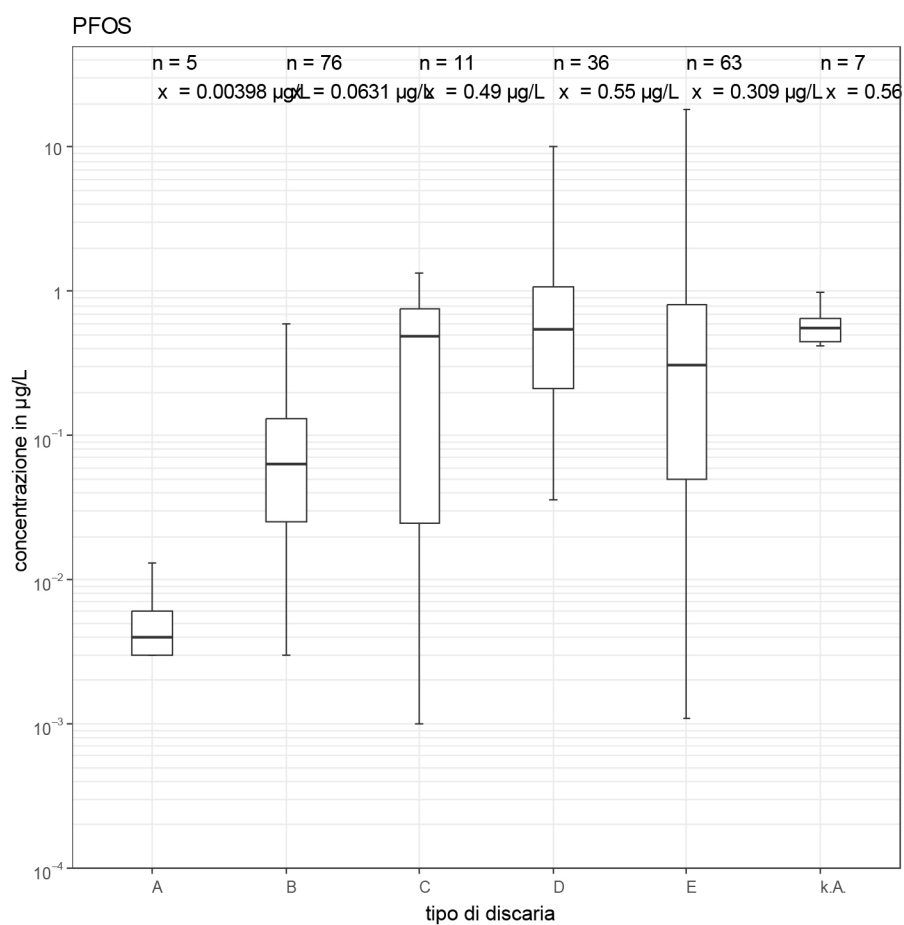
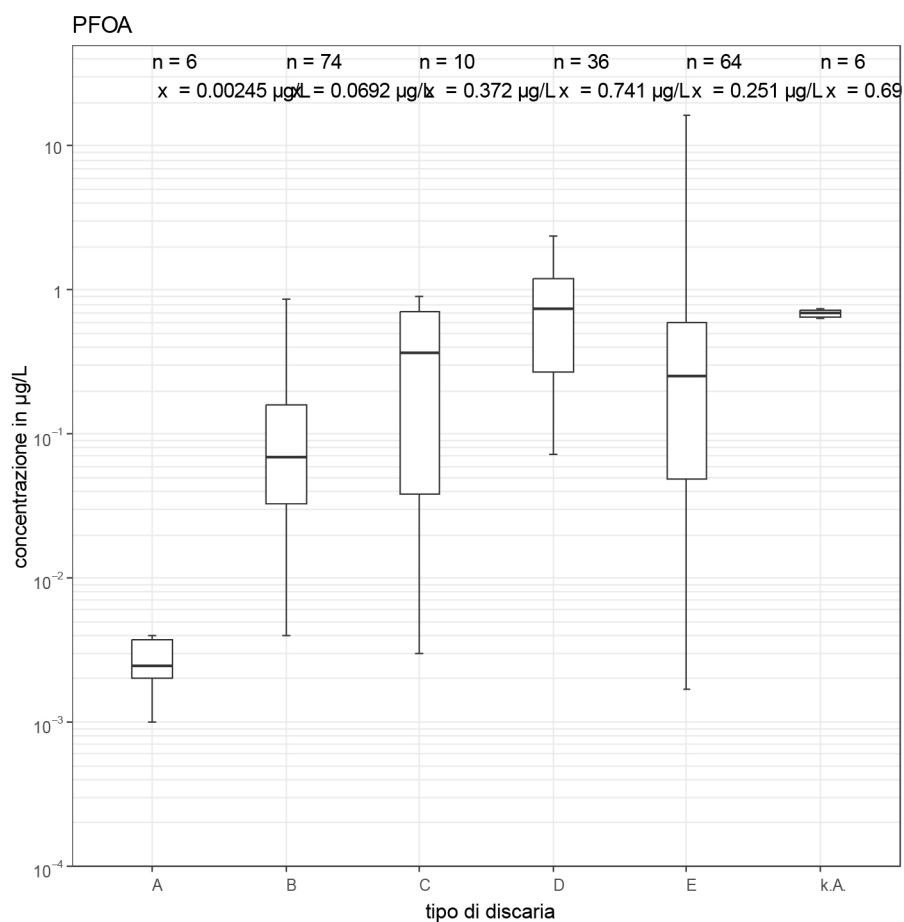


Fig. 1
Misurazioni di PFAS (PFOA e PFOS, CH 2022-2024) nel percolato di discarica di varie discariche. Dati relativi al numero di misurazioni >LOQ e alla mediana. Il riquadro corrisponde all'intervallo in cui si trova il 50% medio dei dati. Le barre di errore corrispondono a 1,5 volte la distanza tra il quartile superiore e quello inferiore (rispettivamente 75 % e 25 % dei valori). I valori anomali sono rappresentati da punti più grandi.

La figura seguente, basata su dati provenienti dalla Svizzera, mostra a titolo esemplificativo le concentrazioni di PFAS riscontrate nelle acque sotterranee di siti inquinati, come piazzole per esercitazioni antincendio e impianti industriali. Rispetto ai dati relativi al percolato di discarica, i valori mediani risultano inferiori di circa un ordine di grandezza.

Anche nelle acque sotterranee contaminate e pompate da siti inquinati, i «9 PFAS rilevanti per i siti contaminati» sono stati rilevati al di sopra del limite di quantificazione (LOQ) in quasi tutti i campioni (circa 1.000 misurazioni, di cui circa 670 sopra il LOQ). Altre sostanze PFAS individuali rilevate al di sopra del LOQ includono PFDA, PFPeS, PFHpS, Gen-X e DONA (150 misurazioni, di cui 90 superiori al LOQ).

A differenza delle misurazioni nel percolato di discarica, alcuni PFAS tra le 36 sostanze oggetto dell'indagine non sono stati analizzati nelle acque sotterranee, tra cui: MeFOSAA, EtFOSAA, 9Cl-PF3ONS, 8:2-FTUCA, Capstone A e HPFHpA. Questo potrebbe dipendere dal fatto che finora sono stati analizzati principalmente i 9 PFAS rilevanti ai sensi della normativa sui siti contaminati. In generale, i valori mediani delle concentrazioni dei singoli PFAS sono risultati più elevati nei siti industriali rispetto alle piazzole antincendio, in alcuni casi di oltre un ordine di grandezza.

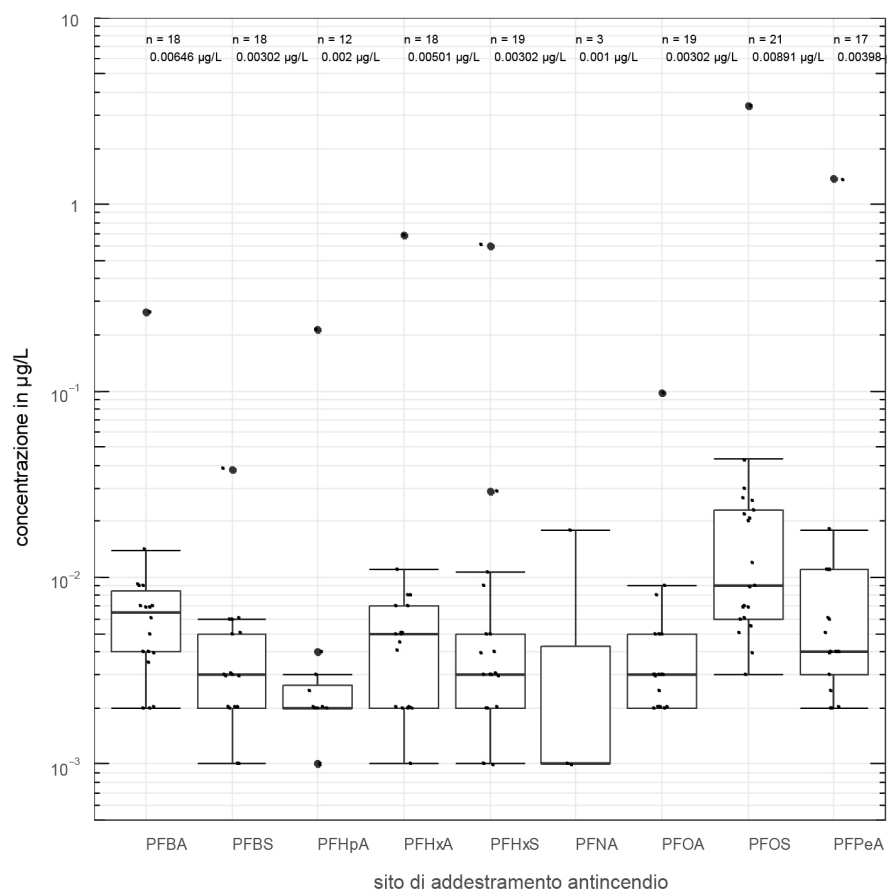
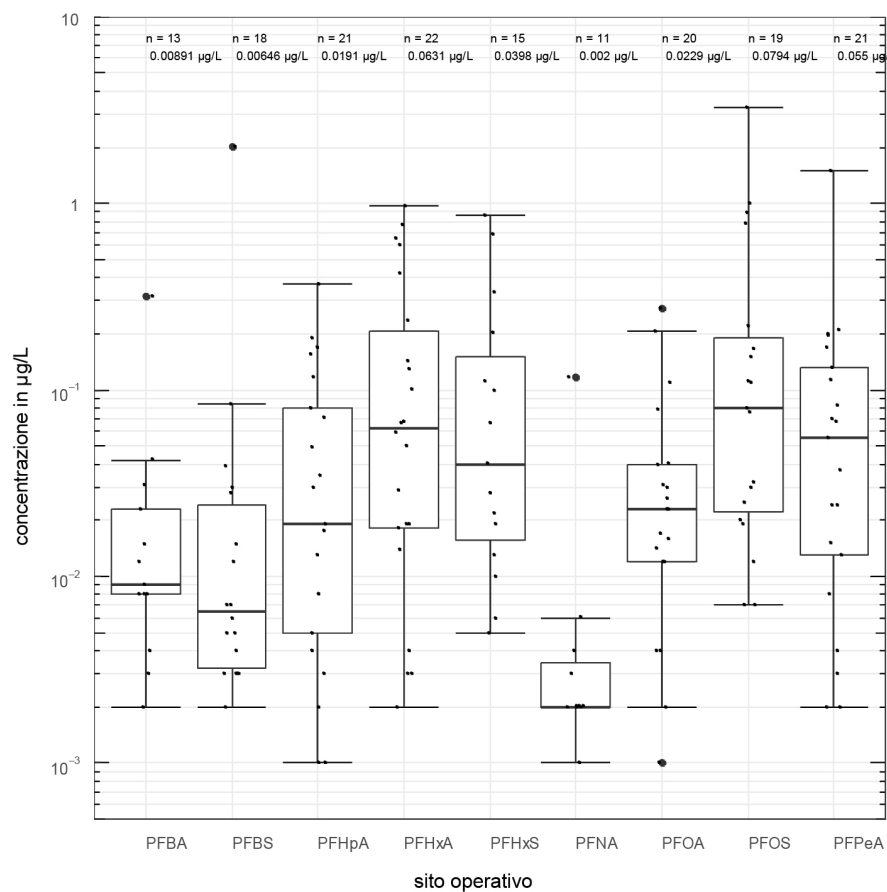


Fig. 2
Misurazioni di singole sostanze PFAS (CH 2022-2024) nelle acque sotterranee di siti contaminati (esempio: area di addestramento antincendio e sito operativo). Numero di misurazioni >LOQ e mediana. Il riquadro corrisponde all'intervallo in cui si trova il 50% medio dei dati. Le barre di errore corrispondono a 1,5 volte la distanza tra il quartile superiore e quello inferiore (rispettivamente 75 % e 25 % dei valori). I valori anomali sono rappresentati da punti più grandi.

5 PANORAMICA DEI PROCESSI DI TRATTAMENTO

I procedimenti di trattamento sfruttano le proprietà chimiche e fisiche di un inquinante per immobilizzarlo, rimuoverlo, concentrarlo oppure distruggerlo. A causa delle particolari proprietà chimico-fisiche dei PFAS, molti trattamenti si dimostrano inefficaci, come ad esempio quelli basati sulla volatilizzazione delle sostanze inquinanti. Per ciascuno scenario di trattamento o per ogni sito, possono rendersi necessari più procedimenti, spesso anche in combinazione, specialmente quando si devono rimuovere PFAS sia a catena corta sia a catena lunga.

Nel descrivere lo stato della tecnica relativo ai procedimenti di rimozione dei PFAS, la presente linea guida distingue tra tecnologie consolidate e tecnologie in fase di sviluppo. Per tecnologie consolidate si intendono quei procedimenti che sono già impiegati con successo per il trattamento di percolato di discarica o di acque sotterranee contaminate pompate. Le tecnologie in fase di sviluppo sono invece quelle la cui applicabilità pratica non è ancora sufficientemente dimostrata, ad esempio perché sono state finora testate solo in impianti pilota. È possibile che una parte di queste tecnologie venga validata nella pratica nel prossimo futuro. Va inoltre considerato che la lista delle tecnologie in fase di sviluppo non è esaustiva e che ulteriori procedimenti potranno essere presi in considerazione. La tabella seguente (tab 4) fornisce una panoramica dei procedimenti attualmente applicati o in corso di sviluppo per la rimozione dei PFAS.

A seconda delle condizioni del sito (composizione dell'acqua grezza, livello di contaminazione), può essere necessario combinare più procedimenti. Ad esempio, l'efficienza della schiumatura frazionata (*foam fractionation*) è tanto più elevata quanto più alta è la concentrazione di PFAS nell'acqua grezza; pertanto, si è dimostrato efficace un preconcentramento tramite filtrazione a membrana [53]. I concentrati generati da un procedimento separativo devono a loro volta essere sottoposti a un secondo trattamento. Un esempio è il trattamento di un concentrato da filtrazione a membrana con carbone attivo granulare [54]. In generale, i procedimenti separativi producono residui contenenti PFAS, come ad esempio carbone attivo esausto, concentrato da osmosi inversa o schiuma contaminata da PFAS. Se questi residui non possono essere trattati in loco, devono essere smaltiti tramite un metodo in grado di distruggere i PFAS. Attualmente, nella maggior parte dei casi, si ricorre all'incenerimento ad alta temperatura. Per i rifiuti speciali che contengono oltre l'1% in peso di alogeni legati organicamente, l'OPSR (art. 31 cpv. 2) prescrive una temperatura minima di 1.100 °C e una permanenza di almeno 2 secondi. In letteratura sono descritti anche altri procedimenti distruttivi (cfr. Tabella 4) che possono essere impiegati in alternativa all'incenerimento, specialmente per rifiuti con elevate concentrazioni di PFAS. Tuttavia, la maggior parte di questi è ancora in fase sperimentale [55]. In ogni caso, per questo tipo di rifiuto speciale è necessario fornire un attestato di smaltimento ai sensi dell'Ordinanza sul traffico dei rifiuti (OTRif / VeVA).

La verifica dell'efficienza del trattamento avviene mediante campionamenti e analisi appropriate durante l'esercizio dell'impianto. In funzione del profilo di contaminazione dell'acqua grezza da trattare e dei requisiti per l'immissione, devono essere definiti i PFAS da analizzare. Ulteriori informazioni sul controllo analitico del processo si trovano al capitolo 6.9.

Tab. 4

Processi di base per la rimozione dei PFAS, processi collaudati in grassetto

Separazione	Adsorbimento	• Adsorbimento su carbone attivo granulare (GAC), spesso in combinazione con altri processi • Adsorbimento su scambiatori di ioni, spesso in combinazione con altri processi • Adsorbimento su polimeri o altre materiali
	Precipitazione/flocculazione	• Precipitazione con polimero, anche come precursore di scambiatori di ioni o GAC
	Tecnologie a membrana	• Filtrazione a membrana
	Frazionamento	• Frazionamento con ozono (ozone fractionation), generalmente efficace dopo preconcentramento con altri metodi • Schiumatura frazionata, generalmente efficace dopo preconcentramento con altri metodi • Flottazione a rilascio di pressione (pressure-relief flotation) • Strippaggio delle acque reflue (wastewater stripping)
Distruzione	Ultrasuoni	• Sonolisi
	Ossidazione/riduzione	• Ossidazione/riduzione avanzata • Ossidazione supercritica a umido
	Processi elettrochimici	• Ossidazione elettrochimica, per il trattamento dei concentrati • Elettrocoagulazione
	UV	• Fotodegradazione, fotocatalisi
	Plasma	• Degradazione mediante plasma in acqua
	Mulino a sfere	• Degradazione dovuta a effetti termici/meccanici

(mancato adsorbimento) dei singoli PFAS (breakthrough) segue, a parità di concentrazione iniziale, il seguente ordine: PFBA >> PFHxA > PFBS > PFOA > PFHxS > PFOS [4]. Ciò significa che il numero di volumi di letto trattati (BV) prima del passaggio dell'inquinante (breakthrough) è maggiore per i PFAS a catena lunga rispetto a quelli a catena corta; ad esempio: 50.000–60.000 volumi di letto trattati (BV)⁸ per PFOS e solo 5.000–10.000 volumi di letto trattati (BV) per PFBA in campioni di acque sotterranee [4][36]. In generale, l'adsorbimento su carbone attivo, se impiegato da solo, non è economicamente sostenibile per la rimozione dei PFAS a catena corta. Nella pratica, le concentrazioni ottenibili in uscita variano da <LOQ (prima del breakthrough) fino a diverse centinaia di ng/L per la somma di tutti i PFAS analizzati (vedi tabella «Esempi pratici» nel capitolo 6.11).

Anche altri componenti dell'acqua influenzano l'efficienza, ad esempio attraverso adsorbimento competitivo da parte di materiali organici (cfr. 6.1.3). L'efficienza dipende inoltre dalla porosità e capacità adsorbente del materiale di supporto [14], dalla temperatura, dal pH e dal tempo di contatto nel filtro a carbone attivo (empty-bed contact time, EBCT) [16].

6.1.3 Limiti del sistema

Numerosi altri contaminanti organici possono anch'essi essere rimossi tramite carbone attivo, ma comportano un peggioramento dell'efficienza di adsorbimento dei PFAS oppure un anticipato passaggio degli inquinanti attraverso il filtro.

Solidi sospesi, carbonio organico disciolto (DOC), ferro, manganese e bicarbonato interferiscono negativamente con il processo. Quando queste sostanze sono presenti in elevate concentrazioni, un pretrattamento è generalmente necessario. In linea generale, la capacità di carico di un carbone attivo è specifica per il sito ed è difficile da prevedere. È quindi consigliabile effettuare test in batch e/o prove su colonna con carbone attivo, al fine di determinare il tipo di carbone più adatto ed economicamente sostenibile per ciascun sito. Va inoltre considerato che, a causa di fenomeni di accumulo e di sostituzione (da parte dei PFAS a catena lunga), la concentrazione dei PFAS a catena corta può essere temporaneamente più elevata all'uscita dell'impianto rispetto all'ingresso.

6.1.4 Consumo di risorse

Il consumo di risorse per il funzionamento dell'impianto dipende dal sito (ad esempio, dalla concentrazione di PFAS nel percolato di discarica) e dalla potenza della pompa installata (energia elettrica). Il carbone attivo saturo viene sostituito regolarmente e può essere smaltito tramite incenerimento ad alta temperatura (oltre 1.100 °C) oppure rigenerato termicamente a 600 °C [4]. I PFAS desorbiti durante la rigenerazione devono essere distrutti tramite post-combustione ad alta temperatura.

La dimensione dell'impianto è proporzionale al volume d'acqua da trattare. Impianti progettati per una portata di 8 m³/h sono disponibili all'interno di container da 20 piedi. Sistemi più grandi, fino a 20 m³/h, possono anch'essi essere utilizzati in modalità mobile.

Assorbimento su carbone attivo	
Idoneità	Processo collaudato per il percolato di discarica e per l'acqua sotterranea pompata e contaminata
Affidabilità operativa	Molto elevato grazie ai filtri in serie
Onere di Manutenzione	Moderata; il carbone attivo deve essere sostituito regolarmente
Efficienza di rimozione	- Alta per PFAS a catena lunga - bassa per PFAS a catena corta - Migliore per acidi perfluorosolfonici rispetto ai carbossilici di pari lunghezza - Con adeguata progettazione, è possibile raggiungere concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità (circa 1 ng/L)
Pre-trattamento	- non è sempre necessario per le acque sotterranee pompate e contaminate, ma può essere economico - necessario per il percolato di discarica
Sottoprodotti/residui	Il carbone attivo carico deve essere smaltito o rigenerato.

⁸ Il volume di letto trattato (BV) è il rapporto tra il volume delle acque reflue e il volume della colonna contenente carbone attivo granulare (GAC).

Possibili sottoprodotti critici nel refluo trattato	• nessuno
Numero di fornitori	• >5

6.2 Adsorbimento su scambiatori ionici

6.2.1 Funzionamento

Il principio di funzionamento di uno scambiatore ionico si basa sul trasferimento reversibile di ioni tra una soluzione acquosa e gli ioni presenti sul materiale di supporto (resina) dello scambiatore. Nella depurazione industriale delle acque si utilizzano comunemente matrici di scambio ionico a base di polistirene o poliacrilato, costituite da perle di plastica porosa con un diametro tra 0,3 e 1,3 mm [4]. Gli scambiatori ionici sono impiegati su scala industriale nel trattamento delle acque potabili e anche nel trattamento di acque sotterranee contaminate pompate. Per quanto riguarda il percolato di discarica, in letteratura sono finora descritti solo studi pilota per la rimozione dei PFAS [38].

In linea generale si distingue tra scambiatori cationici e anionici. Gli anionici sono preferiti per la rimozione dei PFAS, poiché la maggior parte dei PFAS si presenta caricata negativamente in soluzione acquosa. Esistono tuttavia anche specie PFAS zwitterioniche o non cariche. Oltre al legame ionico con la parte carica della molecola, i PFAS a catena lunga si legano anche alla struttura polimerica neutra dello scambiatore, il che comporta una maggiore efficienza di rimozione per queste sostanze. Sono disponibili sul mercato anche resine specifiche per PFAS a catena corta [32][33]. L'efficienza di rimozione dipende anche da diversi fattori, tra cui la concentrazione complessiva di contaminanti, la presenza di ioni competitivi nell'acqua grezza, la configurazione del processo e le proprietà dello scambiatore ionico stesso (es. capacità di adsorbimento, stabilità, cinetica di adsorbimento).

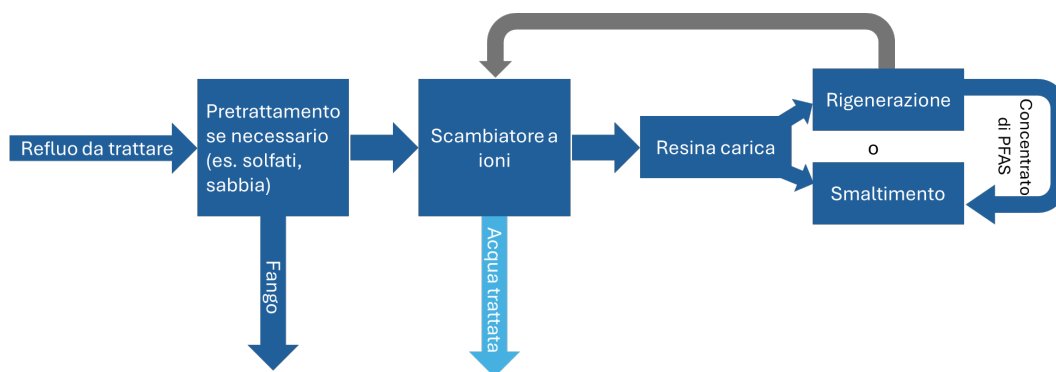


Fig. 4
Schema di un sistema di scambiatore ionico. In blu scuro sono rappresentati i flussi contaminati da PFAS, in blu chiaro i flussi ridotti da PFAS, in grigio i materiali ausiliari.

6.2.2 Prestazioni del sistema

Efficienze di rimozione superiori al 99% possono essere raggiunte, a seconda delle condizioni specifiche del sito. Grazie alle interazioni ioniche, la cinetica di adsorbimento è significativamente più rapida, e la capacità di adsorbimento per i PFAS a catena corta è notevolmente superiore rispetto al carbone attivo granulare (GAC). Si possono ottenere concentrazioni residue inferiori a 10 ng/L (cfr. Tabella 5). Analogamente a quanto osservato per il GAC, occorre considerare che, durante il trattamento, i PFAS lineari a catena lunga possono dislocare i PFAS a catena corta nello scambiatore ionico. Di conseguenza, questi ultimi possono essere rilasciati nuovamente o non rimossi affatto. Si raccomanda quindi di utilizzare una fase successiva con una resina specifica per i PFAS a catena corta (vedi anche Tabella 5). A parità di lunghezza della catena, i test hanno mostrato che gli acidi perfluorosolfonici vengono adsorbiti più efficacemente rispetto agli acidi perfluorocarbossilici nello scambiatore ionico [4].

Rispetto al GAC, gli scambiatori ionici possono raggiungere tassi di eliminazione più elevati dei PFAS con un minore utilizzo di materiale. Studi su acque sotterranee con concentrazioni fino a 900 ng/L di PFAS hanno dimostrato che il numero di volumi di letto trattati (BV⁹) fino al breakthrough per i PFAS a catena lunga è risultato fino a 4 volte superiore per due resine testate rispetto al GAC. A seconda della lunghezza della catena, con gli scambiatori si sono trattati fino a 10.000 BV per PFBA e oltre 200.000 BV per PFOA, mentre con il GAC si è raggiunto rispettivamente 10.000 e 50.000 BV [37]. Uno studio comparativo sul percolato di discarica ha mostrato che il numero di volumi di letto (BV) trattati fino al breakthrough può

⁹ Volume dell'acqua trattata / volume della colonna riempita di resina

essere fino a 10 volte maggiore per gli scambiatori ionici rispetto al GAC. Le durate inferiori osservate nel percolato (solo ca. 20.000 BV per PFOA) sono attribuite al carico elevato di DOC del percolato analizzato [38]. Le capacità di scambio e i tempi di breakthrough variano anche in funzione della natura chimica dei PFAS (acido solfonico o carbossilico) e del grado di ramificazione della catena alchilica [4][37]. Sono già in uso impianti per il trattamento di acque sotterranee contaminate pompate con portate fino a 100 m³/h; in questi casi, il pretrattamento non è sempre necessario. È possibile effettuare un potenziamento dell'impianto, ad esempio con funzionamento in parallelo o aumento della capacità dei filtri. È anche possibile utilizzare scambiatori in serie, ad esempio con resine diverse, incluse quelle specifiche per PFAS a catena corta.

Altri ioni presenti nell'acqua, oltre ai PFAS, possono anch'essi essere rimossi dallo scambiatore ionico: ad esempio nitriti, nitrati, solfati e cloruri (cfr. cap. 6.2.3). Per questo motivo, è opportuno valutare caso per caso se lo scambiatore ionico, da solo, sia economicamente sostenibile per la rimozione dei PFAS (vedi anche Tabella 5).

6.2.3 Limiti del sistema

La selettività di uno scambiatore ionico dipende dalla tipologia di resina utilizzata e dalla forza del legame ionico che si instaura tra i PFAS e i gruppi funzionali della resina. Ioni piccoli, fortemente polarizzabili, con carica elevata, bassa tendenza a formare complessi con i componenti in soluzione e interazioni specifiche marcate con la matrice rappresentano fattori di disturbo, che possono ridurre l'efficienza di rimozione dei PFAS. Gli scambiatori ionici trattengono generalmente meglio gli ioni solfato (SO₄²⁻), nitrato (NO₃⁻), cloruro (Cl⁻), bicarbonato (HCO₃⁻) e idrossido (OH⁻) rispetto ai PFAS. Per gli scambiatori anionici fortemente basici (con alta densità di carica), si applica la seguente sequenza di selettività: SO₄²⁻ > NO₃⁻ > Cl⁻ > HCO₃⁻ > OH⁻. Per gli scambiatori anionici debolmente basici, vale invece: OH⁻ >> SO₄²⁻ > NO₃⁻ > Cl⁻ [4]. In generale, anche le resine debolmente basiche possono essere utilizzate per la rimozione dei PFAS, ma per i PFAS a catena corta risulta più efficace una combinazione con resine fortemente basiche, grazie alla loro maggiore densità di carica [35]. I costruttori di impianti raccomandano di sottoporre le acque fortemente contaminate a un pretrattamento tramite stripping, per la rimozione dei composti organici volatili (VOC), e di installare un filtro a sabbia per l'eliminazione dei solidi sospesi [29]. Anche un alto contenuto di DOC nelle acque da trattare rappresenta un fattore di disturbo [34]; in questi casi è necessario un pretrattamento adeguato, ad esempio tramite carbone attivo. Ci si aspetta che questo sia particolarmente necessario nel caso del percolato di discarica. Poiché il percolato di discarica presenta frequentemente elevati tenori di composti solforati, si presume che sia necessario anche un pretrattamento per rimuovere ioni interferenti, ad esempio tramite un ulteriore scambiatore ionico [34].

È importante evitare picchi di pressione superiori a 1,5 bar sul letto di resina, così come grandi variazioni nel carico salino, nel pH o esposizione al gelo. Questi fattori possono causare danni irreversibili alla resina dello scambiatore ionico.

6.2.4 Consumo di risorse

Il consumo di risorse dipende dalla configurazione e dimensione dell'impianto (ad esempio, collegamento in serie di più unità), dalla concentrazione e composizione dei PFAS presenti, nonché dal tipo di materiale utilizzato nello scambiatore ionico. Il materiale di supporto, che deve essere sostituito regolarmente, deve essere smaltito correttamente oppure rigenerato (cfr. capitolo 5). È necessaria anche energia elettrica per il pompaggio dell'acqua.

Quando gli scambiatori ionici saturi vengono rigenerati (in loco o centralmente dal gestore dell'impianto), ad esempio tramite lavaggio con soluzioni di NaCl o HCl contenenti 45% di metanolo o etanolo come solvente, si genera una soluzione rigenerativa salina fortemente contaminata da PFAS, che deve essere sottoposta a trattamento distruttivo o a smaltimento conforme. Tuttavia, è possibile ridurre il volume del rigenerato di oltre il 96,5%, ad esempio mediante osmosi inversa accoppiata a un'evaporazione sotto vuoto [16].

Assorbimento su scambiatori ionici	
Idoneità	• Processo consolidato su scala industriale per le acque sotterranee contaminate pompate • non ancora testato per il percolato di discarica
Affidabilità operativa	• Elevata in caso di collegamento in serie • Non resistente al gelo, in quanto le resine dello scambiatore di ioni vengono danneggiate.
Onere di Manutenzione	• Moderata: la resina dello scambiatore di ioni deve essere sostituita o rigenerata. • Elevata, se la rigenerazione avviene in loco
Efficienza di rimozione	• Buona per i PFAS a catena lunga • Buona con resine speciali per i PFAS a catena corta • Migliore per acidi solfonici rispetto ai carbossilici a parità di lunghezza
Pre-trattamento	• Non sempre necessario per le acque sotterranee contaminate • Non ancora testato per il percolato di discarica; si può ipotizzare che sia necessario un pre-trattamento
Sottoprodotti/residui	• Le resine con scambiatori di ioni cariche devono essere smaltite o rigenerate. • La soluzione rigenerativa contaminata da PFAS deve essere trattata in modo distruttivo.
Possibili sottoprodotti critici nel refluo trattato	• Nessuno
Numero di fornitori	• >5

6.3 Precipitazione

6.3.1 Funzionamento

A titolo esemplificativo, viene qui descritto il processo PerfluorAd®, che diversi studi comparativi segnalano come altamente efficace per la rimozione dei PFAS dalle acque reflue [71][72]. In questo processo di precipitazione, un polimero cationico liquido derivato da acidi grassi vegetali viene aggiunto continuamente in un reattore agitato. Questo polimero forma un legame ionico debole con i PFAS. Le macromolecole contenenti PFAS così formate flocculano nel giro di 10–30 minuti, e si può ottenere una rimozione dei PFAS superiore al 90%. La separazione del precipitato solido avviene mediante sedimentazione e/o filtrazione attraverso un filtro a sabbia o a sacchetto [73]. Il fango diluito prodotto dal controlavaggio viene disidratato e avviato a uno smaltimento appropriato. Il filtrato povero di PFAS deve essere sottoposto a una fase di post-trattamento con carbone attivo granulare (GAC) o scambiatore ionico

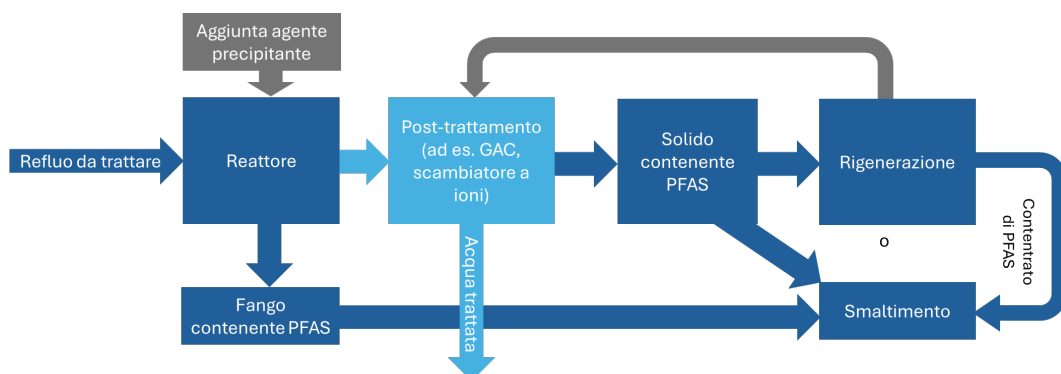


Fig. 5
Struttura schematica di un sistema perfluorAd®. In blu scuro sono rappresentati i flussi contaminati da PFAS, in blu chiaro i flussi ridotti da PFAS, in grigio i materiali ausiliari.

6.3.2 Prestazioni del sistema

In linea generale, questo processo risulta più adatto ai PFAS a catena lunga (in particolare agli acidi solfonici) e alle alte concentrazioni di PFAS ($\geq 1 \mu\text{g/L}$ per singola sostanza) rispetto ai PFAS a catena corta e alle basse concentrazioni [72]. Un'aggiunta di polimero pari a $5\text{--}50 \text{ g/m}^3$ è sufficiente per ottenere elevate

percentuali di rimozione (>90%) dei PFAS a catena lunga. L'aggiunta di una dose maggiore (2 kg/m³) migliora significativamente anche la rimozione dei PFAS a catena corta (ad esempio PFBA), con un incremento dell'efficienza dal 30% circa al 77% [4]. Il processo è adatto anche in presenza di concentrazioni di ferro, DOC e solidi sospesi nell'ordine di alcuni mg/L. In test di laboratorio condotti su percolato di discarica e sul concentrato di un impianto a osmosi inversa, i PFAS sono stati rimossi sotto forma di particelle filtrabili con un'efficienza superiore al 90%. Tra i composti rimossi vi erano sia PFAS a catena lunga che corta (ad esempio PFOA, PFHxS, PFOS, PFPeS). Poiché la precipitazione riduce già in parte i contaminanti interferenti, un pretrattamento non è generalmente necessario. Tuttavia, si raccomanda una fase di lucidatura (polishing) successiva, ad esempio con GAC o scambiatore ionico. Questa fase può però essere dimensionata più piccola rispetto a un impianto che impieghi tali tecnologie come unico trattamento (vedi capitoli 6.1 e 6.2). In presenza di elevati tenori di sali o di DOC, è necessaria una fase di trattamento preliminare prima della lucidatura [73].

Poiché il reagente (un polimero cationico liquido) forma un legame ionico debole con i PFAS anionici, questo processo non è adatto per i PFAS cationici o zwitterionici (ad esempio Capstone A e B, così come (P)FOSA). Attualmente, queste sostanze non sono precipitabili.

6.3.3 Limiti del sistema

Il pretrattamento non è probabilmente necessario nemmeno per il percolato di discarica. Tuttavia, si raccomandano test specifici per il sito. Finora è stata osservata una riduzione significativa dell'efficacia solo nel funzionamento invernale. Il processo dovrebbe quindi essere eseguito in un locale a temperatura controllata. Tuttavia, il processo presenta elevato livello di affidabilità operativa.

6.3.4 Consumo di risorse

Nel valutare il consumo di risorse di questo processo, occorre considerare sia il polimero aggiunto, sia il fango prodotto, che deve essere disidratato quanto più possibile e successivamente avviato all'incenerimento ad alta temperatura. L'utilizzo del processo in combinazione con filtri a carbone attivo o scambiatori ionici consente di ottenere tassi di rimozione più elevati, ma comporta anche un aumento del consumo di risorse. La gestione dell'impianto richiede personale specializzato e può risultare complessa dal punto di vista operativo.

Precipitazione	
Idoneità	Sperimentato per le acque sotterranee contaminate pompate e per il percolato di discarica
Affidabilità operativa	Elevata
Onere di Manutenzione	- Elevati costi e impegno di personale specializzato per il funzionamento del sistema tecnico - Non è richiesta la sostituzione del fluido di esercizio, ma solo il rabbocco dei precipitanti.
Efficienza di rimozione	- Efficace per PFAS a catena lunga ad alte concentrazioni - La rimozione dei PFAS a catena corta è possibile con un'elevata aggiunta di polimeri - Rimozione >90% di PFAS possibile (senza post-trattamento) - Meno efficiente alle basse temperature - Necessario un post-trattamento con GAC/scambiatore di ioni
Pre-trattamento	- Generalmente non è necessario, tuttavia - un elevato contenuto di sale o un elevato DOC hanno un effetto negativo su qualsiasi fase di lucidatura (GAC, scambiatore di ioni).
Sottoprodotti/residui	I fanghi contenenti PFAS devono essere inviati all'incenerimento ad alta temperatura
Possibili sottoprodotti critici nel refluo trattato	nessuno
Numero di fornitori	Processo brevettato da un solo fornitore

6.4 Filtrazione a membrana (osmosi inversa/nanofiltrazione)

6.4.1 Funzionamento

Nel processo di filtrazione a membrana a pressione, le molecole disciolte di una certa dimensione vengono separate mediante una membrana. Le molecole trattenute costituiscono il retentato o concentrato, mentre l'acqua che attraversa la membrana è definita permeato. A seconda della dimensione dei pori della membrana, si distinguono (in ordine crescente) i seguenti tipi: osmosi inversa (<1 nm), nanofiltrazione (1–2 nm), ultrafiltrazione (2–100 nm), microfiltrazione (>100 nm). All'aumentare della dimensione dei pori, cresce la massa molecolare dei contaminanti trattenuti, mentre diminuisce la pressione richiesta per la filtrazione. Per il trattamento delle acque contenenti PFAS, sono indicate la: osmosi inversa (limite di separazione <200 g/mol, ad es. PFBA = 214 g/mol), nanofiltrazione (limite tra 200 e 300 g/mol, ad es. PFOA = 414 g/mol). Oltre alla dimensione di separazione, anche le interazioni elettrostatiche repulsive tra i contaminanti e la superficie della membrana influenzano l'efficienza di ritenzione.

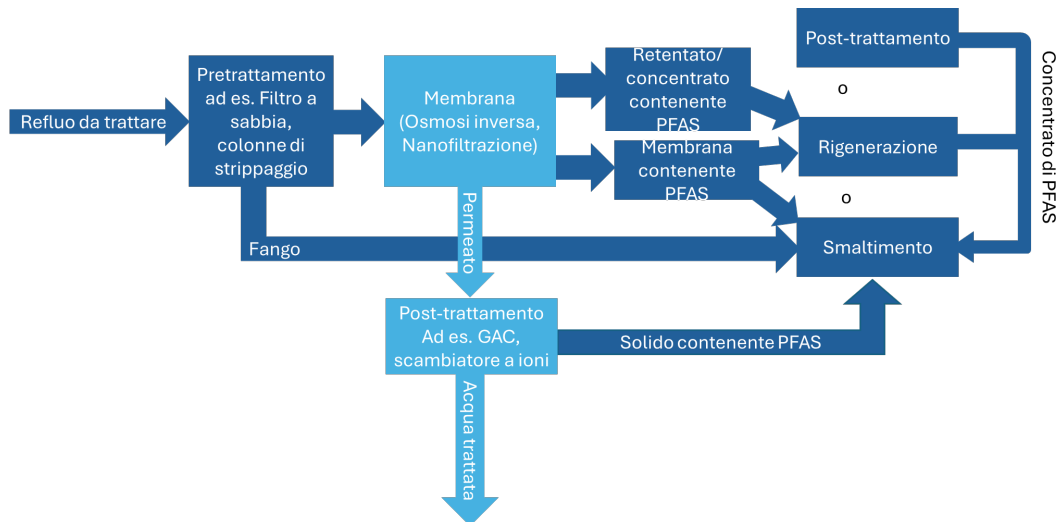


Fig. 6
Struttura schematica della filtrazione a membrana. In blu scuro sono rappresentati i flussi contaminati da PFAS, in blu chiaro i flussi ridotti da PFAS, in grigio i materiali ausiliari.

6.4.2 Prestazioni del sistema

Questi processi si sono dimostrati particolarmente adatti per la rimozione sia dei PFAS a catena corta che lunga, con possibilità di raggiungere percentuali di rimozione superiori al 99% anche senza post-trattamento. È possibile ottenere concentrazioni in uscita inferiori a 10 ng/L per i parametri sommari dei PFAS a catena lunga [26]. Con una selezione adeguata della membrana, si possono raggiungere <10 ng/L anche per singoli PFAS a catena corta [74]. Si raccomanda un funzionamento continuo, che garantisce un'elevata affidabilità operativa. A seconda della configurazione dell'impianto, tra il 15% e il 25% dell'acqua grezza rimane come retentato, fortemente contaminato da PFAS [4]. Nel caso di grandi volumi da trattare, il processo può essere utilizzato come fase di pretrattamento. Trattamenti a più stadi successivi sono particolarmente adatti per il trattamento di grossi flussi di retentato.

6.4.3 Limiti del sistema

Possibili riduzioni di efficienza possono essere causati dagli effetti di matrice. In particolare, la presenza di ferro, manganese, DOC, durezza dell'acqua, particelle fini, pH e salinità può compromettere e ridurre l'efficienza di rimozione della membrana. Un pretrattamento adeguato può contribuire a minimizzare tali effetti.

Lo scaling (formazione di incrostazioni inorganiche sulla membrana) e il fouling (deposito di particelle sulla superficie della membrana) possono provocare ostruzioni, con conseguente aumento del consumo energetico e riduzione della vita utile della membrana. Il biofouling si verifica in presenza di contaminazione biologica dovuta a batteri, favorita da alti livelli di sostanze organiche nell'acqua. I batteri possono formare un biofilm che si sviluppa su tutta l'unità e, staccandosi, ostruisce la membrana oppure si deposita direttamente su di essa, riducendo l'efficienza di trattamento. Per prevenire lo scaling si impiegano alte velocità di flusso tangenziale, che però comportano un aumento del volume di retentato fino al 15–25%. Una pulizia regolare dell'impianto e delle superfici di membrana contribuisce ad aumentare la durata di vita della membrana [4].

6.4.4 Consumo di risorse

Nel processo di filtrazione a membrana, il consumo di risorse dipende dalla dimensione dell'impianto necessaria, dalla contaminazione da PFAS nell'acqua grezza, nonché da ulteriori sostanze interferenti presenti nella matrice. Il processo richiede un elevato consumo energetico, in particolare per il funzionamento delle pompe ad alta pressione. Per questo motivo, l'utilizzo della filtrazione a membrana come unico processo per il trattamento dei PFAS è probabilmente non economicamente sostenibile [4]. Un pretrattamento mediante colonna di stripping per la rimozione dei composti organici volatili (VOC) tramite insufflazione d'aria, oppure mediante filtro a sabbia per l'eliminazione di componenti indesiderati dell'acqua grezza (es. GUS, microrganismi) genera ulteriori residui, come sostanze organiche e fanghi da filtropressa. Il retentato prodotto dal processo a membrana deve essere riciclato o sottoposto a trattamento distruttivo. A seconda della concentrazione finale desiderata, e della necessità di trattamenti successivi (es. carbone attivo), si generano ulteriori residui.

Filtrazione a membrana	
Idoneità	• Sperimentato per acque sotterranee contaminate pompate e • per percolato di discarica
Affidabilità operativa	• Elevata • Non resistente al gelo: il gelo può danneggiare le membrane
Onere di Manutenzione	• Bassi costi di personale per il funzionamento del sistema tecnico • Onere moderato per la pulizia della membrana
Efficienza di rimozione	• – Efficace per PFAS a catena corta e lunga • – Possibile rimozione >99% anche senza post-trattamento • – Richiede elevato consumo energetico
Pre-trattamento	• per tutti i tipi di acque reflue: colonna di stripping/filtro a sabbia
Sottoprodotti/residui	• Retentato contaminato da PFAS • Membrana • Residui di qualsiasi pre- e post-trattamento (GAC/scambiatore di ioni)
Possibili sottoprodotti critici nel refluo trattato	• nessuno
Numero di fornitori	• >5

6.5 Schiumatura frazionata

6.5.1 Funzionamento

Il principio della schiumatura frazionata si basa sulla separazione dei PFAS dalla fase acquosa. Aria compressa proveniente dall'ambiente viene insufflata nell'acqua da trattare, generando una colonna di bolle, sulla cui superficie i PFAS si accumulano. Nel caso in cui non si formi una quantità sufficiente di schiuma, è necessario aggiungere un tensioattivo all'acqua. La schiuma prodotta viene quindi raccolta tramite una testa di estrazione e convogliata in un serbatoio centralizzato. Sia la schiuma contaminata da PFAS, sia il flusso di gas esausto necessitano di una fase di post-trattamento, ad esempio tramite filtro ad aria con carbone attivo. A differenza dell'ossifrazionamento (capitolo 6.6), i precursori dei PFAS meno attivi a livello interfacciale non vengono ossidati, ma non si generano nemmeno sottoprodotti critici dell'ossidazione.

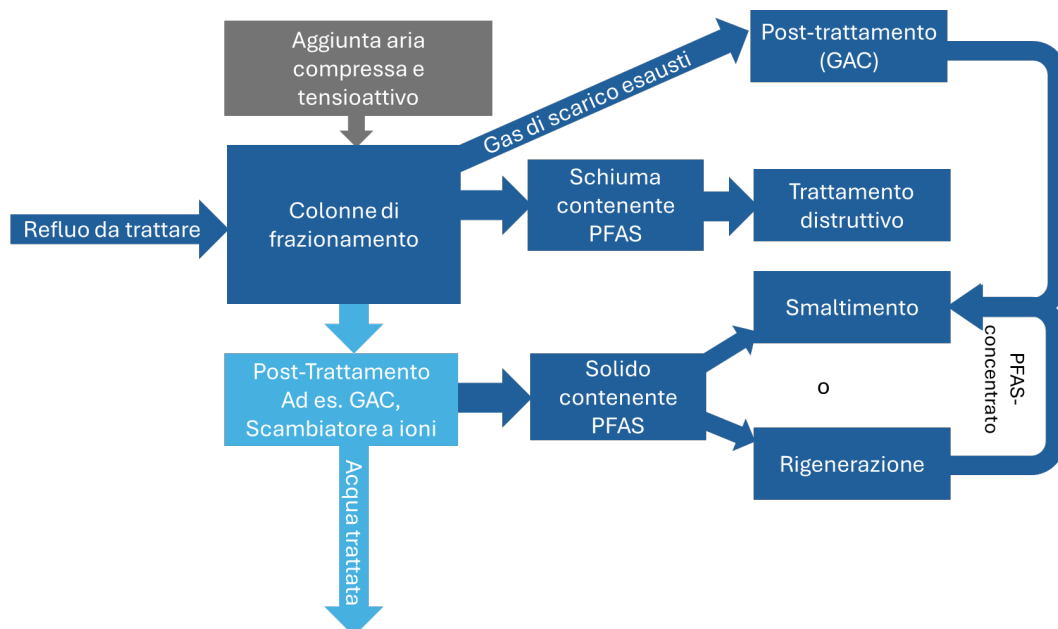


Fig. 7
Struttura schematica del processo di schiumatura frazionata. In blu scuro sono rappresentati i flussi contaminati da PFAS, in blu chiaro i flussi ridotti da PFAS, in grigio i materiali ausiliari.

6.5.2 Prestazioni del sistema

La percentuale di rimozione dei PFAS a catena lunga supera il 98%, mentre quella per i PFAS a catena corta è inferiore al 50% [4]. Il processo è già stato testato su acque sotterranee e viene talvolta impiegato con successo anche per il trattamento del percolato di discarica [4]. A parte la separazione dei solidi sospesi, non è generalmente necessario alcun pretrattamento aggiuntivo. Il sistema può essere adattato a diversi volumi d'acqua ed è compatibile sia con funzionamento continuo che con batch.

A scala di laboratorio, numerosi PFAS ad alta concentrazione (ad es. >400 µg/L di PFOS, PFOA, PFHxS e 6:2-FTS) sono stati quasi completamente rimossi in pochi minuti [4]. In caso di basse concentrazioni di PFAS, può essere necessario aggiungere tensioattivi.

Impianti pilota su scala industriale in Svezia hanno mostrato rimozioni superiori al 98% per PFOS, PFOA e PFNA, mentre le percentuali per PFAS a catena corta sono risultate inferiori (es. PFBS: 27%, PFBA: 4,4%). Le concentrazioni in uscita tipiche per i PFAS a catena lunga sono comprese tra 50 e 100 ng/L, mentre per i PFAS a catena corta risultano significativamente più alte (vedi Tab. 5). Per questo motivo, il processo viene generalmente utilizzato in combinazione con un trattamento successivo, ad esempio adsorbimento su carbone attivo o scambiatore ionico. Grazie alla riduzione preliminare del carico di PFAS, il dimensionamento della fase di post-trattamento può essere inferiore rispetto a quando questi sistemi sono usati da soli (vedi capitoli 6.1 e 6.2).

6.5.3 Limiti del sistema

È necessaria una fase di pretrattamento per la rimozione dei solidi sospesi. Solidi sospesi, alte concentrazioni di ferro e manganese interferiscono negativamente con il processo. Un flusso d'aria eccessivo può impedire una formazione efficace della schiuma; questo deve essere evitato mediante un controllo adeguato del sistema. Temperature elevate compromettono la stabilità della schiuma, riducendo così l'efficienza di rimozione.

6.5.4 Consumo di risorse

Il consumo di risorse per l'operatività dell'impianto dipende dalla dimensione dell'impianto necessaria. L'utilizzo di tensioattivi per aumentare la rimozione dei PFAS comporta costi operativi più elevati. La schiuma generata e, se presente, il flusso di gas esausto contaminato da PFAS volatili devono essere trattati in una fase successiva, ad esempio mediante filtro a carbone attivo per il trattamento dell'aria. A seconda del trattamento scelto per il refluo trattato e per l'aria esausta, possono generarsi residui.

Schiumatura frazionata	
Idoneità	• Testata con successo in impianti pilota per acque sotterranee contaminate pompate • Applicata con successo in alcuni casi su percolato di discarica
Affidabilità operativa	• alta • Non resistente al gelo
Onere di Manutenzione	• Moderato
Efficienza di rimozione	• Eccellente per PFAS a catena lunga (>98%) anche senza post-trattamento • Efficacia inferiore per PFAS a catena corta (<50%) • Efficienza ridotta a temperature elevate
Pre-trattamento	• Filtro a sabbia per la rimozione di impurità come i solidi sospesi
Sottoprodotti/residui	• La schiuma contaminata da PFAS deve essere trattata • Anche il flusso di gas di scarico, che può essere contaminato da PFAS volatili, richiede un post-trattamento (ad es. carbone attivo nell'aria). • Residui di post-trattamento: ad es. carbone attivo, scambiatore di ioni
Possibili sottoprodotti critici nel refluo trattato	• nessuno
Numero di fornitori	• >5

6.6 Ossifrazione

6.6.1 Funzione

Nel processo di ossifrazione (noto anche come “Ozofractionative Catalysed Reagent Addition – OCRA”), si sfrutta la tendenza dei PFAS ad accumularsi sui limiti dell’interfaccia gas-acqua. L’ozono gassoso introdotto nella fase acquosa forma bolle stabili, sulle cui interfacce i PFAS si accumulano, e può essere ossidato tramite i radicali idrossilici generati dall’ozono. L’ossidazione non è completa, ma le sostanze precursori dei PFAS vengono trasformate in acidi perfluoroalchilici (acidi solfonici e carbossilici). Questi acidi hanno una maggiore affinità per l’interfaccia gas-acqua, migliorando così la rimozione con la schiuma generata, in confronto alla schiumatura frazionata convenzionale (vedi paragrafo 6.5). Durante il normale funzionamento, più reattori sono collegati in serie, attraversati in modo continuo dal flusso. L’introduzione di ozono porta a una concentrazione di PFAS nella schiuma sulla superficie liquida, rendendola fortemente contaminata. La schiuma viene estratta tramite vuoto e inviata a un trattamento distruttivo successivo (es. incenerimento ad alta temperatura) [4]. Anche il flusso di gas di scarico esausto contaminato da PFAS volatili, se presente, deve essere trattato in modo adeguato.

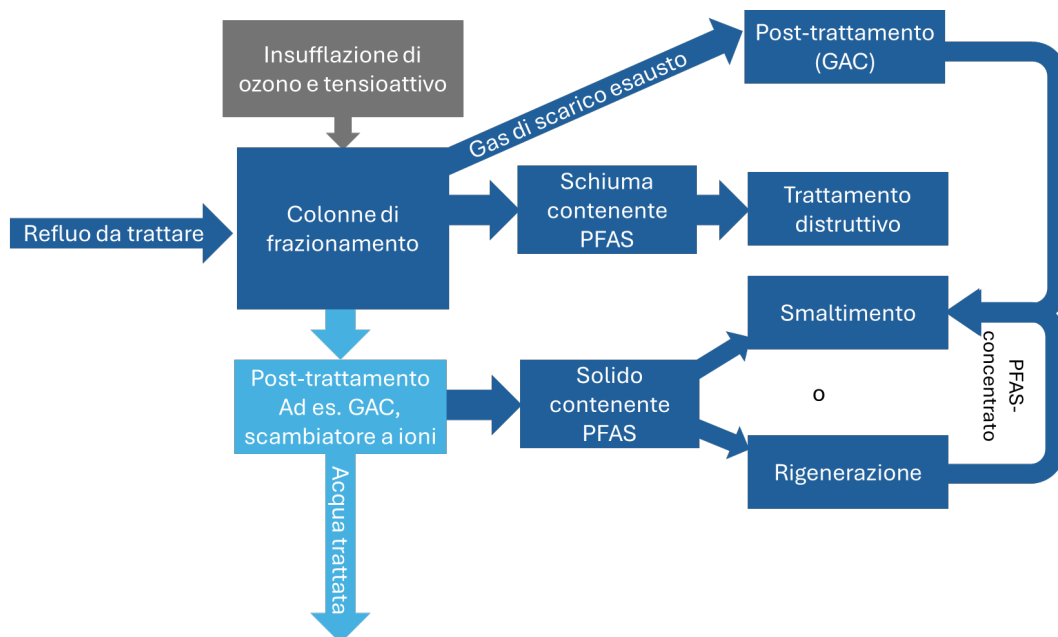


Fig. 8
Struttura schematica del frazionamento dell'ozono. In blu scuro sono rappresentati i flussi contaminati da PFAS, in blu chiaro i flussi ridotti da PFAS, in grigio i materiali ausiliari.

6.6.2 Prestazioni del sistema

Le prove effettuate su acque sotterranee e percolato di discarica hanno mostrato risultati positivi [4], e sono già attivi impianti a grande scala in America e Australia. Il processo è compatibile con portate variabili; si preferisce un funzionamento continuo, ma è possibile anche l'utilizzo in modalità batch. Il rapporto tra ozono e acqua non deve superare il 13% (v/v), altrimenti si formano bolle troppo grandi e l'efficienza del processo diminuisce. Non è necessaria alcuna fase di pretrattamento, né per le acque sotterranee pompate, né per il percolato di discarica. Anche sospensioni solide nel flusso in ingresso non riducono l'efficienza, pertanto fanghi con contenuto solido fino al 20% risultano adatti al trattamento. Anche in caso di fluttuazioni delle concentrazioni iniziali (100–5400 µg/L), si riportano efficienze superiori al 97% per 28 composti PFAS, secondo il test TOP-Assay [4]. I PFAS a catena corta sono rimossi meglio con ozono che con aria (vedi 6.5), ma meno efficacemente dei PFAS a catena lunga. Uno studio ha rilevato concentrazioni finali per la somma dei PFAS superiori a 500 ng/L, ma singole sostanze sono state rimosse fino a <10 ng/L [75]. Per ottenere valori finali bassi per PFAS a catena corta e lunga, è necessaria una fase di trattamento successiva, ad es. adsorbimento su carbone attivo o scambiatore ionico. Tuttavia, la dimensione di questa fase può essere contenuta, grazie alla pre-riduzione del carico PFAS.

6.6.3 Limiti del sistema

In presenza di alti livelli di composti organici concomitanti (frequentemente nel percolato), sarà necessario aumentare la quantità di ozono, poiché anche questi composti vengono ossidati, ostacolando la formazione di acidi perfluoroalchilici dai precursori. In caso di elevate concentrazioni di precursori, sono state osservate efficienze inferiori di rimozione per $\leq$ C6-PFCA (circa 66%) [4], probabilmente a causa della formazione in situ degli acidi carbossilici dai precursori durante il trattamento. Inoltre, una bassa salinità sembra comportare una minor efficienza di rimozione dei PFAS a catena corta, ma le cause non sono ancora del tutto chiarite [16].

Tra i sottoprodotti tossici indesiderati che si possono generare, in funzione della composizione dell'acqua e dei co-contaminanti, si segnalano: cloro gassoso, bromato (BrO_3^-), perclorato (ClO_4^-), e composti organici alogenati adsorbibili (AOX). Sono quindi necessari test preliminari con acqua grezza specifica del sito. In alcuni casi, il processo potrebbe non essere applicabile, o richiedere un post-trattamento complesso per rimuovere i sottoprodotti.

6.6.4 Consumo di risorse

Il consumo di risorse per l'ossifrazionamento dipende da vari fattori: dimensione dell'impianto, concentrazione di PFAS, presenza di contaminanti concomitanti e livello di trattamento desiderato. La schiuma contaminata da PFAS deve essere rimossa e sottoposta a trattamento distruttivo.

Un'alta concentrazione di composti organici concomitanti richiede una maggiore quantità di ozono, con conseguente aumento dei costi operativi. Se l'acqua trattata ha una scarsa capacità di formare schiuma, sarà necessaria l'aggiunta di tensioattivi o reagenti, con ulteriori costi.

Ossifrazioneamento	
Idoneità	• Sperimentato per acque sotterranee contaminate pompate • Sperimentato anche per percolato di discarica
Affidabilità operativa	• elevata • Non resistente al gelo
Onere di Manutenzione	• A seconda delle dimensioni dell'impianto: fino a 3 giorni lavorativi alla settimana • più complesso rispetto ad un processo di adsorbimento puro
Efficienza di rimozione	• >97% dei PFAS a catena lunga e corta (senza post-trattamento) ad alte concentrazioni • Possibile necessità di trattamento successivo (post-trattamento)
Pre-trattamento	• Generalmente non necessario • In presenza di matrici interferenti si raccomanda rimozione preliminare • L'aggiunta di reagenti/surfattanti è necessaria se l'acqua non forma da sola molta schiuma
Sottoprodotti/residui	• La schiuma contaminata da PFAS deve essere trattata • Trattamento dei gas di scarico esausti, ad esempio con filtro ai carboni attivi • Carbone attivo / scambiatore di ioni esausti da post-trattamento
Possibili sottoprodotti critici nel refluo trattato	• Bromato, perclorato, AOX in acqua pura • Gas cloro nell'aria di scarico
Numero di fornitori	• Processo brevettato, 2 fornitori/licenziatari

6.7 Ossidazione elettrochimica

6.7.1 Funzionamento

Mediante processi elettrochimici, i PFAS possono essere completamente mineralizzati in CO₂ e HF (acido fluoridrico) tramite ossidazione anodica diretta, senza aggiunta di reagenti chimici. L'ossidazione elettrochimica (o elettro-ossidazione) avviene all'interno di una cella elettrolitica. Le molecole di PFAS cariche negativamente vengono ossidate direttamente all'anodo. Un percorso di degradazione alternativo è rappresentato dalla formazione di radicali idrossilici, che a loro volta ossidano le molecole di PFAS [4][14]. Attualmente, l'ossidazione elettrochimica non è applicabile all'intero flusso delle acque reflue, ma può essere utilizzata per trattare frazioni concentrate, ad esempio: concentrati da osmosi inversa, schiuma contaminata da processi di frazionamento.

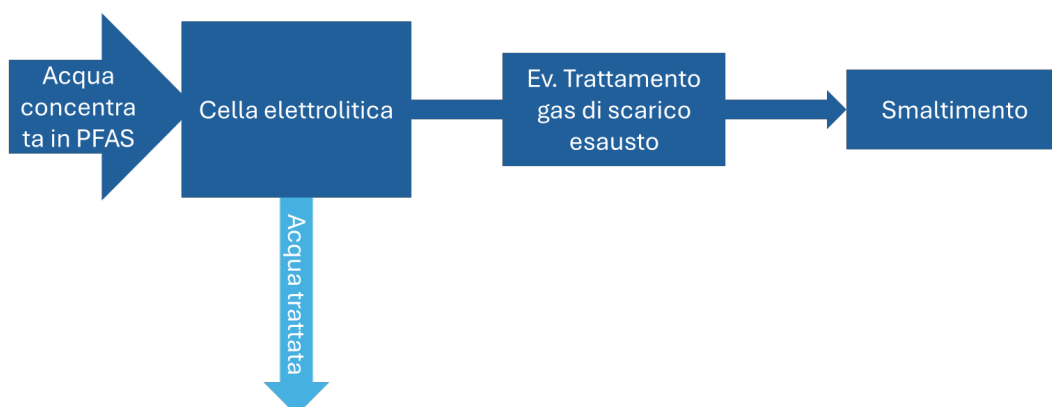


Fig. 9
Schema dell'ossidazione elettrochimica. Le correnti caricate con PFAS sono in blu scuro, quelle ridotte con PFAS sono in blu chiaro.

6.7.2 Prestazioni del sistema

In ambito di laboratorio, è stato dimostrato il degrado completo di PFAS in concentrazioni comprese tra 10 e 15'000 µg/L [57]. Le indagini sul degrado di composti a catena corta hanno mostrato che la degradazione di PFHxS e PFBS è meno efficace rispetto a quella del PFOS a catena lunga, a parità di tempo di trattamento [57]. Questo è attribuito alla maggiore solubilità in acqua delle sostanze a catena corta, che porta a una minore permanenza a contatto con il materiale anodico. Attualmente si stanno studiando diversi materiali anodici per verificarne l'influenza sul processo. Il degrado del PFOS mediante elettrodi in Ti_4O_7 (ossido di titanio) risulta molto più efficiente dal punto di vista energetico rispetto all'uso di elettrodi di diamante drogati con boro. Tuttavia, gli elettrodi in Ti_4O_7 hanno una vita utile inferiore rispetto a quelli in diamante, motivo per cui l'ottimizzazione dei materiali anodici è ancora un tema centrale della ricerca applicata [14]. L'efficienza del processo dipende principalmente dalla concentrazione iniziale e dal tempo di contatto dell'acqua contaminata all'interno della cella elettrolitica, e può essere regolata attraverso questi parametri [58].

6.7.3 Limiti del sistema

In linea generale, tutte le sostanze potenzialmente ossidabili presenti nel refluo interferiscono con l'efficienza di rimozione dei PFAS. Tra i sottoprodotti tossici indesiderati che possono formarsi, in funzione della composizione dell'acqua e dei co-contaminanti, si segnalano: cloro gassoso, bromato (BrO_3^-), perclorato (ClO_4^-) e composti organici alogenati adsorbibili (AOX), generati dalla alogenazione del DOC. Sono pertanto necessari test preliminari con acqua reflua specifica del sito. In alcuni casi, il processo potrebbe non essere applicabile, oppure richiedere un post-trattamento complesso per rimuovere i sottoprodotti.

6.7.4 Consumo di risorse

Il processo richiede un elevato apporto energetico. Se necessario, i prodotti gassosi generati (ad es. HF, cloro gassoso) devono essere trattati in una fase successiva. Il processo non genera residui solidi significativi.

Ossidazione elettrochimica	
Idoneità	• Provato e testato per i concentrati provenienti da altri processi • Prove pilota su acque sotterranee pompate e percolato di discarica
Affidabilità operativa	• elevata • Non resistente al gelo
Onere di Manutenzione	• Moderato
Efficienza di rimozione	• elevato; può essere controllato tramite il tempo di contatto • per i PFAS a catena corta sono necessari tempi di contatto più lunghi
Pre-trattamento	• Non è fondamentalmente necessario; tuttavia, elevate concentrazioni di DOC aumentano i costi o riducono l'efficienza.
Sottoprodotti/residui	• Potrebbe essere necessario sottoporre il flusso dei gas di scarico a trattamento
Possibili sottoprodotti critici nel refluo trattato	• Bromato, perclorato, AOX nel refluo trattato • Gas di cloro e HF nel flusso dell'aria di scarico
Numero di fornitori	• >5

6.8 Compilazione - stato dell'arte delle procedure testate

La Tabella 5 seguente riassume lo stato attuale delle conoscenze sui procedimenti ritenuti idonei alla rimozione dei PFAS. Le informazioni sono state elaborate dal gruppo di accompagnamento tecnico che ha collaborato alla stesura del presente rapporto.

I valori indicati, in particolare le concentrazioni finali raggiungibili o le percentuali di rimozione, si basano sulle concentrazioni tipiche riscontrate nelle acque reflue svizzere (vedi capitolo 4 e allegati).

Per quanto riguarda le concentrazioni finali raggiungibili, non sono disponibili dati sperimentali da impianti pilota in Svizzera. I valori riportati sono stime basate sulle proprietà del processo e sull'esperienza dei costruttori di impianti, e sono i seguenti:

- < 5 ng/L per PFAS a catena lunga tramite GAC (carbone attivo granulare); per il controllo si suggerisce di utilizzare PFOA come sostanza di riferimento, in quanto è il più difficilmente adsorbibile di questo gruppo.
- < 10 ng/L per PFAS a catena corta tramite scambiatori ionici; come sostanza di riferimento si consiglia PFBA, in quanto è il meno adsorbibile tra quelli a catena corta.
- Inoltre, si considerano concentrazioni sommarie finali di: < 20 ng/L per PFAS a catena lunga, < 50 ng/L per PFAS a catena corta.
La concentrazione finale sommaria complessiva raggiungibile è quindi pari a 70 ng/L per tutti i PFAS considerati.

Questi valori si basano sui composti PFAS più frequentemente rilevati in passato: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS, PFOS. Tra questi: 5 sono PFAS a catena corta, 4 sono PFAS a catena lunga. Ne risulta: $5 \times 10 \text{ ng/L} = 50 \text{ ng/L}$ per i PFAS a catena corta, $4 \times 5 \text{ ng/L} = 20 \text{ ng/L}$ per quelli a catena lunga. Anche in presenza di un numero maggiore di composti per ciascun gruppo, i valori somma dovrebbero rimanere rispettati, in quanto i PFAS a catena più lunga tendono ad adsorbirsi più facilmente. Poiché mancano ancora dati sperimentali solidi da impianti pilota, non è possibile al momento fornire stime affidabili dei costi. Pertanto, la sostenibilità economica dei singoli procedimenti non può essere valutata in modo generale, e deve essere analizzata caso per caso, tenendo conto anche delle possibilità tecniche e operative.

Per rimuovere in modo efficiente sia i PFAS a catena lunga che corta, può rendersi necessaria una combinazione di processi, ad esempio:

- GAC per PFAS a catena lunga + scambiatore ionico per PFAS a catena corta;
- per grandi volumi: una combinazione estesa, come: osmosi inversa, che concentra i PFAS fino a 4 volte, schiumatura o ossifrazione, che concentrano ulteriormente, il concentrato (<5%) viene trattato con ossidazione elettrochimica, la fase acquosa risultante dalla schiumatura/ossifrazione viene trattata con scambiatore ionico, infine, se consentito, immessa nel corpo recettore.

Il percolato di discarica presenta in genere un tenore di sali e DOC più elevato rispetto all'acqua sotterranea contaminata. Per ottenere le stesse concentrazioni finali di PFAS nei due tipi di reflu, è necessario ridurre i livelli di sali e DOC nel percolato. In caso contrario, si possono raggiungere solo concentrazioni finali sensibilmente superiori, anche fino a 10 volte maggiori rispetto a quelle ottenibili nel trattamento delle acque sotterranee contaminate. Questo vale anche per le combinazioni di trattamento che prevedono GAC o scambiatore ionico come fase finale. Sarà necessario valutare caso per caso se sia tecnicamente, operativamente ed economicamente sostenibile effettuare tale rimozione di sali e DOC.

Inoltre, la composizione dell'acqua sotterranea contaminata può variare più rapidamente rispetto a quella del percolato, per cui può essere necessario adattare il processo di trattamento nel tempo.

Infine, la durata d'uso di un impianto per acque sotterranee contaminate può essere molto più breve rispetto a quella per percolato di discarica, influenzando così la scelta della tecnologia in funzione di: disponibilità impiantistica, costi di installazione, manutenzione e gestione tecnica.

Poiché la ricerca e lo sviluppo dei processi di rimozione PFAS sono in continua evoluzione, non si esclude che nel breve periodo diventino disponibili nuovi procedimenti o combinazioni. Tali nuove tecnologie, se in grado di raggiungere almeno i valori soglia indicati, potranno essere considerate alternative valide ai procedimenti elencati nella Tabella 5.

	Carbone attivo (GAC)	Scambiatore di ioni	Precipitazione	Filtrazione a membrana (nanofiltrazione (NF) o Osmosi inversa (UO))	Schiumatura frazionata	Ossifrazione	Ossidazione elettrochimica
Idoneità	Non è raccomandato per i PFAS a catena corta, è più adatto per flussi di basso volume, flussi di volume maggiore possono essere trattati anche con un collegamento in parallelo.	Più adatto per flussi di basso volume, è possibile trattare anche flussi di volume maggiore con un collegamento in parallelo.	Adatto anche per concentrazioni molto elevate	Particolarmente adatto per flussi di grandi dimensioni	Adatto anche per concentrazioni molto elevate	Adatto anche per concentrazioni molto elevate, considerare però i sottoprodotti dell'ossidazione, ad esempio il bromato	Adatto per concentrazioni elevate, valuta i sottoprodotti dell'ossidazione, ad esempio il bromato.
Tipo	In combinazione con altri processi, può essere utilizzato anche come processo individuale per le acque reflue di cantiere, se necessario.	In combinazione con altri processi	Solo come pretrattamento	In combinazione con altri processi, il flusso di concentrato (circa il 15-25%) deve essere trattato separatamente. Probabilmente antieconomico come processo a sé stante.	Solo come pretrattamento	Solo come pretrattamento	Distruttivo, per il trattamento dei concentrati
Rigenerazione	Possibile	Possibile					
Pre-trattamento	In genere filtro a sabbia/ghiaia e/o flocculazione/precipitazione; Altro a seconda dei guasti	Tipicamente filtro a sabbia/ghiaia e/o flocculazione/precipitazione, più GAC Altro a seconda dei guasti	Nessuna, se a valle viene installato uno scambiatore di ioni, il carico di sale deve essere ridotto	Necessario per ridurre la torbidità	Nessuna, se a valle viene installato uno scambiatore di ioni, il carico di sale deve essere ridotto	Nessuna, se a valle viene installato uno scambiatore di ioni, il carico di sale deve essere ridotto	Concentrazione
Affidabilità operativa	elevata	elevata	elevata	elevata	elevata	Elevata. Costi di manutenzione elevati, ma non per questo meno importanti	elevata

Tab. 5
Idoneità e valutazione dei processi di trattamento dei PFAS testati. Le informazioni sulle dimensioni delle concentrazioni o dei flussi volumetrici sono utilizzate per confrontare i diversi processi.

	Carbone attivo (GAC)	Scambiatore di ioni	Precipitazione	Filtrazione a membrana (nanofiltrazione (NF) o Osmosi inversa (UO))	Schiumatura frazionata	Ossifrazione	Ossidazione elettrochimica
Efficienza di rimozione							
... PFAS a catena lunga (ad esempio PFOS, PFOA)	< 5 ng/L per singola sostanza, ad esempio PFOA Totale < 20 ng/L ¹⁰	Non è economicamente raccomandabile come procedura individuale	< 100 ng/L per singola sostanza	Con UO < 10 ng/L PFAS totali a catena lunga (nel permeato)	> 90% 50 - 100 ng/L (PFOS) Possibilmente totale < 100 ng/L	>97% ad alte concentrazioni < 10 ng/L per alcune singole sostanze	< 10 ng/L per singola sostanza
... PFAS a catena corta per singola sostanza (ad es. PFBA, PFBS)	Non è economicamente raccomandabile come procedura autonoma a causa del rapido esaurimento delle scorte.	< 10 ng/L per singola sostanza, ad esempio PFBA Totale < 50 ng/L ¹⁰	< 100 ng/L per singola sostanza	Con UO < 10 ng/L per singola sostanza (nel permeato)	Non è economicamente raccomandabile come processo individuale	Non è economicamente raccomandabile come processo individuale	Molto dipendente dalla durata del trattamento
Modalità operativa, durata del trattamento	Continuo						Funzionamento in batch, lunga durata del trattamento
Sottoprodotti						Sottoprodotti di ossidazione nell'acqua ed eventualmente nei gas di scarico	Sottoprodotti dell'ossidazione
Residui	Carbone attivo carico, residui di altri processi, ad es. resina a scambio ionico	Resina a scambio ionico caricata o rigenerata, residui di altri processi, ad esempio carbone attivo caricato	Fanghi contenenti PFAS; residui del post-trattamento	UO o NF concentrato, 15 - 25% dell'acqua grezza	Concentrato di schiuma contenente PFAS, residui di post-trattamento	Concentrato di schiuma contenente PFAS, residui di post-trattamento	Nessun residuo da smaltire
Via di smaltimento; da stabilire	Rigenerazione (per grandi quantità) o combustione ad alta	Rigenerazione della resina caricata o combustione ad alta	Trattare i fanghi contenenti PFAS in modo distruttivo (ad es.	Trattare il concentrato in modo distruttivo (ad es. elettro-ossidazione;	Trattare il concentrato di schiuma in modo distruttivo (ad	Trattare il concentrato di schiuma in modo distruttivo (ad	Non è necessario

Tab. 5
Idoneità e valutazione dei processi di trattamento dei PFAS testati. Le informazioni sulle dimensioni delle concentrazioni o dei flussi volumetrici sono utilizzate per confrontare i diversi processi.

¹⁰ Per raggiungere le concentrazioni finali di PFAS specificate nel percolato di scarica attraverso il trattamento con carbone attivo o scambiatori di ioni, è necessario rimuovere prima i sali e il DOC, altrimenti si potranno ottenere solo concentrazioni finali superiori di un fattore 10.

	Carbone attivo (GAC)	Scambiatore di ioni	Precipitazione	Filtrazione a membrana (nanofiltrazione (NF) o Osmosi inversa (UO))	Schiumatura frazionata	Ossifrazione	Ossidazione elettrochimica
deve essere definito ¹¹	temperatura (>1100°C, min. 2 s)	temperatura (>1100°C, min. 2 s)	elettro-ossidazione) o incenerimento ad alta temperatura (>1100°C, min. 2 s).	in loco o a livello centrale) o ulteriore concentrato (frazionamento di schiuma/ozono)	esempio elettro-ossidazione) o incenerimento ad alta temperatura (>1100°C, min. 2 s) e i residui del post-trattamento (IA, GAC)	esempio elettro-ossidazione) o incenerimento ad alta temperatura (>1100°C, min. 2 s) e i residui del post-trattamento (IA, GAC)	
Codice OTRif ¹² per gli arretrati Codice (Convenzione di Basilea) ¹³	15 02 02 [S] A4160	19 08 06 [S] (resina) 19 08 07 [S] (soluzione)	19 08 13 [S] --	16 10 01 [S] (rifiuti acquosi) --	16 10 01 [S] (rifiuti acquosi) --	16 10 01 [S] (rifiuti acquosi) --	-- --
Numero di fornitori	>5	>5	1	>5	>5	2	>5

Tab. 5
Idoneità e valutazione dei processi di trattamento dei PFAS testati. Le informazioni sulle dimensioni delle concentrazioni o dei flussi volumetrici sono utilizzate per confrontare i diversi processi.

¹¹ Secondo l'art. 32 comma c OTRif (VeVA), i rifiuti pericolosi contenenti più dell'1% in peso di alogeni organicamente legati devono essere trattati a una temperatura minima di 1.100°C per almeno 2 secondi.

¹² I rifiuti speciali sono contrassegnati con la sigla [S] e possono essere consegnati solo a imprese di smaltimento autorizzate ai sensi dell'Ordinanza sul traffico dei rifiuti (OTRif). Per il trasferimento è necessario utilizzare le lettere di vettura (RS 814.610.1, Ordinanza del DATEC sulle liste per il traffico dei rifiuti).

¹³ Secondo l'OTRif, i rifiuti di cui all'Allegato VIII (Elenco A) o quelli non esplicitamente elencati nell'Allegato IX (Elenco B) possono essere spediti oltre confine solo con l'autorizzazione dell'UFAM (RS 0.814.05, Convenzione di Basilea sul controllo dei movimenti transfrontalieri di rifiuti pericolosi e del loro smaltimento).

6.9 Controllo analitico dei processi

Il monitoraggio delle acque reflue e degli impianti di trattamento delle acque reflue è necessario per dimostrare la conformità ai requisiti legali e per rilevare e prevenire tempestivamente l'inquinamento idrico. Le disposizioni dell'aiuto all'esecuzione *Percolato di discarica*, riguardanti il rispetto dei valori limite di emissione e di immissione, nonché altri requisiti delle autorità competenti, rimangono vincolanti e devono essere rispettate in ogni momento. I dettagli sono contenuti nell'aiuto all'esecuzione «Requisiti per lo scarico del percolato di discarica».

Frequenza delle analisi

In linea generale, si può affermare che i procedimenti separativi come precipitazione, frazionamento e filtrazione a membrana sono quelli che richiedono più analisi di verifica. Una eccezione tra i procedimenti separativi è rappresentata dai procedimenti adsorbitivi (come carbone attivo granulare – GAC o scambiatori ionici), per i quali sono spesso disponibili dati empirici sulle prestazioni e sulla soglia di esaurimento. I procedimenti distruttivi sono quelli che, in linea teorica, richiederebbero il minor sforzo analitico. Tuttavia, poiché non sono ancora affermati sul mercato, ciò non è stato dimostrato nella pratica. All'interno di una stessa categoria di procedimenti, il carico analitico dipende dalla concentrazione iniziale, dall'obiettivo di trattamento e dalla progettazione dell'impianto (ad esempio, dimensione delle fasi di processo). Di conseguenza, la frequenza delle analisi richieste può variare sensibilmente.

Ambito dei parametri analitici

Nell'ambito delle indagini preliminari su acque sotterranee e percolato di discarica contaminati, viene di norma eseguito un programma analitico completo per i parametri PFAS. Tale programma comprende spesso oltre 35 sostanze e può includere anche l'analisi di PFAS a catena ultra corta, come il TFA.

Una volta che lo spettro delle sostanze è stato definito con sufficiente precisione, è possibile ridurre in modo mirato la selezione dei parametri. Durante l'analisi e la bonifica di siti contaminati, si può procedere in modo ancora più specifico, poiché le sostanze rilevanti sono spesso note già in anticipo. In tali casi, l'analisi può essere limitata a composti specifici [81].

Controlli interni

I controlli interni servono al monitoraggio della qualità delle acque e alla gestione degli impianti. Tipologia e portata dei controlli dipendono da diversi fattori, come il tipo di impianto, le caratteristiche delle acque reflue e il punto previsto di scarico. Le analisi possono essere focalizzate su pochi parametri chiave, in particolare se l'efficienza di rimozione dell'impianto è già nota dopo la sua messa in esercizio.

La definizione dei parametri da monitorare viene effettuata dall'operatore in stretta collaborazione con il costruttore dell'impianto e l'autorità competente. A tal fine è necessario istituire un sistema di garanzia della qualità che comprenda almeno i seguenti punti:

- Monitoraggio generale degli impianti
- Controllo e valutazione della qualità dell'acqua
- Interventi specifici ed eventi straordinari
- Sistema di allarme

6.10 Breve panoramica dei processi che non sono ancora stati testati sul campo

Metodo	Procedura	Stato di sviluppo	Vantaggi/svantaggi, caratteristiche speciali
Separazione	Assorbimento su polimeri	Test di laboratorio	In laboratorio sono stati analizzati diversi sorbenti: Idrotalcite, cotone quaternizzato, Amborsorb, PAF-45, β -ciclodestrina, Osorb. I test sulla compatibilità ambientale dei prodotti sono ancora in corso; in alcuni casi lo smaltimento degli assorbenti potrebbe essere problematico.
	Flottazione a rilascio di pressione	Prime prove sul campo	Combinazione di coagulazione con cloruro di polialluminio e flottazione a rilascio di pressione: rimozione di PFOS e PFNA tra il 29% e il 49%. Nessuna rimozione significativa di PFAS a catena corta. Rimozione di fluorotelomeri e sulfonamidi in test su scala ridotta (1 litro) in Florida >90%, meno adatta ai composti a catena corta. [78][79]
	Strippaggio delle acque reflue	non stabilito per i PFAS	Eventualmente adatto a PFAS altamente volatili (fluorotelomeri). Problemi dovuti a ferro/manganese (intasamento dei riempimenti). Il gas esausto contenente PFAS volatili richiede un post-trattamento.
	Elettrocoagulazione	Test di laboratorio	Studi hanno dimostrato che PFOA e PFOS possono essere efficacemente separati dalla soluzione acquosa (rimozione >95% in 20 minuti) per concentrazioni nell'intervallo $\mu\text{g/l}$ – mg/l . [80]
Distruzione	Sonolisi	Prime prove sul campo	Il trattamento con ultrasuoni consente la distruzione sia di PFAS a catena corta che lunga e dei loro precursori. Per un'eliminazione efficace è necessaria una frequenza ultrasonica elevata (300–1000 kHz) [12]. L'uso combinato di due frequenze (es. 500 kHz e 1'000 kHz) si è dimostrato vantaggioso [12]. Il processo è condotto in modalità batch; l'efficienza dipende principalmente dalla concentrazione iniziale dei singoli composti [3]. Il processo non risulta economicamente vantaggioso per basse concentrazioni [12].
	Ossidazione/riduzione avanzata	Test di laboratorio	Nel complesso, la degradazione degli acidi perfluorosolfonici risulta complessivamente più difficile rispetto a quella degli acidi perfluorocarbossilici. In particolare, la degradazione dei PFAS a catena corta non è validata o è validata in modo insufficiente. Preoccupano la formazione di concentrazioni elevate di PFAS a catena corta. In presenza di altri composti organici, questi vengono degradati preferenzialmente dagli ossidanti, causando un'inibizione competitiva dell'ossidazione dei PFAS. L'ossidazione chimica è molto sensibile agli interferenti: DOC, bicarbonato, cloruro.
	Ossidazione supercritica in soluzione	Test pilota (non in loco, applicazione ai concentrati)	È uno dei processi più avanzati per la distruzione dei PFAS, ma non è ancora stato applicato al percorso di discarica o all'acqua sotterranea contaminata pompata. Le principali sfide comprendono requisiti estremi sui materiali, corrosione e formazione di sali. Rimozione dei PFAS >90%, nessun residuo. Finora economicamente sostenibile solo per concentrazioni elevate ($\text{COD} > 100 \text{ g/L}$ o PFAS nell'ordine di mg/L) [69].

Metodo	Procedura	Stato di sviluppo	Vantaggi/svantaggi, caratteristiche speciali
	Degradazione piezocatalitica	Prova sul campo	Attualmente testata come processo secondario dopo il frazionamento della schiuma, quindi applicabile a concentrazioni elevate di PFAS. Scalabile fino a 100 m ³ /h (funzionamento batch o continuo). Più efficiente per PFAS a catena corta. L'efficienza può essere controllata tramite il tempo di contatto. Le concentrazioni finali raggiungibili non sono ancora pubblicate.
	Trattamento UV	Test di laboratorio	Scissione del legame C–F mediante produzione di radicali idrossilici indotta da UV nell'acqua. L'energia richiesta supera quella delle lampade convenzionali ($\lambda = 254$ nm) usate per la disinfezione dell'acqua potabile. In esperimenti con ossidanti/riduttori aggiuntivi (H ₂ O ₂ , Fe ³⁺ , S ₂ O ₈ ²⁻), è stata ottenuta la degradazione fino al 100% di PFOS e PFOA a 185 nm. [20]
	Mulino a sfere	Test di laboratorio	Finora utilizzato principalmente per la bonifica di terreni contaminati da PFAS. Sono stati impiegati ausiliari come idrossido di potassio, calce, biossido di silicio, idrossido di sodio o fluoruro di calcio. L'azione meccanica delle sfere d'acciaio nella macina genera alte temperature locali, con conseguente distruzione pirolitica dei PFAS. Sono in corso le prime prove in fase acquosa.
	Trattamento al plasma	Test di laboratorio	Il trattamento con plasma atmosferico consente la rimozione dei PFAS da acque sotterranee, percolato e acque di lavaggio. L'acqua viene trattata in modalità batch e possono essere distrutti sia PFAS a catena lunga che corta. A seconda della matrice, è possibile una degradazione completa. Lo scale-up appare altamente probabile.

6.11 Esempi di stato dell'arte

La tabella seguente riassume i riscontri relativi ad esempi pratici raccolti tramite un'indagine presso i costruttori di impianti. Sono stati comunicati e autorizzati alla pubblicazione solo gli esempi pratici indicati, provenienti in parte dalla Svizzera e in parte dall'estero.

Il livello di dettaglio delle informazioni fornite variava notevolmente. Ciò è riconducibile, da un lato, al fatto che si tratta in parte di impianti pilota, e dall'altro, al fatto che sono stati menzionati esclusivamente i valori complessivi di PFAS o le singole sostanze richieste dalle autorità competenti locali.

In generale, non è stata riportata alcuna distinzione in merito all'efficienza di trattamento tra PFAS a catena corta e lunga. Anche questo aspetto è riconducibile alla tipologia degli obiettivi di trattamento.

Acque sotterranee	GAC	GAC	GAC	GAC	GAC	Scambiatore di ioni	Nanofiltrazione	Scambiatori di ioni e GAC	Filtrazione a membrana
Trattamento	in funzione dal 2008	in funzione dal 2007	In funzione dal 2019	in funzione dal 2009	Test pilota 2023	Test pilota 2023	Test pilota 2023	in funzione dal 2015	Test pilota
Portata dell'acqua da trattare	35 m³/h	320 m³/h	160 m³/h	80 m³/h	0,002 - 0,003 m³/h	0,002 - 0,003 m³/h	0,002 - 0,003 m³/h	circa 55 m³/h	0,05 - 0,1 m³/h
Tipo di pre-trattamento	per 2 anni senza pre-trattamento	senza pretrattamento	Ossidazione / filtro a sabbia	Colonna di stripping, filtro a sabbia	Colonna di stripping, filtro a sabbia	Colonna di stripping, filtro a sabbia	Colonna di stripping, filtro a sabbia	Ossidazione, filtro a sabbia	nessuno
Frequenza di campionamento	mensile	mensile	mensile	mensile	mensile	mensile	mensile	n.d.	n.d.
Quali parametri (tranne i PFAS) vengono analizzati?	n.d.	n.d.	Fe (disciolto e totale) sostanze filtrabili	n.d.	n.d.	n.d.	n/a	n.d.	n.d.

Tab. 6
Esempi dalla pratica
(sondaggio tra i produttori di sistemi) sull'uso di processi e combinazioni di processi

Acque sotterranee	GAC	GAC	GAC	GAC	GAC	Scambiatore di ioni	Nanofiltrazione	Scambiatori di ioni e GAC	Filtrazione a membrana
PFAS analizzati	<u>Totale PFAS 13:</u> 9 PFAS* + PFHpS, PFOSA, PFDeA, H4PFOS <u>Totale PFAS 23</u> <u>(4 volte l'anno):</u> sopra 13 PFAS + PFDS, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTA, HPFHpA, H2PFDA, H4PFUnA, PF-3,7-DMOA, 8:2FTS	<u>Totale PFAS 23:</u> 9 PFAS*+ PFPeS, PFHpS, PFOSA, PFDeA, PFDS, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTA, HPFHpA, H2PFDA, H4PFOS, H4PFUnA, PF-3,7-DMOA	9 PFAS*+ PFHpS, PFOSA, PFDeA, 6:2FTS	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	n.d.	18 PFAS (metodo EPA 537.1)
Concentrazione di PFAS in ingresso	1 µg/l	1,5 - 3 µg/l	0,5 - 1 µg/l	1,1 ± 0,8 µg/l	1,1 ± 0,8 µg/l	1,1 ± 0,8 µg/l	1,1 ± 0,8 µg/l	n.d.	36,4 ng/L
Concentrazione finale raggiunta nell'acqua trattata	5 - 80 ng/l	150 - 350 ng/l	max. 130 ng/l	n.d.	<0,2 ng/l	<0,2 ng/l	<0,2 ng/l	n.d.	<1 ng/L
Efficienza raggiunta grazie al trattamento	Totale 23 PFAS: 90 - 98%, PFBA: 10 - 94%, altri parametri individuali nell'effluente < LOQ	Totale 23 PFAS: 82 - 99%, PFBA: 0 - 50 %**, PFPeA: 5 - 85%, PFHxA: 60 - 100%, altri parametri individuali nell'effluente < LOQ o a una cifra ng/l.	PFBA: 0 - 100 %**, PFPeA: 20 - 100%, PFOS: 98 - 100%, altri parametri individuali nel processo < LOQ.	n.d.	>99%	>99%	>99%	n.d.	>70%

Acque sotterranee	GAC	GAC	GAC	GAC	GAC	Scambiatore di ioni	Nanofiltrazione	Scambiatori di ioni e GAC	Filtrazione a membrana
Ulteriori commenti	n.d.	n.d.	n.d.	- Rapidamente pronto all'uso - Non sono necessarie conoscenze approfondite da parte dell'operatore	- Rapidamente pronto all'uso - Non sono necessarie conoscenze approfondite da parte dell'operatore	- Fabbisogno di spazio ridotto	- Miglioramento della qualità dell'acqua - Chiarificazione e disinfezione dell'acqua - Rimozione di altre impurità organiche - Rimozione parziale degli ioni	n.d.	n.d.

n.d. = nessun dato disponibile

* 9 PFAS: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS, PFOS

** Concentrazione in uscita parzialmente superiore a quella in entrata

Percolato di discarica	GAC	Ossidazione elettrochimica	Filtrazione a membrana
Trattamento	in funzione dal 2022	Test pilota	Test pilota
Portata dell'acqua da trattare	max. 10 m ³ /h	n.d.	<0,1 m ³ /h
Tipo di pretrattamento	Flocculazione, filtro a sabbia	n.d.	Elettrocoagulazione, ossidazione avanzata
Frequenza di campionamento	n.d.	n.d.	Frequente, come test pilota
Quali parametri (tranne i PFAS) vengono analizzati?	Fe-totale solidi sospesi,	TFA (acido trifluoroacetico)	n.d.
PFAS analizzati	9 PFAS* + PFHpS, PFOSA, PFDeA, 6:2FTS	9 PFAS*	Metodo US EPA 1633, singole sostanze non specificate
Concentrazione di PFAS in ingresso	n.d.	78 µg/l	147 µg/l
Concentrazione finale raggiunta nell'acqua trattata	n.d.	n.d.	<1 ng/L
Efficienza raggiunta grazie al trattamento	n.d.	99% (PFOA)	>99%
Ulteriori commenti	n.d.	n.d.	

Tab. 7
Esempi dalla pratica (sondaggio tra i produttori di sistemi) sull'uso di processi e combinazioni di processi

n.d. = nessun dato disponibile

* 9 PFAS: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS, PFOS

GLOSSARIO (GENERALE)

OSiti	Ordinanza sui siti contaminati
AOF	Fluoro organico adsorbibile (fluoro organico adsorbibile)
AOX	Composti organici alogeni adsorbibili
LOQ	Limite di quantificazione
BV	Volume dei letti
DOC	Carbonio organico disciolto (carbonio organico disciolto)
EBCT	Tempo di contatto con il letto vuoto
EFSA	Autorità europea per la sicurezza alimentare
EOF	Fluoro organico estraibile (fluoro organico estraibile)
GAC	Carbone attivo granulato
LPac	Legge sulla protezione dell'acqua
OPAc	Ordinanza sulla protezione delle acque
CIS	Totale sostanze non disciolte
Valore K	Valore di concentrazione secondo l'Ordinanza sui siti contaminati
OCSE	Organizzazione per la cooperazione e lo sviluppo economico
CAP	Carbone attivo in polvere
TEQ	Tossicità equivalente
TOF	Fluoro organico totale (quantità totale di fluoro organico)
Metodo TOPA	Test dei precursori totali ossidabili / TOP (metodo per l'analisi dei precursori dei PFAS)
SQA	Standard di qualità ambientale
US EPA	Agenzia per la protezione dell'ambiente degli Stati Uniti
OSuolo	Ordinanza sull'inquinamento del suolo
VOC	Composti organici volatili (volatile organic compounds)
OPSR	Ordinanza sulla prevenzione e lo smaltimento dei rifiuti

GLOSSARIO (PFAS)

(P)FOSA	Perfluorottano sulfonamide
4:2-FTS	4:2 Acido fluorotelomero solfonico
6:2 FTOH	6:2 Alcool fluorotelomero
6:2-FTS	6:2 Acido fluorotelomero solfonico (sinonimo di H4PFOS)
8:2 FTOH	8:2 Alcool fluorotelomero
8:2-FTS	8:2 Acido fluorotelomero solfonico
Capstone A	Capstone A, Nome commerciale di sostanze PFAS
Capstone B	Capstone B, Nome commerciale di sostanze PFAS
cC6O4	Acido perfluoro{[(5-metossi-1,3-diossolan-4-il)ossi]acetico}
DONA	Acido perfluoro-4,8-dioxa-3H-nonanoico
EtFOSA	N-Etil-Perfluoroottanesulfonammide
EtFOSAA/ N-EtFOSAA	Acido N-Etil-Perfluoroottanesulfonamidoacetico
GenX	Acido perfluoro-2-propossipropanoico
HPFHpA	acido 7H-dodecanofluoroeptanoico
MeFOSA	N-metil-perfluoroottanesulfonammide
MeFOSAA/ N-MeFOSAA	Acido N-Metil-Perfluoroottanesulfonamidoacetico
PAF-45	Un polimero aromatico PAF-45 (PAF = Porous Aromatic Framework)
PFAS	Sostanze per- e polifluoroalchiliche
PFBA	Acido perfluorobutanoico
PFBS	Acido perfluorobutano solfonico
PFCS	Prodotti chimici per e polifluorurati
PFDA	Acido perfluorodecanoico
PFDoDA	Acido perfluorododecanoico
PFDoDS	Acido perfluorododecano solfonico
PFDS	Acido perfluorodecano solfonico
PFHpA	Acido perfluoroeptanoico
PFHpS	Acido perfluoroeptano solfonico
PFHxA	Acido perfluoroesanoico
PFHxDA	Acido perfluoroesadecanoico
PFHxS	Acido perfluoroesanesolfonico
PFNA	Acido perfluorononanoico
PFNS	Acido perfluoronesolfonico
PFOA	Acido perfluoroottanoico
PFODA	Acido perfluorotadecanoico
PFOS	Acido perfluorottano solfonico
PFOSA	Perfluorottano sulfonamide
PFPeA	Acido perfluoropentanoico
PFPeS	Acido perfluoropentansolfonico
PFPrA	Acido perfluoropropanoico
PFTeDA	Acido perfluorotetradecanoico
PFTTrDA	Acido perfluorotridecanoico
PFTTrDS	Acido perfluorotridecano solfonico
PFUnDA	Acido perfluorundecanoico
PFUnDS	Acido perfluorundecano solfonico
PTFE	Politetrafluoroetilene
TFA	Acido trifluoroacetico

ELENCHI

Bibliografia

- [1] Associazione degli esperti svizzeri in materia di acque reflue e protezione delle acque VSA, opuscolo "Stato dell'arte", Glattbrugg, 2022
- [2] Ufficio federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio (UFAFP), Mitteilungen zum Gewässerschutz 41 "Stand der Technik im Gewässerschutz", Berna, 2001, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/publikationen-studien/publikationen-wasser/stand-technik-gewaesserschutz.html>.
- [3] AWEL - Ufficio per i rifiuti, l'acqua, l'energia e l'aria (ZH): Organische Spurenstoffe - Inquinanti emergenti. Indagine sul percolato di discarica, 2023
- [4] L. Gasser, T. Held, F. Krieg, L. Kathriner, A. Lipsky, M. Reinhard: Base decisionale per l'esecuzione dei siti contaminati da PFAS in Svizzera, Ufficio federale dell'ambiente UFAM, Berna, 2021.
- [5] J. Wüthrich, S. Achermann, V. Leib, M. Junghans: l'inquinamento da PFAS nel cantone di San Gallo, Aqua&Gas, 12, 2022
- [6] S. Meier, P. Brodmann, S. Weber, C. Moschet, D. Kull, T. Gelmi, W. Lacour, J. Steinmann: Qualità dell'acqua potabile in relazione ai residui di PFAS, Aqua&Gas, 3, 2024
- [7] Ufficio per l'ambiente e l'energia (BS): Misurazione completa dei PFAS nelle acque sotterranee di Basilea, Basilea, 2023.
- [8] Ufficio per l'ambiente (FR): campagna PFAS 2022-2023, Friburgo, 2023
- [9] Ministero federale per l'Azione per il clima, l'ambiente, l'energia, la mobilità, l'innovazione e la tecnologia (AT): PFAS-Report 2022, Vienna 2022
- [10] Ministero federale dell'agricoltura, delle foreste, dell'ambiente e della gestione delle acque: Deponiesickerwasser - Untersuchungen zu Zusammensetzung, Abbaubarkeit und Hemmwirkung in biologischen Kläranlagen, Vienna, 2016, <https://info.bml.gv.at/dam/jcr:5422f84c-b130-4a2e-bb24-ee95fc8a5ceb/Deponiesickerwasser%20Endbericht.pdf>
- [11] Hummer, M. e Scheffknecht, C.: Origine, distribuzione e destino delle sostanze alchiliche per- e polifluorurate (PFAS) nell'ambiente del Vorarlberg, Österr Wasser- Abfallw, 75, 2023, <https://doi.org/10.1007/s00506-023-00975-9>
- [12] Liu, M., Saracevic, E., Kittlaus, S. et al, PFAS pollution in the Upper Danube catchment. Österr Wasser- und Abfallw 75, 503-514 (2023). <https://doi.org/10.1007/s00506-023-00973-x>
- [13] Agenzia Federale per l'Ambiente (DE): Ricerca bibliografica e valutazione dei dati tossicologici esistenti come base per ricavare i valori guida per l'acqua potabile per i PFAS, Dessau-Roßlau, 2023
- [14] Ufficio statale bavarese per l'ambiente: Linee guida per il trattamento delle acque reflue industriali contenenti PFAS - Panoramica dei processi, stato di sviluppo e produttori, Augsburg, 2022
- [15] Verma, S., Mezgebe, B., Hejase, C.A., Sahle-Demessie, E., Nadagouda, M.N.: Photodegradation and photocatalysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review of recent progress, Next Materials, 2, 2024,
- [16] Agenzia Federale per l'Ambiente (DE): Gestione della bonifica per la contaminazione locale e diffusa da PFAS, Dessau-Roßlau, 2020
- [17] Edel, H.G., Korte, D., Kellner, C., Schwerte, C., Rehnig, U.: PFC groundwater remediation - technology and costs from over five years of practical experience, Korrespondenz Wasserwirtschaft, 8, 2015, https://www.umweltcluster.net/images/L%C3%B6sungen/Wasser_und_Abwasser/15-10628_Sonderdruck_PFC_Grundwassersanierungen.pdf
- [18] Cornelsen, M.: Treatment of PFAS-contaminated water - Review from the perspective of the process engineer, Altlasten Spektrum, 4, 2023
- [19] ZÜBLIN Umwelttechnik, opuscolo PFAS-Compact, 2024,
- [20] Umar, M., Reductive and Oxidative UV Degradation of PFAS - Status, Needs and Future Perspectives, Water 2021, 13, 3185
- [21] Busch, J., Ahrens, L., Sturm, R., Ebinghaus, R. (2010). Composti polifluoroalchilici nei percolati di discarica. Inquinamento ambientale, volume 158, numero 5, 1467 - 1471, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.031>.
- [22] Lancioni, N. (2023). Destino e percorsi di emissione dei PFAS in impianti in scala reale per il trattamento del percolato di discarica. Presentazione. <https://zenodo.org/records/12687081>

- [23] Liu, M., Saracevic, E., Krlovic, N., Zoboli, O., Kittlaus, S., Rab, G., Obeid, A., Oudega, T., Derx, J. e Zessner, M. (2023). Valutazione comparativa delle concentrazioni di PFAS nei percorsi di emissione, nelle acque superficiali e sotterranee nel bacino superiore del Danubio, EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 24-28 aprile 2023, EGU23-2267, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-2267>.
- [24] LANUV (2013). Inquinamento da PFT a Düsseldorf - cause, risultati delle misurazioni, misure adottate, valutazione del progetto di bonifica della Flughafen Düsseldorf GmbH e delle misure adottate dalla città di Düsseldorf. https://www.duesseldorf.de/fileadmin/Amt19/umweltamt/altlasten/pdf/pft_hb121_bericht_ministerium_2013.pdf
- [25] Capitale dello Stato di Düsseldorf (2015). Evento informativo per i cittadini sulla contaminazione delle acque sotterranee del PFT a Gerresheim. https://www.duesseldorf.de/fileadmin/Amt19/umweltamt/altlasten/pdf/pft_hb118_buergerinfo_03_2015.pdf
- [26] Züblin Umwelttechnik GmbH (2018). Bonifica delle acque sotterranee da PFC: stato dell'arte e confronto dei costi. Offprint da Handbook of contaminated site remediation and land management.
- [27] Züblin Umwelttechnik GmbH (2022). Approcci innovativi alla bonifica dei danni da PFAS.
- [28] Meegoda, J.N., Bezerra de Souza, B., Monteiro Casarini, M., Kewalramani, J.A., A Review of PFAS Destruction Technologies, Int. J. Environ. Res. Public Health, 19, 2022, <https://doi.org/10.3390/ijerph192416397>
- [29] [Feedback dei produttori di impianti a cui sono stati chiesti i processi di trattamento per la rimozione dei PFAS nell'ambito di questo progetto](#)
- [30] S. Liang, R. Mora, Q. Huang, R. Casson, Y. Wang, S. Woodard, H. Anderson, Field demonstration of coupling ion-exchange resin with electrochemical oxidation for enhanced treatment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater, Chem. Eng. J. Adv. 9 (2022) 100216.
- [31] Barisci, R. Suri, Occurrence and removal of poly/perfluoroalkyl substances (PFAS) in municipal and industrial wastewater treatment plants, Water Sci. Technol. 84 (2021) 3442-3468. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.484>
- [32] Guida alle applicazioni, resina a scambio ionico monouso selettiva per i PFAS, Ecolab 2024, <https://www.purolite.com/dam/jcr:2fc80863-592a-40ee-b7db-e1cfec59a2cd/PFAS-environ-discharge-guide.pdf>
- [33] Caso di studio sulla rimozione dei PFAS dalle acque reflue in una conceria di pelli in Italia, Lanxess, 2024,
- [34] TECHNICAL GUIDANCE FOR REMOVAL OF PFAS USING ION EXCHANGE RESINS, Dupont, 2020, <https://www.dupont.com/content/dam/dupont/amer/us/en/corporate/PFAS/Guide%20for%20PFAS%20Removal%20Using%20Ion%20Exchange%20Resins-FIN.pdf>
- [35] Informazioni sul prodotto e guide operative, "Efficient PFAS Removal with Selective Ion Exchange Resins", Lanxess, 2024
- [36] Riegel, M., Egner, S., Sacher, F., Rassegna dei sistemi di trattamento delle acque per la rimozione dei PFAS, Concauwe, Bruxelles, 2020
- [37] Chow, S.J., Croll, H.C., Ojeda, N., Klammer, J., Capelle, R., Oppenheimer, J., Jacangelo, J.G., Schwab, K.J., Prasse, C., Comparative investigation of PFAS adsorption on activated carbon and anion exchange resins during long-term operation of a pilot treatment plant. Water Res., 26, 2022
- [38] Malovany, A., Hedman, F., Bergh, L., Liljeros, E., Lund, T., Suoko, J., Hinrichsen, H., Comparative study of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) removal from landfill leachate, J. Hazard. Mater., 460, 2023, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132505>
- [39] Agenzia federale dell'ambiente (DE), Trifluoroacetato (TFA): Gettare le basi per un'efficace minimizzazione - Analisi spaziale dei percorsi di ingresso nel ciclo dell'acqua, Dessau, 2023
- [40] Associazione dei chimici cantonali della Svizzera, valutazione della campagna VKCS PFAS nell'acqua potabile 2023, https://kantonschemiker.ch/wp-content/uploads/2023/10/20231013_d_Bericht_PFAS.pdf
- [41] Umweltbundesamt (AT), Sostanze alchiliche per- e polifluorate, Confronto dei metodi per la determinazione dei PFAS in campioni d'acqua Vienna, 2023
- [42] Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J.C., Lau, C., Ng, C., Smith, J.S., Roberts, S.M., Toxicity and Human Health Review di sostanze per- e polifluoroalchiliche: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research, Environ Toxicol Chem. 2021 Marzo ; 40(3), <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC7906952/pdf/nihms-1667049.pdf>

- [43] Dekant, W., Dekant, R., Mammalian toxicity of trifluoroacetate and assessment of human health risks due to environmental exposures, *Arch Toxicol.* 97(4), 2023, <https://doi.org/10.1007/s00204-023-03454-y>
- [44] Garavagno, M.d.I.A., Holland, R., Khan, M.A.H., Orr-Ewing, A.J., Shallcross, D.E., "Trifluoroacetic Acid: Toxicity, Sources, Sinks and Future Prospects", *Sustainability* 2024, 16, 2382, <https://doi.org/10.3390/su16062382>
- [45] US EPA, Chemicals Added to the Toxics Release Inventory Pursuant to Section 7321 of the National Defense Authorization Act, giugno 2023.
- [46] Isaac-Sibille, C., Rapport Public, Per- et polyfluoroalkylés (PFAS), Pollutionet dépendance : Comment faire marche arrière?, Rapport remis au Premier Ministre, 2024
- [47] Hermanns Stengele, R., Moser, R., "Requisiti per lo scarico del percolato di discarica - Raccomandazioni per la valutazione, il trattamento e lo scarico del percolato di discarica", Ufficio federale dell'ambiente, Berna. Applicazione ambientale n. 1223, 2012
- [48] Wüthrich, J., Achermann, S., Leib, V., Junghans, M., Inquinamento da PFAS nel cantone di San Gallo, *Aqua&Gas*, 12, 2022
- [49] Weibel, G., Kämpfer, P., Carichi di PFAS da discariche di tipo D, rapporto commissionato da AWEL Zurigo, giugno 2024.
- [50] Presentazione E. Christen, Ufficio federale dell'ambiente, Vecchie discariche e PFAS - risultati attuali delle indagini, Simposio Siti Contaminati Svizzera 2024, Solothurn
- [51] Alder, A. C. e van der Voet, J., PFOS e altri composti organici perfluorurati nei fanghi di depurazione in prossimità di potenziali fonti puntuali, Rapporto finale di una campagna di misura condotta nel 2011, Eawag, Dübendorf, 2012
- [52] Johnson, T., Obereiner, J., Khire, M.V., Longer-term temporal trends in PFAS concentrations in Midwestern landfill leachate, *Waste Management & Research*, 41(9), 2023
- [53] Agenzia federale per l'ambiente (DE), Gestione della bonifica per la contaminazione da PFAS localizzata e diffusa, Allegato C: Procedure di bonifica, Dessau, 2020.
- [54] Ingenieurbüro Roth & Partner, Impianto di prova per la depurazione del percolato contaminato da PFC - Relazione finale, 2020, https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/documents/10184/153337/19R467_Abschlussbericht_final.pdf/b3abcb65-09cd-474a-b51a-276893d19fe7
- [55] US EPA, Interim Guidance on the Destruction and Disposal of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances and Materials Containing Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances - Version 2, aprile 2024.
- [56] 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, 2021
- [57] J. Radjenovic, N. Duinslaeger, S.S. Avval, B.P. Chaplin, Facing the Challenge of Poly- And Perfluoroalkyl Substances in Water: Is Electrochemical Oxidation the Answer?, *Environ. Sci. Technol.* 54, 2020, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06212>
- [58] Smith, S.J., Lauria, M., Ahrens, L., McCleaf, P., Hollman, P., Bjälkefur Seroka, S., Hamers, T., Arp, H.P.H., Wiberg, K., Ossidazione elettrochimica per il trattamento dei PFAS in acqua contaminata e schiuma frazionata – Uno studio su scala pilota, *ES&T Water*, 3, 2023, DOI: 10.1021/acsestwater.2c00660
- [59] Brendel, S., Fetter, E., Staude, C., Vierke, L., Biegel-Engler, A., Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH, *Environ Sci Eur*, 30, 2018, <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0134-4>
- [60] Buck, R.C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousind, I. T., de Voogt, P., Jensen, A.A., Kannan, K., Mabury, S.A., van Leeuwen, S.P.J., Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment: Terminology, Classification, and Origins, *Integr Environ Assess Manag* 7, 2011, <https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- [61] OCSE, Synthesis paper on per and polyfluorinated chemicals, OECD Series on Risk Management of Chemicals, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/0bc75123-en>
- [62] OCSE, Synthesis Report on Understanding Side-Chain Fluorinated Polymers and Their Life Cycle (Relazione di sintesi sulla comprensione dei polimeri fluorurati a catena laterale e del loro ciclo di vita), OECD Series on Risk Management of Chemicals (Serie OCSE sulla gestione del rischio delle sostanze chimiche), OECD Publishing, Parigi, 2022, <https://doi.org/10.1787/e13559f7-en>.

- [63] Lenka, S.P., Kah, M., Padhye, L.P., review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants, *Water Research*, 199, 2021, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117187>
- [64] TFA nelle acque sotterranee, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-des-grundwassers/grundwasser-qualitaet/tfa-im-grundwasser.html>
- [65] Protezione delle acque AWEL, analisi di campioni compositi settimanali in 60 impianti di depurazione di Zurigo per PFAS, settembre 2024
- [66] Cantone di San Gallo, Ufficio per la protezione dei consumatori e gli affari veterinari, Rapporto annuale 2023
- [67] Cantone di San Gallo, comunicato stampa agosto 2024, https://www.sg.ch/news/sgch_allgemein/2024/08/punktueller-pfas-belastung-im-nordosten-des-kantons.html
- [68] Ufficio federale dell'ambiente, Simposio sui siti contaminati Svizzera 2024, https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/altlasten/fachinfo-daten/symposium_2024_praesentationen.pdf.download.pdf/Symposium%202024%20Pr%C3%A4sentationen.pdf
- [69] Schetlin, C.G., Dasu, K., Rosansky, S., Dejarne, L.E., Siriwardena, D., Thorn, J., Mullins, L., Haggerty, I., Shqau, K., Stowe, J., Application of Supercritical Water Oxidation to Effectively Destroy Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Aqueous Matrices, *EST Water* 3, 2023, <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00548>
- [70] 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* 1, 2011
- [71] Cornelsen, M., Weber, R., Panglisch, S., Minimizzare l'impatto ambientale per il trattamento delle acque inquinate da PFAS e per la deontaminazione delle attrezzature antincendio, *Emerg. Contaminants* 7, 2021, <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2021.02.001>
- [72] Hubert, M., Meyn, T., Hansen, M.C., Hale, S.E., Arp, H.P.H., Rimozione di sostanze per- e polifluoroalchiliche (PFAS) dalle acque di lavaggio del suolo mediante coagulazione e flocculazione, *Wat. Research* 249, 2024, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120888>
- [73] Cornelsen Environmental Technology, PerfluorAd - Percolato di discarica e concentrato di UO, Flyer, 2024, <https://cornelsen.group>
- [74] Franke, V., McCleaf, P., Lindgren, K., Ahrens, L., Efficiente rimozione delle sostanze per- e polifluoroalchiliche (PFAS) nel trattamento dell'acqua potabile: nanofiltrazione combinata con carbone attivo o scambio anionico, *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 5, 2019, <https://doi.org/10.1039/C9EW00286C>
- [75] Arcadis US, First time use of ozofractionation to treat AFFF release, 2019, https://www.newea.org/wp-content/uploads/2019/02/AC19_JMcDonough_26.pdf
- [76] Agenzia Federale per l'Ambiente (DE), Spiegazioni sulla classificazione del nuovo valore guida per l'acqua potabile di 60 µg/L, 2020, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/362/dokumente/2020_10_20_uba_einordnung_tfa_leitwert.pdf
- [77] Ministero danese dell'Ambiente e dell'Uguaglianza, Ordinanza sull'acqua potabile, versione del 25 febbraio 2025, <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2025/221>
- [78] Appleman, T. D., The removal of poly- and perfluoroalkyl substances by North American water treatment practices (La rimozione delle sostanze poli- e perfluoro-alchiliche attraverso le pratiche di trattamento delle acque in Nord America), Colorado School of Mines, 2013.
- [79] Robey, N.M., Da Silva, B.F., Annable, B.F., Townsend, T.G., Bowden, J.A., Concentrating Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Municipal Solid Waste Landfill Leachate Using Foam Separation, *Environ. Sci. Technol.* 54, 2020, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01266>
- [80] Lin, H., Wang, Y., Niu, J., Yue, Z., Huang, Q., Efficient sorption and removal of perfluoroalkyl acids (PFAAs) from aqueous solution by metal hydroxides generated in situ by electrocoagulation, *Environ. Sci. Technol.* 49, 2015, <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02092>
- [81] Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Lösungsansätze für den Umgang mit PFAS-belasteten Standorten, Rapporto sui risultati dei gruppi di lavoro siti contaminati e rifiuti dei Cantoni UFAM 2022/2023, Berna, 2024,
- [82] Ufficio federale dell'ambiente, Associazione degli esperti svizzeri in materia di acque reflue e protezione delle acque VSA, Associazione dei gestori svizzeri di impianti di utilizzo dei rifiuti VBSA, Requisiti per lo scarico del percolato di discarica, Berna, 2012

APPENDICE

Dati di misura PFAS in Svizzera, valutazione statistica dei dati raccolti nell'ambito di un'indagine dell'UFAM presso i Cantoni. Nell'indagine, ai Cantoni è stato chiesto di fornire una selezione di dati attuali (2022–2024) relativi alla presenza di PFAS nel percolato di discarica e nelle acque sotterranee contaminate pompate. La scelta dei siti di campionamento è stata lasciata ai singoli Cantoni; pertanto, i dati non rappresentano un quadro completo della contaminazione da PFAS riscontrata in Svizzera in queste acque reflue.

Valutazione statistica dei dati di misurazione provenienti da un'indagine sui cantoni. Misurazioni nel percolato di discarica da siti selezionati dal 2022 al 2024. Il limite di quantificazione per le singole sostanze era compreso tra 0,001 e 0,05 µg/l.

tipo di discarica			PFBA	PFPeA	PFHA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFBS	PFHxS	PFS	PFDA	PFUnDA	PFDoA	PFTdA	PFTeDA	PFPeS	PFHpS	PFS	PFDS	(PF)OSA	MeFOA	MeFOAa	EtFOA	EtFOAa	4:2-FTS	6:2-FTS	8:2-FTS	Gen-X
numero di misurazioni >LOQ	A (n=7)		6	6	6	3	6	0	6	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	B (n=79)		76	76	78	75	74	49	73	73	76	14	2	3	0	0	30	21	0	3	7	0	0	0	1	1	9	1	0
	C (n=11)		4	8	8	9	10	8	7	9	11	4	0	0	0	0	5	4	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0
	D (n=37)		33	36	36	36	32	34	36	36	36	15	2	1	0	0	20	19	1	1	7	1	2	0	5	0	5	3	0
	E (n=64)		51	55	60	63	64	40	44	61	63	20	2	1	1	0	28	22	0	1	11	0	7	1	7	0	11	6	0
n.d. (n=7)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
numero di misurazioni <LOQ	A		170	181	188	186	190	129	164	183	191	53	6	5	1	0	83	66	1	5	26	1	9	1	13	1	26	11	0
	B		0	0	0	3	0	6	0	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	C		0	0	1	4	5	25	6	6	3	25	35	34	29	11	12	18	29	33	29	10	10	10	9	28	20	28	10
	D		1	0	0	1	0	2	0	0	0	2	3	3	3	2	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	E		1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	12	13	8	8	1	1	5	13	5	4	3	5	0	5	0	2	5
n.d.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
minimo	A		3	2	2	9	6	46	21	12	6	36	68	69	55	32	28	38	51	66	43	25	17	25	13	50	26	40	26
	B		0.005	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.010	0.001		0.002	0.002		0.002	0.001				0.003	0.008	0.001	0.005	
	C		0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.010	0.001		0.001	0.001		0.001	0.001				0.009	0.007			
	D		0.290	0.008	0.010	0.007	0.003	0.001	0.006	0.003	0.001	0.010					0.003	0.001	0.006	0.003	0.001	0.003	0.006		0.003	0.018	0.002		
	E		0.018	0.013	0.033	0.023	0.073	0.001	0.028	0.015	0.036	0.002	0.002	0.003		0.003	0.001	0.006	0.003	0.001	0.003	0.006		0.003	0.018	0.002			
n.d.		0.008	0.012	0.001	0.001	0.002	0.001	0.008	0.002	0.001	0.002	0.001	0.011	0.002		0.002	0.003		0.002	0.002	0.005	0.004	0.011		0.003	0.002			
25%-percentile	A		0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	-	0.001	0.001	0.006	0.002	0.001	0.003	0.005	0.004	0.003	0.008	0.001	0.002	-
	B		0.006	0.002	0.002	0.001	0.002		0.001	0.002	0.003						0.007	0.006		0.009	0.002				0.003	0.008	0.007	0.005	
	C		0.018	0.032	0.032	0.018	0.033	0.003	0.010	0.013	0.025	0.003	0.029	0.005			0.007	0.006		0.009	0.002				0.003	0.008	0.007	0.005	
	D		0.373	0.153	0.244	0.040	0.046	0.015	0.172	0.120	0.028	0.011					0.003	0.029			0.045	0.011				0.099	0.007		
	E		0.200	0.172	0.290	0.096	0.272	0.007	0.302	0.243	0.211	0.005	0.002	0.003		0.078	0.012	0.006	0.003	0.004	0.003	0.009		0.006	0.049	0.003			
n.d.		0.070	0.111	0.067	0.032	0.049	0.006	0.067	0.032	0.050	0.005	0.010	0.011	0.002		0.014	0.017		0.002	0.013		0.016	0.004	0.068	0.014	0.004			
mediano	A		0.007	0.003	0.003	0.001	0.003		0.002	0.003	0.004						0.013	0.009		0.016	0.002				0.003	0.008	0.016	0.005	
	B		0.065	0.080	0.076	0.041	0.069	0.006	0.031	0.030	0.064	0.007	0.049	0.008			0.013	0.009		0.016	0.002				0.003	0.008	0.016	0.005	
	C		0.400	0.220	0.433	0.160	0.370	0.021	0.390	0.350	0.490	0.019					0.035	0.040			0.045					0.099	0.007		
	D		0.363	0.302	0.652	0.210	0.739	0.014	0.484	0.653	0.551	0.010	0.003	0.003		0.147	0.030	0.006	0.003	0.008	0.003	0.013		0.010	0.091	0.003			
	E		0.165	0.240	0.195	0.095	0.251	0.016	0.213	0.156	0.310	0.011	0.020	0.011	0.002		0.036	0.033		0.002	0.019		0.027	0.004	0.195	0.062	0.005		
n.d.																													
75%-percentile	A		0.018	0.003	0.003	0.006	0.004		0.002	0.004	0.006						0.026	0.011		0.056	0.004				0.003	0.008	0.038	0.005	
	B		0.167	0.212	0.181	0.102	0.160	0.011	0.088	0.073	0.132	0.011	0.068	0.066			0.042	0.044			0.045				0.003	0.008	0.038	0.005	
	C		0.415	0.330	0.717	0.250	0.724	0.028	0.565	0.362	0.766	0.026					0.314	0.061	0.006	0.003	0.023	0.003	0.016		0.012	0.099	0.007		
	D		0.590	0.461	1.188	0.427	1.193	0.032	1.068	1.188	1.083	0.021	0.003	0.003		0.314	0.061	0.006	0.003	0.023	0.003	0.016		0.012	0.180	0.004			
	E		0.400	0.420	0.560	0.255	0.590	0.020	0.815	0.480	0.808	0.020	0.029	0.011	0.002		0.207	0.101		0.002	0.028		0.083	0.004	0.267	0.126	0.009		
n.d.																													
massimo	A		23.000	0.175	0.422	0.010	0.014		0.108	0.008	0.013						0.070	0.061		0.096	0.005				0.003	0.008	0.340	0.005	
	B		4.580	1.300	0.850	0.300	0.860	0.068	0.738	0.240	0.590	0.066	0.087	0.123			0.070	0.061		0.096	0.005				0.003	0.008	0.340	0.005	
	C		0.460	0.590	1.000	0.401	0.910	0.049	1.330	0.812	1.340	0.027					0.146	0.052			0.045					0.099	0.007		
	D		3.200	4.600	7.500	4.700	13.500	0.383	10.000	6.170	15.100	0.123	0.003	0.003		0.447	0.566	0.006	0.003	0.034	0.003	0.019		0.030	0.234	0.004			
	E		1.830	3.200	6.200	3.400	16.200	0.712	2.840	9.220	18.300	0.673	0.038	0.011	0.002		3.880	1.040		0.002	0.099		0.146	0.004	1.810	0.323	0.056		
n.d.																													

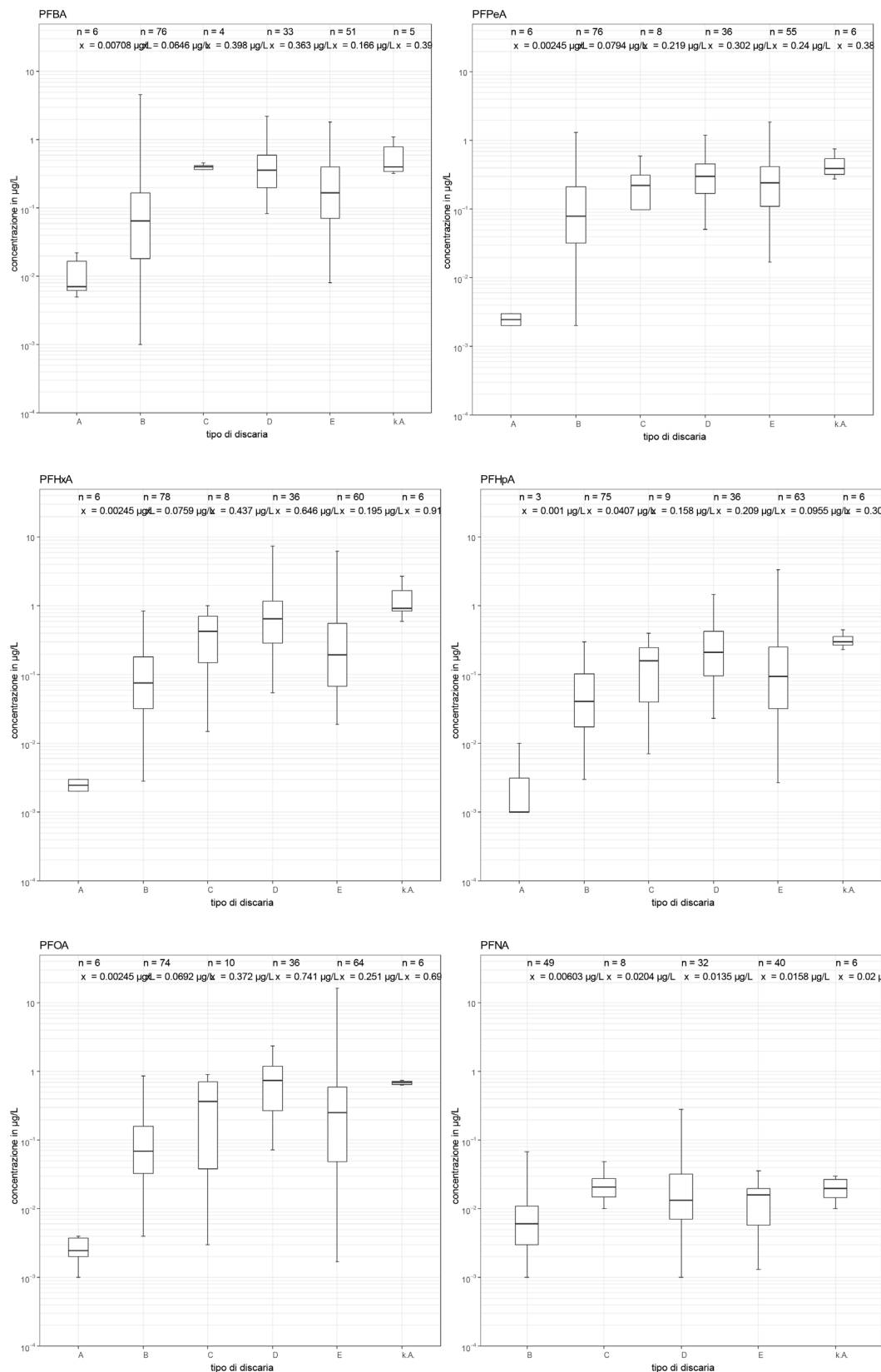


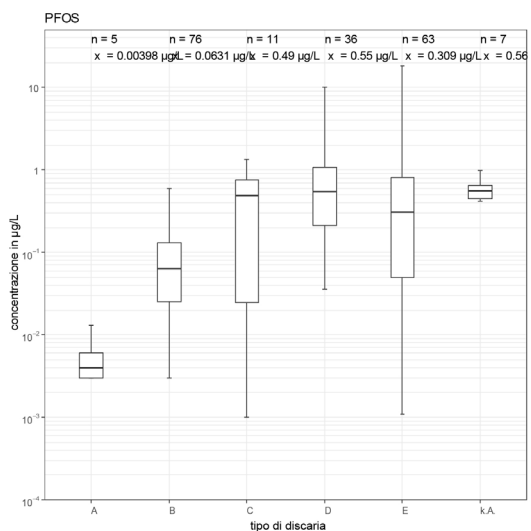
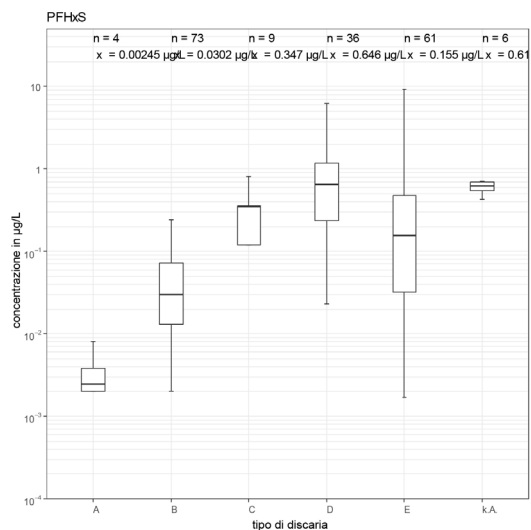
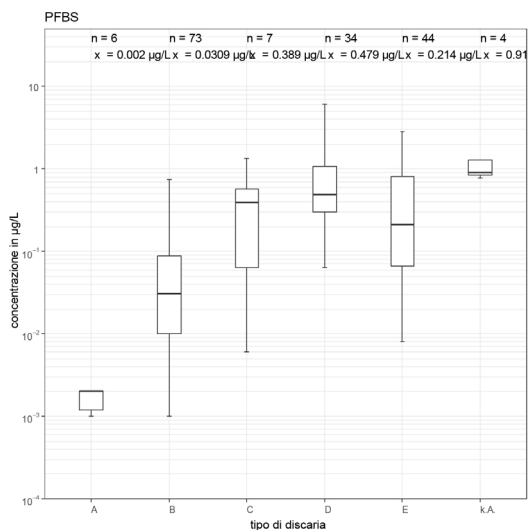
Misurazioni in acque sotterranee pompate e contaminate da siti selezionati tra il 2022 e il 2024, i parametri di somma non sono stati misurati. Il limite di quantificazione per le singole sostanze era compreso tra 0,001 e 0,02 µg/L.

tipo di sito		PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFDA	PFNA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDA	PFUnDA	PFDoDA	PFTrDA	PFTEdA	PFPeS	PFHpS	PFNS	PFDS	(P)FOSA	MeFOSA	MeFOSAA	BFOSA	BFOSAA	4,2-FTS	6,2-FTS	8,2-FTS	Gen-X
numero di misurazioni >LOQ	sito operativo (n=33)	13	21	22	21	20	11	18	15	19	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	nessun progetto di bonifica (n=50)	41	40	38	23	23	0	24	25	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	progetto di costruzione (n=3)	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sito di incidenti (n=1)	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sito di discarica (n=4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sito di addestramento antincendio (n=28)	18	17	18	12	19	3	18	19	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
numero di misurazioni <LOQ	n.d. (n=14)	13	12	13	13	10	12	13	13	13	10	8	8	8	8	10	10	0	8	0	0	0	0	0	1	2	1	8
	sito operativo	86	91	93	70	76	24	72	73	81	13	8	8	8	8	10	10	0	8	0	0	0	0	0	1	2	1	8
	nessun progetto di bonifica	7	8	7	7	8	17	11	14	11	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	progetto di costruzione	8	9	11	26	26	49	25	24	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sito di incidenti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sito di discarica	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
minimo concentration en µg/L	sito di addestramento antincendio	1	2	1	7	5	16	1	5	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	n.d.	1	2	1	1	1	4	2	1	1	3	5	4	4	4	2	2	2	4	1	1	0	1	0	1	0	1	4
	sito operativo	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.002	0.005	0.007	0.002																	
	nessun progetto di bonifica	0.002	0.001	0.001	0.002	0.004		0.002	0.002	0.001																		
	progetto di costruzione	35.500	106.000	276.600	9.900																							
	sito di incidenti			2.300	0.400				3.500	4.600																		
25%-Perzentil concentration en µg/L	sito di discarica	0.002	0.002	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.003																		
	sito di addestramento antincendio	0.000	0.000	0.000	0.003	0.005	0.010	0.000	0.001	0.016	0.010	0.008	0.003	0.002	0.002	0.001	0.002		0.005						0.001	0.054	0.005	0.00003
	n.d.	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001	0.001	0.0000004	0.001	0.001	0.002	0.008	0.003	0.002	0.002	0.001	0.002	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.054	0.005	0.000
	sito operativo	0.008	0.013	0.018	0.005	0.012	0.002	0.003	0.003	0.007	0.002																	
	nessun progetto di bonifica	0.006	0.006	0.004	0.003	0.005		0.003	0.003	0.007																		
	progetto di costruzione	35.500	106.000	276.600	9.900																							
Median concentration en µg/L	sito di incidenti			2.300	0.400				3.500	4.600																		
	sito di discarica	0.004	0.003	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.002	0.006																		
	sito di addestramento antincendio	0.001	0.000	0.000	0.004	0.010	0.010	0.000	0.005	0.100	0.010	0.008	0.003	0.012	0.002	0.001	0.003		0.009						0.001	0.911	0.005	0.000
	n.d.	0.009	0.055	0.063	0.019	0.023	0.002	0.007	0.040	0.080	0.002																	
	nessun progetto di bonifica	0.007	0.009	0.012	0.004	0.005		0.003	0.003	0.008																		
	progetto di costruzione	35.500	106.000	276.600	9.900																							
75%-Perzentil concentration en µg/L	sito di incidenti			2.300	0.400				3.500	4.600																		
	sito di discarica	0.009	0.011	0.007	0.003	0.005	0.010	0.005	0.005	0.023																		
	sito di addestramento antincendio	0.026	0.010	0.018	0.009	0.018	0.010	0.006	0.102	1.700	0.028	0.008	0.003	0.015	0.002	0.010	0.017		0.010						0.001	2.624	0.005	0.000
	n.d.	0.319	1.500	0.968	0.367	0.273	0.117	2.010	0.860	3.270	0.004																	
	site d'exploitation	0.135	0.060	0.034	0.011	0.009		0.011	0.006	0.028																		
	pas de projet d'assainissement	35.500	106.000	276.600	9.900																							
massimo concentration en µg/L	projet de construction			2.300	0.400				3.500	4.600																		
	site d'accident	0.264	1.370	0.688	0.212	0.097	0.018	0.038	0.603	3.380																		
	site de décharge	0.034	0.036	0.041	0.020	0.031	10.000	0.015	0.600	2.000	10.000	0.012	0.024	0.015	0.002	0.020	0.027		0.010						0.001	3.480	0.005	0.00006
	site d'exercice d'incendie																											
	n.d.																											

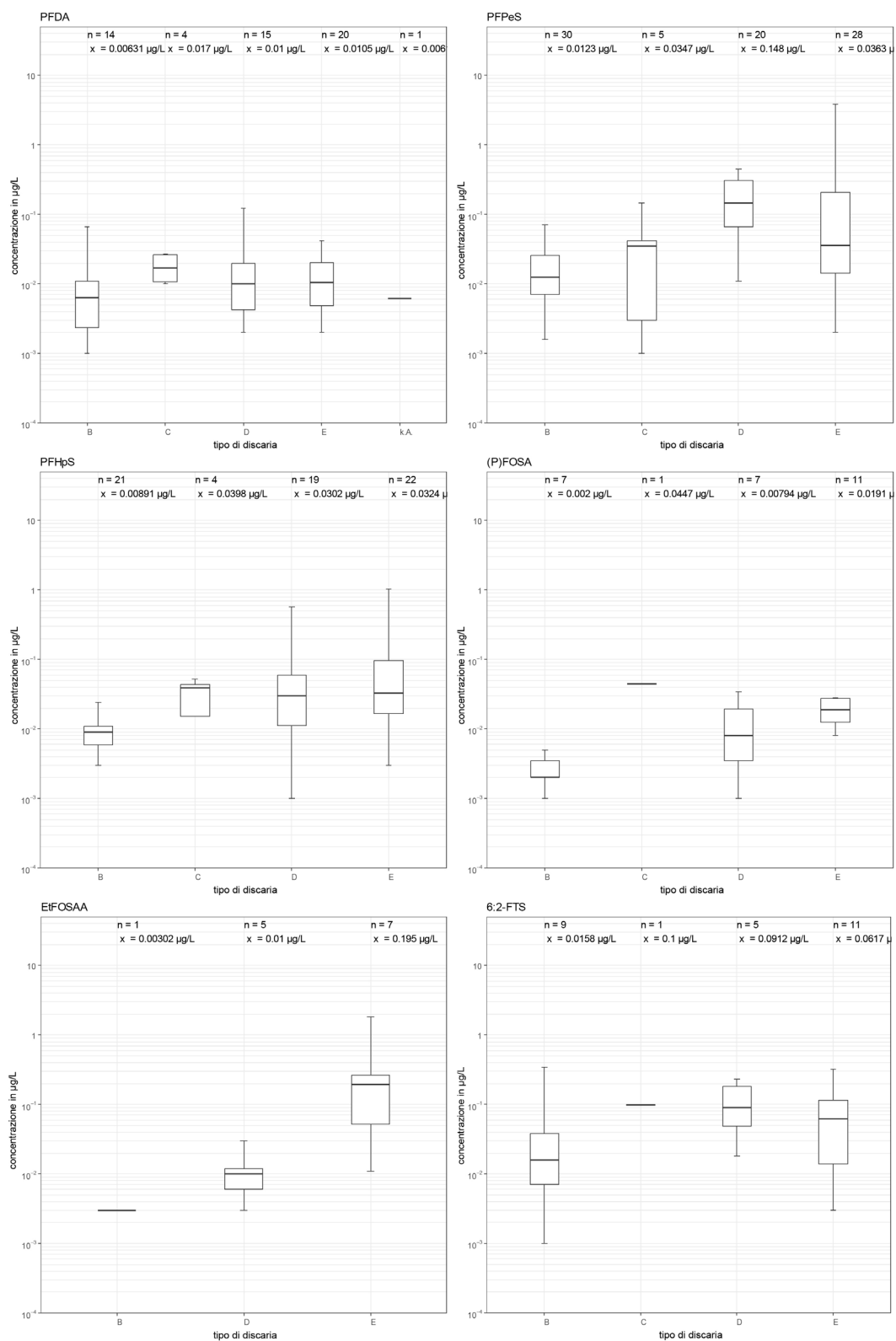
Legende:
Anzahl
Messwert

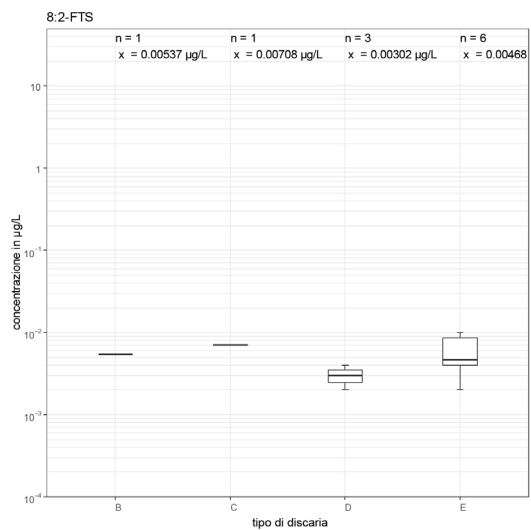
Misurazioni di singoli PFAS nel percolato di discarica di siti selezionati dal 2022 al 2024. Di seguito sono riportati i "9 PFAS contaminati" rilevati in tutti i tipi di discarica.



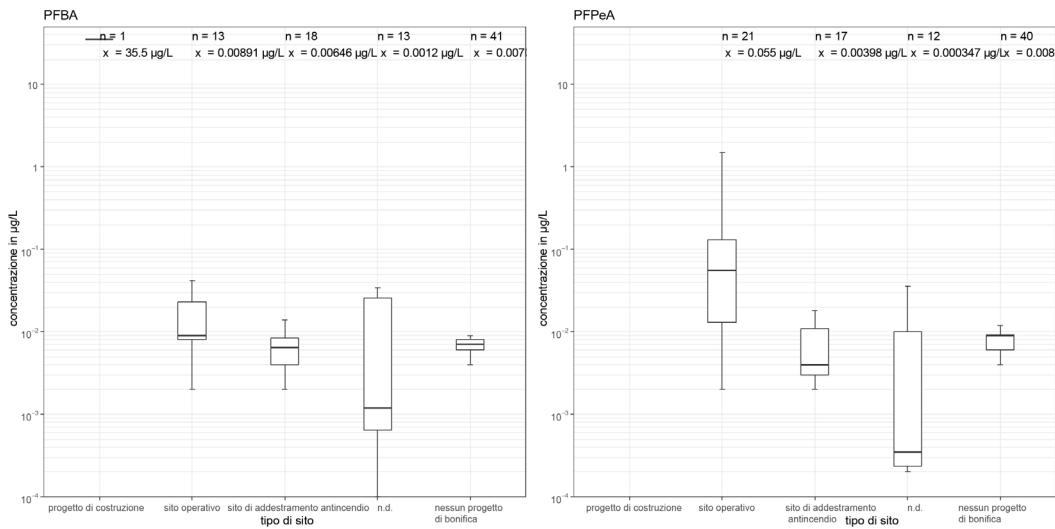


Altre singole sostanze PFAS che sono state rilevate almeno 10 volte sopra il limite di quantificazione nel percolato di discarica nelle indagini cantonali sono PFDA, PFPeS, PFHpS, (p)FOSA, EtFOSAA, 6:2-FTS e 8:2-FTS. Non tutti sono stati misurati o rilevati in tutti i tipi di discarica.

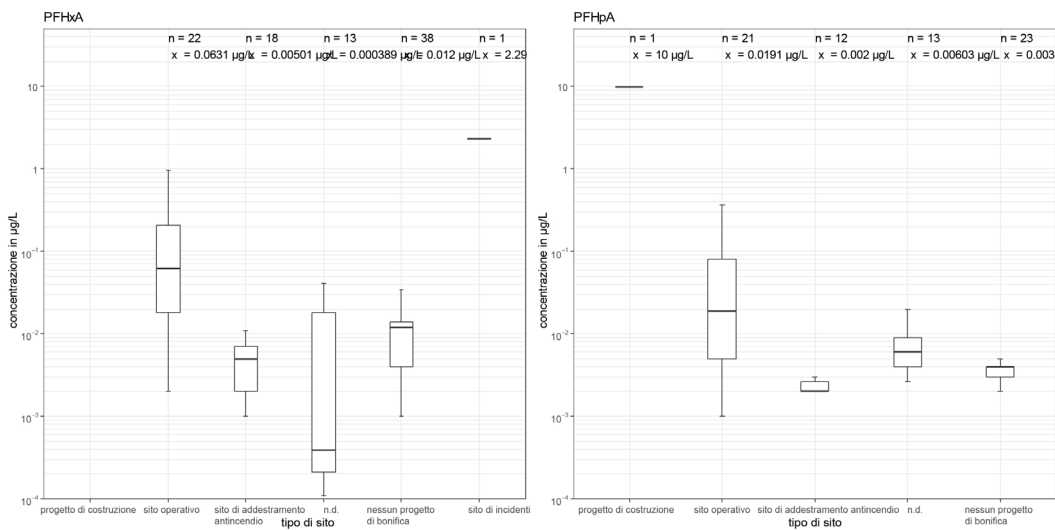




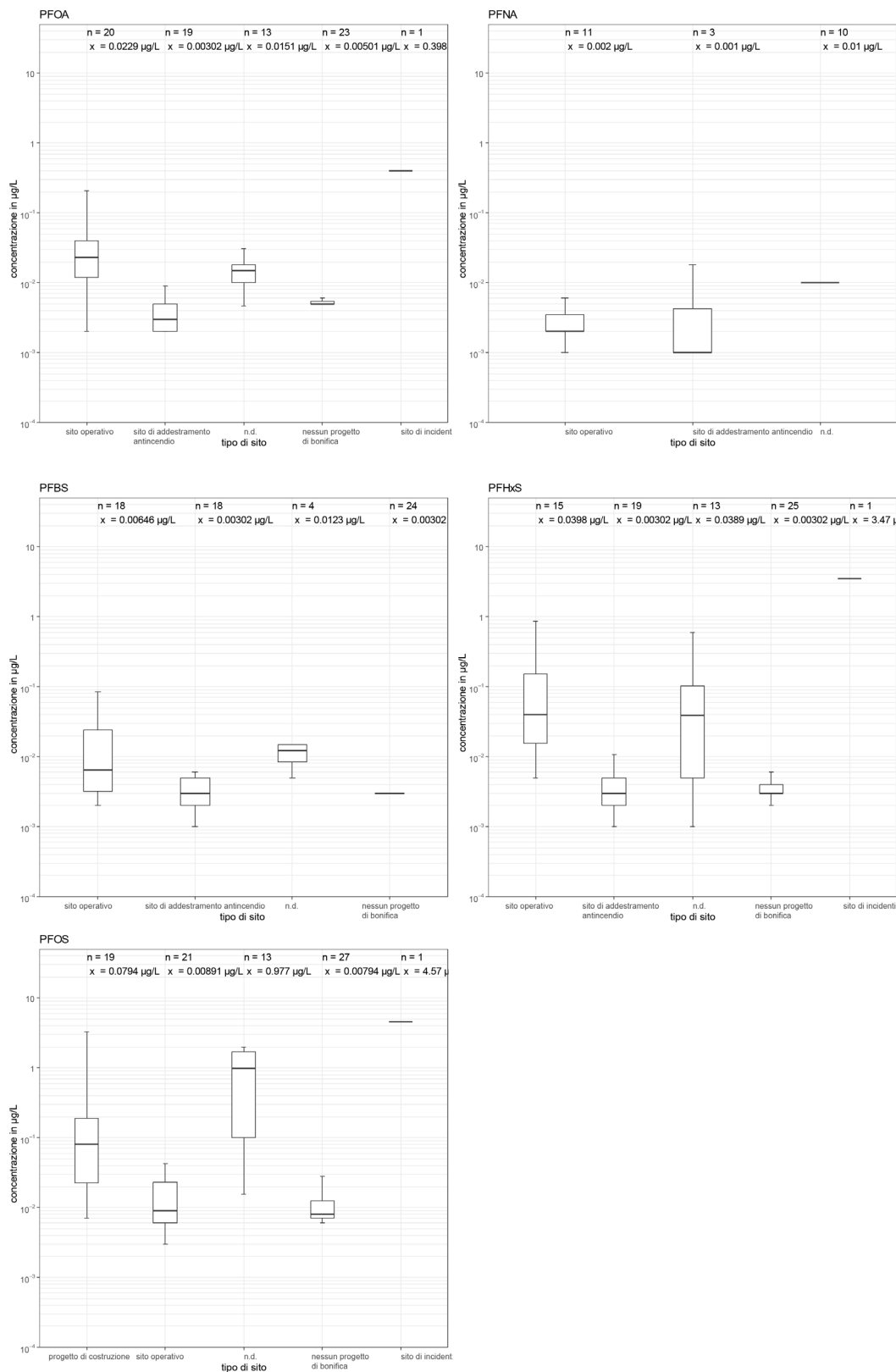
Le figure seguenti mostrano le misurazioni dei PFAS nelle acque sotterranee pompate e contaminate da siti contaminati in Svizzera dal 2022 al 2024. Non tutti i "9 PFAS contaminati" sono stati rilevati in tutti i tipi di sito (sito operativo, sito di incidenti, sito di addestramento antincendio, sito di discarica, progetto di costruzione, nessun progetto di bonifica) e alcuni non sono stati misurati. Nessun PFAS è stato rilevato al di sopra del limite di rilevamento nel tipo di sito "perimetro della discarica" (4 misurazioni in 4 punti). Per due delle tre risposte relative al tipo di sito "progetto di costruzione" non sono stati forniti dati di misurazione perché i progetti non erano ancora iniziati. Per il progetto di costruzione rimanente, le concentrazioni delle quattro sostanze misurate sono molto elevate (PFBA: 35,5 µg/l, PFPeA: 106 µg/L, PFHxA: 276,6 µg/L e PFHpA: 9,9 µg/L). Sono stati commissionati studi corrispondenti sulla loro origine.



Progetto di costruzione (106 µg/l) non mostrato a causa della scalatura



Progetto di costruzione (276,6 µg/l) non mostrato a causa del ridimensionamento.



Le figure seguenti mostrano le concentrazioni di altre singole sostanze PFAS nelle acque sotterranee pompate e contaminate da siti inquinati in Svizzera, che sono state rilevate in totale più di 10 volte: PFDA, PFPeS e PFHpS.

