



Håndtering af PFAS i deponeringsanlæg

Miljøprojekt nr. 2301

April 2025

Titel på rapport:

Håndtering af PFAS i deponeringsanlæg

Formål med rapport:

Denne undersøgelse er igangsat af Miljøstyrelsen med det formål at evaluere hvilke muligheder, der er for at håndtere PFAS i deponeringsanlæg og vurdere hvorvidt den nuværende udvaskningsstrategi er den bedste håndteringsstrategi for affald med PFAS i deponeringsanlæg. Der er til opfyldelse af dette formål udarbejdet en rapport om potentielle behandlings- og/eller håndteringsmuligheder af affald, som har en effekt på udvaskningen af PFAS fra deponeringsanlæg.

Udarbejdet af:

COWI A/S

Udarbejdet for:

Miljøstyrelsen

Finansieret af:

Miljøstyrelsen

Leveringsdato for rapport:

29. december 2024

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: COWI

Jakob Albertsen, COWI

Aske Nydam Guldberg, COWI

Anne Krag, COWI

Carsten Lassen, COWI

Flemming Dahl, COWI

Ligija Samuelsen, COWI

Ole Hjelm, Danish Waste Solutions

Jiri Hyks, Danish Waste Solutions

Raed Awad: IVL Svenska Miljöinstitutet

Grafiker/bureau:

COWI

Fotos:

Ole Hjelm, Danish Waste Solutions

ISBN: 978-87-7038-737-8

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Forord

Denne undersøgelse er igangsat af Miljøstyrelsen for at belyse, hvilke muligheder der er for at håndtere PFAS i deponeringsanlæg og danne baggrund for en vurdering af, om den eksisterende udvaskningsstrategi er den bedste håndteringsstrategi for affald med PFAS i deponeringsanlæg.

Arbejdet er blevet fulgt af en følgegruppe bestående af:

- Rosanna Beth Sloth, Miljøstyrelsen, Affald og Data
- Maiken Lundsted Nielsen, Miljøstyrelsen, Affald og Data
- Søren Frederik Andersen, Miljøstyrelsen, Jordforurening
- Nina Eberhardtsen Nadzieja, Miljøstyrelsen, Virksomheder
- Steen Stentsøe, Reno Djurs, som repræsentant for Brancheforeningen Cirkulær
- Rasmus Olsen, Odense Nord Miljøcenter
- Anders Baun, DTU Sustain
- Jakob Albertsen, COWI
- Anne Krag, COWI

Undersøgelsen er udført af COWI A/S i samarbejde med IVL Svenska Miljöinstitutet og Danish Waste Solutions i perioden september – december 2024. IVL Svenska Miljöinstitutet har bidraget til kapitel 3 om forekomst og skæbne af PFAS i deponeringsanlæg.

Indhold

Forord	3
Sammenfatning	7
1.1 Vurdering af gennemførligheden af nye håndteringsmetoder	13
1.2 Metoder til rensning af perkolat på deponeringsanlæg	14
1.3 Anslået proces for gennemførelse af ny strategi for håndtering af miljøfarlige stoffer i deponeringsegnet affald	16
English Summary	18
1.4 Assessment of the feasibility of new management methods	25
1.5 Methods for treating leachate at landfills	26
1.6 Estimated process for implementing a new strategy for management of environmentally hazardous substances in landfill waste	27
2. Indledning	30
2.1 Baggrund	30
2.2 Formål	30
2.3 Dataindsamlingsmetode	31
2.4 Indsamling af data om PFAS i perkolat fra deponeringsanlæg	32
2.5 Vurdering af økonomiske konsekvenser	32
3. Deponering af affald i Danmark	33
3.1 Antal og typer af deponeringsanlæg	33
3.2 Typer og mængder af affald	34
3.3 Deponeringsegnet affald frem til nu og i fremtiden	36
3.4 Anvisning, EAK-koder og positivlister	37
3.5 Tekniske opbygning af deponeringsenheder	37
3.6 Typisk fysisk fremtræden af affaldet i deponeringsenheder	39
3.7 Konceptuel forståelse af processer i affaldet	42
3.8 Efterbehandlingsperioden	45
3.9 Fordele og ulemper ved udvaskningsstrategien	46
4. Forekomst og skæbne af PFAS i deponeringsanlæg	47
4.1 Introduktion til PFAS	47
4.1.1 Gruppering af PFAS	47
4.1.2 Kvantificeringsmetoder for PFAS i affald og perkolat	54
4.2 Skæbne af PFAS i deponeringsanlæg	57
4.2.1 Transformation af PFAS i deponeringsanlæg	57
4.2.2 Fordeling af PFAS mellem gasfasen, perkolat og fast stof	63
4.2.3 Afgivelse af PFAS til luft	65
4.3 Forekomst af PFAS i affald	69
4.3.1 PFAS i produkter, som i dag ender i deponeringsanlæg	69
4.3.2 Målinger af PFAS i produkter, som ender i affaldsdeponier	74
4.3.3 PFAS i restprodukter	76
4.3.4 PFAS i eksisterende affald i affaldsdeponier	77
4.4 PFAS i perkolat	78

4.4.1	PFAS i perkolat fra deponeringsanlæg rapporteret til Miljøstyrelsen	78
4.4.2	Aktuel håndtering af perkolat	78
4.4.3	Udenlandske undersøgelser af perkolat omfattende flere stoffer eller TOP eller EOF analyser	79
4.4.4	Sammenhæng mellem PFAS koncentrationer og alder på enheder/celler	80
4.4.5	Eksempler på PFAS i perkolat fra specifikke anlæg	82
4.4.6	Koncentration i perkolat i relation til PFAS i indløb til renseanlæg	89
5.	Metoder til ændret håndtering af PFAS i deponeringsanlæg	91
5.1	Indledning	91
5.2	Frasortering af PFAS-problematisk affald inden deponering	92
5.2.1	Beskrivelse af metoden	92
5.2.2	Erfaring med metoden i Danmark	96
5.2.3	Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft	96
5.2.4	Forventet effekt af metoden på udledning af andre miljøfarlige stoffer	96
5.2.5	Metodens anvendelsesmuligheder og begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg	96
5.3	Metoder, som fører til reduceret udvaskning af PFAS	97
5.3.1	Impermeabel/semipermeabel afdækning	97
5.3.2	Anvendelse af hæmmere for udvaskning af PFAS	101
5.3.3	Irreversibel binding af PFAS	104
5.4	Metoder, der fører til øget udvaskning af PFAS	105
5.4.1	Neddeling af deponeringsegnet affald	105
5.4.2	Recirkulering af perkolat	107
5.4.3	Forceret udvaskning	111
5.4.4	Anvendelse af additiver for at fremme udvaskning	113
5.4.5	Beluftning/iltning	116
5.5	Metoder, som ikke er nærmere undersøgt	119
5.6	Metodernes anvendelighed ved planlægning af fremtidige deponeringsanlæg	120
5.6.1	Indledning	120
5.6.2	Forudsætninger ved ændret håndtering af affald i fremtidige deponeringsanlæg	120
5.6.3	Løbende overgang til nye tekniske anlæg	121
6.	Forbrænding og andre destruktionsmetoder	122
6.1	Beskrivelse af metoden	122
6.2	Erfaring med metoden i Danmark og udlandet	123
6.3	Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft	124
6.4	Forventet effekt af metoden udledning af på andre miljøfarlige stoffer	124
6.5	Metodens anvendelsesmuligheder og –begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg	124
7.	Metoder til rensning af perkolat på deponeringsanlæg	126
7.1	Renseløsninger	126
7.1.1	Flokkulering	126
7.1.2	Aktivt kul	128
7.1.3	Ionbytning	130
7.1.4	Membranfiltrering	132
7.1.5	Skumfraktionering	135
7.1.6	Andre metoder	137
7.1.7	Kombinationer af flere metoder	138
7.2	Destruktionsløsninger	139
7.2.1	Termisk destruktion	139
7.2.2	Superkritisk vandoxidation	139

7.2.3	Andre metoder	139
7.3	Afledning af rensat perkolat til offentlige renseanlæg	140
7.4	Økonomi af rensemetoder	140
8.	Vurdering af gennemførligheden af de gennemgåede metoder	146
8.1	Sammenfatning af metodernes forudsætninger og gennemførlighed	146
8.1.1	Betydning for nuværende strategier for deponering af affald	146
8.1.2	Metodernes effekt i relation til at begrænse PFAS i perkolat og ukontrollerede udslip	146
8.1.3	Metodernes effekt i relation til andre miljøfarlige stoffer	148
8.1.4	Erfaring med metoder og basisteknikker	148
8.1.5	Affaldstyper, for hvilke metoderne vil være særligt brugbare	150
8.1.6	Påkrævede ændringer i driftsforhold	150
8.1.7	Påkrævede ændringer i indretning og design af deponeringsenhederne	151
8.1.8	Ændringer i relation til nedlukning og til overgang til passiv tilstand	152
8.1.9	Forventede konsekvenser for efterbehandlingsperioden	153
8.1.10	Kombinationer af flere metoder	154
8.2	Mindsket eller øget behov for rensning af perkolat	158
8.3	Betydning for deponeringstaksten og sikkerhedsstillelse	159
8.4	Anslået proces for gennemførelse af ændrede håndteringsmetoder	161
9.	Referencer	165
Bilag 1.	Forkortelser anvendt i rapporten	174
Bilag 2.	Forkortelser på PFAS anvendt i rapporten	176
Bilag 3.	EAK-koder og positivlister	179
Bilag 4.	Data registreret i Produktregistret 1983-2016	182

Sammenfatning

Baggrund og formål

Affald til deponering håndteres i Danmark på deponeringsanlæg i særligt indrettede enheder, som er udstyret med miljøbeskyttende foranstaltninger, herunder bund-og sidemembraner og drænsystemer til opsamling og håndtering af perkolat, men som tillader infiltration af nedbør gennem overfladen. Danmarks strategi for håndtering af problematiske stoffer i deponeringsanlæggene har hidtil været, at miljøfarlige og forurenende stoffer, herunder PFAS (per- og polyfluorerede alkylstoffer), udvaskes med gennemstrømmende regnvand og som perkolat ledes til offentligt renseanlæg, med henblik på, at de nedlukkede enheder efter en efterbehandlingsperiode kan overgå til passiv tilstand uden behov for håndtering og behandling af perkolat. For fastsættelse af sikkerhedsstillelse i forbindelse med godkendelse af deponeringsanlæg, er efterbehandlingsperiodens varighed i deponeringsbekendtgørelsen som udgangspunkt fastsat til 30 år, medmindre godkendelsesmyndigheden vurderer, at affaldets egenskaber begrunder en anden varighed. De særlige egenskaber ved PFAS og de målte koncentrationer i perkolat kan medvirke til at begrunde en anden varighed, medmindre mængden af PFAS i affaldet og/eller perkolatet kan mindskes med nye håndteringsmetoder.

Den reviderede vejledning om tilslutning af spildevand til offentlige renseanlæg skærper kravene til niveauer af miljøfarlige og forurenende stoffer, som spildevandet må indeholde, når det ledes til renseanlæggene. De vejledende vandkvalitetskriterier for PFAS₂₄¹ er fastsat til 0,0044 µg/L i både ferskvand og saltvand. PFAS adskiller sig fra andre miljøfarlige stoffer ved, at de PFAS, der indgår i PFAS₂₄, transformeres fra forstadier (Eng: precursors) i renseanlæg, så koncentrationerne i udløb er større end i indløb. Med de koncentrationer, der i dag er i perkolat fra deponeringsanlæg (25-75 fraktil i udløb fra deponeringsanlæg er på 0,4 – 4,0 µg/L), vil der, hvis koncentrationen skal holdes under de vejledende vandkvalitetskrav, derfor være behov for enten

- at rense perkolatet for PFAS, inden det tilledes renseanlæg,
- at undgå at der dannes perkolat, eller
- begrænse koncentrationerne af PFAS i perkolatet med nye metoder til håndtering af det deponerede affald.

Formålet med undersøgelsen er at belyse, hvilke muligheder der er for at håndtere PFAS i deponeringsanlæg, herunder en vurdering af, hvorvidt udvaskningsstrategien er den bedste håndteringsstrategi for affald med PFAS i deponeringsanlæg.

Forekomst og skæbne af PFAS i deponeringsanlæg

På grund af deres brede og varierede anvendelse ender PFAS på deponeringsanlæg som en del af den generelle affaldsstrøm. Som baggrund for vurderingerne af mulighederne for ændret håndtering og tidsperspektivet for, hvornår koncentrationerne i perkolat har nået et miljømæssigt acceptabelt niveau, er kilderne til PFAS i deponeringsanlæg og de processer, der leder til deres udledning fra anlæggene, beskrevet nærmere.

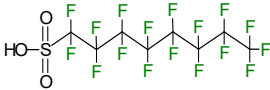
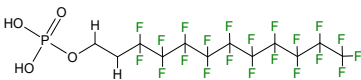
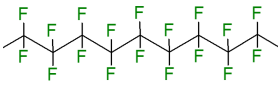
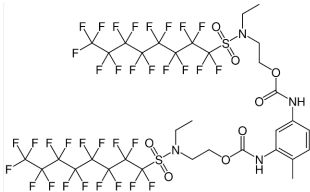
Grupper af PFAS. Der er kendskab til omkring 10.000 forskellige PFAS-forbindelser, hvoraf hundredvis anvendes kommercielt til forskellige formål, mens andre forekommer som

¹ Beregnet som summen af PFOA ækvivalenter af 24 PFAS jf. Miljøstyrelsens notat "Grænseværdier for PFAS i miljøet", <https://mst.dk/media/3cspqvjh/grænsevaerdier-ved-miljoestyrelsen.pdf>

nedbrydnings- eller biprodukter. Et forslag til anvendelsesbegrænsning af PFAS under REACH udarbejdet af Danmark og 4 andre lande skelner mellem tre grupper: PFAA (perfluoralkylsyre) og forstadier (herunder sidekæde-fluorerede polymerer), fluorerede gasser og polymere PFAS. Denne opdeling er i en nyligt publiceret massestrømsanalyse for PFAS udvidet således, at de fluorerede gasser indgår i en gruppe af "TFA-relaterede PFAS", som også omfatter forskellige grupper af aktivstoffer i biocider, plantebeskyttelsesmidler og lægemidler, der ikke er omfattet af PFAS-begrænsningsforslaget. Nærværende undersøgelse fokuserer på gruppen af PFAA og forstadier, som omfatter de PFAS-forbindelser, der er grænseværdier for bortset fra et drikkevandskriterium for TFA (trifluoreddikesyre), og som er de mest relevante i relation til de beskrevne metoder til håndtering af PFAS i deponeringsanlæg. Eksempler på grupper af PFAS, som omtales i rapporten, er vist i tabel 1, som for hver gruppe viser et eksempel på strukturformel, primære anvendelser og skæbne i deponeringsanlæg. Tabellen omfatter ikke alle grupper af forstadier til PFAA eller alle typer af polymere PFAS.

De typer af polymere PFAS (ekskl. sidekæde-fluorerede polymerer), som vil kunne bortskaffes til deponeringsanlæg, udgøres langt overvejende af faste fluorpolymerer (plast- eller gummimaterialer), som er meget resistente og ikke forventes at nedbrydes under de betingelser, der er i deponeringsanlæg. Fluorpolymerer kan indeholde og afgive små mængder PFAA, som rester af hjælpestoffer anvendt under produktionen, og skæbnen af disse vil svare til skæbnen af andre ikke-polymere PFAS. Der vil kunne dannes mikroplast af fluorpolymerer ved mekanisk slid, men der er ikke fundet oplysninger om, at det i praksis vil kunne ske i nævneværdigt omfang. Problemstillinger i relation til dannelse af mikroplast er mere knyttet til brugsfasen.

TABEL 1. Eksempler på grupper af PFAS, som omtales i rapporten.

Gruppe	Eksempel på strukturformel	Primære anvendelser	Skæbne i deponeringsanlæg
Perfluoralkylsyrer (PFAA)	 PFOS	Produktion af andre PFAS; brandslukningsmidler; detergenter.	Er meget stabile med halveringstider i størrelsesordenen århundreder til årtusinder.
Fluortelomerer	 10:2 monoPAP	Produktion af side-kæde-fluorerede polymerer, hvorfra de kan frigives; brandslukningsmidler; detergenter.	Transformeres til PFAA. En mindre del af ikke-transformerede forbindelser kan fraledes med perkolat.
Fluorpolymerer	 PTFE (polytetrafluorethylen)	Overfladebehandling af metalemner f.eks. slip-let belægninger; mange tekniske formål. Optræder primært som faste plast- eller gummimaterialer.	Er meget stabile med halveringstider i størrelsesordenen århundreder til årtusinder. Et lille indhold af ikke-polymere PFAS fra produktionen kan frigives fra polymererne.
Sidekæde-fluorerede polymerer	 Scotchgard™ pre-2002 bestanddel	Overfladebehandlingsmiddel er til tøj, tekstiler, papir/pap, byggematerialer, bilruder, mm.	Frigiver fluortelomerer og andre forstadier, der transformeres til PFAA. Halveringstider (hvor halvdelen af sidekæderne er frigivet) i størrelsesordenen et århundrede.
Fluorgasser	 HFC-134a	Kølemidler i airconditionanlæg, køleskabe og varmepumper; produktion af fluorpolymerer.	Ender næppe i deponeringsanlæg.

Problemstillinger i relation til de TFA-relaterede PFAS i miljøet vurderes primært at være knyttet til atmosfærisk nedfald, stoffernes forekomst i spildevand og spredning af stofferne til miljøet ved anvendelse. En svensk undersøgelse fandt en gennemsnitlig koncentration af TFA på 2,4 µg/L i perkolat fra lossepladser, som er lavere end det danske drikkevandskriterium, som er på 9 µg/L.

Skæbnen af PFAS i deponeringsanlæg. For de ikke-polymere PFAS skelnes mellem to grupper: 1) perfluorerede stoffer, herunder PFAA, og 2) fluortelomerer og andre polyfluoralkylstoffer, hvor der ikke sidder fluoratomer på alle kulstofatomer, men hvor stofferne stadig indeholder en del, hvor kulstofkæden er perfluoreret. Den overordnede proces i deponeringsanlæg er, at forstadier til PFAA, herunder fluortelomerer og andre polyfluoralkylstoffer, ad forskellige transformationsveje vil nedbrydes til PFAA, som er meget persistente, og som vil nedbrydes ekstremt langsomt (århundreder) under de forhold, der er i et deponeringsanlæg.

PFAS er i forhold til andre miljøfarlige stoffer i perkolat unikke ved, at de stoffer, som der monitoreres for, langt overvejende er forskellige fra de stoffer, der anvendes i samfundet og forekommer i affaldet, og at transformationen sker i mange trin og ad forskellige veje. For de PFAS, som forekommer som sidekæde-fluorerede polymerer, er der tale om, at de perfluorerede sidekæder gradvist fraspaltes ved bionedbrydning. OECD konkluderer, at sidekæde-fluorerede polymerer generelt vil nedbrydes under miljøforhold med halveringstider (hvor halvdelen af sidekæderne er fraspaltet) på omkring et århundrede eller mindre. De fraspaltede sidekæder vil i høj grad være telomerer, som videre nedbrydes til PFAA. Tidsperspektivet for frigivelsen af PFAS, under forudsætning af, at der er vand til stede og grundlag for bionedbrydning, må for de sidekæde-fluorerede polymerer regnes at være århundreder, medmindre der ændres på de fysiske/kemiske forhold i deponeringsanlægget.

Mange forskellige PFAS, som frigives fra produkter, vil transformeres til de samme mellemprodukter, f.eks. FTOH-forbindelser. Det betyder, at det generelt ikke er muligt ud fra sammensætningen af PFAS i perkolat at pege på, hvilke PFAS, der som udgangspunkt har været i det deponerede affald.

PFAS i produkter og materialer, der bortskaffes til deponi. Der eksisterer ikke undersøgelser af PFAS i allerede deponerede materialer, og der er derfor i undersøgelsen taget udgangspunkt i den foreliggende viden om brugen af PFAS i produkter, der ender i deponi. De vigtigste kilder vurderes at være PFAS i køretøjer (bl.a. imprægnering af tekstiler og læder og overfladebehandling af frontruder) og elektriske produkter (som ender i shredderaffald), byggematerialer (bl.a. maling, imprægneringsmidler, voks og polish, lime) og overfladebehandlede PVC-produkter. Historisk har gulvtæpper og tekstiler udgjort en betydelig kilde til PFAS i affald, der i dag er deponeret og kan indgå i affald i enheder, der er i efterbehandling. Men der vil formentlig også være en del andre produkter indeholdende PFAS, som ender i deponeringsanlæg.

En væsentlig del af PFAS vil forekomme som sidekæde-fluorerede polymerer, men det er ikke muligt at estimere hvor stor en del. Koncentrationen af PFAS i produkterne eller materialerne er i mange tilfælde ikke kendt, men der er oplysninger for enkelte produkttyper. I maling og lak er koncentrationen af PFAS i 2008 opgivet typisk at være 100-1.000 mg/kg, mens koncentrationen i gulvtæpper produceret i 2008 kan beregnes til 38-770 mg/kg. Da PFAS i de endelige produkter forekommer som sidekæde-fluorerede polymerer eller som ikke-polymere PFAS indlejret i en maling (polymer), vil man ikke kunne bestemme indholdet af PFAS i produkterne med gængse analyse- og ekstraktionsmetoder. En undersøgelse af PFAS i byggematerialer fandt således koncentrationer af PFAS₂₂ i maling (selve malingsoverfladen)

og gulvtæpper i koncentrationer på op til få mg/kg, som vil udtrykke det umiddelbart ekstraherbare indhold af ikke-reagerede rester fra produktionen eller nedbrydningsprodukter, men langt fra vil give et mål for indholdet af PFAS i produkterne.

Udslip af PFAS til luft. Udenlandske undersøgelser har peget på, at mængden af PFAS, der emitteres til luft fra deponeringsenheder, kan være af samme størrelse, som mængder der fraføres med perkolat. Da undersøgelserne har vedrørt lossepladser til husholdningsaffald, der har væsentligt større organisk indhold end affald, der bortskaffes til deponeringsanlæg i Danmark, er det muligt, at man ikke vil finde et tilsvarende forhold på danske deponeringsanlæg. Der er i udenlandske undersøgelser fundet forhøjede koncentrationer af PFAS over både lossepladser, der aktuelt modtager affald, og lukkede lossepladser. En nærmere afklaring vil kræve konkrete undersøgelser af danske anlæg.

PFAS i perkolat. Data for PFAS i perkolat fra 4 deponeringsanlæg opdelt på enheder/celler viser, at der kan findes PFAS i perkolat fra alle enheder/celler men i varierende koncentrationer. Sammenlignet med perkolat fra enheder for eksempelvis blandet affald, skiller perkolat fra enheder med shredderaffald sig ud med markant højere koncentrationer i perkolatet og ved en anden sammensætning af PFAS, hvor de langkædede PFAS₄ udgør en relativ lille del, mens den kortkædede PFBS i alle enheder udgør mere end halvdelen af PFAS₂₂. De højere koncentrationer kan meget vel være en effekt af, at affaldet er blevet neddelt inden deponering, men der er ikke fundet data for den tidsmæssige udvikling, der kan indikere, om PFAS udvaskes hurtigere fra shredderaffald end fra andre affaldstyper.

Der er i perkolat fra enheder med blandet affald set en generel tendens til, at koncentrationerne af PFAS er væsentligt lavere i enheder, der har været i efterbehandling i 30-40 år sammenlignet med enheder, der stadig modtager affald eller har været i efterbehandling i få år. Det er ikke muligt at vurdere, hvorvidt dette skyldes, at de ældre enheder har modtaget mindre PFAS med affaldet eller er en effekt af udvaskning i den mellemliggende periode.

En sammenligning med en lang række andre miljøfarlige stoffer i perkolat viser, at PFOS og PFAS₂₄ scorer højt på både forholdet mellem koncentration i perkolat og de vejledende vandkvalitetskriterier og fastsatte miljøkvalitetskrav og forholdet mellem koncentration i perkolat og indløb til renseanlæg, hvor vanadium scorer højere og flere andre tungmetaller følger lige efter, men forskellene er ikke signifikante, når usikkerhederne på estimaterne tages i betragtning. Det kan således konstateres, at PFAS ikke er unikke med hensyn til, at koncentrationerne i perkolat er meget højere end de vejledende vandkvalitetskriterier eller fastsatte miljøkvalitetskrav.

Konsekvenser i relation til tidsperspektivet for udvaskning. I det omfang, at PFAS forekommer i affaldet i form af sidekæde-fluorerede polymerer eller indlejret i maling og andre materialer, må det forventes, at en stor del af PFAS i affaldet vil forblive i affaldet i århundreder og langsomt vil kunne frigives, efterhånden som de materialer, hvori PFAS er indlejret, og sidekæde-fluorerede polymerer nedbrydes. Selvom man umiddelbart udvasker den del af PFAS, som forekommer som ikke-polymere, ikke-indlejlrede forbindelser, vil der til stadighed kunne frigives PFAA forstadier, og dette vil formentlig kunne fortsætte i århundreder. Der er ikke fundet undersøgelser, hvor man har målt PFAS i perkolat fra den samme celle over en længere årrække, fordi målinger for PFAS er af nyere dato. I danske målinger af perkolat fra enheder med blandet affald, der ikke har modtaget affald i 40 år, er der fundet koncentrationer i perkolatet på mindst 20-90 gange de vejledende vandkvalitetskriterier. Lignende koncentrationer er fundet i perkolat fra gamle, lukkede lossepladser. Der ses en generel tendens til lavere koncentrationer jo længere tid, det er siden, enhederne er ophørt med at få tilført affald. Da det ikke vides, om mængden af PFAS, som er deponeret i de ældre enheder, svarer til det, som deponeres i dag, er det på basis af resultaterne ikke muligt at vurdere, i hvilken grad koncentrationerne i perkolatet fra den enkelte enhed er faldet over perioden, og der er dermed ikke noget grundlag for at extrapolere de fremtidige koncentrationer i perkolatet. Standardmetoder til vurdering af udvaskning fra affald kan - grundet kildernes natur - ikke anvendes til at undersøge, i hvilken grad PFAS på længere sigt vil kunne udvaskes fra affald,

der indeholder PFAS i produkter og materialer. Der er derfor med den nuværende viden ikke basis for at vurdere, hvornår koncentrationen i perkolatet vil kunne nå ned på det vejledende vandkvalitetskriterium, eller hvor meget efterbehandlingstiden ville kunne afkortes med metoder til øget udvaskning. Men alt tyder på, at der under alle omstændigheder vil gå væsentligt mere end 30 år. I forurenede jord, sedimenter, slagger, mm., forekommer PFAS formodentlig mest som ikke-polymere PFAS bundet til partikler, og for disse affaldstyper vurderes standardmetoder til vurdering af udvaskning fra affald at være anvendelige og dermed kunne være bedre basis for at vurdere, hvordan koncentrationerne vil kunne udvikle sig.

Metoder til ændring af håndtering af PFAS i deponeringsanlæg

Oversigt over metoder. De gennemgåede metoder til ændret håndtering af PFAS i deponeringseget affald er sammenfattet i tabel 2. For tre af metoderne er der erfaring med metoden i fuldskala anlæg: Impermeabel/semipermeabel afdækning, recirkulering af perkolat og forbrænding af PFAS-holdigt affald i affaldsforbrændingsanlæg. Men bortset fra forbrænding af PFAS-holdigt affald er der ingen konkrete erfaringer med effekten af metodernes påvirkning af PFAS i affaldet og i perkolatet. Flere andre metoder er blevet afprøvet på forsøgsbasis, men ikke specifikt med henblik på håndtering af PFAS. For disse metoder er der erfaring med metodernes basisteknikker, men der vil være behov for at optimere dem i relation til håndtering af PFAS.

Frasortering af PFAS-problematisk affald inden deponering. Hvis man kan frasortere affaldstyper med kendt, højt udvaskeligt indhold af PFAS enten opstrøms ved producenten eller i forbindelse med modtagelsen på anlæggene, vil omfanget af nødvendige tiltag til håndtering af PFAS i deponeringsenhederne kunne reduceres. Det vil være nødvendigt at opbygge lister over indholdet af PFAS i forskellige affaldstyper, f.eks. med bidrag fra den påkrævede grundlæggende karakterisering af affald, som skal deponeres, og der skal etableres nogle effektive og praktiske frasorteringskriterier. Desuden skal det sikres, at det frasorterede affald håndteres, så indholdet af PFAS destrueres eller immobiliseres.

De gennemgåede metoders effekt i relation til udvaskning af PFAS. Da der stort set ikke er fundet oplysninger om metodernes effekt på udvaskningen af PFAS med perkolat fra hverken danske eller udenlandske undersøgelser, er der meget begrænset grundlag for at vurdere i hvilken grad metoderne vil kunne påvirke udvaskningen af PFAS. Tabellen angiver den potentielle effekt estimeret hovedsageligt på basis af effekten af metoderne i jord eller effekt over for andre stoffer. Den estimerede effekt angiver effekten i relation til ikke-polymere PFAS, som er frit forekommende i affaldet og kan udvaskes med perkolat. Metodernes effektivitet vil være meget afhængige af, hvor godt vandet kan fordeles i affaldet, og derfor vurderes metoder, hvor der kombineres med injektion af vand i affaldet, at have den højeste effekt, hvis sigtet er en højere grad af udvaskning. For sidekæde-fluorerede polymerer og PFAS, der er indlejret i matricer, er der ingen basis for at vurdere effekten på hastigheden, hvormed ikke-polymere PFAS frigives. De tilgængelige data indikerer, at det, med mindre der med tilsatte additiver kan laves markante ændringer af de kemiske forhold i affaldet, vil tage mange år – i størrelsen århundreder, før en større del af de ikke-polymere PFAS er frigivet. Spørgsmålet er så, om frigivelsen vil være så langsom, eller gå helt i stå, at tilstedeværelsen af sidekæde-fluorerede polymerer og indlejrte PFAS ikke har en mærkbar indflydelse på koncentrationen af PFAS i perkolatet på længere sigt.

Kombination af metoder. I tabellen er vist flere mulige kombinationer af metoder. Til at begrænse udvaskningen af PFAS vil en kombination af impermeabel/semipermeabel afdækning med tilsætning af additiver være den mest oplagte metode. Med impermeabel/semipermeabel afdækning vil der i praksis stadig kunne dannes op til 10% af den nuværende perkolatmængde, og additiver vil meget muligt efter en årrække kunne nedbringe koncentrationen af PFAS i perkolatet til et acceptabelt niveau. Da additiverne også vil have en effekt på andre miljøfremmede stoffer, vil der efter en årrække muligvis kunne opnås en tilstand, hvor der ikke er behov for rensning af perkolat, inden det tilledes offentligt rensningsanlæg. Til at fremme udvaskningen vil en kombination af neddeling, forceret udvaskning og tilsætning af additiver (f.eks. detergenter) have den største effekt og vurderes at kunne øge

udvaskningen markant. I relation til den potentielle øgning af udvaskning anvendes i tabellen kun semi-kvantitative mål, fordi der ikke er noget grundlag for procentangivelser. Alle metoder kan kombineres med øget sortering af affaldet, inden det deponeres. Denne metode vil kunne have en effekt på den samlede mængde PFAS, der deponeres, men det er på det foreliggende grundlag ikke muligt at vurdere hvor meget.

TABEL 2. Beskrevne håndteringsmetoder og deres anvendelse i relation til enheder under efterbehandling og under opfyldning samt fremtidige enheder. Omfatter desuden erfaring med metoder og basisteknikker i Danmark og potentiel effekt på udvaskning af PFAS.

Håndteringsmetode	Relevant for:			Erfaring med metoden i Danmark	Erfaring med basisteknikker i Danmark	Potentielt effekt på udvaskningen af PFAS ****
	Enheder under efterbehandling	Enheder under opfyldning	Fremtidige enheder			
Frasortering af PFAS-problematisk affald inden deponering		X	X		X	Usikkert, hvor stor en del af PFAS i affaldet, der vil kunne frasorteres eller fordeles bedre på enheder
Metoder, som fører til reduceret udvaskning af PFAS:						
A. Impermeabel/semipermeabel afdækning	X		X	(X)**	X	Reduktion på 90-95% eller mere
B. Anvendelse af hæmmere for udvaskning af PFAS		X	X			Reduktion på op til 95% for nogle PFAS
C. Irreversibel binding af PFAS		X	X			Reduktion på op til 95% for nogle PFAS
Kombination af A og C		X	X			Reduktion på måske op til 99% for nogle PFAS
Metoder, der fører til øget udvaskning af PFAS:						
D. Neddeling af deponeringsegnet affald		X	X	(X)***	X	Nogen øgning, men usikkert, om der vil være en effekt på PFAS, fordi PFAS især indgår i overfladebelægninger/-film
E. Recirkulering af perkolat	X	X	X	X	X	Begrænset øgning
F. Forceret udvaskning	X	(X)*	X	(X)***	X	Betydelig øgning
G. Anvendelse af additiver for at fremme udvaskning	(X)*	X	X	(X)***		Betydelig øgning
H. Beluftning/iltning	X	X	X	(X)***	X	Betydelig øgning
Kombination af D og F (evt. + E)		X	X			Øget udvaskning i forhold til forceret udvaskning uden neddeling
Kombination af D, F og G (evt. + E)		X	X			Øget udvaskning i forhold til forceret udvaskning uden neddeling
Kombination af F og G (evt. + E)	X	X	X			Væsentlig øget udvaskning i forhold til forceret udvaskning uden neddeling
Hybride kombinationer:						
Tidsmæssig forskydning, F+G efterfulgt af A		X	X			Reduktion på > 90-95% når impermeabel slutfærdig etableres
Forbrænding og andre destruktionsmetoder	X	X	X	X	X	Stor reduceret udvaskning ved forbrænding af shredderaffald og fraserede affaldsfraktioner

*(X) – delvist relevant. ** (X): begrænset erfaring med ældre deponeringsanlæg, men metoden er velkendt i udlandet.***Begrænset erfaring på forsøgsbasis men ikke nødvendigvis med fokus på PFAS. Beluftning er en velafprøvet metode i udlandet.****Angiver den potentielle effekt under forudsætning af at der sker en fuld opblanding i affaldet.

Udslip til luft. Det er uklart, hvordan de angivne metoder vil påvirke udslip af PFAS til luft, ligesom det er uklart, om emissioner af PFAS fra danske deponeringsanlæg er så store, som

de kan estimeres, hvis man ekstrapolerer fra udenlandske undersøgelser. Metoder til at hæmme udvaskningen vil formentlig mindske emissionen til luft. For metoder til øget udvaskning er det ikke muligt at vurdere effekten, da eksempelvis øget vandmængde kunne have den effekt, at en større del af de dannede flygtige mellemprodukter blev videre-transformeret i stedet for at emitteres til luft. Beluftning vurderes potentielt at kunne resultere i en markant øgning af emissioner af PFAS, dels ved at øge frigivelsen og transformationen af forstadier, dels ved, at de dannede flygtige mellemprodukter i højere grad vil emitteres til luft sammen med den luft, der trækkes/blæses ud af enheden.

1.1 Vurdering af gennemførligheden af nye håndteringsmetoder

Metoder til reduceret udvaskning. Den metode, som mest umiddelbart – ud fra en teknisk betragtning - ville kunne indføres og have en betydelig effekt, er etablering af impermeabel/semipermeabel slutaftdækning. Men dette vil, sammen med andre metoder til at hæmme udvaskning, betyde, at man må forlade udvaskningsstrategien og udvikle et nyt paradigme for deponering i Danmark. Ud over, at det vil kræve grundlæggende ændringer i deponeringsbekendtgørelsen, vil det i forhold til deponeringsanlæggene indebære, at der skal udarbejdes helt nye driftsplaner og nye procedurer for nedlukning og efterbehandling. Der vil skulle udarbejdes nye vilkår for sikkerhedsstillelse og metoder til beregning af sikkerhedsstillelse og deponeringstakster.

Brug af additiver til hæmning af udvaskningen giver ingen mening, hvis man fastholder udvaskningsstrategien. En teknisk udfordring i forbindelse med *in-situ* immobilisering af PFAS er indblanding af reagenser i den forurenede matrix og effektiv levering af de reaktive overflader, hvor de ønskes i deponeringsenheden. En ordentlig fordeling af additiverne vurderes at være mest effektiv ved at indbygge additiverne efterhånden, som affaldet tilføres de aktive enheder, og metoden vurderes at være mest egnet til mere homogene affaldsfraktioner som shredderaffald og slam. Teknikkerne til dette er kendte. Metoden kan evt. kombineres med neddeling af affaldet, men dette kan også have en modsatrettet effekt med øget udvaskning.

Metoder til øget udvaskning. Metoderne til øget udvaskning vurderes at være mest effektive, hvis der sikres en god opblanding af det infiltrerende vand med injektion af vandet gennem indbyggede slanger eller rør. Teknikken er velkendt på nogle af de deponeringsanlæg, der recirkulerer perkolat, men vurderes at skulle udbygges med tilførsel af yderligere vand og evt. additiver (f.eks. detergenter) for at give en markant øgning af udvaskningen af PFAS. Ved tilførsel af ekstra vand skal det sikres, at dræn og bortlednings-systemer kan håndtere de øgede perkolatmængder. Metoden kan anvendes både på enheder under opfyldning, nye enheder og enheder i efterbehandling. For enheder i efterbehandling kan metoderne dog ikke anvendes på enheder, hvor der ikke er etableret bundmembran og/eller drænsystemer.

Deponeringsenhedernes fysiske fremtræden. Ved vurderingen af, om en metode til reduceret eller øget udvaskning vil kunne anvendes på en given type deponeringsenhed, vil det være nødvendigt at tage hensyn til deponeringsenhedens fysiske fremtræden. Specielt for den type deponeringsenheder for blandet affald, som indeholder store mængder plast og plastindpakket affald, vil det være vanskeligt eller kræve yderligere tiltag at sikre en rimeligt jævn fordeling af vand og/eller additiver i kontakt med affaldet.

Frasortering af PFAS-problematisk affald inden deponering. Bedre sortering af affaldet, inden det deponeres, vil kræve, at der først udarbejdes kataloger over affaldstyper/produkttyper, der kan indeholde PFAS, og evt. fastsætte relevante afskæringsværdier for indhold og udvaskning af PFAS til deponering. Udfordringen er, at PFAS kan optræde i mindre mængder i mange typer af produkter, eksempelvis som en overfladebehandling, men at man ikke visuelt kan bestemme, om produkterne er

overfladebehandlede med PFAS. Der vil inden relevante afskæringsværdier fastsættes være behov for at undersøge, hvilke omkostninger der vil være forbundet med karakteriseringen, om der kan udvikles enkle screeningsmetoder, og hvor effektivt metoderne vil kunne frasortere PFAS-holdigt affald, som efterfølgende enten skal bortskaffes til affaldsforbrænding (destrueres) eller deponeres på særlige enheder for PFAS-holdigt affald, hvor vandgennemstrømning og perkolatdannelse forhindres i videst mulig omfang (se metoder til reduceret udvaskning ovenfor). Der er dog hverken i dansk eller i udenlandsk litteratur eller hos danske aktører fundet information om eksisterende specielle deponeringsenheder for PFAS-holdigt affald. På nuværende tidspunkt vil termisk destruktion, som endegyldigt destruerer PFAS, have en klar fordel frem for placering i specialdepot, hvor PFAS potentielt fortsat udgør en fremtidig risiko.

Destruktion i forbrændingsanlæg. Den tilgængelige viden indikerer, at PFAS effektivt destrueres i danske forbrændingsanlæg til husholdningsaffald. Forbrændingsanlæggene modtager og destruerer i dag langt større mængder PFAS i det forbrændingsegnete affald end de mængder af PFAS, som deponeres i deponeringsanlæg. Metoden vil umiddelbart kunne anvendes, og vil være mest oplagt til affald med et stort indhold af brændbare materialer. Mest oplagt vil være shredderaffald og affald som frasorteres, såfremt det vælges at frasortere PFAS-holdigt affald, inden det deponeres. Der er gennem en årrække udarbejdet flere analyser af fordele og omkostninger ved at forbrænde shredderaffald, både nyt affald og affald opgravet fra ældre deponeringsenheder. Fordelene er primært muligheden for at udskille og oparbejde metaller og destruktion af sværtnedbrydelige organiske miljøfarlige stoffer i affaldet såsom PCB, bromerede flammehæmmere, chlorparaffiner og PFAS. Forbrænding af shredderaffald vil desuden have en mærkbar effekt i relation til at mindske mængden af perkolat med relativt høje koncentrationer af PFAS og en række andre miljøfarlige stoffer. Med den nuværende viden om håndteringsmetodernes effekt, må det konkluderes, at destruktion (med forbrænding eller andre metoder), formentlig er den eneste måde, hvorpå man kan sikre ikke at overlade forureningen til fremtidige generationer.

1.2 Metoder til rensning af perkolat på deponeringsanlæg

Bortset fra etablering af impermeabel/semipermeabel slutaftækning må det forventes, at der vil gå en årrække inden nye håndteringsmetoder er afprøvede og fuldt implementerede. Hvis koncentrationen i perkolat, der tilledes renseanlæg, skal holdes under de vejledende vandkvalitetskriterier for PFAS₂₄ (eller resulterende grænseværdier for PFAS i udløb fra renseanlæg), vil der derfor være behov for at rense perkolatet for PFAS på deponeringsanlæggene.

Oversigt over rensemetoder. Tabel 3 giver en oversigt over rensemetoder, deres anvendelighed til perkolatrensning, og erfaring med metoderne i Danmark – enten fra praktisk drift eller fra forsøg. Alle metoderne kan i princippet leveres i Danmark, men noget udstyr skal eventuelt importeres. Metoderne til rensning er opdelt på perkolatrensning og efterrensning. Perkolat indeholder meget organisk stof, og man kan derfor ikke uden videre anvende de gængse PFAS-rensemetoder, som anvendes til spildevand eller drikkevand. Det vurderes, at kun flokkulering, membranfiltrering og skumfraktionering kan anvendes direkte til rensning af perkolat i praksis, medens adsorptionsmetoderne, såsom adsorption med aktivt kul eller resiner, kan anvendes til efterrensning, når der kræves lavere PFAS koncentrationer. Destruktionsmetoderne vil man normalt ikke anvende direkte på perkolat. De tilgængelige resultater indikerer, at der med de nævnte metoder til direkte rensning ikke kan opnås koncentrationer under det vejledende vandkvalitetskriterium for PFAS₂₄, og at en efterrensning derfor er påkrævet, hvis koncentrationen skal bringes under det vejledende vandkvalitetskriterie.

Destruktionsmetoder. Forbrænding og SCWO (superkritisk vandoxidation) kan begge effektivt destruerer PFAS, men de er kun egnede til opløsninger og affald med høj PFAS-

koncentration. Ved forbrænding kan man behandle vandige koncentreter samt organisk affald med PFAS (aktivt kul og resin) samt PFAS-holdigt slam fra flokkulering. Ved SCWO kan man behandle koncentrat og organisk affald med PFAS. Begge metoder er egnet til central behandling uden for deponeringsanlæggene.

Omkostninger ved rensning. Det har været uden for rammerne af denne undersøgelse at udarbejde en sammenlignende økonomisk vurdering, som vil afhænge af en række anlægsspecifikke forhold, perkolatsammensætning, ønsket rensegrad, mm. Der er stor forskel i, hvorledes udgifterne fordeles sig mellem anlægsudgifter og drift med de forskellige metoder. Danske erfaringer indikerer, at for flokkulering overstiger de løbende udgifter langt anlægsudgifterne, når man ser økonomien over en 20-årig periode. De største udgiftsposter er kemikalier og bortskaffelse af PFAS-holdigt slam. Samme sås i svenske forsøg med brug af aktivt kul, mens det for skumfraktionering var anlægsinvesteringerne, der udgjorde den største post. Samlet synes der at være et væsentligt potentiale i at finde de optimale kombinationer, hvor mængderne af restprodukter, der efterfølgende skal destrueres, mindskes. Forskellene i forholdet mellem anlægsudgifter og driftsudgifter betyder, at den økonomiske effekt af henholdsvis øget eller mindsket mængde af perkolat, der skal renses i fremtiden, vil variere betydeligt afhængigt af, hvilken metode der anvendes. Et eksempel på udgifterne foreligger fra forsøg med et flokkuleringsanlæg på Vandcenter Syd, hvor prisen pr. m³ perkolat over en 20-årig periode blev estimeret med to scenarier til henholdsvis 48,5 og 40,4 kr./m³ i nutidsværdi. Med denne metode var koncentrationen i udløb fra renseprocessen stadig væsentligt over det vejledende vandkvalitetskriterium, og der må således påregnes en væsentlig yderligere udgift, hvis koncentrationen skal bringes ned til vandkvalitetskriteriet.

TABEL 3. Oversigt over metoder til rensning for PFAS i perkolat og metoder til destruktion af PFAS i restprodukter fra rensningen

Renseproces	Rensemetode	Anvendelighed			Erfaring med rensning / destruktion af perkolat i Danmark	Note
		Perkolat-rensning	Efter-rensning	Destruktion*		
Flokkulering	Kemisk	x			X	Efterrensning kan være nødvendig
	Elektrokoagulering	x				
Membranfiltrering	Omvendt osmose (RO)	x	x		(x)	Efterrensning kan være nødvendig
	Nanofiltrering (NF)	x	x		(x)	Evt. inddampning af koncentrat
Adsorption	Aktivt kul		x		X	Forbehandling nødvendig
	Resin (ionbytning)		x		X	Forbehandling nødvendig
	Anden adsorbent		x			Forbehandling nødvendig
Specialmetode	Skumfraktionering	x			(x)	Efterrensning kan være nødvendig
Destruktion	Forbrænding			x	X	Destruktion af koncentrat og affald
	SCWO (superkritisk vandoxidation)			x	X	Destruktion af koncentrat og affald
	AOP (avanceret kemisk oxidation)			x		Rensning af koncentrat (kun delvis destruktion)
	Elektrolytisk oxidation			X		

1.3 Anslået proces for gennemførelse af ny strategi for håndtering af miljøfarlige stoffer i deponeringsegnet affald

Indledende afklaringsproces. Den første overvejelse, som er nødvendig, må være at afklare, hvorvidt Miljøstyrelsen - i dialog med branchen - på baggrund af det opbyggede vidensgrundlag vurderer, at der findes et behov for at påbegynde arbejdet med en ny strategi for håndtering af PFAS og andre miljøfarlige stoffer i deponeringsegnet affald.

Undersøgelsens resultater peger ikke entydigt på, om det vil være mere gennemførligt at gå efter løsninger, der øger udvaskningen eller metoder, der hæmmer udvaskningen. Begge løsninger er teknisk set mulige, men det er på det nuværende grundlag ikke muligt sikkert at fastslå effektiviteten af metoderne. Tidsperspektivet for nedbrydning og udvaskning af PFAS er under almindelige fysisk/kemiske forhold i et deponeringsanlæg formentlig århundreder, og det udfordrer udvaskningsstrategiens hensigt. En konsekvens af brug af metoder til reduceret udvaskning er at nedjustere ambitionen om "ikke at efterlade forurening til kommende generationer", til den næstbedste option dvs., at efterlade forureningen velindkapslet/velisoleret fra indtrængende vand og/eller effektivt immobiliseret og med en klar - og i videst mulige omfang finansieret - plan for vedligeholdelse af enheden og udvikling af eventuelle fremtidige tiltag over en ukendt lang tidsperiode. Metoden er først og fremmest anvendelig for fremtidige deponeringsenheder, men kan under særlige omstændigheder eventuelt også anvendes ved overdækning af eksisterende deponeringsenheder, så der i så begrænset omfang som muligt sker transport af PFAS og andre forurenende stoffer til grundvand og overfladevand. Dette vil have som konsekvens, at man må forvente at skulle overvåge og vedligeholde membransystemer langt ud i fremtiden.

Resultaterne af denne undersøgelse skal ses i samspil med flere andre undersøgelser vedrørende bl.a. anbefalinger til fremtidens deponering og metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald, og mange af de problemstillinger, som er diskuteret i relation til PFAS, ses også i forhold til andre miljøfarlige stoffer.

Et led i den indledende afklaring kunne være at udarbejde en analyse af de virksomhedsøkonomiske og samfundsøkonomiske konsekvenser af de to strategier:

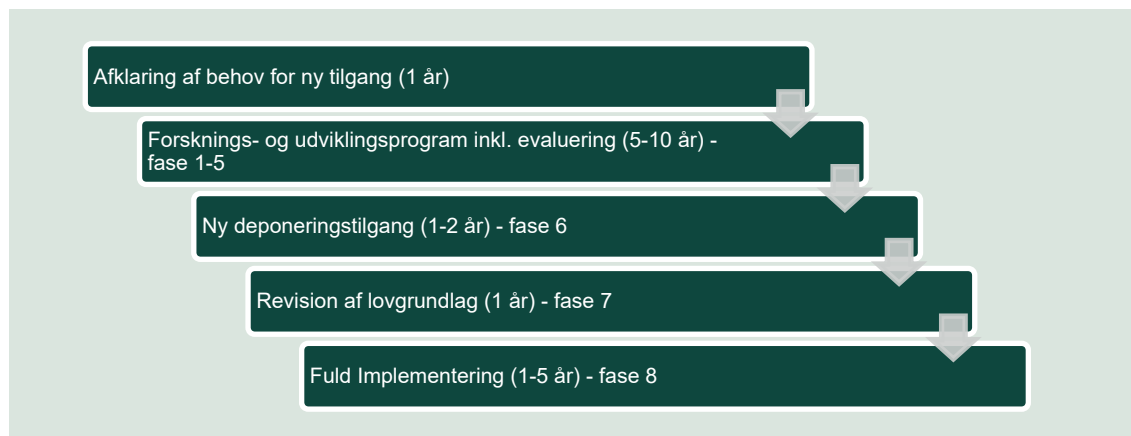
- Øget udvaskning med resulterende øget behov for rensning af perkolat og en mulig afkortning af efterbehandlingstiden
- Reduceret udvaskning med brug af impermeabel/semipermeabel afdækning, som vil mindske behovet for rensning af perkolat men betyde, at der vil være et behov for monitorering og vedligeholdelse af afdækning langt ud i fremtiden.

En analyse på det foreliggende grundlag vil ikke i sig selv kunne afgøre, hvilken strategi der vil være mest hensigtsmæssig, men vil kunne bruges til at beslutte, i hvilken retning forsknings- og udviklingsprojekter kan rettes.

I et samfundsøkonomisk perspektiv kunne det også være relevant af se på hvilke tiltag til yderligere rensning på de offentlige renseanlæg, der påtænkes, og vurdere, om det er den mest hensigtsmæssige løsning at rense helt ned til vandkvalitetskriteriet på deponeringsanlæggene eller om omkostningerne til efterrensning var mere effektivt anvendt på forbedret rensning på de offentlige renseanlæg.

Forskning og udvikling. For de gennemgåede metoder, bortset fra impermeabel/semipermeabel slutaftdækning, vil det være nødvendigt at indsamle viden på en struktureret måde gennem forskning og udvikling, som må forventes at skulle foretages i et større program med flere forskellige faser for hver metode. Et sådant program vil kræve mange år at gennemføre og kræve en sikker finansiering. Der vil efterfølgende eller parallelt skulle laves et lignende program for kombinationer af metoder, da den mest effektive løsning

for både reduceret udvaskning og øget udvaskning på nuværende tidspunkt må forventes at bero på en kombination af flere metoder. Resultaterne af nærværende undersøgelse indikerer, at der vil kunne være et stort potentiale for en synergieffekt, hvis der vælges en kombination af flere metoder, men det må også forventes, at udgifterne hermed stiger. Et oplæg til en faseinddeling af et forsknings- og udviklingsprogram og efterfølgende beslutningsfaser er illustreret i nedenstående figur.



FIGUR 1. Oplæg til mulig faseinddeling af implementeringen af en eventuel ny strategi.

Parallelt med ovenstående arbejde vil der være behov for udvikling af kompetencer og kapaciteter til at håndtere og rense det perkolat, som produceres på danske deponeringsanlæg. Derfor vurderes det relevant at videreudvikle rensetekniske løsninger til håndtering af perkolat. Dette kan betyde, at omkostningerne til drift af sådanne anlæg over tid vil falde og effektiviteten øges. Hvis udvaskningsstrategien fastholdes, vil det vil have en stor værdi om 10-20 år, hvis det på dette tidspunkt kan beslattes at gå med en række mere veludviklede metoder, som tilsammen har til formål at øge udvaskningen mest muligt, forkorte efterbehandlingstiden og sikre, at det udvaskede PFAS bliver destrueret.

English Summary

Background and purpose

In Denmark, waste for landfilling is managed at landfills in specially designed units equipped with environmental protection systems, including bottom and side liners and drainage systems for collection and management of leachate, but allowing infiltration of precipitation through the surface. Denmark's strategy for management of problematic substances in landfills has so far been that environmentally hazardous substances, including PFASs (per- and polyfluorinated alkyl substances), are washed out with infiltrating rainwater, and, as leachate, directed to a public sewage treatment plant. The aim is that the closed units, following an after-care phase, can transition to a passive state without the need for management and treatment of leachate. To determine provision of the financial security in connection with the issuing of landfill permits, the duration of the after-care period in the Statutory Order on Landfills² is initially set at 30 years, unless the competent authority determines that the properties of the waste justify a different duration. The special properties of PFASs and their measured concentrations in leachate may justify different durations, unless the amount of PFASs in the waste and/or leachate can be reduced with new management methods.

Revised guidelines on the connection of wastewater to public treatment plants tighten the requirements for levels of environmentally hazardous substances that wastewater may contain when discharged to treatment plants. Indicative water quality criteria for PFAS₂₄ are set at 0.0044 µg/L in both fresh- and saltwater. PFASs differ from other environmentally hazardous substances in that some of the PFASs included in PFAS₂₄ are transformed from precursors in the wastewater treatment plants, with the result that the concentrations in the effluent exceed those in the influent. With the current concentrations of PFASs in leachate from landfills (25-75th percentile in effluent from landfills is 0.4 – 4.0 µg/L), keeping the PFAS concentrations below the indicative water quality criteria will require either

- removal of PFASs from the leachate before it is discharged to the treatment plant, or
- prevention of the formation of leachate, or
- reduction of the concentrations of PFASs in the leachate, with new methods for management of the landfilled waste.

The purpose of the study is to explore the options available for management of PFASs in landfills, including an assessment of whether the current leaching strategy is the best management strategy for waste containing PFASs in landfills.

Occurrence and fate of PFASs in landfills

Due to their broad and varied use, PFASs end up in landfills as part of the general waste stream. To assess the possibilities for a new management approach and the time perspective (the point in time when the concentrations in the leachate have reached an environmentally acceptable level), the sources of PFASs in landfills and the processes that lead to their discharge from the facilities are described here in more detail.

Groups of PFASs. About 10,000 different PFASs are known, hundreds of which are used commercially for various purposes, while others occur as degradation or by-products. A proposal to restrict PFASs under REACH prepared by Denmark and 4 other countries

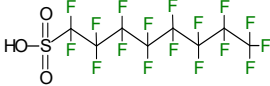
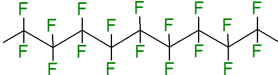
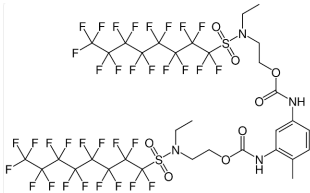
² BEK no 1253 of 21/11/2019

distinguishes between three groups: PFAAs (perfluoroalkyl acids) and precursors (including side-chain fluorinated polymers), fluorinated gases, and polymeric PFASs. In a recently published substance flow analysis for PFAS, this division was expanded so that the fluorinated gases are included in a group of "TFA-related PFASs", which also includes various groups of active substances in biocides, plant protection products and pharmaceuticals that are not covered by the PFAS restriction proposal. The present study focuses on the group of PFAAs and precursors which includes the PFAS compounds for which limit values are set, except for a drinking water criterion for TFA (trifluoroacetic acid), and which are most relevant in relation to the described methods for management of PFASs in landfills. Examples of groups of PFASs discussed in the report are shown in Table 1, which for each group shows an example of the structural formula, primary uses and fate in landfills. The table does not include all groups of precursors to PFAAs or all types of polymeric PFAS.

The types of polymeric PFASs (excluding side-chain fluorinated polymers) that could be disposed of in landfills are largely solid fluoropolymers (plastic or rubber materials), which are highly resistant and not expected to degrade under the conditions found in landfills. Fluoropolymers can contain and release small amounts of PFAAs as residues of auxiliary substances used during production. Their fate is similar to that of other non-polymeric PFASs. Microplastics could be formed from fluoropolymers by mechanical abrasion, but there is no information available indicating that this could happen to a significant extent in practice. Issues related to the formation of microplastics are more related to the use phase.

Issues with TFA-related PFASs in the environment are primarily considered to be associated with atmospheric deposition, the occurrence of the substances in sewage, and the release of the substances to the environment during use. A Swedish study found an average concentration of TFA of 2.4 µg/L in leachate from landfills, which is lower than the Danish drinking water criterion of 9 µg/L.

TABEL 4. Examples of groups of PFASs mentioned in the report.

Group	Examples of structural formula	Primary applications	Fate in landfills
Perfluoroalkyl acids (PFAAs)	 PFOS	Production of other PFASs; fire-fighting foams, detergents.	Are very stable with half-lives in the order of centuries to millennia.
Fluorotelomers	 10:2 monoPAP	Production of side-chain fluorinated polymers, from which they can be released; fire-fighting foams, detergents.	Are transformed into PFAAs. A small portion of non-transformed compounds can be discharged with leachate.
Fluoropolymers	 PTFE (polytetrafluoroethylene)	Coating of metal items e.g. non-stick coatings; many technical applications. Occurs primarily as solid plastic or rubber materials.	Are very stable with half-lives in the order of centuries to millennia. A small amount of non-polymeric PFASs from production can be released from the polymers.
Side-chain fluorinated polymers	 Scotchgard™ pre-2002 moiety	Surface treatment agents for clothing, textiles, paper/cardboard, building materials, car windshields, etc.	Releases fluorotelomers and other precursors that are transformed into PFAAs. Half-lives (at which half of the side chains are released) in the order of a century.

Group	Examples of structural formula	Primary applications	Fate in landfills
Fluorinated gases	 HFC-134a	Refrigerants in air conditioning, refrigerators and heat pumps; production of fluoropolymers.	Do most likely not end up in landfills

Fate of PFASs in landfills. For the non-polymeric PFASs, a distinction is made between two groups: 1) perfluorinated substances, including PFAAs, and 2) fluorotelomers and other polyfluoroalkyl substances, where fluorine atoms are not present on all carbon atoms, but where the substances do contain a section where the carbon chain is perfluorinated. The overall process in landfills is that precursors to PFAAs, including fluorotelomers and other polyfluoroalkyl substances, degrade through various transformation pathways to PFAAs, which are highly persistent and degrade extremely slowly (centuries) under the conditions found in a landfill.

Compared to other environmentally hazardous substances in leachate, PFASs are unique in that the substances monitored are predominantly different from the substances used in society and present in waste, and in that the transformation occurs in many steps and via different pathways. For PFASs that occur as side-chain fluorinated polymers, the perfluorinated side chains are gradually cleaved off by biodegradation. The OECD concludes that side-chain fluorinated polymers will generally degrade under typical environmental conditions with half-lives (where half of the side chains are cleaved off) of around a century or less. The cleaved-off side chains would largely consist of telomers, which further degrade to PFAAs. The time perspective for the release of PFASs, assuming that water is present and a basis for biodegradation, must be considered to be centuries for the side-chain fluorinated polymers, unless the physical/chemical conditions in the landfill are changed.

Many different PFASs released from products will transform into the same intermediates, e.g. FTOH compounds. Therefore, it is generally not possible to identify which PFASs were originally present in the landfilled waste based on the composition of PFASs in leachate.

PFASs in products and materials disposed of in landfills. There are no studies of PFASs in materials already landfilled; the study is therefore based on existing knowledge about the use of PFASs in products that end up in landfills. The most important sources are considered to be PFASs in vehicles (including impregnation of textiles and leather and surface treatment of windshields) and electrical products (which end up in shredder waste), building materials (including paint, impregnation agents, wax and polish, glue), and surface-treated PVC products. Historically, carpets and textiles have been a significant source of PFASs in waste that is currently accumulated in landfills and can be included in waste in units undergoing after-care. However, there would likely be a number of other products containing PFASs that end up in landfills.

A significant portion of PFASs occur as side-chain fluorinated polymers, but it is not possible to estimate how large this portion is. The concentration of PFASs in the products or materials is not known in many cases, but information is available for individual product types. In paints and varnishes, the concentration of PFASs in 2008 was reported at 100-1,000 mg/kg, while the concentration in carpets produced in 2008 can be calculated at 38-770 mg/kg. Since PFASs in the final products occur as side-chain fluorinated polymers or as non-polymeric PFASs embedded in a paint (polymer), it is not possible to determine the content of PFASs in the products using standard analysis and extraction methods. For example, a study of PFASs in building materials found concentrations of PFAS₂₂ in paint (the paint surface itself) and carpets in concentrations of up to a few mg/kg, expressing the immediately extractable content of unreacted residues from production or degradation products. However, these numbers do not provide an accurate measure of the content of PFASs in the products.

Emission of PFASs to air. Foreign studies have indicated that the amount of PFASs emitted to air from landfills may be of the same magnitude as the quantities discharged with leachate. Since the studies have concerned landfills for municipal solid waste, which have a significantly higher organic content than waste disposed of in landfills in Denmark, it is possible that a similar situation would not be found at Danish landfills. Foreign studies have found elevated concentrations of PFASs at both landfills that currently receive waste and closed landfills. Further clarification requires specific studies of Danish facilities.

PFASs in leachate. Data for PFASs in leachate from 4 landfills divided into units/cells show that PFASs can be found in leachate from all units/cells but in varying concentrations. Compared with leachate from units containing e.g. mixed waste, leachate from units containing shredder waste stands out with significantly higher concentrations in the leachate and a different composition of PFAS, whereas the long-chain PFAS₄ constitute a relatively small fraction, and the short-chain PFBS in all units constitute more than half of the PFAS₂₂. The higher concentrations may well be an effect of the waste having been shredded before landfilling, but no data has been found regarding the temporal trend that can indicate whether PFASs are leached faster from shredder waste than from other waste types.

In leachate from mixed waste units, there is a general trend that the concentrations of PFASs are significantly lower in units that have been in after-care for 30-40 years compared to units that are still receiving waste or have been in after-care for a few years. It is not possible to determine whether this is due to the older units having received less PFASs with waste, or is an effect of leaching in the intervening period.

A comparison with a wide range of other environmentally hazardous substances in leachate shows that PFOS and PFAS₂₄ score high on both the ratio between concentration in leachate and the indicative water quality criteria and established environmental quality standards³ and the ratio between concentration in leachate and the concentration in inlet to sewage treatment plants. For both ratios, vanadium scores higher and several other heavy metals follow closely behind, but the differences are not significant when the uncertainties of the estimates are taken into account. It can consequently be concluded that PFASs are not unique in that concentrations in leachate are much higher than the indicative water quality criteria or established environmental quality standards.

Consequences in relation to the time perspective for leaching. To the extent that PFASs occur in waste in the form of side-chain fluorinated polymers or embedded in paint and other materials, it must be expected that a large fraction of PFASs in the waste will remain for centuries and will slowly be released as the materials in which PFASs is embedded and the side-chain fluorinated polymers degrade. Even if the portion of PFASs that occurs as non-polymeric, non-embedded compounds is immediately leached, PFAA precursors would continue to be released, likely for centuries. No studies have been found that have measured PFASs in leachate from the same cell over a longer period of years, because measurements for PFASs are recent. In Danish measurements of leachate from cells with mixed waste that have not received new waste for 40 years, the concentrations in the leachate were at least 20-90 times the indicative water quality criteria. Similar concentrations have been found in leachate from old, closed landfills. There is a general trend towards lower concentrations the longer it has been since the units ceased to receive waste. Since it is not known whether the amount of PFASs deposited in the older units corresponds to what is disposed of today, it is not possible to determine to what extent the concentrations in the leachate from the individual units have decreased over the period. Therefore, there is no basis for extrapolating future concentrations in the leachate. Standard methods for assessing leaching from waste cannot, due to the nature of the sources, be used to investigate the extent to which PFASs would be leached from waste containing PFASs in products and materials in the long term. Therefore, with current knowledge, there is no basis for assessing when the concentration in the leachate would reach the indicative water quality criterion or how much the after-care time could be

³ An environmental quality standard has only been established for PFOS, and consequently for PFAS₂₄ the indicative water quality standard is used for comparison with the heavy metals.

shortened using methods for increased leaching. However, all data indicate that it would take significantly more than 30 years in any case. In contaminated soil, sediments, slags, etc., PFASs likely occur mostly as non-polymeric PFASs bound to particles; for these waste types, standard methods for assessing leaching from waste are considered to be applicable and therefore provide a better basis for assessing how concentrations may develop.

Methods for changed management of PFASs in landfills

Overview of methods. The methods reviewed for changing the management of PFASs in landfill waste are summarised in Table 2. For three of the methods, there is some full-scale experience: impermeable/semipermeable covering, recycling of leachate and incineration of PFAS-containing waste in waste incineration plants. However, apart from incineration of PFAS-containing waste, there is no specific experience with the effect of these methods on PFASs in the waste and in leachate. Several other methods have been tested on an experimental basis, but not specifically with a view to manage PFASs. There is experience with the basic techniques of these methods, but there is a need to optimise them in relation to management of PFASs.

Sorting out PFAS-problematic waste prior to landfilling. If waste types with known, highly leachable content of PFASs can be sorted out either upstream at the producer or in connection with reception at the landfills, the need for measures for management of PFASs in landfill units could be reduced. It would be necessary to develop lists of the content of PFASs in different waste types, e.g. including contributions from the required basic characterisation of waste to be landfilled, and some effective and practical sorting criteria must be established. In addition, it must be ensured that the sorted waste is handled so the PFAS content is destroyed or immobilised.

The effect of the methods reviewed in relation to leaching of PFASs. Since virtually no information has been found on the effect of the methods on the leaching of PFASs with leachate from either Danish or foreign studies, there is limited basis for assessing the extent to which the methods will be able to affect the leaching of PFASs. The table indicates the potential effect, estimated on the basis of the effect of the methods in soil and other substances. The estimated effects refer to non-polymeric PFASs, which are freely occurring in the waste with the potential to be leached. The effectiveness of the methods is highly dependent on how well water can be distributed in the waste; therefore, methods that are combined with the injection of water into the waste are considered to have the highest effect if the aim is a higher degree of leaching. For side-chain fluorinated polymers and PFASs embedded in matrices, there is no basis for assessing the effect on the rate at which non-polymeric PFASs are released. The available data indicate that unless significant changes can be made to the chemical conditions in the waste with additives, it will take many years – on the order of centuries – before a major portion of the non-polymeric PFASs is released. The question is whether the release would be so slow, or come to a complete halt, that the presence of side-chain fluorinated polymers and embedded PFASs does not have a noticeable impact on the concentration of PFASs in the leachate in the long term.

Combination of methods. The table shows several possible combinations of methods. To reduce the leaching of PFASs, a combination of impermeable/semipermeable cover with the addition of additives is the most obvious method. With impermeable/semipermeable cover, up to 10% of the current leachate volume could still be formed in practice, and additives may reduce the concentration of PFASs in the leachate to an acceptable level after a number of years. Since the additives would also have an effect on other environmentally harmful substances, after a number of years it may be possible to achieve a state where there is no need to treat the leachate before it is discharged to a public sewage treatment plant. To increase leaching, a combination of shredding, forced leaching and the addition of additives (e.g. detergents) would have the greatest effect, likely increasing leaching significantly. In relation to the potential increase in leaching, the table only uses semi-quantitative estimates because there is no basis for assessing percentages. All methods can be combined with increased sorting of the waste before it is landfilled. This method could have an effect on the

total amount of PFASs that is landfilled, but it is not possible to estimate how much on the current basis.

Emissions to air. It is unclear how the specified methods would affect emissions of PFASs to the air, and it is also unclear as to whether emissions of PFASs from Danish landfills are as large as estimated if extrapolated from foreign studies. Methods to reduce leaching would likely reduce emissions to air, but it is uncertain as to whether the changed oxygen conditions achieved by establishing an impermeable final cover could have the opposite effect on emissions to air. As regards methods to increase leaching, it is not possible to determine the effect, since, for example, an increased amount of water could result in a larger portion of the formed volatile intermediates being further transformed instead of being emitted to air. Aeration would potentially result in a significant increase in emissions of PFASs, partly by increasing the release and transformation of precursors, and partly because the resulting volatile intermediates would be emitted to a greater extent to air, in addition to the air that is drawn/blown out of the unit.

TABEL 2. Described management methods and their application in relation to units under after-care and in the operational phase as well as future units. Also includes an indication of experience with methods and basic techniques in Denmark and the potential effect on leaching of PFASs.

Management method	Relevant for:			Experience with the method in Denmark	Experience with the basic techniques in Denmark	Potential effect on the leaching of PFASs ****
	Units in the after-care phase	Units in the operational phase	Future units			
Sorting out PFAS-problematic waste before landfilling		X	X		X	Uncertain how much of the PFASs in the waste can be sorted out or better distributed across units
Methods that lead to reduced leaching of PFASs:						
<i>A. Impermeable/semi-permeable cover</i>	X		X	(X)**	X	Reduction of 90-95% or more
<i>B. Application of inhibitors for leaching of PFASs</i>		X	X			Reduction of up to 95% for some PFASs
<i>C. Irreversible binding of PFASs</i>		X	X			Reduction of up to 95% for some PFASs
<i>Combination of A and C</i>		X	X			Reduction of possibly up to 99% for some PFASs
Methods that lead to increased leaching of PFASs:						
<i>D. Shredding of the waste suitable for landfilling</i>		X	X	(X)***	X	Some increase, but uncertain whether there will actually be an effect on PFAS, because PFASs are mainly included in surface coatings/films
<i>E. Recirculation of leachate</i>	X	X	X	X	X	Limited increase
<i>F. Forced leaching</i>	X	(X) *	X	(X)***	X	Significant increase
<i>G. Application of additives to increase leaching</i>	(X)*	X	X	(X)***		Significant increase
<i>H. Aeration</i>	X	X	X	(X)***	X	Significant increase
<i>Combination of D and F (and possibly E)</i>		X	X			Significant increase as compared to forced leaching without shredding
<i>Combination of D, F and G (and possibly E)</i>		X	X			Significant increase as compared to forced leaching without shredding and adding additives
<i>Combination of F and G (And possibly E)</i>	X	X	X			Significant increase as compared to forced leaching without adding additives
Hybrid combinations:						
Time shift, F+G followed by A		X	X			Reduction by > 90-95% when an impermeable final cover is established
Incineration and other destruction methods	X	X	X	X	X	Significantly reduced leaching when incinerating shredder waste and sorted out waste fractions

*(X) – partially relevant. ** (X): limited experience with older landfills, but the method is well known abroad.***Limited experience on experimental basis but not necessarily with a focus on PFAS. Aeration is a well-tested method abroad.****Indicates the potential effect provided full mixing of the waste.

1.4 Assessment of the feasibility of new management methods

Methods for reduced leaching. From a technical point of view, the method that could most immediately be introduced and have a significant effect is the establishment of an impermeable/semipermeable final cover. However, this, together with other methods to inhibit leaching, would mean that the leaching strategy must be abandoned, and a new paradigm for landfilling in Denmark would have to be developed. In addition to requiring fundamental changes to the Statutory Order on Landfills, it would require that completely new operational plans and new procedures for closure and after-care be drawn up for the landfills. New terms for financial security and new methods for calculating financial security and landfill rates would also have to be drawn up.

The use of additives to reduce leaching does not make sense if the leaching strategy is maintained. A technical challenge by *in-situ* immobilization of PFASs is the mixing of reagents into the contaminated matrix and efficient delivery of the reactive surfaces as desired in the landfill unit. Proper distribution of the additives is considered most effective when additives are incorporated as the waste is fed to the active units. The method is considered to be most suitable for more homogeneous waste fractions such as shredder waste and sludge. The techniques for this are known. The method can possibly be combined with shredding of the waste, but this can also have the opposite effect, i.e., increased leaching.

Methods for increased leaching. The methods for increased leaching are considered to be most effective if good mixing of the infiltrating water is ensured by injecting the water through built-in tubes or pipes. The technique is well known at some of the landfills that recirculate leachate but likely needs expansion, with additional water and possibly additives (e.g. detergents) to provide a significant increase in the leaching of PFASs. When adding extra water, it must be ensured that the drainage systems can handle the increased leachate volumes. The method can be used on active facilities in the process of filling, new units, and units in the after-care phase. However, for units in after-care, the method cannot be used on facilities where a bottom liner and/or drainage systems have not been established.

Physical appearance of landfill units. When assessing whether a method for reduced or increased leaching can be applied to a given type of landfill, it is necessary to take into account the physical appearance of the landfill unit. In particular, for landfill units for mixed waste that contain large amounts of plastics and plastic-wrapped waste, it would be difficult/require additional measures to ensure a reasonably even distribution of water and/or additives in contact with the waste.

Sorting out PFAS-problematic waste before landfilling. Improved sorting of waste before it is landfilled requires that catalogues of waste types/product types that may contain PFASs are first prepared, and that relevant cut-off values for content and leaching of PFASs for landfilling are set. The challenge is that PFASs can occur in small quantities in many types of products, for example as a surface treatment, but that it is not possible to visually determine whether the products are surface-treated with PFASs. Before relevant cut-off values are set, the costs associated with the characterization would have to be investigated, whether simple screening methods can be developed, and how effectively the methods would sort out PFAS-containing waste. This would subsequently be disposed of to waste incineration (destruction) or landfilled in special units for PFAS-containing waste, where water flow and leachate formation are prevented to the greatest extent possible (see methods for reduced leaching above). However, information has not been identified about existing special disposal units for PFAS-containing waste in foreign or Danish literature, or stakeholders. At present, thermal destruction, which ultimately destroys PFASs, would have a clear advantage over placement in a special depot, where PFASs continue to pose future risk.

Destruction in incinerators. The available knowledge indicates that PFASs are effectively destroyed in Danish incinerators for municipal solid waste. The incinerators currently receive and destroy much larger quantities of PFASs in incinerable waste than the quantities of PFASs that are disposed of in landfills. The method can be used immediately and is most reasonable for waste with a high content of combustible materials. Shredder waste would be a logical choice, as well as waste that is sorted out, if PFAS-containing waste is sorted before it is deposited. Several analyses have been prepared over the years examining the costs and benefits of incinerating shredder waste, as well as new waste, and waste excavated from older landfills. The benefits are primarily associated with the possibility of separating and processing metals and the destruction of persistent organic environmentally hazardous substances in the waste, such as PCBs, brominated flame retardants, chlorinated paraffins and PFASs. Incineration of shredder waste would also have a noticeable effect in reducing the amount of leachate with relatively high concentrations of PFASs and a number of other environmentally hazardous substances. In terms of current knowledge about the effectiveness of management methods, it must be concluded that destruction (by incineration or other methods) is probably the only way to ensure that the pollution is not passed on to future generations.

1.5 Methods for treating leachate at landfills

For all methods, apart from the establishment of impermeable/semipermeable final covers, it is expected that it would take a number of years before new management methods are tested and fully implemented. If the concentration in leachate discharged to treatment plants is to be kept below the indicative water quality criteria for PFAS₂₄ (or resulting limit values for PFASs in effluent from treatment plants), there would consequently be a need to treat the leachate for PFASs at landfills.

Overview of PFAS removal methods. Table 3 provides an overview of PFAS removal methods, their applicability to leachate treatment, and experience with the methods in Denmark – either from practical operation or from experimental tests. All methods can in principle be undertaken in Denmark, but some equipment may have to be imported. The removal methods are divided into leachate treatment and after-treatment. Leachate contains high levels of organic matter; consequently, the common PFAS treatment methods used for wastewater or drinking water cannot immediately be used. It is assessed that only flocculation, membrane filtration and foam fractionation can be used directly for the cleaning of leachate in practice, while adsorption methods, such as adsorption with activated carbon or resins, can be used for after-cleaning when lower PFAS concentrations are required. The destruction methods are not normally used directly on leachate. The available results indicate that methods for direct treatment cannot achieve concentrations below the indicative water quality criterion for PFAS₂₄, and that post-treatment is required if the concentration is to be brought below the indicative water quality criterion.

Destruction methods. Incineration and SCWO (supercritical water oxidation) can both effectively destroy PFASs, but they are only suitable for solutions and wastes with high PFAS concentrations. Incineration can treat aqueous concentrates and organic waste with PFASs (activated carbon and resin) as well as PFAS-containing sludge from flocculation. SCWO can treat concentrate and organic waste with PFASs. Both methods are suitable for central treatment outside landfills.

Costs of treatment. It has been beyond the scope of this study to prepare a comparative economic assessment, which would depend on a number of plant-specific conditions, leachate composition, desired degree of purification, etc. There are major differences in distribution of costs between investment costs and operating costs among the different methods. Danish experience indicates that for flocculation, the operating costs far exceed capital costs when looking at the economy over a 20-year period. The largest cost items are chemicals and disposal of PFAS-containing sludge. The same is seen in Swedish experiments using

activated carbon, while for foam fractionation, capital investments constituted the largest cost element. Overall, there appears to be significant potential in finding the optimal combinations where the quantities of residual products, which must subsequently be destroyed, are reduced. The differences in the ratio between capital costs and operating costs mean that the economic effect varies considerably between the methods with increased or decreased amounts of leachate, respectively, to be treated in the future. An example of costs is available from an experiment with a flocculation plant at Vandcenter Syd, where the price per m³ of leachate over a 20-year period was estimated using two scenarios at 48.5 and 40.4 DKK/m³ (present value). With this method, the concentration from the treatment process was still significantly above the indicative water quality criterion. Therefore, a significant additional cost must be expected if the concentration is to be brought down to the water quality criterion.

TABEL 3. Overview of methods for removal of PFASs in leachate and methods for destroying PFASs in residual products from the cleaning processes.

Removal process	Removal method	Applicability			Experience with cleaning/ destruction of leachate in Denmark*	Note
		Leachate cleaning	After-treatment	Destruction**		
Flocculation	Chemical	x			X	After-treatment may be necessary
	Electrocoagulation	x				
Membrane filtering	Reverse osmosis (RO)	x	x		(x)	After-treatment may be necessary Possible evaporation of concentrate
	Nanofiltration (NF)	x	x		(x)	
Adsorption	Activated carbon		x		X	Pre-treatment necessary
	Ion-exchange resin		x		X	Pre-treatment necessary
	Other adsorbents		x			Pre-treatment necessary
Special method	Foam fractionation	x			(x)	After-treatment may be necessary
Destruction	Incineration			x	X	Destruction of concentrate and waste
	SCWO (super-critical water oxidation)			x	X	Destruction of concentrate and waste
	AOP (advanced chemical oxidation)			x		Treatment of concentrate (only partly destruction)
	Electrolytic oxidation			x		

* (x): experience at experimental level. ** Destruction of residual products from the cleaning processes.

1.6 Estimated process for implementing a new strategy for management of environmentally hazardous substances in landfill waste

Initial clarification process. The first consideration must be to clarify whether the Danish Environmental Protection Agency, in dialogue with the industry, determines that there is a need to begin work on a new strategy for management of PFASs and other environmentally hazardous substances in waste suitable for landfill based on the knowledge base that has been built up. The results of the study do not clearly indicate whether it would be more feasible to pursue management methods that increase leaching or methods that reduce leaching. Both solutions are technically possible, but based on the current knowledge, it is not possible to determine with certainty the effectiveness of the methods. The time perspective for degradation and leaching of PFASs under normal physical/chemical conditions in a landfill is

likely centuries, challenging the intention of the current leaching strategy. Even with use of methods for increased leaching, the after-care time would likely be significantly longer than 30 years. A consequence of using methods for reduced leaching is to scale down the mandate of "leaving no pollution for future generations", to the second best option, i.e., to leave the pollution well encapsulated/well insulated from intruding water and/or effectively immobilized and with a clear, and to the greatest extent possible financed, plan for maintenance of the unit and development of any future measures over an unknown longer period of time. The method is primarily applicable to future landfill units, but under special circumstances it may also be used for covering existing disposal units, so that transport of PFASs and other pollutants to groundwater and surface water is as limited as possible. This will have the consequence of requiring monitoring and maintenance of membrane systems well into the future.

The results of this study should be seen in conjunction with several other studies regarding, among other things, recommendations for future landfilling and methodology for site-specific risk assessment when landfilling waste. Many of the issues discussed in relation to PFASs are also seen in relation to other environmentally hazardous substances.

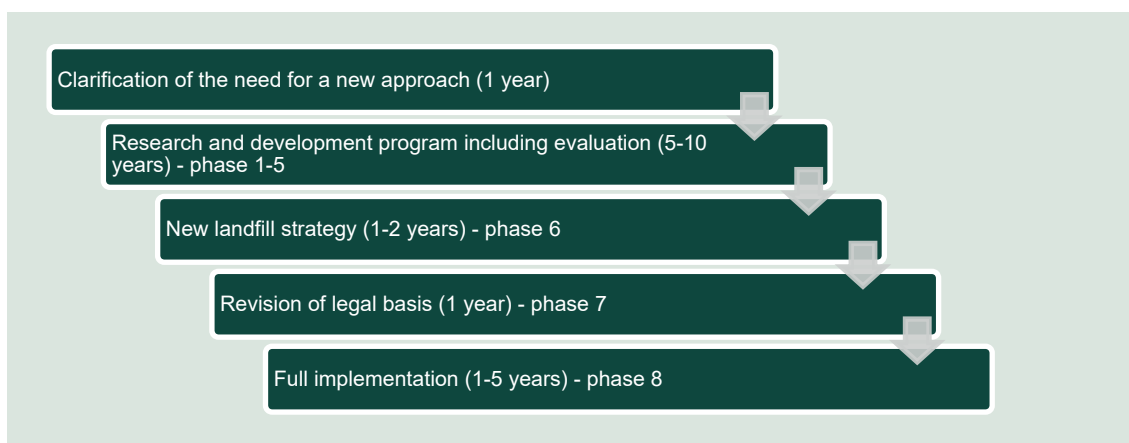
One step in the initial clarification might encompass the preparation of an initial analysis of the business-economic and socio-economic consequences of the two strategies:

- Increased leaching alongside the resulting increased need for leachate treatment and a possible shortening of the after-care period
- Reduced leaching with the use of an impermeable/semipermeable cover, reducing the need for leachate treatment, but creating the need for monitoring and maintenance of the cover far into the future.

An analysis based on the available data would not in itself determine which strategy would be most appropriate; however, its results could direct the focus of related research and development projects.

From a socio-economic perspective, it could also be relevant to examine measures for additional treatment that are also being considered at public sewage treatment plants, and assess whether it is the most appropriate solution to clean the leachate to meet the water quality criterion at the landfills or whether the costs for after-treatment would be more effectively spent on improved treatment at public sewage treatment plants.

Research and development. For the methods reviewed, except for the impermeable/semipermeable final cover, it would be necessary to collect knowledge in a structured manner through research and development, expected to be carried out in a larger program with several different phases for each method. Such a program would require many years to implement, as well as secure financing. A similar program for combinations of methods would need to be developed subsequently or in parallel, as the most effective solution for both reduced leaching and increased leaching is currently expected to rely on a combination of several methods. The results of this study indicate that there could be significant potential for a synergistic effect if a combination of several methods is chosen, but it is also expected that costs would increase in this case. A proposal for phasing of a research and development program and subsequent decision-making phases is illustrated in the figure below.



FIGUR 1. Proposal for possible phasing of the implementation of a possible new strategy

In parallel with the above work, there would be a need to develop competencies and capacities to handle and clean the leachate produced at Danish landfills. Therefore, it is considered relevant to further develop solutions for treatment of leachate, meaning that the costs of operating such plants over time may decrease and efficiency may increase. If the leaching strategy is maintained, it would be of great value in 10-20 years if decisions could now be made to go with a number of more well-developed methods, which would simultaneously aim at increased leaching as much as possible, shortening the after-care period and ensuring that the leached PFASs are destroyed.

2. Indledning

2.1 Baggrund

Deponeret affald håndteres i Danmark i særligt indrettede og åbne enheder på deponeringsanlæg. Danmarks strategi for håndtering af problematiske stoffer i deponeringsanlæggene har hidtil været, at miljøfarlige og forurenende stoffer, herunder PFAS, udvaskes med gennemstrømmende regnvand og ledes som perkolat til offentligt renseanlæg. Den danske strategi med udvaskning af miljøfarlige og forurenende stoffer er ret enestående, idet der i vores nabolande i høj grad anvendes andre strategier til visse typer af deponeringsanlæg. De fleste andre europæiske lande har således valgt at reducere vandgennemstrømningen igennem deponierne ved at etablere en nærmest tæt slutfærdig, hvilket betyder, at både dannelsen af perkolat og gas minimeres. Denne løsning medfører dog en række andre udfordringer, som nærmere omtales i afsnit 3.4.

I høringsudkastet til ændring af "Tilslutning af industrispildevand til spildevandsforsyningsselskabernes spildevandsanlæg (Tilslutningsvejledningen)"⁴ skærpes kravene til niveauer af miljøfarlige og forurenende stoffer, som spildevandet må indeholde, når det ledes til renseanlæggene. De vejledende vandkvalitetskriterier for $\Sigma 24$ PFAS (PFAS₂₄) er fastsat til 0,0044 µg/L i både ferskvand og saltvand. Med en fortyndingsfaktor på 1 for udledning til ferskvand og 10 for udledning til saltvand, er de resulterende vejledende grænseværdier for udledning fra renseanlæg på henh. 0,0044 og 0,044 µg/L for udledning til ferskvand eller saltvand. Der er i rapporten "Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg" ikke reduktionsfaktorer for PFAS₂₄, men reduktionsfaktorerne for PFOA og PFOS er begge negative, dvs. koncentrationerne i udløb er højere end i indløb (Kjølholt et al., 2021). Med de koncentrationer, der i dag er i perkolat fra deponeringsanlæg (25-75 fraktil i udløb fra deponeringsanlæg er på 0,4 – 4,0 µg/L, se afsnit 3.4), vil der, hvis koncentrationen skal være under de vejledende vandkvalitetskriterier, derfor være behov for enten

- at rense perkolatet for PFAS, inden det tilledes renseanlæg,
- at undgå, at der dannes perkolat, eller
- begrænse koncentrationerne af PFAS i perkolatet med nye metoder til håndtering af det deponerede affald.

PFAS i perkolat kan desuden lede til en forurening af grundvand og overfladevand med PFAS ved de deponeringsenheder, hvor membranen har vist sig ikke at være helt tæt.

2.2 Formål

Formålet med undersøgelsen er at belyse, hvilke muligheder, der er for at håndtere PFAS i deponeringsanlæg, herunder en vurdering af, hvorvidt udvaskningsstrategien er den bedste håndteringsstrategi for affald med PFAS i deponeringsanlæg.

Der er til opfyldelse af dette formål udarbejdet en rapport om potentielle behandlings- og/eller håndteringsmuligheder af affald, som har en effekt på udvaskningen af PFAS fra deponeringsanlæg.

⁴ Publiceringsdato: 15-11-2024. <https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/69382>

I vurderingen af gennemførligheden af forskellige tiltag er der overordnet foretaget en sammenligning mellem:

- fordele og ulemper ved forskellige metoder til stabilisering af PFAS eller undgåelse af dannelse af perkolat (ændring af udvaskningsstrategien) og
- fordele og ulemper ved at rense perkolatet for PFAS evt. kombineret med en kontrolleret/forceret udvaskning (forsættelse af udvaskningsstrategien).

På basis af beskrivelsen af de potentielle behandlings- og/eller håndteringsmuligheder er der

- foretaget en vurdering af den forventede effekt på udvaskningen af PFAS af de enkelte behandlings- og/eller håndteringsmuligheder, og
- beskrevet en mulig proces for gennemførelsen af de gennemgåede behandlings- og/eller håndteringsmuligheder.

2.3 Dataindsamlingsmetode

Litteraturgennemgang

Videnskabelig litteratur. For den videnskabelige litteratur er der taget udgangspunkt i søgninger med relevante søgetermer i databaserne Pubmed og Scopus. Søgningerne på søgetermer er udbygget med søgninger på litteratur, som citerer væsentlige artikler og rapporter, som er blevet fundet. Artikler, som ud fra beskrivelsen i abstract vurderes at indeholde væsentlige oplysninger, er blevet fremskaffet og screenet. Da der er fundet relativt lidt litteratur specifikt om håndtering af PFAS fra affaldsdeponier, er søgningen udvidet til tilgrænsende områder - eksempelvis stabilisering af PFAS i jord eller spildevandsslam.

Søgningerne er suppleret med referencer i relevante litteraturstudier udarbejdet for Miljøstyrelsen, herunder nabotjek i forbindelse med projektet "Anbefalinger til fremtidens deponering" (Hjelmar og Rosendahl, 2022) og litteraturstudie om PFAS fra affaldsforbrænding (Geertinger og Jensen, 2023).

I det omfang relevant information er blevet fundet og indgår i undersøgelsen, fremgår det af litteraturlisten i kapitel 8 Referencer.

Grå litteratur. Den grå litteratur er primært fundet via målrettede søgninger på internettet. Metoden er overordnet set den samme som ved søgning på den videnskabelige litteratur. Søgningen har omfattet udvalgte websteder eksempelvis for Miljøstyrelsen, EU's Joint Research Centre, Europakommission, det Europæiske Kemikalieagentur, Umweltbundesamt i Tyskland, Kemikalieinspektionen i Sverige, Miljødirektoratet i Norge eller US EPA. Søgningerne har begrænset sig til litteratur på engelsk, tysk, norsk, svensk og dansk.

Hjemmesider. Søgningerne efter grå litteratur har også givet links til en række hjemmesider for eksempelvis virksomheder og organisationer, som indeholder relevant information eksempelvis med beskrivelser af metoder under udvikling eller kommercielt tilgængelige, forskningsresultater der endnu ikke er offentliggjorte, præsentationer fra workshops, mm. Relevante hjemmesider er blevet samlet i en liste med angivelse af dato siden er screenet, og de, som senere citeres, indgår i kapitel 8, Referencer.

Interviews

Litteraturgennemgangen er blevet suppleret med interviews med fokus på den nyeste viden om metoder til håndtering af PFAS i affaldsdeponier og rensning af perkolat. Udvælgelsen af interviewpersoner er sket på basis af beskrivelsen af nye metoder identificeret i litteraturgennemgangen, forslag fra projektets følgegruppe og undersøgelsesteamets viden

om området og relevante kontaktpersoner. I nogle af tilfældene er spørgsmål i stedet for interviews blevet besvaret pr. email.

Resultaterne af interviews er blevet sammenfattet i et interview-referat, som er fremsendt til godkendelse af den interviewede. Der er i denne forbindelse indhentet tilladelse til at videregive den relevante information i rapporten.

Der er gennemført interviews/spørgsmål pr. email af medarbejdere fra følgende virksomheder/organisationer: Aquarden Technologies, ETC2, Krüger A/S, RenoDjurs, DTU, Odense Renovation, Deponi Syd, Fortum Waste Solutions A/S.

2.4 Indsamling af data om PFAS i perkolat fra deponeringsanlæg

Der er som led i undersøgelsen indhentet oplysninger direkte fra udvalgte deponeringsanlæg, som ligger inde med data om PFAS i perkolat fra de enkelte deponeringsenheder. Der er til dette formål udarbejdet en skrivelse, som er sendt direkte til de relevante affaldsselskaber. Der er indkommet data fra seks selskaber, hvoraf eksempler fra fire selskaber er vist i afsnit 3.4.5.

Workshop

Der er midtvejs i projektforsløbet afholdt en workshop med deltagelse af følgegruppen og andre interessenter. Feedback fra deltagerne i workshopen har bidraget til at styrke gennemgangen af de enkelte metoder og vurderingen af metodernes effektivitet og anvendelsesområde.

2.5 Vurdering af økonomiske konsekvenser

Det har været uden for opgaven at foretage en indgående vurdering af økonomien i de gennemgåede metoder, og der er derfor ikke foretaget en sammenligning af de virksomhedsøkonomiske og samfundsøkonomiske konsekvenser af de forskellige metoder. I det omfang, der er angivet økonomi i den gennemgåede litteratur er dette refereret uden videre vurdering af, i hvilket omfang der vil være særlige danske forhold, der vil kunne ændre væsentligt på økonomien.

3. Deponering af affald i Danmark

Formålet med dette kapitel er at introducere forskellig baggrundsinformation for beskrivelsen af metoder til at håndtere PFAS i deponeringsanlæg og de senere overvejelser vedrørende gennemførligheden af de beskrevne metoder.

Kapitlet lægger i afsnit 2.1 – 2.4 ud med en beskrivelse af antal og typer af deponeringsanlæg, mængder og typer af deponeringseget affald og en kort beskrivelse af udviklingen i deponeringseget affald fulgt af en beskrivelse af de overordnede principper for modtagelse og anvisning af deponeringseget affald.

Herefter følger i afsnit 2.5 en beskrivelse af opbygningen af deponeringsenheder, som introducerer en række begreber, som anvendes senere, og i afsnit 2.6 følger en beskrivelse af den fysiske fremtræden af affaldet, som danner baggrund for en forståelse af nogle af de udfordringer, der kan være i forbindelse med introduktion af de senere gennemgåede håndteringsmetoder.

Kapitlet afsluttes med en beskrivelse af en konceptuel forståelse af processer i affaldet i afsnit 2.7, en beskrivelse af efterbehandlingsperioden i afsnit 2.8 og en sammenfatning af fordele og ulemper ved udvaskningsstrategien i afsnit 2.9

3.1 Antal og typer af deponeringsanlæg

Der findes i Danmark flere forskellige typer af deponeringsanlæg, som modtager forskellige typer af affald. I denne rapport anvendes termen "deponeringsanlæg" om ikke-specialiserede deponeringsanlæg. Specialdepoter, jorddepoter og havbundssedimentdepoter er således ikke omfattet.

De "Ikke-specialiserede deponeringsanlæg" modtager almindeligt affald. Typisk er der tale om affaldsfraktioner, som ikke kan forbrændes eller genanvendes, hvorfor affaldet anvises til deponering. Affaldet kan indeholde en næsten ubegrænset række af stoffer, og kan have en bred vifte af fysiske og kemiske egenskaber.

Pr. juni 2023 fandtes der i alt 99 ikke-specialiserede deponeringsanlæg i Danmark, hvoraf 26 var aktive og 73 var i efterbehandling, jf. tabel 4.

TABEL 5. Deponeringsanlæg under Miljøstyrelsens myndighedsområde (Miljøstyrelsen, 2024a, her citeret fra Lassen et al., 2024)

Anlægstype	I alt	Aktive (modtager affald)	I efterbehandling
Ikke-specialiserede deponeringsanlæg	99	26	73*
Specialdepoter **	28	9	19
Jorddepoter	2	1	1
Havbundssedimentdepoter	22	19	3
Total	151	55	96

* Ud af de 73 deponeringsanlæg i efterbehandling udgør 33 anlæg gamle deponeringsanlæg (i efterbehandling), som ikke er omfattet af deponeringsbekendtgørelsens (BEK nr. 1253 af 21/11/2019) bestemmelser.

** Specialdepoter omfatter bl.a. kulaskedepoter. Generelt har Miljøstyrelsen ikke PFAS-data fra denne type anlæg.

I nærværende rapport arbejdes der ud fra en forudsætning om, at deponeringsanlæg og tilhørende deponeringsenheder er godkendt og anlagt under de traditionelle vilkår for modtagelse af almindeligt deponeringsegnet affald. Deponeringsenheder anlagt på reducerede vilkår er derfor ikke omfattet. Læseren bør imidlertid være opmærksom på, at sådanne deponeringsenheder med affald findes i Danmark, og at disse kan have en anden teknisk opbygning af deponeringsenheden mv. og dermed ændrede forhold i relation til udvaskning.

Typen "**Specialdepoter**" er typisk deponeringsanlæg, som er godkendt til at modtage en helt speciel type affald, hvorfor tilgange, muligheder, fordele og ulemper vil kunne fravige fra beskrivelser og vurderinger i denne rapport. Denne type bør derfor underkastes en stedspecifik vurdering af anlæg og tilhørende deponeringsenheder, som ikke behandles i denne rapport.

Typen "**Jorddepoter**" modtager jord, og kan være godkendt og anlagt med reducerede krav til membransystemer mv. Den jord, som modtages på disse deponeringsanlæg, vil ofte være af en sådan sammensætning og forureningsgrad, at det ikke kan renses på jordrenseanlæg. Det kan skyldes en lang række af stoffer, herunder eksempelvis tungmetaller, oliestoffer og PFAS. Dette giver nogle særlige forudsætninger for håndtering af denne type af anlæg, som ikke behandles i denne rapport.

Typen "**Havbundssedimentdepoter**" modtager typisk havbundssediment fra den løbende drift af sejltreder og havne i Danmark. Indholdet og forureningsgraden af dette affald kan variere betydeligt, og ofte er disse anlæg også indtænkt som kommende udvidelser af havnene. Dette giver nogle særlige forudsætninger for håndtering af denne type af anlæg, som ikke behandles i denne rapport.

3.2 Typer og mængder af affald

Affaldsklasser. Affald, som deponeres på deponeringsanlæg, inddeles jf. deponeringsbekendtgørelsens §3, stk.3 i fire forskellige affaldsklasser:

- Inert affald
- Mineralsk affald
- Blandet affald
- Farligt affald

Denne inddeling har til formål at bidrage til, at affaldet bliver opdelt i afgrænsede deponeringsenheder. En deponeringsenhed godkendes til at modtage affald tilhørende én af disse affaldsklasser. For hver affaldsklasse er der i deponeringsbekendtgørelsen angivet grænseværdier for udvaskning og/eller indhold af TOC (total organisk kulstof). Der er ikke angivet udvaskningskriterier for blandet affald eller krav til indholdsstofferne.

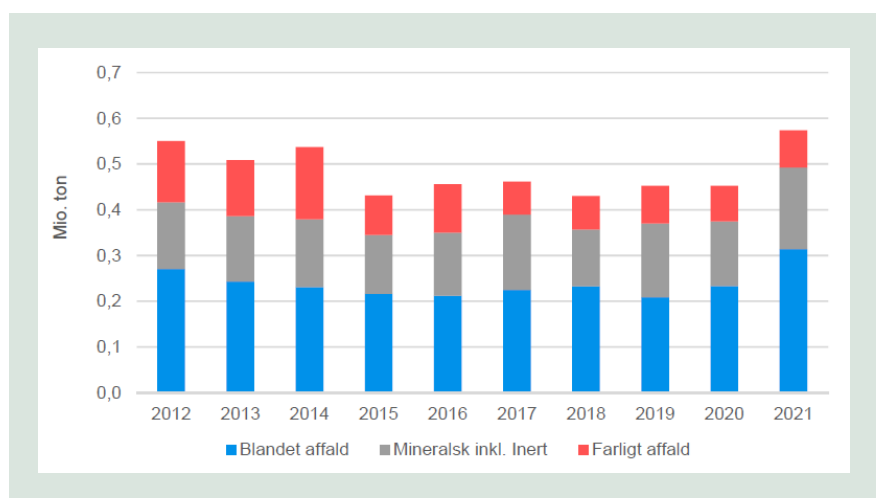
På de deponeringsanlæg, som er omfattet af deponeringsbekendtgørelsen, placeres forskellige hovedtyper af affald i forskellige deponeringsenheder, som er adskilt fra hinanden hydraulisk. Hydraulisk adskillelse betyder, at enhederne har separate systemer til perkolatopsamling. Deponeringsenhederne er udstyret med tætte bund- og sidemembraner under terræn. I nogle tilfælde deponeres specifikke affaldstyper inden for en affaldsklasse separat, det kan f.eks. være fordi de forventes at opføre sig forskelligt efter deponeringen og danne perkolat med forskellige forureningspotentialer, men der kan også være andre årsager.

Som vist i tabel 4 findes der for øjeblikket 26 aktive (dvs. som modtager affald) ikke-specialiserede deponeringsanlæg og et større antal tilsvarende deponeringsanlæg under efterbehandling, hvoraf mange omfatter deponeringsenheder for flere forskellige typer affald. De mest almindeligt forekommende er deponeringsenheder for blandet affald og for mineralsk affald, mens der kun findes to deponeringsenheder for inert affald i Danmark, og kun tre deponeringsanlæg har pt. aktive deponeringsenheder for farligt affald.

Alle deponeringsanlæg har en positivliste, som afgør, hvilke EAK-koder (se Bilag 3), som må modtages på en given enhed. Kun affald, der er optaget på positivlisten for en given deponeringsenhed, må modtages på enheden. Denne positivliste skal godkendes af tilsynsmyndigheden, og kan ændres på baggrund af ansøgning herom. Det er således ikke alle deponeringsanlæg, der må modtage affald klassificeret under samme EAK-kode på samme type af deponeringsenhed. For at komme på en positivliste skal affaldet være deponeringseget (dvs. det må ikke være egnet til materialenyttiggørelse eller forbrænding (§3, stk. 12 i Affaldsbekendtgørelsen)). Desuden skal affaldet have undergået en grundlæggende karakterisering (se afsnit 4.3). Affald, der modtages på deponeringsenheder for henholdsvis inert og farligt affald, skal analyseres og testes og overholde grænseværdier for udvaskning af en række stoffer som primært omfatter sporelementer, uorganiske salte og opløst organisk kulstof (DOC), men endnu ikke PFAS. Det samme gælder for mineralsk affald, hvis det deponeres sammen med stabilt, ikke-reaktivt farligt affald. Affald, der modtages på deponeringsenheder for blandet affald, skal (ligesom de øvrige affaldstyper) have undergået en grundlæggende karakterisering, men det skal ikke testes for stofudvaskning eller stofindhold, udover, at det i princippet skal godtgøres, at TOC er større end 50 g/kg TS. Det er affaldsproducenten, som har ansvaret for, at der gennemføres en grundlæggende karakterisering af affald, som ønskes deponeret.

I Danmark har der siden 1996 været forbud mod deponering af forbrændingseget affald, herunder ikke mindst husholdningsaffald. Det har haft en meget stor effekt på sammensætningen af det affald, som er blevet og bliver deponeret; især på enheder for blandet affald og enheder for farligt affald. Indholdet af biologisk nedbrydeligt materiale i affaldet i danske enheder for såvel blandet affald som farligt affald har været og er væsentligt lavere end i de fleste udenlandske deponeringsenheder, selv om der på EU-plan er krav om minimering af husholdningsaffald til deponering. Det samme gælder for enheder for mineralsk affald, da det stort set kun er i Danmark, man har opdelt det ikke-farlige affald til deponering i mineralsk og blandet affald.

De statistiske opgørelser af de samlede deponerede mængder affald i Danmark opgør mængder for de forskellige affaldsklasser. I figur 2 ses fordelingen af de årligt deponerede mængder affald mellem enheder for inert+mineralsk affald, blandet affald og farligt affald i perioden 2012-2021 (Viegand Maagøe, 2023).



FIGUR 2. Fordeling af affald (eksklusive jord) deponeret årligt på de forskellige enhedstyper i perioden 2012 – 2021 (Viegand Maagøe, 2023).

Mængder af affald. Viegand Maagøe (2023) oplyser, at der ud over 2.000 tons inert affald, 176.000 tons mineralsk affald, 314.000 tons blandet affald og 81.000 tons farligt affald i 2021 blev deponeret 158.000 tons forurenede jord og 244.000 tons ren jord.

Der sker endvidere en betydelig produktion af restprodukter fra f.eks. danske forbrændingsanlæg. Røggasrensningsprodukter har i en lang årrække været eksporteret til andre lande i EU/EØS. Dette har typisk været lande som Norge og Tyskland, der har haft kapacitet til at modtage disse fraktioner. Denne mængde udgjorde i perioden 2020-2023 ca. 90.000 tons/år. DRH (2023). Det er altså en betydelig andel af det danske deponeringsegnete affald, som i dag eksporteres til anlæg i udlandet.

3.3 Deponeringsegnet affald frem til nu og i fremtiden

Inden den første udgave af deponeringsbekendtgørelsen trådte i kraft i 2001, blev affald deponeret på hhv. ukontrollerede og kontrollerede lossepladser. Disse blev anvendt til samme formål som nutidens deponeringsanlæg, men uden en klar regulering var fokus primært på at få løst det praktiske spørgsmål, om at finde steder, der kunne rumme det affald, man ikke havde andre muligheder for at håndtere. Således er mange af disse lossepladser beliggende i gamle grusgrave, gamle lergrave, naturlige dale i terræn mv. I 1980'erne blev de første lossepladser i Danmark med en underliggende membran etableret. Fra 2001 er det deponeringsbekendtgørelsen vilkår, der er gældende, og de grundlæggende principper og krav til etablering af deponeringsenheder er ikke ændret væsentligt siden.

PFAS som stofgruppe kom i fokus på deponeringsområdet, efter Miljøstyrelsen i 2021 bad alle landets deponeringsanlæg om frivilligt at udtage perkolatprøver til analyse for PFAS. Dette ønske valgte en lang række anlæg at imødekomme, og herfra har tilstedeværelsen af PFAS i perkolat være kendt og behandlet i diverse fora. Det nuværende datagrundlag, som behandles i senere afsnit, viser ligeledes, at det må forventes, at der findes PFAS i perkolat fra alle enheder, og at fordelingen af PFAS-forbindelser og mængden af disse kan variere betydeligt (se afsnit 3.4).

Deponering af affald er den sidste mulighed i affaldshierarkiet, og det er svært at forestille sig, at den udvikling, som allerede foregår i dag med fokus på at udnytte alle ressourcer i alt affald i samfundet, vil aftage, stoppe eller helt vende. Således vil en yderligere reduktion af andelen, der bortskaffes til deponering, være forventet. En yderligere opkoncentrering af det

tilbageværende affald er derfor ikke utænkeligt, men relevant for at bestemme fordele og ulemper ved at ændre tilgangen til deponering af affald.

Specifikt for PFAS må det forventes, at der i fremtiden vil bortskaffes mindre mængde PFAS til deponering som konsekvens af øget regulering af anvendelsen af PFAS. Da der for de fleste produkter eller materialer, som bortskaffes til deponering, går mange år (typisk 10-50 år) inden de er udtjente og bortskaffes, må det dog forventes, at der, selv mange år efter PFAS er blevet forbudt, vil kunne forekomme PFAS i affaldet.

Når der træffes beslutninger om, hvordan et eller flere aspekter af deponeringsopgaven løses i sammenhæng med andre affaldsløsninger, bør det derfor overvejes, hvilken vej udviklingen går, og hvordan affaldet, som forventes at modtages inden for nærmeste fremtid, vil udvikle sig. Det er affaldet som er input og dets egenskaber i kombination med de valgte metoder, som afgør hvilket miljøfarlige stoffer der spredes fra deponeringsanlæggene.

3.4 Anvisning, EAK-koder og positivlister

Når deponeringseget affald anvises til et deponeringsanlæg af affaldsmyndigheden, foretages denne anvisning på baggrund af en EAK-kode. Disse koder er baseret på, hvilken overordnet affaldsbranche affaldet stammer fra, og er en mere overordnet inddeling af affaldet. EAK-koderne fortæller i udgangspunktet ikke noget om, hvilke stoffer affaldet indeholder, eller hvordan det må forventes at udvaske.

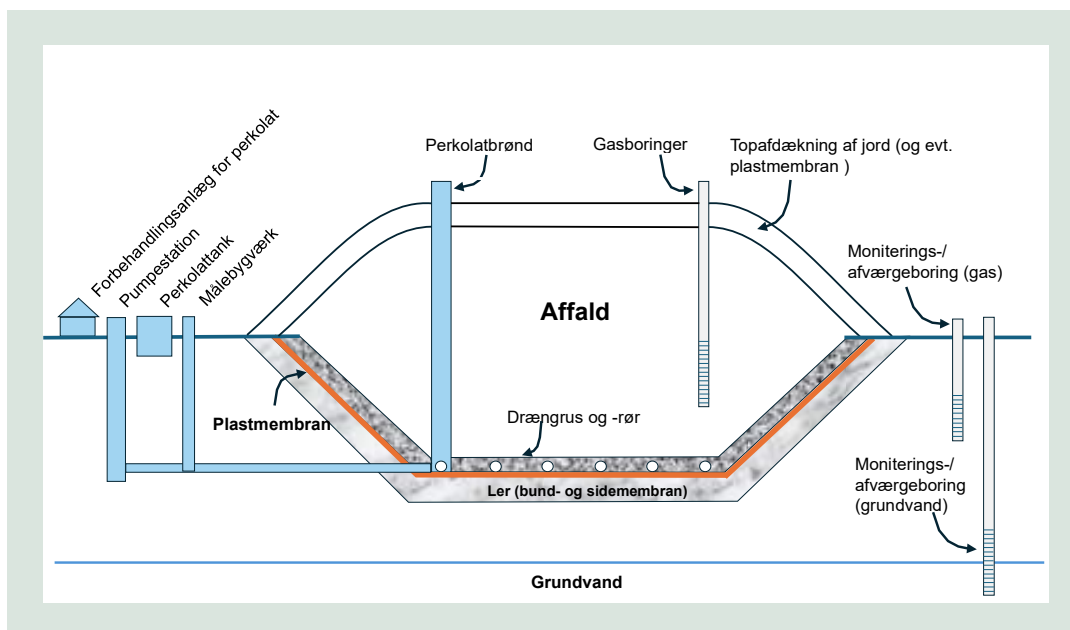
På anlægget vil et læs affald blive modtaget på vægten, og der foretages typisk en visuel kontrol - enten vægten eller vippen – af, om beskrivelsen af det anviste affald stemmer overens med det affald, der ønskes deponeret. Er dette tilfældet, anvises affald til den deponeringsenhed, som er godkendt til den pågældende EAK-kode og tilhørende affaldsklasse.

Denne tilgang medfører, at det kan være svært at afgøre nærmere, hvilke PFAS-holdige affaldsfraktioner som deponeres, og hvilket potentiale der vil være for udvaskning af PFAS i affaldet.

En nærmere gennemgang af EAK-koder og positivlister fremgår af bilag 3.

3.5 Tekniske opbygning af deponeringsenheder

Deponeringsenheder er fysisk og hydraulisk adskilte enheder, som godkendes til at modtage en given affaldsklasse. Et deponeringsanlæg vil ofte bestå af en række af disse enheder afhængig af kapacitetsbehovet. En simplificeret skematisk oversigt over et deponeringsanlæg er vist i figur 3.



FIGUR 3. Skematisk oversigt over deponeringsanlæg (figur tilpasset fra Riger-Kusk et al., 2023). I nogle deponeringsanlæg vil der også kunne være et gasbehandlingsanlæg.

Den tekniske opbygning er identisk på tværs af alle affaldsklasser, og består af en række grundlæggende elementer. Nedenfor er de mest centrale elementer forenklet beskrevet. En mere fyldestgørende gennemgang kan findes i DS/INF 466⁵ og deponeringsbekendtgørelsen.

- **Lermembran:** Nederst i enheden findes en geologisk membran af ler, som udgør den ene af to membraner. Denne er udlagt i to lag oven på et stabilt geologisk lag. Membranen skal have en samlet tykkelse på mindst 0,5 m og der findes en række tekniske krav til den jf. DS/INF 466. Lermembranen har til formål at stoppe udsivning af perkolat til omgivelserne.
- **Plastmembranen:** Oven på lermembranen findes en plastmembran. Plastmembranen har til formål at stoppe udsivning af perkolat fra affaldet i enheden til omgivelserne, og derved muliggøre en effektiv opsamling og bortledning af perkolat.
- **Drænlæg:** Oven på plastmembranen etableres et drænlæg, som både består af drænrør og imellem disse drængrus. Dette lag har til formål at sikre, at den nødvendige kapacitet til at dræne vand og bortlede det via perkolatsystemet er til stede.
- **Perkolatsystem:** Fra drænsystemet føres perkolat i et lukket perkolatsystem via pumpebrønde og spildevandsledninger. Det ender typisk ved et kommunalt renseanlæg med henblik på behandling inden udledning til recipient.
- **Affald:** Oven på drænlaget udlægges affaldet i en given indbygningshøjde. Dette gøres særligt forsigtigt i bunden for at undgå, at affald bliver presset ned i plast- og lermembranerne. Indbygningshøjden af affaldet varierer fra anlæg til anlæg i et typisk interval fra 10 til 40 m.
- **Slutafdækning:** Når en deponeringsenhed er fyldt op, slutaftdækkes denne med 1,0 m jord. Jord har til formål at sikre, at affaldet bliver liggende, og forhindrer samtidigt, at dyr og mennesker kommer i kontakt med affaldet. Denne jord skal overholde krav om

⁵ DS/INF 466 Dansk standart fra 1999 "Membraner til deponeringsanlæg"

permeabilitet, så nedbør fortsat kan komme igennem slutafdækningen, og derved fastholdes udvaskningen af affaldet.

3.6 Typisk fysisk fremtræden af affaldet i deponeringsenheder

Med henblik på at kunne vurdere den praktiske anvendelighed af de i kapitel 4 beskrevne metoder til håndtering af PFAS på de forskellige klasser af deponeringsenheder, er der i det følgende givet en generel, overordnet karakteristik af nogle af de affaldstyper, som man kan forvente at møde på deponeringsenheder for henholdsvis mineralsk, blandet og farligt affald.

Enheder for mineralsk affald

Positivlisterne for enheder for mineralsk affald omfatter typisk ikke-farligt uorganisk affald på pulver- eller granulatform, herunder forskellige former for aske og slagger, slibestøv, produktionsrester, filterkager, filtersand, metalforurenet jord og vejopfej, men også større brokker af beton, mursten, tegl, keramik, glas, mv. (se figur 4). Nogle materialer, som for eks. asbestholdige materialer og støvende asbest skal være pakket ind i plastik. Størstedelen af affaldet i enheder for mineralsk affald vil formentlig være nogenlunde gennemtrængeligt og tilgængeligt for gennemsivende vand. Medmindre visse typer granulært affald (f.eks. aske) dominerer, eller de forskellige affaldstyper er udlagt i separate afsnit eller celler, kan der være tale om sammenblanding af affald med meget forskellige egenskaber. Dog burde de alle have indhold af TOC, som ikke overstiger 5% på tørstofbasis, men det skal bemærkes, at mineralsk affald ikke har været omfattet af krav om testning siden 2011 (BEK 719/2011). Der eksisterer dog data om indhold og udvaskning af PFAS fra nogle typer mineralsk affald (se afsnit se afsnit 3.3).



Figur 4. Eksempel på en enhed for mineralsk affald under opfyldning. Foto: Ole Hjelmar (2023)

Enheder for blandet affald

Blandet affald er i deponeringsbekendtgørelsen defineret som en delmængde af ikke-farligt affald, som består af en blanding af organisk og uorganisk materiale med et indhold af total organisk kulstof (TOC) på 5 % eller mere på tørstofbasis. Enheder for blandet affald modtager generelt en blanding af forholdsvis langsomt nedbrydelige organiske materialer og mineralske materialer af ikke-brændbar karakter. Af udsnittene af positivlisterne i Bilag 3 fremgår det, at typen af affald, som tilføres enheder for blandet affald, spænder meget vidt. Vognlæs, som modtages på deponeringsanlæg til placering på enheder for blandet affald, indeholder ofte mange forskellige typer affald. I mange tilfælde er det først blevet blandet i forbindelse med

transporten eller ved opsamling i en container (f.eks. på en genbrugsstation), se f.eks. Hjelmar og Rosendal (2021). Når et læs blandet affald passerer vægten på et deponeringsanlæg og godkendes, tildeles alt affald på læsset normalt den samme EAK-kode, uanset at der kan være forskelligheder i affaldet. Der er tradition for, at enheder for blandet affald er skraldespand for alle mulige forskellige affaldstyper, uanset deres fysiske eller kemiske egenskaber. Dette fremgår klart af figur 5, som viser deponeringscontainere på tre forskellige genbrugsstationer, hvor affald til deponering på enheder for blandet affald indsamles. Figur 6 viser et læs blandet affald fra en genbrugsplads og to læs bygge- og anlægs-/nedrivningsaffald, som netop er blevet læsset af på deponeringsenheder for blandet affald. Ligesom på enheder for mineralsk affald placeres der også på enheder for blandet affald visse typer affald (f.eks. asbest- og PCB-holdigt bygge- og nedrivningsaffald), som af arbejdsmiljømæssige hensyn er indpakket i plast. Figur 7 viser overfladen af to deponeringsenheder for blandet affald (inden kompaktering) samt et kig ind i det indre af en deponeringsenhed for blandet affald (med eternittagplader). Både af positivlisterne i bilag 3 og de nedenstående fotos fremgår det, at bygge- og anlægsaffald, som i 2020 udgjorde 64% af affaldet i deponeringsenhederne for blandet affald på de syv deponeringsanlæg, er den absolut dominerende affaldstype. Det fremgår desuden, at meget store dele af især bygge- og anlægsaffaldet, som tilføres deponeringsenheder for blandet affald, i dag er pakket ind i plast og plastposer.



FIGUR 4. Opsamlingscontainere for affald til deponering på tre forskellige genbrugsstationer (fotos: Ole Hjelmar, 2022).



FIGUR 6. Til venstre: Et læs, som fra en genbrugsplads er sendt til modtagelse og et deponeringsanlæg med betegnelsen blandet affald (foto: Peter Madsen, 2023). I midten og til højre: Vognlæs med bygge- og anlægsaffald læsset af på en deponeringsenhed for blandet affald (fotos: Ole Hjelm, 2022).



FIGUR 7. Til venstre og i midten: Overflade af to forskellige aktive deponeringsenheder for blandet affald før kompaktering. Til højre: Udgravet hjørne af en deponeringsenhed for blandet affald, som bl.a. indeholder eternitplader (fotos: Ole Hjelm, 2022).

Som det fremgår, pakkes store mængder af affald i dag ind i plast, inden det deponeres i enheder for blandet affald. I nogle tilfælde er det påbudt af hensyn til arbejdsmiljøet, men i langt de fleste tilfælde gøres det af bekvemmelighedshensyn i forhold til den opstrøms håndtering af affaldet. Desuden deponeres store mængder plast i sig selv som affald, herunder, som det for eksempel ses af figur 5, plastpresenninger i mange størrelser (oftest af PE, som burde have været nyttiggjort). Også betydelige mængder produkter af PVC, som kan genanvendes, finder i stedet vej til deponeringsenheder for blandet affald. Resultatet er, at det ønskede flow af regnvand (og eventuelt recirkuleret perkolat) ned gennem affaldet bliver ekstremt ujævnt, at der kan opstå søer af perkolat forskellige steder i affaldet, og at dele af affaldet, selv efter mange år, ikke kommer i kontakt med regnvand eller perkolat. Denne tendens til indpakning i plast og deponering af plast er opstået og tiltaget gennem de seneste 10 – 15 år. I affaldet i deponeringsenheder for blandet affald, som er afsluttet før 2009, ses der kun lidt plast. Forekomsten af plastindpakning og presenninger har stor betydning for mulighederne for gennemførelse af tiltag til håndtering af PFAS i deponeringsenheder for blandet affald, i det omfang de påvirker strømningsforholdene gennem affaldet. Dette bør

vurderes i hvert enkelt tilfælde. Der findes mange målinger af PFAS i perkolatet fra enheder for blandet affald, se eksempler i afsnit 3.

Enheder for farligt affald

Der findes, som nævnt i afsnit 2.2, i dag kun tre deponeringsanlæg med aktive deponeringsenheder for farligt affald. I princippet ville de kunne modtage affald, der ligner mineralsk affald, men som er klassificeret som farligt affald, og som overholder udvaskningskravene og kravet til indhold af TOC på < 6 % til affald, som ønskes deponeret i enheder for farligt affald. Den helt overvejende affaldstype, som i en årrække har været og stadig bliver tilført danske deponeringsenheder for farligt affald, er shredderaffald. Dette affald bliver oftest deponeret i form af monodeponier, dvs. som den eneste affaldstype, der placeres i enhederne. Sammensætningen af shredderaffaldet, som stammer fra nedknusning og genvinding af metaller fra hårde hvidevarer, skrottede biler og andre metalprodukter, har varieret gennem årene, afhængigt af konjunkturerne og udviklingen af genvindingsteknologien, som er forbedret betydeligt gennem tiden. Dette har betydet, at det deponerede affald fra 2020 har ændret sig fra et ret heterogent materiale med mange genkendelige bestanddele (se figur 8 til venstre) til et langt mere homogent, næsten pulveragtigt, materiale uden genkendelige bestanddele (figur 8 til højre). I den ældre type af enheder er der observeret kanaldannelse og præferentiel strømning i forbindelse med gennemstrømning af nedbør og recirkuleret perkolat, mens gennemstrømningen forventes at være mere jævn i nyere enheder. Der findes en del afsluttede deponeringsenheder for shredderaffald, og der er gennemført forsøg med "landfill mining" med henblik på at udvinde restmetal og eventuelt udvinde energi ved forbrænding af den brændbare rest fra tidligere deponeret shredderaffald. Mulighederne for anvendelse af gennemstrømningsbaserede tiltag til håndtering af PFAS (som er observeret i væsentlige koncentrationer i perkolat fra deponeret shredderaffald se afsnit 3.4.5), kan være påvirket af selve deponeringsmetoden (graden af kompaktering, eventuel initial mætning med vand, recirkulering af perkolat), og bør vurderes i hvert enkelt tilfælde (se for eksempel Hjelm og Hyks, 2024, 2025).



FIGUR 8. Til venstre: Shredderaffald under opfyldning af deponeringsenhed for farligt affald i 2009. Til højre: Shredderaffald under opfyldning af enhed for farligt affald i 2023 (fotos: Ole Hjelm, 2009 og 2023).

3.7 Konceptuel forståelse af processer i affaldet

I Danmark er tilgangen, at deponeringsegnet affald skal udvaskes for problematiske stoffer med henblik på overgang til passiv tilstand. Passiv tilstand indbefatter, at driften af anlægget inkl. bortledning af perkolat, kan indstilles, og at miljøgodkendelsen ophører.

Udvaskningsstrategien er baseret på, at der trænger vand ned gennem overfladen på en deponeringsenhed og gennem kontakt med affaldet udvasker stoffer fra dette og faciliterer biologiske (og kemiske) nedbrydnings- og omdannelsesprocesser, hvorved bionedbrydelige dele af affaldet blandt andet omdannes til metan, vand, kuldioxid og ammoniak. Udvaskede stoffer i form af sporelementer, salte og organiske sporstoffer fjernes sammen med perkolatet, mens gasformige reaktionsprodukter (herunder metan og kuldioxid), frigives til atmosfæren

gennem overfladen af affaldet. Hvis affaldet indeholder PFAS, vil nogle af disse kunne udvaskes og følge perkolatet, mens andre PFAS-forbindelser vil kunne frigives til atmosfæren sammen med gasserne (se afsnit 3.2.3 **Error! Reference source not found.**).

I relation til tidsperspektivet for udvaskning af PFAS og andre miljøfarlige stoffer fra affaldet, og tidsperspektivet i hvor hurtigt der ses en effekt af nye tiltag i fuldskala forsøg, kan det være relevant at se på, hvor lang tid det tager, inden infiltrerende vand passerer affaldet i en deponeringsenhed.

Hvis man overslagsmæssigt antager, at der skal passere vand/nedbør svarende til et væske/faststof-forhold (L/S) på ca. 2 L/kg gennem det deponerede affald, før man kan begynde at håbe på, at efterbehandlingen kan afsluttes, kan man ved hjælp af nedenstående ligning under ideale forhold estimere, hvor lang tid, t , det vil tage at opnå en L/S-værdi på 2 L/kg (eller endnu højere værdier) fra tidspunktet for nedlukningen og overgang til efterbehandling (Hjelmar, 1990):

$$t = t_0 + (L/S) \times d \times H/I, \text{ hvor}$$

L = det totale volumen perkolat, som er produceret til tiden t

S = den totale tørvægt af det deponerede affald

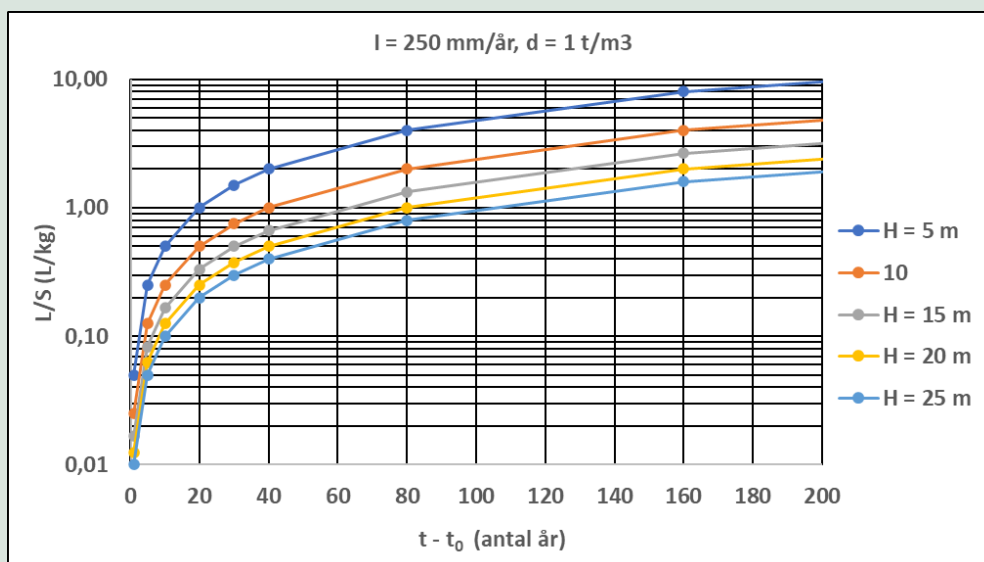
t_0 = tiden, der forløber fra deponeringsenheden nedlukkes, til det første perkolat fremkommer i drænsystemet i bunden af enheden

d = gennemsnitlig tørvægtfylde af det deponerede affald

H = den gennemsnitlige fyldhøjde af affaldet

I = den gennemsnitlige årlige infiltration af nedbør gennem overfladen

I figur 9 er estimeret af L/S som funktion af $t - t_0$, dvs. tiden, der er forløbet siden fremkomsten af det første perkolat i bunden af deponeringsenheden, afbildet for $d = 1 \text{ ton/m}^3$, $I = 250 \text{ mm/år}$ og forskellige værdier af H fra 5 m til 25 m.



FIGUR 9. Tiden, der er forløbet siden fremkomsten af det første perkolat i bunden af deponeringsenheden ($t - t_0$), indtil der er opnået et vist L/S forhold, afhængigt af højden af det deponerede affald, H . Den årlige infiltration af nedbør er sat til 250 mm/år.

Af figuren fremgår det, at det under disse betingelser og ideale forhold kan estimeres, at det for en 5 m høj deponeringsenhed vil tage omkring 20 år at opnå en udvaskningsgrad, der

svarer til $L/S = 1 \text{ L/kg}$, ca. 43 år, hvis deponihøjden er 10 m og 100 år, hvis deponihøjden er 25 m. Det er almindeligt med deponihøjder op til 40 m. At opnå en udvaskningsgrad på $L/S = 2 \text{ L/kg}$ for en deponeringsenhed, der er 40 m høj, vil det tage 160 år. Hertil skal så lægges t_0 , tiden fra start til det første perkolat fremkommer ved bunden af enheden. Da der er tale om umættet strømning i mere eller mindre heterogent affald, er det svært at estimere t_0 . På grund af præferentielt flow tager det måske kun nogle få år, inden det første perkolat dukker op ved bunden, men det oprindelige vandindhold i affaldet og eventuel absorption af vand i affaldet kan også have indflydelse på tiden, det vil tage. Hvis affaldet er finkornet og skal mættes i 10 m af højden, inden det afgiver perkolat, vil det med et porevolumen på 0,3 under de ovennævnte betingelser give $t_0 = 12$ år (for $H = 5 \text{ m}$ vil t_0 være ca. 6 år). Disse t_0 værdier illustrerer tidsperspektivet i fuld-skala forsøg med nye håndteringsmetoder.

Det danske (og nogle andre landes) forbud mod deponering af forbrændingsegnet affald og EU's bestræbelser på at reducere deponering af husholdningsaffald har blandt andet haft til hensigt at reducere/eliminere affaldets indhold af bionedbrydeligt materiale og dermed især dannelsen og udslippet af den stærkt skadelige drivhusgas metan. Det har imidlertid vist sig, at der trods kravene om lavt indhold af organisk materiale (for mineralsk og farligt affald målt som TOC) i affald til deponering, fortsat dannes metan, omend mindre end tidligere, i enheder for blandet affald og enheder for shredderaffald. I nogle tilfælde opsamles gassen og omsættes til el og varme (dvs. oxideres til kuldioxid og vanddamp). I andre tilfælde reduceres udslippene af metan til atmosfæren ved hjælp af den såkaldte biocover-teknologi, hvor metanen absorberes i et lag af kompost placeret på særlige hotspots på overfladen af affaldet og oxideres til vand og kuldioxid. Det må antages, at flygtige PFAS-forbindelser følger deponigassen, som ud over metan kan indeholde varierende mængder af kuldioxid, vanddamp, ilt og nitrogen.

De nævnte processer forventes over længere tid at føre til stabilisering af affaldet på et niveau, hvor gasdannelsen for længst er overstået, og hvor emissionen af perkolat er i ligevægt med omgivelserne, dvs. den udvaskede stofmængde per tidsenhed (fluxen) er fuldt acceptabel i det omgivende grundvand. Hvor lang tid, der går, inden denne tilstand (afslutning af efterbehandlingsperioden) opnås, afhænger især af, hvor meget nedbør/vand, der er trængt igennem det deponerede affald, typen af affald, hvor tykt affaldslaget er, og hvor god kontakten mellem det gennemsvivende vand og affaldet er. Hvis gennemsvivningen af nedbør reduceres ved hjælp af en semipermeabel overdækning (eller på grund meget ujævn og ineffektiv gennemstrømning som følge af indpakning af affaldet i plast eller tilstedeværelse af plastpresenninger) forlænges efterbehandlingsperioden betydeligt, og hvis afdækningen er impermeabel (indkapsling af affaldet) opnås ligevægstilstanden aldrig (medmindre indkapslingen ødelægges, f.eks. på grund af voldsomme naturbegivenheder). Hvis affaldet indkapsles fra starten af deponeringen, vil processerne formentlig svagt kunne starte ved hjælp af affaldets oprindelige vandindhold, men derefter hurtigt gå i stå. Ingen vand = ingen reaktioner og dermed ingen stabilisering over tid. I princippet vil affaldet så bevare sit forureningspotentiale, lige så længe som indkapslingen består. Det vil i så fald være nødvendigt at etablere vedligeholdelsesprocedurer for indkapslingssystemet, som skal sikres så langt ud i fremtiden, som det findes nødvendigt. I filosofisk forstand kan man sige, at vi på denne måde ville overlade løsningen af de potentielle problemer til vore efterkommere (som måske, når et problem opstår, har glemt, at affaldsdeponierne eksisterede). Det var på denne baggrund og ud fra et ønske om, at "enhver generation skal løse sine egne affaldsproblemer" (eller i hvert fald sætte processen i gang og afholde alle udgifter desangående), at udvaskningsstrategien blev adopteret. Udfordringen er jo så nu at indpasse PFAS i overvejelserne om dette.

3.8 Efterbehandlingsperioden

Det er op til den, der er ansvarlig for driften af deponeringsanlægget, at vurdere, hvor lang tid det er nødvendigt at udvaske på affaldet (efterbehandlingsperioden), før der formodentligt kan

opnås godkendelse fra tilsynsmyndigheden om overgang til passiv tilstand. I efterbehandlingsperioden er anlægget underlagt en række vilkår i miljøgodkendelsen, hvilket forudsætter en aktiv drift. Dette medfører afholdelse af nogle faste årlige driftsudgifter. For en stigende del af deponeringsanlæggene i Danmark omfatter dette rensning af perkolat. Der kan også tilkomme nogle yderligere uforudsete driftsudgifter, som følge af f.eks. uheld, nye påbud, ekstra vedligehold, mm.

Deponeringsbekendtgørelsen angiver i §8, stk. 4, at efterbehandlingsperioden skal fastsættes til 30 år, medmindre godkendelsesmyndigheden vurderer, at affaldets egenskaber begrunder en anden varighed. Det skal i praksis tolkes som minimum 30 år, og med viden fra Miljøstyrelsens projekt "Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald" (samlet i Miljøstyrelsen, 2024) må denne periode forventes at være betydeligt længere. Antagelsen om, at en fuldstændig udvaskning af alle fastsatte problematiske stoffer kan foretages ud fra nuværende forudsætninger på 30 år, synes med de gældende danske grænseværdier ikke at være realistisk. Beregninger fra projektet indikerer, at efterbehandlingsperioden for nogle anlæg kan være op mod 500 år (Hansen et al., 2022). En sådan driftshorison udfordrer den tekniske levetid af de miljøbeskyttende systemer, f.eks. membranerne under affaldet, som i projektet "Levetidsforlængelse af miljøbeskyttende systemer på deponeringsenheder" bliver vurderet til 80-100 år (Riger-Kusk et al., 2023). Når den tekniske levetid nærmes og overskrides, bør det forventes, at risikoen for utætheder og lækager af perkolat fra de miljøbeskyttende systemer er betydelig.

Der er ikke fastsat kriterier for, hvornår koncentrationen af PFAS i perkolat er på et niveau, hvor enheden kan overgå til passiv tilstand (under forudsætning af at betingelserne er opnået for andre miljøfarlige stoffer i affaldet), men de vejledende vandkvalitetskriterier for PFAS₂₄ giver en indikation på et realistisk niveau.

En forlængelse af efterbehandlingsperioden vil samtidigt få økonomiske konsekvenser, da en forlænget drift skal finansieres via deponeringstaksten. Således er der en tydelig sammenhæng mellem udvaskningsperiode, driften, levetiden af miljøbeskyttende systemer og anlæggenes økonomi.

3.9 Fordele og ulemper ved udvaskningsstrategien

Fordele. Den danske model med udvaskning giver den fordel, at affaldets indhold af problematiske stoffer reduceres over tid, og at risikoen for miljøet derved også reduceres. Så længe de miljøbeskyttende systemer er intakte og virksomme, er der ikke nogen øget risiko for tab af perkolat. Udvasningen foregår på mange deponeringsanlæg i dag, mens der er adgang for offentligheden på de grønne arealer, som etableres ved slutfærdigingen når enheden er fyldt op med affald. Herfra starter efterbehandlingsperioden. Udvasningen forløber typisk hurtigere i starten, da koncentrationerne i affaldet her er højest.

Ulemper. Den danske model med udvaskning giver en række udfordringer. Fortsat udvaskning forudsætter intakte og virksomme miljøbeskyttende systemer for at sikre miljøet mod et tab af perkolat. Dette kan betyde, at deponeringsenheder efter den nuværende tilgang og tilhørende tekniske indretning vil skulle underkastes en slags hovedrenovering med f.eks. 75-100 år mellemrum. Her vil der formodentligt skulle etableres nye membraner og dræn mv. i deponeringsenheden, hvilket i sig selv er en kompliceret opgave.

Udvaskning af affaldet indebærer også, at der vil være en løbende produktion af perkolat som skal bortledes og håndteres. Udvasningsstrategien må forventes at medføre en række nye driftsudgifter af betydelig størrelse, hvis efterbehandlingsperioden markant overstiger 30 år. Det er ikke en del af dette projekt at fremskrive udgifter ved en forlænget efterbehandlingsperiode, men de øgede udgifter vil formentlig være betydelige for det enkelte

deponeringsanlæg. Den usikre økonomi ved den nuværende udvaskningsstrategi må derfor betragtes som en udfordring.

4. Forekomst og skæbne af PFAS i deponeringsanlæg

På grund af deres brede og varierede anvendelse ender PFAS på deponeringsanlæg, som en del af den generelle affaldsstrøm.

Det følgende kapitel er opdelt i fem afsnit:

- Afsnit 3.1 **Error! Reference source not found.** introducerer grupperinger af PFAS og en række betegnelser, som anvendes i den videre vurdering af forekomst og skæbne af PFAS i affald og udslip til omgivelserne.
- Skæbne af PFAS i deponeringsanlæg beskrives i afsnit 3.2, som dels fungerer som baggrund for vurderingen af de gennemgåede håndteringsmuligheders effekt, dels som baggrund for vurdering af tidsperspektivet for udvaskning af PFAS.
- Herefter følger afsnit 3.3. om forekomst af PFAS i affald. Afsnitte anvendes dels som baggrund for vurdering af mulighederne for yderligere at behandle affaldet inden det deponeres og/eller øget opdeling af affaldet, der deponeres, dels som baggrund for vurdering af tidsperspektivet for udvaskning af PFAS.
- I afsnit 3.4 præsenteres data for PFAS i perkolat fra fire deponeringsanlæg. Dataene understøtter en vurdering af tidsperspektivet ved at sammenfatte viden om PFAS i perkolat fra gamle enheder, og en vurdering af de gennemgåede håndteringsmuligheders anvendelse i relation til de enkelte affaldstyper. Desuden belyses behovet for at reducere PFAS i perkolat.

4.1 Introduktion til PFAS

4.1.1 Gruppering af PFAS

Der anvendes et meget stort antal PFAS-forbindelser, og de mest almindelige enkeltstoffer og grupper af PFAS betegnes med forkortelser. Forkortelser for enkeltstoffer og grupper af PFAS anvendt i rapporten er angivet i Bilag 2. For de vigtigste af stofferne og grupperne angives der i rapporten også kemiske navne, men for mange af forkortelserne er de kemiske navne kun angivet i bilaget. For stofgrupper, hvor der på engelsk anvendes en flertalsform med "s", er det i denne rapport valgt at benytte forkortelserne uden "s", når der tales om hele stofgruppen (eksempelvis FTOH), mens en flertalsform anvendes, når der tales om flere enkeltstoffer inden for gruppen (eksempelvis FTOH-forbindelser). For syrerne anvendes samme forkortelser for syren og syrerest-ionen, men ved beskrivelse af stofferne vil der efter sammenhængen også kunne veksles mellem de to former; f.eks. kan PFOS angives som perfluorooctansulfonsyre eller perfluorooctansulfonat.

Antal forbindelser. Der er identificeret tusindvis af PFAS-forbindelser. Den seneste opdaterede liste fra OECD (2018) indeholder således 4,730 PFAS-forbindelser, mens en søgning i produktregistret som led i en massestrømsanalyse for PFAS i Danmark udarbejdet for Miljøministeriet (Lassen et al., 2024, herefter "PFAS massestrømsanalysen") har taget udgangspunkt i en bruttoliste udarbejdet af den amerikanske miljøstyrelse (US EPA) med omtrent 10.000 PFAS-forbindelser. Det er dog ikke nødvendigvis alle disse stoffer, som anvendes kommercielt. En kortlægning af stoffer, som indgår i produkter fra tre førende globale producenter, når frem til, at der af de 4,730 PFAS-forbindelser på OECD listen er 256 stoffer (6%), der anvendes kommercielt af disse producenter (Buck et al., 2021). Listen fra de

tre førende globale producenter kan ikke betragtes at give et udtømmende billede af PFAS i kommercielle produkter men indikerer, at antallet, der anvendes, nærmere er i hundreder end tusinder. Mange af de øvrige identificerede PFAS-forbindelser vil kunne optræde som nedbrydnings- eller biprodukter.

Grupper af PFAS. PFAS massestrømsanalysen skelner mellem følgende grupper af PFAS, som er fundet at være en praktisk opdeling i relation til en beskrivelse af forbrug og udledning af stofferne (Lassen et al., 2024):

- Perfluoralkylsyrer (PFAA) og deres forstadier (engelsk: precursors)
 - Inkluderer perfluoralkylsyrer (PFAA) og deres forstadier (herunder sidekæde-fluorerede polymerer) med undtagelse af TFA (trifluoreddikesyre, den mest kortkædede PFAA) og en række stofgrupper, der potentielt kan nedbrydes til TFA og
 - Omfatter enkelte andre stoffer, som ikke passer ind i de tre her nævnte grupper
- TFA-relaterede PFAS
 - Inkluderer TFA, PFAS gasser og aktivstoffer i plantebeskyttelsesmidler, biocidmidler og farmaceutiske produkter med $-CF_3$ bestanddele (engelsk: moieties)
- Polymere PFAS
 - Inkluderer fluorpolymerer, perfluorpolyethere og andre polymere PFAS med undtagelse af sidekæde-fluorerede polymerer

Opdelingen tager udgangspunkt i opdelingen, som anvendes i det forslag til anvendelsesbegrænsning af PFAS under REACH, som er blevet udarbejdet af Danmark sammen med fire andre lande (ECHA, 2023a, herefter "PFAS-begrænsningsforslaget"), hvor der skelnes mellem PFAA og forstadier (herunder sidekæde-fluorerede polymerer), fluorerede gasser og polymere PFAS. Denne opdeling er her udvidet med aktivstoffer i plantebeskyttelsesmidler, biocidmidler og farmaceutiske produkter, som alle falder ind under definitionen af PFAS i begrænsningsforslaget, men ikke er omfattet af forslaget. Disse aktivstoffer vil ved nedbrydning kunne nedbrydes til TFA og i mindre grad andre ultrakorte PFAS (defineres længere nede).

PFAA og forstadier. Af de tre grupper vil nærværende undersøgelse langt overvejende omhandle gruppen af perfluoralkylsyrer (PFAA) og deres forstadier; herunder sidekæde-fluorerede polymerer. Dette hænger sammen med, at grænseværdier for PFAS i miljøet vedrører disse stoffer (med undtagelse for en grænseværdi for TFA i grundvand), og de væsentligste problematikker i relation til PFAS i deponeringsanlæg er knyttet til denne gruppe af stoffer.

TFA-relaterede stoffer. Problemstillinger vedrørende TFA-relaterede stoffer er især knyttet til forekomsten af stofferne i regnvand (som stammer fra nedbrydning af PFAS-gasser i atmosfæren) og spildevand og spredning af stofferne ved brug (f.eks. spredning af plantebeskyttelsesmidler). En svensk undersøgelse (omtalt i afsnit 3.4.3) fandt en gennemsnitlig koncentration af TFA på 2,4 µg/L i perkolat fra lossepladser, hvilket er lavere end det danske drikkevandskriterie, som er på 9 µg/L (BEK nr. 940 af 22/07/2024).

Fluorpolymerer. Som omtalt senere, udgør fluorpolymerer (hovedtageligt plast- og gummimaterialer) hovedparten af de polymere PFAS, der vil bortskaffes til deponeringsanlæg (bortset fra sidekæde-fluorerede polymerer). Fluorpolymerer er ekstremt stabile og vil ikke nedbrydes under de forhold der er i deponeringsanlæg og vil ikke i nævneværdig grad optræde i perkolat eller luftemissioner. Der vil derfor ikke være en effekt af metoder til øget eller mindsket udvaskning, og forekomsten af fluorpolymerer i affald og deponeringsanlæg vil derfor kun omtales kort.

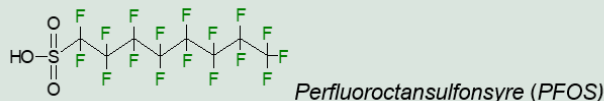
Den følgende beskrivelse af PFAS bygger, hvis andet ikke er nævnt, på PFAS-begrænsningsforslaget.

Ikke-polymere PFAS

Der anvendes til forskellige formål en lang række forskellige ikke-polymere PFAS, som adskiller sig på de funktionelle grupper (sulfonsyrer, carboxylsyrer, alkoholer, acrylater, mm.), længden af kulstofkæderne og antallet af perfluorerede kulstofatomer. De ikke-polymere PFAS kan inddeles i:

- Perfluoralkylstoffer med en kæde af kulstofatomer, hvor alle brintatomer er erstattet af fluor.
- Fluortelomerer og andre polyfluoralkylstoffer, hvor der ikke sidder fluoratomer på alle kulstofatomer, men hvor stofferne stadig indeholder en del, hvor kulstofkæden er perfluoreret.

Perfluoralkylstoffer. En vigtig gruppe af perfluoralkylstofferne er perfluoralkylsyrer (PFAA), hvoraf de vigtigste grupper er perfluoralkyl-carboxylsyrer (PFCA) og perfluoralkyl-sulfonsyrer (PFSA). Eksempel på en perfluoralkyl-sulfonsyre med 8 perfluorerede C-atomer (PFOS) er vist nedenfor. Perfluoralkylstoffer med andre funktionelle grupper, såsom perfluoralkan-sulfonamider (FASA, hvoraf PFOSA indgår i PFAS₂₂, som omtales nedenfor) kan transformeres til PFAA ved substitution af de funktionelle grupper og dermed fungere som forstadier for PFAA. Perfluoralkylsyrer anvendes kun i meget begrænset omfang i færdige produkter, og deres forekomst i affald og perkolat vil langt overvejende være et resultat af transformation af andre PFAS eller ikke-reagerede rester fra fremstilling af andre PFAS.

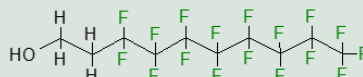


Det skal bemærkes, at stoffernes kemiske navne er baseret på længden af kulstofkæden og ikke længden af kulstof-atomer med C-F bindinger. Eksempelvis angives PFOA og PFOS som octa- (C8, med 8 kulstoffer i kæden), men PFOA har kun 7 perfluorerede C-atomer, hvor PFOS har 8.

Fluortelomerer og andre polyfluoralkylstoffer. Den vigtigste gruppe af polyfluoralkylstofferne udgøres af fluortelomerer. Fluortelomerer anvendes hovedsageligt til dannelse af sidekæder i sidekæde-fluorerede polymerer og frigives ved nedbrydning af polymererne. De dannes desuden som mellemprodukter ved nedbrydningen af en række ikke-polymere forstadier. Ved navngivning af fluortelomerer bruges en notation, der først angiver længden af den perfluorerede kulstofkædekæde og efterfulgt af længden af kæden med ikke-substituerede hydrogenatomer (dvs. uden fluor). Nedenfor er vist 10:2 fluortelomer-fosfatmonoester (10:2 monoPAP) med 10 fuldt fluorerede kulstofatomer og 2 ikke-fluorsubstituerede atomer samt 8:2 fluortelomer-alkohol (8:2 FTOH). 6:2 fluortelomer sulfonat er den eneste polyfluorerede PFAS, der indgår i PFAS₂₂, som omtales senere.



10:2 monoPAP



8:2 FTOH

Perfluoralkylstofferne og den perfluorerede del af polyfluoralkylstofferne er meget stabile, hvilket betyder, at fluortelomerer og andre polyfluoralkylstoffer kan nedbrydes til PFAA gennem en række transformationer, som beskrives nedenfor.

Ultrakort-, kort- og langkædede PFAS

Der har traditionelt været skelnet mellem kort- og langkædede PFAS. I følge den traditionelle opdeling foreslået af OECD omfatter de to grupper følgende (OECD, 2013):

- Langkædede PFAS:
 - PFCA med 7 eller flere C-F bindinger
 - PFSA med 6 eller flere C-F bindinger
 - Stoffer, der har potentiale til at nedbrydes til langkædede PFCA og PFSA
- Kortkædede PFAS:
 - PFCA med mindre end 7 C-F bindinger
 - PFSA med mindre end 6 C-F bindinger

Den nylige rapport fra Videnstaskforce for PFAS-forurening (Baun et al., 2023) anvender en lidt anden opdeling, idet der introduceres en gruppe af ultra-korte PFAS, som i OECD's traditionelle opdeling er en delmængde af de kortkædede PFAS.

Det er her valgt at anvende opdelingen anvendt af Videnstaskforce for PFAS-forurening, som fremgår af tabel 6

TABEL 6. Oversigt over betegnelserne langkædet, kortkædet og ultra-kortkædet PFAS, som anvendes i denne rapport til at beskrive forskellige undergrupper af PFAS. Tabellen viser typiske eksempler på PFAS, der tilhører overgruppen af perfluorerede alkylsyre (PFAA). For forklaring af forkortelser henvises til Bilag 2. (Baseret på Baun et al., 2023)

PFAA undergrupper *	Langkædet ≥ 7 fluorerede kulstof atomer	Kortkædet 4-6 fluorerede kulstof atomer ***	Ultra-kortkædet 1-3 fluorerede kulstof atomer
Sulfonsyrer (PFSA)	PFOS, PFNS, PFDS, PFOSA, MeFOSE, EtFOSE, MeFOSA, MeFOSAA, SAmPAPS	PFBS, PFPrS, MePFBS	TFMS
Carboxylsyre (PFCA)	PFOA, PFNA, PFDA, 6:2/6:2 diPAPs, 8:2/8:2 diPAPs, 8:2 FTOH, 8:2 FTS	PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, 6:2 FTOH, 6:2 FTS	TFA**, PFPrA

* Angiver de grupper af PFAA, som stofferne enten tilhører eller kan nedbrydes til. **Angives i original tabel som TFAA.

*** PFHxS, med 6 perfluorerede kulstofatomer henregnes normalt til de langkædede PFAS og bliver også det i nærværende rapport.

De ultra-korte PFAS med 1-3 C-F bindinger indgår ikke i de traditionelle analysepakker for PFAS, og når der i litteraturen refereres til resultater af summen af de kortkædede PFAS vil de ultra-korte i praksis ikke indgå. Den korteste af PFCA, TFA (trifluoreddikesyre) måles ofte for sig selv, og har et specifikt drikkevandskriterium (Lassen et al., 2024).

Betegnelserne kort- og langkædede anvendes også om sidekæde-fluorerede polymerer med henholdsvis kort- og langkædede sidekæder.

Opdelingen i kort- og langkædede PFAS udspringer af forskelle i stoffernes miljø- og sundhedsmæssige egenskaber. I nærværende undersøgelse vil opdelingen anvendes ved beskrivelsen af stoffernes egenskaber; eksempelvis i relation til mobilitet eller affinitet for forskellige absorbenter.

Der er op gennem 00'erne sket et skifte i anvendelsen fra langkædede til kortkædede PFAS. De store globale producenter af PFAS forpligtede sig i 2006 til at reducere produktionen af langkædede PFAS med 95% inden 2010 og helt udfase produktion i 2015. Dette afspejler sig i sammensætningen af PFAS, der ender i deponier, selvom der for en de fleste anvendelser vil være en betydelig forsinkelse grundet produkternes/materialernes levetid.

Ioniske (polære) versus neutrale (ikke-polære) PFAS

Baseret på deres funktionelle grupper defineres PFAS som ioniske eller neutrale:

- Perfluor-alkylsyre (PFAA) og en række forstadier som eksempelvis n:2 FTSA (n:2 fluortelomer-carboxylsyre⁶) er ioniske. De ioniske PFAS er mindre flygtige og har en højere vandopløselighed end de neutrale PFAS. Der skelnes mellem tre typer af ioniske PFAS: anioniske (negativt ladede), kationiske (positivt ladede) og zwitterioniske (negativt og positivt ladede). PFAA og de fleste af de mest undersøgte ikke-polymere PFAS er anioniske, mens enkelte grupper, som eksempelvis perfluor-alkylaminer og fluortelomer-sulfonamid-aminer, er kationiske. Ladningen har betydning for stoffernes mobilitet i affaldsdeponier.
- Neutrale PFAS som FTOH (fluortelomer-alkoholer), FASA (perfluoralkan-sulfonamider) og FASE⁷ (perfluoralkan-sulfonamidoethanoler) er flygtige og vil have en tendens til at ende i gasfasen.

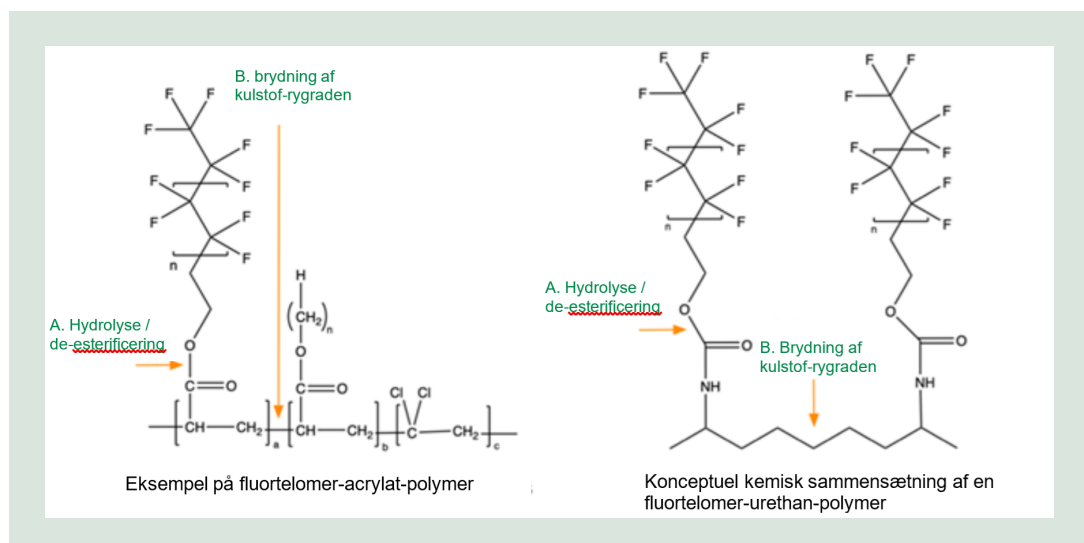
Sidekæde-fluorerede PFAS

En meget stor andel af PFAS i produkter består af sidekædede-fluorerede polymerer. Disse anvendes typisk til overfladebehandling eksempelvis af tæpper, beklædningsgenstande, byggematerialer og papir/pap. De mest anvendte sidekædede-fluorerede polymerer består af en kulstofrygrad med forskellige polyfluorerede sidekæder (telomerer). Der skelnes mellem polymerer med en rygrad af acrylater, ethoxylater, oxetaner og urethaner (OECD, 2022a). Ved nedbrydning af bindingerne mellem polymererne og sidekæderne kan sidekæderne frigives; typisk som telomere PFAS (f.eks. FTOH), som yderligere kan nedbrydes til PFAA. De faktisk fremstillede polymerer er ofte komplekse strukturer med forskellige typer af sidekæder, og kæder af forskellig kædelængde, for at opnå de ønskede egenskaber. Eksempler på to typer af telomer-baserede sidekæde-fluorerede polymerer fremgår af figur 10. Polymeren vist til venstre i figuren har en fluortelomer-sidekæde for at gøre overfladen vand- og smudsafvisende, og en ikke-fluoreret alkylacrylat til at danne en blød film på overfladen. Det skal bemærkes, at disse polymerer inden påføring har en kædelængde, hvor de ikke er faste materialer, men væsker. Når polymererne påføres f.eks. på overfladen af udendørs tekstiler,

⁶ n angiver at der kan være et varierende antal af perfluorerede kulstofatomer.

⁷ Forkortelserne FASA og FASE anvendes her i overensstemmelse med anvendelsen i PFAS begrænsningsforslaget, i andre sammenhænge anvendes forkortelserne for specifikke stoffer.

danner de et todimensionelt netværk gennem tværbinding, hvorfra sidekæderne stikker ud som en slags fimrehår i molekylestørrelse. I figuren er to forskellige nedbrydningsveje illustreret: i det ene tilfælde brydes bindingen mellem kulstof-rygraden og telomeren, mens der i det andet tilfælde sker et brud på kulstofrygraden, hvorved der dannes kortere stykker af polymeren.

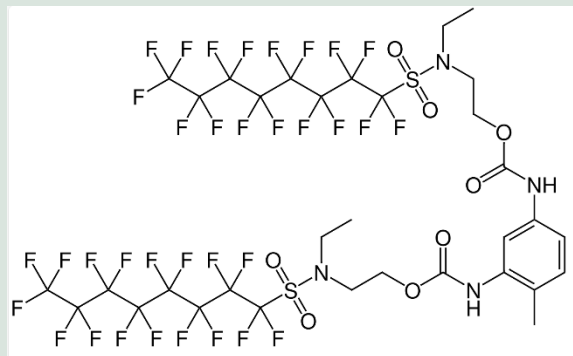


FIGUR 10. Polymer struktur af fluortelomer-acrylate-polymer og fluortelomer-urethan-polymer (gengivet fra OECD, 2022a).

Der er meget begrænset viden om de faktiske polymerer anvendt, da disse polymerer ikke er omfattet af væsentlige dele af registreringskravene under REACH. I følge OECD (2022a) udgjorde fluortelomerer 79-85% af polymeren i følge ét patent og 40-75% i et andet patent. For hvert ton anvendt kan der således frigives i størrelsen 400-850 kg fluortelomerer.

Ud over telomer-baserede sidekædede-fluorerede polymerer, som vist ovenfor, og som mængdemæssigt er de vigtigste, er der polymerer med sidekæder baseret på perfluoralkan-sulfonylfluorid (PASF) derivater, perfluoralkanoyl fluorid (PACF) derivater og perfluorpolyethere (PFPE) derivater (OECD, 2022a).

Undersøgelser af sidekædede-fluorerede polymerer ved affalds- og spildevandsbehandling har især omfattet sidekædede-fluorerede polymerer baseret på perfluoralkan-sulfonylfluorid (PASF) af mærket Scotchgard™ (sammenfattet i Lassen et al., 2024). Indtil 2002 var disse baseret på perfluoroctanesulfonyl fluoride (POSF), med PFOS som endeligt nedbrydningsprodukt (OECD, 2022a). Efter 2002 har Scotchgard™ produkterne været baseret på kortere-kædede PASF med hovedsageligt PFBS som endeligt nedbrydningsprodukt.



FIGUR 11. Scotchgard™ pre-2002 bestandsdel (Frederiksson et al., 2022).

De kommercielle produkter indeholder væsentlige mængder (op til 5 vægt-%) af ikke-polymere PFAS, som kan bestå af ikke-reagerede udgangsmaterialer, urenheder, nedbrydningsprodukter og reaktions-biprodukter (OECD, 2022a).

Der anvendes forskellige typer af sidekæde-fluorerede polymerer til forskellige formål.

Til tæpper, beklædningsgenstande og pap anvendes i høj grad polymerer baseret på acrylat og urethan polymerer; både telomer- og PASF-baserede polymerer. Til overfladebehandling af byggematerialer og metal anvendes i høj grad silan/siloxan-baserede sidekæde-fluorerede polymerer, hvor rygraden er en vekslende kæde af ilt og silicium atomer (OECD, 2022a).

Den endelige polymerisering sker i forbindelse med anvendelse af produkterne på overfladerne af materialerne og sammensætningen af de anvendte imprægneringsmidler (som er blandinger af enkeltstoffer, oligomerer⁸ og polymerer) er således anderledes end sammensætningen af den dannede overfladefilm (bl.a. Miljøstyrelsen, 2016). Ved dannelse af sidekæde-fluorerede polymerer til pap/pair er det beskrevet, at blandingen typisk indeholder 3–20 strukturelt forskellige molekyler, som let resulterer i mere end 100 forskellige polyfluorerede stoffer (sammenfattet i Trier et al., 2017). Hertil kommer et muligt indhold af ikke-reageret FTOH og PFAA-urenheder (Trier et al., 2017). Noget lignende er formentlig tilfældet med sidekæde-fluorerede polymerer til andre formål.

Fluoropolymerer

Fluorpolymere er en gruppe af plast kendetegnet ved deres stærke kulstof-fluor (C-F) bindinger, som gør dem meget varmestabile. Den bedst kendte, som udgør mere end halvdelen af markedet for fluorpolymere, er PTFE (polytetrafluorethylen, også kendt som Teflon®). Andre, mindre anvendte fluorpolymere er PVDF (polyvinylidenfluorid), FEP (fluoreret ethylen-propylen) og FKM (fluorelastomer). Fluorpolymererne anvendes til en lang række tekniske formål og indgår også i forbrugerprodukter eksempelvis til belægning af slip-let pander og som Goretex® membraner i udendørstøj. Fluorpolymererne kan indeholde små mængder af ikke-polymere PFAS, som ikke-reagerede udgangsstoffer eller hjælpestoffer; mest kendt er restindholdet af PFOA i slip-let pander og andre produkter med PTFE.

⁸ Oligomerer består af en mindre kæde af ens enheder.

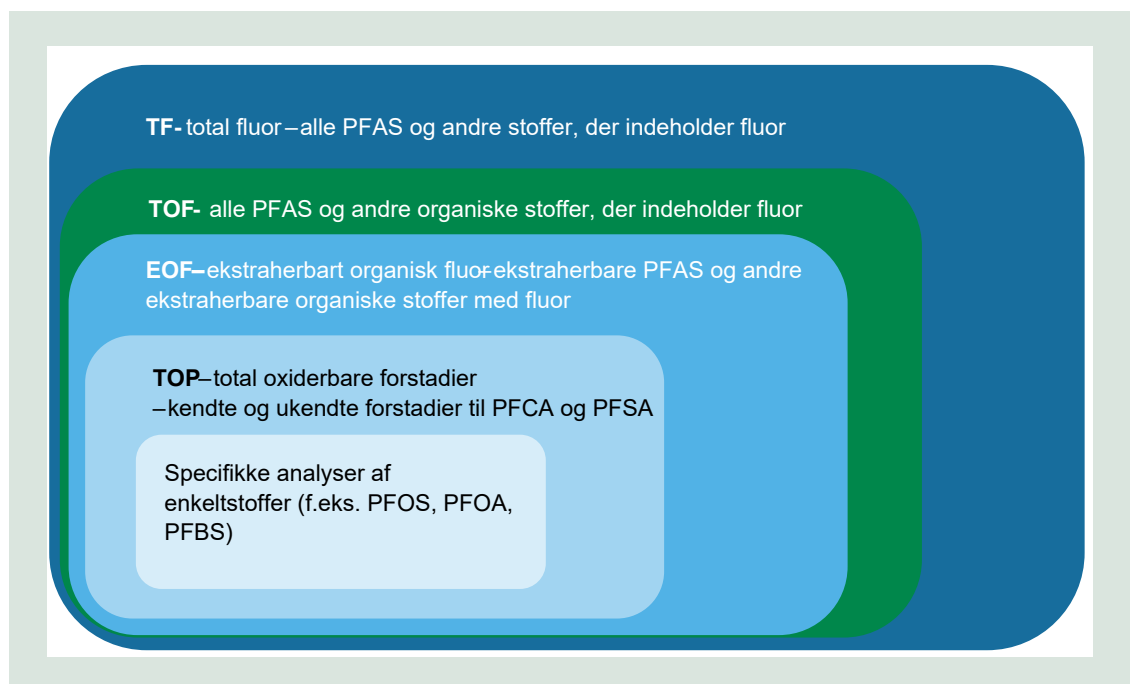
Andre polymere PFAS

Der findes en række andre polymere PFAS, hvoraf de mest anvendte er perfluorpolyethere (PFPE), som er en type syntetisk flydende smøremidler, der primært anvendes i specifikke industrielle sektorer.

4.1.2 Kvantificeringsmetoder for PFAS i affald og perkolat

Der anvendes en række metoder til kvantificering af PFAS i forskellige medier. De kan overordnet inddeles i kvantificeringsmetoder baseret på analyser af specifikke indholdsstoffer (Engelsk: target analyses) og ikke-specifikke kvantificeringsmetoder, som sigter mod at opnå større viden om det samlede indhold af PFAS. Detaljer om metodernes anvendelse i forskellige medier og kvantificeringsgrænser er beskrevet i PFAS håndbogen udgivet af Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (2022).

Nedenstående figur illustrerer, hvilke delmængder af det totale indhold af PFAS, som er omfattet af de forskellige analysemetoder. Ved undersøgelser af PFAS i produkter vil analyser af total-fluor (TF) kunne indikere det potentielle totale indhold af PFAS, hvis der er kendskab til at produkterne ikke indeholder andre væsentlige fluor-kilder, eksempelvis ved at sammenligne med tilsvarende produkter uden PFAS. Ved analyser af PFAS i affald eller perkolat er total-fluor analyser vanskeligere at fortolke, fordi der kan være mange andre kilder til fluor.



FIGUR 12. Oversigt over, hvad de mest almindelige analysemetoder dækker

Kvantificeringsmetoder baseret på analyser af specifikke PFAS

Analyser af specifikke PFAS udføres på danske laboratorier typisk med væskechromatografi med tandem massespektrometri (LC-MS/MS). Kvantificeringsgrænserne varierer for de enkelte PFAS og er afhængig af det undersøgte medie.

Danske målinger af PFAS i affald, perkolat og eluat fra udvaskningstest, som omtales i denne undersøgelse, er typisk angivet som en sum af 4 PFAS (PFAS₄) og en sum af 22 PFAS (PFAS₂₂), som anvendes i relation til kvalitetskriterier for drikkevand, grundvand, jord og spildevandsslam. Nye danske vejledende vandkvalitetskriterier for vandmiljøet anvender en anden metode, idet grænseværdien angives som en sum af 24 PFAS (PFAS₂₄), hvor hvert stof er ganget med en relativ potensfaktor (RPS) der angiver stofferne toksicitet i relation til

toksiciteten af PFOA (Miljøstyrelsen, 2024b). Stofferne, som indgår i de tre summer, er angivet i tabel 6. Som det fremgår, indgår der i den nye PFAS₂₄ flere forstadier til PFCA, end der indgår i PFAS₂₂. Tre af stofferne indgår i gruppen af PFECA (perfluorether carboxylsyre). Da potensfaktorerne for de langkædede PFAA er langt højere end potensfaktorerne for forstadierne, vil indholdet af forstadier dog, medmindre de forekommer i meget høje koncentrationer, kun bidrage meget lidt til summen. Da RPF for de langkædede PFAS, som indgår i PFAS₄, er langt højere end RPF for de kortkædede (eksempelvis 2 for PFOS (C8) og 0,0001 for PFBS (C4)) vil der når der sammenlignes mellem kilder være langt større sammenhæng mellem PFAS₄ og PFAS₂₄ end mellem PFAS₂₂ og PFAS₂₄. Dette beskrives nærmere i relation til PFAS i perkolat i afsnit 3.4.5.

TABEL 7. PFAS, som indgår i PFAS₄, PFAS₂₂ og PFAS₂₄.

Forkortelse	Gruppe	Kædelængde	PFAS ₄	PFAS ₂₂	PFAS ₂₄	Relativ potens faktor (RPF) for PFAS ₂₄
PFBA	PFCA	C4		X	X	0.05
PFPeA		C5		X	X	0.01 ≤ RPF ≤ 0.05
PFHxA		C6		X	X	0.01
PFHpA		C7		X	X	0.01 ≤ RPF ≤ 1
PFOA		C8	X	X	X	1
PFNA		C9	X	X	X	10
PFDA		C10		X	X	4 ≤ RPF ≤ 10
PFUnDA		C11		X	X	4
PFDoDA		C12		X	X	3
PFTTrDA		C13		X	X	0.3 ≤ RPF ≤ 3
PTFEDA		C14			X	0.3
PFHxDA		C16			X	0.02
PFODA		C18			X	0.02
PFBS	PFSA	C4		X	X	0.001
PFPeS		C5		X	X	0.001 ≤ RPF ≤ 0.6
PFHxS		C6	X	X	X	0.6
PFHpS		C7		X	X	0.6 ≤ RPF ≤ 2
PFOS		C8	X	X	X	2
PFNS		C9		X		
PFDS		C10		X	X	2
PFUnDS		C11		X		
PFDoS		C12		X		
PFTTrS		C13		X		
PFOSA	FASA	C8		X		
6:2 FTS	n:2 FTSA	C6		X		
6:2 FTOH	n:2 FTOH	C6			X	0.01
8:2 FTOH	n:2 FTOH	C8			X	0.04
HFPO-DA (GenX)	PFECA	C6			X	0.06
ADONA	PFECA	*			X	0.03
C6O4	PFECA	**			X	0.06

I denne rapport er der for analyser af PFAS grupperet i henhold til eksisterende lovgivning anvendt følgende betegnelser for summer af PFAS: PFAS₄, PFAS₂₂ og PFAS₂₄. For andre summer af specifikt målte PFAS er der anvendt betegnelsen $\sum$ [antal] PFAS f.eks. $\sum 99$ PFAS.

Ikke-specifikke kvantificeringsmetoder

Brugen af forskellige analytiske tilgange til at studere PFAS stammer fra det faktum, at der er over 10.000 kendte PFAS-forbindelser, men at selv de mest avancerede laboratorier kun kan kvantitativt analysere omkring 125 af disse forbindelser. Der er i de senere år derfor udviklet flere metoder, som sigter mod at analysere en større del af PFAS i prøver uden at kvantificere alle enkeltstofferne. De mest almindeligst anvendte teknikker er Ekstraherbar Organisk Fluor (EOF), Total Oxiderbare Perfluoralkyl Forstadier (TOP) og screening for stoffer, som ikke indgår i de gængse specifikke analyser (Eng: Suspect screening). Følgende bygger på PFAS håndbogen og erfaring med metoderne hos IVL Svenska Miljöinstitutet.

Ekstraherbar Organisk Fluor (EOF). Måling af Ekstraherbar Organisk Fluor (EOF) har til formål at kvantificere det samlede indhold af organisk bundet fluor. Prøven ekstraheres med et opløsningsmiddel, og ekstraktet oprenses for uorganisk fluor, inddampes og analyseres for organisk bundet fluor. Metoden har visse begrænsninger da den kun måler indhold af PFAS, som kan ekstraheres med det anvendte opløsningsmiddel. Typisk anvender denne analyse forbrændings-ion-kromatografi (CIC), som gør det muligt at estimere indholdet af fluor og det er afgørende for resultatet, at forbehandlingen af prøven sikrer, at det kun er de organiske fluorforbindelser, der analyseres på. Sidekæde-fluorerede polymerer og andre polymere PFAS vil typisk ikke kunne opløses, og er derfor ikke omfattet af analysen. Derudover er ekstraktions-genvinding kritisk, da metoden ikke anvender fluorholdige standarder til at estimere genvinding, hvilket fører til potentiel usikkerhed i resultaterne.

Total Organisk Fluor (TOF). Metoden anvendes til at bestemme det totale indhold af organisk bundet fluor, herunder fluor stammende fra alle PFAS-forbindelser inklusive forstadier (Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (2022)). Faststofprøver, f.eks. jord, analyseres direkte ved CIC efter uorganisk fluor er fjernet fra prøven ved en udvaskning. Metoden kan kun anvendes til faste matricer (Eurofins citeret af Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (2022)).

Total Oxiderbare Forstadier (TOP). Analyser af det totale indhold af forstadier til PFAA har til formål at få et kvantitativt mål for indhold forstadier og dermed potentialet for dannelse af PFAA. Ved metoden omdannes forstadier til PFAA ved en oxidation til PFAA, som efterfølgende analyseres med specifikke analyser med LC-MS/MS. Metoden anvendes i Danmark bl.a. til undersøgelser af forurenet grundvand. Denne metode har dog begrænsninger: Ikke alle PFAS-forbindelser kan oxideres fuldt ud, og det er forfatterne af denne undersøgelses erfaring med metoden, at et højt organisk indhold i prøver kan forstyrre analysen. Tilstedeværelsen af organisk materiale kan forbruge oxidationsmidlerne, hvilket reducerer effektiviteten af oxidationen af PFAS-forstadiene. For at imødegå dette foregår der en stadig udvikling af TOP-metoden til anvendelse på tværs af forskellige prøvematricer.

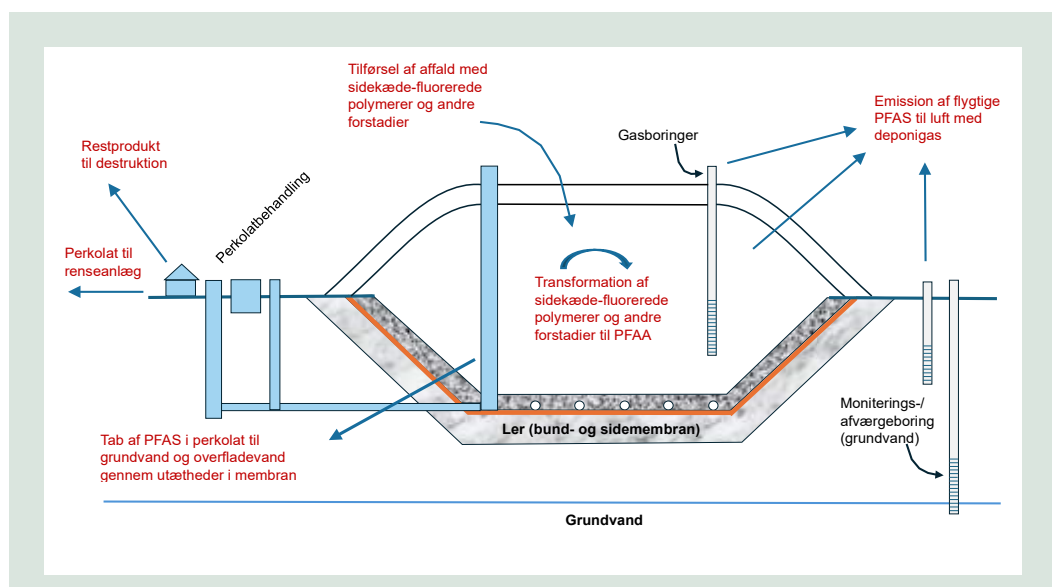
Suspect screening. "Suspect screening" er en målrettet analytisk tilgang, der bruges til at påvise og identificere PFAS-forbindelser, der ikke indgår i rutine-analysemetoder, men som mistænkes for at være til stede baseret på forudgående viden. Prøven analyseres ved hjælp af HRMS (høj-opløsnings-massespektrometri). De målte massespektre sammenlignes med oplysninger i en database over potentielle PFAS-forbindelser, og forbindelserne identificeres baseret på matching baseret på strukturel information og nøjagtig masse. Hvis der opstår et match, markeres forbindelsen som en formodet PFAS, men yderligere bekræftelse (f.eks. ved hjælp af referencestandarder) er normalt nødvendig. Metoden er afhængig af adgang til en database og er begrænset til de stoffer, som der er omfattet af databasen. Metoden giver ikke kvantitative mål for koncentrationen af stofferne, men kan for de stoffer, for hvilke der findes analysestandarder, suppleres med efterfølgende kvantitative analyser. Metoden bruges primært i forskningsmæssige sammenhænge (beskrivelse baseret på erfaring hos IVL).

4.2 Skæbne af PFAS i deponeringsanlæg

Skæbnen af PFAS i deponeringsanlæg vil afhænge af strukturen af de enkelte stoffer og stofklasser, både hvad angår funktionelle grupper og kædelængde. I affaldsdepoterne vil der langsomt ske en omdannelse af de PFAS, som var til stede i affaldet, da det blev deponeret, og der vil løbende ske en fraførsel med perkolat og deponigas.

Skæbnen af PFAS i deponeringsanlæg vil overordnet set være en funktion af transformation af PFAS-forbindelserne, som er til stede i affaldet og fordelingen af de enkelte PFAS-forbindelser mellem de forskellige faser (fast stof, perkolat og gas) i anlægget.

De potentielle spredningsveje for PFAS i et deponeringsanlæg er illustreret i nedenstående figur.



FIGUR 13. Skematisk oversigt over deponeringsanlæg med angivelse af de potentielle spredningsveje for PFAS.

4.2.1 Transformation af PFAS i deponeringsanlæg

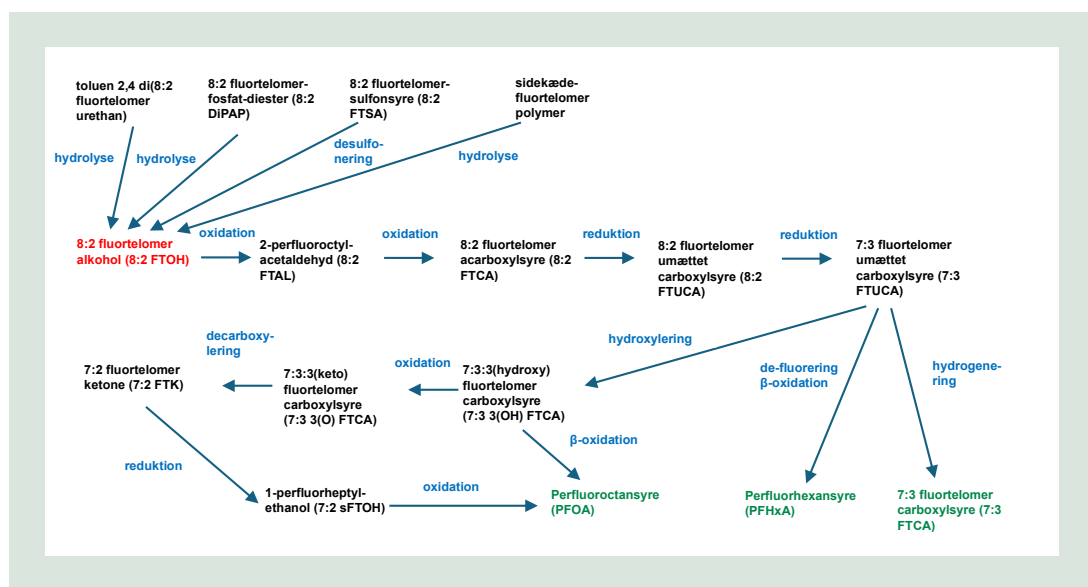
Alle PFAS-forbindelser indeholder i henhold til definitionen ét eller flere perfluorerede C-atomer. Den stærke C-F-binding gør perfluoralkylkæden ekstremt modstandsdygtig over for varme, UV-stråling og kemiske påvirkninger. Overordnet sker der i deponeringsanlæg en transformation af forstadier til de endelige nedbrydningsprodukter, som er perfluoralkylsyrer (PFAA). I følge PFAS-begrænsningsforslaget er halveringstiden af PFAA i miljøet årtier eller århundreder, men der angives ikke mere konkrete halveringstider. UNEP (2016) angiver, at i det akvatiske miljø er halveringstiden for PFOA bestemt til mere end 92 år og med den mest sandsynlige værdi på 235 år. Det angives videre, at PFOA i tests har været ikke-bionedbrydelig, og at det grundet den høje grad af persistens ikke har været muligt at beregne halveringstider for jord og sediment (UNEP, 2016). Der vil her regnes med, at der ikke sker en nedbrydning af PFAA i deponeringsanlæg inden for en tidshorisont af hundreder af år, og der vil derfor regnes med, at den mængde, der ikke fraføres med perkolat og luft-udslip, vil blive tilbage i deponeringsanlægget.

I affaldsdeponier vil der ske en transformation af PFAS i affaldet ved en kombination af abiotiske processer (oxidation, termisk nedbrydning, mm.) og bionedbrydning, som foregår under såvel aerobe (med ilt tilstede) som anaerobe forhold (uden ilt til stede). Den overordnede proces ved transformationen er, at de ikke-perfluorerede dele af molekylerne

omdannes til oxiderede molekyler såsom CO₂, mens den perfluorerede kæde bliver tilbage. Der sker dog i begrænset omfang også en transformation af de perfluorerede kæder til kortere kæder.

Eksempel – nedbrydningsveje via 8:2 FTOH. Da der kan indgå hundredvis af forskellige PFAS-forbindelser i affaldet og dannes mange mellemprodukter ad forskellige nedbrydningsveje, er det overordentligt komplekst at beskrive processerne. Et eksempel på nedbrydningsveje, som har 8:2 FTOH som mellemprodukt i transformationen er vist i figur 14. Eksemplet vedrører nedbrydning af stofferne i miljøet, men tilsvarende nedbrydningsveje må forventes at foregå i affaldsdeponier. Hvilke nedbrydningsveje og slutprodukter, der er de væsentligste, vil dog afhænge af en række fysiske og kemiske forhold og være forskellige under aerobe og anaerobe forhold.

Initialt sker der en transformation af både telomer-baserede sidekæde-fluorerede polymerer og ikke-polymere forstadier til 8:2 FTOH ved enten hydrolyse eller desulfonering. Som det beskrives senere i afsnit 3.2.2, vil 8:2 FTOH, som er flygtig, kunne afgives med deponigas, men der vil også ske en videre transformation gennem en række trin, der ultimativt kan ende med dannelsen af PFOA eller PFHxA. Under visse forhold vil 7:3 fluortelomer-carboxylat (7:3 FTCA) i praksis også optræde som slutprodukt. Selvom den perfluorerede kæde er ekstremt modstandsdygtigt viser undersøgelser, at der til en vis grad kan ske en defluorering, så der dannes slutprodukter med en kortere perfluoreret kæde – i det viste tilfælde dannes der således både PFOA (C₈) og PFHxA (C₆). De dannede PFAA vil ikke transformeres yderligere til kortere-kædede PFAA.



FIGUR 14. Nedbrydelsesveje for stoffer med 8:2 FTOH som mellemprodukt (baseret på Evich et al., 2022).

PFAS restriktionsforlaget illustrerer transformationen af 6:2 FTOH i aerobe miljøer til de tre perfluorerede carboxylsyrer PFBA (C₄), PFPeA (C₅) og PFHxA (C₆). Et mellemprodukt ved nedbrydningen er 5:3 FTCA (5:3 fluortelomer-carboxylat); analogt med dannelsen af 7:3 FTCA i ovenstående figur. Flere nyere amerikanske undersøgelser indikerer, at denne nedbrydningsvej er meget betydende i amerikanske lossepladser, som modtager blandet affald. Capozzi et al. (2023) refererer flere undersøgelser, der finder, at 5:3 FTCA er den dominerende PFAS i perkolat fra lossepladser og foreslår, at dette indikerer, at tæpper og tekstiler imprægneret med sidekæde-fluorerede polymerer er de dominerende kilder til PFAS i

affaldet. Ligeledes fandt Saha et al. (2024), at 5:3 FTCA sammen med PFBA var de dominerende PFAS-forbindelser i den organiske fraktion i en række undersøgte lossepladser.

I en undersøgelse af perkolat fra et dansk deponeringsanlæg, som omtales nærmere i afsnit 3.4.5 udgjorde $\Sigma n:3$ FTCA (3:3 FTCA, 5:3 FTCA og 7:3 FTCA) i perkolat fra 9 enheder kun mellem 2 og 15% af $\Sigma 61$ PFAS (Hjelmar og Hyks, 2025). Dette kan skyldes, at $n:3$ FTCA ikke ophobes på samme måde, fordi der ikke i samme omfang er anaerobe forhold i deponeringsanlæggene, der ikke modtager husholdningsaffald, men kan også indikere, at der er andre kilder til PFAS i affaldet.

Nedbrydning af 6:2 FTS. 6:2 Fluortelomer sulfonat (6:2 FTS) indgår i PFAS₂₂ og optræder i perkolat fra deponeringsanlæg. De vigtigste kilder til 6:2 FTS i forurenede grunde er forstadier til 6:2 FTS i brandslukningsskum, men der er andre anvendelser af forstadier til 6:2 FTS og ingen sikker viden om kilder til forstadier til stoffet i affald. Ved transformationen af 6:2 FTS sker der både en desulfonering og defluorering (Wang et al., 2011). I overensstemmelse med dette antager ECHA (2023a), at den endelige transformation fører til såvel PFBA, PFPeA og PFHxA. Dette illustrerer, ligesom eksemplet med nedbrydningsveje via 8:2 FTOH i figur 14, at det er overordentligt vanskeligt at sige noget om kilder til PFAS i affaldet ud fra analyser af PFAS i perkolatet.

Betydningen af bionedbrydning. Betydningen af bionedbrydning for transformationen af PFAS er blevet demonstreret af Allred et al. (2015), der sammenlignede dannelsen af PFAS ved omsætning af husholdningsaffald i forsøgsreaktorer i laboratorieskale, som opererede under henholdsvis biologisk aktive og abiotiske forhold. I reaktorerne med biologisk aktive forhold, der simulerede det anaerobe (methanogene) stadie, som udvikler sig i lossepladser for husholdningsaffald, dannedes der ca. 15 gange mere PFAS i perkolatet end i de abiotiske reaktorer, hvilket i følge forfatterne indikerede, at der var biologiske processer involveret i omdannelsen. Koncentrationer af kendte mellemprodukter, herunder methylperfluorbutan-sulfonamid-eddikesyre og $n:2$ - og $n:3$ fluortelomer-carboxylater, steg støt efter indtræden af det anaerobe stadie. Mellemprodukterne 6:2 FTCA og 5:3 FTCA var således de PFAS, der optrådte i de højeste koncentrationer i de biologisk aktive reaktorer. Sammensætningen af PFAS i perkolat fra de biologisk aktive reaktorer svarede i store træk til sammensætningen af PFAS i perkolat fra to undersøgte lossepladser for husholdningsaffald. Som det omtales senere, har befugtning af affaldet stor indflydelse på den mikrobiologiske aktivitet i affaldet og dermed for dannelse af ikke-polymere PFAS, som kan ende i perkolatet.

En undersøgelse af nedbrydningen af PFAS-behandlede tæpper og beklædning i forsøgsreaktorer fandt, at frigivelsen af PFAS til perkolat fra tæpper var større i biologisk aktive reaktorer sammenlignet med abiotiske reaktorer (Lang et al., 2015). For beklædning var frigivelse mere afhængig af prøvens heterogenitet end tilstedeværelsen af biologisk aktivitet, men det skal nævnes, at der ikke indgik outdoor beklædning eller anden beklædning, der typisk indeholder PFAS, i undersøgelsen. I biologisk aktive reaktorer med tæpper blev 5:3 FTCA og PFHxA fundet i de højeste koncentrationer. Frigivelsen af PFAS fra reaktorerne med beklædningsvar var domineret af PFOA, med relativt lave koncentrationer af FTCA. Det potentielle indhold af perfluorerede sidekæder blev ikke målt og resultaterne viser derfor ikke, hvor stor en andel af det potentielle indhold, der blev afgivet i løbet af de 552 dage forsøget varede.

Omdannelsen af forstadier til PFAA i lossepladser er illustreret i en amerikansk undersøgelse ved at sammenligne perkolat fra renovationsbiler med perkolat fra lossepladser som modtager den samme type affald (Liu et al., 2021). I perkolat fra lossepladser udgjorde PFAA 86% af $\Sigma 51$ PFAS, mens $\Sigma 24$ PFAA-forstadier kun bidrog til 14% af $\Sigma 51$ PFAS. Til sammenligning udgjorde $\Sigma 24$ PFAA-forstadier 70 % og 56 % af $\Sigma 51$ PFAS i perkolat fra renovationsbiler med henholdsvis erhvervs- og husholdningsaffald.

Sammenligning med andre stoffer. PFAS er karakteristiske ved, at de forbindelser, der måles for i perkolat, forekommer på en anden form i affaldet og dannes ved transformation af forstadier i affaldet. For de fleste andre miljøfarlige forurenende stoffer vil der for de stoffer, der traditionelt måles i perkolat, være en sammenhæng mellem stoffernes forekomst i produkter, i affald og i perkolat. For enkelte stoffer, eksempelvis nedbrydning af nonylphenol-ethoxylater til nonylphenol, er der dog en lignende problemstilling. Ud over det unikke i transformationen af forstadier, er PFAS også særlige ved at optræde bundet til polymerer, hvor der over en lang årrække sker en langsom frigivelse af ikke-polymere forstadier. Den eneste tilsvarende anvendelse, som forfatterne af nærværende rapport har kendskab til, er brugen af polymere bromerede flammehæmmere, som i de senere år har haft en stigende anvendelse (ECHA, 2023b). Disse kan ved nedbrydning frigive ikke-polymere bromerede forbindelser (Koch et al., 2019), men der er ikke fundet data, der tyder på, at de frigivne forbindelser vil være identiske med de bromerede flammehæmmere, der analyseres for i perkolat.

Betydningen af fysisk/kemiske forhold.

Der findes begrænset viden om betydningen af fysisk/kemiske parametre for nedbrydningsveje og hastighed af transformationen i affaldsdeponier.

Væske/faststofforhold (L/S). Der er mange undersøgelser, der peger på, at biologisk aktivitet har en væsentlig betydning for hastigheden af transformationen af PFAS i deponeringsanlæg. Da vandindholdet i det deponerede affald har væsentlig betydning for den biologiske aktivitet, må en mindskelse af vandgennemstrømningen af et deponeringsanlæg forventes alt andet lige at mindske transformationen af PFAS i affaldet. En undersøgelse af 18 lossepladser i USA viste, at indholdet af $\Sigma 19$ PFAS i perkolat var betydeligt højere i områder med høj årlig nedbør sammenlignet med tørre lokaliteter (Lang et al., 2017). Der ses således både en øgning af perkolatmængden og en øgning af koncentrationen. Om det samme gør sig gældende, hvis den tilførte vandmængde øges i forhold til det nuværende niveau i danske deponeringsanlæg, er ikke klart, men en bedre fordeling af den gennemstrømmende vand, så tørre områder i affald undgås, må forventes at have en betydning for den biologiske aktivitet.

Temperatur. Øgede temperaturer (inden for det temperaturområde, der vil kunne findes i deponeringsanlæg) øger generelt hastigheden af kemiske transformationer og biologiske nedbrydningsprocesser. Tolaymat et al. (2023) noterer, at temperaturen vil kunne have en indflydelse på hastighed og transformationsveje for PFAS. Der er ved litteraturgennemgangen ikke fundet detaljerede oplysninger om temperaturens betydning for transformationsvejene, som kan bruges til at estimere den kvantitative betydning af at øge temperaturen i det deponerede affald.

Iltforhold. Transformation af PFAS-forbindelser er påvist at finde sted under såvel aerobe som anaerobe forhold i deponeringsanlæg (Tolaymat et al., 2023). I følge en nylig litteraturgennemgang om forskelle mellem aerobe og anaerob nedbrydning af PFAS vil nedbrydningseffektivitet, transformationsveje og mikrobielle mekanismer være forskellige for henh. aerob og anaerob nedbrydning (Niu et al., 2024). Gennemgangen kvantificerer ikke forskellen i hastighed mellem aerobe og anaerobe forhold, men nævner, at nedbrydningen generelt er hurtigere under aerobe forhold, men at der er undtagelser. Evich et al. (2022) refererer, at den anaerobe biotransformation af 6:2 og 8:2 FTOH var væsentligt langsommere (henholdsvis 30 og 145 dage) sammenlignet med biotransformation under aerobe forhold (henholdsvis <7 og 2-7 dage), hvilket kan fremme øgede niveauer af telomersyrer (f.eks. 5:3 FTCA) i lossepladser, fordi disse syrer som tidligere nævnt vil kunne eksistere som terminalprodukter under anaerobe forhold.

pH. I følge Hamid et al. (2018) er der adskillige undersøgelser, der har rapporteret øget mobilitet af PFAA-forbindelser med stigende pH, som muligvis skyldes ændret elektrostatiske adfærd af sorbenter. Denne observation er konsistent med undersøgelser af adsorptionen af

PFOS og PFOA til forskellige adsorbenter, som indikerede nedsat adsorption med stigende opløsnings-pH på grund af protonering af adsorbentens overflade, hvilket førte til færre positive steder på adsorbenten (Hamid et al., 2018).

Totalt organisk kulstof. Der er i undersøgelser fundet, at total organisk kulstof (TOC) er svagt korreleret med PFAA-koncentration i perkolat (Hamid et al., 2017).

Skæbne af sidekæde-fluorerede PFAS i affaldsdeponier

Den overordnede proces for sidekæde-fluorerede polymerer er, at der fra disse polymerer (og i et vist omfang fra gruppen af andre polymere PFAS) vil afspaltes ikke-polymere PFAS (typisk PFAS-telomerer), der, som omtalt ovenfor, kan fungere som forstadier for perfluoralkylsyre (PFAA), som i efterfølgende trin vil kunne omdannes til PFAA. Som omtalt i afsnit 3.1.1 vil der dels ske en hydrolyse af esterbindingen mellem kulstof- eller siloxan-rygraden og de polyfluorerede sidekæder, dels ske brud på rygraden, hvorved der dannes kortere stykker af polymeren.

Der findes begrænset viden om den langsigtede skæbne af PFAS i deponeringsanlæg, men viden om stoffernes skæbne i miljøet indikerer, at der vil være meget lange tidshorisonter for såvel sidekæde-fluorerede polymerer som fluorpolymerer. En udredning om emnet fra OECD (2022a) angiver, at der i undersøgelser er fundet meget varierende halveringstider fra mindre end 1 år, til årtier, til omkring et århundrede, til over tusind år. Det angives, at de store forskelle rapporteret til et vist omfang skyldes dårligt forsøgsdesign og fejl. OECD (2022a) konkluderer, at sidekæde-fluorerede polymerer generelt vil nedbrydes under miljøforhold med halveringstider, der ofte falder omkring et århundrede eller mindre, og dermed tjene som en langsigtet kilde til ikke-polymere PFAS i miljøet og biota. Generelt synes nedbrydningstiden for siloxan-baserede sidekæde-fluorerede polymerer at være væsentlig kortere end for acrylat- eller urethan-baserede polymerer.

Udredningen omtaler ikke specifikt halveringstider af sidekæde-fluorerede polymerer i lossepladser og deponeringsanlæg. Som udgangspunkt må det dog forventes, at hydrolyse af bindingen mellem polymeren og sidekæderne, også i deponeringsanlæg vil være meget langsom og med halveringstider der svarer til dem, som er fundet i miljøet.

I følge udredningen er der reelle forskelle i halveringstiderne, som hænger sammen med polymerkædens længde, overfladeareal af partikler, substrat, pH, temperatur og fugtighed (OECD, 2022a). For nærværende undersøgelse vil halveringstidens afhængighed af vandindhold (fugtighed), iltforhold, og pH i særlig grad kunne være relevant.

Vandindhold. Der ses generelt længere halveringstider af sidekæde-fluorerede polymerer, når mediet er tørt, end hvis det er fugtigt (OECD, 2022a).

Iltforhold. Nedbrydningen af sidekæde-fluorerede polymerer er påvist at være hurtigere under aerobe end under anaerobe forhold.

pH. Der ses generelt kortere halveringstider af sidekæde-fluorerede polymerer med stigende pH over en pH på 8 (OECD, 2022a). Washington et al. (2015a) har vist, at halveringstiden af kommercielle sidekæde-fluorerede polymerer i vand var ti gange kortere ved pH 10 end ved pH 7, som i følge forfatterne indikerer, at polymererne kan nedbrydes ved OH⁻-medieret hydrolyse. I en anden undersøgelse estimerede Washington og Jenkins (2015b) halveringstider på 55-89 år ved neutral hydrolyse under abiotiske forhold ved en pH på ca. 7. Ved pH på 10 overtog OH⁻-medieret hydrolyse og ved pH 12 kunne halveringstiden estimeres til ca. 0,7 år. I pH intervallet fra 5 – 8 sås ingen større ændringer.

Undersøgelser af frigivelse fra produkter. Undersøgelser af afgivelse af PFAS fra produkter i brug kan give en indikation på, hvad der umiddelbart og på kort sigt kan afgives fra sidekæde-fluorerede polymerer i deponeringsanlæg. Eschauzier og Knepper (2013) undersøgte potentialet for afgivelse af PFAS fra to kommercielle imprægneringsmidler til tøj. I undersøgelsen oxiderede man polymererne, så forbindelsen mellem de PFAS-baserede sidekæder og polymerens rygrad af kulstofatomer blev brudt. Herved var det muligt at se, hvor store mængder PFAS, der potentielt kunne frigives fra imprægneringsmidlerne i forbindelse med nedbrydning. Der sås en meget markant stigning i koncentrationen af en række PFAS i ekstraktionsvæsken (methanol) efter oxidationen. Koncentrationen af de tre perfluoralkylcarboxylsyrer PFBA (C4), PFPeA (C5), og PFHxA (C6) steg således 5.000-10.000 gange efter oxidation.

En undersøgelse af PFAS i børnetøj for Miljøstyrelsen, hvor PFAS blev ekstraheret fra produkterne med ethanol, viste, at indholdet af total-fluor i prøverne (hvoraf ingen omfattende Gore-Tex membran, som er en fluorpolymer) i gennemsnit var 1.600 gange større end den samlede vægt af ikke-polymere PFAS ekstraheret fra produkterne (Lassen et al., 2015). Det estimeredes samtidig, at hvis alt fluor i polymererne på længere sigt kan frigives som PFAS ved nedbrydning af de PFAS-holdige imprægneringsmidler, vil der således være et potentiale for frigivelse af PFAS, der er ca. 2.500 gange større end den samlede mængde af ekstraherbare PFAS. Sammenligninger med oplysninger i litteraturen om fluor-indhold i PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler pr. m² behandlet tekstil understøttede undersøgelsens antagelser om, at det målte total-fluor i prøverne stammede fra overfladebehandlingsmidlerne og ikke fra andre fluorkilder.

De sidekæde-fluorerede polymerer er generelt ikke vandopløselige og vil formentlig i perkolat kun kunne forekomme som små partikler. Fredriksson et al. (2020) undersøgte et pilotstudieforekomsten af sidekæde-fluorerede polymerer fra ScotchgardTM-produkter i perkolat og fandt, at det samlede bidrag af disse polymerer til det samlede PFAS-indhold i perkolatet var ubetydeligt (videre omtalt i afsnit 3.4.3).

Betydningen af nedbrydningen af substraterne. Hastigheden, hvormed sidekæde-fluorerede polymerer nedbrydes, vil også afhænge af nedbrydningen af det substrat, hvorpå polymererne er hæftet (fx. tekstil), idet nedbrydningen af substratet resulterer i en større overflade, hvor polymererne kan nedbrydes. Man må således regne med, at nedbrydningen er hurtigere eksempelvis på læder eller bomuldstekstiler end på syntetiske tekstiler eller sten.

Skæbne af fluorpolymerer i affaldsdeponier

Fluorpolymerer, så som PTFE, er faste plastmaterialer, som er meget stabile over for kemisk og termisk nedbrydning og antages ikke at nedbrydes til ikke-polymere PFAS under de betingelser, der findes i deponeringsanlæg. Nedbrydning af fluorpolymerer, hvorved der potentielt kan dannes gasformige PFAS kræver temperaturer over 300 °C. Fluorpolymerer kan indeholde små mængder ureagerede reaktanter eller hjælpestoffer fra produktionen (eksempelvis PFOA i ældre PTFE og GenX i nyere), som kan migrere fra polymeren. Disse må forventes at følge de samme transformationsveje som andre ikke-polymere PFAS.

I følge en redegørelse fra US EPA (2024) vil fluorpolymerer i et vist omfang kunne neddeles til mikroplast, hvilket øger muligheden for spredning og biotilgængelighed. Fluoreret mikroplast er i følge redegørelsen blevet målt i lossepladisperkolat (He et al., 2019 citeret i US EPA, 2024), men hovedparten af fluorpolymerer forventes at blive tilbageholdt i meget lang tid, fordi UV-stråling og deraf følgende oxidation i lossepladser er ubetydelig, og de fysiske processer, der fører til slid og udvikling af mikroplast, forventes at være relativt begrænsede i lossepladser. Problemstillinger i relation til dannelse af mikroplast er mere knyttet til brugsfasen (Lassen et al., 2024).

Betydning af, at stofferne er bundet i en matrix

De ikke-polymere PFAS i produkter, der bortskaffes til deponeringsanlæg, er i vidt omfang indlejret i en matrix af polymerer. Ikke-polymere PFAS anvendes i begrænset omfang som tilsætningsstof til plast (bl.a. som flammehæmmer), men PFAS har været almindeligt anvendt i maling. I malinger anvendes PFAS som overfladeaktivt stof og vil i den færdige maling være indlejret i selve malingsfilmen. Frigivelse af stofferne til perkolat må forventes at ske dels ved migration af stofferne til overfladen af malingsfilmen, dels ved nedbrydning af polymererne i malingen. Der er ikke fundet oplysninger om tidsperspektivet i frigivelsen af stofferne fra polymererne i deponeringsanlæg. Undersøgelser af migration af PFAS fra plastbeholdere til indeholdte fødevarer har vist, at der sker en vis migration af PFAS-stofferne ud af plastbeholderne (Whitehead og Pearslee, 2023), men det er ikke på basis af resultaterne muligt at sige noget om, hvor hurtig denne proces vil være. En tilsvarende migration vil formentlig finde sted i malingsfilm, dog er de PFAS, som er rapporteret anvendt i maling relativt store molekyler.

En undersøgelse for Miljøstyrelsen af malings miljøbelastning angiver, at biotisk nedbrydning af polymererne i miljøet kræver, at mikroorganismer får adgang til polymerkæden og initierer en enzym-katalyseret hydrolyse, der medfører, at polymerkæden spaltes (Poulsen et al., 2002). Det angives endvidere, at *"Generelt må polymerbinderne betegnes som persistente, og kun eventuelle restmonomerer og små polymermolekyler i polymerbinderne kan nedbrydes biologisk inden for et kortere tidsrum efter udledning til miljøet eller ved behandling i renseanlæg. Det skal bemærkes, at polymererne på grund af deres langsomme nedbrydelighed må forventes at kunne ophobes i miljøet."* (Poulsen et al., 2002).

4.2.2 Fordeling af PFAS mellem gasfasen, perkolat og fast stof

Der er en række forhold, som har betydning for fordelingen af PFAS mellem gasfasen, perkolat og fast stof i affaldsdeponier. I den følgende beskrivelse sondres der mellem iboende egenskaber af de enkelte stoffer og fysisk/kemiske forhold i affaldsdeponier.

Iboende egenskaber af de enkelte stoffer

De iboende egenskaber som vandopløselighed, flygtighed, adsorption til organisk stof og stoffernes syre-base egenskaber har betydning for, hvordan de enkelte stoffer fordeler sig mellem faserne og dermed også for sammensætningen af PFAS i perkolat og luftemissioner. En række parametre af betydning for fordelingen mellem faser er for udvalgte PFAS-forbindelser angivet i tabel 7, som er baseret på PFAS-begrænsningsforslaget (ECHA, 2023a). Værdierne er her angivet for at give en oversigt over de vigtigste tendenser. Værdier for flere stoffer kan findes i begrænsningsforslaget og i PFAS håndbogen fra Regionernes Videntcenter for Miljø og Ressourcer (2022). For detaljer vedrørende, hvordan værdierne er bestemt og usikkerheder, henvises til begrænsningsforslaget.

De ioniske (polære) PFAS som PFCA, PFSA og fluortelomerer er overfladeaktive stoffer, idet der for enden af fluorkæden sidder en delvist vandopløselig (hydrofil) funktionel gruppe som f.eks. en carboxylsyre eller en sulfonsyre. Den fluorerede del af molekylerne er både vand- og fedtafvisende (hydro- og lipofob), og stofferne vil typisk samles ved grænseflader, f.eks. mellem vand og luft eller vand og fedt. De sidekæde-fluorerede polymerer er karakteristiske ved at være både vand- og fedtafvisende og det er først ved hydrolyse af bindingen mellem sidekæderne og polymer ryggraden, at der vil dannes ioniske hydrofile nedbrydningsprodukter.

Stoffernes vandopløselighed. Som det fremgår af tabel 7, er der en klar forskel i vandopløseligheden mellem de ioniske og neutrale PFAS. For PFCA og PFSA ses en overordnet tendens til lavere opløselighed med øget kædelængde (ECHA, 2023a), men nogle af de kortest-kædede (C4) har relativt lav opløselighed og følger tilsyneladende ikke den generelle tendens.

Stoffernes flygtighed. De neutrale PFAS som FTOH har generelt et langt højere damptryk end de ioniske, som det også fremgår af tabel 7 for udvalgte af stoffer. For de ioniske PFAS falder damptrykket generelt med længere kædelængde. Den korteste PFCA, trifluoreddikesyre (TFA) har et højt damptryk på niveau med de neutrale PFAS, men er samtidig, i modsætning til de neutrale PFAS, fuldt opløseligt i vand og vil derfor ikke udvise samme flygtighed som de neutrale PFAS.

Stoffernes fordelingskoefficient mellem organisk stof og vand, K_{OC} . Stoffernes tendens til fordeling mellem organisk stof og vand er udtrykt med fordelingskoefficienten K_{OC} . Jo større $\log K_{OC}$ er, jo mere vil forbindelserne have en tendens til at adsorbere til organisk stof. I følge PFAS-begrænsningsforslaget ses generelt en lineær sammenhæng mellem kædelængden og $\log K_{OC}$ -værdien, men det bemærkes i rapporten, at for forbindelser med kortere kædelængde er adsorptionen i høj grad bestemt af den funktionelle gruppe, og der ses ikke et systematisk mønster (ECHA, 2023a). Neutrale PFAS er mere tilbøjelige til at adsorbere til organisk stof eller fordele sig til gasfasen end de ioniske PFAS.

Stoffernes syre-base egenskaber. Stoffernes syre-base egenskaber er udtrykt med syre-dissociationskonstanten, pK_a . Med hensyn til elektrostatiske interaktioner er der en markant forskel mellem de neutrale og ioniske PFAS. PFCA, PFSA og PFPA (perfluoralkyl-fosforsyrer) har lave pK_a -værdier, og er derfor næsten fuldstændigt dissocierede ved miljørelevante pH -værdier og har derfor en negativt ladet hovedgruppe. I modsætning hertil har de neutrale PFAS meget høje pK_a -værdier.

Mobilitet. Stoffernes mobilitet i vand er en funktion af flere af ovenstående parametre. Generelt kan stoffer med en moderat til høj opløselighed i vand kombineret med et lavt adsorptionspotentiale anses for at have en høj mobilitet i det vandige miljø (ECHA, 2023a). I miljøet har sådanne stoffer en tendens til at forblive i vandfasen i stedet for at binde sig til organisk materiale og sedimenter og samme mekanismer må forventes i deponeringsanlæg. Generelt anses de kortkædede PFAS for at være mere mobile end de langkædede inden for samme gruppe af stoffer (ECHA, 2023a). Men den ikke-fluorerede del af molekylerne har også en væsentlig effekt på mobiliteten. Nedbrydning af de ikke-fluorerede dele i PFAS-forstadierne fører ofte til dannelse af mellemprodukter og ultimative nedbrydningsprodukter med øget mobilitet i vand og/eller luft (ECHA, 2023a).

TABEL 8. Parametre af betydning for fordelingen af de enkelte PFAS mellem fast stof, perkolat og gasfasen (baseret på ECHA, 2023a)*.

PFAS	Kædelængde	Vandopløselighed (g/L) **	Damptryk (Pa) **	$\log K_{OC}$	pK_a
Ioniske					
TFA	C2	1.000 (20°C)	12.400 (20°C)	0,44	0,05
PFBA	C4	0,8	1.300	1,77	0,32– 0,42
PFHxA	C6	15,7	264	1,63 – 2,35	-0,16
PFOA	C8	9,5	4,2	2,06	0,5
PFDA	C10	5,14	3,1-100	2,76	<1,6
PFDODA	C12	0,014	1.25	n.a.	0,52
PFEtS	C2	17,04	36,3	1,02	-3,86
PFBS	C4	≥1,00 (20°C)	7,0 (20°C)	2,34	-3,57
PFHxS	C6	2,3	58,9	3,68	-3,45
PFOS	C8	7,5	0,27	n.a.	-3,27
PFDS	C10	0,42	n.a.	n.a.	-3,26
PFDODS	C12	0,026	n.a.	n.a.	-3,26

PFAS	Kædelængde	Vandopløselighed (g/L) **	Damptryk (Pa) **	Log K _{oc}	pKa
Neutrale					
4:2 FTHO	C4	1,1	1.720	2,7	14,3
6:2 FTOH	C6	0,058	50.900	4,1	14,8
8:2 FTOH	C8	0,003	22.700	5,4	14,3
10:2 FTOH	C10	0,17	2.770	5,2	14,3

* Se ECHA (2023a) for detaljer vedrørende bestemmelsen af værdierne og usikkerheder. Værdier angivet med intervaller er angivet sådan i ECHA (2023a); for værdier angivet med sikkerhedsintervaller er kun middelværdi angivet her. **Ved 25 °C, hvis andet ikke er angivet. n.d. Ingen tilgængelige data

Fysisk/kemiske forhold i affaldsdeponiet

Væske-/faststofforhold (L/S). Væske-/faststofforhold (L/S) i affaldet har indflydelse på udvaskningen af de forskellige typer af PFAS. Der er ikke fundet specifikke oplysninger vedrørende udvaskning fra deponeret affald. I følge PFAS Håndbogen indikerer erfaring fra NIRAS-Sverige, at de kortkædede PFAS-forbindelser udvaskes fra jord allerede ved L/S (væske/fast stof forhold) på 0,2, mens udvaskning af PFOS fortsættes ved L/S 10, som indikerer, at udvaskning kan forventes at fortsætte i mere end 100 år (Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (2022)).

Indhold af organisk stof. Der er ikke fundet specifikke oplysninger om deponeringsanlæg, men i følge PFAS håndbogen vil højt TOC (totalt organisk indhold) i jord binde PFAS (Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (2022)). Det samme må formodes at være tilfældet i deponeret affald.

Ilthforhold. Allred et al. (2015) observerede i et deponerings-simulatorstudie en stigning i koncentrationen af længere-kædede PFCA og PFSA i perkolatet, når bionedbrydningen nåede det methanogene stadium.

pH. I jord påvirkes adsorptionen af PFAS til partikler af jordens pH og jordopløsningens ionstyrke (ECHA, 2023a) og det samme er formentlig tilfældet i deponeringsanlæg. Undersøgelser viser, at Log K_{oc} (og dermed adsorptionen) er faldende ved øget pH og øget indhold af organisk stof.

4.2.3 Afgivelse af PFAS til luft

Deponigas er er samlebetegnelse for den sammensætning af gasser, der dannes under nedbrydning af organisk materiale indeholdt i deponeringsanlæg. Hovedkomponenterne i deponigas udgøres normalt af metan (CH₄) og kuldioxid (CO₂). Gennem hele deponiets aktive periode vil der forekomme variationer i gasemissionen, som er resultatet af biologiske, kemiske og fysiske processer i deponiet. Sammensætningen og omfanget af gasemissionerne vil afhænge af en række faktorer som bl.a. affaldets sammensætning og alder, deponiets fysiske udformning samt, måden hvorpå deponiet bliver drevet, både under og efter affaldsdeponeringen har fundet sted (Kjeldsen og Scheutz, 2015).

Udenlandske undersøgelser peger på, at mængderne af PFAS, der afgives til luft fra deponeringsanlæg, kan være betydelige. Der er ikke fundet undersøgelser af afgivelse af PFAS til luft fra danske deponeringsanlæg. Da dette potentielt kan være en betydelig spredningvej for udledninger af PFAS fra deponeringsanlæg til miljøet, vil der i det følgende gives en detaljeret gennemgang af den tilgængelige viden om disse emissioner.

Der er grundlæggende to veje, hvorpå PFAS kan afgives til luft fra deponeringsanlæg: 1) fordampning og efterfølgende emission med deponigas og 2) afgivelse af aerosoler med PFAS (Li et al., 2023).

Der er som nævnt ikke fundet undersøgelser af afgivelse til luft fra danske deponeringsanlæg, men PFAS massestrømsanalysen estimerer, baseret på ekstrapolation af resultater fra flere udenlandske undersøgelser, at mængden, der udledes til luft, meget vel kan være i samme størrelsesorden som mængden, der fraledes med perkolat (Lassen et al., 2024). De udenlandske undersøgelser omfatter bl.a. deponier, som modtager blandet husholdningsaffald, og man skal derfor være forsigtig med at overføre erfaringerne til Danmark, da dette affald indeholder produkter med PFAS, som ikke ender på deponi i Danmark. En væsentlig kilde til PFAS i blandet husholdningsaffald kan være tøj og sko, der er behandlet med sidekæde-fluorerede polymerer, og der bliver i Danmark bortskaffet langt større mængder PFAS til forbrændingsanlæg end til deponeringsanlæg (Lassen et al., 2024).

Dannelsesmekanisme

Som det er illustreret i afsnit 3.2.1, er dannelsen af FTOH et central skridt ved transformationen af såvel sidekæde-fluorerede polymerer som ikke-polymere udgangsstoffer i affaldet. En del af den dannede FTOH vil transformeres videre til andre PFAS, men en del vil ende i gasfasen og kunne afgives med deponigas. Andre flygtige PFAS, der er påvist i gasfasen, så som FASE (perfluoralkan-sulfonamidoethanoler), FASA (perfluoralkyl-sulphonamider) og FTA (fluortelomer-acrylat), er typisk også mellemprodukter ved transformationen af udgangsstofferne.

Omfanget af dannelsen

Den tilgængelige litteratur om emission af flygtige PFAS fra deponeringsanlæg og lossepladser vedrører overvejende lossepladser for husholdningsaffald (Eng: Municipal solid waste, som kan omfatte mere end "husholdningsaffald"), som ikke vil blive deponeret på danske deponeringsanlæg. Husholdningsaffald er karakteristisk ved at indeholde mere organisk affald end de affaldstyper der hovedsageligt deponeres i Danmark, som omtales yderligere længere nede i dette afsnit.

De tidligste undersøgelser af PFAS i luften over deponeringsanlæg blev rapporteret af Ahrens et al. (2009) i 2009. I luften over to canadiske lossepladser med opsamling af gas blev der fundet koncentrationer af $\Sigma 18$ PFAS, som var 5-10 gange højere (2.780-26.430 pg/m³) end i luften over referencesteder (597-1.600 pg/m³). FTOH var den dominerende PFAS-klasse i luften over lossepladserne, med 8:2 FTOH som det dominerende enkeltstof (1.290-17.380 pg/m³). Baseret på en enkel spredningsmodel beregnedes emissionen af $\Sigma 18$ PFAS til luft over de to lossepladser til henh. 0,1 og 1,0 kg/år.

Tilsvarende resultater er rapporteret af Weinberg et al. (2011) i undersøgelser af to lossepladser i Tyskland. Den samlede koncentration af $\Sigma 16$ neutrale PFAS varierede fra 84 til 126 pg/m³ over en lukket losseplads, hvor der på et referencested (5 km vest for lossepladsen) blev målt 42-80 pg/m³. Den lukkede losseplads var dækket af en plastmembran, jord og plantedække. Over en losseplads, der stadig modtog affald, blev der målt 134 til 706 pg/m³ mod 54-284 pg/m³ over et referencested (5 km vest for lossepladsen). Over den lukkede losseplads udgjorde FTOH den største andel (>75%), fulgt af FASE/FTAC (ca. 6% hver) og FASA (5%). På den aktive losseplads udgjorde FTOH over 92% af de neutrale PFAS. Ioniske PFAS blev fundet i partikler i luften over lossepladserne med en koncentration af $\Sigma 9$ ioniske PFAS varierende fra 6 til 42 pg/m³. PFBA var den dominerende ioniske PFAS og udgjorde i gennemsnit 59% af de 9 ioniske PFAS, fulgt af PFHxA (16%), PFOS (11%) og PFOA (9%). For de partikelbundne PFAS var der dog ikke signifikant forskel mellem koncentrationen i luften over lossepladserne og referencesteder, mens koncentrationen af de flygtige PFAS var 1,5 - 3 gange højere over lossepladserne.

Der er en række nyere undersøgelser fra USA, der viser betydningen af udslip af PFAS fra deponeringsanlæg via deponigas (Lin et al, 2022; Titaley et al., 2023; Smallwood et al., 2023; Chen et al., 2023).

En nyere amerikansk undersøgelse af skæbnen af PFAS i deponeringsanlæg for husholdningsaffald konkluderer på basis af en række studier, at mængden, der udledes via luft, er i størrelsen halvdelen af den mængde, der fraledes via perkolat (Tolaymat et al., 2023).

En helt ny amerikansk undersøgelse af tre lossepladser med husholdningsaffald i Florida når frem til, at mængden af PFAS, som fraføres lossepladsen med deponigas, er af samme størrelse eller større end mængden, der fraledes med perkolat (Lin et al., 2024).

Undersøgelsen bygger på målinger af 27 neutrale PFAS i deponigas og 93 polære PFAS i perkolat. Af de 27 målte neutrale PFAS blev 13 forbindelser målt i koncentrationer over kvantifikationsgrænsen. Som i andre undersøgelser var FTOH de dominerende PFAS i gassen og udgjorde 87–97% af den totale mængde af neutrale PFAS. Ud over FTOH blev der fundet stoffer tilhørende stofgrupperne fluortelomer-olefiner (FTO), sekundær FTOH (sFTOH), fluortelomer-acetat (FTOAc), og fluortelomer-methylacrylat (FTMAc).

PFAS i kondensat. I det omfang den dannede gas opfanges og renses vil en del af PFAS ende i kondensatet. Chen et al. (2023) fandt i en undersøgelse af 39 lossepladser i Florida gennemsnitlige PFAS koncentrationer i gas-kondensat på 7,0 µg/L, som var af samme størrelse som koncentrationen i perkolat fra lossepladser til husholdningsaffald. Mængden af dannede kondensat var imidlertid kun ca. 1% af mængden af perkolat. Det angives ikke, hvordan perkolat og kondensat blev videre behandlet. Smallwood et al. 2023 angiver, at kondensat typisk blandes med perkolat og behandles samlet, men angiver ikke, hvorledes perkolatet håndteres.

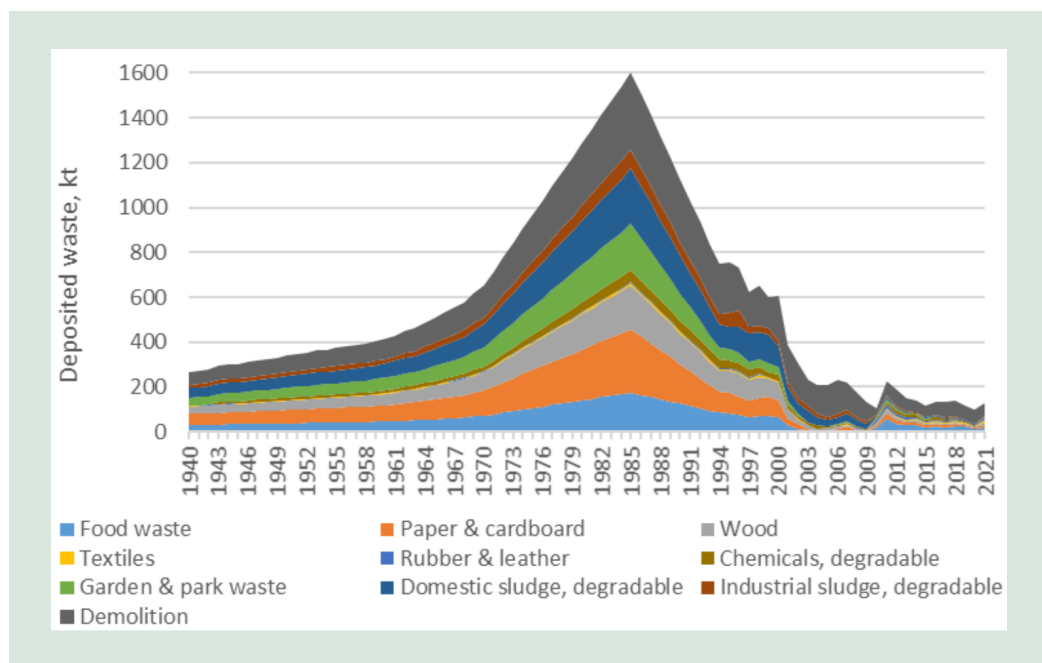
Dannelse af gas på danske deponeringsanlæg

De udenlandske undersøgelser vedrører hovedsageligt lossepladser for husholdningsaffald, som betyder, at der dels vil være et større indhold af organisk stof, dels kan være andre kilder til PFAS i affaldet. De amerikanske undersøgelser refereret ovenfor angiver, at PFAS i tekstiler, pap/papir og tæpper formodes at være de væsentligste kilder. I Danmark bliver disse affaldstyper i dag langt overvejende bortskaffet til forbrænding. Selvom indholdet af organisk stof i deponeringsegnet affald, som deponeres i dag, er begrænset, ses der stadig en betydelig dannelse af deponigas. Det er værd at bemærke, at organisk stof ikke nødvendigvis behøver at stamme fra husholdningsaffald, men at eksempelvis blød PVC typisk indeholder omkring 30% ftalater, som er bionedbrydelige (Mai et al., 1999).

I følge BEATE 2022 rapporten indvindes der gas på otte aktive anlæg, som alle udnytter gassen til energiproduktion (Viegand Maagøe, 2024). Hertil kommer indvinding på en række anlæg, som ikke længere er aktive. Kjeldsen og Scheutz (2016) angiver, at der i 2016 i alt var ca. 27 anlæg (inkl. aktive), der havde etableret gasudnyttelsessystemer bestående af et gasekstraktionssystem, som opsamler gassen og et energiudnyttelsessystem (ofte en gasmotor) med henblik på produktion af elektricitet og evt. varme.

Den danske opgørelse af emissioner af metan fra deponering af fast affald på land viser udviklingen fra 1990 til 2021 i mængde og sammensætning af affald deponeret, akkumuleret mængde af nedbrydeligt affald, årlig netto og brutto emission af metan (CH₄) og udvundet mængde af metan (Hjelgaard og Nielsen, 2023). Opgørelsen viser, hvordan der fra 1985 til 2003 sker en reduktion i mængden af nedbrydeligt affald, der deponeres, fra ca. 1.600 kt i 1985 til ca. 200 kt i 2003 (figur 15). I perioden 2003 til 2021 ses et yderligere fald til ca. 100 kt. Af en samlet mængde på 2.572 kt deponeret i 2021 udgjorde nedbrydeligt affald i følge opgørelsen kun ca. 4%. Det fremgår af afsnit 3.3.4 at den globale produktion af POSF steg fra ca. 400 t/år i 1970 til 4.600 t/år i 1989 og blev på dette niveau til 2001 (hvor kortkædede forbindelser tog over), mens den globale produktion af fluortelomerer steg fra 2.000 t/år i 1985 til 11.000 t/år i år 2000. Der har således været en stigende tendens i forbruget af PFAS, samtidigt med en faldende tendens i mængden af nedbrydeligt affald, der blev deponeret.

Mængden af nedbrydeligt affald, der blev deponeret, var i år 2000 dog stadig på 38% af mængden i 1985, hvor deponeringen af nedbrydeligt affald toppede.



FIGUR 15. Sammensætning af nedbrydeligt affald, som er deponeret i perioden 1940 til 2021 (baseret på Hjelgaard og Nielsen, 2023)

I forhold til potentialet for emission af PFAS og sammenligning med udenlandske forhold er det værd at bemærke, at den årlige bruttoproduktion af metan i 2021 kun var faldet til ca. 1/3 af niveauet i 1990 (tabel 9). Af den årlige bruttoproduktion på 19.8 kt i 2021 blev ca. 13% udvundet. Hvis emissionen af PFAS til luft er knyttet til produktionen af metan, er der således stadig et stort potentiale for emissioner, og det vil især være ældre enheder i efterbehandling, som kunne udgøre en væsentlig emissionskilde.

TABEL 9. Mængde affald deponeret, akkumuleret mængde af nedbrydeligt affald, årlig netto og brutto emission af metan (CH₄) og udvundet mængde af metan (baseret på Hjelgaard og Nielsen, 2023).

År	Mængde affald deponeret	Akkumuleret mængde af nedbrydeligt affald	Årlig brutto-emission	Årlig netto-emission efter oxidation	Udvundet metan
	kt	DDOCm Eq. *	kt CH ₄	kt CH ₄	kt CH ₄
1990	3.569	1.644	61.1	54.5	0.5
1995	2.200	1.574	56.8	44.3	7.6
2000	1.781	1.454	50.1	34.9	11.3
2005	1.095	1.192	39.2	26.3	10.0
2010	1.865	982	30.0	21.8	5.7
2015	2.425	846	25.1	19.5	3.4
2020	2.748	720	20.6	16.4	2.4
2021	2.572	702	19.8	15.5	2.6

*Mål for nedbrydeligt organisk kulstof.

4.3 Forekomst af PFAS i affald

I en stor del af de PFAS-holdige produkter, der ender (eller er endt) i affald til deponering i Danmark, vil PFAS forekomme i form af sidekæde-fluorerede polymerer (f.eks. midler til overfladebehandling af byggematerialer og tekstiler), i fluorpolymerer (fluorholdige plastmaterialer) eller som ikke-polymere PFAS (f.eks. i maling). De PFAS, der typisk monitoreres for, f.eks. med PFAS₂₂ og PFAS₄, som overvejende er perfluoralkylsyrer (PFAA'er), vil som udgangspunkt kun forekomme i produkterne i meget begrænset omfang.

Der er i det følgende skelnet mellem PFAS i produkter og PFAS i restprodukter fra affaldsforbrænding og slamforbrænding.

4.3.1 PFAS i produkter, som i dag ender i deponeringsanlæg

I det følgende afsnit gennemgås viden om PFAS i de produkter, som kan ende i deponeringsanlæg, baseret på viden fra litteraturen om forekomsten af PFAS i produkterne, når de tages i brug. Oversigten omfatter også produkter, som tidligere blev bortskaffet til deponeringsanlæg, og som kan forekomme i affaldet i anlæggene i dag. Dette følges op i næste afsnit med tilgængelige undersøgelser af PFAS i produkter, som kan ende i deponeringsanlæg, hvor viden om forekomsten af PFAS i produkterne bruges som baggrund for fortolkning af resultaterne.

En udredning om "Reduktion af efterbehandlingstid og miljøbelastning gennem negativlister og selektiv deponering" udarbejdet for Deponet indeholder en bruttoliste over affaldstyper, som i 2016 blev bortskaffet til deponi baseret på genbrugspladsernes anvisninger (Hjelmar et al., 2023b). Ved udarbejdelse af det følgende er der taget udgangspunkt i denne liste.

Shredderaffald

Shredderaffald består af rester fra fragmentering af biler, hårde hvidevarer, genbrugsmetal mm. Der er ikke kendskab til undersøgelser, der viser, hvor meget de forskellige affaldstyper bidrager til restfraktionen. En statusrapport fra Partnerskab for shredderaffald angiver, at biler efter sigende udgør 20% af de shreddede materialer (Hansen et al., 2013). Men materialer fra biler kan meget vel udgøre en større del af de 20% (restfraktionen), der deponeres som shredderaffald.

Køretøjer. PFAS anvendes til en lang række formål i køretøjer og en stor del af dette må forventes at ende i shredderaffald. I følge PFAS-begrænsningsforslaget anvendes PFAS i køretøjer (eller produktion af køretøjer) i form af fluorpolymerer, sidekæde-fluorerede polymerer, lav-molekylær C₆ telomerstoffer og andre ikke-polymere PFAS (ECHA, 2023a). Forbruget af fluorpolymerer på EU-plan til køretøjer er estimeret til 6.410-14.653 t/år i form af en række forskellige fluorpolymerer (plast og gummi) til en lang række formål. En del af fluorpolymererne må forventes at ende i shredderaffald og rester af ikke-polymere PFAS fra produktionen må forventes at kunne frigives fra polymererne. Sidekæde-fluorerede polymerer og "lav-molekylær C₆ telomerstoffer" (ikke nærmere beskrevet) anvendes til at imprægnere tekstiler (sæder, tæpper, mm) og "non-woven" tekstiler, som anvendes til støjdemping, mm. (ECHA, 2023a), Forbruget af sidekæde-fluorerede polymerer til formålet er ikke kendt, men det angives, at en enkelt interessent havde estimeret forbruget til 10-100 t/år på EU-plan (ECHA, 2023a). Forbruget på EU-plan af "lav-molekylær C₆ telomerstoffer" til initial behandling af tekniske tekstiler estimeres i begrænsningsforslaget til 100-1.000 t/år (uklart hvor meget til køretøjer). I relation til behandling af tekstiler vil telomerstoffer typisk anvendes som udgangsstoffer til at danne imprægneringer af sidekæde-fluorerede polymerer (American Chemistry Council, 2024) og bruges generelt ikke ureageret til at imprægnere tekstiler, så det må antages, at den angivne mængde ender som sidekæde-fluorerede polymerer. Tekstilerne anvendt i biler må forventes at ende i shredderaffald. Et Bilag XV anvendelsesbegrænsningsforslag for silan/siloxan-baserede sidekæde-fluorerede polymerer

angiver en anvendelse af disse polymerer til overfladebehandling af bilruder (Miljøstyrelsen, 2016). ECHA (2023a) estimerer forbruget af fluor-alkylsilaner til køretøjer er <1 t/år på EU plan. Bulson et al. (2023) sammenfatter, at de fleste omtaler af PFAS i biler i litteraturen vedrører fluorpolymerer og sidekæde-fluorerede polymerer. Af anvendelser (ud over fluorpolymerer) angives i overensstemmelse med ovenstående anti-dug belægninger på forruder og imprægnering af tekstiler. Ud over de PFAS, der måtte være i køretøjerne fra produktionen, er der også i nogen grad anvendt sprayimprægneringsmidler med PFAS til vedligeholdelse af bilinteriør og PFAS-holdigt voks til polering (Jensen et al., 2008). PFAS begrænsningsforslaget nævner desuden, at PFAS muligvis anvendes i hydraulikolier i køretøjer, men omfanget er ikke kendt (ECHA, 2023a).

Målinger af PFAS i perkolat fra celler, som specifikt indeholder shredderaffald, er generelt højere end gennemsnittet, som det fremgår af data fra tre deponeringsanlæg i afsnit 3.4.5. Langt den dominerende forbindelse er PFBS, som i perkolat fra 7 forskellige celler med shredderaffald i Glatved Behandlingsanlæg udgjorde fra 33 til 88% af PFAS₂₂ (se tabel 14). Tilsvarende viser resultater af analyser af shredderaffald i Norge de markant højeste værdier for PFBS (Ramböll og Fraunhofer, 2021). En undersøgelse af forbruget af PFBS og forstadier til PFBS i EU for Miljødirektoratet i Norge estimerede, at den største slutanvendelse for PFBS og forstadier var PFBS-baserede imprægneringsmidler (sidekæde-fluorerede polymerer) til tekstiler, læder, mm (Lassen et al., 2017). Dette udgjorde på EU plan en mængde svarende til 20-60 t/år af PFBS dele (Eng: moieties). Andre anvendelser, som kan tænkes i et vist omfang at kunne forekomme i shredderaffald, var metalbelægninger af chrom (1-10 t/år i EU) og som flammehæmmer i polycarbonat (2-20 t/år i EU). Der er ikke fundet oplysninger, som kunne indikere, hvor stor en del af forbruget til ovenstående anvendelser, der anvendes i biler. Anvendelse af PFOS til imprægnering af læder i biler blev udfaset i EU i 2002, hvor det blev erstattet af imprægneringsmidler med kortere kæder (ESWI 2011). Forbruget af PFOS til køretøjer før 2002 blev estimeret til 2,8 t/år på EU-plan (ESWI 2011). Der er ingen oplysninger om, hvor stor en del af de kortere-kædede alternativer, der er anvendt til køretøjer.

Hårde hvidevarer og andre elektriske produkter. Plastdele fra hårde hvidevarer og andre elektriske produkter vil også ende i shredderaffaldet. PFAS-begrænsningsforslaget beskriver anvendelser af PFAS i elektronik og halvledere. De mængdemæssigt vigtigste anvendelser udgøres af fluorpolymerer og PFAS-gasser. Af ikke-polymere anvendelser i de færdige produkter angives coating af elektroniske komponenter (PFHxA og en række andre stoffer nævnt), overfladebehandling af LCD skærme, organiske LED, brandbeskyttelsesmidler (i brandslukningssystemer), varmeoverførselsvæsker (typisk med ultra-korte perfluorerede dele) og smøremidler til harddiske (hovedsageligt polymere PFAS). Der er ingen oplysninger om, at større plastdele, f.eks. i hårde hvidevarer, skulle indeholde PFAS. Den samlede mængde af PFAA og forstadier anvendt i elektronik og halvlederindustrien er estimeret til 841-1.549 t/år på EU plan, heraf langt hovedparten (671-1.315 t/år) i ikke-polymere PFAA med 4 eller mere perfluorerede C-atomer (C_{≥4}), mens forbruget af sidekæde-fluorerede polymerer udgjorde 11-13 t/år. Hvor meget af dette, der kan ende i shredderaffald vides ikke, men hovedparten vil formentlig følge med elektronikaffald til genvinding.

Byggematerialer

I følge PFAS-begrænsningsforslaget anvendes PFAS i en lang række produkter/materialer til bygge- og anlægssektoren (ECHA, 2023a). Fluorpolymerer anvendes bl.a. til en række coatinger af eksempelvis visse tagplader og vandtætte membraner. Sidekæde-fluorerede polymerer anvendes til bl.a. fugemasser og lime, maling/lak, overfladebehandling af absorberende og ikke-absorberende overflader. Ikke-polymere PFAS anvendes ligeledes i maling/lak, fugemasser og lime og desuden som plastadditiv og til overfladebehandling af glas. ECHA (2023a) estimerer, at der på EU-plan i bygge- og anlægssektoren anvendes ca. 27 t/år sidekæde-fluorerede polymerer, 1.670 t/år ikke-polymere PFAS og 7.287 t/år fluorpolymerer (midtpunkt i de angivne intervaller). Det er ikke nærmere angivet, hvor stor

andel af den totale mængde, der bruges til de forskellige anvendelser og ikke angivet, hvor stor del af de ikke-polymere PFAS, der anvendes i produktionen af byggematerialer, men som ikke ender i de færdige produkter.

Der er fra de tre anlæg, som der i afsnit 3.4.5 er præsenteret målinger fra, ingen målinger af PFAS i perkolat fra celler, som specifikt indeholder bygningsaffald, men fra en celle med PCB-holdigt affald, som vil bestå af en blanding af forskellige byggematerialer, er der fundet koncentrationer som ligger lidt under gennemsnittet for anlægget.

Overfladeimprægnering af byggematerialer. Et Bilag XV anvendelsesbegrænsningsforslag udarbejdet af Miljøstyrelsen (2016) angiver, at silan/siloxan-baserede sidekæde-fluorerede polymerer anvendes til overfladeimprægnering af murværk, beton, gulvfliser, glasdøre til brusekabiner, keramiske fliser til køkkener, keramiske sanitetsartikler mm. Produktet anvendes både af professionelle og forbrugere. I følge forslaget var den samlede EU produktion/import af én af komponenterne i den type af produkter, som forslaget vedrørte, polyfluorooctyl triethoxysiloxan, i 2016 registreret at være på 10-100 t/år, mens der for en anden komponent, polyfluorooctyl trimethoxysiloxan, var registreret en EU produktion/import på 1-10 t/år (forslaget vedrørte anvendelse i spraydåser, som udgjorde 1/10 af forbruget). Det ville svare til et forbrug på 0,15 til 1,5 t/år i Danmark, hvis forbruget i Danmark svarede til forbruget i EU. Der er ingen viden om, hvilke andre tilsvarende produkter, der blev produceret og anvendt i EU. PFAS-begrænsningsforslaget (ECHA, 2023a) indeholder ikke detaljer vedrørende anvendelsen. Polyfluorooctyl-triethoxysilane (CAS nr. 51851-37-7) er stadig registreret under REACH med en import på 10-100 t/år, men der er i registreringen angivet en række anvendelser, som ikke er relaterede til byggematerialer. Stofferne anvendes ikke direkte til overfladeimprægnering, men anvendes som komponent i blandinger, som danner fluoralkylsilan polymerer, som ved anvendelse danner en todimensional polymerstruktur på overfladen af materialerne (Miljøstyrelsen, 2016). En del af overfladerne vil slides af over tid, men en væsentlig del må forventes stadig at være på materialerne, når de bortskaffes. Der var i Produktregistret i henh. 2008 og 2012 registreret et forbrug af en anden fluorsilan/-siloxan (CAS nr. 143372-54-7) på henholdsvis >1 og 0,6 t/år, men stoffet fremgår ikke specifikt af senere opgørelser (Nicolajsen og Tsitonaki, 2016) (kan være konfidentielt). Stoffet er registreret med en række anvendelser i bl.a. maling og gulvbelægningsmaterialer.

Den ovenfor omtalte undersøgelse af kilder til PFBS i miljøet estimerede, at der på EU plan anvendtes 5-10 tons PFBS i form af PFBS-baserede stoffer og polymerer til overfladebelægning af byggematerialer med hårde overflader (beton, sten, mm.) (Lassen et al., 2017).

Maling og lak. I følge PFAS-begrænsningsforslaget anvendes PFAS i maling både i form af sidekæde-fluorerede polymerer, ikke-polymere overfladeaktive stoffer og fluorpolymerer (ECHA, 2023a). I følge en undersøgelse for Miljøstyrelsen fra 2008 anvendtes PFAS som overfladeaktivt stof i maling i koncentrationer på 300 - 500 mg/kg maling (Jensen et al., 2008). Den samlede mængde PFAS i maling blev estimeret til 0.1-3.5 t/år i 2008. Det fremgår ikke, hvor meget af denne mængde, der anvendtes til behandling af materialer, som i dag vil kunne bortskaffes til deponi. Kortlægningen af brancher, der anvender PFAS har ingen specifik opgørelse af mængden af PFAS i malinger, der sælges i Danmark, men angiver, at der i produktregistret i gennemsnit er registreret et forbrug til produktion af maling på ca. 2 t/år (Nicolajsen og Tsitonaki, 2016). En undersøgelse af Tsitonakii et al. (2014) refererer producenter af maling for at koncentrationen af PFAS i malingen var på 0,01- 0,1 % (100-1.000 mg/kg). Det er uklart, hvor stor del af malingerne, der har indeholdt PFAS, men de tilgængelige oplysninger tyder på, at det kan have været udbredt. Jensen et al. (2008) angiver, at producenterne ikke kunne genkende de PFAS-forbindelser, der var registreret i Produktregistret til formålet, hvilket indikerer, at PFAS har indgået i de importerede råvarer til fremstilling af malingen (hvor oplysningerne om indholdsstoffer stammer fra de udenlandske

producenter). I følge OECD (2022b) anvendes PFAS som overfladeaktive stoffer i koncentrationer på <0,1 % (<1.000 mg/kg) hovedsageligt som C₄-PFBS, C₄-fluorerede ethere og C₆-baserede PFAS. De angivne værdier er koncentrationen i malingsproduktet, og vil være højere i den færdige malingsfilm, når opløsningsmidlerne er fordampet.

Voks og polish. Voks og polish til gulve har været et væsentligt anvendelsesområde for PFAS. Der er ingen oplysninger om fordeling på gulvtyper. Gulvmaterialer som vinyl, linoleum, tegl og natursten vil kunne have en PFAS-holdig belægning fra anvendelsen af voks. Der var i produktregistret i 2001 registreret et forbrug på 0,2-1,0 t/år PFOS-relaterede PFAS i 192 forskellige produkter (Havelund, 2002). Jensen et al. (2008) anslår forbruget af PFAS med gulvpoleringsmidler til 0,2-60 kg/år. Kortlægningen af brancher, der anvender PFAS har ingen specifikke opgørelser for voks og polish til gulve (Nicolajsen og Tsitonaki, 2016).

Fugemasser og lime. ECHA (2023a) nævner fugemasser og lime som mulige anvendelser af PFAS i byggematerialer. Kortlægningen fra 2008 estimerede, at lime var et af de største anvendelsesområder med et forbrug i Danmark på mindst 2,5 t/år (Jensen et al., 2008). Det angives dog ikke, hvor meget af dette der blev anvendt i byggematerialer. Der er ingen oplysninger om fugemasser. I 2023 var der kun registreret et forbrug af polymere PFAS på 0,1 t/y i Produktregistret til dette formål (Lassen et al., 2024). Der er ingen af opgørelserne af PFAS baseret på data fra Produktregistret registreret et forbrug i fugemasser.

Asbestholdigt affald. En del af byggematerialerne bortskaffes som asbestholdigt affald, som i nogle anlæg opbevares i særskilte celler. Målinger af perkolat fra celler med asbestholdigt affald er generelt noget lavere end perkolat fra enheder med blandet affald. Der er ikke noget der tyder på, at der har været særlige anvendelser af PFAS knyttet specifikt til anvendelsen af asbest, så kilderne til PFAS i denne type affald må antages at være de samme som i andre typer af byggeaffald. Et oplagt anvendelsesområde er maling på tagplader.

Produkter af PVC

Produkter af hård eller blød PVC indeholder typisk ikke PFAS. Men der vil formentlig kunne være et mindre forbrug af PFAS-holdige overfladebehandlingsmidler, som anvendes på PVC-holdige produkter, der bortskaffes til deponi. Produkter inden for produktkategorier nævnt i Hjelmar et al. (2023b), hvor der er rapporteret om brug af PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler omfatter kunstlæderprodukter (herunder møbler af kunstlæder), vinylgulve samt telte og teltbunde af PVC. Anvendelse af PFAS-baserede overfladebehandlingsmidler er blandt andet nævnt i en ældre kortlægning af brugen af PFAS for Miljøstyrelsen (Jensen et al., 2008) og en nyere "Fare- og eksponeringsvurdering af produkter til gør-det-selv imprægnering" (Højriis et al., 2023). Der er i PFAS-begrænsningsforslaget ikke specifikke opgørelser af forbruget af PFAS til disse formål, og der er heller ikke i den øvrige litteratur fundet kvantitative opgørelser af forbruget.

Gulvtæpper

Store gulvtæpper er tidligere i stort omfang blevet anvist til deponering, og det må forventes, at gamle gulvtæpper kan forekomme i enheder for blandet affald. I gulvtæpper vil PFAS typisk anvendes som sidekæde-fluorerede polymerer til at give tæpperne smuds- og vandafvisende egenskaber. En undersøgelse for Miljøstyrelsen i 2008 af anvendelser af PFAS i imprægneringsmidler estimerede ud fra oplysninger om indhold og mængde anvendt til imprægnering af tæpper, at imprægnerede tæpper indeholdt 0,1-2,0 g pr m² tæppe (Jensen et al., 2008). Vægten af tæpperne er ikke oplyst, men var i følge Udenrigshandelsstatistikken fra Dansk Statistik i 2008 i gennemsnit på 2,6 kg/m². Anvendes denne gennemsnitlige vægt pr. m², kan koncentrationen af PFAS i tæpperne beregnes til 38-770 mg/kg. I følge Jensen et al. (2008) blev 56-90% af gulvtæpperne i 2008 imprægneret med fluorforbindelser, og det må formodes, at en meget væsentlig andel af gulvtæpper, der bortskaffes i dag, vil være imprægnerede. Forbruget af PFAS med gulvtæpper i 2008 blev anslået til 0,7-18 t/år (Jensen

et al., 2008), hvilket indikerer, at en mængde i samme størrelsesorden i dag ville kunne bortskaffes med gulvtæpper. En opgørelse på EU plan estimerede, at der før 2002 blev anvendt 147 t/år af PFOS til tæpper (ESWI, 2011); omregnet til Danmark på *per capita* basis fås et estimat inden for intervallet estimeret af Jensen et al. (2008). PFAS anvendes i dag stort set ikke til imprægnering af gulvtæpper produceret i Danmark (Lassen et al., 2024), men der er ikke sikre data for importerede tæpper.

Andre produkter

Mineraluld. Som omtalt i næste afsnit fandt Hjelmar et al. (2023a) i udvaskningsforsøg koncentrationer af PFAS₂₂ i eluat fra stenuld og glasuld på henholdsvis 15,1 og 16,3 ng/L svarende til en udvasket mængde på henholdsvis 15,1 og 16,3 ng/kg affald. PFAS restriktionsforlaget nævner ikke anvendelse af PFAS i mineraluld, og der er ikke fundet andre oplysninger om en mulig anvendelse af PFAS i mineraluld. Det kan ikke afvises, at PFAS kan være anvendt som overfladeaktivt stof i visse bindemidler anvendt til fremstilling af mineraluld, men de lave niveauer, som er fundet, kan meget vel skyldes, at mineralulden er forurenet med PFAS-holdigt støv fra andre produkter.

Generel kontaminering af materialer. For PCB er det velkendt, at PCB i indendørs materialer via indeluften kan sprede sig til andre materialer i indemiljøet, og der kan findes lave PCB-koncentrationer i materialer, der ikke oprindeligt har indeholdt PCB. Der er ikke noget der tyder på, at der sker en tilsvarende spredning af PFAS via luften, eksempelvis fra gulvtæpper, som optages i andre materialer i indemiljøet. Den generelle spredningsmekanisme i indemiljøet er via flygtige PFAS i luften og via støv. PFAS i støv kan enten stamme fra flygtige PFAS i luften eller fra dannelse af støvpartikler fra PFAS-holdige produkter. En undersøgelse af PFAS i indeluft og støv i amerikanske hjem fandt en gennemsnitsværdi for $\Sigma 17$ PFAS på 88 ng/g støv. De højeste koncentrationer i støvet blev fundet for de ioniske 8:2 diPAP og PFBS samt de neutrale 8:2 FTOH, MeFOSE og EtFOSE. Det kan bemærkes, at koncentrationerne var over 1000 gange højere end de mængder, der kunne udvaskes fra mineraluld i overfor nævnte forsøg. Det kan ikke afvises, at lave niveauer af PFAS kan findes på byggematerialer fra spredning af PFAS i indemiljøet.

Estimerede mængder af PFAS, som aktuelt ender i affaldsdeponier

Ud fra en opgørelse af det anslåede forbrug af PFAS med produkter og det anslåede bortskaffelsesmønster for produkterne, når de bliver til affald, er det i massestrømsanalyse for PFAS estimeret, at de største mængder af PFAS i affald, der bortskaffes til deponier, vil forekomme i byggematerialer, shredderaffald og affald fra energisektoren (Lassen et al., 2024). Den samlede mængde af fluorpolymerer, der bortskaffes til deponi, er estimeret til ca. 40 t/år, hvoraf hovedparten bortskaffedes med shredderaffald og en mindre del med affald fra energisektoren. For PFAA og forstadier (primært sidekæde-fluorerede polymerer) er den samlede mængde anslået til 6 t/år; heraf 2 t/år med shredderaffald og 4 t/år med byggematerialer. Til sammenligning er de samlede mængder PFAA og forstadier, der bortskaffes til forbrændingsanlæg, estimeret til 248 t/år og mængderne af polymere PFAS (ekskl. sidekæde-fluorerede PFAS) til 839 t/år (Lassen et al., 2024).

Den samlede balance for PFAS i deponeringsanlæg i 2021 som estimeret i massestrømsanalysen er angivet i tabel 9. Der er en ganske betydelig usikkerhed på input med produkter og emission til luft, som ikke bygger på faktiske målinger. På trods af disse usikkerheder indikerer estimaterne, at der i dag akkumuleres over 40 t/år PFAS i deponeringsanlæg. For de polymere PFAS, hvorfra der stort set ikke sker udvaskning, er konklusionen meget klar, at akkumulationen svarer til mængden, der aktuelt bortskaffes, og der sker en stadig akkumulering. For PFAA og forstadier er der ganske stor usikkerhed på, hvor meget der aktuelt bortskaffes til deponeringsanlæg (kan meget vel være en faktor 10 mindre eller større). Sammenstillingen, som baseres på bedste bud, indikerer at mængden, der årligt udvaskes og afledes, kun svarer til 0,3% af den mængde, der aktuelt tilføres

anlæggene. Dette passer godt med en antagelse om, at hovedparten af PFAS i affaldet forekommer som sidekæde-fluorerede polymerer, der kun meget langsomt vil nedbrydes til enkeltstoffer, som kan udvaskes.

Nedbør vil kun bidrage marginalt til tilførslerne af PFAS til deponeringsanlæg. Gennemsnitskoncentrationerne i nedbør af $\Sigma 23$ ioniske PFAS målt i 2023/24 i Danmark var 3,01 ng/L for våddepositionen og 3,33 ng/L for den samlede våd- og tørdeposition (Bossi, 2024). Til sammenligning er gennemsnitskoncentrationen af PFAS₂₂ i perkolat fra danske deponeringsanlæg på 3,3 µg/L (afsnit 3.4.1) dvs. ca. 1000 gange større.

TABEL 10. Potentielle input og output af PFAS til/fra deponeringsanlæg i 2021 (Lassen et al., 2024)

[Overskrift]	TFA relaterede PFAS kg/år	Polymere PFAS kg/år	PFAA og forstadier, kg/år
Totalt input	n.d.	36,562	5.836
Emission til luft, kg/y	n.d.	Ubet	25
Afledt med perkolat til renseanlæg, kg/år	10,6	Ubet	13,2
Udledt til overfladevand, kg/år	2,0	Ubet	2,5
Akkumuleret i deponeringsanlæg, kg/år	n.d.	36,562	5.795

n.d.: ingen data. Ubet.: ingen data, men vurderet at være ubetydelig.

4.3.2 Målinger af PFAS i produkter, som ender i affaldsdeponier

Der findes meget få undersøgelser af PFAS i produkter, som ender i affaldsdeponier.

PFAS i byggematerialer

I en undersøgelse for Miljøstyrelsen er der gennemført målinger af 32 PFAS-forbindelser i 350 prøver omfattende maling på fem typer af overflader, fem typer gulvbelægninger, gulv- og vægfliser, fuger, udvendigt ubehandlet beton og udvendigt ubehandlet tegl (Thomsen et al., 2024). Forud for analyse blev prøverne ekstraheret med ethanol i henhold til standarden DS/CEN/TS 15968 "Bestemmelse af ekstraherbar perfluoroctansulfonat (PFOS) i coatede og imprægnerede faste genstande, væsker og brandslukningsskum". Som det fremgår af titlen på standarden, vil analysen kun omfatte ekstraherbar PFAS. I det omfang PFAS er til stede som sidekæde-fluorerede polymerer eller andre polymerer vil det kun i meget begrænset grad være ekstraherbart. Hvis man supplerede med analyser af EOF eller TOP ville man formentlig kunne opnå lidt højere værdier af total ekstraherbar PFAS, men ingen af disse metoder vil omfatte sidekæde-fluorerede polymerer, og dermed vil der stadig kun opnås en begrænset viden om totalindholdet af PFAS i materialerne. Hertil kommer, at en total ekstraktion af stoffer fra faste materialer som plast (som færdighærdet maling svarer til) er vanskelig, da en frigørelse af bundne stoffer kræver en opløsning af plasten, som typisk ikke vil kunne foretages med ethanol. Det er således almindeligt ved analyser af kemiske stoffer i plast, at man finder væsentligt lavere koncentrationer end de tilsatte mængder i plasten. PFAS₂₂ værdier over eller lig med 0,4 mg/kg TS blev fundet i 6 (af 37) prøver af maling på træ, 4 (af 37) prøver af maling på metal og 2 (af 12) prøver af gulvtæpper. Ud over maling og tæpper blev der fundet lave værdier med PFAS₄ over eller lig med 0,01 mg/kg i 7 (ud af 22) prøver af linoleum og 3 (ud af 16) prøver af vinyl.

Maling. De højeste gennemsnit pr. prøve blev fundet i maling på træ og metal med henholdsvis 2,8 og 1,1 mg/kg. Koncentrationen vedrører vægten af selve malingen og ikke den malede genstand. Sammenlignet med de værdier der er refereret for malinger i foregående afsnit, hvor PFAS bevidst er tilsat i koncentrationer på 100-3.000 mg/kg, tyder resultaterne på, at der mellem de udtagne mallingsprøver ikke har været maling med bevidst tilsatte PFAS, eller at det ved analysen kun har været muligt at analysere en mindre del af PFAS i materialerne. Der er fundet lave koncentrationer af PFAS₂₂ (<0,4 mg/kg) i ca. 1/3 af malingerne. Teknologisk Institut har i en undersøgelse af PFAS i 10 malingprøver fundet PFAS₂₂ koncentrationer på 0,55-1,25 mg/kg (Teknologisk Institut, 2024). De samlede koncentrationer, når der målt yderligere 11 PFAS var 10-50 mg/kg, som illustrerer det forhold, at de PFAS-forbindelser, der indgår i PFAS₂₂, ikke er de samme, som indgår i produkter.

Tæpper. Det målte gennemsnit i tæpper var på 0,1 mg/kg. Den højeste værdi er ikke angivet, men kun to af prøverne havde en PFAS₂₂ koncentration over 0,4 mg/kg. Som nævnt i foregående afsnit blev 56-90% af gulvtæpperne i 2008 imprægneret med fluorforbindelser i en koncentration på 38-770 mg/kg, hvilket er i størrelsen 380-7.700 gange højere end det målte gennemsnitsindhold i tæpper. Da PFAS anvendes i gulvtæpper som sidekæde-fluorerede polymerer, vil der med den anvendte analysemetode kun analyseres en lille del af det samlede indhold af PFAS, som forekommer som ekstraherbare enkeltstoffer. En undersøgelse af PFAS i børnetøj for Miljøstyrelsen, hvor PFAS ligeledes blev ekstraheret fra produkterne med ethanol viste, at indholdet af total-fluor i prøverne i gennemsnit var 1.600 gange større end den samlede vægt af ikke-polymere PFAS (Lassen et al., 2015, nærmere omtalt i afsnit 3.2.1).

Linoleum og vinyl. De lave koncentrationer af PFAS i linoleum og vinyl kan meget vel skyldes brug af voks og lignende med indhold af PFAS, som anvendes for at gøre overfladen smudsafvisende (gulvpolemidler med PFAS omtales i Jensen et al., 2008).

Tysk undersøgelse. En tysk undersøgelse, hvor der blev målt for EOF (ekstraherbar organisk fluor) fandt koncentrationer af EOF i størrelsen 0,1 mg/kg i facademaling, facadebeskyttelse, glasur, og maling primer (Meermann et al., 2014). Koncentrationen var under detektionsgrænsen i fugemasser og vandbeskyttende overflade på facader/tag. Som nævnt andetsteds vil sidekæder i sidekæde-fluorerede polymerer ikke blive ekstraheret og dermed ikke målt med EOF målemetoden.

Udvaskning af PFAS fra udvalgte affaldsfraktioner. I en undersøgelse for Miljøstyrelsen er der i 2023 gennemført kolonne- og batchudvaskningstests for fire fraktioner af deponeringsegnet affald (Hjelmar et al., 2023a):

- Elektrofilteraske fra et dansk slamforbrændingsanlæg og kedelaske fra et dansk affaldsforbrændingsanlæg (omtales under restprodukter i afsnit 3.3.3)
- Stenuld og glasuld fra en deponeringsenhed for blandet affald

I stenuld og glasuld blev der fundet koncentrationer af PFAS₂₂ i eluat på henholdsvis 15,1 og 16,3 ng/L svarende til en udvasket mængde på henholdsvis 15,1 og 16,3 ng/kg affald. Som det fremgår, udgjorde PFAS₄ langt hovedparten af den målte PFAS₂₂ men LOQ for en række PFAS var højere end de angivne koncentrationer af PFAS₄ grundet interferens med andre stoffer i prøverne, og PFAS₂₂ kan derfor i realiteten være betydeligt højere end beregnet. For en række PFAS var LOQ væsentlig højere. Der er ikke målt koncentrationer af PFAS i affaldet. Koncentrationen i eluat på 15-16 ng/L er langt under gennemsnitsværdien for perkolat fra danske deponeringsanlæg på 3.300 ng/L (tabel 11). Stenuld og glasuld er ikke produkter, der er rapporteret at indeholde PFAS eller er overfladebehandlet med PFAS-holdige imprægneringsmidler.

De højeste værdier blev for både stenuld og glasuld målt for de kortkædede PFAS, PFBA (12 og 8 ng/L) og PFPeA (61,5 og 30 ng/L).

TABEL 11. Udvaskning af PFAS fra nogle udvalgte affaldstyper ved gennemførelse af batch-udvaskningstests (Baseret på Hjelm et al., 2023a).

Materiale	Koncentration af PFAS i eluatet ng/L		Udvasket mængde PFAS ng/kg		Kommentarer
	PFAS ₄	PFAS ₂₂	PFAS ₄	PFAS ₂₂	
Kedelaske (KEDA 1)	< 15	< 110	< 30	< 220	Analyseret for 42 PFAS
Kedelaske (DEDA 2)	< 15	< 110	< 30	< 220	Analyseret for 42 PFAS
Elektrofilteraske	< 15	< 110	< 30	< 220	Analyseret for 42 PFAS
Stenuld	1,51	1,51	15,1	15,1	PFOA = 0,62 ng/L, PFOS = 0,89 ng/L
Glasuld	1,31	1,63	13,1	16,3	PFOA = 0,55 ng/L, PFOS = 0,76 ng/L, PFDA = 0,32 ng/L

Note: For værdier angivet med < er alle målinger af enkeltstoffer lavere end de angivne kvantificeringsgrænser (LOQ) for analysen. Værdierne for sum af PFAS₄ og PFAS₂₂ er beregnet i overensstemmelse med følgende princip: er lig med 50% af summen af de enkelte LOR. Hvis nogen af parametrene inkluderet i summen er større end LOR, er rapporterede sum af parametre baseret på summen af alle parametre over LOR, selv om dette resultat måtte være mindre end 50% af summen af de individuelle LOR.

4.3.3 PFAS i restprodukter

Ifølge opgørelserne i PFAS massestrømsanalysen vil den samlede mængde PFAS i restprodukterne fra affaldsforbrænding være meget begrænset i forhold til de mængder af PFAS, der aktuelt bortskaffes med byggematerialer og med køretøjer (Lassen et al, 2024). Der estimeres således, at der årligt ender 2,5 kg PFAS i restprodukter fra affaldsforbrænding (heraf 2.0 kg med kedelaske), mens den årlige mængde, der bortskaffes med produkter, estimeres til 42 tons (heraf 37 tons fluorpolymerer); dvs. ca. 20.000 gange mere. Selvom estimatet for mængden, der bortskaffes med produkter, er meget usikkert, indikerer estimaterne klart, at mængden med restprodukter er ubetydelig sammenlignet med mængden med produkter. Da PFAS i restprodukterne må forventes at være mere mobile (de forekommer ikke som polymerer og er mere udvaskbare), kan bidraget til perkolat fra restprodukterne meget vel udgøre en større del af den samlede mængde af PFAS i perkolat.

Hyks og Hjelm et al. (2023) analyserede 13 prøver af bundaske indsamlet fra et repræsentativt udvalg af danske forbrændingsanlæg for husholdningsaffald. Anlæggene repræsenterede cirka 80 % af forbrændingskapaciteten i Danmark. Prøverne blev formålet til <0,1 mm og analyseret for PFAS₂₂. Bortset fra tre individuelle PFAS-målinger fordelt på tre forskellige prøver, var koncentrationen af de individuelle PFAS under kvantifikationsgrænsen (LOQ) på 2,5 µg/kg TS (for PFUnDS og PFTrDS) eller 0,5 µg/kg TS (for resten). For ti af prøverne var alle målinger under LOQ. Idet hovedparten af prøverne var under LOQ, bliver resultaterne meget følsomme for, hvordan målinger under LOQ medregnes. Undersøgelsen beregnede LOQ af PFAS₂₂ som halvdelen af summen af LOQ for den enkelte PFAS. Beregnet ved hjælp af denne metode kunne LOQ for PFAS₂₂ estimeres til 7,5 µg/kg TS. For de tre prøver med målinger over LOQ for individuelle PFAS varierede PFAS₂₂-koncentrationen af PFAS med koncentrationer over LOQ fra 0,55 til 1,62 µg/kg TS (dvs. målinger under LOQ blev sat til 0). På de 13 slaggeprøver blev der efter nedknusning til < 4 mm gennemført batchudvaskningstests med efterfølgende analyse af eluaterne for indhold af PFAS₂₂. PFOA og PFBS blev identificeret i alle 13 eluatprøver, mens PFHxA, PFOS og 6:2 FTS blev identificeret i mere end 50 % af eluatprøverne. Undersøgelsen omfattede 16 forstadier, der

ikke er inkluderet i PFAS₂₂. Af disse blev kun 8:2 FTS fundet i en koncentration over LOQ, og kun i en enkelt prøve. PFAS₂₂ i eluaterne varierede fra 0,08 til 0,39 µg/L, når koncentrationen af værdier under LOQ blev sat til halvdelen af LOQ. Til sammenligning er gennemsnitsværdien for perkolat fra danske deponeringsanlæg på 3,3 µg/L (tabel 11).

I en opfølgende undersøgelse analyseredes PFAS₂₂ og 34 andre PFAS-forbindelse i en række restprodukter fra forbrændingsanlæg: flyveaske, tørt røggasrensingsprodukt, filterkage, gips og kedelaske (Hyks og Hjelm, 2024). I ingen af prøverne blev der målt PFAS i koncentrationer over LOQ (samme som nævnt ovenfor), som for PFAS₂₂ var 7,5 µg/kg TS, når målinger under LOQ for de enkelte PFAS blev sat til halvdelen af LOQ.

I den i det foregående afsnit omtalte undersøgelse af Hjelm et al. (2023a) var koncentrationen i eluat fra kedelaske fra affaldsforbrændingsanlæg og elfilter-aske fra forbrænding af spildevandsslam under LOQ for alle PFAS, som indgår i PFAS₂₂.

I en svensk undersøgelse analyserede Strandberg et al. (2021) PFAS i restprodukter fra 27 af 38 forbrændingsanlæg i Sverige. Resultaterne nævnes her fordi der i undersøgelsen blev anvendt en lavere LOQ end i den ovennævnte danske undersøgelse (0,1-0,2 µg/kg tørstof for individuelle PFAS) og resultaterne derfor bedre afspejler det faktiske indhold af stofferne. Undersøgelsen omfattede 24 ovnlinjer med ristefyring, som er den teknologi, der bruges i Danmark. For målinger under LOQ blev værdien regnet som halvdelen af LOQ. Middelkoncentrationen af $\Sigma 27$ PFAS var 3,3 µg/kg TS i bundaske og 5,6 µg/kg TS i flyveaske. Heraf udgjorde 11 forstadier til PFAA henholdsvis 2,1 og 2,5 µg/kg TS dvs. omtrent halvdelen af den målte PFAS koncentration. Af disse havde PFCA forstadier en overvægt i bundaske og forstadier til PFSA i flyveaske, men variationen mellem anlæg var så stor, at disse forskelle meget vel kan være tilfældig.

4.3.4 PFAS i eksisterende affald i affaldsdeponier

Målinger af PFAS i affald i eksisterende affaldsdeponier Der er ikke fundet faktiske målinger af PFAS i affald i eksisterende affaldsdeponier hverken i Danmark eller i udlandet. For restprodukter vil indholdet af PFAS formentlig svare til indholdet i restprodukter, der deponeres, og er omtalt i foregående afsnit. For affald bestående af bortskaffede produkter/materialer (blandet affald, byggeaffald, shredderaffald, mm) vil det være overordentligt vanskeligt at få et samlet mål for PFAS i det allerede deponerede affald, da det med de eksisterende teknikker ikke er muligt at måle, hvor meget PFAS der vil være i form af sidekæde-fluorede polymerer og andre polymere PFAS. Målinger af total-fluor vil kunne give en indikation på det potentielle indehold af PFAS, men da der vil kunne være mange andre kilder til fluor i affaldet, vil der ikke kunne drages sikre slutninger ud fra målinger af total-fluor.

Indhold af PFAS i produkter, som historisk er blevet bortskaffet til eksisterende affaldsdeponier

Der er historisk sket en udvikling i, hvilke affaldsfraktioner, der er blevet deponeret, og der vil derfor på deponeringsanlæg kunne være PFAS-holdige produkter, som ikke bortskaffes til deponi i dag.

I en undersøgelse fra 2002 udgjorde en række produkter, som potentielt kan indeholde PFAS, en større andel end de vil gøre i dag (Carl Bro, 2002). Som et samlet gennemsnit af 13 læs affald fra industrier, bygge/anlæg og storskrald på 3 deponeringsanlæg udgjorde pap & papir 4,0%, tekstiler inkl. gulvtæpper 1,2% og komponenter af flere materialer f.eks. møbler 6,1%. Disse produkter vil i en vis grad kunne indeholde PFAS, typisk i form af imprægneringsmidler af sidekæde-fluorede polymerer. Hele 48,9% af affaldet blev dog henført til en restfraktion uden nærmere specifikation, hvor det ikke er muligt at pege på potentielle PFAS-holdige materialer. Resten af potentielt PFAS-holdigt affald var inden for kategorier, der også i dag vil bortskaffes til deponi.

Der er i litteraturen ikke fundet data, der viser den historiske udvikling i det samlede forbrug af PFAS globalt, i EU eller i Danmark. De første PFAA, som blev anvendt i større udstrækning, var baseret på POSF som udgangsstof for produktionen af PFOS-relaterede stoffer. Produktionen af POSF steg fra ca. 400 t/år i 1970 til 4.600 t/år i 1989 og lå på dette niveau til produktionen ophørte i år 2000 (Paul et al., 2009). For fluortelomerene, der er byggesten i telomer-baserede sidekæde-fluorede polymerer og en række andre forstadier, er det angivet, at den globale produktion steg fra 2.000 t/år i 1985 (41 år siden) til 11.000 t/y i år 2000 (24 år siden) (Korzeniowsky, 2008). Der er ikke fundet oplysninger om udviklingen siden år 2000. I følge Nicolajsen og Tsitonaki (2016) sås en stigning i de indberettede mængder fra 1993 til 2003 fulgt af en faldende tendens i de indberettede mængder fra 2003 til 2016. De indberettede mængder i 2016 var på ca. halvdelen af mængderne i 2003. Da indberetninger til produktregistret kun vil repræsentere en mindre del af det samlede forbrug med færdigvarer, er der ikke basis for at vurdere, om der har været et tilsvarende fald i det samlede forbrug.

4.4 PFAS i perkolat

4.4.1 PFAS i perkolat fra deponeringsanlæg rapporteret til Miljøstyrelsen

I forbindelse med udarbejdelsen af PFAS massestrømsanalysen er der indhentet en liste med resultater af foreliggende målinger af PFAS i perkolatet fra 151 kontrollerede deponeringsanlæg fra Miljøstyrelsens dataindsamling over målinger i perkolat. Koncentrationen af PFAS₂₂ i perkolat er rapporteret for 54 af deponeringsanlæggene, som opsummeret i tabel 11. Som illustreret af intervallerne og standardafvigelse varierer koncentrationen af PFAS i perkolat betydeligt. For 6 af de 54 anlæg er der ikke indberettet mængder af perkolat, og de indgår derfor ikke i det flowvægtede gennemsnit. Det er ikke angivet, hvor mange af anlæggene med indberettede PFAS-koncentrationer, der er kategoriseret som bestående deponeringsanlæg (iht. deponeringsbekendtgørelsens bestemmelser) eller gamle, nedlukkede deponeringsanlæg. Den samlede mængde perkolat fra de 75 af de 150 deponeringsanlæg med data om perkolatmængder på listen fra Miljøstyrelsen er 2,2 mio. m³/år, mens PFAS-data er tilgængelige fra deponeringsanlæg med en samlet perkolatmængde på 1,6 mio. m³/år. Ifølge Miljøstyrelsen bliver cirka 90% af det perkolat, som styrelsen har data for, opsamlet og udledt til rensningsanlæg.

Der er i databasen ikke specificeret, hvilke enheder og hvilke typer affald målingerne vedrører. Resultaterne, som fremgår af tabel 11, viser, at der måles PFAS i perkolat fra stort set alle anlæg med koncentrationer af PFAS₂₂ i intervallet 0,1-40 µg/L. Halvdelen af prøverne ligger i intervallet 0,4 – 4,0 µg/L (25-75 fraktil). Resultaterne viser således en meget udbredt forekomst af PFAS i deponeringsanlæg, som indikerer, at PFAS har været til stede i mange typer af affald, der er endt i deponeringsanlæg.

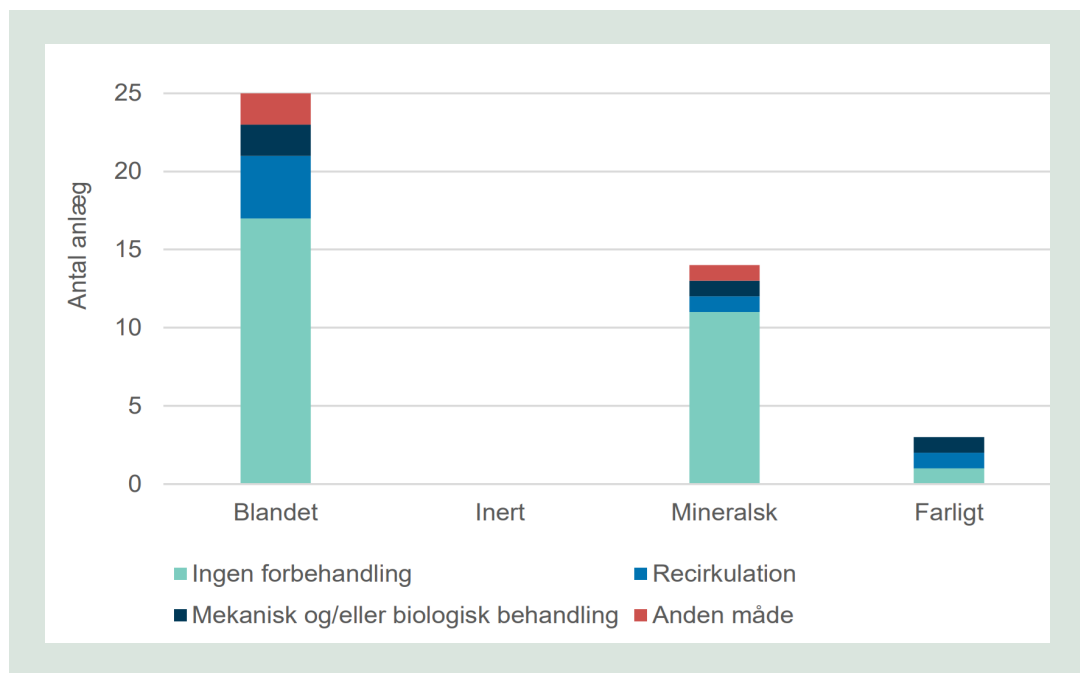
TABEL 12 Tilgængelige målinger af PFAS i perkolat fra kontrollerede deponeringsanlæg (Lassen et al., 2024 baseret på data modtaget fra Miljøstyrelsen).

	Antal anlæg med PFAS data	Samlet perkolat-mængde repræsenteret af PFAS data millioner m ³ /år	Middelværdi µg/L	Interval, µg/L	Standard afvigelse µg/L	Flow-vægtet middelværdi, µg/L
PFAS ₂₂	54	1,6	3,3	0,07 – 39,9	7,0	2,8
PFAS ₄	54	1,6	0,6	0,02 – 4,2	0,8	0,4

4.4.2 Aktuell håndtering af perkolat

En gennemgang af metoder til rensning af perkolat fra deponeringsanlæg fremgår af kapitel 6.

I følge BEATE 2022 rapporten (Viegand Maagøe, 2024) blev der i 2022 foretaget for-rensning på 2 anlæg til blandet affald, 5 anlæg for mineralsk affald og 1 anlæg for farligt affald. I følge rapporten anvendte en række anlæg forbehandling eller andre håndteringsmetoder på anlægget. Dette kunne eksempelvis være recirkulation eller delvis rensning på anlægget, før det sendtes til rensning uden for anlægget. Formålet kan være at transportere mindre mængde perkolat eller at reducere udgifterne ved ekstern rensning. Som det fremgår af figur 16, sender størstedelen af anlæggene perkolat til rensning uden for deponeringsanlægget uden forbehandling.



FIGUR 16. Håndtering af perkolat inden det sendes til rensning udenfor anlægget fordelt på affaldstyper, 2022. Omfatter anlæg der aktuelt modtager affald. Der er ikke noget perkolat fra inert affald, som sendes til rensning uden for anlæg. Figuren er baseret på de anlæg, som har modtaget den givne affaldstype. (Viegand Maagøe, 2024).

4.4.3 Udenlandske undersøgelser af perkolat omfattende flere stoffer eller TOP eller EOF analyser

Der er kun fundet en enkelt udenlandsk undersøgelse, som omfattede TOP analyser i perkolat, og en enkelt undersøgelse, der omfattede EOF analyser.

En undersøgelse af perkolat fra 17 lossepladser i USA omfattede målinger af 32 PFAS og TOP analyse (Capozzi et al., 2023). Koncentrationen af $\Sigma 32$ varierede fra 0,06 til 173 $\mu\text{g/L}$ med et gemmenit på 37 $\mu\text{g/L}$ før oxidation. Efter oxidation var gennemsnittet 13 $\mu\text{g/L}$ med en variation på 0,6 til 36 $\mu\text{g/L}$. De lavere koncentrationer efter oxidation skyldes, at faldet i koncentrationen af forstadier ikke opvejes af en tilsvarende stigning i koncentrationen af PFAA. Før oxidation udgjorde 5:3 FTCA og 7:3 FTCA i gennemsnit henholdsvis 71 og 14% af $\Sigma 30$ PFAS-koncentrationen i perkolatet fra de 17 lossepladser mens 11 andre forstadier tilsammen udgjorde 5%. Af de sidstnævnte udgjorde MeFOSAA og EtFOSAA den største andel. Som omtalt i afsnit 3.2.1 er der en række undersøgelser fra USA af PFAS i perkolat, der viser at 5:3 FTCA er det enkeltstof, der optræder i den højeste koncentration. Capozzi et al. (2023) konkluderer, at hovedparten af forstadierne i perkolatet var omfattet af de specifikke analyser, som tilsammen udgjorde 90% af koncentrationen af $\Sigma 30$ PFAS før oxidation. Resultaterne kunne tyde på at særligt målinger af fluortelomer carboxylsyrer (FTCA) er væsentlige, hvis man ønsker at få et mål for indholdet af forstadier, mens der ikke

nødvendigvis er så meget mere information at hente fra TOP analyser, hvis de specifikke analyser omfatter de vigtigste forstadier.

Fredriksson et al. (2020) undersøgte et pilotstudie forekomsten af sidekæde-fluorerede polymerer fra Scotchgard™-produkter i slam fra renseanlæg og perkolat fra lossepladser i Sverige. Undersøgelsen fandt komponenter af Scotchgard-produkter fra før 2002 i tre af de fem analyserede perkolatprøver, men på meget lave niveauer sammenlignet med spildevandsslam. Scotchgard™ er et varemærke for vand- og smudsafvisende imprægneringsmidler til tøj og tekstiler produceret af firmaet 3M. Før 2002 var produkterne baseret på sidekædede fluorerede polymerer med PFOS-relaterede sidekæder; efter 2002 var de baseret på lignende polymerer, men med kortere PFAS-relaterede sidekæder. For både slam- og perkolatprøverne bidrog de kvantificerede niveauer af Scotchgard-produkter kun til en mindre del af EOF (ekstraherbar organisk fluor); i perkolatet udgjorde Scotchgard-produkter således kun med op til 0,03% af EOF. I perkolatet bidrog $\Sigma 93$ PFAS med 14 - 30% af EOF, som er væsentlig højere end i spildevandsslam, hvor de specifikt målte PFAS kun bidrog op til 4% af EOF. Forfatterne foreslår, at forklaringen på de lave niveauer af Scotchgard™ komponenter i perkolat sammenlignet med niveauer i spildevandsslam er, at polymererne er stærkt adsorberet til partikler, og de derfor ikke ender i perkolatet. Det kan dog også skyldes, at de ikke optræder i affaldet i samme grad da Scotchgard-produkter i høj grad er blevet brugt i beklædning og andre tekstiler, som i Sverige i en længere årrække er blevet bortskaffet til forbrænding. Det skal nævnes, at Scotchgard™ blot er et af mange sidekæde-fluorerede polymerer anvendt til overfladeimprægnering, hvor hovedparten er telomer-baserede, og den anvendte analysemetode er meget specifik for dette produkt.

Björnsdotter et al. (2019) undersøgte ultra-kortkædede PFAA i perkolat fra svenske brandbekæmpelsespladser, lossepladser og et anlæg til håndtering af farligt affald. Den gennemsnitlige koncentration af $\Sigma 29$ PFAS i 7 perkolatprøver fra tre kommunale og industrielle lossepladser var 4,4 µg/L. Heraf udgjorde TFA i gennemsnit 55% (2,4 µg/L), mens fire andre ultrakortkædede PFAS (PFPrA, TFMS, PFEtS og PFPrS) udgjorde 11% i alt. De 29 PFAS omfattede de PFAS, som indgår i PFAS₂₂ plus de fem ultrakortkædede PFAS og nogle telomerer. Til vurderingen af betydningen af forekomsten af TFA i perkolatet kan det være relevant at sammenligne med kvalitetskriteriet for TFA i drikkevand, som er på 9 µg/L, mens den er på 0,002 µg/L for PFAS₄ (BEK nr. 940 af 22/07/2024).

I en undersøgelse af drænvand fra et svensk affaldsbehandlingsanlæg blev der analyseret for 23 PFAS og ekstraherbar organisk fluor (EOF) (Pettersson et al., 2004). Sammensætningen af drænvand må antages at være forskelligt fra perkolat fra deponeringsanlæg, da der kun i begrænset omfang er sket en transformation, men i mangel af tilsvarende data for perkolat vil resultaterne kort omtales her. Undersøgelsen viste, at $\Sigma 23$ PFAS kun kunne forklare 1% af den ekstraherbare organiske fluor, som blev målt til 140 µg F/L. I en anden undersøgelse af det samme drænvand blev der desuden foretaget en oxidation af prøverne for at belyse bidrag fra forstadier (tilsvarende som TOP analyse, men omtales ikke som sådan). Koncentrationen af 10 PFAS, som udgjorde 99% af $\Sigma 23$ PFAS, blev analyseret før og efter oxidation. Koncentrationen af $\Sigma 10$ PFAS var højere efter oxidation i 17 af 24 prøver, men var uændret eller lavere i resten. Den højeste stigning var på ca. 5 gange. I denne anden undersøgelse kunne $\Sigma 10$ PFAS forud for oxidation forklare fra 2% til 74% af EOF i prøverne, som varierede fra 2 til 79 µg F/L, mens de efter oxidation kunne forklare 10% til 86%. Der angives ikke middelværdier, men i de fleste af prøverne efter oxidation kunne $\Sigma 10$ PFAS forklare 10-35% af EOF.

4.4.4 Sammenhæng mellem PFAS koncentrationer og alder på enheder/celler

Da målinger for PFAS i perkolat er af nyere dato i Danmark, er der ikke fundet datasæt, hvor man har fulgt udviklingen i koncentrationen af PFAS i perkolat fra enkelte celler/enheder over tid.

Data fra Faxe Miljøanlæg, som har målinger af PFAS i perkolat fra enheder med blandet affald med forskellige driftsperioder (perioder, hvor enheden aktivt har modtaget affald) viser en klar tendens til lavere koncentrationer i enheder, der har været i efterbehandling i en længere periode (tabel 12). For enheder taget ud af drift i perioden 1985 – 1993 (dvs. for 31-39 år siden) varierer PFAS₂₂ koncentrationen fra 0,2 til 0,9 µg/L, mens den for enheder taget ud af drift i perioden 1996-2009 varierer fra 1,4 til 4,1 µg/L. Koncentrationen i perkolat fra en aktiv enhed er på 9,4 dvs. mere end ti gange højere end i perkolatet fra enheder taget ud af drift for 30-40 år siden. Som angivet i afsnit 3.3.4 steg den globale produktion af fluortelomerer mere end 5 gange fra 1985 til 2000, men til gengæld er der formentlig også bortskaffet større mængder af PFAS-holdige produkttyper som tæpper og beklædning til de ældre celler. Det er således ikke muligt at vurdere, hvor meget af forskellen i koncentrationerne i perkolat, der skyldes udvaskning af PFAS fra de ældre celler i den mellemliggende periode, og hvor meget der skyldes ændringer i mængden af PFAS i det deponerede affald. Men resultaterne viser klart, at der er en væsentlig udvaskning af PFAS fra enheder, der er mere end 40 år gamle. Der ses desuden en overordnet tendens til, at de langkædede PFAS₄ udgør en større del af PFAS₂₂ i celler, som er lukket før 1997 (27 år siden). Dette afspejler et skift i brugen af PFAS fra langkædede til kortkædede PFAS, men kan også være en funktion af, at de kortkædede PFAS er mere mobile i affaldet og dermed hurtigere vaskes ud.

Der er ikke data, der tillader en direkte omregning til PFAS₂₄, men alene koncentrationen af de fire stoffer, som indgår i PFAS₄, ganget med den relative potens faktor (RPF) for de enkelte stoffer resulter i samlede koncentrationer for PFOA ækvivalenter i intervallet 0,1 – 0,4 µg/L for enheder taget ud af drift i perioden 1985 – 1993. Sammenlignet med de kommende vejledende vandkvalitetskriterier på 0,0044 µg/L er der altså tale om koncentrationer, der er mindst 20 til 90 gange højere.

TABEL 13 PFAS i perkolat som funktion af driftsperioden for enheder for blandet affald på Faxe Miljøanlæg (se hele datasæt i tabel 16)

Driftsperiode	Koncentration i perkolat, µg/L		PFAS ₄ i % af PFAS ₂₂
	PFAS ₄	PFAS ₂₂	
1978 -1985	0,3	0,5	53%
1985 - 1987	0,3	0,6	43%
1987 -1990	0,1	0,2	42%
1987 -1990	0,3	0,7	43%
1990 -1993 *	0,2	0,5	46%
1990 -1993 *	0,4	0,9	45%
1993 – 1996 **	0,5	1,4	39%
1997 – 2009	1,3	4,1	32%
1999 - 2009	1,2	4,0	29%
2009 – i drift	1,7	9,4	18%

* Har i en periode også været anvendt til kompostering af haveaffald ca. 1993 -1996. ** En del af etappen er lagerplads (trykimprægneret træ mm.), vendeplads og lign.

Der har ikke været tilsvarende datasæt tilgængelige vedrørende enheder med shredderaffald eller andre affaldsfraktioner.

Bennedsen et al. (2017) har målt PFAS i perkolat fra fire lossepladser og perkolat-påvirket grundvand fra to lossepladser (tabel 13). Koncentrationen af $\Sigma 12$ PFAS varierede fra 0,06 µg/L til 2,82 µg/L i perkolatet med et gennemsnit på 0,9 µg/L. Koncentrationen af PFAS₄ er ikke angivet men koncentrationen af PFOS varierede fra 0,003 til 0,16 µg/L. Den højeste koncentration på 2,82 µg/L for $\Sigma 12$ PFAS blev fundet i perkolat fra Affaldscenter Skårup i en etape, som har modtaget affald i perioden 1980 til ca. 2016, hvor prøverne er taget. De fundne koncentrationer er i samme størrelsesorden som koncentrationen i perkolat fra enheder taget ud af drift i perioden 1985 – 1993 omtalt ovenfor. Det er på basis af resultaterne ikke muligt at vurdere, i hvilket omfang PFAS er blevet udvasket eller nedbrudt i perioden siden lossepladserne blev lukket. I perkolat-påvirket grundvand fra to lossepladser blev der målt $\Sigma 12$ PFAS koncentrationer på henh. 0,07 µg/L og <0,001 µg/L

TABEL 14 Målinger af PFAS i perkolat og perkolat-påvirket grundvand fra seks lossepladser (Udarbejdet på grundlag af Bennedsen et al., 2017).

	Losseplads	Driftsperiode	$\Sigma 12$ PFAS	PFOS
Perkolat	Glamhøjvej	1969 - 1981	0,22	0,03
	ESØ	1976 - 2009	0,04	0,003
	REVAS	1979 - 1994	0,59	0,03
	Affaldscenter Skårup, etape 1	1980 – 2022 (prøver taget i 2016)	2,82	0,16
	Gennemsnit		0,92	0,06
Perkolatpåvirket grundvand	Eskelund	1930'erne - 1980'erne	0,07	0,02
	Viborgvej	1972 - 1975	<0,0010	<0,0010

I målinger af perkolat fra en ukontrolleret losseplads, som blev lukket i 1994 (30 år siden), blev der fundet en koncentration af PFAS₂₂ på 1,2 µg/L; heraf udgjorde PFAS₄ 0,4 µg/L (se tabel 15). Koncentrationerne er sammenlignelige med koncentrationerne i perkolat fra de øvrige lukkede lossepladser og enheder taget ud af drift i perioden 1985 – 1993 og de øvrige lukkede lossepladser omtalt ovenfor.

Der er i Danmark kendskab til mere end 4.000 lokaliteter, hvor affald er deponeret. Lokaliteterne udgør et samlet areal på omkring 143 km², svarende til 0,3 % af Danmarks samlede landareal (Clausen and Kalvig, 2020). Før 1973, hvor der kom krav om miljøgodkendelse af lossepladser, var lossepladserne typisk indrettet uden membran og perkolatopsamling. Som det fremgår af afsnit 3.3.4, var det først omkring 1970, at produktionen af PFAA globalt for alvor begyndte at stige, og det er derfor rimeligt at antage, at udsivning af PFAS fra lossepladser, som er lukket før 1973, er mindre væsentligt.

4.4.5 Eksempler på PFAS i perkolat fra specifikke anlæg

Det eksisterende datagrund har vist, at der kan findes meget varierende koncentrationer af PFAS i perkolatet fra deponeringsanlæg. I det følgende præsenteres eksempler på PFAS i perkolat fra fire anlæg. Data er blevet indsamlet fra de tre af anlæggene som led i denne undersøgelse mens data fra et anlæg stammer fra Hjelm og Hyks (2015). Data anvendes til at se på forskelle mellem de forskellige typer af affald med henblik på at diskutere, om sammensætningen og koncentrationen af PFAS i perkolatet kan anvendes til at sige noget om forekomsten af PFAS i affaldet.

PFAS i perkolat fra forskellige typer celler/enheder fra fire anlæg er vist i de følgende fire tabeller. Da der er forskelle mellem anlæggene på sammensætningen af affaldstyper, som er deponeret, er det ikke muligt at foretage en 1:1 sammenligning mellem anlæggene, men der kan udledes nogle få generelle observationer.

Shredderaffald. Glatved Behandlingsanlæg og Odense Nord Miljøcenter har begge enheder til shredderaffald og vil blive beskrevet samlet. For begge anlæg skiller perkolat fra celler, der opbevarer shredderaffald (affaldstype under farligt affald), sig ud fra perkolat fra de øvrige affaldstyper. PFAS₂₂ koncentrationen er markant højere i perkolat fra shredderaffald sammenlignet med perkolat fra andre affaldstyper og varierer med middelværdier fra 16 til 100 µg/L for de enkelte celler på tværs af anlæggene. Til sammenligning er gennemsnit for PFAS₂₂ i perkolat fra danske deponeringsanlæg på 3,3 µg/L. I det ene af anlæggene, hvor disse data foreligger, er den samlede årlige mængde PFAS i perkolat fra shredderaffald ca. tre gange så stort som den samlede årlige mængde fra alle andre affaldstyper i anlægget. Det højere indhold i perkolatet betyder ikke nødvendigvis, at der er et højere indhold af PFAS i shredderaffaldet, da neddelingen af shredderaffaldet vil øge mulighederne for udvaskning af PFAS fra affaldet. Også sammensætningen af PFAS skiller sig ud fra perkolat fra de øvrige affaldstyper, idet PFAS₄ udgør langt mindre andel af PFAS₂₂. I perkolat fra Glatved Behandlingsanlæg udgør PFAS₄ således kun 1-3% af PFAS₂₂ mens det i perkolat fra Odense Nord Miljøcenter er 4-6%. Lignende lav andel af PFAS₄ er der fundet i celler med aske, mm. mens PFAS₄ i blandet affald udgør 10-24% perkolat fra Glatved Behandlingsanlæg og 22-37% i perkolat fra Odense Nord Miljøcenter. De kortkædede perfluorsulfonater (langt overvejende PFBS) udgør i perkolat fra de fleste celler med shredderaffald langt hovedparten af PFAS₂₂, men der er også enkelte celler, hvor de kortkædede perfluorcarboxylater dominerer, så det er ikke muligt at pege på et entydigt mønster. Som omtalt i afsnit 3.3.1 udgør imprægneringsmidler til tekstiler og læder anvendt i biler en væsentlig del af det estimerede forbrug af forstadier til PFBS på EU plan.

Andre affaldstyper. For øvrige affaldstyper ses ikke noget entydigt mønster, hvilket hænger sammen med, at mange enheder modtager blandet affald eller modtager forskellige typer af affald. I perkolat fra enheder med "PCB-holdigt affald" og "Asbestholdigt affald" ses koncentrationer og sammensætning af PFAS, der ikke adskiller sig markant fra celler med blandet affald. Anvendelse af PFAS er ikke knyttet direkte til anvendelse af PCB eller asbest, men skyldes formentlig PCB i maling, lime, mm. som beskrevet i afsnit 3.3.1.

6:2 FTS. 6:2 Fluortelomer sulfonat (6:2 FTS) udgør nogle få procent i perkolatet fra de fleste enheder, men der er en enkelt undtagelse. I perkolat fra en enhed med mineralsk affald på Odense Nord Miljøcenter udgør 6:2 FTS 32% af PFAS₂₂. Sammen med de to nedbrydningsprodukter fra nedbrydning af FTS, PFPeA og PFHxA, udgjorde det 62%. Et lignende mønster er observeret i en celle fra et andet deponeringsanlæg (data ikke vist her), der vides at have modtaget slam med indhold af PFAS, som stammede fra brandslukningsmidler. I det tilfælde udgjorde 6:2 FTS i gennemsnit 36% af PFAS₂₂ og udgjorde sammen med de to transformationsprodukter i gennemsnit 85% af PFAS₂₂. Der foreligger ikke oplysninger om den pågældende celle på Odense Nord Miljøcenter har modtaget affald med rester af brandslukningsmidler. Den eneste registrerede direkte anvendelse af 6:2 FTS i Danmark er til hårdforkromning (Lassen et al., 2024), men affald fra denne aktivitet er oplyst at bortskaffes som farligt affald.

PFOSA. Det andet forstadie, der indgår i PFAS₂₂, perfluorooctansulfonamid (PFOSA) var i stort set alle perkolat-prøver under detektionsgrænsen og i ingen af perkolaterne udgjorde stoffet mere end 1% af PFAS₂₂.

TABEL 15 PFAS-koncentrationer i perkolat fra forskellige typer celler/enheder fra Glatved Behandlingsanlæg, gennemsnit af målinger fra 2022/2023.

Affaldsklasse	Affaldstype	Driftsperiode	Koncentration i perkolat, µg/L		Andel af PFAS ₂₂ i %				
			PFAS ₄	PFAS ₂₂	PFAS ₄	Kortkædede PFSA*	Kortkædede PFCA**	6:2 FTS	Andre
Farligt	Shredderaffald	2009 - 2021	1,2	58	2%	86%	11%	1%	0,0%
		2011 - 2021	1,2	71	2%	87%	10%	1%	1%
		2014 - 2021	1,0	82	1%	88%	9%	1%	1%
		2020 -	2,0	100	2%	79%	15%	1%	3%
		2022 -	0,9	27	3%	33%	54%	5%	4%
		2020 -	1,3	82	2%	82%	15%	1%	0%
		2022 -	0,8	36	2%	58%	32%	5%	3%
Mineralsk	Asbestholdigt affald	2019 -	0,3	3	9%	74%	9%	0,0%	8%
		2013 -	0,2	1,7	11%	70%	11%	0,0%	8%
		2009 -	0,6	6	11%	60%	25%	1%	4%
	PCB-holdigt affald	2009 -	0,5	20	3%	70%	25%	1%	1%
	Aske, mv	2018 -	0,03	1,0	3%	30%	64%	0,0%	3%
		2021 -	0,04	4	1%	34%	58%	2%	5%
Blandet	Blandet	2009 -	1,2	5	24%	53%	20%	1%	2%
		2020 -	6,7	41	16%	59%	21%	1%	2%
		2009 -	0,6	4	10%	34%	40%	1%	15%
		2011 -	2,1	15	14%	61%	17%	2%	6%
	Jord	2022 -	0,05	0,5	12%	75%	5%	0,0%	8%

* ΣPFBS, PFPeS. ** ΣPFBA, PFPeA, PFHxA.

TABEL 16 PFAS-koncentrationer i perkolat fra forskellige typer celler/enheder fra Odense Nord Miljøcenter; gennemsnit for målinger 2018 - 2022. Driftsperiode ikke angivet.

Affaldsklasse	Affaldstype	Koncentration i perkolat, µg/L			Andel af PFAS ₂₂ i %			
		PFAS ₄	PFAS ₂₂	PFAS ₄	Kortkædede PFSA*	Kortkædede PFCA **	6:2 FTS	Andre
Farligt	Shredderaffald	3,2	51	6%	71%	19%	0,4%	3%
		1,4	40	4%	73%	21%	1%	2%
		1,0	16	6%	34%	52%	2%	5%
Mineralsk	Mineralsk affald	0,1	0,4	18%	4%	39%	32%	7%
	Slaggesortering mineralsk	0,3	0,4	69%	4%	19%	0,0%	8%
	Mineralsk affald samt asbest specialdepot	0,1	0,3	36%	4%	53%	0,3%	7%
Blandet	Blandet affald inkl. shredderaffald	0,4	1,2	30%	6%	50%	2%	12%
	Blandet affald inkl. shredderaffald	1,3	5,9	22%	40%	32%	1%	6%
	Blandet affald	1,3	4,4	30%	7%	48%	4%	12%
	Blandet affald inkl. jordbehandlingsanlæg	0,02	0,1	37%	8%	43%	3%	9%
	Slam komposteringsanlæg	0,2	0,9	24%	19%	47%	2%	8%
	Bio kompost komposteringsanlæg	0,3	0,9	30%	15%	47%	1%	6%
Ukontrolleret gammel losseplads		0,4	1,2	34%	5%	44%	3%	14%

Data fra Faxe Miljøanlæg bekræfter det overordnede mønster set i de to foregående anlæg. På dette anlæg findes der desuden lager for forbrændingseget affald med en PFAS₂₂ koncentration i perkolat på op til 4,1 µg/L. To enheder for neddeling og lagring af rent træ har tidligere været anvendt til slam, kildesorteret organisk dagrenovation og dyregødning, som formentlig er kilde til PFAS₂₂ koncentrationer i perkolatet på op til 4,1 µg/L.

En enkelt celle skiller sig ud mht. sammensætning af PFAS₂₂ idet en celle for asbestholdigt affald med en PFAS koncentration på 26,5 µg/L har et markant højere indhold af kortkædede PFCA på 89% af PFAS₂₂. Noget tilsvarende ses ikke i enheder til asbestholdigt affald på Glatved Behandlingscenter (tabel 14). Kilder til PFAS i asbestholdigt affald kunne oplagt være maling på tagplader. Da affaldet skal indpakkes i plastfolie, vil denne affaldskategori også indeholde en del plastfolie, men der er ikke noget, der tyder på, at PFAS skulle anvendes i produktionen af denne type plastfolie.

TABEL 17 PFAS-koncentrationer i perkolat fra forskellige typer celler/enheder fra Faxe Miljøanlæg.

Affaldstype	Driftsperiode	Koncentration i perkolat, µg/L			% af PFAS ₂₂			
		PFAS ₄	PFAS ₂₂	PFAS ₄	Kortkædede PFSA %	Kortkædede PFCA %	6:2 FTS %	Andre
Blandet affald	1978 -1985	0,3	0,5	53%	5%	28%	2%	12%
	1985 - 1987	0,3	0,6	43%	5%	36%	6%	11%
	1987 -1990	0,1	0,2	42%	5%	32%	13%	10%
	1987 -1990	0,3	0,7	43%	3%	39%	4%	12%
	1990 -1993 *	0,2	0,5	46%	3%	35%	3%	13%
	1990 -1993 *	0,4	0,9	45%	2%	35%	2%	15%
	1993 – 1996 **	0,5	1,4	39%	6%	41%	2%	12%
	1997 – 2009	1,3	4,1	32%	5%	49%	3%	11%
	1999 - 2009	1,2	4,0	29%	6%	52%	2%	11%
	2009 – i drift	1,7	9,4	18%	4%	69%	0%	8%
Lager for forbrændingseget affald	2002 – i drift	0,3	1,0	28%	10%	53%	0%	10%
	2005 – i drift	0,1	0,2	42%	5%	31%	1%	22%
Inert affald (Primært asbest)	2006 - 2011	2,0	4,0	50%	3%	29%	0%	18%
Asbestholdigt affald	2010 – i drift	1,3	26,5	5%	1%	89%	0%	5%
Neddeling og lagring af rent træ	1997 – i drift ***	0,05	0,2	42%	6%	56%	2%	13%
	2004 – i drift ***	1,3	4,1	23%	5%	49%	3%	11%
	2009 – i drift	0,3	0,6	32%	10%	34%	0%	14%
Mineralsk affald	2001 – i drift	0,03	0,1	31%	5%	42%	7%	16%
Ikke etableret	-	0,02	0,04	49%	5%	26%	2%	34%
Ikke etableret	-	0,01	0,02	39%	4%	39%	1%	31%

* Har i en periode også været anvendt til kompostering af haveaffald ca. 1993 -1996. ** En del af etappen er lagerplads (Trykimprægneret træ mm.), vendeplads og lign. *** Cellerne var oprindeligt anvendt til slam, kildesorteret organisk dagrenovation og dyregødning. ca. frem til 2019.

Hjelmar og Hyks (2025) præsenterer i en ny undersøgelse for Miljøstyrelsen om miljøfarlige stoffer i perkolat fra deponeringsanlæg et datasæt fra AV Miljø, hvor der i perkolat er analyseret for 59 PFAS-forbindelser. En sammenfatning af datasættet er vist her for at illustrere bidraget fra forstadierne. Det er ikke oplyst, hvilke typer af affald, der er deponeret i de enkelte enheder, eller i hvilken periode enhederne har været aktive. Udover de stoffer, der indgår i PFAS₂₂, er der analyseret for en lang række forstadier herunder en række telomer-forbindelser: n:2 FTS (4 stoffer), n:2 FTOH (5 stoffer), n:3 FTCA (3 stoffer), 6:6 PFPIA, n:8 PFPIA (2stoffer), n:2 PAP (2 stoffer), n:2/n:2 diPAP (3 stoffer). Udover en række PFAS, som indgår i PFAS₂₂, blev følgende stoffer fundet i koncentrationer over kvantifikationsgrænsen (som varierede fra 0,25 til 5 ng/L): 5:3 FTCA, MeFOSAA, 8:2 FTS, PFECHS og PFOPA.

PFAS₂₂ udgjorde fra 73 til 90% af Σ 59 PFAS (tabel 17) herunder et bidrag fra 6:2 FTS, som er et af de to forstadier, der indgår i PFAS₂₂. De langkædede PFAA, først og fremmest langkædede PFCA, udgjorde i alle enheder over halvdelen af Σ 59 PFAS, hvilket er betydeligt højere end rapporteret fra de andre anlæg og kunne tyde på, at der er tale om ældre celler. Samlet udgjorde de målte forstadier fra 10 til 27% af Σ 59 PFAS. De største bidrag kom fra n:3 FTCA (fra 2 til 15%, kun 5:3 FTCA var over detektionsgrænsen) og n:2 FTS (2-17% af Σ 59 PFAS). Andelen af 5:3 FTCA er betydeligt lavere end rapporteret i amerikanske undersøgelser

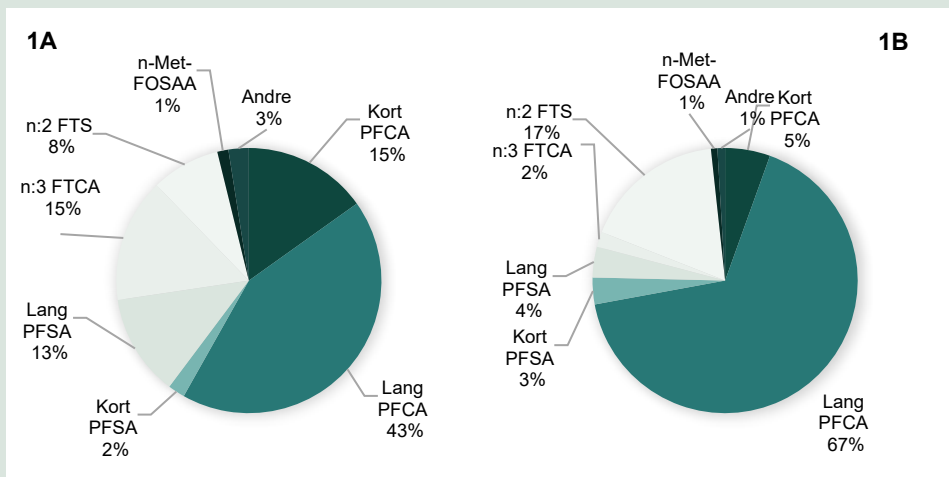
(refereret i afsnit 3.2.1), hvilket kan skyldes, at der er en mindre grad af anaerobe forhold i de danske anlæg, der ikke modtager husholdningsaffald, og telomerene derfor i hurtigere transformeres helt til PFAA, men det kan også skyldes forskelle i forekomsten af PFAS i affaldet, hvor de amerikanske deponeringsanlæg modtager mere affald indeholdende telomer-baserede sidekæde-fluorerede polymerer i eksempelvis tøj, tæpper, pap og papir. Det forhold, at de målte forstadier i perkolat fra disse enheder kun udgjorde fra 10 til 27% af $\Sigma 59$ PFAS kunne indikere, at transformationen fra forstadier til PFAA i mindre grad var den bestemmende tidsmæssige faktor for, hvornår PFAA endte i det opsamlede perkolat, og at selve udvaskningstiden for PFAA-forbindelserne var af større betydning.

TABEL 18 PFAS-koncentrationer i perkolat fra forskellige enheder på AV Miljø (Baseret på Hjelmar og Hyks, 2025).

	Koncentration i perkolat, µg/L *								
	1E	1D	1C	1B	1A	2A	2B	2Cb+2Ca	2E
Kortkædede PFCA	0,10	0,09	0,22	0,24	0,80	0,24	0,05	0,14	0,42
Langkædede PFCA	0,79	0,98	0,62	0,95	2,02	0,48	0,62	0,29	1,55
Kortkædede PFSA	0,08	0,33	0,03	0,21	0,20	0,11	0,03	0,03	0,25
Langkædede PFSA	0,28	0,13	0,18	0,24	0,31	0,05	0,03	0,03	0,40
n:3 FTCA	0,09	0,04	0,22	0,22	0,09	0,04	0,02	0,03	0,14
n:2 FTS	0,10	0,07	0,12	0,13	0,05	0,02	0,16	0,03	0,12
MeFOSAA	0,04	0,01	0,02	0,05	0,04	0,00	0,01	0,01	0,04
Andre	0,03	0,01	0,04	0,02	0,03	0,01	0,01	0,04	0,03
$\Sigma 59$ PFAS	1,5	1,7	1,4	2,1	3,5	1,0	0,9	0,6	3,0
PFAS ₂₂	1,2	1,5	0,9	1,5	2,6	0,7	0,8	0,4	2,3
PFAS ₄	0,8	0,9	0,5	0,7	1,1	0,2	0,5	0,1	1,2
PFOA ækv. af PFAS ₂₂ **	1,2	1,2	0,7	1,1	1,8	0,4	0,8	0,3	1,8
Procentfordeling									
PFCA	59%	64%	58%	58%	80%	75%	72%	73%	67%
PFSA	24%	28%	14%	22%	14%	17%	7%	9%	22%
n:3 FTCA	6%	2%	15%	11%	3%	5%	2%	5%	5%
n:2 FTS	7%	4%	8%	6%	2%	2%	17%	6%	4%
Andre forstadier	4%	1%	4%	3%	2%	1%	2%	8%	3%
Procentfordeling, opdelt på kort- og langkædede PFAA									
Kortkædede PFAA	12%	25%	17%	22%	28%	36%	9%	27%	23%
Langkædede PFAA	71%	67%	55%	58%	66%	55%	70%	55%	66%

* Alle værdier er bestemt som gennemsnit af tre målinger. Alle værdier under kvantifikationsgrænsen er sat til 0 fordi det store antal stoffer med koncentrationer under kvantifikationsgrænsen vil sløre billedet, hvis de f.eks. blev sat til halvdelen af kvantifikationsgrænsen.**Indikation af PFAS₂₄, som potentielt kan være lidt højere end de beregnede PFOA ækvivalenter.

Den procentvise fordeling af grupper af PFAA og forstadier er illustreret for to af enhederne i den følgende figur. Fordelingerne adskiller sig mest ved, at n:3 FTCA er det dominerende forstadie i 1A mens n:2 FTS er det i 1B. Begge stoffer vil kunne transformeres til de samme PFCA. Datasættet vurderes at være for lille til at påvise signifikante sammenhænge mellem koncentrationerne af forstadier og de enkelte PFAA, og en sådan analyse er derfor ikke foretaget.



FIGUR 17. To eksempler på sammensætning af 59 målte PFAS i perkolat fra enheder på AV Miljø.

PFAS₂₄ vs. PFAS₂₂ i perkolat

Der er ved dataindsamlingen kun modtaget et datasæt hvor der både er målt PFAS₂₂ og PFAS₂₄. Dette hænger formentlig sammen med, at analyser af PFAS₂₄ efter forfatterens erfaring indtil nu har været langt dyrere end analyser af PFAS₂₂.

I ikke-publicerede målinger af PFAS i perkolat fra Grindsted Deponi blev der målt koncentrationer af de PFAS-forbindelser, der indgår i henh. PFAS₂₂ og PFAS₂₄. Det eneste stof, af de stoffer som ikke indgår i PFAS₂₂, som blev fundet i en koncentration over kvantificeringsgrænsen (LOQ) var 6:2 FTOH, som udgjorde 0,1% af PFAS₂₄ (COWI, upubliceret). På basis af målinger af PFAS i samlebrønd for perkolat kunne PFAS₂₄ beregnes til 1,4 µg/m³, mens PFAS₂₂ koncentration kunne beregnes til 2,7 µg/m³, dvs. et forhold mellem de to summer på ca. 1:2. I perkolat fra en enhed med relativ høj koncentration var de to summer på henh. 2,5 og 6,8 µg/m³ dvs. et forhold på ca. 1:3.

Omregningsfaktoren fra PFAS₂₄ til PFAS₂₂ afhænger meget af forholdet mellem kort- og langkædede PFAA. I data vist i tabel 21 fra Odense Nord Miljøcenter er forholdet mellem PFOA-ækvivalenter af PFAS₂₂ og PFAS₂₂ og i urensset perkolat fra enheder med shredderaffald, som har en stor overvægt af kortkædede PFAS, på ca. 1:21, hvorimod den i urensset blandet perkolat (hvor også indgik perkolat fra shredderaffald) var på ca. 1:5. Erfaringer fra de ovenfor omtalte målinger i Grindsted Deponi indikerer, at summen PFOA-ækvivalenter af PFAS₂₂ i udgør en god proxy for PFAS₂₄.

Datasættet fra AV Miljø, hvor der er målt for 59 PFAS, mangler analyser for to af de langkædede PFCA, der indgår i PFAS₂₄ men ikke i PFAS₂₂. Af de målte stoffer, som indgår i PFAS₂₄ men ikke i PFAS₂₂, var der ingen, der blev målt i koncentrationer over LOQ. Da PFOA ækvivalens-faktorerne for de manglende stoffer er relativt små, og det vurderes ikke at være særlig sandsynligt, at stofferne skulle være til stede i koncentrationer over kvantificeringsgrænsen, vurderes værdierne angivet for PFOA ækvivalenter i tabel 17 at være et rimeligt proxy for PFAS₂₄. Da de langkædede PFAA i perkolat fra alle celler udgør den største del af PFAS₂₂, vil PFAS₂₄ nogenlunde følge PFAS₂₂ med værdier på mellem halvdelen og det samme som PFAS₂₂.

4.4.6 Koncentration i perkolat i relation til PFAS i indløb til renseanlæg

Som omtalt i indledningen i kapitel 1.2 er koncentrationerne i perkolat væsentlig over de nye vejledende vandmiljøkvalitetskriterier.

I en nyligt publiceret undersøgelse for Miljøstyrelsen har Hjelmars og Hyks (2025) undersøgt sammenhænge mellem koncentrationer af en lang række miljøfarlige stoffer i perkolat og de gældende miljøkvalitetskrav og koncentrationer i indløb til og udløb fra danske renseanlæg. Ind- og udløbskoncentrationer er baseret på NOVANA nøgletalsrapporten (Kjølholt et al., 2021). Data for en række af stofferne er præsenteret her for at illustrere, at nogle af de problemstillinger vedrørende PFAS i perkolat også er gældende for en række andre stoffer.

Undersøgelsen omfatter ikke PFAS₂₄, som der ikke findes nøgletal og miljøkvalitetskrav for. Da der ikke er miljøkvalitetskrav for andre PFAS end PFOS, er de vejledende vandkvalitetskriterier for PFAS₂₄ anvendt her. Der findes heller ikke datasæt, der tillader at beregne 90% fraktiler (som er de, der benyttes for andre stoffer i Hjelmars og Hyks, 2025) for PFAS₂₄, da de tilgængelige datasæt mangler målinger af enkelte stoffer, der indgår i PFAS₂₄. I nedenstående tabel er der i mangel af bedre data beregnet tilnærmede værdier for PFAS₂₄ på basis af målinger af PFAS₂₂ og $\Sigma 16$ PFAS. Da alle stoffer, der indgår i PFAS₂₄, men som ikke er omfattet af de 16 målte PFAS-forbindelser, har relativt lave PFOA ækvivalensfaktorer og normalt optræder i lave koncentrationer, vurderes underestimeringen at være meget begrænset. For koncentrationen i perkolat tages udgangspunkt i 90% fraktiler fra Hjelmars og Hyks (2025). Da perkolat fra shredderaffald er domineret af PFBS med en lille ækvivalensfaktor, resulterer en PFAS₂₂ værdi på 89 µg/L kun i en samlet PFOA ækvivalens på 7 µg/L (tilnærmet PFAS₂₄ værdi). For spildevand anvendes middelværdier for koncentrationen af PFAS i indløb og udløb baseret på PFAS massestrømsanalysen (Lassen et al., 2024). Omregningen til PFOA ækvivalenter resulterer i lidt højere værdier. Middelværdier er ikke helt identiske med de "Maximum Likelihood" (ML) estimater, der benyttes i nøgletalsrapporten, men der har ikke været et data til rådighed til en sådan beregning.

Med forbehold for de usikkerheder, der er i estimaterne for PFAS₂₄, ses det, at PFAS₂₄ ligger højt på både forholdet mellem koncentration i perkolat og det vejledende vandkvalitetskriterium og forholdet mellem koncentration i perkolat og indløb til renseanlæg. Vanadium (V) ligger højere på begge parametre, mens tungmetallerne bor (B), molybdæn (Mo) og arsen (As) ligger lidt under. For både Fluoranthen og tungmetallerne gælder det dog, at koncentrationerne i udløb fra renseanlæggene er mindre end koncentrationerne i indløb, mens de for både PFOS og PFAS₂₄ er højere i udløb, dvs. de målte PFAS-forbindelser dannes fra forstadier under renseprocessen.

Det skal bemærkes, at der ved sammenligningen mellem koncentrationerne af PFAS i perkolat og indløb ikke tages højde for, at indløb til renseanlæg formentlig indeholder en væsentlig større andel af forstadier til PFAA end indholdet i perkolat, hvor en del af forstadierne i spildevandet er blevet transformeret til PFAA.

TABEL 19 Indhold i perkolat, miljøkvalitetskrav, nøgletal for behandling i MBNDK-anlæg⁹ og simple overslagsberegninger for stoffer identificeret som potentielt problematiske i relation til spildevandsrensning. Sorteret efter aftagende CP/C_{Ind}. (Baseret på Hjelmars og Hyks, 2025 bortset fra PFAS₂₂ og PFAS₂₄, tilnærmet).

	C _P *	MKK	C _P /MKK	C _{Ind}	C _{Ud}	Reduktion	C _{Ud} /MKK	C _P /C _{Ind}	Kilde	Affald
	ng/L	ng/L		ng/L	ng/L	%				
Vanadium (V)	508.000	4.100	124	3.600	1.400	60	0,34	141	A	Blandet
PFAS ₂₂ /Σ PFAS 16	7.500	4,4	1.705	29	38	-31	9	234	C	Blandet
PFAS ₂₄ tilnærmet (PFOA ækv)	7.900	4,4	1.795	29	38	-31	9	272	C	Shredder
PFOS	1.500	0,13	11538	11	12	-3	92	136	A	Shredder
PFOA	985	0,065	15154	9,7	17	-75	262	102	E	Shredder
Arsen (As)	111.000	600	185	2.500	1.100	55	1,8	44	A	Blandet
Molybdæn (Mo)	518.000	6.700	77	3.600	2.200	37	0,33	144	B	Shredder
Nikkel (Ni)	160.000	8.600	19	8.100	4.300	46	0,5	40	A	Shredder
Bor (B)	6.790.000	94.000	72	370.000	330.000	11	3,5	18	A	Blandet
Bisphenol A	22.000	0,17 *	129.412	1.500	400	74	2.353	15	A	Blandet
Bisphenol A	22.000	10	2.200	1.500	400	74	40	15	A	Blandet
Molybdæn (Mo)	49.000	6.700	7	3.600	2.200	37	0,33	14	A	Blandet
Cadmium (Cd)	4.400	200	22	420	240	44	1,2	10	A	Blandet
Chrom-total (Cr)	51.000	3.400	15	9.000	3.200	65	0,94	5,7	A	Blandet
2,4,6 trichlorphenol	410	1.000	0,41	83	66	21	0,066	4,9	A	Blandet
Benz(a)pyren	220	0,17	1.294	70	n.d.	n.d.	-	3,1	A	Blandet
Kobber (Cu)	150.000	1.000	150	71.000	2.600	96	2,6	2,1	A	Blandet
Barium (Ba)	650.000	5.800	112	120.000	17.000	86	2,9	5,4	A	Shredder
Fluoranthren	58	6,3	9,2	150	49	68	89	0,39	A	Blandet
Vanadium (V)	508.000	4.100	124	3.600	1.400	60	0,34	141	A	Blandet

A: 90% fraktil på perkolatkoncentrationerne, ind- og udløb fra Nøgletalsrapport (Kjølholt et al., 2021).

B: Maxværdi på perkolatkoncentrationerne, ind- og udløb fra Nøgletalsrapport * 90% fraktil.

C: 90% fraktil fra Hjelmars og Hyks (2025) omregnet til tilnærmet PFAS₂₄ på basis af PFAS₂₂. Ind og udløb omregnet til tilnærmet PFAS₂₄ på basis af middelværdier af Σ 16 PFAS for danske renseanlæg fra Lassen et al. (2024).

C_P: Koncentration i perkolat. MKK: Miljøkvalitetskrav jf. BEK nr. 796 af 13/06/2023. For PFAS₂₄ vejledende vandkvalitetskriterium jf. Miljøstyrelsen (2024b). C_{Ind}: indløb til renseanlæg, C_{Ud}: udløb fra renseanlæg.

*Ny eller kommende miljøkvalitetskrav. n.d. Ingen data.

⁹ Renseanlæg med mekanisk rensning, biologisk rensning for organisk stof og kvælstof samt kemisk rensning for fosfor.

5. Metoder til ændret håndtering af PFAS i deponeringsanlæg

Dette kapitel udgør den centrale del af undersøgelsen, hvor en række metoder til ændret håndtering af PFAS i deponeringsanlæg beskrives.

Efter en kort indledning, der giver et overblik over, hvilke metoder der beskrives og hvorvidt de er relevante i relation til henh. enheder under drift, i efterbehandling og fremtidige enheder, følger en beskrivelse af hver af metoderne opdelt på:

- Beskrivelse af metoden
- Erfaring med metoden i Danmark
- Forventet effekt af metoden på udledninger af PFAS
- Forventet effekt af metoden på udledninger af andre miljøfarlige stoffer
- Metodens anvendelsesmuligheder og begrænsninger.

De gennemgåede metoder sammenfattes på tværs af metoderne i kapitel 7, som vedrører vurdering af gennemførligheden af metoderne. For at undgå gentagelser er kapitlet derfor ikke forsynet med en selvstændig sammenfatning.

5.1 Indledning

Der foregår aktuelt kun i begrænset omfang eller på forsøgsbasis en specifik håndtering af PFAS i deponeringsanlæg. Håndtering af PFAS-holdige affaldsfraktioner i deponeringsanlæg i Danmark følger krav fastsat i affaldsbekendtgørelsen og deponeringsbekendtgørelsen, samt anden relevant lovgivning.

En oversigt over de beskrevne håndteringsmetoder og deres anvendelse i relation til enheder under efterbehandling, enheder under opfyldning samt fremtidige enheder er vist i tabel 19. Tabellen angiver desuden for de undersøgte metoder til henh. øget og reduceret udvaskning om metoden resulterer i en ændret vandbalance for en enhed eller resulterer i en ændring af masseoverførslen affald/vand.

For de eksisterende deponeringsanlæg er der en række forudsætninger, som formodentligt vil have betydning for, hvilke metoder som i sidste ende vurderes egnede til implementering. Dette kan f.eks. være alder af de miljøbeskyttende systemer, eller at der i dag ikke er lavet fuldskala udgravninger af deponeringsenheder med henblik på at behandle affaldet inden gendeponering.

Det har som en del af projektet ikke været muligt at lave detaljerede vurderinger af effekten af kombinationer af disse metoder. I sammenfatningen i kapitel 7 indgår overvejelser om kombinationer af flere metoder, og i hvilket omfang en kombination ville kunne have en mereffekt.

Undersøgelsen omfatter ikke metoder til rensning af PFAS i deponigas.

TABEL 20 Beskrevne håndteringsmetoder og deres anvendelse i relation til enheder under efterbehandling og enheder under opfyldning samt fremtidige enheder.

Håndteringsmetode	Relevant for:			Ændring af:		Deponeringsstrategi
	Enheder under efterbehandling	Enheder under opfyldning	Fremtidige enheder	Vandbalance n for en enhed	Masseoverførsel en affald/vand	
Frasortering af PFAS-problematisk affald, inden deponering		X	X			
Metoder, som fører til reduceret udvaskning af PFAS:						
<i>Impermeabel/semipermeabel afdækning</i>	X		X	X		Isolation eller langsom udvaskning
<i>Anvendelse af hæmmere for udvaskning af PFAS</i>		X	X		X	Langsom udvaskning
<i>Irreversibel binding af PFAS</i>		X	X		X	Langsom udvaskning
Metoder, der fører til øget udvaskning af PFAS:						
<i>Neddeling af deponeringseget affald</i>		X	X			Udvaskning
<i>Recirkulering af perkolat</i>		X	X	X		Udvaskning
<i>Forceret udvaskning</i>	X		X	X		Udvaskning
<i>Anvendelse af additiver for at fremme udvaskning</i>		X	X		X	Udvaskning
<i>Beluftning/iltning</i>	X	X	X		X	Udvaskning
Forbrænding af nogle affaldsfraktioner	X	X	X			
Rensning af perkolat for PFAS						
<i>Renseprocesser</i>	X	X	X			Udvaskning
<i>Destruktionsprocesser</i>	X	X	X			Udvaskning

(x) - delvist relevant

5.2 Frasortering af PFAS-problematisk affald inden deponering

5.2.1 Beskrivelse af metoden

Overordnet beskrivelse

I relation til håndtering af PFAS på deponeringsanlæg kan der iværksættes nye eller justeringer af eksisterende procedurer med henblik på at kontrollere egenskaberne af affald, som ønskes deponeret. Sådanne tiltag, som kan være svære og ressourcekrævende, kan gennemføres opstrøms, inden der træffes beslutning om at anvis og sende affaldet til deponering, eller i forbindelse med modtagekontrollen på selve deponeringsanlægget. Hovedformålet med tiltagene vil være at forhindre eller i det mindste reducere tilførslen til deponeringsenheder af deponeringseget affald med højt indhold af PFAS, som kan forventes at blive frigivet efter deponering. Overordnet er der således tale om en frasortering af potentielt problematiske affaldstyper eller en opdeling af en affaldsstrøm henholdsvis i en ikke-problematisk og en (potentielt) problematisk del. De håndteringsmæssige tiltag, som skal beskrives i denne sammenhæng, kan være identifikation, karakterisering og adskillelse/sortering, men omfatter ikke egentlige behandlingsmetoder med henblik på

modificering af affaldets indhold og frigivelse af PFAS. Metoden er relevant for deponeringsenheder under opfyldning og for fremtidige deponeringsenheder, men naturligvis ikke for enheder under efterbehandling.

Formålet med håndteringen afhænger bl.a. af den tiltænkte type af deponeringsenhed og deponeringsstrategien. Hvis målenheden er en deponeringsenhed, som drives i henhold til udvaskningsstrategien, vil formålet især være at fjerne affald med betydeligt indhold af PFAS, som er eller kan blive tilgængeligt for udvaskning eller afgang. Hvis målenheden er en deponeringsenhed, som drives i henhold til en indkapslingsstrategi eller eventuelt en immobiliseringsstrategi (se afsnit 4.4.3), kan det muligvis være unødvendigt at frasortere affald med et højt indhold af PFAS. Det er en afgørende forudsætning, at der kan opstilles nogle retningslinjer for, hvor grænserne mellem "ikke-problematisk" og "problematisk" indhold af PFAS skal gå, eventuelt graderet i forhold til typen af den deponeringsenhed, som affaldet er tiltænkt. Erfaringsgrundlaget for fastsættelse af input-baserede grænseværdier for PFAS i relation til frigivelse på gasform eller med perkolatet efter deponering er yderst begrænset, og det vil formentlig være nødvendigt at fastsætte sådanne retningslinjer forholdsvis pragmatisk, indtil det nødvendige grundlag for at opstille risikobaserede grænseværdier er tilvejebragt.

Frasortering af affald med kritisk indhold af PFAS løser måske umiddelbart et problem i relation til deponering på bestemte enheder, men det frasorterede affald med indhold af problematisk PFAS, som vurderes at være for højt til deponering på de pågældende enheder, må så bortskaffes på anden vis, for eksempel ved termisk destruktion (se afsnit 4.5) eller placering i et specialdepot for PFAS-holdigt affald, hvor vandgennemstrømning og perkolatdannelse forhindres i videst mulige omfang (se metoder til reduceret udvaskning i afsnit 4.3). Der er dog hverken i Danmark eller i udenlandsk litteratur fundet information om eksisterende specielle deponeringsenheder for PFAS-holdigt affald. På nuværende tidspunkt vil termisk destruktion, som endegyldigt fjerner PFAS, have en klar fordel frem for placering i specialdepot, hvor PFAS potentielt fortsat udgør en fremtidig risiko.

Identifikation af affald med PFAS-indhold, som er potentielt problematiske i relation til deponering

Identifikationen af affald, som bør frasorteres pga. uacceptabelt højt indhold, kan i princippet ske på to måder som led i den grundlæggende karakterisering:

- 1) Tilvejebringelse af en liste over produkter/affaldstyper, som potentielt kan indeholde PFAS
- 2) Gennemførelse af analyse og udvaskningstests for PFAS i forbindelse med den grundlæggende karakterisering af affald til deponering

1). Tilvejebringelse af liste. Baseret på tilgængelig information og løbende suppleret med nye erfaringer og analyser/tests kunne der tilvejebringes en liste over produkter og affaldstyper med kendt indhold og udvaskningsegenskaber. Listen kan via EAK-koder og positivlister (se Bilag 3) relateres til specifikke typer af deponeringsenheder. Listen kunne administreres og vedligeholdes centralt med åben adgang for alle og med mulighed for, at alle kan bidrage med relevante data. Som en start, indeholder afsnit 3.3.1 en gennemgang af eksisterende viden om indhold af PFAS i produkter og materialer, som indgår i deponeringseget affald. Informationer og data for specifikke affaldstyper opnået gennem grundlæggende karakterisering (punkt 2 nedenfor) bør løbende overføres til listen. I konkrete situationer, hvor en affaldstype ud fra listen er identificeret som potentielt kritisk, kan det i nogle tilfælde være hensigtsmæssigt at supplere med analyse/testning, før en egentlig frasortering. For nedrivningsaffald kan man eventuelt stille krav om analyse/testning for PFAS i forbindelse med selektiv nedrivning.

2). Analyser/udvaskningstests. På lidt længere sigt vil den nødvendige viden for mange affaldstypers vedkommende kunne tilvejebringes/suppleres i forbindelse med gennemførelsen af den obligatoriske grundlæggende karakterisering, hvis PFAS tilføjes til listen over stoffer,

der skal gøres rede for, da kun affald, der (evt. typevis) har været underkastet en grundlæggende karakterisering, må tilføres en deponeringsenhed (deponeringsbekendtgørelsen, BEK 1253/2019, Bilag 3, afsnit 2.2). Derudover skal affaldet selvfølgelig overholde de relevante krav til stofudvaskning for den givne deponeringsenhed. Følgende oplysninger skal ifølge deponeringsbekendtgørelsen indgå i den grundlæggende karakterisering af enhver affaldstype, der ønskes deponeret:

- 1) *Oplysninger om affaldets kilde og oprindelse.*
- 2) *Oplysninger om den proces, hvor affaldet er frembragt, herunder beskrivelse og karakterisering af råmaterialer og produkter.*
- 3) *Beskrivelse af den forbehandling, der er anvendt, eller en beskrivelse af, hvorfor en behandling ikke anses for nødvendig.*
- 4) *Oplysninger om affaldets sammensætning.*
- 5) *Oplysninger om affaldets udvaskningsegenskaber for så vidt angår inert og farligt affald og for mineralisk affald, når det deponeres sammen med farligt affald. Udvaskningsbestemmelser af affaldet skal følge retningslinjerne for karakteriseringstestning beskrevet i Bilag 6.*
- 6) *Oplysninger om affaldets lugt, farve og fysiske form.*
- 7) *Oplysninger om affaldets EAK-kode i listen over affald i Affaldsbekendtgørelsen.*
- 8) *For så vidt angår spejlindgange for farligt affald, skal der være oplysninger om det pågældende affalds farlige egenskaber.*
- 9) *Oplysninger, som viser, at affaldet ikke er omfattet af forbud mod deponering, jf. §41 i BEK 224/2019 (nu §52 i BEK 2512/2021) i Affaldsbekendtgørelsen].*
- 10) *Hvilken affaldsklasse affaldet tilhører.*
- 11) *Beskrivelse af sikkerhedsforanstaltninger, som skal træffes på deponeringsanlægget, hvis der er behov herfor.*
- 12) *Vurdering af, om affaldet eller dele heraf kan genanvendes eller nyttiggøres på anden måde.*
- 13) *Oplysninger om affaldets fysiske stabilitet og bæreevne for så vidt angår farligt affald."*

Punkterne 4 og 5 gælder pt. ikke for blandet affald, men de øvrige krav om oplysninger gør, og skal i princippet foreligge for hver affaldsleverance (formentlig primært via deklarationer). I sin nuværende form omfatter de minimums-analyseprogrammer, som er knyttet til punkt 4 (kemiske analyser) og punkt 5 (udvaskningsbestemmelser), ikke PFAS. Beskrivelsen af analyse- og testprogrammerne i den grundlæggende karakteriseringstestning i Bilag 6 i deponeringsbekendtgørelsen kunne derfor udvides med krav om bestemmelse af affaldets indhold og udvaskning af PFAS, herunder PFAS₂₄. For blandet affald ville udvalgte affaldskomponenter eventuelt skulle testes og analyseres enkeltvis. Dette vil ikke være helt enkelt og kræver dels, at den ovenfor omtalte liste over affald/materialer med kritisk indhold af PFAS tilvejebringes, dels at der foretages nogle ændringer i deponeringsbekendtgørelsen.

Problematiske egenskaber i relation til fastsættelse af frasorteringskriterier

Da metoden går ud på at fraskille affald med for høje indhold af uønskede PFAS-stoffer, inden det placeres i en deponeringsenhed, vil det, som allerede nævnt, være nødvendigt at definere nogle kriterier for uønsket indhold af PFAS. På grund af mangfoldigheden, diversiteten og dualiteten samt allestedsnærværelsen af PFAS vil det være vanskeligt at opstille udtømmende lister med præcise, risikobaserede grænseværdier for uønskede egenskaber for specifikke PFAS i affaldet. Dette vil kræve udviklingsarbejde over længere tid.

Det kan derfor være hensigtsmæssigt indledningsvis at diskutere og forsøge at definere rent generisk, hvad uønskede eller problematiske egenskaber af PFAS i affald vil være i relation til en deponeringsenhed (i første omgang kun enheder baseret på en udvaskningsstrategi).

Affald med et indhold af PFAS kan potentielt give anledning til problemer, hvis gennemsnitlige nedbør efter deponering udvasker PFAS, som derefter føres bort med perkolatet. Dette kan nødvendiggøre rensning af perkolatet på deponeringsanlægget, inden det bortledes. Hvis affaldet indeholder flygtige PFAS eller forstadier til flygtige PFAS, vil de flygtige PFAS potentielt kunne frigives under eller efter deponering (og eventuelt fra perkolatet efter

udvaskning) og blive udledt til atmosfæren eller potentielt udgøre en sundhedsrisiko på deponeringsanlægget. PFAS i affaldet i form af fluorpolymerer vil være bundet så hårdt, at det ikke vil kunne frigives inden for en overskuelig tidsramme, og derfor ikke forventes at ville kunne give anledning til problemer med udvaskning af PFAS. Som nævnt i afsnit 3 kan affaldet også indeholde f.eks. sidekæde-fluorerede polymerer, som i flere trin over meget lang tid vil kunne afspalte og danne neutrale perfluoralkylsyrer, som kan afledes til luft, og polære perfluoralkylsyrer, som kan opløses i perkolatet, selv om de sidekæde-fluorerede polymerer ikke i sig selv umiddelbart kan udvaskes fra affaldet. Der kan også være tilfælde, hvor analyser af faststofindholdet for en række PFAS i en affaldstype giver resultater, som ligger under rapporteringsgrænsen for analysemetoderne, mens udvaskningstests viser, at der fra samme affaldstype kan udvaskes signifikante (og potentielt problematiske) mængder af de samme PFAS. Det kan derfor være vigtigt, at der foreligger informationer om både indhold og udvaskning samt flygtighed af PFAS for en given affaldstype.

Graden af potentielle problemer, som de enkelte PFAS-forbindelser kan give anledning til, afhænger bl.a. af deres toksicitet, som den for eksempel kommer til udtryk i de relative potensfaktorer (RPF) i forhold til PFOA, som er tilknyttet de enkelte PFAS i det nye vandkvalitetskriterium for PFAS₂₄ i overfladevand (se afsnit 3.1.2).

I det omfang der stilles krav til PFAS-indholdet i perkolat, der udledes fra deponeringsenheder, bør der ved opstilling af grænseværdier for udvaskning af PFAS i affald, der ønskes deponeret på enhederne, tages højde for, at disse krav kan overholdes.

I grundlaget for en vurdering af, om en given affaldstype skal frasorteres inden deponering på grundlag af indhold af PFAS, kunne der ideelt set indgå informationer (fra grundlæggende tests) eller fra litteratur eller databaser, som kan belyse følgende egenskaber i relation til de enkelte PFAS-forbindelser: Faststofindhold, udvaskningsegenskaber, flygtighed og toksicitet.

Aktører og ansvar

Affaldsproducenten har ifølge §16, stk. 1 i ansvaret for at sikre, at der foretages en grundlæggende karakterisering af affaldet, når et læs affald ønskes afleveret på et deponeringsanlæg. Producenten vil således også have ansvaret for at beskrive indhold og udvaskning af PFAS fra affaldet og, når der foreligger kriterier/grænseværdier for at frasortere affald med problematisk indhold af PFAS (og for at bortskaffe det frasorterede affald på anden vis).

Genbrugsstationerne sender regelmæssigt containere med affald til deponering på enheder for blandet affald. Som beskrevet i afsnit 2.4 bør der under alle omstændigheder strammes op på sorteringen af affald til deponering på genbrugspladserne, og der bør opstilles en specialcontainer til frasortering af affald med forventet højt indhold af PFAS, når kriterier for dette foreligger. Det vil kræve, at der på forhånd opstilles en liste over visuelt genkendelige affaldstyper, som vides/mistænkes for at have et for højt indhold af PFAS. Det vil være driftsledelsen for pladserne (kommuner eller affaldsselskaber), som har ansvaret for at tilrettelægge og kontrollere frasorteringen (og for at bortskaffe det frasorterede affald på anden vis).

Uanset om det vælges at lægge hovedindsatsen hos producenten eller ved ankomsten til deponeringsanlæggene, har **operatørerne** på deponeringsanlæggene ansvaret for at foretage en visuel inspektion af affaldet ved indgangen til deponeringsanlægget og på deponeringsstedet. Den visuelle inspektion skal omfatte en kontrol af, at affaldet er sorteret og ikke indeholder forbrændingseget eller genanvendeligt affald, samt en kontrol af den medfølgende dokumentation. Når kriterierne er på plads, og hvis der er fastsat en liste af affaldstyper, som generelt skal mistænkes for at indeholde (for meget) PFAS, og disse er genkendelige, vil disse kunne indgå i kontrollen. Hvis der er begrundet tvivl, om et givet læs

overholder kravene, eller hvis dokumentationen viser det ikke gør, skal det sorteres, og den del af affaldet, som mistænkes for at overskride kriterierne tages fra til kontrolanalyse, alt sammen på producentens/transportørens regning. Sortering af læs, som ikke overholder de gældende regler, er i forvejen rutine på nogle deponeringsanlæg.

5.2.2 Erfaring med metoden i Danmark

Mens der er masser af erfaring med sortering af affald i alle led af affaldshierarkiet i Danmark med størst mulig effekt og mindst muligt ressourceforbrug, er der ingen erfaringer med sortering i forhold til indhold af PFAS. Rent generisk vil metodikken for udskillelse af ellers deponeringsegnet affald med uacceptabelt høje indhold af PFAS dog formentlig svare til de metoder og procedurer, som i dag anvendes til identifikation og frasortering af farligt affald fra de øvrige affaldsstrømme.

5.2.3 Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Hvis affaldstyper med høje indhold og/eller høj udvaskning af PFAS frasorteres og dermed ikke deponeres, må det forventes, at de samlede udledninger af PFAS med perkolat og til luft fra deponeringsanlæggene vil blive reduceret.

5.2.4 Forventet effekt af metoden på udledning af andre miljøfarlige stoffer

Der foreligger ikke umiddelbart ret mange oplysninger, der kan belyse, om affaldsfraktioner eller affaldstyper, som har et højt indhold af PFAS, også har høje indhold af andre miljøfarlige forurenende stoffer. Det kan dog nævnes, at perkolat fra deponeret shredderaffald ser ud til at have indhold af bisphenol A, der er mindst godt 10 gange højere, end indholdet af bisphenol A i perkolat fra blandet affald. I det omfang shredderaffald, som jo i øjeblikket er den dominerende type af affald på deponeringsenheder for farligt affald, bortskaffes på anden vis end ved deponering, vil der sandsynligvis blive udledt væsentligt mindre bisphenol A fra deponeringsanlæg.

5.2.5 Metodens anvendelsesmuligheder og begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

I princippet er metoden simpel og anvendelig i forhold til enheder under opfyldning og fremtidige enheder, men det forudsætter især 1): at der kan fastsættes relevante afskæringsværdier for indhold og udvaskning af PFAS til deponering; 2): at der kan findes relevante og sikre metoder til destruktion af PFAS i det affald, som omdirigeres fra deponering. Som det fremgår af afsnit 2.6 er affald til deponering på enheder for mineralsk affald og enheder for farligt affald (pt. primært shredderaffald) forholdsvis ensartet, og det kan forventes, at det ankommer til et deponeringsanlæg i hele vognlæs med samme affaldstype og EAK-nummer. Det vil formentlig ikke være særligt omkostningskrævende at få den grundlæggende karakterisering af disse typer affald til at omfatte analyse og testning for PFAS (formentlig opdelt på type affald fra samme proces/oprindelse). Som det også fremgår af afsnit 2.6, er blandet affald, som ønskes tilført en deponeringsenhed for blandet affald, ofte et sammensurium af mange forskellige typer affald og materialer, som, når det først er blevet blandet opstrøms, kan kræve en større indsats at sortere med henblik på identifikation og udskillelse af affaldstyper eller -fraktioner, som kan forventes af have høje indhold af PFAS. Dette kunne gøres simplere og mindre ressourcekrævende, hvis man fra producentens og/eller transportørens side undlod at blande forskellige affaldstyper sammen og i stedet sendte mere ensartede læs afsted til deponeringsanlæggene.

Hvis (en del af) kontrollen og fjernelse af affald med for stort PFAS-indhold skal ske lokalt ved ankomsten til deponeringsanlæggene, kan det nævnes, at forsøgsordninger med udsortering hos danske deponeringsanlæg har vist, at meget forkert anvist affald kan frasorteres på et halgulv med maskiner og til dels med håndkraft. Samme forsøgsordninger har også vist, at

dette i flere tilfælde meget hurtigt reducerer mængderne af forkert anvist affald fra den pågældende affaldsproducent til det pågældende deponeringsanlæg. Det kan både skyldes en eventuel ekstra udgift ved sortering, men også at lastbilen, som er ankommet med affaldet, typisk ikke kan få lov til at forlade anlægget igen før affaldet er sorteret. Det forkert anviste affald læsses tilbage på samme lastbil, så der kan afregnes via vægten på det tilførte deponeringsegnete affald. På nogle anlæg fungerer dette allerede som rutineprocedure, hvis der opstår tvivl, om affaldet er korrekt anmeldt og/eller svarer til anmeldelsen. Det bør dog absolut være undtagelsen og ikke et led i den normale procedure, at frasortering af PFAS-kritisk affald skal ske på deponeringsanlæggene, både af rimelighedsårsager og fordi det formentlig ville kræve nye miljøgodkendelser af deponeringsanlæggene som affaldsbehandlere.

5.3 Metoder, som fører til reduceret udvaskning af PFAS

Der er i projektet identificeret en række metoder, som i sig selv eller i kombination med andre metoder forventes at kunne reducere udvaskningen af stoffer fra deponeringsegnet affald. Disse er beskrevet i separate afsnit i nedenstående.

Kapitlet omfatter metoder, som vurderes realistiske på danske deponeringsanlæg, og omfatter ikke mulig deponering i saltminer eller dybe klippeformationer, injektion i undergrunden, mv.

5.3.1 Impermeabel/semipermeabel afdækning

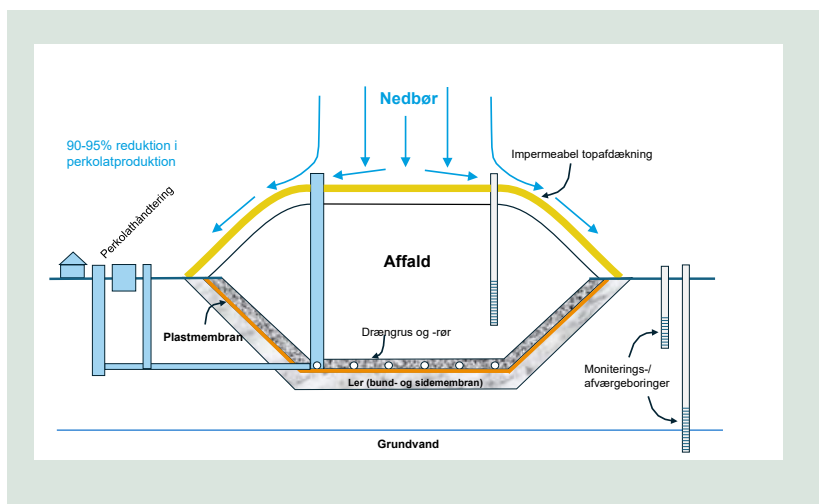
Beskrivelse af metoden

Efter et deponeringsanlæg er blevet fyldt op til den planlagte højde jf. gældende reableringsplan afdækkes affaldet blandt andet for sikre en fysisk adskillelse mellem det deponerede affald og omgivelserne, sikre den fremtidige arealanvendelse og for at forhindre opfrysning af affaldet.

Jævnfør punkt 14.3, bilag 2 i deponeringsbekendtgørelsen skal den samlede slutaafdækning være minimum 1,0 meter tyk og skal etableres, så regnvand kan infiltrere gennem slutaafdækningen. Som følge af dette krav, afdækkes de fleste deponeringsanlæg i Danmark med et minimum 1,0 m tykt lag permeabel jord, hvor de øverste 20 cm består af muld.

Ved at introducere materialer af lavere permeabilitet, såsom lerjord, og/eller forseglende membraner i form af plastmembran eller bentonitmembran i slutaafdækningens konstruktion, kan nedsivning af nedbør til affaldet reduceres betydeligt.

En skematisk oversigt over deponeringsanlæg med impermeabel/semipermeabel afdækning er vist i figur 18.



FIGUR 58. Skematisk oversigt over deponeringsanlæg med impermeabel/semipermeabel afdækning.

Erfaring med metoden i Danmark og udlandet

Grundet de gældende krav til slutaafdækningens permeabilitet i deponeringsbekendtgørelsen er danske erfaringer med impermeabel eller semipermeabel afdækning meget begrænsede. Kun nogle få deponeringsanlæg nedlukket før 2009 er etableret med disse typer afdækning.

I udlandet er etablering af impermeabel afdækning over det deponerede affald den mest anvendte metode til nedlukning af deponeringsenheder. Impermeabel afdækning anvendes ikke specifikt med henblik på reduktion af udslip af PFAS-forbindelser fra deponeringsanlæg, og der er ved litteraturgennemgangen ikke fundet undersøgelser, der viser effekten af impermeabel afdækning på udslip af PFAS.

Opbygning af slutaafdækningen varierer en del og omfatter fra ét til flere forseglende membranlag afhængigt af lokale forhold og fremtidig anvendelse af anlæggets areal. Fokus er rettet mod projektering af afdækning med en permeabilitet, der er væsentligt lavere end for bundmembran for at undgå den såkaldte badekareffekt, hvor perkolat ophobes i bunden af anlægget. Dette er ikke aktuelt for aktive danske deponeringsanlæg, som er etableret med perkolatopsamlingsystem under det deponerede affald, og vil ikke være aktuelt så længe systemet er effektivt efter nedlukning.

Forfatterne af denne rapport har kendskab til flere deponeringsanlæg i Danmark, hvor der er etableret tæt slutaafdækning. Etableringen af slutaafdækningen på et af disse anlæg er designet af COWI og følgende er baseret på COWIs erfaringer med slutaafdækningen. Formålet var at reducere produktionen af perkolat mest muligt, hvilket lykkedes med en reduktion på ca. 95%. Der er på projekter i udlandet udført af COWI opnået en reduktion af perkolatmængden på ca. 90-95%. Det kan ikke udelukkes, at metoden kan optimeres yderligere, og at en reduktion tættere på 99% kan opnås.

Af relevante forhold ved detailprojektering af impermeable slutaafdækninger kan nævnes følgende:

- Sætninger i affaldet, hvilket kan få membranen i slutaafdækningen til både at folde sammen og strækkes ud. Dette kan give lunger, hvor nedbør efterfølgende samles. Ved større sætninger kan der opstå brud i konstruktionen, hvorved nedbøren igen kan få kontrakt med affaldet. Dette er meget vigtigt at tage højde for ved projektering af slutaafdækningen, men det kan være svært at løse, da det ikke kan forudsiges, hvor og hvor meget affaldet vil sætte sig. Det

er primært som følge af nedbrydning af organiske komponenter i affaldet, at sætninger forekommer, men kan også i mindre omfang skyldes andre processer.

- Overfladeafstrømning, som øges betydeligt som følge af reduceret infiltration til affaldet. Særligt ved kraftige nedbørshændelser kan dette udgøre et problem. Eksisterende overfladevandssystemer på gamle anlæg kan være væsentligt underdimensionerede til at kunne håndtere øgede vandmængder efter etablering af en tæt slutafdækning og skal derfor opgraderes. En stor hældning kan give en meget kraftig afstrømning, og ved en for lille hældning vil en større del af nedbøren sive ned til affaldet gennem eventuelle utætheder i slutafdækningen. Derudover skal der tages stilling til, hvordan den opsamlede overfladeafstrømning skal håndteres, når den forlader anlægget.
- Hvis der skal kunne køres på anlægget, efter at slutafdækningen er blevet etableret eller arealet er tiltænkt en anden anvendelse, skal slutafdækningens tættende elementer beskyttes på både oversiden og undersiden for at begrænse fysiske belastninger og undgå skader. Dette gælder både ler- og plastmembraner, som har forskellige svagheder. Dette kan f.eks. gøres ved udlægning af geotekstil eller et lag sand. Det ville være nødvendigt at udskifte de tættende elementer af slutafdækningen med jævne mellemrum for at kunne opretholde den ønskede tæthed af konstruktionen. På det ovennævnte danske deponeringsanlæg med impermeabel slutafdækning er der afsat midler til udskiftning af topmembranen hvert 30. år. En levetid på op til 75 år er ikke urealistisk, og anvendes f.eks. i Holland. Til vurdering af, om membranen fortsat er intakt, findes - ud over en visuel kontrol ved (stikprøvevis) frigravning - løsninger med indbyggede elektroder under membransystemet til detektion af væsentlige lækager. En stigende perkolatdannelse kan også indikere, at den tætte slutafdækning ikke længere er intakt.
- Overdækning af de tættende elementer af slutafdækningen skal være af passende tykkelse for at undgå, at de beskadiges af rodvækst fra den planlagte vegetation på oversiden af slutafdækningen.
- En vis grad af naturpleje må forventes, så der ikke kommer for store træer.
- Hvis anlægget i forvejen har gasindvinding, vil produktionen af deponigas falde over en årrække ved en reduktion af tilført vand. Omvendt vil en tæt slutafdækning gøre det muligt at opsamle lossepladsgas inkl. PFAS, så gasserne efterfølgende kan sendes gennem andre systemer.
- Der vil på langt de fleste deponeringsenheder være nogle fysiske installationer, som skal føres gennem slutafdækningen. Dette kan være borer, brønde, el eller andet. Det er muligt at finde tekniske løsninger for denne problemstilling og hermed hindre infiltration af nedbør i det deponerede affald i forbindelse med disse gennemføringer. Såfremt man ønsker at opsamle deponigas, har tætheden af disse gennemføringer større betydning.
- På deponeringsenheder, hvor der tidligere er udlagt permeabel slutafdækning, skal det afgøres, hvad man gør i forbindelse med etablering af tæt slutafdækning. Skal den eksisterende slutafdækning fjernes helt eller delvist, eller etableres den tætte membran oven på? Alt organisk (muld) bør fjernes inden etablering af slutafdækning for at undgå sætninger.
- Hvert deponeringsanlæg må forventes at have unikke udfordringer, hvorfor en generel model for tæt slutafdækning formentligt vil skulle tilpasses hvert enkelt anlæg.

Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Udledning af PFAS-forbindelser vil ophøre eller blive reduceret væsentligt efter implementering af denne metode. Perkolatdannelsen og hermed udvaskningen vil begynde at aftage nogle måneder

efter implementeringen og vil fortsat aftage 1-3 år efter afhængigt blandt andet af den vandmængde, der allerede er nedsivet i affaldet. Der må regnes med, at der efter denne periode stadig vil kunne dannes mindre mængde PFAS-holdigt perkolat, men at mængden vil være reduceret med 90-95% og måske mere med en forbedring af metoden. Ved at hindre tilførslen af vand vil den biologiske aktivitet, som er ansvarlig for en væsentlig del af nedbrydningen og transformation af PFAS i affaldet, mindskes markant. Så oven i effekten af at mindske mængden af perkolat vil der formentlig ske en hæmning af frigivelsen af ikke-polymere forstadier fra sidekæde-fluorerede polymerer og en begrænsning af frigivelsen af PFAS bundet i maling og andre materialer. Som resultat vil koncentrationen af PFAS i det perkolat, der dannes, formentlig mindskes.

PFAS vil forblive i affaldet så længe afdækningens tæthed forbliver intakt, og da den biologiske aktivitet bliver meget lille, må det forventes, at der går århundreder eller årtusinder før PFAS i affaldet er blevet helt nedbrudt. En evt. afgang vil forventeligt kunne opsamles under en plastrmembran, hvis dette formål indtænkes ved det stedspecifikke design af løsningen.

Regelmæssig monitoring og vedligeholdelse er derfor afgørende for at sikre slutafdækningens effektivitet over tid.

For nogle deponeringsanlæg kan det være nødvendigt at etablere en passiv udluftning i den impermeable afdækning for at undgå, at der opbygges overtryk under afdækningen på grund af gasproduktion i det deponerede affald. I så fald kan der forventes mindre emissioner af PFAS-forbindelser fra poreluften sammen med de øvrige gasser fra affaldet. For deponeringsanlæg med semipermeabel afdækning vil emissionen desuden ske via afdækningens materialer ved diffusion.

Forventet effekt af metoden på udledning af på andre miljøfarlige stoffer

Udvaskning af andre miljøfarlige stoffer vil blive reduceret væsentligt eller ophøre helt i takt med reduktion eller ophør af nedsivning af nedbør og hermed perkolatdannelse i det deponerede affald.

For nogle miljøfarlige stoffer vil der formentlig ikke være samme effekt af at mindske den biologiske aktivitet, og effekten af metoden på koncentrationen i perkolatet vil formentlig være mindre end for PFAS.

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Anvendelse af impermeabel afdækning kræver en ændring af de gældende krav i deponeringsbekendtgørelsen vedr. slutafdækningens permeabilitet.

Metoden kræver en lav grad af planlægning, før den kan implementeres, og den kan principielt anvendes på alle typer af deponeringsenheder.

Ved at afdække det deponerede affald med semipermeabel eller impermeabel slutafdækning kan der opnås en række fordele:

- Små mængder eller ingen perkolatdannelse og hermed mindsket behov for perkolatrensning, herunder for PFAS-forbindelser.
- Væsentlig reduktion eller ophør af jord- og grundvandsforurening på grund af udsivende perkolat for deponeringsanlæg med ineffektive eller ingen miljøbeskyttende systemer.
- Reduceret driftsomkostninger grundet mindskede omkostninger til perkolathåndtering og reduceret monitoringsprogram.

- Slutafdækningen kan forholdsvis nemt fjernes/reparerer, og dens elementer som grus og jord og muld, kan formodentlig genbruges, hvis det ikke har været i direkte kontakt med affaldet.

Afdækning af det deponerede affald med semipermeabel eller impermeabel slutafdækning har følgende begrænsninger:

- Affaldet holdes indkapslet på ubestemt tid og hermed efterlades forurening i affaldet til fremtidige generationer eller indtil der er fundet anden løsning. Da deponeringsenheder har en begrænset teknisk levetid, vil denne metode kræve hovedrenoveringer i et interval af ca. 80 til 100 år. Disse hovedrenoveringer er meget omkostningstunge.
- Der må forventes, at være udfordringer med at holde styr på data om lokaliteter og indhold mv. over en tidshorisont på flere hundrede år.
- Der vil kunne ske frigivelse af PFAS til perkolat ved indsvivning af grundvand til deponeringsanlæg, der er etableret med indadrettet grundvandstryk, når bundmembran ikke længere er intakt, eller på enheder der har været anlagt uden bundmembran fra start.
- Periodiske anlægsomkostninger i forbindelse med udskiftning af topafdækningens membraner når der er behov for dette. Dette bør forventes hvert 30-50 år.
- Nye driftsomkostninger til monitoring og vedligeholdelse af slutafdækningens impermeabilitet (ud over de nævne udskiftninger).

5.3.2 Anvendelse af hæmmere for udvaskning af PFAS

Beskrivelse af metoden

Anvendelser af udvaskningshæmmere har til formål at reducere mobiliteten og udvaskningen af forurenende stoffer med perkolat. Dette behandlingskoncept kaldes ofte for S/S (solidifikation/stabilisering)¹⁰. Med andre ord sigter S/S mod at inddæmme PFAS i det forurenede materiale eller på den forurenede lokalitet (deponi) ved at forhindre dem i at migrere til perkolatet eller det omgivende miljø (grundvandet). Det er altså vigtigt at bemærke, at S/S ikke fjerner PFAS og deres samlede mængde ikke falder, da de ikke bliver ødelagt, men udvaskning forventes at blive reduceret i mange år fremad, når de bliver indesluttet i en lavmobil form.

På baggrund af erfaringerne med *in-situ*, on-site såvel som *ex-situ* oprensning af PFAS-forurenede jord er de typiske S/S-metoder, der kan tænkes at blive brugt til at reducere mobiliteten af PFAS i/fra deponeringsanlæg, baseret på anvendelse af aktivt kul (granulært, GAC eller pulveriseret, PAC), flydende/kolloidt ¹¹aktivt kul (Eng: liquid/colloidal activated carbon, LAC/CAC), biokul, jern/aluminium hydroxider, modificeret ler, cementstabilisering, eller en kombination af disse (Bui et al., 2024). De fysisk-kemiske processer, der reducerer mobiliteten af PFAS, er altså adsorption¹², absorption¹³, udfældning, ionbytning og kemisk stabilisering. Som tidligere nævnt, sker der ikke nogen destruktion af PFAS ved hjælp af disse processer.

¹⁰ Solidificering refererer til ændringer i affaldets *fysiske* egenskaber. De ønskede ændringer omfatter normalt en forøgelse af trykstyrken, et fald i permeabiliteten og indkapsling af forurenede stoffer. Stabilisering refererer til *kemiske* ændringer af de forurenede stoffer i affaldet. De ønskede ændringer omfatter omdannelse af kontaminanter til en mindre opløselig-, mobil- eller giftig form.

¹¹ Kolloidt: små partikler opslemmet i en væske.

¹² " Adsorption er vedhæftning af atomer, ioner eller molekyler fra en gas, væske eller opløst fast stof til en overflade."

¹³ "Bulkfænomen, hvor molekyler trænger ind i materialets volumen."

Der findes flere kommercielt tilgængelige faste såvel som flydende reagenser (sorbenter), der er blevet brugt på en række forskellige forurenede grunde (dog ikke på deponier) over hele verden. Mens nogle af disse reagenser er mere generiske (cement), kan andre være specifikt designet til at behandle anioniske, kationiske og zwitterioniske lang- og kortkædede PFAS.

De faste reagenser omfatter f.eks. RemBind®, matCARE™, og FLUORO-SORB®, der alle findes i form af et adsorberende pulver/granulat. RemBind® er en blanding af aktiveret karbon, amorfe aluminiumhydroxider, kaolinler og andre tilsætningsstoffer. Dette muliggør hydrofob adsorption af organiske forbindelser på overfladen af aktiveret karbon, mens aluminiumhydroxider giver et uregelmæssigt, ladet og relativt stort indre overfladeareal, der gør det velegnet til elektrostatiske binding af en række elektrisk ladede forbindelser. MatCare® og FLUORO-SORB® er sorbenter baseret på overflademodificeret organo-ler. Overflademodificeringen sker ved at tilsætte et kvaternært aminsalt til ler, såsom smectit, som omfatter alifatiske og/eller aromatiske alkylgrupper, for at give sorption af hydrofobe organiske forurenende stoffer. Derudover omfatter aminsaltet positivt ladede nitrogengrupper, som sammen med ladede uorganiske arter i lerstrukturen også kan give elektrostatiske interaktioner. Organo-ler-produkter leveres ofte med forskellige partikelstørrelser afhængigt af anvendelsen.

Overordnet set er sorptionsegenskaberne af sorbenter baseret på aktiveret karbon påvirket af dets partikelstørrelse og kulstofkilde (f.eks. bambus, kokosnøddeskal, kul, majs osv.). Sörengård et al (2020a) undersøgte effektiviteten af 44 forskellige sorptionsmidler til behandling af en lang række PFAS. Undersøgelsen omfattede tre former for PAC, GAC, RemBind®, biokul og en række andre sorbenter. Resultaterne viste, at PAC var bedre end alle andre stoffer til at absorbere PFAS i alle målte PFAS-grupper (kortkædede C3-C7 PFCA'er, langkædede C8-C17 PFCA'er og PFSA-forbindelser, FTSA-forbindelser og FOSA-forbindelser). MatCare® har en hurtigere adsorptions hastighed end GAC med etableret ligevægt på 60 minutter. Ifølge producenten binder og indfanger FLUORO-SORB® hele spektret af PFAS-forbindelser, herunder PFOA, PFOS, PFBS, PFHxS, PFNA og Gen-X, mens tilstedeværelsen af andre medforureninger som BTEX, olieulbrinter, DOC/TOC, salte og varierende pH-niveauer kun har ringe indflydelse på ydeevnen.

Ud over de faste reagenser er der LAC eller endnu bedre CAC (Eng: colloidal activated carbon). CAC består af kolloide partikler af aktivt kul (1-2 µm i diameter i gennemsnit) i vandig suspension, som kan injiceres i undergrunden ved lavtryksinjektion. I modsætning til større partikler af PAC (50+ µm i diameter) er CAC-partikler små nok til at bevæge sig gennem de fleste porer i undergrundsmateriale under lavt tryk, hvilket giver mulighed for en relativt jævn fordeling i grundvandsmagasinet. Efter injektion vil CAC-partiklerne binde sig stærkt til matrixen (jord, affald?), hvor de kan fungere som passive sorbenter for organiske forurenende stoffer, herunder PFAS. Et kommercielt eksempel på CAC er PlumeStop®, som er blevet anvendt i mange lande til at tilbageholde PFAS og i jorden især til at forhindre spredning i grundvandsmagasiner (Carey et al., 2022), dvs. i form af en permeabel reaktiv barriere.

Cementstabilisering er en af de mest klassiske S/S-metode, der går ud på at blande den forurenede matrix (f.eks. jord) med cement for at reducere de forurenende stoffers mobilitet og forbedre jordens fysiske egenskaber. Når cementen reagerer med vand og matrixpartikler, danner den en fast matrix, der indkapsler forurenende stoffer og reducerer deres udvaskningsevne og mobilitet på grund af reduceret permeabilitet. Cement er sandsynligvis den billigste løsning, og er også let at arbejde med. En meget vigtig forskel i anvendelsen af de ovennævnte sorbenter og cement er dog, at brugen af cement som stabiliseringsmiddel påvirker pH-værdien både i det stabiliserede materiale og perkolatet. Da pH er den vigtigste parameter, der styrer udvaskningen af mange metaller, metalloider og organiske forureningsstoffer, enten direkte gennem ændringer i opløseligheden eller indirekte gennem ændringer i forurenningernes affinitet for sorption, bør effekten af cementanvendelse overvejes meget nøje i hvert enkelt tilfælde. Dette gælder også eventuelle nedstrøms installationer, som kan blive påvirket af pH-ændringen (typisk GAC, AIX). Det kan for en god ordens skyld nævnes, at nogle gange kan cementbindemidlet tilsættes

yderligere additiver, herunder aktivt kul og overflademodificeret ler, for at forbedre immobiliseringen af visse forurenende stoffer (Barth et al., 2021; Sörengård et al., 2019a).

Erfaring med metoden i Danmark og udlandet

Der blev hverken i den videnskabelige litteratur eller i den grå litteratur identificeret nogen referencer over målrettede anvendelser af de ovennævnte metoder/reagenser til immobilisering af PFAS på deponier i Danmark eller udlandet.

Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Metoderne baseret på cement er billige og lavteknologiske, men immobiliseringen af målforureninger, herunder PFAS, er betydeligt lavere sammenlignet med sorbenter baseret på overflademodificeret organo-ler, kulstofbaserede sorbenter, eller deres kombination. Cement kan dog med fordel bruges til strukturel stabilisering af materialer med højt fugtindhold som f.eks. slam. Metoderne baseret på aktivt kul, modificeret ler osv. har vist stor tilbageholdelseskapa-citet for PFAS i behandlingen af flydende affaldsstrømme (grundvandsforurening, industriel vandbehandling, perkolat) samt ved jordstabilisering. Derfor vil disse S/S-metoder, forudsat sorbenterne distribueres til det rigtige sted i deponiet, dvs. enten hvor forureningen sidder, eller hvor den vil bevæge sig, når den er i vandfasen, effektivt tilbageholde PFAS i deponiet og dermed begrænse koncentrationen i perkolatet.

Sörengård et al. (2019) undersøgte stabiliseringen af 14 PFAS-forbindelser (herunder PFCA, PFSA og FOSA) i jord og konkluderede, at PAC var det mest effektive adsorbent. PFAS-stabiliseringen nåede næsten 99% for de fleste PFAS-forbindelser, hvor PFBA blev stabiliseret med omkring 70%. Navarro et al. (2023) undersøgte langtidseffekten af kulstofbaserede jordforbedringsmidler (PAC, CAC, biokul). De forskellige sorbenter, som blev anvendt i en mængde på 1-6% (w/w), reducerede udvaskningen af PFAS ($\Sigma 28$ PFAS) med mindst 95%. Fire år efter behandlingen havde PAC- og CAC-sorbenternes ydeevne ikke ændret sig væsentligt. Det skal bemærkes, at den PAC/CAC-behandlede jord bevarede mindst 95% reduktion i PFAS-udvaskning også under gentagne udvaskning/ekstraktion-cykler (5 gange) og med minimal effekt af ændringer i pH (pH 4-10,5). Til gengæld blev biokullene påvirket af ældning og var mindst 22% mindre effektiv til at reducere PFAS-udvaskning under en række forskellige udvaskningsforhold. Samlet set konkluderede undersøgelsen, at AC-sorbenter er bedre end biokul til at stabilisere PFAS på lang sigt. Ikke desto mindre er det stadig uklart, om resultater observeret 4 år efter behandling vil være de samme, hvis de vurderes 10 år efter behandling. Yderligere undersøgelser bør overveje forhold, der kan være mere repræsentative for ældning *in-situ* (f.eks. sekventielle våd/tør- eller fryse/tør-cykler) vurderet på flere tidspunkter for at få en mere nøjagtig beskrivelse af den langsigtede ydeevne.

Forventet effekt af metoden udledning af på andre miljøfarlige stoffer

Alle behandlingsmetoder baseret på især anvendelse af aktivt kul er velkendte for at fungere for mange uorganiske (f.eks. metaller, sulfider) såvel som organiske medforureningsstoffer (f.eks. kulbrinter, PAH'er, pesticider, phenoler, dioxiner, farmaceutiske stoffer). Den afgørende parameter er korrekt (over)dosering af sorbenten (dvs. sikring af, at der er nok tilgængelige sorptionssteder) i forhold til niveauet af alle forurenende stoffer i perkolatet.

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Det er vigtigt at understrege, at *in-situ* stabilisering af PFAS (og andre forurenede stoffer for den sags skyld) kan reducere effektiviteten af fremtidige *in situ*-behandlinger og dermed begrænse den fremtidige oprensningsindsats til simpel opgravning og bortskaffelse eller *in-situ*-oprensning ved hjælp af stærke kemikalier og/eller høj energiindsats for at overvinde stabiliseringsbindinger. Langsigtede projektmål bør derfor evalueres nøje, før man implementerer en teknologi, der kan begrænse fremtidige muligheder.

En teknisk udfordring i forbindelse med *in-situ* immobilisering af PFAS er indblanding af reagenser i den forurenede matrix og effektiv levering af de reaktive overflader, hvor de ønskes i deponeringsenheden. I modsætning til jord, som er en del mere homogen og dermed mere håndterbar med hensyn til afgrøning, boring, udgravning og blanding, er affald meget heterogent med hensyn til kemisk sammensætning (herunder PFAS-indhold), materialesammensætning, partikelstørrelse, fugtindhold, m.m. Derfor kan mange S/S-teknikker, som har vist sig at være effektive for forurenede jord, være uegnede til anvendelse på en deponeringsenhed, især når der er tale om allerede deponeret materiale med problematiske parametre (blandet affald). Derudover er kanalisering og præferentiel strømning ikke usædvanlige på mange deponier. Dele af det deponerede materiale forbliver således tørt i længere perioder. For at løse dette problem kan det overvejes at indføre recirkulation af perkolat, som også kan være et godt inputpunkt for en sorbent, f.eks. i form af LAC. Da de praktiske erfaringer med en sådan opsætning er sparsomme (ikke eksisterende?), skal konceptet først testes i mindre skala og sandsynligvis på hvert sted for sig, da der ikke er to deponeringsanlæg med samme hydrogeologi.

Man kan komme i tanke om flere affaldsstrømme, som deponeres i dag, og som kan være lidt mere egnede til at teste S/S-behandling ved hjælp af sorbenter *on-site* (hvis ikke *in-situ*). Det drejer sig om biosolider¹⁴/slam fra rensningsanlæg og shredderaffald. Begge affaldsstrømme er kendt for at indeholde forhøjede koncentrationer af PFAS og generere perkolat med høje koncentrationer af PFAS (se afsnit 3.4.5), begge er relativt homogene (af hensyn til shredderaffald gælder dette især for materiale produceret efter 2020) og begge kan afleveres på deponiet som separate fraktioner, der ikke er blandet med andre typer affald. Deres *on-site* indblanding med sorbent(er), uanset om det sker i fast eller flydende form, før deponeringen vil altså være relativt håndterbar, mens påvirkningen på perkolatkoncentrationerne kan være betydelig. Ikke desto mindre vil der sandsynligvis være behov for en række pilotprojekter i lille skala og stedsspecifikke casestudier for at bestemme doseringen og teste de praktiske forhold.

5.3.3 Irreversibel binding af PFAS

Beskrivelse af metoden

Som beskrevet tidligere (afsnit 4.3.2) anvendes der i praksis flere primært adsorptionsbaserede teknologier, der immobiliserer PFAS. PFAS kan fjernes (ikke destrueres) fra væskefasen ved hjælp af blandt andet sorbenter som GAC, PAC, overflademodificeret organo-ler, eller stabiliseres *in-situ* ved hjælp af komposit reagenser (RemBind®, matCARE™, m.m.), CAC eller S/S (cementstabilisering). Det er vigtigt at bemærke, at selv om S/S og/eller adsorption generelt anses for at være en langsigtet løsning for immobilisering af en række forurenende stoffer (herunder PFAS) i både flydende og fast forurening, kan hverken S/S eller adsorptionsprocessen i sig selv betragtes som helt irreversible:

- Mens de kemiske reaktioner, der immobiliserer forurenende stoffer, stort set er afsluttet, når cementen er hærdet, hvilket vanskeliggør frigivelse af de forurenende stoffer under normale forhold, er der en risiko for, at cementmatricen nedbrydes over meget lange perioder eller under ekstreme miljøforhold (lav pH, høj salinitet), hvilket potentielt kan føre til frigivelse af forurenende stoffer.
- Ved adsorption fastholdes de forurenende stoffer på overfladen af sorbenten, primært gennem fysiske van der Waals-kræfter og i nogle tilfælde kemiske interaktioner. Disse kræfter er generelt reversible, hvilket betyder, at forurenende stoffer under visse betingelser kan desorberes fra sorbent (denne reversibilitet gør det faktisk muligt at regenerere sorbenten). De vigtigste faktorer, der påvirker desorptionen *in-situ*, er ændringer i pH og tilstedeværelsen af andre konkurrerende stoffer.

¹⁴ Biosolider er organisk materiale fra oprensning af kloaker.

Irreversibel binding af PFAS kan derfor betragtes som en særligt effektiv version af hæmning af udvaskning, som er beskrevet i foregående afsnit. Både immobiliseringseffektiviteten for forskellige PFAS og den langsigtede stabilitet er derfor vigtige kriterier til validering af immobiliseringsmetoder. Ikke desto mindre har demonstrationen af langtidsbinding af PFAS *in-situ* indtil videre været begrænset, fordi det tager år til årtier at demonstrere det.

Erfaring med metoden i Danmark og udlandet

Der blev hverken i den videnskabelige litteratur eller i den grå litteratur identificeret nogen referencer til målrettede undersøgelser af den langsigtede stabilitet af immobiliseret PFAS-forurening på deponeringsanlæg i Danmark eller udlandet.

Flere laboratorieunders- og feltundersøgelser har undersøgt brugen af forskellige adsorbenter til *in-situ*-sekvestrering af PFAS i forurenede jord (Carey et al., 2022; McDonough et al., 2022). De eksisterende undersøgelser primært har fokuseret på sekvestrering (dvs. adsorptionsfasen) og der har været begrænset opmærksomhed på den potentielle desorption eller frigivelse af de sekvestrede PFAS efter *in-situ*-behandling. Navarro et al. (2023) undersøgte forskellige sorbenters ydeevne 4 år efter anvendelse på PFAS-forurenede jord. Mens de fleste sorbenter, der blev testet i denne undersøgelse, oprindeligt var i stand til effektivt at reducere udvaskningen af størstedelen af PFAS med mindst 95 % i laboratorieundersøgelser, varierede stabiliseringens levetid mellem de forskellige testede sorbenter. Sorbenter med aktivt kul var mere effektive end biokul til at reducere udvaskningen af PFAS på tværs af en række pH-forhold, mens højere pH-værdier (pH>10) generelt førte til øget udvaskning af PFAS.

Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Irreversibel binding forventes at medføre et betydeligt fald i koncentrationen af PFAS i perkolatet over en længere periode (ukendt uden testning). I tilfælde af desorption, forårsaget enten af en udtømmning af adsorptionskapacitet, af betydelige pH-ændringer eller af tilstedeværelse af andre medforurenende stoffer med højere affinitet for sorptionsstederne, forventes der en stigning i perkolatkoncentrationerne.

Forventet effekt af metoden på udledning af andre miljøfarlige stoffer

Irreversibel binding forventes at medføre et betydeligt fald i koncentrationen af andre miljøfarlige stoffer (organiske såvel som uorganiske) i perkolatet over en længere periode (ukendt uden testning). I tilfælde af desorption, forårsaget enten af en udtømmning af adsorptionskapacitet, af betydelige pH-ændringer eller af tilstedeværelse af andre medforurenende stoffer med højere affinitet for sorptionsstederne vil sandsynligvis omfatte forskellige typer forurenende stoffer ud over PFAS.

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Irreversibel binding af forurenende stoffer *in-situ* er endnu ikke blevet testet på danske deponier, og der er ikke fundet eksempler i litteraturen på tests af irreversibel binding. Der vurderes derfor ikke at være basis for at evaluere denne løsnings langtidsholdbarhed.

5.4 Metoder, der fører til øget udvaskning af PFAS

Der er i projektet identificeret en række metoder, som i sig selv eller i kombination med andre metoder forventes at kunne føre til øget udvaskning af miljøfarlige stoffer inkl. PFAS fra deponeringsegnet affald. Disse er beskrevet i separate afsnit i nedenstående.

5.4.1 Neddeling af deponeringsegnet affald **Beskrivelse af metoden**

En betydende udfordring for øget udvaskning er, at der i mange deponeringsenheder findes større plaststykker og monolitisk affald i form af større stykker affald. Dette er medvirkende til, at den nedsivende nedbør ikke vil fordele sig jævnt i det deponerede affald, men i stedet vil følge

nogle præferentielle strømningsveje. For at sikre sig, at deponeringsegnet affald i fremtiden skal udvaskes så effektivt som muligt, er det helt centralt, at affaldet neddeles mest muligt, inden det deponeres.

Metoden anvendes i dag, men ikke i direkte relation til deponering. Neddelingen kan give to betydende fordele i relation til øget udvaskning. For det første betyder det, at den negative påvirkning fra monolitisk affald, uhensigtsmæssig indpakning, mv. kan elimineres. For det andet betyder det, at den overflade på affaldet, som stofferne udvaskes fra, formodentligt kan forsøges med en faktor 100-1000, idet den størst mulige overflade på affaldet giver de bedst mulige forudsætninger for den efterfølgende udvaskning. For PFAS, som i høj grad findes på overfladen af materialerne, må der dog forventes en betydelig mindre effekt end for stoffer, som er indlejret i partiklerne. Partikelstørrelsen må dog ikke blive så fin, at affaldet efterfølgende kan fraføres anlægget via drænsystemet i form af partikler i perkolatet. Der findes derved også en nedre grænse for den ønskelige partikelstørrelse baseret på det nuværende enhedsdesign med perkolatopsamling.

Neddeler, som kan anvendes til formålet, fungerer på forskellige måder. De er opbygget efter de typer af materialer og mængder, der skal neddeles, og det output der ønskes. Nogle har kæber som knuser affaldet, hvilket gør dem egnede til nedknusning af f.eks. beton. Andre har skarpe klinger og skærer affaldet i stykker, hvilket er godt til f.eks. reb, tråde og presenninger.

Erfaring med metoden i Danmark og udlandet

Der er ikke fundet beskrivelse af erfaringer med neddeling af deponeringsegnet affald fra udlandet.

Der findes danske erfaringer fra shredder anlæg, som neddeler eksempelvis køretøjer og hårde hvidevarer for at kunne ressourceudnytte dem i størst mulig grad. Efter neddeling frasorteres metalstykker og plast til genbrug. Det resulterende restprodukt, shredderaffald, bliver i dag deponeret. Der er også erfaringer fra byggebranchen med at nedknuse fraktioner som ikke-forurenede tegl og ikke-forurenede beton til anvendelse i veje mv. Ved neddeling af armeret beton sorteres materialerne i to fraktioner, som er beton og metal. Det kan derfor være nødvendigt at have forskellige efterfølgende trin, når selve neddelingen er fortaget. Der er også erfaring med neddeling af affald inden affaldsforbrænding f.eks. af stort forbrændingsegnet affald, hvor man formentlig vil kunne anvende tilsvarende metoder til neddeling af blandet affald til deponeringsanlæg.

Det vil være nødvendigt at belyse, hvordan hver affaldsfraktion mest hensigtsmæssigt neddeles, da affaldets fysiske egenskaber vil stille forskellige tekniske krav til neddelingsprocessen. Her vil det formodentligt have stor gavn for driften af neddelingsanlægget, at affaldet i det nødvendige omfang har været sorteret inden med henblik på neddeling, så en neddeler kun modtager affald, den er egnet til at håndtere.

Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Perkolat fra shredderaffald har markant højere indhold af PFAS end perkolat fra andre affaldsfraktioner (se afsnit 3.4.5), og koncentrationerne er eksempelvis 5-10 gange højere end koncentrationen i perkolat fra blandet affald. Det er dog ikke klart, om dette kan tilskrives neddelingen eller skyldes et højere indhold af PFAS i denne type affald. Da der ikke er fundet målinger af perkolat fra ældre enheder med shredderaffald, er der ikke grundlag for at vurdere, om neddelingen har en effekt på udvaskningen, og dermed hvor hurtigt koncentrationerne i perkolatet mindskes.

Den væsentligste effekt af neddeling er formentlig knyttet til en bedre fordeling af det infiltrerende vand i affaldet, som vil fremme nedbrydning, transformation og transport af PFAS. Som beskrevet i afsnit 2.6 vedrørende den fysiske fremtræden af affaldet, optræder der f.eks. i blandet affald og

asbestholdigt affald store mængder af plastfolie, som begrænser en jævn fordeling af nedsivende regnvand i affaldet. Lignende effekt – omend mindre - som ved en fuld neddeling af affaldet kunne formentlig opnås ved at frasortere plastfolien og nøjes med kun at neddele større genstande, som vil hindre en jævn fordeling af vandet.

På baggrund af eksisterende data kan det ikke vurderes, hvor stor en effekt neddeling vil have på udvaskningen af PFAS fra det deponerede affald, men erfaringerne med shredderaffald indikerer, at der kunne være en væsentlig effekt. Større udvaskning kunne formentlig opnås ved at kombinere neddeling med anvendelse af forceret udvaskning og anvendelse af additiver, som er beskrevet i afsnit 4.4.2 og 4.4.4.

En udfordring ved neddeling er dannelse af støv, som kan spredes til omgivelserne. Bulson et al. (2023) noterer i en udredning om emissioner af PFAS ved genanvendelse af metal, at studier har vist, at shredding af køretøjer har givet anledning til emissioner af PFAS-holdige partikler.

Befugtning kan i et vist omfang afhjælpe støvgener, og et tæt underlag på arealerne, hvor neddelingen finder sted, kan betyde, at alt overfladevand kan opsamles og håndteres korrekt.

Forventet effekt af metoden udledning af på andre miljøfarlige stoffer

Der er ikke fundet erfaringer med neddeling, der kan belyse effekten på andre miljøfarlige stoffer. En bedre fordeling af infiltrerende vand vil formentlig kunne resultere i større udvaskning fra affaldet, men der er ikke data til at underbygge denne antagelse.

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Metoden forventes at kunne anvendes bredt på deponeringsegnet affald, især blandet affald.

Der kan være fraktioner til deponering, som ikke er egnet til neddeling. Dette kunne f.eks. være affald indeholdende asbestfibre. Denne type affald bør kun neddeles i et lukket system, da dette ellers vil være sundhedsskadeligt for driftspersonalet. Asbestholdigt affald modtages jf. kravene i asbestbekendtgørelsen¹⁵, hvilket blandt andet indbefatter dobbelt indpakning mv. Det vurderes derfor muligt at adskille fra andet deponerings egnet affald. Et lukket system til asbestholdigt affald vil formodentligt kræve flere ressourcer, end et tilsvarende åbent system til ikke-asbestholdigt affald. Dertil kommer, at overførsel til deponeringsenheder af neddelt asbestholdigt affald også vil kræve særlige forholdsregler for at sikre et sundt arbejdsmiljø for anlæggets driftspersonale.

Neddeling kan for flere fraktioner medføre betydelige støj- og støvgener, hvorfor dette bør indgå i overvejelserne, når metodens anvendelighed på en givet placering skal vurderes.

Kombinationsmuligheder

Det vurderes relevant at kombinere en forudgående sortering af deponeringsegnet affald med de øvrige gennemgåede håndteringsmetoder til såvel reduceret som øget udvaskning.

5.4.2 Recirkulering af perkolat

Beskrivelse af metoden

Metoden omfatter recirkulering af det opsamlede perkolat til det deponerede affald, og anvendes på flere danske deponeringsanlæg. Der kan recirkuleres til den samme deponeringsenhed, som perkolat er opsamlet fra, eller til andre deponeringsenheder med andet affald. Metoden finder primært anvendelse på enheder under den aktive fase hvor affaldet indbygges, men kan rent teknisk også godt bruges på slutafdækkede enheder. Her vil man skulle lave f.eks. en lille sø på

¹⁵ BEK nr 744 af 18/06/2024: Bekendtgørelse om asbest i arbejdsmiljøet
<https://www.retsinformation.dk/eli/ltta/2024/744>

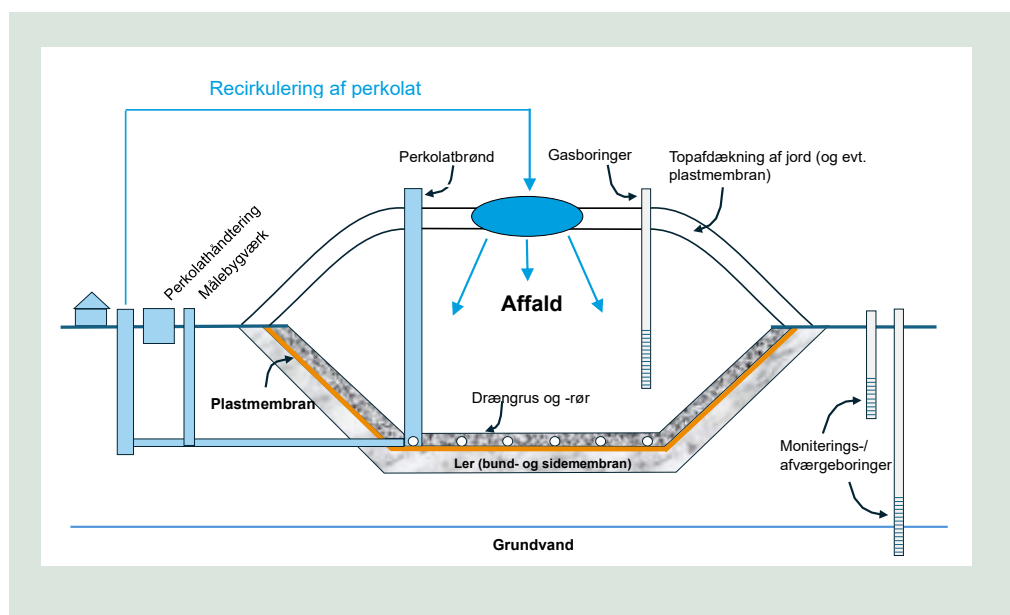
toppen, hvorfra perkolatet kan reinfiltrere. Effekten af sådanne løsninger vurderes at være begrænset sammenholdt med den forventede effekt af metoden "Forceret udvaskning".

Recirkulering kan anvendes til følgende formål:

- At få vædet affaldet op, for derved at fremme udvaskningen. Opvædning vurderes at give en mere homogen gennemstrømning af efterfølgende vand/perkolat. Det skyldes, at der ved opvædning ikke skabes barriere mellem våde og tørre områder i samme omfang som ved naturlig infiltration fra nedbør.
- At øge udvaskning af miljøfarlige stoffer, herunder PFAS-forbindelser ved at sende en større vandmængde gennem affaldet.
- At reducere mængden af perkolat ved en øget fordampning, da hver cyklus af vandet giver en ny periode, hvor fordampning er muligt.
- At få øget omsætningen af organisk affald med henblik på nedbrydning og udvaskning af den organiske del af affaldet ved at sikre, at der er vand til stede.

Metoden dækker over forskellige mere lavpraktiske måder at recirkulere perkolatet på. Dette gøres typisk fra udsprinkling over affaldet eller som nedsivning via grøfter på toppen af deponeringsanlæg, som er etableret til formålet.

En skematisk oversigt over et deponeringsanlæg med recirkulation af perkolat, hvor perkolatet udbringes på toppen af deponiet, er vist i figur 19. Injektion af recirkuleret perkolat er illustreret i figur 21, hvor der også er illustreret tilsætning af additiver.



FIGUR 19. Skematisk oversigt over deponeringsanlæg med recirkulation af perkolat, hvor perkolatet udbringes på toppen af deponiet. Injektion af recirkuleret perkolat er illustreret i figur 21, hvor der også er illustreret tilsætning af additiver.

Erfaring med metoden i Danmark og udlandet

Recirkulering af perkolat anvendes i både i Danmark og udlandet, men der er ikke fundet eksempler på, at det primære formål har været ændret udledning af PFAS-forbindelser med perkolat. Metoden anvendes primært til regulering af perkolatmængder, herunder udjævning af

sæson- og korttidsvariationer i perkolatproduktionen og at accelerere nedbrydningen af organiske affaldskomponenter (og stimulere gasproduktionen) (Knox et al., 2018).

Fem danske deponeringsanlæg har i nyere tid anvendt recirkulation. De anvendte tekniske løsninger til at fordele det recirkulerede perkolat er meget forskellige: sprinkleranordninger og åbne grøfter (ét anlæg), nedgravede horisontale rør (to anlæg), nedgravede horisontale drænrør og sprinkleranordning (ét anlæg), vertikale injektionsboringer og nedgravede horisontale drænrør (et anlæg) og indskudte horisontale perforerede gasopsamlingsrør (ét anlæg) (Knox et al., 2018).

Resultaterne i forhold til at påvirke udvaskningen er blandede, og der foreligger ikke entydig dokumentation på effekten. Metoden har en dokumenteret effekt på at reducere mængderne af perkolat, da både sprinkling og nedsivning fra grøfter øger fordampningen.

Knox et al. (2018) har for DepoNet udarbejdet en omfattende vidensopsamling af de mest betydende forhold i relation til tekniske løsninger og miljøpåvirkning i forbindelse med recirkulering af perkolat med fokus på erfaringer fra danske deponeringsanlæg. I denne gennemgås en bred række af tekniske muligheder for at etablere recirkulering, som opdeles i fem forskellige typer. Der behandles også forhold som monitoring af anlæggets drift samt minimering af tekniske og miljømæssige risici. Rapporten udgør en dybdegående kilde til viden om denne metode, som også indeholder en række forslag til, hvordan metoden kan videreudvikles med yderligere viden, herunder særligt en nærmere afklaring af effekten på udvaskningen, når der anvendes perkolat, som ikke har været rensat.

På basis af erfaringer fra Reno Djurs (2024) og Knox et al. (2018) med recirkulation af perkolat vurderes der at være følgende fordele og ulemper ved metoden:

Fordele:

- Set fra et driftsmæssigt synspunkt, kan recirkulering under nogle bestemte forhold være et værktøj til at forsinke afledningen af perkolat. Ved et stort affaldsvolumen opnås en stor bufferkapacitet for vand i affaldet.
- En nedsat årlig perkolatmængde og en relativ opkoncentrering ved naturlige processer som følge af øget fordampning. Hvis perkolatet i fremtiden for-renses lokalt kan det forrensede perkolat bruges til recirkulering. Recirkulering med for-renset perkolat vil muligvis give en mere effektiv udvaskning, som derved vil kunne være medvirkende til en reduktion af efterbehandlingsperioden i forhold til i dag, hvor der anvendes ikke-renset perkolat.
- Ved lokal rensning på deponeringsanlægget vil der i forvejen formodentligt være behov for stor buffer-tank-kapacitet til homogenisering af perkolat, før det renses. Dette er for at sikre en mere jævn koncentration i perkolatet og for at sikre, at der ikke udledes urensat perkolat ved større nedbørshændelser. Store udsving i koncentrationerne kan være en udfordring for driften af for-renselanlæg.
- Mulighed for at fastholde affaldets opvædning ved at etablere en lille sø på toppen af affaldet, som der løbende ledes perkolat til.
- Renset perkolat vil formodentligt ikke indeholde suspenderet stof, og vil derfor ikke tilstoppe tekniske systemer, grøfter mv. i samme grad som urensat perkolat.

Ulemper:

- Større risiko for lugtgener fra anlægget, som følge af øget nedbrydning af organisk stof og en heraf øget produktion af f.eks. ammonium.

- Øget risiko for spredning med aerosoler (meget fine vandpartikler i luften) ved recirkulering ved sprinkling. Disse små dråber flyttes nemt i luften, og kan derfor komme uden for anlægget grænser. Erfaringer fra Reno Djurs viser, at det kræver meget vedligehold af dyser mv. for at opnå et laminært flow, som giver minimal dannelse af aerosoler. Vinden kan også påvirke strålen og give større spredning af vandstrålen med deraf følgende dannelse af aerosoler. Sprinkling uden nogen form for dannelse af aerosoler forventes derfor at være vanskelig.
- Suspenderet stof i urensset perkolat kan give tilstopninger i drængrus, kanaler mv., hvilket betyder, at disse løbende skal efterses og vedligeholdes.
- Lagdeling i affaldet kan hindre udvaskning som følge af recirkulation, ved at perkolatet kan have svært ved at gennemtrænge disse lag og derfor kan løbe horisontalt oven på dem og ud af enheden. Dette kan bl.a. skyldes kompaktering eller være en effekt af, hvordan indbygning af affaldet foretages. Affaldet bør derfor indbygges med fald ind mod midten, så der skabes et fald væk fra de ydre skrån timer. Således løber vandet ikke ud fra enheden men ind mod midten, hvor det til slut nedsiver.
- Omsætningen i organiske komponenter i f.eks. shredderaffald kan give ret høje temperaturer i affaldet. Temperaturen kan erfaringsmæssigt nemt blive 80 grader uden tilførsel af ilt. Med ilt vil temperaturen stige yderligere, hvilket kan give risiko for brand i affaldet. Hvis den organiske omsætning accelereres, skal man derfor være meget opmærksom på varmeudviklingen, og være klar til at håndtere denne.
- Der skal forventes væsentlige uforudsigelige sætninger i affaldet. Recirkulering kan medvirke til disse sætninger. Dette kan betyde, at billige lavteknologiske løsninger kan være den bedste tilgang ved anvendelse af denne metode. Et gammelt system kan blot efterlades, når det ikke længere er effektivt, og nyt kan bygges. Denne tilgang kan anvendes frem for at vedligeholde ældre og mere komplicerede systemer.

Når man tænker øget udvaskning og recirkulering, bør man samtænke dette med et evt. lokalt renseanlæg. Disse forhold har stor betydning for, hvordan et renseanlæg skal sammensættes og opbygges.

Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Der er ikke fundet oplysninger fra fuldskalaundersøgelser og projekter, der kan dokumentere effekten af denne metode på udvaskningen af miljøfarlige stoffer, herunder PFAS-forbindelser.

Generelt er det ret vanskeligt at bestemme langtidseffekter af recirkulering på perkolatkvaliteten. Det forhold, at det recirkulerede perkolat kan tage år inden det passerer igennem det deponerede affald, betyder, at udviklingen i koncentrationerne i perkolatet skal følges i en længere årrække for at kunne vurdere metodens effekt.

Der er fundet en enkelt undersøgelse, der har sammenlignet PFAS i en losseplads med recirkuleret perkolat med en losseplads uden recirkulation (Benskin et al., 2012). Undersøgelsen fandt en lavere koncentration i perkolatet fra lossepladsen med recirkulation og PFAA udgjorde næsten 100% af det samlede målte PFAS, mens forstadier udgjorde en betydelig større andel af PFAS i perkolat fra lossepladsen uden recirkulation. Da det ikke vides, om der er forskelle i indholdet af PFAS i affaldet i de to lossepladser, kan man ikke vurdere, om de forskelle, der ses i koncentrationerne i perkolat, er en effekt af recirkulationen. Forfatterne vurderer, at resultaterne kunne tyde på, at der sker en yderligere omsætning af forstadier, ved at perkolatet ved recirkulation har længere opholdstid i lossepladsen.

Hvis der anvendes udsprinkling af perkolat, vil der være en risiko for spredning af flygtige PFAS og vandopløselige PFAS til luften i form af aerosoler, medmindre PFAS er fjernet fra perkolatet inden recirkulering. Udledninger af PFAS-forbindelser til luften kan begrænses, hvis der anvendes nedgravede recirkulationssystemer.

En umiddelbar vurdering er, at recirkulation, hvor urensset perkolat udbringes oven på affaldet, vil have en begrænset (om nogen) effekt på udvaskningen af PFAS. Recirkulering af rensset perkolat ved hjælp af nedgravede fordelingssystemer i affaldet vil formentlig, som beskrevet for andre metoder, kunne have en mindre, positiv effekt på den biologiske aktivitet og dermed frigivelse og transformation af ikke-polymere PFAS.

Forventet effekt af metoden udledning af på andre miljøfarlige stoffer

Der er ikke fundet data til at vurdere effekten af metoden på udvaskning af andre miljøfarlige stoffer.

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Metoden er kun egnet for deponeringsanlæg, der er etableret med et perkolatopsamlingssystem, som kan håndtere øgede mængder af perkolat, uden at der opstår større hydraulisk tryk på bundmembranen.

Metoden har følgende begrænsninger:

- Der er risiko for, at det infiltrerede perkolat danner kanaler i affaldet som konsekvens af uhomogenitet i affaldet. I så fald vil udvaskningen kun ske fra en begrænset mængde affald placeret i forbindelse med disse kanaler.
- Der er risiko for brud på rørføringer i perkolatfordelingssystemet grundet sætninger i de underliggende affaldslag.
- Der er risiko for tilstopning af perkolatfordelingssystemet ved perkolat af bestemt kemisk sammensætning, som for eksempel acetogent perkolat.
- Der er risiko for perkolatudbrud gennem anlæggets sider og ustabile skrån timer (jordskred), hvis perkolatet vælger en uhensigtsmæssig vej ned gennem affaldet.

5.4.3 Forceret udvaskning

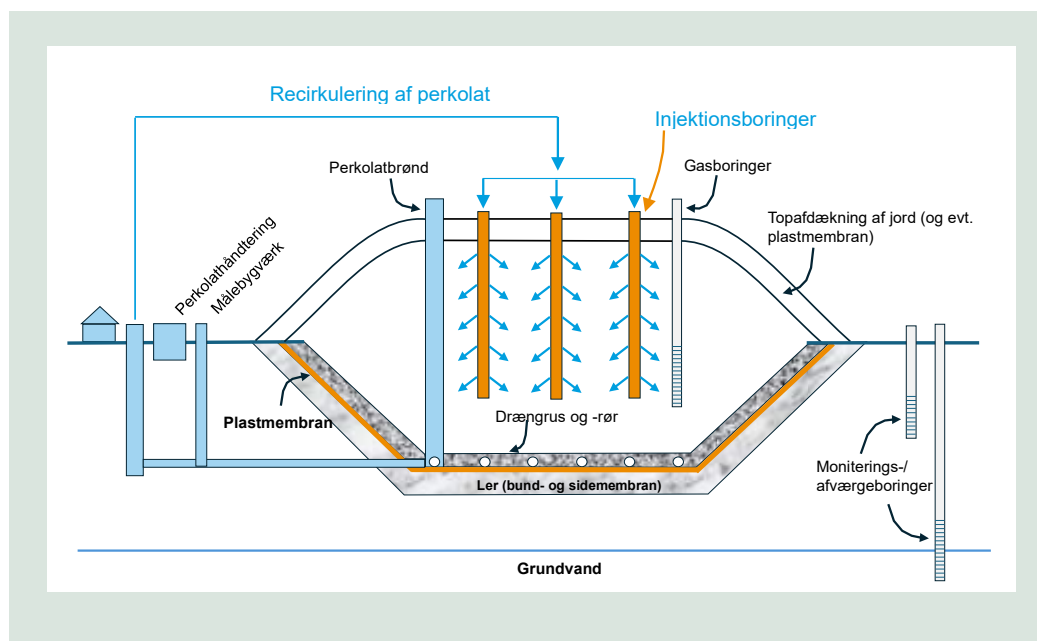
Beskrivelse af metoden

Ved forceret udvaskning forstås, at der tilføres mere vand til det deponerede affald, end der tilføres i dag i form af nedbøren, samt at fordelingen sker mere systematisk og kontrolleret. Grundet trykket på vandet cirkuleres der markant mere vand igennem affaldet ved denne metode sammenlignet med recirkulation. Der er tale om en metode, der bygger videre på principperne, forudsætningerne og til dels begrænsningerne for recirkulering af perkolat. Metoden er ny i deponeringssammenhæng og baserer sig derfor på teoretiske overvejelser.

Forceret udvaskning kan formodentligt foretages fra injektionsboringer, der etableres, efter indbygning af affaldet har fundet sted, eller fra rør/slanger som løbende udlægges i affaldet i forbindelse med indbygningen af affaldet. Dette vil have til formål at øge mængden af homogent fordelt vand og derved hurtigere at opnå et givent L/S (væske/faststof) forhold for den samlede affaldsmængde. Det kan også bidrage til at sikre, at der udvaskes fra hele affaldsmængden, til forskel fra i dag, hvor udvaskningen i stort omfang vil være begrænset til områder, hvor vandstrømmen er størst.

Blandt de begrænsende faktorer for metodens anvendelse kan nævnes affaldets permeabilitet, effektiviteten af perkolatopsamlingssystemet samt mulighederne for at aflede og håndtere større

mængder af perkolat. Affaldets permeabilitet kan i et vist omfang kontrolleres, hvis der foretages en forudgående sorterings- og neddelingsproces, hvilket kun kan lade sig gøre på nye deponeringsenheder. Samme gør sig gældende for perkolatopsamlingssystemer, som ikke kan forbedres, efter affaldet er blevet placeret over dem.



FIGUR 20. Skematisk oversigt over deponeringsanlæg med forceret udvaskning og injektion af recirkuleret perkolat.

Erfaring med metoden i Danmark og udlandet

Der findes ikke erfaring fra danske deponeringsanlæg med forceret udvaskning, som tager udgangspunkt i principper angivet oven for.

Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Det forventes, at metoden vil have en betydende effekt på udvaskningen af PFAS til perkolatet, men det er usikkert, i hvilken grad metoden også vil resultere i frigivelse af PFAS fra sidekædefluorede polymerer og dermed usikkert, i hvilket omfang den øgede udvaskning også vil resultere i en kortere udvaskningstid (tid inden en vis koncentration af PFAS i perkolatet er nået).

Forventet effekt af metoden på udledning af på andre miljøfarlige stoffer

Eksisterende viden om effekten af metoden på udledning af på andre miljøfarlige stoffer viser, at der er flere faktorer, der spiller ind, og det ikke er entydigt, om metoden vil føre til øget udvaskning af tungmetaller.

En undersøgelse af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden på anlæg til deponering af shredderaffald indeholdt forsøg med accelereret udvaskning af forsøgsceller (Hansen et al., 2011). I følge forfatterne er det sandsynliggjort, at der i de områder af affaldet, som vandet strømmer igennem, opstår mere eller mindre iltfrie forhold. Når redoxpotentialet bliver tilstrækkeligt lavt, omdannes sulfat til sulfid, som danner tungtopløselige udfældninger med en række tungmetaller. Dette ses at forekomme i forsøgsceller for Cd, Co, Cu, Hg, Zn, Pb (og delvist også for Ni). Omvendt ses der med faldende redoxpotentiale en reduktion af jern fra Fe(III) til Fe(II), og et forhøjet indhold af Fe(II) vil kunne ses i perkolatet (Hansen et al., 2011). Stoffer som As, Ba og V, der typisk er associeret med jernoxider, genopløses dermed, og der ses en stigende koncentration af disse elementer i perkolatet. Det anføres desuden "Under antagelse af ideelle flowforhold i affaldet vil det under naturlige forhold tage op til 370 år før koncentrationsniveauet i

perkolatet kan forventes at være mindre end nedsivningskriterierne. Accelereres udvaskningsforløbet med infiltration af vand i deponeringscellen, vil tiden, før nedsivningskriterierne er opfyldt, kunne reduceres. Ønsker man f.eks., at nedsivningskriterierne skal kunne overholdes inden for en periode på 30 år, vil der skulle tilføres omkring 2000 mm vand ved nettoinfiltration per år". (Hansen et al., 2011)

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Det vurderes muligt at anvende metoden på eksisterende deponeringsenheder, hvis forudgående analyser viser, at de eksisterende perkolatopsamlingssystemer kan håndtere de øgede perkolatmængder. Metoden kan kun anvendes, hvis der kan udarbejdes et tilstrækkeligt detaljeret vidensgrundlag om bundmembranernes udformning og placering. Der bør ved etablering af injektionsboringer arbejdes med en sikkerhedsafstand til bundmembranerne for at undgå, at membraner helt eller delvist gennembøres. Mængden af vand, som pumpes gennem affaldet, bør gradvist øges og monitoreres for at sikre, at systemet reagerer som forventet. Efterfølgende bør enheder, hvor der anvendes forceret udvaskning, være under en øget grad af overvågning, og systemerne bør indeholde klare retningslinjer for, hvornår der sker nødnedlukning.

Fordele

- Metoden kan give en øget kontrol med recirkuleringen som helhed.
- Metoden kan give en mere homogen recirkulering gennem en betydeligt større andel af affaldet end i dag. Dette afhænger af tætheden af injektionsboringer, hvor mange forskellige dybder der injiceres igennem, eller omfanget af slanger/rør som er lagt ud i affaldet i den løbende indbygning.
- Der kan laves justeringer af injektionsmængden fra boring til boring, så udvaskningen ikke udfordrer affaldets stabilitet.

Ulemper

- Der er risiko for brud på rørføringer i perkolatfordelingssystemet grundet sætninger i de underliggende affaldslag.
- Metoden vurderes at kunne påvirke eksisterende gasopsamlingssystemer, da der er risiko for, at disse boringer kan påvirkes negativt og i værste fald drukne.
- Der vil være behov for anlæg og kapacitet til at kunne håndtere et betydeligt større årligt flow af perkolat, herunder bufferkapacitet og evt. kapacitet til at rense perkolat.
- Øgede årlige udgifter til at behandle en øget perkolatmængde og bortskaffe en øget årlig mængde restprodukter fra rensning af perkolat.
- Der er særligt under opstart og indkøring en risiko for perkolatudbrud gennem anlæggets sider og ustabile skrån timer (jordskred), hvis perkolatet finder en uhensigtsmæssig vej ned gennem affaldet.
- Tilførslen af perkolat skal stoppes, hvis den producerede perkolat ikke kan bortledes tilstrækkeligt effektivt fra enheden eller håndteres i andre dele af kæden for spildevandshåndteringen. Dette skal sikre mod overløb fra enheden, og fra overløb i efterfølgende rensetrin. Inden store nedbørshændelser kan det være nødvendigt at indstille den forcerede udvaskning for at undgå et uønsket pres på perkolat- og spildevandssystemet.

Kombinationsmuligheder

Det vurderes relevant at kombinere en forudgående sortering af deponeringsegnet affald og en efterfølgende neddeling affaldet, da dette forventes at give forbedrede forudsætninger for udvaskning med en øget vandmængde.

5.4.4 Anvendelse af additiver for at fremme udvaskning

At tilføje additiver for at fremme udvaskningen af uønskede stoffer fra et medie er ikke ny. Den anvendes i dag f.eks. på jordforureningsområdet.

Hvilke additiver som skal anvendes, vil afhænge af affaldet, dets alder, hvad der ønskes udvasket, og hvilken risiko der kan accepteres med de miljøbeskyttende systemer.

Der findes meget litteratur om, hvordan PFAS bindes i jord og slam, og hvordan man kan svække bindingen til partikler i jord og sediment. Svækkes bindingen af PFAS til jordpartiklerne, bliver det lettere at fjerne PFAS-forbindelser ved en udvaskning. Der er ikke fundet litteratur om, hvordan PFAS bindes og kan udvaskes i deponeringsanlæg, men det er i det følgende vurderet, i hvilket omfang man kan bruge nogle af de erfaringer, der foreligger om jord og slam.

Langkædede PFAS-molekyler adsorberes kraftigere til jordpartikler end kortkædede, og sulfonater adsorberes kraftigere end carboxylater (se afsnit 3.2). Derfor kan man forvente, at det er lettere at udvaske de kortkædede PFAS-forbindelser end de langkædede, og det vil være lettere at udvaske PFCA end PCSA med samme kulstofkæde.

Som omtalt i afsnit 3.2 består PFAA-molekyler af en kulstof-fluor hale og et hoved, der består af polær funktionel gruppe (eksempelvis carboxylat eller sulfonat), der er negativt ladet. Den negativt ladede del af molekylet vil gerne bindes til positivt ladede partikler eller positive kemiske forbindelser. Flere forfattere konstaterer, at man ved tilsætning af anioniske detergenter (overfladeaktive stoffer, tensider, surfactanter) kan svække bindingen af PFOS til naturlige sedimenter, medens tilsætning af kationaktive detergenter kan øge adsorptionen af PFOS (Pan et al., 2009; Abou-Khalil et al., 2022). Derfor kan der sandsynligvis opnås en forøget udvaskning af PFOS og andre PFAS-forbindelser fra enheder ved at tilsætte anioniske detergenter til det vand, som anvendes til udvaskning i enheden. De anioniske detergenter vil svække PFAS-forbindelsernes binding til partikler, og de kan således lettere fjernes med vandet.

Flere forfattere har testet stabiliteten af PFAS-forbindelser i jord ved at tilsætte forskellige salte til vandet (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+}) (Tang et al., 2017; Cai et al., 2022). Specielt de divalente metal-ioner giver en forstærket binding af PFAS til jordpartiklerne – formentlig fordi metal-ionerne sænker zetapotential¹⁶ for de negative ladninger på jordpartiklerne, så den hydrophobe del af PFAS-molekylet kan adsorberes stærkere til jordpartiklerne. Divalente metaller er mere effektive end monovalente. I et studie har man prøvet at tilsætte både calciumchlorid og oxalat med det resultat, at bindingen af PFAS til jordpartiklerne blev svækket sammenlignet med, at der kun blev tilsat calciumchlorid (Tang et al., 2017) – formentlig fordi calcium udfælder som calciumoxalat, hvorved calcium ikke mere har indflydelse på zetapotential. Tang et al. (2017) angiver, at tilsætning af oxalat øgede desorptionen 1,4 - 17,1 gange.

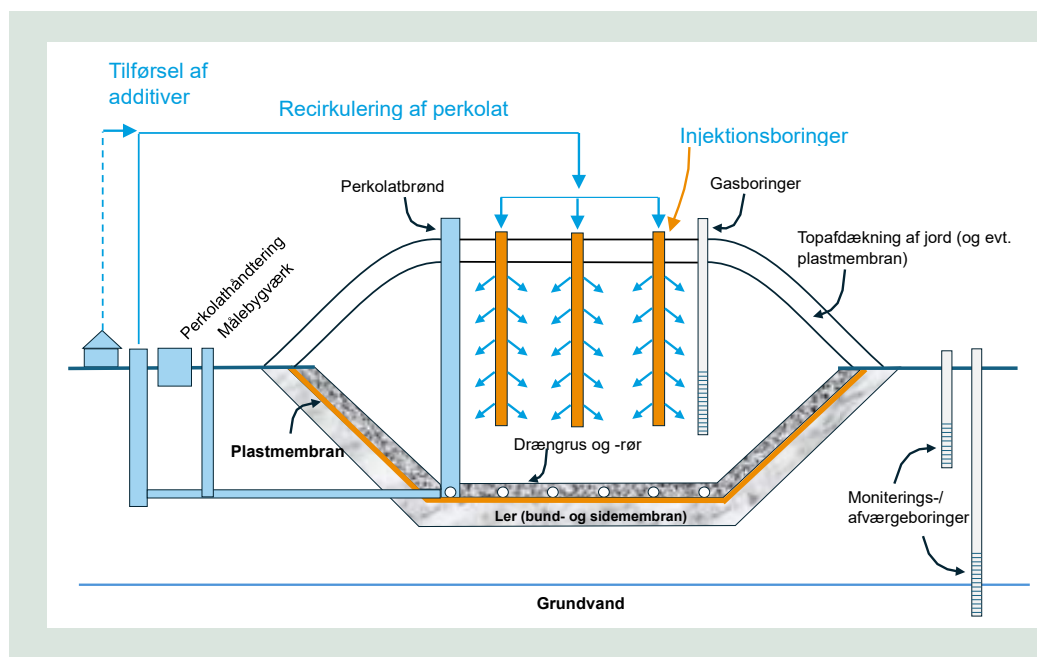
Også pH-værdien i jorden kan spille en rolle for, hvor effektivt PFAS-molekyler bindes til jordpartikler, ligesom en øget pH vil kunne virke fremmende på nedbrydningen af sidekæde-fluorerede polymerer i affaldet (se afsnit 3.2.1). Man kan eventuelt kombinere styring af pH og dosering af kemikalier til vandet for at opnå accelereret udvaskning af PFAS i jorden og affaldsdepoter. Der er ikke fundet oplysninger om erfaringer med brug af en sådan kombination til udvaskning af PFAS fra deponeringsanlæg eller jord.

¹⁶ Zetapotential er det elektriske potential i et givet punkt i nærheden af en ladet grænseflade.

En anden mulighed er at tilsætte oxalsyre eller oxalat til infiltrationsvandet. Formålet er som nævnt at udfælde calciumoxalat, så man på den måde forhindrer, at calcium reducerer zetapotentialt for jordpartikler, så bindingen mellem PFAS-molekylerne og jordpartiklerne svækkes, så PFAS lettere kan udvaskes. Heller ikke denne metode har været testet på deponeringsanlæg, men ud fra erfaringer fra jord og sediment forekommer det at være en mulig løsning for at opnå accelereret udvaskning af PFAS fra deponeringsanlæg.

Der er ikke fundet oplysninger om anioniske detergenter, som markedsføres specifikt til brug for udvaskning af PFAS i jord eller andre medier. Der markedsføres et meget stort antal detergenter til forskellige formål, og det vil indledningsvist, forud for at metoden tages i anvendelse i deponeringsanlæg, skulle testes, hvilke detergenter - evt. i kombination med tilsætning af oxalsyre og ændring af pH - som ville give det mest effektive resultat.

En skematisk oversigt over deponeringsanlæg med injektion af recirkuleret perkolat og tilsætning af kemikalier til at fremme udvaskningen er vist i figur 21.



FIGUR 21. Skematisk oversigt over deponeringsanlæg med injektion af recirkuleret perkolat og tilsætning af kemikalier til at fremme udvaskningen.

Erfaring med metoden i Danmark og udlandet

Der er ikke fundet eksempler på anvendelse af additiver til at øge udvaskningen af PFAS i deponeringsanlæg i Danmark eller i udlandet.

Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Man kan formentlig opnå en accelereret udvaskning af PFAS i affaldsdepoter ved at tilsætte en anionisk surfaktant til infiltrationsvandet. Metoden synes at virke ved udvaskning af jord, men den er tilsyneladende ikke prøvet i et deponeringsanlæg, men umiddelbart vurderes den at kunne være en brugbar metode.

Inden metoden tages i anvendelse er det væsentlig at undersøge, hvordan additiver vil kunne påvirke renseprocesser.

Effekt på målrettet frigivelse af stoffer ved jordforureninger er betydende, og effekten på affald i forhold til udvaskning af PFAS til perkolat vurderes derfor også at kunne være betydende. Betydningen for emissioner af PFAS til luft kendes ikke.

Forventet effekt af metoden udledning af på andre miljøfarlige stoffer

Detergenter vil også påvirke udvaskningen af andre stoffer fra affaldsdepotet. I Kærgård Plantage har man eksempelvis med succes anvendt detergenter for at opnå en hurtigere frigivelse af bundne chlorerede opløsningsmidler og farmaceutiske stoffer i jorden (COWI, egne resultater). Når stofferne er overført til vandfasen, har man kunnet nedbryde dem ved en katalyseret persulfat oxidation. På den måde har man opnået en hurtigere oprensning af dette kemikalieaffaldsdepot.

Man kan forvente udvaskning af såvel PFAS som andre miljøfremmede organiske stoffer fra deponeringsanlæg, hvis man sætter detergenter til perkolatet. Tilsætning af oxalsyre vil næppe give en væsentlig forøget udvaskning af andre organiske stoffer end PFAS, men der kan måske foregå en lidt forøget udvaskning af nogle tungmetaller, som danner oxalat komplekser.

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Det vil kræve yderligere undersøgelser at vurdere metodens anvendelsesmuligheder og økonomi i deponeringsanlæg. Hvis det viser sig, at man kan forcere udvaskningen af PFAS ved tilsætning af passende kemikalier til vandet, kan det være en metode til at opnå en hurtig fjernelse af udvaskbare ikke-polymere PFAS i enheder i efterbehandling.

Kombinationsmuligheder

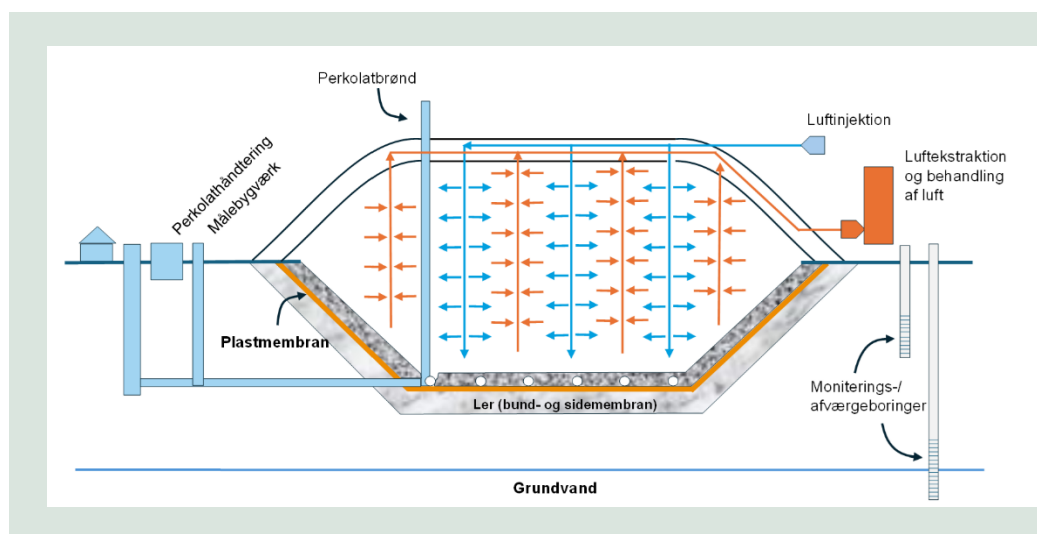
Det vurderes relevant at kombinere med forceret udvaskning af affaldet og metoder til en mere effektiv fordeling af vandet beskrevet i foregående afsnit.

5.4.5 Beluftning/iltning

Beskrivelse af metoden

Ved *in-situ*-beluftning af deponeret affald (Eng: *in-situ* landfill aeration) indblæses der under kontrollerede forhold atmosfærisk luft i affaldet i en deponeringsenhed med henblik på at skabe aerobe forhold og dermed accelerere den biologiske omsætning af bionedbrydelige organiske stoffer under dannelse af bl.a. kuldioxid og vand samt humuslignende forbindelser. Desuden vil bl.a. ammonium-forbindelser (f.eks. $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) kunne blive oxideret (Ritzkowski *et al.*, 2006). Den herved opnåede stabilisering af affaldet vil reducere effekten af emissionen af drivhusgas gennem delvis erstatning af udledningen af metan med kuldioxid (drivhuseffekten af metan er 28 gange kraftigere end drivhuseffekten af kuldioxid). Desuden forventes beluftningen at kunne reducere efterbehandlingsperioden gennem hurtigere aftagende koncentration af problemstoffer i perkolatet.

Beluftningen sker oftest gennem lodrette injektions- og fordelerrør, men kan også ske gennem vandrette fordelerrør, f.eks. eksisterende gasdræn eller perkolatdræn eller fordelerrør i forskellige dybder i ældre deponeringsenheder (se f.eks. Ritzkowski *et al.*, 2019). I sin simpleste form består beluftningsanlægget blot af ét eller flere injektions-/fordelingsrør, hvorigennem der indpumpes atmosfærisk luft, der reagerer med affaldet, og på grund af overtrykket fortsætter den resulterende gas op mod overfladen af affaldet. Herfra kan gassen udledes til atmosfæren eller kan passere gennem et lag af kompost til reduktion af restindholdet af metan. State-of-the-art er dog oftest indrettet efter det i figur 22 viste princip, hvor der både injiceres luft og ekstraheres gas, som behandles med henblik på bl.a. at fjerne resterende mængder af metan (f.eks. ved afbrænding eller passage af et biofilter). Denne konstellation gør det muligt at måle sammensætningen af gassen for indhold af metan, ilt, kuldioxid, ammoniak og andre gasarter, som kan anvendes til beregning af iltforbruget og effektiviteten af processen og til vurdering af et eventuelt indhold af PFAS.



FIGUR 22. Skematisk oversigt over deponeringsanlæg med injektion af luft.

Med henvisning til Castaro et al. (2003) nævner Knox og Beaven (2017) en afstand mellem lodrette injektionsboringer på ca. 20 m til sikring af jævn fordeling af luft (ilt) i affaldet. Knox og Beaven (2017) nævner desuden, at beluftningsmetoden fortrinsvis anvendes på deponeringsenheder med en fyldhøjde på < 20 m. Mange af de undersøgelser, som er beskrevet i litteraturen, er udført på deponeringsenheder for affald med et forholdsvis højt indhold af bionedbrydeligt organisk materiale, mens danske deponeringsenheder, selv enheder med blandet affald, har et væsentligt lavere indhold af bionedbrydeligt organisk materiale. Som illustration heraf kan det nævnes, at Prado et al. (2023) har sammenlignet iltforbrugshastigheder for forskellige typer affald. Forfatterne har selv bestemt en iltforbrugshastighed på 1,70 g O₂/ton affald (TS)/time for en 32 år gammel dansk deponeringsenhed for blandet (ikke-brændbart) affald, der har været lukket i ca. 20 år. Kallel et al. (2003) havde på et japansk deponeringsanlæg for ikke-brændbart affald fundet en tilsvarende iltforbrugshastighed på 1,67 g O₂/ton affald (TS)/time, mens Heyer og Stegmann (1997) citeres for på industrielt og kommercielt affald fra et 28 år gammelt tysk deponeringsanlæg at have fundet en iltforbrugshastighed på ca. 74 g O₂/ton affald (TS)/time. Endvidere citeres Trabelsi et al. (1999) for at have fundet en iltforbrugshastighed på 20 g O₂/ton affald (TS)/time for affald fra et 20 år gammelt japansk deponeringsanlæg for husholdningsaffald.

Accelereret aerob stabilisering gennem beluftning vil primært være relevant for deponeringsenheder for blandet affald i efterbehandling og også for gamle deponier, uanset om de er udstyret med bund- og sidemembraner eller ej. Beluftning kunne i princippet også anvendes på deponeringsenheder for farligt affald, herunder specielt shredderaffald, men her kan der være en betydelig risiko for selvantændelse. De aerobe processer frigiver megen energi, og der er rapporteret temperaturer i affaldet på over 60 °C (Knox og Beaven, 2017). Rent faktisk er der observeret brand i og omkring luftinjektionsboringer i blandet affald. Med henvisning til afsnit 2.6 må der på grund af den stigende indpakning af affald i plast forudses visse problemer med at få fordelt den indblæste luft jævnt og få kontakt med alt affaldet, hvis man vil anvende beluftning på fremtidige deponeringsenheder for blandet affald, når de kommer i efterbehandling. Det kan jo være et incitament til kun at indpakke affald, når det er strengt nødvendigt af arbejdsmiljøhensyn

(og så lægge det i en separat afdeling/celle i deponeringsenheden), og eventuelt også til at neddele/shredde affaldet, inden det deponeres.

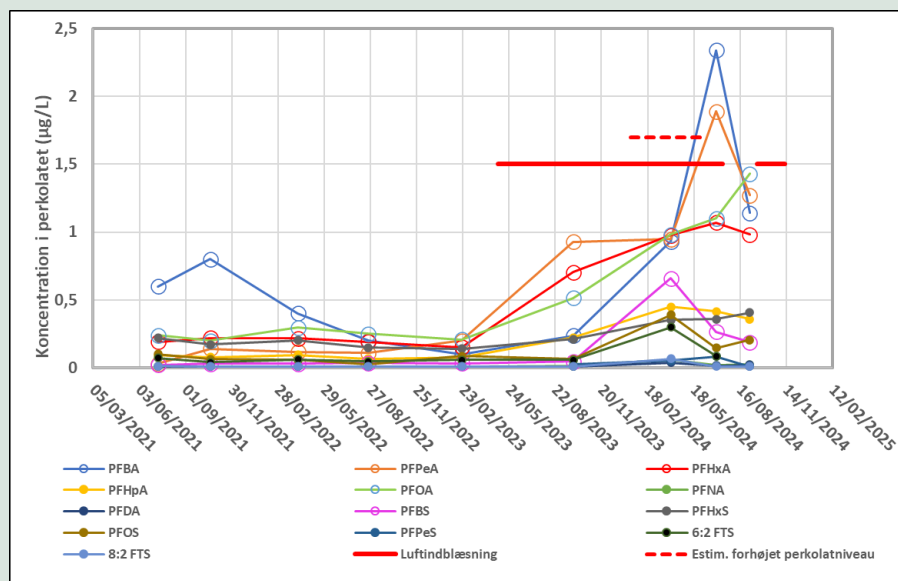
Erfaring med metoden i Danmark og i udlandet

Studier af aerob stabilisering af deponeringsenheder ved beluftning er blevet gennemført siden starten 1990'erne og implementeret i fuld skala siden starten af 00'erne. Metoden er specielt blevet udviklet i Tyskland, Østrig, Italien og USA (Knox og Beaven, 2017), men har nu i en årrække været anvendt både i Europa, USA og Asien. Hverken i udlandet eller i Danmark er der fundet oplysninger om effekten af beluftning af deponeringsenheder på PFAS i deponigas eller i perkolat.

I Danmark har der tidligere været udført et kortvarigt pilotforsøg med beluftning på en del af en ældre deponeringsenhed på Hedeland Deponi i samarbejde med Niras, som oplyser, at forsøget var vellykket og viste de forventede resultater, men at de fortsat afventer rapportering. Niras, DTU og AV Miljø gennemfører i øjeblikket et projekt med beluftning af en deponeringsenhed for blandet affald i efterbehandling på AV Miljø. Enheden modtog størstedelen af affaldet i perioden 1992 -1999 og blev slutfærdiget i 2005. Danish Waste Solutions har sammen med AV Miljø gennem de seneste tre år monitoreret flow og sammensætning af perkolatet fra samme enhed. Perkolatet er blevet analyseret for indhold af en lang række uorganiske og organiske stoffer, herunder PFAS₂₂. Figur 23 viser de målte koncentrationer af de PFAS-forbindelser i perkolatet, som lå over rapporteringsgrænsen for analysemetoden, som funktion af tiden. Figuren viser også beluftningsperioden, som startede i maj 2023, og som på grund af reparationer var afbrudt i to måneder i sommeren 2024. I efteråret 2023 og i de første måneder af 2024 kom der usædvanligt store mængder nedbør. I januar 2024 opstod der problemer med bortpumpningen af perkolatet, hvilket medførte, at perkolatniveauet i deponeringsenheden steg op i dele af affaldet, som ikke tidligere havde været vandmættet. Først omkring starten af juni 2024 var bortpumpningen og perkolatniveauet igen normalt.

Af figur 23 fremgår det, at koncentrationen af næsten alle de viste PFAS-forbindelser, herunder specielt de to kortkædede, PFBA og PFPeA, steg efter starten af beluftningen, og at koncentrationen af de fleste af dem faldt igen, da beluftningen blev afbrudt. Imidlertid steg perkolatet i en del af samme periode op i dele af affaldet, hvorfra udvaskningen indtil da må antages at have været mindre intensiv, og dette har måske i en periode givet anledning til større udvaskning af PFAS. Det kan derfor ikke på dette grundlag med sikkerhed afgøres, om den forøgede koncentration af PFAS i perkolatet skyldes beluftningen eller det højere niveau af perkolat i deponeringsenheden (eller en kombination af de to). Monitoreringen fortsætter, så måske kan der i nærmeste fremtid (skrevet november 2024) opnås et klarere billede af årsagssammenhængen.

Hvis koncentrationsstigningerne skyldes beluftningen, er det sandsynligt, at luftindblæsningen har medført en oxidation af nogle af forstadierne og derved bl.a. øget indholdet af de små, kortkædede og meget vandopløselige PFAS-forbindelser. I så fald er det muligt, at luftindblæsning kan udgøre en del af en strategi til at accelerere udvaskningen af PFAS fra deponeringsenheder.



FIGUR 23. PFAS i perkolatet som funktion af tiden. Beluftsperioderne og perioden med for perkolatniveau i deponeringsenheden er også angivet (Danish Waste Solutions, upublicerede resultater).

Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Såfremt det er beluftsmetoden, som har medført de ovenfor viste forøgelser af koncentrationerne af forskellige PFAS, vil det i en periode betydeligt forøge udledningen af PFAS med perkolatet, indtil PFAS-koncentrationerne på et tidspunkt formentlig begynder at falde. Det må umiddelbart antages, at beluftsningen, hvis den gennemføres uden opsamling og behandling af gassen, også over en periode vil medføre en forøgelse af PFAS-emissionen til luften.

Forventet effekt af metoden på udledning af andre miljøfarlige stoffer

Som tidligere nævnt kan beluftsning af deponeringsenheder give anledning til oxidation af ammoniak/ammonium ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$), som ofte betragtes som et af de stoffer, der som opløst i perkolatet kan være afgørende for længden af efterbehandlingsperioden. Desuden vil den nok væsentligste og tilstræbte effekt af beluftsningen være at reducere udledningen af drivhusgassen metan og helt eller delvis erstatte den med en mindre skadelig udledning af kuldioxid. Der er ikke fundet klare indikationer på effekten på andre miljøfarlige organiske stoffer, som formentlig afhænger meget af den specifikke type affald.

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Metoden forventes at kunne anvendes på deponeringsenheder for blandet affald under efterbehandling, fortrinsvis enheder, som blev opfyldt, før plastindpakningen af affaldet steg markant. Det må også forventes, at metoden kan anvendes på ældre deponeringsenheder, også selv om de ikke har været udstyret med bundmembraner. De ældre deponeringsenheder må i øvrigt forventes at have et større indhold af organisk materiale, som er bionedbrydeligt under aerobe forhold. Man skal derimod nok udvise forsigtighed med at anvende metoden på deponeringsenheder med shredderaffald, da det kan risikere at føre til selvantændelse og vanskeligt kontrollerbare brande i affaldet. Med hensyn til håndtering af PFAS gælder ovenstående kun, hvis det viser sig, at beluftsningen har den beskrevne accelererende virkning på udvaskningen af PFAS og koncentrationerne af PFAS i perkolatet. I så fald bør der lægges en hensigtsmæssig strategi, så den forøgede udvaskning udnyttes bedst muligt i håndteringsmæssig sammenhæng.

5.5 Metoder, som ikke er nærmere undersøgt

Der er flere teknikker, der har været anvendt til at mindske eller fremme udvaskningen fra forurenede grunde. Der er tale om teknikker, der er på forsøgsstadiet, og der er for disse teknikker ikke fundet oplysninger om faktisk anvendelse i deponeringsanlæg.

Termisk desorption. Metoden går ud på at nedbringe koncentrationen i et medie ved at udsætte det for forhøjede temperaturer, så der sker en delvis nedbrydning af PFAS og PFAS-koncentrationen dermed mindskes. I et forsøg udsatte Sörengård et al. (2020b) to jordtyper med $\Sigma 9$ PFAS-koncentrationer på henh. 4 mg/kg og 0,025 mg/kg for en 75-minutters termisk behandling ved temperaturer fra 150 til 550 °C. Koncentrationerne af PFAS viste et signifikant fald ved 350 °C, hvor $\Sigma 9$ PFAS-koncentrationen faldt med i gennemsnit henh. 43 % og 79 % i de to jordtyper. Ved 450 °C blev >99% af PFAS fjernet fra den jord, der havde den højeste PFAS-koncentration, mens PFAS-koncentrationen i jorden med den laveste koncentration blev reduceret med 71 og 99% ved 550 °C. Forfatterne konkluderer, at termisk desorption har et potentiale til at mindske koncentrationen af PFAS i jord, men at der er brug for mere viden om omkostningseffektiviteten, dannelse af transformationsprodukter og filterteknikker til rensning af gasfasen (Sörengård et al., 2020b). Det kan ikke afvises, at metoden kunne anvendes som *in situ* metode på visse affaldstyper, f.eks. i forbindelse med opgravning af allerede deponeret affald, men det vil formentlig være mere hensigtsmæssigt at foretage en fuld destruktion ved affaldsforbrænding.

Superkritisk CO₂ ekstraktion. Med metoden ekstraheres PFAS fra overflader med superkritisk CO₂. I en svensk udredning af Kumpiene (2023) om metoder til håndtering af PFAS i deponeringsanlæg, refereres det, at forsøg har vist, at metoden har en ekstraktionseffektivitet for PFAS på 60-77% i jord og 80-100% i papir og tøj. Superkritisk vandekstraktion til destruktion af PFAS i vandige opløsninger er beskrevet i afsnit 6.2.2. Det vurderes her på basis af sammenfatningen i Kumpiene (2023), at metoden formentlig ikke er relevant i relation til deponeringsanlæg.

Fytosanering. Fytosanering, hvor man opkoncentrerer stofferne i planter, som efterfølgende forbrændes, er beskrevet i en svensk undersøgelse, som vurderer, at det vil tage hundreder til tusinder af år med denne metode at nå de opstillede oprensningsmål, og at metoden er begrænset til planternes roddybde (Kumpiene, 2023). Det vurderes her på basis af sammenfatningen i Kumpiene (2023), at metoden formentlig ikke er relevant i relation til deponeringsanlæg.

5.6 Metodernes anvendelighed ved planlægning af fremtidige deponeringsanlæg

5.6.1 Indledning

Denne rapport tager udgangspunkt i eksisterende deponeringsanlæg og deponeringsenheder i Danmark. Dette gør, at metoderne beskrevet i denne rapport er begrænset af de krav, forudsætninger og beslutninger som allerede er truffet for eksisterende enheder. Herunder også den alder som de miljøbeskyttende systemer har på en given deponeringsenhed, hvor det måtte overvejes at anvende disse metoder.

5.6.2 Forudsætninger ved ændret håndtering af affald i fremtidige deponeringsanlæg

Metoderne i denne rapport kan ændre betydeligt på deponeringsanlæggenes og deponeringsenheders formål i relation til både en forceret og en reduceret udvaskning. Det vil derfor være relevant at se på, hvordan disse metoder kunne samtænkes i en proces for

deponeringsegnet affald, hvor der arbejdes ud fra et blankt stykke papir. Der bør tages udgangspunkt i det affald, som er input til anlægget, hvordan man ønsker at behandle dette affald, hvilke krav en given behandling af en affaldsfraktion stiller til de miljøbeskyttende systemer, og hvilket output der vil være i form af f.eks. efterbehandlingsperiode, perkolatmængder til bortskaffelse og perkolat sammensætning.

5.6.3 Løbende overgang til nye tekniske anlæg

Da det må forventes, at affaldet i eksisterende deponeringsenheder ikke er færdigudvasket med den nuværende tilgang inden enhedernes tekniske levetid, vil det i forbindelse med f.eks. en hovedrenovering af de pågældende enheder være muligt at lave en løbende overgang til nye tekniske anlæg.

Hvornår denne overgang skal foretages, vil antageligt bero på en stedspecifik vurdering af den enkelte enhed. Da de første membranbelagte enheder blev etableret i starten af 1980'erne, og disse formodentligt vil have tekniske levetider på mindre end 80-100 år, vurderes det sandsynligt, at denne overgang vil begynde inden for de nærmeste 10-20 år. Den tekniske levetid på 80-100 år forventes at være gældende for enheder anlagt efter år 2001, hvor deponeringsbekendtgørelsen blev implementeret.

Det vil i forbindelse med en hovedrenovering være oplagt at overveje at underkaste det tidligere deponerede og nu opgravede affald for én eller flere af disse metoder inden re-deponering. Således vil gamle anlæg kunne blive til nye ved en løbende overgang, og den efterbehandlingstid som findes for eksisterende enheder vil formodentligt kunne reduceres eller øges efter den retning det måtte ønskes.

6. Forbrænding og andre destruktionsmetoder

6.1 Beskrivelse af metoden

For at kunne anvise affald til deponering, skal affaldsmyndigheden kunne godtgøre, at der ikke findes andre muligheder for at nyttiggøre eller forbrænde affaldet. Da økonomi og de totale udgifter for at håndtere affald på deponeringsanlæg er underlagt en betydelig usikkerhed, bør det afklares, hvorvidt det for samfundet kunne være en bedre løsning for både miljø og økonomi at forbrænde flere fraktioner end i dag. Der findes i Danmark særlige forbrændingsanlæg, som er specialiseret i at modtage affaldsfraktioner til forbrænding, som ikke kan forbrændes på konventionelle forbrændingsanlæg.

Forbrænding. De tekniske forudsætninger for forbrænding vil afhænge af, hvilke fraktioner som udvælges hertil, herunder hvor egnet til forbrænding affaldet er, samt dets indhold af PFAS og andre miljøfarlige stoffer.

Forbrænding giver en række fordele, men efterlader typisk et eller flere restprodukter, som efterfølgende vil skulle deponeres. Hvor problematiske disse restprodukter er efter forbrænding afhænger både af affaldet som forbrændes, og forbrændingsanlæggets røggasrensingsanlæg, samt for PFAS og andre svært-nedbrydelige organiske stoffer også af opholdstiden og temperaturen i anlægget.

Geertinger og Jensen (2023) har for Miljøstyrelsen gennemført en omfattende litteraturundersøgelse af muligheder og udfordringer ved afbrænding af affald og slam med indhold af PFAS. Forfatterne anbefaler *"at der gennemføres en grundig kortlægning af forekomst og skæbne af PFAS ved forskellige former for termisk behandling (forbrænding, pyrolyse, forgasning, mv.) af affald og slam i Danmark, idet det for nuværende anses som den eneste troværdige metode til at få PFAS ud af kredsløbene i naturen."*

PFAS-holdigt affald vil med de eksisterende metoder i Danmark enten kunne destrueres i konventionelle forbrændingsanlæg til husholdningsaffald eller i et specialiseret forbrændingsanlæg som modtager f.eks. PFAS-holdigt slam til forbrænding.

I danske konventionelle forbrændingsanlæg vil opholdstiden på risten er typisk være mellem 1 – 2 timer. Der tilføres forbrændingsluft til ristlaget (primærluft) via typisk tre zoner, hvor luftmængden reguleres individuelt, hvorved temperaturen i ristlaget vil normalt komme op på 1.000 – 1.200 °C. Der hvor temperaturen er højest, er der som hovedregel ikke ilt nok til en fuldstændig forbrænding. Efter opholdet på risten føres bundasken og aske fra første kedel-træk via slaggefald/udtag og vandbad til videre behandling. Røggassen tilføres yderligere forbrændingsluft og fortsætter op i kedlen via efterforbrændingskammeret, hvor der er krav til minimum to sekunders opholdstid ved 850 °C i konventionelle forbrændingsanlæg eller 1100 °C i anlæg til forbrænding af farligt affald (hele ansnittet baseret på Geertinger og Jensen, 2023).

I følge Geertinger og Jensen (2023) vil forbrænding af PFAS-holdigt affald og -slam *"være den eneste gennemførlige metode til at destruere PFAS i større skala i Danmark. Ved undersøgelser udført på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg i Danmark i 2022 og 2023, Sverige i 2019 - 2022, Kina i 2015 – 2019 og Holland i 2015 – 2017 er der ikke påvist målbare koncentrationer af PFAS i røggassen med de analyse metoder, der er anvendt og de detektionsgrænser, der er knyttet til metoderne. Der er fundet målbare koncentrationer af*

PFAS i slagge og bundaske, flyveaske samt i spildevand fra røggasrensingsprocessen. Der ikke oplyst destruktionsgrader for PFAS ved disse undersøgelser. Tilsvarende har undersøgelser udført på danske slamforbrændingsanlæg i 2022 ikke dokumenteret indhold af PFAS i røggassen, spildevand fra røggasrensning eller i aske”.

I massestrømsanalysen for PFAS har Lassen et al. (2024) ved at sammenligne de estimerede tilførsler af PFAS til forbrændingsanlæg i Danmark med estimerede PFAS mængder i røggas og restprodukter, at destruktionseffektiviteten for PFAA'er i størrelsen 99.9989%. Det angives, at der er en vis usikkerhed på estimatet, men at det indikerer, at PFAS destrueres med en effektivitet, som svarer til den målte effektivitet for andre persistente organiske stoffer. Der er stadig manglende viden om, hvorvidt der ved forbrænding af fluorpolymerer kan dannes kortkædede fluorholdige forbindelser, der kan henregnes til gruppen af PFAS (Lassen et al., 2024). Det konkluderes at *”Undersøgelsen viser tydeligt, at affaldsforbrænding er en effektiv måde at destruere PFAS, som allerede er i omløb, og at udslip fra affalds- og slamforbrænding er ubetydelige i forhold til andre kilder”.*

Pyrolyse. En mulig destruktionsmetode for PFAS er termisk behandling via pyrolyse. Geertinger og Jensen (2023) omtaler to undersøgelser af henh. Bamdad et al. (2022) og Thoma et al. (2022). Bamdad et al. (2022) gennemgår resultaterne af en undersøgelse af brugen af høj-temperatur pyrolyse til bortskaffelse af spildevandsslam. Undersøgelsen viser, i følge Geertinger og Jensen (2023), at PFAS i spildevandsslam i meget høj grad nedbrydes ved pyrolyse ved 500-700 °C, men at det må forventes, at nedbrydningen af PFAS er mere fuldstændig ved temperaturer på over 850 °C i et dansk affaldsforbrændingsanlæg, hvor der også er oxidationsprocesser involveret. Desuden blev gassen i pyrolyseforsøgene ikke rensat, som røggassen bliver i et affaldsforbrændingsanlæg (Geertinger og Jensen, 2023). En pilotundersøgelse af Thoma et al. (2022) beskriver resultaterne af pyrolyse af spildevandsslam med en koncentration af $\Sigma 41$ PFAS (heraf 21 over LOQ) på mellem 0,002 og 0,085 mg/kg. Destruktionseffektiviteten varierede fra >81.3% til >99.9% med en middelværdi på >97.4%. Sammenlignet med destruktionseffektiviteten af forbrænding er der tale om markant lavere destruktionseffektivitet.

Andre termiske metoder. Kumpiene (2023) har gennemgået en række forskellige processer, som er blevet afprøvet med henblik på destruktion af PFAS i fast affald. Forbrænding i cementovn ved 850 – 1200 °C vurderes i dette studie at være den mest effektive metode, hvor der dog advares mod dannelse af bl.a. flygtige fluorforbindelser og dioxiner og furaner. Derudover beskriver Kumpiene (2023) en række andre potentielle termiske behandlingsmetoder såsom pyrolyse, lav-/højtemperaturdesorption + destruktion, højtemperatur-dampbehandling (vapor energy generator), superkritisk vandoxidation + vådpyrolyse samt et par ikke-termiske metoder såsom højenergi-elektronstrålebehandling (eBeam), mekanokemisk nedbrydning og kemisk oxidation. Alle disse metoder betegnes dog som eksperimentelle og i mange tilfælde med uafprøvet potentiale overfor et bredere spektrum af PFAS-forbindelser, og flere af dem kræver i følge forfatteren urealistisk lange opholdstider.

6.2 Erfaring med metoden i Danmark og udlandet

Danske forbrændingsanlæg til husholdningsaffald destruerer allerede betydelige mængder af PFAS-holdigt affald. Massestrømsanalyse for PFAS estimerer således, at der i 2023 til forbrændingsanlæg blev bortskaffet 248 tons PFAA og forstadier, 839 tons polymere PFAS og 416 tons TFA-relaterede PFAS (Lassen et al., 2024). Til sammenligning blev det estimeret, at der til deponi blev bortskaffet 6 tons PFAA og forstadier og 41 tons polymere PFAS. Forbrænding af en større mængde af PFAS-holdigt affald, der i dag bortskaffes til deponi, vil derfor kun bidrage marginalt til de mængder, der i forvejen destrueres på danske forbrændingsanlæg.

Nogle typer af PFAS-holdigt affald bortskaffes i dag til forbrænding på anlæg til forbrænding af farligt affald. Tilsyneladende er det i Danmark kun Fortum, der modtager stærkt forurenede PFAS-holdigt affald (vandigt eller fast) til forbrænding. Forbrændingen sker i en højtemperaturovn ved ca. 1.200 °C.

Flere danske affaldsforbrændingsanlæg har i perioder modtaget shredderaffald til forbrænding, men her har opmærksomheden især været koncentreret om, hvor stor en del af affaldsstrømmen shredderaffaldet kan udgøre, uden at der opstår kritiske korrosionsproblemer, og uden at slagge kvaliteten bliver kompromitteret i forhold til mulighederne for nyttiggørelse af for stort indhold af tungmetaller. På daværende tidspunkt var skæbnen af de PFAS-forbindelser, som man nu ved, at shredderaffaldet indeholder, ikke et fokuspunkt.

Af Miljøstyrelsens hjemmeside fremgår at: *"Miljøstyrelsen forventer, at en stor del af det shredderaffald, der fremover forventes nyttiggjort, vil ske ved forbrænding i godkendte forbrændingsanlæg. I dag er der tre danske forbrændingsanlæg, der er godkendt til at brænde farligt shredderaffald, og fem danske anlæg, der er godkendt til at forbrænde ikke-farligt shredderaffald."*¹⁷

6.3 Forventet effekt af metoden på udledning af PFAS med perkolat og til luft

Anvises affaldsfraktioner som i dag deponeres i stedet til forbrænding i fremtiden, vil det totale indhold af affaldets stoffer som PFAS i perkolatet i første omgang reduceres tilsvarende. Metoden vurderes især at kunne være relevant for shredderaffald, hvoraf en stor del vil være brændbare materialer. Data fra et enkelt deponeringsanlæg (se afsnit 3.4.5) viser, at det samlede PFAS i perkolat fra celler med shredderaffald udgør hovedparten af PFAS i perkolat fra anlægget. Der vil derfor også kunne være en betydelig reduktion i de samlede mængder PFAS i perkolat, hvis allerede deponeret shredderaffald blev opgravet og forbrændt i forbrændingsanlæg.

6.4 Forventet effekt af metoden udledning af på andre miljøfarlige stoffer

Anvises affaldsfraktioner som i dag deponeres i stedet til forbrænding i fremtiden, vil det totale indhold af affaldets miljøfarlige organiske stoffer i perkolatet i første omgang reduceres tilsvarende. Ud over PFAS kan shredderaffald indeholde målbare koncentrationer af andre persistente stoffer som PCB og PAH-forbindelser, som også vil blive destrueret ved en forbrænding.

For tungmetaller vil en forbrænding uden forudgående fjernelse af tungmetaller resultere i en øgning af indholdet af tungmetaller i restprodukter, der efterfølgende skal deponeres.

6.5 Metodens anvendelsesmuligheder og –begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg

Metoden vurderes især at kunne være relevant for shredderaffald, hvoraf en stor del vil være brændbare materialer, og der ved forudgående separation kan frasorteres metaller og andre materialer til genanvendelse.

Der er gennem tiden udarbejdet forskellige undersøgelser af mulighederne for mekanisk separering af shredderaffald for at udnytte ressourcerne i affaldet og undgå, at tungmetallerne ender i restprodukterne fra forbrændingen. Nielsen et al. (2006) har eksempelvis i projektet

¹⁷ <https://mst.dk/erhverv/groen-produktion-og-affald/affald-og-genanvendelse/affaldshaandtering/affaldsfraktioner/shredderaffald>

"Undersøgelse af mulighederne for termisk oparbejdning af mekanisk separeret shredderaffald" for Miljøstyrelsen gennemført pilotforsøg og foretaget beregninger af økonomien i oparbejdningen.

7. Metoder til rensning af perkolat på deponeringsanlæg

Følgende kapitel omfatter en kort beskrivelse af metoder til rensning af perkolat på deponeringsanlæg og erfaringer med disse i Danmark. Gennemgangen danner baggrund for den senere sammenstilling af de forskellige løsninger til henholdsvis ændret håndtering i deponeringsanlæg og/eller øget rensning af perkolat.

For metoder, som aktuelt markedsføres i Danmark eller vore nabolande, er der nævnt eksempler på virksomheder og metoder. Der er ikke tale om fyldestgørende lister, og det forhold, at en virksomhed nævnes, skal ikke tages som udtryk for, at arbejdsgruppen vurderer, at produkterne fra denne virksomhed er bedre end konkurrerende produkter.

7.1 Renseløsninger

I dette afsnit gennemgås metoder, hvor man har erfaring fra fuld-skala anlæg eller fra forsøgsarbejde. Det er et område, som er under stadig udvikling, og der er mange idéer til nye metoder rundt omkring i verden, men disse metoder vil ikke blive nærmere beskrevet.

Perkolat har ofte høje koncentrationer af salte og forholdsvis høje koncentrationer af organisk stof. Hvis der deponeres organisk affald, vil perkolatets indhold af biologisk nedbrydeligt organisk stof været ret højt for et nyt deponi, mens indholdet af nedbrydeligt organisk stof (målt som BI₅) falder med depotets alder. På ældre depoter vil der typisk være et stort indhold af organisk kulstof målt som COD eller NVOC, medens indholdet af biologisk nedbrydeligt organisk stof målt som BI₅ vil være lavt.¹⁸

Når der vælges en rensemetode til perkolat, skal der tages hensyn til, at perkolatet normalt har et højt indhold af organisk stof, som kan være nedbrydeligt eller ej. Indholdet af organisk stof har betydning for valg af rensemetode. Også høje saltkoncentrationer kan have indflydelse på valg af rensemetode, ligesom indholdet af tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer kan have betydning.

Den optimale rensemetode for perkolat er derfor ikke altid den samme som den optimale rensemetode for eksempelvis PFAS-forurenede grundvand.

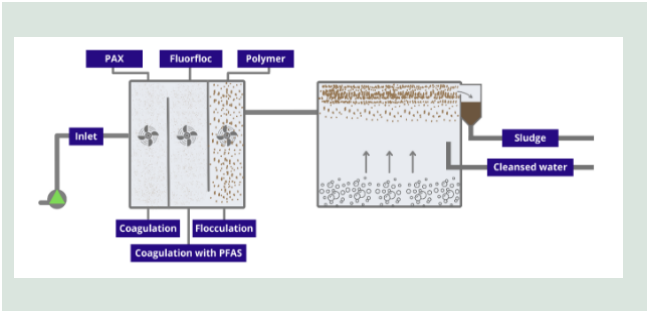
7.1.1 Flokkulering

¹⁸ BI₅: biologisk iltforbrug over 5 døgn. COD: kemisk iltforbrug. NVOC: koncentration af ikke-flygtigt organisk kulstof

Beskrivelse af
renseprincippet

Metoden starter med en kemisk fældning, hvor man tilsætter et aluminiumsalt eller jernsalt til perkolatet. Herved dannes slampartikler af $\text{Al}(\text{OH})_3$ henholdsvis $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Der tilsættes herefter en organisk polymer, der bevirker, at de små slampartikler går sammen og danner større partikler (flokkulering). Slampartiklerne vil adsorbere mange organiske forbindelser – herunder PFAS – og de vil også medføre en bedre udfældning af tungmetaller i form af metaloxider, $\text{Me}(\text{OH})_2$. Det benævnes co-precipitation. Efter flokkuleringen skal partiklerne separeres fra vandfasen ved sedimentation, flotation eller filtrering. Ved rensningen får man således reduceret perkolatets indhold af organisk stof, PFAS, tungmetaller samt visse andre organiske miljøfremmede stoffer.

Virksomheden ETC2 har fundet ud af, at fjernelsen af PFAS ved flokkulering kan forbedres, hvis man til vandet også sætter et specielt organisk flokkuleringsmiddel FluorFlok®, som binder sig til den hydrofobe del af et PFAS-molekyle. Principopbygning af denne type anlæg fremgår af nedenstående skitse. Spildevand 1/24 (2024).



FIGUR 246. Flokkuleringsanlæg med dosering af PAX, FluorFlok og polymer samt slamudskillelse ved flotation (Klitgaard, 2024).

Metodens
renseeffektivitet over for
forskellige typer af PFAS

I VUDP-projektet (Ottosen, 2024) er der lavet flere flokkuleringsforsøg med forskellige perkolat typer fra Odense Renovation (tabel 20). Til flokkuleringen er tilsat polyaluminiumchlorid, FluorFlok og polymer, hvorefter slampartiklerne er frasepareret.

TABEL 20. Resultater fra flokkuleringsforsøg med perkolat fra shredderaffald og blandet perkolat (indløb til for-rensning hos Odense Renovation (baseret på Ottosen, 2024)

	Perkolat fra shredderaffald			Blandet perkolat		
	Ubehandlet ng/L	Behandlet ng/L	Rensegrad %	Ubehandlet ng/L	Behandlet ng/L	Rensegrad %
PFBS	56.000	14.000	75,0	3.400	520	84,7
PFOA	2.700	270	90,0	480	24	95,0
PFHpA	750	200	73,3	190	31	83,7
PFOS	280	<10	>96,4	62	<1	>98,4
PFNA	32	<10	>68,8	<10	<0,3	-
PFDA	25	<10	>60	<10	<0,3	-
PFAS ₄	3.200	270	91,6	580	24	95,9
ΣPFAS ₂₂	69.000	20.000	71,0	5.400	1.400	74,1
PFAS ₂₂ PFOA-ækv	5.150	880	82,9	1.030	96	90,7

Resultaterne viser, at de langkædede PFAS-forbindelser fjernes bedre end de kortkædede. Det noteres, at fjernelse af PFOS i begge forsøg er meget høj (mindst 96,4%). Da mange kortkædede PFAS har et lille relative potens faktor (RPF se tabel 6), når der skal omregnes til PFOA-ækvivalenter betyder det, at der er større reduktion i PFOA-ækvivalenter end for PFAS₂₂. Med en optimal flokkulering kan opnå næsten samme rensegrad som med aktivt kul (omtales i det følgende).

Virksomheden ETC2 nævner, at PFBS generelt er til stede i ret store koncentrationer i perkolat, og derfor arbejder virksomheden på at få udviklet en ny variant af FluorFlok, som er særlig effektiv over for PFBS.

Metodens renseseffektivitet over for andre miljøfarlige stoffer i perkolatet	Ved fældning og flokkulering vil man også reducere perkolatets indhold af tungmetaller, idet der sker en med-fældning (co-precipitation) af metalhydroxider. Effektiviteten heraf afhænger dog også af pH-værdien. Desuden er metoden også effektiv til at fjerne kulbrinter og PAH samt i mindre grad andre organiske miljøfremmede stoffer.
Erfaring med metoden	Metoden anvendes i dag på flere danske deponeringsanlæg. Eksempelvis har virksomheden ETC2 har således været med til at etablere renseanlæg på 5 danske deponeringsanlæg, hvor man anvender polyaluminiumchlorid og FluorFlok samt polymer til processen.
Metodens modenhed	Metoden har været anvendt nogle år på mindst 5 danske deponeringsanlæg. Desuden er der foretaget en lang række laboratorieforsøg på perkolat fra andre danske deponeringsanlæg, hvoraf allerede er nævnt forsøg med perkolat fra Odense renovation. Metoden anvendes tilsyneladende ikke i USA (ITRC), og (Riegel, 2020) nævner, at flokkulering med jernsalt eller aluminiumsalt ikke giver tilstrækkelig god fjernelse af PFAS. Man opnår tilsyneladende meget større renseseffekt, når man ved flokkuleringen også tilsætter en anden type flokkuleringsmiddel, der har særlig affinitet til PFAS.
Eksempler på virksomheder, der leverer renseløsningen	Eksempler på virksomheder (alfabetisk), der kan levere et flokkuleringsanlæg: 1. ETC2 2. Krüger A/S 3. Suez Water
Metoden anvendes typisk i kombination med følgende metoder:	Flokkulering kan anvendes alene, hvis man ved rensningen kan overholde de gældende udledningskrav for det rensede perkolat. Metoden kan også bruges som for-rensproces for en videre rensning med aktivt kul, ionbytning eller membranfiltrering.
Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg	Flokkulering med FluorFlok har foreløbig vundet indpas på flere danske deponeringsanlæg, da det er en god og robust metode til behandling af perkolat. Ved metoden kan typisk fjernes 70-80% af PFAS-forbindelserne, og man kan opnå ca. 90% reduktion målt i PFOA-ækvivalenter. I nogle tilfælde vil det være tilstrækkeligt, så man kan bortskaffe det rensede perkolat til kloaknettet. Hvis det ikke det er tilstrækkeligt, er efterrensning med aktivt kul, ionbytning eller membranfiltrering en mulighed.
Affaldsprodukt med PFAS	Ved processen dannes slam, der skal bortskaffes som affald. Det kan f.eks. sendes til forbrænding på forbrændingsanlæg for farligt affald. Deponering kan ikke anbefales, da det ikke definitivt fjerner PFAS.

7.1.2 Aktivt kul

Beskrivelse af rensesprincippet	Aktivt kul er et adsorptionsmiddel, som kan adsorbere (binde) mange forskellige stoffer. Aktivt kul har en meget stor overflade, typisk 1000-1500 m ² /g. Stofferne adsorberes til overfladen af kulpartiklerne, og det er den store overflade, der er afgørende for kullenes adsorptions-kapacitet. Aktivt kul er især effektiv til adsorption af organiske ikke-polære stoffer, medens polære stoffer generelt bindes dårligt. Rensning af vand ved hjælp af aktivt kul kan foregå ved, at vandet pumpes igennem en kolonne fyldt med granuleret aktivt kul (GAC) eller ved at tilsætte pulveriseret aktivt kul (PAC) til vandet. Anvendes et aktivt kulfilter, skal perkolatet normalt forbehandles enten ved en kemisk fældning på vandet eller ved en mekanisk filtrering. Hvis vandet indeholder mange partikler, vil disse hurtigt bevirke en tilstopning af kulfilteret. Da aktivt kul optager en del af det organiske stof (kan variere), vil det normalt bedst kunne betale sig at lave en kemisk fældning først for at fjerne en del af det organiske stof, som ellers vil adsorberes i kullet. På den måde anvendes en større del af kullenes kapacitet til at binde PFAS.
Metodens renseseffektivitet over for forskellige typer af PFAS	Aktivt kul er generelt effektiv til at fjerne langkædede PFAS-forbindelser men ikke særlig effektiv til at fjerne kortkædede PFAS-forbindelser, Liu et. al (2019) og Malovanyy et al. (2021) PFBA og PFPeA optages ret dårligt i aktivt kul. Man har fundet ud af at PFCA (perfluoralkyl carboxylater) generelt optages dårligere end PFSA (perfluoralkyl sulfonater), (4), (5). PFOS og PFOA optages ganske effektivt på aktivt kul. Generelt

	optages ioniske forbindelser dårligere på aktivt kul end ikke-polære stoffer, og derfor vil de ioniske PFAS optages dårlige end de ikke-ioniske PFAS. Frisk aktivt kul kan godt fjerne de kortkædede PFAS, men kullene har ret lille kapacitet til at binde disse stoffer. Man vil ofte med fordel kunne anvende 2 kulfiltere i serie. På den måde kan man få optaget mest muligt PFAS i den første kolonne, uden at det går ud over renseseffektiviteten. De kortkædede PFAS, som løber igennem den første kolonne, vil blive adsorberet i den anden kolonne, hvor kapaciteten stadig er meget høj. Når kullet udskiftes i første kolonne, byttes om på rækkefølgende af de to kolonner. I Sverige har man lavet en stor undersøgelse (Malovanyy et al., 2021) af renseseffektiviteten på perkolat med aktivt kul og forskellige andre aktuelle rensemetoder. Det kan være vanskeligt at angive den procentvise renseseffektivitet, da den afhænger af, hvor meget vand, der renses i et givet kulfilter, opholdstiden i filterkolonnen samt indløbskoncentrationen af en specifik PFAS-forbindelse samt koncentrationerne af andre PFAS-forbindelser. Derfor ser man ofte på, hvor meget vand (angivet som bed volumen = BV, volumen af aktivt kul), der kan løbe igennem et givet filter, før koncentrationen af den specifikke PFAS i filterets afløb begynder at stige eller når en bestemt koncentration. Malovanyy et al. (2021) konstaterede bl.a., at et kulfilters kapacitet var op til 27 gange mindre, når man rensede perkolat, end når man rensede grundvand. Det skyldes, at perkolat indeholder meget store koncentrationer af organisk stof, som optages i kulfilteret, og derfor er der mindre plads til at optage PFAS. Ved rensning af perkolat med et indhold af $\Sigma 11$ PFAS på 2.059 ng/L faldt rensesgraden til 20% efter 1.010 BV for PFBA og efter 1.490 BV for PFPeA, som er to af de kortkædede PFAS. For PFOS, som er en langkædet PFAS, faldt rensesgraden til 20% efter 2.690 BV. Disse værdier blev opnået med et aktivt kulfilter, Filtrasorb 400 fra virksomheden Chemviron. Det illustrerer, at man vil opleve ret store koncentrationer af kortkædede PFAS-forbindelser, hvis man anvender kulfilteret, indtil renseseffekten for de langkædede PFAS bliver for lav.
Metodens renseseffektivitet over for andre miljøfarlige stoffer i perkolatet	Aktivt kul er meget effektivt til at fjerne PAH, BTEXN (benzen, toluen, ethylbenzen, xylener, naphthalen), phthalater og phenoler samt de fleste organiske opløsningsmidler og kulbrinter. Det er ikke velegnet til at fjerne uorganiske salte, og tungmetaller vil kun fjernes i meget begrænset omfang.
Erfaring med metoden	I Danmark anvendes aktivt kul som en del af en renseløsning hos Deponi Syd ved Esbjerg, hvor man siden 2021 har haft et pilotanlæg, som har rensat perkolat fra deponiet. Aktivt kul anvendes her efter flokkulering og før ionbytning.
Metodens modenhed	Rensning af vand med aktivt kul er gammeltkendt teknologi, der i årtier har været anvendt til mange forskellige formål i industrien samt til rensning af forurenat grundvand.
Eksempler på virksomheder, der leverer renseløsningen	Eksempler på virksomheder, der kan levere renseløsninger med aktivt kul i alfabetisk rækkefølge: 1. BWT 2. Chemviron Carbon ApS 3. Desotec 4. ETC2 5. Kemic Vandrens A/S 6. Krüger A/S 7. Silhorko-Eurowater A/S 8. Suez Water 9. W&S
Metoden anvendes typisk i kombination med følgende metoder:	Rensning med aktivt kul kan i nogle tilfælde stå alene, men der vil ofte være for-rensning i form af kemisk fældning for at reducere kulforbruget. Aktivt kul anvendes undertiden også som for-rensemethode for ionbytning
Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg	Aktivt kul vil især kunne anvendes til perkolat med lavt indhold af organisk stof og typisk som for-rensemethode til ionbytning og membranfiltrering. Hvis perkolatet indeholder meget organisk stof vil andre rensemetoder ofte bedre kunne betale sig. Flokkulering kan f.eks. anvendes som for-rensning til aktivt kul.

Affaldsprodukt med PFAS	Når aktivt kul er mættet med PFAS, skal det udskiftes. Det kan f.eks. sendes til forbrænding på forbrændingsanlæg for farligt affald.
-------------------------	---

7.1.3 Ionbytning

Beskrivelse af
renseprincippet

Ved ionbytning bindes vandets ioner til en aktiv kemisk forbindelse, der er coatet på overfladen af små polystyren kugler. Disse kugler kaldes også for en resin (harpiks) eller blot ionbyttermasse. En stærk sur kationbytter indeholder sulfonsyregrupper, medens en svag sur kationbytter indeholder carboxylsyregrupper. En stærk basisk anionbytter indeholder f.eks. kvarternære ammoniumforbindelser, medens svage anionbyttere er på amin form. Der findes flere andre funktionelle grupper, der giver ionbytteren helt specielle egenskaber, som kan udnyttes til forskellige anvendelser.

I praksis foregår ionbytning i kolonner, der er fyldt op med ionbyttermasse. Vandet pumpes igennem kolonnen med en passende hastighed, så der er tid nok til at få ionerne bundet til harpiksen. Når ionbyttermaterialet er mættet med ioner, skal det regenereres med passende kemikalier. Efter gennemløb af kemikalieopløsningen, skal harpiksen skylles med rent vand, indtil kemikalierne er skyllet ud af ionbyttermassen. Ionbytterne er herefter atter klar til brug. Blandingen af kemikalieopløsning og skyllevand kaldes eluat.



FIGUR 25. Kommercielt ionbytningsanlæg med flere kolonner og ventiler.

På mange ionbytningsanlæg regenereres harpiksen på stedet, i andre tilfælde foregår det centralt. I nogle tilfælde kan det ikke svare sig at regenerere harpiksen, så den udskiftes i stedet for med ny harpiks, medens den gamle harpiks bortskaffes på passende vis.

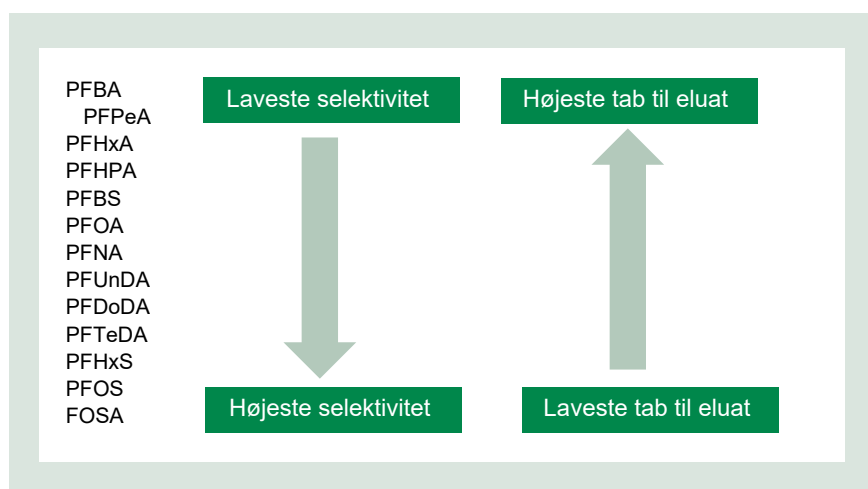
Metodens
renseeffektivitet over for
forskellige typer af PFAS

Mange producenter af ionbytter harpiks har produkter, der kan fjerne PFAS fra vand. En stærk basisk anionbytter vil normalt kunne anvendes, men nogle leverandører har udviklet specielle harpikser til selektiv optagelse af PFAS. Eksempelvis har virksomheden Lanxess et specielt produkt TP 108 DW (Steinhilber, 2021), hvor den aktive gruppe er en kvaternær ammoniumforbindelse. Ved høje PFAS-koncentrationer anbefaler Lanxess først at bruge en svag basisk anionbytter fulgt af en selektiv PFAS-ionbytter (TP 108 DW). Et andet eksempel er virksomheden Purolite, som har en meget anvendt harpiks PFA694E (Boodoo, 2018), hvor den aktive gruppe er en kompleks amin.

De forskellige PFAS har forskellig affinitet til harpiksen, og erfaringen viser, at de langkædede PFAS har størst affinitet.

Lanxess (Steinhilber, 2021) har anført selektiviteten (affiniteten) for udvalgte PFAS som vist på figuren. De kortkædede PFAS (PFBA og PFPeA) har lavest selektivitet, og derfor vil de dukke op i det rensede vand fra ionbytteren længe før andre PFAS. De langkædede

PFAS (f.eks. PFOS) har meget stor affinitet til harpiksen, og den vil derfor kunne fjernes i lang tid efter, at de kortkædede PFAS stort set ikke fjernes.



FIGUR 7. Selektivitetsrækkefølge for udvalgte PFAS (efter Steinhilber, 2021)

Purolite angiver denne affinitetsrækkefølge for PFAS:

PFBA> PFHxA> PFHpA> PFOA> PFNA> PFBS> PFHxS> PFOS

Der er fin overensstemmelse mellem oplysningerne fra Lanxess og Purolite.

I princippet kan man ved ionbytning komme under 1 ng/L for alle PFAS, men hertil skal bemærkes, at vandets sammensætning, PFAS-koncentrationen og behandlingstiden spiller en stor rolle. I perkolat er der meget organisk stof, og det påvirker renseeffektiviteten ved ionbytning. Hvis PFAS-koncentrationen er meget høj, kan det måske også have indflydelse på PFAS-koncentrationen i det rensede vand. Man vil også kunne observere, at den store renseeffektivitet, som man har i starten med en frisk harpiks, hurtigt vil reduceres for de kortkædede PFAS. Rensegraden afhænger derfor helt af situationen.

Man kan generelt sige, at ionbytning er velegnet til forurenat grundvand med lavt indhold af organisk stof, men det er ikke særlig egnet til rensning af perkolat. Ved ionbytning af perkolat bør der først ske en forrensning. Her er flokkulering normalt mest effektiv. Man kan også bruge kul, men kullene har ikke særlig stor kapacitet til rensning af perkolat.

Ved forsøg med perkolat fra Odense Renovation (Ottosen, 2024) har man for-renset perkolatet ved flokkulering med FluorFlok efterfulgt af rensning med ionbytter (PFA694E). PFAS₂₂ var 1.400 ng/L i indløbet til ionbytteren, og lige i starten af forsøget var PFAS₂₂ 3,4 ng/L i det ionbyttede vand, og alle specifikke PFAS-forbindelser var under 1 ng/L. Det svarer til en rensning på 99,8%. Efter gennemløb af 565 BV (bed volumen) vand var PFAS₂₂ steget til 11 ng/L (99,2% fjernelse). Efter 811 BV var PFAS₂₂ yderligere steget til 150 ng/L (89,3% fjernelse) og efter 925 BV var PFAS₂₂ steget til 420 ng/L (70% fjernelse). Det var især de kortkædede PFAS, som fandtes i det rensede vand, og efter 925 BV var PFOA koncentrationen stadigvæk < 0,3 ng/L, medens fjernelsen af PFBA kun var 17,6%.

Det betyder, at man er nødt til at regenerere eller skifte harpiksen meget hyppigt, hvis man skal opretholde en god rensning. I det aktuelle tilfælde så det ud til at harpiksen skulle skiftes efter 500-1000 BV, hvor man ved rensning af grundvand ofte kan anvende harpiksen 25-50 gange så lang tid. Udskiftning af harpiksen er en stor udgift, og det forklarer, hvorfor ionbytning ikke umiddelbart er den oplagte løsning til rensning af perkolat. Disse resultater bekræftes langt hen ad vejen af nogle svenske undersøgelser (Malovanyy et al., 2021). De svenske undersøgelser viser desuden, at en ionbytterharpiks har betydelig højere kapacitet for PFAS i perkolat end aktivt kul.

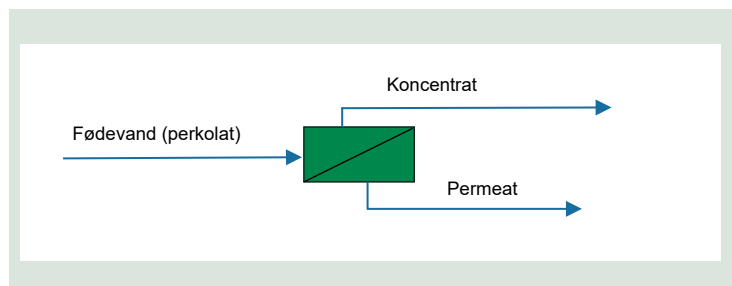
	En stærk basisk harpiks på chloridform vil kunne optage sulfat. Det er dog usikkert, og perkolatets sulfatkonzentration har indflydelse på optagelsen af PFAS. Det har ikke umiddelbart været muligt at finde oplysninger om det i litteraturen.
Metodens renseseffektivitet over for andre miljøfarlige stoffer i perkolatet	Ved ionbytning fjernes kun negative ioner fra vandet, og derfor kan man hverken fjerne tungmetaller eller andre miljøfremmede stoffer. Det er usikkert, om man kan fjerne arsenat, molybdat og selenat ved ionbytningen, da det drejer sig om anioner.
Erfaring med metoden	Ionbytningsmetoden er som nævnt undersøgt ret detaljeret ved laboratorieforsøg og pilotforsøg (Ottosen, 2024; Malovanyy et al., 2021). Hos Deponi Syd ved Esbjerg har man siden 2021 kørt et pilotanlæg i felten, hvor man renser perkolat ved en flokkuleringsproces efterfulgt af aktivt kul og ionbytning.
Metodens modenhed	Metoden er i dag implementeret i praksis, og den anvendes især til rensning af PFAS forurenede grundvand og overfladevand med lavt indhold af organisk stof. Der findes flere selektive PFAS-harpikser på markedet, og effektiviteten af disse harpikser er dokumenteret gennem grundige laboratorieforsøg hos harpiks-producenterne.
Eksempler på virksomheder, der leverer renseløsningen	Eksempler på virksomheder (alfabetisk), der kan levere ionbytningsanlæg: 4. BWT 5. ETC2 6. Kemic Vandrens A/S 7. Krüger A/S 8. Silhorko-Eurowater A/S 9. Suez Water
Metoden anvendes typisk i kombination med følgende metoder:	Ved perkolatrensning, kan man ikke rense perkolatet direkte ved ionbytning. Forrensning ved flokkulering og filtrering vil være nødvendigt, så man undgår tilstopning af ionbytterkolonnen og en unødvendig stor belastning af harpiksen. Undertiden vil man også med fordel kunne anvende aktivt kul efter flokkulering, for at fjerne en del opløst organisk stof før ionbytning.
Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg	Metoden vil næppe få den store udbredelse på danske deponeringsanlæg. Det skyldes, at harpiksens kapacitet er meget begrænset ved rensning af perkolat, fordi perkolatet indeholder meget organisk stof, der så vidt muligt bør fjernes før ionbytningen. Flokkulering bør normalt anvendes som for-rensning, og da en god flokkulering kan fjerne de langkædede PFAS ganske effektivt, vil det være uforholdsmæssigt dyrt at efterrense vandet ved ionbytning, da det kun fjerner en ret lille mængde PFAS i vandet fra flokkuleringen.
Affaldsprodukt med PFAS	Det PFAS-holdige restprodukt fra ionbytning er enten kasseret harpiks med PFAS eller en ret koncentreret vandig opløsning (eluat) med høj PFAS-konzentration fra regenerering af ionbytteren. Den kasserede harpiks bør destrueres, hvilket typisk vil foregå ved forbrænding eller ved SCWO (Super Critical Water Oxidation). Den danske virksomhed Aquarden Technologies ApS (Cai, 2021) har udviklet et fuldskala SCWO-anlæg, der kan anvendes til destruktion af koncentrerede PFAS-holdige opløsninger samt til kasseret ionbytter harpiks. Koncentrerede vandige opløsninger med PFAS kan enten destrueres ved forbrænding på anlæg til farligt affald eller ved SCWO. På sigt vil man muligvis også kunne anvende udvalgte AOP-metoder (avanceret kemisk oxidation).

7.1.4 Membranfiltrering

Beskrivelse af rensesprincippet	Omvendt osmose (RO) og nanofiltrering (NF) er de to membranfiltreringsmetoder, der kan anvendes til at fjerne PFAS i vand. Membranerne består af kunststof, der indeholder nogle meget fine porer. Porerne i en NF-membran ligger mellem 0,01 og 0,001 µm, medens porestørrelse i en RO-membran kan gå helt ned til 0,0001 µm. Vandmolekyler kan trænge igennem porerne, hvorimod mange molekyler og ioner holdes tilbageholdes. Da RO-membraner har lidt mindre porer end NF-membraner, holder de flere stoffer mere effektivt tilbage end NF. Som tommelfingerregel kan man regne med, at monovalente ioner (f.eks. Na⁺ og Cl⁻) løber igennem en NF-membran, mens andre ioner tilbageholdes. En RO-membran kan i princippet tilbageholde alle ioner.
---------------------------------	--

Membranerne er som regel vundet op i en spiral, så man opnår en meget stor filteroverflade i et forholdsvis lille rør, hvor filtermodulerne er anbragt.

Det vand, som skal renses, pumpes ind i modulrøret, hvor det passerer hen over membranoverfladen (cross-flow), idet stadig mere vand løber igennem membranen, jo større overfladevandet passerer henover. Det vand, som løber igennem membranen kaldes permeat, medens det resterende vand, der er opkoncentreret med salte og stoffer, kaldes koncentratet. Principtegning af membranfilter fremgår af figur 27.



FIGUR 27. inciptegning af membranfilter.

Da vandet skal pumpes gennem membranerne, kræver det en del tryk, da man skal overvinde det osmotiske tryk. Elektricitet til pumper er en af de største driftsudgifter for et membran anlæg. Da NF ikke holder alle ioner tilbage, er det osmotiske tryk, der skal overvindes, mindre end for et RO-filter, og det kræver derfor mindre energi til pumpen. Hvis man kan acceptere den permeat-kvalitet, som opnås med et NF, vil det derfor ofte være at foretrække frem for RO. Nedenstående billede viser et NF-anlæg med 3 membranrør.



FIGUR 28. BWT membran anlæg med 3 trin.

Man taler om en recovery %, som er den del af fødestrømmen, som bliver til rent vand (permeat). Man kan designe anlægget på mange måde for at opnå så rent permeat som muligt eller så meget permeat som muligt. Permeatet fra et NF-anlæg kan også renses endnu engang i et nyt NF-anlæg, hvilket giver endnu renere permeat. Man kan ligeledes behandle koncentratet i et nyt membran anlæg (NF eller RO) for at formindske mængden af koncentrat. Ved perkolatrensning er koncentratet et affaldsprodukt, og derfor vil man ofte forsøge at minimere koncentrationmængden.

Et membran anlæg er følsom over for mekaniske urenheder i vandet samt for opløst organisk stof. Det er desuden følsom over for stoffer, der kan udfældes på membranen (f.eks. gips og kalk), og derfor tilsætter man ofte antiscalingsmidler, der binder calcium, magnesium og andre metaller, så de ikke fælder ud som belægninger.

Metodens renseseffektivitet over for forskellige typer af PFAS	Erfaringen viser, at membranfiltrering er en effektiv metode til at fjerne PFAS-forbindelser, hvis man laver en optimal design af membranløsningen. Perkolat bør ofte forbehandles ved flokkulering og filtrering, før det sendes igennem et membranlæg. Malovanyy et al. (2021) fra IVL Svenska Miljöinstitutet har lavet en grundig undersøgelse af rensemetoder til perkolat, og her har man undersøgt NF. Det skal nævnes, at når koncentrationen i fødestrømmen stiger, så stiger koncentration også i permeatet. Ved recovery på 80% kunne man fjerne ca. 80% af PFAS11, og ved recovery på 95% kunne man stadig fjerne 77% af PFAS11. Fjernelsen af PFOS var i begge tilfælde 85%, mens fjernelsen af den kortkædede PFBA faldt fra 74% ved 80% recovery til 68% ved 95% recovery. Det svarer helt til forventningerne om, at små molekyler (PFBA) tilbageholdes dårligere end store molekyler (PFOS) ved membranfiltrering. I fødevandet til membranlægget var PFAS11-på 1.132 ng/L og DOC (Eng: Dissolved Organic Carbon) var 42 mg/L. I permeatet var DOC reduceret med 93% ved 80% recovery og med 92% ved 95% recovery. Ved forsøg med andre perkolater var tendensen den samme. COWI har i 2024 for en dansk virksomhed lavet laboratorieforsøg med NF (dupont NF270) på PFAS forurenede overfladevand, der var for-renset ved kemisk fældning (flokkulering). Koncentrationen af PFAS₂₂ i det forurenede vand var 78 ng/L, mens NVOC var 5,8 mg/L. I permeatet fra NF ved 90% recovery var PFAS₂₂ koncentrationen på 1,9 ng/L (97,6 % fjernelse), og NVOC var 0,45 mg/L (92% fjernelse). I samme forsøg blev PFBA reduceret fra 22 ng/L til 4,1 ng/L (81,4% fjernelse). Resultaterne er tilsyneladende endnu bedre end resultaterne af den svenske undersøgelse.
Metodens renseseffektivitet over for andre miljøfarlige stoffer i perkolatet	Membranfiltrering kan fjerne ganske mange miljøfremmede stoffer fra perkolat, hvilket kan være en stor fordel, når det rensede vand skal udledes til kloaknet eller recipient. Den rensede vand vil også med fordel kunne anvendes til en forceret udvaskning af deponiet. Følgende stoffer kan fjernes ved membranfiltrering med en ganske stor rensesgrad: tungmetaller, kulbrinter, PAH, BTEXN, phthalater og phenoler. I 2016 er der rapporteret forsøgsresultater for rensning af perkolat fra Odense renovation ved NF (Dau, 2016). Undersøgelsen omfattede ikke PFAS, men tungmetaller og flere miljøfremmede stoffer blev analyseret. Perkolatet først blødgjort ved ionbytning og derefter filtreret i et mekanisk filter før NF. Tilbageholdelsen af organisk stof var 90-92% ved 90% recovery, hvilket stemmer fint overens med de ovenfor omtalte svenske undersøgelser.
Erfaring med metoden	Membranfiltrering er en velkendt og afprøvet teknologi til vandbehandling og mange industrielle processer. Så vidt vides findes der ingen fuldskaalanlæg i Danmark til behandling af perkolat fra deponier. Der er positive erfaringer fra de forsøg, som er refereret fra Sverige
Metodens modenhed	Der er som nævnt lavet laboratorieforsøg med NF til rensning af perkolat. Desuden er der generelt stor ekspertise med membranfiltrering, idet flere danske firmaer fremstiller membranlæg.
Eksempler på virksomheder, der leverer renseløsningen	Eksempler på virksomheder (alfabetisk), der kan levere membranfiltreringsanlæg: 1. BWT 2. ETC2 3. Krüger A/S 4. Silhorko-Eurowater A/S 5. Suez Water
Metoden anvendes typisk i kombination med følgende metoder:	Ved membranfiltrering af permeat skal perkolatet normalt forbehandles med kemisk flokkulering og filtrering samt eventuelt også med aktivt kul.
Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg	Metoden er velegnet, når man skal rense perkolat, så det kan udledes til en recipient. Dels får man fjernet næste alle PFAS-forbindelser, dels får man fjernet en række miljøfremmede stoffer, som findes i forholdsvis høje koncentrationer i perkolat. Det gælder tungmetaller samt flere organiske miljøfremmede stoffer.
Affaldsprodukt med PFAS	Affaldsproduktet fra membranfiltrering er en vandig opløsning med forholdsvis høje koncentrationer af PFAS og tungmetaller samt eventuelle andre miljøfremmede stoffer.

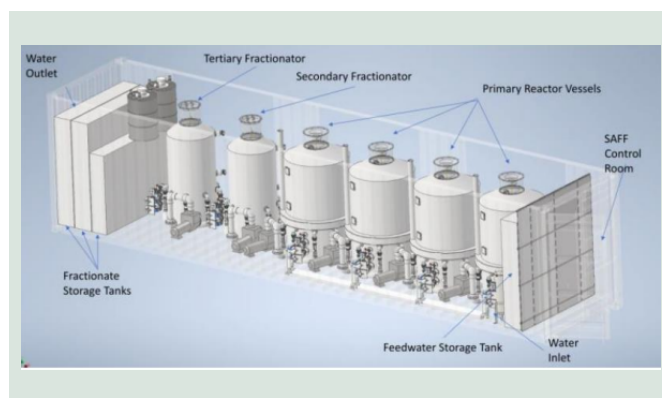
Denne opløsning kan sendes til forbrænding hos Fortum, eventuelt efter forudgående inddampning. Rensning ved SCWO vil være problematisk på grund af en høj koncentration af calcium og magnesium. En traditionel kemisk behandling suppleret med AOP (avanceret kemisk oxidation) kan måske på sigt blive en mulighed, men i dag er erfaring med nedbrydning af PFAS med AOP meget begrænset.

7.1.5 Skumfraktionering

Beskrivelse af
renseprincippet

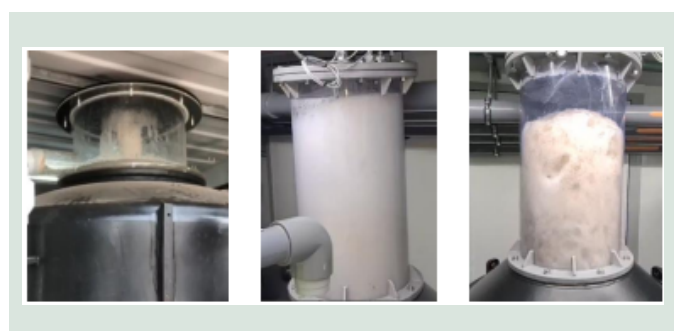
Når der blæser fine luftbobler gennem vand med PFAS, vil PFAS-forbindelser opkoncentreres i det skumlag, som dannes på vandets overflade. Man udnytter hermed stoffernes overfladeaktive egenskaber. Man renser efterfølgende vandet for PFAS ved at fjerne skummet. Det er en forenklet fremstilling af det renseprincip, som anvendes ved den så kaldte skumfraktioneringsmetode. Metoden kaldes også SAFF (Eng: Surface Active Foam Fractionation).

Metoden kan i princippet anvendes direkte på perkolat. Et anlæg består normalt af flere kolonner i serie som vist i figur 29 (Hinrichsen, 2024). Skummet fjernes i første trin (4 tanke) og sendes videre til 2. trin, hvorfra det opkoncentrerede skum sendes videre til 3. trin. Skum fra 3. trin sendes til destruktionsanlæg. Den rene vand fra 1. trin kan udledes; eventuelt efter en finrensning. På figuren er også vist for-rensning, men det er ikke altid nødvendigt. I første trin kan der opnås ca. 10 ganges opkoncentrering af PFAS. I andet trin ca. 1.500 ganges opkoncentrering og i 3. trin 50-200 gange. Det endelige affaldsprodukt (skum/vand) vil indeholde 500 – 200.000 gange så meget PFAS som det vand, der renses. Derfor er affaldsmængden ganske lille ved denne metode.



FIGUR 29. Principtegning af SAFF med 3 trin (Hinrichsen, 2024).

Teknologien er udviklet i Australien. I Skandinavien er virksomheden Envytec specialister i sådanne anlæg. De har installeret et SAFF40 anlæg i Tveta deponi i Sverige, hvor man kan behandle 200-500 m³ perkolat pr. døgn (Burns og Hinrichsen, 2022).



FIGUR 30. Billeder af toppen på tankene, hvor bobler med PFAS udskilles i de tre trin.

Metodens renseeffektivitet over for forskellige typer af PFAS

Resultater fra Tveta deponi i Sverige (Burns og Hinrichsen 2022) viser, at man over en længere periode opnår følgende rensegrader for nogle langkædede PFAS: PFOS = 98,7%, PFOA = 99,7% og PFHxS = 98,3%. Rensegraden for kortkædede PFAS var betydelig dårligere: PFBA = 0%, PFPeA = 4,2% og PFBS = 15,7%. Forsøgsresultater fra Odense Renovation (Ottosen, 2024) gav dog lidt bedre resultater for de kortkædede PFAS med en rensegrad på 37,3 % for PFBS.

TABEL 5. Resultater fra skumfraktioneringsforsøg med perkolat fra shredderaffald og blandet perkolat (indløb til for-rensesanlæg) hos Odense Renovation (baseret på Ottosen, 2024).

	Perkolat fra shredderaffald			Blandet perkolat		
	Ubehandlet ng/L	Behandlet ng/L	Rensegrad %	Ubehandlet ng/L	Behandlet ng/L	Rensegrad %
PFBS	51.000	32.000	37,3	2.800	1.900	32,1
PFOA	1.400	<10	>99,3	320	<10	>96,9
PFHpA	650	<10	>98,5	150	<10	>93,3
PFOS	62	<10	>83,9	64	<10	>84,4
PFNA	14	<10	>28,6	<10	<10	-
PFDA	<10	<10	-	<10	<10	-
PFAS ₄	1.600	<40	>97,5	430	<40	>90,7
ΣPFAS ₂₂	61.000	37.000	39,3	4.590	2.790	39,2
PFAS ₂₂ PFOA-ækv	2.903	449	84,5	835	232	72,2

Forsøgene hos Odense Renovation viser ligesom den svenske undersøgelse, at der er meget god tilbageholdelse af langkædede PFAS, og PFBS fjernes mere effektivt end det fremgår af den svenske undersøgelse.

I den svenske undersøgelse (Malovanyy, 2021) lavede man skumfraktioneringsforsøg på både ubehandlet perkolat og på for-rensat perkolat. I begge tilfælde opnåede man > 95% fjernelse af de langkædede PFAS. Rensegraden for de kortkædede PFAS var generelt lav: PFBA = 0%, PFPeA = 5-10%, PFBS = 30-40%.

Metodens renseeffektivitet over for andre miljøfarlige stoffer i perkolatet

Der er ikke fundet oplysninger om metodens renseeffektivitet over for andre miljøfarlige stoffer i perkolat

Erfaring med metoden

Der findes så vidt vides ingen danske fuldskalaanlæg baseret på skumfraktionering. I Sverige har man erfaringer fra et fuldskalaanlæg i Tveta deponi, hvor der er opnået en stor renseeffekt – specielt for de langkædede PFAS-forbindelser. Dette er bekræftet ved laboratorieforsøg af IVL (Malovanyy, 2021) og med perkolat fra Odense Renovation (Ottosen, 2024).

Metodens modenhed

Metoden er forholdsvis ny, og det kan forventes, at de kommercielle anlæg løbende vil blive forbedret i takt med, at der indhøstes erfaringer fra fuldskalaanlæg i drift. Den store fordel ved metoden er, at den kan anvendes uden forbehandling eller med en meget simpel forbehandling (sedimentation og/eller filtrering). Skumfraktionering er i dag en forholdsvis dyr proces at installere. Virksomheden ETC2 mener, at anlæggets udformning kan forenkles, så metoden bliver mere økonomisk. Der eksperimenteres med at sætte forskellige organiske komponenter til vandet, så man kan få en bedre udskillelse af de kortkædede PFAS, men dette er så vidt vides ikke implementeret i praksis endnu.

Eksempler på virksomheder, der leverer renseløsningen

Eksempler på virksomheder (alfabetisk), der kan levere skumfraktioneringsanlæg:

1. ETC2
2. Envytec
3. Krüger A/S

Metoden anvendes typisk i kombination med følgende metoder:

Skumfraktionering kan i princippet stå alene, med den kan også kombineres med en simpel for-rensning i form af sedimentation og/eller flokkulering. Hvis der kræves yderligere rensning af vandet, er der ingen simple metoder, fordi det rensede vand har et stort indhold af organisk stof.

Metodens anvendelsesmuligheder og -begrænsninger i relation til danske deponeringsanlæg	Umiddelbart er metoden velegnet til rensning af perkolat, da den i princippet kan laves uden for-rensning, og rensegraden er ikke afhængig af perkolatets indhold af organisk stof eller perkolatets kemisk sammensætning. Metoden er dog endnu så dyr at installere, at den på kort sigt næppe får større udbredelse herhjemme.
Affaldsprodukt med PFAS	Ved skumfraktionering dannes en ganske lille mængde vand med høj koncentration af PFAS ud fra det fraseparerede skum. Det kan f.eks. sendes til forbrænding hos Fortum. En anden mulighed er destruktion ved SCWO eller ved fotokatalytisk destruktion (Ottosen, 2024).

7.1.6 Andre metoder

De ovenfor beskrevne metoder er nogle af de mest almindelige metoder til fjernelse af PFAS, men de er ikke alle lige egnede til rensning af perkolat, fordi perkolat frembyder særlige problemer ved rensningen på grund af det høje indhold af svært nedbrydeligt organisk stof. Her skal alligevel nævnes nogle få metoder, som har været nævnt i relation til rensning af PFAS-holdigt vand.

Adsorption

På markedet findes en del adsorptionsmidler, der kan adsorbere PFAS lige som aktivt kul. Det kan være modificerede varianter af aktivt kul, eller der kan være andre adsorbenter baseret på, f.eks. zeolit, modificerede lerprodukter, titandioxid eller produkter, der indeholder ZVI (nulvalent jern). Visse adsorbenter som RemBind (fra virksomheden Envitech (2024)) og Matcare (fra virksomheden CRC CARE) anvendes bl.a. til binding og immobilisering af PFAS i jord og affald. Umiddelbart synes disse metoder ikke at frembyde fordele i forhold til aktivt kul ved perkolatrensning.

Elektrokemisk oxidation

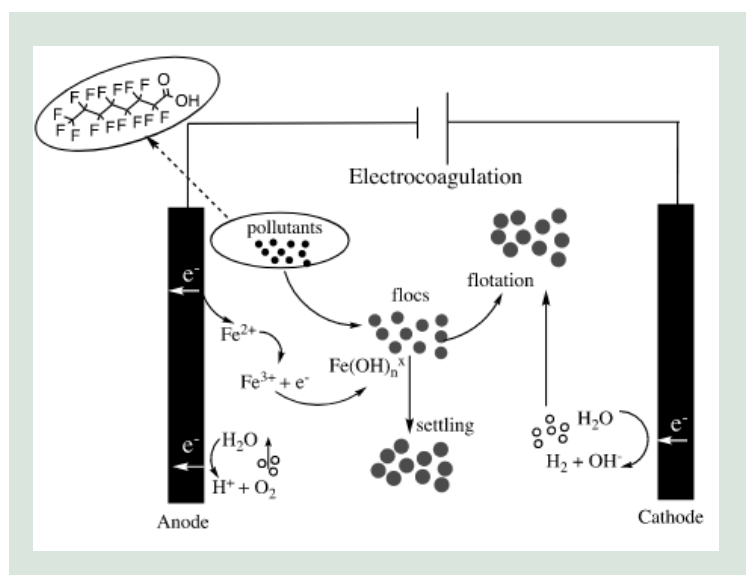
Ved elektrokemisk oxidation sker der en oxidation af PFAS ved anoden, som er af inert materiale (ofte en bor-diamant anode). I princippet kan PFAS nedbrydes til vand, kuldioxid og fluorid samt eventuelt sulfat. Der er dog varierende resultater, hvad angår selve nedbrydningen (ITRC, 2023; Dechema, 2022; Smith et al., 2023), og der kan måske ske en ophobning af nedbrydningsprodukter – dog afhængig af reaktionstiden og elektrolysecellen. Det er tilsyneladende ikke muligt at opnå fuldstændig nedbrydning af alle PFAS ved denne metode.

Avanceret kemisk oxidation (AOP)

Ved avanceret kemisk oxidation sker der en kraftig oxidation af PFAS-forbindelser samt andre organiske forbindelser i vandet. Mange af metoderne benytter sig af hydrogenperoxid, som kan aktiveres og danne hydroxylradikaler, som har et meget højt oxidationspotential. Blandt metoder kan f.eks. nævnes Fenton, fotokemisk oxidation, ozon + brintperoxid, katalyseret persulfat samt brintperoxid + fast stof katalysator. Ved AOP kan man i nogle tilfælde få destrueret nogle PFAS-forbindelser, men noget tyder på, at der dannes lavkædede nedbrydningsprodukter. Umiddelbart synes AOP ikke at være velegnet til behandling af perkolat, fordi perkolatet indeholder meget organisk stof, som vil deltage i oxidationsprocessen.

Elektrokoagulering

Ved elektrokoagulering løber vandet gennem en tank, hvori der er anbragt anoder og katoder. Elektroderne er typisk af jern eller aluminium, men også zink er undersøgt i forbindelse med behandling af PFAS. Når der sendes jævnstrøm gennem elektroderne, går anodematerialet i opløsning, hvorved der dannes metalhydroxidpartikler. Ved katoden dannes brint.



FIGUR 31 Princip for elektrokoagulering (Smith, 2020).

På Delfs tekniske Universitet (Smith, 2020) har forfatteren gennemgået en række litteraturstudier om rensning af perkolat med PFAS ved elektrokoagulering, og der er også foretaget en del forsøg med rensning af perkolat med PFAS. I rapporten er der især lagt vægt på at undersøge, hvordan perkolatets indhold af andre organiske stoffer indvirker på rensegraden. Mange andre forfattere skriver om rensegrader på > 90%, og flere forfattere har opnået gode resultater med zinkanoder (Chiang et al., 2021) og (Yanagida, 2020). Ved perkolatforsøgene opnås ifølge (Smith, 2020) knap så store rensegrader.

Ved elektrokoagulering adsorberes PFAS til de dannede metalhydroxidpartikler, ligesom det sker i flokkuleringsprocessen, når der tilsættes jern og/eller aluminiumssalte, og resultaterne tyder på det er ganske effektivt. PFAS samles i det partikelholdige skum på overfladen og kan skimmes af. Ved anoden sker der tilsyneladende ikke nogen væsentlig oxidation af PFAS, da det kræver andre elektrolytiske forhold. Metoden er forholdsvis billig og kan sidestilles med den perkolatrensning ved flokkulering, der praktiseres i Danmark.

7.1.7 Kombinationer af flere metoder

Da PFAS-holdigt perkolat indeholder store koncentrationer af organisk stof samt en række miljøfremmede stoffer (tungmetaller, PAH, phenoler, BTEXN og kulbrinter) er det kompliceret at fjerne PFAS. Man skal både undgå problemer med de organiske stoffer og tage hensyn til, at det kan være påkrævet at fjerne andre miljøfremmede stoffer, før perkolatet kan udledes til offentligt renselanlæg.

Flokkulering med efterrensning:

Flokkulering har hidtil været den mest anvendte proces i Danmark, med det vil ofte være nødvendigt at efterrense vandet med aktivt kul eller ionbytning for at fjerne restkoncentrationer af PFAS. Aktivt kul vil også fjerne de fleste andre organiske miljøfremmede stoffer. Skal der også fjernes tungmetaller, kan det muligvis bedre betale sig at lave efterrensning med membranfiltrering. Vandet bliver herved så rent, at det også kan bruges til recirkulation på deponeringsanlægget.

Membranfiltrering med inddampning og efterrensning

Membranfiltrering vil i visse tilfælde kunne anvendes direkte til rensning af perkolat. Selv om man kan fjerne PFAS ganske effektivt ved membranfiltrering, kan det måske være nødvendigt af efterrense det rensede vand med aktivt kul eller ionbytning. Koncentratet fra

membranfiltrering kan inddampes, og sluttelig kan inddampningsresten bortskaffes til destruktion.

Skumfraktionering og efterrensning

Skumfraktionering kan anvendes direkte til rensning af perkolat. Affaldsproduktet er skum med en PFAS-koncentration, der er 50.000-200.000 gange højere end i vandet. Derfor kan det bortskaffes direkte til destruktion. I visse tilfælde vil restkoncentrationen af PFAS dog være så høj, at vandet ikke kan udledes, og efterrensning med aktivt kul og/eller ionbytning vil være påkrævet.

7.2 Destruktionsløsninger

Stort set alle de oplyste renseteknikker for perkolat kan fjerne PFAS ved at opkoncentrere PFAS-forbindelserne i et fast stof (kul, adsorbent, ionbytterharpiks, slam) eller i vand (skum, eluat, koncentrat fra inddampning og membranfiltrering), men der er meget få metoder, som kan destruere PFAS-forbindelserne fuldstændigt. Ved elektrokemisk oxidation og AOP kan eventuelt opnås en vis nedbrydning af nogle PFAS, men meget tyder på, at de langkædede PFAS-molekyler ofte bliver nedbrudt til kortkædede PFAS. I øjeblikket er forbrænding og SCWO (Super Critical Water Oxidation) tilsyneladende de eneste metoder, som kan anvendes i praksis til komplet nedbrydning af PFAS.

7.2.1 Termisk destruktion

Termisk destruktion er beskrevet i afsnit 4.5. I dag bliver restprodukter fra oprensning af perkolat bortskaffet som kemisk affald til destruktion hos Fortum. Om nogle af restprodukterne, som ikke er i vandig opløsning, i fremtiden ville kunne behandles på forbrændingsanlæg for husholdningsaffald er uafklaret.

7.2.2 Superkritisk vandoxidation

Superkritisk vandoxidation, som i fagsproget kaldes for SCWO (Eng: Super Critical Water Oxidation), er en forholdsvis ny proces til fuldstændig destruktion af organiske stoffer i vandig opløsning. I Danmark har virksomheden Aquarden Technologies udviklet et kommercielt SCWO-anlæg, som har været afprøvet med succes til destruktion af PFAS i vandigt affald fra oprydningssagen på Korsør Brandskole samt hos Ariane Group i Frankrig.

Ved SCWO behandles det forurenede vand med ilt i en reaktor ved ca. 550 °C og 250 bar – under superkritiske forhold, hvor der ikke findes nogen faseadskillelse af stofferne. Uorganiske komponenter udskilles som et affaldsprodukt, mens organiske komponenter bliver til vand og kuldioxid. Erfaringer med behandling af PFAS viser, at man kan destruere mere end 99,9% af de fleste PFAS ved SCWO (Cai, 2021).

Der findes ingen SCWO-anlæg i Danmark til modtagelse af PFAS-affald. Aquarden Technologies har solgt et anlæg til virksomheden Ariane Group i Frankrig, hvor man behandler koncentrerede vandige PFAS-opløsninger samt i mindre omfang også aktivt kul og resiner med PFAS. Anlægget har en kapacitet på 5 m³/døgn. I øjeblikket er Aquarden Technologies det eneste firma i Europa, der producerer og sælger kommercielle SCWO-anlæg.

SCWO-anlæg er forholdsvis dyre og med begrænset kapacitet. Derfor vurderes metoden kun at være økonomisk til destruktion af vand og affald med meget højt indhold af PFAS.

7.2.3 Andre metoder

En svensk udredning om håndtering af PFAS i deponeringsanlæg gennemgår flere andre metoder til destruktion af PFAS fra perkolatrensning: Højenergi-elektronstråle (eBeam), mekanisk nedbrydning (Eng: Ball Mill), kemisk oxidation, og dampgenerator (Eng: Vapor Energy Generator). Metoderne er generelt ikke afprøvet i fuldskala til destruktion af restprodukter fra rensning af perkolat fra deponeringsanlæg.

7.3 Afledning af rensat perkolat til offentlige renseanlæg

Hvis perkolat skal bortledes til offentligt renseanlæg, skal PFAS-koncentrationen i vandet efter rensning fremover være passende lavt og i overensstemmelse med afledningstilladelsen. I mange tilfælde vil der være behov for også at fjerne andre miljøfremmede stoffer (tungmetaller, PAH, phenoler, kulbrinter, BTEXN), hvilket skal indgå i den renseløsning, der vælges.

De fleste rensemetoder for PFAS fjerner også en del organisk stof fra vandet. I perkolat er hovedparten af det organiske stof ikke biologisk nedbrydeligt, og derfor modtager de offentlige renseanlæg mindre unedbrydeligt organisk stof, når deponeringsanlæggene begynder at rense perkolat for PFAS. Det er en fordel, da renseanlæggene ikke kan nedbryde disse stoffer, og derfor vil de fremover udlede mindre unedbrydeligt organisk stof.

Når der fjernes noget organisk stof ved perkolatrensningen, vil de offentlige renseanlæg dog også modtage lidt mindre nedbrydeligt organisk stof. Det er dog små mængder, som normalt ikke vil have væsentlig betydning for drift af de biologiske processer i de offentlige renseanlæg.

7.4 Økonomi af rensemetoder

Det er uden for rammerne af nærværende undersøgelse at udarbejde en detaljeret økonomisk vurdering af renseløsningerne i en dansk kontekst. Der findes relativt få danske erfaringer med økonomien af anlæg til rensning af perkolat, og der er ved dataindsamlingen ikke fundet nogen bredere sammenlignende analyse af økonomien i de forskellige metoder.

En sammenfatning af erfaringerne med økonomi af fuldskala flokkuleringsanlæg på Vandcenter Syd, præsenteret på workshop afholdt som led i denne undersøgelse, er vist i tabel 22. Prisen pr. m³ perkolat over en 20-årig periode er estimeret med to scenarier til henh. 48,5 og 40,4 kr./m³ i nutidsværdi. Forskellen på scenarie 1 og 2 er, at man i scenarie 2 har inkluderet et slamtørringsanlæg. Det medfører en større investering, men til gengæld bliver driftsudgifterne til slambortskaffelse betydeligt lavere for scenarie 2. Det er tydeligt, at over en 20-årig periode er det driftsudgifterne, der betyder mest. Driftsudgifterne fordelte sig med 50% til kemikalier, 34% til slamhåndtering (destruktion af PFAS), 5% vedligeholdelsesomkostninger og 1% energiforbrug (her beregnet på basis af Scenarie 1). Anlægget var udstyret med et for-rensesanlæg. I to målinger blev der fundet en rensegrad for PFAS₂₂ PFOA-ækv på henh. 78,9 og 92,5% idet koncentrationerne af PFAS₂₂ PFOA-ækv på henh. 0,66 og 1,54 µg/L i udløb fra for-rensesanlæg blev reduceret til henh. 0,14 og 0,12 µg/L. Udløb fra renseprocessen var således stadig væsentligt over det vejledende vandkvalitetskriterium på 0,0044 µg/L. En efterfølgende resinrensning (ikke inkluderet i overslag over økonomi) kunne efter 1 time bringe koncentrationerne ned på henh. 0,008 og 0,018 µg/L i to prøver.

TABEL 6 Økonomi over 20 år for et fuldskala PFAS-flokkuleringsanlæg på Vandcenter Syd, to scenarier (baseret på Ottesen og Harrekilde, 2024). Anlægskapacitet = 40 m³/h. Årlig perkolatmængde: 229.250 m³.*

Nutidsværdi	Scenarie 1	Scenarie 2
Anlægsudgifter (mio. kr.)	16	20
Driftsudgifter total (mio. kr.)	205	166
Total for anlæg og drift (mio. kr.)	222	222
Total for anlæg og drift (mio. kr./år)	11	11
Total for anlæg og drift (kr./m ³)	48,5	40,4

*Der er i beregningerne regnet med en kalkulationsrate på 4% og en årlig inflation på 3%.

I en ikke-publiceret undersøgelse af COWI for Grindsted Deponi er der foretaget estimerer af omkostninger til to løsninger: 1) en løsning, der kan bringe koncentrationen af PFAS og tungmetaller ned på de vejledende vandkvalitetskriterier/miljøkvalitetskrav og 2) en dispensationsløsning, der kan bringe koncentrationen af PFAS₂₄ ned med ca. 86%. Ved dispensationsløsningen regnes der med, at PFAS₂₄ i perkolatet på 2,56 µg/L ved indløb til et skumfraktioneringsanlæg kan nedbringes til 0,35 µg/L. I løsning 1 er der regnet med, at koncentrationen af PFAS₂₄ nedbringes til 0,0044 µg/L med membranlæng samtidig med, at koncentrationen af andre miljøfremmede stoffer også nedbringes til under miljøkvalitetskravet for disse stoffer. Resultaterne er vist i tabel 23. Prisen for rensning ned til det vejledende vandkvalitetskriterium med membranlæng er estimeret til 1.960 kr./m³, hvor den største udgiftspost er bortskaffelse af det PFAS- og tungmetallholdige koncentrat. Det var den eneste løsning, som ville bringe koncentrationen af alle stoffer under de vejledende vandkvalitetskriterier/miljøkvalitetskrav. For en løsning med en kombination af bundfældning, membranlæng og inddampning af koncentrat, for dermed at nedbringe udgifterne til bortskaffelse, er prisen estimeret til 176 kr./m³. Prisen for rensning med skumfraktioneringsanlæg ned til 0,35 µg/L er estimeret til 22 kr./m³.

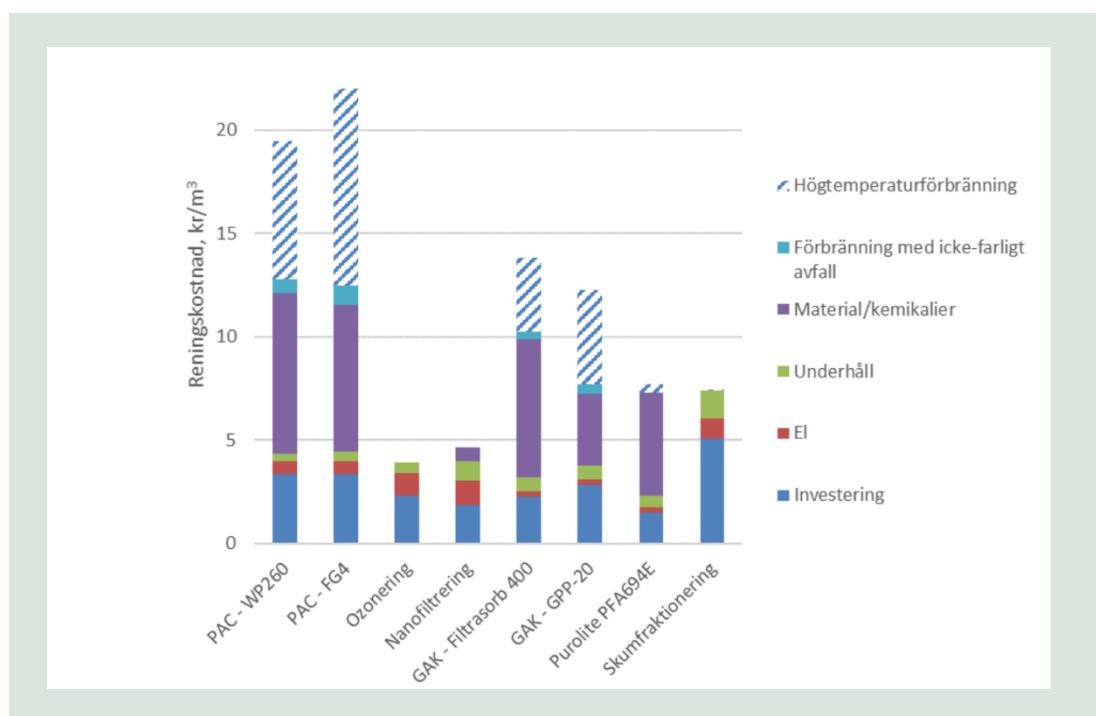
TABEL 23. Estimerede udgifter til rensning af perkolat på Grindsted deponi til to forskellige koncentrationsniveauer (COWI, upublicerede data). Der er ved beregning af pris pr. m³ regnet med en driftstid på 20 år. Årlig perkolatmængde: 36.000 m³.

	Membranlæng	For-bundfældning, membranlæng og inddampning af perkolat	Skumfraktioneringsanlæg
Reduktion til:	0,0044 µg/L	0,0044 µg/L	0,35 µg/L
Anlægsudgifter (mio. kr.)	4,3	5,5	16,0
Drift (mio. kr./år)	13,7	1,2	0,15
Pris pr. m ³ (kr.)	1.960	178	22

Udenlandske erfaringer kan give et første indtryk af forskelle mellem metoderne mht. økonomi, selvom de absolutte værdier ikke umiddelbart kan overføres til danske forhold.

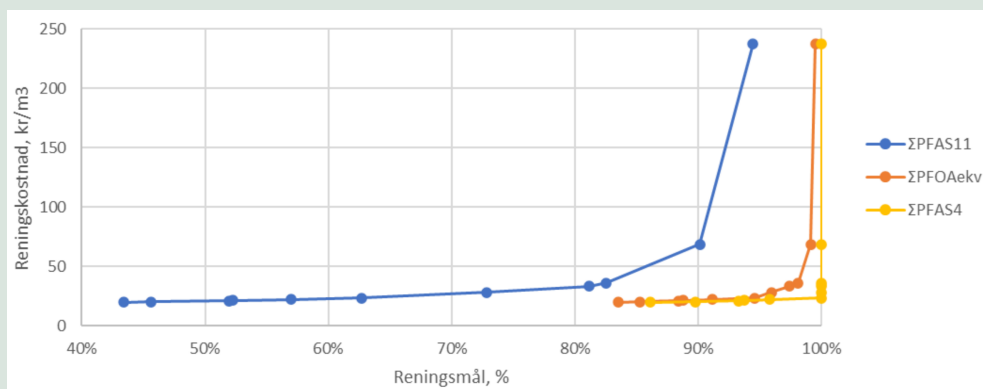
En undersøgelse af IVL Svenska Miljöinstitutet i Sverige har undersøgt effektiviteten af en række rensemetoder og evalueret økonomien i de forskellige rensemetoder (Malovanyy et al.,

2021). Baseret på forsøgende blev skumfraktionering, rensning med aktivt kul (GAC) og ionbytning med resiner identificeret som de mest lovende behandlingsmetoder. Som led i undersøgelsen blev omkostningerne ved metoderne estimeret for fire forskellige anlæg. Resultaterne af den økonomiske analyse er vist i figur 32, som viser beregnede omkostninger pr. m³ perkolat. Ved brugen af aktivt kul udgør destruktoren ved forbrænding næsten halvdelen af omkostninger og denne del gør metoderne relativt dyre sammenlignet med ionbyttere og skumfraktionering. Ozonering og nanofiltrering fremgår af figuren som de metoder, der har de mindste omkostninger. I følge forfatterne er en ulempe ved ozonering, at metoden skaber nedbrydningsprodukter, der er svære at analysere, og at der kan dannes andre giftige stoffer, såsom bromat og Cr(VI). Forfatterne angiver nanofiltrering som et godt alternativ, hvis permeatet kan håndteres på forsvarlig vis. Der er i figuren ikke regnet med omkostninger til destruktion af PFAS i permeatet, som angives at kunne recirkuleres tilbage til deponiet. Hertil kommer, at perkolatet ofte bør forbehandles ved flokkulering og filtrering.



FIGUR 32. Samlede behandlingsomkostninger for alle undersøgte teknikker til behandling af perkolat fra et svensk affaldsanlæg A beregnet ud fra en driftstid på 15 år (gengivet fra Malovanyy, 2021). Beregningen er baseret på et mål om mindst 85 % reduktion af PFOS og PFOA, men de resulterende koncentrationer er ikke angivet. Bemærk at kr. i figuren er svenske kroner. PAC (pulveriseret aktivt kul), GAK (granuleret aktivt kul), Purolite: Ionbyttermasse.

Omkostningerne ved rensning er betinget af, hvilken rensningsgrad man vil opnå. I en opfølgende undersøgelse undersøgte Malovanyy et al. (2023) bl.a. omkostninger ved ionbytning som funktion af mål for rensningen. Som det fremgår af tabel 24 stiger omkostningerne brat hvis der for $\Sigma 11$ PFAS (som omfatter PFAS₄ og en række af de kortkædede PFAA) skal opnås rensegrader over 90%.



FIGUR 33. Omkostninger til rensning af perkolat ved ionbytning som funktion af den ønskede rensesgrad (Malovany et al., 2023). Bemærk at kr. er svenske kroner.

Samlede udgifter over en 5-årig periode til rensning af perkolat på to amerikanske lossepladser er estimeret af Crawford et al. (2023). Det konkluderes i undersøgelsen, at skumfraktionering er den mest omkostningseffektive metode, men da undersøgelsen ikke angiver omkostninger pr. m³ er resultaterne af omkostningsvurderingerne ikke angivet her.

Ligeledes når Barr Engineering (2023), i en undersøgelse fra USA, frem til, at aktivt kul rensning og skumfraktionering begge - med efterfølgende destruktion af PFAS i forbrændingsanlæg - er de mest omkostningseffektive metoder.

Oversigt over gennemgåede rensemetoder

I de foregående afsnit er gennemgået en række rensemetoder, der er relevante til fjernelse af PFAS i vand med fokus på fjernelse af PFAS i perkolat. Perkolat indeholder meget organisk stof, og derfor kan man ikke uden videre anvende alle gængse PFAS-rensmetoder.

Flokkulering. Kemisk fældning og flokkulering er til dato den mest anvendte metode i Danmark. Metoden er forholdsvis simpel og relativ billig, og den kan anvendes direkte på perkolat. Det ser ud til, at man kan opnå meget stor renseseffekt (>75%), når processen udføres optimalt, og der anvendes et specielt organisk flokkuleringsmiddel "Fluorlok". Skal der opnås større renseseffekt, kan man efterrense vandet med aktivt kul og/eller ionbytning.

Aktivt kul. Man nævner hyppigt aktivt kul som en god rens metode til PFAS, da aktivt kul kan fjerne langkædede PFAS-forbindelser ganske effektivt. Samtidigt vil aktivt kul dog også adsorbere en stor del af det organiske stof i perkolatet, hvilket bliver afgørende for, hvor længe kullene har kapacitet til at adsorbere PFAS. Det organiske stof vil typisk optage mindst 99,9% af kullenes kapacitet, og derfor bliver metoden ret uøkonomisk. Aktivt kul er derimod velegnet til efterrensning af perkolat, hvor hovedparten af det organiske stof er fjernet f.eks. ved flokkulering, membranfiltrering eller skumfraktionering.

Ionbytning med en selektiv resin er en meget effektiv metode til at fjerne PFAS. Ionbytning anvendes som regel til efterrensning, når man ønsker ekstremt lave restkoncentrationer af PFAS. Der anvendes typisk aktivt kul før ionbytning, da aktivt kul er en billigere rens metode end ionbytning. Aktivt kul fjerner samtidig noget organisk materiale, hvorved ionbytningen bliver mere effektiv, og resinen holder længere

Membranfiltrering (NF eller RO) kan anvendes til direkte rensning af perkolat. Ved membranfiltrering fjernes PFAS ganske effektivt (90-98%) sammen med tungmetaller, PAH, phenoler, BTEXN, organisk stof og uorganiske salte. Det rene vand (permeat) fra membranfiltrering kan ledes til rens anlæg eller recirkuleres, og det kan eventuelt efterrenses med aktivt kul eller resin. Koncentratet fra membranfiltrering skal bortskaffes til destruktion af PFAS, og hvis der er store mængder, vil det formentlig kunne betale sig at inddampe det først.

Skumfraktionering kan også anvendes direkte til rensning af perkolat, hvorved de langkædede PFAS fjernes meget effektivt (> 90%). PFAS opkoncentreret i skummet (ca. 100.000 gange) kan bortskaffes til destruktion. Det rensede vand kan om nødvendigt efterrenses med aktivt kul og/eller ionbytning.

Elektrolytisk oxidation og avanceret kemisk oxidation (AOP) er nævnt flere steder i litteraturen, men metoderne er formentlig kun velegnede til behandling af vand med forholdsvis høje koncentrationer af PFAS, og meget tyder på, at man ikke kan opnå fuldstændig nedbrydning af PFAS. Metoderne kan næppe bruges til rensning af perkolat på grund af perkolatets høje indhold af organisk stof.

Forbrænding og SCWO kan begge effektivt destruere PFAS, men de er kun egnede til opløsninger og affald med høj PFAS-koncentration. Ved forbrænding kan man behandle vandige koncentreter samt organisk affald med PFAS (aktivt kul og resin) samt PFAS-holdigt slam fra flokkulering. Ved SCWO kan man behandle koncentrat og organisk affald med PFAS. Begge metoder er egnede til central behandling, og i øjeblikket har Fortum formentlig det eneste danske anlæg, der modtager denne type PFAS-affald til forbrænding. Der er i øjeblikket ingen danske SCWO-anlæg, der modtager PFAS-affald til destruktion.

Tabel 25 giver en oversigt over rensemetoder, deres anvendelighed til perkolatrensning, og hvorvidt der er erfaring med metoderne Danmark – enten fra praktisk drift eller fra forsøg. Alle metoderne kan i princippet leveres i Danmark, men noget udstyr skal eventuelt importeres.

TABEL 25 Oversigt over rens- og destruktionsmetoder for perkolat og PFAS-affald.

[Overskrift]	[Overskrift]	[Overskrift]	[Overskrift]	[Overskrift]
[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]
[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]
[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]	[Tekst]

Renseproces	Rensemethode	Anvendelighed	Erfaring med rensning / destruktion af perkolat i Danmark*	Note	
		Perkolat-rensning	Efter-rensning	Destruktion*	
Flokkulering	Kemisk	x		X	Efterrensning kan være nødvendig
	Elektrokoagulering	x			
Membranfiltrering	Omvendt osmose (RO)	x	x	(x)	Efterrensning kan være nødvendig
	Nanofiltrering (NF)	x	x	(x)	Evt. inddampning af koncentrat
Adsorption	Aktivt kul		x	X	Forbehandling nødvendig
	Resin (ionbytning)		x	X	Forbehandling nødvendig
	Anden adsorbent		x		Forbehandling nødvendig
Specialmetode	Skumfraktionering	x		(x)	Efterrensning kan være nødvendig
Destruktion	Forbrænding			x	X Destruktion af koncentrat og affald
	SCWO			x	X Destruktion af koncentrat og affald
	AOP			x	Rensning af koncentrat (kun delvis destruktion)
	Elektrolytisk oxidation			x	

* (X): erfaring på forsøgsniveau. ** Destruktion af restprodukter fra rensningen.

Det vurderes, at kun flokkulering, membranfiltrering og skumfraktionering kan anvendes direkte til rensning af perkolat i praksis, medens adsorptionsmetoderne kan anvendes til efterrensning, når der kræves renere vand, end der kan opnås med den anvendte rensningsproces. Destruktionsmetoderne vil man normalt ikke anvendes direkte på perkolat. Kun forbrænding og SCWO kan destruere alle PFAS-forbindelser, og disse metoder anvendes af firmaer, der modtager og behandler vand og affald med højt PFAS-indhold.

8. Vurdering af gennemførligheden af de gennemgåede metoder

Dette kapitel samler op på resultaterne fra de foregående kapitler om metoder til ændret håndtering af PFAS i deponeringsanlæg og metoder til rensning af perkolat.

Det indledes i afsnit 7.1 med en tværgående sammenfatning af håndteringsmetodernes forudsætninger og gennemførlighed, som afsluttes med en beskrivelse af mulige kombinationer af metoderne i afsnit 7.1.10. I afsnit 7.2 vurderes, hvilken betydning metoderne vil have for behovet for rensning af perkolat. Afsnit 7.3 diskuterer betydning for deponeringstaksten og efterbehandlingsperioden, og kapitlet afsluttes i afsnit 7.4 med en beskrivelse af en proces for en mulig gennemførelse af ændret strategi og ændrede håndteringsmetoder.

8.1 Sammenfatning af metodernes forudsætninger og gennemførlighed

8.1.1 Betydning for nuværende strategier for deponering af affald

Implementering af metoderne i rapporten vil have forskellig virkning i relation til en strategi om udvaskning. Nogle metoder vil ikke have en direkte påvirkning på udvaskningen, hvorfor disse kan betragtes som neutrale. Nogle metoder vil reducere udvaskningen, og derved potentielt forlænge efterbehandlingsperioden. Andre metoder vil øge udvaskningen, og derved potentielt forkorte efterbehandlingsperioden. Betydningen for den nuværende udvaskningsstrategi er sammenfattet i nedenstående tabel.

Metoder	Betydning for udvaskningsstrategien
Frasortering af PFAS-problematisk affald	Neutral, i overensstemmelse med udvaskningsstrategien.
Impermeabel/semipermeabel afdækning	Kræver ændringer af nuværende strategi.
Additiver, der hæmmer udvaskning / irreversibel binding	Kræver ændringer af nuværende strategi.
Neddeling inden deponering	I overensstemmelse med nuværende strategi.
Recirkulering	I overensstemmelse med nuværende strategi.
Forceret udvaskning	I overensstemmelse med udvaskningsstrategien.
Additiver, der fremmer udvaskning	I overensstemmelse med udvaskningsstrategien.
Beluftning/iltning	I overensstemmelse med udvaskningsstrategien.
Forbrænding	Neutral, men kræver ændringer af nuværende strategi for, hvilket affald der skal deponeres.

8.1.2 Metodernes effekt i relation til at begrænse PFAS i perkolat og ukontrollerede udslip

Som det fremgår af gennemgangen af metoderne til ændret håndtering i kapitel 4 er der meget begrænset erfaring med metoderne til henh. at øge eller mindske udvaskningen af PFAS i deponeringsanlæg. Vurderingen af effekten er derfor baseret dels på erfaringer med effekten af metoderne i jord, dels på erfaringer med effekten på udvaskning af andre stoffer. I begge tilfælde er en ekstrapolation til PFAS meget usikker, fordi de typer af PFAS, der findes i

affaldet, vil adskille sig markant fra de PFAS, man finder ved jordforureninger (langt overvejende ikke-polymere PFAS), og fordi PFAS optræder forskelligt fra andre stoffer, ved at de ikke-polymere PFAS, som monitoreres, langsomt vil kunne frigives fra sidekæde-fluorerede polymerer.

I følgende tabel er angivet, hvad forfatterne vurderer kunne være sandsynlige effekter af metoderne. I tabellen omfatter "ukontrollerede udslip af PFAS" udslip til luft og ukontrollerede udslip til grundvand og overfladevand gennem eventuelle utætheder i membraner.

Metoder	Forventet effekt på koncentrationen af PFAS i perkolat	Forventet effekt på dannet mængde af perkolat	Forventet effekt på ukontrollerede udslip af PFAS*
Frasortering af PFAS-problematisk affald	Potentiel betydelig reduktion af PFAS i perkolat fra enheder med blandet affald og bygningsaffald.	Mindsket - proportionalt med den mindre affaldsmængde, der deponeres.	Proportional med mindskelsen af tilførslen.
Impermeabel/semipermeabel afdækning	Koncentrationer i perkolat forventes at være mindre grundet den mindskede biologiske aktivitet,	Betydelig reduktion, da den mængde af vand, som tilføres affaldet, må forventes at blive reduceret med mindst 90-95%.	Betydelig reduktion gennem reduktion i biologisk aktivitet og mindsket perkolatmængde forudsat membranen vedligeholdes.
Additiver, der hæmmer udvaskning / irreversibel binding	Potentielt betydelig reduktion på op til 95% for nogle PFAS.	Ingen effekt.	Potentielt betydelig reduktion.
Neddeling inden deponering	Nogen øgning, primært gennem den forbedrede fordeling af vandet i affaldet.	Ingen effekt.	Proportionalt med ændring i koncentrationen.
Recirkulering	Uden injektion: Meget begrænset effekt. Med injektion: Formentlig mærkbart øget koncentration pga. bedre fordeling af vandet.	Mindre reduktion i mængden, der skal renses.	Proportionalt med øget koncentration.
Forceret udvaskning	Potentielt øget koncentration, hvis der kan sikres en god fordeling af vand i affaldet. Potentielt lavere koncentration, hvis det ekstra vand går gennem foretrukne kanaler.	Væsentligt øget perkolatmængde.	Til luft: Usikkert hvordan ændring i L/S forholdet vil ændre emissionen. Til vand gennem revner: Proportionalt med ændret koncentration og perkolatmængde
Additiver, der fremmer udvaskning	Potentielt betydelig øget koncentration.	Ingen effekt.	Formentlig proportionalt med øget koncentration men usikkert, hvordan additiver kan ændre emissionen til luft.
Beluftning	Potentielt betydelig øget koncentration.	Ingen eller begrænset effekt.	Potentielt markant øget udslip af PFAS til luft.
Forbrænding	Mindsker samlet tilførsel af PFAS – for shredderaffald markant mindre. Potentielt mindsket koncentration i perkolat fra celler, der modtaget mindre PFAS-holdigt affald.	Mindsket - proportionalt med den mindre affaldsmængde.	Potentielt væsentligt mindskede udslip proportionalt med den mindre tilførte mængde.

* Ukontrollerede udslip omfatter udslip til luft og ukontrollerede udslip til grundvand og overfladevand gennem eventuelle utætheder i membraner.

8.1.3 Metodernes effekt i relation til andre miljøfarlige stoffer

Implementering af metoderne, som er gennemgået rapporten, vil have forskellige effekter på, i hvilken grad andre miljøfarlige stoffer fra affaldet udvaskes til perkolatet. Da der er meget forskel på, hvordan ændringer af de fysiske/kemiske egenskaber påvirker de miljøfarlige stoffers adsorption til overflader i affaldet og dermed udvaskningsegenskaberne (se f.eks. beskrivelsen af jerns betydning i afsnit om beluftning i afsnit 4.4.5), er der stor usikkerhed i forhold til metoderne.

Etablering af impermeabel/semipermeabel afdækning må forventes at have nogenlunde samme effekt på koncentrationerne af andre miljøfarlige stoffer i perkolatet som er vurderet for PFAS, men der er for øvrige miljøfarlige stoffer (bortset fra kviksløv) generelt ikke en lignende problemstilling med emissioner til luft (selvom metan har en betydelig miljøeffekt, er den her ikke inkluderet under begrebet "miljøfarlige stoffer"). For henh. reduceret og øget udvaskning med tilsætning af additiver vil effekterne være forskellige for forskellige stoffer baseret på additivernes specifikke effekter på de enkelte stoffer.

8.1.4 Erfaring med metoder og basisteknikker

Der er varierende erfaring med de metoder, som er gennemgået. Selv om en metode er ny, kan hver af de basisteknikker, den består af, dog godt være underbygget og veldokumenteret i dansk eller udenlandsk sammenhæng.

Impermeabel/semipermeabel afdækning er en velkendt metode, og der var på den afholdte workshop med brancheaktører enighed om, at metoden umiddelbart kunne implementeres.

Der vil særligt være behov for mere viden om metoderne med tilsætning af additiver til affaldet for enten at hæmme eller accelerere udvaskning. For at kunne afgøre, hvilke additiver og hvilke koncentrationer af disse, som er mest velegnede til en given deponeringsenhed, er der behov for en god konceptuel forståelse af alle de primære processer, som foregår i systemet, og de forhold som har betydning for metodernes effektivitet. Dertil kommer et behov for at kunne dokumentere, at de anvendte additiver ikke har en uacceptabel kemisk eller fysisk påvirkning af de miljøbeskyttende systemer eller på processer til rensning af perkolat. Der vil derfor være behov for et omfattende testprogram, inden disse metoder vil kunne finde anvendelse.

For metoden forceret udvaskning vil der være behov for mere viden for at afgøre, hvordan man opnår den bedste mulige fordeling af vandet i affaldet, og hvilke injektionsrater, som giver den størst mulige udvaskning, uden at det går ud over de miljøbeskyttende systemer. Injektionsraterne vil formodentligt skulle justeres for hver boring og for hver injektionsdybde og justeres løbende. Hertil kommer, at der vil være behov for en plan for, hvordan man monitorer systemet, således at pumperne kan slukkes inden nødstilfælde opstår. Såfremt det vælges at tilføje additiver til den forcerede udvaskning, skal det også afklares, hvordan disse additiver fordeles bedst muligt i affaldet, samt i hvilket omfang det er nødvendigt at tage særlige hensyn i et efterfølgende rensetrin.

Da metodernes effektivitet generelt er afhængig af en nogenlunde jævn fordeling af vand og additiver i den enhed eller de områder af en enhed, hvor virkningen ønskes, må anvendelse af injektion i den type deponeringsenheder for blandet affald, som pt. opfyldes og overgår til efterbehandling, forventes at være vanskelig (se afsnit 2.6).

Metoder	Erfaring med metode	Erfaring med basisteknikker
Frasortering af PFAS-problematisk affald	I forhold til det affald, der i dag bortskaffes til deponering, er der ingen erfaring med øget sortering af PFAS-holdigt affald.	Der findes i Danmark stor viden om, hvordan man sorterer alle affaldsfraktioner, og det forventes derfor, at langt de fleste basisteknikker, som vil skulle anvendes, er yderst veldokumenterede.
Impermeabel/semipermeabel afdækning	Metoden har kun være anvendt få gange i Danmark, men er standard i det meste af Europa. Metoden vurderes at være yderst velunderbygget.	Der findes i Danmark stor erfaring med etablering af tætte membransystemer samt udlægning af lermembraner etc. Basisteknikkerne vurderes at være veldokumenterede.
Additiver, der hæmmer udvaskning / irreversibel binding	Ingen erfaring i Danmark. Ingen oplysninger om erfaringer i udlandet er fundet.	Meget begrænset erfaring i Danmark. Basisteknikkerne vurderes dog at være veldokumenterede fra (udenlandsk) anvendelse til behandling af forurennet jord.
Neddeling inden deponering	Affald anvist til deponering har aldrig være systematisk neddelt, men der er kendskab til enkeltstående forsøg. Brancheaktører har peget på, at neddeling kan være bekostelig, og der kan være en udfordring med at finde omkostningseffektive metoder.	Der findes i Danmark stor viden om, hvordan man rent teknisk bedst neddeler forskellige typer af materialer. Der findes erfaring fra brancher som byggebranchen og den private affaldsindustri, hvor neddeling af lignende fraktioner foretages. Det betyder, at metoden vurderes at være velunderbygget. Der kan være nogle materialer, som kræver yderligere udvikling, men det forventes at være muligt at neddele en række affaldsfraktioner. Basisteknikkerne vurderes at være veldokumenteret.
Recirkulering	Der findes i Danmark og udlandet stor erfaring med recirkulering af ubehandlet perkolat. Metoden vurderes at være velunderbygget. Formålet har dog næsten altid været at stimulere gasproduktionen og/eller at få en buffervirkning (sæsonudjævning af perkolatproduktionen) eller ligefrem at reducere perkolat-mængden. Effekten på perkolatsammensætningen er næsten ikke undersøgt. En evaluering af erfaringerne med recirkulering i Danmark angiver, at hovedparten af anlæggene melder, at der ikke har været store udfordringer, mens ét anlæg melder om tilstopning af filtre og ét om kanaldannelse og perkolatudbrud (Knox et al., 2018).	Der findes i Danmark stor viden om, hvordan man opbygger de forskellige tekniske systemer til recirkulering. Basisteknikkerne vurderes at være veldokumenterede.
Forceret udvaskning	Der findes begrænset erfaring med metoden på forsøgsniveau (bl.a. Hansen et al., 2011).	Der findes i Danmark stor viden om, hvordan der kan laves f.eks. injektionsboringer med dyser i forskellige dybder fra jordforureningssager, samt viden om, hvordan man borer i affald. Det samme gælder pumpe- og rørsystemer, samt monitoring mv. Basisteknikkerne vurderes at være veldokumenterede.
Additiver, der fremmer udvaskning	Der findes meget begrænset erfaring på forsøgsbasis (bl.a. Hansen et al., 2011).	Der findes meget begrænset erfaring på forsøgsbasis.
Beluftning	I Danmark er der næsten ingen erfaringer med beluftning (kun ét afsluttet og ét igangværende forsøgsanlæg), men i andre lande, f.eks. Tyskland, Østrig og Japan, er der næsten 25 års erfaring med metoden.	Det vurderes, at der er betydelige erfaringer med basisteknikkerne i Danmark bl.a. fra etablering af gasopsamlingsdræn og perkolatdræn.

Metoder	Erfaring med metode	Erfaring med basisteknikker
Forbrænding	Der er stor erfaring med at forbrænde PFAS-holdigt affald, da der bortskaffes langt større mængder PFAS-holdigt affald til forbrænding end til deponering. Begrænset erfaring med andre termiske destruktionsprocesser.	Der findes stor erfaring med basisteknikkerne.

8.1.5 Affaldstyper, for hvilke metoderne vil være særligt brugbare

Som det fremgår af nedenstående tabel, er alle metoderne brugbare for stort set alle affaldstyper.

Metoderne vil dog have forskellig anvendelighed på forskellige affaldsfraktioner, og der vil skulle anvendes forskellige basisteknikker for de forskellige affaldsfraktioner.

Metoder	Blandet affald		Mineralsk affald	Farligt affald	
	Jord	Andet blandet		Shredderaffald	Andet
Frasortering af PFAS-problematisk affald		X	X		
Impermeabel/semipermeabel afdækning	X	X	X	X	X
Additiver, der hæmmer udvaskning / irreversibel binding	X	X	X	X	
Neddeling inden deponering		X	X *		X
Recirkulering	X	X	X	X	X
Forceret udvaskning	X	X	X	X	X
Additiver, der fremmer udvaskning	X	X	X	X	X
Beluftning			X		
Forbrænding		X**	X**	X**	X**

*Ikke egnet for mineralsk affald indeholdende asbest.

**Om affaldet er egnet, afhænger i store træk af sammensætningen af affaldet og forbrændingsanlæggets muligheder for at håndtere den givne sammensætning.

8.1.6 Påkrævede ændringer i driftsforhold

Implementering af nogle af metoderne i rapporten vil have betydning for driften og de praktiske udfordringer, der løses som en del af driften.

Frasortering af PFAS-problematisk affald vil kræve væsentlige ændringer i forhold til håndtering og karakterisering af affaldet, da der vil være behov for lokaliteter, hvor frasorteringen kan foregå. Som det påpeges i afsnit 4.2.5, vil der kunne være behov for et samspil med genbrugsstationer og andre kilder til affaldet, så der foretages en bedre frasortering og man undlader at blande forskellige affaldstyper sammen.

Metoder	Enheder som modtager affald og nye enheder i driftsperioden	Enheder i efterbehandling
Frasortering af PFAS-problematisk affald	Ændringer i forhold til håndtering og karakterisering af affaldet inden affaldet deponeres på enhederne.	Ikke relevant.

Metoder	Enheder som modtager affald og nye enheder i driftsperioden	Enheder i efterbehandling
Impermeabel/semipermeabel afdækning	Ingen ændring, da der ikke laves slutfædning på enheder under aktiv opfyldning.	Der vil som en fast del af driften skulle være en løbende monitorering af afdækningen for at sikre, at dens funktion opretholdes.
Additiver, der hæmmer udvaskning / irreversibel binding	Driften vil skulle tilpasses til også at kunne håndtere denne proces, hvis den skal foretages som en del af indbygningen af affaldet.	Driften vil skulle tilpasses til også at håndtere denne proces, hvis den skal foretages som en del af efterbehandlingsperioden.
Neddeling inden deponering	Driften vil skulle lave lette tilpasninger i form af maskiner mv, da affaldets fysiske form er ændret. Behov for at udvikle på metoderne i relation til de specifikke affaldstyper.	Metoden finder ikke anvendelse for enheder i efterbehandling.
Recirkulering	Driften af denne metode er på nogle anlæg allerede kendt og indarbejdet i dag. Metoden vil kræve, at driften er opmærksom på, at systemerne fungerer som tiltænkt, hvilket kræver en stor grad af løbende monitorering og vedligehold.	Driften vil skulle tilpasses til at monitere, justere og vedligeholde de tekniske systemer.
Forceret udvaskning	Metoden er som udgangspunkt ikke egnet til drift på aktive enheder. Der kan dog være nogle løsningsmodeller, hvor f.eks. vandrette injektionsrør løbende skal udlægges, hvorfor det vil kræve tilpasninger. Driften vil skulle tilpasses til at monitere, justere og vedligeholde de tekniske systemer.	Samme som ovenstående.
Additiver, der fremmer udvaskning	Metoden kan i princippet anvendes under indbygningen af affaldet, og vil kræve tilpasninger i mindre omfang.	Samme som ovenstående.
Beluftning	Metoden vil næppe være anvendelig for enheder under opfyldning. Dog kunne der eventuelt indlægges vandrette fordelingsrør og samlebrønde i forbindelse med opfyldningen.	Samme som ovenstående.
Forbrænding	Ændringer er inkluderet under frasortering af PFAS-problematisk affald. For shredderaffald forventes oparbejdning at skulle ske på særlige anlæg.	Behov for opgravning af enheder, hvis affaldet alternativt skal forbrændes

8.1.7 Påkrævede ændringer i indretning og design af deponeringsenhederne

Implementering af metoderne i rapporten vil formodentligt have betydning for, hvordan deponeringsenheder indrettes og designes. Fokus for arbejdet i rapporten har været eksisterende deponeringsenheder, hvorfor evt. krav om revision fra Miljøstyrelsen af det grundlæggende tekniske design, som er angivet i vejledning DS466, ikke er medtaget. Det kan ikke udelukkes, at nogle af disse metoders afledte effekter på miljørisici kan betyde, at det skal overvejes, om det er nødvendigt at revidere, hvordan deponeringsenheder skal designes og opbygges.

Metoder	Enheder, som modtager affald	Enheder i efterbehandling	Nye enheder, etableringsfase
Frasortering af PFAS-problematisk affald	Ingen ændringer.	Ingen ændring, da sorteringen foregår, inden affaldet tilføres enheden.	Mulighed for en mere opdelt deponering i flere forskellige affaldsklasser end i dag.

Metoder	Enheder, som modtager affald	Enheder i efterbehandling	Nye enheder, etableringsfase
Impermeabel/semipermeabel afdækning	Ingen ændringer.	Fjernelse eller bearbejdning af den eksisterende permeable slutaafdækning og etablering af tæt slutaafdækning.	Ingen ændringer.
Additiver, der hæmmer udvaskning / irreversibel binding	Hvis det vælges at tilføje additiverne, i takt med at affaldet løbende indbygges, vil det kræve tekniske systemer til injektion.	Hvis additiverne skal injiceres ned i affaldet efter indbygning, vil denne proces skulle foretages ved efterbehandlingsperiodens begyndelse ved etablering af tekniske systemer hertil.	Samme som nye enheder.
Neddeling inden deponering	Ingen ændringer. Indbygningen af affaldet vil formodentligt være betydeligt lettere efter neddeling.	Ingen ændring, da allerede deponeret affald er indbygget.	Samme som aktive enheder
Recirkulering	Etablering af tekniske systemer på og ved enheden hertil, samt behov for adgang med maskiner til drift og vedligehold. For deponeringsenheder under opfyldning er det i nogle tilfælde ikke omkostningseffektivt at installere nedgravede drænedninger og vertikale brønde. (Knox et al., 2018)	Etablering af tekniske systemer på og ved enheden hertil, samt behov for adgang med maskiner til drift og vedligehold. For tildækkede enheder kan det være simplere og lettere at automatisere drift og kontrol af recirkuleringssystemet med faste, nedgravede system som brønde og drænrør (Knox et al. 2018)	Samme som aktive enheder.
Forceret udvaskning	Ingen ændring, da metoden som udgangspunkt ikke er egnet til aktive deponeringsenheder.	Etablering af tekniske systemer på og ved enheden hertil, samt behov for adgang med maskiner til drift og vedligehold.	Samme som aktive enheder.
Additiver, der fremmer udvaskning	Samme som ved recirkulering	Samme som ved recirkulering	Samme som aktive enheder.
Beluftning	Metoden vil næppe være anvendelig i enheder under opfyldning. Dog kunne der eventuelt indlægges vandrette fordelingsrør og samlebrønde i forbindelse med opfyldningen.	Etablering af tekniske systemer på og ved enheden hertil, samt behov for adgang med maskiner til drift og vedligehold.	Samme som aktive enheder.
Forbrænding	Ingen ændringer.	Ingen ændringer.	Minde behov for at etablere nye enheder f.eks. til shredderaffald.

8.1.8 Ændringer i relation til nedlukning og til overgang til passiv tilstand

Implementering af metoderne i rapporten vil formodentlig have betydning for nedlukningsprocessen, når en deponeringsenhed er opfyldt og slutafdækket og derfor overgår til efterbehandling. Nogle af de beskrevne metoder vil betyde, at der skal være gode adgangsforhold på enhederne for at kunne etablere, drifte og vedligeholde systemerne, som metoderne bruger.

Deponeringsbekendtgørelsens vilkår stiller en række tekniske krav til slutaafdækning, som følger af udvaskningsstrategien. Efter de gældende regler kan der eksempelvis kun fastsættes

vilkår om en tæt, impermeabel slutfædækning på deponeringsenheder for mineralsk, blandet og farligt affald, hvor der er etableret membran- og perkolatopsamlingssystem, hvis det kan sandsynliggøres, at affaldstyperne vil kunne genanvendes eller på anden måde nyttiggøres inden for en periode på 1 år (deponeringsbekendtgørelsens bilag 2, 14.4). Etablering af en impermeabel/semipermeabel slutfædækning på enheder for mineralsk, blandet og farligt affald vil derfor kræve ændringer i deponeringsbekendtgørelsen.

Metoder	Ændringer ved nedlukning forud for efterbehandlingsperioden	Ændringer i overgang til passiv tilstand
Frasortering af PFAS-problematisk affald	Ingen ændring.	Ingen ændring.
Impermeabel/semipermeabel afdækning	Etablering og godkendelse af impermeabel/semipermeabel slutfædækning. Etablering af systemer til håndtering af overfladeafstrømning. Etablering af program for overvågning af slutfædækningen.	Kan betyde, at membraner mv. bliver efterladt under slutfædækningen, eller at disse skal fjernes inden overgang til passiv tilstand.
Additiver, der hæmmer udvaskning / irreversibel binding	Denne metode vil påvirke nedlukningsprocessen, da additiver, der hæmmer udvaskningen, skal tilføres affaldet.	Hvis additiver er tilført ved injektion: Demontering af tekniske installationer anvendt til injektion.
Neddeling inden deponering	Ingen ændring.	Denne metode vil ikke påvirke processen vedr. overgang til passiv tilstand, da processen forløber inden denne overgang.
Recirkulering	Hvis ikke gjort under aktiv opfyldning: Etablering, indkøring og godkendelse af systemer til recirkulering af perkolat. Hvis etableret under aktiv opfyldning men ikke ønskes i efterbehandlingsperioden: Fjernelse af tekniske installationer anvendt til recirkulering af perkolat.	Demontering af tekniske installationer anvendt til recirkulering af perkolat.
Forceret udvaskning	Etablering, indkøring og godkendelse af systemer til forceret udvaskning.	Samme som ved recirkulering.
Additiver, der fremmer udvaskning	Samme som ved forceret udvaskning.	Samme som ved recirkulering.
Beluftning	Beluftningen vil formentlig fortrinsvis skulle ske under efterbehandlingen, så i forbindelse med nedlukningen skal de tekniske systemer etableres, og diverse procedurer igangsættes. Etablering af anlæg til indblæsning (eller udsugning) og anlæg til håndtering af udblæsnings-/udsugningsluft.	Ved overgangen til passiv tilstand skal de tekniske systemer demonteres.
Forbrænding	Ingen ændring.	Ingen ændring.

8.1.9 Forventede konsekvenser for efterbehandlingsperioden

Ved implementering af nye metoder vil det have betydning for efterbehandlingsperioden i form af ændrede omkostninger i perioden og forventet effekt på efterbehandlingsperiodens længde.

Metoder	Ændringer i omkostninger i efterbehandlingsperioden	Forventet effekt på efterbehandlingsperiodens længde
Frasortering af PFAS-problematisk affald	Mindskede omkostninger som følge af mindskede affaldsmængder.	Potentielt forlænget for enheder, der modtager udsorteret PFAS-holdigt affald. Potentielt forkortet for andre enheder.

Impermeabel/semipermeabel afdækning	Forøgede omkostninger som følge af en øgning af efterbehandlingsperioden – og hermed behov for at udskifte topmembran og muligvis bundmembran flere gange. Opvejes i et vist omfang af mindre omkostninger til perkolatrensning.	Forlænget, som følge af et behov for overvågning og vedligeholdelse af slutfædning og bundmembran.
Additiver, der hæmmer udvaskning / irreversibel binding	Øgede omkostninger til etablering, drift og monitorering af de tekniske anlæg og indkøb af additiver. Mindskede udgifter til rensning.	Forlænget som følge af en reduceret udvaskningsrate.
Neddeling inden deponering	Begrænsede øgede omkostninger til perkolatrensning	Reduceret, som følge af en mere homogen udvaskning af en større del af affaldet, samt et øget overfladeareal at udvaske fra.
Recirkulering	Usikkert – øgede omkostninger til etablering og drift. Effekten på omkostninger til rensning af perkolat vil afhænge af, hvorvidt vandet renses inden recirkulering. Hvis det renses inden recirkulation vil der øge omkostningerne, da perkolatet skal renses flere gange. Hvis det ikke renses inden recirkulation, vil de samlede omkostninger mindskes grundet mindre perkolatmængde, der skal renses.	Uændret, grundet stor risiko for at udvaskningen kun foretages på dele af affaldet, hvorfor den samlede og faktiske efterbehandlingstid for enheden kun påvirkes lidt eller slet ikke.
Forceret udvaskning	Øgede omkostninger til etablering, drift og monitorering af de tekniske anlæg, som skal understøtte den forcerede udvaskning og øgede udgifter til rensning.	Reduceret, som følge af en øget hastighed på udvaskningen.
Additiver, der fremmer udvaskning	Øgede omkostninger til etablering, drift og monitorering af de tekniske anlæg og indkøb af additiver. Øgede omkostninger til rensning.	Reduceret, som følge af en øget hastighed på udvaskningen.
Beluftning	Øgede omkostninger som følge af udgifter til etablering, drift og monitorering af de tekniske anlæg, som skal understøtte beluftning og gashåndtering.	Det forventes, at beluftningen vil reducere efterbehandlingstiden på grund af en generelt hurtigere nedbrydning og hurtigere fjernelse af PFAS.
Forbrænding	Mindskede omkostninger som følge af mindre affaldsmængder.	Ingen

8.1.10 Kombinationer af flere metoder

Uanset om der vælges metoder til reduceret eller forceret udvaskning, vil en øget forbehandling være relevant til at mindske mængden af PFAS, der deponeres, eller til bedre at fordele PFAS-holdige affaldsprodukter på enheder med relativt højt indhold af PFAS-holdigt affald og enheder med lidt eller ingen PFAS-holdigt affald.

Kombination af metoder til reduceret udvaskning

En konsekvens af brug af metoder til reduceret udvaskning er at nedjustere ambitionen om "ikke at efterlade forurening til kommende generationer", til den næstbedste option dvs., at efterlade forureningen velindkapslet/velisoleret fra indtrængende vand og/eller effektivt immobiliseret og med en klar - og i videst mulige omfang finansieret - plan for vedligeholdelse af enheden og udvikling af eventuelle fremtidige tiltag over en ukendt lang tidsperiode. Metoden er først og fremmest anvendelig for fremtidige deponeringsenheder, men kan under særlige omstændigheder eventuelt også anvendes ved overdækning af eksisterende deponeringsenheder, så der i så begrænset omfang som muligt sker transport af PFAS og andre forurenende stoffer til grundvand og overfladevand.

En oplagt kombination med henblik på at reducere udvaskning vil være at kombinere etablering af en impermeabel/semipermeabel afdækning med en forudgående (eller samtidig) anvendelse af hæmmere for udvaskning. Som det fremgår af afsnit 4.3.3 er det tvivlsomt, om der kan etableres en egentlig irreversibel binding, og der er ikke basis for at vurdere en løsnings langtidsholdbarhed. Der er her derfor kun vurderet en kombination af afdækning og anvendelse af hæmmere.

Impermeabel/semipermeabel afdækning og anvendelse af hæmmere

Betydning for udvaskningsstrategien	Betydelig reduktion af perkolatproduktionen så længe den tætte slutaftdækning er intakt, og en betydelig reduktion af udvaskningen af stoffer, mens den tilførte hæmmer er aktiv.
Forventet effekt på at begrænse PFAS i perkolat	En samlet betydelig reduktion af koncentrationen af PFAS i perkolatet, så længe en egnet PFAS hæmmer er aktiv. Potentielt i størrelsesordenen 90% reduktion af PFAS- koncentrationen og 99% reduktion i fluxen af PFAS med perkolat.
Forventet effekt på at begrænse udslip af andre miljøfarlige stoffer	En samlet betydelig reduktion af andre miljøfarlige stoffer i perkolatet, så længe én eller flere egnede hæmmere for denne brede gruppe af stoffer er aktiv. Varierende effekt for de forskellige miljøfarlige stoffer.
Erfaring med metoderne	Der findes en del erfaring med at etablere tæt slutaftdækning på deponeringsanlæg og de tilknyttede risici. Der findes ikke nogen viden eller erfaring med at tilføre hæmmere til deponeringsegnet affald. Der findes dog stor viden fra jordforureningssager, hvor disse har vist sig at være effektive over for flere typer af stoffer.
Erfaring med basisteknikker	Basisteknikker for etablering af impermeabel slutaftdækning er velkendte. Basisteknikker for at få fordelt hæmmere i affaldet er ikke kendte. Udfordringen er at få fordelt hæmmerne til alle dele af affaldet, så der ikke er store lommer, der ikke er i kontakt med hæmmerne.
Affaldstyper, for hvilke en kombineret metode vil være særligt brugbar	Alle affaldsfraktioner, som man kan forvente en udvaskning fra. Det vil typisk være blandet affald, farligt affald og dele af mineralsk affald. Tilsætning af hæmmere vurderes at være mest effektivt, hvis affaldet har en homogen karakter som eksempelvis shredderaffald.
Konsekvenser i relation til behov for rensning af perkolat på deponeringsanlæg	Så længe den tætte slutaftdækning er intakt og derfor har en høj virkningsgrad, vil mængden af perkolat formodentligt være reduceret med 90-95% og måske endnu mere med udvikling af metoden. Så længe hæmmere er aktive, vil koncentration af PFAS i perkolatet være væsentligt reduceret, men det er uafklaret, om hæmningen vil kunne være så effektiv, at man kan komme under det vejledende vandkvalitetskriterium. Uklart om det vil være muligt at komme ned på koncentrationer, hvor billigere renseteknikker kan anvendes.
Forventede konsekvenser for efterbehandlingstiden	Efterbehandlingstiden vil forlænges, men ændre karakter. Alt efter effektiviteten af den mindskede tilførsel af vand og de tilsatte hæmmere, vil perkolatrensning muligvis ikke være nødvendig efter en kortere årrække. Til gengæld vil der være en længere periode, hvor der vil være behov for at overvåge og vedligeholde kvaliteten af den impermeable slutaftdækning.
Ændringer i relation til overgang til passiv tilstand	Betingelser for overgang til passiv tilstand vil skulle revurderes, da efterbehandlingstiden vil kunne strække sig over en længere årrække.
Påkrævede ændringer i driftsforhold	Den primære ændring for driften under opfyldning er iblanding af hæmmere. Den primære ændring under efterbehandling vil være, at der løbende skal gennemføres kontrol af, at den tætte slutaftdækning er intakt. Afhængig af teknikken vil hæmmere evt. kunne fordeles med injiceret vand under efterbehandlingen.
Påkrævede ændringer i indretning og design af deponeringsenhederne	Implementeringen af denne kombination af metoder vurderes ikke at påkræve betydende ændringer af indretningen og design af deponeringsenheder. Der kan være et hensyn til, hvordan flere enheder sammenbygges, således at det er praktisk muligt at etableres tæt slutaftdækning af alle enheder.

Betydning for udvaskningsstrategien	Betydelig reduktion af perkolatproduktionen så længe den tætte slutaftdækning er intakt, og en betydelig reduktion af udvaskningen af stoffer, mens den tilførte hæmmer er aktiv.
-------------------------------------	---

Kombinationer af metoder til øget udvaskning

Med kombinationer af metoder til øget udvaskning følges udvaskningsstrategien, men udvaskningen øges i forhold til den nuværende situation.

Der kan laves en række forskellige kombinationer, som i sidste ende bør afstemmes på enheds- og affaldsfraktionsniveau. Der kan f.eks. være nogle særlige affaldsfraktioner, som overordnet vurderes egnet til denne kombination, men hvor f.eks. neddeling ikke vurderes hensigtsmæssigt. Af denne grund er der taget udgangspunkt i to kombinationer, som generelt vurderes at være mulige for en bred vifte af affaldsfraktioner.

Kombinationen i nedenstående tabel tager udgangspunkt i en forudgående sortering, en neddeling, recirkulering under indbygning, og en forceret udvaskning når enheden er opfyldt. En kombination af disse metoder forventes at betyde, at efterbehandlingsperioden kan reduceres, men der er en usikkerhed i forhold til, hvorvidt der - selv efter en længere periode med forceret udvaskning - løbende vil frigives PFAS fra sidekæde-fluorerede polymerer og matricer, hvori PFAS er indlejret.

Neddeling og forceret udvaskning (og/eller recirkulation)

Betydning for udvaskningsstrategien	Ved brug af denne kombination vil der forekomme øgede perkolat-mængder og den størst mulige udvaskning med rent vand. Herved vil efterbehandlingstiden formentlig kunne forkortes, men da affaldet selv efter en længere periode med forceret udvaskning vil indeholde betydelige mængder PFAS er det usikkert, om der på langt sigt stadig vil kunne frigives PFAS, så koncentrationerne i perkolatet er over de vejledende vandkvalitetskriterier.
Forventet effekt på at begrænse PFAS i perkolat	Ved brug af denne kombination må det forventes, at PFAS hurtigere udvaskes fra affaldet, end det sker i dag. Mens enhederne opfyldes og efterfølgende er i efterbehandling, vil der produceres markant større perkolatmængder, mens det er mere usikkert, om koncentrationen i perkolatet også vil stige.
Forventet effekt på at begrænse udslip af andre miljøfarlige stoffer	Ved brug af denne kombination må det forventes, at andre miljøfarlige stoffer hurtigere udvaskes fra affaldet, end det sker i dag. Samme effekt på perkolatmængde og koncentrationer som nævnt for PFAS.
Erfaring med metoderne	Der findes stor erfaring med sortering, neddeling, og recirkulering. Der findes ingen erfaring med forceret udvaskning fra deponeringsanlæg, hvorfor der bør inddrages erfaring fra jordforureningssager, hvor der er stor erfaring med metoden.
Erfaring med basisteknikker	Der findes stor erfaring med alle basisteknikker.
Affaldstyper en kombineret metode vil være særligt brugbar for	Alle affaldsfraktioner, hvor indhold af PFAS giver anledning til forhøjede koncentrationer af PFAS i perkolat. Dette vil typisk være blandet affald, farligt affald og til dels mineralsk affald.
Konsekvenser i relation til behov for rensning på deponeringsanlæg	Anvendelse af denne kombination af metoder vil betyde et markant øget behov for at kunne håndtere og rense store årlige mængder af perkolat.
Forventede konsekvenser for efterbehandlingstiden	Efterbehandlingstiden må forventes at blive forkortet betydeligt set i forhold til den nuværende tilgang til udvaskning. Der er som nævnt ovenfor en usikkerhed i forhold til den langsigtede frigivelse af udvaskbare ikke-polymere PFAS.
Ændringer i relation til overgang til passiv tilstand	Der vil være behov for at fjerne installationer til forceret udvaskning.

Påkrævede ændringer i driftsforhold	Der vil være et øget behov for at monitere og vedligeholde tekniske systemer, samt at drive eller samarbejde med et renseanlæg. Der kan evt. være behov for, at der under driften løbende udlægges tekniske systemer som rør i affaldet til den senere fordeling af vand.
Påkrævede ændringer i indretning og design af deponeringsenhederne	Implementering af denne kombination af metoder forventes ikke at påkræve betydende ændringer af indretning eller design af deponeringsenheder. Der kan være nye hensyn til føring af pumpeledninger mv., som med fordel kan indarbejdes.

Kombinationen i nedenstående tabel tager udgangspunkt i en forudgående sortering, en neddeling, recirkulering under indbygning, og en forceret udvaskning med tilføjelse af additiver, når enheden er opfyldt. En kombination af disse metoder forventes at betyde, at deponeringseget affald underkastes den hurtigst mulige udvaskning med rent vand samt tilføjelse af additiver. Denne kombination vurderes at være den mest effektive løsning til udvaskning, og forventes at kunne være betydeligt mere effektiv end samme tilgang, hvor der alene anvendes rent vand. Den øgede effektivitet vil afhænge af, hvilke additiver som kan godkendes til formålet.

Neddeling og forceret udvaskning (og/eller recirkulation) samt anvendelse af additiver

Betydning for udvaskningsstrategien	Ved brug af denne kombination vil der forekomme øgede perkolatmængder og den størst mulige udvaskning med rent vand samt additiver. Herved vil efterbehandlingstiden forkortes mest muligt, men da affaldet selv efter en længere periode med forceret udvaskning vil indeholde betydelige mængder PFAS, er det usikkert, om der på langt sigt stadig vil kunne frigives PFAS, så koncentrationerne i perkolatet er over de vejledende vandkvalitetskriterier.
Forventet effekt på at begrænse PFAS i perkolat	Ved brug af denne kombination må det forventes, at PFAS hurtigere udvaskes fra affaldet end det sker i dag. Mens enhederne opfyldes og er i efterbehandling, vil der produceres markant større perkolatmængder, og der vil også kunne ske en stigning i koncentrationen i perkolatet, men det er usikkert, hvor effektivt additiver vil kunne øge koncentrationen.
Forventet effekt på at begrænse udslip af andre miljøfarlige stoffer	Ved brug af denne kombination må det forventes, at andre miljøfarlige stoffer hurtigere udvaskes fra affaldet end det sker i dag. Det vil afhænge af det konkrete additiv, og hvor stor en effekt der er på andre miljøfarlige stoffer. Eksempelvis forventes oxalat ikke at have effekt på andre organiske miljøfarlige stoffer.
Erfaring med metoderne	Der findes stor erfaring med sortering, neddeling, og recirkulering. Der findes ingen erfaring med forceret udvaskning med additiver fra deponeringsanlæg, hvorfor der bør inddrages erfaring fra jordforureningssager, hvor der er nogen erfaring med metoden.
Erfaring med basisteknikker	Der findes stor erfaring med alle basisteknikker.
Affaldstyper en kombineret metode vil være særligt brugbar for	Alle affaldsfraktioner, hvor indhold af PFAS giver anledning til forhøjede koncentrationer af PFAS i perkolat. Dette vil typisk være blandet affald, farligt affald og til dels mineralsk affald.
Konsekvenser i relation til behov for rensning på deponeringsanlæg	Anvendelse af denne kombination af metoder vil betyde et stort behov for at kunne håndtere og rense store årlige mængder af perkolat. Usikkert, i hvilken grad tilsætning af additiver vil kunne påvirke renseprocessen.
Forventede konsekvenser for efterbehandlingstiden	Efterbehandlingstiden må forventes at blive forkortet betydeligt set i forhold til den nuværende situation.
Ændringer i relation til nedlukning	I princippet vil nedlukning foregå som i dag. Der vil kunne være behov for at fjerne installationer til forceret udvaskning.
Påkrævede ændringer i driftsforhold	Der vil være et øget behov for at monitere og vedligeholde tekniske systemer, samt at drive eller samarbejde med et renseanlæg. Der kan evt. være behov for, at der under driften løbende udlægges tekniske systemer såsom rør i affaldet til den senere fordeling af vand.

Påkrævede ændringer i indretning og design af deponeringsenhederne	Implementering af denne kombination af metoder forventes ikke at kræve betydelige ændringer af hverken indretning eller design af deponeringsenheder. Der kan være nye hensyn til føring af pumpeledninger mv., som med fordel kan indarbejdes. Som følge af en risikovurdering for de relevante additiver kan det blive nødvendigt at tilføje nye særlige opmærksomhedspunkter eller ændringer af designet af deponeringsenheder. Behovet vil være defineret af risikoen ved et givent additiv.
--	--

Kombination af metoder med tidsmæssig forskydning

En mulighed er kombinationer, hvor man indledningsvis øger udvaskningen for at fjerne de udvaskbare miljøfarlige stoffer inkl. PFAS for efterfølgende at tilføje hæmmere samt etablere impermeabel slutfaldækning for at mindske den videre dannelse af opløselige PFAS under resten af efterbehandlingsperioden og efter overgang til passiv tilstand.

Anvendelse af denne metode giver mulighed for at vælge en hybrid mellem de to bærende principper for henh. reduceret og øget udvaskning. Udvasningen af miljøfarlige stoffer inkl. PFAS vil ske hurtigst i starten, men for nogle stoffer, som er meget fast bundet til affaldet, vil efterbehandlingstiden selv med anvendelse af additiver formodentligt stadig være længere end 30 år. En mulig hybrid vil derfor være at have så stor udvaskning som muligt i de første f.eks. 30 år. Varigheden af perioden med fuld udvaskning skal afstemmes med flere forhold, herunder om effekten er aftagende over tid samt tilstanden af de miljøbeskyttende systemer, økonomi, miljørisiko, osv. Efter denne periode med udvaskning vil det være muligt at stoppe den øgede udvaskning og i stedet reducere udvaskningen ved at etablere en impermeabel/semipermeabel slutfaldækning. Processen vendes altså, så der i stedet anvendes metoder til aktivt at hæmme udvaskningen af de resterende stoffer jf. rapportens afsnit 4.2.

På denne måde vil efterbehandlingsperioden formentlig kunne forkortes, og det resterende affald vil være betydeligt mindre miljøfarligt end, hvis det blot var blevet slutfaldækket fra starten af efterbehandlingsperioden.

8.2 Mindsket eller øget behov for rensning af perkolat

Uanset hvilke metoder, det vælges at arbejde videre med, må det for alle andre metoder end impermeabel slutfaldækning forventes, at der går en længere årrække, før der sker en markant ændring i produktionen af perkolat med koncentrationer over de vejledende vandkvalitetskriterier.

Dette skyldes, at der vil:

1. være behov for at afprøve og udvikle håndteringsmetoderne i pilotskala og fuldskala,
2. der vil efter implementering af nye metoder være en betydelig forsinkelse i, hvornår en ændring af driftsforhold slår fuldt igennem i perkolatmængder og koncentrationer af PFAS i det opsamlede perkolat, og
3. mange af metoderne vil kun have virkning på PFAS i perkolat på nye enheder.

Ved en vurdering af de økonomiske konsekvenser af at benytte alternative håndteringsmetoder, vil det være relevant at inddrage konsekvenser for udgifter til rensning af perkolat.

For metoder, der fører til øget udvaskning, er det klart, at disse vil øge behovet for rensning af perkolat i en længere årrække og dermed øge de årlige udgifter til perkolatbehandling. Hvorvidt dette på sigt opvejes af en kortere efterbehandlingsperiode er det på det foreliggende grundlag ikke muligt at vurdere.

For metoder, der fører til mindsket udvaskning, er det mere usikkert, hvorvidt omkostningerne til en alternativ håndtering af affaldet på længere sigt kan opvejes af mindre udgifter til rensning af perkolat. Som det fremgår af de økonomiske beregninger for rensemetoder i afsnit 6.4 **Error! Reference source not found.** er langt de største udgifter for de fleste af rensemetoderne knyttet til den løbende drift i form af udgifter til kemikalier og bortskaffelse af PFAS-holdige restprodukter. En reduktion af perkolat-mængden vil derfor umiddelbart have en positiv effekt på omkostninger til rensning. Effekten af tilsætning af additiver vil afhænge af, om koncentrationen af PFAS (og andre miljøfarlige stoffer) kan nedbringes til et niveau, så der ikke er behov for rensning på deponeringsanlæggene, eller om den i det mindste kan bringes ned til et niveau, hvor der kan anvendes metoder med en mindre rensegrad.

Det fremgår af afsnit 6.4, at der er meget stor forskel på udgifterne til rensning afhængig af indhold af PFAS i perkolatet, og hvor meget koncentrationen i perkolatet skal sænkes. Der er meget stor forskel på omkostningerne til en indledende rensning af perkolatet fx. med skumfraktionering og omkostninger til rensning, hvor koncentrationen skal helt ned på det vejledende vandkvalitetskriterium. En afklaring af de økonomiske faktorer vil kræve, at metodernes effektivitet nærmere undersøges gennem forsøg.

8.3 Betydning for deponeringstaksten og sikkerhedsstillelse

Såfremt der stilles krav om implementering af nye metoder, vil der være en påvirkning på deponeringstaksten og den relaterede sikkerhedsstillelsesberegning, og det vil formodentligt derfor også være relevant at revidere modellen for beregning af deponeringstaksten og sikkerhedsstillelsen.

Omkostningerne ved flere af de gennemgåede metoder forventes at være afgørende for omkostningerne ved at etablere og drive et deponeringsanlæg.

Betydning i relation til sikkerhedsstillelse og grundbeløb

Alle deponeringsanlæg, der modtager affald, skal opkræve et grundbeløb via deponeringstaksten til en sikkerhedsstillelse. Grundbeløbet er det beløb, der skal opkræves pr. ton affald for at opbygge hele sikkerhedsstillelsen (omkostningerne til såvel nedlukning som efterbehandling): Grundbeløbet skal fastsættes pr. ton af den resterende kapacitet fordelt på affaldskategorier (Miljøstyrelsen, 2002).

Beregningen af sikkerhedsstillelse og grundbeløb stiller krav om følgende helt grundlæggende data (Miljøstyrelsen, 2002):

- Restkapacitet
- Årlig affaldsmængde
- Skønnede udgifter til nedlukning
- Skønnede udgifter til efterbehandling
- Efterbehandlingsperiodens varighed.

De gennemgåede metoder til ændret håndtering af PFAS i deponeringsanlæggene vil kunne påvirke udgifter til nedlukning, udgifter til efterbehandling og efterbehandlingens varighed.

Efterbehandlingsperiodens varighed. Tæt slutafdækning betyder, at hele modellen om en efterbehandlingsperiode på deponeret affald og den bagvedliggende beregningsmodel for sikkerhedsstillelse, der anvendes i dag, ikke længere vil kunne finde anvendelse. Med den nuværende viden er det ikke muligt at forudsige, hvordan koncentrationen af PFAS i affaldet vil udvikle sig. Tidsperspektivet i at nedbringe koncentrationerne i perkolatet til det vejledende vandkvalitetskriterium kan meget vel være århundreder, men vi ved det ikke. Ved brug af tæt

slutafdækning bør det derfor afklares, hvordan driftsøkonomien for sådanne enheder skal håndteres.

Der er ingen tvivl om, at PFAS uanset håndteringsmetode vil være til stede i det deponerede affald i århundreder, men det er usikkert, hvornår man kan regne med at koncentrationerne i perkolatet er faldet til et acceptabelt niveau. På dette punkt adskiller PFAS sig ikke væsentligt fra mange tungmetaller, som vil være til stede i affaldet bundet i plast og andre materialer (f.eks. bly og cadmium i PVC), og som meget langsomt vil kunne frigives, efterhånden som materialerne nedbrydes.

En undersøgelse af konsekvenser af forlængelse af efterbehandlingsperioden på deponeringsanlæg, udarbejdet for Miljøstyrelsen, har søgt at afdække de økonomiske konsekvenser af længere efterbehandlingsperioder, såfremt det – f.eks. på baggrund af en miljørisikovurdering - viser sig, at efterbehandlingsperioden er længere end 30 år (Stentsøe og Jensen, 2022).

Den økonomiske analyse viser, at der udover usikkerheden på efterbehandlingsperiodens længde også er usikkerhed vedrørende indeksering af omkostningerne. Indekseringen udtrykker den procentvise udvikling i driftsomkostningerne, som bl.a. er afhængig af den forventede inflation og af forrentningen af sikkerhedsstillelseskontoen. Der opereres i dag med en estimeret efterbehandlingstid for hver deponeringsenhed på deponeringsanlæg på 30 år. Hvis efterbehandlingsperioden viser sig at være længere end de anvendte 30 år, opspares der ikke tilstrækkeligt med midler i sikkerhedsstillingen til at dække driftsomkostningerne i efterbehandlingsperioden. I tabel 26 er den manglende sikkerhedsstilling beregnet, i fald efterbehandlingstiden var længere end de forventede 30 år ved forskellige indekseringer af driftsomkostningerne og en årlig forrentning af sikkerhedsstillelseskontoen på 0,5%. Der er regnet med 4 forskellige indekseringer af driftsomkostningerne. Beregningerne, hvor der i undersøgelsen regnes på to scenarier med henh. 0% og 0,5% rente og indekseringer fra 0 til 2%, er foretaget før både brat stigende inflation og rentestigninger resulterede i helt andre forudsætninger for en sådan beregning. Resultaterne illustrerer dog stadig problemstillingen og betydningen af efterbehandlingsperioden.

TABEL 267. Manglende sikkerhedsstilling, hvis efterbehandlingsperioden er længere end de forventede 30 år og med 0,5% forrentning af sikkerhedsstillelseskontoen, Grindsted Deponi. (Stentsøe og Jensen, 2022). Grundbeløbet ved de forventede 30 år er 261 mio. kr.

Indeksering	Manglende sikkerhedsstilling, mio kr.			
	30 år	40 år	50 år	60 år
Indeksering 0 %	-	5,6	10,9	16,0
Indeksering 1 %	-	8,7	17,8	44,7
Indeksering 1,5 %	-	10,8	22,8	36,0
Indeksering 2 %	-	13,5	29,1	47,2

Udgifter til nedlukning og efterbehandling. I nedlukningsperioden omfatter sikkerhedsstilling slutafdækning og reetablering af arealet, men ved flere af de gennemgåede metoder vil der i forbindelse med nedlukning også være øgede udgifter til eksempelvis etablering af tekniske installationer. I efterbehandlingsperioden omfatter sikkerhedsstilling bl.a. monitoring af perkolat, overfladevand og grundvand, rensning af perkolat og perkolatbortskaffelse.

Det har været uden for undersøgelsens rammer at beregne omkostninger ved de gennemgåede metoder.

For etablering af impermeabel/semipermeabel slutfaldækning (evt. kombineret med tilsætning af additiver) er det ikke muligt på det foreliggende grundlag at vurdere nettoeffekten, da der vil kunne være både udgifter og besparelser:

- Øgede udgifter til slutfaldækning og eventuelt udgifter til etablering og drift af metode til at tilføre additiver for at hæmme udvaskningen. Øgede udgifter til overvågning og udskiftning af membransystemer.
- Mindskede årlige udgifter til rensning og bortskaffelse af perkolat i efterbehandlingsperioden, som vil være afhængig af, hvor mange år det stadig vil være nødvendigt at rense perkolatet.

For metoderne til øget udvaskning vil der entydigt være øgede udgifter til etablering og øgede årlige driftsudgifter, og der vil samtidig være øgede årlige udgifter til rensning og bortskaffelse af perkolat. I hvilket omfang dette vil blive opvejet af en forkortelse af efterbehandlingsperioden (eller mindskelse af rensningsbehovet, så der kan anvendes billigere rensningsmetoder), er det på det nuværende grundlag ikke muligt at fastlægge.

Betydning i relation til deponeringstaksten

En ændring af grundbeløbet vil have en direkte proportional indflydelse på den del af deponeringstaksten, som er baseret på beregningen af grundbeløbet. Ud over dette vil der kunne være øgede udgifter i forbindelse med driften af enheder, som aktivt modtager affald.

Både i relation til frasortering af PFAS-problematisk affald og neddeling af affald vil der være nogle investeringsomkostninger og øgede udgifter til drift. Dette vil umiddelbart resultere i en højere deponeringstakst, men det er på det foreliggende grundlag ikke muligt at bestemme, om disse metoder på længere sigt kunne reducere omkostningerne under efterbehandlingsperioden og dermed resultere i et mindre grundbeløb.

8.4 Anslået proces for gennemførelse af ændrede håndteringsmetoder

Den første overvejelse, som er nødvendig, må være at afklare, hvorvidt Miljøstyrelsen på baggrund af det opbyggede vidensgrundlag vurderer, at der findes et behov for at påbegynde arbejdet med en ny tilgang til håndtering af PFAS og andre miljøfarlige stoffer i deponeringsegnet affald. En sådan afklaring forventes at skulle foregå i tæt dialog med branchen.

Problemstillingen vedrørende miljøfarlige stoffer i perkolat fra deponeringsanlæg og diskussionen om ændret tidsperspektiv for efterbehandlingsperioden er ikke enestående for PFAS, og har pågået en årrække. Resultaterne af denne undersøgelse skal således analyseres i samspil med flere andre undersøgelser udarbejdet bl.a. i forbindelse med projekterne "Anbefalinger til fremtidens deponering", "Fremtidens deponeringsstrategier"¹⁹ og "Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald"²⁰.

Undersøgelsens resultater peger ikke entydigt på, om det vil være mere gennemførligt og hensigtsmæssigt at gå efter løsninger, der øger udvaskningen eller metoder, der fremmer udvaskningen. Begge løsninger er teknisk set mulige, men det er på det nuværende grundlag ikke muligt sikkert at fastslå effektiviteten af metoderne. Tidsperspektivet for nedbrydning og udvaskning af PFAS er under almindelige fysisk/kemiske forhold i et deponeringsanlæg formentlig århundreder, og det udfordrer udvaskningsstrategiens hensigt. Som tidligere nævnt

¹⁹ <https://deponet.dk/project/landfill-mining-af-blandet-affald-2-2-3/>

²⁰ <https://mst.dk/erhverv/groen-produktion-og-affald/affald-og-genanvendelse/deponering/metodik-til-stedsspecifik-risikovurdering-ved-deponering-af-affald>

er en konsekvens af brug af metoder til reduceret udvaskning at nedjustere ambitionen om "ikke at efterlade forurening til kommende generationer", men at efterlade forureningen velindkapslet/velisoleret fra indtrængende vand og/eller effektivt immobiliseret og med en klar og i videst mulige omfang finansieret plan for vedligeholdelse af enheden og udvikling af eventuelle fremtidige tiltag over en ukendt lang tidsperiode.

Et led i den indledende afklaring kunne være at udarbejde en analyse af de virksomhedsøkonomiske og samfundsøkonomiske konsekvenser af de to strategier:

- Øget udvaskning med resulterende øget behov for rensning af perkolat og en mulig afkortning af efterbehandlingstiden.
- Reduceret udvaskning med brug af impermeabel/semipermeabel afdækning, som vil mindske behovet for rensning af perkolat men betyde, at der vil være et behov for monitorering og vedligeholdelse af afdækning langt ud i fremtiden.

En analyse på det foreliggende grundlag vil ikke i sig selv kunne afgøre, hvilken strategi der vil være mest hensigtsmæssigt, men vil kunne bruges til at beslutte, i hvilken retning forsknings- og udviklingsprojekter kan rettes.

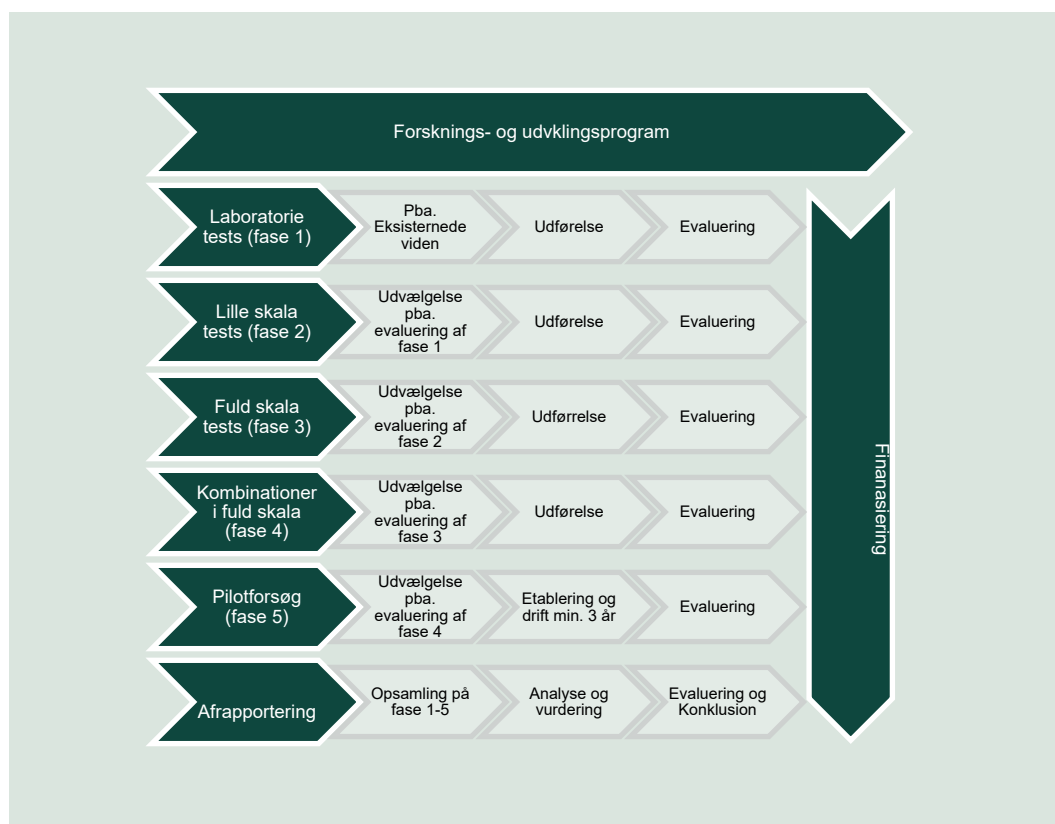
Sideløbende kunne det for impermeabel/semipermeabel slutafdækning være relevant at indsamle yderligere oplysninger fra vore nabolande vedrørende erfaringer med den langsigtede vedligeholdelse af deponeringsanlæg med impermeabel/semipermeabel slutafdækning og de dertil knyttede økonomiske implikationer. Der er i forbindelse med undersøgelsen "Nabotjek i forbindelse med projektet "Anbefalinger til fremtidens deponering" " (Hjelmar og Møller, 2022) indhentet viden om, hvordan celledesign, afdækning og udvaskningsstrategi bedst spiller sammen, men undersøgelsen har ikke omfattet impermeable afdækninger, som ikke var i overensstemmelse med udvaskningsstrategien. Der vil næppe, selv med et flere-årigt udviklingsprogram, komme en endelig afklaring af den langsigtede effekt af impermeabel/semipermeabel afdækning på udledning af PFAS, men de økonomiske konsekvenser ville kunne afklares med opstilling af forskellige scenarier.

I et samfundsøkonomisk perspektiv kunne det også være relevant af se på, hvilke tiltag til yderligere rensning på de offentlige renseanlæg der påtænkes, og vurdere om det er den mest hensigtsmæssige løsning at rense helt ned til vandkvalitetskriteriet på deponeringsanlæggene eller om omkostningerne til efterrensning var mere effektivt anvendt på forbedret rensning på de offentlige renseanlæg.

Hvis det vælges at gå efter en løsning med impermeabel/semipermeabel slutafdækning vil der formentlig kun være behov for et forsknings- og udviklingsprogram, for så vidt det vurderes relevant at kombinere med metoder til at hæmme udvaskning med brug af additiver. Den følgende beskrivelse af et sådant program er således primært rettet mod en løsning med øget udvaskning.

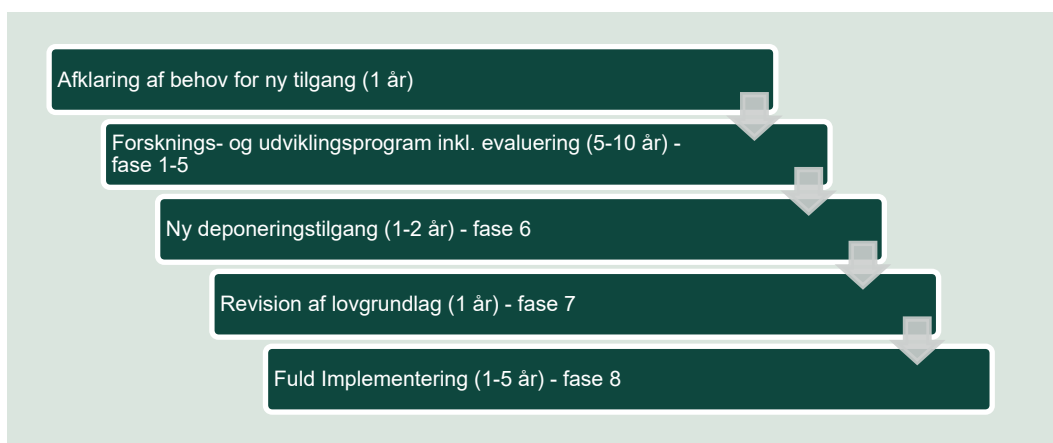
Forsknings- og udviklingsprogram. For de gennemgåede metoder, bortset fra impermeabel/semipermeabel slutafdækning, er der enten meget lidt eller ingen viden om metodernes effekt i forhold til PFAS i dansk deponeringsegnet affald. For disse metoder vil det være nødvendigt at indsamle viden gennem forskning og udvikling på en struktureret måde, som må forventes at skulle foretages i et større program med flere forskellige faser for hver metode. Hver fase vil skulle indeholde en vurdering af effekten og økonomien på baggrund af viden indsamlet i fasen (figur 33). En første fase kunne være på en lille skala og være en laboratorietest af metodens effekt på relevante affaldsfraktioner. En anden fase kunne være en let opskaleret test i et kontrolleret miljø, og en tredje fase kunne være at gennemføre en fuldskalatest på en eller flere hele deponeringsenheder. Perioden af de forskellige faser vil

afhænge af metoden, men det bør forventes, at et sådant program vil kræve mange år at gennemføre med en sikker finansiering. Det vil muligvis være mest hensigtsmæssigt, at der arbejdes med kombinationer af metoder, da den mest effektive løsning for både reduceret udvaskning og øget udvaskning på nuværende tidspunkt må forventes at bero på en kombination af flere metoder. Resultaterne af nærværende undersøgelse indikerer, at der vil kunne være et stort potentiale for en synergieffekt, hvis der vælges en kombination af flere metoder, men det må også forventes, at udgifterne herved stiger. Den rette kombination for en given affaldsfraktion bør belyses som en del af forsknings- og udviklingsprogrammet. Afsluttende vil det være en mulighed at gennemføre et pilotprogram, hvor udvalgte deponeringsanlæg og/eller enheder gennemfører en fuld implementering. Herfra vil det være muligt at opnå kritisk viden om, hvordan metoderne fungerer i samspil med de grundlæggende forudsætninger, som findes for driften af et deponeringsanlæg. Perioden her er sat til min. 3 år, da det vurderes nødvendigt at have et solidt vidensgrundlag, når beslutningens økonomiske betydning tages i betragtning.



FIGUR 34 Oplæg til mulig faseinddeling af forsknings- og udviklingsprogram.

Faseinddeling af implementering af evt. ny strategi. Sammensætningen og afviklingen af et sådant projekt kan følge en række forskellige paradigmer og modeller. Nedenfor er der lavet et oplæg til, hvilke elementer som kunne indgå, og i hvilken rækkefølge disse med fordel kunne afvikles. Et sådan set-up bør bero på en selvstændig analyse, og de nævnte tidsestimater er et bud på, hvor lang tid forfatterne vurderer, de nævnte faser vil kunne tage. Som det fremgår af figur 34, må et projekt af dette omfang forventes at tage 10-20 år at gennemføre.



FIGUR 35. Oplæg til mulig faseinddeling af implementeringen af en eventuel ny strategi.

Med en sådan tilgang vil der formodentlig kunne indsamles den faglige, økonomiske, tekniske og praktiske viden mv., samt de data, som er nødvendige for kunne lave en ny deponeringstilgang. Denne vil kunne indeholde en mere dybdegående vurdering af effekten af de enkeltstående metoder, betydningen for efterbehandlingsperioden, betydningen for deponeringstaksten samt de deraf følgende samfundsøkonomiske beregninger. På baggrund af et sådant udviklings- og forskningsprogram vil der være et væsentligt mere kvalificeret grundlag for Miljøstyrelsen til at vurdere, hvordan affaldsfraktioner til deponering i fremtiden bedst håndteres.

Det er centralt at fastslå, at nye håndteringsmetoder ikke kan efterprøves på fuld skala i den fulde tidsperiode, da efterbehandlingstiden for nogle affaldstyper kan være 100+ år. Når pilotforsøg og fuldskalaforsøg over en årrække har vist, at der findes en effekt i samme størrelsesorden som forventet, kan lovgivningen ændres, så dette bliver lovkrav for alle deponeringsenheder i Danmark. Afsluttende skal der laves de nødvendige ændringer i lovgivningen, så de nye metoder er indarbejdet i alt relevant lovgivning, samt at der er fastlagt vilkår for tilsyn og godkendelser af disse nye metoder.

Den enkelte metodes effekt vil afhænge af de stedspecifikke forhold, og jf. den meget begrænsede viden om det deponerede affald, vil denne effekt formodentligt kunne variere en del. Forfatterens erfaringer med Biocoverordningen indikerer, at selv relativt simple biocoveranlæg kan have uforudsete udfordringer, og at økonomien ved etablering kan variere.

Sideløbende bør der afsættes nye midler til forskning og udvikling, så processen ikke stopper, men i stedet fortsættes kontinuerligt. Dette vil skabe et langt bedre grundlag for at finde nye løsninger, da denne viden - og kompetencerne til at anvende den - opbygges langsomt over årtier. Kompetencerne vil blive vedligeholdt hos universiteter og virksomheder, da det vil skabe et marked.

Parallelt med ovenstående arbejde vil der være behov for udvikling af kompetencer og kapaciteter til at håndtere og rense det perkolat, som produceres på danske deponeringsanlæg. Derfor vurderes det relevant at påbegynde etableringen og udviklingen af rensetekniske løsninger til håndtering af perkolat. Dette kan betyde, at omkostningerne til drift af sådanne anlæg over tid vil falde og effektiviteten er øget. Hvis udvaskningsstrategien fastholdes, vil det have en stor værdi om 10-20 år, hvis det på dette tidspunkt kan besluttes at gå med en række mere veludviklede metoder, som tilsammen har til formål at øge udvaskningen mest muligt og sikre, at det udvaskede PFAS bliver destrueret. Det vurderes at være meget sandsynligt, at udgifter til håndtering og rensning af perkolat inden for få år vil være det mest betydende omkostningselement ved drift af deponeringsanlæg i Danmark.

9. Referencer

Abou-Khalil, C., Sarkar, D., Braykaa, P., Boufadel, M.C. (2022). Mobilization of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in soils: A Review. *Current Pollution Reports* (2022) 8: 422–444.

Ahrens, L., Shoeib, M., Harner, T., Lee, S.C., Guo, R., Reiner, E.J. (2009). Wastewater treatment plant and landfills as sources of perfluoroalkyl compounds to the atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 45: 8098-8105.

Allred, B.M., Lang, J.R., Barlaz, M.A., Field, J.A. (2015). Physical and biological release of poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) from municipal solid waste in anaerobic model landfill reactors. *Environ Sci Technol*, 49(13): 7648-7656.

American Chemistry Council (2024). C6 Fluorotelomer Chemistry. Website of American Chemistry Council.

Bamdad, H., Papari, S., Moreside, E., Berruti, F. (2022). High-temperature pyrolysis for elimination of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from biosolids. *Processes* 2022, 10(11): 2187.

Barr Engineering (2023). Evaluation of current alternatives and estimated cost curves for PFAS removal and destruction from municipal wastewater, biosolids, landfill leachate, and compost contact water. Barr Engineering for Minnesota Pollution Control Agency.

Barth, E., McKernan, J., Bless, D., Dasu, K. (2021). Investigation of an immobilization process for PFAS contaminated soils. *J. Environ. Manag.*, 296: 113069.

Baun, A., Bjerg, P.L., Jensen, J. et al. (2023). Begrænsning af menneskers og miljøets eksponering for PFAS i Danmark – Del 1: Identifikation af videnshuller. Rapport fra Videnstaskforce for PFAS-forurening.

Bennedsen, L., Harrekilde, D., Laursen, M.R., Hansen, H. (2017). Nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser. Teknologiuudviklingsprojekt. Miljøprojekt nr. 1933. Danish Environmental Protection Agency.

Benskin, J.P., Li, B., Ikonomou, M.G. et al. (2012). Per- and polyfluoroalkyl substances in landfill leachate: patterns, time trends, and sources. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 11532–11540.

Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Jogsten, I.E. (2019). Ultra-Short-Chain perfluoroalkyl acids including trifluoromethane sulfonic acid in water connected to known and suspected point sources in Sweden. *Environ Sci Technol* 53 (19), 11093-11101.

Boodoo, F. (2018). Process design of PFOA and PFOS Removal with Purolite PFA694E Single Use Ionexchange resin. Purolite Publication, February 14, 2028.

Bossi, R. (2024). Målinger af PFAS i luft og nedbør. Teknisk rapport nr. 313. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. -

Buck, R.C., Korzeniowski, S.H., Laganis, E., Adamsky, F. (2021). Identification and classification of commercially relevant per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS). *Integr Environ Assess Manag.* 17(5):1045-1055.

Bui, T.R., Zuverza-Mena, N., Dimkpa, C.O., et al. (2024). PFAS remediation in soil: An evaluation of carbon-based materials for contaminant sequestration. *Environ Pollut.*, 1:344: 123335.

Bulson, E.E. Remucal, C.K., Hicks, A.L. (2023). End-of-life circulation of PFAS in metal recycling streams: A sustainability-focused review. *Resources, Conservation and Recycling* 194, 106978.

Burns, D.J., Hinrichsen, H., Stevenson, P and Murphy, P.J.C (2022). Commercial-scale remediation of per- and polyfluoroalkyl substances from landfill leachate catchment using Surface-Active Foam Fractionating (SAFF). *Remediation* 2022, 1-12. Wiley online library.

Cai, W., Navarro, D.A., Du, J. et al. (2022). Increasing ionic strength and valency of cations enhance sorption through hydrophobic interactions of PFAS with soil surfaces. *Sci Total Environ.* 15;817:152975.

Cai, Z. (2021). PFAS og perkolatrensning. Præsentation på Deponet møde, 27.09.2021.

Capozzi, S.L., Leang, A.L., Rodenburg, L.A., et al. (2023). PFAS in municipal landfill leachate: occurrence, transformation, and sources. *Chemosphere*, 334: 138924.

Carey, G.R., Hakimabadi, S.G., Mantake Singh, M. et al. (2022). Longevity of colloidal activated carbon for in situ PFAS remediation at AFFF-contaminated airport sites. *Remediation Journal* 33 (1):3-23.

Carl Bro A/S (2002). Etablering af praktisk anvendelige procedurer for accept af affald på deponeringsanlæg. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 11, 2002. Miljøstyrelsen.

Chen, Y., Zhang, H., Liu, Y., et al. (2023). Evaluation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in leachate, gas condensate, stormwater and groundwater at landfills. *Chemosphere*. 318: 137903.

Chiang, D., Huang, Q, Liang, S. (2021). An electrocoagulation and electrooxidation treatment train to degrade perfluoroalkyl substances and other persistent organic contaminants in groundwater. SERDP Project ER18-1278.

Clausen., R.J., Kalvig, P. (2020). Muligheder og udfordringer for landfill mining i Danmark. MiMa rapport 2020/2. Videncenter for mineralske råstoffer og materialer og GEUS.

Crawford Engineering (2023). Study to assess treatment alternatives for reducing PFAS in leachate from state-owned landfills. Crawford engineering for State of Maine Department of Administrative and Financial Services, Bureau of General Service.

Dau, M. (2016). Rensning af perkolat fra lossepladser med SCWO. MUDP-projekt. 2016. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning.

DECHEMA (2022). Leitfaden zur Behandlung PFAS-haltiger Industriabwässer. DECHEMA, Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. Fachbereich Wassermanagement.

DRH (2023). Statusnotat vedr. håndtering af restprodukter fra de danske Affaldsenergianlægs røggasrensning. Dansk RestproduktHåndtering og Cirkulær.

ECHA (2023a). ANNEX XV Restriction Report. Proposal for a restriction: Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). Including annexes. 22 March 2023. European Chemicals Agency.

ECHA (2023b). Regulatory strategy for flame retardants. European Chemicals Agency.

Envytech (2024). Stabilisering av PFAS-förorenade jordar.

Eschauzier C, Knepper TP. (2013). New and old sources of PFAAs: Characterization and biodegradation of two side-chain fluorinated acryl co-polymers. Marie Curie Initial Training Network. Environmental Chemoinformatics (ECO). Final project report 2013.

ESWI (2011). Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs. (2011). Consortium ESWI for the European Commission.

Evich, M.G., Davis, M.J.B., McCord, J.P., et al. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment. *Science*. 2022 Feb 4;375(6580):eabg9065.

Fredriksson, F., Eriksson, U., Kärrman, A., Yeung, L.W.Y. (2020). A pilot study of the fluorinated ingredient of Scotchgard products and their levels in WWTP sludge and landfill leachate from Sweden. Swedish Environmental Protection Agency.

Fredriksson, F., Kärrman, A., Eriksson, U., Yeung, L.W. (2022). Analysis and characterization of novel fluorinated compounds used in surface treatments products. *Chemosphere*. 302:134720

Geertinger, A. og Jensen, A.A. (2023). Litteraturstudie om PFAS fra affaldsforbrænding. Miljøprojekt nr. 2246, Miljøstyrelsen.

Hamid H., Li L.Y., Grace J.R (2018). Review of the fate and transformation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills. *Environ. Poll.*, 235: 74-84.

Hansen, J.B., Hyks, J., Hjelmar, O. (2011). Deponering af shredderaffald. Undersøgelse af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden. Statusrapport 2010. DHI for Reno Djurs I/S.

Hansen, J.B., Hjelmar, O., Christensen, B.H. (2013). Partnerskab for shredderaffald. Statusrapport efter 1. år. Miljøprojekt nr. 1467. Miljøstyrelsen.

Hansen, J.B., Tage Vikjær Bote, T.V., Hjelmar, O (2022). Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Miljøprojekt nr. 2182. Miljøstyrelsen.

Havelund, S. (2002). Kortlægning af perfluoroktanylsulfonat og lignende stoffer i forbrugerprodukter - fase 2. Miljøprojekt nr. 691. Miljøstyrelsen.

Heyer, K.U., Stegmann, R. (1997). The long-term behaviour of landfills: Results of the joint research project "Landfill Body". Proceedings Sardina 97, Sixth International Landfill Symposium.

Hinrichsen, H (2024). Præsentation af Envytech. Møde i ATV Jord og grundvand. 2024.

Hjelgaard, K.H., Nielsen, O-K. 2023. Danish emission inventories for solid waste disposal on land. Results of inventories up to 2021. Scientific Report No. 569. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.

Hjelmar, O. 1990. *Waste Management & Research* 8, 429-449.

Hjelmar, O. og Rosendal, R. M. (2022). Nabotjek i forbindelse med projektet "Anbefalinger til fremtidens deponering". Miljøprojekt nr. 2201, Miljøstyrelsen.

Hjelmar, O., Rosendal, R.M. (2021). Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald. Håndtering og deponering af blandet affald. Netværk for bæredygtig deponering. Danish Waste Solutions for DepoNet.

Hjelmar, O., Hyks, J., Møller, R.M. (2023a). Øget viden om deponeringsegnet affald. Miljøprojekt nr. 2238. Miljøstyrelsen.

Hjelmar, O., Rosendal, R.M., Hyks, J. (2023b). Reduktion af efterbehandlingstid og miljøbelastning gennem negativlister og selektiv deponering. Danish Waste Solutions for DepoNet.

Hyks, J. og Hjelmar, O. (2023). Forekomst og udvaskning af PFAS i slagge fra affaldsforbrændingsanlæg. Miljøprojekt nr. 2229, Miljøstyrelsen.

Hyks, J. og Hjelmar, O. (2024). Screening af restprodukter fra affaldsforbrænding for indhold og udvaskning af PFAS. Miljøprojekt nr. 2256. Miljøstyrelsen.

Hjelmar, O., Hyks, J. (2025). Miljøfarlige forurenende stoffer i perkolat fra deponeringsanlæg. Miljøprojekt nr. [under udgivelse]. Miljøstyrelsen.

Højriis, S., Christensen, F., Lassen, C. et al. (2023). Fare- og eksponeringsvurdering af produkter til gør-det-selv imprægnering. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter Nr. 193. Miljøstyrelsen

ITRC (2023). Per- and Polyfluoralkyl Substances Team, September 2023. Technical/Regulatory Guidance.

Jensen, A.A., Poulsen, P.B., Bossi, R. (2008). Kortlægning og miljø- og sundhedsmæssig vurdering af fluorforbindelser i imprægnerede produkter og imprægneringsmidler. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, Nr. 99. Miljøstyrelsen.

Kallel, A., Matsuto, T., Tanaka, N. (2003). Determination of oxygen consumption for landfilled municipal solid wastes. *Waste Management & Research*, 21, 346-355

Kjeldsen, P., Scheutz, C. (2015). Håndbog i monitorering af gasemission fra danske affaldsdeponier. Miljøprojekt nr. 1646. Miljøstyrelsen.

Kjeldsen, P., Scheutz, C. (2016). Etablering og monitorering af biocoversystemer på affaldsdeponeringsanlæg. Vidensopsamling. Miljøprojekt nr. 1817. Miljøstyrelsen.

Kjølholt, K., Froskov, L.S., Arnbjerg-Nielsen, K., Holm, A.G. (2021). Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg. NOVANA, Miljøstyrelsen.

Klitgaard, A. (2024). Nyt anlæg i Hjørring fjerner over 95% af PFAS4. Spildevand (1/24), Tidsskrift for Spildevandsteknisk Forening. Nr. 1, 2024, p. 34-35.

Knox, K., Hjelmar, O., Beaven, R.P., Rosendal, R.M. (2018). Recirkulering af perkolat. Vidensopsamling. Danish Waste Solutions og Knox Associates for DepoNet.

Knox, K., Beaven, R. (2017). Landfill aeration: review of technical issues and effectiveness. Paper presented at LANDSS Forum, Open Meeting, Priority Rooms, Birmingham on 30 March 2017.

Koch C, Dundua A, Aragon-Gomez J, et al. (2016). Degradation of polymeric brominated flame retardants: Development of an analytical approach using PolyFR and UV irradiation. *Environ Sci Technol*. 50(23):12912-12920.

Korzeniowsky (2008). Fluorotelomer Products in the Environment – An Update. S. Korzeniowski, E. I. duPont de Nemours & Co., Inc. Presentation 2-5 Juni 2008, Las Vegas, Nevada.

Kumpiene, J. (2023). Behandling av PFAS förorenade massor innan deponering eller återanvändning. Rapport 2023:25. Avfall Sveriges Utvecklingssatsning.

Lang, J.R., Allred, B.M., Field, et al. (2017). National estimate of per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) release to U.S. municipal landfill leachate. *Environ. Sci. Technol*. 51 (4), 2197–2205.

Lang, J.R., Allred, B.M., Peaslee, G.F. et al. (2016). Release of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from carpet and clothing in model anaerobic landfill reactors. *Environ. Sci. Technol*. 2016, 50, 5024–5032.

Lassen, C., Jensen, A.A. Potrykus, A., Christensen, F., Kjølholt, J., Jeppesen, C.N., Mikkelsen S.H., Innanen, S. (2013). Survey of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. Environmental Project No. 1475. Miljøstyrelsen.

Lassen C., Kjølholt J., Mikkelsen S.H., Warming M., Jensen A.A., Bossi R., Nielsen, I.B. (2015). Polyfluoroalkylforbindelser (PFAS) i tekstiler til børn. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 136. Miljøstyrelsen.

Lassen, C., Brinch, A., Jensen, A.A. (2017). Sources of perfluorobutane sulfonic acid (PFBS) in the environment. COWI for Miljødirektoratet i Norge.

Lassen, C., Maag, J., Krag, A., Dau, M.S. (2024). Substance flow analysis of PFASs in Denmark. COWI for Miljøministeriet.

Li, J., Xi, B., Zhu, G. (2023). A critical review of the occurrence, fate and treatment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills. *Env. Res*. 218: 114980.

Lin, A.M., Thompson, J.T., Koelmel, J.P. et al. (2024). Landfill Gas: A major pathway for neutral per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) release. *Env Sci Technol Lett* 11(7).

Lin, H., Lao, J.-Y., Wang, Q., et al. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in the atmosphere of waste management infrastructures: Uncovering secondary fluorotelomer alcohols, particle size distribution, and human inhalation exposure. *Environ. Int*. 167: 107434.

Liu Y, Lin A, Thompson J, et al. (2024). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in construction and demolition debris (CDD): discerning sources and fate during waste management. *J Hazard Mater.*, 472: 134567.

Liu, C.J., Werner, D., Bellaona, C. (2019). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from contaminated groundwater using granular activated carbon: a pilot-scale study with breakthrough modeling. *Environmental Science: Water Research & Technology*. No.11. 2019.

Mai, P., Jungersen, G., Elsgaard, L. et al. (1999). Nedbrydning af miljøfremmede stoffer i biogasreaktorer. Miljøprojekt Nr. 500. Miljøstyrelsen.

Malovanyy, A., Hedman, F., Feldtmann, M.G. (2021). Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar. Rapport B 2412. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Malovanyy, A., Ragn-Sells, F.H., Travar, I., Bival, E. (2023). Rening av PFAS-förorenat lakvatten med jonbytesprocessen_pilotförsök med regenerering. Rapport nr. B 2467. IVL Svenska Miljöinstitutet.

McDonough JT, Anderson RH, Lang JR, et al. (2021). Field-Scale Demonstration of PFAS Leachability Following In Situ Soil Stabilization. *ACS Omega*. 27;7(1):419-429

Meermann, B., von der Au, M., Potrykus, A. et al. (2024). Investigation of the occurrence of PFAS (per- and polyfluorinated alkyl compounds) in waste streams. Bundesanstalt für Materialforschung und- prüfung og Ramboll Deutschland for Umweltbundesamt.

Miljøstyrelsen (2002). Vejledning om overgangsplaner. Udarbejdelse af overgangsplaner for bestående deponeringsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 5 2002.

Miljøstyrelsen (2016). ANNEX XV report. Proposal for a restriction. (3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl)silanetriol and any of its mono-, di- or tri-O-(alkyl) derivatives.

Miljøstyrelsen (2024a). Data modtaget fra Miljøstyrelsen som er bearbejdede af arbejdsgruppen.

Miljøstyrelsen (2024b). Grænseværdier for PFAS i miljøet.
<https://mst.dk/media/3cspqvjh/grænsevaerdier-ved-miljoestyrelsen.pdf>

Miljøstyrelsen (2024c). Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald. Miljøstyrelsens hjemmeside på <https://mst.dk/erhverv/groen-produktion-og-affald/affald-og-genanvendelse/deponering/metodik-til-stedsspecifik-risikovurdering-ved-deponering-af-affald>

Navarro, D.A., Kabiri, S., Ho, J., et al. (2023). Stabilisation of PFAS in soils: Long-term effectiveness of carbon-based soil amendments. *Env. Poll.* 323: 121249.

Nicolajsen, E.E., Tsitonaki, K. (2016). Kortlægning af brancher der anvender PFAS. Miljøprojekt nr. 1905. Miljøstyrelsen.

Nielsen, E.M., H.J. Hansen Genvindingsindustri A/S, Hundebøl, I. et al. (2006). Undersøgelse af mulighederne for termisk oparbejdning af mekanisk separeret shredderaffald. Miljøprojekt nr.1133. Miljøstyrelsen.

Niu, Q, Lin, X., Zheng, X, Wu, Y. (2024). Aerobic or anaerobic? Microbial degradation of per- and polyfluoroalkyl substances: A review. *Jour Haz Mater*, 136173-

OECD (2013). Synthesis paper on per and polyfluorinated chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).

OECD (2018). Toward a New Comprehensive Global Database of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) (EXCEL ark). Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).

OECD (2022a). Synthesis report on understanding side-chain fluorinated polymers and their life cycle. OECD Series on Risk Management, No. 73. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).

OECD (2022b). Per- and polyfluoroalkyl substances and alternatives in coatings, paints and varnishes (CPVs): Report on the commercial availability and current uses. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).

Ottosen, A.R. (2024). Rensning af PFAS – skal det ske hos Vandselskab Syd eller hos Odense renovation. VUDP-projekt. Deponet møde, 02.09.2024.

Ottosen, A.R., Harrekilde, D. (2024). VUDP-projekt. Rensning af PFAS – skal det ske på VandCenter Syd eller hos Odense Renovation? Workshop hos Miljøstyrelsen den 7. november 2024.

Pan, G., Chengxia Jia, C., , Dongye Zhao, D. et al. (2009). Effect of cationic and anionic surfactants on the sorption and desorption of perfluorooctanesulfonate (PFOS) on natural sediments. *Environ. Poll.* 157: 325-330.

Paul, A.G., Jones, K.C., Sweetman, A.J. (2009). A first global production, emission, and environmental inventory for perfluorooctane sulfonate. *Environ Sci Technol*, 43(2):386-92.

Pettersson, M, Ericson Jogsten I, van Hees P, et al. (2024). Sampling of per- and polyfluoroalkyl substances in drainage water from a waste management facility. *Chemosphere*, 364:143031.

Poulsen, P.B., Stranddorf, H.K., Rasmussen, J.O., Hjuler, K. (2002). Vurdering af malings miljøbelastning i anvendelsesfasen. Miljøprojekt nr. 662. Miljøstyrelsen.

Prado, P.L.B., Scheutz, C., Jensen, N.S., Fjelsted, L., Larsen, J.E., Christensen, A.G., Møller, R.R., Kjeldsen, P. (2023). Landfill aeration as a technology to reduce the length of the aftercare period at AV Miljø Landfill, Denmark – results of an initial pilot-scale aeration test. Proceedings Sardinia 2023, 19th International Symposium on Waste Management and Sustainable Landfilling, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 9-13 October 2023. CISA Publisher.

Rambøll og Fraunhofer (2021). Environmental pollutants in post-consumer plastics. Rambøll og Fraunhofer for Norwegian Environment Agency.

Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (2022). Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser. Rambøll og NIRAS for Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer.

Ritzkowski, M., Heyer, K.-U., Stegmann, R. (2006). Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. *Waste Management* 26 , 356-372.

Ritzkowski, M., Kucha, K., Stegmann, R., Walker, B. (2019). Opportunities and challenges of full-scale landfill aeration. Proceedings Sardinia 2019, 17th International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 30 September to 4 October 2019. CISA Publisher.

Reno Djurs. (2024) Interviews med Steen Stentsøe og Peter Lindequist Madsen, Reno Djurs, september 2024.

Riegel, M., Egner, S. and Sacher, F. (2020). Review of Water treatment systems for PFAS removal. Concawe Report no. 14, 2020.

Riger-Kusk, O., Fjelsted, L., Larsen, J.E., Juhl, H.W. (2023). Levetidsforlængelse af miljøbeskyttende systemer på deponeringsenheder. Miljøprojekt nr. 2222. Miljøstyrelsen.

Saha B, Ateia M, Tolaymat T (2024). The unique distribution pattern of PFAS in landfill organics. *J Hazard Mater.* 479: 135678.

Sleep and Juhasz, 2021

Smallwood, T.J, Robey, N.M., Liu, Y., et al. (2023). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) distribution in landfill gas collection systems: leachate and gas condensate partitioning. *J Hazard Mater*, 448: 130926.

Smith, S.J. (2020). PFAS Removal from leachate water using electrocoagulation. Master Thesis, TU Delft.

Smith, S.J., Lauria, M., Ahrens, L., et al. (2023). Electrochemical oxidation for treatment of PFAS in contaminated water and fractionated foam – a pilot scale study. *ACS EST Water*, 3,4: 1201-1211.

Stentsøe, S., Jensen, L.G. (2022). Konsekvenser af forlængelse af efterbehandlingsperioden på deponeringsanlæg. Miljøprojekt nr. 2171. Miljøstyrelsen.

Söregård, M., Kleja, D.B., Ahrens, L. (2019). Stabilization and solidification remediation of soil contaminated with poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs). *J Hazard Mater.* 367:639-646.

Söregård, M., Östblom, E., Köhler, S., Ahrens, L. (2020a). Adsorption behavior of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) to 44 inorganic and organic sorbents and use of dyes as proxies for PFAS sorption. *Jour. Env. Chem. Eng.*, 8: 103744.

Söregård, M., Lindh, A-S., and Ahrens, L. (2020b). Thermal desorption as a high removal remediation technique for soils contaminated with per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *PLoS One*; 15(6): e0234476.

Steinhilber, D. (2021). Role of Ion Exchange in PFAS Remediation – Key Parameters for Design and operation. Lanxess publication, October 2021.

Strandberg, J., Awad, R., Bolinius, D.M., et al. (2021). PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants - A systematic investigation. IVL in cooperation with Avfall Sverige.

Tang, J., Zhang, Y., Zha, Y., Li, X. (2017). Oxalate enhances desorption of perfluorooctanesulfonate from soils and sediments. *Water Air Soil pollut.* 228(12): 1-11.

Teknologisk Institut (2024). Akut brug for viden om PFAS i byggematerialer. Teknologisk Instituts hjemmeside.

Thoma, E.D., Wright, R.S., Goerge, I., et al. (2022). Pyrolysis processing of PFAS-impacted biosolids, a pilot study. *Chemosphere*, 4, 309-318.

Thomsen, C.N., Midtby, R.G., Qvist, S. (2024). Undersøgelse af PFAS i byggeaffald. Miljøprojekt nr. 2261, Miljøstyrelsen.

Titaley, I.A., De la Cruz, F.B., Barlaz, M.A., Field, J.A. (2023). Neutral per- and polyfluoroalkyl substances in in situ landfill gas by thermal desorption-gas chromatography-mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol. Lett.*; 10, 214–221.

Tolaymat, T., Robey, N., Krause, M., et al. (2023). A critical review of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) landfill disposal in the United States. *Sci. Total Environ.* 905: 167185.

Trabesi, I., Matsuto, T., Tanaka, N. (1999). Physico-chemical characteristics and stabilization of about 23 years old landfilled municipal solid waste. *Environ Eng Res*, 36, 403–411.

Trier, X., Taxvig, C., Rosenmai A.K.; Pedersen, G.A. (2017). PFAS in paper and board for food contact. Options for risk management of poly- and perfluorinated substances. TemaNord 2017:573. Nordic Council of Ministers.

Tsitonaki, K., Jepsen, T.S., Larsen, T.H. (2014) Screeningsundersøgelse af udvalgte PFAS-forbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder. Miljøprojekt nr. 1600. Miljøstyrelsen.

UNEP (2016). Pentadecafluorooctanoic acid (CAS No: 335-67-1, PFOA, perfluorooctanoic acid), its salts and PFOA-related compounds. United Nations Environment Programme.

US EPA (2024). Interim guidance on the destruction and disposal of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances and materials containing perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances — Version 2 (2024). Interim guidance for public comment, April 8, 2024. US Environmental Protection Agency.

Viegand Maagøe (2023). Beate 2021. Benchmarking af affaldssektoren. Viegand Maagøe for the Danish Energy Agency.

Viegand Maagøe (2024). Beate 2022. Analyse. Viegand Maagøe for Forsyningstilsynet.

Wang, N., Liu, J., Buck, R.C., Korzeniowski, S.H. et al. (2011). 6:2 fluorotelomer sulfonate aerobic biotransformation in activated sludge of waste water treatment plants. *Chemosphere*, 82(6):853-858.

Washington, J.W., Jenkins, T.M. (2015b). Abiotic hydrolysis of fluorotelomer-based polymers as a source of perfluorocarboxylates at the global scale. *Environ Sci Technol.* 49(24):14129-35

Washington, J.W., Jenkins, T.M., Rankin, K., Naile J.E. (2015a). Decades-scale degradation of commercial, side-chain, fluorotelomer-based polymers in soils and water. *Environ Sci Technol.* 2015 Jan 20;49(2):915-923.

Weinberg, I., Dreyer, A., Ebinghaus, R. (2011). Landfills as sources of polyfluorinated compounds, polybrominated diphenyl ethers and musk fragrances to ambient air. *Atmos. Environ.* 45: 935-941.

Whitehead, H.D., Peaslee, G.F. (2023). Directly fluorinated containers as source of perfluoroalkyl carboxylic acids. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 10, 4, 350-355.

Yanagida, A., 2020. Using electrocoagulation to remove perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from contaminated water. Poster presentation, UCARE Research Fair, Spring 2020, University of Nebraska-Lincoln

Bilag 1. Forkortelser anvendt i rapporten

Forkortelser for PFAS-forbindelser og grupper af PFAS fremgår af Bilag 2

AOP	Avanceret kemisk oxidation
BEK	Bekendtgørelse
BI ₅	Biologisk iltforbrug over 5 døgn
BTEXN	Benzen, toluen, ethylbenzen, xylener, naphtalen
BV	Bed volume
CAS	Chemical Abstract Service
CIC	Forbrændings-ion-kromatografi
COD	Chemical oxygen demand – mål for organisk kulstof
DOC	Opløst organisk kulstof
EAK	Europæisk affaldskatalog
ECHA	Det Europæiske Kemikalieagentur
EOF	Ekstraherbar organisk fluor
EØS	Europæiske økonomiske samarbejde
GAC	Granulært aktivt kul
HRMS	Høj-opløsnings-massespektrometri
K _{OC}	Fordelelingskoefficient mellem organisk stof og vand
LAC/CAC	Flydende/kolloidalt aktivt kul
LCD	Liquid crystal display
LC-MS/MS	Væskkekromatografi-massespektrometri/massespektrometri
LED	Light emitting diode
LOQ	Kvantifikationsgrænse
LOR	Rapporteringsgrænse
L/S	Væske/faststof
MBNDK	Renseanlæg med mekanisk rensning, biologisk rensning for organisk stof og kvælstof samt kemisk rensning for fosfor.
ML	Maximum Likelihood
NF	Nanofiltrering
NVOC	Ikke-flygtigt organisk kulstof
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
PAC	Pulveriseret aktivt kul
PAH	Polyaromatiske hydrocarboner
PCB	Polychlorerede biphenyler
PE	Polyethylen
pH	Logaritmen til brintionkoncentrationen
pKa	Syre-dissociationskonstanten
PVC	Polyvinylchlorid
REACH	EU's kemikalieforordning
RO	Omvendt osmose

RPF	Relativ potens faktor
S/S	Solidifikation/stabilisering
SCWO	Superkritisk vandoxidation
TOC	Totalt organisk kulstof
TOF	Total organisk fluor
TOP	Total oxiderbare perfluoralkyl forstadier
US EPA	United States Environmental Protection Agency

Bilag 2. Forkortelser på PFAS anvendt i rapporten

Anvendte forkortelser for grupper af PFAS, enkeltstoffer og fluorpolymerer er angivet i de følgende tabeller.

TABEL 27. Anvendt forkortelser for grupper af PFAS

Forkortelsen	Kemisk navn
n:2/n:2 diPAP	n:2/n:2 Polyfluoralkyl-fosforsyre-diestre
8:2/8:2 diPAP	8:2/8:2 Polyfluoralkyl-fosforsyre-diestre
N:2 FTAC	n:2 Fluortelomer-acrylater
n:2 FTOH	n:2 Fluortelomer-alkoholer
n:2 FTSA	n:2 Fluortelomer-sulfonsyrer
n:2 FTCA	n:2 Fluortelomer-carboxylsyrer
n:3 FTCA	n:3 Fluortelomer-carboxylsyrer
FASA	Perfluoralkan-sulfonamider
FASE	Perfluoralkan-sulfonamidethanoler
FOSA	Perfluorooctan-sulfonamidethanoler
FTMAC	Fluortelomer-methylacrylater
FTO	Fluortelomer-olefiner
PFAS	Per- og polyfluoralkyl-stoffer
PFSA	Perfluoralkan-sulfonsyrer
PASF	Perfluoralkan-sulfonyl-fluorider
PFCA	Perfluoralkyl-carboxylsyrer
PFECA	Perfluoralkyl-ether-carboxylsyrer
PFAA	Perfluoralkylsyrer (f.eks. PFCA's og PFSA's)
PFPIA	Perfluoralkylfosfinsyrer
SAmPAPS	(N-ethyl-perfluor-octanesulfonamido) ethanol-baserede fosfat-estre
sFTOH	Sekundære fluortelomer-alkoholer

TABEL 28. Liste over forkortelser for specifikke ikke-polymere PFAS omtalt i rapporten

Forkortelse	Kemisk navn	CAS Nr	Kædelængde	Gruppenavn	Gruppe forkortelse
3:3 FTCA	3:3 Fluortelomer-carboxylsyre	356-02-5	C3	n:3 Fluortelomer-carboxylsyrer	n:3 FTCA
5:3 FTCA	5:3 Fluortelomer-carboxylsyre	914637-49-3	C5	n:3 Fluortelomer-carboxylsyrer	n:3 FTCA

7:3 FTCA	7:3 Fluortelomer-carboxylsyre	812-70-4	C7	n:3 Fluortelomer-carboxylsyrer	n:3 FTCA
6:2 FTAC	6:2 Fluortelomer-acrylate	17527-29-6	C6	n:2 Fluortelomer-acrylater	N:2 FTAC
6:2 FTOH	6:2 Fluortelomer-alkohol	647-42-7	C6	n:2 Fluortelomer-alkoholer	n:2 FTOH
8:2 FTOH	8:2 Fluortelomer-alkohol	678-39-7	C8	n:2 Fluortelomer-alkoholer	n:2 FTOH
10:2 FTOH	10:2 Fluortelomer-alkohol	678-39-8	C10	n:2 Fluortelomer-alkoholer	n:2 FTOH
6:2 FTS	6:2 Fluortelomer-sulfonat	27619-94-9	C6	n:2 Fluortelomer sulfonsyrer	n:2 FTSA
6:6 PFPiA	Bis(perfluorhexyl-fosfinsyre)	40143-77-9	C6	Perfluoralkyl-fosfinsyrer	PFPiA
6:2 diPAP	6:2 Polyfluoralkyl-fosfat-diester	57677-95-9	C6	Polyfluoralkyl-fosforsyre-diestre	diPAP
8:2 diPAP	8:2 Polyfluoralkyl-fosfat-diester	678-41-1	C8	Polyfluoralkyl-fosforsyre-diestre	diPAP
10:2 monoPAP	10:2 fluortelomer-fosfatmonoester	57678-05-4	C10	Polyfluoralkyl-fosforsyre-monoestre	monPAP
ADONA	4,8-dioxa-3H-perfluornonansyre	958445-44-8	C3	Perfluorether-carboxylsyre	PFECA
C6O4	Ammonium 2,2-difluor-2- [[2,2,4,5-tetrafluor-5- (trifluormethoxy)-1,3-dioxolan-4- yl]oxy]acetat	1190931-27-1	C1	Perfluorether-carboxylsyre	PFECA
EtFOSE	Ethyl perfluoroktansulfonamidoethanol	1691-99-2	C8	N-ethyl-perfluoralkan-sulfonamidoethanoler	EtFASAE
HFPO-DA (GenX)	Ammonium 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propanoat	62037-80-3 / 13252-13-6	C6	Perfluorether-carboxylsyre	PFECA
MeFOSA	N-methyl perfluoroktansulfonamid	31506-32-8	C8	N-methyl perfluoralkan-sulfonamido-eddikesyre og salte	MeFASAA
MeFOSAA	N-methyl-perfluoroktansulfonamido-eddikesyre	2355-31-9	C8	N-methyl perfluoralkan-sulfonamido-eddikesyre og salte	MeFASAA
EtFOSAA	N-ethyl perfluoroktansulfonamidoacetic acid	2991-50-6	C8	N-ethyl perfluoralkan-sulfonamido-eddikesyre og salte	MeFASAA
MeFOSE	N-methyl perfluoroktansulfonamidoethanol	24448-09-7	C8	Perfluoroktansulfonamider	FOSE
MePFBS	Methyl-perfluorbutylsulphonamid	68298-12-4	C4	Methyl-perfluorbutylsulphonamider	-
PFECHS	Kalium-perfluor-4-ethylcyclohexansulfonsyre	335-24-0	C8	-	-
PFOSA	Perfluoroktansulfonamid	754-91-6	C8	Perfluoralkan-sulfonamider	FASA
PFDODA	Perfluordodecansyre	307-55-1	C14	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFPrA	Perfluorpropansyre	422-64-0	C3	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFBA	Perfluorbutansyre	375-22-4	C4	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFBS	Perfluorbutansulfonsyre	375-73-5	C4	Perfluoralkan-sulfonsyrer	PFSA
PFDA	Perfluordecansyre	335-76-2	C10	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFDODA	Perfluordodecansyre	307-55-1	C12	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFDOS	Perfluordodecan-sulfonsyre	79780-39-5	C12	Perfluoralkan-sulfonsyrer	PFSA
PFDS	Perfluordecan-sulfonsyre	335-77-3	C10	Perfluoralkan-sulfonsyrer	PFSA
PFHpA	Perfluorheptansyre	375-85-9	C7	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFHpS	Perfluorheptansulfonsyre	375-92-8	C7	Perfluoralkan-sulfonsyrer	PFSA

PFHxA	Perfluorhexansyre	307-24-4	C6	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyre	355-46-4	C6	Perfluoralkan-sulfonsyre	PFSA
PFNA	Perfluornonansyre	375-95-1	C9	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFNS	Perfluornonan-sulfonsyre	68259-12-1	C9	Perfluoralkan-sulfonsyre	PFSA
PFOA	Perfluoroktansyre	335-67-1	C8	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFOS	Perfluoroktan-sulfonsyre	1763-23-1	C8	Perfluoralkan-sulfonsyre	PFSA
PFOSA	Perfluoroktan-sulfonamid	754-91-6	C8	Perfluoralkan-sulfonsyre	FASA
PFEtS	Perfluorethan-sulfonsyre	354-88-1	C2	Perfluoralkan-sulfonsyre	PFSA
PFHxDA	Perfluorhexadecansyre	67905-19-5	C16	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFOPA	Perfluoroktylfosfonsyre	40143-78-0	C8	Perfluoralkyl-fosfonsyre	PFPA
PFODA	Perfluoroktadecansyre	16517-11-6	C18	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFPrS	Perfluorpropansulfonsyre	423-41-6	C3	Perfluoralkan-sulfonsyre	PFSA
PFPeS	Perfluorpentan-sulfonsyre	2706-91-4	C5	Perfluoralkan-sulfonsyre	FASA
PFPeA	Perfluorpentansyre	2706-90-3	C5	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PTFEDA	Perfluortetradecansyre	376-06-7	C13	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFTTrDA	Pentacosafuortridecansyre	72629-94-8	C13	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFTTrS	Perfluortridecan-sulfonsyre	27619-97-2	C13	Perfluoralkan-sulfonsyre	PFSA
PFUnDA	Perfluorundecansyre	4234-23-5	C11	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
PFUnDS	Perfluorundecan-sulfonsyre	749786-16-1	C11	Perfluoralkan-sulfonsyre	PFSA
POSF	Perfluoroktan-sulfonyl-fluorid	307-35-7	C8	Perfluoralkan-sulfonylfluorider	PASF
TFA	Trifluoreddikesyre	76-05-1	C2	Perfluoralkyl-carboxylsyre	PFCA
TFMS	Trifluormethan-sulfonsyre	1493-13-6	C1	Perfluoralkan-sulfonsyre	PFSA

TABEL 29. Liste over fluorpolymerer omtalt i rapporten

FEP	Fluoreret ethylen-propylen
PFPE	Perfluorpolyethere
FKM	Fluorelastomer
PTFE	Polytetrafluorethylen
PVDF	Polyvinylidenfluorid

Bilag 3. EAK-koder og positivlister

Når deponeringseget affald anvises til et deponeringsanlæg af affaldsmyndigheden, foretages denne anvisning på baggrund af **EAK-koder**. Alle affaldstyper har i princippet en sekscifret kode i Det Europæiske Affaldskatalog, som bl.a. kan ses i affaldsbekendtgørelsen. De første to cifre angiver affaldets oprindelse i form af én af i alt 20 overordnede brancher eller aktivitetsområder (f.eks. **10**: Affald fra termiske processer), mens de næste to cifre (f.eks. **10 10**: Affald fra jernstøberier) yderligere specificerer underinddelinger af det branche- eller aktivitetsområde, hvorfra affaldet stammer. De sidste to cifre (f.eks. **10 10 03**: Ovnslagge)

angiver typen eller karakteren af affaldet mere specifikt. Der er dog tale om en ret overordnet, næsten generisk, inddeling af affaldet, som ikke nærmere angiver dets sammensætning eller udvaskningsegenskaber. EAK-koderne er således ikke opstillet med det formål at give et detaljeret billede af det affald, som tilføres deponeringsanlæggene, men er desuagtet valgt til formålet. Affald, der i udgangspunktet klassificeres som farligt affald, markeres i Affaldskataloget med fed skrift eller med en asterisk, mens de øvrige affaldsindgange i princippet repræsenterer ikke-farligt affald. Affaldstyper, som kan forekomme både som farligt eller ikke-farligt affald, angives som såkaldte dobbelt- eller spejlindgange på listen og skal klassificeres efter nærmere angivne regler (Affaldsbekendtgørelsen og Rådets Forordning (EU) 2017/997).

Ved ankomsten til et deponeringsanlæg vil et læs affald typisk blive modtaget på vægten, hvor der foretages en visuel kontrol af, om affaldet svarer til beskrivelsen af det anviste affald og til den medfølgende deklaration. Er dette tilfældet, vil affaldet blive anvist til den deponeringsenhed på anlægget, som er godkendt til den pågældende EAK-kode og tilhørende affaldsklasse.

Den branche- og aktivitetsbaserede fastlæggelse af EAK-koderne betyder blandt andet, at en række affaldstyper, som umiddelbart ligner hinanden (for eksempel slam, støv, aske), men som stammer fra forskellige brancher og processer, kan have fuldstændigt forskellige sammensætning, egenskaber og klassificering. Hvis oplysninger om deres oprindelse er gået tabt eller ikke eksisterer, er risikoen for, at de bliver tildelt forkerte EAK-koder og fejlklassificeret og fejllallokeret til forkerte deponeringsenheder, betydelig. Dette er ikke mindst problematisk, når der ankommer et læs blandet affald til et deponeringsanlæg. Sådanne læs kan indeholde en lang række forskellige affaldstyper, som er sammenblandet, og som repræsenterer adskillige forskellige affaldstyper. Da hvert læs affald under indvejningen registreres under én EAK-kode, f.eks. 19 02 03 (**19**: *Affald fra affaldsbehandlingsanlæg, spildevandsrensingsanlæg uden for produktionsstedet samt fra fremstilling af drikkevand eller vand til industrielt brug*, **19 02**: *Affald fra fysisk/kemisk behandling af affald (herunder fjernelse af krom eller cyanid samt neutralisering*, **19 02 03**: *Forblandet affald, som udelukkende består af ikke-farligt affald*)), er det ofte helt umuligt ud fra registreringen at vide, hvad der egentlig er blevet deponeret og hvilke stofindhold og egenskaber, det har. At affald klassificeret med EAK-koden 19 02 03 i en undersøgelse af tilførslen af blandet affald til deponeringsenheder for blandet affald på 7 deponeringsanlæg i 2020 udgjorde næsten 13% af de samlede tilførte affaldsmængder illustrerer, hvor problematisk det er 1) at operere med affaldsklassen "blandet affald", 2) at registrere affaldet med uspecifikke EAK-koder, og 3) at tilføre og registrere affaldet som blandede læs, hvis man ønsker at forstå og eventuelt påvirke de processer, som foregår i affaldet efter deponering (Hjelmar *et al.*, 2023b).

Alle deponeringsanlæg har en **positivliste** for hver enhedsklasse, som afgør hvilke EAK-koder, som må modtages på en given enhed. Denne positivliste skal godkendes af tilsynsmyndigheden og kan ændres på baggrund af ansøgning herom. Da EAK-koderne, som nævnt ovenfor, ikke indeholder oplysninger om affaldets sammensætning og egenskaber, vil en EAK-kode på positivlisterne i nogle tilfælde være suppleret med en yderligere beskrivelse af det affald, den dækker, i nogle tilfælde med henvisning til en bestemt virksomhed. På nogle deponeringsanlæg vil man således kunne finde samme EAK-kode på positivlisterne for både mineralsk og blandet affald.

På grundlag af den ovennævnte undersøgelse af fordelingen af deponerede affaldsmængder i 2020 på EAK-koder er der i tabel 30 opstillet en oversigt over fordelingen på de 20 hovedgrupper (de to første cifre i EAK-koderne) i Affaldslisten.

TABEL 30. Oversigt over deponerede mængder af blandet affald i 2020 på 7 danske affaldsdeponeringsanlæg fordelt på hovedgrupperne i det Europæiske Affaldskatalog (Hjelmar *et al.*, 2023).

EAK-hovedgruppe	Beskrivelser af hovedgrupper i det Europæiske Affaldskatalog (EAK)	Affaldsmængder i 2020 (tons)	Andel af total (%)
01	Affald fra efterforskning, minedrift, brydning og fysisk og kemisk behandling af mineraler	246	0,2
03	Forarbejdning af træ og papir	6	0,004
06	Affald fra uorganisk-kemiske processer	36	0,02
07	Affald fra organisk-kemiske processer	10	0,006
10	Affald fra termiske processer	1.496	1,0
12	Affald fra formning, tildannelse samt fysisk og mekanisk overfladebearbejdning af metal og plast	1.133	0,8
15	Emballage, absorptionsmidler, filtermaterialer og beskyttelsesdragter, ikke andetsteds specificeret	188	0,1
16	Affald ikke specificeret andetsteds i listen	255	0,2
17	Bygnings- og nedrivningsaffald, herunder opgravet jord fra forurenede grunde	96.243	64
19	Affald fra affaldsbehandlingsanlæg, spildevandsrensningsanlæg uden for produktionsstedet samt fra fremstilling af drikkevand eller vand til industrielt brug	33.561	22
20	Husholdningsaffald og lignende handels-, industri- og institutionsaffald, herunder separat indsamlede fraktioner	16.932	11
	I alt	150.099	100

Der var ikke deponeret blandet affald under EAK-koder fra hovedgrupperne 02 (Affald fra gartneri, landbrug mv.), 04 (Affald fra læder-, pels- og tekstilindustrien), 05 (Affald fra olieraffinering, rensning af naturgas og pyrolyse af kul), 08 (Affald fra fremstilling, formulering, distribution og brug af maling og lak mv.), 09 (Affald fra den fotografiske industri), 11 (Affald fra kemisk overfladebehandling og belægning med jern, metal og andre materialer mv.), 13 (Olieaffald og affald fra flydende brændstoffer mv.), 14 (Kasserede organiske opløsningsmidler, kølemidler og drivmidler) og 18 (Affald fra læge- eller dyrlægepraksis og/eller tilknyttede forskningsaktiviteter). Som det fremgår, domineres affaldsmængden til enhederne for blandet affald af affald registreret under de tre hovedgrupper, 17, 19 og 20, som udgør 98% af det deponerede affald. Alene affald under hovedgruppe 17 (Bygnings- og nedrivningsaffald) udgør 64% af de deponerede affaldsmængder.

I tabel 31 ses de deponerede mængder og de seksificerede EAK-koder for de 12 største affaldsstrømme, som indgår i hovedgrupperne i tabel 30.

TABEL 32. Oversigt over 12 største affaldsstrømme tilført enheder for blandet affald på syv deponeringsanlæg i 2020 fordelt på EAK-koder på positivlisterne (Hjelmar *et al.*, 2023).

EAK-kode	Beskrivelse af affald	Affaldsmængde per kode (tons)	% af total
170904	Blandet bygge- og nedrivningsaffald, ikke 170901, 170902, 170903	40.941	27,3
170605	Asbestholdige byggematerialer	30.176	20,1
190203	Forblandet affald, som udelukkende består af ikke-farligt affald	18.917	12,6
191212	Andet affald, herunder blandinger, fra mekanisk behandling af affald, ikke 191211	10.606	7,1
200301	Blandet husholdningsaffald og lignende affald (dagrenovation og dagrenovationslignende affald)	10.578	7,0
170504	Jord og sten, ikke 170503	10.121	6,7
170101	Beton	9.924	6,6
200202	Jord og sten	2.435	1,6
190802	Affald fra sandfang	2.069	1,4
200199	Andre fraktioner, ikke andetsteds specificeret	1.426	1,0
170606	Asbestholdige byggematerialer, støvende*	1.335	0,9
190805	Slam fra behandling af byspildevand	930	0,6

*: Farligt affald, formentlig indpakket i plasticposer (kun på ét anlæg).

Oplysningerne om fordelingen og mængderne af deponeret blandet affald på affaldstyper og brancher kan anvendes som en del af grundlaget for at afgøre (og prioritere), i hvilke brancher og aktivitetsområder det vil være hensigtsmæssigt at søge efter produkter og affaldstyper med høje indhold af PFAS, som kræver særlig opmærksomhed med henblik på eventuel udskillelse fra affaldsstrømmen til deponering (se afsnit 4.3). I forbindelse med overvejelser omkring praktiske forhold ved forbehandling af affald til deponering og *in-situ* behandlingsmetoder til håndtering af PFAS på deponeringsanlæg for blandet affald vil sådanne oplysninger formentlig også kunne være nyttige. Desværre blev opgørelserne af deponerede affaldsmængder per EAK-kode på positivlisterne kun udført for blandet affald. Det ville have været nyttigt, hvis de samme oplysninger havde foreligget for mineralsk affald og eventuelt også farligt affald.

Bilag 4. Data registreret i Produktregistret 1983-2016

Nicolajsen og Tsitonaki (2016) udarbejdede i 2016 en kortlægning af brancher, der anvender PFAS, på basis af udtræk fra Produktregistret for 8 år (1983, 1993, 2003, 2007, 2009, 2011, 2013 og 2016). Samlede mængder for top 8, der repræsenterer 78% af den registrerede mængde af PFAS ekskl. fluorpolymeren PTFE, er vist i tabel 32. To af stofferne er angivet at anvendes til henh. overtræk til kabler og ledninger og loddemidler og vurderes ikke at kunne ende i affald til deponi. De øvrige seks er bl.a. anvendt til maling/lak, poler- og plejemidler og

gulvbelægningsmaterialer og vil i et vist omfang kunne forekomme i affald til deponi. Grupper af PFAS, som stofferne kan henføres til, er baseret på OECD's (2018) liste over PFAS.

Det skal bemærkes, at der kun er krav om at indberette produkter til erhvervsmæssig brug, som indeholder stoffer og materialer,

- der skal klassificeres som farlige efter CLP-forordningen, eller
- er optaget med en grænseværdi på Arbejdstilsynets bekendtgørelse om grænseværdier for stoffer og materialer. (Nicolajsen og Tsitonaki, 2016)

Da de fleste PFAS-forbindelser ikke har en harmoniseret klassificering i henhold til CLP-forordninger eller en arbejdsmiljømæssig grænseværdi vil produkter med PFAS derfor kun indberettes, hvis de indeholder andre stoffer, som er klassificeret som farlige. PFAS i eksempelvis vandbaserede malinger vil meget muligt ikke indgå i opgørelserne.

TABEL 8. Samlede mængder registreret i Produktregistret i årene 1983, 1993, 2003, 2007, 2009, 2011, 2013 og 2016. Top 8 (ekskl. PTFE). Repræsenterer 78% af den registrerede mængde af PFAS ekskl. PTFE (Nicolajsen og Tsitonaki, 2026; OECD, 2018).

CAS Nr	Stofnavn, som angivet i Produktregistret	Tons	Gruppe (OECD, 2018)	C*	Anvendelse
65545-80-4	Polyethylen glycol mono(2-(Perfluoralkyl)Ethyl)Ether	73,3	n:2 fluortelomer-baseret sidekæde-fluoreret polymer	4;6;8;10;12;14;16;18;20	Anden og ukendt funktion, Maling og lak, Trykfarver
9011-17-0	1,1- Difluorethen/Hexafluorpropen Polymer	38,9	VDF-HFP (fluorpolymer)	>20	Overtræk til kabler og ledninger, og belægning til rør og tanke
26655-00-5	Poly(tetrafluoroethyleneco-perfluoro-(propylvinylether))	37,1	Ikke funktionaliseret PTFE	>20	Biocider, Maling (lak) (jf. Emaljer, glasurer o. lign.; Gulvbelægningsmaterialer; Skrivemidler; Trykfarver), Maling og lak
143372-54-7	Siloxanes And Silicones, (3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-Heptadecafluorodecyl)-Oxy Me, Hydroxy Me, Me Octyl, Ethers With Polyethyleneglycol Mono-Met Ether	21,5	n:2 fluortelomer-baseret siloxan/silicone polymer	8	Bindemidler, Farvestoffer, Maling (lak) (jf. Emaljer, glasurer o. lign.; Gulvbelægningsmaterialer; Skrivemidler; Trykfarver), Overfladeaktive stoffer (detergenter, tensider) (jf. Antiklumpningsmidler; Oliesaneringsmidler; Rengøringsmidler), Overfladeaktive stoffer og produkter, Trykfarver
69991-67-9	1-Propene, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoro-, Oxidized, Polymd	12,1	Perfluoralkylethere / -alkaner + aromatiske stoffer – mere end 10 ether-bindinger	>20	Loddemidler
24448-09-7	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-Heptadecafluoro-N-(2-Hydroxyethyl)-NMethyl-1-Octanesulfonamid	10,2	FASA/FASE og andre alkoholer	8	Maling (lak) (jf. Emaljer, glasurer o. lign.; Gulvbelægningsmaterialer; Skrivemidler; Trykfarver), Rustbeskyttelsesmidler
67906-42-7	1-Decanesulfonic Acid, 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-Heneicosafluoro-, Ammonium Salt	10,1	PFASs, deres salte og estre	10	Overfladeaktive stoffer og produkter, Poler- og plejemidler (pudsemidler) (jf. Metaloverfladebehandlingsmidler; Rengøringsmidler; Slibemidler)
17202-41-4	1-Nonanesulfonic Acid, 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-Nonadecafluoro-, Ammonium Salt	10,0	PFASs, deres salte og estre	9	Overfladeaktive stoffer og produkter, Poler- og plejemidler, Poler- og plejemidler (pudsemidler) (jf. Metaloverfladebehandlingsmidler; Rengøringsmidler; Slibemidler)
Øvrige		60,5			

Hvor store mængder, der er registreret som anvendt i de forskellige brancher, er uklart, dels fordi dette ikke er præcist registreret i Produktregistret, dels fordi der er visse begrænsninger i videregivelse af oplysningerne. Den samlede mængde registreret for bygge- og anlægsvirksomhed er 1,9-19 tons samlet for de 8 år (i gennemsnit 0,2-2 tons/år). Det mest anvendte stof er en n:2 fluortelomer-baseret sidekæde-fluoreret polymer (CAS Nr. 65545-80-4), som et enkelt år (1983) var registreret med en indberettet øvre mængde på 6,6 tons. Der er

for de enkelte stoffer ikke angivet totale mængder for alle år, men kun mængden i det år, den har været størst. For alle årene fra 1993 og frem repræsenterer dette stof langt den største mængde registreret for bygge- og anlægsvirksomhed.

TABEL 94. Maksimal mængde registreret for ét år af årene 1983, 1993, 2003, 2007, 2009, 2011, 2013 og 2016 anvendt i bygge- og anlægsvirksomhed. (Nicolajsen og Tsitonaki, 2026; OECD, 2018).

CAS Nr	Stofnavn, som angivet i produktregistret	Tons	År	Gruppe (OECD, 2018)	C*	Anvendelse**
65545-80-4	Polyethylenglycolmono(2-(Perfluoralkyl)Ethyl)Ether	6,6	199 3	n:2 fluortelomer-baseret sidekæde-fluoreret polymer	4;6;8;10; 12;14;16; 18;20	Anden og ukendt funktion, Maling og lak, Trykfarver
72276-08-5	2-Propenoic Acid, 2-(Methyl((3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,18-Tritriacontafluorooctadecyl)Sulfonyl)Amino) Ethyl Ester	0,3	200 3	n:2 Fluortelomer sulfonyl-baserede stoffer	9	Ingen oplysninger
80475-32-7	1-Octanesulfonamide, N-(3-(Dimethylamino)Propyl)-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Tridecafluoro-, N-Oxide	0,3	201 6	n:2 Fluortelomer sulfonyl-baserede stoffer	6	Ingen oplysninger
65530-70-3	Poly(Difluoromethylene), A,A'-(Phosphinicobis(Oxy-2,1-Ethanediy))Bis(.Omega.-Fluoro-,Ammonium Sal	0,3	201 3	n:2 Fluortelomer alcohol, fosfat-estre (PAPs)	4;6;8;10; 12;14;16; 18;20	Maling (lak) (jf. Emaljer, glasurer o. lign.; Gulvbelægningsmaterialer ; Skrivemidler; Trykfarver, Poler- og plejemidler (pudsemidler) (jf. Metaloverfladebehandling smidler; Rengøringsmidler; Slibemidler)
65530-72-5	Poly(Difluoromethylene), .Alpha.-Fluoro-.Omega.-(2-(Phosphonooxy)Ethyl)-, Diammonium Sa	0,3	200 9	n:2 Fluortelomer alcohol, fosfat-estre (PAPs)	4;6;8;10; 12;14;16; 18;20	Maling (lak) (jf. Emaljer, glasurer o. lign.; Gulvbelægningsmaterialer ; Skrivemidler; Trykfarver), Poler- og plejemidler (pudsemidler) (jf. Metaloverfladebehandling smidler; Rengøringsmidler; Slibemidler)
174125-96-3	2-Propenoic Acid, 2-Methyl-, 2-(Dimethylamino)Ethyl Ester, Polymers With .Delta.-.Omega.-Perfluoro-C10-16-Alkyl Acrylate And Vinyl Acetate	0,04	200 3	n:2 Fluortelomer-baserede (meth)acrylat polymerer	7;9;11;13	Ingen oplysninger

143372-54-7	Siloxanes and Silicones, (3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11 0-Heptadecafluorodecyl)Oxy Me, Hydroxy Me, Me Octyl, Ethers With Polyethyleneglycol MonoMet Ether	0,04	200 3	n:2 Fluortelomer- baserede siloxanes/silicon polymerer	8	Bindemidler, Farvestoffer, Maling (lak) (jf. Emaljer, glasurer o. lign.; Gulvbelægningsmaterialer ; Skrivemidler; Trykfarver), Overfladeaktive stoffer (detergenter, tensider) (jf. Antiklumpningsmidler; Metaloverfladebehandling smidler; Oliesaneringsmidler; Rengøringsmidler), Overfladeaktive stoffer og produkter
34455-22-6	1-octanesulfonamide, N-[3-(dimethylamino)propyl]-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoro-	0,04	201 6	n:2 Fluortelomer sulfonyl- baserede forbindelser	6	Ingen oplysninger
24448-09-7	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Heptadecafluoro-N-(2-Hydroxyethyl)-N-Methyl-1-Octanesulfonamid (MeFOSE)	0,04	200 7	FASA/FASE og andre alkoholer	8	Maling (lak) (jf. Emaljer, glasurer o. lign.; Gulvbelægningsmaterialer ; Skrivemidler; Trykfarver), Rustbeskyttelsesmidler

* Angiver antal perfluorerede kædelængde angivet i OECD, 2018. **Generel beskrivelse af anvendelse, ikke specifik for byggematerialer.

Håndtering af PFAS i deponeringsanlæg

Denne undersøgelse er igangsat af Miljøstyrelsen med det formål at evaluere hvilke muligheder, der er for at håndtere PFAS i deponeringsanlæg og vurdere hvorvidt den nuværende udvaskningsstrategi er den bedste håndteringsstrategi for affald med PFAS i deponeringsanlæg.

Der er til opfyldelse af dette formål udarbejdet en rapport om potentielle behandlings- og/eller håndteringsmuligheder af affald, som har en effekt på udvaskningen af PFAS fra deponeringsanlæg. I vurderingen af gennemførligheden af forskellige tiltag er der overordnet foretaget en sammenligning mellem fordele og ulemper ved forskellige metoder til stabilisering af PFAS eller undgåelse af dannelse af perkolat (ændring af udvaskningsstrategien) og fordele og ulemper ved at rense perkolatet for PFAS evt. kombineret med en kontrolleret/forceret udvaskning (forsættelse af udvaskningsstrategien). På basis af beskrivelsen af de potentielle behandlings- og/eller håndteringsmuligheder er der foretaget en vurdering af den forventede effekt på udvaskningen af PFAS af de forskellige muligheder og beskrevet en mulig proces for gennemførelsen af de gennemgåede behandlings- og/eller håndteringsmuligheder.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk