



**Behandling av PFAS-
forurenset jord i Norge –
Erfaringer og
forskningsbehov**

November, 2022



Norges forskningsråd

Behandling av PFAS-forurenset jord i Norge – Erfaringer og forskningsbehov

earthresQue Report no. 1

ISBN: 978-82-575-2976-5

RCN project 310042

Illustration front cover, header and end page: earthresQue

Publisher: NMBU – Norwegian University of Life Sciences

earthresQue,

Rescue of earth materials and wastes in the circular economy,

Centre for Research-based Innovation

www.earthresQue.no

www.earthresQue.com

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler.

Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra earthresQue.

Rapportbeskrivelse

Rapporttittel: Behandling av PFAS-forurenset jord i Norge – Erfaringer og forskningsbehov

earthresQue Report no.: 1

ISBN: 978-82-575-2976-5

Dato: 2022-11-30

Rev.nr./ Rev.dato: 0

Utarbeidet av: Håkon Austad Langberg, NGI, Gøril Aasen Slinde, NGI

Kontrollert av: Mona Cecilie Hansen, NGI

FORSKNING



PRIVAT SEKTOR



OFFENTLIG SEKTOR



Sammendrag

Dette notatet er utarbeidet for å styre PFAS-arbeidet i earthresQue og for å gi en oversikt over gjeldende grenseverdier og tiltaksmetoder. Notatet inneholder en oversikt over de mest kjente tiltaksmetodene for behandling av PFAS-forurenset jord, gjeldende grenseverdier for PFAS i jord, vann og biota er beskrevet og sammenstilt (Se Tabell 1), og utfordringer og forskningsbehov knyttet til behandling av PFAS-forurensete masser i Norge er identifisert og oppsummert.

Tabell 1. Grenseverdier for PFAS i vann, biota og jord i Norge.

			PFOS	PFOA	Sum PFAS ¹	Total PFAS
Miljø- kvalitets- standarder og tilstands- klasser	Ferskvann	Årlig gjennomsnitt (AA-EQS)/Klasse II	0,00065 µg/L	9,1 µg/L		
		Maksimal verdi (MAC-EQS)/Klasse III	36 µg/L			
	Kystvann	Årlig gjennomsnitt (AA-EQS)/Klasse II	0,00013 µg/L	9,1 µg/L		
		Maksimal verdi (MAC-EQS)/Klasse III	7,2 µg/L			
	Biota		9,1 µg/kg v.v.			
	Kystvanns- sediment	Klasse II	0,23 µg/kg t.s.	71 µg/kg t.s.		
		Klasse III	72 µg/kg t.s.			
	Ferskvanns- sediment	Klasse II	2,3 µg/kg t.s.	713 µg/kg t.s.		
		Klasse III	360 µg/kg t.s.			
	Normverdi i jord			100 µg/kg t.s. ²		
Drikkevann ³					100 ng/L	500 ng/L

¹Sum av 20 PFAS

²Normverdi for jord som er gjeldende per nå, men det er foreslått at denne settes til 2 µg/kg t.s.

³Grenseverdier i EUs drikkevannsdirektiv. Norsk drikkevannsforskrift vil bli revidert. Det norske regelverket må være minst like strengt som direktivet.

Innhold

1	Introduksjon.....	5
2	Grenseverdier for PFAS i Norge.....	6
2.1	Tolerabelt inntak.....	6
2.2	Miljøkvalitetsstandarder og tilstandsklasser.....	6
2.3	Normverdi i jord.....	7
2.4	Drikkevann.....	7
3	Tiltaksalternativer for jord.....	8
3.1	Graving og deponering.....	8
3.2	Rensing av grunnvann (Pump and Treat) og rensing av sigevann.....	9
3.3	Tildekking/isolering.....	10
3.4	Stabilisering.....	10
3.5	Jordvasking.....	11
3.6	Mindre utprøvde metoder.....	12
3.6.1	Kjemisk behandling.....	12
3.6.2	Biologisk behandling.....	12
3.6.3	Termisk behandling.....	12
4	Utfordringer og forskningsbehov.....	13
4.1	Analysemetoder.....	13
4.2	Grenseverdier og regelverk.....	13
4.3	Forskningsbehov.....	13
4.3.1	Nivå av diffus forurensing.....	13
4.3.2	Utlekkingspotensiale over tid fra PFAS-forurenset masse.....	13
4.3.3	Bruk av vasket stein fra PFAS-forurenset masse.....	13
4.3.4	Vannrensing.....	14
5	Referanser.....	15

1 Introduksjon

Per- og polyfluorerte alkylforbindelser (PFAS) er en gruppe menneskeskapt miljøgifter som består av flere tusen forskjellige forbindelser. PFAS er benyttet siden slutten av 1940-tallet, og er på grunn av deres mange praktiske egenskaper benyttet for et stort antall forskjellige bruksområder og produkter, blant annet i brannskum, til impregnering av tekstil og papirprodukter og i vann og fettavstøtende kjøkkenutstyr. Imidlertid er det siden 2000-tallet blitt kjent at flere PFAS har negative effekter på mennesker og miljø. Den mest framtrædende effekten av PFAS er negative effekter på immunsystemet (Schrenk *et al.*, 2020), og det er beregnet at norske kvinner og barn får i seg mer PFAS enn det som ansees som trygt (Folkehelseinstituttet, 2020).

De mest kjente, og mest regulerte, PFAS er perfluoroktylsulfonat (PFOS) og perfluoroktansyre (PFOA). PFOS og PFOA tilhører henholdsvis gruppene perfluorerte sulfonater (PFSA) og karboksylsyrer (PFCA). PFSA og PFCA hører igjen til gruppen perfluorerte syrer (PFAA) og er overflateaktive stoffer som består av en hydrofob og lipofob perfluorert karbonkjede og en hydrofil del. Alle PFAS er enten persistente i miljøet, eller de kan brytes ned til persistente PFAS slik som PFSA og PFCA. PFSA og PFCA brytes praktisk talt ikke ned i miljøet. PFAS som kan brytes ned til de persistente PFAS kalles forløperforbindelser.

PFSA og PFCA eksisterer som ioner i miljøet og er, sammenliknet med klassiske organiske miljøgifter som for eksempel polyklorerte bifenyler (PCB), forholdsvis vannløselige og transporteres effektivt med vann. Vannløselighet, og dermed mobilitet avhenger i stor grad av lengde på den perfluorerte karbonkjeden. Korte forbindelser er mer vannløselige sammenliknet med lengre homologer. I motsetning til PFSA og PFCA har mange forløperforbindelser ingen ladning (er nøytrale) i miljøet og er lite vannløselige, men enkelte av disse har potensiale for å transporteres i atmosfæren.

På grunn av det store antall bruksområder, den lange historikken med bruk er PFAS og deres mobilitet i miljøet, er PFAS i dag spredt diffust globalt. Imidlertid er det høyere konsentrasjoner i miljøet i områder som er direkte påvirket av punktkilder slik som i nærheten av fabrikker for produksjon av PFAS eller produkter der PFAS er benyttet, ved brannøvingsfelt der PFAS-holdig brannskum er benyttet eller potensielt andre områder hvor PFAS er sluppet ut (Ng *et al.*, 2021).

Det er i praksis umulig å rense opp den diffuse globale PFAS-forurensningen. Imidlertid er det mulig å gjøre tiltak for PFAS i begrensede områder med forhøyet konsentrasjon. Slike tiltak kan være nyttig for å hindre forurensningen fra å bli spredt videre i miljøet, eller for å beskytte mennesker og miljø lokalt. Tiltaksløsninger som har fungert godt på konvensjonell organisk forurensning (f.eks. kjemisk eller biologisk behandling) er utfordrende grunnet det sterke C-F-båndet i PFAS (Ross *et al.*, 2018).

Et viktig aspekt for tiltaksgjennomføring for PFAS-forurenset jordmasser er kostnad. For best kostnadseffektivitet må størst mulig mengde PFAS bli fjernet eller immobilisert for en minst

mulig kostnad. I Norge er det Avinor og Forsvarsbygg som er de største problemeierne når det kommer til PFAS-forurensning. Begge problemeiere prioriterer opprydding i sine områder med hensyn til tiltakseffektivitet.

Ettersom forskjellige PFAS har ulike egenskaper med tanke på mobilitet i miljøet, og forskjellige lokaliteter er ulike i sammensetning av PFAS-forurensning og miljømessige forhold som geologi og hydrogeologi, bør enhver PFAS-forurenset lokalitet ha en stedsspesifikk vurdering av tiltak for at tiltaket skal være så effektivt som mulig. I forkant av beslutning om tiltaksmetode bør lokaliteten derfor kartlegges med fokus på geokjemisk sammensetning av løsmassene på stedet, grunnvannshøyde og -transport, andre forurensninger, organisk materiale i jorden og hvilke PFAS som er til stede i hvilke konsentrasjoner (Ross *et al.*, 2018a).

Dette notatet gir en oversikt over relevante tiltaksmetoder for PFAS-forurenset jord, en oppsummering av gjeldende grenseverdier for PFAS i jord, vann og biota i Norge og identifiserer viktige utfordringer og forskningsbehov.

2 Grenseverdier for PFAS i Norge

Av de mange tusen forskjellige PFAS som finnes er det i Norge grenseverdier kun for noen få forbindelser, beskrevet i det følgende og oppsummert i Tabell 2. Grenseverdier for PFAS har blitt betydelig strengere over tid ettersom PFAS i dag blir ansett som mer toksisk enn tidligere antatt. Imidlertid er det ikke alle grenseverdier som er oppdatert i henhold til de nyeste beregningene av toksisitet.

2.1 Tolerabelt inntak

Tolerabelt daglig inntak (TDI) for PFOS ble beregnet til 150 ng/kg kroppsvekt i 2008 (EFSA, 2008). Dette ble senere benyttet for å beregne miljøkvalitetsstandard (EQS) for PFOS i fisk, ferskvann og kystvann (se eget kapittel, "Miljøkvalitetsstandarder og tilstandsklasser", under).

Imidlertid beregnet EFSA nytt tolerabelt inntak i 2018 - da tolerabelt ukentlig inntak (TWI). TWI ble for PFOS beregnet å være på 13 ng/kg kroppsvekt per uke, og TWI for PFOA ble beregnet til 6 ng/kg kroppsvekt per uke (Knutsen *et al.*, 2018). Tolerabelt ukentlig inntak ble satt enda lavere i 2020 på 4,4 ng/kg kroppsvekt for summen av PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS (EFSA, 2020).

2.2 Miljøkvalitetsstandarder og tilstandsklasser

Miljødirektoratets veileder M-608 (Miljødirektoratet, 2016), gir en sammenstilling av grenseverdier og tilstandsklasser til bruk for klassifisering av miljøtilstand i vann og sediment. For PFOS i vann tilsvarer øvre grense for klasse II og klasse III henholdsvis vannforskriftens grense for årlig gjennomsnitt (AA-EQS) og maksimal verdi (MAC-EQS). I tillegg gir veilederen klassegrenser for PFOA i ferskvann og kystvann, og for PFOS og PFOA i kystsediment og ferskvannssediment (Miljødirektoratet, 2016).

TDI for PFOS fra 2008 ble benyttet for å beregne miljøkvalitetsstandard (EQS) for PFOS i fisk (9,1 µg/kg våtvekt (v.v.)), ferskvann (AA-EQS: 0,65 ng/L) og kystvann (AA-EQS: 0,13 ng/L) (European Commission, 2011), og disse verdiene ble satt som grenseverdier for EUs vanndirektiv som også gjelder i Norge (implementert gjennom vannforskriften). EQS i vanndirektivet er ikke oppdatert i henhold til de nye beregningene av tolerabelt inntak. Dersom de skulle beregnes på nytt med samme framgangsmåte som tidligere ville EQS måtte settes mange ganger lavere enn i dag.

2.3 Normverdi i jord

Gjeldende normverdi for PFOS i jord er 100 µg/kg tørrstoff (t.s.). Normverdier angir konsentrasjonsgrense for når jord i Norge ansees som forurenset. Disse verdiene er gjort gjeldende gjennom forurensningsforskriften (kap. 2, vedlegg I). Det har blitt gjort et arbeid for å revidere normverdien for PFOS i forurensningsforskriften. Ny normverdi er foreslått satt til 2 µg/kg t.s., og forslaget har vært ute til høring.

2.4 Drikkevann

EUs reviderte drikkevannsdirektiv som tredde i kraft 12 januar 2021 setter grenseverdier for "Sum of PFAS" (100 ng/L) som er summen av 20 spesifikke PFAS og "Total PFAS" (500 ng/L). Tekniske retningslinjer for metodikk og analyse av disse skal være satt innen 12 januar 2024 (European Union, 2020). Norsk drikkevannsforskrift vil bli revidert. Det norske regelverket må være minst like strengt som direktivet.

Tabell 2. Grenseverdier for PFAS i vann, biota og jord i Norge.

			PFOS	PFOA	Sum PFAS ¹	Total PFAS
Miljø- kvalitets- standarder og tilstands- klasser	Ferskvann	Årlig gjennomsnitt (AA-EQS)/Klasse II	0,00065 µg/L	9,1 µg/L		
		Maksimal verdi (MAC-EQS)/Klasse III	36 µg/L			
	Kystvann	Årlig gjennomsnitt (AA-EQS)/Klasse II	0,00013 µg/L	9,1 µg/L		
		Maksimal verdi (MAC-EQS)/Klasse III	7,2 µg/L			
	Biota		9,1 µg/kg v.v.			
	Kystvanns- sediment	Klasse II	0,23 µg/kg t.s.	71 µg/kg t.s.		
		Klasse III	72 µg/kg t.s.			
	Ferskvanns- sediment	Klasse II	2,3 µg/kg t.s.	713 µg/kg t.s.		
		Klasse III	360 µg/kg t.s.			
	Normverdi i jord		100 µg/kg t.s. ²			
Drikkevann ³				100 ng/L	500 ng/L	

¹Sum av 20 PFAS

²Normverdi for jord som er gjeldende per nå, men det er foreslått at denne settes til 2 µg/kg t.s.

³Grenseverdier i EUs drikkevannsdirektiv. Norsk drikkevannsforskrift vil bli revidert. Det norske regelverket må være minst like strengt som direktivet.

Når grenseverdiene blir lavere, blir det mer krevende å gjennomføre tiltak for å fjerne PFAS. Tiltak mot PFAS er i utgangspunktet utfordrende fordi PFAS er vanskelig nedbrytbare og har varierende mobilitet som er avhengig av karbonkjedelengden til molekylene.

3 Tiltaksalternativer for jord

3.1 Graving og deponering

I Norge har en aller mest erfaring med opprydding av PFAS-forurensede masser gjennom utgraving og *ex-situ* deponering av massene. Målet er å fjerne PFAS-kilden fra det forurensede området, og isolere forurensningen i et deponi hvor en har kontroll på sigevannet og derfor begrenser utlekking av PFAS til naturmiljøet.

I et bærekraftsperspektiv er det positivt at spredning av PFAS reduseres ved å fjerne kildeområder, men det er en ressurskrevende prosess å grave ut og transportere masser fra et sted til et annet. Det er også begrenset deponikapasitet for PFAS-forurensede masser. Dette kommer av at deponier som designes for mottak av PFAS har krav om etablering av egne celler for massene, der det er kontrollert oppsamling og rensing av sigevann. Kravene er satt for å hindre utlekking av PFAS. Betydelig utlekking av PFAS observeres fra eldre deponier (Knutsen *et al.*, 2019), blant annet fordi det har blitt tatt imot PFAS-forurensede fraksjoner uten at det har vært fokus på rensing av PFAS i sigevannet fra deponiene. En annen ulempe er at

deponiavgift normalt settes ut i fra mengde jordmasser, ikke mengde PFAS. Dermed blir dette en lite kostnadseffektiv og resurseffektiv metode for lettforurensete masser.

Graving og deponering av PFAS-forurensete masser har vært utført ved flere av både Avinor og Forsvarsbygg sine lokaliteter.

Fordeler	Ulemper
<ul style="list-style-type: none">• PFAS fjernes fra kildeområdet• Velprøvd og enkel metodikk	<ul style="list-style-type: none">• Resurskrevende• Deponiavgift settes normalt ut i fra mengde (tonn) masser, ikke mengde (kilo) PFAS. Dermed kostbart for lettforurensete masser.• Begrenset deponikapasitet• PFAS destrueres ikke, men flyttes. Potensiale for utlekking fra deponi med tilhørende behov for rensing av sigevann.

3.2 Rensing av grunnvann (Pump and Treat) og rensing av sigevann

Rensing av grunnvann (pump and treat) kan også være et tiltaksalternativ for jord, ved at en hindrer spredning fra et PFAS-forurenset område ved å fange opp og rense grunnvannet nedstrøms forurensningen. Dette er trolig en av de mest benyttede tiltaksalternativene, og er i Norge eksempelvis benyttet for to storskala anlegg på Oslo Lufthavn Gardermoen. Tilsvarende kan rensing av sigevann fra jord også være et tiltak for å hindre spredning av PFAS. Rensing av sigevann fra jord utføres bla. ved Fagernes Lufthavn Leirin og på Rygge Flystasjon.

Rensing av vann kan grovt sett deles i to kategorier: separasjonsteknikker og destruksjonsteknikker. Det finnes en rekke ulike behandlingsteknikker for PFAS, men det er ikke alle som er like effektive eller som har kommet like langt i utviklingsprosessen. Noen er utprøvd i fullskala for PFAS, mens andre er kun utprøvd i labskala. Den vanligste og mest utprøvde metoden i Norge er rensing med et filter av aktivt karbon. Denne metoden fungerer godt for PFOS, men er ofte kostbar og arbeidskrevende fordi filtermaterialet må byttes ofte fordi det mettes og deretter slipper PFAS gjennom. Kortkjedede PFAS går i større grad gjennom filter av aktivt karbon. Alternative rensemetoder eksisterer, som omvendt osmose som er bedre på rensing av kortkjedede PFAS (Herkert *et al.*, 2020) og Surface Active Foam Fraction (SAAF), men disse er utprøvd i mindre grad på lokaliteter i Norge.

En utfordring er langtidseffekten av vannrensing. Relativt lave grenseverdier for PFAS, kombinert med stor mobilitet for en rekke av forbindelsene som gjør at PFAS spres over et stort område, gjør at grunnvannsrensing og overflatevann kan utføres i lang tid uten å komme ned i akseptable konsentrasjonsnivåer (Ross *et al.*, 2018a). En annen utfordring er knyttet til ressursbruk, f.eks., ved at aktivt karbon i filterløsninger må byttes forholdsvis ofte. Høyt innhold av andre forbindelser i vannet, slik som organisk materiale, kan bidra til at filteret mettes fort og filtermaterialet må byttes ofte for å sikre tilstrekkelig rensing av PFAS. Det kan

også være risiko for spredning av PFAS til et større område dersom rensingen ikke er tilstrekkelig.

Fordeler	Ulemper
<ul style="list-style-type: none">• Fyller ikke opp deponier (ved rensing av grunnvann istedenfor graving og deponering)	<ul style="list-style-type: none">• Vil ofte måtte utføres i svært lang tid• Utfordringer knyttet til rensing av komplekst vann f.eks., (tilstedeværelse av andre forbindelser og metning av filter)• Kan være resurskrevende• Risiko for spredning av PFAS til et større område• Lav rensegrad av kortkjedede PFAS med aktivt karbon

3.3 Tildekking/isolering

Tildekking er en metode for å immobilisere PFAS i et kildeområde. Formålet er å isolere forurensningen for å hindre infiltrasjon av nedbør som fører til utlekking. Isoleringen kan forekomme med horisontale og/eller vertikale barrierer, eventuelt med barrierer som omslutter forurensningen (Mahinroosta and Senevirathna, 2020). Dette er metodikken som benyttes når en anlegger deponier, der en har både en barriere på toppen som hindrer (reduserer) infiltrasjon og en barriere på bunnen som skal føre sigevannet i deponiet til oppsamling nedstrøms.

Metoden er relativt lite resurskrevende ved at de forurensete massene ikke trenger å transporteres. Metodikken er velprøvd på deponier og ved annen type forurensning. Imidlertid vil det være et potensiale for utlekking fra lokaliteten som må overvåkes med prøvetaking og eventuelt behov for tilsyn og vedlikehold av barrierene.

Tildekking for å isolere og dermed å stoppe utlekking fra PFAS-forurensete masser ble blant annet valgt som tiltaksløsning på Forsvarsbygg sitt område på Værnes flyplass.

Fordeler	Ulemper
<ul style="list-style-type: none">• PFAS immobiliseres• Lite resurskrevende• Fyller ikke opp deponier	<ul style="list-style-type: none">• Fjerner ikke forurensningen fra lokaliteten• Potensiale for utlekking + behov for prøvetaking, tilsyn og evt. vedlikehold• Kan begrense området for videre arealutvikling

3.4 Stabilisering

Stabilisering av PFAS-forurenset jord gjøres ved at en tilfører sorbenter for å binde PFAS. Dette er teknologi som kan utføres *in-situ* ved at sorbenten mikses i jorda. Sorbenten binder PFAS sterkere enn jordpartiklene, og hindrer PFAS fra å lekke til sigevann og grunnvann. Dette gjør altså at sorbentene immobiliserer forurensningen. De siste par årene er det gjort forskning på

effektive sorbenter for PFAS (Hale *et al.*, 2017a), og det er også utviklet kommersielt tilgjengelige produkter. Både aktivert karbon (Hale *et al.*, 2017b), aktivert biokull (Sørmo *et al.*, 2021) og ulike mineralske sorbenter (f.eks. leire, jernoksider, silika) binder PFAS, men i varierende grad (Mahinroosta and Senevirathna, 2020b).

Det er usikkerheter vedrørende langtidseffektiviteten til sorbenter, det vil si om immobilisert PFAS over tid kan re-mobiliseres (Bolan *et al.*, 2021). Stedsspesifikke parametere slik som pH, konsentrasjoner av ulike ioner og innhold av naturlig organisk innhold kan påvirke effektiviteten på sorbenten (Bolan *et al.*, 2021).

Så langt vi vet er ikke stabilisering med innblanding i jorda benyttet i storskala på lokaliteter i Norge, men enkelte stabiliseringsmaterialer er benyttet i egne lag i PFAS celler på deponier i Norge.

Fordeler	Ulemper
<ul style="list-style-type: none">• PFAS immobiliseres• Relativt lite resurskrevende• Fyller ikke opp deponier	<ul style="list-style-type: none">• Fjerner ikke forurensningen fra lokaliteten• Usikkerhet vedrørende re-mobilisering over tid• Behov for prøvetaking for å vurdere utlekking fra området• Kan begrense området for videre arealutvikling

3.5 Jordvasking

Ved jordvasking av forurensning benyttes vann, noen ganger tilsatt kjemikalier, for å skille jordpartikler fra forurensningen som er festet på jordpartiklene. Jordvasking kan gjøres både *ex-situ* og *in-situ*. Uansett vil det være behov for å håndtere PFAS-forurenset vann.

Ved *ex-situ* jordvask graves PFAS-forurensete masser opp, og vaskes i et jordvaskeanlegg. Det er kommersielt tilgjengelige jordvaskeanlegg som er satt opp for rensing av PFAS-forurenset jord og det finnes både som mobile enheter og som permanente anlegg. Ved bruk av mobile anlegg, kan jordvaskingen gjøres på stedet og jord kan tilbakefylles stedlig, om akseptkriteriene for forurensning og jordens egenskaper for øvrig tillater det. De fleste anlegg separerer ut finstoffet (silt og leire) som må deponeres og avhengig av jordtype vil da mengde til deponi reduseres betraktelig. Det er ingen jordvaskeanlegg i Norge som i dag har godkjennelse for å ta imot PFAS forurensete masser, men dette er testet i flere andre land f.eks. Sverige, Belgia og Australia. Det er ikke kjent om noen jordvaskeanlegg kan vaske jord ned til ny foreslått normverdi i Norge på 2 µg/kg t.s, men ved tilbakefylling på tiltaksområde vil man muligens kunne ha høyere akseptkriterier på enkelte områder.

For *in-situ* jordvasking tilføres mye vann på terreng for å mobilisere forurensning fra jordpartiklene og over i porevannet. Vannet frakter også forurensningen nedover i jordprofilen og til grunnvannet. For å gjennomføre *in-situ* jordvasking er det viktig at jordmassene er permeable nok til at vanntransport mot grunnvann er effektivt (lavt leirinnhold). Det er i tillegg

viktig å ha fungerende grunnvannsrensing nedstrøms, slik at forurensningen som mobiliseres fanges opp. Det er testet ut på Oslo Lufthavn Gardermoen (Høisæter *et al.*, 2021).

Fordeler	Ulemper
<ul style="list-style-type: none">• PFAS fjernes fra jorden• Fyller ikke opp deponier	<ul style="list-style-type: none">• Behov for håndtering av PFAS-forurenset vann• Ved <i>in-situ</i> vasking er det risiko for spredning av forurenset grunnvann• <i>Ex-situ</i> jordvask er relativt resurskrevende ved at jord må graves opp og eventuelt transporteres til vaskeanlegg. Per i dag ikke dokumentert at man når ny foreslått normverdi i vasket jord.

3.6 Mindre utprøvde metoder

3.6.1 Kjemisk behandling

Både kjemisk oksidering og redusering har vært utprøvd for PFAS, men ikke som storskala tiltaksløsninger under feltforhold. Generelt er dette kostnadskrevenne reaksjoner, fordi det kreves mye energi i elektrokjemiske prosesser, og spesielt når målet er å bryte C-F-bindingene for å dekomponere PFAS-forbindelsene (Ross *et al.*, 2018b; Mahinroosta and Senevirathna, 2020b).

3.6.2 Biologisk behandling

Biotransformering av PFAS er påvist, men i hovedsak er det da snakk om omforming av forløperforbindelser til de mest stabile PFAS forbindelsene som er svært stabile i miljøet. Noen få studier har rapportert biodegradering (inkludert brudd av den stabile C-F bindingen) av stabile PFAS slik som PFOS og PFOA, men dette krever spesielle forhold og har ikke blitt benyttet som en tiltaksmetode enda (Zhang *et al.*, 2021).

Det er også forsøkt å tilsette enzymer, og det har i slike forsøk blitt rapportert om forandringer i PFAS-sammensetning i mediet. F.eks. har en studie rapportert at 50 % av PFOA har blitt omgjort til kortere og delvis fluorerte hydrokarboner. Imidlertid tok denne transformasjonen for lang tid (omtrent 5 måneder) til at den kan benyttes som kommersiell behandling av PFAS-forurensning (Luo *et al.*, 2015).

3.6.3 Termisk behandling

Termisk behandling av PFAS-forurenset jord er utprøvd med suksess i feltforsøk, men høye temperaturer er påkrevd slik at prosessen blir svært resurskrevende (Ross *et al.*, 2018b; Mahinroosta and Senevirathna, 2020b).

4 utfordringer og forskningsbehov

Basert på gjennomgangen i dette notatet, samt diskusjoner i brukergruppen i earthresQue er det identifisert utfordringer og forskningsbehov for behandling av PFAS-forurenset jord i Norge.

4.1 Analysemetoder

Det store antallet PFAS, inkludert forløperforbindelser, skaper utfordringer ved at det ikke er kommersielt tilgjengelige analysemetoder for alle PFAS som potensielt finnes i jord og vann. Nye teknikker slik som "total oxidisable precursor assay (TOP Assay)" og analyse av total organisk fluor er lovende teknikker for å få bedre oversikt over det totale innholdet av PFAS.

4.2 Grenseverdier og regelverk

Trenden med at grenseverdier over tid blir strengere, at det blir satt grenseverdier for flere PFAS og at det er uklart hva framtidige grenseverdier vil bli, skaper usikkerhet rundt målsetting for vannrensing og jordvask. Det er også uklart hvilke konsentrasjoner som kan aksepteres liggende igjen på forurensete lokaliteter.

4.3 Forskningsbehov

4.3.1 Nivå av diffus forurensing

Manglende informasjon på PFAS-konsentrasjoner i jord utenfor PFAS-forurensete lokalitet gjør det utfordrende å vurdere om lave PFAS-konsentrasjoner som påvises skyldes lokal forurensing. En bedre oversikt over industri som potensielt slipper ut PFAS i resipienter vil hjelpe i kildesporing av påvist PFAS-forurensning.

Det er usikkert hvordan nivået av diffus forurensning er sammenliknet mot foreslått normverdi for PFOS i jord på 2 µg/kg t.s.

4.3.2 Utlekkingspotensiale over tid fra PFAS-forurensete masser

Det vil være nyttig å få kunnskap om langtids-utlekkingspotensiale fra PFAS-forurensete masser over tid. Dette gjelder både ubehandlede jordmasser og masser som er behandlet på ulikt vis (sorbent, tildekking, osv.). Forskjellige typer jord, ulik PFAS-forurensning og effekt av norske klimatiske forhold. For eksempel ved at det gjøres "long-term" feltforsøk på utlekking.

4.3.3 Bruk av vasket stein fra PFAS-forurensete masser

Dokumentasjon på konsentrasjoner og utlekkingspotensiale fra vasket stein fra PFAS-forurensete masser vil være nødvendig for framtidig gjenbruk.

4.3.4 Vannrensing

Rensing med aktivt kull er per i dag den mest brukte metoden for å rense PFAS-forurenset vann. Metoden fungerer, men er i praktisk bruk ofte kostbar og arbeidskrevende fordi filtermaterialet må byttes ofte. Høyt innhold av andre forbindelser i vannet, slik som organisk materiale, kan bidra til at filteret mettes fort og filtermaterialet må byttes ofte for å sikre tilstrekkelig rensing av PFAS. Alternative rensemetoder eksisterer, men er utprøvd i mindre grad. For vannrensing, spesielt i forbindelse med rensing av drikkevann, er det vanlig å kombinere en rekke behandlingssteg. Dette kalles "treatment train", og målet er at ulike behandlingssteg renser vann for ulike forurensninger.

Det vil være svært nyttig med forskning på vannrensing av komplekst vann, f.eks., sivevann, vann fra deponier og vann fra jordvaskeanlegg. Aktuelle temaer inkluderer å se på effekten av organisk innhold og andre parametere på levetiden til sorbenter slik som aktivt kull, inkludert mekanismer for sorpsjon av PFAS vs. andre parametere i vannet, og å undersøke potensialet for å kombinere ulike rensetrinn.

Det er behov for å øke rensesgraden av kortkjedede PFAS. I dag slippes det ut en del kortkjedede PFAS ved rensianlegg som ikke har omvendt osmose. Dette gir uønskede utslipp og kan gi et stort bidrag i \sum PFAS som miljømyndigheter og reguleringsarbeid trolig vil fokuseres mer mot i fremtiden.

5 Referanser

Bolan, N. *et al.* (2021) ‘Remediation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) contaminated soils – To mobilize or to immobilize or to degrade?’, *Journal of Hazardous Materials*, 401(September 2020). doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.123892.

EFSA (2008) ‘Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain’, *EFSA Journal*, pp. 1–131. doi: 10.2903/j.efsa.2008.653.

EFSA (2020) *PFAS in food: EFSA assesses risks and sets tolerable intake*. Available at: <https://www.efsa.europa.eu/en/news/pfas-food-efsa-assesses-risks-and-sets-tolerable-intake> (Accessed: 4 October 2020).

European Commission (2011) *PFOS EQS dossier 2011, prepared by the Sub-Group on Review of the Priority Substances List (under Working Group E of the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive)*.

European Union (2020) *Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the Quality of Water Intended for Human Consumption, Off. J. Eur. Union*.

Folkehelseinstituttet (2020) *Bestilling av kunnskapsstøtte: Hvilke nivåer av PFAS i fisk og drikkevann kan gi økt helserisiko?*

Hale, S. E.; Arp, H. P. H.; Slinde, G. A.; Wade, E. J.; Bjørseth, K.; Breedveld, G. D.; Straith, B. F.; Moe, K. G.; Jartun, M. and Høisæter, Å. (2017a) ‘Sorbent amendment as a remediation strategy to reduce PFAS mobility and leaching in a contaminated sandy soil from a Norwegian firefighting training facility’, *Chemosphere*, 171, pp. 9–18. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.057.

Hale, S. E.; Arp, H. P. H.; Slinde, G. A.; Wade, E. J.; Bjørseth, K.; Breedveld, G. D.; Straith, B. F.; Moe, K. G.; Jartun, M. and Høisæter, Å. (2017b) ‘Sorbent amendment as a remediation strategy to reduce PFAS mobility and leaching in a contaminated sandy soil from a Norwegian firefighting training facility’, *Chemosphere*, 171, pp. 9–18. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.057.

Høisæter, Å.; Arp, H. P. H.; Slinde, G.; Knutsen, H.; Hale, S. E.; Breedveld, G. D. and Hansen, M. C. (2021) ‘Excavated vs novel in situ soil washing as a remediation strategy for sandy soils impacted with per- and polyfluoroalkyl substances from aqueous film forming foams’, *Science of The Total Environment*, 794(0806), p. 148763. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148763.

Knutsen, H. K. *et al.* (2018) *Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), EFSA Journal*. doi: 10.2903/j.efsa.2018.5367.

Knutsen, H.; Mæhlum, T.; Haarstad, K.; Slinde, G. A. and Arp, H. P. H. (2019) ‘Leachate emissions of short- And long-chain per- And polyfluoroalkyl substances (PFASs) from various Norwegian landfills’, *Environmental Science: Processes and Impacts*, 21(11), pp. 1970–1979. doi: 10.1039/c9em00170k.

Luo, Q.; Lu, J.; Zhang, H.; Wang, Z.; Feng, M.; Chiang, S. Y. D.; Woodward, D. and Huang, Q. (2015) ‘Laccase-Catalyzed Degradation of Perfluorooctanoic Acid’, *Environmental Science and Technology Letters*, 2(7), pp. 198–203. doi: 10.1021/acs.estlett.5b00119.

Mahinroosta, R. and Senevirathna, L. (2020a) ‘A review of the emerging treatment technologies for PFAS contaminated soils’, *Journal of Environmental Management*. Academic Press. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109896.

Mahinroosta, R. and Senevirathna, L. (2020b) ‘A review of the emerging treatment technologies for PFAS contaminated soils’, *Journal of Environmental Management*. Academic Press. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109896.

Miljødirektoratet (2016) *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. M-608*.

Ng, C.; Cousins, I. T.; DeWitt, J. C.; Glüge, J.; Goldenman, G.; Herzke, D.; Lohmann, R.; Miller, M.; Patton, S.; Scheringer, M.; Trier, X. and Wang, Z. (2021) ‘Addressing Urgent Questions for PFAS in the 21st Century’, *Environmental Science & Technology*. doi: 10.1021/acs.est.1c03386.

Ross, I.; McDonough, J.; Miles, J.; Storch, P.; Thelakkat Kochunarayanan, P.; Kalve, E.; Hurst, J.; S. Dasgupta, S. and Burdick, J. (2018a) ‘A review of emerging technologies for remediation of PFASs’, *Remediation*, 28(2), pp. 101–126. doi: 10.1002/rem.21553.

Ross, I.; McDonough, J.; Miles, J.; Storch, P.; Thelakkat Kochunarayanan, P.; Kalve, E.; Hurst, J.; S. Dasgupta, S. and Burdick, J. (2018b) ‘A review of emerging technologies for remediation of PFASs’, *Remediation*, 28(2), pp. 101–126. doi: 10.1002/rem.21553.

Schrenk, D. *et al.* (2020) ‘Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food’, *EFSA Journal*, 18(9), p. 6223. doi: 10.2903/j.efsa.2020.6223.

Sørmo, E.; Silvani, L.; Bjerkli, N.; Hagemann, N.; Zimmerman, A. R.; Hale, S. E.; Hansen, C. B.; Hartnik, T. and Cornelissen, G. (2021) ‘Stabilization of PFAS-contaminated soil with activated biochar’, *Science of the Total Environment*, 763. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144034.

Zhang, Z.; Sarkar, D.; Kumar Biswas, J. and Datta, R. (2021) ‘Biodegradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review’, *Bioresource Technology*, 344(PB), p. 126223. doi: 10.1016/j.biortech.2021.126223.

FORSKNING



PRIVAT SEKTOR



OFFENTLIG SEKTOR



The earthresQue centre is a Centre for Research-based Innovation (SFI) funded by the Research Council of Norway. The centre will develop technologies and systems for sustainable handling and treatment of waste and surplus masses.

sfi = Senter for
forskningsdrevet
innovasjon

Norges forskningsråd

earthresQue