



STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT

REGERINGSUPPDRAG PFAS



Termisk behandling av PFAS

Desorption av PFAS från förorenad jord

2026

Diarienummer: 1.1-2210-1054

SGI uppdragsnummer: 10378

Totalt antal sidor: 48

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

Statens geotekniska institut. (2026). *Termisk behandling av PFAS: Desorption av PFAS från förorenad jord.*

Omslagsfoto: Adobe Stock

Förord

Det finns ett stort antal PFAS-förorenade områden i Sverige, och ännu fler potentiellt förorenade områden. För att uppnå miljö kvalitetsmålet *Giftfri miljö* behöver förorenade områden vara åtgärdade i så stor utsträckning att de inte utgör någon risk för människa eller miljö. Att sanera områden som är förorenade med PFAS är dock en utmaning eftersom PFAS har egenskaper som innebär att många konventionella åtgärdsmetoder som finns tillgängliga idag inte är effektiva.

Regeringen gav i regleringsbrevet för 2022 (M2021/02281) SGI i uppdrag att under åren 2022–2024 arbeta med forskning och effektiv kunskapsspridning som rör undersökning, utredning och åtgärder av PFAS-förorenade områden. Genom tilläggsbeslut 2022 (M2022/02057) gjordes en mindre ändring. Enligt regeringens tilläggsbeslut 2023 (KN2023/02439) förlängdes tidpunkten för slutredovisning regeringsuppdraget till senast den 1 september 2026. Projektet fick arbetsnamnet RU PFAS och omfattar flera forskningsprojekt. Denna rapport sammanfattar arbetet i ett av dem. I rapporten beskrivs det aktuella kunskapsläget kring termisk behandling av PFAS-förorenad jord och de resultat som framkommit i laborietester. Målgruppen för denna rapport är främst tillsynsmyndigheter, konsulter och verksamhetsutövare i deras arbete med PFAS-förorenade områden.

SGI har haft det övergripande ansvaret för forskningsprojektet om termisk behandling inom RU PFAS. Rapporten har huvudsakligen utarbetats av SGI tillsammans med Felicia Fredriksson vid Örebro universitet. Laborietesterna har genomförts av Örebro universitet i samarbete med SGI och med stöd av Sveriges geologiska undersökning (SGU). Projektgruppen vid Örebro universitet har bestått av Felicia Fredriksson (projektledare), Ingrid Ericson Jogsten och Leo Yeung. Vid SGI har projektgruppen bestått av Malin Montelius, Michael Pettersson, Anja Enell, Dan Berggren Kleja och Carolina Ersson. Från SGU har Klas Arnerdal deltagit i projektet.

Malin Montelius

Uppdragsledare

Carolina Ersson

Granskare

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Förkortningar	6
1 Inledning	7
1.1 Bakgrund och syfte	8
1.2 Avgränsningar	8
1.3 Målgrupper	9
1.4 Organisation och finansiering	9
1.5 Läsanvisning	9
2 Termisk behandling av PFAS	10
2.1 Förbränning	10
2.2 Termisk desorption	11
2.3 Analys av gaser	13
2.4 Pilotförsök och praktiska erfarenheter.....	13
2.5 Avfallsförbränning som behandlingsmetod	14
3 Laboratoriestudier av termisk desorption	16
3.1 Metodbeskrivning.....	16
3.2 Kemiska analysmetoder.....	18
3.3 Resultat från jordanalyser.....	21
4 Diskussion och slutsatser.....	34
Referenser.....	37

Bilagor

1. Provupparbetning
2. Analyserade PFAS

Sammanfattning

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en stor grupp fluorerade kemikalier som har fått många användningsområden på grund av sina egenskaper. Många av dessa ämnen är dock mycket svåra att bryta ner vilket kan leda till långsiktiga miljö- och hälsorisker. Detta, tillsammans med strängare regleringar, medför att det ställs ökade krav på sanering av områden förorenade med PFAS. Befintliga saneringsmetoder uppvisar ofta begränsad effektivitet vilket understryker behovet av att utveckla och utvärdera åtgärdsmetoder som är både mer effektiva samt hållbara ur miljö- och kostnadsperspektiv. Denna rapport sammanfattar resultat från en laboratoriestudie med fokus på termisk desorption av PFAS från jord, och utifrån det dras slutsatser om metodens begränsningar och risker.

Termisk desorption innebär att förorenad jord värms upp så att PFAS som är adsorberad till jorden förångas och övergår i gasfas. Vi bästa möjliga utfall omvandlas PFAS till fluor. Laboratorieförsöken visade att behandlingstid och temperatur var avgörande för reningsgraden. Analys av 75 enskilda PFAS (Σ_{75} PFAS) visade att dessa avlägsnades mycket effektivt vid temperaturer över 450 °C, och redan efter 15 minuter hade mer än 99 % av de dessa PFAS försvunnit från jorden. Oxidering av den termiskt behandlade jorden visade dock att jorden innehöll en betydande andel PFAS utöver de som omfattas av analysen Σ_{75} PFAS. Även analyser av extraherbart organiskt fluor (EOF) visade att andra typer av PFAS fanns kvar i jorden efter termisk behandling. För att avlägsna dessa PFAS krävdes behandling i 600 °C vid en behandlingstid på 15 minuter. Då temperaturen begränsades till 250 °C krävdes en mycket lång behandlingstid (7 dagar) för att inget EOF skulle kunna detekteras. Av resultaten framgår också att sulfonsyror kräver högre temperaturer för att desorberas än karboxylsyror, och att vissa PFAS kan omvandlas till karboxylsyror vid olika temperaturer.

Avfallsförbränning är den vanligaste behandlingen av restavfall i Sverige. Vid förbränning av restavfall som innehåller PFAS kan olika nedbrytningsprodukter bildas, framför allt om behandlingstemperaturen inte är tillräckligt hög eller om uppehållstiden i förbränningszonen är för kort. Förekomsten av nedbrytningsprodukter är påtaglig vid temperaturer runt 800 °C, men låga halter påvisas även när förbränningstemperaturen överstiger 1 100 °C. Det är alltså viktigt att avfallsanläggningar som förbränner PFAS-innehållande restavfall har tillförlitlig rökgasrening.

Sammanfattningsvis bedöms termisk behandling kunna vara en effektiv saneringsmetod för PFAS-förorenad jord, under förutsättning att processbetingelserna är de rätta. En av de största nackdelarna är att metoden är energikrävande eftersom höga temperaturer är en förutsättning för dess effektivitet som saneringsmetod. Metoden lämpar sig därför i de flesta fall främst för mindre jordvolymmer med höga föroreningshalter.

Förkortningar

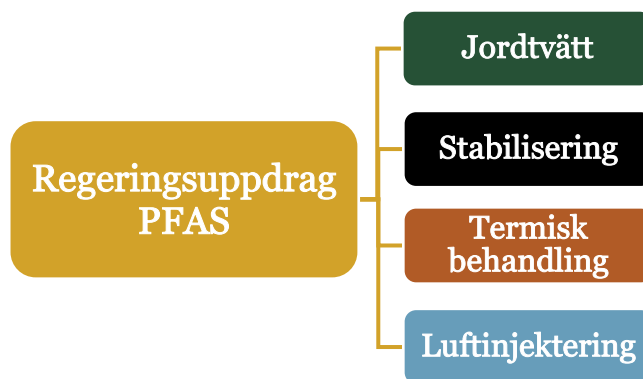
Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ F ₂	Fluorapatit
CIC	Förbränningsjonkromatografi
DE	Destruktionseffektivitet
DRE	Destruktions- och avlägsnandeeffektivitet
dTOP	Direktoxidering för analys av totalt oxiderbara prekursorer
EOF	Extraherbart organiskt fluor
eTOP	Extrakttoxidering för analys av totalt oxiderbara prekursorer
GC	Gaskromatografi
HR-GC-orbitrap	Högupplösande gaskromatografi kopplad till orbitrap-masspektrometer
HR-LC-QTOF	Högupplösande vätskekromatografi
IC	Jonkromatografi
IF	Oorganiskt fluor
IS	Internstandard
LC-MS/MS	Vätskekromatografi kopplad till tandem-masspektrometri
Na ₃ AlF ₆	Kryolit
OTM-45	Other Test Method 45
OTM-50	Other Test Method 50
PFAS	Per- och polyfluorerade ämnen
PIC	Product of Incomplete Combustion
RSD	Relativ standardavvikelse
RU PFAS	Regeringsuppdrag PFAS
SERDP	The Strategic Environmental Research and Development Program
SFC-MS/MS	Superkritisk vätskekromatografi kopplad till tandem-masspektrometri
TF	Totalfluor
UPLC	En vätskekromatografiteknik
US EPA	US Environmental Protection Agency
WAX	Svag anjonbytare
WCX	Svag katjonbytare
XAD-2	En sorbent för organiska ämnen

Namn och förkortningar på de olika PFAS som analyserats finns sammanställda i bilaga 2.

1 Inledning

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en ämnesgrupp som består av tusentals olika fluorerade föreningar. PFAS har egenskaper som gör att de används i många produkter och inom flera olika områden. Den breda användningen av PFAS har lett till att dessa ämnen nu finns spridda i miljön, vilket i allt högre grad lyfts fram som ett problem framför allt på grund av de långsiktiga miljö- och hälsoriskerna som detta kan innebära. Det är dock svårt att sanera områden som är förorenade med PFAS eftersom många av dagens konventionella åtgärdsmetoder inte är effektiva. Därför behöver nya metoder utvecklas för att kunna åtgärda PFAS i såväl jord som vatten som har förorenats av dessa ämnen.

Statens geotekniska institut (SGI) fick genom sitt regleringsbrev för 2022 i uppdrag att arbeta med forsknings- och utvecklingsprojekt som rör undersökning, utredning och åtgärder av PFAS-förorenade områden. Under 2022 fattade SGI beslut om att starta fyra forskningsprojekt inom ramen för regeringsuppdraget (RU PFAS) i syfte att utveckla och validera åtgärdsmetoder för PFAS-föreningar i jord och grundvatten genom tillämpning inom statligt förorenade områden. De fyra forskningsprojekten har fokuserat på utveckling av fyra olika åtgärdsmetoder: jordtvätt, stabilisering, termisk behandling respektive luftinjektering, se figur 1.



Figur 1. Schematisk bild över de fyra forskningsprojekten inom SGI:s regeringsuppdrag om PFAS (RU PFAS).

Arbetet har omfattat både laborieförsök och tillämpning av metoder i pilotskala. Arbetet har utförts tillsammans med Sveriges geologiska undersökning (SGU) och i samverkan med Naturvårdsverket och andra statliga myndigheter. Målet med regeringsuppdraget är att stärka kunskapsläget inom branschen om åtgärdsmetoder för PFAS och att påskynda saneringen av PFAS-förorenade områden så att det nationella miljö kvalitetsmålet om en giftfri miljö kan uppnås.

Den här rapporten ingår i SGI:s forskningsprojekt *Termisk behandling av PFAS-förorenad jord*, härnäst kallat forskningsprojektet. I denna rapport beskrivs översiktligt kunskapsläget om termisk behandling av PFAS-förorenad jord och det forskningsarbete och de laborieförsök som utförts av Örebro universitet.

1.1 Bakgrund och syfte

Med tiden har det blivit allt tydligare att väldigt många områden är förorenade med PFAS. Direkta (primära) föroreningskällor för spridning i miljön är exempelvis platser där PFAS-innehållande släckmedel har använts och förorenat jorden eller industrier som använder PFAS. Sekundära källor för PFAS-utsläpp till miljön är exempelvis reningsverk, förbränningsanläggningar och deponier (KemI, 2021). PFAS har lyfts som en grupp ämnen som utgör en risk för människors hälsa och miljön, vilket har föranlett till skärpta regleringar och miljökrav, både nationellt och internationellt. Behovet av att sanera och åtgärda förorenade områden har också blivit alltmer akut, men konventionella saneringsmetoder har visat sig vara otillräckligt effektiva för att hantera dessa ämnen.

Idag finns endast ett begränsat utbud av kommersiellt tillgängliga metoder för att sanera jord som är förorenad med PFAS (ITRC, 2023). En av dessa är urschaktning med efterföljande omhändertagande vid en förbränningsanläggning. Förbränning har dock flera nackdelar ur hållbarhetssynpunkt eftersom metoden innebär hög energiförbrukning vilket normalt också innebär ett stort koldioxidavtryck samtidigt som den är kostsam. Sammanfattningsvis finns ett stort behov av att utveckla och utvärdera åtgärdsmetoder för PFAS, och detta projekt är ett steg i att tillgodose det behovet.

Det övergripande syftet med forskningsprojektet är att stärka kunskapen om termisk behandling av PFAS-förorenad jord inom branschen. Forskningen som utförts vid Örebro universitet har gått ut på att studera termisk desorption av PFAS från jord i laboratorieskala och utifrån det dra slutsatser om begränsningar och risker med metoden i större skala. Projektet fokuserar på mobiliseringen av PFAS från jord, snarare än på själva destruktionen av PFAS. I praktiken innebär detta att man först försöker driva av PFAS från jord och därefter samla upp föroreningarna för att på ett säkert sätt hantera dessa vidare.

Forskningen vid Örebro universitet har därför utformats för att besvara följande frågor:

- Bryts PFAS ned vid de temperaturer som används vid termisk desorption?
- Hur kan man upprätta en mer pålitlig och exakt massbalans vid värmebehandling av PFAS?
- Vilka risker finns vid tillämpning av termisk behandling av PFAS-förorenad jord?

1.2 Avgränsningar

Det finns flera metoder som syftar till att destruera PFAS termiskt. Destruktionsmetoder är dock inte i fokus inom forskningsprojektet, varför förbränning som är en av dessa metoder, endast behandlas översiktligt i denna rapport. För mer utförlig information om destruktionsmetoder för PFAS hänvisas istället till litteraturen (t.ex. Kang et al., 2023; Longendyke et al., 2022; Meegoda et al., 2022; UBA, 2020; Zhang et al., 2023).

Termisk behandling kan tillämpas på olika typer av matriser. Denna rapport har fokus på behandling av jord.

Örebro universitets arbete inom ramen för detta projekt har omfattat kemisk analys av PFAS i jord och i de gaser som bildas vid termisk behandling. I denna rapport redovisas delar av de resultat som rör halter i behandlad jord. Halter i gasfas och resultatet från den fördjupade analysen av halter i jord som genomförts kommer att redovisas i vetenskapliga artiklar i ett senare skede.

1.3 Målgrupper

Målgrupperna för forskningsprojektet är flera. Projektet vänder sig till aktörer inom branschen, forskare som arbetar med förorenade områden, verksamhetsutövare med ansvar för efterbehandling av PFAS-förorenade områden, konsulter som utreder och föreslår åtgärder för förorenade områden samt entreprenörer som arbetar med efterbehandling. Även myndigheter som ansvarar för tillsyn av förorenade områden samt verksamhetsutövare som arbetar med avfallsförbränning eller energiproduktion kan vara intresserade av delar av resultaten.

1.4 Organisation och finansiering

SGI har haft det övergripande ansvaret för genomförandet av forskningsprojektet om termisk behandling inom RU PFAS. Rapporten har huvudsakligen utarbetats av Malin Montelius och Michael Pettersson vid SGI samt Felicia Fredriksson vid Örebro universitet. Laboratorieförsöken och forskningsarbetet har genomförts av Örebro universitet i samarbete med SGI och med stöd av SGU. Projektet finansieras genom regeringens anslag 1:4 för sanering och återställning av förorenade områden. Inom ramen för detta har SGU bekostat en postdoktorandtjänst.

Från Örebro universitet har projektgruppen bestått av Felicia Fredriksson (projektledare), Ingrid Ericson Jogsten och Leo Yeung. Projektgruppen inom SGI har bestått av Malin Montelius (uppdragsledare), Michael Pettersson, Anja Enell, Dan Berggren Kleja och Carolina Ersson (granskare). Från SGU har Klas Arnerdal deltagit.

1.5 Läsanvisning

Bakgrund och syfte med projektet presenteras i kapitel 1. I kapitel 2 beskrivs metoder för termisk behandling av PFAS, medan kapitel 3 redogör för design och resultat från laboratorieförsöken som genomförts vid Örebro universitet. I kapitel 4 finns en fördjupad diskussion och här redovisas även de slutsatser författarna drar baserat på genomfört arbete. Beskrivningar av analysmetoder och provupparbetning som gjorts inom forskningsprojektet finns i bilagorna i slutet av rapporten.

2 Termisk behandling av PFAS

Med termisk behandling avses metoder där föroreningar i en matris behandlas genom tillförsel av värme. Metoden kan genomföras ex situ, vilket betyder att den utförs på uppgrävda massor i stationära eller mobila behandlingsanläggningar. Den kan också utföras in situ genom att hela jordvolymen värms upp på plats, dvs utan föregående uppgrävning. Termisk behandling kan delas upp i metoder som innebär att föroreningen (förångas) desorberas och därefter omhändertas, och metoder som medför att föroreningen destrueras, se 2.1 och 2.2

För att beskriva hur effektiv termisk behandling är används begreppen destruktions effektivitet (eng. *destruction efficiency, DE*) och destruktions- och avlägsnandeeffektivitet (eng. *destruction and removal efficiency, DRE*). Det första beaktar hur mycket av ursprungsmaterialet som destrueras, och det andra inkluderar även hur mycket som passerar genom ett efterföljande reningssteg för avgående gaser (Shields et al., 2023a).

2.1 Förbränning

Förbränning är en teknik som tillämpas för olika typer av föroreningar i både fast och vätskeformigt avfall. Det uppges vara en av få metoder som i dagsläget kan användas för att destruera PFAS (ITRC, 2023), även om metodens effektivitet för PFAS till viss del är oklar. För att destruera PFAS krävs högre temperaturer än de som beskrivs nedan för termisk desorption. Många studier menar att PFAS destrueras först när temperaturen överstiger 1 000 °C, men de är baserade på begränsade data (Longendyke et al., 2022). För att t ex destruera tetrafluormetan, som kan bildas vid förbränning av PFAS, krävs temperaturer på över 1 400 °C (Blotevogel et al., 2025). En uppdaterad version av ett vägledningsdokument om destruktions av PFAS (US EPA, 2024) indikerar att det kan krävas temperaturer över 1 100 °C för att uppnå en hög grad av destruktions och att enbart ett fåtal restprodukter ska bildas, se nedan. Resultat från studier där PFAS har mätts i aska från kommersiella förbränningsanläggningar kan tolkas som att förbränningen är ofullständig, vilket kan bero på otillräcklig temperatur eller uppehållstid (Longendyke et al., 2022). Ofullständig förbränning kan även bero på att omblandningen i förbränningszonen inte är tillräcklig (US EPA, 2024).

Effektiviteten av en förbränningsprocess för destruktions av PFAS beror bland annat på förbränningstemperaturen och uppehållstiden i förbränningszonen. Vid fullständig förbränning bildas bland annat kolmonoxid, koldioxid, vatten och vätefluorid (Meegoda et al., 2022). Om förhållandena inte är de rätta, exempelvis då temperaturen är för låg eller uppehållstiden för kort, blir destruktions inte fullständig utan restprodukter bildas i form av fluorerade ämnen av mindre storlek (eng. *products of incomplete combustion, PIC*) vilka sedan blir kvar i askan eller i förbränningsgasen. Exempel på föreningar som kan bildas är hexafluoretan och koltetrafluorid, två ämnen som ingår i gruppen växthusgaser. Även ultrakorta perfluorerade karboxylsyror (TFA och PFPrA) har påvisats vid termisk behandling av olika typer av perfluoralkyleter karboxylsyror, exempelvis hexafluorpropylenoxid dimersyra (HFPO-DA) (Alinezhad et al., 2023; Weber et al., 2025),

och olika typer av PFAS-innehållande släckmedel (Mattila et al., 2024). Mängden PIC ökar med lägre temperaturer, och bildandet av restprodukter är betydande vid temperaturer kring 800 °C och därunder. Restprodukter har även påvisats när förbränningstemperaturen överstiger 1 100 °C, men då i låga halter (Mattila et al., 2024).

2.2 Termisk desorption

Med termisk desorption avses en metod där fast material värms upp tills de föroreningar som materialet innehåller förångas (desorberas). Metoden är väletablerad och används idag för att behandla flyktiga och halvflyktiga föroreningar såsom PAH, PCB, DDT och kvicksilver (Zhao et al., 2019). Termisk desorption kan delas in i lågtemperaturprocess och högtemperaturprocess. Gränsen mellan dessa är flytande, men anses normalt ligga kring 300–350 °C (Kristanti et al., 2022; Zhao et al., 2019).

Termisk desorption kan genomföras både in situ och ex situ. Fördelen med in situ är att massorna inte behöver schaktas ur och dessutom transporteras om behandlingen behöver göras vid en extern anläggning. In situ-behandling kräver dock ofta längre behandlingstider (Kristanti et al., 2022).

Den temperatur som används vid termisk desorption är inte tillräckligt hög för att destruera PFAS. De ämnen som förångas måste därför samlas upp. Exempelvis kan gaserna passera ett filter, vanligtvis ett kolfilter, eller en våtskrubber. Uppsamlingsmediet, filtret alternativt PFAS-innehållande vatten behöver sedan omhändertas för regenerering alternativt destruktion. Efter desorbering av PFAS från jord kan också ett kompletterande steg där gasfasen som innehåller PFAS leds genom en förbränningskammare för destruktion.

Faktorer som påverkar reningsgraden vid termisk behandling av jord är bland annat behandlingstid, partikelstorlek, fukthalt, föroreningskoncentration och föroreningstyp (Kristanti et al., 2022). Tillsats av vissa ämnen har också visat sig ha betydelse. Exempelvis ökar mineraliseringen av PFAS vid termisk behandling om kalcium adderas (Riedel et al., 2021; F. Wang et al., 2011, 2015a).

Den temperatur som jorden behöver värmas upp till beror på vilka föroreningar den innehåller. PFAS är en grupp ämnen med väldigt varierande flyktighet. Ju längre den perfluorerade alkylkedjan är och ju fler fluoratomer som är bundna till kolatomen, desto högre temperatur krävs för att förånga PFAS (Longendyke et al., 2022). Typ av funktionell grupp som molekylens innehåller har också betydelse. Perfluorerade karboxylsyror (PFCA) förångas lättare än sulfonsyror av samma kedjelängd (Sonmez Baghirzade et al., 2021). Vissa uppgifter tyder på att 350–450 °C är tillräckligt för att förånga vissa PFAS i jord (Crownover et al., 2019a; Sörengård et al., 2020a). Andra uppgifter indikerar att det krävs betydligt högre temperaturer (Longendyke et al., 2022). Kunskapen om hur kortkedjiga PFAS och deras prekursorer beter sig är begränsad (UBA, 2020).

Enligt Weber et al. (2023) bryts PFOA ner redan vid temperaturer över 400 °C, och ingen PFOA kan detekteras efter behandling i temperaturer över 750 °C. De huvudsakliga produkter som detekteras i gasfasen vid temperaturer under 600 °C är koldioxid och perfluorhepten. Vid temperaturer över 600 °C bildas även vätefluorid, tetrafluoretylen, hexafluoretan och kolmonoxid. I studien konstateras att det sannolikt krävs mycket höga temperaturer för att bryta ned perfluoralkener såsom perfluorhepten. Rocchio et al. (2025) rapporterade att förbränning av PFOA i en ugn på pilotskalenivå resulterade i bildning av PFCA med kortare kolkedja än PFOA. Teoretisk modellering vid maxtemperaturer på 750–850 °C indikerar att TFA och andra kortkedjiga nedbrytningsprodukter av PFAS kan bildas.

I en laboratoriestudie av Crownover et al. (2019a) behandlades jord vid 220 °C, 300 °C, 350 °C respektive 400 °C under 10–14 dagar. Vid 220 °C noterades en minimal desorption från jorden av de tio PFAS som analyserades. Vid 300 °C var reduktionen mellan 52 % (PFHxS) och 97 % (PFNA). Höjdes temperaturen till 350 °C avlägsnades 99 % eller mer av samtliga tio PFAS.

En laboratoriestudie av Söregård et al. (2020a) visade att andelen PFAS som avlägsnades från den termiskt behandlade jorden i allmänhet ökade med temperaturen. I studien konstateras att jordtyp, initial föroreningskoncentration och typ av PFAS påverkar andelen PFAS som desorberas. Studien visade också att möjlig reningsgrad var lägre för fältkontaminerad jord i jämförelse med jord som hade spikats på laboratorium. Söregård et al. föreslår att detta kan bero på att föroreningshalterna var lägre i den fältkontaminerade jorden alternativt att PFAS bundits starkare till den jorden. Det framgick även av studien att halten av en kortare perfluorerad karboxylsyra (PFBA) ökade vid termisk behandling i temperaturer på 150–450 °C, vilket kan ha sin förklaring i att prekursorer omvandlats till PFBA.

Krüger A/S har genomfört en laboratoriestudie där man behandlade PFAS-förorenad jord termiskt (Eriksen et al, 2022). Jorden innehöll cirka 175 mg PFAS per kg jord och drygt 50 % var PFOS. En temperatur på 250 °C var inte tillräcklig för att desorbera föroreningen, men när temperaturen höjdes till 350 °C kunde endast PFOS påvisas i den behandlade jorden och halten reducerades till cirka 6 µg/kg.

Termisk desorption kan också användas för att regenerera aktivt kol som till exempel använts i vattenfilter. Ur hållbarhetssynpunkt är det fördelaktigt om det aktiva kolet kan återanvändas, och det finns olika tekniker för att kolet ska kunna användas igen (Gagliano et al., 2023a). Man skiljer mellan reaktivering och generering av kolet (DiStefano et al., 2022). Reaktivering innebär att kolet behandlas vid temperaturer på 800–1 000 °C i syfte att återställa det aktiva kolets ursprungliga egenskaper och ta bort eventuella kvarvarande föroreningar (Gagliano et al., 2023b). Regenerering sker vid betydligt lägre temperatur och syftet är att avlägsna en del av föroreningarna. De fysikaliska och kemiska egenskaperna hos aktivt kol förändras dock efter flera regenereringcykler (Siriwardena et al., 2021). Termisk regenerering kan skada det aktiva kolet; det får färre adsorptionsytor, minskad porvolym samt en massförlust på 5–10 % (Matthis och Carr, 2018).

2.3 Analys av gaser

Det saknas till stor del standardiserade metoder för provtagning och kemisk analys av PFAS i gaser. US EPA har tagit fram två metoder för att mäta utsläpp av PFAS från stationära källor: *Other Test Method 45* (OTM-45) för analys av semivolatila PFAS och OTM-50 för analys av volatila PFAS (US EPA 2025a & 2025b). Metoderna har vid tidpunkten för denna rapport inte implementerats vid kommersiella laboratorier i Sverige, men åtminstone ett svenskt forskningslaboratorium (IVL) kan tillhandahålla dem. IVL har också ett genomfört ett projekt som syftade till att utvärdera tre analysmetoder för att mäta PFAS i rökgaser från avfallsförbränning, OTM-45, OTM-50 och en modifierad metod baserad på EN 1948-1 (Strandberg et al., 2025).

2.4 Pilotförsök och praktiska erfarenheter

Termisk behandling av PFAS-förorenad jord ex situ har demonstrerats i fältskala vid flera objekt i USA (ITRC, 2023). Inom ramen för ett forskningsprojekt (SERDP¹ ER20-5250) har också ett pilotförsök genomförts med termisk desorption in situ där cirka 90 m³ jord (behandlingsdjup 4 m) i en källzon ovan grundvattenytan behandlades (Navfac, 2024). Föroreningen utgjordes till 75 % av PFOS i halterna 137–958 µg/kg. Ytligt förekommande grundvatten gjorde att måltemperaturen på 350 °C inte uppnåddes i samtliga delar av behandlingsområdet. Efter 147 dagar hade den totala mängden PFAS reducerats med 98 %, och koncentrationen av PFOS och PFOA minskade med åtminstone 97 %. En slutsats är att PFAS avlägsnades effektivt (90–99 %) i det område där temperaturen kunde hållas på 350 °C i sex dagar.

I ett annat forskningsprojekt utvärderas ett mobilt system för behandling av PFAS-förorenad jord on site genom termisk desorption av PFAS i jord följt av termisk oxidation för att destruera den PFAS som avgår i form av gaser (ESTCP, 2025). Projektet planeras att avslutas under 2025 och när denna rapport slutfördes fanns inga resultat redovisade.

Det amerikanska företaget TRS Group har ett patent på en metod för att behandla PFAS-förorenad jord med termisk desorption (TRS, 2025) där man använder konduktiv uppvärmning. Företaget driver flera pilotstudier för att behandla PFAS-förorenad jord termiskt, både in situ och ex situ. En del av dem ingår i de två forskningsprojekten, ER20-5198 och ER23-8369.

Termisk behandling av PFAS har studerats i en pilotskalanläggning som US EPA har tagit fram (Krug et al., 2022a; Mattila et al., 2024; Shields et al., 2023a; Weber et al., 2025). Shields et al., (2023) behandlade termiskt ett släckmedel som främst innehåller PFOS, och fick en reningsgrad för kvantifierbara PFAS på mer än 99,99 % och få detekterbara PIC vid en temperatur över 1 090 °C. Temperaturer mellan 970 °C och 810 °C gav liknande reningsgrader för många av ämnena, men för PFBA var reningsgraden under 50 % vid 810 °C. Enligt Shields et al. (2023b) kan detta bero på att PFCA med kortare kolkedja är mer stabila eller på att ämnet bildas i processen.

¹ The Strategic Environmental Research and Development Program. Ett forskningsprogram som drivs av amerikanska Departement of Defence i samarbete med Department of Energy och US EPA.

Betydande koncentrationer av PIC påvisas när temperaturer under 1 000 °C används. Detta styrks av Mattila et al. (2024) i ett försök där man fokuserade på restprodukter i de gaser som uppstår vid behandling av fyra typer av PFAS-innehållande släckmedel. Emissionen av PFCA, främst ultrakorta (TFA och PFPrA) och PFBA ökar med minskande förbränningstemperatur (760 °C respektive 820 °C). En slutsats är att det kan vara olämpligt att basera resultat av termisk behandling enbart på reningsgraden för kvantifierbara PFAS (det som på engelska betecknas DE), vilket även Gehrman et al. (2024) konstaterar. TFA och PFPrA, tillsammans med andra korta fluorerade kolföreningar, bildas även när en lösning av HFPO-DA behandlas termiskt vid temperaturer på 750–920 °C (Weber et al., 2025). Lägre temperatur ger större mängd. Krug et al. (2022b) har studerat termisk behandling av fluorerade kylmedier: koltetrafluorid (CF₄), trifluormetan (CHF₃) och hexafluoretan. De konstaterade att CF₄ är den förening som är svårast att bryta ned. För att uppnå en destruktionseffektivitet på cirka 95 % krävdes en temperatur på cirka 1 400 °C. För trifluormetan uppnåddes en DE på över 99 % vid en temperatur på cirka 930 °C och för hexafluoretan en DE på över 99 % vid 1 060 °C.

Swedavia har genom Sweco utfört test med termisk behandling på jordmassor från Arlanda Airports PFAS-förorenade områden (Sweco, 2022). Jord skickades till Krüger A/S i Danmark där jorden värmdes upp till 400 °C i 14 dagar. Resultaten visade en reduktion av Σ₃₀PFAS i jorden, från 9 100 µg/kg till 0,68 µg/kg (halter under rapporteringsgräns inte inräknade).

2.5 Avfallsförbränning som behandlingsmetod

Avfallsförbränning är den vanligaste behandlingen av restavfall i Sverige och det finns sammanlagt 38 förbränningsanläggningar (Strandberg et al., 2021). Anläggningar som förbränner fast eller flytande avfall i en förbränningsanläggning styrs av förordning (2013:253) om förbränning av avfall. I förordningen beskrivs två typer av förbränningsanläggningar:

- 1) avfallsförbränningsanläggning, används främst för att förbränna avfall men kan även ge energi
- 2) samförbränningsanläggning, ska huvudsakligen producera energi men avfall används som bränsle.

Med avfallsförbränning menas värmebehandling av avfall genom oxidation eller andra värmebehandlingsprocesser som pyrolys, förgasning eller plasmprocess, förutsatt att de ämnen som bildas efter behandlingen slutligen förbränns.

Förordningen ställer också krav på vilka temperaturer som anläggningarna ska uppnå. En förbränningsanläggning ska säkerställa att rökgaserna når minst 850 °C i två sekunder, eller 1 100 °C i två sekunder om förbränningen avser farligt avfall som innehåller mer än 1 % organiska halogenföreningar uttryckt som klor. Temperaturen ska mätas kontinuerligt i avfall som innehåller dessa ämnen, nära förbränningskammarens innervägg.

Avfall som innehåller PFOS, PFOA och PFHxS omfattas av förordning (EU) nr 2019/1021 (EU, 2025). Förordningen inkluderar bland annat bestämmelser om avfallshantering. Den innehåller gränsvärden för avfall som omfattas av kraven på destruktion eller irreversibel omvandling, se tabell 1. Avfall som innehåller dessa ämnen i halter som underskrider gränsvärdena behöver inte destrueras eller omvandlas irreversibelt.

Tabell 1. Gränsvärden för avfall enligt bilaga IV till förordning (EU) nr 2019/1021 (EU, 2025).

Grupp	Gränsvärde (mg/kg)
PFOS och dess derivat	50
PFOA och dess salter	1
PFOA-relaterade föreningar	40
PFHxS och dess salter	1
PFHxS-relaterade föreningar	40

PFAS finns i en mängd olika produkter, som när de når slutet av sin livscykel ofta hanteras genom avfallsförbränning med energiåtervinning. I Sverige förbrändes drygt 50 % av allt hushållsavfall 2024, vilket motsvarar cirka 2,5 miljoner ton (Avfall Sverige, 2024). Vid kommunal avfallsförbränning omvandlas fast avfall till aska som samlas i botten av ugnen (så kallad bottenaska) eller avskiljs från rökgaserna med hjälp av filter (flygaska). Skrubbrar används för att fånga upp gasformiga ämnen innan de släpps ut i atmosfären via rökgaserna. När rökgasen kyls bildas flytande restprodukter (kondensat), vilka behandlas innan de släpps ut till det kommunala avloppssystemet eller till ytvatten.

Det är i dagsläget svårt att bedöma vilka mängder PFAS som förekommer i avfallet, eftersom kunskapsunderlaget är begränsat. Teoretiskt sett leder fullständig förbränning av PFAS, det vill säga mineralisering, till bildning av koldioxid, vatten och vätefluorid som slutprodukter. De starka bindningarna mellan kol och fluor kräver hög energi för att brytas. Som beskrivits ovan bryts inte PFAS ner helt förrän runt 1 000 °C, vilket betyder att nedbrytningen kanske inte är total när icke farligt avfall förbränns utifrån avfallsförordningens krav på 850 °C i minst två sekunder. En studie av förbränningsrester från 27 svenska avfallsförbränningsanläggningar (Johansson et al., 2024) visade i allmänhet låga koncentrationer av PFAS från de flesta anläggningar. Sammantaget hade ungefär hälften av de förbränningspannor som undersöktes PFAS i flygaskan och ungefär en tredjedel hade PFAS i bottenaskan och i kondensatvattnet. Koncentrationen av PFAS i flygaska på samlingsprover från 15 ugnar var 0,2–38 µg/kg. I proverna från bottenaska var koncentrationen 0,2–13 µg/kg och i kondensatvatten var den 0,3–183 ng/l (Johansson et al., 2024). Stickprovtagning av rökgaser under verkliga driftförhållanden i fyra svenska avfallsanläggningar visade på förekomst av PFPrA, PFBA och PFPeA, PFHpA och 6:2 FTS klordifluormetan (HCFC-22) och triklorfluormetan (CFC-11) (Strandberg et al., 2025).

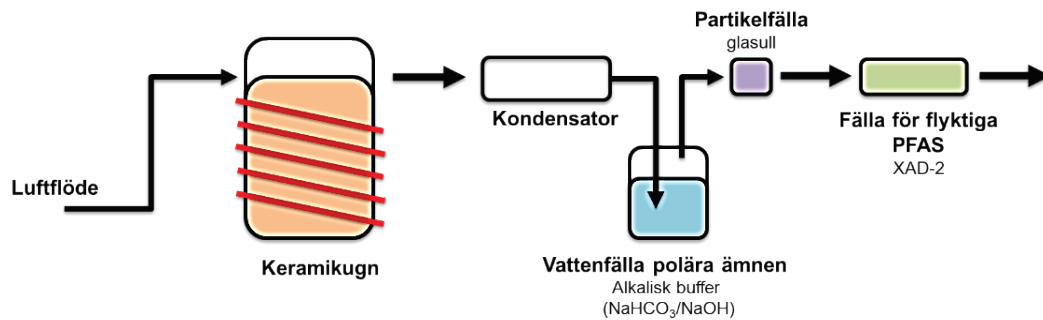
US EPA har publicerat ett vägledningsdokument som sammanfattar aktuell kunskap om destruktion och avfallshantering av PFAS och material som innehåller PFAS, samt listar möjliga behandlingsmetoder (US EPA, 2024). En av dem är termisk destruktion, för vilken man har analyserat driftsförutsättningarna vid flera olika typer av anläggningar. US EPA menar att vid vissa amerikanska anläggningar för förbränning av farligt avfall, och några anläggningar som regenererar aktivt kol så det kan återanvändas, finns förutsättningar utifrån uppmätta driftsparametrar som tyder på att det är möjligt att uppnå fullständig destruktion av PFAS. Samtidigt finns det fortfarande oklarheter, till exempel kring vilka restprodukter som kan bildas vid ofullständig förbränning och hur stor risken för utsläpp av PFAS till luften kan vara från anläggningar som körs vid lägre temperaturer. Detta är en vanlig situation vid exempelvis kommunala avfallsförbränningsanläggningar.

3 Laboriestudier av termisk desorption

Vid Örebro universitet genomfördes termisk behandling av PFAS-förorenad jord i laboriestudier. Försöksuppställningen syftade till att kunna samla upp så mycket av de förångade fluorämnena som möjligt som bildades vid behandlingen. Fokus för arbetet har legat på att optimera uppsamlingen av gas, förstå vilka faktorer som påverkar effekten av termisk behandling genom korttids- och långtidsexperiment och utveckla en omfattad analysmetod för alla matriser efter den termiska behandlingen. En betydande del av arbetet har varit att utveckla en metodik för provhantering i samband med analys av olika matriser inom detta projekt. Den provupparbetning som genomförts beskrivs i detalj i bilaga 1.

3.1 Metodbeskrivning

Inom projektet har en försöksuppställning tagits fram där den centrala komponenten utgörs av en keramikugn, med en särskilt utformad kammare. I kammaren fanns plats för det jordprov som skulle behandlas, och möjlighet att låta ett kontrollerat luftflöde passera igenom. Kammaren värms upp, och luft får passera genom den. Volatila PFAS frigörs från jorden vid uppvärmning och transporteras med luftflödet till utloppet för luft, där luftburna PFAS samlas upp i flera steg. I det första steget passerar luften genom en kondensator som också kyler luften varvid vattenånga i gasen kondenseras, sedan leds gasen till en vattenfälla och polära ämnen från gasfasen samlas upp i vattnet. För att fånga upp ytterligare fraktioner av de flyktiga PFAS som finns kvar i luften, fick luften passera en sorbent (XAD-2). En schematisk bild över försöksuppställningen finns i figur 2. Efter varje termiskt experiment samlades tre prover in av varje matris: jord, vattenfälla och sorbent (inklusive glasull). Syftet med försöksuppställningen var att få en bredare och mer representativ bild av de ämnen som frigörs under den termiska processen.



Figur 2. Schematisk bild över försöksupställningen som användes för att termiskt desorbera PFAS från jord och sedan fånga upp dessa ämnen från utloppsluften i tre olika steg.

3.1.1 Optimering av gasprovtagning och provupparbetning

Det är främst i forskningsstudier som man har kartlagt utsläpp av PFAS med gaser från anläggningar för termisk behandling av olika typer av matriser. Detta är sannolikt en av orsakerna till att det ännu saknas en standardiserad metod för provtagning och upparbetning av PFAS i gaser. En del i detta projekt var därför att utarbeta en lämplig metod för att analysera PFAS i gaser.

Analyskedjan som slutligen användes i laboriestudien var en kombination av standarderna EN1948:1 och OTM-45. Det betyder att analysmetoder med både vätske- och gaskromatografi användes eftersom både semivolatila och volatila ämnen skulle mätas. Detta är också en av orsakerna till att XAD-2-sorbenten (som sorberar de volatila ämnena) placerades efter vattenfällan. En annan anledning var att vatten kan försämra upptaget av polära ämnen i XAD-2. Dessutom visade extraktionsmetoden för vattenprover bättre reproducerbarhet och utbyte än användningen av XAD-2-sorbent. Förbränningskammaren modifierades flera gånger på grund av problem med tätheten. I slutändan hade kammaren enbart ett löstagbart lock som tätades med värmetåliga PFAS-fria metallpackningar. Alla gasledning som utsattes för värme var av metall.

Tre olika metoder för provupparbetning (Björklund et al., 2023; Jackson et al., 2013; US EPA, 2025a) valdes och testades, och de modifierades också för att optimera utbytet av både polära och volatila ämnen. Dessutom utvärderades flera extraktionslösningar, inklusive etylacetat och metanol samt olika koncentrationer av ammoniumhydroxid i metanol, för extraktion av semivolatila PFAS. Resultaten visade att ammoniumhydroxid i metanol och etylacetat gav de högsta utbytena. Provupparbetningen för sorbenten var därför en sekventiell extraktion med etylacetat och ammoniumhydroxid i metanol, och den beskrivs mer ingående i bilaga 2.

3.1.2 Korttids- och långtidsbehandling av jord

En försöksserie lades upp i syfte att förstå vilka faktorer som påverkar effekten av termisk behandling av PFAS-förorenad jord, se tabell 2. I försöken användes två typer av jordar: en kvartssand som var spikad med PFOS alternativt 6:2 FTAB, och en fältkontaminerad jord från en brandövningsplats vid Sundsvall-Timrå flygplats. Inledningsvis behandlades

den spikade jorden. Spikad jord användes för att minimera osäkerheterna som ofta finns vid användande av fältkontaminerad jord och som gör det svårare att utvärdera resultaten. Detta gav möjlighet till bättre utvärdering av hur PFAS beter sig under termisk behandling. I nästa steg användes den fältkontaminerade jorden. Föroreningsbilden varierar både inom och mellan olika PFAS-förorenade områden, men behandling av en fältkontaminerad jord förväntades en mer realistisk bild av de resultat som går att uppnå i verkliga fall.

De variabler som utvärderades var framför allt behandlingstid och temperatur, för att få en större förståelse för de olika transformationsprodukter som kan bildas och deras reaktionsvägar. Tre olika behandlingstider testades, 15 minuter, 30 minuter och 7 dagar, och för varje behandlingstid värmdes jorden upp till olika temperaturer, se tabell 2. I varje försöksserie ingick även ett referensjordprov som inte värmdes upp, alltså en obehandlad jord. Med vissa undantag utfördes varje experiment i tre upprepningar för att säkerställa statistisk tillförlitlighet.

Tabell 2. Beskrivning av de korttids- och långtidsexperiment som genomförts inom forskningsprojektet.

Korttidsexperiment	Studie 1	Jord Tidpunkt Temperatur	Kvartssand spikad med PFOS 30 min Obehandlad jord, 300 °C, 500 °C, 800 °C
	Studie 2	Jord Tidpunkt Temperatur	Kvartssand spikad med 6:2 FTAB 15 min, 30 min Obehandlad jord, 150 °C, 250 °C, 350 °C, 450 °C, 600 °C
	Studie 3	Jord Tidpunkt Temperatur	Jord från Sundsvall-Timrå flygplats 15 min, 30 min Obehandlad jord, 150 °C, 250 °C, 350 °C, 450 °C, 600 °C
Långtids-experiment	Studie 1	Jord Tidpunkt Temperatur	Jord från Sundsvall-Timrå flygplats 7 dagar Obehandlad jord, 150 °C, 250 °C, 350 °C

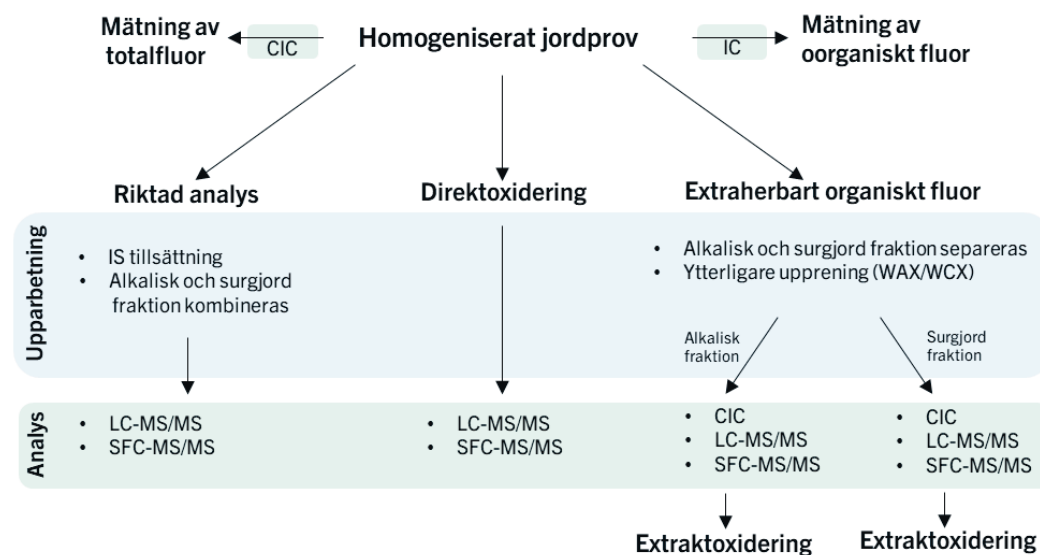
3.2 Kemiska analysmetoder

Flera analysmetoder användes för att få en helhetsbild av provets innehåll av både kända och okända fluorerade ämnen. De kemiska analyser som inkluderades i projektet kan ses i tabell 3. I denna rapport beskrivs dessa metoder och resultat från analyserna förutom för metoderna IF, eTOP och suspect screening. Anledningen är att dessa resultat kommer redovisas i framtida vetenskapliga publikationer.

Tabell 3. De analyser med tillhörande analysmetod som använts vid analys av de olika provmatriserna. Se listan med förkortningar i början av rapporten för fullständiga namn på analyser och metoder.

Analyser	Metod	Matris			
		Jord före behandling	Jord efter behandling	Vattenfälla	XAD-2
Riktad PFAS-analys	LC-MS/MS SFC-MS/MS	X X	X X	X X	X X
TF	CIC	X	X	X	
EOF	CIC	X	X	X	X
IF	IC	X	X	X	
dTOP	LC-MS-MS SFC-MS-MS	X X	X X		
eTOP	LC-MS-MS SFC-MS-MS	X X	X X	X X	X X
Suspect LC	HR-LC-QTOF	X	X	X	X
Suspect GC	HR-GC-orbitrap			X	X

En betydande del av arbetet har varit att utveckla en metodik för provhantering i samband med analys av olika matriser inom detta projekt. Den provupparbetning som har gjorts beskrivs i detalj i bilaga 1, och figur 3 visar översiktligt analysflödet för jordprover.



Figur 3. Översiktsbild av flödet av jord vid analys av PFAS. Gröna rutor visar analysmetoder för PFAS.

3.2.1 Riktad analys

Den riktade analysen omfattade 75 olika PFAS, inklusive ultrakorta karboxylsyror som TFA och prekursorer som 6:2 FTAB (bilaga 2). Analyserna gjordes framför allt på UPLC som var kopplad till MS/MS. Undantaget är ultrakorta PFAS (C1-C3) som analyserades med SFC-MS/MS. För XAD-2-sorbenten användes tre olika analysmetoder: volatila PFAS analyserades med gaskromatografi (GC), semivolatila PFAS bestämdes med hjälp av LC och ultrakorta PFAS med SFC-MS/MS.

3.2.2 Analys av fluor

Analys av fluor utförs i flera olika fraktioner, totalfluor (TF), EOF och oorganiskt fluor (IF). Både mängden EOF och TF bestämdes genom CIC. Separationen genomfördes med en jonbyteskolonn (Metrosep A Supp5, 4 mm × 150 mm) och en mobilfas bestående av 64 mM natriumkarbonat och 20 mM natriumbikarbonat under isokratisk eluering. Kortfattat introduceras 0,1 ml extrakt alternativt 0,1 mg fast prov till ugnen för förbränning (1 000–1 050 °C). Under denna process antas allt fluor omvandlas till vätefluorid, vilken därefter absorberas i ultrarent vatten. Koncentrationen av fluoridjoner i lösningen analyserades med hjälp av jonkromatografi. IF bestämdes med hjälp av lakning med ultrarent vatten (18,2 MΩ). Totalt 10 ml ultrarent vatten tillsattes till 0,2 g frystorkad jord och skakades sedan i 24 timmar. Provet centrifugerades därefter i 10 minuter vid 8 000 g, varefter supernatanten filtrerades (0,2 µm GHP-filter) och överfördes till ett nytt provrör. Mängden löst fluorid bestämdes sedan med hjälp av jonkromatografi.

3.2.3 Analys efter oxidation

Oxidation tillämpades på två olika sätt: direktoxidering (dTOP) och ekstraktoxidering (eTOP). Syftet med denna analys var att få ytterligare information om innehållet av PFAS, både kända och okända prekursorer. dTOP innebär att oxidationen utförs direkt på provmatrisen, utan någon uppberedning, vilket gör att både extraherbara och matrisbundna PFAS-prekursorer oxideras. eTOP utförs i stället på EOF-extrakten, både den alkaliska och den surgjorda fraktionen, och under denna oxidering omvandlas enbart de PFAS-prekursorer som har extraherats. Det innebär att dTOP ger en mer heltäckande bild av provets innehåll av prekursorer än eTOP som dock kan ge mer information om prekursorernas karaktär.

Efter oxidering analyserades extrakten för alla ämnen som presenteras i bilaga 2, med undantag för TFA. Vid oxidationen omvandlas prekursorer till flera olika perfluorerade alkylsyror. Genom att kvantifiera innehållet av PFAS både före och efter oxidation får man ett mått på provets innehåll av prekursorer.

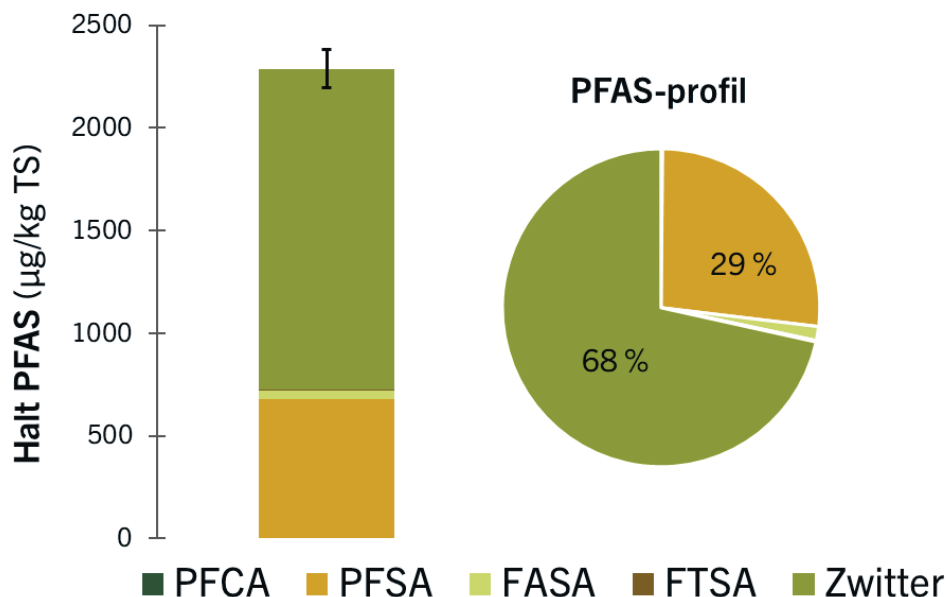
3.3 Resultat från jordanalyser

I detta avsnitt redovisas projektets resultat som rör halter i jord. Halter i gasfasen, enligt analyser av vattenfälla och XAD-2-sorbent, kommer att redovisas i vetenskapliga artiklar. Vid beräkning av summahalt PFAS har halter av PFAS-ämnen som underskrider analysens rapporteringsgräns antagits vara noll.

3.3.1 Riktad analys

3.3.1.1 Innehåll PFAS i fältkontaminerad jord före termisk behandling

Innehållet av PFAS i den fältkontaminerade jorden från Sundsvall-Timrå flygplats kartlades före termisk behandling. Sex replikat analyserades för 75 olika PFAS-föreningar. Summahalten (Σ_{75} PFAS) var 2 290 $\mu\text{g}/\text{kg}$ torrsvikt med en variation av 6,3 % (relativ standardavvikelse, RSD). Av 75 analyserade PFAS detekterades 27 i jorden, varav 2 föreningar (6:2 FTAB och PFOS²) utgjorde 96 % av summahalten. Halten av 6:2 FTAB och PFOS var 1 530 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS (6,0 % RSD) respektive 666 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS (17 % RSD). Av PFOS utgjordes 24 % av grenade isomerer. Utöver 6:2 FTAB och PFOS, detekterades högst halter av FHxSA (41,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS), T-AmP-FHxSA (34,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) och PFHxS (6,60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS). PFCA, fluortelomersulfonamider (FTSA) och perfluoralkylsulfonamider (FASA) utgjorde en mycket liten andel av summahalten. Resultaten presenteras i figur 4.



Figur 4. Halt PFAS ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) och fördelning av olika grupper av PFAS (%) i den fältkontaminerade jorden före termisk behandling.

² Rapporterade halter av PFOS i denna rapport är summan av linjära och grenade isomerer.

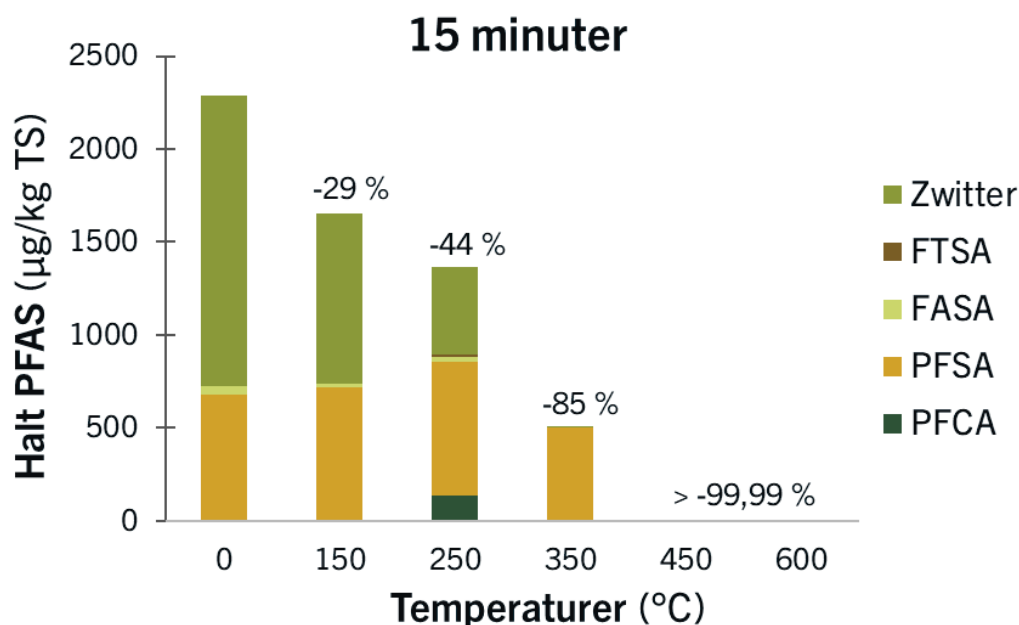
3.3.1.2 *Innehåll PFAS i fältkontaminerad jord efter termisk behandling*

Den fältkontaminerade jorden från Sundsvall-Timrå flygplats behandlades termiskt vid olika temperaturer och behandlingstider, se tabell 2. Målet med experimenten var att förstå hur behandlingstiden och temperaturen påverkar processen, vilken typ av nedbrytning som sker under de olika experimenten och om ämnena kvarstår eller försvinner (desorberas) från jorden. Resultaten för de olika experimenten presenteras i tabell 4 och i figur 5 till figur 7. Alla presenterade halter är ett medelvärde av minst tre replikat.

Med **15 minuters behandlingstid** krävs minst 450 °C för att PFAS ska försvinna från jorden, se figur 5. Den totala resthalten av PFAS reducerades ytterligare vid 600 °C, detta innebär att mer än 99,99 % av kvantifierade PFAS försvann från jorden, se tabell 4. Summahalten PFAS minskade med 28, 44 respektive 85 %. Variabiliteten mellan triplikaten (RSD) var betydligt högre vid 350 °C jämfört med övriga temperaturer, främst på grund av en variation i resthalter av perfluorerade sulfonsyror (PFSA) mellan replikaten (från 112 till 498 µg/kg TS) vid 350 °C. Vid de lägre temperaturerna var PFSA-halterna mer stabila.

Minskningen av den totala halten PFAS mellan obehandlad jord och jord som har värmts upp till 150–350 °C förklaras framför allt av en nedgång i halter av prekursorer (zwitterjoner). Halterna av zwitterjoner minskade redan vid 150 °C och gick från initialt 1 530 till cirka 3 µg/kg TS vid 350 °C. Koncentrationen av PFSA var stabil och i stort sett oförändrad jämfört med före behandling upp till 250 °C. Vid 350 °C började även PFSA-koncentrationen att reduceras. Andra studier har visat liknande resultat, alltså att det krävs minst 350 °C för att termisk desorption ska initieras (Crowner et al., 2019b; Söregård et al., 2020b; J. Wang et al., 2022). Studierna visar också att denna höga temperatur krävs för att sulfonsyror ska desorberas från jorden. Det förklaras av att de binder starkare till matrisen och har en högre kokpunkt jämfört med karboxylsyror.

Värt att notera är också ökningen i halten av PFCA vid 250 °C. Den totala halten av karboxylsyror var 40 gånger högre i jorden vid 250 °C (171 µg/kg) än i obehandlad jord (4,3 µg/kg). Haltökningen var större för de kortare karboxylsyrorerna (PFPrA-PFHxA) jämfört med de längre (> C6). En möjlig förklaring till detta är att prekursorer bryts ned termiskt och bildar PFCA. Liknande tendens kunde ses i en tidigare studie där man hittade högre halter PFBA efter termisk behandling än i den obehandlade jorden (Söregård et al., 2020b).

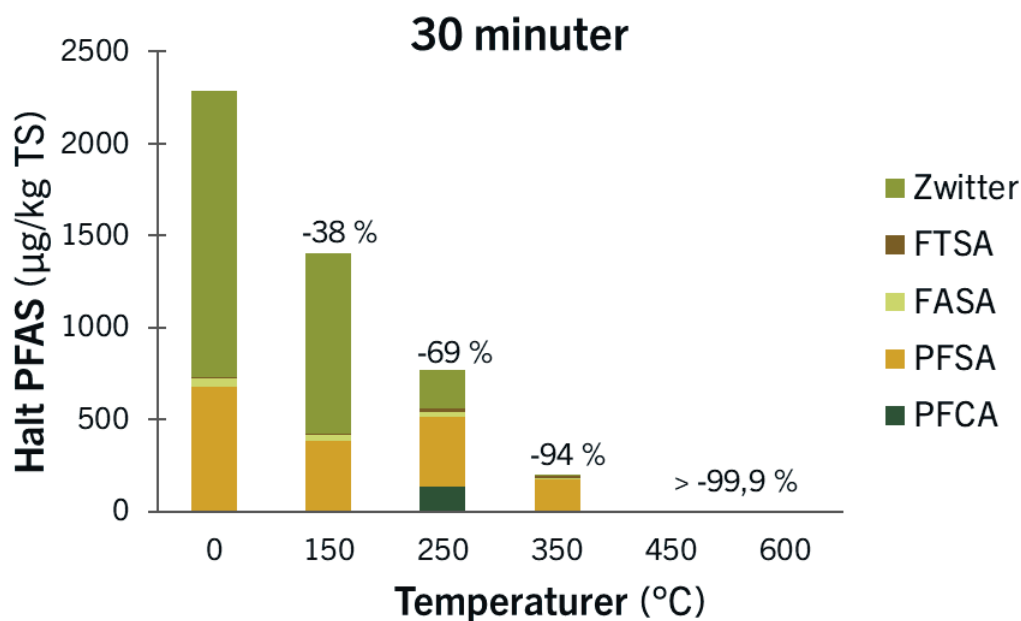


Figur 5. Halt PFAS (µg/kg TS) i jorden efter termisk behandling i 15 min.

Med **30 minuters behandlingstid** sågs liknande mönster som med 15 minuter.

Summahalten minskade från initiala 2 290 µg/kg TS till 0,1 µg/kg TS vid 600 °C, se tabell 4 och figur 6. Den längre behandlingstiden gav en ytterligare minskning av den totala halten PFAS vid motsvarande temperatur. Detta visar att längre behandlingstid ger högre nedbrytning eller desorption. Den stora skillnaden mellan 15 och 30 minuter var lägre halter av sulfonsyror vid samma temperaturer, vilket skulle kunna indikera en högre grad av desorption med längre behandlingstid. Fler studier krävs för att styrka detta.

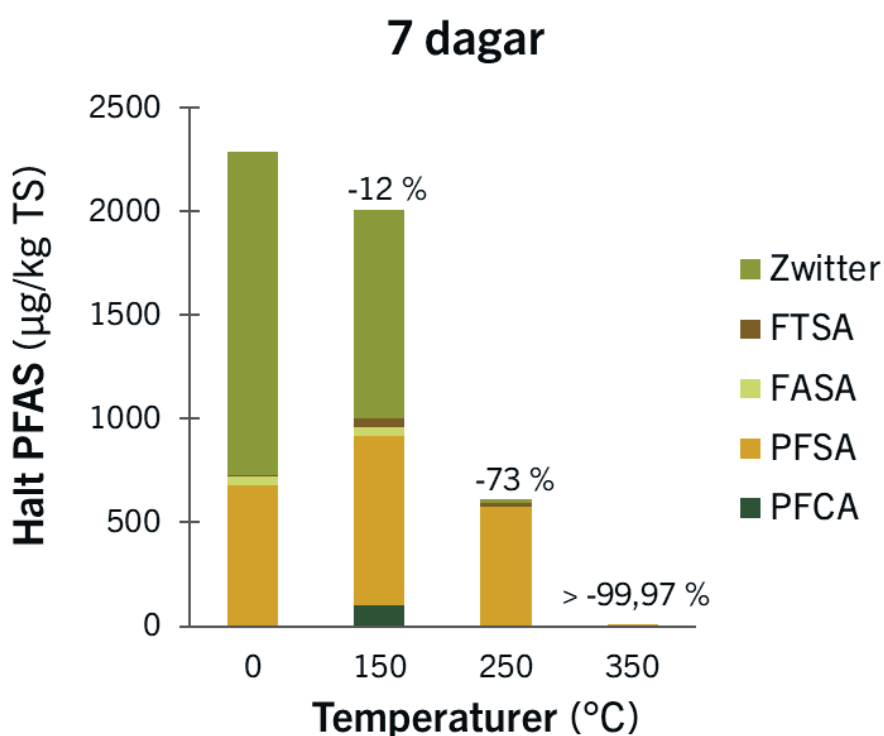
Den ökade halten av PFCA efter 15 minuters behandling vid 250 °C sågs även med den längre behandlingstiden på 30 minuter. Halterna var likartade efter 15 minuter (171 µg/kg TS) och 30 minuter (133 µg/kg TS). Efter båda behandlingstiderna detekterades en ultrakort karboxylsyra (PFPrA). Koncentrationen var 19,8 µg/kg TS med den kortare behandlingstiden och 17 µg/kg TS med den längre. Intressant nog påvisades inte trifluorättiksyra (TFA). En hypotes är att TFA hamnar i gasfasen i stället för att finnas i den behandlade jorden.



Figur 6. Halt PFAS (µg/kg TS) i jorden efter termisk behandling i 30 min.

Ämnet med högst halt i den obehandlade jorden var 6:2 FTAB. Efter behandling vid 250 °C kunde två potentiella nedbrytningsprodukter från 6:2 FTAB påvisas, 6:2 FTSA och PFHxA, efter både 15 och 30 minuters behandlingstid. Dessa ämnen har påvisats vid biologisk nedbrytning av 6:2 FTAB (Fang et al., 2024). Koncentrationen av 6:2 FTSA ökade från 3,7 till 22,3 µg/kg TS, och för PFHxA ökade den från 2,4 till 72 µg/kg TS. Ytterligare indikation på nedbrytning av 6:2 FTAB i jorden var att 6:2 FTAA detekterades i högre koncentrationer i jord som var termisk behandlad vid 150 °C jämfört med den obehandlade jorden.

Långtidsförsöket med **7 dagars behandlingstid** gav en mer ojämnt minskande trend av summahalt PFAS och en annan profil av kvarvarande PFAS jämfört med de kortare behandlingstiderna (15 och 30 minuter). I stort sett all PFAS försvann från jorden redan vid en temperatur på 350 °C, via antingen desorption eller nedbrytning (figur 7 och tabell 4). Halten av karboxylsyror ökade redan vid 150 °C i stället för vid 250 °C.



Figur 7. Halt PFAS ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$) i jord efter termisk behandling i 7 dagar.

Crownover et al. (2019b) utvärderade termisk behandling av PFAS-förorenad jord under tio dagar och såg att det krävdes minst 350 °C för att desorbera PFOS. En temperatur på 300 °C gav en haltreduktion på 62 % jämfört med 99,9 % vid 350 °C. Liknande resultat visade denna studie där PFOS minskade med 99,9 % vid 350 °C, medan minskningen vid 250 °C var 15,7 %. För 6:2 FTAB sågs ingen skillnad i haltreduktion mellan kort och lång behandlingstid vid 150 °C. Reduktionen var 33–43 % vid behandling i 15 och 30 minuter, och 38 % vid motsvarande behandling i 7 dagar. En temperaturhöjning till 250 °C gav en större minskning av halten 6:2 FTAB i långtidsförsöket: 98,8 % jämfört med 78–87 % för kortare behandlingstider.

Tabell 4. Summahalt PFAS i $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ och haltreduktion (%) efter behandling av fältkontaminerad jord vid valda temperaturer (°C) och valda behandlingstider (15 minuter, 30 minuter och 7 dagar).

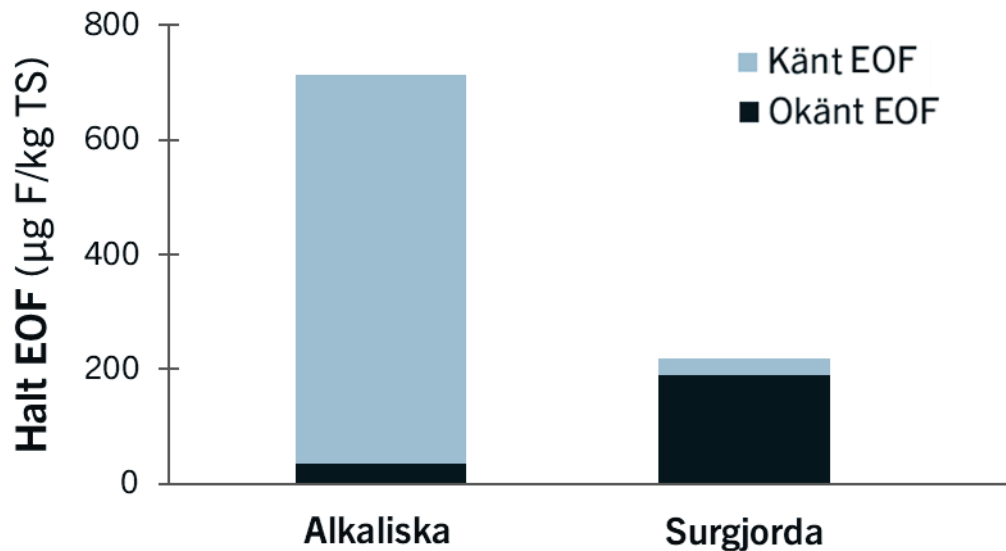
	PFAS-halt	Halt-reduktion	PFAS-halt	Halt-reduktion	PFAS-halt	Halt-reduktion
	15 min		30 min		7 dagar	
Initialt	2 090	-	2 090	-	2 090	-
150	1 640	28	1 410	38	2 010	12
250	1 280	44	702	69	611	73
350	348	85	148	94	0,71	99,97
450	0,31	99,9	5	99,8	-	-
600	0,16	> 99,9	0,1	> 99,9	-	-

3.3.2 Extraherbart organisk fluor

3.3.2.1 *Innehåll av PFAS i fältkontaminerad jord före termisk behandling*

Obehandlad jord extraherades sekventiellt, enligt den metod som beskrivs av Nickerson et al. (2020), med vissa modifieringar. Först gjordes en basisk metanolextraktion och därefter en surjord metanolextraktion. Syftet med detta förfarande var att extrahera ut så mycket PFAS som möjligt med både anjonisk, zwitterjonisk och katjonisk karaktär. Extraktionen var utformad för att ge två separata fraktioner, för att se vad EOF hade för karaktär (se bilaga 1). Den första alkaliska fraktionen representerar en extraktion med högt pH och anjonisk sorbent, vilket innebär att det organiska fluor som extraheras från denna fraktion troligtvis är PFAS med anjonisk karaktär. Bland dessa ingår även zwitterjoner som kvantifieras i den riktade analysen. Den andra surgjorda fraktionen representerade en extraktion med lågt pH och katjonisk sorbent, vilket innebär att de ämnen som utvinns från denna fraktion troligtvis har katjonisk karaktär. Figur 8 visar resultaten för både den alkaliska och den surgjorda fraktionen av EOF på jord före behandling.

Medelvärdet av EOF i den obehandlade jorden uppgick till 714 µg/kg TS fluorekvivalenter för den alkaliska fraktionen och 219 µg/kg TS för den surgjorda fraktionen. Huvuddelen av det organiska fluor som kan extraheras utgörs alltså av anjoniska föreningar, och domineras av PFOS och 6:2FTAB. Halten av kända PFAS, uttryckt som fluorekvivalenter, uppgick till 678 µg/kg i den alkaliska fraktionen, vilket innebär att kända PFAS utgjorde 95 % av EOF i denna fraktion och att den återstående delen (5 %) utgjordes av ännu okända ämnen innehållande fluor. I den surgjorda fraktionen utgjordes enbart 13 % av kända ämnen. Det innebär att 87 % eller 189 µg/kg TS av fluorekvivalenterna utgjordes av fortfarande okända ämnen som kan bestå av PFAS eller andra ämnen som innehåller fluor. Troligen är dock dessa ämnen PFAS eftersom provet kommer från en plats där man genomfört brandövningar med släckmedel som innehåller PFAS.



Figur 8. Halt extraherbart organiskt fluor (EOF) ($\mu\text{g F/kg TS}$) i den alkaliska och den surgjorda fraktionen som extraherades från jorden före termisk behandling.

3.3.2.2 Innehåll av PFAS i fältkontaminerad jord efter termisk behandling

Den fältkontaminerade jorden från Sundsvall-Timrå flygplats behandlades termiskt i olika temperaturer och med olika behandlingstider, tabell 2. Analys för EOF utfördes på både alkalisk och surgjord fraktion vid samtliga försök. Resultaten presenteras i figur 9 för den alkaliska fraktionen och figur 10 för den surgjorda fraktionen.

Analysen för EOF i den **alkaliska fraktionen** resulterade i fluornivåer på < 100–893 $\mu\text{g/kg}$. För denna fraktion var EOF-nivåerna över detektionsgräns för de två lägre temperaturerna. Tabell 5 visar den totala EOF-nivån efter olika behandlingstider samt förändring i procent jämfört med den obehandlade jorden. Vid 150 °C och de tre behandlingstiderna sågs en ökning med 4 %, 24 % respektive 25 % i EOF-nivåerna jämfört med den obehandlade jorden. Vid 250 °C reducerades däremot halten EOF med 16 %, 24 % respektive 64 % för de olika behandlingstiderna jämfört med den obehandlade jorden.

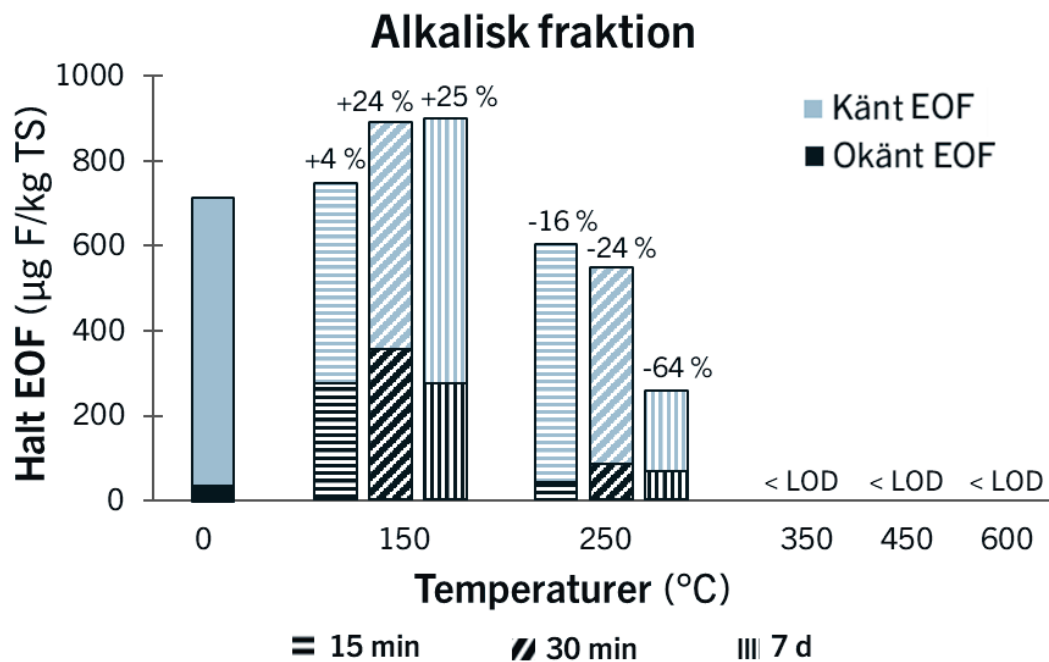
Eftersom provupparbetningen startar med den alkaliska extraktionen bör de flesta ämnen kunna extraheras ut i denna fraktion om de inte har en helt annan kemisk karaktär, som till exempel katjoner har. Beräknad massbalans för fluorstrukturer i jorden före behandlingen stödjer detta eftersom kända PFAS stod för upp till 95 % av EOF och de återstående 5 % var okända fluorinnehållande ämnen, se avsnitt 3.3.2.1.

Tabell 5. Alkalisk fraktion, summahalt extraherbart organiskt fluor (EOF) i µg/kg TS fluorekvivalenter och halförändring (-/+, %) efter behandling av fältkontaminerad jord vid olika temperaturer (°C) och behandlingstider (15 minuter, 30 minuter och 7 dagar).

	EOF	Ändring	EOF	Ändring	EOF	Ändring
	15 min		30 min		7 dagar	
Initialt	714	-	714		714	
150	742	+4	885	+24	893	+25
250	599	-16	545	-24	255	-64
350	< 100		< 100		< 100	
450	< 100		< 100		-	-
600	< 100		< 100		-	-

Vid 150 °C minskade halten av kända EOF något i jämförelse med den obehandlade jorden oberoende av behandlingstid. Däremot sågs en tydlig ökning av okänt EOF, motsvarande 37 % och 40 % efter 15 respektive 30 minuter. Vid 250 °C sjönk andelen okända EOF till 7 % efter 15 minuter och till 15 % efter 30 minuter. Minskningen av den okända fraktionen vid 250 °C kan förklaras av två faktorer: dels sjönk EOF-nivåerna under denna temperatur, dels ökade mängden nedbrytningsprodukter från karboxylsyror vid samma temperatur. Ökningen av karboxylsyror vid 250 °C bidrar till den mindre mängd okänt EOF som uppträder mellan 150 °C och 250 °C. Det är därför rimligt att okänt EOF vid 150 °C kan bestå av omvandlingsprodukter som inte analyserats som något enskilt ämne.

Med 7 dagars behandlingstid var massbalansen jämförbar mellan 150 °C och 250 °C, där 70 % respektive 74 % av EOF förklarades av kända PFAS. Det är fortfarande oklart varför andelen kända PFAS inte ökade vid 250 °C på liknande sätt som vid de kortare behandlingstiderna (15 och 30 minuter). Det kan bero på den skillnad i PFAS-profil som kunde visas genom den riktade analysen.



Figur 9. Halt extraherbart organiskt fluor (EOF) ($\mu\text{g F/kg TS}$) för den alkaliska fraktionen efter behandling i 15 minuter, 30 minuter respektive 7 dagar.

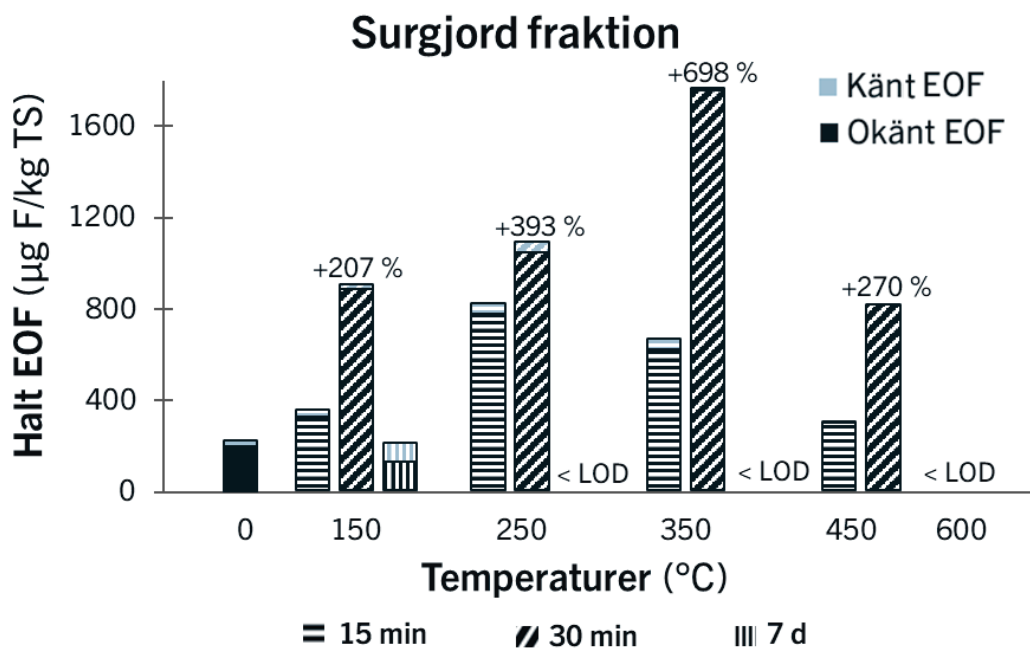
Sammanfattningsvis ökar halterna av EOF totalt vid en temperatur på 150 °C, främst med behandling i 30 minuter och 7 dagar. Det kan tyda på att PFAS med anjonisk karaktär bildats. Vid temperaturen 250 °C minskar fluornivåerna med 16 %, 24 % respektive 64 % med ökad behandlingstid. Detta tolkas som att ämnena börjat brytas ner eller desorberas från jorden. Vid behandlingstemperaturer på 350 °C eller mer uppmättes EOF-halten till under detektionsgränsen, vilket indikerar att ämnena har brutits ner eller desorberats från jorden.

Den **surgjorda fraktionen** visade högre nivåer av EOF i jämförelse med den alkaliska fraktionen med fluornivåer på < 100–1 750 $\mu\text{g/kg}$. För denna fraktion krävdes en behandlingstemperatur på minst 600 °C för att EOF-nivåerna skulle gå ner under detektionsgränsen. Vid temperaturer upp till 350 °C ökade EOF-nivåerna kraftigt, med upp till 700 %, men ökningen mattades därefter av något för 450 °C, Figur 11. Detta skulle kunna tyda på att stabilare nedbrytningsprodukter bildas vid behandling i dessa temperaturer (150–450 °C). Tabell 6 visar den totala EOF-halten efter olika behandlingstider samt förändring i procent jämfört med den obehandlade jorden. Fluorhalten ökade generellt vid applicering av värme och 30 minuters behandlingstid gav större ökning än 15 minuter. Orsaken till detta är fortfarande oklar. Intressant nog sågs inte samma ökning med den längre behandlingstiden, 7 dagar, där enbart den lägsta temperaturen av de tre som testades (150, 250 och 350 °C) gav en fluornivå (204 ng F/g TS) över detektionsgräns.

Tabell 6. Surgjord fraktion, summahalt extraherbart organiskt fluor (EOF) i µg/kg TS fluorekvivalenter och halförändring (-/+ , %) efter behandling av fältkontaminerad jord vid olika temperaturer (°C) och behandlingstider (15 minuter, 30 minuter och 7 dagar).

Temp.	EOF	Ändring	EOF	Ändring	EOF	Ändring
	15 min		30 min		7 dagar	
Initialt	219	-	219	-	219	-
150	348	+59	892	+307	204	-7
250	810	+270	1 080	+393	< 100	
350	655	+200	1 750	+698	< 100	
450	292	+34	809	+270	-	-
600	< 100		< 100		-	-

Massbalansen för den surgjorda fraktionen visar att en låg andel kunde förklaras av kända PFAS (0–8 %) efter de kortare behandlingstiderna. I korttidsexperimenten utgjordes 92–100 % av EOF okända ämnen, som skulle kunna vara katjoner om man utgår från fraktionens extraktionsmetod. Med den längre behandlingstiden (7 dagar) förklaras fluorhalten till 39 % av kända PFAS. Fluorhalten var alltså högre i de jordar som behandlats under kortare tid, så det kan finnas föreningar i jorden som inte kan extraheras men som omvandlas till extraherbara föreningar i samband med termisk behandling. Det skulle även förklara varför den längre behandlingstiden ger ett annat mönster. Kompletterande analysmetoder såsom ”suspect screening” kan sannolikt ge mer information om vad som sker med de fluorhaltiga ämnena när värme appliceras.

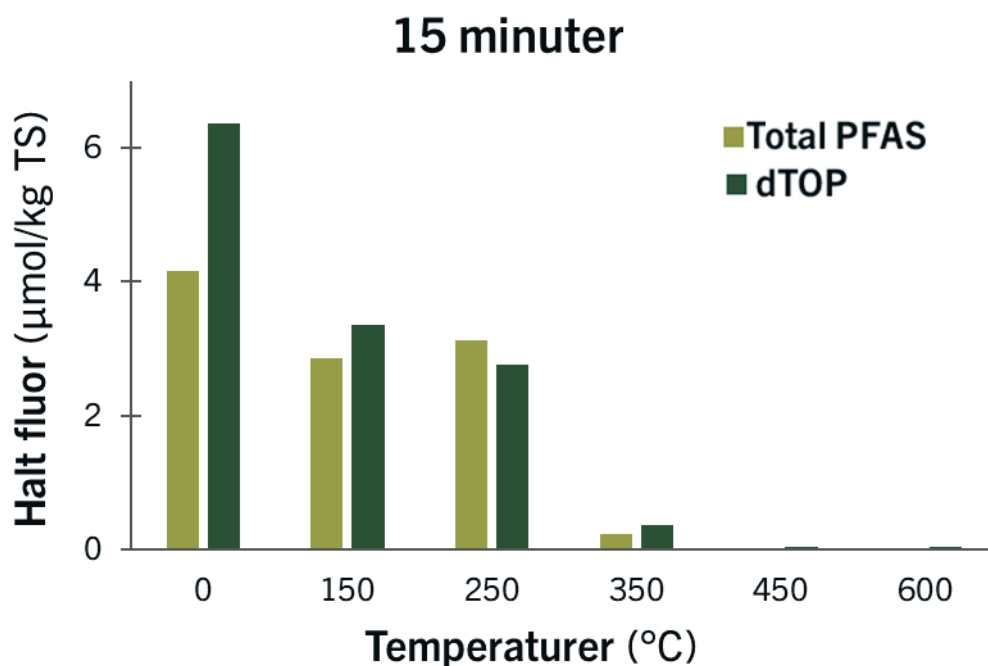


Figur 10. Halt extraherbart organiskt fluor (EOF) (µg F/kg TS) för den surgjorda fraktionen efter 15 minuter, 30 minuter respektive 7 dagars behandlingstid.

3.3.3 Oxidering

Resultaten dTOP av jord som behandlats termiskt i 15 minuter, 30 minuter respektive 7 dagar redovisas i Figur 11–Figur 13. Vikthalterna av PFAS är omräknade till mol för att kunna summeras till en totalhalt i mol för provets innehåll före respektive efter oxidation. Skälet är att prekursorer vid oxidation bryts ner till PFCA med olika kedjelängder, och dessa har olika molmassor. Differensen, alltså ökningen i totalhalt mol, ger därmed en bättre indikation på provets innehåll av okända prekursorer.

Efter oxidation av obehandlad jord ökade den totala halten PFAS med 53 %. Det är framför allt karboxylsyror med kolkedjelängder C3 (PFPrA) till C6 (PFHxA) som bildas under oxidationen. Tidigare studier har visat att vissa prekursorer, exempelvis 6:2 FTSA, vid oxidering bland annat bildar trifluorättiksyra (TFA) (Janda et al., 2019; Tsou et al., 2023). I den aktuella analysen kunde av instrumenttekniska skäl inte TFA analyseras efter oxidering, så den ökning som uppmättes efter oxidationen kan vara underskattad. Utöver TFA kan det även finnas andra prekursorer som inte oxideras till karboxylsyror med kolkedjelängder C3–C18, och som därför inte heller kunde uppmätas i denna studie.

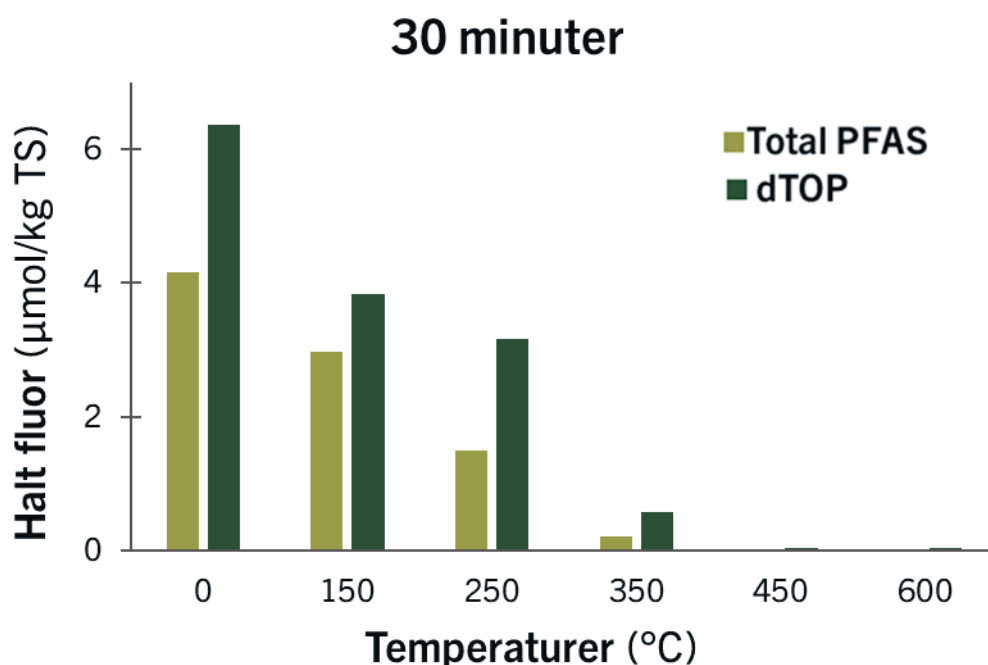


Figur 11. Halt fluor ($\mu\text{mol}/\text{kg TS}$) före oxidation (total PFAS) och halt efter oxidation (dTOP) med en behandlingstid på 15 minuter.

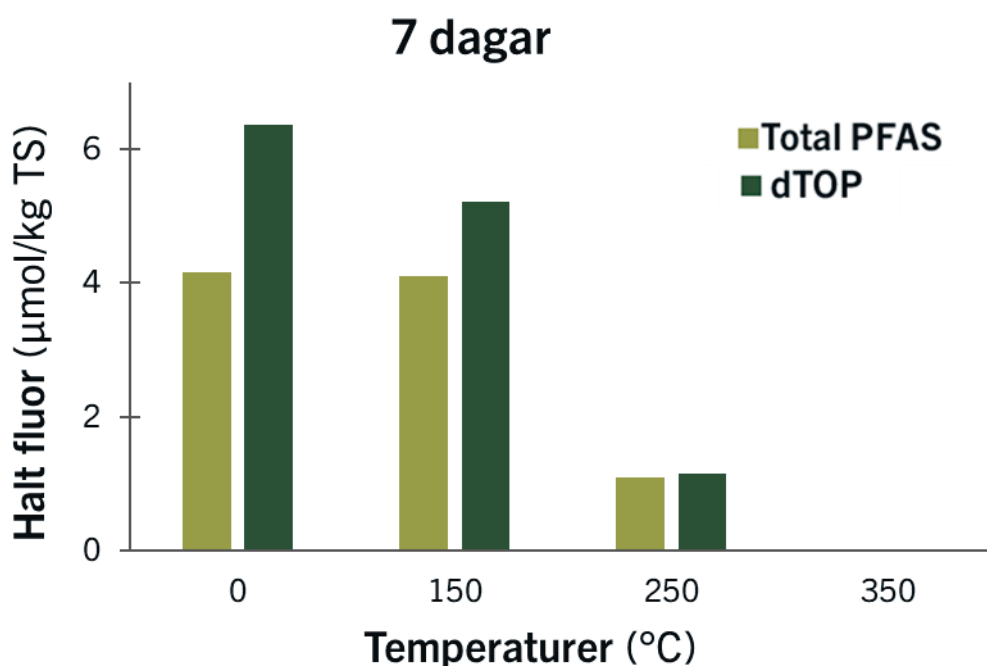
Efter 15 minuters behandling i 150 °C ökade PFAS-halten med 17 % och vid 350 °C var ökningen 54 %, medan 250 °C gav en minskning med 11 %. Efter 30 minuters behandling sågs en högre ökning för alla tre temperaturer. Vid 150 °C ökade halten med 29 %, och ökningen var 112 % vid 250 °C, och 161 % vid 350 °C. Även behandling i 7 dagar gav en

ökning vid alla tre temperaturer. Vid 150 °C var ökningen 27 %, medan ökningen vid 250 °C var 5 %. För 350 °C sågs en uppgång, men nivåerna var så låga att mätosäkerheten blev stor.

I de flesta prover, oberoende av behandlingstid och temperatur, sågs en ökning i fluorhalt efter oxidation. Detta visade på förekomst av fluorföreningar (prekursorer) som inte kunde kvantifieras i den riktade analysen. Förekomsten av okända prekursorer som analys med dTOP visade på överensstämmer med de resultat som erhöles vid analys av EOF, där framför allt analys av den surgjorda fraktionen visade på en låg förklaringsgrad, se Figur 10. Vilka dessa okända prekursorer är har vid slutförandet av denna rapport ännu inte undersökts, men de analyser med "suspect screening" som är inplanerade kan komma att ge mer information om detta. Analysen av eTOP kan bidra till djupare inblick eftersom den är begränsad till de prekursorer som extraherats i EOF fraktionen.



Figur 12. Totalhalt fluor (µmol/kg TS) före oxidation (total PFAS) och halt efter oxidation (dTOP) med en behandlingstid på 30 minuter.



Figur 13. Totalhalt fluor ($\mu\text{mol/kg TS}$) före oxidation (total PFAS) och halt efter oxidation (dTOP) vid en behandlingstid på 7 dagar.

3.3.4 Totalfluor i jord

Den totala fluorhalten har analyserats på jord från Sundsvall-Timrå flygplats, både obehandlad jord och jord som behandlats i 30 minuter vid tre olika temperaturer (300, 500 och 800 °C). Den totala fluorkoncentrationen var 1,96–2,70 mg/g, och den högsta halten gällde obehandlad jord (5,1 RSD), se tabell 7. Intressant nog minskade inte fluorhalten exponentiellt vid behandling med högre temperatur. Det kan bero på att fluorhalten i jorden inte utgörs av enbart organiskt bundet fluor såsom PFAS.

Fluor förekommer naturligt i svenska jordar och kan utgöras av oorganiska fluorkomplex såsom fluorit (CaF_2), kryolit (Na_3AlF_6) och fluorapatit ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$). Dessa har oftast en relativ hög smältpunkt (1 010–1 650 °C), vilket kan förklara att fluorhalten är stabil mellan de olika behandlingstemperaturerna, se tabell 7. Om kalk finns tillgänglig i PFAS-matriser kan fluorit bildas när värme appliceras (Fournie et al., 2023; F. Wang et al., 2015b). Det är fortfarande oklart om PFAS mineraliseras till CaF_2 när värme appliceras eftersom ingen specificering av det oorganiska fluoret har gjorts.

Tabell 7. Totalhalt fluor (mg/g TS) med behandling av fältkontaminerad jord i 30 minuter vid olika temperaturer och haltreduktionen i %.

Temperatur (°C)	Totalfluor (mg/g TS)	Haltreduktion (%)
	30 min	
Initialt	2,70	-
300	2,15	20
500	1,96	27
800	2,02	25

4 Diskussion och slutsatser

Genomförda laboratorieförsök visar att termisk desorption kan avlägsna mer än 99 % av kvantifierade PFAS från jord vid en behandlingstemperatur över 450–600 °C. Försöken indikerar att behandlingstid och temperatur är avgörande faktorer för behandlingseffektiviteten. Med kortare behandlingstid (15–30 minuter) krävs högre temperatur för att uppnå samma reduktion som med en längre behandlingstid (7 dagar) i lägre temperatur. Studien visar också att olika PFAS kräver olika förutsättningar vid termisk behandling; sulfonsyror kräver högre temperaturer för att desorberas jämfört med karboxylsyror, vilket beror på deras starkare bindning till jordmatrisen och högre kokpunkt. Vidare ökar PFCA i koncentration vid vissa behandlingstemperaturer, vilket är en indikation på att vissa PFAS omvandlas till just karboxylsyror.

Ekonomiska och tekniska begränsningar utgör ytterligare utmaningar för termisk desorption i större skala. Metoden har fördelen att jorden kan återanvändas, men det krävs efterföljande reningssteg för att hantera avgående gaser och restprodukter.

Avfallsförbränning är den vanligaste behandlingen av restavfall i Sverige. De krav som ställs på anläggningarna utgår från de rökgaser som uppkommer i processen. Kravet är att rökgaserna ska nå minst 850 °C i två sekunder, eller 1 100 °C i två sekunder om förbränningen avser farligt avfall som innehåller mer än 1 % organiska halogenföreningar uttryckt som klor. På senare tid har forskningen visat att termisk behandling av PFAS kan leda till bildning av olika nedbrytningsprodukter, framför allt om temperaturen inte är tillräckligt hög eller om uppehållstiden i förbränningszonen är för kort. Exempel på restprodukter som kan bildas är ultrakorta perfluorerade karboxylsyror och fluorerade ämnen som klassas som växthusgaser. Förekomst av restprodukter tycks vara påtaglig vid temperaturer runt 800 °C men de kan även påvisas i rökgaser när förbrännings-temperaturen överstiger 1 100 °C, om än i låga halter. Det är därför viktigt att avfallsanläggningar som hanterar PFAS-innehållande material har tillförlitlig rökgasrening.

Det är angeläget att skapa en medvetenhet hos verksamhetsutövare om de problem som termisk behandling av PFAS-innehållande avfall kan ge upphov till. PFAS finns i olika restströmmar (luft, kondensatvatten och askor) och utgörs inte nödvändigtvis av de PFAS

som kan kvantifieras i en riktad analys. Forskning pågår för att öka kunskapen om vilka nedbrytningsprodukter som bildas vid förbränning, vilka tekniker för utsläppskontroll som är mest effektiva och vilka analytiska metoder som kan användas för att kvantifiera PFAS i gaser.

Örebro universitets arbete med analyser av EOF visar bland annat att extraktion med sur eller alkalisk lösning frigör olika typer av PFAS från den förorenade jorden. I jordproverna från Sundsvall-Timrå flygplats fanns huvuddelen av de PFAS som kunde extraheras i den alkaliska extraktionen; de utgjordes alltså främst av 6:2 FTAB och PFOS. Drygt 70 % av provets innehåll av PFAS, uttryckt som fluor, kunde förklaras av de 75 enskilda PFAS som har kvantifierades i en riktad analys. Den metod som kommersiella laboratorier använder för analys av EOF baseras på extraktion med alkalisk lösning. En EOF-analys vid ett kommersiellt laboratorium skulle följaktligen fånga upp huvuddelen av provets innehåll av fluor i detta fall, men halten skulle underskattas eftersom den surgjorda extraktionen inte inkluderas.

EOF-halten i den surgjorda fraktionen ökade dessutom radikalt när värme applicerades. En möjlig förklaring är att det kan finnas fluorerade föreningar i jorden som inte kan extraheras men som omvandlas till extraherbara föreningar i samband med termisk behandling. Det behövs fler studier för att förstå mekanismerna bakom denna observation, och med analysmetoden "suspect screening" kan också ytterligare information fås om vilka fluorerade föreningar som finns i den surgjorda fraktionen.

Analys genom direktoxidering visar att halten PFAS i obehandlad jord ökar efter oxidation. Jorden innehåller därmed en betydande andel prekursorer utöver de som omfattas av den riktade analysen, det vill säga en blandning av både kända och okända prekursorer. Behandlingstemperaturens och tidens effekt på resultaten vid dTOP är svårtolkad, för det finns ingen tydlig trend i behandlingstidens inverkan. Däremot sjunker PFAS-halten både före och efter oxidation när behandlingstiden ökar, även om resultaten inte är entydiga. Fortsatta analyser med metoden "suspect screening" kan ge mer kunskap om vilka de okända prekursorerna är och kan förhoppningsvis förklara effekten av behandlingstid och temperatur.

I denna studie om termisk behandling användes huvudsakligen jord med en specifik PFAS-föroreningskälla (släckskum). Jordens textur, organiska och oorganiska innehåll och övriga kemiska egenskaper, liksom vilka PFAS som förekommer, har troligtvis haft stor betydelse för behandlingens effektivitet. För att få en större förståelse för hur termisk behandling fungerar mer generellt behövs studier som också omfattar andra jordtyper och föroreningsprofiler.

Behov av fortsatt forskning

För att säkerställa att metoden termisk behandling är effektiv och säker för destruktion av PFAS behöver flera betydande kunskapsluckor fyllas. Det gäller bland annat:

- vilka nedbrytningsmekanismer och reaktionsvägar är aktuella vid termisk behandling av olika PFAS
- vilka ämnen, PIC, som bildas vid ofullständig nedbrytning
- vilka risker PIC utgör för människor och för miljön
- hur man kan omhänderta PFAS-innehållande rökgaser och fasta restprodukter som uppstår vid termisk behandling.

Det behövs alltså mer forskning kopplat till dessa kunskapsluckor, men också teknikutveckling så som processoptimering vid termisk behandling för att öka effektiviteten under verkliga driftförhållanden. Särskilt viktigt är att fortsätta att studera avancerad rökgasrening med avseende på PFAS. Detta kräver bland annat utveckling av standardiserade metoder för provtagning och kemisk analys av PFAS i gaser för att kunna kvantifiera PFAS och deras nedbrytningsprodukter i olika procesströmmar från termisk behandling.

Referenser

- Alinezhad, A., Shao, H., Litvanova, K., Sun, R., Kubatova, A., Zhang, W., Li, Y., & Xiao, F. (2023). Mechanistic Investigations of Thermal Decomposition of Perfluoroalkyl Ether Carboxylic Acids and Short-Chain Perfluoroalkyl Carboxylic Acids. *Environmental Science & Technology*, *57*(23), 8796–8807. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00294>
- Avfall Sverige. (2024). Svensk avfallshantering, rapport 2024. Avfall Sverige, Malmö. <https://www.avfallsverige.se/media/qzyphjn4/svensk-avfallshantering-2024.pdf>
- Björklund, S., Weidemann, E., & Jansson, S. (2023). Emission of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from a Waste-to-Energy Plant—Occurrence in Ashes, Treated Process Water, and First Observation in Flue Gas. *Environmental Science & Technology*, *57*, 10089–10095. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08960>
- Blotevogel, J., Joyce, J. P., Hill, O. L., & Rappé, A. K. (2025). Headgroup Dependence and Kinetic Bottlenecks of Gas-Phase Thermal PFAS Destruction. *ACS ES and T Engineering*, *5*(4), 910–921. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.4c00726>
- Crownover, E., Oberle, D., Kluger, M., & Heron, G. (2019a). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances thermal desorption evaluation. *Remediation Journal*, *29*(4), 77–81. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/rem.21623>
- Crownover, E., Oberle, D., Kluger, M., & Heron, G. (2019b). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances thermal desorption evaluation. *Remediation Journal*, *29*(4), 77–81. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/rem.21623>
- DiStefano, R., Feliciano, T., Mimna, R. A., Redding, A. M., & Matthis, J. (2022). Thermal destruction of PFAS during full-scale reactivation of PFAS-laden granular activated carbon. *Remediation Journal*, *32*(4), 231–238. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/rem.21735>
- Environment Agency. (2025). Rapid evidence assessment of PFAS incineration and alternative remediation methods, Environment Agency, Bristol, UK.
- Eriksen, S., Xiao, X. & Schultz, A. (2022). Thermal Conductive Heating for PFAS remediation Removal and fate of PFAS during thermal soil remediation, NORDROCS 6-8 September 2022, Oslo, Norge <http://www.nordrocs.org/wp-admin/2022/SessionK.pdf>
- ESTCP. (2025). Mobile Remediation System: On-Site Thermal Soil Treatment, ER-8378, Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP) <https://serdp-estcp.mil/projects/details/db4967f0-7f07-4813-8f63-b378596590df/mobile-remediation-system-on-site-thermal-soil-treatment>
- EU. (2025). Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2019/1021 av den 20 juni 2019 om långlivade organiska föroreningar (omarbetning 25.9.2025) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:02019R1021-20251015>

- Fang, B., Zhang, Y., Chen, H., Qiao, B., Yu, H., Zhao, M., Gao, M., Li, X., Yao, Y., Zhu, L., & Sun, H. (2024). Stability and Biotransformation of 6:2 Fluorotelomer Sulfonic Acid, Sulfonamide Amine Oxide, and Sulfonamide Alkylbetaine in Aerobic Sludge. *Environmental Science and Technology*, *58*(5), 2446–2457. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c05506>
- Fournie, T., Rashwan, T. L., Switzer, C., & Gerhard, J. I. (2023). Smouldering to treat PFAS in sewage sludge. *Waste Management*, *164*, 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.04.008>
- Gagliano, E., Falciglia, P. P., Zaker, Y., Birben, N. C., Karanfil, T., & Roccaro, P. (2023a). State of the research on regeneration and reactivation techniques for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)-laden granular activated carbons (GACs). *Current Opinion in Chemical Engineering*, *42*, 100955. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coche.2023.100955>
- Gagliano, E., Falciglia, P. P., Zaker, Y., Birben, N. C., Karanfil, T., & Roccaro, P. (2023b). State of the research on regeneration and reactivation techniques for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)-laden granular activated carbons (GACs). *Current Opinion in Chemical Engineering*, *42*, 100955. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coche.2023.100955>
- ITRC. (2023). *Per- and polyfluorinated substances (PFAS), The Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC)*. <https://pfas-1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2023/12/Full-PFAS-Guidance-12.11.2023.pdf>
- Jackson, D. A., Wallington, T. J., & Mabury, S. A. (2013). Atmospheric Oxidation of Polyfluorinated Amides: Historical Source of Perfluorinated Carboxylic Acids to the Environment. *Environmental Science & Technology*, *47*(9), 4317–4324. <https://doi.org/10.1021/es400617v>
- Janda, J., Nödler, K., Scheurer, M., Happel, O., Nürenberg, G., Zwiener, C., & Lange, F. T. (2019). Closing the gap – inclusion of ultrashort-chain perfluoroalkyl carboxylic acids in the total oxidizable precursor (TOP) assay protocol. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *21*(11), 1926–1935. <https://doi.org/10.1039/C9EM00169G>
- Johansson, J. H., Bolinius, D., Strandberg, J., Yang, J. J., Benskin, J. P., & Awad, R. (2024). Emission of Perfluoroalkyl Acids and Unidentified Organofluorine from Swedish Municipal Waste Incineration Plants. *Environmental Science and Technology Letters*, *11*(12), 1377–1383. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.4c00819>
- Kang, Y.-G., Birch, Q. T., Nadagouda, M. N., & Dionysiou, D. D. (2023). Advanced destruction technologies for PFAS in soils: Progress and challenges. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, *33*, 100459. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coesh.2023.100459>

- Kemi. (2021). Kunskapssammanställning om PFAS, PM 1/21, Kemikalieinspektionen, Sundbyberg <https://www.kemi.se/publikationer/pm/2021/pm-1-21-kunskapssammanstallning-om-pfas>
- Kristanti, R. A., Khanitchaidecha, W., Taludar, G., Karácsony, P., Cao, L. T. T., Chen, T.-W., Darwish, N. M., & AlMunqedhi, B. M. (2022). A Review on Thermal Desorption Treatment for Soil Contamination. *Tropical Aquatic and Soil Pollution*, *2*(1), 45–58. <https://doi.org/10.53623/tasp.v2i1.68>
- Krug, J. D., Lemieux, P. M., Lee, C.-W., Ryan, J. V, Kariher, P. H., Shields, E. P., Wickersham, L. C., Denison, M. K., Davis, K. A., Swensen, D. A., Burnette, R. P., Wendt, J. O. L., & Linak, W. P. (2022a). Combustion of C1 and C2 PFAS: Kinetic modeling and experiments. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *72*(3), 256–270. <https://doi.org/10.1080/10962247.2021.2021317>
- Krug, J. D., Lemieux, P. M., Lee, C.-W., Ryan, J. V, Kariher, P. H., Shields, E. P., Wickersham, L. C., Denison, M. K., Davis, K. A., Swensen, D. A., Burnette, R. P., Wendt, J. O. L., & Linak, W. P. (2022b). Combustion of C1 and C2 PFAS: Kinetic modeling and experiments. *Journal of the Air & Waste Management Association*, *72*(3), 256–270. <https://doi.org/10.1080/10962247.2021.2021317>
- Longendyke, G. K., Katel, S., & Wang, Y. (2022). PFAS fate and destruction mechanisms during thermal treatment: a comprehensive review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *24*(2), 196–208. <https://doi.org/10.1039/D1EM00465D>
- Matthis, J. and Carr, S. (2018). Reactivation of spent activated carbon used for PFAS adsorption. In *Perfluoroalkyl Substances in the Environment* (pp. 303-324). CRC Press.
- Mattila, J. M., Krug, J. D., Roberson, W. R., Burnette, R. P., McDonald, S., Virtaranta, L., Offenberg, J. H., & Linak, W. P. (2024). Characterizing Volatile Emissions and Combustion Byproducts from Aqueous Film-Forming Foams Using Online Chemical Ionization Mass Spectrometry. *Environmental Science & Technology*, *58*(8), 3942–3952. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c09255>
- Meegoda, J. N., Bezerra de Souza, B., Casarini, M. M., & Kewalramani, J. A. (2022). A Review of PFAS Destruction Technologies. In *International Journal of Environmental Research and Public Health* (Vol. 19, Issue 24). <https://doi.org/10.3390/ijerph192416397>
- Navfac (2024). Fact Sheet – Thermal Desorption of PFAS from Soil, https://exwc.navfac.navy.mil/Portals/88/Documents/EXWC/Restoration/er_pdfs/t/NAVFAC%20PFAS%20Thermal%20Fact%20Sheet%20March%202025.pdf?ver=BX8Pl-z-fxwmuRtvdio3w%3D%3D, (Hämtad 2026-04-14).
- Nickerson, A., Maizel, A. C., Kulkarni, P. R., Adamson, D. T., Kornuc, J. J., & Higgins, C. P. (2020). Enhanced Extraction of AFFF-Associated PFASs from Source Zone Soils. *Environmental Science & Technology*, *54*(8), 4952–4962. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00792>

- Riedel, T. P., Wallace, M. A. G., Shields, E. P., Ryan, J. V., Lee, C. W., & Linak, W. P. (2021). Low temperature thermal treatment of gas-phase fluorotelomer alcohols by calcium oxide. *Chemosphere*, 272. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129859>
- Rocchio, C., Mattila, J. M., Sharma, S., Krug, J. D., Kogekar, G., Roberson, W. R., Offenberg, J. H., Pennell, K. D., Linak, W. P., & Goldsmith, C. F. (2025). Incineration of Perfluorooctanoic Acid Leads to Regeneration of Smaller Perfluorocarboxylic Acids. *Journal of Physical Chemistry A*, 129(35), 8160–8169. <https://doi.org/10.1021/acs.jpca.5c02985>
- SFS. (2013). Svensk författningssamling. Förordning (2023:253) om förbränning av avfall. Klimat- och näringslivsdepartementet. 2013-05-08.
- Shields, E. P., Krug, J. D., Roberson, W. R., Jackson, S. R., Smeltz, M. G., Allen, M. R., Burnette, R. P., Nash, J. T., Virtaranta, L., Preston, W., Liberatore, H. K., Wallace, M. A. G., Ryan, J. V., Kariher, P. H., Lemieux, P. M., & Linak, W. P. (2023a). Pilot-Scale Thermal Destruction of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Legacy Aqueous Film Forming Foam. *ACS ES&T Engineering*, 3(9), 1308–1317. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.3c00098>
- Shields, E. P., Krug, J. D., Roberson, W. R., Jackson, S. R., Smeltz, M. G., Allen, M. R., Burnette, R. P., Nash, J. T., Virtaranta, L., Preston, W., Liberatore, H. K., Wallace, M. A. G., Ryan, J. V., Kariher, P. H., Lemieux, P. M., & Linak, W. P. (2023b). Pilot-Scale Thermal Destruction of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Legacy Aqueous Film Forming Foam. *ACS ES and T Engineering*, 3(9), 1308–1317. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.3c00098>
- Siriwardena, D. P., James, R., Dasu, K., Thorn, J., Iery, R. D., Pala, F., Schumitz, D., Eastwood, S., & Burkitt, N. (2021). Regeneration of per- and polyfluoroalkyl substance-laden granular activated carbon using a solvent based technology. *Journal of Environmental Management*, 289. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112439>
- Sonmez Baghirzade, B., Zhang, Y., Reuther, J. F., Saleh, N. B., Venkatesan, A. K., & Apul, O. G. (2021). Thermal Regeneration of Spent Granular Activated Carbon Presents an Opportunity to Break the Forever PFAS Cycle. *Environmental Science & Technology*, 55(9), 5608–5619. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08224>
- Strandberg, J., Awad, R., Bolinius, D. J., Yang, J-J., Sandberg, J., Bello, M. A., Gobelius, L., Egelrud, L. & Härnwall, E-L. (2021). PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants. No. 2422. 2025-11-06, IVL Svenska Miljöinstitutet <https://www.ivl.se/download/18.556fc7e17c75c849331b76d/1636533451380/B2422%20PFAS%20from%20Swedish%20Waste%20Incineration%20Plants.pdf>
- Strandberg, J., Potter, A., Abdalal, O., Liagkourdis, I., Ledbetter, T., Awad, R., Moldanova, J., Jutterström, S., Ström, E. & Andersson, J. (2025). Assessing PFAS flue gas sampling standards in operation. A comparison of EN 1948:1, OTM-45, and insights from OTM-50, Report B11109, IVL Svenska Miljöinstitutet.

- Sörengård, M., Lindh, A. S., & Ahrens, L. (2020a). Thermal desorption as a high removal remediation technique for soils contaminated with per- And polyfluoroalkyl substances (PFASs). *PLoS ONE*, *15*(6 June), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234476>
- Sörengård, M., Lindh, A. S., & Ahrens, L. (2020b). Thermal desorption as a high removal remediation technique for soils contaminated with per- And polyfluoroalkyl substances (PFASs). *PLoS ONE*, *15*(6 June), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234476>
- TRS. (2025). A Brief History <https://www.thermalrs.com/about/#history> [Hämtad: 2025-09-01]
- Tsou, K., Antell, E., Duan, Y., Olivares, C. I., Yi, S., Alvarez-Cohen, L., & Sedlak, D. L. (2023). Improved Total Oxidizable Precursor Assay for Quantifying Polyfluorinated Compounds Amenable to Oxidative Conversion to Perfluoroalkyl Carboxylic Acids. *ACS ES&T Water*, *3*(9), 2996–3003. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00224>
- UBA. (2020). *Remediation management for local and wide-spread PFAS contaminations* (Texte 205/2020). Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau, Germany.
- US EPA. (2024). *Interim Guidance on the Destruction and Disposal of PFAS and Materials Containing PFAS - Version 2*. <https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-04/2024-interim-guidance-on-pfas-destruction-and-disposal.pdf>
- US EPA. (2025a). *Other Test Method 45 (OTM-45) Measurement of Selected Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances from Stationary Sources, Rev 1*. <https://www.epa.gov/system/files/documents/2025-01/other-test-method-45-rev1-final-1-14-25.pdf>
- US EPA. (2025b). *Other Test Method 50 (OTM-50) Sampling and Analysis of Volatile Fluorinated Compounds from Stationary Sources Using Passivated Stainless-Steel Canisters*. <https://www.epa.gov/system/files/documents/2025-01/otm-50-release-1-r1.pdf>
- Wang, F., Lu, X., Li, X. Y., & Shih, K. (2015a). Effectiveness and mechanisms of defluorination of perfluorinated alkyl substances by calcium compounds during waste thermal treatment. *Environmental Science and Technology*, *49*(9), 5672–5680. <https://doi.org/10.1021/es506234b>
- Wang, F., Lu, X., Li, X. Y., & Shih, K. (2015b). Effectiveness and mechanisms of defluorination of perfluorinated alkyl substances by calcium compounds during waste thermal treatment. *Environmental Science and Technology*, *49*(9), 5672–5680. <https://doi.org/10.1021/es506234b>
- Wang, F., Lu, X., Shih, K., & Liu, C. (2011). Influence of calcium hydroxide on the fate of perfluorooctanesulfonate under thermal conditions. *Journal of Hazardous Materials*, *192*(3), 1067–1071. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.009>

- Wang, J., Lin, Z., He, X., Song, M., Westerhoff, P., Doudrick, K., & Hanigan, D. (2022). Critical Review of Thermal Decomposition of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Mechanisms and Implications for Thermal Treatment Processes. *Environmental Science & Technology*, *56*(9), 5355–5370. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02251>
- Weber, N. H., Dixon, L. J., Stockenhuber, S. P., Grimison, C. C., Lucas, J. A., Mackie, J. C., Stockenhuber, M., & Kennedy, E. M. (2023). Thermal decomposition of PFOA: Influence of reactor and reaction conditions on product formation. *Chemical Engineering Science*, *278*, 118924. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ces.2023.118924>
- Weber, N. H., West, G. V., Roberson, W. R., Mackie, J. C., Mattila, J. M., Burnette, P., Allen, M., Preston, W., Linak, W. P., & Krug, J. D. (2025). Thermal treatment of hexafluoropropylene oxide dimer acid (HFPO-DA) using a pilot-scale research combustor. *Journal of Hazardous Materials*, *495*, 138905. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138905>
- Zhang, J., Gao, L., Bergmann, D., Bulatovic, T., Surapaneni, A., & Gray, S. (2023). Review of influence of critical operation conditions on by-product/intermediate formation during thermal destruction of PFAS in solid/biosolids. *Science of The Total Environment*, *854*, 158796. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158796>
- Zhao, C., Dong, Y., Feng, Y., Li, Y., & Dong, Y. (2019). Thermal desorption for remediation of contaminated soil: A review. *Chemosphere*, *221*, 841–855. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.079>

1. Bilaga – provupparbetning

Riktad analys

För den riktade PFAS-analysen av jord före och efter behandling användes 0,2–0,5 g frystorkad och homogeniserad jord. Provupparbetningen startade med att tillsätta internstandard, och därefter tillsattes alkalisk metanol (1 ml 0,2 M ammoniumhydroxid i metanol). Sedan vortexades provet i 1 minut för att sedan låtas stå i 30 minuter. Nästa steg omfattade extraktion i två steg (alkalisk respektive surgjord extraktion). Det första steget gjordes i tre extraktionscykler med metanol (4 ml, 4 ml och 2 ml). Under den första cykeln tillsattes 90 µl 4 M myrsyra i metanolen för neutralisering. Varje cykel omfattade tillsats av metanol, ultraljudsbehandling i 15 minuter, skakning på skakbord i 15 minuter och centrifugering i 10 minuter vid 7 000 g. Efter varje cykel samlades metanolen upp och slogs ihop till ett samlingsprov.

I steg två genomfördes ytterligare tre extraktionscykler på samma jordprov, nu med surgjord metanol (4 ml, 4 ml och 2 ml; 0,5 M saltsyra i metanol). Varje cykel omfattade även här ultraljudsbehandling i 15 minuter, skakning på skakbord i 15 minuter och centrifugering i 10 minuter vid 7 000 g. Även här samlades metanolen upp efter varje cykel och slogs ihop till ett nytt samlingsprov.

De två samlingsproven (alkalisk respektive surgjord fraktion) renades sedan genom en fastfaskolonn bestående av Supelclean ENVI-Carb (250 mg, Supelco). Därefter kombinerades de båda fraktionerna och indunstades slutligen till en volym på 0,5–1 ml som analyserades.

För analys av vattenfällan användes delprov om 50–100 ml som extraherades med fastfasextraktion med en svag anjonbytare (Oasis WAX 150 mg, Waters Corporation). Delprovet surgjordes med hjälp av myrsyra till ett pH under 3 innan det laddades på anjonbytare. Därefter genomfördes en tvättsekvens bestående av 4 ml ultrarent vatten, 4 ml ammoniumacetatbuffert (pH 4) och 4 ml av 20 % metanol i ultrarent vatten. Sorbenten torkades i 30 minuter med hjälp av vakuum, och sedan eluerades provextraktet ut med 4 ml 0,1 % ammoniumhydroxid i metanol. Extraktet indunstades därefter till en volym på 0,5 ml innan det analyserades.

För analys av PFAS som fångats upp av XAD-2-sorbenten användes en modifierad provupparbetningsmetod som fastställdes efter samtliga tester under optimeringsprocessen. Kortfattat startades provupparbetningen med tre extraktionscykler med etylacetat (4 ml). Varje cykel omfattade vortexomblandning i 1 minut, ultraljudsbehandling i 15 minuter, skakbord i 15 minuter och centrifugering i 10 minuter vid 7 000 g. Efter varje cykel samlades etylacetat upp och slogs ihop till ett samlingsprov. Ytterligare tre extraktionscykler genomfördes med ammoniumhydroxid i metanol (4 ml). Båda extrakten indunstades försiktigt till 1 ml respektive 0,5 ml. En volym av 0,5 ml etylacetat överfördes till metanolextraktet. Etylacetatextraktet analyserades för volatila PFAS med GC medan metanolextraktet analyserades för semivolatila PFAS med hjälp av vätskekromatografi (LC-MS/MS) och superkritisk vätskekromatografi (SFC-MS/MS).

Analys av extraherbart organiskt fluor

Alla prover (jord, vattenfälla och XAD-2-sorbent) extraherades på samma sätt som med den riktade analysen, med undantaget att ingen internstandard tillsattes. För jordproverna gjordes dessutom ytterligare en upprening med fastfasextraktion i syfte att ta bort IF. I fastfasextraktionen användes en svag anjonbytare för den alkaliska fraktionen (Oasis WAX, 150 mg) och en svag katjonbytare (Oasis WCX, 150 mg) för den sura fraktionen. Tvättsekvensen för den svaga anjonbytare var 20 ml 0,01 % ammoniumhydroxid i ultrarent vatten, 10 ml ultrarent vatten, 4 ml ammoniumacetatbuffert (pH 4) och 4 ml av 20 % metanol i ultrarent vatten. Extraktet samlades upp med 4 ml 0,1 % ammoniumhydroxid i metanol.

Samma tvättsteg utfördes för extraktionen för vattenfällan (100–125 ml). Tvättsekvensen för den svaga katjonbytare var 10 ml ultrarent vatten och 4 ml ammoniumacetat buffert (pH 7). Provet samlades sedan upp med 4 ml 2 % myrsyra i metanol. Alla EOF-extrakt indunstades till 0,5 ml.

Analys av totalt oxiderbara prekursorer

Vid dTOP togs 50 mg jord ut som oxiderades med 120 mM kaliumpersulfat och 300 mM natriumhydroxid i ett vattenbad med 85 °C i minst 6 timmar. Efter oxideringsprocessen ställdes proverna på isblock för att stoppa oxidationen. Proverna extraherades med hjälp av fastfasextraktion och svag anjonbytare (Oasis WAX 500 mg). Provet samlades upp med 0,1 % ammoniumhydroxid i metanol för att därefter indunstras till 0,5 ml innan provet analyserades.

Vid eTOP togs en mängd (100 µl) av EOF-extraktet, vilket evaporerades försiktigt med kvävgas före oxidering. Tillvägagångssättet för oxidering och provupparbetning för extraktet var detsamma som ovan för dTOP.

2. Bilaga – analyserade PFAS

Här presenteras de PFAS som analyserades i den riktade analysen. Tabellen visar förkortningar, det fullständiga namnet på engelska och den grupp som de ingår i.

Grupp	Förkortning	Namn
Perfluoroalkylsyror (PFCA)	TFA	Trifluoroacetic acid
	PFPrA	Perfluoropropanoic acid
	PFBA	Perfluorobutanoic acid
	PFPeA	Perfluoropentanoic acid
	PFHxA	Perfluorohexanoic acid
	PFHpA	Perfluoroheptanoic acid
	PFOA	Perfluorooctanoic acid
	PFNA	Perfluorononanoic acid
	PFDA	Perfluorodecanoic acid
	PFAcDA	Perfluoroundecanoic acid
	PFDoDA	Perfluorododecanoic acid
	PFTTrDA	Perfluorotridecanoic acid
	PFTeDA	Perfluorotetradecanoic acid
	PFPeDA	Perfluoropentadecanoic acid
	PFHxDA	Perfluorohexadecanoic acid
	PFHpDA	Perfluoroheptadecanoic acid
PFOcDA	Perfluorooctadecanoic acid	
Perfluoroalkylsulfonsyror (PFSA)	TFMS	Trifluoromethane sulfonic acid
	PFEtS	Perfluoroethane sulfonic acid
	PFPrS	Perfluoroethanesulfonic acid
	PFBS	Perfluorobutane sulfonic acid
	PFPeS	Perfluoropentane sulfonic acid
	PFHxS	Perfluorohexane sulfonic acid
	PFHpS	Perfluoroheptane sulfonic acid
	PFOS	Perfluorooctane sulfonic acid
	PFNS	Perfluorononane sulfonic acid
	PFDS	Perfluorodecane sulfonic acid
	PFAcDS	Perfluoroundecane sulfonic acid
	PFDoDS	Perfluorododecane sulfonic acid
	PFTTrDS	Perfluorotridecane sulfonic acid
	PFTeDS	Perfluorotetradecane sulfonic acid
Fluoralkylsulfonamider (FASA)	FBSA	Perfluorobutane sulfonamide
	MeFBSA	N-Methyl perfluorobutane sulfonamide
	FHxSA	Perfluorohexane sulfonamide
	MeFHxSA	N-Methyl perfluorohexane sulfonamide
	FOSA	Perfluorooctane sulfonamide

Grupp	Förkortning	Namn
	MeFOSA	N-Methyl perfluorooctane sulfonamide
	EtFOSA	N-Ethyl perfluorooctane sulfonamide
Fluoroktansulfonamid-ättiksyror (FOSAA)	FOSAA	Perfluorooctane sulfonamidoacetic acid
	MeFOSAA	N-Methyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid
	EtFOSAA	N-Ethyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid
Fluortelomersulfonsyror (FTSA)	4:2 FTSA	4:2 Fluortelomer sulfonic acid
	6:2 FTSA	6:2 Fluortelomer sulfonic acid
	8:2 FTSA	8:2 Fluortelomer sulfonic acid
	10:2 FTSA	10:2 Fluortelomer sulfonic acid
	12:2 FTSA	12:2 Fluortelomer sulfonic acid
	14:2 FTSA	14:2 Fluortelomer sulfonic acid
Polyfluoralkylfosfatdiestrar (diPAP)	4:2 diPAP	4:2 Fluortelomer phosphate diester
	6:2 diPAP	6:2 Fluortelomer phosphate diester
	8:2 diPAP	8:2 Fluortelomer phosphate diester
	6:2/8:2 diPAP	6:2/8:2 Fluortelomer phosphate diester
	10:2 diPAP	10:2 Fluortelomer phosphate diester
	12:2 diPAP	12:2 Fluortelomer phosphate diester
N-etylperfluoroktan sulfonamidetylfosfatdiester	diSAmPAP	Bis-(2-(N-etylperfluoroktan-1-sulfonamido)etyl)-fosfat
Perfluoretersyror/ perfluoretersulfonsyror (PFESA/PFESA)	HFPO-DA	Hexafluoropropylene oxide dimer acid
	ADONA	3H-perfluoro-3-[(3-metoxi-propoxy)propanoic acid]
	6:2 Cl-PFESA	6:2 chlorinerade polyfluorerade eter sulfonat
	8:2 Cl-PFESA	8:2 chlorinerade polyfluorerade eter sulfonat
Cyklisk perfluoralkyl sulfonsyra	PFECHS	Perfluoroethylcyklohexan sulfonacid
Fluortelomersyror PFSA(FTCA)	3:3 FTCA	3:3 Fluortelomer karboxylic acid
	5:3 FTCA	5:3 Fluortelomer karboxylic acid
	7:3 FTCA	7:3 Fluortelomer karboxylic acid
Omättade fluortelomersyror (FTUCA)	6:2 FTUCA	6:2 Fluortelomer mättad karboxylic acid
	8:2 FTUCA	8:2 Fluortelomer mättad karboxylic acid
	10:2 FTUCA	10:2 Fluortelomer mättad karboxylic acid
Perfluorinerade fosfininsyror (PFPIA)	6:6 PFPIA	Bis(perfluorohexyl) fosfinic acid
	6:8 PFPIA	Perfluoro (hexyloctyl) fosfinic acid
	8:8 PFPIA	Bis(perfluorooctyl) fosfinic acid
Perfluorinerade fosforsyror (PFPA)	PFHxPA	Perfluorohexyl fosfonic acid
	PFOPA	Perfluorooctyl fosfonic acid
	PFDDPA	Perfluorodecyl fosfonic acid
Zwitterjoniska PFAS	6:2 FTAB	6:2 Fluortelomer sulfonamid alkylbetain
	N-AP-FHxSA	N-[3-(Dimetylamin)propan-1-yl]perfluoro-1-hexansulfonamid

Grupp	Förkortning	Namn
	N-TAmP-FHxSA	N-[3-(Trimethylammonio)propan-1-yl]perfluoro-1hexanesulfonazanide
	6:2 FTAA	6:2 Fluorotelomer sulfonamide alkylamine
	5:3FTB	5:3 Fluorotelomer betaine



**STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT**

Statens geotekniska Institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växelnr: 013-20 18 00