



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Litteraturstudie om PFAS fra affaldsforbrænding

Miljøprojekt nr. 2246

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Annemette Geertinger, GeertiCon og
Allan Astrup Jensen, NIPSECT

ISBN: 978-87-7038-552-7

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

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

1.	Forord	7
1.1	Projektets formål	7
2.	Resumé	9
3.	Summary and conclusions	11
4.	Ordliste og læsevejledning	13
4.1	Ordliste	13
4.2	PFAS-stoffer og grupper omtalt i denne undersøgelse	15
4.3	Læsevejledning	16
5.	Baggrund og indledning	18
5.1	Problemstilling	18
5.2	Afgrænsning af projekt	18
5.3	Miljøprojekt 2085 fra 2019 om destruktion af visse POP-stoffer på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg	18
6.	Regulering og PFAS	20
6.1	Definition af POP-stoffer	20
6.2	Stockholmkonventionen	20
6.3	EU's POP-forordning	21
6.4	EU-regulering af affaldsforbrænding	22
6.5	Basel konventionen	23
6.6	Ny EU-regulering af PFAS	24
7.	PFAS (Poly- og perfluoralkylforbindelser)	25
7.1	Hvad er PFAS?	25
7.2	Anvendelse og forbrug	26
7.3	Kemiske strukturer af PFAS	28
7.4	Fysisk-kemiske egenskaber	31
7.5	Analysemetoder	32
8.	Konventionelle danske affaldsforbrændingsanlæg	33
8.1	Principbeskrivelse af teknologier	33
8.2	Restprodukter ved forbrænding af affald	35
9.	Anlæg til termisk behandling af spildevandsslam	37
9.1	Principbeskrivelse af teknologier	37
10.	Resume af Miljøprojekt 2085 fra 2019	38
11.	Destruktion af PFAS mfl.	40
11.1	Debatindlæg om PFAS	40
11.1.1	Amerikansk undersøgelse af PFAS-indhold omkring forbrændingsanlæg med cementproduktion	40

11.1.2	Spredning af PFAS med husholdningsaffald	41
11.1.3	Termisk destruktion af PFAS i konventionelle affaldsforbrændingsanlæg	42
11.1.4	Artikel i Ingeniøren	43
11.2	Myndigheders aktiviteter og publikationer	45
11.2.1	USEPA-notat om termisk destruktion af PFAS-affald	45
11.2.2	USEPA-vejledning om destruktion af PFAS-holdige materialer	45
11.3	Termodynamiske og fysisk-kemiske betragtninger, modeller og analyser	47
11.3.1	Studie af damptryk af PFAS	47
11.3.2	Teoretisk studie af termisk nedbrydning af PFPrA	48
11.3.3	Australsk studie af termisk nedbrydning af PFOS	49
11.3.4	Kinetisk model for termisk nedbrydning af PFOS	49
11.3.5	Kinetisk model for termisk nedbrydning af PFCA	51
11.3.6	Kvantekemisk model for termisk nedbrydning af PFOA	51
11.3.7	Kemisk kinetisk model for nedbrydning af kortkædede PFAS	53
11.4	Litteraturstudier vedr. PFAS i affald og restprodukter fra termisk behandling	54
11.4.1	Håndtering af restprodukter fra affaldsforbrænding	54
11.4.2	Studie af deponering og forbrænding af PFAS-holdigt affald	55
11.4.3	Biprodukter fra ufuldstændig termisk destruktion af PFAS	56
11.4.4	Belgisk studie af forbrænding af PFAS	56
11.4.5	Hollandsk studie af PFAS i røggas fra affaldsforbrændingsanlæg	56
11.4.6	Amerikansk artikel om PFAS i forbrugerprodukter	57
11.4.7	Teknologier til destruktion af PFAS	60
11.4.8	Effekt af forbud mod afbrænding af PFAS-holdige materialer fra 2022	61
11.4.9	Amerikansk studie af innovative behandlingsteknologier til PFAS-holdigt affald	61
11.4.10	Termisk nedbrydning af PFAS ved forbrænding og pyrolyse	62
11.5	Laboratorieforsøg og undersøgelser i pilotanlæg af termisk nedbrydning af PFAS	63
11.5.1	Forekomst af PFAS i laboratoriefremstillet perkolat	63
11.5.2	Termisk degradering af PFOA i laboratorieovn	63
11.5.3	Tysk pilotanlæg – BRENDA Karlsruhe	64
11.5.4	Pilotundersøgelse med pyrolyse af PFAS-forurenet slam	66
11.5.5	Termisk stabilitet af PFAS opsamlet på aktivt kul	67
11.5.6	Bemærkninger til artikel om termisk stabilitet af PFAS	68
11.5.7	Forbrændingsmodel for destruktion af PFAS og forsøg i laboratorieovn	69
11.5.8	Høj-temperatur pyrolyse destruktion af PFAS i spildevandsslam	71
11.6	Undersøgelser i konventionelle anlæg	72
11.6.1	Fire svenske affaldsforbrændingsanlæg	72
11.6.2	Australsk affaldsforbrændingsanlæg til farligt affald og cementovn	75
11.6.3	To svenske affaldsforbrændingsanlæg	77
11.6.4	Hollandsk affaldsforbrændingsanlæg	81
11.6.5	Kinesisk undersøgelse af fluors skæbne i affaldsforbrændingsanlæg	82
11.6.6	11 svenske affaldsforbrændingsanlæg	84
11.6.7	27 svenske affaldsforbrændingsanlæg	87
11.6.8	Kinesisk undersøgelse PFAS i slagge og flyveaske fra tre affaldsforbrændingsanlæg	93
11.6.9	Nedbrydning af PFAS i reaktiveret aktivt kul	94
11.6.10	Danske affaldsforbrændingsanlæg	95
11.7	Undersøgelse i spildevandsbehandlingsanlæg med termisk behandling af slam	100
11.7.1	Spildevandsrensningens bidrag til PFAS-kredsløb i miljøet	100
11.7.2	Teknologier til termisk destruktion af PFAS i spildevand og spildevandsslam	102
11.7.3	Nordisk undersøgelse af fluor i slam og afløbsvand fra spildevandsrensningens anlæg	103

11.7.4	Reaktionsveje og restprodukter fra termisk destruktion af PFAS i spildevandsslam	103
11.7.5	Amerikansk undersøgelse af PFAS i restprodukter fra et forbrændingsanlæg for spildevandsslam	104
11.7.6	Danske anlæg til termisk behandling af spildevandsslam	105
11.8	Undersøgelser i perkolat mv. fra lossepladser og affaldsdeponier	109
11.8.1	Spansk undersøgelse af perkolat fra lossepladser med husholdningsaffald	109
11.8.2	Amerikansk undersøgelse af PFAS fra lossepladser	110
11.8.3	Omdannelse og skæbne af PFAS i lossepladser/landdeponier	111
11.8.4	Amerikansk undersøgelse af perkolat fra deponier med aske fra affaldsforbrændingsanlæg	112
11.8.5	Australsk undersøgelse af grundvand fra område med tidligere lossepladser	113
11.8.6	Amerikansk undersøgelse af perkolat fra lossepladser ledt til spildevandsrensningsanlæg	114
11.8.7	Amerikansk undersøgelse af perkolat fra lossepladser, hvor der er deponeret aske fra affaldsforbrændingsanlæg	115
11.8.8	Fjernelse af PFAS i perkolat fra affaldsoplag	116
11.9	Undersøgelser i atmosfærisk luft	117
11.9.1	Canadisk undersøgelse af PFAS-indhold i luft omkring lossepladser og spildevandsrensningsanlæg	117
11.9.2	Tysk undersøgelse af PFAS-indhold i luft omkring lossepladser	118
11.9.3	To kinesiske affaldsdeponier	119
11.9.4	To kinesiske affaldsforbrændingsanlæg og tre affaldsdeponier	119
11.9.5	Kinesisk undersøgelse af PFAS-indhold i luft omkring lossepladser og spildevandsrensningsanlæg	121
11.10	Undersøgelser af jord og grundvand	122
11.10.1	Amerikansk undersøgelse af PFAS-indhold i jord behandlet termisk i roterovn	122
11.10.2	Amerikansk undersøgelse af PFAS-indhold i jord omkring affaldsforbrændingsanlæg til farligt affald	123
11.10.3	Tysk undersøgelse af PFAS-forurenet jord	124
11.10.4	Termisk destruktion af PFAS i forurenet jord	125
11.10.5	Hollandsk undersøgelse af PFOA- og PFOS-indhold i jord omkring fluorpolymer fabrik	126
11.10.6	Amerikansk undersøgelse af indhold af PFAS i jord fra områder, der er anvendt til udbringning af spildevandsslam	127
11.10.7	Dansk undersøgelse af PFAS i spildevandsslam, jord og grundvand	128
11.10.8	Dansk rapport om cut-off grænseværdier for spildevandsslam	131
11.10.9	Amerikansk undersøgelse af indhold af PFAS i kompost	134
11.10.10	Australsk undersøgelse af indhold af PFAS i komposteret jord	136
11.11	Biomonitoreringsundersøgelser udført omkring affaldsforbrændingsanlæg	136
11.11.1	Spanien - undersøgelse af PFAS-indhold i vegetation omkring affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald og RDF	139
11.11.2	Tjekkiet - undersøgelse af PFAS-indhold i hønseæg og vegetation omkring affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald og slam	141
11.11.3	Litauen - undersøgelse af PFAS-indhold i vegetation omkring affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald	143
11.11.4	Frankrig - undersøgelse af PFAS-indhold i hønseæg og vegetation omkring affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald og slam	145
12.	Sammenfattende diskussion af den gennemgåede litteratur med konklusioner og anbefalinger	146
12.1	Hvad er PFAS?	146
12.2	Hvor bruges PFAS, og hvordan ender det i husholdnings- og industriaffald og spildevandsslam?	147

12.3	Termisk nedbrydning af PFAS	147
12.3.1	Teoretiske modelberegninger af nedbrydningen af PFAS	147
12.3.2	Laboratorieforsøg og pilotforsøg af nedbrydningen af PFAS	148
12.3.3	Forbrænding	149
12.3.4	Pyrolyse og forgasning	149
12.3.5	Termisk nedbrydning af PFAS i affald behandlet i konventionelle affaldsforbrændingsanlæg	150
12.3.6	Termisk nedbrydning af PFAS i anlæg til forbrænding eller pyrolyse af slam	152
12.3.7	Restprodukter fra forbrænding	152
12.4	Håndtering af affald og spildevandsslam forurenet med PFAS	153
12.4.1	Genbrug og genanvendelse	153
12.4.2	Spildevandsrensningsanlæg	153
12.4.3	Landdeponering på globalt plan	154
12.4.4	Kompostering	155
12.5	Konklusioner og anbefalinger	156
13.	Litteraturliste	158

1. Forord

1.1 Projektets formål

Miljøprojekt nr. 2085/2019 om belysning af destruktion af visse POP-stoffer på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg til forbrænding af hovedsageligt ikke-farligt og forbrændingseget affald omfattede bl.a. et litteraturstudie af destruktion af PFAS ved affaldsforbrænding.

Miljøstyrelsen er bekendt med, at der efterfølgende er kommet nye artikler og undersøgelser, der belyser emissioner af PFAS til luften og destruktion af PFAS ved forbrænding af affald.

Formålet med projektet er at få et samlet overblik over den nyeste viden i litteraturen om:

- i hvilket omfang og under hvilke driftsbetingelser, fx EBK-temperatur, der sker destruktion af PFAS i affald, herunder spildevandsslam, ved forbrænding.
- emissionskoncentrationer af PFAS til luften fra anlæg der forbrænder affald, herunder spildevandsslam afhængig af driftsforhold, fx EBK-temperatur.

Denne rapport gennemgår den nyeste internationale faglige litteratur om PFAS i relation til affalds- og slamforbrænding og deponering af restprodukter samt relevant alternativ affaldshåndtering.

Hvor der foreligger relevante danske undersøgelser, er disse også beskrevet, men rapporten som helhed beskriver ikke danske forhold, men det indikeres i vurderingen, om en undersøgelse anses for relevant for danske forhold.

2. Resumé

Nærværende rapport gennemgår og vurderer, fortrinsvis på baggrund af udenlandske erfaringer, udfordringerne ved afbrænding af affald og slam med PFAS meget grundigt, men rapporten gennemgår og vurderer desuden tilsvarende udfordringer ved alternative bortskaffelsesmetoder for affald og slam forurenede med PFAS. Disse udfordringer viser sig ikke at være mindre, men større end ved forbrænding.

Rapporten indeholder en gennemgang af videnskabelige artikler og rapporter om undersøgelser af destruktion af PFAS primært fra perioden 2018 og til primo 2023.

Baggrunden for denne rapport er bl.a. den voldsomme debat, som har verseret i diverse danske og udenlandske medier i de seneste år, hvor konventionelle affaldsforbrændingsanlæg beskyldes for at udsende farlig luftforurening indeholdende PFAS ud via skorstenen og eksponere mennesker og miljø. Flere saglige og usaglige indlæg i denne internationale debat er gennemgået og diskuteret i denne rapports gennemgang af international videnskabelig litteratur.

Debatten udsprang bl.a. af nogle resultater fra biotest af prøver af æg og vegetation udtaget af en hollandsk NGO i nærheden af flere forbrændingsanlæg rundt om i Europa. Testene er imidlertid ikke selektive for PFAS, resultaterne er modstridende, der mangler referenceværdier, der er ikke taget hensyn til andre mulige lokale PFAS-forureningskilder, fx landdeponier af affald/slam og spildevandsrensningsanlæg, og rapporteringen er utilfredsstillende. Derfor kan disse undersøgelser ikke bruges til andet end at gøre folk, der bor i nærheden af anlæggene, utrygge.

Virkeligheden er også meget kompleks, da de samlede fordele og ulemper ved alle de forskellige muligheder for bortskaffelse af PFAS-holdigt affald og -spildevandsslam må tages i betragtning. Litteraturstudiet viser, at det ikke er affaldsforbrændingsanlæg, der giver de største udfordringer med bortskaffelse af affald med PFAS, men at disse anlæg i stedet for kan være løsningen.

De PFAS-forbindelser, der er problematiske både miljø- og sundhedsmæssigt, er først og fremmest perfluoralkylsyrer (PFAA), der er unedbrydelige i naturen og deres forstadier (fluortelomere og funktionelle derivater af PFAA), som kan bionedbrydes til PFAA i naturen og i organismer. Bestandigheden er imidlertid i sig selv ikke noget problem, ligesom det heller ikke er for glas, jord, sand, sten, mineraler og bjergarter. Men PFAA og deres forstadier besidder udover bestandigheden en kemisk, fysisk og biologisk reaktivitet.

PFAA kan imidlertid nedbrydes/destrueres termisk ved pyrolyse eller forbrænding ved høje temperaturer (DE/DRE >99%). I praksis vil forbrænding af PFAS-holdigt affald og -slam være den eneste gennemførlige metode til at destruere PFAS i større skala. Ved undersøgelser udført på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg i Danmark i 2022 og 2023, Sverige i 2019 - 2022, Kina i 2015 – 2019 og Holland i 2015 – 2017 er der ikke påvist målbare koncentrationer af PFAS i røggassen med de analysemetoder, der er anvendt og de detektionsgrænser, der er knyttet til metoderne. Der er fundet målbare koncentrationer af PFAS i slagge og bundaske, flyveaske samt i spildevand fra røggasrensningssprocessen. Der ikke oplyst destruktionsgrader for PFAS ved disse undersøgelser. Tilsvarende har undersøgelser udført på danske slamforbrændingsanlæg i 2022 ikke dokumenteret indhold af PFAS i røggassen, spildevand fra røggasrensning eller i aske.

For at fjerne faren ved PFAS, er det ikke nødvendigt med en fuldstændig mineralisering af PFAS. Det er formentligt tilstrækkeligt, at den funktionelle gruppe er væk, og denne gruppe er det første, der nedbrydes ved den termiske proces. Der er imidlertid behov for flere komplette analyser og massebalancer for PFAS i husholdningsaffald og konventionelle affaldsforbrændingsanlæg.

Alligevel har der i presse og offentlighed i mange lande været voldsom kritik af at afbrænde PFAS-holdigt affald og -slam, selv på moderne driftssikre affaldsforbrændingsanlæg med effektiv røggasrensning. Kritikerne forventede, at PFAS blev udsendt fra anlæggets skorsten og derved forurenede den omgivende luft, jord og vand med sundhedsskadelig PFAS. Der er imidlertid ingen målinger, der bekræfter denne antagelse, mens der til gengæld er mange uafhængige målinger af meget høje PFAS-koncentrationer i luften, især om sommeren, over de alternative muligheder for bortskaffelse af PFAS-holdigt affald, nemlig landdeponeringsanlæg og spildevandsrensning.

I USA blev der i april 2022 indført et midlertidigt forbud mod afbrænding af PFAS-holdige materialer. En mere fornuftig strategi kunne måske have været at skærpe kravene til temperaturer og opholdstid i forbrændingsanlæggene, så destruktionen af alt PFAS-indholdet i affald og slam blev absolut sikker og fuldstændig, og der derved ikke var uomdannet PFAS tilbage i restprodukter. Udenlandske undersøgelser af restprodukter fra forbrændingsanlæg deponeret på landdeponeringsanlæg tyder i øvrigt på, at udvaskningen af PFAS er meget mindre herfra end fra normalt uforbrændt affald, og dermed er deponering af restprodukterne et mindre problem end deponering af husholdningsaffaldet.

PFAS-indholdet i mange dagligdagsprodukter betyder, at den hidtil førende politiske strategi, med at undgå bortskaffelse ved forbrænding af affald og i stedet for sortere affaldsfraktioner og genanvende materialerne, ikke på alle måder er bæredygtig, men i stedet for er problematisk, hvis affaldet er forurenet med PFAS, så PFAS ikke bliver destrueret, men fortsætter kredsløbet i natur og samfund.

Det vigtigste må være at få de problematiske PFAS ud af cirkulation i natur og samfund. Det kan bl.a. ske ved at stoppe med at deponere PFAS-holdigt affald og slam på landdeponeringsanlæg, samt stoppe med at udbringe kompost, restprodukter fra termisk behandling og spildevandsslam forurenet med PFAS på marker, og i stedet for at destruere det PFAS, der forekommer i affald, i konventionelle affaldsforbrændingsanlæg.

Det nye forslag til EU-regulering af mere end 10.000 stoffer defineret som PFAS, der blev annonceret af EU den 7. februar 2023, vil være en nødvendig forudsætning for på langt sigt få lukket PFAS kredsløbene i samfundet, men det kan tage lang tid, at få forslaget overført til lovgivning med uundgåelige undtagelser og indbyggede lange implementering/overgangstider. Imens vil affalddyngerne med PFAS-holdigt affald vokse i tillæg til tidligere tiders affalddynger, som vi endnu ikke er kommet af med.

Sluttelig anbefales det i nærværende rapport, at der gennemføres en grundig kortlægning af forekomst og skæbne af PFAS ved forskellige former for termisk behandling (forbrænding, pyrolyse, forgasning, mv.) af affald og slam i Danmark, idet det for nuværende anses som den eneste troværdige metode til at få PFAS ud af kredsløbene i naturen.

3. Summary and conclusions

This report is a very extensive review and assessment of the fate of poly- and perfluoroalkylated substances (PFAS) contained in municipal waste and wastewater sludge during disposal by incineration in conventional plants. The Danish experiences with that topic are limited, thus the report is mainly based on international studies and experiences. In addition to assessing incineration and other thermal processes, the report also discusses the challenges with alternative disposal methods for waste and sludge contaminated with PFAS, e.g. landfills, which turn out to be not less, but greater than for combustion.

The report contains short reviews of scientific articles and reports on the measurement and destruction of PFAS, primarily from the period 2018 to early 2023.

The background for this report is, among other things, the fierce debate that has raged in various Danish and foreign media in recent years, where conventional waste incinerators are accused of emitting dangerous air pollution containing PFAS via the stack and exposing people and the environment. Several factual and non-factual submissions in this international debate are reviewed and discussed in this report.

The debate originated especially from some results from biotesting of samples of eggs and vegetation taken by a Dutch NGO in the vicinity of several incineration plants around Europe. However, these tests are not selective for PFAS, the results are contradictory, there are no reference values, no information about possible other sources to PFAS pollution found, and the reporting is not on a scientific level. Therefore, these studies cannot be used for anything but making people living in the neighbourhood of such plants worried.

The reality is very complex, because the advantages and disadvantages of all the different options for disposing of PFAS-containing waste and sewage sludge must be considered. This literature study shows that it is not waste incineration plants that present the biggest challenges with the disposal of waste with PFAS, instead these plants can in fact be the solution.

The PFAS compounds that are problematic both in terms of the environment and health are primarily perfluoroalkyl acids (PFAA), which are non-degradable in nature, and the PFAA-precursors (fluorotelomers and functional derivatives of PFAA), which can biodegrade into PFAA in nature and in organisms. However, persistence itself is not a problem, just as it is not for glass, soil, sand, stone, minerals, and rocks. But PFAA and their precursors possess chemical, physical, and biological reactivity in addition to persistence.

However, PFAA molecules can be destroyed thermally by pyrolysis or combustion at high temperatures (DE/DRE >99%). In practice, incineration of PFAS-containing waste and sludge will be the only feasible method to destroy PFAS on a larger scale. In studies carried out at conventional waste incineration plants in Denmark (2022 – 2023), Sweden (2019 – 2022), China (2015 – 2019) and the Netherlands (2015 – 2017), no measurable concentrations of PFAS have been detected in the flue gas with the analysis methods used and the actual detection limits for the methods. Measurable concentrations of PFAS have been found in slag and bottom ash, fly ash and in wastewater from the flue gas cleaning process at the waste incineration plant. No destruction rates for PFAS were reported in these studies. Correspondingly, studies carried out at Danish sludge incineration plants have not documented the content of PFAS in the flue gas, wastewater from flue gas cleaning or in ashes with the analysis methods used and the actual detection limits for the methods.

To eliminate the danger of PFAS, it is not necessary to completely mineralize PFAS. It is probably sufficient to remove the functional group, and this group is the first to be degraded in the high-temperature thermal processes. However, there is a need for more complete analysis and mass balances for PFAS in household waste and conventional waste incineration plants.

Nevertheless, there has been fierce criticism in the press and public in many countries of incinerating PFAS-containing waste and sludge, even in modern waste incineration plants with effective combustion process and efficient flue gas cleaning. The critics expected that PFAS was emitted from the plant stack, thereby polluting the surrounding air, soil, and water with harmful PFAS. However, there are no measurements that confirm this assumption, while there are many independent measurements of very high PFAS concentrations in the air, especially in summer, over the landfills and sewage treatment plants, which is an alternative method for disposal of PFAS-containing waste.

In the USA, a temporary ban on the burning of PFAS-containing materials was introduced in April 2022. A more suitable strategy could have been to tighten the requirements for temperatures and residence time during the incineration process, so that the destruction of all the PFAS content in waste and sludge was complete, and no unconverted PFAS were abundant in residual products. Foreign studies of ash and slag residuals from incineration plants deposited in land disposal facilities indicate that the leaching of PFAS is much less from landfills with such residuals than from landfills with unburned waste, and thus depositing the residual products from incineration of household waste is a minor problem than depositing household waste concerning PFAS leaching.

The PFAS content in many everyday products means that the leading political strategy to date, namely avoiding disposal by incineration and instead sorting waste fractions and recycling the useful materials, is not in every way sustainable, but instead problematic for waste contaminated with PFAS. The PFAS content is not destroyed but continues to circulate in nature, humans and society.

The most important thing must be to get the problematic part of the PFAS compounds out of such circulation in nature and society. It can, among other things, be done by stopping depositing PFAS-containing waste and sludge on landfills, as well as stopping applying PFAS-contaminated compost, residual products from thermal treatment and sewage sludge on fields and in gardens, and instead destroy the PFAS-waste in conventional waste incineration plants.

The new proposal for EU regulation of more than 10,000 substances defined as PFAS, which was announced by the EU on 7 February 2023, will be a prerequisite for closing the PFAS circuits in society in the long term, but it may take a long time, and it will not solve the challenge of PFAS contamination of old and new wastes.

Finally, it is recommended in this report that a thorough mapping of the occurrence and fate of PFAS to be carried out during various forms of thermal treatment (incineration, pyrolysis, gasification, etc.) of waste and sludge in Denmark, as it is currently considered the only feasible method to stop the PFAS circulation in nature.

4. Ordliste og læsevejledning

4.1 Ordliste

TABEL 1. Forkortelser og henvisninger

Forkortelse	Forklaring
Anionisk	Negativt ladet ion
BAT	Bedst tilgængelige teknik
BAT-AEL	Opnåelige emissionsniveauer baseret på anvendelse af BAT
Betainer	Kemiske forbindelser, der er en zwitterion med en negativ ladet carboxylat-gruppe og en kvaternær alkyleret ammonium eller phosphonium kation
Bioassays	Biologiske testsystemer
Carboxylgruppe	En gruppe, der indeholder -COOH
CFC	Chlorfluorcarbon
CF ₄	Carbontetrafluorid, tetrafluormethan, perfluormethan
C ₂ F ₄	Tetrafluorethen/tetrafluorethylen, perfluorethan
C ₂ F ₆	Hexafluorethan
CHF ₃	Trifluormethan
CI-PFAES	9-Chlorhexadecafluor-3-oxanonan-1-sulfonat/F-53B
Congener	Stoffer tilhørende samme stofgruppe/familie
CO	Carbonmonoxid/kulilte
DANAK	Den Danske Akkrediteringsfond
DE	Destruktions effektivitet (Defineret i Basel konventionen)
diPAP	Fluortelomerphosphatdiester/e
DRE	Destruktions- og fjernelses effektivitet (Defineret i Basel konventionen)
EBK	EfterforBrændingsKammer omtales også som EBZ (EfterforBrændingsZonen)
ECHA	European Chemical Agency
EEA	European Environment Agency
FTCA	Fluortelomercarboxylsyre/r
FTOH	Fluortelomeralkohol/er
FTS(A)	Fluortelomersulfonsyre
GenX	Ammonium-perfluor(2-methyl-3-oxahexanoat)/HFPO-DA
HBCDD	Hexabromcyclododecan
HF	Hydrogenfluorid
HCl	Hydrogenchlorid
HPFHpA	7H-Dodecanefluorheptansyre
HFPO-DA	Hexafluorpropylenoxid-dimersyre/GenX (se ovf.)
H2PFDA	2H,2H-Perfluordecansyre
H4PFUnA	2H,2H,3H,3H-Perfluorundecansyre
HPLC-MS/MS	High Performance Liquid Chromatography-Mass Spectrometry/Mass Spectrometry
Kation	Positiv ladet ion
LC-MS/MS	Liquid Chromatography-Mass Spectrometry/Mass Spectrometry
LOD	Limit of detection/detektionsgrænse
LOUS	Liste over uønskede stoffer

LOQ	Limit of quantification/kvantificeringsgrænse
MSW	Municipal Solid Waste (kommunalt indsamlet affald)
MSWI	Municipal Solid Waste Incineration (konventionelt affaldsforbrændingsanlæg)
MW	Megawatt
<i>N</i> -MeFBSA/MeFBSA	<i>N</i> -Methyl-perfluorbutansulfonamid
<i>N</i> -MeFBSAA/MeFBSAA	<i>N</i> -Methyl-perfluorbutansulfonamidoethyldikesyre
<i>N</i> -MeFBSAC/MeFBSAC	<i>N</i> -Methyl-perfluorbutansulfonamidoethylacrylsyre
<i>N</i> -MeFHpSAA	<i>N</i> -Methyl-perfluorheptansulfonamidoeddikesyre
<i>N</i> -MeFHxSAA	<i>N</i> -Methyl-perfluorhexansulfonamidoeddikesyre
<i>N</i> -MeFOSA/MeFOSA	<i>N</i> -Methyl-perfluoroctansulfonamid
<i>N</i> -MeFOSAA/MeFOSAA	<i>N</i> -Methyl-perfluoroctansulfonamidoeddikesyre
<i>N</i> -MeFOSE/MeFOSE	<i>N</i> -Methyl-perfluoroctansulfonamidoethanol
<i>N</i> -MeFPeSAA/MeFPeSAA	<i>N</i> -Methyl-perfluorpentansulfonamidoeddikesyre
<i>N</i> -EtFBSAA	<i>N</i> -Ethyl-perfluorbutansulfonamid
<i>N</i> -EtFHxSAA	<i>N</i> -Ethyl-perfluorhexansulfonamid
<i>N</i> -EtFPeSAA	<i>N</i> -Ethyl-perfluorpentansulfonamid
<i>N</i> -EtFOSA/EtFOSE	<i>N</i> -Ethyl-perfluoroctansulfonamid
<i>N</i> -EtFOSE/EtFOSE	<i>N</i> -Ethyl-perfluorooctansulfonamidoethanol
<i>N</i> -EtFOSAA/EtFOSAA	<i>N</i> -Ethyl-perfluoroctansulfonamidoeddikesyre
NO _x	Nitrogenoxider
PCDD	Polychlorede dibenzo- <i>p</i> -dioxiner
PCDD/F	Polychlorede dibenzo- <i>p</i> -dioxiner og polychlorede dibenzofuraner
PCDF	Polychlorede dibenzofuraner
PCB	Polychlorede biphenyler
PAP	Fluortelomerphosphatester/e
PIC	Products of incomplete combustion
PFAA	Perfluoralkylsyre/r og salte
PFAS	Per- og polyfluoralkylstoffer og salte
PFBA	Perfluorbutansyre og salte
PFBS	Perfluorbutansulfonsyre og salte
PFCA	Perfluorcarboxylsyre/r
PFDA	Perfluordekansyre og salte
PFDS	Perfluordekansulfonsyre og salte
PF-3,7-DMOA	Perfluor-[3,7-dimethyloctansyre]
PFD _o DA/PFD _o A	Perfluordodekansyre og salte
PFD _o S	Perfluordodekansulfonsyre og salte
PFECA	Perfluoralkylethercarboxylsyre
PFHpA	Perfluorheptansyre og salte
PFHpS	Perfluorheptansulfonsyre og salte
PFHxA	Perfluorhexansyre og salte
PFHxDA	Perfluorhexadecansyre og salte
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyre og salte
PFNA	Perfluornonansyre og salte
PFNS	Perfluornonancarboxylsyre og salte
PFPeA	Perfluorpentansyre og salte
PFPeS	Perfluorpentancarboxylsyre og salte

PFPrA	Perfluorpropansyre/perfluorpropionsyre og salte
PFOA	Perfluorooctansyre og salte
PFOS	Perfluorooctansulfonsyre og salte
PFOSA/FOSA	Perfluorooctansulfonamid
PFOSAA/FOSAA	Perfluorooctansulfonamidoeddikesyre og salte
PFSA	Perfluoralkansulfonsyre/r og salte
PFTeDA/PFTeA	Perfluortetradecansyre og salte
PFTTrDA/PFTTrA	Perfluortridecansyre og salte
PFTTrS	Perfluortridecansyre og salte
PFUnDA/PFUnA	Perfluorundecansyre og salte
PFUnS	Perfluorundecancarboxylsyre og salte
POP	Persistent Organic Pollutant/persistente organiske forureninger
POP-forordning	Europa-parlamentets og -rådets forordning EU 2019/1021 af 20. juni 2016 om persistente organiske miljøgifte (omarbejdning) https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1021&from=en
Precursor	Forstadie
PTFE	Polytetrafluorethylen/ethen
(ref)	Angiver røggassens referencetilstand hvad angår indhold af ilt og vand samt tryk og temperatur
RDF	Affaldsbaseret brændstof
SCR	Selektiv Katalytisk Reduktion (af NO _x – typisk med indsprøjtning af NH ₃ eller urea)
SIP	Sorbent Imprægneret Polyurethan skum
SNCR	Selektiv Non Katalytisk Reduktion (af NO _x – typisk med indsprøjtning af NH ₃ eller urea)
SO ₂	Svovldioxid
SO ₃	Svovltrioxid
Sublimation	Fordampning af et stof direkte fra fast form til gasfase (uden smeltning)
TFA	Trifluoreddikesyre/perfluorethansyre
TOC	Totalt organisk carbon/kulstof
TOF	Totalt organisk fluor
TS	Tørstof-indhold
UHPLC-MS	Ultra High Performance Liquid Chromatography-Mass Spectrometry
UPLC-ESI-MS/MS	Ultraperformance Liquid Chromatography Electro Spray Ionization tandem Mass Spectrometry
USEPA	Den amerikanske miljøstyrelse
Zwitterion	Molekyle der har både positivt og negativt ladede grupper

4.2 PFAS-stoffer og grupper omtalt i denne undersøgelse

PFAS omfatter over 12.000 forbindelser¹. Ved analyser af PFAS refereres i nyere litteratur til en begrænset gruppe af disse forbindelser. Den danske miljøstyrelse har fastsat eller foreslået grænseværdier for summen af hhv. 4, 12 og 22 PFAS-stoffer^{2,3} i jord, drikkevand, grundvand, overfladevand, badevand og slam og ved nyere emissionsmålinger på røggas analyseres for 32 PFAS.

Nedenstående i TABEL 2 er vist nomenklatur og betegnelser, der anvendes i nærværende rapport samt hvilke PFAS, der hører til de fire grupper.

¹ <https://mst.dk/kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/pfas/>

² <https://mst.dk/service/nyheder/bliv-klogere-paa-pfaspfos-forurening/>

³ https://mst.dk/media/227870/oversigt-over-pfas-graensevaerdier_.pdf

TABEL 2. Udvalgte PFAS-grupper analyseret og akronymer

PFAS-stof	PFAS-2	PFAS-	PFAS-12	PFAS-22	PFAS-32
PFBA			x	x	x
PFBS			x	x	x
PFPeA			x	x	x
PFPeS				x	x
PFHxA			x	x	x
PFHxS		x	x	x	x
PFHpA			x	x	x
PFHpS				x	x
PFOA	x	x	x	x	x
PFOS	x	x	x	x	x
6:2 FTS			x	x	x
PFOSA		x	x	x	x
PFNA			x	x	x
PFNS				x	
PFDA			x	x	x
PFDS				x	x
PFUnDA/ PFUnA				x	x
PFUnS				x	
PFDoS				x	
PFDoDA/ PFDoA				x	x
PFTeDA/ PFTA					x
PFTTrDA/ PFTTrA				x	x
PFTTrS				x	
PF-3,7-DMOA					x
HPFHpA					x
H2PFDA					x
H4PFUnA					x
4:2 FTS					x
8:2 FTS					x
10:2 FTS					x
N-MeFOSA					x
N-EtFOSA					x
N-MeFOSE					x
N-EtFOSE					x
N-MeFOSAA					x
PFOSAA					x

4.3 Læsevejledning

Analysen af litteratur om PFAS og dets skæbne ved forbrænding etc. fremgår af afsnit 9. For de enkelte studier og undersøgelser er en gengivelse af formål, omfang og konklusioner samt denne rapports forfatteres vurdering af relevansen af det pågældende studie for danske forhold.

Der er anvendt følgende teksttyper i afsnit 9:.

- Almindelig tekst er brugt til resume af artikler mv.

- Tekstboks:

Tekst anført i boks angiver kommentarer og spørgsmål fra forfatterne af dette projekt til den analyserede artikel, undersøgelse, studie etc.

- Bemærkning:

"Bemærkninger".

Teksten viser forfatterne af dette projekts samlede bedømmelse af den analyserede artikel, undersøgelse eller studie.

5. Baggrund og indledning

5.1 Problemstilling

Det øgede fokus fra befolkning og myndigheder på forureninger i miljøet med persistente organiske stoffer omfatter også PFAS, der udgør en stor gruppe af særdeles unedbrydelige forbindelser.

PFAS er syntetiske stoffer, der kan være olie-, vand- og smudsafvisende. Disse egenskaber er velegnede til anvendelse i mange industri- og forbrugerprodukter. PFAS bruges bl.a. til fødevareemballage, imprægnering af tekstiler, og overfladebehandling mv. PFAS består af molekyler indeholdende en fluorcarbonkæde, der er meget svær at nedbryde.

PFAS er påvist i større eller mindre omfang i produkter, affald, spildevand, miljø og mennesker over hele kloden.

Formålet med dette projekt er først og fremmest at undersøge, om PFAS i affald og spildevandsslam nedbrydes/destrueres ved forbrænding i konventionelle affaldsforbrændingsanlæg samt at beskrive, hvad der sker med PFAS ved alternative bortskaffelsesmetoder for affald og slam.

5.2 Afgrænsning af projekt

Projektet omfatter gennemgang af nyere faglige artikler, og anden litteratur fra hele verden, der omhandler potentiel forurening fra forbrænding og destruktion af PFAS i husholdningsaffald, andet affald og spildevandsslam. Desuden medtages nogle nye PFAS måledata fra danske anlæg.

Projektet indeholder en opdatering af de oplysninger om termisk nedbrydning af PFAS, der findes i Miljøprojekt 2085 (se afsnit 5.3). Siden 2017 har der nærmest været en eksplosiv vækst af relevante undersøgelser og artikler om PFAS, og denne vækst fortsætter. Af tidsmæssige årsager, har det ikke været muligt at medtage alt relevant litteratur, men nødvendigt at prioritere det tilsyneladende vigtigste.

Da der også er perkolat/vaskevand med PFAS fra affaldsforbrænding og desuden røggasrestprodukter, der skal deponeres, kommer man ikke uden om at diskutere spildevandsanlæg og landdeponier med perkolat i sammenhæng med den termiske nedbrydning/destruktion af PFAS-holdigt affald og spildevandsslam ved forbrænding, pyrolyse, forgasning, kompostering og landdeponi.

Sluttelig sammenlignes udfordringerne ved forbrænding af affald med PFAS med udfordringerne ved alternative bortskaffelsesmetoder for husholdningsaffald og spildevandsslam med PFAS, dvs. pyrolyse, forgasning, kompostering og landdeponi.

5.3 Miljøprojekt 2085 fra 2019 om destruktion af visse POP-stoffer på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg

Projektet giver et overblik over litteratur fra perioden 1985 – 2017, der omfatter destruktion POP-stofferne halogenerede dioxiner og furaner, kortkædede chlorparaffiner (SCCP), polybromerede diphenylethere (PBDE), hexabromcyclododecan (HBCDD) og perfluorooctansulfonsyre (PFOS) og perfluoralkylforbindelser generelt (PFAS).

I projektet er en opsummering af tilgængelig litteratur om PFOS og dets salte og derivater, der er de mest kendte og problematiske PFAS-stoffer. Projektet havde derfor hovedvægt på publikationer, der vedrørte PFOS.

På det tidspunkt, hvor rapporten blev publiceret, blev der ikke fundet beskrivelser i litteraturen af, hvad der sker med PFOS ved forbrænding i et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg. Der blev fundet artikler, der beskrev test udført ved laboratorieforsøg i mindre skala.

For stoffer med perfluor- eller fluor- og chloresubstituerede alkylkæder, der findes i f.eks. chlorfluorcarboner (f.eks. CFC) og fluorpolymere (f.eks. Teflon®) og som er beslægtet med PFOS, blev fundet artikler om forsøg udført i fuldskala i pilotanlæg samt laboratorieskala og fuldskala affaldsforbrændingsanlæg.

Rapporten konklusion vedr. PFOS fremgår af FIGUR 1:

PFOS (perfluorooctansulfonsyre)

Laboratorieforsøg og forsøg i pilotanlæg viser, at nedbrydningen af PFOS og salte/derivater heraf starter omkring 400 °C. Ved 900 °C er nedbrydningen af PFOS som kaliumsalt over 99,95 %. Der findes ikke undersøgelser af nedbrydningen af PFOS på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg, men en undersøgelse med de beslægtede fluortelomere, fluorcarboner og polytetrafluorethylen (PTFE) viser en destruktions effektivitet på over 99,97 %. Det vurderes sandsynligt, at **mere end 99 % af PFOS vil blive nedbrudt ved samforbrænding på et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg.**

PFOS indeholder ikke chlor eller brom, hvorfor der ikke kan dannes PCDD/F eller PBDD/F. Indholdet af fluor vil kunne føre til dannelse af fluorerede dioxiner og furaner (PFDD/F), dette er dog ikke undersøgt for PFOS. Ved nedbrydningen af PFOS og derivater ved 900 °C dannes der fortrinsvis simple fluorcarboner som CF₄, CHF₃, C₂H₂F₂ og C₂F₆, der alle er potente klimagasser samt hydrogenfluorid (HF). Jo højere temperatur, des færre fluorcarboner og jo mere HF bliver der dannet.

FIGUR 1. Konklusion i Miljøprojekt 2085/2019 vedr. PFOS's skæbne ved forbrænding.

6. Regulering og PFAS

Dette afsnit er gengivelse af tilsvarende afsnit i Miljøprojekt 2085 fra 2019. Dog er teksten rettet op i fht. reference til den omarbejdede POP-forordning fra EU fra 2019 samt nye version af bekendtgørelsen om forbrænding af affald.

Der henvises desuden til European Environment Agencys⁴ og European Chemical Agency (ECHA)⁵ hjemmesider, hvor nyeste viden og informationer om PFAS findes.

6.1 Definition af POP-stoffer

POP-stoffer er et kort navn for persistente organiske forureninger eller miljøgifte, der på engelsk hedder "persistent organic pollutants". De er svært- eller ikke-nedbrydelige i naturen.

De fleste POP-stoffer er lipofile og akkumulerer især i dyr og menneskers fedtvæv. Stofferne udskilles vanskeligt gennem nyrer og mave-tarm-kanal, men kvinder kan udskille de i kroppen ophobede POP-stoffer med modermælken, der har et relativt højt fedtindhold. Dette betyder, at brystnærede spædbørn normalt er de mest udsatte for POP-stoffer blandt den almindelige befolkning.

Før 1950 blev disse POP-stoffer stort set ikke konstateret i miljøet, så det er en forholdsvis ny udfordring. Det første POP-stof, der blev opdaget, var insektmidlet DDT. Senere i 1966 opdagede danskeren Søren Jensen PCB (polychlorbiphenyl), der bl.a. blev brugt i forskellige industriprodukter som stabilisator, blødgørere og transformerolie.

Stoffernes egenskaber, som i natur og styrke varierer fra stof til stof, betyder, at stofferne vil have en lang opholdstid i miljøet, i dyr og i mennesker. Den lange opholdstid i miljøet betyder mulighed for, at stofferne kan transporteres over lange afstande med hav- og luftstrømme eller f.eks. fugle til ellers uberørte områder, som f.eks. Arktis. Denne mulighed for grænseoverskridende forurening og forureningen af de globale føde- og fødevarerressourcer gør POP-stofferne til et globalt problem, som ikke kan løses af de enkelte lande.

6.2 Stockholmkonventionen

"Stockholmkonventionen om persistente organiske forureninger" fra 2004, har som formål at beskytte miljø og menneskers sundhed. De lande, som har ratificeret konventionen er forpligtiget til, at:

- Nedbringe eller eliminere udslip af POP-stoffer fra tilsigtet produktion,
- Minimere udslip af stofferne fra utilsigtet produktion, og
- Nedbringe eller eliminere udslip af stofferne fra oplag/depoter og affald.

Konventionen omfatter forbud mod anvendelse af en række POP-stoffer. Konventionen giver dog for nogle stoffers vedkommende mulighed for en begrænset anvendelse til specifikke formål. Det fremgår af konventionens bilag, hvilke stoffer der er forbudt, samt hvilke anvendelser, der fortsat er tilladt. Konventionen omfatter også bestemmelser om at affald, der indeholder POP-stoffer, som udgangspunkt skal bortskaffes på en måde hvorved POP-stofferne bliver destrueret.

⁴ <https://www.eea.europa.eu/publications/emerging-chemical-risks-in-europe>

⁵ <https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18663449b>

I forbindelse med vurdering af hvorvidt et stof skal optaget på "Listen over POP-stoffer" angiver Annex D informationskrav og screening kriterier for de egenskaber, som POP-stoffer skal opfylde. Disse kriterier er vist i TABEL 3.

TABEL 3. Screening kriterier for POP-stoffer i Stockholm konventionen

Persistens	Bioakkumulering	Mulighed for langtransport i miljøet	Bivirkninger
Halveringstid i vand $T_{1/2} > 2$ mdr., eller	Biokoncentrationsfaktor (BCF) i vandorganismer >5000 , eller	Bekymrende niveauer i områder langt fra emissionskilder	Tilstrækkelig evidens om uønskede bivirkninger for mennesker og miljø
Halveringstid i jord $T_{1/2} > 6$ mdr., eller	Bioakkumuleringsfaktor (BAF) i vandorganismer >5000 , eller	Moniteringsdata visende at langtransport har fundet sted via luft, vand eller trækfugle	Toksicitetsdata eller økotoksicitetsdata, som viser mulighed for sundheds- og miljøskadevirkninger
Halveringstid i sediment $T_{1/2} > 6$ mdr.	I mangel på data: Octanol/vand fordelings-koefficient: $\log K_{ow} > 5$	Oplysninger om stoffets skæbne i miljøet og/eller modelresultater, der viser et potentiale for langtransport	
Anden relevant evidens	Evidens for andre problemer såsom: høj bioakkumulering i andre organismer høj toksicitet eller økotoksicitet Moniteringsdata som viser at stoffets potentiale for bioakkumulering er tilstrækkeligt	For stoffer, der transporteres med luften, skal damptrykket være $< 1,000$ Pa og halveringstiden i luft være $T_{1/2} > 2$ dage	

6.3 EU's POP-forordning

Forordning (EU) nr. 1021/2019 om persistente organiske miljøgifte gennemfører de forpligtelser i EU-lovgivningen, der er indeholdt i den *globale aftale* om Stockholmkonventionen om persistente organiske miljøgifte (Persistent Organic Pollutants POP) og den *regionale aftale* om POP-protokollen (region: UN-ECE) om grænseoverskridende luftforurening over store afstande.

POP-stoffer er karakteriseret ved sine giftige egenskaber, at de nedbrydes meget langsomt i naturen og ophobes i levende organismer samt at de kan transporteres over lange afstande via luft- og vandstrømme, så de kan findes i miljøet langt væk fra de oprindelige kilder, fx i de arktiske områder. Forordningen overordnede formål er, hvor det er muligt at standse udslip af POP-stoffer til miljøet. Forordningen begrænser markedsføringen og sætter betingelser for fremstilling, anvendelse og affaldshåndtering for POP-stofferne som beskrevet i forordningens bilag.

Grænseværdierne fastlagt på forordningens bilag IV og V er bestemmende for, hvordan affald, som indeholder POP-stoffer, skal håndteres. Som hovedregel skal POP-stofferne ifølge forordningen destrueres, og producenter og indehavere af affald skal gøre enhver rimelig indsats for, hvor det er muligt at undgå forurening af affald med de POP-stoffer, der er opført på forordningens bilag IV.

Indeholder affald POP-stoffer i koncentrationer under den grænseværdi, som er fastlagt på bilag IV (den såkaldte lave grænseværdi) er der ikke krav om destruktion, hvorfor affaldet kan behandles på anden vis i overensstemmelse med relevant lovgivning.

Indeholder affald POP-stoffer i koncentrationer på eller over den grænseværdi, som er fastlagt på bilag V, del 2 (den såkaldte høje grænseværdi), skal POP-stofferne i affaldet destrueres. En række specifikke typer affald opført på bilag V, del 2, som f.eks. beton og slagge, der i lighed med de andre affaldstyper på bilag V, del 2, er svært håndterbare i forbrændingsanlæg, kan endvidere deponeres under jorden i sikre, dybtliggende formationer af hårde bjergarter i undergrunden eller i saltminer.

Indeholder de affaldstyper, der er opført på bilag V, del 2 POP-stoffer i en koncentration mellem den lave grænseværdi på bilag IV og høje grænseværdi på bilag V, del 2 kan den relevante myndighed undtagelsesvis tillade, at affaldet bortskaffes på anden vis end ved destruktion, på en af de måder der er anført på bilag V, del 1. Det vil sige, at affaldet kan deponeres under jorden i sikre, dybtliggende formationer af hårde bjergarter i undergrunden eller i saltminer eller deponeres på anlæg for farligt affald, forudsat dette udgør den miljømæssigt foretrukne løsning. Hvis denne mulighed benyttes, skal den relevante myndighed for hvert parti affald, underrette Kommissionen og de øvrige medlemsstater.

Destruktion af POP-stoffer kan ifølge bilag V, del 1, både ske ved fysisk-kemisk behandling, forbrænding samt ved visse processer til produktion af jern- og stållegeringer i nærmere bestemte ovntyper.

I TABEL 4 er der en oversigt over grænseværdier for PFOS i POP-forordningens Bilag IV og V. I tabellen er også vist nye grænseværdier for PFOA og PFHxS fra Forordning (EU) 2022/2400, der trådte i kraft d. 10. juni 2023.

TABEL 4. Grænseværdier for POP-stoffer iht. POP-forordningen og tilføjelser til denne

POP-stof	Enhed	Bilag IV	Bilag V
		Koncentrationsgrænse	Koncentrationsgrænse
PFOS, salte og derivater heraf	mg/kg	50	50
PFOA og salte heraf	mg/kg	1	50
PFOA-beslægtede forbindelser	mg/kg	40	2.000
PFHxS og salte heraf	mg/kg	1	50
PFHxS-beslægtede forbindelser	mg/kg	40	2.000

6.4 EU-regulering af affaldsforbrænding

Affaldsforbrænding er reguleret af kapitel IV og bilag VI i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv nr. 2010/75/EU af 24. november 2010 om industrielle emissioner (integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening) også kaldet IED. Direktivet afløser bl.a. Europa-Parlamentets og Rådets direktiv nr. 2000/76/EF af 4. december 2000 om forbrænding af affald (EF 2000), der bl.a. havde som mål at opnå en 90 % reduktion i emissionen af dioxiner (PCDD/F) fra identificerede kilder inden år 2005 i forhold til 1985-niveauet. Kapitel IV og bilag VI i IED er implementeret i dansk lovgivning ved affaldsbekendtgørelsen (BEK nr. 1271 af 21/11/2017 om forbrænding af affald samt ændring af bekendtgørelsens bilag 3 som beskrevet i BEK nr. 1929 af 04/10/2021 om forbrænding af affald).

Anlæg til forbrænding af spildevandsslam er omfattet af bekendtgørelsen.

For at sikre fuldstændig udbrænding af forbrændingsgasserne skal røggassen i EBK efter sidste indblæsning af forbrændingsluft have en temperatur, der i 2 sekunder er på minimum 850 °C målt nær den indre væg eller et andet repræsentativt punkt i forbrændingskammeret. Såfremt anlægget brænder farligt affald med mere end 1 % halogenerede organiske forbindelser udtrykt som chlor, skal temperaturen være minimum 1.100 °C i 2 sekunder.

For at minimere emissioner til omgivelserne kræves der som udgangspunkt kontinuerlige målinger af luftemissioner af støv, TOC, NO_x, CO, SO₂, HF og HCl. For stoffer som dioxiner og furaner og metaller skal der udføres minimum 2 årlige præstationskontroller.

Direktivet fastsætter emissionsgrænseværdier for en række stoffer. For CO og HCl er døgngrenseværdierne for udledning af røggas henholdsvis på 50 og 10 mg/Nm³ (ref), hvor Nm³ (ref) angiver tør røggas ved normaltilstanden (N), dvs. temperaturen 0 °C og trykket 101,625 kPa samt ved et referencetindhold (ref) på 11 % O₂.

CO udtrykker kvaliteten af forbrændingsprocessen, ved lavt CO-indhold i røggassen er forbrændingsprocessen god og stabil. HCl indgår som byggesten i de chlorerede dioxiner. Med hensyn til POP-stoffer er der for dioxiner og furaner (PCDD/F) fastsat en emissionsgrænseværdi for røggassen på 0,1 ng I-TEQ/Nm³. Grænseværdien for dioxiner og furaner omfatter alene de chlorerede forbindelser, og den omfatter således ikke de bromerede.

For spildevand fastsætter direktivet en grænseværdi for dioxiner og furaner på 0,3 ng I-TEQ/l. For bundaske og slagge gælder, at det samlede organiske kulstofindhold TOC er under 3 %, eller at glødetabet er under 5 % af materialets tørvægt.

Visse affaldsforbrændingsanlæg er omfattet af BAT-konklusioner for forbrænding af affald i Kommissionens gennemførelsesafgørelse (EU) 2019/2010 af 12. november 2019 om fastlæggelse af bedste tilgængelige teknik (BAT)-konklusioner i henhold til Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2010/75/EU om industrielle emissioner i forbindelse med affaldsforbrænding.

BAT-konklusionerne fastsætter bl.a. BAT-AEL'er, dvs. opnåelige emissionsniveauer baseret på anvendelse af bedst tilgængelige teknik (BAT), og monitoringskrav for udledning af forurenende stoffer via røggas, slagge og spildevand. Der er BAT-AEL'er for de samme stoffer, som der er grænseværdier for i IED, samt for luftforurening også for ammoniak (NH₃) og dioxinlignende PCB.

Affaldsforbrændingsanlæg, der er omfattet af BAT-konklusionerne, skal bl.a. have revurderet deres miljøgodkendelser, og fastsat nye vilkår på baggrund af BAT-konklusionerne. Fristen for at efterleve de nye BAT-vilkår er senest den 3. december 2023.

6.5 Basel konventionen

Basel Konventionen regulerer grænseoverskridende transport af farligt affald og bortskaffelse heraf.

Konventionen har en speciel programdel med en teknisk arbejdsgruppe og tekniske vejledninger om handlende sund behandling af affald indeholdende POP-stoffer, som er koordineret med Stockholm-konventionen.

Der er bl.a. udarbejdet tekniske vejledninger for:⁶

- POP-stoffer generelt,
- PFOS og derivater,
- Polychlordibenzo-*p*-dioxiner og polychlordibenzofuraner (PCDD/F),
- PCB, PCT og PBB,
- TetraBDE, PentaBDE, HexaBDE og HeptaBDE,
- HBCDD, og
- Chlorpesticiderne: Aldrin, chlordan, chlordecone, dieldrin, endrin, heptachlor, hexachlorbenzen, α -, β -, γ -hexachlorcyclohexaner, mirex, pentachlorbenzen,

Desuden har industrien udarbejdet yderligere tekniske vejledninger for HBCDD i polystyrenskumaffald.⁷

⁶ <http://www.basel.int/Implementation/POPsWastes/TechnicalGuidelines/tabid/5052/Default.aspx>

⁷ <http://www.basel.int/Implementation/POPsWastes/AdditionalResources/tabid/4740/Default.aspx>

I den generelle tekniske vejledning for POP-stoffer defineres følgende begreber vedr. destruktionsgraden:⁸:

- Destruktionseffektiviteten (DE), der er defineret som procentdelen af indholdet af POP-stoffet i affaldet, der destrueres eller omdannes irreversibelt ved forbrændingsprocessen.

$$DE = \frac{\text{POP tilført med affald} - \text{POP indhold i røggas samt våde og tørre restprodukter}}{\text{POP tilført med affald}} * 100 \%$$

- Destruktion/fjernelse effektivitet (DRE), der er defineret som den procentdel af POP-stoffet i affaldet, der destrueres eller omdannes irreversibelt samt fjernes fra røggassen (med flyveaske etc.) inden udledning til luften gennem skorstenen.

$$DRE = \frac{\text{POP tilført med affald} - \text{POP indhold i rensed røggas}}{\text{POP tilført med affald}} * 100 \%$$

Desuden fastsætter den generelle tekniske vejledning følgende:

- Anvendte destruktionsteknologier skal være i overensstemmelse med Stockholmkonventionens vejledning om BAT/BEP og have en DE på 99,999 % og en DRE på 99,9999 %.
- Røggasemission bør ikke overstige 0,1 ng TEQ/Nm³(ref).
- Det nævnes desuden, at ved samforbrænding af farligt affald med mere end 1 % halogenholdigt organisk stof, er det nødvendigt med en forbrændingstemperatur på mindst 1100 °C.

Bemærkninger

Beregninger af DE og DRE kræver ført og fremmest at indholdet af POP-stoffet i affaldet er kendt. Dette kan være vanskeligt og usikkert at bestemme pga. husholdningsaffald ikke er homogent, og det derfor er næsten umuligt at udtage en repræsentativ prøve.

DE og DRE tager ikke hensyn til uønsket potentiel omdannelse af POP-stoffet eller nedbrydningsprodukter til et andet POP-stof.

6.6 Ny EU-regulering af PFAS

Der er identificeret op imod 12.000 PFAS, som har forbindelse til produktion og anvendelse af industrielt udstyr og produkter til professionelle og forbrugere, og på EU-plan estimeres det, at der i 2020 er udledt 75.000 tons PFAS til miljøet.⁹

Det Europæiske Kemikalieagentur offentliggjorte den 7. februar 2023 et nyt EU-forslag om at begrænse fremstilling, brug og markedsføring af mere end 10.000 forskellige PFAS-stoffer.¹⁰ EU-reguleringen var foranlediget af et omfattende forarbejde af fem EU-lande, inklusive Danmark.¹¹ Forslaget blev sendt i offentlig høring den 22. marts 2023, og denne høring varer indtil 26. september 2023.

⁸ <http://www.basel.int/Implementation/POPsWastes/TechnicalGuidelines/tabid/5052/Default.aspx>

⁹ <https://mst.dk/kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/pfas/>

¹⁰ <https://echa.europa.eu/restrictions-under-consideration/-/substance-rev/72301/>

¹¹ <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2023/feb/regulering-af-mere-end-10000-pfas-stoffer-paa-vej/>

7. PFAS (Poly- og perfluoralkylforbindelser)

Dette kapitel er en omredigering af et afsnit i Miljøprojekt 2085 fra 2019, men det er ikke udtømmende. For yderligere oplysninger om PFAS og den nyeste viden og informationer henvises til hjemmesiderne for Miljøstyrelsen¹², Det Europæiske Miljøagentur (EEA)¹³, Det Europæiske Kemikalieagentur (ECHA)¹⁴ og de amerikanske myndigheders offentlige databank for farlige stoffer "Hazardous Substances Data Bank" (HSDB)¹⁵

7.1 Hvad er PFAS?

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) er syntetisk fremstillede fluorstoffer, men ikke alle fluorstoffer er PFAS. Der er flere forskellige definitioner af hvilke fluorstoffer, der er omfattet af PFAS.

Forstavelsen "per" betyder i øvrigt i IUPAC nomenklaturen, at alle alkylkædens hydrogen-atomer er byttet ud med fluor-atomer, og "poly" betyder, at mange af alkylkædens hydrogen-atomer er udskiftet med fluor-atomer. Dette indebærer, at perfluoralkyl i princippet også er polyfluoralkyl, - men ikke omvendt.

Den alment anerkendte (>2300 citeringer pt.) videnskabelige artikel af Buck *et al.* (2011) definerer PFAS som fluorstoffer, der indeholder perfluoralkyl-bestanddelen: " $C_nF_{2n+1}-$ ", hvor der efter bindingsstregen normalt vil være en binding til en funktionel syregruppe som især carboxyl og sulfonyl, som fx i de mest kendte PFAS-stoffer: PFOS og PFOA. Desuden omfattes fluortelomere (FT) også af denne definition på PFAS. Fluortelomere har en kort del af alkylkæden uden fluor, men der er også en funktionel gruppe, ofte hydroxyl som i fluortelomeralkoholer (FTOH). De funktionelle grupper kan være videre-substitueret med andre mindre og større stofgrupper.

Det er kun perfluoralkylsyrer (PFAA), deres salte og funktionelle derivater, samt fluortelomeralkoholer (FTOH) og derivater heraf, der har de karakteristiske PFAS-egenskaber, der er problematiske sundheds- og miljømæssigt.

I 2018 publicerede OECD en liste med mere end 4700 fluorforbindelser. Her bruges det bredere akronym PFC for stoffer, der indeholder en " $-C_nF_{2n}-$ " bestanddel ($n \geq 3$) eller en " $-C_nF_{2n}OC_mF_{2m}-$ " (n og $m \geq 1$), som formentligt eller med sikkerhed havde været markedsført på det globale marked.

Denne definition er mere omfattende end den af Buck *et al.*, og den inkluderer mange fluorstoffer uden de karakteristiske PFAS-egenskaber, og som ikke er forstadier til PFAA.

I den nye EU-regulering benyttes en endnu bredere definition af PFAS, idet PFAS er stoffer, der som minimum indeholder en fuldt fluoreret methylgruppe ($-CF_3$) eller methylengruppe ($-CF_2-$). Der er imidlertid nogle undtagelser, der gør det endnu mere kompliceret.

¹² <https://mst.dk/service/nyheder/bliv-klogere-paa-pfas-pfos-forurening/>

¹³ <https://www.eea.europa.eu/publications/emerging-chemical-risks-in-europe>

¹⁴ <https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18663449b>

¹⁵ <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/7099>

Undtaget er fluorstoffer med formlerne $\text{CF}_3\text{-X}$ eller $\text{X-CF}_2\text{-X}'$, hvor X er:

- -OR eller -NRR' og X' = methyl (-CH₃), methylen (-CH₂-), en aromatisk ring, en carbonylgruppe (>C=O), -OR'', -SR'' eller -NR''R''',

og hvor R/R'/R''/R''' er:

- Hydrogen (-H), methyl (-CH₃), methylen (-CH₂-), en aromatisk ring eller en carbonylgruppe (>C=O).

Denne definition er også meget omfattende og dækker over stort set alle markedsførte fluorstoffer, hvoraf de fleste er ureaktive og ikke har de sundhedsskadelige og andre egenskaber, der ellers karakteriserer PFAS. Denne definition inkluderer bl.a. *inerte* polymere, som fx. PTFE (Teflon®) og *inerte* drivhusgasser som fx C₂F₆, der samtidigt er et termisk nedbrydningsprodukt af de "rigtige" PFAS.

Hvis formålet er at regulere farlige PFAS, som formentlig kun andrager nogle få tusind stoffer på markedet, så har man fejlet ved at bruge den brede definition på PFAS, og kan komme til at sprede og udvande indsatsen uhensigtsmæssigt.

Hvis formålet er at regulere de farlige PFAS-forbindelser, som formentlig kun andrager nogle få tusind stoffer på markedet, så har man fejlet ved at bruge den brede definition på PFAS, og kan komme til at sprede og udvande indsatsen uhensigtsmæssigt.

7.2 Anvendelse og forbrug

De mange forskellige per- og polyfluoralkylforbindelser (PFAS) anvendes i eller har tidligere været anvendt til mange processer og i mange produkter i industri og håndværk. Det samme gælder for husholdningsprodukter og forbrugerartikler.

De vigtigste industriprocesser, hvortil PFAS anvendes, er forkromning og fremstilling af fluorpolymere som polytetrafluorethylen (Teflon®). En vigtig og meget omtalt åben anvendelse er i brandsluknings-skum, hvor der er god mulighed for udslip til naturen. Det har anvendelsen af PFAS i levnedsmiddel papir- og papemballage også. Denne anvendelse bidrager i høj grad til forekomst af PFAS i husholdningsaffald. En af de ældste anvendelser var til imprægnering af altvejs-/arbejdstøj, tæpper og dør-måtter, så disse genstande afviser vand, fedt og snavs. PFAS bruges også i kosmetiske produkter og skivoks.

Tal fra Arbejdstilsynet viser, at danske virksomheder i 2021 importerede og anvendte 6,4 ton PFAS, men der importeres formentlig en større mængde PFAS som indholdsstoffer i importerede produkter og artikler. Dette er imidlertid mere vanskeligt at opgøre.

De første PFAS-forbindelser, der blev anvendt kommercielt, var perfluorooctansulfonsyre (PFOS) og perfluorooctansyre (PFOA) og deres salte og funktionelle derivater. Disse to stoffer og deres derivater har optimale teknologiske egenskaber med høj stabilitet og lave overfladespændinger, der betyder, at de er overfladeaktive stoffer, der kan afvise vand og fedtstoffer.

Disse fluorstoffer har desuden vist sig at være de mest problematiske PFAS-forbindelser, fordi de er unedbrydelige i naturen, ophobes i fødekæder og optages i mennesker, hvorfra de vanskeligt udskilles, og stofferne er sundhedsskadelige. Fluorstoffer afledt af PFOS og PFOA bruges derfor ikke mere indenfor EU og i de fleste lande udenfor, men disse fluorstoffer er fortsat ofte de mest forekommende PFAS-forbindelser i affald.

De alternativer, der bruges nu, er fortrinsvis analoge forbindelser med en kortere perfluoralkylkæde, der anses for at være mindre skadelige. Disse fluorstoffers perfluoralkylkæde kan dog heller ikke nedbrydes, når stofferne kommer ud i naturen, så de vil fortsætte med at cirkulere i miljøet. Der findes også alternativer uden fluor, der kan bruges, men de er ikke helt så effektive.

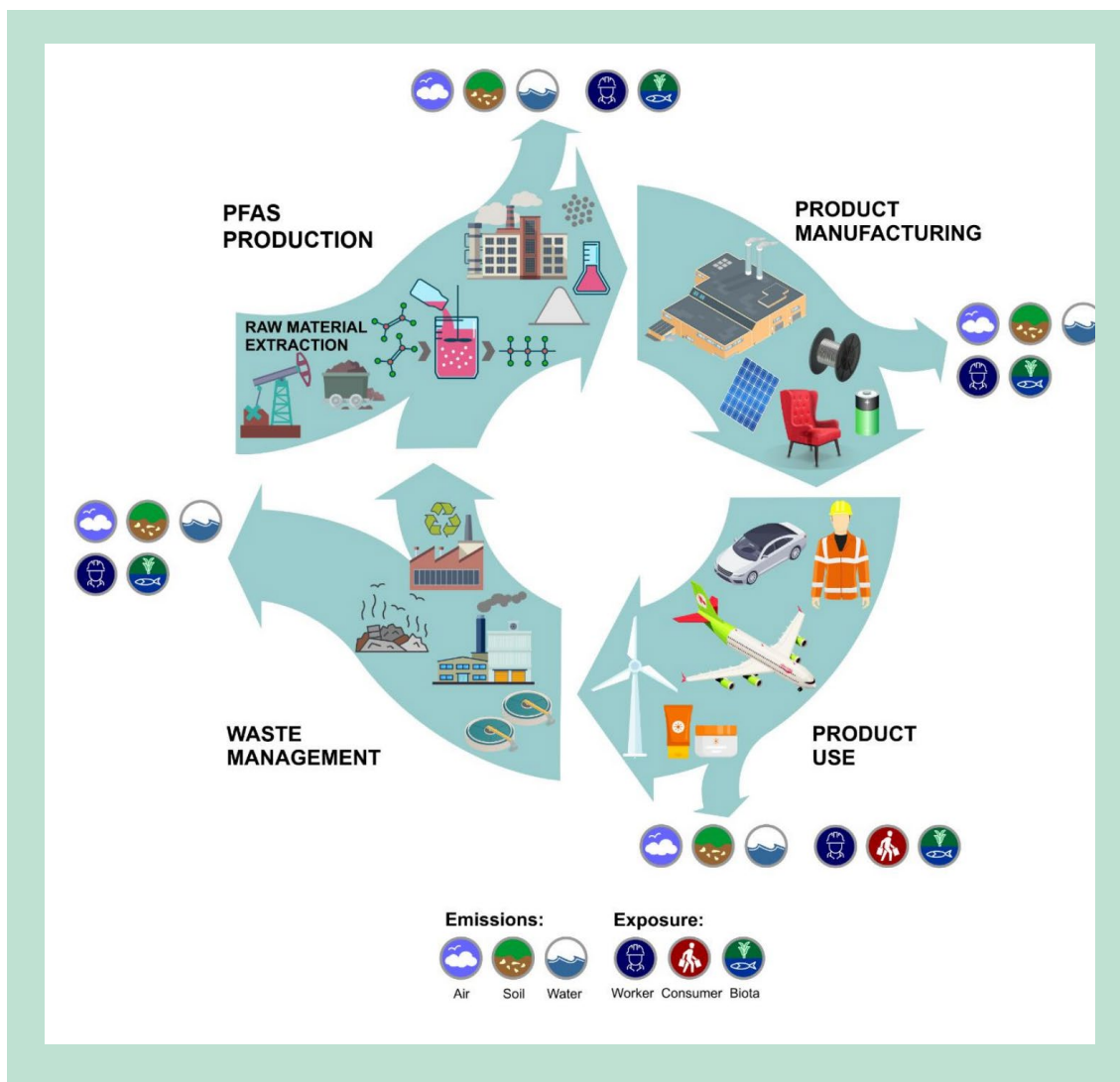
I LOUS rapporten er der ikke angivet kvantitative data for indholdet af PFOS i dansk indsamlet affald, men PFOS er påvist i perkolat fra danske lossepladser/deponeringsanlæg (Lassen *et al.* 2013).

EU Kommissionen udsendte i 2020 en rapport¹⁶ med et billede, se FIGUR 2, der viser, hvilke forskellige typer af kilder til PFAS-forurening, der findes i forbindelse med:

- fremstillingen af stofferne
- anvendelsen af stofferne i industriprocesser og ved fremstilling af produkter/artikler indeholdende PFAS
- brugen af disse produkter/artikler af forbrugere, institutioner og erhverv
- håndtering af det resulterende PFAS-forurenede faste affald og spildevand fra anvendelsen af PFAS og PFAS-holdige produkter/artikler i samfundet

Billedet illustrerer også det næsten evige kredsløb af PFAS i naturen og samfundet, og at PFAS-forureningen forekommer i luft, vand og jord og udsætter mennesker, dyr og planter.

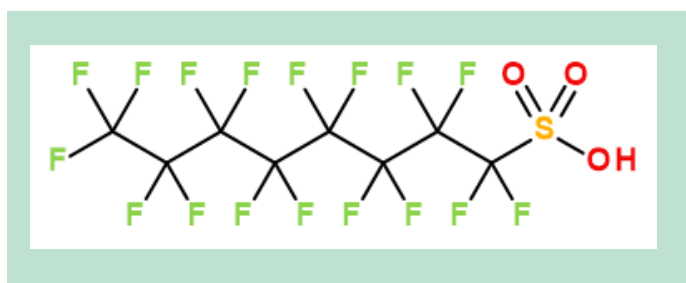
¹⁶ https://ec.europa.eu/environment/pdf/chemicals/2020/10/SWD_PFAS.pdf



FIGUR 2. PFAS-kredsløb i naturen (EU-Kommissionen (2020))

7.3 Kemiske strukturer af PFAS

PFOS er opbygget af en lang kæde med 8 kulstofatomer helt besat med fluor-atomer, der giver stofferne deres stabilitet. For enden af kæden er der et svovl-atom, hvorpå der kan sidde forskellige kemiske grupperinger (Buck *et al.* 2011). Strukturformlen for PFOS er vist FIGUR 3.

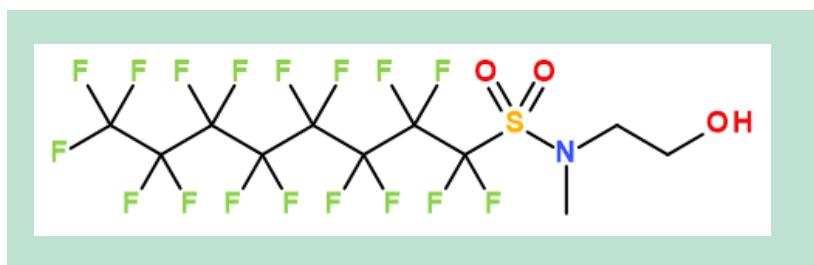


FIGUR 3. Perfluorooctansulfonsyre (PFOS) strukturformel

Der findes desuden en del vigtige derivater af PFOS, fx hvor den funktionelle sulfonsyregruppe er omdannet til mere eller mindre kompliceret opbyggede sulfonamider (PFOSA, FOSA mfl.), som var de PFAS, der var mest brugt i praksis bl.a. til imprægnering og brandslukningsskum.

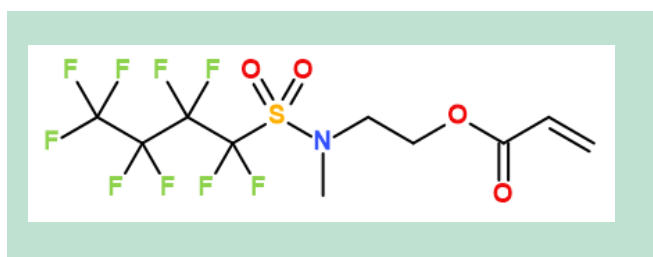
Disse mere komplicerede derivater kan med tiden bionedbrydes eller metaboliseres til PFOS (Lassen *et al.* 2013).

De engelske myndigheder har udarbejdet en liste over relevante PFOS-derivater baseret på CAS numre (DEFRA 2015). Nogle eksempler med formler er vist i FIGUR 4 og FIGUR 5.



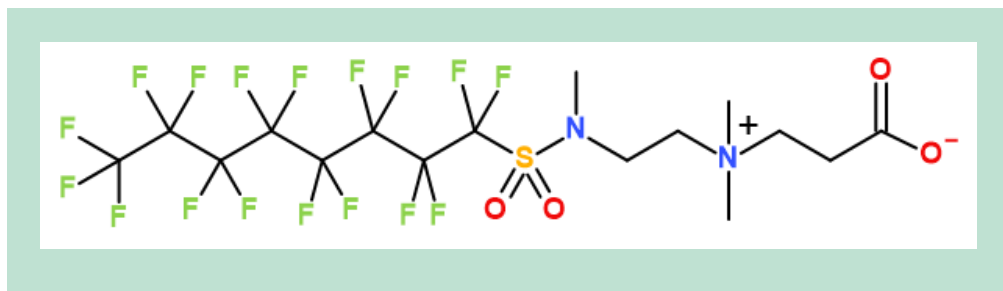
FIGUR 4. *N*-Methyl-perfluorooctansulfonamidoethanol (MeFOSE) strukturformel

I FIGUR 5 ses strukturformel for en kortkædet substitueret perfluorbutylsulfonamidoethylacrylat, der anvendes i tekstiler.



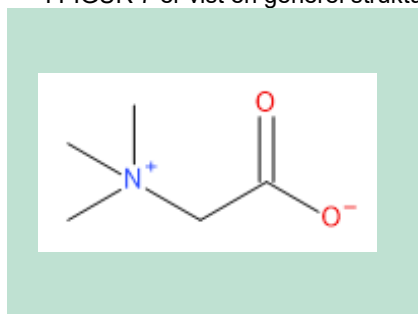
FIGUR 5. Strukturformel for *N*-methyl-perfluorbutylsulfonamidoethylacrylat (MeFBSAC)

I FIGUR 6 er vist strukturformelen for en "fyldig" PFOS-betain-forbindelse, der er en zwitterion, der har været brugt i brandslukningsmidler:



FIGUR 6. Strukturformel for PFOS-betainforbindelse

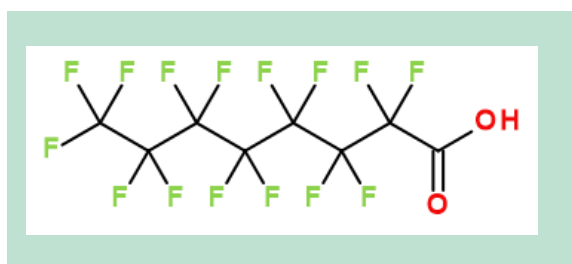
I FIGUR 7 er vist en generel struktur for en mere simpel zwitterion.



FIGUR 7. Kemisk struktur af en zwitterion

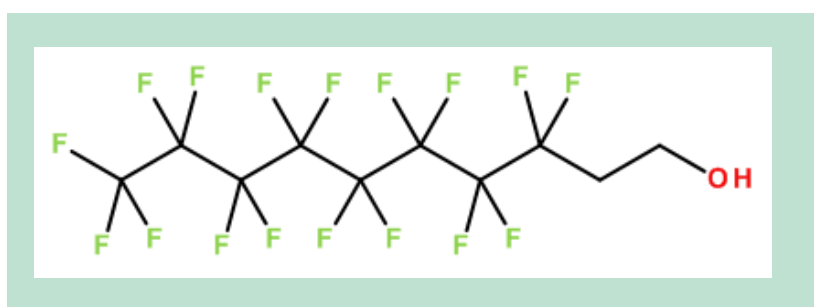
PFOS har en kædelængde på 8 carbonatomer med fluorsubstitution, men der findes analoge stoffer med kortere perfluoralkylkæde, der regnes for mindre problematiske, og som nu har erstattet PFOS, fx perfluorbutansulfonsyre (PFBS) med en fireleddet perfluoralkylkæde. PFBS har lige så mange salte og andre derivater. Perfluoralkansulfonsyrer har det generelle akronym PFSA.

Der findes desuden beslægtede PFAS baseret på perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA), hvor den mest kendte er perfluoroctansyre (PFOA) og dens salte og derivater. Der findes mange andre PFCA med kortere eller længere kædelængder og derfor med forskellige egenskaber. Strukturformlen for PFOA er vist i FIGUR 8.



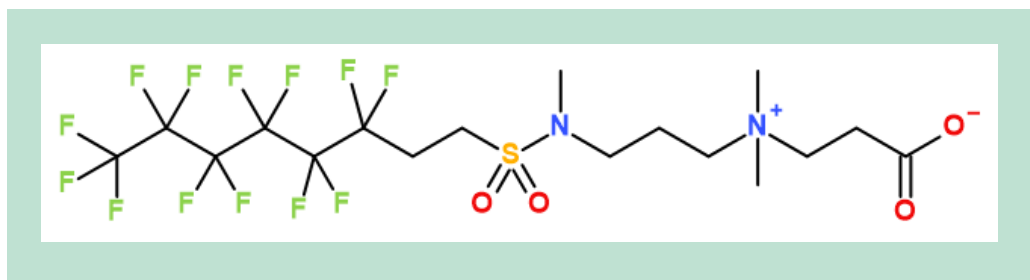
FIGUR 8. Perfluoroctansyre (PFOA) strukturformel

Der er også en vigtig familie af fluorstoffer, hvor alkylkæden kun delvist er fluoreret, så der er tale om polyfluoralkylforbindelser. Det drejer sig bl.a. om fluortelomeralkoholer (FTOH) og deres derivater, som kan nedbrydes/omdannes til perfluoralkylcarboxylsyrer. Dette skyldes, at den ene ende af molekylet er en perfluoralkylkæde. Strukturformlen for 8:2 fluortelomeralkohol ses i FIGUR 9. Tallet 8 står for antallet af perfluorsubstituerede carbonatomer og 2-tallet står for antallet af carbon uden fluor.



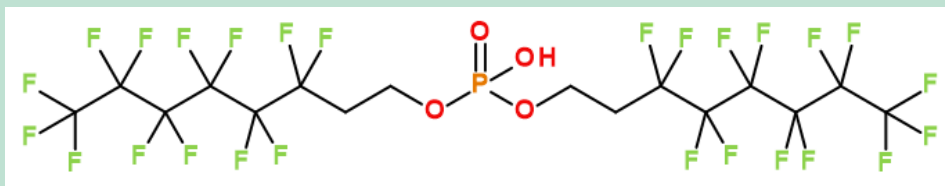
FIGUR 9. 8:2 Fluortelomeralkohol (8:2 FTOH) strukturformel

PFOA, som også kan dannes ved nedbrydning af 8:2 fluortelomeralkohol og dens derivater, er et POP-stof, og industrien har allerede udfaset C₈-stofferne til fordel for PFAS med kortere perfluoralkylkæde (Kjølholt *et al.* 2015).



FIGUR 10. Strukturformel for 6:2 fluortelomersulfonamidbetain som benyttes i brandslukningsmidler

Der findes også fluortelomerphosphat-estere (PAP), diestere (diPAP) og triestere (triPAP). Et eksempel er 6:2 diPAP, der er vist i FIGUR 11 og som benyttes i emballage.



FIGUR 11. Strukturformel for 6:2 fluortelomerphosphatdiester (diPAP).

7.4 Fysisk-kemiske egenskaber

PFOS som akronym benyttes både for PFOS som stærk syre, og for PFOS som salte (sulfonater). Sulfonaterne anvendes mest i praksis, da de som faste stoffer er nemmere at håndtere. Opløseligheden af kaliumsaltet af PFOS i rent vand er >500 mg/L, mens opløseligheden kun er 12,4 mg/L i havvand. Opløseligheden i vand øges af micelle-dannelse. Afhængigt af pH forekommer PFOS i vandopløsningen som syre og/eller sulfonat. Sulfonater har som salte høje smeltepunkter (>400 °C), og meget lave damptryk på omkring 3×10^{-4} Pa, og dermed har sulfonater en meget lille flygtighed. PFOS som syre er en væske med et kogepunkt på 249 °C og et damptryk på 0,85 Pa, så syren er meget mere flygtig end dets salte.

PFOA er også akronym for både syren selv og dens ikke-specificerede anion, men hvis kationen er kendt fx i natriumoctanoat, kan akronymet skrives Na-PFOA. PFOA er et fast, krystallinsk stof med et smeltepunkt på 54 °C. PFOA er med en vandopløselighed på >3 g/L, dvs. mere opløselig end PFOS. Flygtigheden er også større for PFOA som syre med et damptryk på 4,21 Pa.

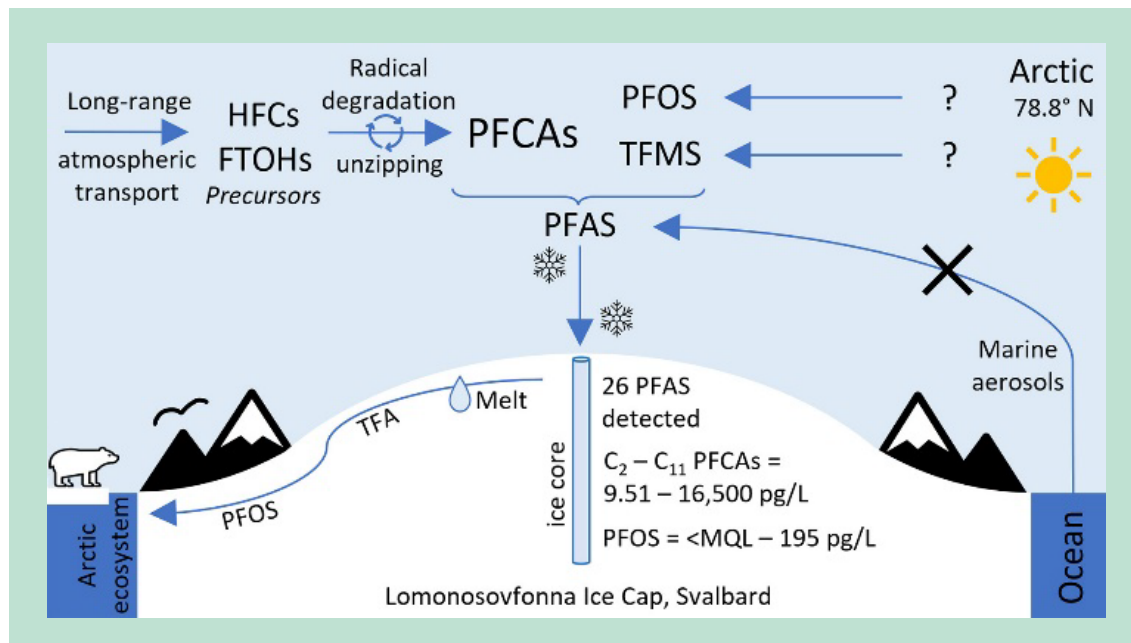
På grund af de meget stærke C-F-bindinger er perfluoralkylkæden, der findes i PFOS og i andre PFAS, samt i deres salte og derivater, meget stabil og modstandsdygtig over for varme, UV-stråling, kemiske angreb fra syrer og baser samt reducerende eller oxiderende midler.

Perfluoralkylkæden har både hydrofobe og lipofobe egenskaber og afviser vand, snavs og fedtstoffer/olie. Deres lave overfladeenergier nedsætter andre væskers overfladespænding. Det betyder, at stofferne er overfladeaktive ("surfactants"). En perfluoralkylkæde på 7-8 led har optimale egenskaber i den henseende, og det var derfor PFOS og PFOA, der blev bragt i kommerciel anvendelse først. Perfluoralkylkæden kan ikke nedbrydes af mikroorganismer. Det betyder, at PFOS og andre perfluoralkansulfonsyrer (PFSA) og perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA), som fx PFOA, i modsætning til de fleste andre forureninger, ikke kan nedbrydes i naturen, og derfor bliver de kaldt evighedskemikalier. Ude i naturen kan disse fluorstoffer bioakkumulere i organismer og opkoncentreres gennem fødekæder.

Der findes utallige kommercielt anvendte derivater af PFOS, PFOA og de andre perfluoralkylsyrer (PFAA). Disse derivater er normalt større molekyler og kovalente forbindelser, der er mere flygtige og mere uopløselige i vand end syrerne og saltene. Disse derivater kan også bioakkumulere i organismer og opkoncentreres gennem fødekæder, men de er delvist bionedbrydelige i naturen, idet de kan nedbrydes eller metaboliseres til den syre (PFAA), som de er et derivat af. Disse medlemmer af PFAS-familien kaldes også for forstadier eller "precursors" til PFAA.

PFAA og deres salte kan pga. vandopløseligheden langtransporteres over store afstande med havstrømme og vandløb, mens de mere flygtige PFAA-derivater (sulfonamider, fluortelomere), der er forstadier til PFAA, kan langtransporteres med luftstrømme og -partikler. Dette er forklaringen på, at PFAS er påvist i øde og afsides egne på hele kloden, inklusive i Arktis.

En helt ny artikel (Hartz *et al.* 2023) viser, at den årlige deposition af PFOS fra luften på Svalbard fortsat er betydelig (25 ng/m²/år), selv næsten to årtier efter et anvendelsesforbud blev indført i en stor del af Verden. Det største atmosfæriske nedfald med ca. 400 ng/m²/år skyldes imidlertid den kortkædede og mere flygtige perfluorbutansyre (PFBA). Artiklens grafiske abstract er vist i FIGUR 12.



FIGUR 12. Deposition af PFAS (Harz WF, *et al.* 2023)

7.5 Analysemetoder

US EPA (2009) har udviklet en meget brugt metode EPA-537 til drikkevand, hvor 14 PFAS-stoffer bestemmes med væskechromatografi kombineret med tandem massespektrometri (LC-MS/MS).

US EPA udgav i 2021 metode OTM-45 (Other Test Method) om måling af PFAS i røggas fra stationære kilder. Metoden er fortsat under udvikling, men den anses af EPA som den bedst egnede metode. Prøver analyseres ved LC-MS/MS.

8. Konventionelle danske affaldsforbrændingsanlæg

Dette afsnit er en gengivelse af tilsvarende afsnit i Miljøprojekt 2085 fra 2019. Formålet med gengivelsen er, at lette læserens forståelse for og indsigt i processer og hovedkomponenter på et typisk dansk (og europæisk) konventionelt forbrændingsanlæg til forbrænding af hovedsageligt ikke farligt affald.

8.1 Principbeskrivelse af teknologier

Et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg til forbrænding af hovedsageligt ikke-farligt affald består af følgende teknologier:

- Ovn/kedel
- Røggasrensning

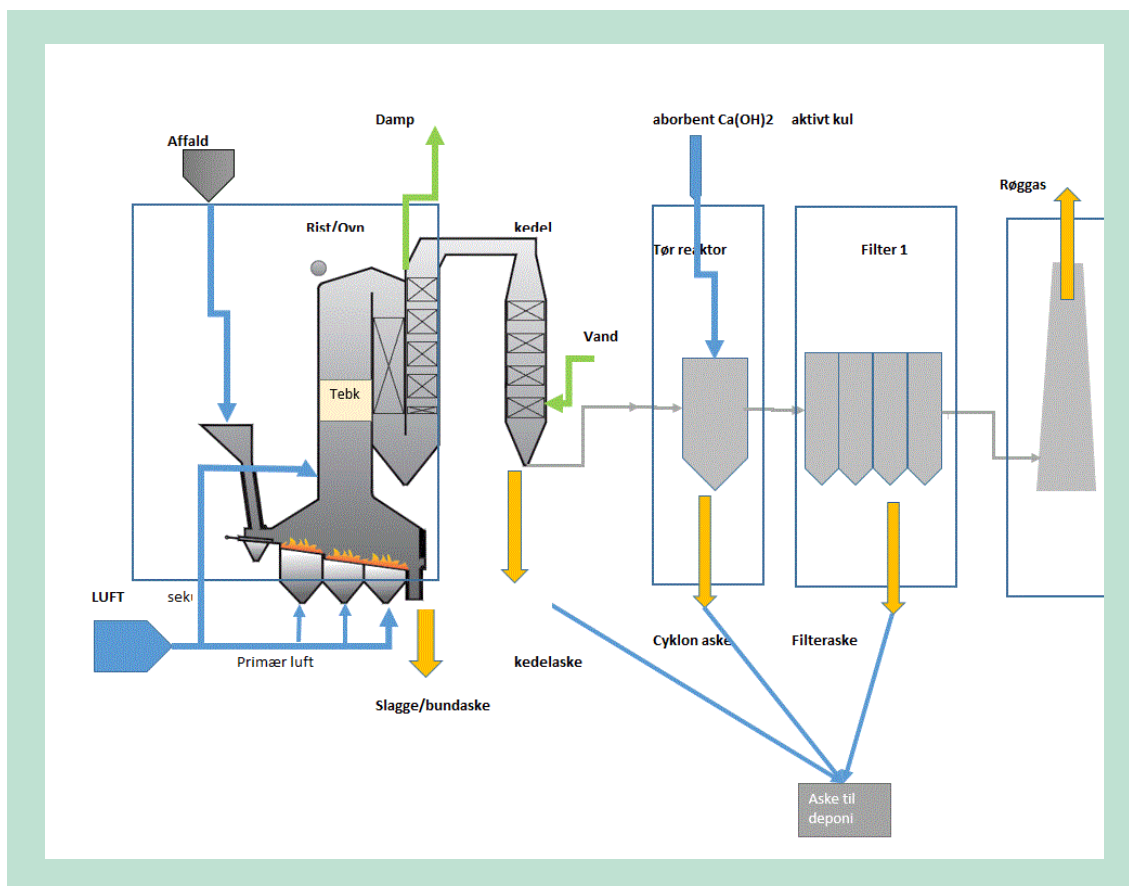
Ovn og kedel har på danske anlæg i store træk samme opbygning og de processer, der finder sted, er sammenlignelige.

De danske konventionelle affaldsforbrændingsanlæg er udrustet med forskellige røggasrensningsteknologier og rækkefølgen af rensningsprocesserne varierer fra ovnlinje til ovnlinje. Dette er beskrevet nærmere i det følgende.

I FIGUR 13 er vist en principskitse af et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg med semitør røggasrensning.

Figuren viser også de typiske ind- og udgående strømme af materialer der tilføres eller fjernes fra et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg. I forhold til denne undersøgelses formål er det vigtigt at bemærke, at figuren også viser, hvilke delstrømme, der fjernes og hvorvidt det er muligt at udtage disse til en analyse for indhold af de omfattede POP-stoffer.

Kedlen kan have op til flere træk (første til fjerde) eventuelt efterfulgt af en "economizer", hvor røggassen afkøles. I FIGUR 13 er kedlen vist som et fælles træk.



FIGUR 13. Eksempel på indretning af konventionelt affaldsforbrændingsanlæg med tør/semitør røggasrensning (Miljøprojekt 2085 fra 2019)

Affaldet blandes i siloen inden det tilføres ovnen med en grab. Danske konventionelle ovnlinjer er alle udstyret med en rist, hvor forbrændingen finder sted. På danske anlæg beregnet til forbrænding af hovedsageligt farligt affald er der fortsat ovnlinjer med roterovn.

Opholdstiden på risten er typisk mellem 1 – 2 timer, hvor affaldet gennemløber følgende processer:

- Tørring
- Pyrolyse, hvor affaldet bl.a. danner og frigiver CO, CO₂, H₂O, carbonhydrider (C_mH_n), polycykliske aromatiske carbonhydrider (PAH), hvorefter der er en koksrest.
- Forgasning/udbrænding af koksrest

Der tilføres forbrændingsluft til ristelaget (primærluft) via typisk tre zoner, hvor luftmængden reguleres individuelt. Temperaturen i ristelaget vil normalt komme helt op på ca. 1.000 – 1.200 °C. Der, hvor temperaturen er højest, er der som hovedregel tale om reducerende atmosfære (dvs. der er ikke ilt nok til stede til en fuldstændig forbrænding). Efter risten føres slaggen (bundasken) og aske fra første kedeltræk via slaggefald/udtag og vandbad til videre behandling.

Røggassen tilføres yderligere forbrændingsluft (sekundærluft) og den fortsætter op i kedlen via efterforbrændingskammeret, hvor der er krav til minimum to sekunders opholdstid ved 850 °C eller 1100 °C, såfremt der forbrændes farligt affald.

På de fleste danske anlæg tilsættes NH₃ i røggassen efter efterforbrændingskammeret i temperaturintervallet omkring ved 950 °C for at reducere røggassens indhold af NO_x.

Røggassen passerer igennem kedlens fordamper, overheder og "economizer", hvor den afgiver sin energi til kedelvandet, der føres til turbine, såfremt ovnlinjen er forsynet med en sådan og fjernvarmevekslere. Røggassens temperatur reduceres i kedlen fra minimum 850 °C eller 1.100 °C i efterforbrændingskammeret til ca. 150 – 170 °C ved udgangen af kedlen. Eventuel dannelse af dioxiner under røggassens afkøling foregår i den sidste del af kedlen i temperaturvinduet 200 – 400 °C.

Aske der udfældes i kedeltrækkene efter efterforbrændingskammeret føres enten sammen med slaggen eller til deponi enten som den er eller sammen med restproduktet fra røggasrensningen.

Efter kedel føres røggassen til røggasrensningsanlægget, hvor indholdet af sure gasser, tungmetaller, dioxiner mv. fjernes. De danske konventionelle affaldsforbrændingsanlæg er udrustet med forskellige røggasrensningsteknologier og rækkefølgen af rensningsprocesserne varierer fra ovnlinje til ovnlinje.

Alle ovnlinjer har et sted i røggasprocessen, hvor der tilføres aktivt kul til adsorption af dioxiner og lignende organiske forbindelser samt kviksølv (Hg).

Der skelnes mellem to typer røggasrensning: den våde proces og den tørre/semitøre proces. Begge har til formål at fjerne sure gasser og metaller fra røggassen.

Ved den våde røggasrensning føres røggassen efter kedel ofte igennem et elektrofilter ved en temperatur på ca. 170 °C, hvor indholdet af partikler (flyveaske) fjernes. Efterfølgende udfældes røggassens indhold af sure gasser (letopløselige halogenforbindelser HCl, HF, HBr og HI) i et surt skrubbertrin. Dernæst udvaskes de resterende sure gasser (SO₂ og SO₃) i et basisk skrubbertrin ved reaktion med opslæmmet kalk under dannelse af gips. Vaskevandet neutraliseres inden det fjernes fra processen. Ved passage af skrubberen afkøles røggassen yderligere. I nogle skrubbere tilsættes der aktivt kul til fjernelse af dioxin, hvorefter røggassen udledes til det fri. I andre sker der en genopvarmning af røggassen før den tilsættes aktivt kul til fjernelse af dioxin i et posefilter før den udledes til det fri. Restproduktet fra processerne i skrubber og eventuelt posefilter kan håndteres særskilt eller samlet.

Ved den tørre og semitørre røggasrensning føres røggassen gennem en reaktor, hvor der tilsættes kalk og evt. aktivt kul til fjernelse af henholdsvis partikler, sure gasser og dioxiner. Røggassen renses efterfølgende i et posefilter, hvorfra restprodukter fjernes.

Efter røggasrensningsanlægget kan der som sidste trin være installeret et skrubbertrin (polerskrubber) som en del af røggaskondenseringsudstyret, hvor den sidste restvarme trækkes ud af røggassen. I polerskrubberen sker en yderligere fjernelse af røggassens indhold af partikler, metaller og sure gasser. Ved kondenseringen dannes vand, der enten bortledes fra anlægget som spildevand eller indgår i eventuelle processers vandkredsløb. Røggastemperaturen efter dette trin er typisk omkring 40 °C.

8.2 Restprodukter ved forbrænding af affald

Ved forbrænding af affald på et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg vil affaldets flygtige og brændbare komponenter omsættes til energi, mens de øvrige komponenter vil genfindes i restprodukter fra processen. Typisk fordeling af faststof ved forbrænding af 1.000 kg affald på et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg er vist i FIGUR 14.

Affalds- mængde	Bundaske/ slagge	Ristegen- nemfald	Kedelaske	Filter- aske	Restprodukt fra røggasrensning Våd / Tør		Rengas støv
kg	kg	kg	kg	kg	kg		kg
1000	200	1	3	10	12	30	0,001

FIGUR 14. Typisk fordeling af restprodukter ved forbrænding af 1 ton affald (Miljøprojekt 2085 fra 2019)

Ved nærværende kortlægning af litteraturundersøgelser (i.e. Miljøprojekt 2085 fra 2019) af destruktion af POP-stoffer ved forbrænding er der fokus på hvorvidt POP-stofferne eller dannede dioxiner og furaner nedbrydes og deres fordeling i de udgående strømme, dvs. restprodukter og røggas fra processen.

Restprodukterne omfatter følgende fraktioner:

Ristegennemfald, der er ikke færdigbrændt materiale, som falder igennem risten. På enkelte anlæg føres ristegennemfaldet til slaggen, og på andre anlæg genindfyres det. Ældre anlæg har typisk mere ristegennemfald end yngre. Hvis ristegennemfaldet tilføres slaggen, vil en analyse af slaggen altså vise stoffer, der ikke har været udsat for høje temperaturer.

Slagge består af de komponenter, der ikke kan forbrændes, ikke når at forbrænde eller fordamper på risten, f.eks. nogle metaller, jord og glas. Slagge udmades fra bunden af forbrændingskammeret. Analyse af slagge foregår oftest efter, at metaldele er sorteret fra.

I litteraturen anvendes ofte udtrykket slagge og **bundaske**. Bundaske kan forstås som aske fra første træk, dvs. aske der bliver ført lidt med røggassen, men som "falder ned" igen på risten og bliver blandet med slaggen inden den tages ud af ovnen.

Aske fra 1., 2. og 3. evt. 4. kedeltræk omfatter aske, der føres med røggassen over i kedlen. Der er udtag af aske i de forskellige kedeltræk, hvorefter asken føres videre i et fælles transportsystem. Udstyret til dette varierer mellem anlæggene. Der er ligeledes forskel på om asken tilføres slaggen eller til røggasrensningsprodukterne.

Aske fra elektrofilteret er flyveaske, der som regel ikke indeholder hjælpestoffer. Elektrofilteret er ofte placeret lige efter kedlen. Asken bortskaffes som regel efterfølgende sammen med andre restprodukter, fx restprodukt fra den tørre røggasrensning eller slam fra spildevandsrensning.

Aske og restprodukter fra posefilteret. Der er væsentlig forskel på posefilterets funktion i forhold til placeringen på anlægget. I filteret fjernes de sure gasser og metaller ved reaktion med kalk. Restproduktet fra processen fjernes fra anlægget, enten som det er eller eventuelt iblandet kedelaske og aktivt kul.

Spildevand fra vådskrubber føres til neutralisering og fældning inden spildevandet ledes til kloak eller anden proces. Ved processerne dannes slam, der fjernes og føres til slutdeponering.

9. Anlæg til termisk behandling af spildevandsslam

9.1 Principbeskrivelse af teknologier

I Danmark bliver slam fra rensning af spildevand enten spredt ud på markerne, brændt på affaldsforbrændingsanlæg eller på dedikerede slamforbrændingsanlæg placeret ved spildevandsrensningsanlæggene. Der er pt. seks anlæg, der enten anvender forbrænding i roterovn eller i en fluidbed-reaktor eller slammet nedbrydes termisk ved pyrolyse.

På et anlæg (Frejlev, Guldborgsund Forsyning) anvendes roterovn i et pilotprojekt. Her tilføres afvandet spildevandsslam til det første procestrin, hvor slammet udtørres før det føres til roterovnen, hvor forbrændingen forløber ved ca. 1.000 °C mens slammet føres gennem ovnen. Ved forbrændingen dannes bundaske, der fjernes. Røggassen føres til en cyklon, hvor flyveaske udskilles. Efterfølgende køles røggassen og kondensatet herfra ledes retur til renseanlægget.

På to andre anlæg (Fårevejle Rensningsanlæg, Odsherred forsyning og Sønder sø renseanlæg, Vand-Center Syd) og behandles spildevandsslammet termisk i et pyrolyseanlæg, hvor spildevandsslammet først tørres med damp og efterfølgende forgasser ved opvarmning til 650 °C i en iltfattig atmosfære. Slammet omdannes til biokoks, hvor indholdet af næringsstoffer er bevaret samtidig med uønskede stoffer reduceres. De gasser der dannes ved pyrolyseprocessen anvendes til at drive damptørreprocessen.

På tre anlæg (BIOFOS Avedøres spildevandsrensning, BIOFOS Lynetten og Renseanlæg Mølleåværket, Lyngby-Tårnbæk Forsyning) anvendes fluidbed-teknologien. Afvandet slam føres til fluidbed-reaktoren, hvor slammet forbrændes i reaktorens sandlag ved 750 – 850 °C under tilstedeværelse af ilt og evt. ved hjælp af støttebrændsel til at sikre temperatur og forbrændingsproces i bedden. Efter bedden hæves temperaturen i fribordet (området i ovnen over det fluidiserende lag) til ca. 860 – 900 °C, hvor krav til opholdstid på minimum 2 sekunder opnås. Bedden tilføres luft, der sikrer fluidiseringen af sandlaget. Denne luft opvarmes i en varmeveksler med den varme røggas fra fluid-bedden. Efter reaktoren og røggasvarmeveksler føres røggassen til et eller flere rensningstrin, hvor indholdet af partikler, tungmetaller, sure gasser og dioxiner opsamles i restproduktet og fjernes før udledning af den rensede røggas til det fri.

10. Resume af Miljøprojekt 2085 fra 2019

Dette afsnit indeholder et resume af undersøgelser af nedbrydningen af PFAS og fluorpolymere, som allerede er diskuteret i Miljøprojekt 2085 fra 2019.

Den termiske nedbrydning af kaliumsaltet af PFOS (kaliumperfluorooctansulfonat, K-PFOS) samt to PFOS afledede sulfonamider blev undersøgt i et reaktorsystem i laboratorieskala, der af forfatterne blev anset for at simulere et fuld-skala-forbrændingsanlæg for farligt affald (Yamada & Taylor, 2003). Ved 600 °C blev PFOS fuldstændigt nedbrudt (DE 99,6%) under udvikling af SO₂ til simple fluorcarboner som tetrafluormethan (CF₄), trifluormethan (CHF₃), hexafluorethan (C₂F₆) og difluorethen (C₂H₂F₂). De er alle potente klimagasser. Ved 900 °C var destruktoren af PFOS endnu mere fuldstændig (DE 99,95 %). Ved nedbrydningen af de PFOS-afledede sulfonamider blev der ikke dannet PFOS, men de samme simple fluorcarboner.

I et pilotanlæg blev den termiske nedbrydning af PFOS undersøgt ved et temperaturinterval på 300-900 °C (Wang *et al.* 2011, 2013 og 2015). K-PFOS dekomponerede ved 425 °C til bl.a. CF₄ og C₂F₆. Hvis der blev tilsat læsket kalk til PFOS, begyndte PFOS allerede at dekomponere ved 325 °C, og der blev dannet mere calciumfluorid (CaF₂) i stedet for de flygtige fluorcarboner des højere temperatur. Efter 1 minuts ophedning til 900 °C af spildevandsslam forurenset med PFOS blev 97 % af PFOS-indholdet i slammet nedbrudt til simple fluorcarboner.

Fluortelomere (FT) er polyfluoralkylstoffer (PFAS), hvor alkylgruppen består af en termisk stabil perfluoralkylkæde med en kort ikke-fluorholdig del i den ene ende, som har tilknyttet en funktionel gruppe som OH, COOH, SO₃H mfl. Disse stoffer kan biologisk omdannes/nedbrydes til perfluoralkancarboxylsyrer, f.eks. kan 8:2 FTOH omdannes til PFOA. Imprægneringsmidler baseret på 8:2 fluortelomer-acrylater er blevet anvendt bl.a. til overfladebehandling af altvejrstøj, som skyer vand og fedt.

En 4 mg prøve af et PFAS-imprægneret tekstilmateriale blev opvarmet i samme avancerede termiske reaktorsystem, som omtalt ovenfor for K-PFOS, ved temperaturer på fra 600 °C til omkring 1000 °C med 2 sekunders opholdstid og lufttilførsel for at efterligne affaldsforbrænding så tæt som muligt (Yamada *et al.* 2005). Tekstilmaterialet blev fuldt forgasset ved 600 °C og nedbrydningsprodukterne CF₄ og C₂F₆ blev identificeret. HF blev ikke bestemt, men i stedet for blev SiF₄ dannet af HF og glas-materialet identificeret. Koncentrationen af perfluorooctanoat (PFOA), der normalt er et bionedbrydningsprodukt af den pågældende fluortelomer i naturen, var under detektionsgrænsen. Destruktionen af både det imprægnerede- og ubehandlede (kontrol) tekstilmateriale blev angivet til 99,9 %. Denne undersøgelse var imidlertid stort set kvalitativ, forvirrende og meget vanskelig at gennemskue. Det begrænsede prøvemateriale betød, at mange data ikke kunne kvantificeres.

I en senere – også svært læselig - undersøgelse af samme forskere, og med det samme reaktorsystem blev to blandinger af kommercielle fluortelomer-baserede acrylat polymer kompositter opvarmet til 1000 °C (Taylor *et al.* 2014). Ved analyse af PFOA var detektionsgrænsen (LOD) 5 ng/l, og LOQ var 50 ng/L. Der var kun muligt at måle emission af hydrogenfluorid (HF). Derfor konkluderede forfatterne, at affaldsforbrænding ikke kunne være en kilde til PFOA i miljøet, og at PFOA ikke bliver dannet ved forbrænding af denne type affald, så det kan afbrændes uden problemer i et normalt affaldsforbrændingsanlæg. Denne undersøgelse indeholdt meget få brugbare data. Der var ingen massebalance eller

destruktionsdata for polymererne. Desuden kan det undre, at der kun kunne måles HF, som ikke blev målt i den tidligere undersøgelse.

Ved en anden undersøgelse af den termiske nedbrydning i laboratoriet af fluortelomer-baserede acrylatpolymere (Zuev *et al.* 2006) blev poly[6:2 fluortelomeracrylat] og poly[6:2 fluortelomer-methacrylat] opvarmet til 450-750 °C. Der var ikke en fuldstændig nedbrydning ved disse temperaturer, idet hovedprodukterne var de oprindelige monomere 6:2 fluortelomeracrylat og 6:2 fluortelomer-methacrylat, men der blev bl.a. også dannet 6:2 FTOH, tetrafluorethen (C_2F_4) og difluorethen ($C_2H_2F_2$).

Perfluoralkylkæden i PFOS og andre PFAS minder om perfluorcarbonkæden i polytetrafluorethen/ethylen (PTFE, Teflon®). Derfor kan undersøgelser af forbrænding af fluorpolymere give relevant viden for vurdering af nedbrydning af PFAS. Allerede Ellis *et al.* (2001) fandt ud af, at PTFE i laboratorieundersøgelser blev nedbrudt ved ophedning under lufttilførsel ved temperaturer over 360 °C, især til hexafluorpropen og trifluoreddikesyre. Wang *et al.* (2011) rapporterer, at der bl.a. dannes CF_4 og C_2F_6 , når PTFE dekomponerer ved 480 °C.

Andre laboratorieundersøgelser, hvor mindre mængder af PTFE blev forbrændt, havde divergerende resultater. Ved temperaturer op til 800 °C blev bl.a. dannet carbondioxid (CO_2), hydrogenfluorid (HF), carbonyldifluorid (COF_2), CF_4 , C_2F_4 og SiF_4 (Conessa & Font 2001). Ved forbrænding af PTFE ved 850 °C blev der dannet mest hexafluorethan (C_2F_6) samt mindre mængder CF_4 og 1-trifluormethyl-1,2,2-trifluorethen (C_3F_6) (Garcia *et al.* 2007).

Det norske Institut for Luftforskning (NILU) har udarbejdet en litteraturreport om emissioner fra afbrænding af fluorpolymere materialer med fokus på emissionen af drivhusgasser (Huber *et al.* 2009). Rapporten konkluderer, at det ikke er muligt at komme med troværdige estimater af emissionen af drivhusgasser fra afbrænding af fluorpolymere i affaldet fra norske affaldsforbrændingsanlæg.

Denne litteraturreport blev efterfulgt af en anden rapport (Otterlei *et al.* 2011). Heri rapporteres resultater af konkrete målinger i røggassen af de mest sandsynlige nedbrydningsprodukter af PTFE, som er C_2F_6 og CF_4 , på et norsk konventionelt affaldsforbrændingsanlæg. Analyserne påviste spor af begge stoffer, men stofferne kunne ikke kvantificeres. Alle resultater var under detektionsgrænser på henholdsvis <0,01 og <0,06 mg/Nm³, men der var problemer med prøvetagning og analyse af røggas. Det blev alligevel konkluderet, at emissionen af klimagasser fra affaldsforbrænding var ubetydelig.

11. Destruktion af PFAS mfl.

Dette afsnit er en kommenteret gennemgang af den internationale litteratur generelt om termisk nedbrydning/destruktion af PFAS-forbindelser og specifikt i forbindelse med forbrænding af PFAS-holdigt affald og spildevandsslam, med tilhørende faste og flydende restprodukter og luftemissioner.

Undersøgelser af potentiel PFAS-forurening fra affaldsforbrænding sammenlignes med potentiel PFAS-forurening fra mulig alternativ håndtering af affald og spildevandsslam.

Der er meget få danske undersøgelser og data, så gennemgangen kan ikke direkte sammenlignes med danske forhold.

11.1 Debatindlæg om PFAS

11.1.1 Amerikansk undersøgelse af PFAS-indhold omkring forbrændingsanlæg med cementproduktion

Denne nyhedsartikel fra Chemical & Engineering News webversion fra 2020 fortæller, at jord og overfladevand rundt om et ovnanlæg til produktion af keramiske materialer i Cohoes, NY, USA, som har brugt farligt affald, herunder brandslukningsskum med PFAS, som brændsel, var forurenede med PFAS (Hogue C, 2020).

Prøvetagningen blev foretaget af nogle studerende og lærere ved Vermont College og et kommercielt laboratorium stod for PFAS analyserne. Der er ikke oplyst resultater i artiklen fra prøver fra området og fra kontrolområder. Der kan være en betydelig baggrundskontaminering med PFAS specielt i industrielle områder.

En lærer er citeret for følgende udtalelse: "The PFAS found in the samples are the same chemicals that were formerly used in firefighting foams, notably perfluorooctanoic acid (PFOA)".

Det, der står i citatet, er forkert. PFOA har aldrig i sig selv været brugt i brandslukningsmidler, men det der har været brugt og stadig bruges er "bulky" betain-derivater af fluortelomere (Se kapitel 7), der kan omdannes til bl.a. PFOA ved kemiske og biologiske processer. Det er helt usandsynligt, at denne omdannelse til PFOA kan ske ved termiske processer i forbrændingsanlæg.

Han er endvidere citeret for: "The new data suggest that incineration of the PFAS-containing foam at the Cohoes facility is not breaking down the persistent chemicals but is "redistributing them into nearby poor and working-class neighbourhoods".

Data, der er medtaget i artiklen, er tilsyneladende kun fra miljøprøver. Der er ikke måledata for PFAS i det affald, der forbrændes, eller restprodukter fra eventuel røggasrensning og i skorstensrøg. Derfor er udtalelsen et ikke-underbygget postulat.

Desuden nævnes: "It's the very definition of foolhardy to try to keep burning these things," Bond says of PFAS. "By design, they resist thermal degradation".

Læreren er tilsyneladende ikke klar over, at indholdet af PFAS er relativt lavt (0,3-1,5%) i skumbrand-slukningsmidler, og at det først og fremmest er de overfladeaktive egenskaber af PFAS, som gør brandskummet med PFAS mere effektivt til at bekæmpe fx oliebrande ved at lukke af for lufttilførsel.

”Bemærkninger”.

Artiklen er ikke peer-reviewed og indeholder en række ikke-underbyggede eller udokumenterede påstande og en del fejl. Det er, hvad man kan kalde en udokumenteret falsk nyhed.

11.1.2 Spredning af PFAS med husholdningsaffald

Artiklen indeholder en gennemgang af hvordan PFAS fra husholdningsaffald spredes i miljøet (Schauffler, 2022).

Forfatteren oplyser, at de amerikanske myndigheder arbejder på at begrænse brugen af PFAS, og de har speciel interesse for PFAS i forurenede perkolat fra lossepladser.

Som det vises i flere undersøgelser, er der meget mere PFAS i perkolat fra deponi med almindeligt husholdningsaffald end i deponi med aske fra MSWI. Derfor vil affaldsforbrænding også bidrage til at mindske PFAS i perkolat.

Myndighederne anklages af forfatteren for at overse, at 12 % af affaldet i USA bortskaffes i affaldsforbrændingsanlæg, og at PFAS i røggassen herfra spredes over et stort område med risiko for jord og vandforurening.

Forfatteren påstår, at fluorpolymere, fx polyfluorethylen, er PFAS.

Denne fluorpolymer er inert og ufarlig. Den regnes normalt ikke for at være PFAS, dog kunne polymeren tidligere indeholde spor af PFOA, der tidligere blev brugt som hjælpestof ved polymeriseringen.

Forfatteren oplyser også, at det er uklart, om MSWI kan destruere fluorpolymere uden emission af skadelige PFAS eller andre problematiske stoffer.

PFAS kan ikke dannes ved nedbrydning af andre PFAS, da den funktionelle gruppe nedbrydes før perfluorcarbonkæden, og den kan ikke gendannes under forbrændingsbetingelserne.

Artiklen gør opmærksom på europæiske undersøgelser, hvor PFAS-koncentrationen bestemmes med biotest.

En biotest kan ikke måle en koncentration, men kun måle en effekt, som måske har en sammenhæng med den ikke-målte koncentration af et kemisk stof/blanding.

Metoden siges at have fundet høje indhold af PFAS i hønseæg og mosser nær et affaldsforbrændingsanlæg i Tjekkiet. I vindretningen fra et spansk forbrændingsanlæg blev der ligeledes bestemt høje indhold af PFAS i grannåle.

Som det fremgår af vores gennemgang af disse publikationer i afsnit 11.11, så passer denne beskrivelse ikke til virkeligheden. Der var ingen sammenhæng mellem den målte PFAS-forureningen og de pågældende forbrændingsanlæg. Der er desuden andre og mere plausible kilder til PFAS i luften, jord, æg, mosser og grønnåle end affaldsforbrændingsanlæg.

Et velfungerende moderne forbrændingsanlæg vil ikke udlede PFAS gennem skorstenen. Det meste PFAS i affaldet vil blive nedbrudt under forbrændingen og kan ikke gendannes igen, som tilfældet er med PCB og dioxin.

Det PFAS, der ikke bliver nedbrudt, vil ende i bundasken eller blive opfanget af aktivt kul sammen med kviksølv, dioxin osv. som flyveaske i et posefilter, og på anlæg med våd røggasrensning kan det blive opløst i skrubbevandet. De brugte posefiltre kan brændes sammen med husholdningsaffaldet.

Bundasken og restprodukt fra røggasrensning kan deponeres på kontrollerede deponeringsanlæg, hvorfra perkolatet ledes til et spildevandsrensningeanlæg, da udsivningen fra asken er minimal i forhold til udsivningen fra deponeret husholdningsaffald.

”Bemærkninger”.

Artikler indeholder ikke nye data eller informationer med relevans for dette projekt, men kun misinformation.

11.1.3 Termisk destruktion af PFAS i konventionelle affaldsforbrændingsanlæg

Forfatteren diskuterer det, han kalder den største udfordring for affaldsindustrien i USA, nemlig om det er sikkert at brænde affald med PFAS af i et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg (Crunden EA, 2020).

I artiklen omtales en planlagt testafbrænding i august 2020, der skulle udføres på et affaldsforbrændingsanlæg i New Jersey, men den blev aflyst pga. modstand fra de omboende. Det var meningen i stedet for PFAS at bruge surrogat-forbindelserne carbontetrafluorid (perfluormethan, CF₄) og hexafluorethan (C₂H₆), som forfatteren oplyser skulle have en lignende struktur som PFAS.

Disse surrogater har ikke en struktur, der ligner PFAS, da de er uden en funktionel gruppe. De er inerte, ugiftige drivhusgasser, og stofferne er faktisk normale nedbrydningsprodukter af både PFAS og fluorpolymere.

Forfatteren oplyser, at lossepladsejerne ikke er begejstrede over PFAS i affaldet, de modtager, og forfatteren mener, at det er vanskeligt at sikre en komplet destruktion af PFAS i perkolatet fra en losseplads.

Forfatteren fremfører, at nogle eksperter anser forbrænding for den mest effektive bortskaffelsesmetode for PFAS, og at forbrændingsanlæggene er klar til at modtage og destruere fast affald med PFAS.

Forfatteren påpeger, at andre eksperter og miljøgrupper er uenige og mener, at der er for lidt viden om, hvad der sker ved forbrænding af PFAS, og at luftforureningen fra forbrændingsanlæggenes skorstene vil forurene de omliggende områder med PFAS og true beboernes helbred.

Han citerer fremtrædende personer fra forskellige miljøorganisationer, der bl.a. påstår, at man ikke kan brænde PFAS, og at forsøge på dette svarer til at flytte rundt på dækstole på Titanic. Samme person kalder PFAS for mere mobile og mere giftige end PCB og kræver et stop af produktion af PFAS.

Bemærkningen om, at forbrænding af PFAS ikke ændrer noget, er forkert. Det meste PFAS i affaldet nedbrydes ved forbrændingen, og den meget ringe del, der ikke nedbrydes, ender for størstedelen i restprodukter, der kan håndteres. Sammenligningen mellem PFAS og PCB er faglig helt forkert.

Stop af fremtidig produktion af PFAS er et politisk spørgsmål, der ikke vil løse udfordringerne med det nuværende PFAS-affald, og det affald med PFAS, der produceres i fremtiden, indtil PFAS ikke mere cirkulerer i samfundet.

Forfatteren nævner nogle data helt tilbage fra 2003, hvor nogle universitetsforskere fandt ud af, at 2 sekunders forbrænding ved 1000 °C destruerede PFOA fuldstændigt. Miljøgrupperne gav ikke meget for disse undersøgelser, da projektet var betalt af producenten 3M.

Forfatteren kontaktede en ekspert fra et universitet i New York, som vurderede, at ved en temperatur på 1000 °C ville 99% af PFAS-indholdet i affaldet blive nedbrudt, hvis forbrændingsanlægget ellers fungerede optimalt.

Forfatteren kontaktede europæiske eksperter, der bl.a. kaldte forbrænding for kostbar, men den bedste teknologi, der er til rådighed for destruktion af PFAS.

Han nævner en US EPA Technical Brief, der oplyser, at PFAS ved forbrænding kan danne mindre PFAS-molekyler og produkter af ukomplet forbrænding (PICs). US EPA mener, at der savnes data fra forbrænding af PFAS i repræsentative fuld skala forbrændingsanlæg (se også gennemgang af USEPA Technical Brief i afsnit 11.2.1).

Forfatteren skriver desuden bl.a. detaljeret om en politisk kontrovers med afbrænding af udgæede brandslukningsmidler med PFAS i en cementovn for farligt affald.

"Bemærkninger".

Det er en grundig, velskrevet og afbalanceret artikel, men mest relevant for amerikanske forhold.

11.1.4 Artikel i Ingeniøren

Ingeniøren indeholdt i september 2022 en artikel om PFAS fra skorstene (Marcher Hansen F og Freisleben S, 2022). I artiklen refereres fagfolk og kilder i Miljøstyrelsen for udtalelser om, hvorvidt PFAS bliver destrueret ved forbrænding på danske affaldsforbrændingsanlæg, at høje forbrændingstemperaturer ikke garanterer nedbrydning, og at røggassen bidrager til spredning af PFAS i omgivelserne og i miljøet.

I artiklen er en række postulater, som forfatterne af denne rapport har kommentarer til, se Tabel 3.

TABEL 5. Kommentarer til artikel in Ingeniøren september 2022

Påstand i artikel	Kommentar fra denne rapports forfattere
Landets affaldsforbrændingsanlæg er en hidtil overset kilde til spredning af de giftige industrikemikalier PFAS	Er ikke overset men diskuteret i Miljøprojekt nr. 2085, udgivet i juli 2019, men afleveret til MST ca. 2 år før.
Forbrænding af PFAS-holdigt affald destruerer ikke alle de farlige kemikalier, vurderer eksperter og styrelse	I miljøprojekt nr. 2085 fra juli 2019 konkluderes, at stofferne destrueres under optimale forbrændingsforhold
i Danmark har man ikke undersøgt problemstillingen	Er diskuteret i Miljøprojekt nr. 2085, fra juli 2019

Fra anlæggenes skorstene udledes PFAS til omgivelserne med flyveasken og røggassen, f.eks. til danskernes køkkenhaver og fiskepladser	<i>Flyveasken og andre partikler bliver i meget høj grad tilbageholdt i røggasrensningen. På nogle anlæg ved tilsætning af en adsorbent, der fjernes i posefilter som forbrændes igen eller deponeret sikkert på kontrolleret deponi. På andre anlæg i en vådskrubber, der bl.a. fjerner rester af de vandopløselige PFAS (PFAA) og HF fra røggassen.</i>
Med røgen fra skorstenene spreder de hormonforstyrrende, immunsvækkende og kræftfremkaldende industrikemikalier sig til nærområdet, viser erfaringer fra USA, Spanien og Tjekkiet, som har dokumenteret alarmerende høje PFAS-niveauer i blandt andet drikkevand og æg nær forbrændingsanlæg	<i>Disse undersøgelser er uden kemiske analyser af PFAS, og de undersøger for effekter, der ikke har en sikker sammenhæng med PFAS. Rapporterne diskuteres i detaljer senere i denne rapport og konklusionen er bl.a., at rapporterne er uvidenskabelige og ikke er troværdige mht. PFAS-emission fra MSWI'er.</i>
Forbrænding fører til dannelse af <u>skadelige</u> vanddampe og røggasser	<i>Vanddamp, der kommer ud af skorstenen, vil være uskadelig. PFAS er ikke fundet i røggas fra affaldsforbrænding i publicerede undersøgelser, der er peer-reviewed.</i>
PCB er et kunstigt skabt og <u>langkædet</u> molekyle	<i>PCB er et <u>ringformet</u> molekyle med to benzenringe, hvor nogle H-atomer er substitueret med Cl-atomer. Der er ingen kæder som i PFAS og intet kemisk slægtskab mellem PCB og PFAS.</i>
PFAS opdeles i langkædede (med <u>over</u> otte kulstof-atomer såsom PFOS og PFOA) og kortkædede med færre	<i>Langkædede PFAS har ≥ 6 kulstof atomer i "perfluoralkyl halen". PFHxS er langkædet men PFHxA er kortkædet. PFOS og PFOA har ikke over 8 kulstofatomer i molekylerne, men PFOS har en perfluorhale med 8 kulstof og PFOA har en perfluorhale med 7 kulstofatomer samt et carboxyl-kulstof.</i>
Kemikalieproducenter har introduceret de kortkædede som mere sikre alternativer, men <u>nyere</u> forskning indikerer, at de kan være lige så skadelige	<i>MST udgav i 2015 miljøprojekt 1707 om disse kortkædede PFAS. Der er således ikke noget nyt heri.</i>
De to mest udbredte PFOS og PFOA, har været brugt i brandskum grundet deres evne til at modstå høje temperaturer	<i>Det er komplicerede store og voluminøse PFAS-molekyler, der anvendes i brandslukningsmidler, se afsnit 7.2. Nogle af disse stoffer er derivater af og kan bionedbrydes til PFSA bl.a. til PFOS. Andre er fluortelomere, der kan bionedbrydes til PFCA bl.a. til PFOA. De PFAS, der anvendes i brandslukningsskum, virker ved at producere skum, der er særlig velegnet til at kvæle oliebrande.</i>
I Danmark vurderer Miljøstyrelsen også selv, at PFAS ikke nedbrydes ved de ovntemperaturer, som forbrændingsanlæggene kører med	<i>Reference mangler til denne påstand, der ikke svarer til konklusioner i MST-rapporten fra 2019.</i>
den stærkt giftige og ætsende hydrogenfluoridgas og kortkædede PFAS'er	<i>Det dannede HF er meget vandopløseligt og fjernes enten i posefilteret og/eller med skrubbevandet og ledes derfor ikke ud af skorstenen i væsentlig mængde. Der er ikke oplysninger om, at de kortkædede PFAS skulle skabe særlige problemer i MSWI'er.</i>

”Bemærkninger”.

Der er tale om en meget spekulativ artikel med masser af fejl og unøjagtigheder, der kan give anledning til, at befolkningen bliver unødigt bekymret ved affaldsforbrænding.

11.2 Myndigheders aktiviteter og publikationer

11.2.1 USEPA-notat om termisk destruktion af PFAS-affald

Det amerikanske miljøministerium vurderer i ”Technical Brief” (USEPA, 2020) forskellige teknologier til effektiv behandling og bortskaffelse af affald med indhold af PFAS, herunder forbrænding ved høj temperatur, som allerede anvendes til at destruere andre halogenerede stoffer som PCB og ozonlagsskade stoffer. Generelt mener USEPA, at der er utilstrækkelig viden om skæbnen af PFAS i affaldsforbrændingsanlæg.

USEPA gør opmærksom på at PFAS er vanskelige at nedbryde fuldstændigt på grund af den kemiske stabilitet af C-F-bindinger. De mener, at ufuldstændig nedbrydning af PFAS kan resultere i dannelse af PFAS med kortere fluorcarbon kæder og såkaldte ”produkter fra ufuldstændig forbrænding (PICs)”, som der ikke er tilstrækkelig viden om, og som indebærer en bekymring. USEPA spekulerer således i, om den ekstreme reaktivitet af fluorradikaler betyder mere dannelse af PICs.

De gør også opmærksom på, at PFAS vil kræve højere temperaturer for en 99,99% destruktion end tilsvarende chlorforbindelser ved en opholdstid på 1 sek., og den organiske fluorforbindelse CF₄, der er mest vanskelig at nedbryde, kræver temperaturer på over 1400 °C.

I notatet henviser EPA også til undersøgelser af nedbrydning af fluortelomer-baserede polymer udført af Yamada *et al*, 2005 og Taylor *et al*, 2014, under forhold, der ligner dem, der er i et fuldskaalanlæg. Disse studier, der er diskuteret i afsnit 10, viser ifølge USEPA, at der ikke findes målbare PFAS-koncentrationer efter 2 sekunders opholdstid ved 1.000 °C.

”Bemærkninger”.

Dette notat understøtter konklusionerne fra Miljøprojekt 2085 fra 2019, nemlig at PFAS og lignende forbindelser nedbrydes mere end 99,99 % ved forbrænding ved 1000 °C i 2 sekunder i et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg.

Som det fremgår andetsteds i afsnit 11.3.2 og 11.3.3 og 11.8.2, vil PFAS ikke nedbrydes til PFAS med kortere kæde, da den funktionelle gruppe i PFAS (syre m.m.) er den første del i molekylet til at blive nedbrudt, og den funktionelle gruppe kan ikke gendannes ved forbrændingsprocessen.

USEPA overser desuden, at ozonlagsskade stoffer (CFC, HCFC osv.), som de nævner kan destrueres ved forbrænding, ligesom PFAS også indeholder C-F bindinger. Så hvorfor skulle PFAS så ikke kunne nedbrydes?

11.2.2 USEPA-vejledning om destruktion af PFAS-holdige materialer

USEPA udgav i 2020 en foreløbig og grundig vejledning på 107 sider ”Interim guidance on the destruction and disposal of PFAS”, der blev sendt i offentlig høring den 18. december 2020 (USEPA 2020).

Vejledningen angiver, at den indeholder den nuværende viden om destruktion og bortskaffelse af PFAS-holdigt affald.

Vejledningen er udarbejdet som svar på kravet i den nye "National Defense Authorization Act" fra 2020, om at USEPA skulle udarbejde en sådan. Vejledningen vil blive opdateret i det mindste hvert tredje år.

Vejledningen indeholder kapitler med bl.a.:

- Beskrivelse af materialer og produkter, hvori PFAS kan forekomme.
- Overvejelser om muligt sårbare befolkninger, der lever nær anlæg for destruktion og bortskaffelse af PFAS.
- Planlagt forskning for at fremskaffe ny viden.
- Teknologier til at destruere og bortskaffe PFAS og PFAS-holdige materialer.

Dette er det centrale kapitel for vores rapport. Teknologier, der er effektive og kommercielt tilgængelige, præsenteres. Det er f.eks. destruktion ved hjælp af termisk behandling, bortskaffelse ved landdeponering (faste stoffer og materialer) eller indsprøjtning i undergrunden (flydende stoffer og materialer). Midlertidig oplagring i 2-5 år er også en mulighed.

Vejledningen indeholder beskrivelse af PFAS-affaldsstrømme for et stort antal industrier og offentlige institutioner.

Forbrændingsteknologier for farligt affald (forbrændingsanlæg, cementovne mv.) kan sikre høje temperaturer (>1000 °C) og lange opholdstider, der er i stand til at destruere mange andre meget stabile organiske halogenforbindelser med en destruktion effektivitet (DE) på 99,99%.

Der er 10 forbrændingsanlæg for farligt affald i USA. Faste restprodukter herfra er bundaske og opsamlet flyveaske. Sure gasser mv. opsamles i vådskrubber.

Der er 193 forbrændingsanlæg for husholdningsaffald i USA. De opererer typisk med en temperatur på 980 °C og en opholdstid på 2 sekunder.

Der er 170 forbrændingsanlæg for spildevandsslam i USA. Slammet tørres først ved 425-760 °C og forbrændes derefter ved 925 °C i 2-5 sekunder.

Med hensyn til PFAS påpeger USEPA, at der ikke er tilstrækkelig viden om, hvad der skal til, for at PFAS destrueres fuldstændigt og samtidigt undgå, at der dannes fluorholdige PICs som biprodukter.

Vejledningen indeholder et stort kapitel om behov for yderligere forskning, som ikke løser de aktuelle udfordringer.

"Bemærkninger".

USEPA præsenterer alle tænkelige problemer ved afbrænding af PFAS-holdigt affald, men kommer med meget lidt konkret vejledning og få konkrete oplysninger. USEPA overdriver desuden faren ved PICs.

Der savnes desuden en klar sammenligning af fordele og ulemper med de forskellige destruktions- og bortskaffelsesmetoder.

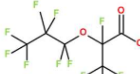
11.3 Termodynamiske og fysisk-kemiske betragtninger, modeller og analyser

11.3.1 Studie af damptryk af PFAS

I studiet undersøger forfatteren med teoretiske metoder damptrykket for ni PFAS-forbindelser (Zhang M. *et al.* 2020).

Faste stoffer har ligesom væsker et damptryk, selvom disse er relativt lave. I undersøgelsen bestemmes sublimerings-damptrykket for 9 forskellige indkøbte PFAS-kemikalier i fast form ved forskellige temperaturer med den såkaldte "Knudsen-metode" opkaldt efter den dansker, der udviklede denne.

I tabellen i FIGUR 15 er sammenstillet oplysninger om stoffernes navne, formler, CAS nr., molvægt, samt de i undersøgelsen bestemte damptryk ved stuetemperatur og atmosfæretryk.

PFAS stofnavn	Akronym	CAS nr.	Molvægt	Formler	Damptryk (Pa) ved ca. 25 °C
Perfluorhexansyre	PFHxA	307-24-4	314,05		8,25 (12 °C)
Perfluorheptansyre	PFHpA	375-85-9	364,06		5,52 (16 °C)
Perfluoroctansyre	PFOA	335-67-1	414,07		2,17
Perfluornonansyre	PFNA	375-95-1	464,08		$6,44 \times 10^{-1}$
Perfluordecansyre	PFDA	335-76-2	514,08		$1,10 \times 10^{-1}$
Perfluorundecansyre	PFUnA	2058-94-8	564,09		$1,88 \times 10^{-2}$
1H,1H,2H,2H-Perfluor-1-decanol	8:2 FTOH	678-39-7	464,12		3,08
1H,1H,2H,2H-Perfluor-1-dodecanol	10:2 FTOH	865-86-1	564,13		$1,23 \times 10^{-1}$
Ammoniumperfluor(2-methyl-3-oxahexanoat)	GenX	62037-80-3	347,08		$3,24 \times 10^{-2}$

FIGUR 15. Damptryk for 9 forskellige PFAS (Zhang M. *et al.* 2020)

Som det er forventeligt, falder damptrykket med kædelængden og molvægten i den homologe række fra PFHxA til PFUnA. Damptrykket er ligeledes højere for den kortkædede FTOH end den med længere kæde og højere molvægt, men generelt har de mere flygtighed end syrerne, da den funktionelle gruppe er mindre polær end carboxylsyregruppen. GenX har som salt et meget lille damptryk. Der er tale om egenskaber for enkeltstoffer, men PFAS forekommer oftest som blandinger, specielt i affald, hvor de enkelte PFAS vil påvirke hinanden.

"Bemærkninger".

Der er tale om en artikel af høj videnskabelig kvalitet. Den understreger, at de enkelte PFAS har en vis individuel flygtighed, der kan forklare, at der sker en fordampning af PFAS fra bl.a. jord, lossepladser og andre deponier, specielt af de lavmolekylære og ikke-polære PFAS som fx FTOH.

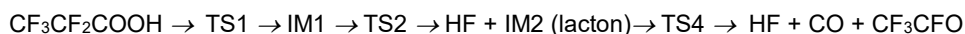
11.3.2 Teoretisk studie af termisk nedbrydning af PFPrA

I artiklen beskrives en teoretisk-kemisk beregnet reaktionsmekanisme for den termiske nedbrydning af perfluorpropionsyre (perfluorpropansyre, $\text{CF}_3\text{CF}_2\text{COOH}$, PFPrA) ved 300-1000 °C (Ge Y *et al.* 2014).

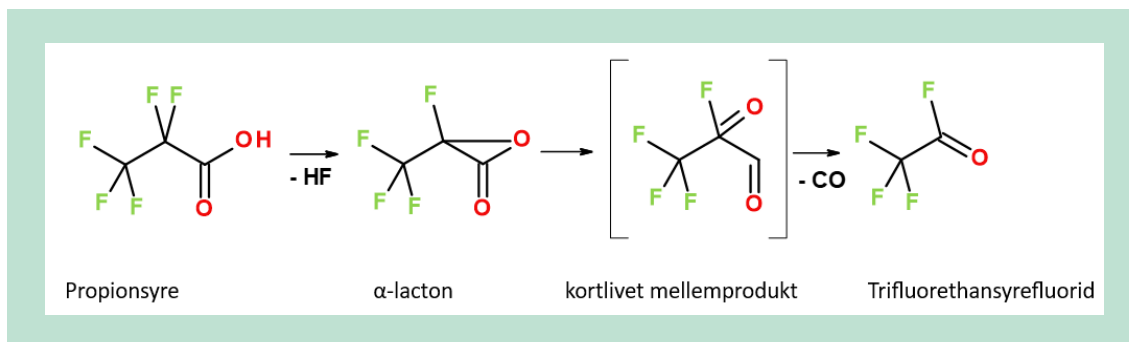
PFPrA undergår isomerisering og dissociation, der resulterer i fire forskellige reaktionsprodukter:

1. $\text{HF} + \text{CO}_2 + \text{C}_2\text{F}_4$
2. $\text{HF} + \text{CO} + \text{CF}_3\text{CFO}$
3. $\text{CF}_3\text{CF}_2\text{OH} + \text{CO}$
4. $\text{CF}_3\text{COOH} + \text{CF}_2$

Hvor reaktionsprodukt 2 var det foretrukne, især ved højere temperaturer. Denne nedbrydningsreaktion foregår i 5 trin:



Strukturformlen for processen er vist i FIGUR 16 uden de 2 isomeringsstrin.



FIGUR 16. Strukturformel for nedbrydning af PFPrA til CF_3CFO

"Bemærkninger".

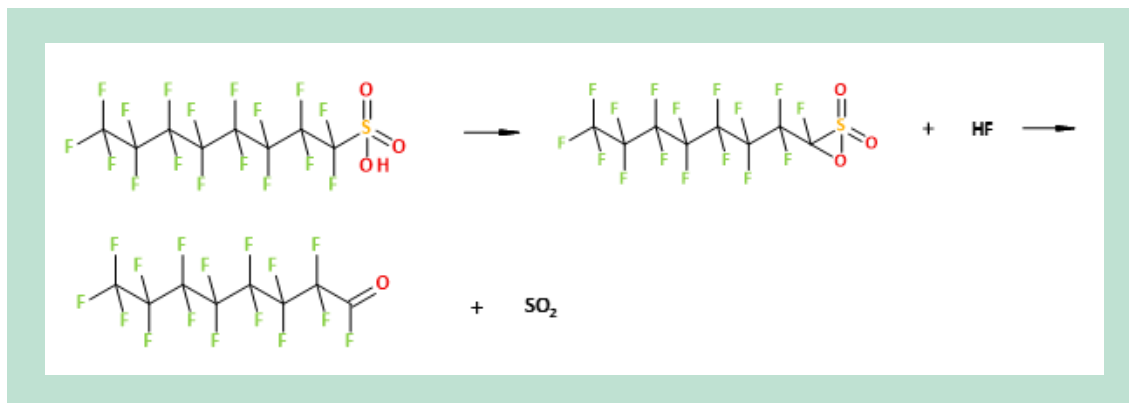
Nedbrydningsmekanismen via en cyklisk α -lacton (propio- α -lacton) er den samme som bestemt af Altarawneh *et al.* 2022 og Kahn *et al.* 2022 (afsnit 11.3.5 og 11.3.6).

Det er tydeligt, at carboxylsyregruppen nedbrydes allerede ved 300 °C, men at reaktionstiden er 40 gange forøget ved 1000 °C

11.3.3 Australsk studie af termisk nedbrydning af PFOS

I studiet undersøger forfatteren den termiske nedbrydning af PFOS ved pyrolyse med teoretiske metoder (Khan *et al*, 2020).

Forfatteren beskriver mekanismen, der ved fraspaltning af HF via en α -sulton, spontant dekomponerer til perfluorooctanoylfluorid og SO_2 . Syrefluoridet nedbrydes videre til mindre fluorcarbon fragmenter og HF.



FIGUR 17. Dekomponering af PFOS i to trin til perfluorooctanoylfluorid.

Forfatteren beregnede, at halveringstiden for den totale dekomponering af PFOS var 0,2 sekunder ved 726°C (1000°K).

"Bemærkninger".

Dette studie viser, at den funktionelle gruppe i PFOS bliver nedbrudt før perfluoralkylkæden, og at PFOS og formentlig andre lignende perfluoralkylsyre (PFAA) kan blive nedbrudt i forbrændingsanlæg, der opererer ved temperaturer, der er lavere end krævet, og at PFOS ikke bliver omdannet til analoge PFAS med en kortere kæde, som mange spekulerer i for tiden.

11.3.4 Kinetisk model for termisk nedbrydning af PFOS

Forfatteren beskriver en teoretisk kinetisk model af den termiske nedbrydning af PFOS ved høje temperaturer (Altarawneh M, 2021).

Forfatteren udviklede en model for termisk nedbrydning ved $500\text{--}2000^\circ\text{K}$ ($227\text{--}1727^\circ\text{C}$) af perfluorbutansulfonsyre (PFBS) som model for en perfluoralkansulfonsyre (PFSA), hvoraf den kendteste er PFOS. Kædelængden anses for at have begrænset indflydelse på de termokinetiske parametre.

Et vigtigt fokus i artiklen er beskrivelsen af de vigtigste reaktioner ved den termiske nedbrydning af PFAS i affald, som er ansvarlige for dannelsen af de simple fluorcarboner, der er drivhusgasser.

Reaktionshastighed parametre estimeres ud fra "density functional theory".

Den kinetiske model byggede på 4 typer af reaktioner:

- Unimolekylær dekomponeringskanaler (omlejring af molekylet)
- Hydrofluorination
- Hydrolyse
- Fragmentering af fluoralkylkæden

Temperaturafhængige profiler for nedbrydning af PFBS præsenteres for en lang række perfluoralkanoylefluorider, korte perfluoralkyl kædestykker og cykliske perfluoralkylforbindelser.

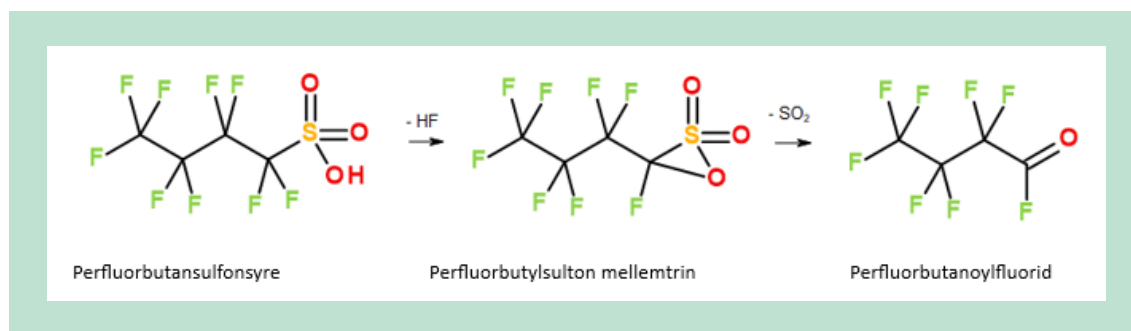
Den vigtigste svovlholdige forbindelse, der dannes, er SO_2 . Dannelsen af SO_3 er betydelig mindre. Det vises også, at tilsætning af vand øger omdannelsen til C_1 -fragmenter.

Profilerne viser endvidere, at PFBS-molekylet ikke mere findes intakt ved en temperatur på 960 °K (687 °C).

Ved 850 °C er de vigtigste forekommende stoffer perfluorbutanoylfluorid (se strukturformlen nedenfor i FIGUR 18), SO_2 og HF, mens molfraktionen af fluorcarbonen, C_2F_6 , begynder at vokse.

Forfatteren mener, at modellen kan hjælpe med til at forklare omdannelse og skæbne af PFAS i et pyrolytisk miljø relevant for affaldsforbrænding og fluor-mineralisering (omdannelse til HF eller fluoridsalte).

Det vigtigste reaktionsskema for begyndelsen af den termiske nedbrydning af PFBS fremgår af FIGUR 18.



FIGUR 18. Reaktionsskema for nedbrydning af PFBS

Efterfølgende nedbrydes perfluorbutanoylfluorid ad forskellige reaktionsveje til mindre fragmenter (fluorcarboner). Desuden kan stoffet med vand hydrolyseres til HF og perfluorbutansyre, men det stof er ikke stabilt ved de høje temperaturer og nedbrydes straks under fraspaltning af CO_2 og HF.

”Bemærkninger”.

Artiklen bekræfter, at perfluoralkansulfonsyrer under de temperaturbetingelser, der hersker i et normalt affaldsforbrændingsanlæg, umuligt kan nedbrydes til tilsvarende sulfonsyrer med en kortere perfluoralkylkæde, som mange, inklusive USEPA, har spekuleret i.

Det første, der sker ved nedbrydningen, er, at perfluoralkansulfonsyren omlægges intramolekylært til en cyklisk svovlforbindelse under fraspaltning af HF. Den cykliske svovlforbindelse går umiddelbart i stykker ved afgivelse af SO_2 , og sulfonsyregruppen kan ikke gendannes under disse forhold. Perfluorbutanoylfluorid kan imidlertid med vand, som et kortlivet mellemtrin, danne en perfluoralkansyre med et CF_2 -led kortere perfluoralkylkæde, der imidlertid under de herskende forhold umiddelbart vil fortsætte nedbrydningen til C_1 -fragmenter og HF. Dette betyder desuden, at et af de første trin i nedbrydningen af PFOS ved tilstedeværelse af vand vil være dannelse af PFOA

11.3.5 Kinetisk model for termisk nedbrydning af PFCA

Forfatteren præsenterer en kinetisk model, som simulerer den termiske nedbrydning af PFCA med perfluoropentansyre (PFPeA, C_4F_9COOH) som modelstof (Altarawneh M, *et al* 2022).

Nedbrydningen af perfluoropentansyre blev studeret i gasfase reaktioner over et bredt udsnit af temperaturer i intervallet 800 - 1500 °K (527 - 1227 °C) og opholdstider på 2 - 5 sekunder, der er karakteristisk for affaldsforbrændingsanlæg og cementovne. Modellen inkluderede mineralisering af fluor på flyveaske og i klinker.

De vigtigste nedbrydningsveje inkluderer afgivelse af HF og CO eller HF og CO_2 . Nedbrydningen af PFPeA starter enten ved at der dannes et C_4F_9 radikal, der fragmenteres til fluorcarboner (C_nF_m), eller HF afgives, og der ved ringslutning dannes en cyklisk α -lacton som et mellemtrin, som omdannes til perfluorbutanoylfluorid (C_3F_7COF), der kan hydrolyseres til perfluorpropansyre (PFPrA) og videre nedbrydes trinvis.

For homogene gasfase reaktioner var konklusionerne, at der ved 1020 °K (747 °C) og 2 sekunders opholdstid intet var tilbage af PFPeA. Ved <1400 °K (1127 °C) forekom C_4HF_9 , COF_2 og perfluorbutanoylfluorid, mens der ved 1500 °K (1227 °C) kun forekom de simple nedbrydningsprodukter: CF_2 , HF, CO_2 , CO, CF_4 , C_2F_6 og C_2F_4 .

I et affaldsforbrændingsanlæg er der både affald og oxygen til stede, og der er flere kilder til dannelse af frie radikaler end i en simpel homogen pyrolyse, som modellen gælder for. Derfor forventes mineralisering af fluor med dannelse af simple fluorcarboner i forbrændingsanlæg at ske ved lavere temperatur og med kortere opholdstid end i denne teoretiske model.

"Bemærkninger".

Denne artikel om den termiske nedbrydning af perfluoralkansyrer/perfluoralkylcarboxylsyrer er sammen med andre artikler af forfatterne meget vigtig. Den bekræfter, at perfluoralkansyrer/perfluoralkylcarboxylsyrer termisk nedbrydes til mindre skadelige stoffer ved temperaturer og opholdstider, der svarer til dem, der hersker i danske forbrændingsanlæg. Ved den totale nedbrydning dannes der frie radikaler, HF, CO_2 , CO og en række fluorcarboner (C_nF_m) og hydrofluorcarboner (C_nHF_m), der er drivhusgasser.

11.3.6 Kvantekemisk model for termisk nedbrydning af PFOA

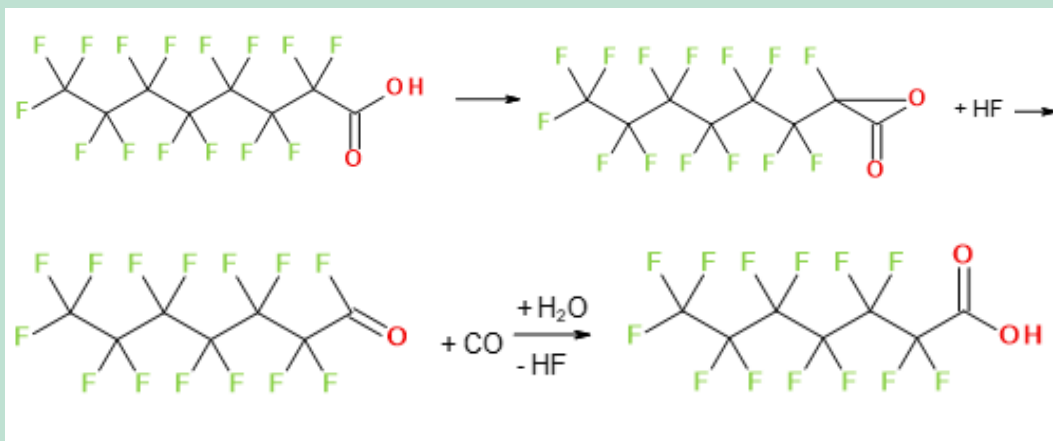
Denne artikel præsenterer en model for den termiske nedbrydning af PFOA (Khan M. Y. *et al.* 2022).

Forfatterne skriver, at den eksakte termiske nedbrydningsmekanisme for PFOA fortsat er ukendt. De bruger kvantekemi og teoretiske reaktionstidsberegninger til at simulere den teoretiske nedbrydningsmekanisme og beslægtede kinetiske parametre for alle lineære perfluoralkansyrer fra C_1 til C_9 .

Det viste sig, at nedbrydningsmekanismen for perfluoralkylcarboxylsyrer har lighedspunkter med mekanismen for perfluoralkansulfonsyrer.

Halveringstiden af perfluorooctansyre (PFOA) ved 1200 °K (927 °C) blev beregnet til 0,1 millisekund.

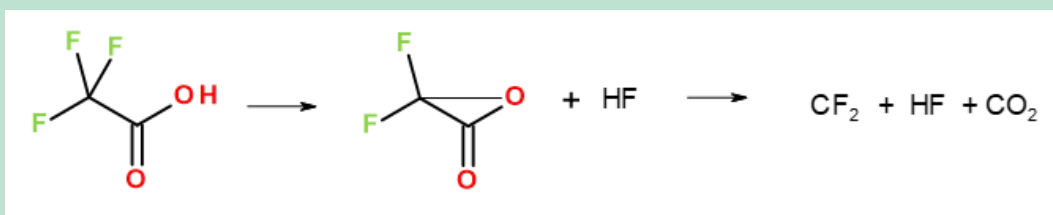
Ved en temperatur på 1000 °K (727 °C) begynder PFOA at afgive HF og danne en kortlivet perfluor-3-hexyl- α -lacton, der ved 1200 °K begynder at gå i stykker og afgive CO_2 og danne $C_6F_{13}-CF_2H$ (1-*H*-perfluorheptan - en hydrofluorcarbon), eller den kan mere vigtigt afgive CO og danne $C_6F_{13}CFO$ (perfluorheptanoylfluorid). Ved forekomst af vand hydrolyseres denne forbindelse til perfluorheptansyre (PFHpA), en CF_2 -kortere perfluoralkylkæde end PFOA, se reaktionsskema i FIGUR 19. På samme måde fortsætter det trinvist, indtil trifluoreddikesyre (TFA) er dannet.



FIGUR 19. Reaktionsskema for nedbrydning af PFOA til PFHpA

En anden, men mindre betydningsfuld, nedbrydning af PFOA, der starter ved samme temperatur, er afgivelse af mere HF og CO₂ under dannelse af C₆F₁₂=CF₂ (perfluor-1-hepten).

TFA afgiver HF og nedbrydes til difluoraceto- α -lacton, der spontant går i stykker til difluorcarben (:CF₂), HF og CO₂. Difluorcarben er reaktiv og kan fx danne drivhusgassen tetrafluorethylen (C₂F₄), se FIGUR 20.



FIGUR 20. Mineralisering af trifluoreddikesyre

"Bemærkninger".

Nedbrydning af PFOA ved pyrolyse ved 800-900 °C og samtidig tilstedeværelse af vand-damp resulterer i en fuldstændig mineralisering af PFOA. Det er temperaturer der forekommer i typiske forbrændingsanlæg for husholdningsaffald. Tilstedeværelsen af oxygen i disse anlæg vil formentlig accelerere nedbrydningsprocessen og danne andre supplerende nedbrydningsprodukter. Dette diskuteres i Altarawneh *et al.* 2022, se afsnit 11.3.5.

Den termiske nedbrydning af PFOA og PFOS overlapper, idet dannelse af PFOA er et tidligt mellemtrin i den termiske nedbrydning af PFOS.

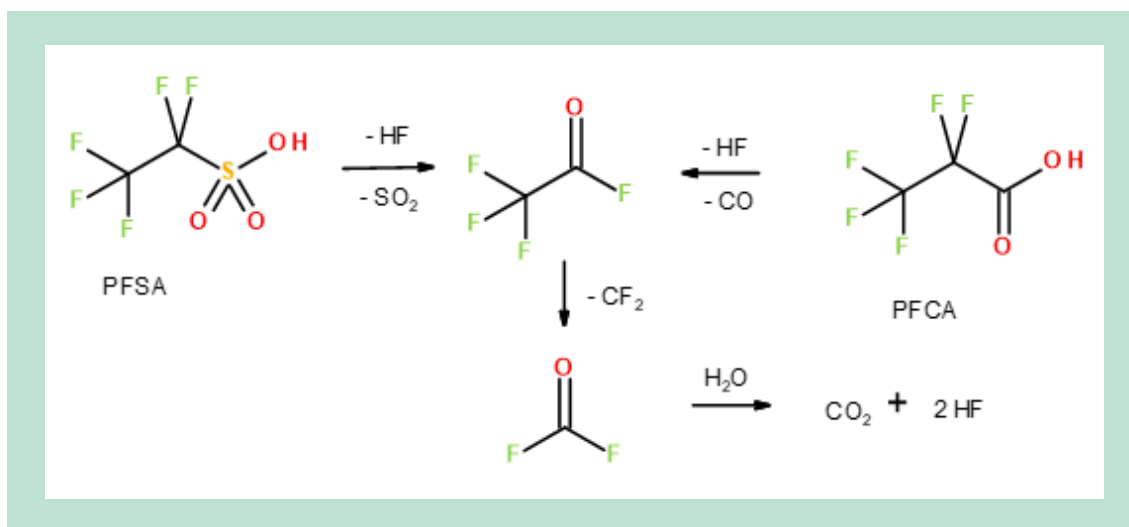
11.3.7 Kemisk kinetisk model for nedbrydning af kortkædede PFAS

Forfatteren beskriver i artiklen en kinetiske model for destruktion af kortkædede PFAS ved pyrolyse og forbrænding (Narimani M. *et al.*, 2022).

Følgende stoffer blev studeret:

- Trifluoreddikesyre/perfluoreddikesyre (CF_3COOH)
- Pentafluorpropionsyre/perfluorpropansyre ($\text{C}_2\text{F}_5\text{COOH}$)
- Trifluormethansulfonsyre/perfluormethansulfonsyre ($\text{CF}_3\text{SO}_3\text{H}$)
- Pentafluorethansulfonsyre/perfluorethansulfonsyre ($\text{C}_2\text{F}_5\text{SO}_3\text{H}$)

Modelsimuleringen viste, at omdannelsen i alle tilfælde starter med nedbrydningen af syregruppen (COOH , SO_3H), dannelse af et cyklisk, ustabil mellemprodukt fulgt af en omlejring af molekylet resulterende i en forkortelse af perfluoralkylkæden, se FIGUR 21.



FIGUR 21. Model for nedbrydning af kortkædede PFAS (Efter: Narimani M. *et al.*, 2022).

For CF_3COOH starter den termiske nedbrydning ved 700 °K (427 °C) og den er fuldstændig (99,9%) ved 900 K (627 °C). De vigtigste nedbrydningsprodukter ved forbrænding indtil temperaturer på omkring 1200 °K (927 °C) er CO_2 , HF, CF_2O og CF_3CF_3 (C_2F_6). Ved højere temperaturer kan dannes CF_4 .

Nedbrydningen af $\text{CF}_3\text{SO}_3\text{H}$ starter allerede ved 650 °K (377 °C), og den er fuldstændig omkring 850 °K (577 °C). De vigtigste nedbrydningsprodukter ved både forbrænding og pyrolyse er HF, SO_2 og CF_2O . Ved temperaturer på over 1600 °K (1327 °C) kan dannes CF_4 .

$\text{C}_2\text{F}_5\text{COOH}$ nedbrydes ved 900 °K (627 °C) og derover. De vigtigste nedbrydningsprodukter ved denne temperatur er CO, CO_2 , HF, CF_2O , CF_3CFO , CF_3CF_3 og CF_4 . CF_3CFO er ustabil og nedbrydes videre.

$\text{C}_2\text{F}_5\text{SO}_3\text{H}$ nedbrydes ved 800 °K (527 °C) og derover til HF, SO_2 og det reaktive mellemprodukt CF_3CFO , der nedbrydes videre.

Pyrolyse, forbrænding og forbrænding med vanddamp gav lidt forskellige, men beslægtede resultater.

”Bemærkninger”.

Denne artikel bekræfter andre undersøgelser i, at syregrupperne i PFAS er lettere nedbrydelige end perfluoralkylkæderne, og at sulfonsyregruppen nedbrydes lettere end carboxylsyregruppen.

Det er åbenbart, at disse kortkædede PFAS vil nedbrydes ved temperaturer, der normalt forekommer ved forbrænding i danske affaldsforbrændingsanlæg.

11.4 Litteraturstudier vedr. PFAS i affald og restprodukter fra termisk behandling

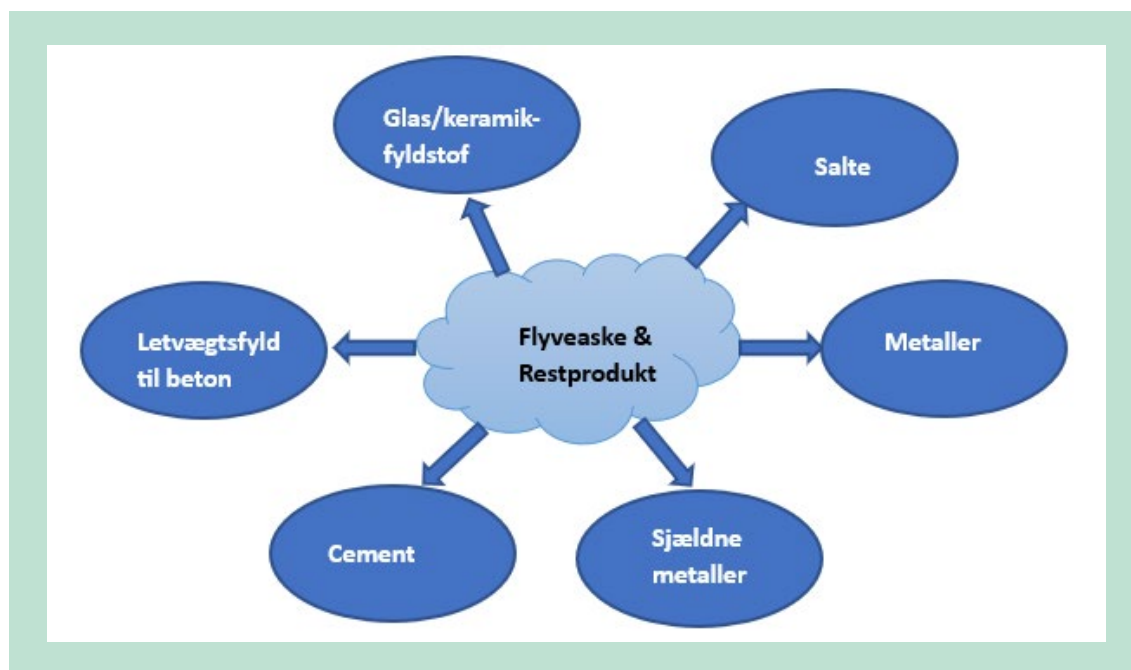
11.4.1 Håndtering af restprodukter fra affaldsforbrænding

Der er tale om en generel oversigtsartikel om håndtering indenfor EU af de senere års stigning i opsamlet flyveaske, specielt genanvendelse i en cirkulær økonomi af de råstoffer, som asken indeholder (Quina M.J. *et al.*, 2018).

Asker opsamlet i filtre på affaldsforbrændingsanlæg er ifølge forfatterne, hvoraf to er danskere, klassificeret som farligt affald i EU's liste over affald. Dette skyldes især indholdet af opløselige salte, giftige metaller, spor af organiske forureninger og højt pH i kontakt med vand.

Idet askerne mest er bortskaffet ved undergrund- eller landdeponering, kan der stadig være mulighed for at udvinde sekundære råmaterialer fra asken eller bruge asken som bestanddel af et nyt produkt, fx cement, keramik og komposit. Det nemmeste vil dog være at bygge en genbrugsfabrik i nærheden af forbrændingsanlægget, som med Stena's Halosep® system.

Behandling af asken med vand kan udtrække vandopløselige salte som fx CaCl_2 .



FIGUR 22. Anvendelsesmuligheder for flyveaske og røggasrensningsrestprodukt (Efter Quina M.J. *et al.*, 2018)

”Bemærkninger”.

Artiklen indeholder intet specifikt om PFAS, men PFAS vil formentligt blive totalt destrueret ved de høje temperaturer ved fremstilling af cement og keramik. Fluorid og PFAA vil i høj grad følge med vaskevandet.

11.4.2 Studie af deponering og forbrænding af PFAS-holdigt affald

Litteraturstudie af skæbnen for PFAS-holdigt materiale fra landdeponi, spildevandsrensning og forbrænding destrueres (Stoiber, T *et al.*, 2020).

Der er tre bortskaffelsesveje for materialer indeholdende PFAS:

- Landdeponi
- Spildevandsrensning
- Forbrænding ved høj temperatur.

Opbevaring af affald i landdeponier og spildevandsrensning destruerer ikke PFAS, men flytter bare stofferne mellem forskellige områder. Materialer fra brugte og kasserede varer indeholdende PFAS ender ofte på lossepladsen, især i USA, og gamle lossepladser samt lossepladser i brug opbevarer årtiers husholdningsaffald indeholdende en blanding af PFAS. Sikkerheden ved en langtidsdeponering af PFAS i affaldsdeponier er ikke kendt.

Flygtige PFAS fordampes fra deponiet, vandopløselige PFAS siver ned i grundvandet eller siver ud og ender i losseplads-perkolatet, som ledes til et spildevandsanlæg, hvor de ikke vandopløselige PFAS ender i slammet og de vandopløselige PFAS forekommer i udløbsvandet, mens de flygtige PFAS fordampes fra spildevandsanlægget. Forfatterne mener, at problemet er cyklisk.

Spildevandsslam deponeres på lossepladser, bruges som gødning på marker eller forbrændes. Dermed vil opbevaring af slammet i landdeponi eller anvendelse af spildevandsslam på marker returnere PFAS eller deres nedbrydningsprodukter tilbage til naturen.

Oversigtsartiklen fokuserer mest på PFAS i spildevand, men indeholder også et afsnit om forbrænding, der i USA kun omfatter 12% af husholdningsaffaldet. Det oplyses, at der er 75 forbrændingsanlæg for fast affald og 200 forbrændingsanlæg til forbrænding af spildevandsslam og forbrænding af farligt affald. Forbrændingen sker både med henblik på destruktion af PFAS-holdige produkter, som fx udfasede brandslukningsmidler, og destruktion af almindeligt affald indeholdende PFAS.

Forbrænding kan destruere PFAS i affald/slam og derved udsende drivhusgasser og produkter dannet ved ufuldstændig forbrænding (PICs), og en mindre del af affaldets indhold af PFAS vil overleve forbrændingen og kan ende i slagge og aske samt i skrubbevand, hvis anlægget er udstyret med våd røggasrensning. Artiklen indeholder ikke oplysninger, om bestemmelse af PFAS i røggassen.

”Bemærkninger”.

En meget grundig oversigtsartikel, der er en opsummering af de resultater, der er fundet i litteraturen for så vidt angår antal PFAS undersøgt samt de rapporterede koncentrationer for perkolat og spildevandsslam, dog mangler de konkrete data om PFAS fra affaldsforbrænding.

Mange af de artikler der diskuteres i oversigtsartiklen, bliver også gennemgået hver for sig i vores rapport.

Det nævnes dog ikke, at Solo-Gabriele *et al.* 2020 (og senere arbejder fra gruppen fra 2022) finder at udvaskning af PFAS er langt større fra MSW-affald end fra MSWI-asker, så forbrænding, udover at destruere hovedparten af PFAS-indholdet og nedsætte affaldsmængden/volumen betydeligt, vil spare udvaskningen fra deponier.

11.4.3 Biprodukter fra ufuldstændig termisk destruktion af PFAS

Denne review artikel diskuterer de mulige biprodukter ved ufuldstændig destruktion af PFAS, og hvordan man kan håndtere disse (Horst J. *et al.* 2020).

Forfatterne, der er ansat i et større miljørådgivnings- og servicefirma i USA, diskuterer betydningen af fysiske, kemiske og biologiske omdannelses- og destruktionsprocesser. De definerer fuldstændig nedbrydning (mineralisering) som en komplet defluorination af perfluoralkylkæden og PFAS-molekylet og omdannelse til hydrogenfluorid (HF).

Ved termisk destruktion sker der en ufuldstændig mineralisering, når temperaturen er for lav og/eller opholdstiden er for kort. Det kan efter forfatterens mening betyde dannelse af kortkædede PFAA og stabile biprodukter som CF₄, C₂F₆ og C₄F₈ (perfluorisobutylen).

De gør også opmærksom på, at kortkædede PFAA er mere termisk stabile end langkædede PFAA.

"Bemærkninger".

Artiklen er vildledende og bør ikke tillægges særlig vægt. Der er ingen evidens for udsagnet om omdannelse af langkædede PFAS til kortkædede PFAS eller gendannelse af syregruppen. Som det nævnes mange steder i afsnit 11.5 destrueres de funktionelle organiske syregrupper før perfluoralkylkæden, og syregrupper kan ikke gendannes under disse temperaturforhold. Det er en artikel som denne, der er med til at bringe misforståelser ind i debatten.

11.4.4 Belgisk studie af forbrænding af PFAS

Litteraturundersøgelse på flamsk af forbrænding af PFAS med feedback fra nogle kontaktede eksperter (Hofman & Berghmans, 2021).

Det har ikke været muligt at finde undersøgelsen på andre sprog end flamsk, og derfor er den ikke medtaget i dette studie. Der er tilsyneladende megen bekymring fra forfatterens side om de dannede gasser ved nedbrydningen, som er potente drivhusgasser.

11.4.5 Hollandsk studie af PFAS i røggas fra affaldsforbrændingsanlæg

Det hollandske ministerium for sundhed, helbred og sport har udført et litteraturstudie af PFAS's skæbne ved forbrænding i et affaldsforbrændingsanlæg (Bakker *et al.* 2021).

Rapporten anfører, at det meste PFAS i affaldet vil nedbrydes ved forbrændingen, og resten vil blive fjernet, når røggasserne renses. På anlæg med carbon-capture teknologi, hvor der som sidste trin i røggasrensningen indfanges CO₂, vil et eventuelt indhold i røggassen blive opsamlet i CO₂-fasen.

Det udelukkes imidlertid ikke, med henvisning til publikationer om målinger af PFAS i skorstenene fra affaldsfyrede ovnløjer, at rester af PFAS kan forekomme i røggassen og kan slippe ud i atmosfæren via skorstenen.

Samtidig påpeger forfatterne, at en særlig gruppe af "PFAS" dannes ved forbrændingsprocessen, og at stofferne kan være til stede i røggassen, bl.a. de fluorholdige drivhusgasser CF₄, CHF₃, C₂F₆ osv.

Hovedparten af den litteratur, forfatterne har inkluderet, er også medtaget i Miljøprojekt 2085 fra 2019.

Forfatterne påpeger, at der ikke på tidspunktet for studiets udførelse var en anerkendt metode til bestemmelse af PFAS i røggasser, samt hvilke af de mange PFAS en sådan metode skal omfatte.

"Bemærkninger".

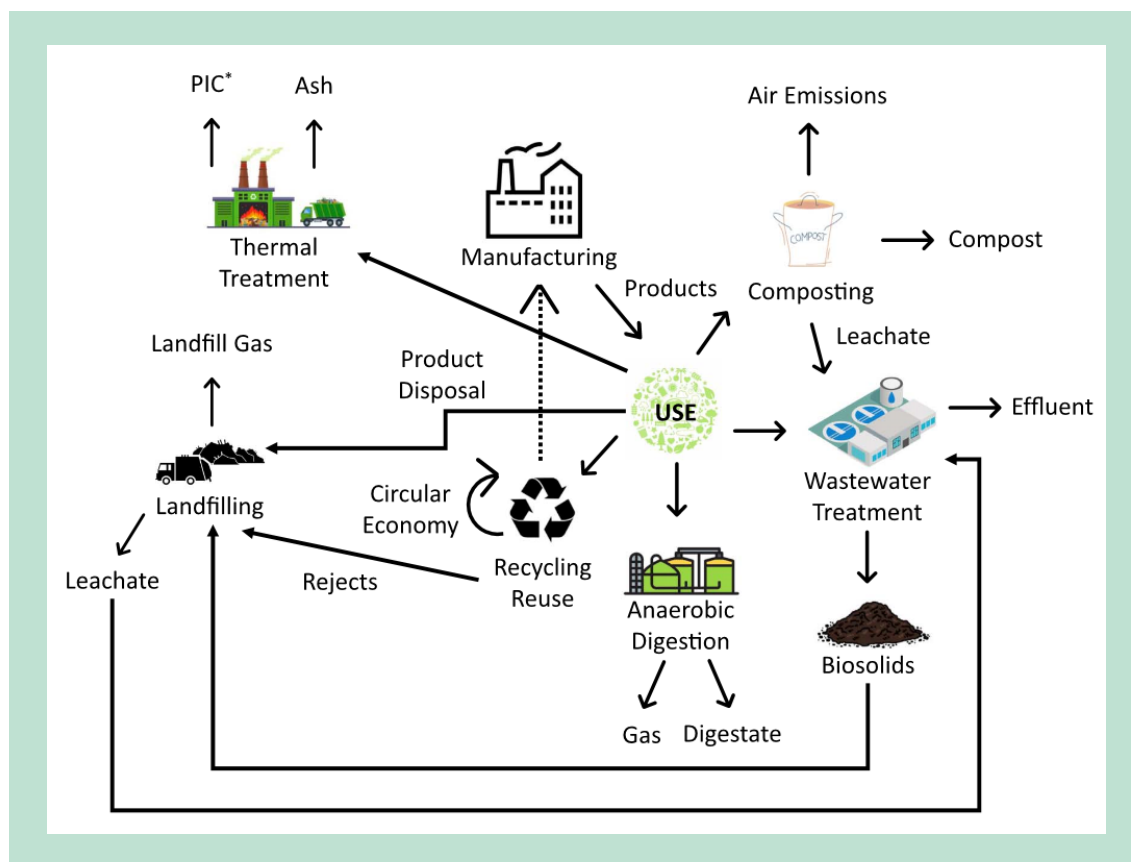
Der er ikke meget nyt i artiklen bortset fra vurderingen af, at fjernelse af CO₂ fra røggassen antages også at fjerne eventuelle rester af PFAS.

De drivhusgasser, der dannes ved nedbrydningen af PFAS, er fluorcarboner (PFC), og de har ikke en funktionel gruppe på fluorcarbonkæden og dermed de egenskaber, der er karakteristisk for PFAS.

11.4.6 Amerikansk artikel om PFAS i forbrugerprodukter

Denne helt nye amerikanske oversigtsartikel fokuserer på skæbnen af specifikke PFAS i forbrugervarer og artikler, når disse produkter bliver til fast husholdningsaffald og skal bortskaffes som sådan ved genbrug/genanvendelse/recycling, landdeponering, kompostering og forbrænding (Reinhardt DR *et al.* 2022).

Artiklen gennemgår case-stories for de tre produktgrupper: Gulvtæpper/tæpper, kosmetik og papiremballage, se FIGUR 23..



FIGUR 23. Skæbne for og transport af PFAS i forbrugerprodukter ved affaldshåndtering (Reinhardt *et al.* 2022)

Det er kendt, at PFAS kan spredes på forskellige måder ved **recycling** af forbrugerprodukter. Der kan være en direkte PFAS-udsættelse af arbejdere på anlæg for genindvinding eller reprocessing af materialer/ressourcer eller genbrug af produkter. Der er eksempler på genanvendelsesvirksomheder, der anvendte PFAS-holdigt affald i produktionen, hvor udsatte ansatte havde forhøjede koncentrationer af PFAS i blod og urin. Ofte sker eksponeringen via støvpartikler forurenet med PFAS. Der kan forekomme PFAS-emissioner til luft og vand fra disse anlæg.

De materialer og produkter, der genbruges eller genanvendes, vil fortsat kunne indeholde PFAS, og de vil derfor igen sprede stofferne i miljø og samfund.

Deponering af husholdningsaffald, der vil indeholde mere eller mindre PFAS, på lossepladser er det mest almindelige i det meste af Verden. Lossepladser modtager desuden andet affald med potentielt PFAS-indhold, som tørret spildevandsslam, "ufarligt" industri- og bygningsaffald samt affald fra forretninger og institutioner. Mere end 100 forskellige PFAS er fundet i husholdningsaffald.

Når affaldet deponeres på land, vil det efterhånden blive mere kompakt, sammenpresset og påvirket af vind og vejr. PFAS vil i et vist omfang blive tilbageholdt og oplagret i lossepladsens indre, men med tiden og afhængigt af klimaet vil fysiske-, kemiske- og biologiske processer gøre PFAS tilgængelig for det omgivende miljø.

På en ukontrolleret losseplads vil regnvand forårsage en nedsivning af de mest vandopløselige PFAS til grundvandet og udsivning til vandløb. Ved en kontrolleret losseplads vil udvasket PFAS, især de kortkædede PFAS, ende i perkolatet, der ledes til et spildevandsbehandlingsanlæg, som ikke kan destruere PFAS, men sender det videre ud i miljøet med udløbsvandet og luftforurening fra anlægget, eller opsamler det i slammet. Der er begrænset viden om PFAS i lossepladsgas, men de mest flygtige PFAS, bl.a. fluortelomeralkoholer, vil fordampe til luften over landdeponiet.

Kompostering er en vigtig metode til at omdanne bionedbrydeligt organisk affald til jordforbedringsmiddel. Undersøgelser har vist, at alle kompostprøver indeholdt PFOA, PFOS og kortkædede PFAA, der kunne udvaskes og optages i planter. Specielt høje koncentrationer var der i kompost produceret ud fra organisk affald indeholdende nedbrydelig fødevareremballage.

I komposten kan PFAA forstadier omdannes/nedbrydes til PFAA; dette blev anset for forklaring på den betydelige udvaskning af kortkædede PFAA, men det kan tage dekader, før alt PFAS i komposten er udvasket.

Termiske processer inkluderer først og fremmest pyrolyse ved høje temperaturer uden oxygen, forgasning med lidt oxygen og forbrænding ved høj temperatur med oxygen (incineration). Faktorer, der påvirker skæbnen af PFAS, er temperatur, opholdstid, oxygen niveau, anlæggets teknologi og tilsætning af calciumforbindelser, der stimulerer nedbrydningen af PFAS. Termiske processer er effektive til at nedbryde og fjerne PFAS fra affaldet, men teknologierne er kostbare og kan være energislugende afhængig af affaldet natur. Fuldstændig forståelse af hvad der sker med PFAS under termiske behandlinger, mangler indtil videre.

Globalt bortskaffes omkring 11% af husholdningsaffaldet i forbrændingsanlæg. Forbrænding reducerer affaldets vægt og rumfang betydeligt, og det reducerer omfanget af udendørs affaldsdeponeringsanlæg.

Pyrolyse af affald foregår oftest ved <400-500 °C uden oxygen, og den mest ustabile del af et PFAS-molekyle nedbrydes først. Det vil typisk være alkylkæder uden fluor og den funktionelle gruppe. Dette vil danne reaktive fluorcarbon radikaler, der omdannes til kortkædede fluoralkaner og -alkener. Det viser sig, at pyrolyse ved så lav en temperatur som 200 °C effektivt kan omdanne nogle PFAS.

Forgasning af PFAS-forurenet affald foregår typisk ved temperaturer <600 °C og underskud af oxygen. Processen vil ikke destruere alt indhold af PFAS fuldstændigt.

Forbrænding ved temperaturer på op til 1000 °C og over og opholdstid på mere end 2 sekunder i affaldsforbrændingsanlæg anses som optimale for destruktion af PFAS i affaldet (>99 % for PFOS og > 99,5 % for fluortelomer baserede acryl-polymerer). Hvis PFAS er adsorberet på aktivt kul kan den termiske dekomponering af PFAS allerede ske ved 150-200 °C.

Hvis temperaturen i områder af affaldsforbrændingsovnen er for lav, kan produkter af ufuldstændig forbrænding (PICs) dannes og akkumuleres i restprodukter (røggas, aske, kondensat, gips, spildevand fra røggasrensning eller brugt røggasrensningsprodukt). De opsamlede restprodukter fra forbrændingen kan indeholde ikke-nedbrudt PFAS, og hvis askerne bliver deponeret på losseplads, vil PFAS kunne udvaskes fra deponiet, men dog i langt mindre mængde end fra det "rå" ikke-forbrændte husholdningsaffald.

Genanvendelse af affald sparer ressourcer og er umiddelbart det mest bæredygtige og politisk foretrukne, men giver i mange tilfælde anledning til betydelig erhvervsmæssig og miljømæssig udsættelse for PFAS, og produkternes indhold af PFAS vil ikke blive destrueret, men fortsat cirkulere i samfundet i nye produkter og måske til evig tid.

Når affald indeholdende PFAS deponeres på deponeringsanlæg på land vil PFAS i et vist omfang blive tilbageholdt og oplagret i lossepladsens indre, men med tiden og afhængigt af klimaet vil fysiske-, kemiske- og biologiske processer gøre PFAS tilgængelig for det omgivende miljø ved at regnvandet udvasker især de mest vandopløselige PFAA. Udvasningen betyder PFAA forurening af om- og underliggende vandområder, eller perkolat, der ledes til spildevandsrenseanlæg, der ikke kan destruere PFAS, men i stedet for bliver en sekundær forureningskilde, der sender PFAS videre ud i miljøet med udløbsvandet, luftforureningen fra anlægget, og anlægget opsamler resten i slammet. Slammet kan pga. forurening med bl.a. PFAS ikke bruges på dyrket jord, men må igen deponeres på lossepladsen eller afvandes og afbrændes. Cirklen er sluttet.

Kompostering er en vigtig og tilsyneladende bæredygtig metode til at omdanne bionedbrydeligt organisk affald til jordforbedringsmiddel, men det indeholder PFAS, som igen bliver sendt i cirkulation i samfundet.

Termiske processer til fjernelse af PFAS fra husholdningsaffald inkluderer pyrolyse ved høje temperaturer uden oxygen, forgasning med lidt oxygen og forbrænding ved høj temperatur med oxygen (incineration).

Pyrolyse og forgasning af affald med PFAS foregår ved lavere temperatur end i typiske forbrændingsanlæg, og de metoder er ikke helt så effektive til at destruere PFAS i affald.

Temperaturer og opholdstid i typiske affaldsforbrændingsanlæg er tilstrækkelig for næsten fuldstændig destruktion og fjernelse af PFAS (DRE > 99%). Hvis temperaturen i områder af affaldsforbrændingsanlægget er for lav, kan produkter af ufuldstændig forbrænding (PICs) dannes og akkumuleres i restprodukter (aske). Hvis disse aske bliver deponeret på en losseplads, vil askens restindhold af ikke-nedbrudt PFAS kunne udvaskes fra lossepladsen, men dog i langt mindre mængde end fra det ikke-forbrændte husholdningsaffald.

"Bemærkninger".

Artiklen giver et godt overblik over global håndtering af affald og dele af konklusionerne er også relevante for danske forhold, herunder at PFAS nedbrydes mere end 99 % ved forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg

11.4.7 Teknologier til destruktion af PFAS

Artiklen gennemgår en række teknologier til nedbrydning af PFAS (Meegoda *et al.* 2022).

Der er en gennemgang af følgende teknologier:

- Elektrokemisk oxidation;
- Plasmatiske nedbrydning
- Fotokatalyse
- Sonolyse
- Superkritisk oxidation med vand
- Termisk nedbrydning/forbrænding

Hvor kun den sidste om termisk nedbrydning er relevant for denne rapport.

Fordele og ulemper ved PFAS-destruktion ved forbrænding af PFAS-holdigt affald gennemgås. Forfatterne ser følgende fordele:

- Teknologien er velkendt og velprøvet, og der er mange anlæg til disposition.
- Der er derfor begrænsede startomkostninger.

Og følgende ulemper:

- Dannelse af forurenede restprodukter (asker, røggas), der er problematiske.
- Aske indeholder uorganisk fluor og overlevende PFAS bundet til uorganiske stoffer som calcium. Asken ender typisk på en losseplads.
- Partikler i røggassen tilbageholdes i elektrofilter.
- HF anses for hovedproduktet ved den termiske nedbrydning af PFAS. HF er en korrosiv sur gas, som vanskeligt opfanges.
- Alt PFAS, der ikke er nedbrudt, og biprodukter ved forbrændingen udledes direkte til miljøet. Så der er risiko for sekundær luft- og jordforurening med PFAS.
- Der er fare for, at der udledes toksiske gasser så som CF₄, C₂F₆ mv.

"Bemærkninger".

Artiklen indeholder i fht. forbrænding misforståelser og ingen egentlig ny information. Mange fordele er ikke beskrevet. Bl.a. det reducerede volumen af affaldet, udnyttelsen af affaldets energiindhold til at producere varme og elektricitet. Normalt vil > 99% af PFAS-indholdet blive nedbrudt og resten vil opsamles af røggasrensningen.

Mange af de nævnte ulemper er overdrevne eller misforståelser. PFAS i aske er ikke specielt knyttet til calcium, men stærkere bundet end i affaldet, da udvaskning af PFAS fra asken er mindre end fra affaldet. HF er let opfange, da det ligesom HCl er opløseligt i vand fx i vådskrubber.

Alle undersøgelser viser, at udslippet af PFAS igennem skorstenen er mikroskopisk og under den analytiske kvantificeringsgrænse. De nævnte fluorcarbon gasser er ikke giftige, men ureaktive klimagasser. Aske fra danske anlæg ender ikke på udendørs affaldsdeponeringsanlæg.

I indledningen refereres ukritisk den politiske og usaglige diskussion om PFAS og affaldsforbrænding, bl.a. af C. Hogue (2020), der omtales i afsnit 11.1.1.

11.4.8 Effekt af forbud mod afbrænding af PFAS-holdige materialer fra 2022

Forfatteren beskriver det forventede resultat af at undlade at forbrænde PFAS-holdigt materiale (Crossen B. 2022).

Det amerikanske forsvarsministerium annoncerede i april 2022 et midlertidigt forbud mod at brænde PFAS som nedbrydning og bortskaffelsesmetode indtil ministeriet udsender en vejledning, som implementerer US EPA's foreløbige vejledning om destruktion og bortskaffelse af PFAS.

Forbuddet vil ifølge forfatteren ikke umiddelbart få betydning for de mange spildevandsanlæg rundt om i USA, som bortskaffer spildevandsslam indeholdende PFAS.

"Bemærkninger".

USA er gået foran med restriktioner mod at benytte forbrænding til bortskaffelse af affald forurenede med PFAS. Det er især bortskaffelse af deres store lagre af obsolete brandslukningsmidler, det drejer sig om.

Som det fremgår i afsnit 11.2.1 overdriver de amerikanske myndighederne formentlig risikoen ved bortskaffelse af PFAS ved forbrænding set i forhold til alternative bortskaffelsesmetoder, bl.a. deponering på kontrollerede deponeringsanlæg med afdampning af flygtige PFAS til luften og efterfølgende tilførsel af perkolat forurenede med PFAS til spildevandsrensning, hvorfra der er betydelige PFAS-udslip til luften, og hvor udløbsvandet oftest har højere koncentration af målbare PFAS end indløbsvandet, fordi PFAS-forstadier i indløbsvandet nedbrydes til målbare PFAA ved spildevandsbehandlingen.

Desuden betyder slammets indhold af PFAS og deres forstadier, at slammet ikke kan benyttes som jordbehandlingsmiddel pga. risiko for nedsivning af PFAS til grundvandet og/eller optagelse i afgrøder (foder, fødevarer), men må afbrændes eller deponeres på kontrolleret losseplads.

Derfor er det nok ikke rigtigt, som forfatteren skriver, at forbuddet mod forbrænding af affald med PFAS ikke vil få betydning for de amerikanske spildevandsrensning.

Artiklen indeholder ikke troværdig information.

11.4.9 Amerikansk studie af innovative behandlingsteknologier til PFAS-holdigt affald

I denne oversigtsartikel udarbejdet af USEPA medarbejdere undersøges fire nye ikke-forbrændingsteknologier til at destruere PFAS i affald, specielt oplag af brandslukningsmidler med PFAS (Berg *et al.* 2022).

De fire teknologier er:

- Mekanokemisk behandling,
- Elektrokemisk oxidation,
- Forgasning og pyrolyse
- Superkritisk oxidation med vand

Af disse teknologier anses forgasning og pyrolyse for de mest relevante for affaldsforbrænding og forbrænding af spildevandsslam. Pyrolyse nedbryder typisk stoffer og materialer ved udsættelse for temperaturer på mellem 300 °C og 1000 °C i et iltfrit miljø. Forgasning er noget lignende, men processen

foregår typisk ved højere temperaturer på 800 °C til 1650 °C i en delvis forbrændingsproces. Begge processer har mulighed for at kunne nedbryde PFAS i mindre bestanddele, men der mangler ifølge artiklen forskning på området.

Artiklen omtaler nogle upublicerede forsøg med pyrolyse af tørret spildevandsslam, som bekræftede, at det meste PFAS i slammet blev nedbrudt. Ligeledes viste foreløbige forsøg med udgåede brandslukningsmidler op til 99% nedbrydning af de PFAS, der var i det varmebehandlede materiale, men de mulige nedbrydningsprodukter blev ikke analyseret og identificeret.

”Bemærkninger”.

De undersøgte teknologier kan medvirke til at belyse den termiske nedbrydning af PFAS. Der er ingen originale måledata i artiklen.

11.4.10 Termisk nedbrydning af PFAS ved forbrænding og pyrolyse

Forfatteren giver i artiklen en oversigt over viden om termisk destruktion af PFAS ved forbrænding og pyrolyse (Wang J. *et al*, 2022).

Forfatteren påpeger, at mekanismerne ved termisk destruktion ved forbrænding eller pyrolyse af PFAS alene eller som forurening i affald, er dårligt forstået, men at det er forventeligt under de rette omstændigheder, at PFAS mineraliserer fuldstændigt, dvs. omdannes til fx CO/CO₂, H₂O, HF og SO₂/S.

Forfatteren påpeger, at termiske behandlingsmetoder allerede er i brug, men de er normalt meget kostelige sammenlignet med andre alternativer

I artiklen diskuteres bl.a. betydningen af damptrykket for PFAS, der får PFAS til at fordampe og deltage i gasfase reaktioner som forekommer ved forbrænding.

I homologe rækker med samme funktionelle gruppe, fx PFCA, falder flygtigheden med voksende kædelængde. Damptrykket og dermed flygtigheden falder fra perfluorcarboner (PFC) > fluortelomercarboxylsyre (FTCA) > fluortelomeralkoholer (FTOH) ≈ perfluoralkylcarboxylsyre (PFCA) > perfluoralkansulfonsyre (PFSA) > fluortelomersulfonater (FTS).

De temperaturer, der kræves for at nedbryde PFAS, afhænger både af den funktionelle gruppe og længden af perfluoralkylkæden. Jo længere kæden er, des lavere temperatur er nødvendige for nedbrydning. Forgrenede kæder nedbrydes nemmere end lineære kæder. Nedbrydningen af PFSA kræver normalt højere temperatur end PFCA. Blandt salte nedbrydes ammoniumsalte lettest.

Det oplyses, at ved en pyrolyse ved 1000 °C er halveringstiden for PFCA og PFSA under 1 sekund.

Den temperatur, der er nødvendig for at starte nedbrydningen af PFAS, bestemmes generelt af den mindst stabile del af PFAS-molekylet, normalt den funktionelle gruppe, men det vil kræve højere temperaturer for at nedbryde PFAS fuldstændigt.

Termisk nedbrydning danner utallige fuldstændige og ufuldstændige forbrændingsprodukter (PICs), afhængigt af procesbetingelser, affaldets sammensætning og typen af PFAS. Hvis der er glas og kalk til stede, så vil det dannede HF reagere videre og danne SiF₄ og CaF₂. Overskydende HF vil formentlig blive tilbageholdt i en vådskrubber.

Det konkluderes i artiklen, at der er mange mekanistiske undersøgelser af nedbrydningen af PFAS, men at der savnes komplette massebalancer for alt fluor i forbrændingsanlæg, - disse også vil være vanskeligt at udarbejde. Forfatterne foreslår en række nye forskningsområder, der kan hjælpe på dette.

”Bemærkninger”.

Dette er en vigtig ny oversigtsartikel om termisk destruktion af PFAS med 163 litteraturreferencer. Artiklen har dog mest fokus på pyrolyse.

Oplysningen om, at ammonium salte (af PFAS) er meget mere termisk nedbrydelige end metalsalte, er velkendt fra den uorganiske kemi.

11.5 Laboratorieforsøg og undersøgelser i pilotanlæg af termisk nedbrydning af PFAS

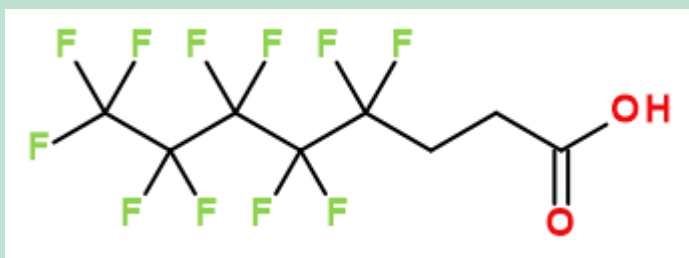
11.5.1 Forekomst af PFAS i laboratoriefremstillet perkolat

Artiklen beskriver en model for hvordan PFAS overføres fra husholdningsaffald til perkolat fra deponeringsanlæg (Allred B, *et al.* 2015).

Perkolat fra deponeringsanlæg er blandt det mest forurenede vand med PFAS. I denne artikel undersøges ved laboratorieforsøg, hvor meget PFAS, der dannes og forekommer i perkolat fra husholdningsaffald, og hvilke forbindelser der er tale om.

En biologisk-aktiv reaktor producerede i en forsøgsperiode, der varede 273 dage, perkolat fra affald, der indeholdt 6 gange mere PFAS, end en tilsvarende abiotisk reaktor. Det blev derfor konkluderet, at biologiske processer var bestemmende for forekomst af PFAS i perkolat.

Den mest forekommende PFAS i perkolat fra bioreaktoren var 5:3 fluortelomercarboxylat (5:3 FTCA), der er en kendt biometabolit af 6:2 fluortelomeralkohol.



FIGUR 24. 5:3 FTCA

”Bemærkninger”.

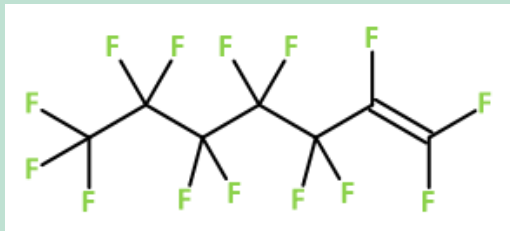
Restprodukter fra affaldsforbrænding er abiotiske. Dette kan forklare, at der er mere udvaskning af PFAS fra deponier af husholdningsaffald end fra deponier af aske fra affaldsforbrænding.

11.5.2 Termisk degradering af PFOA i laboratorieovn

En 3-zone laboratorieovn og reaktor blev brugt til at fordampe og pyrolysere PFOA, der reagerede under omhyggeligt kontrollerede reaktionsbetingelser i en nitrogenholdig atmosfære. Formålet med forsøget var at undersøge termisk degradering af PFAS og udvikle en kinetisk model for nedbrydningen (Stockenhuber *et al.* 2019).

I forsøgsanlægget er det muligt at ændre reaktionstemperatur og opholdstiden.

I den inerte nitrogenatmosfære blev PFOA nedbrudt ved temperaturer over 450 °C til HF og CO₂ samt perfluor-1-hepten. Efter længere tid dannedes desuden 1*H*-perfluorhexan eller 1*H*-perfluorheptan. Ved tilsætning af vanddamp fandt man indikation for, at nedbrydningen af PFOA blev accelereret.



FIGUR 25. Strukturformel for perfluor-1-hepten

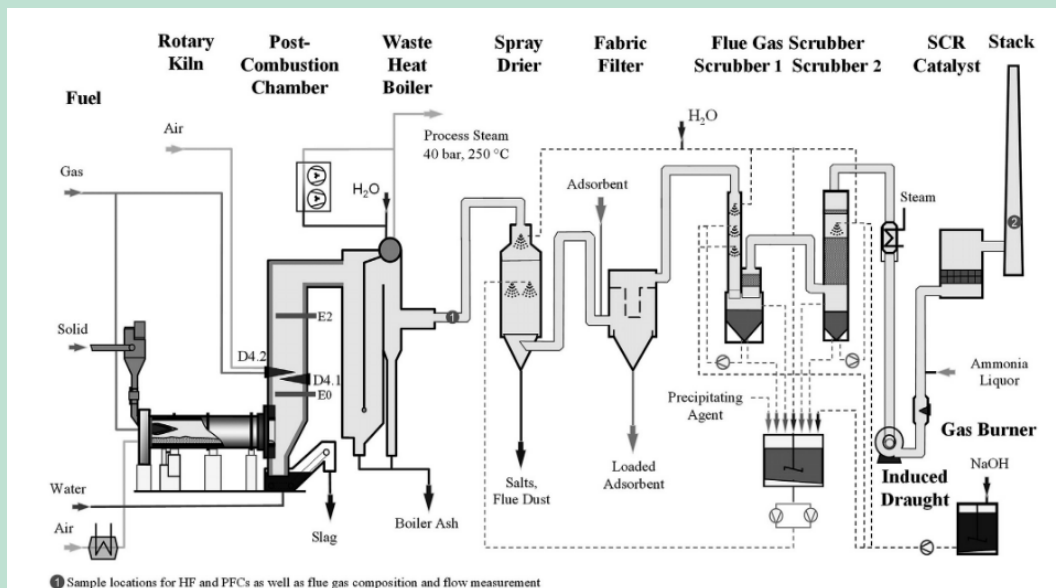
”Bemærkninger”.

Disse laboratorieforsøg viser en nedbrydning af PFOA ved en relativ lav temperatur på 450 °C i en nitrogenatmosfære. De nedbrydningsprodukter, der dannes, tyder på, at PFOA i første omgang de-carboxyleres og samtidig fraspalter HF. Tilsyneladende nedbrydes PFOA ved en lavere temperatur end PFOS (se også afsnit 9.1.1).

11.5.3 Tysk pilotanlæg – BREND A Karlsruhe

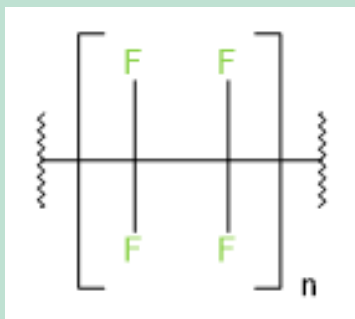
På BREND A 2,5 MW pilotanlægget hos Karlsruhe Teknologisk Institut blev polymeren poly[tetrafluor-ethylen] (PTFE) forbrændt under typiske affaldsforbrændingsforudsætninger for at undersøge, om der blev dannet PFAS ved processen, som derefter udledes via røggassen (Aleksandrov *et al.* 2019).

Brenda (Brenkammer und Dampkessel) pilotanlægget består af en roterovn efterfulgt af en kedel og et røggasrensingsanlæg, se FIGUR 26. I kedlens efterforbrændingskammer sørger to gasbrændere for at opretholde en konstant temperatur ved tilstrækkelig opholdstid. Røggassen køles til ca. 300 °C før den renses i røggasrensingsanlægget, først ved tilsætning af adsorbent med efterfølgende filtrering i posefiler, derefter i to skrubbertrin og til sidst i en SCR-katalysator før den udledes til det fri. Anlægget opfylder tyske lovgivningskrav til drift mv.



FIGUR 26. Skematisk oversigt over BRENDA anlægget (Aleksandrov *et al.* 2019)

Polytetrafluorethylen (PTFE) er bedre kendt under handelsnavnet Teflon®. Det er en polymer bestående af en "uendelig" carbonkæde udelukkende besat med fluoratomer. PTFE regnes normalt ikke til gruppen af PFAS-stoffer, men PTFE har lignende inerte egenskaber som fluorcarbonkæden i PFAS-stoffer. De stærke C-F bindinger gør polymeren meget inert, ureaktiv, afvisende, stabil og uedbrydelig i naturen. PTFE er også mindre reaktivt end de klassiske og mest anvendte perfluoralkylsyrer (PFAA) og fluortelomeralkoholer (FTOH).



FIGUR 27. PTFE strukturformel.

PTFE (300 g/h) blev brændt sammen med træpiller (100 kg/h) i en naturgasopvarmet roterovn. Indholdet af halogen i det afbrændte materiale var under 1%.

Der blev udført to forsøg, i det første var temperaturen og opholdstiden i efterforbrændingskammeret 870 °C og 4 sek., og i det andet 1020 °C og 2,7 sek. Ved begge forsøg blev udført kontrolmålinger uden tilførsel af PTFE. Der blev gennemført fem gennemløb ved den lave temperatur og seks ved den høje.

Målinger på røggas blev udført efter kedel før røggasrensning og efter sidste trin i røggasrensningen iht. USEPA M5 (fluorcarbonholdige komponenter), hvor PFAS analyseres ved LC-MS/MS samt

VDI2470 (HF). Der blev analyseret for HF og 31 fluororganiske forbindelser. Der blev ikke målt på restprodukter som slagge, bundaske, flyveaske, eller spildevand fra røggasrensning. Træpiller, anvendt ved forsøgene, blev analyseret for indhold af fluor, kulstof og hydrogen m.fl.

Af de 31 PFAS kunne kun 11 detekteres i prøverne, og forfatteren oplyser, at de fundne koncentrationer sandsynligvis skyldes kontaminering. PFOA var stort set den eneste PFAS, der kunne påvises i rensset røggas, og koncentrationerne var ikke forskellige fra kontrolprøverne uden tilførsel af PTFE.

Forfatteren konkluderer, at affaldsforbrænding af PTFE med anvendelse af den bedst mulige teknologi ikke er en signifikant kilde til emission af de velkendte PFAS og bør anses for en acceptabel form for affaldsbehandling.

Det nævnes i artiklen, at fluorindholdet tysk affald typisk er 0,01-0,035% w/w tørstof.

”Bemærkninger”

Ved forbrænding af affald skal der opretholdes en EBK-temperatur på minimum 850 °C i mindst 2 sekunder. Ved forbrænding af farligt affald med et indhold på mere end 1 % halogenerede organiske stoffer udtrykt som chlor er kravet en minimumstemperatur i EBK på minimum 1.100 °C i mindst 2 sekunder. Dette forsøg dokumenterer, at PTFE nedbrydes ved forbrænding ved temperaturer over 870 °C ved en opholdstid på 4 sek., og at dette ikke fører til emission af PFAS via røggassen.

11.5.4 Pilotundersøgelse med pyrolyse af PFAS-forurenset slam

Artiklen er en beskrivelse af og resultater fra en mindre pilotundersøgelse af, hvad der sker ved pyrolyse af tørret spildevandsslam kontamineret med PFAS (Thoma E.D. *et al*, 2022)

Undersøgelsen, der blev iværksat af USEPA, viste, at der var behov for yderligere undersøgelser for helt at forstå processerne.

Det oplyses, at omkring halvdelen af de 2 millioner tons tørrede og stabiliserede spildevandsslam, der produceres hvert år i USA, udbringes som jordforbedringsmiddel. Desuden bliver 16 % af slammet deponeret på lossepladser, og 22% afbrændes på slamforbrændingsanlæg.

En del af den tørrede spildevandsslam bliver behandlet i mindre pyrolyseanlæg ved 500-800 °C, hvor der dannes biokoks og biogas/syngas, der består af hydrogen, methan, CO, og CO₂.

Biokoks kan bruges som jordforbedringsmiddel, og gassen er en energikilde.

Det gennemsnitlige indhold af summen af 21 forskellige PFAS i de undersøgte slamprøver var mellem 2 µg/kg og 85 µg/kg. PFOA var mest forekommende med et gennemsnit på 87 µg/kg og PFOS med 25 µg/kg.

PFAS kunne ikke bestemmes i biokoks, idet indholdet var under detektionsgrænsen. I skrubbevand blev målt både PFOA og PFOSA

Pyrolyseprocessens evne til at fjerne PFAS fra tørret slam (DRE) blev vurderet til at være >97,4 %.

”Bemærkninger”.

Artiklen er vanskelig at læse, og indholdet af PFAS i slam var ikke angivet i relation til tørstof.

Data kan derfor ikke med sikkerhed sammenlignes med andre undersøgelser.

11.5.5 Termisk stabilitet af PFAS opsamlet på aktivt kul

Artiklen indeholder resultaterne af en undersøgelse af den termiske stabilitet af PFAS opsamlet på aktivt kul ved opvarmning i en laboratorieovn (Xiao F *et al.* 2020).

Formålet med artiklen var at:

- øge forståelsen for og viden om den termiske stabilitet af PFAS,
- undersøge mekanismer ved PFAS-destruktion under reaktivering af brugt aktivt kul (GAC).

Undersøgelsen inkluderede 11 PFAS: 7 PFCA, 3 PFSA og 1 PFECA (perfluoralkylethercarboxylsyre). Prøverne blev opvarmet i laboratorieovn i en atmosfære af N₂, O₂, CO₂ eller atmosfærisk luft. Det viste sig, at atmosfæren ikke havde den store betydning.

Den temperatur, der var krævet i laboratorieforsøgene for at destabilisere perfluoralkylcarboxylsyre, blev forøget med længden af perfluoralkylkæden. Nedbrydning af PFOA startede allerede ved 200 °C. Perfluoralkylethercarboxylsyre (fx GenX) blev lettere nedbrudt end PFCA, mens PFSA var mere termisk stabile, idet PFOS først blev nedbrudt ved 450 °C.

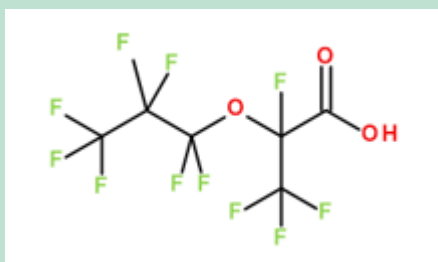
Mindre og flygtige fluorforbindelser/fragmenter (bl.a. frie radikaler) blev dannet ved nedbrydningen af PFOA og PFOS ved temperaturer på indtil 600 °C i 20-30 minutter. Effektiv mineralisering af PFOA og PFOS (> 80%) til fluorid fandt sted ved temperaturer ≥ 700 °C.

Sammen med de dannede mindre organiske fluorforbindelser betød det en næsten komplet destruktion (99,9%).

Det endelige produkt af destruktionen af PFOA var tetrafluorethylen (C₂F₄). Der blev ikke dannet PFCA og PFSA med kortere kæde ved destruktionsprocesserne.

Den termiske stabilitet af de undersøgte PFAS-forbindelserne faldt i denne rækkefølge:

PFSA >> PFUnDA > PFDA > PFNA > PFOA > PFBA > HFPO-DA



FIGUR 28. HFPO-DA (hexafluorpropylenoxid-dimersyre, GenX)

”Bemærkninger”.

Resultaterne af disse laboratorieundersøgelser passer ikke helt med resultaterne af de teoretiske beregninger af stabiliteten og nedbrydningsprocesserne af de undersøgte PFAS. Den fuldstændige destruktion af PFAS-forbindelserne i gasfasen, efter afdampning fra det kontaminerede aktive kul, sker ved lavere temperaturer ($\geq 700\text{ }^{\circ}\text{C}$), muligvis fordi eksponeringstiden er 20-30 minutter, det er homogene gasfasereaktioner, og der er mindre mængder materiale involveret i laboratorieforsøgene. Der blev ikke dannet PFCA og PFSA med kortere kæde ved destruktionsprocesserne, som mange har spekuleret i og som er en mekanisme i de teoretiske beregninger.

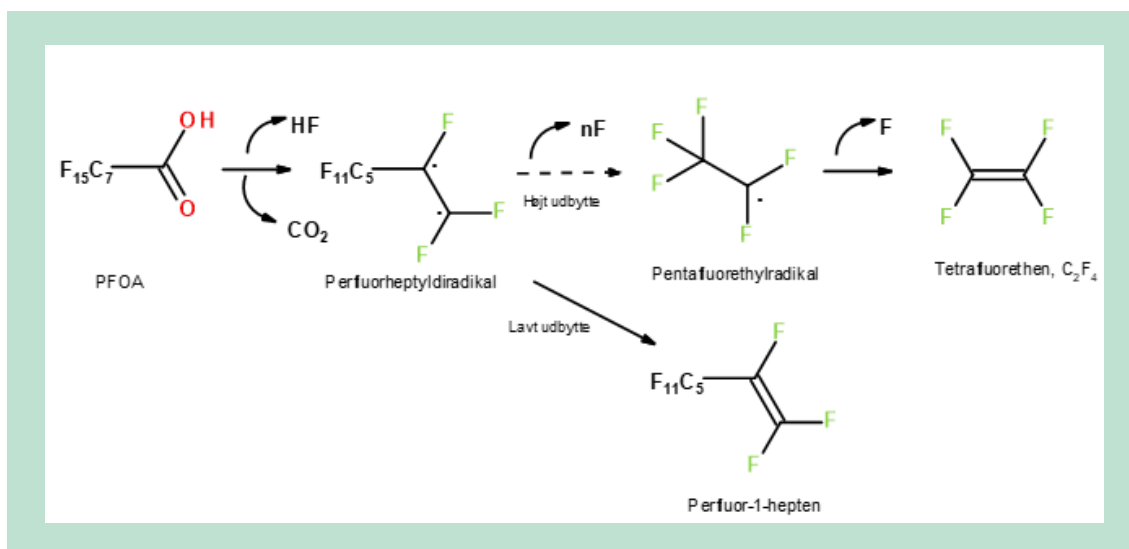
Det er anderledes i affaldsforbrændingsanlæg, hvor der er store mængder affald involveret, og der kan dannes mange PFAS-holdige partikler samtidig med at opholdstiden ved de høje temperaturer er meget kort sammenlignet med disse undersøgelser. Der kan forekomme uomdannet PFAS, der har overlevet forbrænding og efterforbrænding, men det vil formentlig i høj grad være bundet til partikler og blive opfanget af røggasrensningen og ende i restprodukterne.

Gen X har en forgrenet kæde, og det er normalt, at forgrenede carbonkæder nedbrydes lettere end uforgrenede, og at ether-grupper er ret stabile, så det er muligt, at det ikke er ether-gruppen, der gør GenX mere nedbrydeligt, og at en tilsvarende lige-kædet perfluoralkylether-carboxylsyre ville være mere stabil end PFOA. Se også bemærkninger i afsnit 11.5.6.

11.5.6 Bemærkninger til artikel om termisk stabilitet af PFAS

Kopinke & Frenzel (2021) fra Helmholtz Centre for Environmental Research-UFZ i Leipzig, har publiceret kommentarer til artiklen af Xiao et al. 2020 (afsnit 11.5.5) (Xiao F *et al.* 2021).

Xiao afviser kommentarerne som misforståelser. Kritikerne gør bl.a. opmærksom på, at Xiao ikke har perfluorhepten, der er et meget plausible nedbrydningsprodukt af PFOA, med i sine reaktionsskemaer. Derfor viser Xiao to nye reaktionsskemaer, der viser at perfluor-1-hepten kun dannes i meget lille udbytte, idet hovednedbrydningsproduktet er tetrafluorethylen.



FIGUR 29. Mulige reaktionsmekanismer for PFOA ved termisk nedbrydning (Efter Xiao F *et al.* 2021)

”Bemærkninger”.

Andre undersøgelser har beskrevet perfluor-1-hepten som hovedprodukt ved nedbrydningen af PFOA, bl.a. Stockenhuber *et al.* 2019. En mulig forklaring kan være, at der er forskelligt design af undersøgelserne.

11.5.7 Forbrændingsmodel for destruktions af PFAS og forsøg i laboratorieovn

Artiklen beskriver en forbrændingsmodel, der simulerer destruktions af tre simple flygtige fluorcarboner CF_4 , CHF_3 og C_2F_6 samt laboratorieforsøg i reaktor mhp. at underbygge modellen samt beregnede destruktions effektiviteter (DE) (Krug JD *et al.* 2022).

*Forfatteren omtaler de tre fluorcarboner som PFAS, men det er fluorcarboner (PFC), da stofferne ikke har en funktionel gruppe og derfor har helt andre egenskaber end de normale PFAS, der er syrer og syrederivater. PFAS er stoffer, der indeholder følgende stofgruppe: " $\text{C}_n\text{F}_{2n+1}$ —" (Buck *et al.* 2011).*

Disse fluorcarboner er faktisk nogle af nedbrydningsprodukterne ved termisk nedbrydning/afbrænding af PFAS med længere kæde som PFOS eller polymeren polyfluorethylen, og stofferne er meget potente drivhusgasser. De ultimative produkter af en fuldstændig destruktions af PFAS er CO_2 , CO , SO_2 , SO_3 , H_2O og HF med evt. dannelse af SiF_4 , hvis der er glas til stede, eller CaF_2 eller andre metalsalte, hvis metalforbindelser er til stede

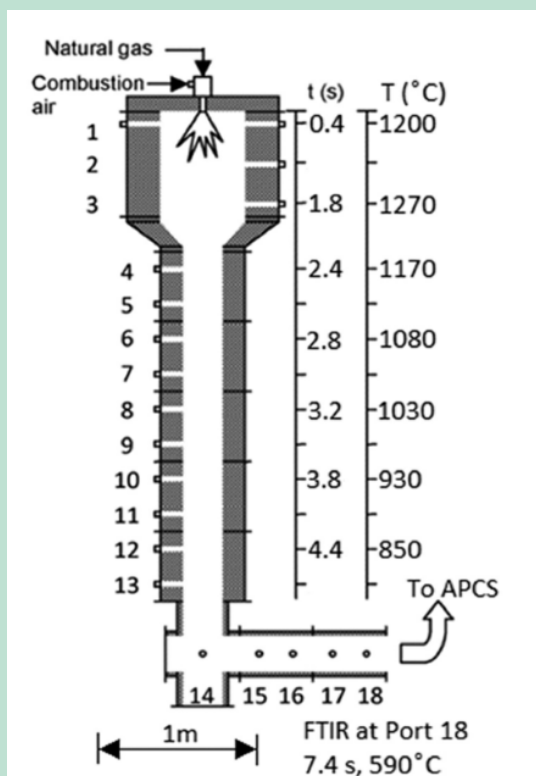
Modelresultaterne sammenlignes med resultater fra afbrænding i et mindre naturgasfyret forsøgspilot-forbrændingsanlæg med effekt på 40, 45 og 64 kW og ved tilsætning af de tre fluorcarboner i udvalgte positioner (porte) i reaktoren samt forbrændingsluft svarende til 20 % overskudsluft. Prøver til analyse med FTIR, se FIGUR 30, blev udtaget efter ovnen i port 18, se FIGUR 31.

Table 1. Compounds measured by FTIR in the present study.

Fluorinated species		Non-fluorinated species	
Difluoromethane	CH_2F_2	Carbon dioxide	CO_2
Carbon tetrafluoride	CF_4	Carbon monoxide	CO
Carbonyl fluoride	CF_2O	Ethane	C_2H_6
Fluoromethane	CH_3F	Ethylene	C_2H_4
Hexafluoroethane	C_2F_6	Formaldehyde	CH_2O
Hydrogen fluoride	HF	Methane	CH_4
Sulfur hexafluoride ¹	SF_6	Nitric oxide	NO
Trifluoromethane	CHF_3	Nitrogen dioxide	NO_2
		Nitrous oxide	N_2O
		Water	H_2O

¹ SF_6 is a potential tracer compound.

FIGUR 30. Parametre bestemt ved FTIR-analyse ved forbrænding af fluorcarboner (Krug J.D. *et al.* 2022)



FIGUR 31. EPA's pilot skala forsøgsovn (reaktor) (Krug J.D. *et al.* 2022).

Resultaterne viste, at CF_4 med de fire stærke C-F-bindinger var, som man kunne forvente, meget vanskeligt at nedbryde, og DE varierede fra 60-95 %, sidstnævnte ved en temperatur på 1400 °C. De to andre stoffer med de mindre stærke C-H-bindinger og C-C-bindinger var lettere at nedbryde med DE >99 % for CHF_3 ved en temperatur på 930 °C og C_2F_6 ved en temperatur på 1060 °C. Modelberegningerne svarede ikke helt til de eksperimentelle resultater.

Forfatterne henviser til en ældre undersøgelse af Tsang *et al.* (1998), hvor den termiske nedbrydning af de samme tre drivhusgasser undersøges, og hvor nedbrydningen af CF_4 kræver 1400 °C i 1 sekund for at opnå en DE på 99,99%. Dette stemmer godt overens med resultaterne for dette projekt.

Der er ingen oplysninger om nedbrydningsprodukternes struktur, men modelberegningerne forudså, at der blev dannet frie radikaler, som kunne danne såkaldte ukendte PICs (gas-phase trace products of incomplete combustion), som ikke har været meget undersøgt.

De PICs som modelberegningerne foreslog dannet var: CH_2F_2 , C_2F_6 , COF_2 , CF_4 , CHF_3 , CHF_2CF_3 , C_2F_4 , CF_3COF og CF_3CHO i koncentrationer > 1 ppt (vol), og nogle af stofferne blev målt i forsøgene.

Det skal bemærkes, at tre af disse PIC's er de samme tre stoffer, som undersøgelsen studerer nedbrydningen af.

Forfatteren anfører, at undersøgelsen har udviklet redskaber til at støtte for effektiv håndtering af PFAS-holdigt affald.

Da der ikke er undersøgt nedbrydning af PFAS, er denne konklusion noget tvivlsom.

”Bemærkninger”.

De undersøgte stoffer er inerte drivhusgasser og har ikke samme egenskaber som de normale PFAS med længere kæder og funktionelle reaktive grupper, der af samme grund nedbrydes lettere, bl.a. til disse fluorgasser, som ikke er sundhedsfarlige. Derfor viser denne undersøgelse intet om nedbrydningen og skæbnen af fx PFOS og PFOA i et normalt affaldsforbrændingsanlæg.

11.5.8 Høj-temperatur pyrolyse destruktion af PFAS i spildevandsslam

Artiklen gennemgår resultaterne af en undersøgelse af brugen af høj-temperatur pyrolyse til bortskaffelse af spildevandsslam (Bambad H *et al.* 2022).

Ved pyrolyse af slam dannes tre fraktioner, ”pyrogas” (pyrolysegas), bioolie og biokoks (”biochar”). Undersøgelserne blev udført atmosfære i en laboratoriereaktor på tre slamprøver af tørret spildevandsslam med kun 7% vand ved temperaturer på henholdsvis 500 °C og 700 °C i en oxygenfri atmosfære.

Ved pyrolyse ved 500 °C blev slammet vægtmæssigt omsat til 20 % pyrolysegas, 40 % bioolie og 40 % biokoks. Ved 700 °C var den vægtmæssige fordeling 37 % pyrolysegas, 33 % bioolie og 30 % biokoks.

Slamprøverne blev analyseret for indhold af 29 PFAS, inklusive fluortelomer- og sulfonamidforstadier til PFAA. Kun 9 af disse PFAS blev bestemt i slammet som ppb (µg/kg). Den gennemsnitlige koncentration af ΣPFAS var 36,7 ppb, og det var overvejende PFOS og forstadier til PFOS, der forekom. PFOA kunne overraskende nok ikke bestemmes.

TABEL 6. PFAS-indhold i prøverne af spildevandsslam (Bambad H *et al.* 2022).

PFAS	Prøve 1 (ppb)	Prøve 2 (ppb)	Prøve 3 (ppb)
Perfluorhexansyre (PFHxA)	1,6	1,8	2,2
Perfluoroctansyre (PFOA)	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluoronansyre (PFNA)	1,1	<LOD	<LOD
Perfluorundecansyre (PFUnA)	1,9	<LOD	1,8
10:2 Fluortelomersulfonsyre (10:2 FTS)	1,5	1,2	1,2
Perfluorhexansulfonsyre (PFHxS)	3,8	3,6	<LOD
Perfluoroctansulfonsyre (PFOS)	13,7	16,6	26,6
N-Methylperfluoroctansulfonamidoeddikesyre (MeFOSAA)	3,5	2,5	2,9
N-Ethylperfluoroctansulfonamidoethanol (Et-FOSE)	6,3	4,8	>LOD
N-Ethylperfluoroctansulfonamidoeddikesyre (Et-FOSAA)	2,9	3,2	5,3

Efter pyrolyse ved 500 °C var der intet PFAS i biokoks fra den ene slamprøve, og mindre end 3 % af PFAS-indholdet i de to andre slamprøver kunne genfindes i biokoksen.

Ved pyrolyse ved 700 °C var PFAS fuldstændigt væk i biokoks fra to slamprøver, og for den sidste slamprøve var PFAS indholdet i biokoksen reduceret med 99,6% i forhold til slamprøven.

Det meste af de ikke nedbrudte PFAS forekommer i pyrolysegassen. Massebalance beregninger viser, at PFAS-indholdet i slam, der pyrolyseres ved 700 °C, reduceres med 88,2 vægt %.

”Bemærkninger”.

Undersøgelsen viser, at PFAS i spildevandsslam i meget høj grad nedbrydes ved pyrolyse ved 500-700 °C.

Det må forventes, at nedbrydningen af PFAS er mere fuldstændig ved temperaturer på over 850 °C i et dansk affaldsforbrændingsanlæg, hvor der også er oxidationsprocesser involveret. Desuden blev gassen i pyrolyseforsøgene ikke rensat, som røggassen bliver i et affaldsforbrændingsanlæg.

11.6 Undersøgelser i konventionelle anlæg

11.6.1 Fire svenske affaldsforbrændingsanlæg

I en masters thesis/kandidatafhandling fra 2014 er undersøgt om svenske affaldsforbrændingsanlæg kunne være en kilde til forurening af luften og miljøet generelt med perfluoralkylsyrer (PFAA) (Sandblom O, 2014).

Prøver af restprodukter omfattende slagge og bundaske, flyveaske og kondensat blev opsamlet fra fire svenske ikke nærmere definerede forbrændingsanlæg i 2013. Forfatteren oplyser ikke om hvilken forbrændingsteknologi, der anvendes på de enkelte anlæg, men det oplyses, at de har lidt forskellige røggasrensningsteknologier. Anlæggene blev anset som repræsentative for svenske affaldsforbrændingsanlæg og de opfyldte myndighedens driftskrav iht. EU-direktiv 2000/76. Prøverne blev udtaget over en dag eller indenfor en time.

Restprodukterne blev analyseret ved UPLC/MS/MS for følgende ni PFAA (perfluoralkylsyrer) forbindelser: PFBA, PFHxA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA, PFHxS og PFOS.

De fire anlæg havde en årlig forbrændingskapacitet på henholdsvis 20.000 tons (A), 130.000 tons (B), 550.000 tons (C) og 750.000 tons affald (D). Anlæg D råder over flere ovnlinjer, og prøver blev udtaget fra tre ovnlinjer.

I alle anlæg blev affaldet brændt på en rist og røggastemperaturen i EBK-zonen var over 850 °C. I ovnene blev NO_x reduceret vha. SNCR-teknologien ved tilsætning af NH₃ til røggassen. Ikke brændbart indhold af affald blev fjernet som slagge sammen med kedelaske via slagge faldet. Røggassen blev rensat i flere trin, først blev der tilsat brændt kalk og aktivt kul, der bl.a. fjerner sure gasser, organiske forbindelser og metaller, og røggassen blev efterfølgende rensat i elektrofilter eller posefilter. Inden udledning til det fri passerede røggassen på de tre store anlæg (B, C og D) en to-trins-vådskrubber og på nogle anlæg også en kondenserende enhed. Restproduktet fra filtre og skrubber deponeres. I TABEL 7 er en oversigt over årlig affaldskapacitet og teknologier til rensning af røggas og i FIGUR 32 er vist principperne i røggasrensningsprocesserne for de undersøgte anlæg.

TABEL 7. Kapacitet og røggasrensningsteknologi på de fire anlæg (Sandblom O, 2014)

Anlæg	Kapacitet (ton/år)	Røggasrensningsteknologi	Spildevandsbehandling
Anlæg A	20.000	Tør rensning	Nej
Anlæg B	130.000	Våd skrubber	Ja
Anlæg C	550.000	Våd skrubber	Ja
Anlæg D	750.000	Våd skrubber	Ja

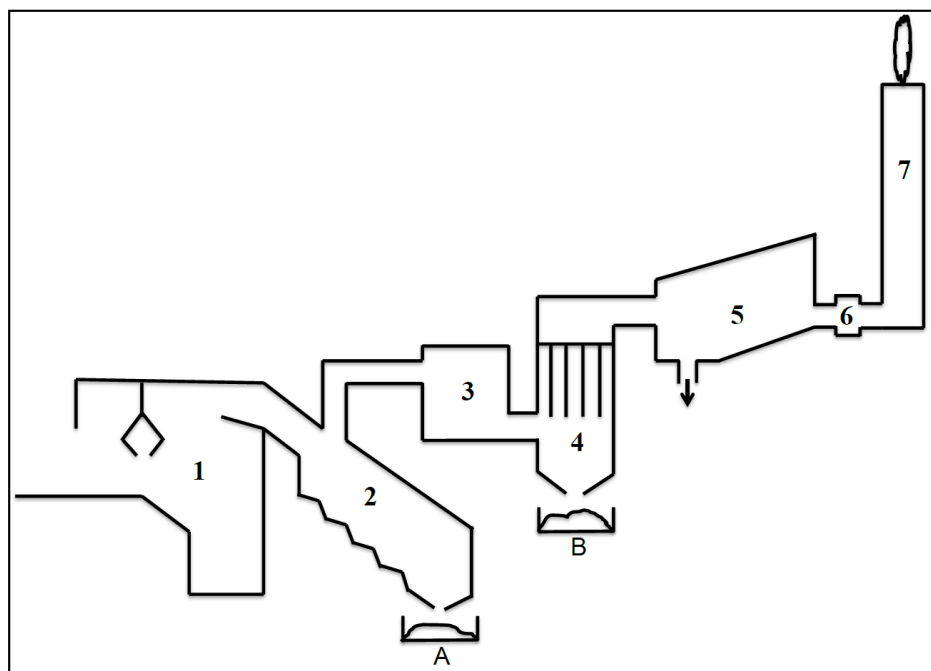


Figure 1 Flowchart representing the general setup of a waste incineration plant in Sweden. 1: Waste input room 2: The tilted traveling grate furnace 3: Mixing chamber where quick lime and active carbon is added to the flue gases 4: Sleeve filter and/or electrochemical filter 5: Wet scrubber with condenser 6: Fan 7: smoke stack A: Bunker for the collection of the slag B: bunker for the collection of the fly ash

FIGUR 32. Procesdiagram for typisk anlæg fra undersøgelsen (Sandblom O, 2014)

Slagge og bundasken blev analyseret i prøver fra anlæg A og de tre ovnlinjer på anlæg D. Der blev kun fundet lave koncentrationer, og halvdelen af PFAA-forbindelserne var under detektionsgrænsen. PFNA var den gruppe, hvor der blev fundet de højeste koncentrationer på 1,6-2,5 ng/g (ppb), og derefter fulgte PFBA med 0,7-2,0 ng/g. De højeste koncentrationer blev fundet i askerne fra de tre ovnlinjer på anlæg D. Indhold af PFAA i de udtagne prøver af slagge og bundaske fremgår af TABEL 8.

TABEL 8. PFAA-koncentration i slagge og bundaske i enheden ng/g. Koncentrationer med "<" er under detektionsgrænsen (angivet med "*kursiv*"). (Sandblom O. 2014)

PFAA (ng/g)	Anlæg A	Anlæg B	Anlæg C	Anlæg D linje 3	Anlæg D linje 4	Anlæg D linje 6
PFBA	0,719	-	-	2,02	1,54	1,17
PFHxA	0,675	-	-	1,13	0,966	0,878
PFOA	0,181	-	-	0,137	0,142	0,352
PFNA	1,61	-	-	2,51	2,15	1,78
PFDA	<0,114	-	-	<0,114	<0,114	0,312
PFUnDA	0,091	-	-	<0,085	<0,085	<0,085
PFDODA	<0,118	-	-	<0,118	<0,118	<0,118
PFHxS	<0,003	-	-	<0,003	<0,003	0,068
PFOS	0,430	-	-	<0,128	<0,128	0,832

-: ingen prøve

Få prøver af **flyveasken** indeholdt små mængder af PFAA. For anlæg C og D var der mest tale om PFNA (2,5-6,6 ng/g), og igen var der mest i prøverne fra anlæg D. På anlæg A, B og D indeholdt flyveasken også PFOS (3,0-4,9 ng/g) og PFOA (0,2-0,7 ng/g), og fra anlæg C og D var der også et mindre indhold af PFHxA (0,8-1,9 ng/g). I TABEL 9 er PFAA indholdet i flyveaskeprøverne gengivet.

TABEL 9. PFAA-koncentration i flyveaske i enheden ng/g. Koncentrationer med "<" er under detektionsgrænsen (angivet med "*kursiv*"). (Sandblom O. 2014)

PFAA (ng/g)	Anlæg A	Anlæg B	Anlæg C	Anlæg D linje 1-3	Anlæg D linje 6
PFBA	*	*	1,67	<0,170	<0,170
PFHxA	*	*	0,802	1,94	1,67
PFOA	0,622	0,718	0,177	0,329	0,260
PFNA	*	*	2,56	5,89	6,63
PFDA	*	*	<0,114	0,358	0,808
PFUnDA	*	*	<0,085	<0,085	<0,085
PFDODA	*	*	<0,118	<0,118	<0,118
PFHxS	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,171
PFOS	2,99	3,05	<0,128	0,459	4,91

*: kunne ikke kvantificeres

I **kondensatet** fra røggasrensningen var resultaterne i få tilfælde over detektionsgrænser for anlæg C og D, mens der på anlæg B kunne påvises alle PFAA i lave koncentrationer fra 1,5-9,7 ng/L (ppb), se TABEL 10.

TABEL 10. PFAA-koncentration i kondensat mv. i enheden ng/g. Koncentrationer med "<" er under detektionsgrænsen (angivet med "*kursiv*"). (Sandblom O. 2014)

PFAA (ng/g)	Anlæg A	Anlæg B	Anlæg C Skrubber væske	Anlæg C Renset kondensat	Anlæg D Kondensat	Anlæg D Spildevand
PFBA	-	6,68	<3,74	<3,74	<3,74	<3,74
PFHxA	-	1,50	1,47	0,614	<0,312	0,614
PFOA	-	1,88	<0,874	<0,874	<0,874	<0,874
PFNA	-	4,35	<0,932	8,69	<0,932	8,69
PFDA	-	9,71	<0,165	<0,165	<0,165	<0,165
PFUnDA	-	1,82	<0,244	<0,244	<0,244	<0,244
PFDODA	-	2,90	<0,285	<0,285	<0,285	<0,285
PFHxS	-	0,298	0,16	<0,122	<0,122	0,158
PFOS	-	2,04	<1,52	<1,52	<1,52	<1,52

∴ ingen prøve

Forfatteren beregnede den totale mængde PFAA, der årligt deponeres med restprodukter i Sverige, til ca. 7 kg. Da kortkædede PFAA er relativt vandopløselige, vil det meste blive tilbageholdt i en vådskrubber og ikke signifikant komme ud i miljøet via skorstenen. Forfatteren konkluderer, at svenske affaldsforbrændingsanlæg ikke bidrager signifikant til PFAS i luften eller i miljøet som helhed.

"Bemærkninger"

Der er fundet lave koncentrationer af PFAA og PFOS i nogle, men ikke alle prøver af slagge, flyveaske, spildevand og kondensat. Prøverne er udtaget over meget kort tidsrum, og der er ikke målt på røggassen, som forfatteren ikke anser for at være en kilde til udledning af PFAA. Der er ikke oplysninger om, hvad der videre sker med spildevandet/kondensatet. Driften af disse anlæg sker i overensstemmelse med EU-Direktivet

11.6.2 Australsk affaldsforbrændingsanlæg til farligt affald og cementovn

Denne præsentation fra Dioxin 2022 konferencen beskriver forsøg udført med forbrænding af flydende eller fast PFAS-holdigt affald ved høje temperaturer i henholdsvis et forbrændingsanlæg for farligt affald i Sydaustralien i 2019 og en roterovn til cementproduktion i Queensland i 2017 (Kuepouo, G *et al.* 2022). Undersøgelsen er lavet af NGO organisationen IPEN.

På **affaldsforbrændingsanlægget** blev der gennemført tre forsøg med tilsætning af PFAS-holdigt materiale. Det første forsøg foregik over 6,3 timer med tilsætning af 410 liter PFAS-forurenede overfladevand svarende til ca. 60 l/h sammen med 3,8 tons medicinsk affald og 113 kg affald af ukendt sammensætning. Som følge af driftsproblemer blev denne undersøgelse ikke anset for at være repræsentativ. Den følgende dag blev 1.990 liter PFAS forurenede overfladevand svarende til ca. 200 l/h tilsat i løbet af næsten 10 timer til ca. 5,5 tons medicinsk affald. Ved et tredje forsøg blev 2,6 tons PFAS forurenede aktivt kul forbrændt sammen med ca. 3 tons medicinsk affald.

Forbrændingstemperaturer i efterforbrændingszonen var under forsøgende mellem 850 og 1100 °C. Koncentrationen af PFAS i overfladevand og aktivt kul blev ikke oplyst. Der oplyses ingen detaljer om analysemetoder, men 27 PFAS blev analyseret.

Ved afbrænding af flydende PFAS-holdigt affald blev PFBA, PFOA og PFPeA detekteret (koncentration ikke angivet) i røggasprøver fra skorstenen, men PFPeA blev også detekteret i blindprøver, så der er

stor usikkerhed om resultatet. Desuden blev uspecifiserede PFAS uden koncentrationsangivelse detekteret i bundaske og kondensat fra røggassen. Flyveasken blev tilsyneladende ikke undersøgt. DRE blev alligevel beregnet til 93-96%. Forfatteren oplyser, at den lave destruktionsgrad kan hænge sammen med mulig mangel på forbrændingsluft (ilt) i det primære brændkammer, en mulig defekt injektionsdyse til det flydende PFAS-holdige affald og uegnet prøvetagningsmetode.

Ved afbrændingen af det faste PFAS-holdige affald blev PFBA og PFPeA målt i røggassen i skorstenen, og igen blev der fundet PFPeA i blindprøverne. Et stort antal (uspecifiserede) PFAS blev angiveligt fundet i bundaske og kondensvand. I et tilfælde var indholdet af PFAS i bundasken højere end PFAS-indholdet i affaldet. Dette får forfatterne til at spekulere i, at affaldsforbrænding kunne være en kilde til PFAS-dannelse i stedet for PFAS-nedbrydning.

Dette er forkert, idet det er naturligt, at der sker en opkoncentrering af ikke-nedbrudt PFAS i bundasken, når størstedelen af den brændbare del af affaldet forsvinder ved forbrændingen. Det antydes af forfatterne, at PFOS og PFOA kan dannes ved forbrændingen, dette kan ikke være tilfældet. Forfatterne oplyser desuden, at oxygenkoncentrationen ikke var under 20 %, dette må bero på en fejl, da det næppe er muligt at brænde affald ved så højt iltoverskud og samtidig opretholde de krævede høje forbrændingstemperaturer i efterforbrændingskammeret. Forekomsten af PFPeA må være tilskrives kontaminering eller fejl.

Der blev konstateret kontaminering af prøvetagningsudstyr og forfatterne anbefaler, at man bør anvende to forskellige laboratorier til analyserne, hvilket indikerer, at der kun er brugt et laboratorium.

Kvalitetskontrol og troværdighed af resultaterne er begrænset. Konklusionen blev overraskende, at under normale driftsforhold, som ikke forekom, ville forbrændingen (formodentligt?) ikke opfylde Basel/Stockholmkonventionens kriterier for DRE på 99,9999 %. Denne konklusion forekommer udokumenteret.

Cementovnen består af en roterovn, hvori kalkmel, der er forvarmet vha. kul, brændes vha. mere kul, solventholdigt affald, industrispildevand og kalcineret aske ved temperaturer op til 1.200 °C for cement og 1.800 °C for røggassen i minimum 5 sekunder. Ved forsøgene blev tilført vandholdigt brandskum indeholdende PFAS ("AFFF - aqueous fire-fighting foam"). Koncentrationen af PFAS i de næsten 10 tons afbrændt brandskum blev ikke oplyst, men fluorindholdet var 0,3% med de højeste PFAS indhold af PFOS og PFHxS. Forbrændingen skete sammen med industrispildevand, hvis koncentration af PFAS eller fluor ikke var oplyst.

I de tilfælde, hvor koncentrationen af de forskellige PFAS i affaldet var over den høje kvantificeringsgrænse (LOQ) på 1 ppm (mg/kg), var DRE mellem 99,77126-99,99993 %. Det drejede sig om 15 forskellige PFAS. Specifikt havde PFOS, PFOA og PFHxS en beregnet DRE på >99,999%. For andre 12 PFAS, der ikke kunne måles, var DRE lavere. Forfatterne konkluderede på den baggrund, at betydelige mængder af PFAS blev udledt til atmosfæren.

Der kunne ikke påvises et indhold af PFAS i cementproduktet, da alle måleresultater var lavere end analysegrænsen.

"Bemærkninger".

Denne artikel er ikke peer reviewed. Der er ikke data til støtte for forfatternes konklusion. Det er ikke muligt at bedømme, om de påviste PFAS stammer fra brandskummet eller industrispildevandet, som medforbrændes. Konklusionerne i undersøgelsen er meget spekulative og ikke underbyggede af data.

11.6.3 To svenske affaldsforbrændingsanlæg

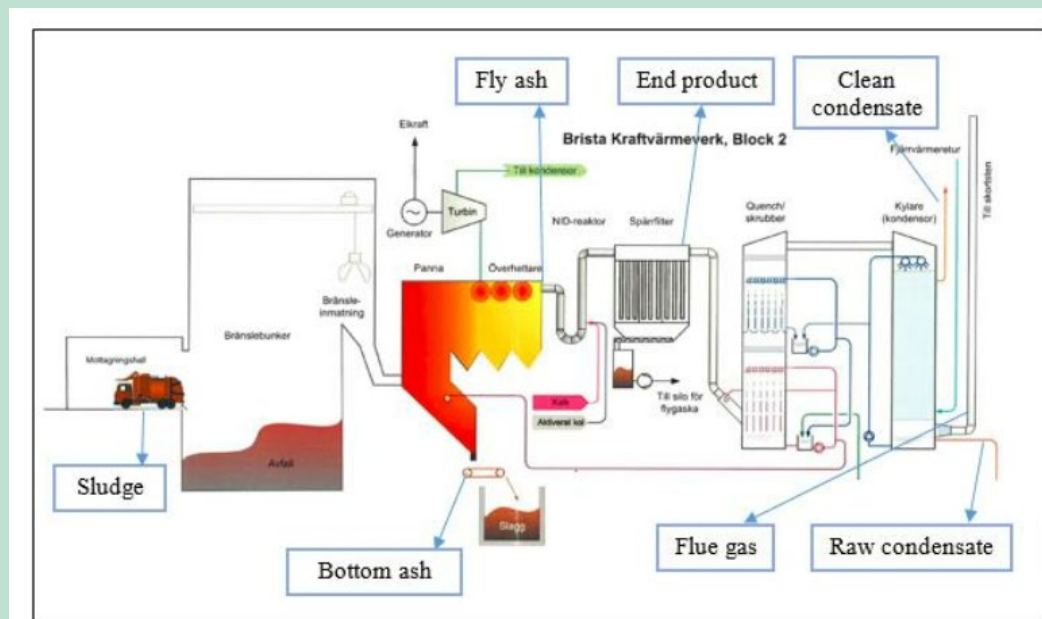
I en masters thesis/kandidatafhandling fra 2019 er undersøgt, om en forbrændingstemperatur på minimum 850 °C i 2 sekunder i et normalt svensk forbrændingsanlæg var tilstrækkelig til at nedbryde PFAS i affaldet. Derudover var det også projektets formål at udvikle en model, der beskriver hvordan PFAS-holdigt affald påvirkes af forbrændingsprocessen samt hvordan PFAS fordeler sig i restprodukterne fra forbrænding og røggasrensning (Engzell A. 2019).

To anlæg indgår i undersøgelsen, Bristaværket nord for Stockholm og Högdalenverket syd for Stockholm. Ved undersøgelserne, der blev udført i 2019, blev indholdet af PFAS i de tilførte brændsler bestemt samt indholdet i restprodukterne slagge og bundaske, flyveaske, restprodukt fra røggasrensning og kondensat fra røggasbehandling. Prøverne blev analyseret ved LC-MS/MS. Der blev udført massebalancer for PFAS ved de udførte undersøgelser.

Ved undersøgelsen indgik 11 PFAS-forbindelser, hvoraf 10 var PFCA (PFBA, PFBS, PFDA, PFHpA, PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOA og PFPeA) samt 6:2 fluortelomersulfonsyre (6:2 FTS).

Bristaværket er et kraftvarmeanlæg nord for Stockholm, der har to ovne, en cirkulerende fluid bed (CFB) ovn, der alene forbrænder biobrændstoffer og en ristefyret ovn, der brænder husholdningsaffald og industriaffald samt en mindre andel spildevandsslam.

Undersøgelserne blev udført på den ristefyrede ovn B2, der er vist skematisk i FIGUR 33. Ovnlinjen har en kapacitet på 30 ton affald i timen eller 240.000 ton årligt. Ovnlinjen har en effekt på 20 MW el og 60 MW varme og hertil kommer 12 MW varme fra røggaskondensering. Ved undersøgelserne blev tilført en blanding af ca. 40 % husholdningsaffald, ca. 60 % industriaffald og ca. 5 % spildevandsslam.



FIGUR 33. Skematisk visning af Bristaværkets ristefyrede ovnlinje B2 med angivelse af prøvetagningssteder (Engzell A, 2019)

Ovnens tilføres affaldet via tragt, hvorefter det brænder på risten. Slagge og bundaske føres bort via slaggefaldet. Røggassen passerer gennem kedlen, hvor selektiv katalytisk reduktion (SNCR) med ammoniak fjerner nitrogenoxider fra røggassen. Kalk og aktivt kul tilsættes derefter til røggassen, der passerer gennem et posefilter ved ca. 140°C, der fjerner faste partikler med bl.a. dioxin og kviksølv. Røggassen vaskes efterfølgende i en vådskrubber, inden der sker en yderligere afkøling og kondensering

af røggassen, der fjerner vandopløselige forureninger fra røggassen bl.a. PFAA og overfører dem til kondensatet. Slam fra røggaskondenseringen føres tilbage til ovnen og afbrændes internt på anlægget.

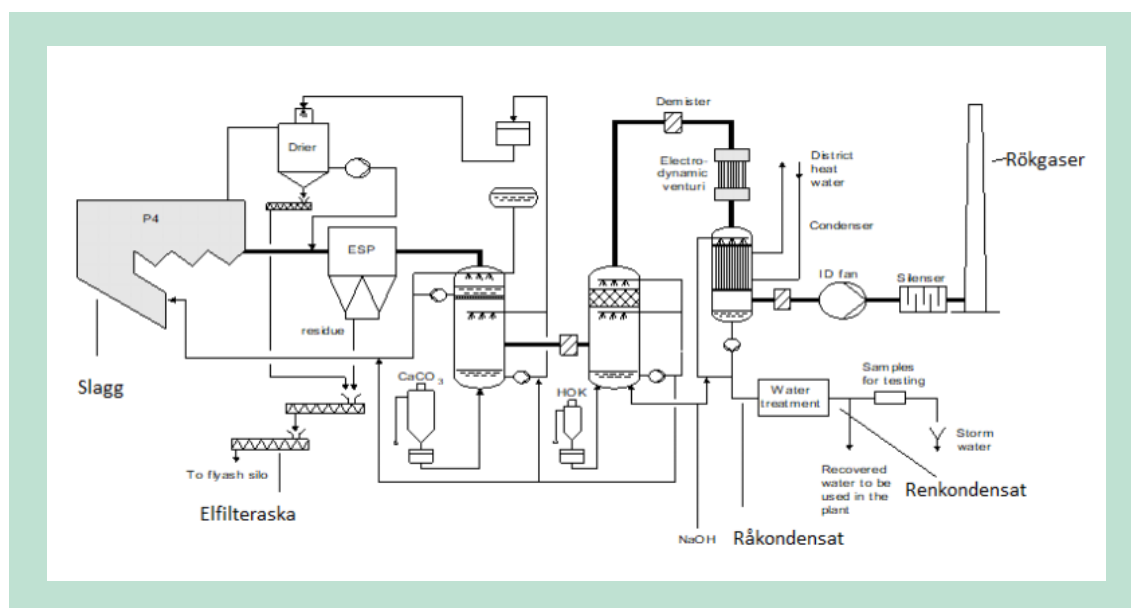
I forbindelse med undersøgelsen blev der dagligt indsamlet en mindre prøve af det tilført affald, der igen blev samlet til en månedsprøve, der blev analyseret for indholdet af PFAS. Der blev udtaget prøver af røggas samt restprodukterne slagge, flyveaske, røggasrensingsrestprodukt, kondensat over to dage til analyse for indhold af PFAS. Prøven af flyveaske er fælles for de to dage.

Forbrændingstemperaturen ved prøvetagning var 900-1000 °C på risten og 800-850 °C som middelværdi. Sidstnævnte formodes at være temperaturen i EBK-zonen. Forfatteren oplyser, at den lave EBK-temperatur skyldes driftsproblemer på anlægget, bl.a. ujævntilførsel af brændsel.

Högdalenverket syd for Stockholm har fem ovnlinjer, der brænder affald med forskellig teknologi og med forskellig røggrensning. I undersøgelsen indgik to af ovnlinjerne, P4, der er en ristefyret ovn og P6, der er en cirkulerende fluidbed ovn (CFB).

Den ristefyrede ovnlinje, P4 har en indfyret kapacitet på ca. 34 ton pr. time og en termisk effekt på 83 MW varme og i tillæg hertil ca. 16 MW varme fra røggaskondenseringen. På ovnlinjen forbrændes ca. 70% husholdningsaffald, der består af ca. 40% madrester med højt vandindhold og 30% knust affald, der primært består af byggeaffald.

Røggasrensningen starter i kedlen, hvor NO_x reduceres ved selektiv nonkatalytisk reduktion (SNCR) vha. tilførsel af NH₃. Derefter passerer røggassen igennem et elfilter, hvor flyveaske fjernes, og to vådskrubbere, der fjerner sure gasser og metaller, og slutteligt oplyser forfatteren, at røggassen passerer gennem et vådt elfilter før den udledes til det fri. I FIGUR 34 er en skematisk oversigt over ovnlinjen samt hvor prøver til undersøgelsen blev udtaget.



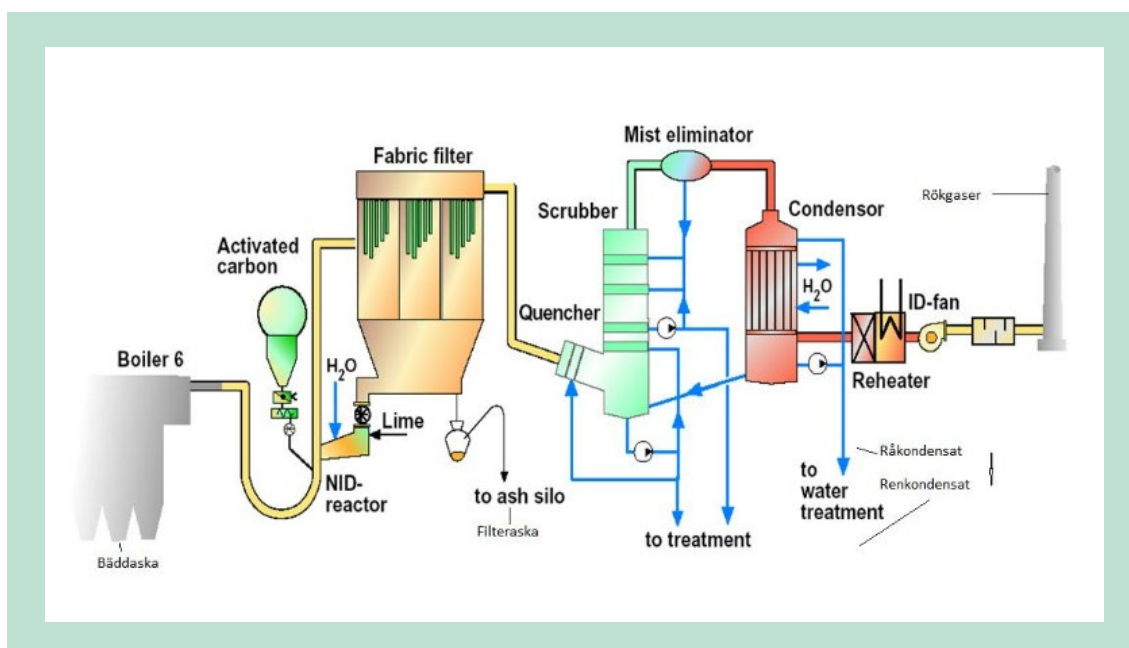
FIGUR 34. Skematisk oversigt over Høgdalen ristefyrede ovnlinje (P4) med angivelse af prøvetagningssteder (Engzell A, 2019)

I forbindelse med undersøgelsen blev der dagligt indsamlet en mindre prøve af det tilført affald, der igen blev samlet til en månedsprøve, der blev analyseret for indholdet af PFAS. Der blev udtaget prøver af røggas samt restprodukterne slagge og flyveaske fra elektrofilter over en dag. Der blev også udtaget prøver af råkondensat, der er fælles for flere af anlæggets ovnlinjer.

Ved prøvetagning var temperaturen ved risten ca. 800 °C og i røggassen ca. 950 °C. Sidstnævnte formodes at være temperaturen i EBK-zonen.

CFB-ovnen P6 har en indfyret kapacitet på ca. 30 ton/time og en termisk effekt på ca. 90 MW, der suppleres med yderligere 10 MW fra røggaskondensering. Den forbrænder kun returbrændsel, der består af usorteret industriaffald i form af papir, træ og plast.

Affaldet tilføres fluidbeden, hvor opvarmet sand sammen med affald cirkuleres vha. af luft. Røggassen med sand, partikler og gasser føres gennem en cyklon, hvor sand og affald føres retur og røggassen skilles fra og føres videre til røggasrensningen, der består af et SNCR-anlæg, hvor NH_3 tilføres for at fjerne NO_x , et posefilter hvor kalk og aktivt kul tilført til røggassen og fjernes som restprodukt sammen med aske fra kedlen. Efter posefilteret køles røggassen i skrubberen og røggaskondenseringen, hvor der dannes kondensat, der føres til vandbehandlingsanlægget. I FIGUR 35 er vist en skematisk oversigt over ovnlinjen og prøvetagningssteder.



FIGUR 35. Skematisk oversigt over Høgdalenverkets fluidbed anlæg (P6) med angivelse af prøvetagningssteder (Engzell A, 2019)

I forbindelse med undersøgelsen blev der dagligt indsamlet en mindre prøve af det tilført affald, der igen blev samlet til en månedsprøve, der blev analyseret for indholdet af PFAS.

Der blev udtaget prøver over en dag af røggas samt restprodukterne bundaske fra fluidbed og flyveaske fra elektrofilter. Der blev også udtaget prøver af råkondensat, der er fælles for flere af anlæggets ovnlinjer.

Ved prøvetagningen var temperaturen i bunden af fluidbeden ca. 880 °C og ved øvrige målesteder i kedlen ca. 920-940 °C.

Analyseresultaterne fremgår FIGUR 36, og de viser, at de forskellige brændsler indeholdt forskellige, men lave koncentrationer af PFAS. Forfatteren oplyser, at der er følgende måleusikkerheder på de enkelte restprodukter: slam $\pm 27\%$, aske $\pm 25\%$ og kondensat $\pm 25\%$. Detektionsgrænsen for affald og slam varierer fra 0,1 – 0,2 $\mu\text{g/kg}$ TS for de enkelte PFAS, for aske er den ikke oplyst og for kondensat varierer den i intervallet 0,2 – 0,6 ng/l.

Ovnlinje	Flow	Prøvemateriale	Koncentration af Σ PFAS	PFAS nedbrydning
Brista B2	Tilført	Husholdningsaffald	1,4 µg/kg TS	86 %
		Industriaffald	1,8 µg/kg TS	
		Slam	10,1 µg/kg TS	
	Fraført	Bundaske	1 µg/kg TS	
		Flyveaske	1 µg/kg TS	
		Slutprodukt	1,1 µg/kg TS	
		Kondensat	1,7 ng/l	
Högdalen P4	Tilført	Husholdningsaffald	2,1 µg/kg TS	95 %
		Industriaffald	10,6 µg/kg TS	
		Slam	0 µg/kg TS	
	Fraført	Slagge	1 µg/kg TS	
		Elektrofilteraske	1 µg/kg TS	
		Kondensat	55 ng/l	
Högdalen P6	Tilført	Husholdningsaffald	Ikke tilført	97,74 %
		Industriaffald	10,6 µg/kg TS	
		Slam	Ikke tilført	
	Fraført	Bundaske	1 µg/kg TS	
		Filteraske	1 µg/kg TS	
		Kondensat	55 ng/l	

FIGUR 36. Resultat af undersøgelser på to svenske affaldsforbrændingsanlæg

Industriaffald og slam indeholder mere PFAS end husholdningsaffald og alle restprodukter indeholdt mindre PFAS end det tilførte affald og slam. Massebalance beregninger viste, at 86-98% af PFAS-indholdet i brændslerne blev destrueret ved forbrændingen. Usikkerheden kunne ikke beregnes, da bidraget fra usikkerhed (detektionsgrænse) var for højt.

Den del af det tilførte PFAS, der ikke blev destrueret ved forbrændingen endte i restprodukterne, som er til at kontrollere. Den mindre nedbrydning i B2 kan skyldes slamindholdet, den lavere ovntemperatur og/eller den dårligere rensning ved røggaskondensering i B2, der kan skyldes, at PFAS-indholdet i spildevandsslam oftest er de mere stabile og mindre vandopløselige fluortelomere.

Røggassen blev ikke undersøgt, men forfatteren konkluderer, at der ikke vil være en målelig koncentration af PFAS i den rensede røggas. Der er en usikkerhed i undersøgelsen, idet alle PFAS er summeret, selvom mange PFAS er under detektionsgrænsen.

"Bemærkninger".

Undersøgelsen viser, at på et ristefyret affaldsforbrændingsanlæg med lave EBK-temperaturer (800 - 850 °C) opnås en destruktionsgrad på minimum 86 % samt højere, dvs. 95 % ved EBK-temperaturer omkring 950 °C.

Destruktionsgraden er beregnet som summen af de 11 PFAS-forbindelser, hvor flere er kvantificeret under metodens detektionsgrænse, og hvor denne er brugt som mål for indholdet. Der er derfor stor usikkerhed omkring resultatet af undersøgelsen. Forfatteren efterlyser lavere detektionsgrænser. Der er ikke målt på røggassen, men forfatteren antager, at der

ikke vil være målbare koncentrationer heri. Det er den eneste undersøgelse, hvor PFAS-indholdet i affaldet er analyseret.

11.6.4 Hollandsk affaldsforbrændingsanlæg

Emissionen af POP-stoffer, herunder PFOS og PFOA, blev undersøgt fra et moderne affaldsforbrændingsanlæg Reststoffen Energie Centrale (ERC) beliggende i Harlingen i Holland ved Vadehavet (Arkenbout, P, 2019).

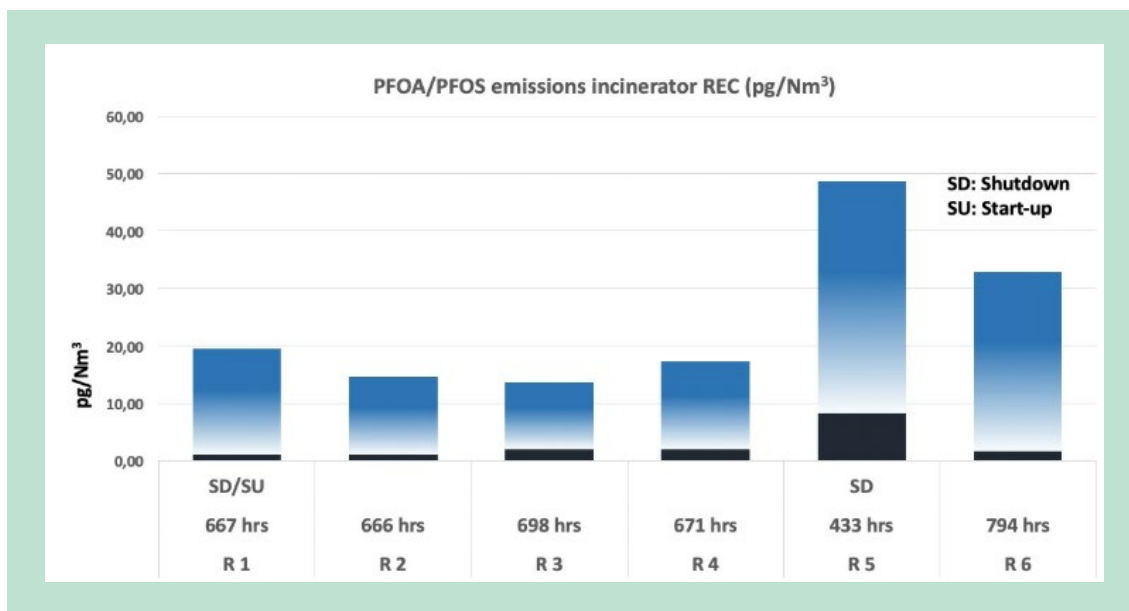
Affaldsforbrændingsanlægget er blandt de mest moderne i Holland, og det er udstyret med teknologier, der sikrer, at det lever op til BAT-kravene.

Undersøgelsen er udført som en del af flere undersøgelser, idet der i anlæggets omgivelser i 2013 blev fundet forhøjede niveauer af dioxin i hønseæg.

Fra august 2015 til december 2017 blev der foretaget løbende prøvetagning af røggassen. Derudover blev der taget røggasprøver under et driftsstop i maj 2018. Prøverne under drift blev også udtaget i forbindelse med opstarter og nedlukninger af anlægget. I alt blev det til 20.139 timer af prøvetagning, hvoraf der var driftsstop i 1.159 timer pga. årligt vedligehold af anlægget. I den periode anlægget var i drift, blev der ikke udtaget prøver i 2,6 % af tiden på grund af problemer. Der er fundet en sammenhæng mellem perioder, hvor prøvetagningen fejlede og høje niveauer af dioxiner og furaner. Forfatterne konkluderer, at der kan have problemer med korrekt prøvetagning

Det er ikke specificeret, hvor på anlægget prøverne er taget, og om røggassen inden er rensat med filtre og skrubber, så det svarer til, hvad der kommer ud af skorstenen sammen med vanddamp. Analysemetode og parametre omfattet af analyserne er ikke oplyst

Prøverne blev analyseret for de mest kendte halogenerede POP-stoffer samt PFOS og PFOA.



FIGUR 37. PFOA- og PFOS-koncentration (blå respektive sortfarvet søjle) fra langtidsmålinger på Hollandsk affaldsforbrændingsanlæg (Arkenbout P, 2019)

Det fremgår af de seks langtidsmålinger, at der forekommer mest af PFOA, men i lave koncentrationer på 13 – 41 pg/Nm³. Under normale driftsforhold er PFOA-indholdet under ca. 30 pg/Nm³ og under nedlukning er koncentrationen op til ca. 40 pg/Nm³. Niveauet af PFOS er ved normale driftsforhold få pg/Nm³ og under nedlukning målt op til ca. 8 pg/Nm³.

Der er ikke oplysninger om indholdet af PFAS i affaldet eller i restprodukter fra processen.

Forfatterne konkluderer i rapporten: "Fluorinated compounds, such as perfluorooctanoic acid (PFOA), was detected in all (n = 6) samples (433 – 794 hours, total 3.929 hours). PFOA should not be detectable at all in modern waste incineration processes. Finding of PFOA in the stack can be an indicator of incomplete combustion, i.e. not complying with a minimum 2 seconds residence time at 850 °C".

"Bemærkninger".

Denne artikel er ikke peer-reviewed og har derfor begrænset værdi. Ved langtidsmålinger på den rensede røggas fra et moderne affaldsforbrændingsanlæg var PFOA- og PFOS-indholdet under normale driftsforhold mindre end hhv. ca. 30 og ca. 2 pg/Nm³. I forbindelse med nedlukning er PFOA- og PFOS-indholdet under hhv. ca. 40 og ca. 8 pg/Nm³. Der er ikke oplysninger om driftsparametre, indhold af PFAS i affaldet eller i restprodukter.

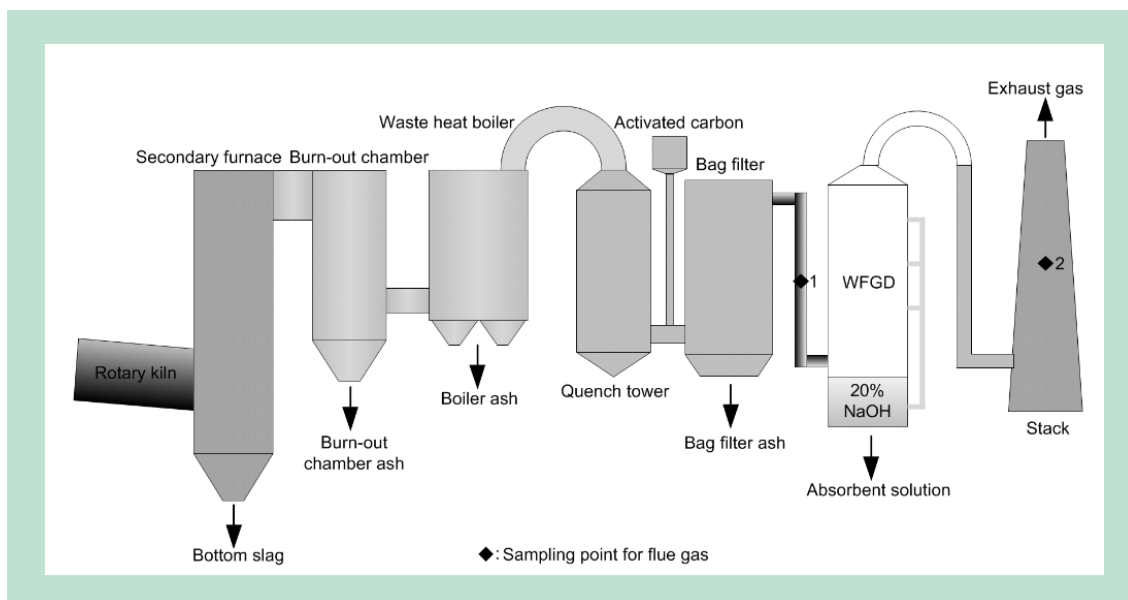
De målte koncentrationer i rengassen er ekstremt lave og svarer til almindelige baggrunds niveauer for PFAS i udeluft. Disse målte koncentrationer er meget lavere end målte PFAS luftkoncentrationer fx over lossepladser og spildevandsanlæg (se afsnit 11.9). Desuden er emissionskoncentrationer af en forurening via skorsten, på grund af fortynding af udslippet, flere størrelsesordner højere end koncentrationen af samme stof i udeluften. Derfor, hvis analysesultaterne er korrekte, stammer de koncentrationen af PFAS, der er målt, fra anlæggets luftindtag af atmosfærisk luft. Dette passer også med resultaterne i et pilotforsøg, hvor der blev målt små mængder PFOA i den rensede røggas fra afbrænding af affald med og uden PTFE (11.5.3).

11.6.5 Kinesisk undersøgelse af fluors skæbne i affaldsforbrændingsanlæg

Artiklen undersøger, hvad der sker med fluor under forbrænding af fluorholdigt affald i et fuldskalaanlæg i Kina (Li, W *et al.* 2019).

Anlægget forbrænder ca. 100 tons farligt affald per dag. Det farlige affald kom fra nærliggende fabrikker, der fremstillede fluorkemikalier.

Affaldet pyrolyseres og gassificeres ved 700 - 800 °C først i en roterovn i en iltfattig atmosfære. Dernæst blev den dannede gas ledt til et efterforbrændingskammer med en temperatur på 1100 - 1200 °C for at sikre fuldstændig udbrænding af organiske forureninger. Anlægget havde avanceret røggasrensning med SNCR til reduktion af NO_x, tilsætning af aktivt kul, posefilter efterfulgt af våd røggasrensning med skrubber.



FIGUR 38. Principskitse for kinesisk anlæg til forbrænding af farligt affald (Li, W *et al* 2019).

Der blev gennemført to målekampagner med lidt forskellige driftsforhold på farligt affald. Under målingerne var brændværdien af affaldet ca. 15 MJ/kg og gennemsnitstemperaturen i roterovnen ca. 770 °C, ved udløb af efterforbrændingskammer ca. 1170 °C og ved udløb af køletårn ca. 170 °C.

Hver anden time blev udtaget prøver af bundaske/slagge, aske fra efterforbrænding, kedelaske, posefilteraske, væsken fra den våde røggasrensning og den rensede røggas efter sidste rensningstrin. De faste prøver blev tørret før analyse.

Ved forbrændingen blev det meste af fluorindholdet i affaldet afgivet til røggassen og en mindre del til restprodukter. Forfatteren beregnede massebalancer for forsøgene og fandt, at mindre end 21% af fluor endte i restprodukter, mens 79 % endte i den våde røggasrensning. Mængden af fluor emitteret gennem skorstenen var mindre end 0,12%. Formentlig er der tale om fluorcarbon gasser som fx CF₄. HF som gas vil ende i vådrensningen.

Partikelbundet fluor udgjorde omkring 98 % af fluorindholdet før den våde røggasrensning, mens fluor efter vandrensningen primært forekom i vanddråber.

Fraktion	Fluorindhold (koncentration)		
	Prøve 1	Prøve 2	Enhed
Farligt affald	1,65	1,36	%
	16.513	13.568	mg/kg
Bundaske/slagge	12.425	11.605	
Efterforbrænderaske	1.398	513	
Kedelaske	2.965	1.797	
Posefilteraske	6.725	5.085	
Skrubbervæske	88,0	69,5	mg/ml
Renset røggas	4,9	2,9	mg/m ³

FIGUR 39. Fluorindhold og mængder i farligt affald og restprodukter fra forbrænding

Der blev også udført forsøg på 10 g prøve i en laboratorieovn, hvor temperaturen kunne varieres. Ved pyrolyseprocessen i laboratorieovnen blev de flygtige fluorforbindelser, HF og SiF₄ (dannet ved reaktion af HF med glas) de første fluorforbindelser, der blev dannet.

Det blev fundet, at ved en pyrolysetemperaturer på:

- over 123 °C og under 757 °C stammede emitteret HF fra løst-bundet organisk fluor (syrefluorider?) og uorganiske fluorsalte, mens
- HF emitteret ved 757-960 °C stammede fra stærkt-bundet organisk fluor (perfluoralkyl?).
- Over 960 °C stammede HF fra dekomponering af uorganiske fluormineraler.
- SiF₄ blev kun emitteret ved temperaturer i intervallet 132 °C til 684 °C.

"Bemærkninger".

Artiklen specificerer ikke, at affaldet formentlig kan indeholde PFAS som en del af fluorindholdet. Resultaterne er alligevel nyttige og brugbare bl.a. mht. massebalanceovervejelser og forståelse af forbrænding af affald med et fluorindhold.

DRE er 99,88% for det totale fluorindhold, og med stor sandsynlighed er DRE for PFAS > 99,99 %. Temperaturen er dog højere end i et forbrændingsanlæg for husholdningsaffald.

Opholdstiden er ikke oplyst

11.6.6 11 svenske affaldsforbrændingsanlæg

I denne bachelor thesis/afhandling fra Örebro Universitet undersøges, om PFAS forekom i restprodukter (asker) fra affaldsforbrændingsanlæg, og om dette kunne være en kilde til forurening af miljøet ved deponering på land (Wohlin D, 2020).

I projektet afprøvede forfatteren tre forskellige ekstraktionsmetoder for PFAS og ekstraherbart organisk fluor (EOF). LC-MS/MS blev brugt til den kemiske analyse af op til 22 PFAS. En forbrændings-ion-chromatograf (CIC) blev anvendt til at bestemme koncentrationen af EOF.

Der blev i alt blev analyseret 26 prøver af slagge og bundaske samt flyveaske fra 11 svenske affaldsforbrændingsanlæg udtaget i 2005. Affaldsforbrændingsanlæggene havde forskellig teknologi dvs. ristefyring som på danske affaldsforbrændingsanlæg og fluidbeds som på nogle danske slamforbrændingsanlæg, og de afbrændte forskellige typer af affald, se TABEL 11.

Kun et af anlæggene, Kiruna, der er et ristefyret anlæg, afbrændte 100% almindeligt husholdningsaffald.

Tre anlæg, Umeå, Händelö P14 og Sundsvall brændte en blanding af husholdnings- og industriaffald, Umeå på et ristefyret anlæg, og de andre ved "bubling fluidized bed".

Yderlige to anlæg, Södertälje og Högdalen brændte industriaffald, den første på et ristefyret anlæg og den sidste i en "bubling fluidized bed".

Et anlæg, Braviken, afbrændte papirslam og biomasse på et ristefyret anlæg mens fire anlæg, Mälardalen Energi, Munksund, Lidköping og Nynäs Hamn hovedsageligt afbrændte affaldstræ, de to første i en "bubling fluidized bed" og de to sidste i "circulation fluidized bed".

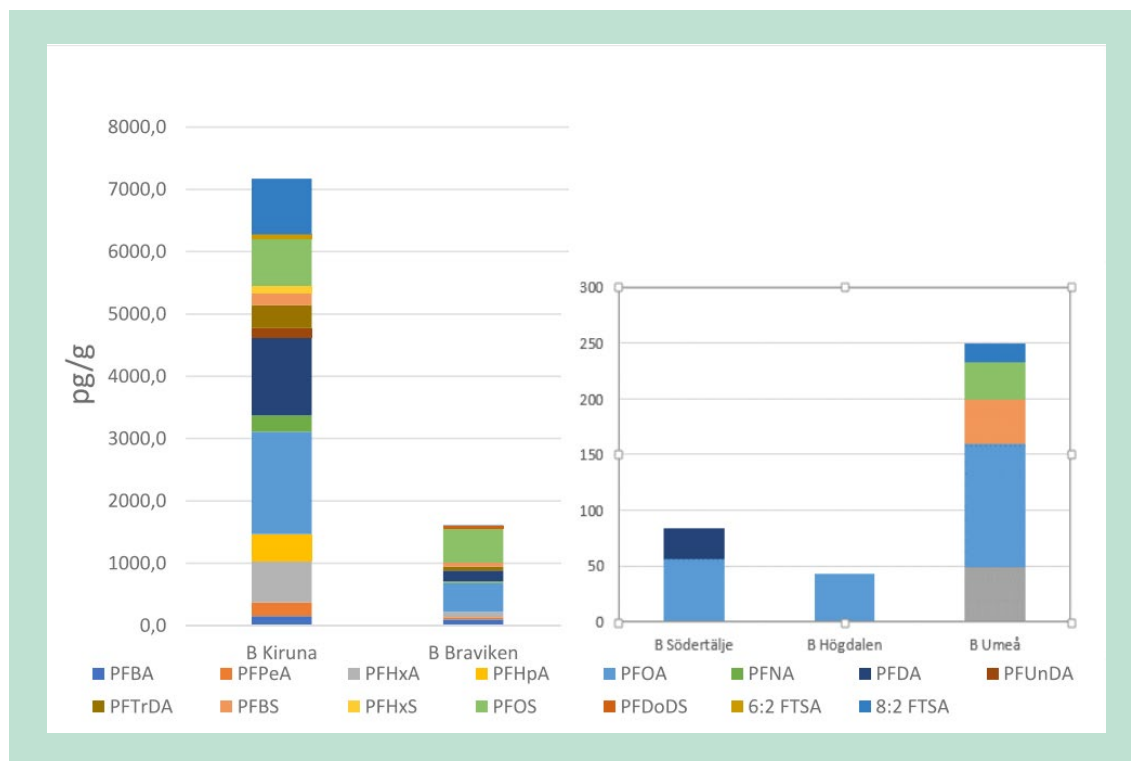
Der er ikke en beskrivelse af de anvendte teknologier, brændsler eller driftsforhold på de enkelte anlæg.

TABEL 11. Teknologier for undersøgte anlæg og brændsler. Sammensætning af brændsler og type er ikke oplyst (Wohlin D, 2020)

Anlæg	Teknologi	Brændsel
Södertälje	Ristefyring	60 % industriaffald 40 % "fuel crushing pellets"
Högdalen	Bubling fluidized bed	100 % industriaffald
Umeå	Ristefyret	60 % husholdningsaffald 40 % industriaffald
Lidköping	Cirkulating fluidized bed & ristefyring	50 % RT wood chips" 28 % plastaffald 22 % bark
Kiruna	Ristefyring	100 % husholdningsaffald
Braviken	Ristefyring	48 % "De-inked pulp rejected paper or paper sludge"
Mälardalen Energi	Bubling fluidized bed	27 % bark 24 % tørv 22 % træflis 16 % træstammer 11 % "RT-wood chips"
Sundsvall	Bubling fluidized bed	30 – 50 % industriaffald 30 – 50 % husholdningsaffald 10 – 15 % træflis
Händelö P14	Bubling fluidized bed	50 % husholdningsaffald 50 % industriaffald
Munksund	Bubling fluidized bed	70 % bark 25 % træflis 5 % "Well reject"
Nynäs Hamn	Circulating fluidized bed	100 % "RT-wood chips"

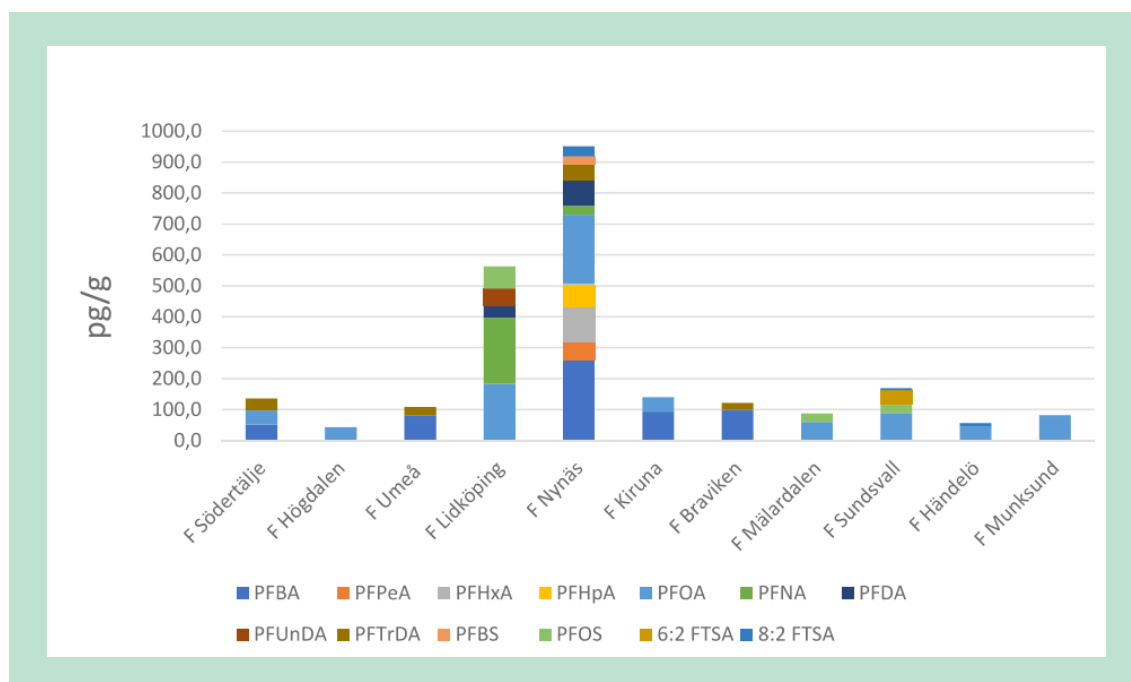
Af de 22 PFAS analyseret blev kun 15 bestemt over detektionsgrænsen i prøver af slagge og bundaske samt i flyveaske.

I **slagge og bundaske** var det kun muligt at bestemme PFAS (mellem en til 14 enkeltstoffer) fra fem af de 11 anlæg, se **FIGUR 40**. Sumkoncentrationen af PFAS var mellem 43 og 7.170 pg/g. Det ristefyrede anlæg i Kiruna, der havde langt de højeste PFAS koncentration og flest PFAS bestanddele, afbrænder 100% husholdningsaffald. I Braviken, der er et ristefyret anlæg, blev afbrændt tørv, træ og pappislam. Den mest forekommende PFAS her var i alle prøver PFOA.



FIGUR 40. Koncentrationer (pg/g) og PFAS-bestanddele i slagge og bundaske fra Kiruna, Braviken, Södertälje, Högdalen og Umeå (Wohlin D, 2020)

I **flyveasken** kunne PFAS (mellem en til 10 enkeltstoffer) bestemmes fra alle 11 anlæg med en sumkoncentration på mellem 43 og 951 pg/g. De højeste sum-PFAS-koncentrationer i flyveasken (550-950 pg/g) og flest forskellige PFAS (13 i alt) blev bestemt i flyveasken fra afbrænding af træpiller i Lidköping og Nynäshamn, se FIGUR 41, hvor begge anlæg er af typen fluidbed.



FIGUR 41. Koncentrationer (pg/g) og PFAS-bestanddele i flyveaske (Wohlin D, 2020)

Der blev påvist flere PFAS-komponenter og i højere koncentrationer i slagge og bundaske i forhold til i flyveasken (det står omvendt i afhandlingen!), hvor PFAS dog kunne bestemmes i alle anlæg.

Anlæg, der forbrænder husholdningsaffald, havde alle lave eller intet måleligt PFAS-indhold i askerne.

Forfatteren nævner i diskussionen, at det er muligt, at kilden til PFOA er affaldets indhold af teflon, og at PFBA stammer fra nedbrydning af PFAS med længere kæder.

PFOA kan ikke dannes ved forbrænding af Teflon (se 10.3.1 og 10.4.2). PFBA kan heller ikke dannes ud fra PFOA ved forbrænding. Det første, der sker i molekylet ved ophedning til høje temperaturen er, at CO₂ fra den funktionelle gruppe afgives ved en indre omlejring af PFAA.

Forekomsten af PFAS stammer fra uforbrændt PFAS i affaldet eller i luftindtaget. Når der findes kortkædede PFAS, som PFBA og PFBS, skyldes det, at det er disse stoffer, der stadig er tilladt og bruges mest i produkter, der ender i affaldet, og de er desuden mere flygtige end langkædede PFAS.

"Bemærkninger".

Prøverne var gamle, udtaget i marts 2005 og opbevaret universitetet, indtil de blev analyseret i 2020. Det er muligt, at disse prøver ikke er repræsentative for eksisterende anlæg og affaldstyper.

Der mangler oplysninger om de teknologier på de enkelte anlæg, de anvendte brændsler, samt driftsforhold, herunder EBK-temperatur og opholdstid.

11.6.7 27 svenske affaldsforbrændingsanlæg

I perioden oktober 2020 til marts 2021 blev gennemført en undersøgelse af omfanget af udledning af PFAS til omgivelserne fra svenske affaldsforbrændingsanlæg (Awad *et al.* 2021, Strandberg *et al.* 2021, Avfall Sverige 2021 og Kullh & Clark 2021).

Undersøgelsens formål var at finde ud af i hvilket omfang svenske affaldsforbrændingsanlæg udsender PFAS til miljøet via restproduktstrømme fra ovnenes slagge og bundaske, flyveaske og røggasrensningsrestprodukt og kondensat fra røggasrensningen samt hvilke forbindelser det drejer sig om.

Der findes 38 affaldsforbrændingsanlæg i Sverige, og heraf deltog 27 anlæg med tilsammen 31 ovnlinjer i undersøgelsen. De indsamlede over en periode på to uger under normale driftsforhold fem prøver af hver af de tre restproduktstrømme og de udfyldte spørgeskemaer om tekniske forhold ved forbrændingen. Der er ikke udtaget prøver fra det tilførte affald eller af røggassen.

De fem prøver af hver restproduktstrøm blev samlet til en repræsentativ gennemsnitsprøve (pooled prøve) for ovnlinjen, og de blev efterfølgende analyseret ved LC-MS/MS for 27 forskellige PFAS-forbindelser (PFAS-27), der blev opdelt i fire klasser:

- Perfluoralkansulfonsyrer (PFSA)
- PFSA precursors (forstadier)
- Perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA)
- PFCA precursors.

I TABEL 12 er specifikation af hvilke forbindelser, der er omfattet af de fire PFAS-klasser/familier.

TABEL 12. PFAS-klasser indeholdt i undersøgelse på svenske affaldsforbrændingsanlæg (PFAS-27)

PFSA	PFSA precursor	PFCA	PFCA precursor
PFBS	FOSA	PFBA	Hexafluorpropylenoxid
PFHxS	6:2 FTSA	PFPeA	Gen-X
PFOS	8:2 FTSA	PFHxA	6:2 PAP
PFDS	MeFOSAA	PFHpA	8:2 PAP
	EtFOSAA	PFOA	6:2 diPAP
		PFNA	8:2 diPAP
		PFDA	
		PFUnA	
		PFDoA	
		PFTTrA	
		PFTeA	
		PFHxA	

Af de involverede 31 forbrændingsovne var 24 af typen "ristefyret", fire var "fluidbed" og en havde "roterovn". For de to sidste ovne blev oplyst, at de både havde ristefyring og fluidbed fyring.

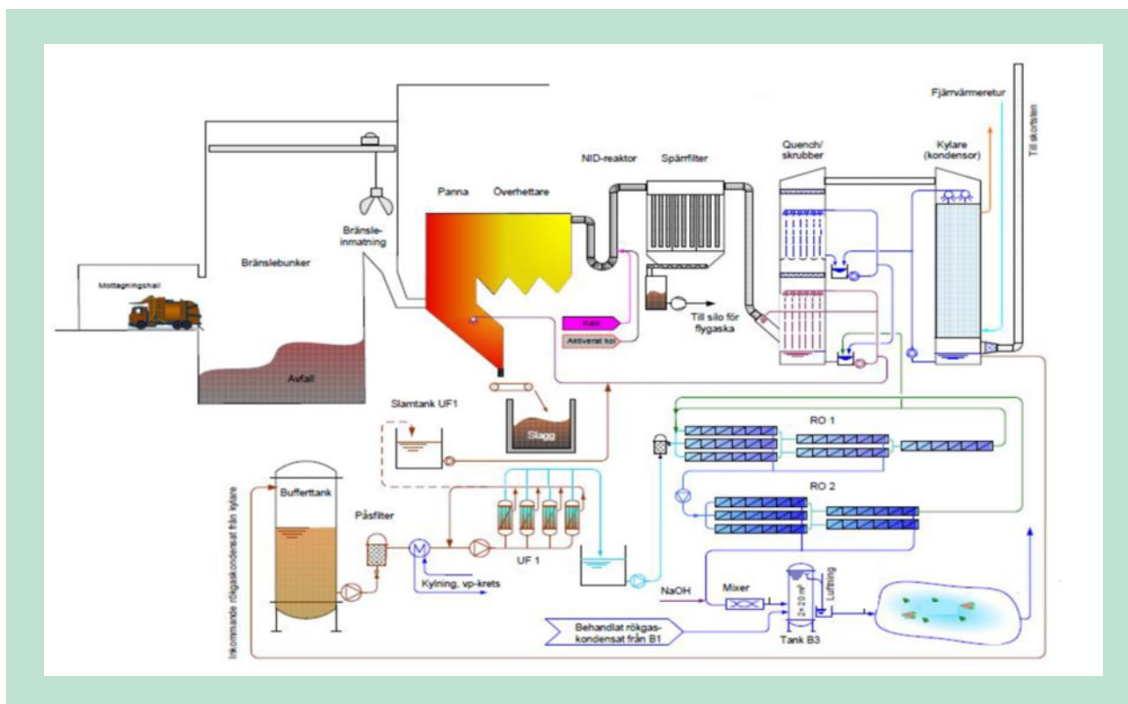
Ovntemperaturerne under undersøgelserne var mellem 850 og 1125 °C

Det formodes, at begrebet ovntemperatur henviser til temperaturen i efterforbrændingskammeret (EBK).

I 26 af de omfattede ovne blev afbrændt både husholdnings- og industriaffald, hvoraf husholdningsaffaldet androg mellem 20 og 95%. En ovn brændte alene husholdningsaffald, to ovne brændte kun industriaffald, mens to ovne brændte både husholdnings-, industri- og farligt affald.

I FIGUR 42 er vist principdiagram for et typisk svensk affaldsforbrændingsanlæg med affaldstilførsel og opbevaring i silo, forbrænding i ovn og fjernelse af slagge, afgivelse af røggassens energi i kedel og

turbine, tilsætning af kalk og efterfølgende rensning af røggas i posefilter og/eller skrubber med produktion af restprodukter, flyveaske samt evt. kondensat fra røggasrensningen før udledning af røggassen til det fri via skorstenen.

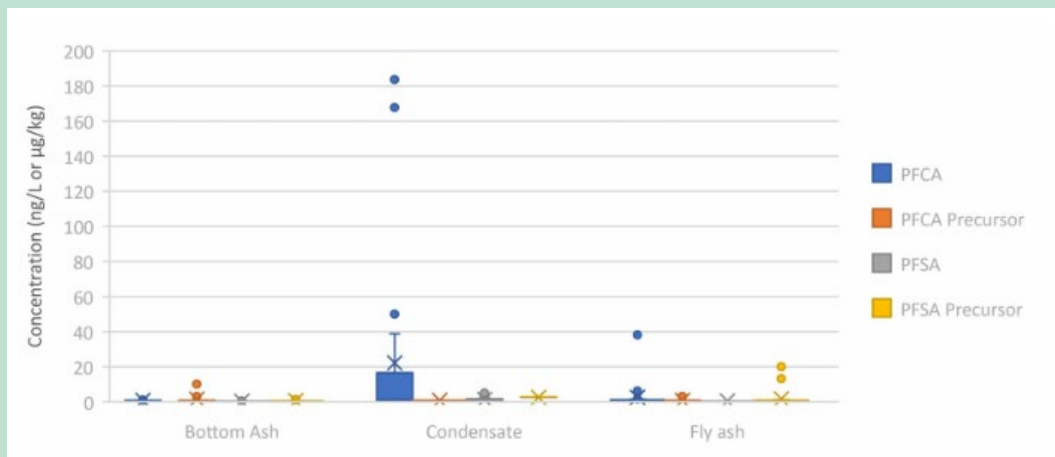


FIGUR 42. Typisk svensk affaldsforbrændingsanlæg (Awad *et al.* 2021)

Resultaterne viste, at PFAS ikke kunne påvises i prøverne af de tre restproduktstrømme fra fem ud af de 27 forbrændingsanlæg, der deltog i undersøgelsen:

- bundaske og slagge
- flyveaske og tørt restprodukt fra røggasrensning
- kondensat fra røggasrensning,

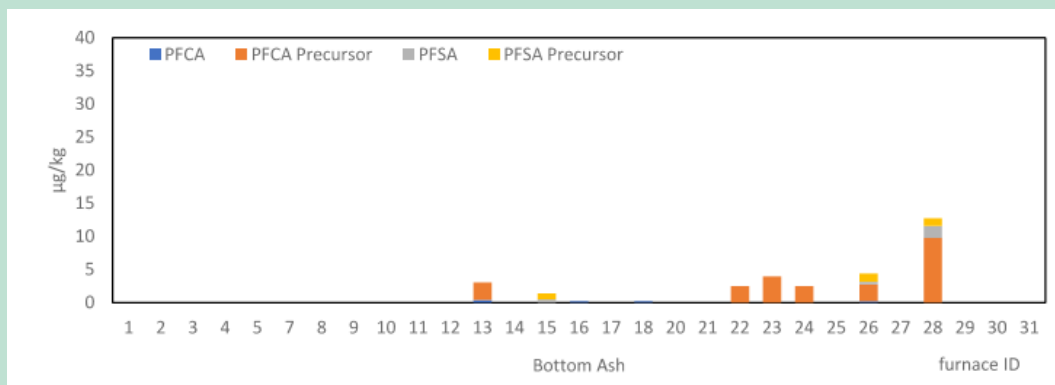
I prøverne fra de øvrige anlæg var PFAS indholdet meget lavt, med undtagelse af nogle få anlæg. Det samlede overblik over de fundne koncentrationer af de fire PFAS-klasser fremgår af FIGUR 43.



FIGUR 43. Opsummering af indhold af PFAS fra de 27 forbrændingsanlæg. "Bottom ash" indeholder også slagge. "Fly ash" indeholder også restprodukt fra røggasrensning. (Awad *et al.* 2021)

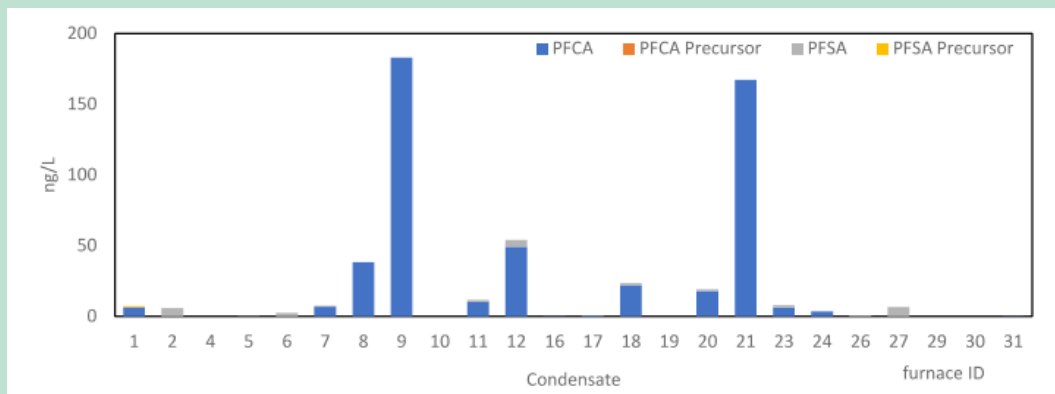
I prøverne af **slagge og bundaske** fra ni af de 31 ovne blev bestemt koncentrationer af de 27 PFAS, der er omfattet af undersøgelsen, på 0,22-13 µg/kg.

Det meste PFAS bestod af PFCA forstadiet 6:2 diPAP, som er fluortelomerphosphatdiester, der benyttes i papiremballage, se FIGUR 44.



FIGUR 44. Koncentration af PFAS-27 i bundaske og slagge på de enkelte ovnlinjer samt fordeling mellem de fire PFAS-klasser (Awad *et al.* 2021)

I **flyveaske og tørt restprodukt** fra røggasrensning blev PFAS bestemt i prøver fra 15 ud af de 31 ovnlinjer i koncentrationer på mellem 0,18 og 38 µg/kg. I 12 af disse 15 prøver var koncentrationerne under 2 µg/kg og ubetydelige, mens der på tre ovnlinjer blev fundet koncentrationer over 21,3 µg/kg, se FIGUR 45.

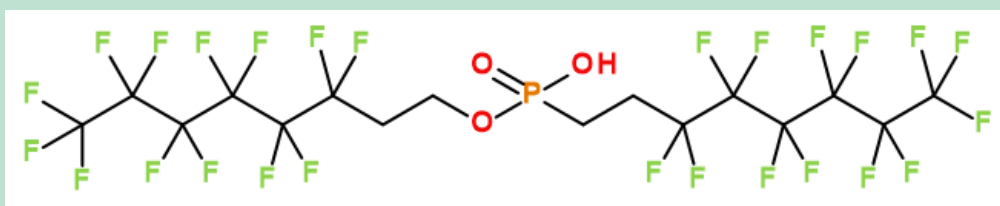


FIGUR 47. Koncentration af PFAS-27 i kondensat fra røggasrensning på de enkelte ovnlinjer samt fordeling mellem de fire PFAS-klasser. Manglende numre skyldes, at ovnlinjen ikke producerer kondensat eller at kondensatet stammer fra flere ovnlinjer (Awad *et al.* 2021)

I to af ovnene, nr. 9 og 21, var koncentrationerne i røggaskondensatet særlig høje, dvs. over 150 ng/l, hvor PFCA var dominerende. På kun to af ovnlinjerne fandt man koncentrationer af precursors, der lige præcis kunne måles.

Forfatteren oplyser, at de høje koncentrationer af stoffer i PFCA-klassen kan skyldes, at der er tilført affald med højt indhold af PFAS under prøvetagningen, at røggasrensningen på disse to ovnlinjer er mere effektive end på de andre i forhold til at fastholde PFAS eller, at prøverne var forurenede.

Forfatteren oplyser også, at man på baggrund af de høje koncentrationer af PFAS i de sammenblandede prøver, valgte at analysere de individuelle prøver for dels at underbygge resultatet for de sammenblandede prøver og dels at undersøge om der var en variation i PFAS-koncentrationen over tid. For ovnlinje nr. 1 fandt man, at PFAS-27 koncentrationen i den poolede prøver var 7 ng/l, en enkelt prøve indeholdt 156 ng/l og blev klassificeret som en outlier. For ovnlinje nr. 21 fandt man at PFAS-27 koncentrationen i den sammenblandede prøve var 167 ng/l mens koncentrationen i de individuelle prøver varierede i intervallet 74 til 223 ng/l. Den store forskel på de individuelle prøver tilskrives delvist, at tilstedeværelsen af PFCA-forstadiet 6:2 diPAP har en meget høj detektionsgrænse sammenlignet med de øvrige PFAS.



FIGUR 48. 6:2 Fluortelomerphosphatdiester (6:2 diPAP).

Forfatteren konkluderer, at der ikke er fundet en sammenhæng mellem koncentrationen af PFAS i prøverne og driftsforhold for ovnlinjerne. Men generelt er der fundet lave koncentrationer af PFAS-27 i prøverne på alle anlæg med få undtagelser.

Undersøgelsen omfattede 24 ovnlinjer med ristefyring, som er den teknologi, der anvendes i Danmark. På fem af disse blev der ikke fundet PFAS-27 over analysemetodens detektionsgrænse i prøverne fra de tre restproduktstrømme, der er indeholdt i undersøgelsen.

Forfatteren konkluderer, at der på ristefyrede ovnlinjer kan findes PFAS, men det gælder ikke for alle, koncentrationer under metodens detektionsgrænse, samt at andre faktorer end ovntype har indflydelse på koncentrationen af PFAS-27.

Forfatteren oplyser, at der ikke kunne fastlægges en sammenhæng mellem forbrændingstemperatur og de ovnlinjer, hvor der blev fundet målbare koncentrationer af PFAS i de tre restproduktstrømme. Og tilsvarende kan der heller ikke fastlægges en sammenhæng mellem affaldets oprindelse (husholdning eller industri) og koncentration eller sammensætning af PFAS-27. Der blev fundet høje koncentrationer af PFAS-27 i såvel rent husholdningsaffaldsfyrede som rent industriaffaldsfyrede ovnlinjer.

På to ovnlinjer, hvor fyringsteknologien ikke er oplyst ud over, at forbrændingstemperaturen var over 1.100 °C, blev der fundet de højeste koncentrationer af PFCA i spildevandet.

”Bemærkninger”

Denne undersøgelse fra 2019 udført på 27 svenske affaldsforbrændingsanlæg viser, at der var målbare koncentrationer af PFAS-27 i restproduktstrømmene bundaske og slagge samt i kondensat. Affaldssammensætning og forbrændingstemperatur har ikke afgørende indflydelse på koncentrationen af PFAS på de anlæg, hvor det er fundet.

Det skal bemærkes, at der ikke blev fundet PFAS i bundaske og slagge samt i røggaskondensat fra de ovnanlæg nr. 3, 15 og 28, der havde højeste koncentrationer i flyveasken. Det høje indhold af PFAS i flyveaske og røggasrensingsrestprodukt på de tre anlæg var udelukkende perfluoralkylcarboxylsyrer, der er de mest vandopløselige. Derfor undrer det, at der ikke blev fundet PFAS i røggaskondensatet fra disse tre ovnanlæg.

De to telomere 6:2 FTSA og 8:2 FTSA er forstadie til PFCA, ikke til PFSA, som det oplyses, da sulfonsyregruppen ikke er knyttet til fluoralkylkæden. PAPs omdannes og nedbrydes i det hele taget meget vanskeligt. Der savnes analyserer for andre PFCA-forstadier som fx fluor-telomersyrer og estere, der er meget anvendt i produkter.

Uden undersøgelser af affaldets indhold af PFAS er det ikke muligt at vurdere destruktionsgrader eller beregne massebalancer. Det er ikke dokumenteret, at der kemisk analyseres for alle relevante PFAS, der forekommer i prøverne.

Der er ikke fundet en sammenhæng mellem driftsforhold og koncentration af PFAS i restproduktstrømmene. Indhold af PFAS i røggassen eller i det tilførte affald er ikke undersøgt.

Der er ikke oplysning om forbrændingsteknologi eller affaldssammensætning på de anlæg, hvor der måles PFAS.

11.6.8 Kinesisk undersøgelse PFAS i slagge og flyveaske fra tre affaldsforbrændingsanlæg

Artiklen beskriver undersøgelser af PFAS i prøver af perkolat fra udendørs oplag af husholdningsaffald samt fra slagge og flyveaske fra affaldsforbrændingsanlæg udført i perioden fra 2015 til 2017 (Liu S *et al.* 2021).

Undersøgelsen er udført på tre forbrændingsanlæg A, B og C til husholdningsaffald ved storbyen Shenzhen i Kina. Anlæggene forbrænder henholdsvis omkring 14 mio., 760.000 tons og 170.000 tons husholdningsaffald årligt.

Det antydes at forbrændingstemperaturen typisk er 850 °C. Der er ingen oplysninger om anlæggenes teknologi og driftsforhold.

Koncentrationer af 23 forskellige PFAS blev analyseret i 26 perkolat prøver fra deres (udendørs?) oplag af husholdningsaffald til forbrænding samt i 20 prøver af flyveaske og 24 prøver af bundaske fra forbrændingsanlæggene. Prøverne blev analyseret ved UHPLC-MS.

Forfatterne anbefaler oplag af affald i 2-10 dage før afbrænding, fordi affaldet er meget vandholdigt. Produktionen af perkolat fra de tre anlæg var dagligt henholdsvis 2.800, 700 og 130 tons.

Da vand var den vigtigste parameter, som påvirkede indholdet af PFAS, blev halvdelen af prøverne taget i tørsæsonen om vinteren, og den anden halvdel af prøverne blev taget i regntiden i forsommeren.

Forskellige PFAS kan have forskellige opførsel og skæbne i affaldsforbrændingsanlægget. Således var koncentrationen af PFAS i perkolat meget højere end i flyveaske og bundaske. De kortkædede PFBA og PFBS dominerede i perkolatprøverne. Middelkoncentrationen af PFAS i perkolatprøverne var 215 ng/mL med et interval fra 21-682 ng/mL. Den totale årlige emission af PFAS med perkolat fra de tre anlæg blev beregnet til ca. 434 kg Σ PFAS.

Middelkoncentrationen af PFAS i flyveaske var 16,4 ng/g (ppb) med en spredning på 1,46-87,6 ng/g, og i slagge 14,6 ng/g og et interval på 3,11-77,4 ng/g. PFOS var den dominerende PFAS i flyveaske og slagge efterfulgt af PFBS, PFHxA og PFBA.

De relativt lave koncentrationer i askerne fik forfatterne til at konkludere, at det meste PFAS i affaldet var blevet destrueret.

"Bemærkninger".

Denne artikel viser, at husholdningsaffald kan være en vigtig kilde til forurening med PFAS, og at forbrænding af husholdningsaffaldet vil reducere denne forureningskildes mulighed for at gøre skade.

Måleresultaterne fra de tre anlæg var meget forskellige, så enten må der være store forskelle i anlæggenes teknologi og drift eller i det affald, anlæggene behandlede.

11.6.9 Nedbrydning af PFAS i reaktiveret aktivt kul

Undersøgelsen kortlægger nedbrydning af PFAS opsamlet i granuleret aktivt kul anvendt til rensning af drikke- og spildevand (DiStefano R *et al.* 2022).

Finkornet aktivt kul er det mest anvendte materiale til at rense drikkevand og spildevand for PFAS ved adsorption. Når kullet er brugt, kan det reaktiveres, så materialet kan bruges igen.

Der blev gennemført fire test på et fuldskalareaktiveringsanlæg med en gasfyrret ovn, hvor kullet opvarmes, mens det føres gennem flere forbundne trin i ovnen under beluftning, der sikrer, at al materiale opvarmes, og gasserne fra processen fjernes fra kullene. Gasserne forlader ovnen i toppen og behandles derefter i en termisk oksidator først ved 1900-2000 °F (1038-1093 °C), senere ved 1750-1900 °F (954-1038 °C), og til slut ved 1650-1700 °F (899-927 °C). Herefter køles og renses røggassen i et køletårn efterfulgt af et tørt renses trin med posefilter, før den udledes til det fri.

Der blev udtaget prøver af aktivt kul før og efter behandling, af røggassen før og efter røggasrensningsanlægget og af restprodukt fra posefilteret samt af spildevand fra køletårnet.

I toppen af ovnen (lag 1) var temperaturen 750-850 °F (399-454 °C) og i bunden 1750 °F (954 °C) under forsøgene.

Der blev analyseret for 29 forskellige PFAS med en detektionsgrænse (LOQ) under 3 ng/g prøve, og 21 af dem blev bestemt i det brugte kul i individuelle koncentrationer på mellem 0,01 og 55 ng/kg, og total PFAS-koncentrationer var 92 - 119 ng/kg. Det reaktiverede kul indeholdt ikke PFAS over detektionsgrænsen.

Massestrømmen af PFAS i udgangsgassen fra ovnen og i skorstenen var henholdsvis $8,41 \times 10^{-5}$ lb/h og $4,88 \times 10^{-5}$ lb/h. I alt blev PFAS-destruktionseffektiviteten af ovnen beregnet til 99,999%.

Reaktiveringsprocessen anses i USA for en form for forbrænding ved høj temperatur (incineration).

”Bemærkninger”.

Denne proces nedbryder stort set alt PFAS, der findes i brugt aktivt kul. Forskellen mellem denne proces og affaldsforbrænding er, at der først sker en fordampning af PFAS fra kullet, og det er dampene, der udsættes for de høje temperaturer, så processen bliver mere homogen og effektiv end forbrænding af ikke-homogent husholdningsaffald.

11.6.10 Danske affaldsforbrændingsanlæg

Der er i efteråret 2022 udført målinger af indholdet af PFAS i røggas, restprodukter og spildevand fra to danske affaldsfyrede anlæg.

1) På et anlæg til hovedsageligt erhvervs- og husholdningsaffald, der opfylder driftskrav i Miljøstyrelsens bekendtgørelse om forbrænding af affald, er udført målinger af PFAS. På anlægget brændes affaldet på en rist, hvor slagge og bundaske føres bort. Røggassen passerer kedlen før den renses i flere trin, herunder i et vådt anlæg, hvorfra kondensatet føres til et spildevandsbehandlingsanlæg inden udlledning til recipient. I det våde røggasrensningsanlæg dannes gips, der sendes til deponi. Efter sidste trin i røggasrensningsanlægget føres røggassen til det fri. Målinger af PFAS blev foretaget i den rensede røggas efter sidste trin i røggasrensningsanlægget, i det rensende kondensat og gips fra det våde trin i røggasrensningsanlægget samt det rensende spildevand fra røggasrensningen.

Der er udtaget to prøver over 8 timer i september 2022 på den rensede røggas, hvor der er bestemt 32 PFAS-forbindelser. I juni 2022 er udtaget én prøve af gips, hvor der er bestemt 15 PFAS-forbindelser. I perioden april til oktober er der udtaget fire prøver af det rensede kondensat og spildevand, hvor der er bestemt 12 eller 22 PFAS-forbindelser. PFAS omfattet af undersøgelserne fremgår af TABEL 13.

Prøver i røggassen er udtaget iht. metode, der er akkrediteret under DANAK. Prøveudtagningen er iht. OTM-45 (USEPA) og analyse er udført ved LC-MS/MS. Spildevandsprøver er analyseret ved LC-MS/MS, kondensat ved LC-MS/MS og gips ved HPLC-MS/MS.

Metodernes detektionsgrænser er for de enkelte PFAS oplyst til under $0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ref) for røggasprøver, 1 ng/L for spildevand og kondensat samt under 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ for gips.

Under prøvetagningen af røggasprøver lå EBK-temperaturen i intervallet 860 – 1030 °C, og i hovedparten af måleperioden var temperaturen ca. 1000 °C.

TABEL 13. PFAS markeret ved et x, der blev analyseret på dansk affaldsforbrændingsanlæg

PFAS-forbindelse	Spildevands- prøve 1 -3	Spildevands- prøve 4	Renset kon- densat	Gips	Renset røg- gas
PFBA	x	x	x	x	x
PFBS	x	x	x	x	x
PFPeA	x	x	x	x	x
PFPeS	-	x	-	-	x
PFHxA	x	x	x	x	x
PFHxS	x	x	x	x	x
PFHpA	x	x	x	x	x
PFHpS	-	x	-	--	x
PFOA	x	x	x	x	x
PFOS	x	x	x	x	x
4:2 FTS	-	-	-	-	x
6:2 FTS	x	x	x	x	x
8:2 FTS	-	-	-	-	x
10:2 FTS	-	-	-	-	x
PFOSA	x	x	x	x	x
PFNA	x	x	x	x	x
PFNS	-	x	-	-	-
N-MeFOSA	-	-	-	-	x
N-EtFOSA	-	-	-	-	x
N-MeFOSE	-	-	-	-	x
N-EtFOSE	-	-	-	-	x
N-MeFOSAA	-	-	-	-	x
PFDA	x	x	x	x	x
PFDS	-	x	-	x	x
PFUnDA	-	x	-	x	x
PFUnS	-	x	-	-	-
PFDoS	-	x	-	-	-
PFDODA	-	x	-	-	x
PFTeDA	-	-	-	-	x
PFtrDA	-	x	-	-	x
PFTTrS	-	x	-	-	-
PF-3,7-DMOA	-	-	-	-	x
HPFHpA	-	-	-	-	x
H2PFDA	-	-	-	-	x
H4FUnA	-	-	-	-	x
PFOSAA	-	-	-	-	x

Der blev ikke fundet PFAS i prøverne udtaget i røggas, gips eller kondensat.

I spildevand er PFAS-indholdet bestemt til 70 – 120 ng/L, hvilket blev angivet som på niveau med grænseværdien i Drikkevandsbekendtgørelsen¹⁷ for Sum12 for drikkevand på 100 ng/L. Miljøstyrelsen har i juni 2021 anbefalet et skærpet kvalitetskrav¹⁸ for drikkevand for PFAS Sum4 på 2 ng/L.

I de fire spildevandsprøver blev alene kvantificeret PFBA, PFPeA, PFHxA og PFHpA, se TABEL 14 samt ubetydelige mængder af PFOA og PFTrDA, hvor indholdet af sidstnævnte var under 0,4 ng/L. I spildevandsprøverne dominerede PFHxA.

TABEL 14. PFAS-indhold i (µg/L) i spildevandsprøver fra dansk affaldsforbrændingsanlæg

Spildevandsprøve	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4
PFBA	0,031	0,0073	0,0038	0,026
PFPeA	0,018	0,015	0,0076	0,029
PFHxA	0,054	0,095	0,058	0,030
PFHpA	<0,001	<0,001	0,0010	0,0004
SUM4 PFAS	<DL	<DL	<DL	<DL
SUM12 PFAS	0,10	0,12	0,070	0,086
SUM22 PFAS	-	-	-	0,086

Der er ikke oplysninger om affaldets indhold af PFAS eller øvrige sammensætning.

”Bemærkninger”.

Undersøgelsen er ikke publiceret. Måling af indholdet af PFAS på dette danske konventionelle affaldsforbrændingsanlæg viser, at der ikke var målbart indhold af PFAS i røggas eller kondensat og gips fra det våde rensningstrin af røggassen.

Der blev fundet lave koncentrationer af PFAS i spildevand fra anlægget, men niveauerne er på niveau med grænseværdien for drikkevand (Sum12).

Indhold af PFAS i affaldet er ikke undersøgt og det er derfor ikke muligt at bestemme DR eller DRE.

Resultaterne viser, at PFAS nedbrydes ved forbrænding på konventionelt affaldsforbrændingsanlæg, der opfylder relevante driftskrav til opholdstid og temperatur i EBK-zonen for det affald, der normalt tilføres til anlæggene.

2) På et andet dansk konventionelt affaldsfyret forbrændingsanlæg er i 2022 udført målinger af PFAS. På anlægget afbrændes kommunalt indsamlet dagrenovation sammen med industriaffald mm. på riste-fyrede anlæg, der er indrettet i overensstemmelse med vilkårene i industriemissionsdirektivet.

Affaldet indfyres på risten, hvor den ikke brændbare del (slaggen og bundasken) fjernes. Røggassen passerer kedlens EBK-zone, hvor temperaturen skal være over 850 °C i minimum 2 sekunder. I kedlen reduceres røggassens indhold af NO_x før røggassen føres igennem først et posefilter eller et elektrofilter, hvor partikler fjernes og dernæst en vådskrubber, hvor sure gasser og metaller vaskes ud før røggassen udledes til det fri. Dioxiner og furaner fjernes enten sammen med flyveasken i det foranstillede

¹⁷ <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2022/1383>

¹⁸ https://mst.dk/media/227870/oversigt-over-pfas-graensevaerdier_.pdf

posefilter før vådskrubberer eller separat i et efterstillet posefilter. Kondensatet fra skrubberen føres til spildevandsbehandlingsanlægget, hvor det renses og gips udfældes. Det rensede spildevand fra anlægget udledes til spildevandsledning.

Der er udført målinger af PFAS i røggassen samt i gips og spildevand fra spildevandsbehandlingsanlægget. Skrubberen modtager grundvand (afværgvand fra boring) til den vådkemiske proces. Der er udført analyse af PFAS i 10 prøver af grundvand fra en afværgboring, der vurderes at have en sammensætning, der er sammenlignelig med det afværgvand, der modtages på anlægget.

Analyser er udført på to prøver af rensat spildevand og to prøver af gips fra røggasrensning, to prøver af XRGA (Halosep-behandlet flyveaske), én af ubehandlet flyveaske, én af slagge (bundaske) samt to af røggas, der ikke er udtaget samtidigt, men i løbet af 2022.

Ved prøvetagning i røggassen varierede EBK-temperaturen i intervallet 960 – 1060 °C. Målingerne er udført over en periode på ca. 6 timer.

Der er ikke oplysninger om affaldets sammensætning og herunder indhold af PFAS-stoffer.

Prøver i røggassen er udtaget iht. metode, der er akkrediteret under DANAK. Prøveudtagningen er iht. OTM-45 (USEPA) og analyse er udført ved LC-MS/MS. Prøver af spildevand er analyseret ved LC-MS/MS eller GC-MS/MS. Prøver af restprodukt er analyseret af akkrediteret laboratorium ved LC-MS/MS.

Detektionsgrænsen (som LOQ) for røggasprøver er oplyst til $<0,006 \mu\text{g}/\text{Nm}^3(\text{ref})$ eller lavere for de enkelte PFAS-forbindelser. Detektionsgrænsen (DL) for spildevand er oplyst til $<1 \text{ ng/L}$ for de enkelte PFAS. Detektionsgrænsen for PFAS i gips er oplyst til $<3,0 \mu\text{g/kg TS}$. Detektionsgrænsen for grundvand er angivet til 1 ng/L er mindre for de enkelte PFAS-forbindelser. Detektionsgrænsen i slagge og flyveaske er oplyst til $<0,1 \mu\text{g/kg TS}$.

I TABEL 15 er vist de PFAS-forbindelser, der er analyseret for i de enkelte strømme og restprodukter.

TABEL 15. PFAS-forbindelser undersøgt i gips og spildevand fra røggasrensning og rensset røggas samt i råvand til skrubber.

PFAS-forbindelse	Råvand til skrubber	Spildevand fra røggasrensning	Gips	Renset røggas
PFBA	x	x	x	x
PFBS	x	x	x	x
PFPeA	x	x	x	x
PFPeS	x	x		x
PFHxA	x	x	x	x
PFHxS	x	x	x	x
PFHpA	x	x	x	x
PFHpS	x	x		x
PFOA	x	x	x	x
PFOS	x	x	x	x
4:2 FTS				x
6:2 FTS	x	x	x	x
8:2 FTS				x
10:2 FTS				x
PFOSA	x	x	x	x
PFNA	x	x	x	x
PFNS	x	x		
N-MeFOSA				x
N-EtFOSA				x
N-MeFOSE				x
N-EtFOSE				x
N-MeFOSAA				x
PFDA	x	x	x	x
PFDS	x	x	x	x
PFUnDA	x	x	x	x
PFUnDS	x	x		
PFDaDS	x			
PFDaDA	x	x	x	x
PFTeDA				x
PFTrDA	x	x		x
PFTTrDS	x	x		
PF-3,7-DMOA				x
HPFHpA				x
H2PFDA				x
H4FUnA				x
PFOSAA				x

Ved analyserne var det kun muligt at detektere PFAS i spildevand og i råvand fra afværgenboringen samt spor af PFAS i slagge. I prøverne af råvand fra afværgenboringen og i spildevand fra røggasrensningsanlægget blev fundet under 10 ng/L SUM4 PFAS og under 30 ng/L SUM12 PFAS.

Miljøstyrelsens anbefalede grænseværdier for grundvand og drikkevand for de to grupper er hhv. 2 ng/L for SUM4 og 100 ng/L for SUM12. Prøverne af vandet fra afværgenboringen og spildevandet fra

røggasrensningsanlægget overholder således alle Miljøstyrelsens krav til SUM12 PFAS. Prøverne af spildevand overholder også kravet til SUM4, hvorimod mange af prøverne af afværgenvandet ikke opfylder kravet til SUM4. Yderligere information fremgår af TABEL 16.

TABEL 16. PFAS-indhold i prøver af grundvand fra afværgeboring, spildevand og gips fra røggasrensningsanlæg og rensset røggas. DL angiver detektionsgrænsen.

Prøvested	PFOS	PFOA	SUM4 PFAS	SUM12 PFAS	SUM22 PFAS	SUM 32 PFAS
Grundvand afværgeboring	<0,2 – 3,8 ng/L	<0,3 - 2,9 ng/L	0,5 – 9,2 ng/L	3,2 - 26 ng/L	3,2 - 27 ng/L	-
Gips fra spildevandsbehandling	< DL	< DL	< DL	< DL	< DL	-
Spildevand	0,6 - 0,9 ng/L	0,9 – 1 ng/L	1,5 - 1,8 ng/L	12 – 26 ng/L	12 – 26 ng/L	-
Slagge	<DL	0,04 µg/kg TS	0,04 µg/kg TS	-	0,57 µg/kg TS	-
Ubehandlet flyveaske	<DL	<DL	<DL	-	<DL	-
Halozepebehandlet flyveaske	<DL	<DL	<DL	-	<DL	-
Røggas	<DL	<DL	<DL	-	-	<DL

I spildevandet er det især PFBA, der dominerer efterfulgt af 6:2 FTS, PFPeA, PFBS og PFHxA. I slaggen er det især 6:2 FTS, der dominerer sammen med PFBS efterfulgt af PFBA.

”Bemærkninger”.

Undersøgelsen viser, at der ikke var målbare koncentrationer af PFAS i gips, flyveaske og røggas fra dette affaldsfyrede anlæg under normale driftsforhold, der opfylder kravene i industriemissionsdirektivet. Der er kun fundet lave indhold af PFAS i slagge og spildevand fra røggasrensningsanlægget. Der er ikke oplysninger om affaldets indhold af PFAS.

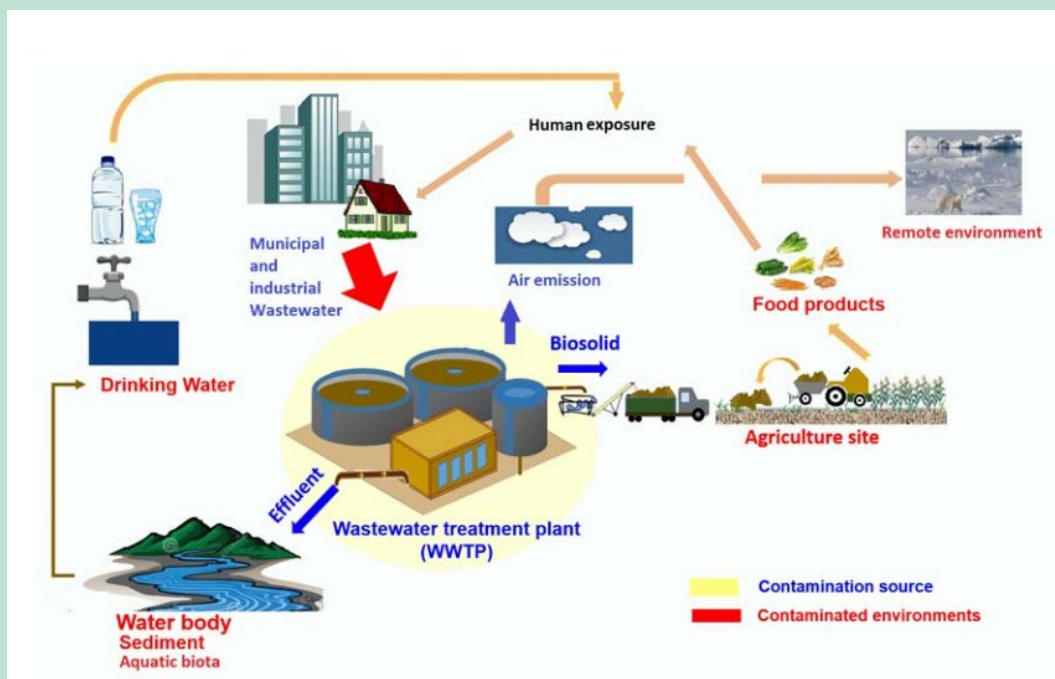
Undersøgelsen dokumenterer, at der ved normale driftsforhold og ved forbrænding af sædvanligt affald ikke kunne måles PFAS i røggassen

11.7 Undersøgelse i spildevandsbehandlingsanlæg med termisk behandling af slam

11.7.1 Spildevandsrensningens bidrag til PFAS-kredsløb i miljøet

Artiklen er en litteraturoversigt vedrørende spildevandsrensningens rolle i miljøkredsløbet for PFAS (Hamid H, Lorretta YL, 2016).

Spildevand fra tætbefolkede byområder indeholder mere PFAS i spildevandet end i mindre befolkede områder. For offentlige spildevandsanlæg har man i indløb/udløbsvandet målt op til 465 ng PFOS/L og 638 ng PFOA/L.



FIGUR 49. Transportveje for PFAS fra spildevandsrensningsanlæg (Hamid & Loretta, 2016).

I de senere år er de kortkædede PFAS, som PFBA, PFPeA, PFHxA og PFHpA, i højere grad blevet bestemt. Den biologiske behandling af spildevandet kan ikke nedbryde PFAA, men PFAA-forstadierne kan delvist omdannes til PFAA. Dette anses for forklaringen på, at udløbsvandet fra anlægget ofte indeholder mere PFAS end det indkomne spildevand, og at udløbsvandet fra spildevandsanlæg er en meget vigtig kilde til PFAS i vandløb og søer.

Spildevandsslam indeholder de samme PFAA som spildevand, men der er relativt mere af de langkædede PFAA og PFAA-forstadier.

Det har vist sig, at der er lavere koncentrationer af PFAS i tørret slam end afvandet slam. Anvendelse af biosolid (behandlet slam) som jordforbedringsmiddel på dyrket land viser, at PFAA-forstadier i slammet kan omdannes til PFAA, som kan optages i planter og jordorganismer og ende i naturens fødekæder. PFAA kan også nedsive til grundvandet og udvaske til overfladevand.

Op til 15 gange forhøjede luftkoncentrationer af PFAS blev konstateret i luften ovenover de tanke, hvor spildevandet blev luftet. Luftemissionen af de flygtige, ikke-polære PFAS-forbindelser kan langtransporteres til afsides områder, hvor forbindelserne kan omdannes til de polære PFAA. Ved kun at måle de vandopløselige PFAS bliver den samlede PFAS-belastning undervurderet.

"Bemærkninger".

Denne artikel giver et overblik over problemstillingen vedr. PFAS i spildevand og spildevandsrenseanlæg, men der er ikke oplysninger om forbrænding af spildevandsslam.

11.7.2 Teknologier til termisk destruktion af PFAS i spildevand og spildevandsslam

Artiklen er en litteraturgennemgang af termiske metoder til at destruere PFAS i spildevandsslam og i forurenat vand ved vandindvindingsanlæg (WRRF) (Winchel LJ *et al.*, 2021).

Artiklen gør opmærksom på, at termiske processer og specifikt forbrænding ved høje temperaturer (incineration) var den eneste kommercielle måde, der er til rådighed for at destruere PFAS. Andre metoder som pyrolyse, forgasning m.m. var i udviklingsfasen.

Der var imidlertid udestående problemer med både destruktionseffektiviteten og dannelsen af produkter af ufuldstændig forbrænding (PICs).

Forbrændingsanlæg for slam er i familie med forbrændingsanlæg for husholdningsaffald og for farligt affald samt forbrænding i cementovne. Der er to hovedtyper af forbrændingsovne: Flerkammerovne og fluidbed ovne. Typisk er der en temperatur på 760-980 °C i det primære forbrændingskammer og op til 1150 °C i efterforbrændingskammeret for røggassen.

Spildevandsslam er meget vandholdigt, men efter tørring har det en brændværdi som brunkul.

Den nyeste forskning, viden og erfaring viser, at komplet destruktion af PFAS kræver teknologi, der indebærer temperaturer på 1000 °C eller derover. Forfatteren opsummerer vejledende temperaturer for fuld destruktion af PFAS fundet i litteraturen, se FIGUR 50. I artiklen er der ikke oplysninger om opholdstid ved de anførte temperaturer med undtagelse af UNEP's undersøgelse fra 2019, hvor den er 2 sekunder.

SOURCE	TEMPERATURE NOTED	COMMENTARY
Pancras et al. (2016)	1,000–1,200°C	High-temperature incineration is required for complete PFOS degradation
Kucharzyk et al. (2017)	1,000°C or greater	High-temperature incineration is required to destroy PFAS adsorbed to spent activated carbon
USEPA (2020c)	1,000°C	Studies found PFOA is removed to nondetect levels using laboratory-scale combustion experiments
UNEP (2019a)	1,100°C	Combustion at hazardous waste incineration process parameters (2 s residence time at temperature) is the most appropriate way to handle PFOS waste
Ross et al. (2018)	1,100°C	High temperatures are required for destruction of gas-phase PFAS
ITRC (2020)	1,000°C or greater	PFAS destruction can be achieved at high temperature

FIGUR 50. Vejledende temperatur for nedbrydning af PFAS fra litteraturen (Winchel LJ *et al.*, 2021)

Ifølge Winchell *et al.* 2020 har Ian MacGregor fra Battelle i 2020 ved en konference rapporteret, at PFAS i spildevandsslam baseret på en massebalanceopgørelse fuldstændigt nedbrydes i et fluidbed slamforbrændingsanlæg, der brændte slammet ved 830 °C i 8 sekunder, se afsnit 11.7.5.

"Bemærkninger".

I artiklen konkluderes det, at PFOS i slam destrueres fuldt ud ved forbrænding på 1.000 °C eller derover.

Det oplyses i artiklen, at den højeste målte koncentration af PFOS i spildevandsslam var 0,0005%, så PFAS-holdigt affald er ikke at betragte som farligt affald i USA.

11.7.3 Nordisk undersøgelse af fluor i slam og afløbsvand fra spildevandsrensningsanlæg

Artiklen beskriver indholdet af fluorholdige forbindelser i spildevandsslam og afløbsvand fra spildevandsrensningsanlæg for at fastlægge, hvilke af disse stoffer, der udledes til miljøet (Aro R. *et al.* 2021).

Prøver af slam og afløbsvand fra spildevandsrenseanlæg i de nordiske lande blev undersøgt for indholdet af ekstraherbart organisk fluor (EOF) og 73 forskellige PFAS. PFAS blev analyseret ved brug af UPLC-ESI-MS/MS.

Det viste sig, at 90% af EOF-indholdet ikke kunne identificeres, men måtte være andre og ukendte fluorstoffer end de 73 PFAS, der blev analyseret for.

"Bemærkninger".

Undersøgelsen viser, at målte koncentrationer af PFAS kun omfatter en brøkdel af de fluorstoffer, der strømmer til og fra et spildevandsrenseanlæg.

Sagen er formentligt, at det meste fluorstof i spildevandet og perkolat er forstadier til de PFAS, der analyseres for. Formentlig vil det være det samme billede med hensyn til indholdet af fluorstoffer i fast affald.

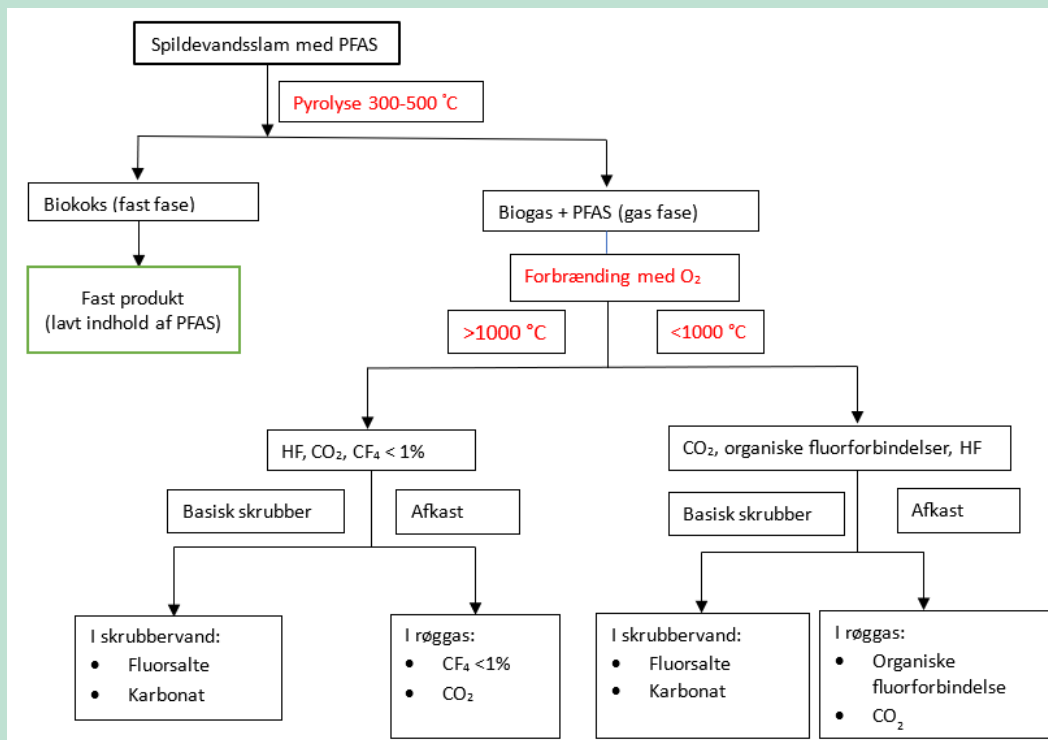
11.7.4 Reaktionsveje og restprodukter fra termisk destruktion af PFAS i spildevandsslam

I artiklen er en gennemgang af skæbnen af PFAS ved termisk destruktion af spildevandsslam (Zhang J *et al* 2023).

Tørret spildevandsslam pyrolyseres og forgasses ved 300-500 °C, hvorved der dannes biokoks uden PFAS, som kan landdeponeres, og en gasfase med det meste af slammets indhold af PFAS. Det vurderes i slutningen af artiklen, at alt PFAS i slammet fordamper ved temperaturer > 700 °C.

Hvis den dannede gas efterfølgende forbrændes ved > 1000 °C, sker der en fuldstændig nedbrydning af PFAS-indholdet til gasserne HF, CO₂ og meget lidt CF₄ (<1%). Røggassen renses i en basisk vådskrubber, hvor HF fjernes og opløses som fluorid og noget af CO₂-indholdet fjernes som karbonat. Til luften emitteres stort set kun vanddamp, CO₂ og CF₄.

Hvis forbrændingen sker ved en temperatur < 1000 °C, dannes der også HF og CO₂, men PFAS bliver ikke fuldstændigt nedbrudt. Der dannes ikke-identificerede organiske fluorforbindelser, som overlever både forbrændingen og røggasrensningen i det basiske skrubbevand, så det i sidste ende udledes sammen med CO₂ og vanddamp.



FIGUR 51. Reaktionsmekanismer ved pyrolyse af spildevandsslam (Zhang J *et al.* 2023).

"Bemærkninger".

Fin oversigtsartikel, der dog ikke kommer med meget nyt, andet end forenklet grafiske abstrakt, som giver et overskueligt overblik over procesvejene, men naturligvis ikke kan have alle detaljer med.

11.7.5 Amerikansk undersøgelse af PFAS i restprodukter fra et forbrændingsanlæg for spildevandsslam

Den ansete teknologiske forskningsinstitutionen Battelle med hovedkvarter i Columbus, Ohio, USA, har undersøgt, hvad der sker med PFAS, når spildevandsslam forurenet med PFAS brændes i et fluid bed forbrændingsanlæg for slam (Battelle 2021). Deres medarbejdere, bl.a. MacGregor, har fortalt om resultaterne ved diverse faglige møder i USA, og Battelle har på hjemmesiden en omtale/notits/brochure om deres "case-study".

Det fremgår, at man målte PFAS koncentrationer i slammet, i restprodukter fra røggasrensningen og i skorstensrøgen. Desuden estimerede man emissionsfaktorer for PFAS og andre fluorforbindelser, samt i hvilket omfang PFAS bliver fjernet og/eller nedbrudt ved forbrændingen ved 830 °C.

Endelig målte man PFAS-koncentrationer i udeluften "upwind" og "downwind" og sammenlignede resultaterne med beregninger med en atmosfærisk spredningsmodel.

Der var ingen måledata og andre resultater i notitsen, og det har ikke været muligt at fremskaffe manuskripter fra foredragene.

”Bemærkninger”.

Denne undersøgelse er ud fra de foreliggende oplysninger af høj relevans og kvalitet, men resultaterne mangler desværre. Battelle bør kontaktes for flere oplysninger¹⁹.

11.7.6 Danske anlæg til termisk behandling af spildevandsslam

På tre danske anlæg til behandling af spildevandsslam fra er der i løbet af 2022 udført undersøgelser af udledning af PFAS i restprodukter og -strømme fra behandlingen.

På det ene anlæg afvandes spildevandsslammet først mekanisk til 25 % TS og efterfølgende tørres det til ca. 90 % TS før det brændes i en roterovn ved ca. 1400 °C. Varmen fra forbrændingen anvendes til at tørre det våde slam. Røggassen fra forbrændingen køles og renses efterfølgende i en cyklon, hvor flyveaske udskilles, før røggassen ledes til det fri. Fra forbrændingsprocessen er restprodukterne gødningsaske (bundaske) med et højt indhold af phosphor og flyveaske, hvor sidstnævnte ikke må anvendes på landbrugsjord pga. det høje indhold af bl.a. tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer. Vanddampen fra tørreprocessen ledes til det fri.

På anlægget er udført bestemmelse af indholdet af 22 PFAS-forbindelser i spildevandsslam og tørret restprodukt (gødningsaske/bundaske), se TABEL 17.

¹⁹ Efter færdiggørelsen af vor rapport er Battelle's undersøgelser publiceret i et peer reviewed tidsskrift: Seay BA, Dasu K, MacGregor IC et al. (2023). Per- and polyfluoroalkyl substances fate and transport at a wastewater treatment plant with a collocated sewage sludge incinerator. Sci Total Environ 874:162357

TABEL 17. PFAS-indhold i spildevandsslam og bundaske efter termisk behandling ved 1000 °C i roterovn.

PFAS-forbindelse	Slamprøve (mg/kg TS)	Bundaskeprøve (mg/kg TS)	Detektionsgrænse (DL)
PFBA	<0,005	<0,005	0,005
PFBS	<0,005	<0,005	0,005
PFPeA	<0,005	<0,005	0,005
PFPeS	<0,005	<0,005	0,005
PFHxA	<0,005	<0,005	0,005
PFHxS	<0,005	<0,005	0,005
PFHpA	<0,005	<0,005	0,005
PFHpS	<0,005	<0,005	0,005
PFOA	0,012	<0,005	0,005
PFOS	0,025	<0,005	0,005
6:2 FTS	<0,005	<0,005	0,005
PFOSA	<0,005	<0,005	0,005
PFNA	<0,005	<0,005	0,005
PFNS	<0,01	<0,01	0,01
PFDA	<0,005	<0,005	0,005
PFDS	<0,005	<0,005	0,005
PFUnDA	<0,005	<0,005	0,005
PFUnS	<0,01	<0,01	0,01
PFDoS	<0,01	<0,01	0,01
PFDODA	<0,005	<0,005	0,005
PFTA			
PFTrDA	<0,005	<0,005	0,005
PFTTrS	<0,01	<0,01	0,01
Sum-4 (PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS)	0,037	<0,005	
Sum-22	0,037	Ej påvist	

Prøverne er analyseret ved LC-MS/MS. Kun PFOA og PFOS kunne kvantificeres i slammet med koncentrationer på henholdsvis 0,012 og 0,025 mg/kg TS.

Der er ikke fundet kvantificerbare koncentrationer af PFAS i bundasken (gødningsaske) efter den termiske behandling i roterovnen.

"Bemærkning".

Målingerne er ikke publiceret og peer-reviewed.

Undersøgelsen indikerer, at der sker en kraftig reduktion af PFAS ved termisk behandling.

Der er ikke udført måling af PFAS-indhold i røggas.

På et andet spildevandsbehandlingsanlæg med fluidbed teknologi, blev der i sommeren 2022 udført målekampagner ved behandling af spildevandsslam med forskelligt indhold af PFAS.

Røggassen føres fra fluidbed-anlægget til et elfilter, hvor flyveasken fjernes, og videre til en vådskrubber, der opsamler røggassens indhold af sure gasser, partikler mv., før den ledes til det fri via skorstenen. Indholdet af PFAS er målt i det tilførte slam, flyveaske, kondensat (skrubbervand), røggasrensningensrestprodukt samt i røggassen. Flyveasken kan efterfølgende anvendes til jordforbedring såfremt den opfylder myndighedernes krav hertil.

Der er udført undersøgelser ved behandling af den type slam, der normalt behandles på anlægget og ved behandling af slam fra et andet spildevandsbehandlingsanlæg, med et højere indhold af PFAS.

Prøver af røggassen er udtaget over 6 timer ved EBK-temperaturer i intervallet 900 – 950 °C ved forbrænding af normalt forekommende spildevandsslam og ved EBK-temperaturer over 880 °C ved forbrænding af slam med forhøjet indhold af PFAS.

Røggasprøverne er udtaget og analyseret iht. metode, der er akkrediteret under DANAK iht. metode, der er akkrediteret under DANAK, OTM-45 (USEPA) og alle fraktioner, dvs. røggas, slam og diverse restprodukter er analyseret for PFAS ved LC-MS/MS.

Metodernes detektionsgrænser er for de enkelte PFAS oplyst til under 0,006 µg/m³ (ref) for røggasprøver, 1 ng/L for spildevand og kondensat samt under 3 µg/kg for gips.

Der er ikke udtaget prøver af kondensat ved forsøg med afbrænding af det PFAS-holdige spildevandsslam, men for afbrænding af normalt forekommende spildevandsslam har man tidligere fundet, at PFOS-indholdet lå på omkring 2,6 ng/L, SUM4-PFAS på ca. 10 ng/L og SUM22-PFAS på ca. 30 ng/L.

Analyser af de to typer slam viser, at PFOS dominerer efterfulgt af PFDA, PFDoDA, PFUnDA, PFOSA, PFOA. Øvrige PFAS-forbindelser kunne ikke detekteres i prøverne.

Resultatet af undersøgelserne fremgår af TABEL 18, hvor de målte koncentrationer er vist uden bidrag fra detektionsgrænsen (LOD). For røggasprøver er den oplyst til 0,001 µg/Nm³. For slamprøver varierer den fra 0,26 – 2,6 µg/kg TS. For flyveaske er den oplyst til <0,5 µg/kg TS for det ene laboratorium og <2,41 - <4,81 µg/kg TS for det andet laboratorium for de enkelte PFAS. For restprodukt fra røggasrensningensanlægget er den oplyst til <0,5 µg/kg TS for det ene laboratorium og <2,8 - <5,6 µg/kg TS for det andet laboratorium for de enkelte PFAS.

TABEL 18. PFAS-indhold i spildevandsslam, restprodukter og røggas ved almindelig og forhøjet indhold i spildevandsslammet (DL detektionsgrænse)

Prøvested	Type	Enhed	Indhold af PFOS	Indhold af SUM-4	Indhold af Sum-22
Slam	Almindeligt	µg/kg TS	2,3	2,5	4,9
Slam	PFAS-holdigt	µg/kg TS	13	13	16
Flyveaske	Almindeligt	µg/kg TS	<DL	<DL	<DL
Flyveaske	PFAS-holdigt	µg/kg TS	<DL	<DL	<DL
Røggas restprodukt	Almindeligt	µg/kg TS	<DL	<DL	<DL
Røggas restprodukt	PFAS-holdigt	µg/kg TS	<DL	<DL	<DL
Røggas	Almindeligt	µg/Nm ³ (ref)	<DL	<DL	<DL
Røggas	PFAS-holdigt	µg/Nm ³ (ref)	0,00075	0,00075	0,00075

For PFAS og dermed også SUM4-PFAS og SUM22-PFAS er det kun for det PFAS-holdige slam muligt at bestemme et øget indhold i røggassen sammenlignet med slam, der normalt brændes på anlægget. PFOS er den eneste af de 22 PFAS der kvantificeres i prøverne af røggassen og kun ved forbrænding af slam med højt indhold af PFAS.

Hvis detektionsgrænserne for de enkelte PFAS-forbindelser medtages ved beregning af indholdet af SUM-22 PFAS er der ikke forskel på de målte koncentrationer i røggassen for de to slamtyper. Indholdet bliver for begge bestemt til mindre end 0,03 µg/Nm³(ref).

Ved forsøget blev det beregnet, at såfremt PFOS fra det "PFAS-holdige" slam passerer uændret gennem processen, vil det medføre en koncentration i røggassen i størrelsesordenen 10 µg/Nm³(ref), hvor der bliver målt 0,00075 µg/Nm³(ref).

"Bemærkninger".

Målingerne er ikke publiceret og peer-reviewed. Undersøgelsen indikerer, at der sker en kraftig reduktion af PFAS ved termisk behandling. PFOS kan dog være overført til skrubbevæsken. DRE kan med de oplyste data estimeres til 99,9925 %.

På et tredje spildevandsbehandlingsanlæg pyrolyseres spildevandsslam, og der er i 2022 gennemført tre målekampanjer ved behandling af spildevandsslam med indhold af PFAS.

Afvandet slam med et vandindhold på ca. 20 % tørres i ca. 2 timer ved 120-200 °C. Det tørrede slam ledes til pyrolyseovnen, hvor pyrolysen finder sted ved 550-650 °C i ca. 20 min under iltfattige forhold. Temperaturen er ca. 650 C i omkring halvdelen af opholdstiden i pyrolyseovnen.

Ved pyrolysen dannes biokoks, der tages ud af pyrolyseovnen via en celleduse og nedkøles via tilsætning af vand. Pyrolysegas ledes til et forbrændingskammer hvor den afbrændes ved tilsætning af luft ved 850-900 °C, med en opholdstid på mere end 2 sekunder. Røggassen fra forbrændingen ledes igennem en skrubber inden den ledes ud via skorsten. Der er taget røggasprøver før og efter skrubberen.

Der bruges rensed spildevand som teknisk vand på renseanlægget til kondensering af vanddamp fra tørringen og til røggasrensning i en vådskrubber. Kondensatet fra tørringen af spildevand og skrubber vand ledes tilbage til indløb af renseanlæg. Analyser af kondensat og spildevand viser, at der ikke overføres PFAS fra slammet under tørring til det tekniske vand.

Der er udført målinger PFAS-indholdet i spildevandsslam, der føres til tørring, i biokoks, i røggas efter forbrændingskammer, der afbrænder pyrolysegassen, og før skrubber samt efter skrubber, der renser røggassen. Ved de to første målekampanjer blev målt indhold af PFAS i spildevandsslam og i biokoks, ved den ene (26. april 2022) var spildevandsslammet fra det opland, renseanlægget normalt betjener og ved den anden (10. maj 2022) var det fra et andet spildevandsrensningsanlæg med et indhold af PFAS, der normalt ligger meget højt på grund af lokale områder med høj forurening af PFAS. Ved den tredje målekampagne (d. 27. oktober 2022), der blev udført med slam fra det lokale spildevand, blev indholdet af PFAS målt i spildevandsslam, biokoks og i røggassen før og efter skrubber.

Røggasprøverne er udtaget og analyseret iht. metode, der er akkrediteret under DANAK iht. metode, der er akkrediteret under DANAK, OTM-45 (USEPA) og alle fraktioner, dvs. røggas, slam og biokoks er analyseret ved LC-MS/MS.

TABEL 19. PFAS-indhold i spildevandsslam, biokoks (slagge) og røggas ved normalt og forhøjet indhold (DL angiver detektionsgrænsen)

[Overskrift]	Spildevandsslam (µg/kg TS)	Biokoks (µg/kg TS)	Spildevandsslam (µg/kg TS)	Biokoks (slagge) (µg/kg TS)	Spildevandsslam (µg/kg TS)	Biokoks (slagge) (µg/kg TS)	Røggas før skrubber (µg/Nm ³)	Røggas efter skrubber (µg/Nm ³)
Dato	26/4	26/4	10/5	10/5	27/10	27/10	27/10	27/10
Tørstof	18,6 %	89,7 %	16 %	94,5 %	18,6 %	82,1 %	-	-
PFBA	<0,33	<0,2	<0,38	<0,2	0,65	<0,1	<0,003	<0,003
PFBS	<0,33	<0,2	<0,38	<0,2	<0,33	<0,1	<0,003	<0,003
PFPeA	<0,33	<0,2	<0,38	<0,2	<0,33	<0,1	<0,003	<0,003
PFHxA	<0,33	<0,2	<0,38	<0,2	0,54	<0,1	<0,003	<0,003
PFHxS	<0,33	<0,2	1,4	<0,2	<0,33	<0,1	<0,003	<0,003
PFHpA	<0,33	<0,2	<0,38	<0,2	<0,33	<0,1	<0,003	<0,003
PFHpS	<0,33	<0,2	0,44	<0,2	<0,33	<0,1	<0,003	<0,003
PFOA	0,38	<0,1	1,1	<0,1	0,48	<0,05	<0,003	<0,003
PFOS	3,9	<0,1	49	<0,1	4,7	<0,05	<0,003	<0,003
PFOSA	0,54	<0,2	1,4	<0,2	0,59	<0,1	<0,003	<0,003
PFNA	<0,33	<0,2	0,44	<0,2	0,38	<0,1	<0,003	<0,003
PFDA	1,2	<0,2	2,1	<0,2	1,7	<0,1	<0,003	<0,003
PFUnDA	<0,33	<0,2	<0,38	<0,2	0,43	<0,1	<0,003	<0,003
PFDoDA	0,38	<0,2	0,75	<0,2	0,48	<0,1	<0,003	<0,003
PFTTrDA	<0,33	<0,2	<0,38	<0,2	0,97	<0,1	<0,003	<0,003
PFAS-4	4,3	<DL	52	<DL	5,6	<DL	<DL	<DL
PFAS-22	6,8	<DL	57	<DL	11	<DL	<DL	<DL
PFAS-32	-	-	-	-	-	-	<DL	<DL

Ved målingerne og analyserne er det kun muligt at finde PFAS i slammet. Her er PFOS den alt dominerende forbindelse efterfulgt af PFDA og PFOSA. Det er de samme PFAS-forbindelser, der findes i de to typer spildevandsslam.

"Bemærkninger".

Målingerne er ikke publiceret og peer-reviewed. Undersøgelsen indikerer, at der sker en kraftig reduktion af PFAS ved termisk behandling. Der mangler data på PFAA-forstadier, der er de hyppigste PFAS i spildevandsslam.

11.8 Undersøgelser i perkolat mv. fra lossepladser og affaldsdeponier

11.8.1 Spansk undersøgelse af perkolat fra lossepladser med husholdningsaffald

Artiklen undersøger udsivningen af PFAS (11 PFCA og 5 PFSA) fra 4 lossepladser i Spanien, hvor der var deponeret husholdningsaffald (Fuentes *et al*, 1917).

Undersøgelsen blev udført i 2015 på ubehandlet perkolat og perkolat efter behandling i to trins biologisk reaktor og efterfølgende UV-behandling. Prøverne blev analyseret for indholdet af 16 PFAS-forbindelser (11 PFCA og fem PFSA) ved væskechromatografi (HPLC) kombineret med massespektrometri (MS)

Koncentrationen af summen af PFAS i ubehandlet perkolat var indtil 1379 ng/l, mens det behandlede i en bioreaktor, havde meget højere koncentration på 3163 ng/l.

I det ubehandlede perkolat (deponi 1A og 3) var PFOA den dominerende PFAS med 42,6 % fulgt af PFHxA med 30,1 %.

I det behandlede perkolat var den mest forekommende PFAS nu PFHxA (26,5%) fulgt af PFBS (18,7%) og PFOA (17,7%).

Forfatteren beregnede at, disse fire lossepladser, der bortskaffede affald fra 1,8 mio. mennesker, tilsammen årligt udsendte omkring 1,2 kg PFAS med perkolat; der formentlig ledes videre til spildevandsanlæg.

"Bemærkninger".

Denne artikel viser, at der må være betydelige mængder vandopløselige PFAS i husholdningsaffald og formentlig mere end i aske fra affaldsforbrænding. Når det behandlede perkolat i en bioreaktor havde meget højere koncentration af PFAS er det formentlig, fordi fluortelomere og PFSA-precursors i affaldet blev omdannet til de mere vandopløselige PFCA og PFSA.

11.8.2 Amerikansk undersøgelse af PFAS fra lossepladser

Artiklen fastsætter et nationalt amerikansk estimat for udledningen af PFAS i perkolat fra lossepladser (Lang J. R. *et al* 2017).

Lossepladser/deponeringsanlæg er endestationen for mange produkter indeholdende PFAS, og fra lossepladsen kan PFAS blive udvasket og ende i perkolatet.

I denne artikel bliver koncentrationer af 70 forskellige PFAS analyseret i 95 prøver af perkolat fra 18 offentlige lossepladser rundt om i USA; lossepladser med forskellig alder og udsat for forskelligt miljø.

I halvdelen af prøverne kunne 19 PFAS kvantificeres. Det var:

- 7 PFCA: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA og PFDA.
- 5 Fluortelomersyrer: 6:2 FTCA, 8:2 FTCA, 3:3 FTCA, 5:3 FTCA og 7:3 FTCA
- 2 Fluortelomersulfonsyrer: 6:2 FTSA og 8:2 FTSA.
- 4 PFSA: PFBS, PFPeS, PFHxS og PFOS.
- 9 Perfluoralkylsulfonamider: MeFBSAA, MeFPeSAA, MeFHxSAA, MeFHpSAA, MeFOSAA, EtFBSAA, EtFPeSAA, EtFHxSAA og EtFOSAA.

For året 2013 blev det anslået, at den totale mængde perkolat fra lossepladser i USA var 61,1 mio. m³, hvoraf 79 % af perkolatproduktionen stammede fra lossepladser beliggende i områder med vådt klima, der indeholdt 47 % af fast affald i USA.

Den mængde PFAS, som blev overført fra lossepladser med perkolat til spildevandsrensningsanlæg i 2013 blev anslået til mellem 563 og 638 kg.

5:3 Fluortelomercarboxylsyre (5:3 FTCA) var den hyppigst forekommende PFAS-forbindelse i perkolat.

For diPAP afspejler forekomsten i lossepladsens indre fx ikke koncentrationen i perkolat, fordi vandopløseligheden er lille.

Der var seks PFAS (PFNA, 8:2 FTCA, 5:3 FTCA, PFBS, MeFBSAA og MeFOSAA), som havde signifikant højere koncentration i perkolat fra nyere affald end fra gammelt affald.

Der var ligeledes seks PFAS (PFNA, PFDA, PFBS, PFOS, 6:2 FTSA og MeFOSAA), der varierede signifikant med områdets klima med højere koncentrationer i vådt klima.

PFNA og MeFOSAA var gengangere i de to klimascenarier.

"Bemærkninger".

Perkolat fra offentlige lossepladser ser ud til at være en meget betydelig kilde til vandforurening med PFAS, især for nyere lossepladser og lossepladser i vådt klima. Nogle af de målte PFAS i perkolat kan være nedbrydningsprodukter af andre deponerede PFAS.

Undersøgelsen medtager ikke afdampning af flygtige PFAS fra lossepladsen, delvis deponering af industriaffald og ukontrollerede lossepladser uden membran og opsamling af perkolat, og hvorfra der kan ske en udsivning til overfladevand og nedsivning til grundvand

11.8.3 Omdannelse og skæbne af PFAS i lossepladser/landdeponier

Denne oversigtsartikel beskriver omdannelser og skæbne af PFAS i landdeponier/lossepladser (Hamid *et al.* 2018)

Der gennemgås:

- Forekomsten af forskellige typer af PFAS i landdeponier og deres mulige oprindelse.
- Den tidsmæssige og geografiske udvikling af PFAS i landdeponier.
- De faktorer, som påvirker PFAS i landdeponier, og
- Forskningsmuligheder.

Forfatterne fastslår, at det er velbeskrevet, at perfluoralkylsyrer (PFAA) er almindeligt forekommende i perkolat fra landdeponier. Det drejer sig primært om PFOA og de mere kortkædede PFAA, der er mest opløselige i vand, og disse er også i de senere år de mest anvendte. Fluortelomersyrer, der er forstadier til PFAA, forekommer i perkolat i sammenlignelige eller højere koncentrationer end PFAA.

Forfatterne anfører at luften over deponier indeholder forhøjede koncentrationer af PFAS i forhold til kontrolområder, hvor vinden kommer fra. Det tyder på, at landdeponier er generelle kilder til luftforurening med PFAS. Der er især tale om forurening med de halvflygtige fluortelomeralkoholer (FTOH).

Forfatterne påpeger, at PFAS' skæbne inde i deponiets indre kontrolleres af biologiske og fysisk-kemiske processer samt klimafaktorer, som temperatur og nedbør. Den anaerobe bionedbrydning leverer det meste af PFAS-indholdet i perkolat, der reagerer svagt basisk. Der mangler viden om, hvor meget af PFAS-mængden i deponier er forstadier til PFAA.

"Bemærkninger".

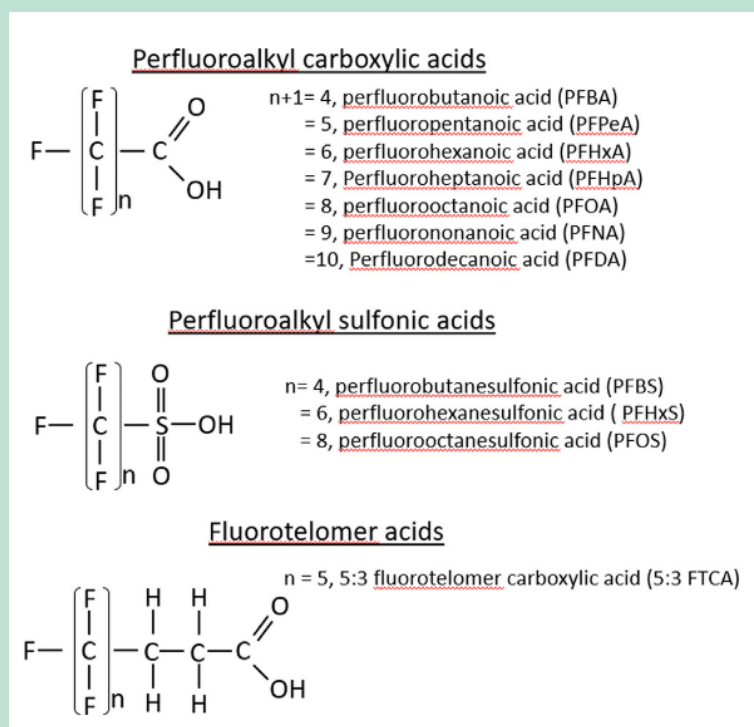
Dette er en udmærket oversigtsartikel

11.8.4 Amerikansk undersøgelse af perkolat fra deponier med aske fra affaldsforbrændingsanlæg

I 2019 blev gennemført en undersøgelse af PFAS-indhold i perkolat fra fem deponier i Florida, der bl.a. modtog restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg (Solo-Gabriele *et al.* 2020).

Formålet med undersøgelsen var at vurdere betydningen af affaldstype og on-site behandling på afgivelse/lækning af PFAS ved ned-/udsvivning fra deponering. Typiske litteraturangivelser for koncentrationer af perkolat fra affaldsdeponier er omkring 100 ng/L for PFOS og 1000 ng/L for PFOA (*passer med at PFOA er mere vandopløselig*).

Der blev analyseret for PFAS i form af 7 perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA), 3 perfluoralkansulfonsyrer (PFSA) og en 5:3 fluortelomercarboxylsyre afgivet fra deponier der modtog byggeaffald (C&D), husholdningsaffald (MSW), aske fra forbrænding af husholdningsaffald (MSW-A) samt en blanding af MSW, MSW-A. De undersøgte PFAS er vist i FIGUR 52.



FIGUR 52. Forkortelse og strukturformel for PFAS medtaget i undersøgelsen (Solo-Gabriele *et al.* 2020)

Der blev udtaget 12 prøver fra fem forskellige landdeponier i Florida, USA. Askerne (MSW-A) kom fra tre forskellige affaldsforbrændingsanlæg med kedeltemperaturer på henholdsvis 760-870 °C (A), 815-870 °C (C) og 930-980 °C (D).

Resultaterne viste, at deponier af MSW-A havde meget mindre afgivelse af PFAS end de andre undersøgte affaldsdeponier, se TABEL 20.

TABEL 20. Hovedresultat af undersøgelse af perkolat fra deponi (maksimal værdi af to prøver) (Solo-Gabriele *et al.* 2020)

Parameter	Anlæg A	Anlæg A	Anlæg C Før behandling	Anlæg C Efter behandling	Anlæg D
Affaldstype	75 % MSHA 25 % MSW	98 % MSHA 2 % MSW	65 % MSHA 35 % MSW	65 % MSHA 35 % MSW	100 % MSHA
Temperatur (°C)	760 - 870	760 - 870	815 - 870	815 - 870	930 – 980
PFBA (ng/l)	ND	1.040	1.450	1.380	512
PFPeA (ng/l)	ND	1.360	1.150	1.040	567
PFHxA (ng/l)	1.140	1.770	1.720	1.630	726
PFHpA (ng/l)	299	546	722	791	292
PFOA (ng/l)	609	1.010	1.166	1.596	387
PFNA (ng/l)	159	160	101	99	ND
PFDA (ng/l)	81	105	ND	ND	ND
PFBS (ng/l)	3.800	5.510	386	386	547
PFHxS (ng/l)	313	606	1.390	1.390	184
PFOS (ng/l)	720	342	305	305	158
5:3 FTCA (ng/l)	2.710	1.000	ND	ND	ND
Total PFAS (ng/l)	9.830	13.450	8.600	8.600	3.370

Der er en signifikant sammenhæng mellem højere forbrændingstemperatur og mindre PFAS, der lækker fra deponiet. Dette tyder på en større destruktion af de mest opløselige PFAS ved højere forbrændingstemperatur.

I deponi med husholdningsaffald (MSW) steg afgivelsen af PFAS efter det blev behandlet, muligvis, fordi affaldet indeholdt mindre opløselige forstadier (precursors), der blev omdannet til de mere opløselige perfluoralkylsyre (PFAA). Forfatteren oplyser, at afløb med PFAS fra deponier normalt ledes til spildevandsrensingsanlæg, hvor meget PFAS ender i slammet.

"Bemærkninger".

Koncentrationen af PFCA med kædelængde på C₉-C₁₀ og fluortelomersyren 5:3 FTCA var under detektionsgrænsen. Dette kan skyldes en lettere nedbrydning.

For PFCA falder vandopløseligheden også ved voksende kædelængde. De relative høje PFBS-værdier skyldes formentligt, at PFBS afledede stoffer i høj grad har erstattet PFOS afledede stoffer.

Den relative destruktion af PFBS forekommer også større ved den højere temperatur.

11.8.5 Australsk undersøgelse af grundvand fra område med tidligere lossepladser

Undersøgelse af PFAS i grundvandet under et byudviklingsområde i Melbourne, Australien ([Hepburn *et al.* 2019](#)).

Området blev tidligere anvendt til industri og det rummer syv tidligere lossepladser og en nedlagt kemisk fabrik, som producerede PFAS. Sådanne gamle deponier har potentiale for at indeholde særligt meget affald med de nu forbudte PFAS.

Der blev analyseret for 17 PFAS (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, 6:2 FTS og 8:2 FTS) i grundvand fra 13 prøvesteder.

De tre PFAS: PFDoA, PFDS og 8:2 FTS blev slet ikke påvist. For syv andre PFAS var det meget få prøver, hvori stoffet kunne kvantificeres. Kun PFOA, PFBS, PFHxS kunne kvantificeres i alle prøver. Summen af PFAS (Σ PFAS) varierede mellem 26 ng/L fra yderområde (baggrundsværdi?) og 5.200 ng/L nær den tidligere kemiske fabrik.

PFHxS havde den højeste mediankoncentration på 34 ng/L med målte værdier fra 2,6-280 ng/L fulgt af PFOS med median på 26 ng/L (interval 1,3-4.800 ng/L), PFHxA med median på 19 ng/L med op til 46 ng/L og PFOA med medianen 12 ng/L (interval 1,7- 74 ng/L).

I prøven taget ved den nedlagte fabrik udgjorde PFOS 93% af mængden af PFAS.

Det viste sig, at der var en klar sammenhæng med forholdet mellem PFOA og summen af alle perfluoralkylsyre (Σ PFAS) dvs. $PFOA/\Sigma$ PFAS og N-ammoniak koncentrationen i grundvandet. Dette er en indikation af, at det målte PFAS stammede fra perkolat fra lossepladsen, mens oprindelsen af PFOS, PFHxS og PFBS var fra den industrielle punktkilde.

”Bemærkning”.

Undersøgelsen viser, at forholdet mellem de enkelte PFAS-bestanddele i forurenede grundvand kan indikere, hvilken oprindelse PFAS-forureningen har.

Det er overraskende, at PFHxS havde den højeste mediankoncentration. Det var mere forventeligt, at PFOA og andre mere vandopløselige PFCA, der dominerer i perkolat fra kommunale lossepladser, også dominerede i grundvandsforurening i dette område, men den kemiske fabrik havde tilsyneladende større indflydelse på nærområdets grundvand.

Det er underligt, at der ikke blev analyseret for FTOH derivater, der er hyppigt forekommende i landdeponier. Opgørelsen af Σ PFAS er dermed ikke fuldstændig.

11.8.6 Amerikansk undersøgelse af perkolat fra lossepladser ledt til spildevandsrensingsanlæg

Artiklens formål var at undersøge i hvor stort et omfang tilførsel af perkolat fra lossepladser til spildevandsanlæg vil bidrage til indholdet af PFAS og medicinrester i rensede spildevand (Masoner J. *et al.* 2022).

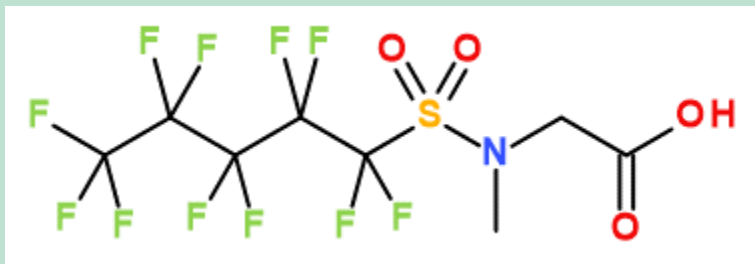
Almindeligvis ledes perkolat fra offentlige lossepladser, fx via kloakken, videre til offentlige spildevandsanlæg for at blive rensede for forureninger, bl.a. PFAS.

I USA er det anslået, at tilførslen af perkolat fra affaldsdeponier andrager omkring 1 vol% af den samlede tilførsel af spildevand til de offentlige spildevandsanlæg.

Der henvises i artiklen til et estimat af, at offentlige spildevandsrensingsanlæg i USA i 2013 i alt fik tilført perkolat indeholdende mellem 563 og 638 kg PFAS.

I undersøgelsen blev der i 2016 udtaget prøver af perkolat fra 3 lossepladser, der hovedsageligt blev anvendt til deponering af husholdningsaffald samt prøver af indløbsvand til og udløbsvand fra de spildevandsrensningsanlæg, hvortil perkolatet blev ledt sammen med spildevand fra andre kilder. Der blev yderligere udtaget prøver af indløbs- og udløbsvand fra to andre spildevandsbehandlingsanlæg, der ikke modtog perkolat fra lossepladser.

Prøverne blev bl.a. analyseret for 73 forskellige PFAS, men det var kun muligt at bestemme 36 forskellige PFAS. Koncentrationen af PFAS i de tre undersøgte perkolater var henholdsvis 19,8, 24,6 og 48,7 µg/L. Perkolat bidrog dermed med mellem 0,78 og 31 g PFAS/dag til spildevandsanlægget. De højeste koncentrationer af PFAS i perkolat var PFHxA (8,3 µg/L), MeFPeSAA (7,6 µg/L), PFHpA (6,5 µg/L) og PFOA (4,8 µg/L).



FIGUR 53. MeFPeSAA (N-Methyl-perfluoropentansulfonamidoeddikesyre)

Det viste sig, at pga. den store mængde af almindeligt spildevand, der også blev ledt til anlægget, ændrede den ekstra tilførsel af perkolat fra lossepladser med PFAS ikke udløbsvandets PFAS-koncentration, som i øvrigt oftest vil være højere end indløbsvandet pga. at spildevandsbehandlingen ikke kan nedbryde de simple PFAS, men kun mikrobiologisk omdanne PFAS-forstadier til mere målbare PFAS, se TABEL 20:

TABEL 21. Tilførte og fraførte mængder PFAS til spildevandsbehandlingsanlæg (Masoner *et al* 2020)

Parameter	Anlæg A	Anlæg B	Anlæg C	Anlæg D	Anlæg E
Modtager perkolat	+	+	+	-	-
PFAS tilført (µg/L)	2,2	3,36	1,38	1,12	1,03
PFAS fraført (µg/L)	1,58	1,82	0,33	2,11	1,42

”Bemærkning”.

Artiklen viser, at perkolat med et betydeligt PFAS-indhold fra losseplads kan ledes til et større offentligt spildevandsanlæg, uden at det øger PFAS-koncentrationen i afløbsvandet herfra signifikant

11.8.7 Amerikansk undersøgelse af perkolat fra lossepladser, hvor der er deponeret aske fra affaldsforbrændingsanlæg

Undersøgelsens formål var at vurdere effekten på udvaskning af PFAS fra fire lossepladser, når MSWI-aske deponeres alene eller sammen med uforbrændt husholdningsaffald (MSW) med eller uden spildevandsslam (Liu Y *et al*, 2022).

De fire lossepladser benævnt A, B, C og D modtog slagter og aske for et affaldsforbrændingsanlæg placeret ved deponiet. I de undersøgte celler på de fire deponier var følgende deponeret:

- Anlæg A og B modtog kun aske og slagge fra forbrændingsanlægget, B havde tidligere også modtaget husholdningsaffald, der ikke var behandlet.
- Anlæg C modtog primært aske og slagge fra forbrændingsanlægget, men blev også tilført afvandet slam fra et lokalt spildevandsrensningsanlæg. Forholdet mellem aske og spildevandsslam blev estimeret til ca. 96:4.
- Anlæg D blev tilført den fraktion af husholdningsaffald benævnt "MSW-screenings", der var under 51 mm, der bestod af forbrændingsegnet materiale og inerte komponenter (sand, jord, glas) og aske samt slagge fra MSWI i forholdet ca. 70:30.

Der blev udtaget to prøver af perkolat over en periode på 15 måneder. I forbindelse med den sidste prøve blev udtaget blev der også udtaget prøver på 40 – 60 kg af det affald (aske, husholdningsaffald, spildevandsslam), der lå i det område af deponiet, hvor perkolatet blev udtaget. Disse affaldsprøver blev i laboratoriet undersøgt for afgivelse af PFAS til vand i forskellige l/s-forhold (liquid to solid). Alle prøvetyper blev analyseret for indholdet af 26 PFAS-forbindelser (PFAA og PFAA-precursors) samt en række relaterede forbindelser ved LC-MS/MS.

Det viste sig, at jo mere MSWI-aske lossepladsen indeholdt, des mindre var koncentrationen af PFAS i perkolatet. Perkolatet fra det rene askedeponi (A) indeholdt den laveste PFAS koncentration på 290 ng/l, mens deponiet med mest "husholdningsaffald" (D) havde den højeste PFAS koncentration på 11.000 ng/l.

I laboratorieforsøg med laboratorieaske fra prøverne udtaget fra deponierne var PFAS-koncentrationen i perkolat i gennemsnit 320 ng/l, og sammensætningen af PFAS svarede til perkolatet fra losseplads med deponeret MSWI-aske. I forsøg med spildevandsslam og "husholdningsaffald" hver for sig var PFAS koncentrationerne henholdsvis 3.200 ng/l og 7.500 ng/l. For spildevandsslammet bestod PFAS mest af PFSA fulgt af PFCA og precursors/forstadier. For MSW var der næsten udelukkende PFCA.

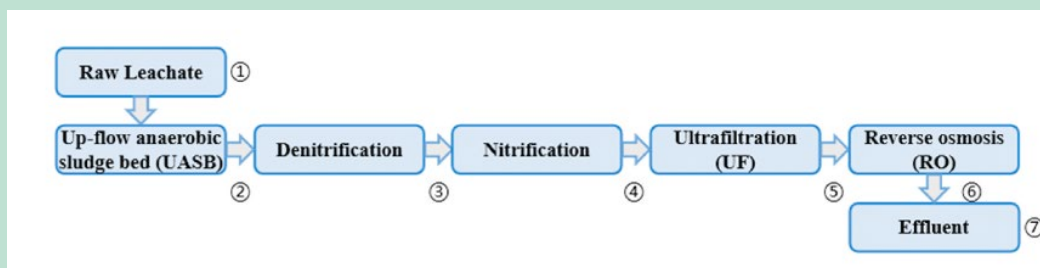
"Bemærkninger".

Denne undersøgelse viser, at deponering af MSWI-asker er mindre problematisk end deponering af husholdningsaffald. Desværre er der ikke PFAS-analyser af husholdningsaffaldet. Afgivelsen af PFAS med perkolat ændres ikke mærkbart ved tilsætning af MSWI-aske tilsyneladende, fordi den form for PFAS, der er i asken, ikke er så tilgængelig/vandopløselig. Der afgives derfor mere PFAS fra oplag af ikke-forbrændt husholdningsaffald, måske fordi PFAS-indholdet er mere opløseligt, og at der sker en bioomdannelse fra "precursors" i dette affald.

11.8.8 Fjernelse af PFAS i perkolat fra affaldsoplæg

Undersøgelsen kortlægger nedbrydning af PFAS i perkolat opsamlet fra affaldsoplæg (Liu X *et al.* 2023).

I tilslutning til tre forbrændingsanlæg i Kina opbevares husholdningsaffald i en bunkergrav. Det dannede perkolat ledes fra graven til eget spildevandsrenseanlæg, der reducerer PFAS-indholdet med 95%. Den fysiske, kemiske og biologiske rensning foregår i mange trin, se FIGUR 54:



FIGUR 54. Behandlingsstrin for perkolat samt prøveudtagningssteder

Perkolatet blev analyseret for 13 PFCA og 4 PFSA før og efter rensning. PFAS kunne måles i alle prøver af urensset perkolat i koncentrationer i et interval mellem 7.228 ng/L og 16.565 ng/L med et gennemsnit på 11.202 ng/L (11,2 µg/L). PFBA, PFBS og PFOS var de mest forekommende PFAS.

I det rensede perkolat var koncentrationerne af PFAS faldet til mellem 43 ng/L og 184 ng/L.

"Bemærkninger".

Problemstillingen er noget relateret til artiklen af Liu S *et al.* 2021 (se afsnit 11.6.8). Perkolatet er meget forurenet med PFAS fra husholdningsaffaldet i bunkerens. Der mangler oplysninger om, hvor længe affaldet opbevares og opbygningen af forbrændingsanlæggene, og om affaldsgraven er under tag eller udenfor, som har betydning for udvaskningen

11.9 Undersøgelser i atmosfærisk luft

Undersøgelserne af luftforurening fra lossepladser, affaldsdeponier og spildevandsanlæg, som refereres i dette afsnit, beskriver alle udenlandske forhold. Da der ikke foreligger tilsvarende danske undersøgelser, kan det ikke vides, om målingerne er repræsentative for danske forhold.

11.9.1 Canadisk undersøgelse af PFAS-indhold i luft omkring lossepladser og spildevandsrensningsanlæg

I artiklen beskrives resultatet af måling af PFAS i luften over et kommunalt spildevandsrensningsanlæg og to lossepladser i Canada i sommeren 2009 (Ahrens L. *et al.* 2011).

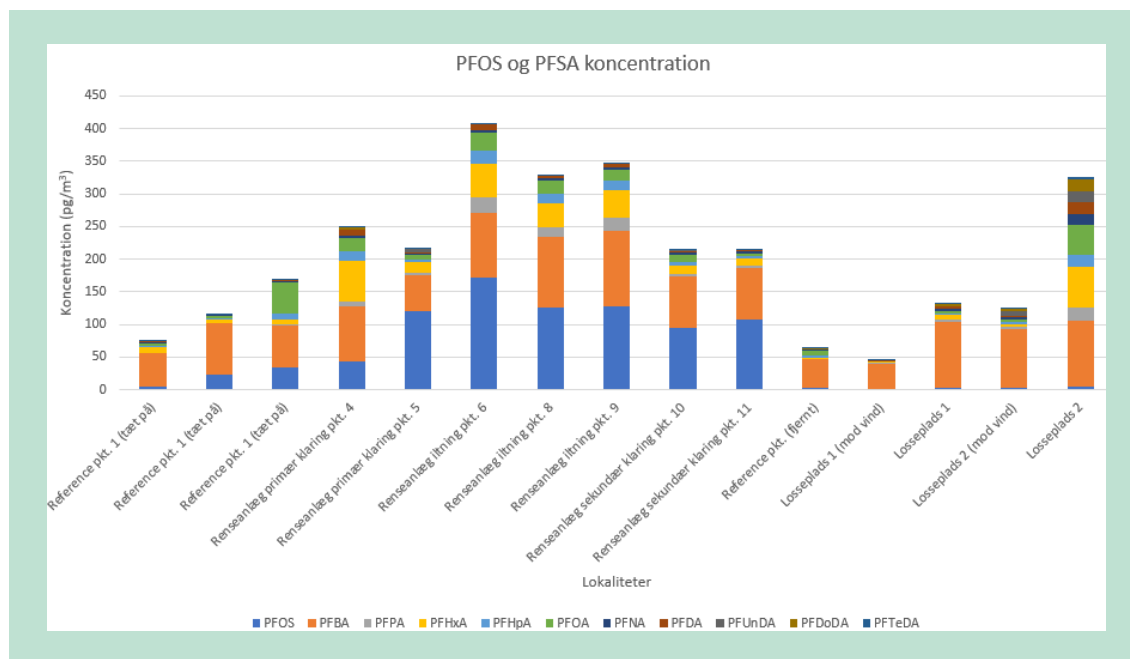
Passive samplers (SIP skiver) blev anvendt til at bestemme emission og koncentration af 22 PFAS congenere. På spildevandsrensningsanlægget blev udstyret placeret i 12 lokationer på og omkring anlægget, og målingerne blev udført over 63 dage i sommerperioden. På lossepladserne blev målt over 55 dage i sommerperioden på pladserne og i positioner mod den fremherskende vindretning.

Koncentrationerne af forstadierne til PFAA: fluortelomeralkoholer (FTOH) og sulfonamiderivater af PFOS var af især førstnævnte særligt høje i luften både over spildevandsrensningsanlægget og lossepladserne.

Koncentrationen af Σ FTOH var op til eller over 25.000 pg/m³, mens koncentrationer af sulfonamiderne var under 1 % eller mindre heraf.

Koncentrationer af de endelige nedbrydningsprodukter, syrerne PFAA, var en mellemting. De mest forekommende PFAA var PFOS og PFBA fulgt af PFHxA og PFOA. De højeste koncentrationer blev bestemt over gennemluftningstanken ("iltning"), som det ses i FIGUR 55).

Koncentrationen over den ene losseplads er også meget høj og med et større indhold af andre PFAS. Et referenceområde langt væk fra havde en luftkoncentration af Σ PFAS på lidt over 50 pg/m^3 , hvor det overvejende var PFBA, der forekom.



FIGUR 55. PFOS- og PFSA-koncentrationer i luften over spildevandsrensningsanlæg, lossepladser og reference lokaliteter. De langt højere luftkoncentrationer af de flygtigere PFAA-forstadier er ikke medtaget i denne figur (Efter Ahrens L. *et al.* 2011).

Den samlede årlige emission af PFAS blev anslået til at være 2,5 kg for spildevandsanlæg og henholdsvis 100 g og 1 kg for lossepladserne. FTOH var den langt overvejende emission.

"Bemærkninger".

Denne meget citerede artikel er meget vigtig til at vise, at fordampning af PFAS fra lossepladser/affaldsdeponier på land og spildevandsanlæg - for spildevandsanlæg især via aerosoldannelse - afgiver store mængder PFAS til den omgivne luft om sommeren, og er en meget større punktkilde til luftforurening end affaldsforbrændingsanlæg.

11.9.2 Tysk undersøgelse af PFAS-indhold i luft omkring lossepladser

Denne artikel beskriver undersøgelser af PFAS-indholdet i luft omkring lossepladser i Tyskland (Weinberg I. *et al.*, 2011). Luftprøver blev taget fra en losseplads i brug, en lukket losseplads og to reference steder fra samme områder i Tyskland.

Koncentrationen af flygtige (neutrale) PFAS (gasfase) var 84-706 pg/m^3 og for ioniske PFAS (partikelfase) startede de målte koncentrationer fra mindre end laveste kvantificeringsgrænse (<MQL) og til 42 pg/m^3 .

Koncentrationerne af flygtige PFAS var omkring dobbelt så høj over lossepladser, som over tilsvarende referenceområder. Der var ingen forskel for de ioniske PFAS. Den lukkede losseplads havde kun omkring 20 % af PFAS-koncentrationer i luften sammenlignet med lossepladsen, der stadig var i brug.

Den højeste koncentration af enkelt-PFAS var i alle luftprøver 8:2 fluotelomeralkohol (FTOH) fulgt af andre FTOH med kortere eller længere perfluoralkylkæde og substituerede perfluoralkylsulfonamider.

”Bemærkninger”.

Artiklen bekræfter at lossepladser/affaldsdeponier på land er en vigtig kilde til luftforurening med PFAS, specielt de flygtige forstadier/precursors til PFAA: fluortelomere og perfluoralkylsulfonamider. Luftkoncentrationerne af PFAS er lavere end i undersøgelser fra Nordamerika og Kina.

11.9.3 To kinesiske affaldsdeponier

Forekomsten af op til 23 PFAS i luften og i planter omkring to forskellige lossepladser og et referenceområde blev i 2016 undersøgt i storbyen Tianjin i Kina, for at undersøge i hvor høj grad lossepladserne bidrog til luftforureningen i området (Tian Y *et al.* 2018).

Der blev opsamlet prøver fra de to lossepladser i den mest fremherskende vindretning i afstanden 2 og 1 km før, centralt og 2, 5 og 10 km efter, og ved referenceområdet, der lå hhv. ca. 40 og 70 km før de to lossepladser mod den fremherskende vindretning.

De højeste PFAS-koncentrationer, der blev målt var 9,5 ng/m³ i luften, 41,1 µg/g i tør deposition og 48 µg/g i fedt i blade fra vegetation.

De højeste koncentrationer blev i alle tilfælde bestemt centralt på lossepladsen efterfulgt af koncentrationerne i medvinds- og modvindsretningen. De laveste koncentrationer blev målt i referenceområdet, der lå placeret mod vinden.

Centralt over lossepladserne var koncentrationen af fluortelomeralkoholer betydelig, og 8:2 FTOH dominerede med en koncentration på indtil 1.600 pg/m³. Blandt PFAA dominerede PFBA med op til 600 pg/m³. Der var klart højere koncentrationer i området med vinden i forhold til området mod vinden.

”Bemærkninger”.

Det er tydeligt at lossepladser/affaldsdeponier på land bidrager med en betydelig luftforurening med PFAS.

11.9.4 To kinesiske affaldsforbrændingsanlæg og tre affaldsdeponier

Artiklen undersøger afgivelse af PFAS ($\geq C_4$) til atmosfæren og spildevand fra tre affaldsdeponier/lossepladser, to forbrændingsanlæg og to affaldssorterings- og opbevaringsanlæg (”transfer stations”) for husholdningsaffald i storbyen Tianjin i Kina (Wang B *et al.* 2020).

Der blev i 2016 udtaget prøver fra og omkring de i alt syv anlæg, der er beskrevet i TABEL 22. Deponier og affaldsforbrændingsanlæg behandler perkolat/kondensat eller spildevand ved en række forskellige teknologier, inden det udledes.

TABEL 22. Data for anlæg i undersøgelse (Wang B. *et al.* 2020)

Anlæg	Type	Kapacitet (ton/dag)	Kondensat/spildevand (m ³ /dag)
SL1	Deponi	1.500	429
SL2	Deponi	1.800	514
SL3	Deponi	160	46
TS1	Sorteringsanlæg	800	229
TS2	Sorteringsanlæg	500	143
IP1	Affaldsforbrændingsanlæg	600	171
IP2	Affaldsforbrændingsanlæg	1.200	343

Målinger i luften blev foretaget ved passiv prøveopsamling med imprægnerede skiver af polyurethan skum. Koncentrationen af de semiflygtige, neutrale PFAA-forstadier (precursors) i luften over deponierne var næsten dobbelt så høj, som i storbyluften; fx var medianen for Σ FTOH'er 463 pg/m³ vs. 248 pg/m³. Forfatteren oplyste, at man i andre lande, f.eks. Canada, har fundet lignende eller større forskel. Dette viser, at lossepladser kan være en meget vigtig kilde til luftforurening med PFAS.

Det blev beregnet at, lossepladserne hvert år bidrog med en luftemission (afgasning) på op til henholdsvis 0,57 kg neutrale PFAS og 0,40 kg ioniske PFAS (PFAA) per losseplads. Den årlige luftemission af PFAS fra sorterings- og opbevaringsanlæg eller forbrændingsanlæg var til sammenligning højst 0,01 kg PFAS per anlæg.

Den totale luftkoncentration af de korte C₄-C₇-PFCA var 57–1.400 pg/m³, og her dominerede PFBA med en median på 396 pg/m³.

For de lidt længere C₈-C₁₂-PFCA var den totale luftkoncentration 56–11.000 pg/m³, og med dominerede PFOA med en median på 209 pg/m³.

Den totale luftkoncentration af PFSA var 26–1.100 pg/m³, og PFOS dominerede med en median på 54 pg/m³.

I Kina bliver husholdningsaffald udsat for pre-kompostering i et par dage inden forbrænding for at sænke vandindholdet. Denne proces betyder emission af mere forurenede perkolat fra sorteringsanlægene.

Koncentrationen af PFAS i perkolat og spildevand blev undersøgt ved de syv anlæg. Her fandt man de største koncentrationer af PFAS i spildevand/kondensat fra affaldsforbrændingsanlæggene. PFAS-koncentrationen fra affaldsforbrændingsanlæggene varierede fra 86 – 89 µg/L mode 22 – 46 µg/L fra deponier og PFCA var den mest dominerende med høje koncentrationer af ultrakortkædede PFCA. Der er her tale om de mest vandopløselige PFAS (PFAA). Den største årlige emission per anlæg var op til 5,3 kg af de ultra-kortkædede C₂-C₃ PFCA (trifluoreddikesyre (TFA)) og PFPrA, op til 1,6 kg af andre PFAA samt op til 5 kg af ukendte precursors.

Forfatteren opsummerer resultater vedr. årlig udledning for de syv anlæg, der indgår i undersøgelsen til:

- Tilførsel af PFAS til deponier, sorteringsanlæg og forbrændingsanlæg:
 - 0,001 – 0,07 neutrale PFAS (PFAA-forstadier) kg/år/lokalitet
 - 0,005 – 0,40 anioniske PFAS (PFAA) kg/år/lokalitet
- Fra deponier føres:
 - 0,06 - 1 kg/år/lokalitet til atmosfæren og
 - 0,34 – 3,5 kg/år/lokalitet til perkolat

- Fra sorteringsanlæg føres:
 - 0,0007 kg/år/lokalitet til atmosfæren
 - 1,3 – 1,5 kg/år/lokalitet til perkolat
- Fra forbrændingsanlæg føres:
 - 0,007 – 0,01 kg/år/lokalitet til atmosfæren og
 - 4,4 – 6,9 kg/år/lokalitet til perkolat

”Bemærkninger”.

Dette er en artikel i en serie af artikler om emnet fra forskningsgruppen, som skal ses i en sammenhæng. Artikel indeholder data i en række illustrative figurer og diagrammer, som ville være nyttige for læserne, men vi er usikre på om vi kan bringe dem uden tilladelse. De modeller og beregninger, der anvendes, er usikre, og mange af de PFAS, der emitteres, er ukendte og ubestemte. Men det er tydeligt, at lossepladser og andre deponeringsanlæg bidrager langt mere til luftforurening med PFAS end forbrændingsanlæg, mens alle de involverede anlæg bidrager til vandforurening med PFAS via perkolat

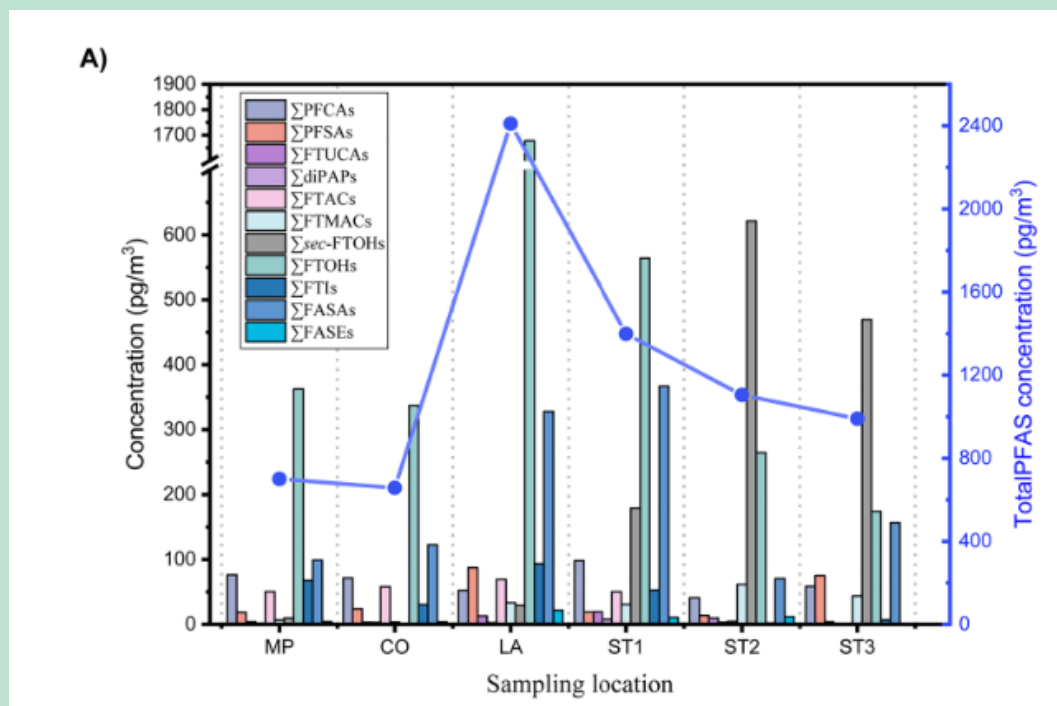
11.9.5 Kinesisk undersøgelse af PFAS-indhold i luft omkring lossepladser og spildevandsrensingsanlæg

Denne artikel undersøger luftemissionen af 49 forskellige PFAS fra lossepladser for husholdningsaffald og spildevandsrensingsanlæg i Hong Kong, Kina (Lin H *et al.* 2022).

PFAS i affald deponeret på lossepladser medfører afdampning af de flygtige PFAS og udsivning af de mere vandopløselige PFAS til perkolat, der opsamles og ledes til spildevandsrensingsanlæg, hvorfra der også sker en luftemission.

49 forskellige PFAS-forbindelser blev undersøgt i luften omkring lossepladserne og heraf blev 43 PFAS fundet på gasfase mens 25 forskellige PFAS blev fundet på partikler. Til bestemmelse af PFAS blev udtaget luftprøver over 48 timer, og kemisk analyse blev udført ved LC-MS/MS og GC-MS/MS.

Af de undersøgte fluortelomere (PFCA precursors) var 6:2 fluortelomeralkohol (6:2 FTOH) den mest forekommende med et gennemsnit på $25,7 \pm 10,2$ pg/m³. Den samlede koncentration af fluortelomere var 79,2-1300 pg/m³, se FIGUR 56. Mht. PFSA precursors dominerede sulfonamidet: *N*-MeFBSA (*N*-methyl-perfluorbutansulfonamid) med 38,1-392 pg/m³.



FIGUR 56. Koncentration af PFAS fundet på de fem lokaliteter (Lin H *et al.* 2022)

De hyppigst bestemte "ioniske" PFAS var PFBA ($25,7 \pm 10,2$ pg/m³), PFOA, PFBS og PFOS.

PFAS-niveauerne i luften var meget højere over losseplads og spildevandsanlæg end i reference områder. Den højeste Σ PFAS var ved lossepladsen (2390 ± 395 pg/m³), der var meget større end ved spildevandsanlægget (855-1400 pg/m³) og 3-4 gange større end ved et referenceområde (656-703 pg/m³), se FIGUR 56.

Den daglige luftemission af summen af PFAS fra lossepladsen i vintertiden var ca. 96 mg. Dette var ca. 4 gange mere end luftemissionen af PFAS fra spildevandrensingsanlægget. Forfatteren konkluderer, at lossepladser/affaldsdeponier på land var en vigtig kilde til luftforurening med PFAS.

"Bemærkning".

Denne artikel viser ligeledes, at landdeponering af husholdningsaffald er et større PFAS-luftforureningsproblem end afbrænding på velkontrollerede forbrændingsanlæg

11.10 Undersøgelser af jord og grundvand

11.10.1 Amerikansk undersøgelse af PFAS-indhold i jord behandlet termisk i roterovn

Undersøgelsen af destruktion af PFAS-holdigt jord ved termisk behandling i roterovn blev gennemført i 2018 og 2019 (NRC Alaska, LLC 2019).

Moose Creek anlægget i Alaska blev bygget i 1990 til oprensning af jord ved varmebehandling. I perioden 2017 og 2018 blev der lavet testkørsler for at se, om anlægget kommercielt kunne bruges til at rense PFAS-forurenet jord. Dette blev bekræftet.

I 2019 begyndte anlægget for alvor at fjerne PFAS fra jord fra en luftbase, der var forurenet med brandslukningsmidler indeholdende PFAS.

Jorden tilføres direkte til roterovnen, hvor der kan behandles fra et til seks ton pr. time alt afhængig af materialets egenskaber og sammensætning. Varmebehandlingen af jorden sker i roterovnen, hvor driftstemperaturen varierede i intervallet 425 - 815 °C. Efter den termiske behandling af jorden føres jorden til vandbad for afkøling og derfra til oplagring. Røggasserne ledes fra roterovnen videre til et efterforbrændingskammer, hvor den bliver opvarmet til 980 – 1.200 °C. Der er ikke oplysninger om opholdstid. Den varme røggas blev derefter afkølet og passerede igennem et posefilter, hvor partikler blev tilbageholdt. Endelig blev røggassen rensat yderligere ved at blive ledt gennem en vådskrubber.

Omkring 200 tons forurenet jord blev behandlet. Prøver af den forurenede jord, rensat jord og skrubbevandet blev analyseret for 21 forskellige PFAS og røggassen blev analyseret for 24 PFAS. I røggassen blev fundet 10 af de 21 PFAS-forbindelser, der blev fundet i jordprøverne. Røggasprøverne af PFAS blev udtaget iht. EPA M-0010 (MM5) modificeret. Analysemetoden er ikke oplyst.

Leverandøren af forurenet jord oplyste, at PFOS-indholdet i jorden var 0,00064 - 0,010 mg/kg. Ved de to testkørsler indeholdt de fleste prøver af den rensede jord intet PFAS, bortset fra nogle få tilfælde, hvor spor af PFOS eller PFHxS kunne påvises. Røggassen og skrubbevandet indeholdt målelige niveauer af flere PFAS, men det gjorde prøvetagningsudstyret og det anvendte vand også (baggrund), så pga. høj baggrundskontaminering var det ikke muligt at bestemme indholdet af PFAS i de udgående strømme eller destruktioneffektiviteten.

Forfatteren konkluderede, at:

- Varmebehandlingen fjernede alt PFAS fra den forurenede jord til under grænseværdierne.
- Undersøgelserne af luftemissionen viste meget lave koncentrationer af PFAS i den rensede røggas.
- Vådskrubberen fuldstændigt fjernede røggassens indhold af HF og total-fluor.
- Det er nødvendigt at eliminere de identificerede baggrundsniveauer af PFAS i testudstyr og vådskrubber, før man kan konkludere på indholdet.
- Udslippet af PFAS blev beregnet til omkring 0,08 mg/h.

Det blev beregnet, at hvis anlægget kørte hele døgnet, så ville det betyde et total PFAS-udslip på omkring 10 gram per år.

"Bemærkninger".

Undersøgelsen af destruktion samt udledning via røggassen kan ikke anvendes, da der er store problemer med kontaminering af prøver. Det er vigtig viden, at vådskrubberen fuldstændigt fjernede HF og total-F fra røggassen.

11.10.2 Amerikansk undersøgelse af PFAS-indhold i jord omkring affaldsforbrændingsanlæg til farligt affald

Der er tale om en pilotundersøgelse af PFAS i 35 jordprøver udtaget i 2021 omkring et anlæg til forbrænding af farligt affald i Ohio, USA (Martin KV *et al.* 2022).

Anlægget har afbrændt PFAS-holdigt affald siden 2019. Alle jordprøver indeholdt lave, men målelige koncentrationer af PFAS. Prøverne blev udtaget i fire lokaliteter omkring affaldsforbrændingsanlægget. Prøverne blev udtaget iht. US EPA's protokol for jordprøveudtagning og blev analyseret ved LC-MS/MS.

PFOS blev målt i 97% af prøverne i koncentrationer på 50-8.300 ng/kg (ppt) og med et gennemsnit på 1.225 ng/kg. Den højeste koncentration var fra en prøve taget ca. 1 km (upwind) fra anlægget.

PFOA og PFNA blev bestemt i 94% af prøverne i koncentrationer fra 51-1.500 ng/kg.

PFBS blev bestemt i 34% af prøverne, PFDA i 66%, og PFDS i 11% af prøverne.

Der blev desuden taget 19 prøver af overfladevand omkring forbrændingsanlægget. De fleste prøver havde lave, men målelige koncentrationer af PFOS (4,5-11 ng/L) og PFOA (2,1-11 ng/L). I en enkelt prøve var der 8,8 ng/l af PFHxS.

”Bemærkninger”.

Artiklen er ikke publiceret. Der henvises til tabeller og grafik med resultater, der kan dokumentere undersøgelsens resultat, men disse er ikke indeholdt i artiklen. Artiklen kommer med en række udokumenterede og forkerte påstande, og der er en blanding af eksponering og effekt uden struktur.

Der er heller ikke analyseret og sammenlignet med prøver fra et referenceområde, og der er ikke oplysninger om andre mulige kilder i området, inklusive industrier, spildevandsanlæg og affaldsdeponier.

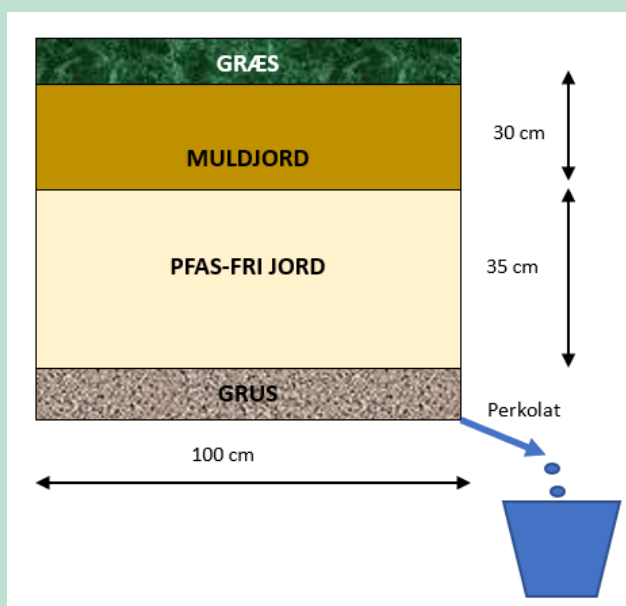
Det er ikke påvist, at de fundne resultater har relation til affaldsforbrændingsanlægget

11.10.3 Tysk undersøgelse af PFAS-forurenet jord

Omdannelse i jord samt udvaskning og optag i planter af to fluortelomerphosphatdiester (6:2 diPAP og 8:2 diPAP) blev undersøgt i lysimeter feltforsøg (Lämmer R *et al.* 2022).

De to estere, der bl.a. anvendes i papiremballage til levnedsmidler, blev undersøgt under forhold, der blev anset som tæt på naturlige forhold.

Der blev gennemført fire lysimeterforsøg, hvor topjorden blev tilsat en af de to diPAP til et indhold på ca. 2 mg/kg TS.



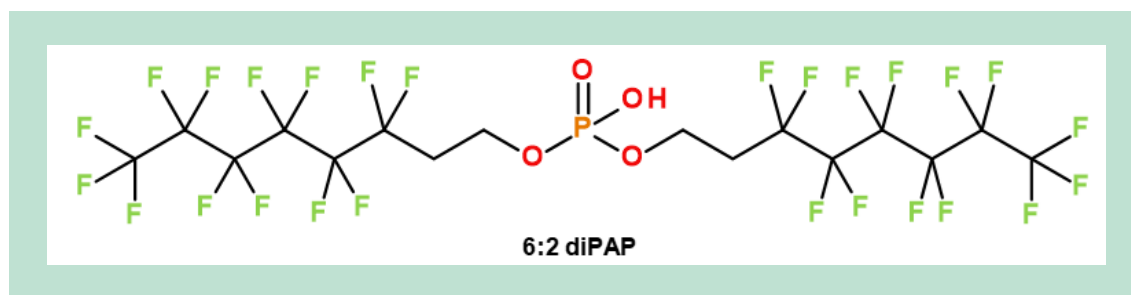
FIGUR 57. Lysimeter-forsøg med di-PAP (Efter Lämmer R *et al.* 2022)

Der blev ikke konstateret udvaskning om sommeren. Perkolat blev opsamlet i løbet af 2 år. Heri blev fundet forskellige perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA), men ikke diPAP'er, der ikke er særligt mobile stoffer.

For 6:2 diPAP indeholdt perkolatet næsten udelukkende PFPeA (max. 287 µg/L) > PFHxA (max. 278 µg/L) samt meget lidt PFBA og PFHpA. Nedbrydningen/omdannelsen af 6:2 diPAP i jorden var ikke fuldstændig i løbet af de to år, idet 36-37 % af startkoncentrationen var tilbage.

Græs på toppen af lysimetret havde især optaget PFBA, PFPeA og PFHxA og havde tilsammen en PFAA-koncentration på lidt over 7 mg/kg TS.

For 8:2 diPAP indeholdt perkolatet næsten udelukkende PFOA (max. 173 µg/L), PFHpA (max. 59 µg/L) samt meget lidt PFHxA, PFPeA og PFBA. Tilbage i jorden var efter to år 41-45 % af startkoncentrationen af 8:2 diPAP. I græsset kunne alle PFCA fra C₄-C₈ påvises, men mest PFBA og PFPeA.



FIGUR 58. 6:2 diPAP

"Bemærkninger".

DiPAP stofferne er meget stabile stoffer, der kun langsomt biologisk nedbrydes/omdannes/hydrolyseres til i første omgang formentligt fluortelomeralkoholer og derefter PFCA. Stofferne er også termisk ret så stabile og konstateres ofte i restprodukter fra affaldsforbrænding.

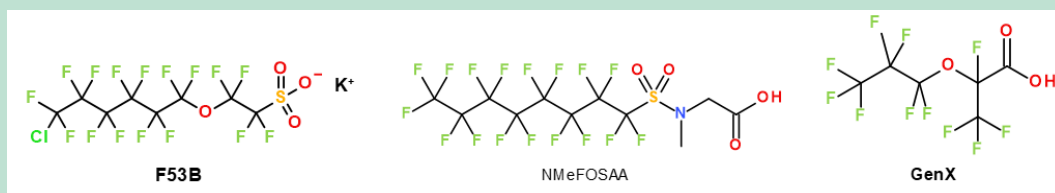
11.10.4 Termisk destruktion af PFAS i forurenede jord

Artiklen rapporterer et studie af termisk nedbrydning ved pyrolyse af jord forurenede med PFAS (Alinezhad A. *et al.* 2022).

I USA kendes der til mere end 400 steder, hvor jorden er blevet stærkt forurenede (indtil 10 mg/kg) med PFAS, fordi stederne blev brugt til træning af brandfolk i slukning af oliebrænde med PFAS-holdigt brandskum.

Artiklen rapporterer, at den termiske nedbrydning ved temperaturer på 400-500 °C af den oprindelige PFAS-forbindelse i jord var >99% efter 30-40 minutter opvarmning i luft eller nitrogen. Dette gjaldt uafhængigt af koncentrationen af PFAS i jorden, og både for enkeltstoffer som PFOS og PFOA, kortkædede homologe, forstadier til perfluoralkylsyre (PFAA) bl.a. de større molekyler med zwitter-ioner, der anvendes i brandskum, men også blandinger af PFAS.

I undersøgelsen var inkluderet 18 forskellige PFAS. Polyfluoralkylforbindelser, der er forstadier til PFAA, fx PFAS i brandskum, var lettere nedbrydelige termisk end PFAA selv. Den termiske stabilitet fulgte rækkefølgen: PFSA > 6:2 Cl-PFAES (F53B, 9-chlorhexadecafluor-3-oxanonan-1-sulfonat) ≈ 8:2 FTS ≈ PFCA > NMeFOSAA (2-(N-methyl-perfluorooctansulfonamido)eddikesyre) > HFPO-DA (hexafluor-propylenoxiddimersyre, GenX)



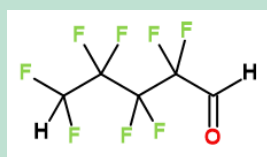
FIGUR 59. Strukturformler for F53B, NMeFOSAA og GenX

Dekomponering af PFOA og PFOS adsorberet til jord begynder allerede ved 200 °C. Efter 15 minutters udsættelse for 400 °C er alle perfluoralkylcarboxylsyre (PFCA) fuldstændigt destrueret (>99%), mens det kun er omkring 50% for PFSA'erne: PFOS, PFBS og PFHxS.

Ved 500 °C var alle undersøgte PFAS nedbrudt 99,9976% efter 40 minutter. Ved tilstedeværelse af jord og kaolinit, der er en lerart, bindes det dannede HF hertil, så emissionen af fluorid mindskes. Ved pyrolyse ved 500 °C bestemmes især de tre nedbrydningsprodukter af PFOS og PFOA: perfluor-1-hepten (C_7F_{14}), perfluor-1-hexen (C_6F_{12}) og 1H-perfluorhexan (C_6HF_{13}), samt de kortkædede perfluor-1-buten (C_4F_8), perfluorpropen (C_3F_6) og tetrafluorethylen (C_2F_4).

Ved 900 °C dannes også C_6F_{12} og C_6HF_{13} .

I artiklens figur 6 er der vist et vigtigt nedbrydningsprodukt med sumformel $C_5H_2F_8O$, men stoffet nævnes mærkeligt nok ikke i teksten. Stoffet er aldehydet 5H-perfluorpentanal, se FIGUR 60.



FIGUR 60. Strukturformel for 5H-perfluorpentanal

”Bemærkninger”.

PFAS forurenet jord kan betegnes som en form for affald med meget lav brændværdi. Undersøgelsen viser, at det er muligt termisk at rense jorden for PFAS.

11.10.5 Hollandsk undersøgelse af PFOA- og PFOS-indhold i jord omkring fluorpolymer fabrik

Forfatteren beskriver resultatet af jordbundsundersøgelser i vindretningen fra en fluorpolymer fabrik (Geradu T *et al.* 2023).

I årene 1970-2012 blev PFOA udsendt til atmosfæren fra en fluorpolymerfabrik i Holland, hvor PFOA blev brugt som hjælpestof.

Forfatteren beskriver undersøgelser af jordprøver udtaget i tre lokationer i afstanden ca. 10 – 30 km fra fabrikken i områder med den mest fremherskende vindretning med forskellige jordbundstyper.

Undersøgelserne konkluderede, at der var mest nedfald af PFOA i en radius på 30 km fra fabrikken. Sandjordprofilen havde den højeste koncentration af PFOA i en dybde af 20-50 cm med lavere koncentrationer ved overfladen og længere nede. Stoffet er mobilt og med tiden nedsiver det langsomt og

kunne måles indtil 3,5 meter under overfladen. Dybdeprofilen stemte med, at emissionen af PFOA var ophørt fra fabrikken.

Man målte også PFOS i jorden, som ikke kan stamme fra fabrikken, men må stamme fra andre kilder. PFOS-koncentrationerne var ca. 15 % af koncentrationerne af PFOA, og PFOS var mindre mobil i jorden.

”Bemærkninger”.

Fabrikker, der anvender PFAS i sin produktion, er en vigtig kilde til PFAS-forurening i omgivelserne via udslip af PFAS til luft og spildevand. Luftforureningen forårsager nedfald af PFAS til landjorden i nærområdet.

Når anvendelsen og emissionen af PFAS stopper, vil koncentrationerne af PFAS i overfladejorden efterhånden mindskes, mens koncentrationerne længere nede i jorden vil øges pga., at regnvandet forårsager en nedsivning af PFAS gennem jorden, så stofferne til sidst ender i grundvandet eller i vandløb.

De mere vandopløselige PFCA (fx PFOA) vil nedsive hurtigere end de analoge PFSA (fx PFOS).

11.10.6 Amerikansk undersøgelse af indhold af PFAS i jord fra områder, der er anvendt til udbringning af spildevandsslam

Artiklen beskriver undersøgelser af indhold af PFAS i jord fra overflader og dybere samt i grundvand for arealer, der er anvendt til udbringning af spildevandsslam (Johnson GR 2022)

Varmebehandlet spildevandsslam (”biosolid”) benyttes i mange lande som jordforbedringsmiddel.

Det er velkendt, at slammet kan indeholde en betydelig mængde uorganiske og organiske forureningsstoffer, der ikke er blevet nedbrudt i spildevandsrensning, bl.a. PFAS. Mange års udbringning af spildevandsslam på samme jord kan derfor betyde væsentlig forurening af jord og grundvand samt eventuelle afgrøder.

Forfatteren bestemte indholdet af 12 PFAS i overfladejord, dybere jord nær grundvandet og i grundvandet på en jordbrugsforskningsstation i USA, hvor der i en snes år var udbragt tørret spildevandsslam på deres marker, og desuden var markerne vandet med spildevand.

Niveauer af PFAS i jorden var 1-2 størrelsesordnere højere end i baggrundslande, og niveauerne var korreleret med tilførslen af slam.

Overfladejord (0-30 cm dybde) indeholdt op til 196 µg/kg ΣPFAA, hvoraf omkring halvdelen var PFOS og resten var især PFDA og PFOA.

De største PFOS koncentrationer var i den øverste cm af jorden, men det mere vandopløselige PFOA havde forhøjede koncentration i de øverste 6 cm af jorden, og en grundvandskoncentration på ≤ 0,029 µg/L, mens grundvandskoncentrationen af PFOS var ≤ 0,002 µg/L eller en tiendedel af PFOA.

Undersøgelsen dokumenterer, som andre artikler, at PFOA lettere nedsiver end PFOS.

”Bemærkninger”.

Artiklen bekræfter at udbragt spildevandsslam på landjorden er en vigtig kilde til forurening af jord og grundvand – udover af fødevarer og foderstoffer, hvis jorden er opdyrket. Formentlig vil udbringningen af slam og specielt spildevandet også give anledning til afdampning og luftforurening, men dette blev ikke undersøgt i artiklen.

Derfor er spredning på marker og andre landområder ikke en miljømæssig fornuftig bortskaffelsesmetode for spildevand og spildevandsslam indeholdende PFAS.

Ved deponering på et kontrolleret deponeringsanlæg vil der også ske en fordampning af noget af slammets indhold af PFAS, og perkolatet blive ført tilbage til et spildevandsanlæg, der ikke kan nedbryde PFAS, men kun sende det videre til vandmiljøet eller lagre det i slammet, så cirklen er sluttet.

Fastsættelse og overholdelse af grænseværdier for PFAS i spildevandsslammet m.m. alene fjerner ikke en forurening, men gør blot forureningen politisk acceptabel, eller den er nødvendig, evt. midlertidigt, så samfundet ikke pludseligt går i stå.

Den eneste eksisterende metode til at forhindre, at PFAS i slam bliver ved med at indgå i naturens og samfundets kredsløb formentlig til evig tid, er fortsat en destruktion af slammets indhold af PFAS ved en høj-temperatur forbrænding.

11.10.7 Dansk undersøgelse af PFAS i spildevandsslam, jord og grundvand

Ingeniørfirmaet WSP Danmark A/S (Tsitonaki K, Draborg H, Haagensen K, 2023) har nyligt udført ”CRUCIAL forsøget” for PFAS-påvirkning fra spildevandsslam, hvis formål var at belyse, om udnyttelsen af spildevandsslam (med PFAS) til jordforbedringsformål udbragt på landbrugsjord kunne medføre en påvirkning af grundvandet med PFAS.

Det estimeres, at ca. 65% af det producerede spildevandsslam i Danmark, genanvendes som gødning på marker.

Miljøstyrelsen har fastsat foreløbige vejledende grænseværdier for PFAS i spildevandsslam til udbringning på landbrugsjord. For summen af de fire PFAS-stoffer (PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS) på 0,01 mg/kg TS samt en grænseværdi for summen af 22 PFAS-stoffer på 0,4 mg/kg TS.

Projektets formål var at tilvejebringe data om koncentrationen og skæbnen af PFAS i jorden til brug for modelberegninger af nedsivningen til grundvandet. Alt sammen beregnet som input til arbejdet med de kommende grænseværdier for PFAS i spildevandsslam til landbrugsformål.

Undersøgelserne blev lavet på Københavns Universitets CRUCIAL forsøgsareal i Taastrup, der består af en sandet, kalkholdig brun-grå moræneler mellem ca. 2-9 m under terræn med våde sand-/gruslag samt sandslirer af varierende tykkelse. Moræne leret er underlejret af et vådt sand-/gruslag som starter i ca. 9-11 m under terræn, hvorefter kalken starter ved en dybde på mellem 15,7-18,0 m under terræn.

Der blev i undersøgelsen benyttet tre typer af marktestplot hver med et areal på 1.000 m² relateret til udnyttelse af spildevandsslam:

1. slambehandlet mark, som har fået høj dosering på 1,6 tons slam/år,
2. slambehandlet mark, som har fået ekstremt høj dosering på 4,7 tons/år, og et
3. kontrolområde, som ikke har fået tilført slam.

Både type 1 og type 2 repræsenterer et worst-case scenarie i forhold til udbragte slammængder.

Der blev foretaget 10 borer og udtaget 14 vandprøver ved borer fra det terræn-nære grundvand, knyttet til lokale sandslirer i moræneler og fra det primære magasin (sand/grusmagasinet), der overligger kalkmagasinet.

Vandprøverne blev analyseret for følgende 22 PFAS: PFBS, PFPeS, PFHpS, PFHxS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDODS, PFTrS, PFOSA, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA, PFTrDA og 6:2 FTS (detektionsgrænse: 0,3 ng/L).

Arkivprøver af det på CRUCIAL udbragte slam fra 2003 og frem til 2022 blev analyseret for 22 PFAS (detektionsgrænse: 0,5 µg/kg TS).

Der blev undersøgt 14 jordprøver. En enkelt prøve i en dybde på 1 m ellers i en dybde af enten 0,3 m eller 0,5 m under terræn. De vigtigste konklusioner for jordprøver var, at:

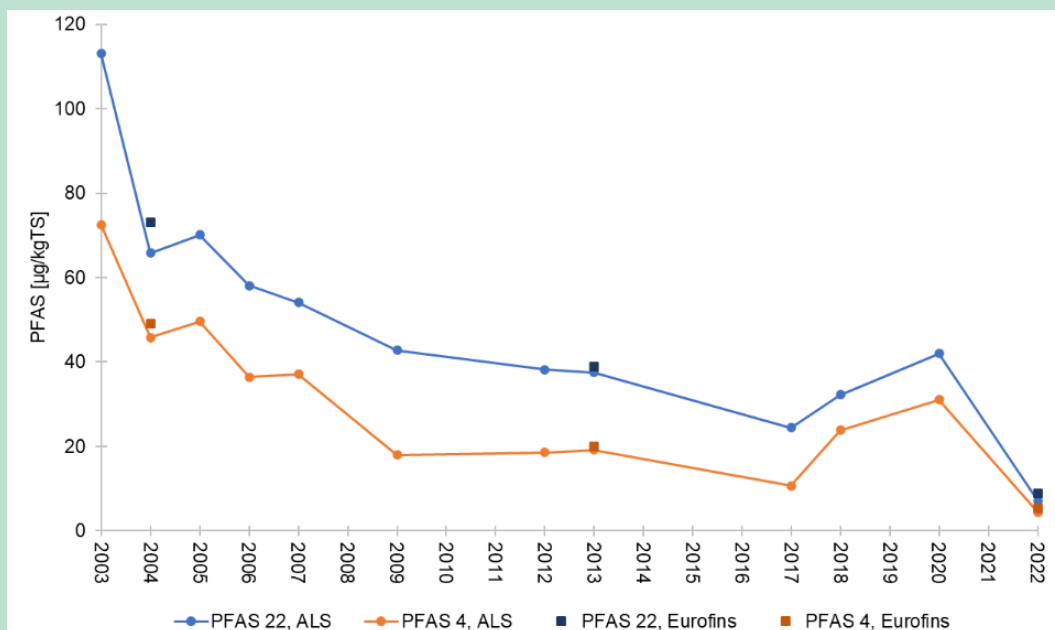
- Jordforureningen med PFAS under slambehandlede marker blev vurderet til at være afgrænset til den øverste meter under terræn.
- PFOS og PFOA var de dominerende stoffer i jordprøver, men der blev også påvist mere langkædede PFAS.
- Der blev påvist højere koncentrationer af PFAS i jordprøver fra markplot, der havde fået ekstremt høj dosering i forhold til markplot, som kun havde fået høj dosering af slam.
- Der blev i jordprøverne målt op til 5,5 µg/kg TS for summen af 4 PFAS og 8,64 µg/kg TS for summen af 22 PFAS. Det er koncentrationer under Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterier på henholdsvis 10 µg/kg TS for summen af 4 PFAS og 400 µg/kg TS for summen af 22 PFAS.

De vigtigste konklusioner for de 14 grundvandsprøver var, at:

- Der blev kun påvist PFAS i 3 af de 14 udtagne vandprøver. To af disse vandprøver repræsenterede det terrænnære grundvand, hvor der blev påvist op til 4,9 ng/L for summen af 4 PFAS, mens en enkelt vandprøve, der blev udtaget i det primære grundvandsmagasin, havde samme koncentration på 0,88 ng/L for summen af 4 PFAS og for summen af 22 PFAS. PFOS var den dominerende PFAS i vandprøverne.
- De påviste koncentrationer af PFAS i 2 af de 3 prøver af grundvand lå under Miljøstyrelsens grænseværdier for grundvand på 0,002 µg/L (2 ng/L) for summen af 4 PFAS og 0,1 µg/L for summen af 22 PFAS.
- Den tredje vandprøve, der var fra det terrænnære grundvand, overskred grundvandskvalitetskriteriet for summen af 4 PFAS med ca. en faktor 2 (se bemærkninger). Vandprøven stammede fra en markplot, som havde modtaget en meget høj dosis af spildevandsslam, svarende til 75 års lovlig udbringning.
- De påviste grundvandskoncentrationer var >500 gange lavere end forventet angiveligt pga. en stærkere binding af PFAS i jord end forventet.

De vigtigste konklusioner for slamprøver var, at:

- Koncentrationsniveauet af summen af 22 PFAS i det på CRUCIAL udbragte spildevandsslam var faldet fra 113 µg/kg TS i år 2003 til 42 µg/kg TS i 2020 og ned til 8,9 µg/kg TS i 2022, og det forventes at falde yderligere (se FIGUR 61).



FIGUR 61. Summen af PFAS-22 og PFAS-4 i spildevandsslam udbragt på Crucial markerne i perioden 2003-2022 (Tsitonaki K, Draborg H, Haagensen K, 2023)

I 2022 var det gennemsnitlige indhold af PFAS i dansk spildevandsslam 8,1 µg/kg TS for summen af 4 PFAS og 12,2 µg/kg TS for summen af 22 PFAS.

Overordnet set blev det konkluderet, at der sker en udvaskning af PFAS til grundvand under de slam-behandlede marker; udvaskningen var dog meget mindre end den teoretisk forventede udvaskning.

Der er forsøgt lavet en massebalance, som ikke passer så godt, da der er en del grundet det lille antal jord-, vand- og slamprøver, samt i hvor stor grad der findes PFAS-koncentrationer under detektionsgrænsen i jorden.

Slam er meget uhomogent, og der er kun en enkelt prøve der blev analyseret ved dette studie.

En anden forklaring var, at der kan findes en række uidentificerbare eller ikke-ekstraherbare PFAS i spildevandsslam, som ved udbringning omdannes til PFOS og andre af de PFAS 22 stoffer.

Størstedelen af måleresultaterne er under analysemetodernes detektionsgrænser. Der er tilsyneladende ingen oplysninger i rapporten om størrelse/mængde af de opsamlede prøver. Jo mere materiale, der ekstraheres, jo lavere detektionsgrænse vil man opnå.

Det oplyses, at den tredje vandprøve, der var fra det terrænnære grundvand, overskred drikkevandsgrundvands kvalitetskriteriet for summen af 4 PFAS med ca. en faktor 2.

Ud fra rapportens tabel 5.2 var der påvist 4,9 ng/L for summen af 22 PFAS og ikke for 4 PFAS, så der er ingen overskridelse. Det nævnes også, at PFOS var den dominerende PFAS i vandprøverne. Ifølge tabel. 5.2 var PFOA mindst lige så dominerende.

Vedr. massebalancen har man tilsyneladende overset, at der sker en fordampning af PFAS fra det udbragte slam, specielt fluortelomere, der er en stor del af slammet. En stor del af de vandopløselige PFAS kan optages gennem planternes rødder, og dermed bliver fjernet fra markplottet enten ved høst eller af dyr. Det er vigtigt for en risikovurdering af slamudbringning, at foderindtagelsen og fødevarerindtagelsen medinddrages og dermed levnedsmiddeltoksikologien og -hygiejnen.

Jordprøverne har mindre målt PFAS af samme grund. Det nævnes at PFOS og PFOA var de dominerende stoffer i jordprøver, men at der blev også påvist mere langkædede PFAS. Hvorfor nævnes ikke de ret betydelige koncentrationer af de kortkædede PFPeA, PFHpA, PFHxA?

Mht. slammets indhold af PFAS, så betyder analyse af 1 årlig prøve af inhomogent slam ikke, at man kender gennemsnitsindholdet af PFAS, så diagrammet giver et falsk billede af den viden, der eksisterer, men kan give anledning til nogle hypoteser. Faldet fra 2020 til 2022 er særligt påfaldende. Ændringerne, hvis reelle, kan skyldes en anden sammensætning af PFAS i slammet med en større andel af PFAA-precursors, som ikke er en del af de 22 analyserede PFAS.

"Bemærkninger".

Denne projektrapport er ikke peer-reviewed, men dog kvalitetskontrolleret. De meget få prøver, der er undersøgt, betyder, at undersøgelsen kun kan betragtes som en første screening, der viser, at der er behov for yderligere undersøgelser. Det er ikke en videnskabelig undersøgelse, men en kontrolundersøgelse af, at nogle grænseværdier er overholdt.

Rapporten indeholder fejlagtige konklusioner, og den bygger i øvrigt på et meget spinkelt grundlag med få analyser af både vand, jord og slam. For så vidt angår analyser af spildevandsslam er der i MST-rapport 2232 data fra 215 slamprøver med højere og mere troværdige PFAS-niveauer.

Rapporten er baseret på sporadiske og usikre data, der ikke giver grundlag for at udarbejde de smukke modeller og lagkagediagrammer, der præsenteres.

11.10.8 Dansk rapport om cut-off grænseværdier for spildevandsslam

I denne rapport (Jensen *et al.* 2023) er det kvantitativt tilstræbt at regne baglæns fra allerede eksisterende grænseværdier i miljøet til ufarlige afskæringsværdier i spildevandsslam.

Hertil er brugt det gældende vandkvalitetskrav for PFOS på 0,65 ng/L, de gældende grænseværdier i grund- og drikkevand på 2 ng/L for PFAS-4 og 100 ng/L for PFAS-22. Desuden er gældende jordkvalitetskriterier for beskyttelse af mennesker på 0,1 (PFAS-4) og 0,4 mg/kg (PFAS-22) inddraget.

Endelig er der i rapporten beregnet nye forslag til økotoksikologiske jordkvalitetskriterier for PFOS og PFOA med henblik på beskyttelse af jordbundsorganismer. Beregningsmetoderne bygger på metoder allerede benyttet i EU til risikovurdering af industrikemikalier, pesticider og lægemidler.

Vigtige parametre i beregningerne og modellerne er adsorptionskoefficienten i jord, K_d , og denne normaliseret til jordens organiske indhold, K_{oc} . Derudover er der indarbejdet aspekter af ældning, da det er dokumenteret at være et vigtigt element for biotilgængelig, bioakkumulering og mobilitet af PFAS under langvarige bindingsforhold i jord.

Den hastighed, hvorved PFAS bliver immobil eller ikke-estrahierbar, kaldet NER_1 , inddrages derfor på linje med nedbrydningstiden og udvaskningshastigheden i en samlet tabshastighed for PFAS i jordmatricen.

Følgende eksponeringsscenarier er anvendt i rapporten, der er på engelsk:

- *Sludge → soil → soil dwelling microorganisms, invertebrates and plant species*
- *Sludge → soil → soil pore water → freshwater (streams) → aquatic organisms*
- *Sludge → soil → soil pore water → groundwater → drinking water → humans*
- *Sludge → soil → crops for animal feed → livestock → food (meat and dairy products) → humans*

Foruden de nævnte beregningsmetoder er der anvendt flere eksponeringsmodeller udviklet i EU regi, dvs. FOCUS modellerne PELMO og MACRO, samt en mere forsimplet nylig beskrevet såkaldt box model. Modellerne kan ikke køres bagvendt, hvorfor de er anvendt med et arealbaseret input af PFAS, som svarer til de teoretiske værste scenarier, der dog i praksis formodentlig aldrig vil forekomme for PFAS i spildevandsslam.

Resultaterne viser, at PFAS i spildevandsslam ikke, selv på langt sigt, forventes at udgøre et problem for jordlevende organismer. For grundvand viser beregningerne, at man ved en realistisk slamudbringning og en realistisk antagelse om tabsrater til den ikke-mobile fraktion (NER1) kan beregne teoretiske afskæringsværdier på 5,01, 44,9, 9,4 og 5,2 µg/kg for henholdsvis PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS.

Det anerkendes dog samtidigt, at der foreligger en betragtelig usikkerhed i disse beregninger. Derfor er udvaskningen testet i andre modeller med et meget højt input af PFAS, som svarer til en slamudbringning, der er cirka 7 gange højere end den gennemsnitlige på arealet og PFAS-koncentrationer, som ligger i den allerhøjeste ende af målte værdier (cirka 90% fraktilen).

Efter den maksimale simuleringstid på 20 års slamudbringning forudser PELMO modellen, under de nævnte forudsætninger, grundvandskoncentrationer, som ligger på maksimalt en promille af grundvandskriteriet på 2 ng/L.

Den simple box model kan simulere flere århundrede og har desuden en række meget konservative forudsætninger indbygget. Her forudser modellen, når der indarbejdes fjernelse via NER, fremtidige grundvandskoncentrationer, som højst ligger på 1 – 2 % af grundvandskriteriet på 2 ng/L. Ved en realistisk og gennemsnitlig slamudbring forudses grundvandskoncentrationer, der er syv gange lavere.

Med henblik på beskyttelse af vandkvalitetskriteriet for PFOS er der beregnet afskæringsværdier i spildevandsslam, der varierer markant, alt efter hvilke forudsætninger og input man bruger. Ved en medianværdi for K_{oc} og NER-dannelse samt en realistisk årlig arealtilførsel af spildevandsslam er det vurderet, at en eventuel afskæringsværdi kan ligge på 175 µg PFOS/kg, hvilket er langt over, hvad man finder i dansk spildevandsslam i dag. Det forudsætter en fortynding af porevandet med en faktor tre i vandløbet. Med andre ord forudsættes det, at der i et opland til en ferskvandsrecipient maksimalt anvendes spildevandsslam på 1/3 af det samlede oplandsareal (ikke kun landbrug). Udelades fortyndingsaspektet, er afskæringsværdien i slam tilsvarende lavere, dvs. omtrent 58 µg PFOS/kg.

Med hensyn til at beskytte mennesker fra eksponering til PFAS gennem optag i foderafgrøder og siden produktionsdyr og kød og mælk har det ikke været muligt at lave troværdige ekstrapoleringer, idet der mangler central viden inden for mange af optagelsesprocesserne gennem fødekæden fra slamgødet jord til mennesker.

En simpel sammenligning af de beregnede ligevægtskoncentrationer af PFAS i jord efter årtier eller århundredes slamudbringning viser, at disse er væsentligt under de humantoksikologiske jordkvalitetskriterier, der er fastsat til at beskytte mennesker mod PFAS-indtag, herunder børn der indtager jord.

Grundet den relativt store usikkerhed, der er forbundet med mange af de centrale parametre, som indgår i beregningerne, f.eks. K_{oc} og K_{NER} , er det ikke anbefalet at anvende de beregnede maksimumkoncentrationer af PFAS direkte som afskæringsværdier i spildevandsslam uden nærmere evaluering og overvejelser.

Det bliver dog entydigt konkluderet, at PFAS-4 koncentrationer i den øvre ende af, hvad der findes i dansk spildevandsslam, ikke forventes at udgøre et problem i forhold til de miljøkvalitetskrav, der findes for grundvand og overfladevand.

Det er ved den såkaldte ligevægtssituation, hvor den årlige til- og fraførsel af PFAS er ens (ofte mange årtier eller århundrede ude i fremtiden) beregnet, at en maksimumkoncentration på 15 µg/kg for summen af 4 PFAS i slam med stor sandsynlighed vil være tilstrækkeligt beskyttende i forhold til at overskride gældende kvalitetskrav i jord, ferskvand og grundvand, idet:

- 15 µg/kg for summen af 4 PFAS udgør maksimalt 10 % af den beregnede grænseværdi for PFOA og PFOS i slam, der beskytter den generelle jordkvalitet samt jordlevende planter og dyr.
- 15 µg/kg for summen af 4 PFAS er markant under de koncentrationer af summen af 4 PFAS, som efter realistisk slamudbringning forventes at kunne overskride de gældende grænseværdier i grundvand på 2 ng/L for summen af 4 PFAS.
- 15 µg/kg for summen af 4 PFAS vil som input i FOCUS modelberegninger resultere i grundvandskoncentrationer, der som minimum er 1000 gange lavere end grænseværdien på 2 ng/L for summen af 4 PFAS efter en 20-årig simuleringsperiode.
- 15 µg/kg for summen af 4 PFAS er maksimalt 10 % af den slamkoncentration, der ved realistisk slamudbringning er beregnet for PFOS til at beskytte overfladevand i forhold til gældende vandkvalitetskrav.
- 15 µg/kg for summen af 4 PFAS er beregnet til at resultere i porevandskoncentrationer, som ligger under det gældende vandkvalitetskrav for PFOS på 0,00065 µg/L.
- 15 µg/kg for summen af 4 PFAS er beregnet til ved normal slamudbringning at resultere i fremtidige jordkoncentrationer, der ligger på maksimalt 10 % af det gældende humantoksikologiske jordkvalitetskriterium for summen af 4 PFAS på 0,01 mg/kg.

Det er som nævnt andetsteds i rapporten overvejende sandsynligt, at en grænseværdi for summen af 4 PFAS i spildevandsslam ifølge beregninger og modelkørsler teoretisk kan være højere end 15 µg/kg for summen af 4 PFAS uden negative konsekvenser for overfladevand og grundvand, men af forsigtighedsgrunde knyttet op til persistensen af PFAS i miljøet og en usikkerhed i fastsættelsen af K_{oc} og K_{NER} og forfatteren anbefaler at bruge den indikative maksimumkoncentration på 15 µg/kg for summen af 4 PFAS som udgangspunkt for en endelig fastsættelse af en myndighedsbaseret afskæringsværdi for summen af 4 PFAS i spildevandsslam.

Det har som nævnt i rapporten ikke været muligt at finde data og lave beregninger for alle de resterende PFAS i gruppen af 22 PFAS, men et ikke fuldt videnskabelig funderet overslag vil være, at en grænseværdi for summen af 22 PFAS i spildevandsslam med en stor sikkerhedsmargin kunne fastsættes på mellem 50 og 100 µg/kg ud fra kendskab til eksisterende slamkoncentrationer, mobilitet og giftighed for mennesker i forhold til summen af 4 PFAS

Man må gå ud fra, at koncentrationer i slam er relateret til TS.

Rapporten antyder selv, at der er mange usikkerheder med de data, der bruges i modellerne. Det er besynderligt, at modellerne kommer frem til at slamudbringning i 20 år resulterer i grundvandskoncentrationer, der er under en promille af det gældende grundvandskriterie på 2 ng/L (for summen af 4 PFAS). Dette er langt under eksisterende detektionsgrænser, og det er i modstrid med måleresultater fra CRUCIAL projektet, se afsnit 11.10.7.

Ældningen af PFAS akkumuleret i jorden og den ikke-mobile fraktion (NER1) diskuteres som om, at PFAS bliver mere utilgængelig med tiden, som er tilfældet for andre jordforureninger, men det er formentlig anderledes for PFAS. Hovedparten af PFAS i slam og jord er i form af ikke-vandopløselige precursors til PFAA, som med tiden bionedbrydes til mere tilgængelig PFAA. Så modellerne skal justeres.

Opdelingen af risikoen for forskellige dele af økosystemerne skaber lidt uklarhed. Selvom en afskærringsværdi på 15 µg/kg summen af 4 PFAS gælder for et enkelt aspekt, så kan denne værdi ikke også gælde for summen af økosystemerne. Det skaber desuden usikkerhed, at afskærringsværdien bygger på summen af 4 PFAS og ikke alle PFAS.

Der fortælles, at de beregnede ligevægtskoncentrationer af PFAS i jord efter årtier slamudbringning viser, at disse er væsentligt under de humantoksikologiske jordkvalitetskriterier, der er fastsat til at beskytte mennesker mod PFAS-indtag, herunder "jordspisende" børn. Det er nok rigtigt, men en mark med spildevandsslam er ikke en sandkasse til børn. Det, der er relevant, er ikke konsumering af jord, men konsumering af fødevarer helt eller delvist produceret på den mark.

"Bemærkninger".

Det er en fagligt kompetent rapport, men der er alligevel en del kritikpunkter. De anvendte data er usikre og modellerne tager ikke hensyn til, at der ikke sker en ældning for PFAS i jord, og at PFAS nedbrydes biologisk til PFAA, der er mere tilgængeligt.

Projektet har ikke kunnet lave troværdige ekstrapoleringer for beskyttelse af mennesker fra eksponering med PFAS gennem optag i foderafgrøder og siden i produktionsdyr og kød og mælk, idet der mangler central viden inden for mange af optagelsesprocesserne gennem fødekæden fra slamgødet jord til mennesker. Projektet overser desuden fuldstændigt at de vandopløselige PFAA også optages i planter, der konsumeres af mennesker uden omvejen via husdyr.

11.10.9 Amerikansk undersøgelse af indhold af PFAS i kompost

I artiklen beskrives undersøgelser af hvorvidt kompostering påvirker indhold af POP-stoffer, herunder PFAS i biologisk affald (Choi YJ *et al.* 2019).

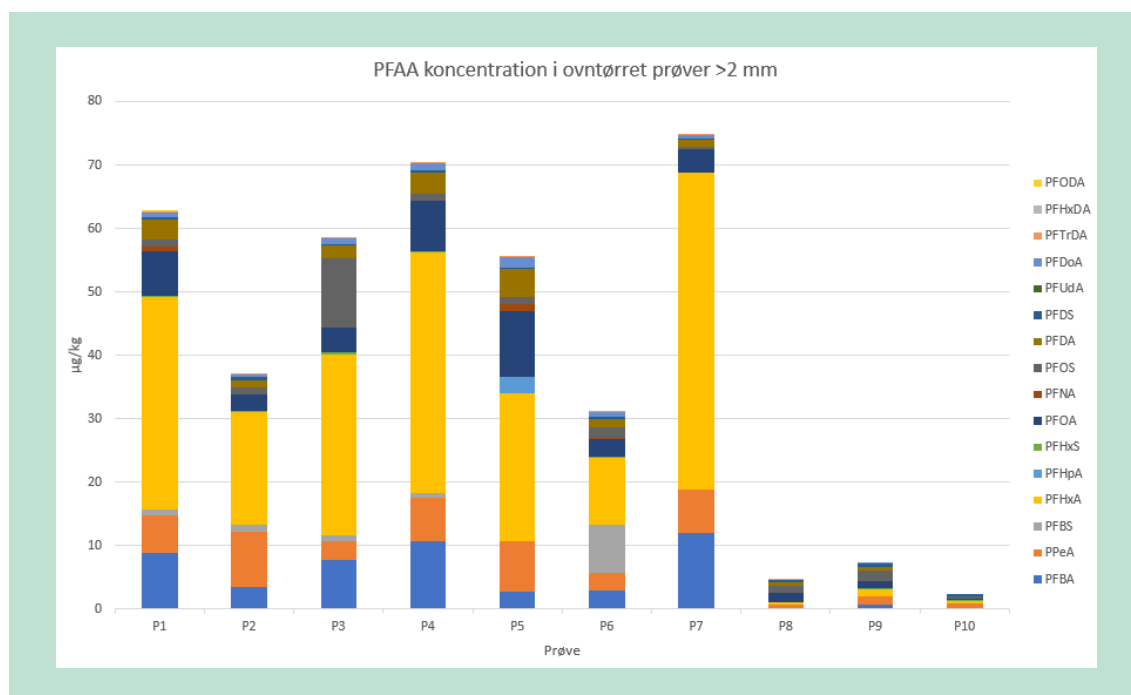
Kompostering af den organiske fraktion af husholdningsaffald skaber et næringsrigt jordforbedringsmiddel og reducerer mængden af affald, der skal bortskaffes ved deponering på lossepladser og andre deponeringsanlæg eller forbrænding på forbrændingsanlæg.

Bioaffaldets mulige indhold af persistente forureninger, som tungmetaller og POPs, herunder PFAS, vil kunne overleve de biologiske processer under komposteringen, og derfor overføres til det fremstillede kompostprodukt og de jordarealer, som komposten spredes på. Dette kan resultere i kontaminering af de afgrøder, der dyrkes på jorderne, samt forårsage ned- og udsivning af forureningerne.

I denne amerikanske undersøgelse analyseres ovntørrede prøver fra 9 kommercielle kompostprodukter og en prøve af kompost produceret i en baghave samt porevand for indhold af 17 perfluoralkylsyrer (PFAA). Kommunalt indsamlet kompost blev opdelt i med og uden indhold af bionedbrydelig emballage.

Summen af PFAA-koncentrationer i kompost uden eller med bionedbrydelig fødevareemballage var henholdsvis 2,38-7,60 µg/kg og 28,7-75,9 µg/kg. Tre prøver havde med meget lave PFAS-indhold og de stammede fra baghavekompost og kommunalt opsamlet blade og græs.

PFOA og PFOS blev målt i alle kompostprøver, men det meste af PFAA-forbindelserne var de kortkædede, der er mest mobile i jorden. De højeste koncentrationer, der blev målt, var af PFHxA, se FIGUR 62.



FIGUR 62. Analyse af kompostprøver (Efter Choi YJ *et al.* 2019)

I 3 af kompostprøverne med bionedbrydelig fødevareemballage (3, 4 og 7) var der også et indhold af PFAS-forstadierne 6:2 FTS og 6:2 diPAP.

Som et mål for nedsivning og biotilgængelighed blev PFAA afgivelse til porevand bestemt i en laboratorieopstilling. Af den totale tilførte mængde af PFAA til komposten blev 24,7- 48,5 % af den samlede masse genfundet i porevandet. De langt overvejende fundne PFAA var kortkædede med PFHxA som det overvejende stof med max. koncentration på 13,3 µg/L.

Forfatterne nævner, at der i delstaten Maine er grænseværdier for tre PFAA (PFOA, PFOS og PFBS), der betyder, at materiale med et højere indhold ikke må udbringes på dyrket jord. Grænseværdien for PFOA på 2,5 µg/kg var overskredet i 7 ud af 10 af de undersøgte prøver.

Det oplyses, at artiklens resultater bl.a. blev brugt som baggrund for en ny lovgivning i delstaten Washington på østkysten af USA, der fra 1. januar 2022 forbød anvendelsen af alle PFAS i papiremballage til fødevarer.

”Bemærkninger”.

Kompostering er vel det nærmeste, man kan komme til genanvendelse af husholdningsaffald, og dette anses politisk oftest som havene høj prioritet og være meget tilskyndelsesværdigt, miljøvenligt og bæredygtigt. Energiindholdet i sådant affald kan imidlertid også udnyttes i biogasanlæg med udbringning af afgasset biomasse, som ifølge Miljøstyrelsen efterhånden har højere prioritet for især madaffald, for hvilket det er den overvejende anvendelse i Danmark. For haveaffald har neddeling og kompostering stadig den højeste prioritet.

Der er ikke viden om i hvor høj grad PFAS i madaffaldet, som kan være meget betydeligt ifølge denne artikel, nedbrydes/destrueres i biogasanlægget eller udsendes til luften eller bliver i biomassen.

Denne undersøgelse (og andre vi ikke har medtaget af plads- og tidshensyn) viser, at kompostering ikke destruerer PFAS, men igen spreder ”indsamlet” PFAS i bioaffald i naturen, så det kan medføre forurening af grundvandet, eller at PFAS bliver tilgængeligt for fødekæderne, herunder menneskers fødevarer.

Ovntørringen vil kunne resultere i, at noget af PFAS-indholdet i prøverne fordamper, så de målte PFAS koncentrationer bliver mindre, end de reelt er.

11.10.10 **Australsk undersøgelse af indhold af PFAS i komposteret jord**

Artiklen beskriver undersøgelser af indhold af PFAS i komposteret jord (Sivaram A K *et al.* 2022).

19 prøver af forskellige kommercielle kompostprodukter (4 stk.), havejord (2 stk.) og pottemuld/jord (13 stk.) fra Australien blev analyseret for 38 PFAS. Den totale PFAS-koncentration i prøverne var mellem 1,26 og 11,84 µg/kg TS. Koncentrationen af PFCA var højere i alle produkterne end koncentrationer af PFSA.

Ved at benytte et «total oxidizable precursor assay» til kompost og pottemuld blev koncentrationen af de dannede kortkædede PFAA øget med 0,48-7,63 µg/kg TS pga. omdannelse af forstadier til PFAA.

Gennemsnitskoncentrationen af Σ PFAS i kompost, havejord og pottemuld var henholdsvis 8,89 µg/kg TS, 2,32 µg/kg TS og 3,61 µg/kg TS, dvs. kompost indeholdt næsten fire gange så meget PFAS som havejord. Det var indholdet af planteoptagelig PFCA, der dominerede i alle prøver.

”Bemærkning”.

Denne artikel bekræfter resultaterne i Choi *et al.* 2019 i afsnit 11.10.9, at PFAS i de kommercielle kompostprodukter er højere end i havejord, og det kan øge optagelsen og indholdet af PFAA i planter.

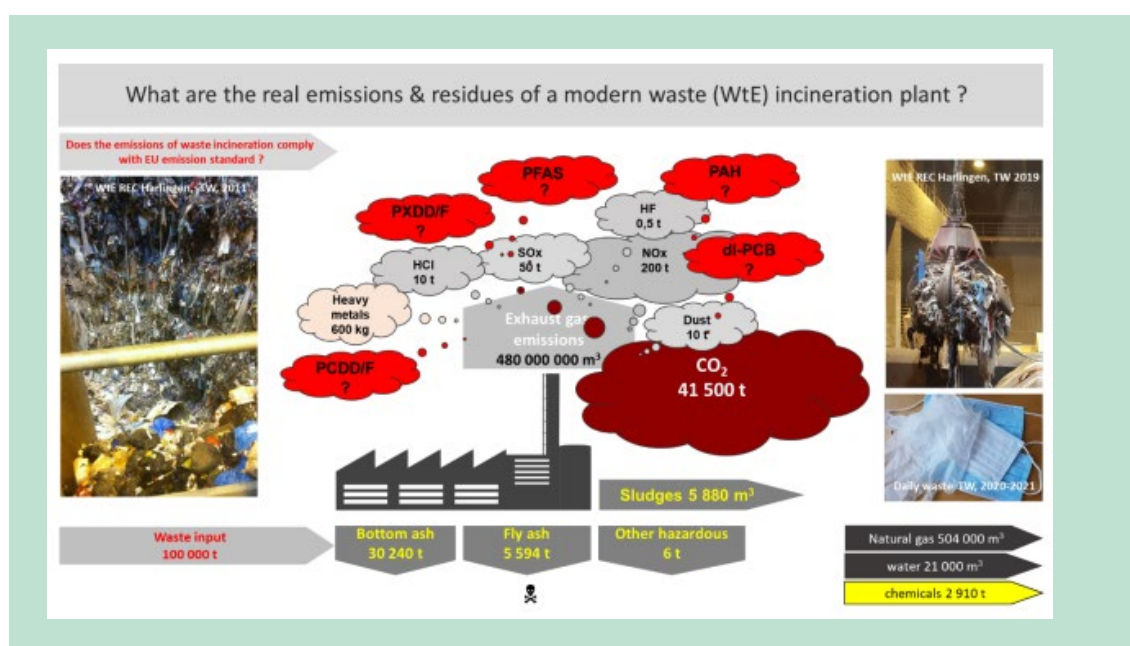
11.11 **Biomonitoreringsundersøgelser udført omkring affaldsforbrændingsanlæg**

NGO Organisationen Toxicowatch Foundation og lederen Abel Arkenbout har lavet en række undersøgelser forskellige steder i Europa, hvor de anvender nogle nyligt udviklede biotest til at bestemme forekomsten af persistente organiske stoffer (POP) i omgivelserne (æg fra fritgående høns, grannåle og mosser) omkring affaldsforbrændingsanlæg. Hovedfokus har være på dioxin, PCB og andre halogene-rede cykliske forbindelser, for hvilke der er mere erfaring med biotestmetoderne og mere troværdighed.

Disse undersøgelser gennemgås hver for sig i de følgende afsnit. I alle undersøgelserne er der stort set samme indledende afsnit om baggrunden for og beskrivelsen af disse biotestsystemer. I stedet for at gentage det ved gennemgangen af de enkelte undersøgelser, har vi valgt at lave en kort beskrivelse af metoderne her i starten af kapitlet.

Organisationen har den generelle holdning, at den komplekse kemi i det nuværende husholdnings- og affaldsaffald gør det vanskeligt at udnytte dette affald til at fremstille energi. Selv med anvendelse af de mest avancerede udstyr til begrænsning af luftforureningen kan man ikke helt eliminere POP-stoffer i røggasser og restprodukter, oplyses det.

De fleste rapporter indeholder samme generelle billede (FIGUR 63) med model af massebalance og emissioner fra et affaldsforbrændingsanlæg i Harlingen, Holland, beskrevet i en tidligere artikel (11.6.4), hvor der blev lavet kemiske analyser af nogle emissioner igennem skorstenen, men ikke af POP-emissioner, der alle har et "?" angivet som mål for det årlige udslip.



FIGUR 63. Tilførte og fraførte mængder samt luftbårne emissioner fra et moderne affaldsforbrændingsanlæg jf. Toxicowatch Foundation.

Der er ingen data vedrørende PFAS-resultater i denne 2019 rapport, men i en anden rapport fra Toxicowatch (11.6.4), konkluderes det, at *"Fluorinated compounds, such as perfluorooctanoic acid (PFOA), was detected in all (n = 6) samples (433 – 794 hours, total 3,929 hours sampling time). PFOA should not be detectable at all in modern waste incineration processes. Finding of PFOA in the stack can be an indicator of uncomplete combustion, i.e. not complying with a minimum 2 seconds residence time at 850 °C"*.

Forfatterne skriver i flere af rapporterne det modsatte: *"In a modern waste-to-energy incinerator (WtE) the post-combustion temperature is set at 850 °C, and, as it appears currently, these temperatures are not adequate to destroy persistent organic pollutants like dioxins and PFAS completely."*

De gør opmærksom på, at prøvetagning og kemiske analyser af POP-forureninger kun vil afspejle nogle få driftstimer hvert år ud af et anlægs driftsperiode, og at der er mange stoffer, herunder PFAS, der ikke måles rutinemæssigt for i røggassen. Derfor anbefales det at bruge biomarkørtestmetoder i stedet for kemiske analyser, idet det giver mulighed for at måle summen af forureningen over længere perioder.

Et andet argument for at bruge biotestmetoder er, at det er begrænset hvor mange enkelte PFAS-congenerer, der kan kemisk analyseres og kvantificeres. Afhængigt af laboratorium angives et antal på 8-55 PFAS enkeltstoffer. Det angives, at dette betyder, at kun 0,1-1% af det målte totale organiske fluorindhold (TOF) bliver analyseret og specificeret.

Referencen til dette argument er en europæisk undersøgelse af PFAS i engangsartikler (Straková et al. 2021). I denne artikel oplyses det, at der blev analyseret 42 prøver for 55 forskellige PFAS, men at kun 10 af disse PFAS kunne kvantificeres. Der var hovedsageligt tale om derivater af fluortelomere. Hverken PFOA eller PFOS blev påvist. Artiklen nævner, at 0,01-3,4 % af totalt organisk fluor (TOF) blev bestemt som PFAS; dvs. den brugte reference er ikke citeret helt korrekt.

Kommercielle firmaer har udviklet biotestsystemer som CALUX®, der længe har været brugt til at måle og kvantificere summen af dioxinlignende stoffer i en blanding af mange enkeltstoffer med samme effekt. For dioxin og PCB er det i flere tilfælde også lavet kemiske GC-MS-analyser af samme prøver, og for disse stoffer er der ofte i rapporterne en rimelig overensstemmelse mellem resultater af biotest og kemiske analyser.

Det er relativt nyt, at lignende metoder kan bruges til bestemmelse af PFAS-forurening. Metoderne udnytter, at mange forureninger bindes til blodproteinet transthyretin (TTR), der transporterer stofskiftehormonet thyroxin (T4) til leveren. Bindingen af disse forureninger, heriblandt PFAS, sker i konkurrence med thyroxin og kan derfor virke hormonforstyrrende.

Der er tale om to beslægtede biotestsystemer PFAS CALUX® biotesten og "FITC-T4 assay", der dog tilsyneladende giver forskellige resultater.

De enkelte PFAS congenerer har forskellig evne/styrke til at binde til proteinet. Analyseresultatet udtrykkes derfor i µg af referencestoffet PFOA-ækvivalent/g prøve.

Alle rapporter viser tabellen i FIGUR 64 med relative potensfaktorer/ækvivalensfaktorer for 12 PFAS, der formodes at forekomme i affaldsforbrændingsanlæg.

Congener	RPF
Perfluorobutanesulfonate (PFBS, C4)	0.001
Perfluorohexanesulfonate (PFHxS, C6)	0.6
Perfluorooctanesulfonate (PFOS, C8)	2
Perfluorobutanoic acid (PFBA, C4)	0.05
Perfluoropentanoic acid (PFHxA, C6)	0.01
Perfluorooctanoic acid (PFOA, C8)	1
Perfluorononanoic acid (PFNA, C9)	10
Perfluoroundecanoic acid (PFUnDA, C11)	4
Perfluorododecanoic acid (PFDoDA, C12)	3
Perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA, C14)	0.3
Perfluorohexadecanoic acid (PFHxDA, C16)	0.02
Perfluorooctadecanoic acid (PFODA, C18)	0.02

FIGUR 64. Relative potensfaktorer/ækvivalensfaktorer for 12 PFAS (ToxicoWatch Foundation)

PFAS CALUX® metoden er beskrevet og afprøvet for brandskumprodukter med PFAS og nogle hjælpestoffer i forkromningsindustrien indeholdende PFAS. Der blev udviklet ækvivalensfaktorer (eq.) for 18 forskellige PFAS, der i Tyskland har drikkevandsgrænseværdier (Behnisch et al. 2021).

Den hormonforstyrrende effekt af PFAS er ikke fuldstændig forstået, men bindingen til TTR-proteinet afhænger bl.a. af kædelængden og den funktionelle gruppe i PFAS (Dharpure et al. 2022).

Biotestmetoder er ikke selektive og specifikke for PFAS, da andre stoffer også kan bindes til TTR proteinet, så metoden kan kun benyttes til bestemmelse af summen af PFAS-ækvivalenter, hvis der ikke er andre forureninger til stede i en prøve, der også kan have denne hormonforstyrrende effekt. Alene af den grund kan metoden ikke bruges til at bestemme PFAS i relation til forbrænding af affald, da affald normalt er en inhomogen og ukendt blanding af utallige stoffer og materialer.

Et helt andet forhold er, at der er mange andre mulige kilder til PFAS-forurening af luft, jord, hønseæg og vegetationen end det lokale affaldsforbrændingsanlæg. Andre kilder skal derfor undersøges og udelukkes for at kunne konkludere, at affaldsforbrænding er skyld i en forureningssituation i omgivelserne.

"Bemærkninger".

Generelt er rapportererne fra ToxicoWatch Foundation af så ringe videnskabelig kvalitet, at deres arbejde ikke vil kunne publiceres i et fagligt tidsskrift med peer-review, og derfor kan rapportererne kun betragtes som indlæg i den politiske samfundsdebat.

11.11.1 Spanien - undersøgelse af PFAS-indhold i vegetation omkring affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald og RDF

Det er en undersøgelse foretaget af NGO ToxicoWatch Foundation af biomonitoring af POP-stoffer, inkl. PFAS, i æg fra fritgående høns, og forskellig vegetation, bl.a. mosser og grannåle i området omkring et affaldsforbrændingsanlæg for husholdningsaffald i Madrid, Spanien (Arkenbout & Bouman 2021a).

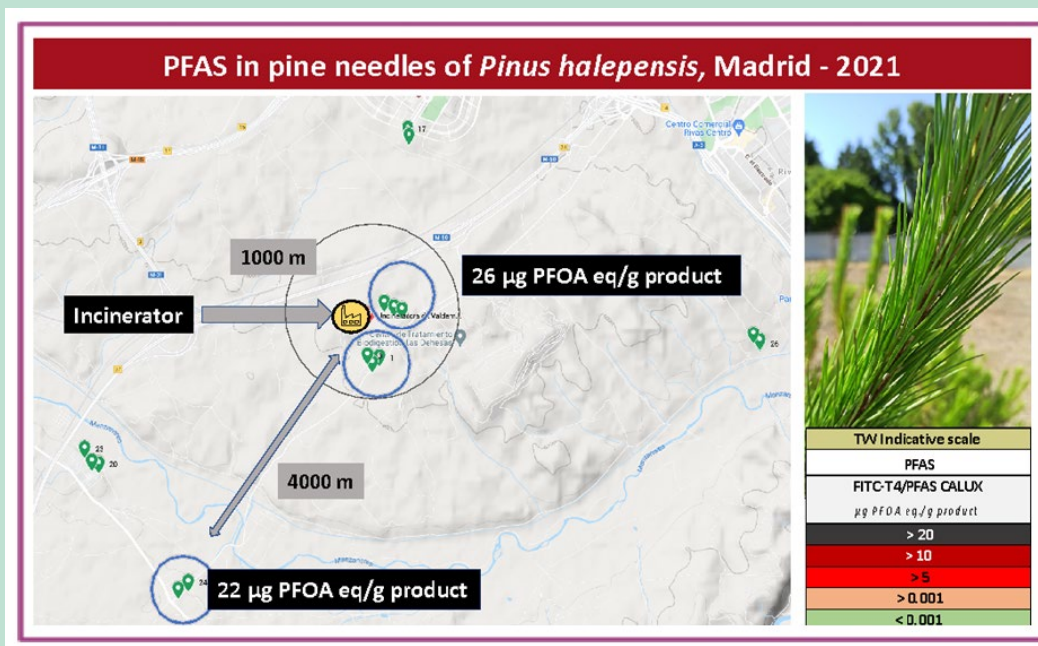
Forbrændingsanlægget fra 1996 har tre ovnlinjer med en samlet årlig kapacitet på mere end 300.000 tons affald, der består af MSW fra sorterings- og recycling anlæg samt RDF (RDF består af affald fra husholdninger og erhverv, der efter en forbehandling er blevet presset og emballeret). To ovnlinjer er fluidbed anlæg, der hovedsageligt brænder RDF og for den sidste ovnlinje, der brænder MSW, er der ikke oplysninger om teknologi.

Røggassen fra ovnlinjerne renses i cyklon, hvor større partikler fjernes, nitrogenoxider fjernes ved katalytisk reduktion, sure gasser som HCl og SO₂ absorberes i en semitør proces ved tilsætning af kalk "slurry", der også vil fjerne røggassens indhold af HF og PFAA fra nedbrydning af PFAS. Sluttelig til sættes aktivt kul for at fange bl.a. dioxin, kviksølv og fine partikler i et efterfølgende posefilter. Skorstenen er 45 m høj. De lokale beboere er bange for sundhedseffekter fra evt. udslip, og de ønsker, at anlægget lukkes.

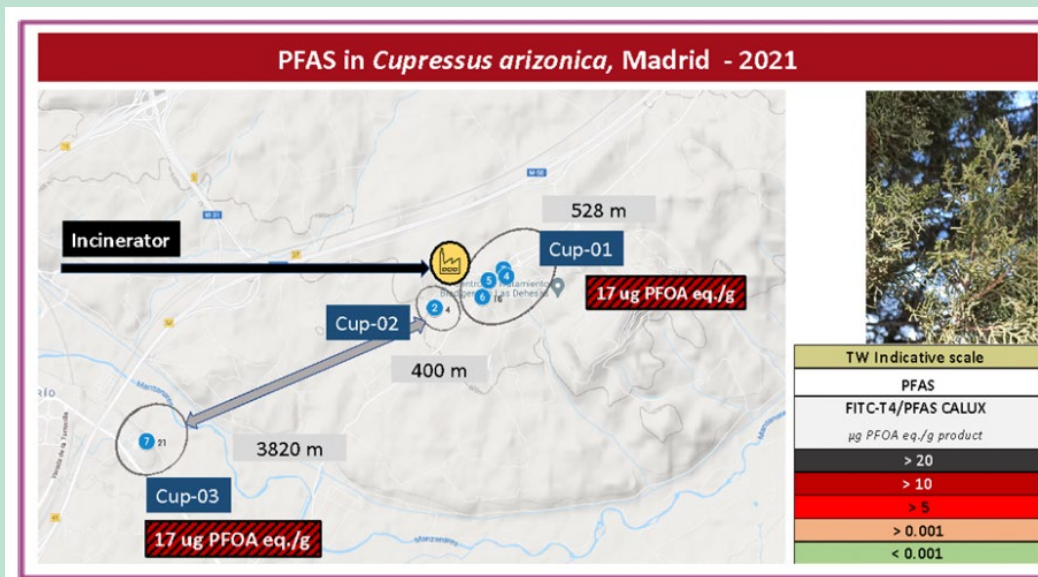
Med udgangspunkt i de mest fremherskende vindretninger blev materiale til biotest indsamlet. Æg fra fritgående høns, der blev indsamlet < 1 km fra forbrændingsanlægget, blev undersøgt, men der er ingen resultater i rapporten for PFAS i æg.

Fire prøver af grannåle blev undersøgt ved FITC-T4 biotesten, og følgende indhold blev fundet:

- *Pinus halepensis*: 22 µg PFOA_{eq}/g prøve i en afstand af 3.700 m fra anlægget og 26 µg PFOA_{eq}/g prøve i afstanden 570 m fra anlægget, se FIGUR 65 for placering.
- *Cupressus arizonaca*: 17 µg PFOA_{eq}/g prøve i afstande fra anlægget på både 400 m og 3.820 m, se FIGUR 66



FIGUR 65. PFAS i *Pinus halepensis* (Arkenbout & Bouman 2021a)



FIGUR 66. PFAS i *Cupressus arizonica* (Arkenbout & Bouman 2021a)

Indholdet af POP-stoffer blev også undersøgt i mosser: Referenceprøve blev taget 31 km fra anlægget, hvor de øvrige prøver var tæt på anlægget og i 1,5-2 km afstand. Der er i rapporten mange data for PCB og dioxin, men ingen data om PFAS-niveauer i mosser.

De meget få undersøgte prøver betyder stor usikkerhed af resultaterne. Resultaterne for grannåle viste næsten samme værdier nær forbrændingsanlægget i forhold til grannåle 4 km fra anlægget, og for cupressblade var PFAS niveauet helt det samme tæt på anlægget og i 3,8 km's afstand, så måleresultaterne havde ingen relation til forbrændingsanlægget.

Undersøgelsen refereret modsat i Schauffler 2022 (se afsnit 11.1.2):

“Downwind of an incinerator in Madrid, Spain, researcher Abel Arkenbout, a Dutch toxicologist from the ToxicoWatch Foundation, reported “alarming” PFAS levels in pine needles, 10 times greater than the reference sample”.

Udtalelsen passer ikke med indholdet i rapporten, hvor der ikke var analyseret referenceprøver for PFAS i grannåle. Resultaterne viste desuden, at det, der blev målt, ingen relation kunne have til affaldsforbrændingsanlægget. Det var heller ikke PFAS-koncentrationer, der er bestemt, men hormonforstyrrende effekter, der muligvis er relateret til PFAS.

”Bemærkninger”.

Undersøgelsen dokumenterer ikke, at affaldsforbrænding giver anledning til PFAS-forurening i omgivelserne. Der er heller ikke oplysninger om driftsforhold på anlægget, og den anvendte metode kan ikke benyttes til at bestemme de individuelle PFAS, den er ikke specifik for PFAS, og resultaterne for PFAS kan ikke direkte sammenlignes med resultater fra kemiske analyser.

Hovedfokus i undersøgelsen er på dioxin, PCB og andre halogenerede cykliske forbindelser, for hvilke der er mere erfaring med CALUX-metoderne og mere troværdighed. PFAS-delen af rapporten viser, at der ikke er videnskabelig dokumentation for, at forbrændingsanlægget forurener omgivelserne med PFAS. Samtidigt er andre forureningskilder og baggrundsforurening med PFAS ikke undersøgt.

Rapporten overholder ikke kravene til en videnskabelig afhandling, men synes mere at være en flot salgsbrochure for biotestmetoderne og et partsindlæg i den offentlige debat for og imod affaldsforbrænding.

11.11.2 Tjekkiet - undersøgelse af PFAS-indhold i hønseæg og vegetation omkring affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald og slam

Undersøgelsen blev foretaget af NGO-organisationen ToxicoWatch Foundation med biotest i hønseæg, mos og grannåle mht. indhold af dioxin, PCB og PFAS mm. i området omkring et affaldsforbrændingsanlæg i Pilsen, Tjekkiet (Arkenbout & Bouman_2021b).

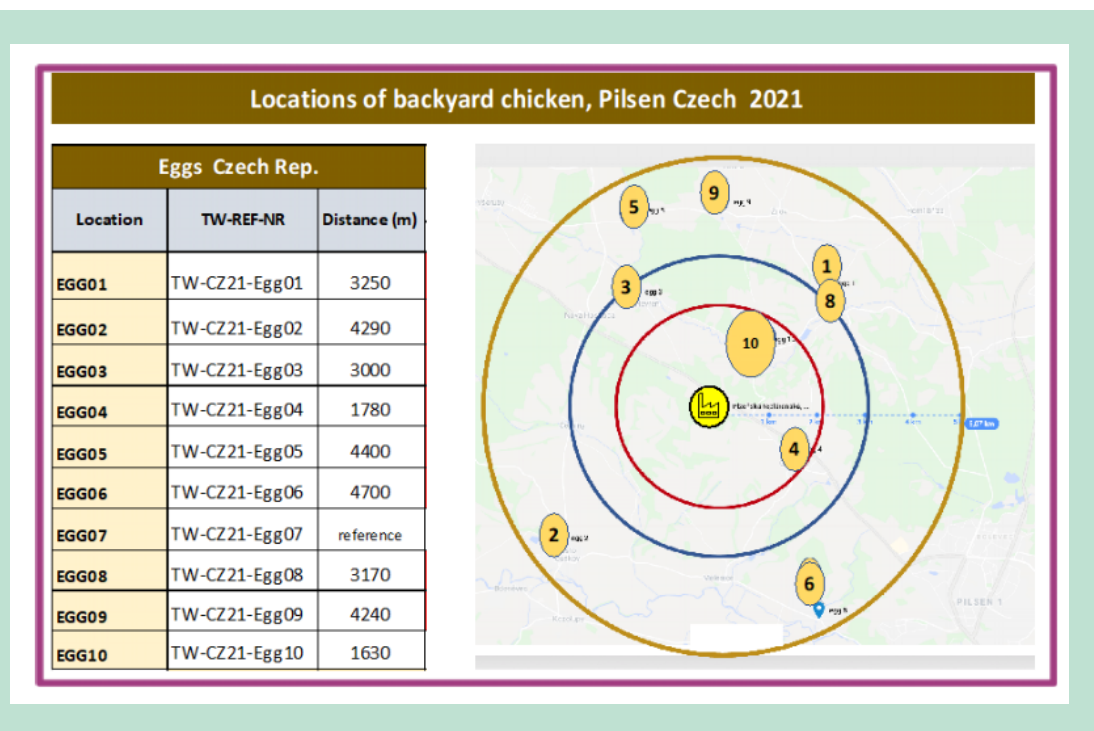
Det undersøgte affaldsforbrændingsanlæg i Pilsen, Tjekkiet, er bygget i 2019, og det behandler 60 % husholdningsaffald og 40 % ikke-farligt industriaffald og spildevandsslam. Den årlige kapacitet er 95.000 tons affald. Temperaturen i efterforbrændingskammeret er 850 °C. Skorstenen er 80 m høj.

Undersøgelsens fokus er, som i andre biomoniteringsundersøgelser fra forskergruppen, dioxin og PCB i æg fra fritgående høns og i vegetation, men i få prøver er PFAS også undersøgt.

Der blev indsamlet et æg fra hver af ni lokationer omkring forbrændingsanlægget samt et æg fra et referenceområde. Kun to æg blev tilsyneladende undersøgt for PFAS, men med både PFAS CALUX og

FITC-T4 metoderne. De ni lokationer blev udvalgt efter en analyse af de mest fremherskende vindretninger omkring anlægget.

Det ene æg (EGG04), der blev undersøgt for PFASvar fra et område 1.780 m fra anlægget, og dette æg indeholdt 130 ng PFOA-eq/g æg (PFAS CALUX) og 1400 ng PFOA-eq/g æg (FITC-T4). Det andet æg, der også blev undersøgt for PFAS (EGG02) var fra en hønsegård 4.290 m fra anlægget, og det indeholdt 250 ng PFOA-eq/g æg (PFAS CALUX) og 1.200 ng PFOA-eq/g æg (FITC-T4). Placering af de to æg i forhold til affaldsforbrændingsanlægget fremgår af FIGUR 67.

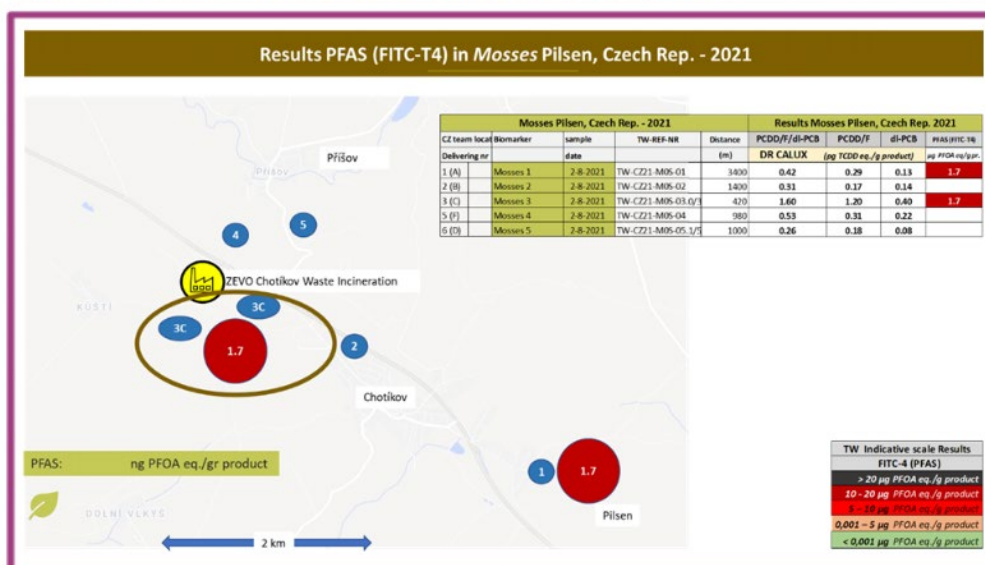


FIGUR 67. Placering af hønseæg i undersøgelsen (Arkenbout & Bouman, 2021b)

Der er en faktor 5-10 i forskel i resultaterne fra de to biotest og for den ene test var den højeste PFAS-værdi fra området længst væk fra forbrændingsanlægget. Dette og den store forskel på de to testmetoder resultater, samt de få prøver og den manglende analyse af PFAS i referenceægget betyder, at man ikke kan fæstne lid til resultaterne og bruge dem til at sige noget om en eventuel PFAS-forurening fra anlægget, som jo gøres af fx Schauffer 2022, se afsnit 11.1.2. Foder til hønsene er fx heller ikke undersøgt for indhold af PFAS.

For vegetation blev der taget fem mosprøver til undersøgelse for indhold af POP-stoffer. PFAS blev imidlertid kun undersøgt i to af disse prøver og kun med FITC-T4 biotesten. Det er den af de to testsystemer, der gav de højeste resultater af PFAS i æg. Både i en afstand på 420 m og 3.400 m var PFAS indholdet ifølge rapportens figur 47, der er gengivet i FIGUR 68 det samme, nemlig 1,7 µg PFOA-eq/g mos. Der var derfor ingen relation mellem PFAS-indholdet og placering i fht. affaldsforbrændingsanlægget

Figure 47: Results of PFAS (FITC-T4) in mosses, Pilsen., Czech Rep. 2021



FIGUR 68. Resultat af bestemmelse af PFA-indhold i mosser (Arkenbout & Bouman, 2021b)

I rapportteksten står der overraskende, at indholdet er fundet til 12,0 µg PFOA-eq/g mos og 13,0 µg PFOA-eq/g mos, dvs. næsten en faktor 10 højere end i figuren. Dette virker ikke betrykkende.

"Bemærkninger".

Der foreligger ikke oplysninger om driftsforholdene på anlægget. Det er meget få prøver, der blev analyseret for PFAS. Der er meget stor forskel i resultater fra de to biotestmetoder, in gen sammenhæng med afstand fra affaldsforbrændingsanlægget, og der er uoverensstemmelse mellem nogle resultater i figur og tekst.

Undersøgelsen dokumenterer ikke, at affaldsforbrændingsanlægget giver anledning til PFAS-forurening af omgivelserne, da måleresultatet er det samme tæt på og langt fra anlægget.

11.11.3 Litauen - undersøgelse af PFAS-indhold i vegetation omkring affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald

Undersøgelsen er foretaget af NGO ToxicWatch Foundation af biomonitorer i hønseæg, mos og grannåle mht. indhold af POP-stoffer i området omkring et affaldsforbrændingsanlæg for husholdningsaffald i Kaunas, Litauen (Arkenbout & Bouman 2021c).

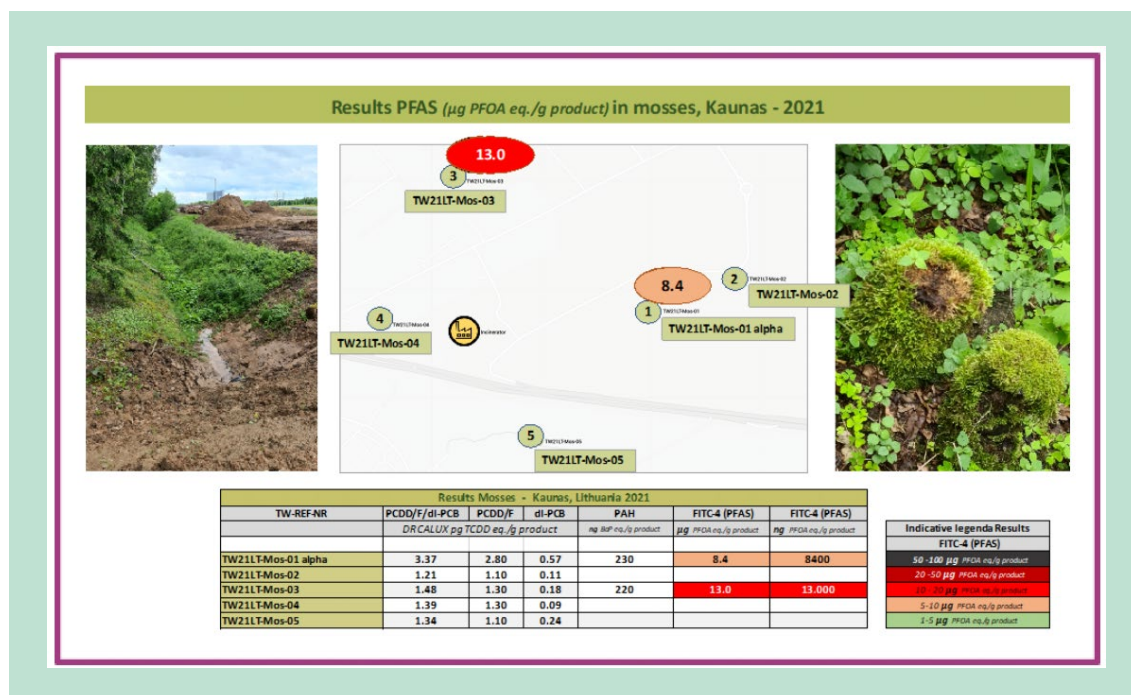
Affaldsforbrændingsanlægget er en del af et co-generation energianlæg, der startede sine aktiviteter i november 2020. Det er derfor meget nyt og moderne kraft-varmeanlæg, der kan producere 24 MW el og 70 MW varme. Skorstenen er 43 m høj. Den maximale kapacitet er 800 tons affald/dag. Der er ikke oplysninger i rapporten om anlæggets indretning eller processer, men man må formode, at det er state-of-the-art teknologi.

Rapporten har som de øvrige rapporter fokus på dioxin, PCB og PAH. Der er en lignende baggrundsdiskussion om PFAS, som i de andre rapporter, og samme beskrivelse af de anvendte PFAS CALUX og FITC-T4 biotestmetoder. Det er ligeledes de samme prøveemner, der analyseres, dvs. æg fra fritgående høns og vegetationsprøver som grannåle og mosser. Der er ingen oplysninger i rapporten om

prøvestørrelse, indsamling og behandling og om resultaterne er som våd- eller tørvægt. Prøver blev udtaget i positioner, der var placeret i forhold til de mest fremherskende vindretninger.

Der er kun undersøgelser af PFAS-indhold for mosser i rapporten. To af de fem prøver af mos blev analyseret med FITC-T4 testen. I en afstand fra anlægget på 465 m var koncentrationen 13,0 µg PFOA-eq/g mos, og i en afstand på 569 m var indholdet lidt mindre: 8,4 µg PFOA-eq/g mos, se FIGUR 69.

Af de to prøver af mosser havde den, der var udtaget 100 m tættere på anlægget 54% mere PFAS i testresultatet. Det er usandsynligt ved sammenligning med de øvrige undersøgelser, at der er så stor en forskel i PFAS-eksponeringen, hvis denne skulle komme fra affaldsforbrændingsanlægget, men da der kun er to prøver, er resultaterne heller ikke signifikante.



FIGUR 69. PFAS i mosser (Arkenbout & Bouman 2021c)

I forhold til de andre rapporter er afstandsforskellen mellem anlægget og prøvetagningsstederne meget lille, men giver en meget stor forskel i resultat. Man har tilsyneladende også valgt at analysere de 2 ud af 5 prøver for PFAS, der havde højest dioxin/PCB indhold i testen.

Der blev hverken taget eller analyseret referenceprøver fra området. I stedet for refereres til en svensk rapport om POP stoffer i mosser (Danielsson *et al.* 2016), hvor PFAS blev detekteret i de 10 undersøgte mosprøver, men indholdet kunne ikke kvantificeres, da LOQ < 0,6 ng/g tørvægt for alle PFAS.

Forfatteren af den svenske undersøgelse mente, at forklaringen på, at PFAS ikke kunne kvantificeres, var, at mosprøverne var for små (1 gram). Der blev i Sverige brugt en kemisk analysemetode med LC-MS/MS (IVL-metoden), som ikke kan sammenlignes med data fra biotesten, som måske måler effekten af helt andre stoffer.

Forfatteren konkluderer, at de målte, såkaldte forhøjede forureningsniveauer skyldes affaldsforbrændingsanlæggets udledninger.

”Bemærkninger”.

Man har valgt at bruge den biotest, der i andre af deres undersøgelser giver de højeste resultater. Der er ingen saglig evidens for, at de kun to prøveresultater var højere end normalt, da der ikke var analyseret referenceprøver, og resultaterne var ikke relaterede til forbrændingsanlægget. Dette ville også være usandsynligt efter kun godt et års drift af et helt moderne anlæg. Andre mulige forureningskilder og baggrundsniveauer blev ikke undersøgt.

Der er tale om en rapport, der ligner de andre fra forfatterens hånd, som er uvidenskabelige og utroværdige.

11.11.4 Frankrig - undersøgelse af PFAS-indhold i hønseæg og vegetation omkring affaldsforbrændingsanlæg til husholdningsaffald og slam

Undersøgelsen blev foretaget af NGO ToxicoWatch foundation af POP-stoffer, inkl. PFAS, bestemt ved biotest i hønseæg, mos og grannåle i fra området omkring et affaldsforbrændingsanlæg for husholdningsaffald i Ivry, Paris, Frankrig (Arkenbout & Bouman_2021d).

Rapporten omhandler en undersøgelse med anvendelse af biomarkørtest CALUX® i stedet for kemiske analyser til at beskrive forureningen fra et affaldsforbrændingsanlæg i Ivry, Paris, Frankrig, med fokus på dioxin og PCB.

Dette affaldsforbrændingsanlæg for husholdningsaffald producerer fjernvarme og har en årlig kapacitet på 700.000 tons affald (100 tons per time), og det er det største af sin art i Europa. Forbrændingstemperaturen angives til 900 °C.

Biotestene blev anvendt på æg fra fritgående høns i afstande på 866-2.810 m fra forbrændingsanlægget og på vegetationsprøver i afstande på 500-1.000 m fra anlægget.

Der er ingen data vedrørende PFAS-resultater i denne rapport.

”Bemærkninger”.

Undersøgelsen indeholder ingen data om PFAS og er derfor ikke relevant for vurdering af PFAS fra affaldsforbrænding. Der er tale om en rapport, der ligner de andre fra forfatterens hånd, som er uvidenskabelige og utroværdige.

12. Sammenfattende diskussion af den gennemgåede litteratur med konklusioner og anbefalinger

I dette afsnit opsummeres konklusioner og resultater fra relevante og troværdige artikler og undersøgelser. Afsnittet indledes med en introduktion til PFAS og dets anvendelse, hvorefter metoder til håndtering af PFAS-holdigt affald, herunder restprodukter fra forbrændingsprocesser og spildevandsbehandling gennemgås. Herefter er en gennemgang af undersøgelser af termisk nedbrydning af PFAS. Sluttelig er konklusion og anbefalinger til det videre forløb.

12.1 Hvad er PFAS?

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) omfatter tusindvis af syntetisk fremstillede fluorstoffer. De karakteristiske PFAS-egenskaber, der er problematiske både sundheds- og miljømæssigt, findes imidlertid kun hos perfluoralkylsyerner (PFAA), deres salte og funktionelle derivater, samt fluortelomer alkoholerne (FTOH) og deres derivater.

Perfluoralkylsyerner (PFAA) er meget stabile stoffer, og de kan ikke bionedbrydes yderligere i naturen og kaldes derfor populært for evighedskemikalier. Derivater af perfluoralkylsyrer og fluortelomere kan imidlertid nedbrydes i naturen og i organismer, men ultimativt kun til perfluoralkylsyrer. De er dermed forstadier (precursors) til PFAA.

PFAA indeholder en inert perfluoralkylkæde, der både er hydrofob og lipofob. Desuden indeholder PFAA en hydrofil syregruppe, der kan omdannes til syrederivater, der for det meste har lipofil karakter.

PFAA og deres forstadier er overfladeaktive stoffer, som sænker væskers og cellemembraners overfladespænding. De mest kendte og omtalte PFAS/PFAA er perfluorooctansulfonsyre (PFOS) og perfluorooctansyre (PFOA), der har de laveste overfladespændinger. Det var derfor disse to PFAS og deres forstadier, der først kom i kommercielt brug.

Salte af perfluoralkylsyrer har høje smeltepunkter og en meget lille flygtighed. Syrerne er lidt mere flygtige end saltene. Saltene er letopløselige i vand hjulpet af en micelledannelse i vandet med inklusion af den ikke-polære perfluoralkylkæde. Derivater af perfluoralkylsyrer og fluortelomere er ofte ikke-polære stoffer med lav vandopløselighed og betydelig flygtighed.

Damptrykket og dermed flygtigheden falder fra perfluorcarboner (PFC) > fluortelomercarboxylsyrer (FTCA) > fluortelomeralkoholer (FTOH) $\approx$ perfluoralkylcarboxylsyrer (PFCA) > perfluoralkansulfonsyrer (PFSA) > fluortelomersulfonater (FTSA) (11.4.10). I homologe rækker med samme funktionelle gruppe, fx blandt PFCA, falder damptryk og flygtigheden hurtigt med voksende kædelængde (11.3.1).

12.2 Hvor bruges PFAS, og hvordan ender det i husholdnings- og industriaffald og spildevandsslam?

Globalt er en af de vigtigste anvendelser af PFOA, PFNA eller GenX som hjælpestof ved polymerisering af tetrafluorethylen til den inerte plast med handelsnavnet Teflon®, som vil kunne forekomme i dansk affald. Produktionen foregår ikke i Danmark, men vi har en anden vigtig produktion af hårdforkromede genstande, hvor PFAS bruges til at sænke overfladespændingen i forkromningskarrene. Ved denne anvendelse kan der både opstå luftforurening og spildevandsforurening med PFAS.²⁰

En vigtig og meget omtalt anvendelse af PFAS er i brandslukningsskum, der anvendes til bekæmpelse af oliebrande, hvor der er stor risiko for udslip af PFAS til naturen og eksponering af mennesker og dyr. Dette potentiale har også anvendelsen af PFAS-derivater i form af estere af phosphorsyre (fx PAP, di-PAP og triPAP) f.eks. i papir- og papemballage til levnedsmidler. Det er en anvendelse, som i høj grad bidrager til forekomst af PFAS i affald og kompost.

En af de ældste anvendelser af PFAS er til imprægnering af altvejrstøj, arbejdstøj, gulvtæpper, dørmåtter og meget mere, hvorved disse genstande/artikler afviser vand, fedt og snavs. Når genstandene er udtjente ender de i affaldet. PFAS bruges fx også i kosmetiske produkter, maling og skivoks.

På grund af den store udbredelse af PFAS i samfundet og det store forbrug i industri- og forbrugerprodukter og -artikler kan luft, affald og spildevand ikke undgå at blive kontamineret med PFAS (11.4.6). Fra luften vil der over tid ske et tørt eller vådt nedfald med PFAS på jordoverfladen, og spildevand med PFAS vil blive ledt til et spildevandsrensningsanlæg, hvor PFAA ikke kan nedbrydes, men vil udsendes med afløbsvandet eller ender i spildevandsslammet sammen med PFAA-forstadier, der er mere flygtige og kan fordampe fra renselanlægget.

Dette evige kredsløb af PFAS i samfundet og naturen illustreres i en rapport fra EU-kommissionen (2020), hvor nærværende rapport omhandler affaldsbehandlingssektoren, se FIGUR 2.

12.3 Termisk nedbrydning af PFAS

I den undersøgte litteratur er der en del konklusioner og resultater, der ikke fremstår troværdigt. I dette afsnit er et sammendrag af konklusioner fra troværdige vurderinger og målinger af PFAS' skæbne ved forbrænding i de undersøgte artikler, studier mv. Artikler og studier, der ikke er gengivet i dette afsnit, er ikke fundet tilstrækkeligt troværdige. Begrundelsen fremgår af de enkelte afsnit.

12.3.1 Teoretiske modelberegninger af nedbrydningen af PFAS

Der findes fysisk-kemiske metoder til beregning af reaktionsmekanismer for den termiske nedbrydning af perfluoralkylsyre (PFAA).

For perfluoralkansyrer/perfluoralkylcarboxylsyre (PFCA) er den typiske mekanisme først fraspaltning/udvikling af HF og dannelse af en ustabil cyklisk α -lacton, der fraspalter CO under dannelse af et alkanoylfluorid. Dette stof kan hydrolyseres af vand til en alkansyre med et CF₂-led kortere perfluoralkylkæde, som nedbrydes videre på samme måde indtil dannelse af trifluoreddikesyre (TFA), hvis α -lacton spontant dekomponerer til HF, CO₂ og radikalet difluorcarben ($\bullet$ CF₂), der kan danne drivhusgassen og monomeren tetrafluorethylen (C₂F₄) (11.3.6).

Dette er undersøgt med PFPrA som modelstof, hvor carboxylgruppen blev nedbrudt allerede ved 300 °C, men reaktionstiden for nedbrydningen var 40 gange hurtigere ved 1000 °C (11.3.1). En anden undersøgelse bruger perfluoropentansyre (PFPeA) som modelstof og kommer til samme nedbrydningsmekanisme, som starter med afgivelse af HF og CO eller HF og CO₂ og dannelse af den cykliske α -lacton.

²⁰ <http://www.mst.dk/publikationer/publications/2011/06/978-87-92779-10-6.htm>

Ved homogen pyrolyse og 747 °C og 2 sekunders opholdstid var intet tilbage af PFPeA. Ved 1227 °C forekom kun de simple nedbrydningsprodukter: CF_2 , HF, CO_2 , CO, CF_4 , C_2F_6 og C_2F_4 . Det var vurderingen at i affaldsforbrændingsanlæg, hvor der er oxygen til stede og mange muligheder for dannelse af frie radikaler, ville der ske en fuldstændig mineralisering af PFPeA (11.3.5).

I den nyeste undersøgelse var PFOA modelstof. Mekanismen er den samme, som for de andre undersøgte kortkædede modelstoffer. Ved en temperatur på 727 °C begynder PFOA at afgive HF og danne en kortlivet α -lacton, der ved 927 °C går i stykker og afgiver CO_2 og danner 1-*H*-perfluorheptan. En teoretisk vigtigere proces er afgivelse af CO og dannelse af perfluorheptanoylfluorid, der kan hydrolyseret til perfluorheptansyre (PFHpA) (11.3.6).

For perfluoralkansulfonsyrer (PFSA) som PFOS sker der på samme måde først en fraspaltning/udvikling af HF fulgt af en ringslutning til en cyklisk α -sulton, der spontant dekomponerer til SO_2 og perfluorooctanoylfluorid. Halveringstiden for denne dekomponering blev beregnet til 0,2 s ved 729 °C (11.3.2). Perfluorooctanoylfluorid kan hydrolyseres af vand til PFOA, som således er det første nedbrydningsprodukt af PFOS, men under reaktionsforholdene vil nedbrydningsprocessen fortsætte.

En anden undersøgelse brugte perfluorbutansulfonsyre (PFBS) som modelstof og kom frem til samme reaktionsmekanisme som for PFOS og vurderede, at kædelængden på PFSA havde begrænset indflydelse på de termokinetiske parametre. Undersøgelsen viste, at PFBS-molekylet ikke mere var intakt ved en temperatur på 687 °C (11.3.4).

Dekomponering ved pyrolyse og forbrænding af de kortkædede (C_2 - C_3) PFCA og PFSA viste at den termiske nedbrydning af TFA (CF_3COOH) startede ved 427 °C og var fuldstændig (99,9%) ved 627 °C. Ved en endnu højere temperatur på 927 °C kunne kun CO_2 , HF, CF_2O og C_2F_6 forekomme. Nedbrydningen af den analoge sulfonsyre ($\text{CF}_3\text{SO}_3\text{H}$) begyndte allerede ved 377 °C, og den var fuldstændig omkring 577 °C. De vigtigste nedbrydningsprodukter ved både forbrænding og pyrolyse var HF, SO_2 og CF_2O . Perfluorpropansyre blev nedbrudt ved 627 °C, mens perfluorethansulfonsyre blev nedbrudt ved 527 °C. Det viser at sulfonsyrer nedbrydes ved lavere temperatur end carboxylsyrer, og at perfluoralkylkædens længde ingen betydning havde for den termiske stabilitet (11.3.7).

Undersøgelserne viser, at den funktionelle gruppe i PFOS dekomponerer før perfluoralkylkæden, og at PFOS og formentlig andre lignende perfluoralkylsyrer (PFAA) kan blive nedbrudt i forbrændingsanlæg, der opererer ved temperaturer, der svarer til temperaturer i konventionelle forbrændingsanlæg. Desuden at PFOS ikke kan blive omdannet til analoge PFSA med en kortere kæde, som mange spekulerer i for tiden, da sulfonsyregruppen ikke kan gendannes. PFCA vil heller ikke kunne overleve eller gendannes ved disse høje temperaturer. Betydningen af perfluoralkylkædens længde for den termiske stabilitet er ikke afklaret, da der er en undersøgelse, der viser, at jo længere kæden er, des lavere temperaturer er nødvendige for nedbrydning (11.4.9).

12.3.2 Laboratorieforsøg og pilotforsøg af nedbrydningen af PFAS

I vor 2019-rapport (Kapitel 10) blev gennemgået et forbrændingsforsøg, hvor destruktoren af PFOS som kaliumsalt var fuldstændig ved opvarmning til 900 °C (DE 99,95 %). Nogle sulfonamiderivater af PFOS blev ligeledes fuldstændigt nedbrudt i disse undersøgelser. I en anden lignende undersøgelse med 8:2 fluortelomeracrylat var nedbrydningen af denne PFAS også fuldstændig. Der blev ligeledes gennemgået et forsøg i et pilotforbrændingsanlæg, hvor kaliumsaltet af PFOS begyndte at dekomponere ved 425 °C til bl.a. CF_4 og C_2F_6 . Efter tilsætning af læsket kalk begyndte nedbrydningen af PFOS imidlertid allerede ved 325 °C. I samme anlæg blev 97% af PFOS-indholdet i spildevandsslam nedbrudt til simple perfluorcarboner efter 1 minuts forbrænding ved 900 °C. Ved pyrolyse i en nitrogenatmosfære viste det sig, at PFOA nedbrydes ved en lavere temperatur end PFOS. På baggrund af disse undersøgelser blev det i rapporten fra 2019 vurderet, at forbrænding af PFOS-holdigt affald på et konventionelt affaldsforbrændingsanlæg vil destruere PFOS næsten fuldstændigt med en destruktions effektivitet (DE) på minimum 99 %.

I en senere undersøgelse på et tysk pilotanlæg blev polymeren, polytetrafluorethylen (PTFE, Teflon®), som i nogle tilfælde kategoriseres som PFAS, forbrændt under typiske affaldsforbrændingsforudsætninger for at undersøge, om der blev dannet PFAA ved processen, som derefter kunne udledes via røggassen. PFOA var stort set den eneste PFAS, der kunne påvises i den rensede røggas, men koncentrationen af PFOA var ikke forskellig fra koncentrationen i kontrolprøverne uden tilførsel af PTFE, så der blev ikke dannet PFAS, og affaldsforbrænding blev anset for en acceptabel form for affaldsbehandling (11.5.3).

Der er ligeledes lavet en ny pilotundersøgelse med pyrolyse af PFAS-forurenet, tørret spildevandsslam ved 500-800 °C, hvor der blev dannet biokoks (biochar) og biogas (syntesegas). Slamprøver blev analyseret for 21 forskellige PFAS, og PFOA og PFOS var mest forekommende. I det dannede biokoks var PFAS-indholdet under detektionsgrænsen, men i skrubbevand blev målt både PFOA og PFOSA. Pyrolyseprocessens evne til at fjerne PFAS fra tørret slam blev vurderet til at være >97,4% (RE) (11.5.4). I laboratoriestudier med pyrolyse ved 700 °C blev >88 % af slammets PFAS nedbrudt og biokoks var helt fri for PFAS (11.5.8).

12.3.3 Forbrænding

Forbrænding i affaldsforbrændingsanlæg foregår ved temperaturer på op til 1000 °C eller højere og opholdstid på 2 sekunder, hvilket sikrer en næsten fuldstændig destruktion og fjernelse af rester af PFAS (DRE > 99%) (11.4.6). Hvis PFAS, der skal destrueres, er adsorberet på aktivt kul, kan den termiske dekomponering af PFAS allerede ske ved 150-200 °C (11.4.6, 11.5.5). PFAS med forgrenede kæder nedbrydes lettere end PFAS med uforgrenede kæder (11.4.10).

Når det gælder destruktion af PFAS-holdige produkter, som fx udfasede brandslukningsmidler, er der ingen energigevinst, men et energiforbrug, og destruktionen sker i anlæg til behandling af farligt affald. En sådan forbrænding og destruktion af PFAS kan bl.a. finde sted i cementovne (11.6.2, 11.10.1).

På kommende anlæg med "carbon-capture" teknologi, hvor der som sidste trin i røggasrensningen indfanges CO₂, forventes det, at et eventuelt indhold af PFAS i rengassen blive opsamlet i CO₂-fasen (11.4.5).

I sjældne tilfælde kan små mængder PFAS udsendes via skorstenen. Der er imidlertid tale om baggrunds niveauer (< 50 pg/Nm³) i samme størrelsesorden som de normale koncentrationer i udeluften og i anlæggets luftindtag (11.6.4). Niveauer af PFAS i luften over udenlandske affaldsdeponier kan være op til 1000 gange højere (11.9.1, 11.9.2, 11.9.3, 11.9.4).

Selvom PFAS nedbrydes ved forbrændingsprocessen er det ikke altid, at nedbrydningen betyder en fuldstændig mineralisering af PFAS til HF, S/SO₂, CO/CO₂ og H₂O). Hvis der er glas eller kalk til stede, så vil det dannede HF reagere videre og danne SiF₄ og CaF₂ (11.4.10, 11.5.7, 11.6.5).

Hvis temperaturen affaldsforbrændingsanlægget er for lav, sker der ikke en fuldstændig mineralisering, og der kan dannes "produkter dannet ved ufuldstændig forbrænding" (PICs), herunder fluorholdige drivhusgasser (11.4.2, 11.4.3, 11.4.6, 11.4.3, 11.4.6). Det er et aspekt, som de amerikanske myndigheder bekymrer sig meget om (11.2.1, 11.2.2). Ved nedbrydning af PFAA dannes ikke analoge PFAA med kortere perfluoralkylkæde, da det første, der nedbrydes, er syregruppen (11.3.6).

12.3.4 Pyrolyse og forgasning

Den temperatur, der er nødvendig for at starte nedbrydningen af PFAS, bestemmes generelt af den mindst stabile del af PFAS-molekylet (11.4.10). Det vil typisk være alkylkæder uden fluor eller den funktionelle gruppe.

Pyrolyse af PFAS-forurenede affald og slam foregår typisk ved lavere temperaturer end forbrænding og uden tilstedeværelse af oxygen. Tørret spildevandsslam kan pyrolyseres og forgasses ved 300-500 °C, hvorved der dannes biokoks uden PFAS-indhold, som kan anvendes til jordbrugsformål eller landdeponeres, og en gasfase med det meste af slammets indhold af PFAS. Alt PFAS i slammet fordamper ved temperaturer > 700 °C. Hvis den dannede gas efterfølgende forbrændes ved >1000 °C, sker der en fuldstændig nedbrydning af PFAS-indholdet til gasserne HF, CO₂ og meget lidt CF₄ (<1%). Røggassen renses i en basisk vådskrubber, hvor HF fjernes og opløses som fluorid og noget CO₂ fjernes som carbonat. Til luften emitteres stort set kun vanddamp, CO₂ og CF₄ (11.7.4).

Pyrolyse ved 400-500 °C er blevet brugt til at nedbryde PFAS i brandskum-forurenede jord. Efter 30-40 minutters opvarmning af den oprindelige PFAS-forbindelse i jord var nedbrydningen af PFAS >99%. Dette gjaldt uafhængigt af koncentrationen af PFAS i jorden, og både for enkeltstoffer som de kort- eller langkædede PFAA, forstadier til PFAA bl.a. de større molekyler, der anvendes i brandskum, så vel som blandinger af PFAS. Den termiske stabilitet af perfluoralkansulfonsyrer var større end stabiliteten af perfluoralkylcarboxysyrer og fluortelomere, mens stabiliteten af perfluoroktansulfonamider er mindre. Nedbrydningsprodukterne er fortrinsvis kortkædede perfluoralkaner og perfluoralkener (11.5.1).

Pyrolyse ved relativt lave temperaturer kan derfor effektivt omdanne/nedbryde PFAS, men det vil kræve højere temperaturer for at destruere PFAS fuldstændigt. Den nyeste forskning, viden og erfaring viser, at komplet destruktion af PFAS kræver teknologi, der indebærer temperaturer på 1000 °C eller derover (11.7.2). Ved pyrolyse med en temperatur på 1000 °C er halveringstiden for PFCA og PFSA under 1 sekund (11.4.9).

Forgasning, der destruerer PFAS, foregår typisk ved højere temperaturer på 800 °C til 1650 °C i en delvis forbrændingsproces (11.4.9).

12.3.5 Termisk nedbrydning af PFAS i affald behandlet i konventionelle affaldsforbrændingsanlæg

I forbindelse med det tidligere miljøprojekt 2085/2019 blev der ikke fundet undersøgelser af PFAS' skæbne ved forbrænding af PFAS forurenede husholdningsaffald på konventionelle forbrændingsanlæg. Siden da er der blevet publiceret flere undersøgelser bl.a. fra svenske affaldsforbrændingsanlæg. I forbindelse med dette projekt har arbejdsgruppen modtaget nylige, upublicerede måleresultater fra danske affalds- og slamforbrændingsanlæg.

I en ældre svensk undersøgelse fra 2014 af fire svenske affaldsforbrændingsanlæg blev der fundet lave, men varierende koncentrationer af PFAA i nogle, men ikke alle prøver af slagge, bundaske, flyveaske, spildevand og kondensat. I slagge var det især PFNA, PFBA og PFHxA men også PFOS, der blev fundet i koncentrationer på 0,7 – 2,5 ng/g. I flyveasken dominerede PFNA og PFOS med 2,5-6,6 ng/g, men der blev også fundet små mængder af PFBA, PFHxA og PFOA. Den totale mængde PFAA, der årligt deponeres med restprodukter i Sverige, blev beregnet til ca. 7 kg. Der blev ikke målt på røggassen, der ikke blev anset for at være en kilde til udledning af PFAA, og det blev konkluderet, at svenske affaldsforbrændingsanlæg ikke bidrager signifikant til PFAS i luften eller i miljøet som helhed (11.6.1).

I en anden svensk undersøgelse af to affaldsfyrede anlæg publiceret i 2019, viste, at der på et ristefyret affaldsforbrændingsanlæg med lave EBK-temperaturer (800 - 850 °C) opnås en destruktionsgrad på minimum 86 % samt højere, dvs. 95 % ved EBK-temperaturer omkring 950 °C. De beregnede destruktionsgrader for disse PFAS-forbindelser er usikre og konservative, da der er taget udgangspunkt i koncentrationer lig med detektionsgrænsen for PFAS-forbindelser, hvor de målte koncentrationer er mindre end detektionsgrænsen. Der er ikke målt på røggassen, men forfatteren antager, at der ikke vil være målbare koncentrationer heri (11.6.3).

I en undersøgelse publiceret i 2020 blev prøver af slagge, bundaske og flyveaske fra 11 svenske affaldsforbrændingsanlæg med forskellig teknologi, og som forbrændte forskellige typer af affald, analyseret for 22 forskellige PFAS. Meget lave koncentrationer på 0,04-7,2 ng PFAS, mest PFOA, kunne bestemmes i slagge og bundaske, men kun i prøver fra 5 ud af de 11 anlæg. I flyveaskeprøver fra alle anlæg var der PFAS, men koncentrationerne var meget lave og mindre end 1 ng/g (11.6.6).

Den nyeste og mest omfattende svenske undersøgelse fra 2021 omfattede 27 forbrændingsanlæg med 31 ovnlinjer (11.6.7). Tre restproduktstrømme blev analyseret for op til 27 PFAS. For prøver fra 5 af anlæggene kunne PFAS slet ikke bestemmes, og i de resterende anlæg var PFAS koncentrationerne meget lave. I slagge/bundaske fra 9 af de 31 forbrændingsovne var summen af PFAS 0,2-13 ng/g. Der var hovedsagelig tale om PFAA-forstadier. I flyveaske/tørt restprodukt fra røggasrensning kunne PFAS kun bestemmes i prøver fra 15 af de 31 ovnlinjer. I 12 af disse prøver var PFAS koncentrationen under 2 ng/g, men i de 3 andre prøver var koncentrationen på mellem 20 og 38 ng/g. For kondensat fra våd røggasrensning var der kun PFAS i prøver fra 13 af de 31 ovne i koncentrationer på 0,3-183 ng/L. I to af prøverne var koncentrationerne over 150 ng/L, og det var udelukkende perfluoralkylcarboxylsyrer (0). Den store forskel mellem anlæggene mht. indhold af PFAS i restprodukter viser et behov for bestemmelse af PFAS i skorstensemissionen, for der, hvor PFAS ikke er tilbageholdt i restprodukter, er der måske PFAS i skorstensemissionen.

I en kinesisk undersøgelse fra 2021 var middeldkoncentrationen af PFAS i flyveaske og slagge henholdsvis 16,4 ng/g og 14,6 ng/g. Disse relativt lave koncentrationer i askerne fik forfatterne til at konkludere, at det meste PFAS i affaldet var blevet destrueret ved forbrændingen. I Kina er husholdningsaffaldet meget vandholdigt, og det oplagres 2-10 dage før afbrænding. Perkolat fra affaldsdepotet indeholdt meget høje PFAS-koncentrationer på i gennemsnit 215 µg/L eller en størrelsesorden mere end kondensat fra våd røggasrensning (11.6.8).

I en hollandsk undersøgelse fra 2019 er udført langtidsmålinger over en periode på mere end to år, der medfører en lavere detektionsgrænse for analysen af PFAS. Det blev fundet, at PFOA- og PFOS-indholdet under normale driftsforhold var mindre end hhv. ca. 30 og ca. 2 pg/Nm³ og under nedlukning var PFOA- og PFOS-indholdet mindre end hhv. ca. 40 og ca. 8 pg/Nm³ (11.6.4). De målte koncentrationer er imidlertid ekstremt lave og svarer til baggrunds niveauer for PFAS i udeluften, og koncentrationerne er meget lavere end indholdet af PFAS i luften over landdeponeringsanlæg og spildevandsanlæg (11.9.1 – 11.9.5).

Desuden er emissionskoncentrationer af en forurening via skorsten, på grund af fortynding af udslippet, flere størrelsesordere højere end immissionskoncentrationen af samme stof i udeluften. Derfor, hvis analyseresultaterne er korrekte, stammer de koncentrationen af PFAS, der er målt, fra anlæggets luftindtag af atmosfærisk luft. Dette passer også med resultaterne i et pilotforsøg, hvor der blev målt små mængder PFOA i den rensede røggas fra forbrænding af affald uden PFAS-kontaminering (11.5.3).

Ved nyligt gennemførte kontrolmålinger af PFAS på danske affaldsforbrændingsanlæg, der overholder EU-krav til opholdstid på minimum to sekunder ved forbrændingstemperatur på minimum 850 °C, blev der ikke fundet PFAS i røggassen (LOQ 6 ng/Nm³), i gips (LOQ 3 µg/kg) eller i røggaskondensat (LOQ 1 ng/L) fra røggasrensningsprocessen, men der blev fundet lave koncentrationer (12-120 ng PFAS/L) i spildevandet fra røggasrensningsanlægget på niveau med grænseværdien for Sum-12 PFAS i Miljøstyrelsens drikkevandsbekendtgørelse samt spor af PFAS i slagge under 0,6 µg/kg TS (11.6.10).

Disse nye danske undersøgelser viser samstemmende, at der ved forbrænding af det affald, der normalt tilføres anlæggene, ikke er målbart indhold af PFAS i røggassen efter rensning. Kontrolundersøgelserne kan dog ikke ligestilles med videnskabeligt dokumenterede (peer-review'ede) artikler.

Ved forsøg med termisk reaktivering af granuleret aktivt kul, brugt fx til rensning af drikkevand for PFAS, blev destruktions effektiviteten (DE) af PFAS beregnet til 99,999% (11.6.9).

12.3.6 Termisk nedbrydning af PFAS i anlæg til forbrænding eller pyrolyse af slam

En artikel omtaler nogle upublicerede forsøg med pyrolyse af tørret spildevandsslam, som bekræftede, at det meste PFAS i slammet blev nedbrudt (11.4.9). Ligeledes viste foreløbige forsøg med udgåede brandslukningsmidler op til 99% nedbrydning af de PFAS, der var i det varmebehandlede materiale, men de mulige nedbrydningsprodukter blev ikke analyseret og identificeret (11.4.9). Det oplyses i en anden artikel, at ved en pyrolyse ved 1000 °C er halveringstiden for PFCA og PFSA under 1 sekund (11.4.10).

Spildevandsslam er meget vandholdigt, men efter tørring har det en brændværdi som brunkul (11.7.2). Processerne i forbrændingsanlæg til tørret spildevandsslam har mange ligheder med processerne i affaldsforbrændingsanlæg. Typisk er der røggastemperatur på 760-980 °C i det primære forbrændingskammer og op til 1150 °C i efterforbrændingskammeret (11.7.2). Samme artikel konkluderede, at komplet destruktion af PFAS kræver teknologi, der indebærer temperaturer på 1000 °C eller derover (11.7.2). Opholdstid ved denne temperatur er ikke oplyst.

Imidlertid har Ian MacGregor fra Battelle i 2020 ved en konference rapporteret, at PFAS i spildevandsslam baseret på en massebalanceopgørelse fuldstændigt nedbrydes i et fluidbed slamforbrændingsanlæg, der brændte slammet ved 830 °C med 8 sekunders opholdstid. I undersøgelsen målte man koncentrationen af PFAS i slammet, i restprodukter fra røggasrensningen og i skorstensrøgen. Endelig målte man PFAS-koncentrationer i udeluften "upwind" og "downwind" og sammenlignede måleresultaterne med beregninger med en atmosfærisk spredningsmodel (11.7.5).

I Danmark er i 2022 udført målinger af PFAS-indholdet i diverse strømme og restprodukter i forbindelse med termisk behandling af afvandet spildevandsslam på tre anlæg. De tre anlæg anvender forskellige teknologier, men alle overholder de respektive miljøgodkendelsers krav til opholdstid ved høje temperaturer. På de tre anlæg er ikke målbart indhold af PFAS i aske (gødningsaske) eller røggas efter behandling og røggasrensning. På de to anlæg, er der udført målinger ved behandling af normalt forekommende spildevandsslam samt slam fra et område, der er kendt for højt indhold af PFAS (ca. en faktor 5 - 10 højere) (11.7.6).

Også for disse nye danske undersøgelser gælder, at de viser, at der ved forbrænding af det slam, der normalt tilføres anlæggene eller slam med forhøjet indhold af PFAS, ikke er målbart indhold af PFAS i røggassen efter rensning. Undersøgelserne kan dog ikke ligestilles med videnskabeligt dokumenterede (peer-reviewed) artikler.

12.3.7 Restprodukter fra forbrænding

En mindre del af affaldets indhold af PFAS kan, hvis forbrændingstemperaturen er for lav, overleve forbrændingsprocessen og vil kunne ende i slagge, bundaske, kedelaske og flyveaske samt ende i skrubervand og gips, hvis anlægget er udstyret med våd røggasrensning eller i det tørre restprodukt, hvis anlægget er udrustet med en tør eller semitør rensningsproces. Såfremt anlægget kondenserer røggassen, vil mindre eller ubetydelige mængder PFAS også kunne findes der. Uorganisk fluor vil også kunne forekomme i restprodukter, skrubervand og kondensat. (11.4.2, 11.4.6, 11.4.7, 11.4.10, 11.6).

Undersøgelse på amerikanske lossepladser, viser, at hvis aske og slagge fra affaldsforbrændingsanlæg bliver deponeret på losseplads, vil indholdet af PFAA kunne udvaskes fra deponiet, men dog i langt mindre grad end udvaskningen fra det "rå" ikke-forbrændte husholdningsaffald (11.8.4, 11.8.7).

Som det beskrives i afsnit 8.2 bliver aske og andre restprodukter fra danske forbrændingsanlæg deponeret på kontrollerede og godkendte deponier. Slagge deponeres eller anvendes som fyldmaterialer (materialenyttiggørelse), hvor der er overdækning for at modvirke udvaskning af problematiske stoffer.

Miljøstyrelsen har netop udgivet en undersøgelse af udvaskning af PFAS m.fl. fra slagge fra danske affaldsforbrændingsanlæg²¹. I undersøgelsen er indholdet af PFAS-4 og PFAS-22 i slagge og eluat fra udvaskningstest undersøgt. PFAS kunne udvaskes fra slagge, men det var ikke muligt på baggrund af undersøgelsen at konkludere, om udvaskningen udgjorde et miljøproblem.

I Danmark deponeres aske og slagge på godkendte anlæg, men i andre lande er det muligt at genanvende slagge og aske med PFAS i bl.a. cement, beton, keramik og komposit og dermed gøre PFAS utilgængelig (11.4.1).

12.4 Håndtering af affald og spildevandsslam forurenset med PFAS

12.4.1 Genbrug og genanvendelse

Genbrug af produkter og genanvendelse af affald sparer ressourcer og er umiddelbart det mest bæredygtige og politisk foretrukne, men for affald eller slam med PFAS giver det i mange tilfælde anledning til en betydelig udsættelse af medarbejdere på affaldsbehandlingsanlæg med PFAS (11.4.6). Produkternes indhold af PFAS vil desuden ikke blive destrueret, men vil fortsat cirkulere i samfundet i nye produkter lavet med genanvendte materialer og det måske til evig tid. Dette betyder, at genanvendelse af affald kan være et problem pga. det mulige indhold af PFAS.

12.4.2 Spildevandsrensningsanlæg

Spildevand fra tætbefolkede byområder indeholder meget mere PFAS end spildevand fra mindre befolkede områder. For offentlige spildevandsanlæg i udlandet har man i indløb/udløbsvandet målt høje koncentrationer af PFOS og PFOA, men i de senere år er det de kortkædede PFAS, som PFBA, PFPeA, PFHxA og PFHpA, der i højere grad er blevet målt (11.7.1).

Som tidligere nævnt kan de vandopløselige PFAS (PFAA) ikke nedbrydes, men passerer i høj grad uændret videre i anlægget, indtil disse fluorstofferne ender i udløbsvandet og derefter i naturlige vandløb og søer (11.7.1).

De ikke-vandopløselige PFAS, som for det meste er langkædede PFAA og forstadier til PFAA, bliver tilbageholdt i slam anlægget, hvor rensningsprocesserne omdanner en del af forstadierne til PFAA, der ender i udløbsvandet. Dette er forklaringen på, at koncentrationen af PFAS i udløbsvandet ofte er højere end i indløbsvandet til spildevandsrenseanlægget (11.7.1; 11.8.6).

En nordisk sammenlignende undersøgelse rapporterede mellem 24 og 170 ng PFAS/L i udløbsvandet fra spildevandsanlæg og fra 38-179 ng PFAS/g TS i spildevandsslammet, hvoraf næsten 90% var ukendte forstadier til PFAA (11.7.3).

Ved rensningen af spildevandet vil der dannes aerosoler med PFAS over de åbne kar, hvori slambehandling sker, og en del af de mest flygtige PFAS, især fluortelomere, vil kunne fordampe fra spildevandsanlægget. Op til 15 gange forhøjede luftkoncentrationer af PFAS blev konstateret i luften ovenover de tanke, hvor spildevandet blev gennemluftet (11.7.1). Størrelsesordenen af fordampningen af PFAS var sammenlignelig med eller mindre end fordampningen af PFAS fra deponeringsanlæg, dog var der større PFOS-emission fra spildevandsanlæggene (11.9.1;11.9.5).

Det resulterende spildevandsslam, der fortsat indeholder en betydelig mængde PFAS, afvandes eller tørres. Det har vist sig, at der er lavere koncentrationer af PFAS i tørret slam end afvandet slam, formentlig fordi der fordamper PFAS ved tørringsprocessen (11.7.1).

²¹ <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2023/mar/pfas-i-slagge-fra-affaldsforbraending/>

Det tørrede eller afvandede slam deponeres enten på landdeponeringsanlæg, bruges som jordforbedringsmiddel på marker eller forbrændes/pyrolyseres ved høje temperaturer, hvor PFAS-indholdet destrueres (11.7.1).

Den første behandling vil bringe PFAS tilbage til deponier, så kredsløbet er sluttet. Den anden kan forurene natur, grundvand, foderstoffer og fødevarer med PFAS. (11.10.6; 11.10.7; 11.10.8).

PFAA kan optages i afgrøder, der dyrkes på marken, og bliver til foder og fødevarer. Forstadier til PFAA i slam kan i marken blive omdannet til PFAA. Hermed bliver PFAS overført fra andre kredsløb i naturen, der medfører en uønsket, direkte eksponering af mennesker og dyr (11.7.1).

Kun den tredje mulighed, termisk behandling, kan destruere og fjerne PFAS fra slammet, miljøet og samfundet og dermed nedbringe eksponeringen af dyr og mennesker for PFAS. Kun den tredje mulighed, forbrænding, vil kunne destruere og fjerne PFAS fra slammet, miljøet og samfundet (11.7.1; 11.7.4).

12.4.3 Landdeponering på globalt plan

Den mest almindelige bortskaffelse af affald og slam globalt set er ved deponering på land. Mange steder i verden ender materialer fra udtjente, brugte og kasserede varer indeholdende PFAS ofte på lossepladsen. Mere end 100 forskellige PFAS er fundet i husholdningsaffald.

Udendørs affaldsdeponeringsanlæg kan desuden potentielt modtage andet affald med potentielt PFAS-indhold, som tørret spildevandsslam, aske fra affaldsforbrænding, "ufarligt" industri- og bygningssaffald samt affald fra forretninger og institutioner.

Udenlandske undersøgelser af opbevaring af affald i landdeponier viser, at PFAS ikke destrueres, men bare flytter stofferne mellem forskellige medier. PFAS vil i et vist omfang blive tilbageholdt og oplagret i lossepladsens indre, men med tiden og afhængigt af klimaet vil fysiske-, kemiske- og biologiske processer, samt klimafaktorer, som temperatur og nedbør, gøre PFAS tilgængelig for det omgivende miljø. Sikkerheden ved en langtidsdeponering af PFAS i affaldsdeponier er heller ikke kendt. Problemet anses for at være cyklisk (11.4.2).

PFAS' skæbne kontrolleres af de biologiske- og fysisk-kemiske processer. Den anaerobe bionedbrydning inde i deponiets indre leverer det meste af PFAS-indholdet i perkolat, der reagerer svagt basisk. Perkolat fra lossepladser i udlandet er blandt det mest forurenede vand med PFAS (11.8.3).

På udenlandske ukontrollerede lossepladser nedsiver de mest vandopløselige PFAS (PFAA) med regnvandet til grundvandet eller det udsiver til vandløb. Grundvandet i 13 steder under et industriområde, der rummede syv tidligere lossepladser og en nedlagt kemiskfabrik blev undersøgt for PFAS. PFAS-koncentrationerne i grundvandet var 200 gange højere i forhold til et baggrundsområde. Kun PFOA, PFBS, PFHxS kunne kvantificeres i alle prøver. I prøven ved den nedlagte fabrik udgjorde PFOS 93% af mængden af PFAS, og fabrikken var også kilde til forekomsten af PFHxS og PFBS i grundvandet. Perkolat fra lossepladserne var derimod kilde til PFCA i grundvandet (11.8.5).

På udenlandske kontrollerede udendørs affaldsdeponeringsanlæg udvaskes PFAS til perkolatet, som ledes, evt. efter en forrensning, med kloakvandet til et offentligt spildevandsrenseanlæg. Selvom koncentrationen af PFAS i perkolat er usædvanlig høj, vil opblanding med kloakvand fortynde det så meget, at perkolatets bidrag ikke nødvendigvis kan måles (11.8.6). Udenlandske erfaringer viser, at udvaskningen af PFAS er større fra frisk affald og nyere deponier, mens ældre deponier kan indeholde mere af de tidligere udfasede PFAS (11.8.1).

Perfluoralkylsyrer (PFAA) er almindeligt forekommende i perkolat fra landdeponier i udlandet. Det drejer sig mest om PFOA og de mere kortkædede PFAA, der er mest opløselige i vand, og de har også i de senere år været mest anvendte. Fluortelomercarboxylsyrer, fx. 5:3 fluortelomercarboxylsyre, der er forstadier til PFAA, forekommer i perkolat i sammenlignelige eller højere koncentrationer end PFAA (11.8.3).

En biologisk-aktiv forsøgsreaktor producerede ud fra PFAS-holdigt affald et perkolat, der indeholdt 6 gange mere PFAS, end et perkolat fra en tilsvarende abiotisk reaktor og det samme affald. Det blev derfor konkluderet, at biologiske processer var mest bestemmende for forekomst af PFAS i perkolat (11.5.1).

Dette passer også med, at udvaskningen af PFAS med perkolat fra de abiotiske aske fra forbrændingsanlæg, der deponeres på almindelige udendørs affaldsdeponeringsanlæg, er meget mindre end fra det deponerede husholdningsaffald (11.8.7). Jo højere forbrændingstemperatur des lavere er PFAS-koncentration i perkolat fra askerne (11.8.4).

Alle målinger af PFAS i luften over udenlandske lossepladser har afsløret, at de flygtige PFAS, der er de kortkædede PFAA og fluortelomeralkoholer (FTOH), fordampes fra lossepladsens affaldsdynger sammen med losseplads-gassen. De langt højeste koncentrationer bliver bestemt centralt over lossepladsen. I de ældre undersøgelser dominerer 8:2 FTOH, mens det i de nyere undersøgelser er 6:2 FTOH. Blandt perfluoralkylsyrerne er koncentrationen af PFBA normalt højest (11.8.3; 11.9.1; 11.9.3, 11.9.5).

I Tyskland og Kina var luftkoncentrationen over et udendørs affaldsdeponi 2-4 gange så høj som over tilsvarende referenceområder. En losseplads, der var lukket, havde kun en femtedel så høj PFAS-koncentration i luften sammenlignet med en losseplads, der stadig var i brug. Ved en canadisk losseplads var luftkoncentrationen af Σ FTOH meget høj, men alligevel sammenlignelig med luftkoncentrationen over et spildevandsanlæg, der også havde et højt indhold af PFBA i luften (11.9.1; 11.9.2; 11.9.3; 11.9.4; 11.9.5).

I en kinesisk undersøgelse blev det beregnet at, de to undersøgte udendørs affaldsdeponeringsanlæg hvert år bidrog med en luftemission (afgasning) på op til 1 kg PFAS. Den årlige luftemission af PFAS fra to undersøgte sorterings- og opbevaringsanlæg for affald eller to forbrændingsanlæg var til sammenligning højst 0,01 kg PFAS per anlæg. Til gengæld var PFAA-koncentrationen i røggaskondensat fra det ene affaldsforbrændingsanlæg dobbelt så høj som i perkolatet fra deponier, Halvdelen af var af den mindre farlige og ultrakortkædede trifluoreddikesyre (TFA), der bl.a. er et termisk nedbrydningsprodukt af PFOA, mens kondensvand fra det andet forbrændingsanlæg havde et meget lavt PFAS-indhold (11.9.4).

12.4.4 Kompostering

Vi har ikke fundet danske oplysninger om PFAS-indholdet i kompost, men en udenlandsk undersøgelse (11.10.2) tyder på, at indholdet af PFAS er meget lavt og formentlig uden betydning i kompost lavet af have- og parkaffald, mens PFAS-indholdet er ca. 10 gange højere (76 µg/kg) i kompost lavet af indsamlet bioaffald fra husholdninger, hvor der indgik rester af indpakning. De lokale grænseværdier var overskredet. De langt overvejende fundne PFAA var kortkædede med PFHxA som det overvejende stof med max. koncentration på 13,3 µg/L i porevand. I prøverne med emballagerester var der også et indhold af fluortelomere. I en anden undersøgelse (11.10.10) var koncentrationen af de analyserede PFAS i kompost 4-5 gange højere end i havejord.

Ved komposteringsprocessen kan PFAA forstadier omdannes/nedbrydes til PFAA (11.4.6). Samtidigt vil indholdet af de mest flygtige PFAS have mulighed for at afdampe til luften. I den udbagte kompost kan PFAA forstadier også omdannes/nedbrydes til PFAA; dette blev anset for forklaring på den betydelige udvaskning af kortkædede PFAA. Der vil derfor kunne ske en langsom nedsivning til grundvandet

eller udsivning til vandmiljøet af vandopløselige PFAA. Men det mest vigtige vil være, at PFAA optages fx i de grøntsager, der dyrkes på den kompostberigede jord.

12.5 Konklusioner og anbefalinger

De PFAS-forbindelser, der er problematiske både miljø- og sundhedsmæssigt, er først og fremmest perfluoralkylsyrer (PFAA), der er unedbrydelige i naturen og deres forstadier (fluortelomere og funktionelle derivater af PFAA), som kan bionedbrydes til PFAA i naturen og i organismer. Bestandigheden er i sig selv ikke noget problem, men PFAA og deres forstadier besidder udover bestandigheden en kemisk, fysisk og biologisk reaktivitet.

PFAA kan imidlertid nedbrydes/destrueres termisk ved pyrolyse eller forbrænding ved høje temperaturer (DE/DRE >99%). I praksis vil forbrænding af PFAS-holdigt affald og -slam være den eneste gennemførlige metode til at destruere PFAS i større skala. For at fjerne faren ved PFAS, er det ikke nødvendigt med en fuldstændig mineralisering af PFAS. Det er formentligt tilstrækkeligt, at den funktionelle gruppe er væk, og denne gruppe er det første, der nedbrydes ved forbrændingen. Der er imidlertid behov for flere komplette analyser og massebalancer for PFAS i husholdningsaffald og affaldsforbrændingsanlæg for en endelig vurdering.

Alligevel har der i presse og offentlighed i mange lande været voldsom kritik af at afbrænde PFAS-holdigt affald og -slam, selv på moderne driftssikre affaldsforbrændingsanlæg med effektiv røggasrensning. Kritikerne forventede, at PFAS blev udsendt fra anlæggets skorsten og derved forurenedes den omgivende luft, jord og vand med sundhedsskadelig PFAS. Der er imidlertid ingen målinger, der bekræfter denne antagelse, mens der til gengæld er mange uafhængige målinger af meget høje PFAS-koncentrationer i luften, især om sommeren, over de alternative muligheder for bortskaffelse af PFAS-holdigt affald, nemlig landdeponeringsanlæg og spildevandsrensning.

I USA blev der i april 2022 indført et midlertidigt forbud mod afbrænding af PFAS-holdige materialer (11.4.8). En mere fornuftig strategi kunne måske have været at skærpe kravene til temperaturer og opholdstid i forbrændingsanlæggene, så destruktionen af alt PFAS-indholdet i affald og slam blev absolut sikker og fuldstændig, og der derved ikke var uomdannet PFAS tilbage i restprodukter.

Udenlandske undersøgelser af restprodukter fra forbrændingsanlæg deponeret på landdeponeringsanlæg tyder i øvrigt på, at udvaskningen af PFAS er meget mindre end fra normalt uforbrændt affald, og dermed et mindre problem i landdeponier.

Kompost fremstillet af grønt, bionedbrydeligt affald, som fx almindeligt have- og parkaffald, vil normalt indeholde meget lidt PFAS, og komposten kan udnyttes som et næringsrigt og gratis jordforbedringsmiddel. Det er en bæredygtig form for genanvendelse, der samtidigt reducerer mængden af affald, der skal bortskaffes ved deponering på lossepladser eller forbrænding på forbrændingsanlæg.

Ifølge udenlandske undersøgelser kan kompost fremstillet af indsamlet bioaffald fra husholdninger indeholde ikke-ubetydelige koncentrationer af PFAS. En sådan anvendelse af kompost som jordforbedringsmiddel på dyrkede arealer vil betyde en risiko for forurening af jorden og de afgrøder, der dyrkes på arealet. Så dette må frarådes. Ifølge Miljøstyrelsen anvendes indsamlet bioaffald i Danmark til fremstilling af biogas og ikke til kompost. Der savnes imidlertid mere viden om nedbrydning af PFAS i og eventuel emission af PFAS fra biogasanlæg.

Virkeligheden er meget kompleks, så de samlede fordele og ulemper ved alle de forskellige bortskaffelsesmetoder for PFAS-holdigt affald og -spildevandsslam må tages i betragtning, som denne rapport gør. Det viser sig, at det ikke er brugen af affaldsforbrændingsanlæg, der giver de største udfordringer med bortskaffelse af affald og slam indeholdende PFAS, men at disse anlæg i stedet for kan være løsningen til en nedbringelse af forureningen.

PFAS-indholdet i mange dagligdagsprodukter betyder, at den hidtil førende politiske strategi, med at undgå bortskaffelse ved forbrænding af affald og i stedet for sortere affaldsfraktioner og genanvende materialerne, ikke på alle måder er bæredygtig, men i stedet for er problematisk, hvis affaldet er forurenet med PFAS, så PFAS ikke bliver destrueret, men fortsætter kredsløbet i natur og samfund.

Det vigtigste må være at få de problematiske PFAS ud af cirkulation i natur og samfund. Det kan bl.a. ske ved at stoppe med at deponere PFAS-holdigt affald og slam på landdeponeringsanlæg, samt stoppe med at udbringe kompost og spildevandsslam forurenet med PFAS på marker, og så i stedet for at destruere det PFAS, der forekommer i affald, i konventionelle affaldsforbrændingsanlæg.

Det nyligt annoncerede forslag til anvendelsesforbud fra det Europæiske Kemikalieagentur (ECHA) (7.1) vil være en nødvendig forudsætning for på langt sigt få lukket PFAS kredsløbene i samfundet, men det kan tage lang tid, at få forslaget overført til lovgivning med uundgåelige undtagelser og indbyggede lange implementering/overgangstider. Imens vil affaldsdyngerne med PFAS-holdigt affald vokse i tillæg til tidligere tiders affaldsdynger, som vi endnu ikke er kommet af med.

Sluttelig anbefales det, at der gennemføres en grundig kortlægning af PFAS' skæbne ved termisk behandling (forbrænding mv.) af affald og slam, idet det anses som den mest troværdige og effektive metode til at få PFAS elimineret fra samfundets og naturens kredsløb.

13. Litteraturliste

- Ahrens L *et al.* (2011). Wastewater Treatment Plant and Landfills as Sources of Polyfluoroalkyl Compounds to the Atmosphere. *Environ Sci Technol* 45: 8098-8105.
- Aleksandrov K *et al.* (2019). Waste incineration of polytetrafluoroethylene (PTFE) to evaluate potential formation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in flue gas. *Chemosphere* 226: 898–906.
- Allred BM *et al.* (2015). Physical and Biological Release of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) from Municipal Solid Waste in Anaerobic Model Landfill Reactors. *Environ Sci Technol* 49 (13): 7648–7656.
- Altarawneh M (2021). A chemical kinetic model for the decomposition of perfluorinated sulfonic acids. *Chemosphere* 263: 128256.
- Altarawneh M, Almatarneh MH, Dlugogorski BZ (2022). Thermal decomposition of perfluorinated carboxylic acids: Kinetic model and theoretical requirements for PFAS incineration. *Chemosphere* 286; Part 2: 131685.
- Arkenbout A (2018). Long-term sampling emission of PFOS and PFOA of a Waste-to-Energy incinerator. Harlingen, The Netherlands: NGO ToxicoWatch Foundation.
- Arkenbout A, Petrlik J (2019). Hidden emissions of UOPs: Case study of a waste incinerator in the Netherlands. Poster presentation at the 39th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants, Dioxin 2019. *Organohalogen Compounds* 81: 247-250.
- Arkenbout A, Bouman K (2021a). The true toxic toll. Biomonitoring research results, Madrid, Spain, 2021: NGO ToxicoWatch Foundation. https://zerowasteurope.eu/wp-content/uploads/2022/01/Toxic_Toll_Biomonitoring_Report_Spain.pdf
- Arkenbout A, Bouman K (2021b). Biomonitoring research Pilsen, Czech Republic, 2021: ToxicoWatch Foundation. https://zerowasteurope.eu/wp-content/uploads/2022/01/Toxic-Toll-Biomonitoring-report_Czech-Republic.pdf.
- Arkenbout A, Bouman K (2021c). Biomonitoring research Kaunas, Lithuania, 2021: NGO ToxicoWatch Foundation. https://zerowasteurope.eu/wp-content/uploads/2022/01/Toxic-Toll-Biomonitoring_Lithuania.pdf
- Arkenbout A, Bouman K (2021d). Biomonitoring research Paris Ivry-sur-Seine, 2021: NGO ToxicoWatch Foundation. <https://www.toxicowatch.org/single-post/biomonitoring-ivry-paris-xiii-2021>
- Awad *et al.* (2021). PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants, A systematic investigation. No. B 2422. IVL, Sweden. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1610065/FULLTEXT01.pdf>
- Bakker J, Bokkers B, Broekman M (2021). Per- and polyfluorinated substances in waste incinerator flue gases. RIVM report 2021-0143, Bilthoven, The Netherlands.
- Baptista A, Perovich A (2019). U.S. Solid Waste Incinerators: An Industry in Decline. The New School Tishman Environment and Design Center. [https:// www.no-burn.org/industryindecline](https://www.no-burn.org/industryindecline)

- Battelle (2020). Characterization of PFAS in water, solids and air discharged from a wastewater treatment plant with a collocated sewage sludge incinerator. https://www.battelle.org/docs/default-source/environment/case-studies/756_characterization-of-pfas-case-study.pdf?sfvrsn=6f8f80ad_3
- Berg C *et al.* (2022). Developing innovative treatment technologies for PFAS-containing wastes. J Air Waste Manag Assoc: 1-16.
- Buck RC, Franklin J, Berger U, Conder JM, Cousins IT, de Voogt P, Jensen AA, Kannan K, Mabury SA, van Leeuwen SPJ (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the environment: terminology, classification, and origins. Integr Environ Assess Manag 7: 513-541.
- Butler JN (1962). The thermal decomposition of octafluorocyclobutane. J Am Chem Soc 84 (8): 1393–1398. Doi: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/ja00867a012>
- Choi YJ *et al.* (2019). Perfluoroalkyl acid characterization in US municipal organic solid waste composts. Environ Sci Technol Lett 6 (6): 372-377.
- Conessa JA, Font R (2001). Polytetrafluoroethylene Decomposition in Air and Nitrogen. Polym Eng Sci 41 (12): 2137-2147.
- Crossen B (2022). What the DoD PFAS Incineration Halt Means for Water Professionals. Water and Waste Digest May 23, 2022. <https://www.wwdmag.com/contaminants/per-polyfluoroalkyl-substances-pfas/article/11004156/what-the-dod-pfas-incineration-halt-means-for-water-professionals>
- Crunden EA (2020). Burning ‘forever chemicals’ emerges as industry flash point. <https://www.waste-diver.com/news/pfas-chemicals-incineration-waste-cohoes-rahway/587043/>
- Dharpure R, Pramanik S, Pradhan A (2022). In silico analysis decodes transthyretin (TTR) binding and thyroid disrupting effects of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). Arch Toxicol, published online: 25 December 2022. <https://doi.org/10.1007/s00204-022-03434-8>
- DiStefano R *et al.* (2022). Thermal destruction of PFAS during full-scale reactivation of PFAS-laden granular activated carbon. Remediation 32:231-238.
- Engzell A (2019). Destruktion av per-och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) vid förbränning i avfallsförbränningsanläggningar. Thesis, Uppsala Universitet. <http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1361658&dswid=-3774>
- Ellis DA, Mabury S, Martin JW, Muir DCG (2001). Thermolysis of fluoropolymers as a potential source of halogenated organic acids in the environment. Nature 412: 321-324.
- EU Kommissionen (2020) “Poly and perfluoroalkyl substances (PFAS) https://ec.europa.eu/environment/pdf/chemicals/2020/10/SWD_PFAS.pdf
- Fuertes I *et al.* (1917). Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in northern Spain municipal solid waste landfill leachates. Chemosphere 168: 399-417.
- Garcia AN, Viciano N, Font R (2007). Products obtained in the fuel-rich combustion of PTFE at high temperature. J Anal Appl Pyrol 80: 85-91.
- Ge *et al.* (2014). Theoretical study on the degradation reaction mechanism of elimination hydrogen fluoride from perfluoropropionic acid. ComputTheor Chem 1029: 33–40.

Geertinger A, Jensen AA, Hansen MW (2019). Belysning af destruktion af visse POP-stoffer på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg til forbrænding af hovedsageligt ikke-farligt og forbrændingseget affald. Miljøprojekt nr. 2085. København: Miljøstyrelsen, 2019. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2019/07/978-87-7038-072-0.pdf>

Hamid H, Li L (2016). Role of wastewater treatment plant (WWTP) in environmental cycling of poly- and perfluoroalkyl (PFAS) compounds. *Ecocycles*, 2(2), 43–53.

Hamid H, Li L, Grace JR (2018). Review of the fate and transformation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills. *Environ Pollut* 235: 74-84.

Hartz WF *et al.* (2023). Levels and distribution profiles of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a high Arctic Svalbard ice core, *Sci Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161830>

Hepburn E *et al.* (2019). Contamination of groundwater with per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from legacy landfills in an urban re-development precinct. *Environmental Pollution* 248: 101-113.

Hofman J, Berghmans P (2021). Literatuurstudie verbranding PFAS. VITO, Belgium. https://as-sets.vlaanderen.be/image/upload/v1647439447/PFAS_-_Tweede_rapport_-_Literatuurstudie_thermische_destructie_i9u24w.pdf

Hogue C (2020). Incineration may spread, not break down PFAS. <https://cen.acs.org/environment/persistent-pollutants/incinerators-spread-break-down-PFAS/98/web/2020/04>

Horst J *et al.* (2020). Understanding and Managing the Potential By-Products of PFAS Destruction. *Groundwater Monit Remediation* 40 (2): 17-27.

Jensen J *et al.* (2023). Deviation of cut-off values for PFAS in sewage sludge. Revised edition. Environmental Project no. 2232. Ministry of Environment of Denmark, Environmental Protection Agency, March 2023. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2023/03/978-87-7038-497-1.pdf>

Khan MY, So S, da Silva G (2020). Decomposition kinetics of perfluorinated sulfonic acids. *Chemosphere* 238: 124615.

Kopinke F-D, Frenzel L-M. Comment on "Thermal Stability and Decomposition of Perfluoroalkyl Substances on Spent Granular Activated Carbon". *Environ Sci Technol Lett* 2021; 8 (4): 362–363.

Krug JD *et al.* (2022). Combustion of C₁ and C₂ PFAS: Kinetic modeling and experiments. *J Air Waste Manag Assoc* 72 (3): 256-270.

Kuepouo, G *et al.* (2022). Trials of Burning PFASs Containing Wastes in a Waste Incinerator and Cement Kiln assessed against Stockholm Convention Objectives. Paper, Dioxin 2022.

Kullh U, Clark T (2021). PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants. A systematic investigation. Rapport 2021:18, Avfall Sveriges Utvecklingssatsning, ISSN 1103-4092. <https://www.ivl.se/download/18.556fc7e17c75c849331b864/1636709802634/FULLTEXT01.pdf>

Lin H *et al.* (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in the atmosphere of waste management infrastructures: Uncovering secondary fluorotelomer alcohols, particle size distribution, and human inhalation exposure. *Environ Int* 167: 107434.

Liu Y *et al.* (2022). Municipal solid waste incineration (MSWI) ash co-disposal: Influence on per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) concentration in landfill leachate. *Waste Manag* 144: 49-56.

Liu S *et al.* (2021). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in leachate, fly ash, and bottom ash from waste incineration plants: Implications for the environmental release of PFAS. *Sci Total Environ* 795: 148468.

Liu X *et al.* (2023). Occurrence and Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Incineration Leachates: A Full-Scale Study. *Chemosphere* 313:137456.

Lundin L, Jansson S (2017). A desktop study on destruction of persistent organic compounds in combustion systems, Umeå University, Kemiska Institutionen. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1155115/FULLTEXT01.pdf>

MacGregor I (2020). PFAS emitted from a wastewater treatment plant with sewage sludge incinerator. Great Lakes Virtual PFAS Summit. Retrieved from https://www.michigan.gov/egle/0,9429,7-135-3308_3333-518324--,00.html

Martin KV *et al.* (2022). PFAS Incineration and Environmental Justice in East Liverpool, Ohio. https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=4102823

Meegoda JN *et al.* (2022). A Review of PFAS Destruction Technologies. *Int J Environ Res Publ Health* 19, 16397. <https://doi.org/10.3390/ijerph192416397>

Narimani M *et al.* (2022). A Detailed Chemical Kinetic Model for the Destruction of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): Pyrolysis and Incineration of Short-Chain Perfluorinated Carboxylic and Sulfonic Acids. <https://doi.org/10.26434/chemrxiv-2022-z9vq6>

NRC Alaska LLC (2019). Moose creek facility thermal remediation of PFAS-contaminated soil. Retrieved from <https://dec.alaska.gov/media/18761/nrc-moose-creek-facility-pfas-sep-2019-case-study-v3f-191101.pdf>

OECD (2021), Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance, OECD Series on Risk Management, No. 61, OECD Publishing, Paris.

Otterlei ET, Kjerschow E, Borgnes D (2011). Emissions from fluoropolymers from municipal waste incineration. Report no. 29673- RT-0001-E06. Norwegian Climate and Pollution Agency, 2011.

Quina MJ *et al.* (2018). Technologies for the management of MSW incineration ashes from gas cleaning: New perspective on recovery of secondary raw materials and circular economy. *Sci Total Environ* 635: 526-542.

Sandblom O (2014). Waste incineration as a possible source of perfluoroalkyl acids to the environment – method development and screening. Thesis. Department of Applied Environmental Science, Stockholm University, Stockholm. <https://su.diva-portal.org/smash/get/diva2:1261025/FULLTEXT01.pdf>

Schauffler M (2022). PFAS in household waste may be going airborne. *Environ Health News*, March 28, 2022 <https://www.ehn.org/pfas-air-pollution-2656977959.html>

Sivaram AK *et al.* (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in commercial composts, garden soils, and potting mixes of Australia. *Environ Adv* 7: 100174.

Solo-Gabriele HM, Jones AS, Lindstrom AB, Lang JR (2020). Waste type, incineration, and aeration are associated with per- and polyfluoroalkyl levels in landfill leachates. *Waste Manag* 107: 191–200.

Stockenhuber S, Weber N, Dixon L, Lucas J, Grimison C, Bennett M, Stockenhuber M, Mackie J, Kennedy E (2019). Thermal degradation of perfluorooctanoic acid (PFOA). 16th International Conference on Environmental Science and Technology. Rhodes, Greece, 4–7 September.

Stoiber T, Evans S, Naidenko OV (2020). Disposal of products and materials containing per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A cyclical problem. *Chemosphere* 260: 127659.

Straková, J., Schneider, J., Cingotti, N. *et al.*, 2021. Throwaway Packaging, Forever Chemicals: European wide survey of PFAS in disposable food packaging and tableware. 54 pp.

Strandberg J, Awad R, Bolinius DJ *et al.* (2021). PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants A systematic investigation. No 2422. IVL.se. <https://www.ivl.se/download/18.556fc7e17c75c849331b76d/1636533451380/B2422%20PFAS%20from%20Swe-dish%20Waste%20Incineration%20Plants.pdf>

Taylor PH, Yamada T, Striebich RC, Graham JL, Giraud RJ (2014). Investigation of waste incineration of fluorotelomer-based polymers as a potential source of PFOA in the environment. *Chemosphere*, 110: 17-22.

Thoma *et al.* (2022). Pyrolysis Processing of PFAS-Impacted Biosolids, a Pilot Study. *J Air Waste Manag Assoc.* 2022 April; 72(4): 309–318.

Tian Y *et al.* (2018). Occurrence and phase distribution of neutral and ionizable per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the atmosphere and plant leaves around landfills: a case study in Tianjin, China. *Environ Sci Technol* 52: 1301–1310.

Tsang W *et al.* (1998). On the incinerability of highly fluorinated organic compounds. *Comb Sci Technol* 139(1): 385– 402. <https://doi.org/10.1080/00102209808952095>

Tsitonaki K, Draborg H, Haagensen K (2023). Undersøgelser af CRUCIAL forsøget for PFAS' påvirkning fra spildevandsslam. WSP Danmark. <https://static1.squarespace.com/static/5dc95521636d7d7acdb69cfa/t/63e1fb4e0444133eeaf50d4d/1675754358676/Unders%C3%B8gelse+rapport+PFAS+i+slam+endelig+version+rev25012023+med+bilag.pdf>

US EPA (2019). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): Incineration to Manage PFAS Waste Streams. Technical brief. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-09/documents/technical_brief_pfes_incineration_ioaa_approved_final_july_2019.pdf

US EPA (2020). Interim Guidance on the Destruction and Disposal of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances and Materials Containing Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances. INTERIM GUIDANCE FOR PUBLIC COMMENT DECEMBER 18, 2020.

US Congress (2019). PFAS Waste Incineration Ban Act of 2019. <https://www.congress.gov/bill/116th-congress/house-bill/2591>; <https://www.govinfo.gov/content/pkg/BILLS-116hr2591ih/html/BILLS-116hr2591ih.htm>

Wang F, Lu X, Shih K, Liu C (2011). Influence of calcium hydroxide on the fate of perfluorooctanesulfonate under thermal conditions. *J Hazard Mater*, 192(3): 1067–1071.

Wang F, Shih K, Lu X, Liu C (2013). Mineralization Behavior of Fluorine in Perfluorooctanesulfonate (PFOS) during Thermal Treatment of Lime-Conditioned Sludge. *Environ Sci Technol.* 47: 2621–2627.

Wang F, Lu X, Li XY, Shih K (2015). Effectiveness and Mechanisms of Defluorination of Perfluorinated Alkyl Substances by Calcium Compounds during Waste Thermal Treatment. *Environ Sci Technol*, 49: 5672–5680.

Wang B *et al.* (2020). Per-and polyfluoroalkyl substances and the contribution of unknown precursors and short-chain (C₂–C₃) perfluoroalkyl carboxylic acids at solid waste disposal facilities. *Sci Total Environ* 705: 135832.

Wang J *et al.* (2022). Critical Review of Thermal Decomposition of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Mechanisms and Implications for Thermal Treatment Processes. *Environ Sci Technol* 56 (9): 5355-5370.

Weinberg I *et al.* (2011). Landfills as sources of polyfluorinated compounds, polybrominated diphenyl ethers and musk fragrances to ambient air. *Atmospheric Environment* 45: 935-941.

Winchell LJ *et al.* (2020). Per- and polyfluoroalkyl substances thermal destruction at water resource recovery facilities: A state of the science review. *Water Environ Res* 93:826-843.

Winchell LJ *et al.* (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances thermal destruction at water resource recovery facilities: A state of the science review. *Water Environ Res* 93: 826–843.

Wohlin D (2020). Analysis of PFAS in ash from incineration facilities from Sweden. Thesis, Örebro University. <http://www.diva-portal.se/smash/get/diva2:1473805/FULLTEXT01.pdf>

Xiao F *et al.* (2020). Thermal stability and decomposition of perfluoroalkyl substances on spent granular activated carbon. *Environ Sci Technol Lett* 7 (5): 343-350.

Yamada T, Taylor PH (2003). Laboratory Scale Thermal Degradation of Perfluorooctanyl Sulfonate and Related Precursors. Environmental Sciences and Engineering Group, University of Dayton research Institute (UDRI), Dayton, Ohio, 2003. http://chm.pops.int/Portals/0/docs/from_old_website/documents/meetings/poprc/submissions/Annexf_2007/PFOS%20Additional%20information2%20Semiconductor%20Industry.pdf

Yamada T, Taylor PH, Buck RC, Kaiser MA, Giraud RH (2005). Thermal degradation of fluorotelomer treated articles and related materials. *Chemosphere* 61: 974-984.

Zhang M *et al.* (2020). Vapor pressure of nine perfluoroalkyl substances (PFASs) determined using the Knudsen Effusion Method. *J Chem Eng Data* 65 (5): 2332–2342.

Zhang J *et al.* (2023). Review of influence of critical operation conditions on by-product/intermediate formation during thermal destruction of PFAS in solid/biosolids. *Sci Total Environ* 854: 158796.

Zuev VV, Bertini F, Audisio G (2006). Investigation on the thermal degradation of acrylic polymers with fluorinated side-chains. *Polym Degrad Stabil* 91: 512-516.

Litteraturstudie om PFAS fra affaldsforbrænding

Rapporten er et litteraturstudie, der omfatter en gennemgang og vurdering af nyere fortrinsvis udenlandske faglige artikler og anden litteratur om potentiel forurening fra forbrænding og destruktion af PFAS i husholdningsaffald, andet affald og spildevandsslam. Desuden medtages nogle nye PFAS måledata fra danske anlæg, der forbrænder affald.

Litteraturen stammer primært fra perioden 2018 til primo 2023.

Rapporten skal bl.a. ses som en opfølgning på litteraturstudiet i Miljøprojekt nr. 2085/2019 om belysning af destruktion af visse POP-stoffer på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg til forbrænding af hovedsageligt ikke-farligt og forbrændingsegnet affald. Rapporten indeholder også en opdatering af oplysninger om termisk nedbrydning af PFAS i afsnit 5.3 i Miljøprojekt 2085/2019.

Rapporten omfatter desuden diskussion af spildevandsanlæg og landdeponier med perkolat i sammenhæng med den termiske nedbrydning/destruktion af PFAS-holdigt affald og spildevandsslam ved forbrænding, pyrolyse, forgasning, kompostering og landdeponi.

Sluttelig sammenlignes udfordringerne ved forbrænding af affald med PFAS med udfordringerne ved alternative bortskaffelsesmetoder for husholdningsaffald og spildevandsslam med PFAS, dvs. pyrolyse, forgasning, kompostering og landdeponi.



Miljøstyrelsen
Tolderundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk