



Forslag til projektplan for en forbrændingsunders øgelse i fuldskala

Titel: Forslag til projektplan for en forbrændingsundersøgelse i fuldskala

Formål: Projektet bag rapporten har haft til formål at undersøge, hvordan et eventuelt fuldskala-forsøg på et affaldsforbrændingsanlæg kan planlægges, så det kan vises, hvor effektivt affaldsforbrændingsanlæg kan destruere svært nedbrydelige organiske stoffer, herunder PFAS (per- og polyfluoralkylstoffer).

Udarbejdet af: NIRAS

Udarbejdet for: Miljøstyrelsen

Finansieret af: Miljøministeriet

Leveringsdato for rapport: 14. marts 2025

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Birgitte Holm Christensen, NIRAS

Peter Blinksbjerg, NIRAS

Jens Purup, NIRAS

ISBN: 978-87-7564-008-9

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter indenfor 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	5
2.	Resume og konklusion	6
3.	Summary	7
4.	Indledning og formål	8
5.	Erfaringer fra tidligere fuldskalaforsøg på slamforbrændingsanlæg	9
5.1	Bestemmelse af massestrømmes mængder	9
5.2	Valg af analyseparametre ved tidligere forsøg	9
5.3	Ønske til påviselig destruktionsgrad ved tidligere forsøg	9
5.4	Målestrategi ved tidligere forsøg	10
5.5	Valg af anlæg ved tidligere forsøg	10
5.6	Forberede anlæg for prøvetagning og dataudtræk	10
5.7	Prøveplan ved tidligere forsøg	10
5.8	Mulighed for dialog med opdragsgiver ved tidligere forsøg	10
6.	Valg af analyseparametre ved forsøg med affald	11
6.1	POP-stoffer	11
6.2	PFAS-stoffer	11
6.3	Fluorholdige nedbrydningsprodukter	11
6.4	Bromerede og chlorerede stoffer	12
6.5	Måling af uorganiske fluorider	12
6.6	Andre parametre	12
6.6.1	Kulstofmålinger	12
6.6.2	Andre målinger og registreringer	12
6.7	Anbefaling	13
7.	Valg af anlæg til fuldskalaforsøg	14
7.1	Behov for at tilpasse anlæg	15
7.2	Anbefaling	15
8.	Laboratoriers kvantifikations- og detektionsgrænser	16
8.1	Detektionsgrænse og kvantifikationsgrænse	16
8.2	Eksempler på opnåelige detektionsgrænser og kvantifikationsgrænser	16
8.2.1	PFAS i faste prøver	16
8.2.2	PFAS i væskeformige prøver	17
8.2.3	PFAS i røggas-prøver	17
8.2.4	Detektionsgrænser og kvantifikationsgrænser i beregninger	17
8.2.5	Anbefaling	17
9.	Fremskaffe affald	18
9.1	Affaldstyper med forhøjet indhold af PFAS og POP-stoffer	18
9.2	Litteraturscreening	18
9.2.1	Rengøringsmidler	19

9.2.2	Tekstiler	19
9.2.3	Tekstilimprægneringsmiddel	19
9.2.4	Maling og anden overfladebehandling	19
9.2.5	Plast	20
9.2.6	Byggematerialer og byggeaffald	20
9.2.7	Opsummering af litteraturscreening	20
9.3	Affald fra affaldsoperatører og -producenter	21
9.3.1	Shredderaffald	21
9.3.2	Storskrald	21
9.3.3	Affald med et højt indhold af PFAS	21
9.3.4	Arbejdstøj og måtter	21
9.4	Spildevandsslam med forhøjet PFAS-indhold	22
9.5	Anbefaling	22
10.	Målestrategi ift. affalds inhomogenitet	23
10.1	Manuel sortering og analyse af affald	23
10.2	Metode med isotop-mærkning	24
10.3	Additionsmetode	24
10.4	Anbefaling	24
11.	Destruktionsgrad og planlægning	26
11.1	Definition af destruktions effektivitet og destruktions- og reduktionseffektivitet	26
11.2	Ønske til påviselig destruktionsgrad	26
11.3	Principper for planlægning af forventet opnåelig destruktionsgrad	27
11.4	Beregninger baseret på forsøgsresultaterne	29
11.5	Øvrige bemærkninger til indledende beregninger	30
11.6	Eksempel på beregning	31
11.6.1	Eksempler på resultater ved variation af forskellige parametre	32
11.7	Opsummering og anbefaling	32
12.	Forslag til specifikationer i udbud	34
12.1	Akkreditering	34
12.2	Analyseparametre i faste og væskeformige fraktioner	34
12.3	Analyseparametre røggas	34
12.3.1	PFAS	35
12.3.2	Andre målinger og registreringer	36
12.4	Påviselig destruktionsgrad	36
12.5	Prøvetagning og analyse	36
13.	Gennemførlighed og risici	37
14.	Forslag til forsøgsplan	38
14.1	Måleprogram	38
14.2	Tidsplan med milepæle	38
15.	Referencer	39
Bilag 1.	Kvantifikationsgrænser for PFAS	40
Bilag 1.1	PFAS i røggasser, kvantifikationsgrænser i ng/m ³ (n,t) ved 11 % ilt	40

1. Forord

Miljøstyrelsen har iværksat denne opgave med at udarbejde et forslag til en projektplan for en forbrændingsundersøgelse i fuldskala. Forsøget skal belyse hvor godt et affaldsenergianlæg kan destruere svært nedbrydelige organiske stoffer.

Rådgiveren NIRAS har erfaring med at gennemføre et tilsvarende fuldskalaforøg på et slamforbrændingsanlæg og blev valgt til at udarbejde dette forslag til projektplan for affaldsforbrænding.

2. Resume og konklusion

Miljøstyrelsen har iværksat et projekt for at undersøge, hvordan et eventuelt fuldskalaforsøg kan planlægges. Et sådan fuldskalaforsøg vil skulle vise, hvor effektivt affaldsforbrændingsanlæg kan destruere svært nedbrydelige organiske stoffer, herunder PFAS (per- og polyfluoralkylstoffer). PFAS er kendt for deres stabilitet i miljøet og anvendes i mange produkter. Flere PFAS-forbindelser har uønskede effekter på miljø og sundhed. Disse effekter, deres svære nedbrydelighed i miljøet og udbredte anvendelse gør dem til en miljø- og sundhedsrisiko.

Erfaringer fra tidligere fuldskalaforsøg på slamforbrændingsanlæg er inddraget. Disse erfaringer omfatter bestemmelse af massestrømmes mængder, valg af analyseparametre, ønsket destruktionsgrad, og målestrategi. Det er vigtigt at vælge de rette analyseparametre og sikre en præcis bestemmelse af destruktionsgraden. Ved tre tidligere projekter for Miljøstyrelsen er en række POP-stoffer belyst, herunder PFAS. Det foreslås, at et kommende fuldskalaprojekt fokuserer på PFAS-stofferne.

Den maksimale påviselige destruktionsgrad for PFAS afhænger af valg af affald, andelen af forsøgsaffald med kendt PFAS-indhold, og laboratoriernes kvantifikationsgrænser. En "baglæns" massebalance anvendes til at beregne den forventede maksimale destruktionsgrad. Det er vigtigt at vælge et repræsentativt anlæg og sikre, at forsøgsaffaldet kan blandes med almindeligt affald uden at forstyrre forbrændingsprocessen.

Forskellige affaldstypers egnethed som forsøgsaffald er blevet identificeret, herunder tekstiler, plast, shredderaffald, arbejdstøj, måtter, og spildevandsslam. Byggeaffald vurderes mindre relevant. Det anbefales at afsætte tid til at fremskaffe affald og sikre, at affaldsleverandører varsles i god tid.

Affaldets inhomogenitet gør det vanskeligt at bestemme koncentrationen af PFAS i indgående strømme. En additionsmetode foreslås, hvor PFAS måles i udgående strømme ved normal drift og ved tilsatsfyring med forsøgsaffald. Dette giver mulighed for at beregne destruktionsgraden baseret på ændringer i udgående massestrømme.

Forsøget foreslås gennemført over fire dage med målinger af PFAS i udgående massestrømme. Det anbefales, at der udarbejdes en detaljeret forsøgsplan, og der indgås aftaler med affaldsoperatører og laboratorier. En tidsplan med milepæle sikrer, at forsøget kan gennemføres inden for et år.

Projektets gennemførlighed kan trues af risikoelementer som manglende miljøgodkendelse af forsøget, vanskeligheder med at fremskaffe egnet forsøgsaffald, anlægsnedbrud, personskader grundet unormale arbejdsoperationer, og fejl på måleudstyr. Omhyggelig planlægning og håndtering af risici er afgørende for projektets succes.

3. Summary

The Danish Environmental Protection Agency has initiated a project aimed at exploring the feasibility of a full-scale experiment. The purpose of such a full-scale experiment will be to show how effectively waste incineration plants can destruct organic substances that are hard to degrade, including PFAS (per- and polyfluoroalkyl substances). PFAS are characterized by their environmental persistence and widespread application in various products. Numerous PFAS compounds exhibit undesirable effects on both environmental and human health. Their persistence, coupled with extensive usage, renders them significant environmental and health hazard.

Experience from a previous full-scale experiment at a sludge incineration plant has been incorporated. These experiences encompass determination of mass flow volumes, selection of analysis parameters, desired degree of destruction, and measurement strategy. It is crucial to select appropriate analytical parameters and ensure precise determination of the degree of destruction. In three previous projects for the Danish Environmental Protection Agency, several POPs (persistent organic pollutants) have been elucidated, including PFAS. It is proposed that a future full-scale project focus on PFAS substances.

The maximum detectable degree of destruction for PFAS depends on the choice of waste, the proportion of experimental waste with known PFAS content, and the quantification limits of the laboratories. A "backwards" mass balance is used to calculate the expected maximum degree of destruction. It is important to choose a representative plant and ensure that the experimental waste can be mixed with general waste without interfering with the incineration process.

The suitability of different types of waste as experimental waste has been identified, including textiles, plastics, shredder waste, workwear, mats, and sewage sludge. Construction waste is considered less relevant. It is recommended to set aside time to procure waste and ensure that waste suppliers are notified in good time.

The inhomogeneity of the waste makes it difficult to determine the concentration of PFAS in incoming streams. An addition method is proposed where PFAS are measured in outgoing flows during normal operation and by adding experimental waste. This allows the degree of destruction to be calculated based on changes in outgoing mass flows.

The trial is proposed to be carried out over four days with measurements of PFAS in outgoing mass streams. It is recommended that a detailed pilot plan be drawn up and agreements are made with waste operators and laboratories. A timetable with milestones ensures that the trial can be completed within one year.

The feasibility of the project may be threatened by risk elements such as lack of environmental approval of the experiment, difficulties in obtaining suitable experimental waste, plant breakdowns, personal injuries due to abnormal work operations, and faulty measuring equipment.

Thorough planning and effective risk management are essential for the project's success.

4. Indledning og formål

Miljøstyrelsen havde følgende beskrivelse af nærværende opgave:

"PFAS (per- og polyfluoralkylstoffer) er en gruppe af kemisk fremstillede stoffer, som er stabile under intens varme og mange af stofferne har i øvrigt vand- og fedtafvisende egenskaber.

PFAS er på grund af deres særlige egenskaber blevet anvendt i mange produkter og anvendes stadig i en række forskellige produkter.

Da PFAS generelt er svært nedbrydelige, kan de transporteres over store afstande og forurene miljøet langt fra kilden. Samtidig ophober de sig i så høje koncentrationer, at nogle af dem kan være skadelige for miljøet og mennesker. Om de bedst undersøgte PFAS ved man, at de kan medføre sundhedseffekter såsom, effekter på leveren og immunsystemet, lavere fødselsvægt og effekter på fertiliteten og/eller det ufødte barn. Endvidere mistænkes stofferne også for at være hormonforstyrrende og kræftfremkaldende.

Da PFAS anvendes i en række produkter, vil PFAS også være at finde affald. Omkring 25 % af den indsamlede danske affaldsmængde forbrændes på konventionelle forbrændingsanlæg. En del af dette affald vil indeholde eller være forurenset med PFAS og andre POP-stoffer (persistent organic pollutants). Det er derfor relevant at få belyst om PFAS og andre POP-stoffer i affaldet destrueres tilstrækkeligt ved forbrænding på konventionelle forbrændingsanlæg.

Med miljøprojekt nr. 2085/2019 blev gennemført et litteraturstudie, der havde til formål at afdække om POP-stoffer (herunder PFOS) blev nedbrudt ved forbrænding på konventionelle forbrændingsanlæg. Dette kunne ikke endeligt afklares og i miljøprojektet blev det derfor anbefalet, at der udførtes en fuldskala forbrændingsundersøgelse. Miljøprojekt nr. 2246/2023, der er en opfølgning på litteraturstudie fra 2019, anbefaler, at der gennemføres en grundig kortlægning ved termisk behandling af affald og slam. Da en sådan fuldskalaundersøgelse vurderes at være bekostelig og kompleks, er det afgørende for Miljøstyrelsen, at der forud for igangsættelsen af en fuldskalaforbrændingsundersøgelse udarbejdes en detaljeret, gennemarbejdet og realiserbar projektplan for en fuldskalaundersøgelse af, hvad der sker med PFAS og POP-stoffer i affald, når affald forbrændes på et konventionelt dansk affaldsenergianlæg."

5. Erfaringer fra tidligere fuldskalaforsøg på slamforbrændingsanlæg

Erfaringer fra fuldskalaforsøg med slamforbrænding kan være relevante at inddrage ved fuldskalaforsøg med affaldsforbrænding. Herunder hvilke eventuelle andre fluorholdige nedbrydningsstoffer, der kan være relevante og mulige at måle for.

Miljøstyrelsen har tidligere fået gennemført et fuldskalaforsøg på et slamforbrændingsanlæg, hvor NIRAS var projektleder på forsøget. Nogle af erfaringerne kan være relevante for fuldskalaforsøg på et affaldsenergianlæg og er derfor indarbejdet i nærværende forprojekt.

5.1 Bestemmelse af massestrømmes mængder

Bestemmelse af massestrømmenes mængder er essentielt for at opnå en præcis bestemmelse af destruktionsgraden. Ved slamforbrændingsforsøget blev forsøgsslammet fødet ind i ovnen på anden vis end normalt, og indfødningsmængden måtte derfor bestemmes på anden vis end normalt. Det kan også vise sig nødvendigt på et affaldsenergianlæg.

5.2 Valg af analyseparametre ved tidligere forsøg

Det var på forhånd besluttet hvilke PFAS og hvilke eventuelle nedbrydningsprodukter, man ønskede at analysere for ved det tidligere slamforbrændingsforsøg. Ved et affaldsforbrændingsforsøg bør beslutningen tages efter overvejelser om enkeltstofferne effekter på sundhed og miljø, samt efter dialog med analyselaboratorier, så man kender til de mulige analysemetoder og disses kvantifikationsgrænser. I kapitel 6 beskrives overvejelser bag de foreslåede analyseparametre ved et forsøg på et affaldsforbrændingsanlæg.

5.3 Ønske til påviselig destruktionsgrad ved tidligere forsøg

Ønske til hvor høj en destruktionsgrad for PFAS man ønsker at kunne påvise, hænger sammen med valg af forsøgsaffald, hvor stor andel af indfødet mængde, der eventuelt skal være affald med kendt PFAS-indhold (forsøgsaffald), og krav til kvantifikationsgrænser.

Erfaringen fra slamforbrændingsforsøget viser, at en god måde at gøre det på, var at opstille en "baglæns" massebalance, hvor man tog udgangspunkt i, hvor høj en destruktionsgrad, man gerne ville kunne eftervise. Ville man være tilfreds med at kunne vise, at destruktionsgraden var mindst 90 %? Eller ønskede man at kunne vise mindst 98 % eller måske mindst 99 % destruktion?

Før man ved et affaldsforbrændingsforsøg lægger sig helt fast på ønske til destruktionsgrad, bør man undersøge, hvor højt PFAS-indhold, tilgængelige affaldsfraktioner har. Måske skal flere leverandører kontaktes.

En baglæns massebalance anvendes på følgende måde for at finde frem til den højst opnåelige destruktionsgrad.

1. identifikation af kvantifikationsgrænse for de undersøgte stoffer i de udgående strømme.
2. Oplysning om PFAS-indhold i en forsøgsaffaldsmængde, der tænkes anvendt.
3. Anvend en forsøgsaffaldsmængde svarende til 10 % af anlæggets kapacitet (baseret på energiindhold)
4. Foretag beregning af destruktionsgrad.
5. Hvis den opnåelige destruktionsgrad ikke er tilfredsstillende ændres indfyret mængde og/eller ønske om PFAS-indhold (trail and error).
6. Hvis en tilfredsstillende destruktionsgrad ikke kan opnås med første forsøgsbrændsel gennemføres ovenstående med et alternativt forsøgsbrændsel.

5.4 Målestrategi ved tidligere forsøg

Ved slamforbrændingsforsøget var målestrategien lagt an på, at en massebalance kunne udføres, hvor koncentration og mængde af alle ind- og udgående massestrømme blev bestemt. Affald er meget inhomogent, så der må en målestrategi tilrettelægges på en anderledes måde.

5.5 Valg af anlæg ved tidligere forsøg

Ved slamforbrændingsprojekt havde Miljøstyrelsen på forhånd indgået aftale med et anlæg.

5.6 Forberede anlæg for prøvetagning og dataudtræk

I slamforbrændingsforsøget blev der brugt en del kræfter på at planlægge, hvordan indfødning af slam i slamforbrændingsanlæg kunne foregå.

Der skulle udtages prøver under forsøget fra materialestrømme, hvor man ikke normalt tager prøver. Så prøvesteder måtte etableres. Desuden måtte det aftales, hvor de udtagne prøver kan opbevares sikkert i løbet af forsøgsdagene, indtil de afsendes til analyse på laboratorie.

Det blev ligeledes afklaret, om anlæggets system til styring, regulering og overvågning af processerne i anlægget (SRO-systemet) kunne levere de nødvendige data-udtræk, eller om særskilte data-udtræk skulle forberedes.

Tilsvarende overvejelser må gøres ved et affaldsforbrændingsforsøg.

5.7 Prøveplan ved tidligere forsøg

En god hjælp ved slamforbrændingsforsøget var, at en prøveplan på forhånd var udarbejdet, så forsøgets deltagere vidste hvilke opgaver, de hver især havde før, under og efter forsøgsdagene.

5.8 Mulighed for dialog med opdragsgiver ved tidligere forsøg

Ved slamforbrændingsforsøget var der dialog med Miljøstyrelsen om forskellige spørgsmål. For at sikre fremdriften er det vigtigt, at en sådan dialog er mulig.

6. Valg af analyseparametre ved forsøg med affald

Det bør på forhånd besluttes, hvilke miljøfremmede stoffer, man ønsker at analysere for ved et forsøg med forbrænding af affald på et fuldskala affaldsenergianlæg

6.1 POP-stoffer

Det bør på forhånd besluttes hvilke miljøfremmede stoffer, man ønsker at analysere for ved et affaldsforbrændingsforsøg. Beslutningen bør tages efter overvejelser om enkeltstoffernes effekter på sundhed og miljø, samt efter dialog med analyselaboratorier, så man kender til de mulige analysemetoder og disses kvantifikationsgrænser.

Miljøstyrelsens tidligere projekter om POP-stoffer og affaldsforbrænding har belyst forskellige POP-stoffer (Geertinger, Jensen, & Hansen, 2019) (Geertinger & Jensen, 2023) (Hyks & Hjelmar, 2024), jf. TABEL 1.

TABEL 1. POP-stoffer belyst i tre tidligere projekter

POP-stof eller stofgruppe	Forkortelse
Polybromerede diphenylethere	PBDE
Hexabromcyclododecan	HBCDD
Chlorparaffiner	SCCP
Polychlordiphenyl	PCB
Perfluoroctansulfonsyre	PFOS
Polychlordibenzo-p-dioxiner og polychlordibenzofuraner	PCDD/PCDF
Per- og polyfluoralkylstoffer og salte	PFAS

6.2 PFAS-stoffer

PFAS omfatter en større gruppe af PFAS-stoffer, hvor nogle er mere problematiske for miljø og sundhed end andre.

Ved det tidligere slamforbrændingsforsøg blev der målt for det antal PFAS-stoffer, som der på det tidspunkt var standarder for, og tradition for. Det betød, at antallet af PFAS-stoffer ikke var det samme for de forskellige massestrømme: slam, asker og røggas. De 21 af PFAS-stofferne var de samme og derved var det muligt at inddrage dem i massebalance-beregningerne.

Ved et affaldsforbrændingsforsøg ønskes målt for så mange PFAS-stoffer som muligt. Ved opstilling af beregninger skal der dog kun inkluderes de PFAS-stoffer, det har været muligt at måle i alle massestrømme. Dermed bliver den massestrøm, hvor der kan måles for færrest stoffer, den begrænsende faktor for antal stoffer, der kan indgå i beregningerne.

6.3 Fluorholdige nedbrydningsprodukter

Ved slamforbrændingsprojektet fokuseredes tillige på nedbrydningsprodukter af PFAS i form af kortkædede fluorforbindelser. De er generelt ikke toksiske, men kan være stærke drivhusgasser. Det bemærkes, at i praksis kan det være vanskeligt at måle

nedbrydningsprodukter, da PFAS-forbindelser ventes at forekomme i lave koncentrationer, og dermed forventes nedbrydningsprodukterne at forekomme i endnu lavere koncentrationer. Miljøstyrelsens forespørgsel hos et laboratorium har imidlertid vist, at der endnu ikke findes en egnet målemetode. Det foreslås derfor ikke at inkludere disse nedbrydningsprodukter.

6.4 Bromerede og chlorerede stoffer

Hvis man inkluderer de bromerede stoffer (PBDE, HBCDD) og de chlorerede stoffer (SCCP, PCB, PCDD/PCDF) ses en risiko for, at det vil vanskeliggøre udvælgelsen af affald samt komplicere og øge omfanget af analyser og beregninger betragteligt og muligvis fjerne fokus fra belysningen af destruktion af PFAS-stoffer.

De chlorerede stoffer har været grundigt belyst tidligere i forbindelse med fastsættelse af grænseværdier for stofferne.

En væsentlig kilde til bromerede stoffer forventes at være elektronikaffald med bromerede flammehæmmere. Elektronikaffald bør normalt ikke brændes i affaldsenergianlæg. Dette er med til at styrke en anbefaling om ikke at inkludere bromerede stoffer ved affaldsforbrændingsforsøget.

6.5 Måling af uorganiske fluorider

Ved slamforbrændingsforsøget blev målinger af uorganiske fluorider udført. Det viste sig at det var vanskeligt at få fluorbalancen til at stemme. I praksis er det generelt vanskeligt at få målt alle fluorforbindelser. Hvis man vidste, at tilstedeværelse af fluorider medførte en risiko for nydannelse af PFAS-forbindelser ved affaldsforbrænding, kunne det være relevant at måle for fluorider, men det vides ikke med sikkerhed. For at afklare det, vil det formentlig være bedst at starte med undersøgelser i laboratorieskala.

Derudover skal man være opmærksom på, at PFAS forekommer i niveauer af mikrogram pr kubikmeter, mens uorganiske fluorider forekommer i milligram pr kubikmeter, altså 1000 gange højere. Derfor vil det være meget svært at se, om en ændring i PFAS-koncentration afspejler sig i en ændret fluoridkoncentration.

Det foreslås derfor, at der ved affaldsforbrændingsforsøget ikke måles for fluorider.

6.6 Andre parametre

Der bør måles en række andre parametre, som kan støtte ved beregningerne samt ved vurderingen af, om der på affaldsenergianlægget har været normale driftsforhold under forsøget.

6.6.1 Kulstofmålinger

Ved slamforbrændingsforsøget blev kulstof målt i alle massestrømmene og massebalancen hjalp til at få indtryk af, om alle strømme var registreret og medregnet. Selvom koncentrationen af kulstof ikke bestemmes i affald på grund af dets inhomogenitet, vurderes det alligevel, at kulstofmålinger kan bidrage til at vurdere, om de øvrige massestrømme er bestemt korrekt. Det foreslås derfor, at kulstof måles ved affaldsforbrændingsforsøget.

6.6.2 Andre målinger og registreringer

En række andre målinger og registreringer bør foretages:

- Registrering af mængden af hver massestrøm over forsøgsperioden
- Måling af indfyret mængde almindeligt affald og forsøgsaffald
- Måling af røggasvolumen, temperatur og iltindhold over forsøgsperioden
- Måling af temperatur i efterforbrændingszonen
- Måling af tørstofindholdet i repræsentative prøver af hver af de faste massestrømme

- AMS-måling (Måling med automatisk målende system) af miljøparametre i henhold til direktivet om industrielle emissioner (IED)

Derudover anbefales det at give tilbudsgiver mulighed for at give et argumenteret forslag til andre parametre.

6.7 Anbefaling

Det foreslås, at et kommende fuldskalaprojekt fokuserer på PFAS-stofferne, som også vil omfatte PFOS. Hvis en egnet målemetode kunne findes, kunne man desuden inkludere nedbrydningsprodukter i form af kortkædede fluorforbindelser, med fokus på dem, der har en drivhuseffekt. Miljøstyrelsens forespørgsel hos et laboratorium har imidlertid vist, at der endnu ikke findes en egnet målemetode. Det foreslås derfor ikke at inkludere disse nedbrydningsprodukter.

Desuden anbefales det at måle en række andre parametre, som er beskrevet i afsnit om forslag til specifikationer i udbud.

Derudover anbefales det at give tilbudsgiver mulighed for at give et argumenteret forslag til andre parametre.

7. Valg af anlæg til fuldskalaforsøg

Hvilke anlægstyper vil være egnede til fuldskalaforsøget og er der behov for tilpasninger af anlægget, før fuldskalaforsøget vil kunne gennemføres?

Jo større anlæg, man vælger, jo mere forsøgsaffald skal der bruges til et forsøg, hvilket er u hensigtsmæssigt. Omvendt er et meget lille anlæg måske ikke repræsentativt for branchen. En passende balance bør findes. De "cirka 10 ton/time" er en størrelse, hvor det virker realistisk at finde tilstrækkeligt tilsætningsaffald uden at ovnen samtidig bliver så lille, at den ikke er repræsentativ for danske anlæg.

Anlæggets alder kan også være relevant at overveje, fordi der er sket en betydende udvikling i anlæggenes formåen, både m.h.t. energiudnyttelse og ikke mindst i.f.t. miljømæssige forhold, herunder forbrændingstemperatur.

Der er også sket den udvikling indenfor de seneste ca. 20 år, at de anlæg der er opført i den periode generelt er større end de tidligere anlæg. Det anbefales dog alligevel at holde fast i en anlægsstørrelse på "ca. 10 ton/time".

Andre forhold, der kan være nyttige, men som ikke nødvendigvis er afgørende, er mulighed for indfødnng af forsøgsaffald hvor klinisk affald indføres og om der er spildevand, som også skal analyseres.

Endelig er det vigtigt at anlægget selv er positivt indstillet overfor at deltage.

NIRAS har gennemgået en liste over danske anlæg, som findes hos (Energianalyse, 2020) for at identificere anlæg, der kan være relevante for gennemførelse af et forsøg. I den forbindelse blev nogle anlæg sorteret fra:

- To ovnlinjer, der er nogle af de ældste i Danmark, og derfor nok ikke repræsentative.
- Et andet anlæg, der er lidt specielt i sin driftsform, og derfor nok ikke repræsentativ.
- Et tredje anlæg har p.t. lidt udfordringer på miljösidén, og er derfor ikke repræsentativt.

Et anlæg har installeret automatisk prøvetagning for dioxiner. Det bør vurderes om ikke dette udstyr kan bruges til røggasanalyserne, hvorved gennemførelsen af forsøgene bliver noget mere fleksibelt (i.f.t. at anvende eksternt akkrediteret målefirma til prøvetagning i røggassen).

NIRAS har ud fra kriterierne valgt hvilke anlæg, vi ville spørge. Vi gik i gang med dem, vi bedst syntes opfyldte kriterierne, og stoppede med at spørge, da vi havde nok, der sagde ja (3 stk.). Der kan således være andre, der også kunne være interesserede.

Der er således 3 anlæg, der alle har udtrykt positiv holdning til at deltage i projektet. Endeligt tilsagn gives ved konkret henvendelse. Det er alle anlæg af en vis størrelse og med personale der er vurderet at være kvalificerede til at yde en indsats der styrker projektet.

7.1 Behov for at tilpasse anlæg

Indføddningen af forsøgsaffald er essentiel.

Ingen af de her udvalgte anlæg har særlig indføddning til klinisk risikoaffald, som ellers ville kunne have været anvendt til indføddning af forsøgsaffald. Det er der kun meget få anlæg, som har.

Det kan undersøges om der ses et behov for at tilpasse anlæg til eventuel indføddning udenom affaldssilo e.l. Umiddelbart anbefales en tilpasning af andre dele af anlæg ikke, da der vil være risiko for at forbrænding bliver for atypisk.

Det skal dog understreges, at ingen af de kontaktede anlæg ønsker at deltage, hvis der skal foretages (blivende) fysiske ændringer af anlægget eller indføddningen. Det anbefales derfor at det forsøgsaffald som tænkes anvendt er af en sådan beskaffenhed, at det i siloen kan blandes med det almindelige affald inden indføddningen.

7.2 Anbefaling

Det anbefales at forsøgene foretages på et af de 3 kontaktede anlæg (navne udleveres til vindende tilbudsgiver), og at forsøgsaffaldet tilføres ovnen via siloen uden ombygninger.

8. Laboratoriers kvantifikations- og detektionsgrænser

Hvor lave koncentrationer, der kan måles af laboratorierne, er væsentligt for hvor høje destruktionsgrader, der kan eftervises.

8.1 Detektionsgrænse og kvantifikationsgrænse

Ved en analyse er der grænser for, hvor lav koncentration, der kan påvises og hvor lav koncentration, der kan bestemmes kvantitativt.

Analysekvalitetsbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, BEK nr 811 af 19/06/2024, 2024) definerer detektionsgrænse LD og kvantifikationsgrænse, LQ. Bekendtgørelsen gælder ikke for målinger af luftemissioner, men principperne vil være de samme.

Detektionsgrænsen, LD er "den laveste værdi af output-signal eller koncentration, ved hvilket det på et nærmere angivet konfidensniveau kan erklæres, at en prøve adskiller sig fra en blindprøve, der ikke indeholder den pågældende parameter. Detektionsgrænsen er den laveste koncentration, der kan påvises. Detektionsgrænsen er i bekendtgørelsen defineret som "3 gange standardafvigelsen inden for en serie".

Kvantifikationsgrænsen, LQ, er "et nærmere angivet multiplum af detektionsgrænsen ved en koncentration af parameter, som med rimelighed kan bestemmes med et acceptabelt niveau af nøjagtighed og præcision. Kvantifikationsgrænsen kan bestemmes med en passende standard eller prøve og kan beregnes ud fra det laveste kalibreringspunkt på kalibreringskurven, ekskl. blindprøven." Kvantifikationsgrænsen er i bekendtgørelsen defineret som "3 gange detektionsgrænsen. For luftemissioner kan forholdet mellem kvantifikationsgrænse og detektionsgrænse være anderledes"

8.2 Eksempler på opnåelige detektionsgrænser og kvantifikationsgrænser

8.2.1 PFAS i faste prøver

Faste prøver fra et affaldsenergis anlæg vil omfatte forskellige aske- og slaggeprøver.

Ved den tidligere undersøgelse af destruktion af PFAS ved slamforbrænding opnåede det anvendte laboratorie kvantifikationsgrænser på mellem 0,098 og 3,3 µg/kg TS og detektionsgrænser på mellem 0,03 og 1,0 µg/kg TS for de enkelte PFAS-forbindelser i slammet. For analyser på aske var kvantifikationsgrænser og detektionsgrænser angivet af være ens, og de var på mellem 0,03 og 1,0 µg/kg TS.

På et affaldsforbrændingsanlæg kan nogle af de faste strømme indeholde vand, såsom slagge, der har været kølet med vand, hvilket vil hæve den faktiske LD og LQ.

8.2.2 PFAS i væskeformige prøver

Væskeformige prøver fra et affaldsenergianlæg kan være kondensat fra røggaskondensering og spildevand fra våd røggasrensning.

Fra andre projekter har NIRAS set detektionsgrænser på 0,001 µg/l (Christensen, 2024).

8.2.3 PFAS i røggas-prøver

Jo flere kubikmeter røggas, man opsamler i prøvetagningsudstyret, jo lavere detektions- og kvantifikationsgrænser kan et laboratorium komme ned på. Jo flere kubikmeter røggas, man vil opsamle, jo længere prøvetagningstid er nødvendig. Jo mere følsomme apparater, laboratoriet har til at detektere indholdet i den opsamlede prøve, jo lavere detektions- og kvantifikationsgrænse kan opnås. Prøvetagningstiden for PFAS er typisk på 6 timer. Til sammenligning er prøvetagningstiden for en "almindelig" støvprøve typisk på en halv til 1 time.

NIRAS har været i kontakt med to danske laboratorier for at høre om deres detektions- og kvantifikationsgrænser for røggasprøver.

Begge laboratorier kan tilbyde kvantifikationsgrænse, LQ, på mellem 0,1 og 0,4 ng/m³(n,t) ved 11 % ilt for den enkelte PFAS-forbindelse. Bilag 1 viser kvantifikationsgrænserne for de enkelte PFAS-forbindelser. Som det ses, er der ikke stor forskel mellem de to laboratorier. Det ene laboratorium har lidt lavere kvantifikationsgrænser for nogle PFAS, mens det andet har lidt lavere for andre PFAS.

Et af laboratorierne anfører, at detektionsgrænsen kan estimeres til det halve af kvantifikationsgrænsen. Laboratoriet henviser i øvrigt til metodebeskrivelsen i OTM-45.

8.2.4 Detektionsgrænser og kvantifikationsgrænser i beregninger

Når massebalanceberegninger og beregninger af destruktionsgrader udføres, må man forholde sig til hvad man gør, hvis en eller flere af massestrømmene har koncentrationer, som er lavere end detektionsgrænsen eller lavere end kvantifikationsgrænsen.

Kvantifikationsgrænsen udtrykker som nævnt den laveste koncentration, som med rimelighed kan bestemmes med et acceptabelt niveau af nøjagtighed og præcision.

I stedet for at indsætte værdien nul for strømme, hvor koncentrationen er lavere end kvantifikationsgrænsen, anbefales det at værdien for kvantifikationsgrænsen bruges i beregningerne. Når det sker, bør beregningerne så forsynes med en angivelse af, om resultatet dermed er "større end" (>) eller "mindre end" (<) det beregnede.

Detektionsgrænsen anses ikke på samme måde at egne sig til at blive indsat i beregningerne.

Det anbefales derfor, at der ved planlægning af forsøg og ved de efterfølgende beregninger, arbejdes med kvantifikationsgrænse fremfor med detektionsgrænse for de forskellige stoffer.

8.2.5 Anbefaling

Det anbefales at der ved planlægning af forsøg og ved de efterfølgende beregninger, arbejdes med kvantifikationsgrænser fremfor detektionsgrænser.

Det anbefales desuden at efterspørge kvantifikationsgrænser, der gør det muligt at bestemme destruktionsgrader af en tilfredsstillende størrelse (se afsnit 11. Destruktionsgrad og planlægning).

9. Fremskaffe affald

Hvilke affaldstyper og -mængder vil være egnede til fuldskalaforsøget? Hvordan kan det fremskaffes?

9.1 Affaldstyper med forhøjet indhold af PFAS og POP-stoffer

Jo højere PFAS-indhold der er i affald, som forbrændes, jo større er sandsynligheden for at opnå detekterbare og kvantificerbare koncentrationer i de udgående massestrømme af restprodukter og røggas. Forsøgsaffaldet bør derfor indeholde en højere koncentration end almindeligt affald. Omvendt må indholdet heller ikke være så højt, at det overstiger grænseværdierne for tilladt indhold i affald, der forbrændes på affaldsenergianlæg.

Det har derfor været undersøgt, om bestemte affaldstyper med "tilpas" PFAS-indhold kan fremskaffes. Der er foretaget litteraturscreening af PFAS i affaldstyper samt diskussion af hvad forskelle mellem slam og affald betyder i forhold til inddragelse af erfaringer fra slamforbrænding. NIRAS havde planlagt at kontakte 3 – 5 affaldsoperatører eller affaldsproducenter og afklare, hvilke mængder affald, forsøget kan få. I nedenstående afsnit beskrives disse undersøgelser og overvejelser nærmere.

Derudover bør forsøgsaffald ligne almindeligt affald så meget som muligt i forhold til brændværdi, egnethed til at blive løftet med grab og egnethed til at blive brændt på en forbrændingsrist, for at forsøgsaffaldet ikke skal forstyrre forbrændingsprocessen unødigt.

9.2 Litteraturscreening

En artikel (Gaines, 2023) gennemgår historisk og nuværende brug af PFAS i en lang række produkter.

En anden artikel (Dewapriya et al, 2023) har gennemgået 52 litteraturstudier af PFAS-indhold i forbrugerprodukter. Forfatterne angiver for hver produkttype hvor mange studier, der har belyst produkttypen, hvor mange produkter, studiet belyste og hvor mange PFAS, der blev detekteret.

Forfatterne angiver desuden middelværdi, maksimumsværdi og minimumsværdi for de totale PFAS-koncentrationerne, deres litteraturkilder har fundet.

Koncentrationerne angives i ppm, hvilket svarer til mg/kg.

NIRAS gengiver nedenfor de fundne værdier for de respektive produkttyper. NIRAS henleder opmærksomheden på, at gennemsnitsværdierne ikke nødvendigvis er sammenlignelige, da de ikke dækker samme antal PFAS fra studie til studie.

I forhold til brug som forsøgsaffald ved et fuldskala forbrændingsforsøg, er der en række forhold, der kan gøre produktgrupper irrelevante i denne sammenhæng, herunder:

- Produktet kan ikke brænde, eller er brugt til overfladebehandling af ikke brændbare materialer som fx sten og beton
- Produktet bruges kun i meget specialiserede brancher
- Produktet bruges kun i brancher, der ikke findes eller kun findes i meget ringe udstrækning i Danmark

- Produktet bruges kun i meget små mængder
- Produktet kræver særlig håndtering – fx klinisk risikoaffald
- Produktet indeholder andre problematiske stoffer, der betyder, at det ikke bør brændes i et affaldsenergianlæg
- Koncentrationerne er meget lave

Nedenfor nævnes produktgrupper, der kan være relevante for forsøget:

9.2.1 Rengøringsmidler

Nogle rengøringsmidler har meget højt indhold af PFAS. Eksempler er nogle af 3M's produkter indenfor Novec-serien, med navne som contact cleaner, electronic degreaser og flux remover. Desuden nævnes tør-smøremidler og cykel-smøremidler (Gaines, 2023). Baseret på 10 litteraturstudier af 122 produkter angiver (Dewapriya et al, 2023) et gennemsnit på 208 ppm PFAS i husholdningskemikalier, med maksimum på 3490 og et minimum på 0,0005 ppm. 1 ppm svarer, som tidligere anført, til 1 mg/kg. Ved de 10 studier blev 30 PFAS detekteret.

NIRAS vurderer, at rengøringsmidler vil være mindre egnede som forsøgsaffald, da de er på flydende form og formodentlig ikke har en brændværdi, som er sammenlignelig med almindeligt affald.

9.2.2 Tekstiler

(Gaines, 2023) nævner tekstiler, der skal være vand- smuds, eller olieafvisende, herunder

- Tekstiler brugt i byggeriet
- Posefiltre med PTFE-membran
- Imprægnering til tekstiler
- Bilinteriør
- Beklædning
- Teltudug
- Sejl
- Etc.

Boligtekstiler – herunder gulvtæpper

(Dewapriya et al, 2023) angiver, på basis af 21 litteraturstudier af tilsammen 381 produkter, hvor 72 PFAS-forbindelser blev detekteret, at man fandt et gennemsnit på 2,48 ppm. Den maksimale koncentration fandtes til 295 ppm og den minimale til 0,0001 ppm.

NIRAS vurderer, at tekstilaffald kan være egnet som forsøgsaffald, da det næppe vil give problemer ved indfødning og da det formentlig har en brændværdi, der er sammenlignelig med almindeligt affald. En udfordring kan være at skaffe tilpas store mængder.

9.2.3 Tekstilimprægneringsmiddel

Et studie har undersøgt 12 tekstilimprægneringsprodukter og detekteret 13 PFAS. Det omtales af (Dewapriya et al, 2023). Der blev fundet en middeldkoncentration af PFAS på 303 ppm. Maximum var 1370 ppm og minimum 2,92 ppm.

9.2.4 Maling og anden overfladebehandling

(Dewapriya et al, 2023) har set på 4 studier, der tilsammen har undersøgt 20 malingsprodukter og her detekteret 16 PFAS. Der findes en middelværdi på 6,25 ppm, med maximum på 76 ppm og minimum på 0,0020 ppm.

Maling, som sidder på malede byggematerialer, omtales nærmere under afsnittet om byggeaffald.

9.2.5 Plast

- Plast fra bilinteriør
- Diverse beholdere til kemikalier

(Dewapriya et al, 2023) angiver, på basis af 6 litteraturstudier af tilsammen 32 produkter, hvor 22 PFAS-forbindelser blev detekteret, at man fandt et gennemsnit på 0,19 ppm. Den maksimale koncentration fandtes til 2,61 ppm og den minimale til 0,0001 ppm.

NIRAS vurderer, at plast generelt ikke har et højt PFAS-indhold, men hvis der kan findes plast med forhøjet PFAS-indhold, kan det være velegnet som forsøgsaffald, da dets forbrændingsegenskaber vil minde meget om almindeligt affald.

9.2.6 Byggematerialer og byggeaffald

Hos (Dewapriya et al, 2023) angives et gennemsnitligt indhold i byggematerialer, der endnu ikke er blevet til affald, på 79 ppm, med stor spredning mellem maximum og minimum, da der fandtes maximum på 4300ppm og minimum på 0,0001 ppm.

På baggrund af resultaterne fra en dansk undersøgelse af byggeaffald (Thomsen, Midtby, & Qvist, 2024) vurderes affald fra nedrivninger og renoveringer generelt ikke at være hensigtsmæssigt eller tilstrækkeligt anvendeligt, til et fuldskala forsøg med afbrænding af PFAS-holdigt affald – dog er der undtagelser.

Årsagen til dette er både den udfordring, der ligger i at finde homogene affaldstyper, i rette mængde og til rette tid.

Årsagen er også de relativt lave niveauer af PFAS, som blev registreret i (Thomsen, Midtby, & Qvist, 2024). I undersøgelsen findes ganske vist en gennemsnitsværdi på 0,46 mg/kg, men de materialetyper, der har det højeste indhold af PFAS, og som trak gennemsnittet op, var materialer hvor PFAS kun indgår som en lille andel af den samlede affaldsfraktion, f.eks. som indholdsstof i en overfladebehandling på træværk eller lignende. Her var sum af PFAS 32 på 2,8 mg/kg.

En gennemsnitsberegning af PFAS koncentrationen i prøve taget af overfladebehandling og det underliggende emne (f.eks. maling på træ inklusiv træet), vil således kun gøre den samlede koncentration af PFAS i materialet mindre.

Dog kan der være undtagelser, hvor byggeaffald kan vise sig relevant. I (Thomsen, Midtby, & Qvist, 2024) er der eksempler på homogene materialetyper, f.eks. linoleum gulvbelægning, med gennemsnitsindhold på 0,35 mg/kg.

Hvis et nedrivningsprojekt med store mængder af den type materialer finder sted på et passende tidspunkt i forhold til fuldskalaforsøget, vil det kunne være hensigtsmæssigt at inddrage det.

9.2.7 Opsummering af litteraturscreening

Ved litteraturscreeningen er det set, at når forskellige produkttyper bliver til affald, vil de være mere eller mindre egnede som forsøgsaffald. nedenfor opsummerer hvad litteraturscreeningen viste og hvad NIRAS' vurdering er af egnetheden.

TABEL 2. Vurdering af egnethed som forsøgsaffald, baseret på litteraturscreening

Produkttype	Middelkoncentration mg/kg	Lighed med almindeligt affald	Samlet vurdering ift. egnethed som forsøgsaffald
Rengøringsmiddel	208	Lav	Lav
Tekstil	2,5	Høj	Høj
Tekstilimprægnering	303	Lav	Lav
Maling	6	Lav	Lav
Plast	0,2	Høj	Medium
Byggematerialer	79	Høj	Lav
Byggeaffald DK	0,46*	Høj	Medium

* Middelkoncentration inkluderer maling fra malet træ. Reel middelkoncentration vil derfor være lavere.

9.3 Affald fra affaldsoperatører og -producenter

NIRAS har kontaktet en række forskellige operatører, som håndterer affald hvor der er et indhold af PFAS-stoffer. NIRAS har desuden talt med en affaldsproducent, som leaser (udlejer) udendørs arbejdstøj med imprægnering og fluorescerende striber og måtter til virksomheder.

NIRAS var været i kontakt med 8 større affaldsoperatører, hvoraf 3 er velvilligt indstillet over for at stille affald til rådighed for forsøget.

9.3.1 Shredderaffald

Shredderaffald indeholder bl.a. plast fra bilinteriør, bilsæder og polstring. Den virksomhed som NIRAS har været i kontakt med leverer i dag shredderaffald til affaldsforbrænding i et konventionelt anlæg. Shredderaffaldet sorteres i tre fraktioner, hvoraf to fraktioner er lavet i et mix så de overholder forbrændingsanlæggets miljøgodkendelse m.h.t. til indholdet af PFAS-stoffer.

Virksomheden får lavet analyser af SGS Analytics Denmark og har udleveret eksempler på analyser af det shredderaffald, der i dag sendes til forbrænding. Analyserne viser, at indholdet af PFAS-stoffer er så lavt, at det ligger under detektionsgrænsen og kvantifikationsgrænsen for, hvad der kan måles efter forbrænding.

Hvis der skal leveres shredderaffald fra virksomheden til forbrændingsforsøget, skal man finde en mix af affaldet som har et højere indhold af PFAS.

9.3.2 Storskrald

Virksomheden modtager i dag storskrald fra affaldsindsamling og genbrugspladser for et stort fælleskommunalt forbrændingsanlæg. Der er et forventeligt indhold af PFAS i møbelstoffer, gulvtæpper mv. Det må antages, at affaldet efter forbehandling og sortering overholder forbrændingsanlæggets miljøgodkendelse. Virksomheden er positiv overfor, at de der skal gennemføre forbrændingsforsøget, besøger virksomheden mhp. på at få sammensat en egnet fraktion med indhold af PFAS-stoffer.

9.3.3 Affald med et højt indhold af PFAS

NIRAS har været i kontakt med Fortum A/S, som har miljøgodkendelse til at brænde farligt affald herunder affald med et højt PFAS-indhold. Det drejer sig om brandslukningsskum og restprodukter fra spildevandsrensning (slam, ion resiner og aktivt kul).

9.3.4 Arbejdstøj og måtter

NIRAS har været i kontakt med en stor virksomhed som udlejer/leaser udendørs arbejdstøj som er imprægneret og er præget med fluorescerende striber. Arbejdstøjet bliver kasseret når det er slidt og lejlighedsvis får man store mængder tøj tilbage når en virksomhed eller en kommune skifter logo. Virksomheden har også en mætteservice, som udlejer måtter til indgangspartier mv. Måtterne er imprægnerede og formodes at indeholde PFAS.

Overvejelser og spørgsmål som der skal tages stilling, når man skal indgå aftaler om levering af affald til forsøget.

- 1) De potentielle leverandører af affald har i dag kontrakter med kunder som forpligter dem til at modtage og håndtere deres affald. Det kan give en udfordring ift kunden med hensyn til at udlevere affaldet til forsøget. Desuden kan der være en udfordring i forhold til den anvisende myndighed.
- 2) Nogle affaldsenergianlæg har vilkår i deres miljøgodkendelse, som begrænser indholdet af visse PFAS-forbindelser i affaldet. Det skal der tages hensyn til ved sammensætning af forsøgsaffald.
- 3) Det anbefales, at den rådgiver som bliver ansvarlig for at gennemføre forsøget besøger de potentielle affaldsleverandører med henblik på at få leveret de rette fraktioner.
- 4) De virksomheder man indgår aftale med vedr. levering af affald skal varsles i god tid inden de skal levere affaldet, så de kan nå at samle en tilstrækkelig mængde.
- 5) Det skal afklares hvem og hvordan man får transporteret affaldet fra virksomheden til forsøgsanlægget. I nogle tilfælde kan leveringen måske ske direkte fra affaldsproducenten.
- 6) Leverandører af affald til projektet skal kompenseres, hvis de har omkostninger fx. til udsortering, transport mv.
- 7) Det vil muligvis være nødvendigt, at affaldsleverandører og affaldsproducenter forbliver anonyme i den endelige rapport, da PFAS kan være et ømtåligt emne.

9.4 Spildevandsslam med forhøjet PFAS-indhold

Spildevandsslam med forhøjet PFAS-indhold i forhold til almindeligt slam blev anvendt ved det tidligere forsøg på et slamforbrændingsanlæg. Her var koncentrationen på ca. 0,012 mg/kg tørstof.

Selvom spildevandsslam har et forholdsvis højt vandindhold, er det tilstrækkeligt tørt og sammenhængende til at det kan løftes med en grab. Dermed vil det være praktisk muligt at indfyre på et affaldsenergianlæg. Spildevandsslam har den fordel, at det er godt opblandet og dermed forholdsvis homogent og det er tilgængeligt i store mængder.

9.5 Anbefaling

Der findes forskellige typer affald tilgængeligt, som har et indhold af PFAS, som må formodes at være højere end det gennemsnitlige affald og som ikke vil forstyrre forbrændingsprocessen unødigt. Det gælder ifølge den undersøgte litteratur affald bestående af tekstiler og plast.

Kontakten med konkrete affaldsoperatører peger på shredderaffald, arbejdstøj, måtter og storskrald samt spildevandsslam som mulige kilder til PFAS-holdigt affald, mens byggeaffald vurderes mindre relevant. Derudover er der affaldstyper, som har højt PFAS-indhold, men hvor det umiddelbart vurderes at være kompliceret og, for nogle typer, heller ikke tilladt, at indfyre det i et almindeligt affaldsenergianlæg. Det gælder elektronikaffald og farligt affald.

Nogle affaldstyper er ikke tilgængelige hele tiden, men kan blive tilgængelige med en vis varslings tid. Det anbefales derfor at der i tidsplanen for projektet afsættes nogle måneder, fx 5 måneder, til at fremskaffe affald.

10. Målestrategi ift. affalds inhomogenitet

Kan der tages højde for affalds inhomogenitet? Findes andre metoder end den traditionelle massebalancemetode, og hvad er i givet fald metodernes fordele og ulemper. Hvilken metode anbefales?

Affaldsenergianlæg er meget robuste og kan brænde meget forskelligartet affald, hvor affaldets brændværdi, størrelse og indholdsstoffer kan variere meget.

Hvis en traditionel massebalance skal opstilles over et anlæg, må man kende koncentration og massestrøm for alle ind- og udgående strømme.

Da affald er meget inhomogent, er det vanskeligt at bestemme koncentrationen af PFAS i den indgående strøm af affald. For at afdække, om andre har fundet metoder, der kan overkomme vanskelighederne, blev en søgning foretaget med søgeord om affaldsforbrænding, massebalance, analyse. Derudover blev der afholdt et internt arbejdsgruppemøde, hvor ideer til metoder blev fremlagt og diskuteret. Søgninger og overvejelser fremgår af de følgende afsnit.

10.1 Manuel sortering og analyse af affald

Man kunne forestille sig, at man sorterede en mængde indsamlet affald i nogle fraktioner, og analyserede PFAS-indholdet i hver fraktion, hvorefter man opblandede det igen og brugte det som forsøgsaffald.

En søgning viste projekter, hvor affald var indsamlet og sorteret. Projekterne var om affaldskortlægning af husstandsindsamlet affald, hvor projekterne viste gram affald pr husstand for manuelt udsorterede fraktioner. Ved et af projekterne (Petersen, Lerche, Svarre, & Jakobsen, 2023) rapporteredes, at der var indsamlet en uges affald fra 150 husstande og at mængderne lå på 8 – 12 kg affald per husstand. Det svarer til, at der har været indsamlet og sorteret en mængde i størrelsesordenen 1 – 2 tons affald.

Ved et fuldskalaforsøg vil man mindst skulle tage prøver i en tidsperiode på 2 gange 6 timer, altså 12 timer, hvis man ønsker dobbeltbestemmelse af PFAS i røggas. For anlæg med en kapacitet på ca. 10 tons indfyret i timen vil det svare til 120 tons på 12 timer. Det er så store mængder, at det ikke vurderes at være en hensigtsmæssig metode til det kommende projekt.

Selv hvis man fik sorteret så store mængder manuelt ville man stadig ikke kende PFAS-indholdet i hver enkelt fraktion, så et omfattende analysearbejde ville være et nødvendigt supplement til den manuelle sortering.

Alt i alt vurderes manuel sortering og analyse ikke at være en egnet metode til fuldskalaforsøget.

10.2 Metode med isotop-mærkning

Det blev overvejet, om isotop-teknik kunne være en egnet metode. Man kan tilføje isotoper til et materiale (såkaldt spiking), og så genfinde materialet ved hjælp af en geigertæller. Et laboratorium tilbyder kulstof-13-PFAS-forbindelser, som kan anvendes til at vurdere, hvor høj genfinding af PFAS, man har ved en given analysemetode i laboratoriet, og hvor meget, man har mistet ved analysen (Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) Update, 2018).

I forhold til affaldsforbrænding vurderes metoden dog mest egnet til at vurdere hvor lang tid det tager for et enkelt stykke affald at nå igennem forbrændingsprocessen og ud i restprodukterne, idet man vil kunne bestemme i hvilken udgående massestrøm, kulstofatomerne fra en isotopmærket PFAS-prøve forekommer. Da formålet med fuldskalaforsøget vil være generelt at belyse destruktionsgraden, vurderes metoden ikke velegnet.

10.3 Additionsmetode

En metode, der kom frem ved overvejelserne, er en form for additionsmetode, hvor man først måler PFAS i de udgående strømme ved normal drift, dernæst måler 2 forsøgsdage ved drift hvor det almindelige affald suppleres med en vis andel forsøgsaffald (tilsatsfyring) og hvor forsøgsaffaldet har et kendt, forhøjet PFAS-indhold. Dernæst måler man igen ved normal drift.

Et måleprogram på 4 forsøgsdage kunne dermed se således ud:

- 1 dag ved normal drift
- 2 dage ved drift med tilsætning af forsøgsaffald (addition af forsøgsaffald, også kaldet tilsatsfyring)
- 1 dag ved normal drift

De to forsøgsdage ved normal drift giver mulighed for en dobbeltbestemmelse samt mulighed for at få indtryk af, om der sker en ophobning af PFAS i anlægget, som efterfølgende forlader anlægget.

Det kan overvejes, om der på de to dage med tilsatsfyring skal tilsættes samme mængde forsøgsaffald, eller forskellige mængder.

Fordelen ved at tilsætte samme mængde vil være, at man får mulighed for at udføre yderligere en dobbeltbestemmelse.

Fordelen ved at tilsætte forskellige mængder vil være, at man får mulighed for at danne en kurve med en hældning, så man (måske) kan ekstrapolere ned mod nul.

I sidste ende kan det vise sig, at det bliver de tilgængelige mængder af forsøgsaffald, der i praksis afgør, om man tilsætter samme eller forskellige mængder af forsøgsaffald.

10.4 Anbefaling

Den bedste metode, som kom frem ved søgninger og overvejelser, vurderes at være den nævnte additionsmetode, hvor man først måler PFAS i de udgående strømme ved normal drift, dernæst måler ved drift hvor forsøgsaffald med et kendt, forhøjet PFAS-indhold forbrændes, og dernæst igen måler ved normal drift. Konkret foreslås et måleprogram på 4 forsøgsdage at se således ud, hvor hver dag er på mindst 6 timer af hensyn til måling af PFAS i røggassen:

- 1 dag ved normal drift
- 2 dage ved drift med tilsætning af forsøgsaffald (addition)
- 1 dag ved normal drift

På de to dage ved drift med tilsætning af forsøgsaffald skal målingerne ikke startes op, før man er sikker på, forsøgsaffaldet er nået frem til risten og har brændt der så længe, at røggassen repræsenterer blandingen af almindeligt affald med tilsat forsøgsaffald.

Hvis den mængde forsøgsaffald, der kan fremskaffes, ikke rækker til at der kan indfyres forsøgsaffald i nattetimerne mellem de to forsøgsdage, foreslås det, at der indfyres almindeligt affald mellem de to forsøgsdage.

11. Destruktionsgrad og planlægning

Hvor høj en destruktionsgrad for PFAS, der kan påvises, hænger sammen med valg af affald, hvor stor andel af indfødte mængde, der eventuelt skal være affald med kendt PFAS-indhold (forsøgsaffald), og opnåelige kvantifikationsgrænser. Disse forhold kan derfor med fordel planlægges i samme arbejdsgang.

Den forventede opnåelige destruktionsgrad for PFAS kan belyses ved "baglæns" massebalance. I dette kapitel beskrives principper for beregning destruktionsgrad og de antagelser og anbefalinger, der følger.

11.1 Definition af destruktionseffektivitet og destruktions- og reduktionseffektivitet

PFAS destrueres i større eller mindre grad ved forbrænding. Forskellen mellem den indgående mængde og de udgående mængder i aske, slagge og røggas udtrykkes som en destruktionseffektivitet (DE) (UNEP Secretariat for Basel Convention, 2023) for henholdsvis PFAS-4 og PFAS-21:

$$DE = \frac{PFAS \text{ tilført} - \text{Sum af al PFAS fraført}}{PFAS \text{ tilført}} * 100 \%$$

Derudover beregnes forskellen mellem den indgående mængde og den udgående mængde i røggas som en procentdel i forhold til indgående mængde. Denne størrelse kaldes "Destruction and Removal Efficiency (DRE)", (UNEP Secretariat for Basel Convention, 2023) eller på dansk: Destruktions- og reduktionseffektivitet.

$$DRE = \frac{PFAS \text{ tilført} - PFAS \text{ fraført med røggas}}{PFAS \text{ tilført}} * 100 \%$$

DE og DRE beregnes på ovennævnte måde både ved planlægningen ("baglæns" balancer) og ved behandlingen af de opnåede måle- og analyseresultater.

11.2 Ønske til påviselig destruktionsgrad

Generelt vil det være et ønske at kunne påvise så høj destruktionsgrad, målt som DE og DRE, som muligt.

Ved det tidligere slamforbrændingsforsøg kunne man påvise at:

- PFAS-4 blev destrueret med mindst 99,00 % målt som destruktionseffektivitet (DE)
- PFAS-4 blev destrueret med mindst 99,82 og 99,81 på dag 1 og dag 2 målt som destruktions- og reduktionseffektivitet (DRE)

Tilsvarende viste det sig at:

- PFAS-21 blev destrueret med mindst 87,80 % og 88,80 % på dag 1 og 2 målt som destruktionseffektivitet (DE)

- PFAS-21 blev destrueret med mindst 99,28 % og 99,27 % på dag 1 og 2 målt som destruktions- og reduktionseffektivitet (DRE).

Ved slamforbrændingsforsøget var det muligt at måle koncentrationen af PFAS i den indgående massestrøm, slammet. Det bliver ikke muligt ved et affaldsforbrændingsforsøg. Her vil man kun kunne måle koncentrationen i forsøgsaffaldet samt i de udgående strømme.

Destruktionsgraderne vil derfor blive udtrykt som ændring i udgående massestrømme ved fyring med forsøgsaffald set i forhold til fyring med normalt affald. Tanken er, at en forøget mængde PFAS ind medfører en forøget mængde PFAS ud. Det er denne stigning, der giver et mål for destruktionsgraden, både i forbindelse med planlægningen og ved behandlingen af de opnåede resultater.

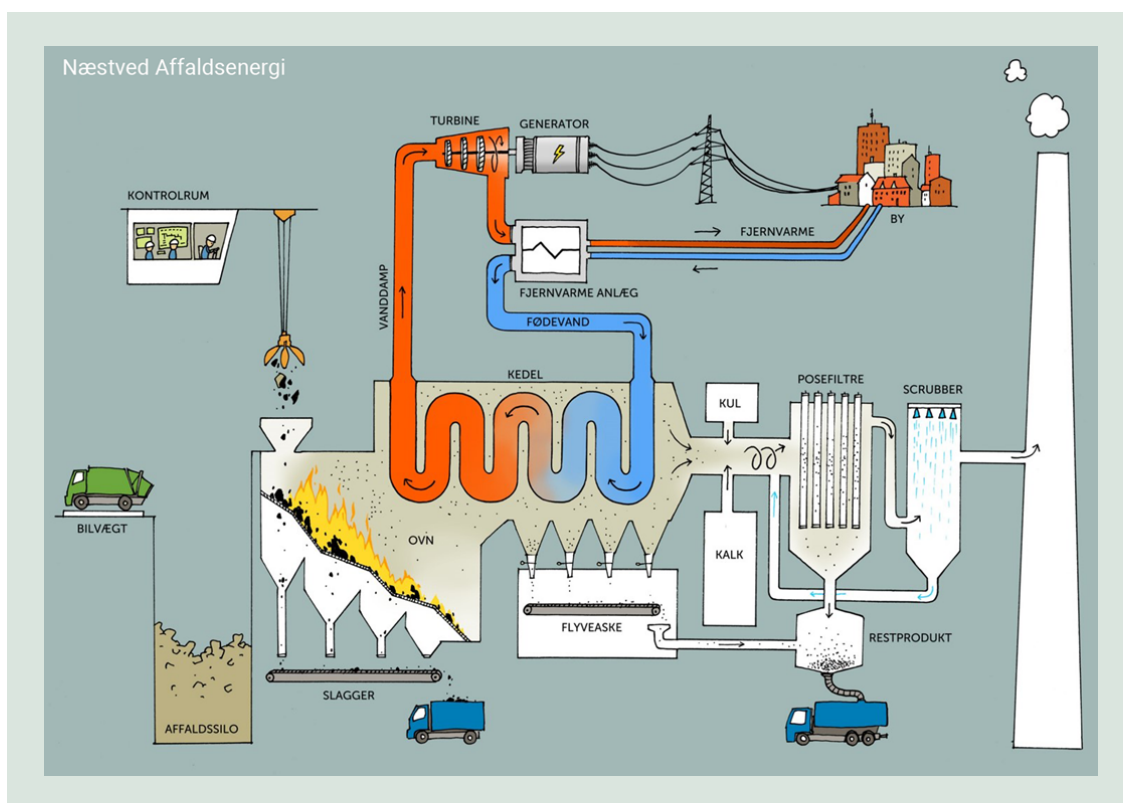
11.3 Principper for planlægning af forventet opnåelig destruktionsgrad

En "baglæns" massebalance som omfatter indfyret affald, udledning via røg og en samlet værdi for udledning via andre massestrømme, fører til et bud på, hvor højt PFAS-indhold, det må anbefales at indføre og hvor lang prøvetagningstid, der må anbefales ved forsøget.

Det forudsættes, at forsøgene kan gennemføres på et anlæg med røggashåndterings-anlæg, da alle danske anlæg har røggasrensning samt anden håndtering i form af ekstra røggaskøling med varmepumper. LQ for analyse af de udgående strømme fra disse røggashåndterings-anlæg påvirker størrelsen DRE.

Til planlægningsformål ses imidlertid på en forsimplet proces. Her gennemføres beregninger med to indgående strømme og tre udgående strømme. Dette er en simplificering i forhold til virkeligheden, idet der i praksis kan være flere massestrømme såsom støttebrændsel, kalk, aktivt kul, spildevand fra eventuelt vådt røgrensningssystem, restprodukt m.m.

FIGUR 1 viser en principskitse af et anlæg.



FIGUR 1. Principskitse af affaldsenergianlæg, med angivelse af målepunkter, der er anvendt til forsøgsplanlægning. Kilde: (AffaldPlus, 2024)

De indgående og udgående strømme, der regnes på til planlægningsformål er (se evt. FIGUR 1)

Ind:

- Affald, som modtaget i silo
- Forurenede fraktion, som tilsætsfyring (samfyring) (se note 1).

Note 1: Ved beregningerne til forsøgsplanlægningen forudsættes det, at den forurenede fraktion kan tilføres affaldet (som er modtaget i silo) og opblandes med dette under indfyringen og at den tilførte mængde kan bestemmes.

Ud:

- Slagge
- Aske (se note 2)
- Røggas
- Spildevand (kan ikke ses på FIGUR 1, se i øvrigt note 3)

Note 2: Ved beregningerne til forsøgsplanlægningen er der blot regnet med en samlet værdi for forurening i aske. På de fleste anlæg vil asken være delt i flere fraktioner.

Note 3: På de fleste anlæg vil der kunne være etableret våd røggasrensning og/eller røggaskøling, som medfører en spildevandsfraktion.

Da der kan være forskelle mellem anlæggene vil det ikke være muligt at opstille en generelt gyldig model på nuværende tidspunkt. Derfor er det vigtigt at tilbudsgiver oplyser om kvantifikationsgrænserne i f.eks. spildevand forventes at påvirke den samlede beregning af DRE/DE. Den præcise beregning kan ikke foretages før det endelige valg af anlæg, men det er vigtigt at LQ ikke bliver begrænsende for en tilfredsstillende målt destruktionsgrad.

Anbefaling 1

Tilbudsgiver på løsning af opgaven, skal – ud fra det valgte anlæg – kunne beskrive hvordan problematikken omkring flere strømme ud fra røggasrensningen håndteres, således at kvantifikationsgrænser ikke bliver begrænsende for en tilfredsstillende målt destruktionsgrad.

11.4 Beregninger baseret på forsøgsresultaterne

Balancen for beregning af destruktionsgrad af de(t) forurenende stof(fer) bestemmes ved en differensmåling.

Fase 1. Normal drift

Bestemmelse af forurenende stoffer i udgående strømme ved normal drift, og med det affald der er modtaget i siloen. Denne bestemmelse foretages både dagen før og dagen efter, der er gennemført bestemmelser med tilsatsfyring (for at dokumentere stabilitet og mangel på "memory effect"). Her er det vigtigt, at affaldsenergianlægget ikke modtager affald, der adskiller sig nævneværdigt fra det affald, der normalt modtages, som f.eks. at udelade importaffald.

Fase 2. Forsøgsaffald

Målinger til bestemmelse af massebalance med indfyring af en given mængde forsøgsaffald sammen med det almindelige affald. Der foretages dobbeltbestemmelse over 2 på hinanden følgende dage, og der tages højde for tidsforsinkelserne hen igennem anlægget, og disse skal så vidt muligt dokumenteres.

Anbefaling 2

Det er vigtigt, at affaldsenergianlægget ikke modtager affald, der adskiller sig nævneværdigt fra det affald der normalt modtages. Dette kunne f.eks. være forbrænding af importaffald

Fase 3. Beregning af destruktion baseret på forsøgsresultater

Destruktionen af de forurenende stoffer bestemmes ud fra indgående mængde og sum af udgående mængder.

Hvis alle udgående strømme ved fase 1 er mindre end LQ, sættes forurening ind med normalt affald lig med 0 (nul). Dette underestimerer i princippet destruktionsgraden.

Mængden af den forurenende komponent i de udgående strømme fratrækkes den tilsvarende værdi målt ved normal drift (hvis disse er mindre end LQ, sættes disse til 0 (nul)).

På denne måde bestemmes destruktionsgraden af den mængde, som kommer ind med den forurenede fraktion.

I og med at destruktionsgraderne bliver udtrykt som ændring i udgående massestrømme set i forhold til indholdet i forsøgsaffaldet, vil der være en usikkerhed på begge de størrelser, der trækkes fra hinanden. Som tidligere nævnt bliver de udtrykt som ændring i og med det ikke er praktisk muligt at måle koncentrationen i det almindelige affald.

Dette kan betyde, at der vil være en større usikkerhed på bestemmelsen af destruktionsgraderne end der var ved slamforsøget, selv hvis laboratoriernes kvantifikationsgrader er lige så gode eller bedre (dvs. lavere) end ved det tidligere slamforbrændingsforsøg. Usikkerheden på bestemmelsen af DRE/DE bliver principielt større fordi der er tale om en bestemmelse ud fra differens. Usikkerheden kan både lede til en underestimering og en overestimering af DE og DRE.

Fordi DRE/DE bestemmes ud fra differenser, som baseres på måleresultater behæftes med en vis usikkerhed, er det vigtigt at kende denne måleusikkerhed. Når måleusikkerhederne kendes, er det muligt at vurdere om den eventuelle forskel der måtte blive målt mellem de forskellige måledage skyldes tilfældige variationer eller om forskellene er signifikante.

Den bedst opnåelige DRE/DE bliver mindre fordi PFAS fra forsøgsaffaldet bliver "fortyndet" med almindeligt affald (og dermed større masse/flow i de udgående strømme).

Det kan således blive nødvendigt at acceptere en større usikkerhed på bestemmelsen af destruktionsgraderne DE og DRE end der var ved slamforbrændingsforsøget, grundet affaldets inhomogenitet og den manglende mulighed for at bestemme koncentrationen i det indgående affald.

Anbefaling 3

Tilbudsgiver skal oplyse forventet måleusikkerhed, således det er muligt at skelne om evt. forskelle mellem de forskellige måledage skyldes tilfældig variation, eller der er tale om signifikant forskel. Dette er specielt vigtigt i forbindelse med målinger under fase 1.

11.5 Øvrige bemærkninger til indledende beregninger

Der er ved udarbejdelsen af denne rapport udarbejdet et regneark, som i planlægningsfasen kan estimere de maksimalt opnåelige destruktionsgrader ud fra indfyrede affaldsmængder og disses PFAS-indhold, forventede detektionsgrænser og nogle typiske værdier for massestrømmene ud af et affaldsenergianlæg.

Dette regneark kan udleveres til den vindende tilbudsgiver, som kan anvende det ved planlægningen til at estimere forventelige destruktionsgrader ud fra deres aktuelle LQ. Hvis ikke dette regneark anvendes, skal de forventelige destruktionsgrader eftervises på anden vis.

- Der er ved de indledende beregninger anvendt
 - et standard røggasflow på 5.500 m³ ved 11 %O₂ pr. ton affald indfyret
 - en slaggemængde på 13 % af indfyret affaldsmængde
 - en askemængde på 2 % af indfyret affaldsmængde
- Med en LQ på f.eks. 4,23 µg/kg, som vi så ved slamforbrændingsforsøget, falder DE til 93,6 % mod 99,5 % med en LQ på 0,12 µg/kg (for slagge).

- Risiko: Hvis målt værdi eller LQ for målinger under normal drift er større end ved forsøgsdrift, fås DRE/DE over 100 %.
- Beregning forudsætter at brændværdi i forurenede fraktion er på niveau med alm. affald, eller den tilførte forurenede fraktion er så lille, at den ikke påvirker den resulterende brændværdi.

Anbefaling 4

Tilbudsgiver kan modtage, men skal ikke nødvendigvis anvende det udviklede regneark til at estimere den forventede opnåelige maksimale destruktionsgrad. Dokumentationen kan godt være udarbejdet på anden vis, men den skal være forelagt. Tilbudsgiver skal i den forbindelse også kunne dokumentere LQ, der giver tilfredsstillende destruktions effektiviteter. (MST kan fastsætte et minimumskrav eller lade det være et evalueringskriterie).

11.6 Eksempel på beregning

For at opstille en massebalance, der beregner DE/DRE, skal følgende parametre bestemmes – både under normalt drift (normalt affald) som vist i TABEL 3, og under forsøgene som vist i TABEL 4. NIRAS har indsat værdier i eksempel nedenfor. Koncentrationsværdien i normalt tilført affald er sat til en størrelse, der svarer til, at den udgående mængde med røggassen svarer til den indgående mængde, og at koncentrationen i røggassen præcist svarer til LQ (svarende til en DRE på 0 %).

TABEL 3. Parametre, der skal bestemmes ved indledende beregninger af påviselig DE og DRE ved drift med almindeligt affald

Parameter (Designvariable)	Værdi	Enhed	Bemærkning
Konc i normalt tilført affald	0,55	mg/kg	Hvis der måles under LQ ved inormalt affaldt, sættes denne til 0, fordi den så ikke indgår i beregning
Røggas flow	55000	m ³ (n,t)/h 11 %O ₂	Måles under forsøg. Beregnes under planlægning
Konc i fraført røggas (normal drift)	0,01	µg/m ³ (n,t)11 %O ₂	Basisværdi for sammenligning
Konc i fraført slagge (normal drift)	< 0,12	µg/kg	Basisværdi for sammenligning
Konc i fraførte asker (normal drift)	< 0,12	µg/kg	Basisværdi for sammenligning
Tilført affald (normal drift)	10	t/h	Basisværdi for sammenligning

TABEL 4. Parametre, der skal bestemmes ved indledende beregninger af påviselig DE og DRE ved drift med forsøgsaffald

Parameter (Designvariable)	Værdi	Enhed	Bemærkning
Konc i forsøgsaffald	2,0	mg/kg	Litteraturværdi for tekstilaffald
Tilført forurenede komponent	1	t/h	
Tilført affald (forsøg)	9	t/h	Normal mængde minus tilført forurenede forsøgsbrændsel-

Parameter (Designvariable)	Værdi	Enhed	Bemærkning
Røggas flow forsøg	55000	m ³ (n,t)/h 11 %O ₂	Måles under forsøg. Beregnes under planlægning
Konc i fraført røggas (forsøg)	0,01	µg/m ³ (n,t)11 %O ₂	Oplyst af 2 emissionslaboratorier
Konc i fraført slagge (forsøg)	4,23	µg/kg	LQ fra slamforsøg
Konc i fraført aske (forsøg)	4,23	µg/kg	LQ fra slamforsøg
DE	99,550	%	-
DRE	99,973	%	-

Værdierne er typiske værdier, eller opnået under forsøg på slamforbrænding (LQ), og er derfor blot anvendelige for illustrationens skyld.

11.6.1 Eksempler på resultater ved variation af forskellige parametre

I TABEL 5 vises fire beregningseksempler. De viser hvilke påviselige DRE og DE der kan opnås ved forskellige kvantifikationsgrænser for analyser af røggas, slagge og aske.

Eksempel 1 viser resultaterne fra gennemgangen i tabel 5.

Eksempel 2 viser resultaterne med samme LQ som i tabel 5, men med den halve mængde forsøgsaffald tilsat indfyringen.

Eksempel 3 viser resultaterne med samme værdier som i tabel 5, men med LQ i røggassen på 1,0 µg/m³ (n,t)11 %O₂ (en faktor 100 over værdi oplyst af laboratorier).

Eksempel 4 viser resultaterne med samme værdier som i eksempel 2 (halveret tilsat forsøgsmængde), men med noget lavere LQ for analyse af aske og slagge.

TABEL 5. Eksempler på resultater

Parameter	Eksempel 1	Eksempel 2	Eksempel 3	Eksempel 4	Enhed
Tilført forsøgsaffald	1,0	0,5	1,0	0,5	kg/h
Konc. I forsøgsaffald	2,0	2,0	2,0	2,0	mg/kg
LQ røggas	0,01	0,01	1,0	0,01	µg/m ³ (n,t)11 %O ₂
LQ slagge	4,23	4,23	4,23	0,12	µg/kg
LQ aske	4,23	4,23	4,23	0,12	µg/kg
DE	99,55	99,099	96,827	99,921	%
DRE	99,97	99,945	97,250	99,945	%

Af eksemplerne i TABEL 5 fremgår det, at LQ for røggas er den parameter, der har størst betydning for at opnå høje destruktionsgrader.

Sammenhængene vil være de samme, uanset om der ses på en enkelt PFAS-forbindelse eller summen af PFAS-forbindelser.

11.7 Opsummering og anbefaling

Tilbudsgiver på løsning af opgaven, skal – ud fra det valgte anlæg – kunne beskrive hvordan problematikken omkring flere strømme ud fra røggasrensningen håndteres, således at kvantifikationsgrænser ikke bliver signifikante for en tilfredsstillende målt destruktionsgrad

Det er vigtigt, at affaldsenergianlægget ikke modtager affald, der adskiller nævneværdigt fra det affald der normalt modtages.

Tilbudsgiver skal oplyse forventet måleusikkerhed, således at det er muligt at skelne om forskelle mellem de forskellige måledage skyldes tilfældig variation, eller der er tale om signifikant forskel. Dette er specielt vigtigt i forbindelse med målinger under fase 1.

Tilbudsgiver skal ikke nødvendigvis anvende det udviklede regneark til at estimere den forventede opnåelige maksimale destruktionsgrad. Dokumentation kan godt være udarbejdet på anden vis, men den skal være forelagt. Tilbudsgiver skal i den forbindelse også kunne dokumentere LQ, der giver tilfredsstillende destruktioneffektiviteter. (MST kan fastsætte et minimumskrav eller lade det være et evalueringskriterie).

12. Forslag til specifikationer i udbud

Forslag til specifikationer om påviselig destruktionsgrad samt prøvetagning og analyse

12.1 Akkreditering

De anvendte laboratorier skal være akkrediterede til de prøvetagninger og analyser, de udfører i forbindelse med forsøget, eller benytte sig af underleverandører som oppebærer akkrediteringer.

12.2 Analyseparametre i faste og væskeformige fraktioner

TABEL 6. Analyseparametre i faste fraktioner (slagge, aske, restprodukter) og væskeformige (kondensat, spildevand fra røggasrensning). Parentes angiver kun måling, hvis det vurderes relevant for det konkrete anlæg.

Analyseparameter	Slagge	Aske	Restprodukter	Væskeformige fraktioner
Tørstof	✓	✓	✓	✓
Totalt kulstof	✓	✓	✓	✓
TOC, totalt org. kulstof	✓	✓	✓	✓
PFAS alle muligt målte	✓	✓	✓	✓
PFAS-21	✓	✓	✓	✓
PFAS-4	✓	✓	✓	✓

12.3 Analyseparametre røggas

I forbindelse med målinger i røggaskanalen måles eller registreres og rapporteres som minimum de parametre, der fremgår af nedenstående liste.

TABEL 7. Analyseparametre røggas, foretaget og rapporteret af tilbudsgiver

Parameter
Røggastemperatur
Kanaldiameter
Vandindhold
Statisk tryk i kanal
Dynamisk tryk i kanal
Luftryk (barometerstand)
O ₂
CO ₂
CO
TOC
PFAS-forbindelser
PFAS-21 *)
PFAS-4

*) Sum af det antal PFAS, der har kunnet bestemmes i alle udgående strømme.

Derudover trækkes de målte værdier for røggassen fra anlæggets SRO-system, som er nødvendige for at kunne dokumentere stabil drift, og overholdelse af miljøkrav til forbrændingskvalitet.

12.3.1 PFAS

Ved forsøget måles for alle de PFAS i hver massestrøm, som det er muligt at måle for.

Ved forsøget opstilles massebalancer for de samme PFAS-forbindelser i alle massestrømme. Som udgangspunkt skal forsøget mindst omfatte de 21 PFAS-forbindelserne, der er vist i nedenstående tabel. Hvis der er kommet ny viden om enkelte PFAS-forbindelsers effekt på sundhed og miljø, som betyder, at andre PFAS-forbindelser bør inddrages, kan Miljøstyrelsen inddrage dem ved sit udbud.

Visse massestrømme kan være vanskelige at udtage eller det kan være indlysende, de er fri for PFAS. Hvis det udelades at analysere for PFAS i enkelte indgående massestrømme, skal tilbudsgiver argumentere hvorfor.

TABEL 8. De 21 PFAS-forbindelser, der mindst skal analyseres for i alle massestrømme

PFAS-forbindelse
PFBA (Perfluorbutansyre)
PFBS (Perfluorbutansulfonsyre)
PFPeA (Perfluorpentansyre)
PFPeS (Perfluorpentansulfonsyre)
PFHxA (Perfluorhexansyre)
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyre)
PFHpA (Perfluorheptansyre)
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyre)
PFOA (Perfluoroktansyre)
PFOS (Perfluoroktansulfonsyre)
6:2 FTS (Fluortelomersulfonat)
PFNA (Perfluornonansyre)
PFNS (Perfluornonansulfonsyre)
PFDA (Perfluordekansyre)
PFDS (Perfluordekanesulfonsyre)
PFUnDA (Perfluorundekansyre)
PFUnDS (Perfluorundecansulfonsyre)
PFDoDA (Perfluordodekansyre)
PFDoDS (Perfluordodecansulfonsyre)
PFTTrDA (Perfluortridekansyre)
PFTTrDS (Perfluortridecansulfonsyre)

- Målinger af PFAS i røggassen udføres efter metoden OTM 45.
- Målinger af PFAS i prøver af fast stof (slagge, aske m.m.) udføres efter DIN 38414-14 mod. LC-MS/MS.
- Målinger af PFAS i væskeformige prøver udføres efter US EPA 537, CSN P CEN/TS 15968 eller tilsvarende.

12.3.2 Andre målinger og registreringer

Udover måling af PFAS gennemføres som minimum følgende målinger og registreringer:

- Registrering af mængden af hver udgående massestrøm over forsøgsperioden,
- Registrering af mængden af hver indgående massestrøm herunder også støttebrændsel og materialer til røggasrensningen.

Såvel faste som væskeformige og gasformige massestrømme skal inkluderes.

12.4 Påviselig destruktionsgrad

Det kan blive nødvendigt at acceptere en større usikkerhed på bestemmelsen af de størrelser, der indgår i beregning af destruktionsgraderne DE og DRE, end der var ved slamforbrændingsforsøget, grundet affaldets inhomogenitet og den manglende mulighed for at bestemme koncentrationen i det indgående affald. Der er således nogle forhold, der vil være udenfor tilbudsgivers kontrol og der foreslås derfor ikke at stille krav til påviselig destruktionsgrad i udbuddet.

12.5 Prøvetagning og analyse

De anvendte prøvetagningsmetoder må ikke medføre kontaminering af prøverne med PFAS. Det betyder at laboratorieudstyr, prøvebeholdere, låg til prøvebeholdere, handsker og andet, der kommer i nærheden af prøverne, skal være frit for PFAS.

Det foreslås at tilbudsgiver skal anføre, hvilke kvantifikationsgrænser, det laboratorium, tilbudsgiver vil anvende, kan levere.

Miljøstyrelsen kan overveje at lade det være et evalueringskriterie, at laboratorier, der har kvantifikationsgrænser, som er markant bedre end de øvrige, får en fordel. Markant bedre kunne være halvt så høje som de øvrige. Tilbudsgiver opfordres til at anføre, om opnåelsen af kvantifikationsgrænserne kræver særlige forhold under forsøget.

13. Gennemførlighed og risici

Risikoelementer for et fuldskalaforsøg

I dette afsnit udpeges risikoelementer, der kan true projektets gennemførlighed. Sandsynlighed og konsekvens overvejes.

TABEL 9. Risikoelementer

Risikoelement	Detaljerings	Sandsynlighed	Konsekvens	Afhjælpende handling
Miljøgodkendelse	Anlæg opnår ikke miljøgodkendelse til forsøg	Lav	Stor	Andet anlæg findes, tidsplan udskydes
Forsøgsaffald	Egnet forsøgsaffald kan ikke fremskaffes	Mellem	Stor	Længere tid til at fremskaffe affald samt udforme ansøgning om miljøgodkendelse så fleksibelt som muligt i forhold til tidspunkt.
Anlægsnedbrud	Anlæg har nedbrud før eller under forsøget	Lav	Mellem	Tidsplan udskydes – normalt kortvarigt
Personskade	Personskade grundet unormale arbejdsoperationer	Lav	Stor	Grundig planlægning med tanke for arbejdsmiljø
Fejl på måling eller prøvetagning	Måleudstyr kan gå i stykker, prøver kan tabes m.m.	Lav	Stor	Omhyggelig planlægning og håndtering. Hvis prøve fejler undervejs bør projektleder i samråd med Miljøstyrelsen beslutte tiltag

14. Forslag til forsøgsplan

14.1 Måleprogram

Der udpeges ansvarlige personer til at udtage prøver af alle udgående massestrømme og de modtager passende instruktion. Der udpeges én person til at være ansvarlig on-site for projektet gennemførelse.

Måleprogrammet gennemføres i løbet af fire måledage:

Dag 1: Almindeligt affald indfyres.

Dag 2: Almindeligt affald + X % forsøgsaffald indfyres.

Dag 3: Almindeligt affald + Y % forsøgsaffald indfyres.

Dag 4: Almindeligt affald indfyres.

Af hensyn til PFAS skal prøvetagningen være 6 timer effektivt, dvs. når forsøgsaffaldet er kommet ned på risten og har brændt et stykke tid. Tiden fra start indføding af forsøgsaffald til start af prøvetagning fastlægges i samarbejde med anlæggets personale.

Tilbudsgiver beslutter, sammen med Miljøstyrelsen, hvor store X og Y skal være. NIRAS anbefaler, den ene mindst skal være 10 %.

14.2 Tidsplan med milepæle

Miljøstyrelsen annoncerer udbud og anmoder om interesselikvidation

Interesserede modtager beskrivelse af de tre anlæg, der har stillet sig positive til at medvirke.

Tilbudsgiverne fremsender tilbud og Miljøstyrelsen vælger hvilken tilbudsgiver, der skal løse opgaven.

Efter kontrakt er underskrevet, udarbejder tilbudsgiver en forsøgsplan. Der kan hentes inspiration i nedenstående forslag til milepæle. Samlet set strækker forsøget sig over næsten et år.

- Der søges om miljøgodkendelse: Før projekt startes
- Miljøgodkendelse foreligger: Før projekt startes
- Kontrakt underskrives: Uge 0
- Opstartsmøde med Miljøstyrelsen og anlæg. Kan evt. afholdes på anlæg, med anlægsbesigtigelse inkluderet: Uge 1
- Aftaler med affaldsoperatører om at reservere affald til forsøget: Uge 6
- Udkast til forsøgsplan udarbejdet: Uge 8
- Aftaler med laboratorier er på plads: Uge 8
- Endelig forsøgsplan udarbejdet: Uge 16
- Aftaler med transportfirmaer til transport af affald: Uge 16
- Forsøgsdeltagere instrueret: Uge 24
- Affald kan leveres til anlæg: Uge 25
- Forbrændingsforsøg gennemføres: fire dage i uge 25
- Laboratorieanalyseresultater modtages: Uge 32
- Rapport-udkast foreligger: Uge 45
- Endelig rapport: Uge 50

15. Referencer

- AffaldPlus. (December 2024). *Affaldsenergi*. Hentet fra AffaldPlus, Genbrug & Energi: <https://affaldplus.dk/affaldplus-affaldsenergi>
- Christensen, B. H. (December 2024). Opsamling af interne erfaringer ved personlig kommunikation.
- Dewapriya et al, P. (November 2023). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in consumer products: Current knowledge and research gaps. *Elsevier. Journal of Hazardous Materials Letters*, s. 100086.
- Energianalyse, E. (December 2020). *Kapacitetstilpasningsplan for affald. Analyserapport*. Hentet fra <https://www.kl.dk/media/3ghnrj4z/kapacitetstilpasningsplan-for-affald-analyserapport.pdf>
- Gaines, L. G. (2023). Historical and current usage of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A literature review. *American Journal of Industrial Medicine*, s. Vol 66: p 353-378.
- Geertinger, A., & Jensen, A. A. (2023). *Litteraturstudie om PFAS fra affaldsforbrænding. Miljøprojekt nr. 2246*. Miljøstyrelsen.
- Geertinger, A., Jensen, A. A., & Hansen, M. W. (Juli 2019). *Belysning af destruktion af visse POP-stoffer på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg til forbrænding af hovedsageligt ikke-farligt og forbrændingseget affald. Miljøprojekt nr. 2085*. Miljøstyrelsen.
- Hyks, J., & Hjelmar, O. (2024). *Screening af restprodukter fra affaldsforbrænding for indhold og udvaskning af PFAS. Miljøprojekt nr. 2256*. Januar.
- Miljøstyrelsen. (2024). BEK nr 811 af 19/06/2024 . *Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger*. Lovtidende A.
- Miljøstyrelsen. (November 2024). Vejledning om B-værdier. Vejledning nr. 72. Miljøstyrelsen.
- NIRAS. (16. Maj 2024). *Notat om PFAS i røggas fra affaldsforbrænding*. Hentet fra Brancheforeningen Cirkulær: <https://cirkulaer.dk/udgivelser/notat-om-pfas-roeggas-fra-affaldsforbraending>
- Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) Update*. (August 2018). Hentet fra Cambridge Isotope Laboratories, Inc. : <https://isotope.com/newsletters-the-standard-august-2018-pfas-update>
- Petersen, C., Lerche, F., Svarre, M., & Jakobsen, L. G. (2023). *Affaldskortlægning af husstandsindsamlet affald. Miljøprojekt nr. 2234*. Miljøstyrelsen.
- Thomsen, C. N., Midtby, R. G., & Qvist, S. (2024). *Undersøgelse af PFAS i byggeaffald. Revideret udgave. Miljøprojekt nr. 2261*. Miljøstyrelsen.
- UNEP Secretariat for Basel Convention. (May. 12 2023). General technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants. *Addendum from Sixteenth meeting. Agenda item 4 (b) (i)*. UNEP/CHW.16/6/Add.1/Rev.1. Geneva: UNEP.

Bilag 1. Kvantifikationsgrænser for PFAS

Bilag 1.1 PFAS i røggasser, kvantifikationsgrænser i ng/m³ (n,t) ved 11 % ilt

PFAS-FORBINDELSE	LABORATORIE 1	LABORATORIE 2
PERFLUORBUTANSYRE (PFBA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORBUTANSULFONAT (PFBS)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORPENTANSYRE (PFPEA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORPENTANSULFONSYRE (PFPEs)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORHEXANSYRE (PFHXA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORHEXANSULFONSYRE (PFHXS)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORHEPTANSYRE (PFHPA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORHEPTANSULFONSYRE (PFHPS)	< 0,2	< 0,1
PERFLUOROCTANSYRE (PFOA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUOROCTANSULFONSYRE (PFOS)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORNONANSYRE (PFNA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORNONANSULFONSYRE (PFNS)	< 0,3	< 0,3
PERFLUORDECANSYRE (PFDA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORDECANSULFONSYRE (PFDS)	< 0,3	< 0,1
PERFLUORUNDECANSYRE (PFUNDA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORUNDECANSULFONSYRE (PFUNDS)	< 0,3	< 0,3
PERFLUORDODECANSYRE (PFDODA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORDODECANSULFONSYRE (PFDODS)	< 0,3	< 0,3
PERFLUORTRIDECANSYRE (PFTRDA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORTRIDECANSULFONSYRE (PFTRDS)	< 0,3	< 0,3
PERFLUORTETRADECANSYRE (PFTEDA)	< 0,2	< 0,1
PERFLUORHEXADECANSYRE (PFHXDA)	< 0,3	< 0,4
PERFLUOROCTADECANSYRE (PFODA)	< 0,3	< 0,4
F-53 B MAJOR	< 0,3	< 0,4
F-53 B MINOR	< 0,3	< 0,4
HFPO-DA (GENX)	< 0,3	< 0,4
DONA	< 0,3	< 0,4
PERFLUORO-3,7-DIMETHYLOCTANSYRE (PF-3,7-DMOA)	< 0,3	< 0,3
1H,1H,2H,2H-PERFLUOROHEXANSULFONSYRE (4:2 FTS)	< 0,3	< 0,4
6:2 FLUOROTELOMERSULFONSYRE (6:2 FTS)	< 0,3	< 0,4
8:2 FLUOROTELOMERSULFONSYRE (8:2 FTS)	< 0,3	< 0,4
10:2 FLUOROTELOMERSULFONSYRE (10:2 FTS)	< 0,3	< 0,4

Forslag til projektplan

Projektet bag rapporten har haft til formål at undersøge, hvordan et eventuelt fuldskalaforsøg på et affaldsforbrændingsanlæg kan planlægges, så det kan vises, hvor effektivt affaldsforbrændingsanlæg kan destruere svært nedbrydelige organiske stoffer, herunder PFAS (per- og polyfluoralkylstoffer).

Projektet inddrager erfaringer om bestemmelse af massestrømmes mængder, valg af analyseparametre, ønsket destruktionsgrad, og målestrategi et tidligere fuldskalaforsøg på et slamforbrændingsanlæg.

I projektet gøres der overvejelser om valg af forsøgsanlæg, affaldstype og hvorledes fuldskalaforsøget kan gennemføres så der tages højde for affaldets inhomogenitet. I projektet foreslås det, at fuldskala forsøget gennemføres over fire dage med målinger af PFAS i udgående massestrømme.

Et fuldskalaforsøgs gennemførlighed kan trues af risikoelementer som manglende miljøgodkendelse af forsøget, vanskeligheder med at fremskaffe egnet forsøgsaffald, anlægssnedbrud, personskader grundet unormale arbejdsoperationer, og fejl på måleudstyr. Det anbefales derfor i projektet, at forsøget planlægges omhyggeligt med en detaljeret forsøgsplan og en tidsplan, idet håndtering af risici er afgørende for projektets succes.

