



VUDP PROJEKTRAPPORT

# PFAS-strømme i danske renselanlæg

– Tekniske styringstiltag til fordeling mellem slam og vand



# **PFAS-STRØMME I DANSKE RENSEANLÆG – TEKNISKE STYRINGSTILTAG TIL FORDELING MELLEM SLAM OG VAND VUDP-FORENINGEN PROJEKTRAPPORT**

**DATO: 12/02-2025**

---

**Projekt ID: 2023.53**

**Udgiver:**

Teknologisk Institut

**Udarbejdet af:**

Anne-Lise Trøst Frisch Funding, Teknologisk Institut  
Jonathan Guld Christensen, Teknologisk Institut  
Sabine Lindholst, Teknologisk Institut

**Med input fra:**

Kia Boe Andreasen, Thy Forsyning A/S (Hovedansøger)  
Thomas Bjerggaard Christensen, Energi Viborg Vand A/S  
Gitte Henneberg, Energi Viborg Vand A/S  
Mette Guldborg Hansen, Fors A/S  
Stella Skaaning Sørensen, Fors A/S  
Steffen Larsen Aggerholm, Samn Forsyning ApS, administreret af Samn Forsyning ApS

**Finansiering:**

Projektet er finansieret af VUDP-Foreningen, Vandsektorens forening til forbedring af vandsektorens effektivitet og kvalitet

**Samarbejdspartnere:**

Thy Forsyning A/S (Hovedansøger)  
Energi Viborg Vand A/S  
FORS A/S  
Samn Forsyning ApS  
Dankalk A/S  
Teknologisk Institut

# Indholdsfortegnelse

1	Sammenfatning.....	3
2	English summary.....	4
3	Introduktion .....	5
3.1	Baggrund for projektet .....	6
4	Projektets betydning for vandbranchen.....	9
4.1	Marked og/eller anvendelsesmuligheder.....	9
4.2	Næste skridt.....	9
4.3	Formidlingsplan.....	10
5	Projektet.....	11
5.1	Formål .....	11
5.2	Output.....	11
6	Resultater .....	12
6.1	Prøvetagning .....	12
6.2	Massebalancer .....	14
6.3	Månedlig PFAS-belastning og afledning fra de fire renseanlæg.....	18
6.4	Fordeling af enkelte PFAS-forbindelser i ind- og udløb .....	19
6.5	Intern fordeling af PFAS i føde- og bioslam.....	21
6.6	Konfiguration og massebalance af industrianlæg .....	23
6.7	Laboratorieforsøg til optimering af PFAS-fjernelse i renseanlæg.....	26
6.8	Fuldskalatest .....	28
6.9	Begrænsninger og udfordringer i projektet .....	29
7	Konklusion .....	30
8	Appendix.....	31
9	Litteraturliste .....	35

# 1 Sammenfatning

Projektet har undersøgt fordelingen af PFAS-forbindelser (per- og polyfluoralkylstoffer) i fire danske renselanlæg med fokus på massebalancer og muligheden for at påvirke fordelingen mellem vand- og slamfasen. Projektets vigtigste fund er:

- Der er påvist en betydelig intern recirkulering af PFAS i renselanlæggene gennem returslam og rejktvand, hvilket skaber en intern pulje, der fungerer som buffer og bidrager til udjævning af PFAS-koncentrationerne i udløbet over tid.
- Projektet har identificeret udfordringer med de nuværende analysemetoder for PFAS i slamprøver. Kortkædede PFAS-forbindelser i slammets vandfase bliver ikke genfundet i analyselaboratoriernes analyser af PFAS-slam, hvilket er særligt problematisk for slam til jordbrugsformål.
- I indledende laboratorietests kunne opnås op til 50 % overførsel af PFAS fra vandfasen til slamfasen ved tilsætning af fældningskemikaliets Ekoflock 96, men testresultaterne kunne ikke reproducere i fuldskala-testen.
- Den største udledning af PFAS fra renselanlæggene sker via det rensede spildevand til recipienten, mens en mindre del findes i slammet. Dette gør det attraktivt at udvikle metoder til at overføre PFAS fra vandfasen til slamfasen, da slamfraktionen har et væsentligt mindre volumen.
- Projektet anbefaler bl.a. at fokusere på:
  - Forbedrede analysemetoder til overvågning af PFAS
  - Udvikling af mere præcise metoder til at kvantificere PFAS i forskellige matricer
  - Opstrøms rensning for at reducere PFAS-tilførslen til renselanlæggene.

Projektet har demonstreret renselanlæggenes komplekse rolle i PFAS-kredsløbet, hvor de fungerer både som rensesystemer og midlertidige reservoirer for persistente forbindelser. Den betydelige interne recirkulering af PFAS gennem returslam og rejktvand skaber en buffereffekt, som påvirker den overordnede PFAS-dynamik i renselanlæggene.

Projektet understreger behovet for forbedrede analysemetoder og vigtigheden af at medtage både kort- og langkædede PFAS-forbindelser ved evaluering af rensestrategier. Resultaterne bidrager til forståelsen af PFAS' opførsel i renselanlæg og giver indsigt i udviklingen af mere effektive rensemetoder.

## 2 English summary

The project investigated the distribution of PFAS compounds (per- and polyfluoroalkyl substances) in four Danish wastewater treatment plants (WWTPs), focusing on mass balances and the possibility of influencing the distribution between water and sludge phases. Key findings include:

- A significant internal recirculation of PFAS was demonstrated in the WWTPs through return sludge and reject water, creating an internal pool that acts as a buffer and contributes to leveling out PFAS concentrations in the effluent over time.
- The project identified challenges with current analytical methods for PFAS in sludge samples, where short-chain PFAS compounds in the sludge's water phase are not recovered in laboratory PFAS sludge analyses. This is particularly problematic for sludge intended for agricultural use.
- Initial laboratory tests achieved up to 50% transfer of PFAS from the water phase to the sludge phase using the coagulant Ekoflock 96, but these results could not be reproduced in full-scale testing.
- The majority of PFAS discharge from WWTPs occurs via treated wastewater to the recipient, while a smaller portion is found in the sludge. This makes it attractive to develop methods for transferring PFAS from the water phase to the sludge phase, as the sludge fraction has a significantly smaller volume.
- The presence of both short-chain and long-chain PFAS compounds was documented in the WWTPs, with long-chain compounds showing a greater tendency to bind to sludge particles.

The project recommendations include:

- Improving analytical methods for PFAS monitoring
- Developing more precise methods for quantifying PFAS in different matrices
- Implementing upstream treatment to reduce PFAS input to WWTPs
- Further investigation of methods to enhance PFAS transfer from water to sludge phase

The study demonstrates the complex role of WWTPs in the PFAS cycle, where they function both as treatment systems and temporary reservoirs for these persistent compounds. The significant internal recirculation of PFAS through return sludge and reject water creates a buffer effect that influences the overall PFAS dynamics in the treatment plants.

The project highlights the need for improved analytical methods and the importance of considering both short-chain and long-chain PFAS compounds when evaluating treatment strategies. The findings contribute to understanding PFAS behavior in WWTPs and provide insights for developing more effective treatment approaches.

### 3 Introduktion

Per- og polyfluoroalkylforbindelser (PFAS) er en gruppe syntetiske kemikalier, der har fået betydelig opmærksomhed i de senere år på grund af kemikaliernes persistens i miljøet og potentielle sundhedsskadelige virkninger. PFAS er blevet anvendt i en lang række industrielle processer og forbrugerprodukter såsom brandsluknings-skum, non-stick belægninger og vandafvisende tekstiler på grund af deres unikke kemiske egenskaber, som inkluderer modstandsdygtighed over for vand, fedt og varme.

PFAS er en bred kategori af syntetiske kemikalier, som består af tusindvis af forbindelser. Disse stoffer er kendetegnet ved stærke bindinger mellem fluor- og kulstofatomer, hvilket gør dem særdeles stabile og svært nedbrydelige i miljøet. PFAS omfatter både perfluorerede forbindelser, hvor alle hydrogenatomer i kulstofkæden er erstattet med fluor, og polyfluorerede forbindelser, hvor kun nogle af hydrogenatomerne er erstattet. Eksempler på PFAS-stoffer inkluderer PFOA, PFOS og nyere alternativer som GenX.

PFAA (perfluorerede alkylsyrer) er en specifik undergruppe af PFAS, som består af fuldt fluorerede carboxyl- eller sulfonsyrer. Disse forbindelser har en fuldt fluoreret kulstofkæde og en funktionel syregruppe (enten carboxylsyre eller sulfonat). Eksempler på PFAA er PFOA (perfluoroktansyre), som er en carboxylsyre, og PFOS (perfluoroktansulfonat), som er en sulfonat.

På trods af deres nyttige anvendelser har PFAS' styrke som kemiske forbindelser også resulteret i miljømæssige og sundhedsmæssige udfordringer. PFAS er en stofgruppe af > 10.000 forbindelser og deres miljømæssige og sundhedsmæssige virkninger er vidt forskellige. Information for nogle af stoffernes toksicitet kan f.eks. findes i PFASTox databasen (Pelch et al., 2022) eller i United States EPAs Expanded Evidence Map Dashboard (EPA, Expanded PFAS Evidence Map Dashboard).

PFAS-forbindelser er kendetegnet ved at være ekstremt stabile og meget langsomt nedbrydelige i naturen, hvilket har ført til udbredt forurening af jord, vand og luft (Li, 2024). En af de mest bekymrende kilder til PFAS-forurening er spildevand, da PFAS ikke fjernes i konventionelle rensningsanlæg (Schultz et al., 2006; Guo et al., 2010; Arvaniti et al., 2012; Stasinakis et al., 2013). Tværtimod blev formering af perfluoroalkyl acids (PFAA) fra precursorer rapporteret i rensningsanlæg (Guerra, 2014; Loganathan, 2007; Loos, 2013; Wang, 2005; Arvaniti, 2015). Der blev rapporteret øgede dannelsesrater af PFAA i anlæg med længere hydraulisk opholdstid og højere temperatur (Guerra, 2014).

I den danske forsyningsbranche omtales nedbrydning af langkædede precursors generelt som årsag til en højere koncentration af kortkædede PFAS-forbindelser i det rensede spildevand i forhold til koncentrationen af kortkædede forbindelser i indløbsvandet. Observationer i dette projekt giver anledning til også at rette opmærksomheden mod den signifikante interne recirkulering af PFAS-stoffer på de enkelte rensningsanlæg, der kan være med til at udligne udløbskoncentrationerne over tid.

### 3.1 Baggrund for projektet

Baggrunden for nærværende projekt var observationer af fordelingen af PFAS mellem slam- og vandfasen på et af Thy Forsynings renseanlæg i Hanstholm. Denne fordeling rejste spørgsmål til PFAS-dynamikken i slammet i samspil med afvandingsprocessen. Spørgsmålene kunne ikke umiddelbart afklares uden yderligere undersøgelser. PFAS er på dagsordenen hos mange danske forsyningselskaber, hvilket gav anledning til at inddrage flere renseanlæg i projektet.

Det blev indledningsvist besluttet, at fordelingen af PFAS mellem slam- og vandfase skulle påvirkes med brug af koagulanttilsætning før efterklaringstanken. Argumentet for fokus på at overføre PFAS til slamfasen er, at den største udledning af PFAS fra renseanlæg sker fra udløbsvandet til recipienten, og at det vil være væsentligt nemmere at rense PFAS fra en slamfraktion, der har et væsentlig mindre volumen end udløbsvandet.

En ændret fordeling vil medføre en ophobning af PFAS i slammet, hvilket er et opmærksomhedspunkt ift. de gældende grænseværdier for udlægning på mark. Metoder til slambehandling og destruktions af PFAS er ikke indeholdt i denne rapport.

#### Projektets mål

Det var projektets formål at:

- Opstille massebalancer for PFAS for de deltagende renseanlæg.
- Undersøge slammets evne til at binde PFAS fra vandfasen ved dosering af koaguleringskemi.
- Opstille en businesscase på det undersøgte tiltag.

#### Rolle- og opgavefordeling blandt projektpartnerne

Forsyningselskaberne, som deltog i projektet, udvalgte renseanlæg, som enten havde, eller på sigt kunne forventes at få, udfordringer med PFAS. De udvalgte anlæg var tre 1-trinsanlæg (filtreret råspildevand ledes til det biologiske rensetrin) og ét 2-trinsrenseanlæg (filtreret og primærrenset råspildevand ledes til det biologiske rensetrin). Disse to forskellige anlægsopbygninger blev valgt, da de repræsenterer en stor del af de danske renseanlæg.

De deltagende forsyningsvirksomheder havde følgende opgaver:

- Stille anlæg til rådighed.
- Levere flowdiagrammer samt relevante SRO-data.
- Udføre prøvetagning ved de udvalgte prøvetagningspunkter samt opbevare og fremsende prøver til analyse hos det akkrediterede laboratorium.
- Bidrage med driftserfaringer for forsyningernes respektive anlæg.
- Gennemføre fuldskalatest efter identificeret fældningskemikalie og doseringsmængde (Thy Forsyning).

Dankalks opgaver i projektet:

- Bidrage med viden om koagulering og flokkulering i forskellige vandmatricer.
- Udføre forsøg med forskellige koagulanter og flokkulanter i samarbejde med Teknologisk Institut.
- Levere kemikalier til fuldskalatesten.

Teknologisk Institut havde følgende opgaver:

- Være behjælpelig med prøvetagning ved at udarbejde en prøvetagningsguide (prøvetagningsperioder, materialer etc.).
- Udføre test af forskellige koagulanter og flokkulanter ift. PFAS-påvirkning, jar test og afvandingstest.
- Bistå ved fuldskalatest (bestemme dosering af koagulant).
- Databearbejdning og opstilling af massebalancer.
- Formidling.
- Projektledelse (inkl. korte faglige møder og projektmøder).

Projektet er gennemført i arbejdsopgaver fordelt på projektets milepæle, som beskrevet herunder.

### **Milepæl 1**

Valg af prøvetyper (dvs. vand- eller slamprøver), prøvetagningsvarighed og prøveudtagning blev drøftet og aftalt under projektets opstartsmøde med deltagelse af projektets partnere og følgegruppe. Prøvetyper har betydning for, dels hvilken forbehandling prøven gennemgår hos Eurofins før analyse, dels selve analysemetoden. Prøvetyper er derfor afgørende for, hvor stor en andel af prøvematrixen som forventes at være repræsenteret i resultaterne. Da PFAS-koncentrationen forventes at variere i forhold til for eksempel vejrforhold og uforudseelige eller ukendte aktiviteter i oplandet, blev en hensigtsmæssig prøvetagningsplan og -periode drøftet.

Renseanlæggenes vand- og slamstrømme blev løbende skitseret af Teknologisk Institut i samarbejde med de respektive forsyningsvirksomheder suppleret med besigtigelse af de respektive anlæg.

Risikoen for afsmitning med PFAS fra visse materialer er velkendt, herunder fra beholdere, prøvetagningsudstyr og værnemidler samt krydskontaminering fra forudgående prøver. Derfor blev denne risiko drøftet i plenum i projektgruppen med udgangspunkt i VMR (2022) og MST-P04. Krav relateret til analyse af prøverne blev præciseret af Eurofins. Forsyningsvirksomhederne varetog bestilling af materialer, prøvetagning og forsendelse til Eurofins, baseret på prøvetagningsguiden udarbejdet af Teknologisk Institut. Prøver til forsøg i Teknologisk Instituts laboratorium blev udtaget af forsyningsvirksomhederne og afhentet af Teknologisk Institut.

Indledende laboratorietests før fuldskalatesten blev udført hos Teknologisk Institut i samarbejde med Dankalk med det formål at:

- Udvælge fældningskemiprodukt på basis af produktets potentiale til at reducere PFAS i vandfasen ved adsorption til slammet.
- Optimal dosering udført med sedimentationstests og MCT Higgins-test.

### **Milepæl 2 og 3**

Forsyningerne udtog prøver, indsendte prøverne til analyse hos Eurofins og fremsendte SRO-data til Teknologisk Institut. Forsyningsvirksomhederne kvalitetssikrede analyserapporterne. Teknologisk Institut beregnede massebalancer for de respektive renseanlæg.

Løbende statusmøder blev afholdt online hver 14. dag til statusorientering og drøftelser i projektgruppen for igangværende opgaver. Projektmøder blev så vidt muligt afholdt fysisk én gang i kvartalet til opsamling af resultater fra den forgangne periode og aftaler om det videre forløb.



#### **Milepæl 4**

Afprøvning af aluminiumsproduktet EkoFlock 96 i fuldskala på Hanstholm Renseanlæg. Prøvetagningen blev udført efter samme forskrift som under milepæl 2 og 3. Resultatet af fuldskalaforsøget danner grundlaget for businesscasen og vurderingen af miljøeffekten i relation til tilsætning af fældningskemi.

## 4 Projektets betydning for vandbranchen

Projektet er relevant for forsyningselskaber, som ønsker viden om, hvordan PFAS fordeler sig i standard 1- og 2-trinsrensaneanlæg. Fordelingen af PFAS på rensaneanlæggene er relevant, mht. hvordan udledning af PFAS via slam og udløb fordeler sig. Der sker en væsentlig udledning via udløb, men mange rensaneanlæg har også betydelige mængder PFAS i deres overskudslam, hvilket ofte umuliggør udlægning på mark. De nyeste grænseværdier for spildevandsslam til jordbrugsformål fra aftalen om en national handlingsplan for PFAS fra 30 maj 2024 (MST, 2024) ligger på 0,01 mg/kg TS for PFAS sum 4 og 0,05 mg/kg TS for PFAS sum 22. Er PFAS-koncentrationerne for høje, vil det vil være en fordel at koncentrere PFAS i én strøm, der nemmere vil kunne behandles. Her ville slamfraktionen egne sig bedst, da det volumen, der vil skulle behandles, er væsentligt mindre end vandvolumenet.

I projektet blev aluminiumsproduktet Ekoflock 96 afprøvet som katalysator for sorption af PFAS fra vandfasen til slamfasen. Ekoflock 96 kan doseres med rensaneanlæggets eksisterende setup til dosering af fældningskemi. Skulle et anlæg ikke tilsætte fældningskemi, kan fremgangsmåden implementeres med mindre investeringer. Forsyningsvirksomheder, som ønsker at afprøve effekten af EkoFlock 96 eller andre lignende produkter mhp. at ændre PFAS-fordelingen på netop deres anlæg, kan med fordel hente inspiration i denne rapport.

### 4.1 Marked og/eller anvendelsesmuligheder

Forsyningsvirksomheder er underlagt krav til rensning af spildevand fra henholdsvis byspildevandsdirektivet og miljøkvalitetskravene (BEK nr. 796 af 13/06/2023). I byspildevandsdirektivet stilles krav til rensning for udvalgte lægemiddel- og kosmetikrester, og i det reviderede byspildevandsdirektiv, vedtaget den 4. november 2024 af EU's Ministerråd (EU, 2024), stilles krav til fjernelse af ikke kun PFOS (anført i Miljøkvalitetskravene), men PFAS 24.

PFAS-belastningen fra rensaneanlæg beregnet som mængder er størst via udløbet til recipienten sammenlignet med belastningen via det slutaftvandede slam, hvorfor det miljømæssigt giver værdi at overføre PFAS fra vandfasen til slamfasen. Løsningen forudsætter en efterfølgende behandling af slammet til destruktion af PFAS. Overførsel fra vand- til slamfasen kan på sigt reducere nødvendigheden for yderligere rensning målrettet PFAS på udløbsvandet fra rensaneanlæggene.

Ved at øge rensaneanlæggenes forståelse af den interne fordeling af PFAS, øges mulighederne også for at håndtere udfordringen på passende vis. Dankalk har som teknologileverandør haft mulighed for at teste produkter på nye markeder indenfor PFAS-behandling, hvilket har givet virksomheden ny indsigt i anvendelsen af denne type produkter.

### 4.2 Næste skridt

Det datagrundlag, der er etableret i projektet, er behæftet med væsentlige usikkerhedsfaktorer forbundet med prøvetagning og analyseusikkerhed. Et mere præcist datagrundlag kræver videre undersøgelse.

Desuden har usikkerheder forbundet med fuldskalaforsøget medført et usikkert datagrundlag for businesscasen.

Næste skridt:

- Afdække muligheder, der kan nedsætte analyseusikkerheden for PFAS ved analyselaboratorium (31 % ved vandprøver, 36 % ved slamprøver). Især ved analyser af slamprøver blev udfordringer afdækket, idet kortkædede forbindelser ikke bliver analyseret korrekt (undervurderet), hvilket blev bevist ved analyse af en slamprøve. Her lå kortkædede PFAS under detektionsgrænsen, mens der ved analyse af fraktioneret prøve (vand og slam analyseret hver for sig) blev påvist kortkædede forbindelser i vandet. Prøveforberedelsen ved slamprøver på laboratoriet (frysetørring) ser derfor ud til at fjerne de kortkædede PFAS, inden prøven analyseres.
- Arbejde videre med udvikling af tilsætningsprodukter, der kan bidrage til i højere grad at skubbe PFAS fra vand- til slamfasen i de procestrin, der opereres med på renseanlæggene. Det vil også give mening at teste andre teknikker, herunder flotation.
- Ved afprøvning af ændret kemi i fuldskala burde dette testes på to parallelle linjer med sammenlignelige driftskonfigurationer og -parametre såsom to parallelle og adskilte, aktivt slamlinjer i fuldskala eller to parallelle og sammenlignelige opstillinger i pilotskala, så effekten af kemitilsætning kan sammenlignes direkte med en linje, der ikke bliver behandlet.
- Arbejde med en opdeling af PFAS ikke blot i kort- og langkædede, men også i sulfonsyrer og carboxylsyrer eller andre opdelinger for bedre at forstå mekanismerne for det enkelte PFAS-stofs vej gennem renseanlægget, og hvad der kan påvirke de enkelte stoffers fordeling mellem slam- og vandfase.
- Videre kildeopsporing til begrænsning af PFAS-tilførslen til renseanlæggene og forbedrede destruktionsmetoder, der dog ligger uden for rammerne af dette projekt.

## 4.3 Formidlingsplan

Status på projektet og opnåede resultater er løbende blevet formidlet.

- Posterpræsentation på Danish Water Forums vandkonference hos Københavns Universitet 30. januar 2024: [Link til abstract](#)
- Teknologisk Instituts hjemmeside: [Link](#)
- LinkedIn: [Link \(opstart\)](#); [Link \(DWF\)](#)
- Artikel i Spildevandsteknisk Forenings medlemsblad #2, maj 2024 ([Link](#))
- Temadag afholdt 3. september 2024 i Hanstholm med besøg på Hanstholm Renseanlæg i samarbejde mellem Teknologisk Institut, Hovedansøger (Thy Forsyning A/S), Danmarks Vand- og Miljøklynge (Clean), interesseorganisationen for drikkevands- og spildevandsselskaberne (DANVA), Spildevandsteknisk Forenings Netværk for mikroforureninger, Krüger A/S, Hjørring Vandselskab A/S.
- Præsentation ved Innovationspartnerskabet for miljøfarlige, forurenende stoffer, Miljøstyrelsen Odense, 31. oktober 2024.
- Præsentation ved Dansk Vand Konference d. 27. – 28. november 2024.

## 5 Projektet

### 5.1 Formål

Projektets formål har været at afdække fordelingen af PFAS på de deltagende renseanlæg via opstilling af massebalancer. Endvidere har projektet haft til formål at teste effekten på overførsel af PFAS fra vandfasen til slamfasen ved brug af fældningskemi med en tilhørende businesscase.

Litteraturen rummer flere evidensbaserede undersøgelser af PFAS-strømme i spildevand med data fra analyser fra indløbs- og udløbsprøver udtaget på renseanlæg. Undersøgelser, hvor vand- og slamføringerne inde på selve renseanlæggene, som medtages i dette projekt, er et nyt tiltag, som kun i begrænset omfang findes i litteraturen i dag (Gobelius et. al., 2023).

På verdensplan er PFAS-forbindelser detekteret i indløbet af alle undersøgte renseanlæg, og i Danmark lå den opsummerede koncentration for C8 til C10 PFAS på 33,5 ng/l (review-artikel Arvaniti et al, 2015). I Nordeuropa rapporterede artiklen sammenlignelige koncentrationer, mens der i andre dele af verden og specielt i renseanlæg, der modtager industrielt spildevand, blev fundet væsentlig højere koncentrationer (op til flere tusind ng/l) i renseanlæggenes udløb.

Begrænsede data er tilgængelige for fordelingen af PFAS-forbindelser mellem opløst og partikulær fase i rå spildevand (Arvaniti et al., 2012; Stasinakis et al., 2013). Blandt de analyserede forbindelser blev PFDoA, PFTeDA, PFHpS, PFDS og PFOSA fundet i den partikulære fase, mens PFHpA, PFOA, PFNA og PFHxS hovedsageligt blev påvist i den opløste fase.

Analyser af ind- og udløbsspildevand har belyst en højere forekomst af koncentrationerne af PFAS-forbindelser med kortere kæder (< 7 C-atomer) i det rensede spildevand i udløbet i forhold til råspildevandet i indløbet. Litteraturen omtaler nedbrydning af precursors (Zhao et al., 2013; Fang et al., 2024 m.fl.), det vil sige større PFAS-forbindelser, der ikke måles i PFAS sum 22-analysen, og som muligvis nedbrydes gennem aktivt slam-anlægs biologiske og kemiske processer. Det har ikke været muligt at fremsøge videnskabelige artikler, som bekræfter nedbrydningen af precursors til de helt korte kortkædede forbindelser (f.eks. PFBA og PFBS), men derimod langkædede precursors, som kan biodegraderes til andre langkædede forbindelser. Denne påstand om nedbrydning af precursors berøres også i nærværende projekt.

### 5.2 Output

Hensigten med projektet var at vurdere omkostninger og renseeffektivitet for PFAS fra vandfasen til slamfasen ved tilsætning af fældningskemi og give et overblik over PFAS-mængden i de respektive strømme til og fra renseanlæg samt de interne strømme. Grundet usikkerheder forbundet med afprøvning af metoden er en businesscase ikke opstillet, da de tilhørende data ikke vurderes at være repræsentative.

Output har dermed været resultater fra laboratorie- og fuldskalatest samt de udarbejdede massebalancer og flowdiagrammer over de interne PFAS-strømme på renseanlæggene.

## 6 Resultater

Baggrunden for de erhvervede resultater beror på en grundig undersøgelse og drøftelse af følgende emner:

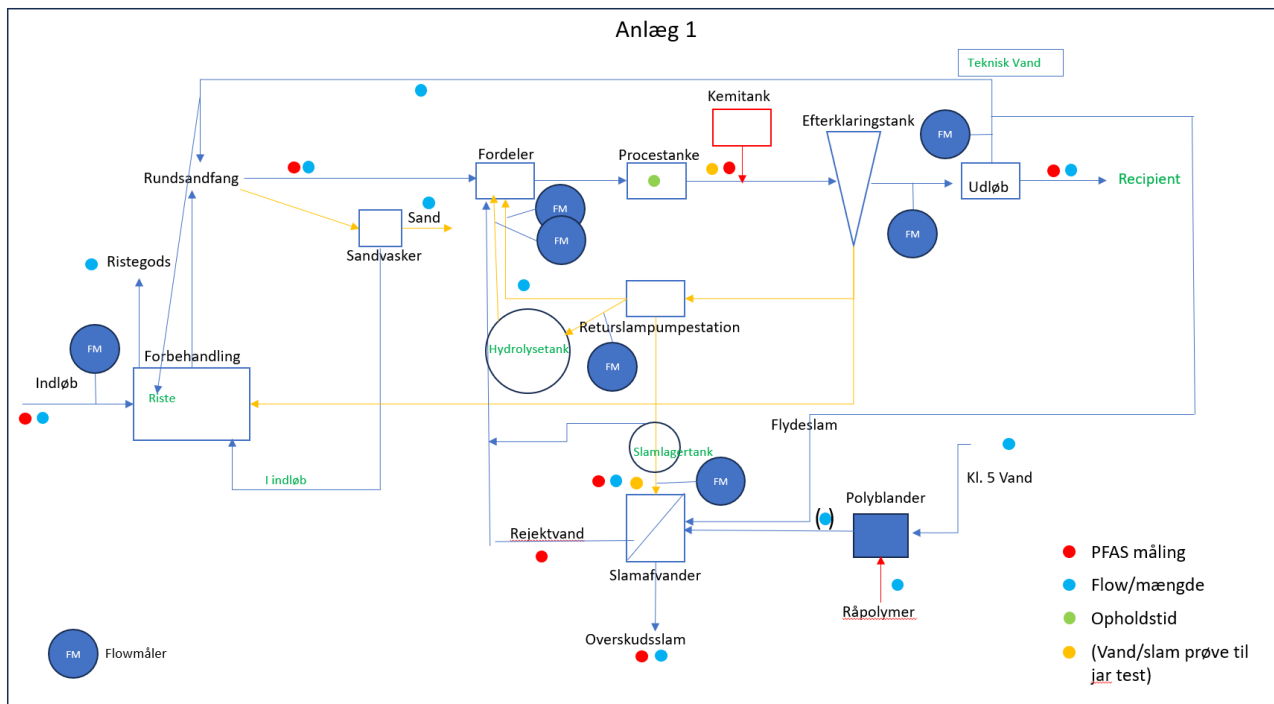
- Skitsering af renselanlæggenes vand- og slamføringer.
- Udvælgelse af relevante prøvetagningspunkter og SRO-data relateret hertil.
- Fremgangsmåden for prøvetagningen (stikprøver og flowproportionelle prøver).
- Opbevaring af prøverne inden forsendelse til det akkrediterede laboratorie.
- Valg af analysemetode (dvs. analyse som slamprøve eller vandprøve).
- Valg af fældningskemiprodukt baseret på tests for reduktionspotentialet i vandfasen i laboratoriet hos Teknologisk Institut efterfulgt af en vurdering af doseringsmængden i fuldskala.
- Afprøvning af det valgte fældningskemiprodukt i fuldskalatest.

Skitsering af renselanlæggenes vand- og slamføringer samt udvælgelse af relevante prøvetagningspunkter blev udført i tæt dialog mellem Teknologisk Institut og de respektive forsyningsselskabers driftspersonale, suppleret med en besigtigelse af anlæggene.

### 6.1 Prøvetagning

Fremgangsmåde for prøvetagning blev drøftet med udgangspunkt i MST-P04 (2012) og VMR (2022). Teknologisk Institut udarbejdede en prøvetagningsvejledning med udgangspunkt i MST-P04. Fremgangsmåder for prøvetagning beskrevet i videnskabelige artikler blev også undersøgt, men må erkendes at være sparsomt beskrevet og derfor ikke anvendt som baggrund for prøvetagningen i nærværende projekt. Valg af materialer til prøveudtagningen og opbevaringen af prøverne blev udført med udgangspunkt i VMR (2022). Følgende prøver blev udtaget flowproportionelt: Indløbsprøver før og efter sand- og fedtfang, Mixed Liquor Suspended Solids (blanding af spildevand og aktivt slam, MLSS) og udløbsvand. De resterende prøver blev udtaget som stikprøver (fødeslam, forafvandet slam, slutaftvandet slam og rejektvand). Stikprøverne blev udtaget som følger: Fem prøver blev udtaget med 2 minutters interval, hvorefter de fem prøver blev blandet sammen og udgjorde selve stikprøven (se appendix for skitser af anlæggene med prøvetagningspunkter).

Flowdiagrammet og prøvetagningspunkter for anlæg 1 er vist i Figur 1. Tilsvarende diagrammer til de resterende anlæg findes i appendix.



Figur 1: Flowdiagram og prøveudtagningspunkter for anlæg 1.

Antallet af analyseresultater var af økonomiske årsager begrænset til ét resultat for hvert prøvetagningspunkt (indløb, udløb, fødeslam etc.). Prøver fra hvert prøvetagningspunkt fra 1-trinsanlæggene bestod af 12 prøver, som blev udtaget i løbet af en måned. Delprøver fra de 12 prøver blev poollet til én prøve. Prøver fra 2-trinsanlægget bestod af 24 prøver udtaget i løbet af to måneder, som ligeledes blev poollet til én prøve pr. prøvetagningspunkt (indløb, udløb, forafvandet slam etc.). Det er forventningen, at prøverne giver en repræsentativ middelværdi for prøvetagningspunkterne i løbet af prøvetagningsperioden, velvidende at datagrundlaget ikke kunne anvendes til at bestemme standardafvigelser og dermed signifikante variationer i data.

Indledningsvist var hensigten, at alle prøver skulle analyseres som slamprøver med den forventning, at analyseresultatet ville inkludere data fra den samlede prøvematrix. Af tekniske årsager blev indløbsprøverne før og efter sand- og fedtfang, udløbsprøverne og rejektivandsprøverne analyseret som vandprøver. Hvis prøverne indledningsvist dekanteres inden analyse, og kun vandfraktionen herefter analyseres, vil PFAS-forbindelserne, som er adsorberet til de frafilterede partikler forventeligt ikke indgå i analyseresultatet. Indløbsprøverne før og efter sand- og fedtfang blev dekanteret modsat prøverne fra udløbet, som kunne analyseres uden forudgående dekantering. De resterende prøver (fedt, MLSS, fødeslam, forafvandet slam og slutfvandet slam) blev analyseret som slamprøver, hvilket i praksis betød frysetørring forud for analyse af PFAS-indholdet. Denne metode mistænkes at underestimere indholdet af kortkædede PFAS, da man risikerer, at de fjernes under prøveforberedelsen med den vandfraktion, der sorteres fra. Det har ikke været muligt endeligt at bekræfte denne formodning i nærværende projekt.

I forsøg på at nuancere billedet af PFAS-indholdet blev en prøve fra en procestank (MLSS) hhv. fra fødeslammet før afvanding opdelt i slamkage og rejektivand hos Teknologisk Institut ved MCT Higgins-metoden til slamafvanding (6.7). Slamkagen med en tørstofprocent på ~20 % blev behandlet og analyseret som en slamprøve, mens rejektivandet blev behandlet og analyseret som en vandprøve. Denne fremgangsmåde viste et målbart indhold af kortkædede forbindelser i rejektivandet,

ensbetydende med en tilstedeværelse af kortkædede forbindelser i råprøven, selvom dette ikke kunne påvises i selve råprøven med en analyse som slamprøve.

Alle prøver er analyseret for PFAS sum 22 og angivet som sum 22 og/eller sum 4 i rapporten (Tabel 1).

*Tabel 1: Oversigt over PFAS-indhold i analyser for PFAS sum 22 og PFAS sum 4, samt opdelingen af korte- og langkædede PFAS i dette projekt.*

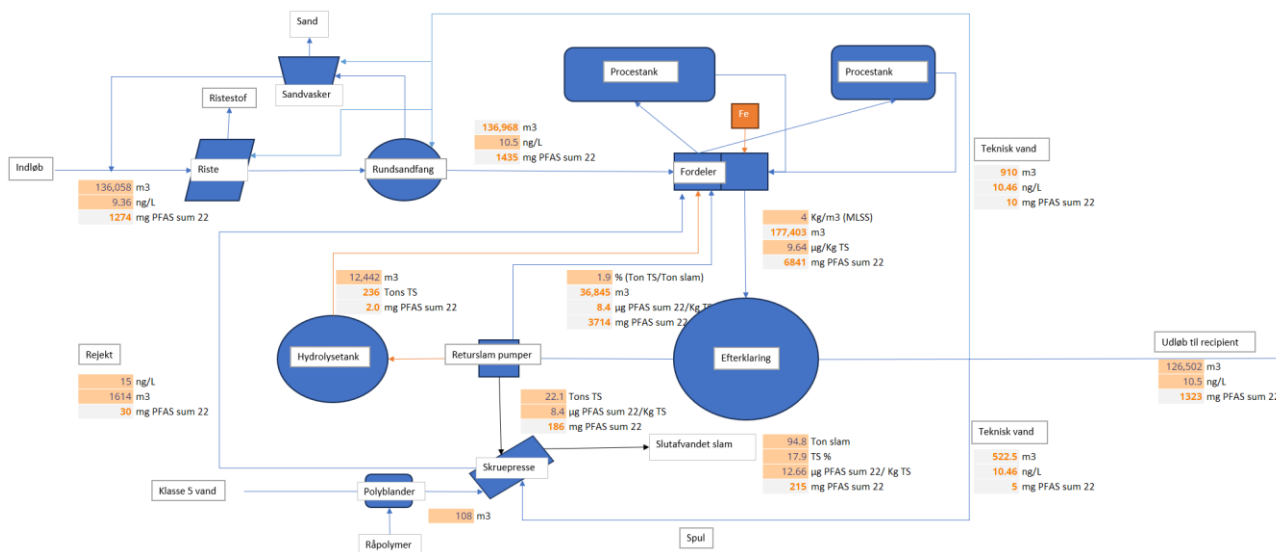
<b>PFAS sum 4</b>	<b>PFAS sum 22</b>	<b>Kortkædede PFAS</b>
<b>PFHxS</b>	PFBA	PFBA
<b>PFOA</b>	PFBS	PFBS
<b>PFOS</b>	PFPeA	PFPeA
<b>PFNA</b>	PFPeS	PFPeS
	PFHxA	PFHxA
	PFHxS	PFHxS
	PFHpA	
	PFHpS	
	PFOA	
	PFOS	
	6:2 FTS	
	PFOSA	
	PFNA	
	PFNS	
	PFDA	
	PFDS	
	PFUnDa	
	PFUnDS	
	PFDoDA	
	PFDoDS	
	PFTTrDA	
	PFTTrDS	

Kortkædede PFAS-forbindelser omfatter i denne rapport PFBA, PFBS, PFPeA, PFPeS, PFHxA og PFHxS i henhold til OECD (ENV/JM/MONO(2018)7). De resterende PFAS-forbindelser angivet for PFAS sum 22 defineres som langkædede. Kun PFAS-stoffer over detektionsgrænsen er medtaget i grafer/tabel-ler. Analyseusikkerheden er på henholdsvis 31 % for vandprøver og 36 % for slamprøver, hvilket er fastsat for den valgte analysemetode.

## 6.2 Massebalancer

De indsamlede data fra prøvetagningskampagnerne er brugt til opstilling af massebalancer for hvert enkelt PFAS-stof på hvert af de fire anlæg. I praksis er ikke samtlige af de 22 PFAS-stoffer detekteret i alle anlæg. Udtræk fra de opstillede massebalancer er præsenteret i afsnit 6.3-6.6, da de samlede massebalancer for hvert enkelt stof ikke kan præsenteres indenfor rammerne af denne rapport. I

stedet er massebalancer for summen af PFAS 22 præsenteret for hvert af de fire anlæg (Figur 2, Figur 3, Figur 4 og Figur 5).



Figur 2. Anlæg 1, massebalance for summen af PFAS 22. Data repræsenterer både koncentration og total PFAS-mængde i prøvetagningsperioden.

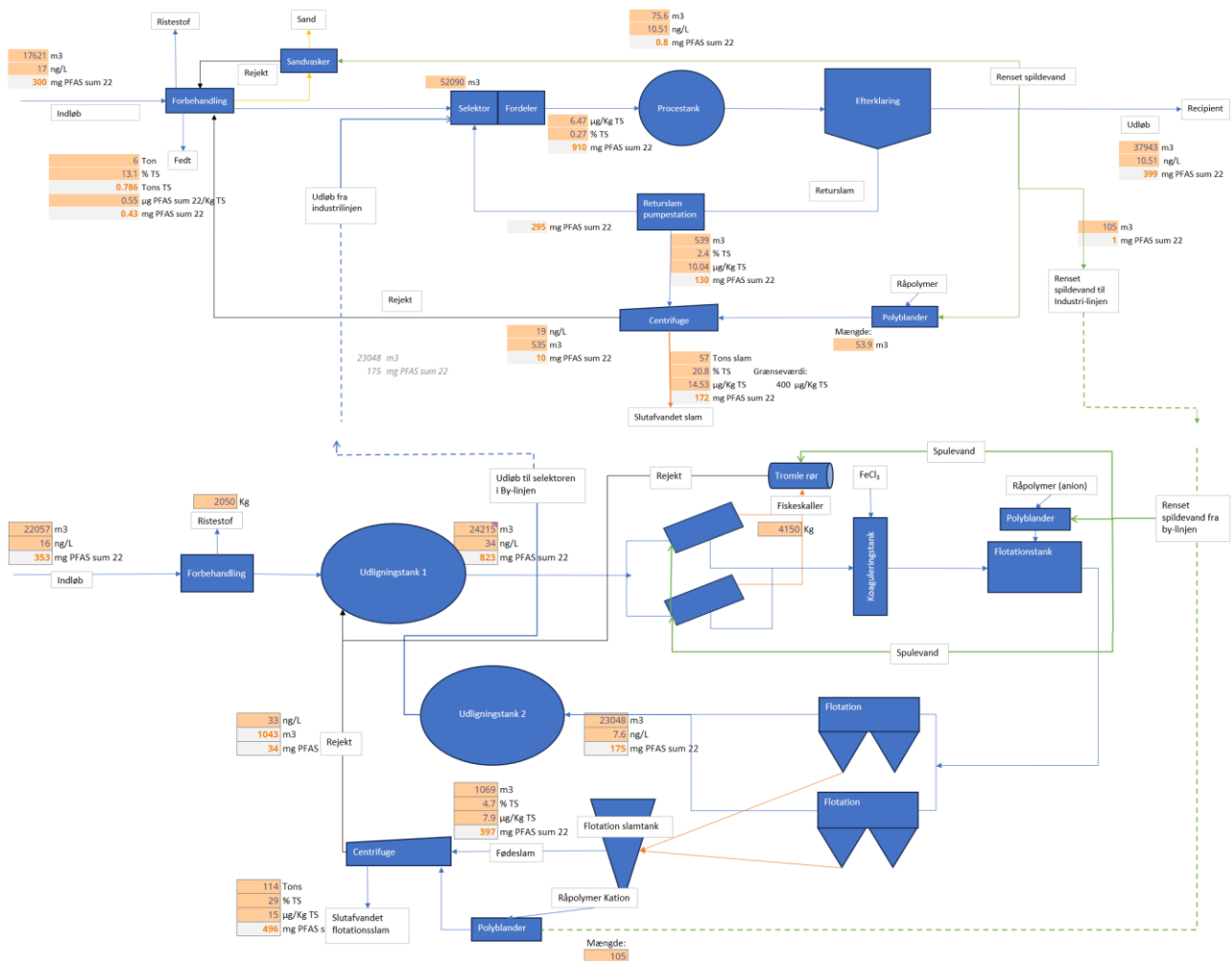
I teorien skal massebalancerne gå op, dvs. indløb skal tilsvare udløb, slam og afvandet slam. Tages der udgangspunkt i massebalancen for anlæg 1 (Figur 2), udledes der 19 % mere PFAS, end der findes i indløbet. Der kan være flere årsager til dette. Som allerede påpeget, kan nedbrydning af precursors være årsag til en estimeret højere udledning, da stofferne ikke detekteres i indløbet, men omdannes til en af de 22 PFAS-forbindelser under behandling i anlægget og detekteres i udløb og det afvandede slam. En anden mulighed er, at der sker "afsmitning" fra den store interne pulje af PFAS på anlægget, som recirkuleres via returslam og rejeckt vand (Figur 2). Dette gælder både kort- og langkædede forbindelser, da der er tale om returslam med lav tørstofprocent, hvorfor det primært er vand, der recirkuleres, hvori der findes både kort- og langkædede forbindelser. Den recirkulerede PFAS-fraktion udgør 3746 mg, hvilket er betydeligt større end det samlede indløb til anlægget (1274 mg). Denne pulje er opbygget over anlæggets levetid, og bidrager således til en udjævning af udløbskoncentrationen, der fremgår større end indløbskoncentrationen. Der vil også være en tidlig forskydning mellem indløb og udløb grundet opholdstiden i anlægget. Disse årsager i kombination bidrager sandsynligvis til den samlede højere udledning. For de resterende anlæg ses samme tendens med højere udledning end indløb, særligt for anlæg 2, hvor udledning overgår indløb med 63 % (Figur 3).

En anden væsentlig observation fra de opstillede massebalancer er, at det ikke er muligt at følge koncentrationen af PFAS sum 22 hele vejen gennem anlæggene. Dette kan i høj grad tilskrives analysemetoderne, hvor en kombination af vand- og slamprøver er anvendt (6.1). Særligt udtalt er det for de kortkædede PFAS-forbindelser, der i lav eller ingen grad er at finde i de prøver, der er analyseret som slamprøver. Det er eksempelvis bemærkelsesværdigt, at *slamprøver* udtaget fra selektoren på anlæg 2 og i udløbsfordeleren fra anlæg 1 viser kortkædede forbindelser under detektionsgrænsen, da disse er knudepunkter på anlæggene, hvor vandet passerer igennem inden udløb. I udløbet kan de kortkædede forbindelser efterfølgende godt kvantificeres i *vandprøver*, hvilket sandsynliggør målemetoden som ophav til de observerede forskelle. Som en del af laboratorieforsøgene i projektet (6.7) er der blevet påvist kortkædede PFAS-forbindelser i rejeckt vand, uden at disse kunne påvises i slammet hverken før eller efter afvanding, hvor slammet fortsat indeholder op mod 80 % vand. Dette

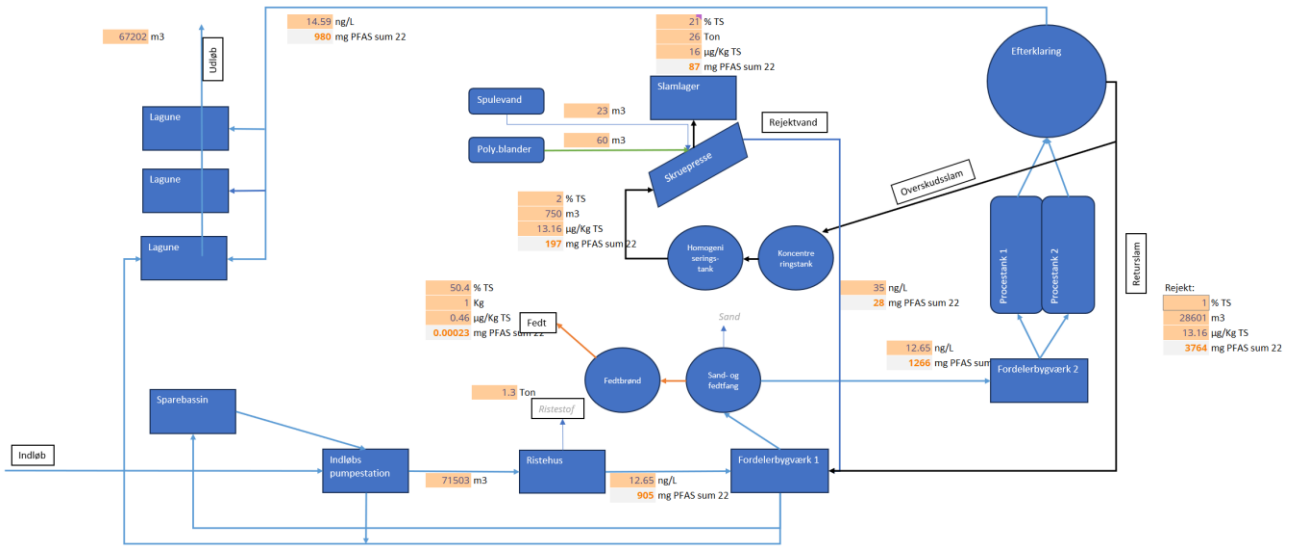




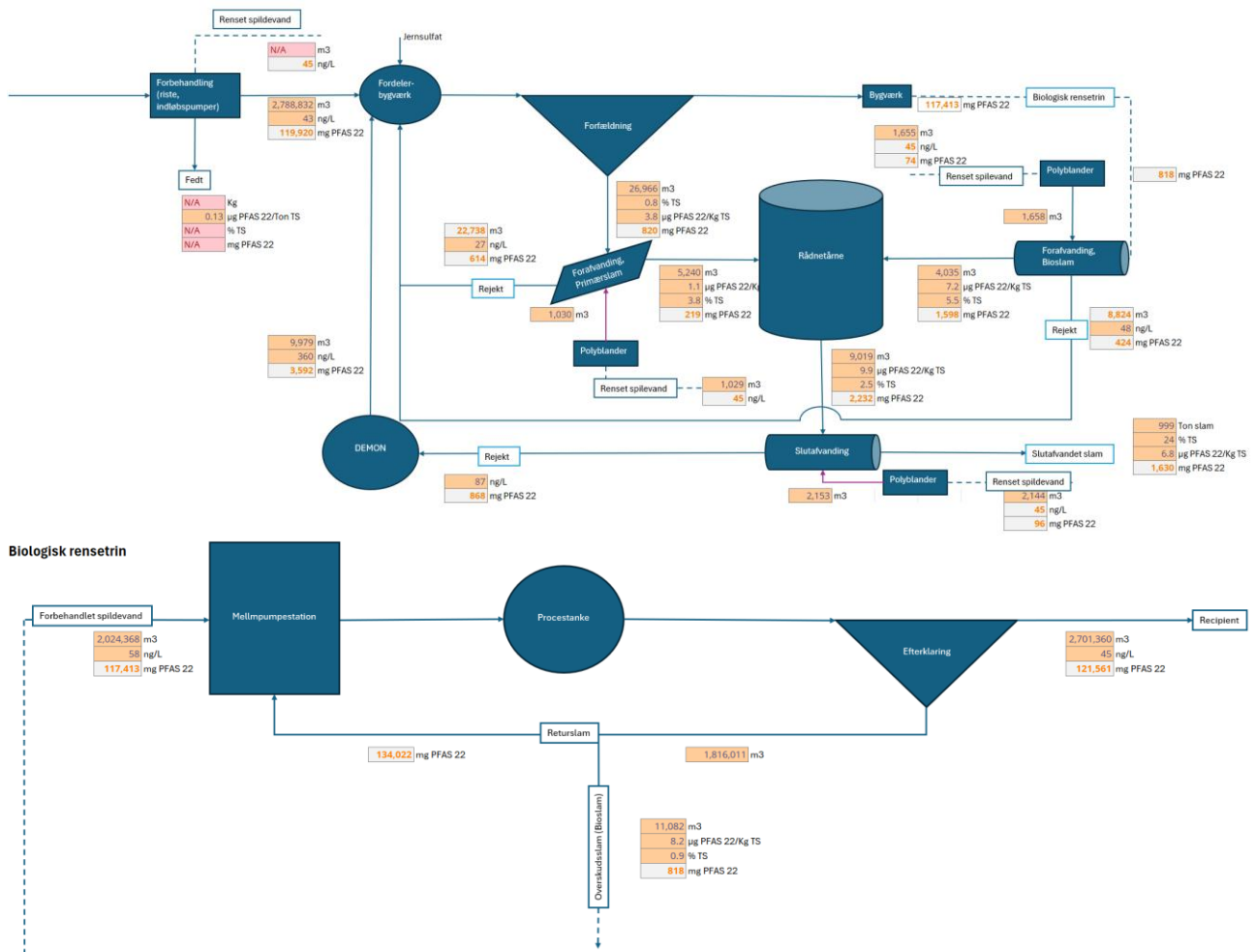
rejser spørgsmålet, om man med en slamprøve af det slutfavandede slam underestimerer mængden af PFAS, der udlægges på landbrugsjord eller til andre formål, da de kortkædede forbindelser ikke detekteres.



Figur 3. Anlæg 2, massebalance for PFAS 22. Data repræsenterer både koncentration og total PFAS-mængde i prøvetagningsperioden.



Figur 4. Anlæg 3, massebalance for summen af PFAS 22. Data repræsenterer både koncentration og total PFAS-mængde i prøvetagningsperioden.

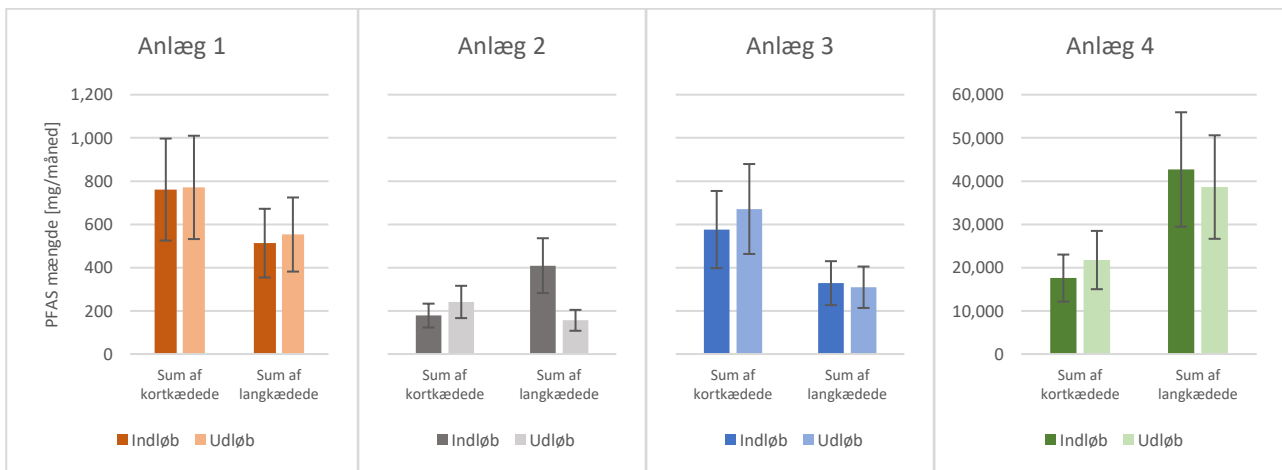


Figur 5. Anlæg 4, massebalance for summen af PFAS 22. Data repræsenterer både koncentration og total PFAS-mængde i prøvetagningsperioden.

## 6.3 Månedlig PFAS-belastning og afledning fra de fire renseanlæg

I følgende afsnit bliver resultaterne for PFAS-analyser i henholdsvis ind- og udløb på de fire aktivt slam-anlæg i projektet præsenteret og diskuteret. Anlæg 2 er beskrevet særskilt, da det ud over modtagelse af husholdningsspildevand har en særskilt indløbslinje med industrispildevand, som bliver forbehandlet, inden det samles med byspildevandslinjen efter linjens indledende rensetrin. Anlæg 4 har som det eneste anlæg primærfældning og udrådning og er også beskrevet i et særskilt afsnit. Flowdiagrammer for de enkelte anlæg er vist i Appendix 1, Appendix 2, Appendix 3 og Appendix 4.

Som beskrevet i afsnit "3.0 Introduktion" findes ofte højere koncentrationer af en række PFAS-forbindelser i udløbet fra renseanlæg i forhold til indløbet. En overordnet analyse af summen af kort- og langkædede forbindelser fundet i dette projekt tyder ikke på en egentlig forskel (Figur 6). Anlæg 2 skiller sig ud ved at have et lavere indhold af langkædede forbindelser i udløbet i forhold til indløbet. Som beskrevet under 6.1 er der tale om sammenlagte stikprøver, og der vil derfor skulle yderligere analyser til at verificere resultaterne.

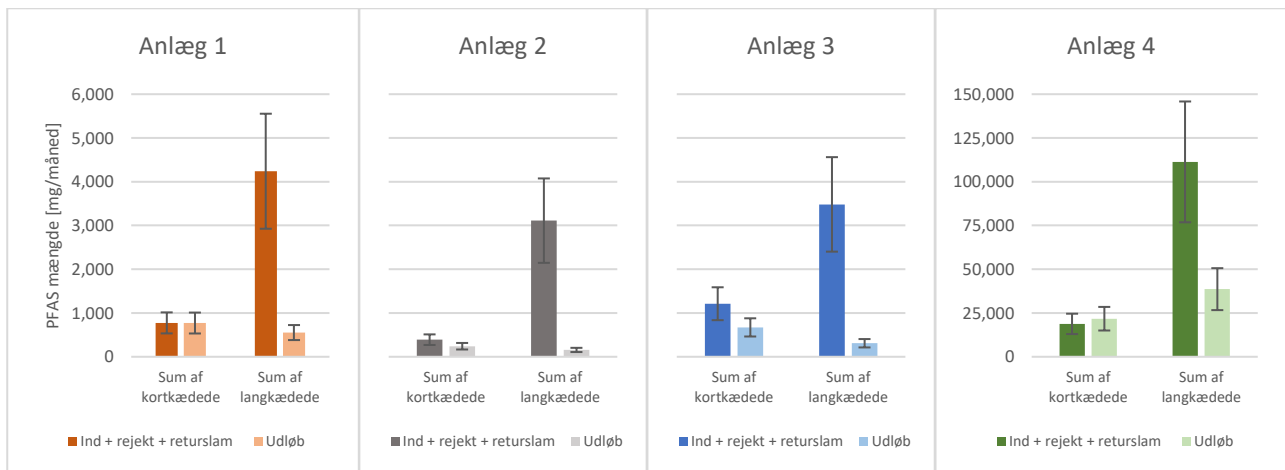


Figur 6. Total mængde PFAS 22 i hhv. ind- og udløb fra fire forskellige danske renseanlæg. Ind- og udløb er opdelt i hhv. lang- og kortkædede PFAS-forbindelser. Fejlindikatorer angiver udelukkende den analytiske usikkerhed. Bemærk, at skalaen på y-akse for anlæg 4 skiller sig ud fra de andre anlæg.

Mængden af PFAS 22 i hhv. ind- og udløb fra de fire danske renseanlæg varierer i høj grad afhængigt af lokale forhold (Figur 6). Særligt bemærkelsesværdigt er anlæg 4, der skiller sig ud med en høj samlet belastning af PFAS 22 i indløb og en tilsvarende høj udledning. Dette skyldes i særdeleshed anlæg 4's størrelse, da der her behandles væsentligt større vandmængder end på anlæg 1-3. Koncentrationen af særligt 6:2 FTS i anlæg 4 er dog også væsentligt højere end i de resterende anlæg, hvilket kan tyde på en eller flere punktkilder i oplandet (Figur 9). Koncentrationen af 6:2 FTS i indløbet til anlæg 4 på 21 ng/L er væsentligt højere end den estimerede baggrundskoncentration for enkeltstoffer i Skandinavien på 1-4 ng/L (Danva, 2022).

Opdelingen i hhv. kort- og langkædede forbindelser er interessant, da tidligere studier viser, at de kortkædede forbindelser i høj grad vil være at finde i vandfasen og de langkædede forbindelser i højere grad i slamfasen (Lenka et al, 2021; Arvanti et al., 2015). Inddelingen i kort- og langkædede forbindelser er også interessant i forhold til renseteknologier, da de kortkædede er sværere at fjerne fra vandfasen end de langkædede.

Hvis man i den overordnede massebalance for anlæggene inkluderer den interne pulje fra recirkulering af rejektvand fra slamafvanding samt returslam, er det tydeligt, at den interne pulje af PFAS er betydeligt sammenlignet med indløbet til anlæggene (Figur 7). Når mængden i indløbet lægges sammen med den interne cirkulering, er det tydeligt, at en langt større mængde af især langkædede PFAS strømmer gennem anlægget, end det fremgår alene af data fra indløbet. De langkædede forbindelser tilbageholdes i høj grad med slammet og er derfor at finde i lavere koncentrationer i udløbet, mens de recirkuleres med rejektvandet og returslammet (Figur 7). Her er der bl.a. tale om de langkædede forbindelser PFOA, PFOS, PFDA og 6:2 FTS.

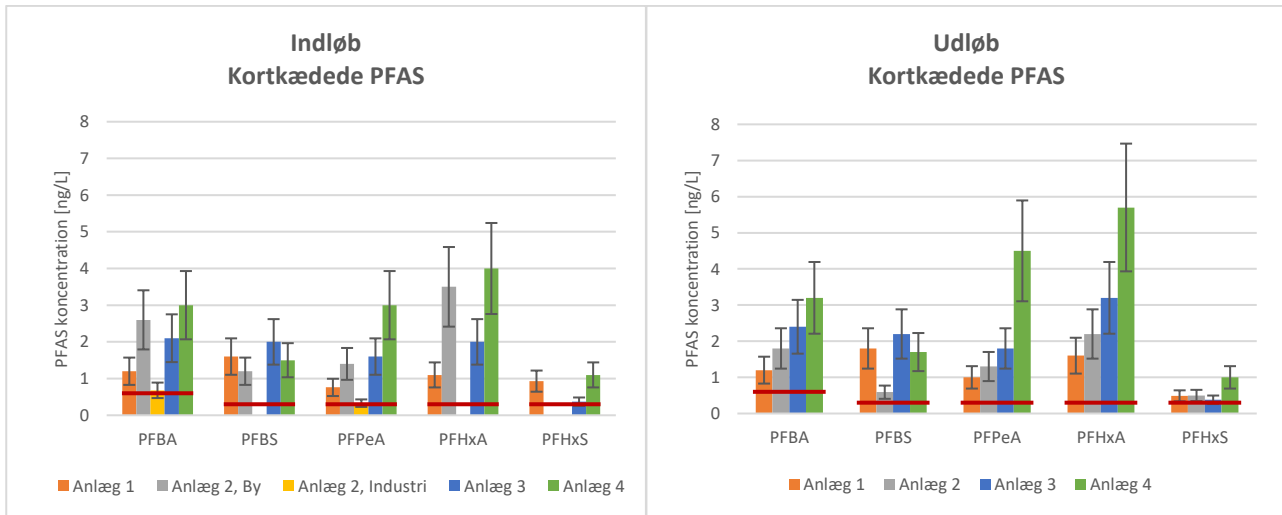


Figur 7. Sammenligning af den samlede belastning af PFAS ind til procestankene ved hvert anlæg samt den samlede udløbsmængde til recipient. Den blå søjle er en summering af masserne fra indløbet til renseanlægget, rejektvandet fra slamafvandingen og returslammet. Mængderne fra de tre strømme er beregnet som koncentration multipliceret med det summerede flow for prøveperioden. Data er opdelt i hhv. lang- og kortkædede PFAS-forbindelser. Fejllinjer angiver udelukkende den analytiske usikkerhed. Bemærk, at skalaen på y-akse for anlæg 4 skiller sig ud fra de andre anlæg.

Den tydelige interne recirkulering af især langkædede PFAS-forbindelser bidrager til tesen om, at de højere udløbsmængder i forhold til indløbsmængder, der i nogle tilfælde observeres, til dels kan skyldes den store recirkulering og interne buffer af PFAS, der er opbygget i slammet på renseanlæggene over længere tid. Der opnås så at sige en ligevægt mellem det PFAS, der kommer ind, og det PFAS, der allerede er i cirkulation på anlægget, og renseanlæggene fungerer derfor som buffer og udjævner mængden af PFAS i udløbet over tid. Afhængigt af nedbør og andre variationer i indløb vil man derfor opleve, at der i perioder kan observeres højere mængder i udløbet end i indløbet, og i perioder at det omvendte vil gøre sig gældende. Andre faktorer såsom nedbrydning af PFAS-precursors vil også have en indflydelse på denne balance.

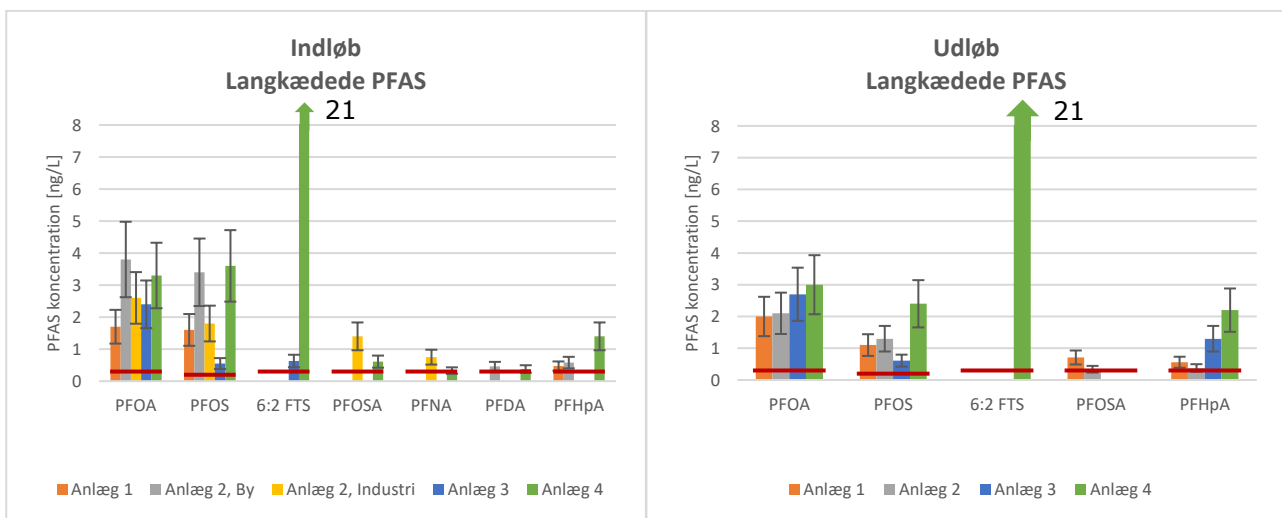
## 6.4 Fordeling af enkelte PFAS-forbindelser i ind- og udløb

Koncentrationen af de enkelte PFAS-forbindelser i ind- og udløb varierer mellem anlæggene (Figur 8 og Figur 9). Konsistent med den totale mængde, der passerer gennem anlægget, er koncentrationen af de enkelte PFAS-forbindelser også størst i anlæg 4. Den kortkædede forbindelse PFPeS er ikke detekteret i hverken ind- eller udløb, og er derfor ikke vist. På samme vis er en række langkædede forbindelser heller ikke detekteret.



Figur 8. Koncentration af alle detekterede kortkædede PFAS-stoffer. Koncentrationen er vist for hhv. ind- og udløb til renseanlæggene. Den røde linjer angiver detektionsgrænse for enkeltstoffer. Fejllinjer angiver udelukkende den analytiske usikkerhed. Koncentrationerne for "Anlæg 2, Industri" er for det rensede industrispildevand, som tilledes aktivt slam-anlægget.

Det er bemærkelsesværdigt, at mange af de enkelte forbindelser findes i koncentrationer ikke langt fra detektionsgrænsen, hvorfor værdierne er behæftet med en væsentlig usikkerhed. Dette understreger vigtigheden af at sænke den analytiske detektions- og kvantifikationsgrænse og derved reducere den samlede usikkerhed ved både prøvetagning og analyse (Figur 8 og Figur 9).

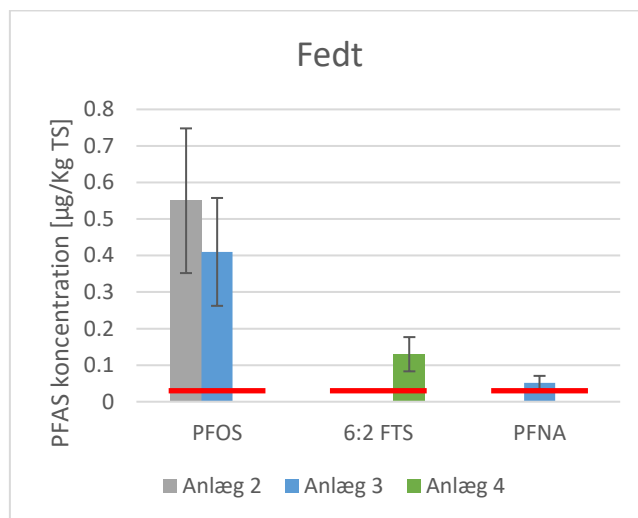


Figur 9. Koncentration af alle detekterede langkædede PFAS-stoffer. Koncentrationen er vist for hhv. ind- og udløb til renseanlæggene. Den røde linjer angiver detektionsgrænse for enkeltstoffer. Fejllinjer angiver analyseusikkerheden oplyst af Eurofins. Koncentrationerne for "Anlæg 2, Industri" er for det rensede industrispildevand, som tilledes til selektoren ved "Anlæg 2, By".

Anlæg 2 adskiller sig ved at modtage separat by- og industrispildevand. Industrispildevandet, primært fra fiskeindustri, behandles i et flotationsanlæg, før det ledes til aktivt slam-anlægget. Dette anlæg viser en anderledes tendens med lavere koncentrationer af kortkædede PFAS i udløbet, muligvis grundet fortynding fra industrilinen. De langkædede PFAS-forbindelser observeres i varierende grad på tværs af anlæggene, ofte tæt på detektionsgrænsen, hvilket skaber usikkerhed om deres præcise forekomst. Særligt bemærkelsesværdig er også den høje koncentration af 6:2 FTS i anlæg 4, som

skyldes kendte kilder i oplandet. Generelt er de langkædede PFAS-forbindelser som blev observeret i udløbet, tilnærmelsesvist sammenlignelige med koncentrationerne i indløbet (Figur 9).

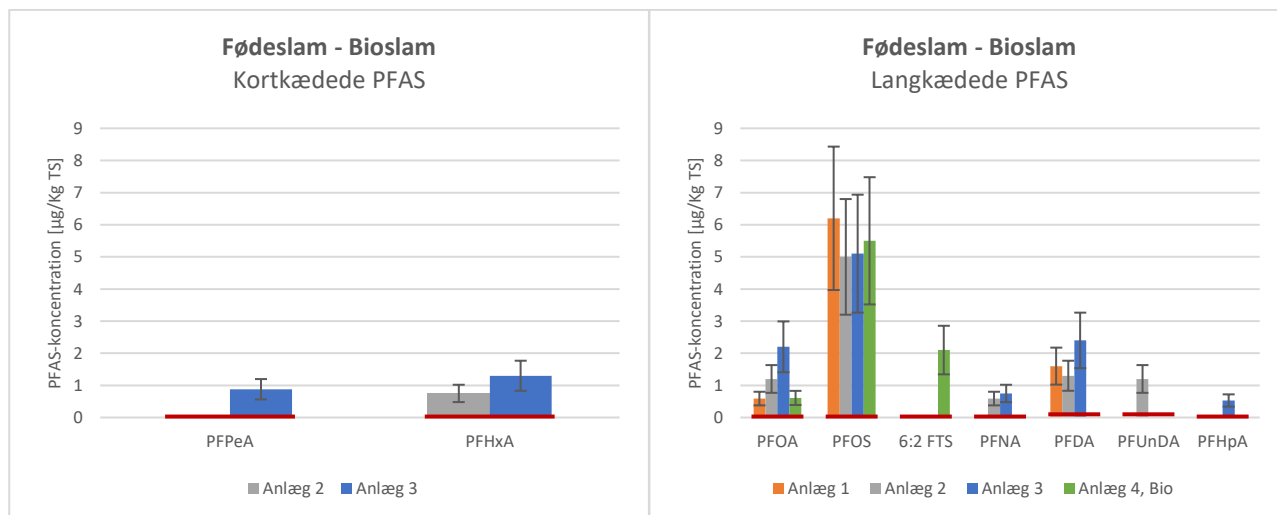
PFOS, 6:2 FTS og PFNA blev observeret i fedtfraktionen fra anlæg 2, 3 og 4, men tilsyneladende ikke i tilstrækkelige mængder til at reducere udløbskoncentrationerne (Figur 10). Ved beregning af mængden af PFAS-forbindelserne er det tydeligt, at kun en lille mængde af den PFAS, der tilledes anlæggene, fjernes med fedtfraktionen.



Figur 10. PFAS-koncentration i fedt fra fedtfangsbrønden på anlæg 2, 3 og 4. Anlæg 1 udtager ikke fedt på anlægget og er derfor ikke vist i diagrammerne, da fedtfraktionen på anlæg 1 behandles i det biologiske trin. Fejllinjerne angiver udelukkende analyseusikkerheden. Den røde linjer angiver detektionsgrænse for enkeltstoffer.

## 6.5 Intern fordeling af PFAS i føde- og bioslam

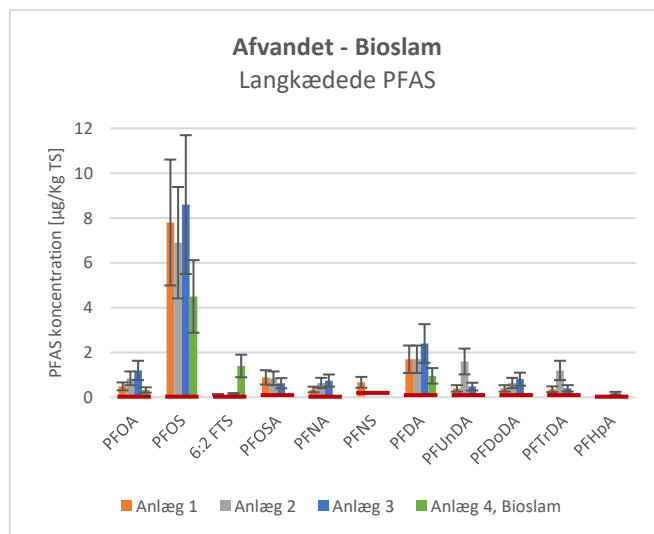
I det aktive slam, der afvandes og udtages af anlæggene, er der en overvægt af langkædede PFAS-forbindelser (Figur 11). Dette understøttes af litteraturen, der beskriver, at de langkædede PFAS-stoffer har større eller mindre tendens til at sorbere til slammet i renselanlæggene, alt efter deres fysisk-kemiske egenskaber (pH, temperatur, kation-koncentration m.m.). Det er også alment anerkendt, at sorptionen til slammet stiger med øget længde af fluoroalkylkæden ( $\geq C5$ ), da molekylet bliver mere hydrofobt (Zhang et al., 2013; Ebrahimi et al., 2021), og at sulfonsyreholdige PFAS viser højere sorptionskapacitet end carboxylsyre-PFAS med samme kædelængde. Desuden er sorptionen afhængig af pH-værdien, dvs. faldende ved høj pH (Arvaniti et al, 2015; Ebrahimi et al., 2021).



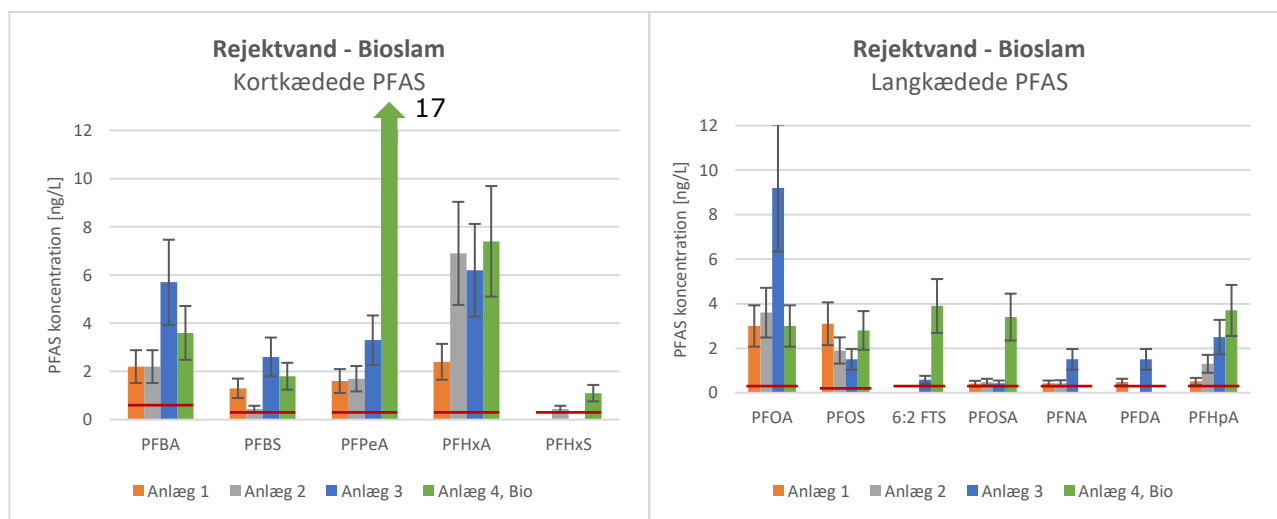
Figur 11. Koncentration af hhv. kort- og langkædede PFAS-forbindelser detekteret i fødeslam til slutfvandingen (anlæg 1-3) og forafvandingen (Anlæg 4, Bio). Fejllinjerne angiver udelukkende analyseusikkerheden. Den røde linjer angiver detektionsgrænse for enkeltstoffer.

Ophavet til den lavere forekomst af kortkædede PFAS-forbindelser i hhv. føde- og bioslam (Figur 11) kan til dels skyldes analysemetoden. Som beskrevet i afsnit 6.1 er der mulighed for at analysere en prøve som enten vand- eller slamprøve. Prøverne af føde- og bioslam er analyseret som slamprøver, dvs. de frysetørres inden analyse. Det mistænkes, at denne prøveforberedelsesmetode kan bidrage til at underestimere mængden af kortkædede forbindelser, da de kan forsvinde i frysetøringsprocessen. Det har ikke været muligt at få denne formodning endeligt bekræftet i nærværende projekt. Der er dog blevet udført test med fraktionering af en fødeslamsprøve i henholdsvis en slamkage og en vandfraktion, som begge er blevet analyseret for PFAS. Her kunne de kortkædede forbindelser måles i vandfasen. Dette viser, at de kortkædede forbindelser er til stede, men ikke kan detekteres, hvis prøven analyseres som en slamprøve. For at opnå en mere nøjagtig kvantificering af PFAS i slamstrømmene på rensningsanlægget anbefales det derfor at fraktionere slamprøverne og analysere slamkagen og vandfasen separat.

Efter afvanding af hhv. føde- og bioslam tyder data på, at de kortkædede forbindelser presses ud af slamfasen og føres tilbage på anlæggene i form af rejktvand (Figur 13). De langkædede forbindelser recirkuleres også i høj grad, selvom en del af forbindelserne tilbageholdes i det afvandede slam, der fjernes fra de respektive anlæg (Figur 12). Indholdet af PFAS i hhv. bioslam, afvandet bioslam og rejktvand giver igen anledning til at diskutere analysemetoden. Bioslam og afvandet bioslam er analyseret som slamprøver, og her findes kortkædede PFAS i begrænset omfang (Figur 11 og Figur 12). De kortkædede findes dog i koncentrationer væsentligt over detektionsgrænsen i rejktvandet, der er analyseret som vandprøve (Figur 13). De kortkædede må således også være til stede i bioslammet, uden at dette dog detekteres.



Figur 12. Koncentrationen af PFAS-forbindelser i det slutfavandede slam (anlæg 1-3) og forafvandet slam (Anlæg 4, Bio) i forhold til kg TS. Fejllinjerne angiver udelukkende analyseusikkerheden. De røde linjer angiver detektionsgrænse for enkeltstoffer.



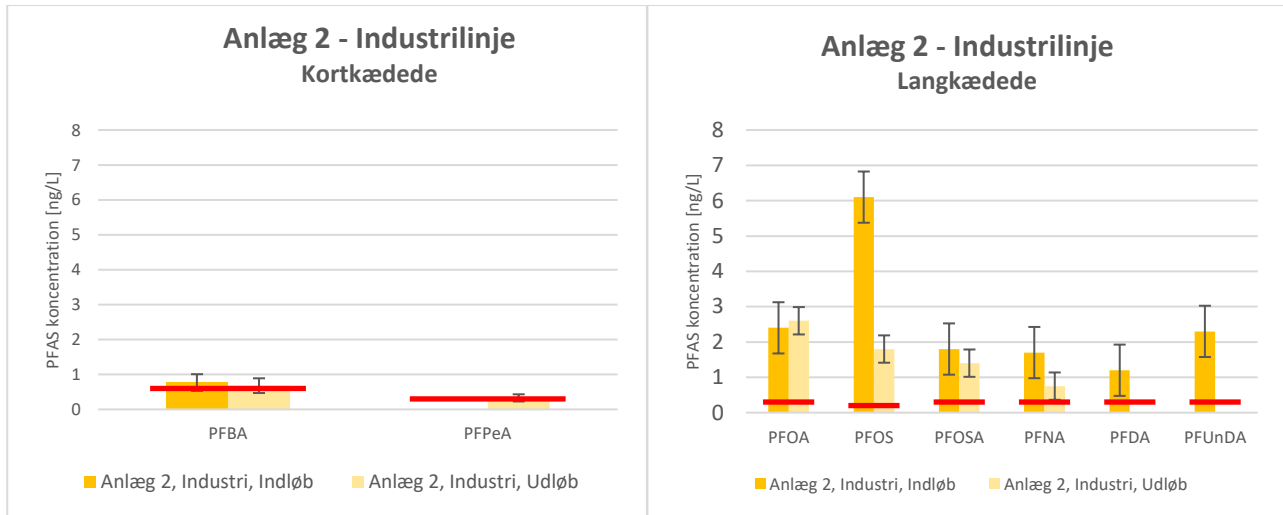
Figur 13. Koncentrationen af kortkædede PFAS-forbindelser detekteret i rejecktandet fra slutfavanding (anlæg 1 - 3) og forafvanding (anlæg 4, Bio) (venstre) og langkædede forbindelser (højre). Fejllinjerne angiver udelukkende analyseusikkerheden. Den røde linjer angiver detektionsgrænse for enkeltstoffer.

## 6.6 Konfiguration og massebalance af industrianlæg

Anlæg 2 består af to linjer med forskelligt input, hhv. industrivand og byspildevand (Appendix 2). Efter behandling i det industrielle anlæg ledes det behandlede industrispildevand via en selektor ind i byspildevandsanlægget, hvor de to fraktioner blandes inden videre behandling. Denne konfiguration er særlig for anlæg 2 og betyder bl.a., at der i massebalancen for anlæg 2 skal tages hensyn til et bidrag fra både industri- og byspildevand.



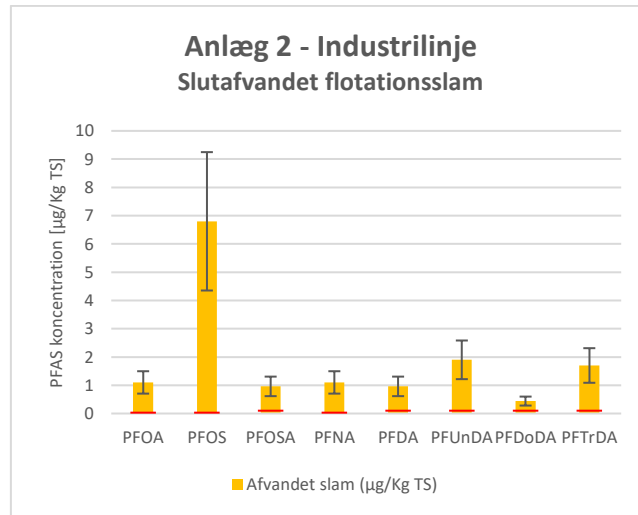
Industrilinjens har til formål at forbehandle vandet, inden det blandes med byspildevandet. Denne behandling har i nogen udstrækning indflydelse på koncentrationen af langkædede forbindelser, der ledes videre til bylinjen (Figur 14). De kortkædede forbindelser detekteres i koncentrationer lige omkring detektionsgrænsen, og det er derfor ikke muligt at kvantificere en fjernelsesgrad for industrilinjens.



Figur 14. Koncentration af alle detekterede kort- og langkædede PFAS-stoffer for henholdsvis ind- og udløb fra industrilinjens på anlæg 2. Udløbet fra industrilinjens tilledes selektoren på det tilstødende aktivt slam-anlæg. Fejllinjerne angiver udelukkende analyseusikkerheden. Den røde linjer angiver detektionsgrænsen for enkeltstoffer.

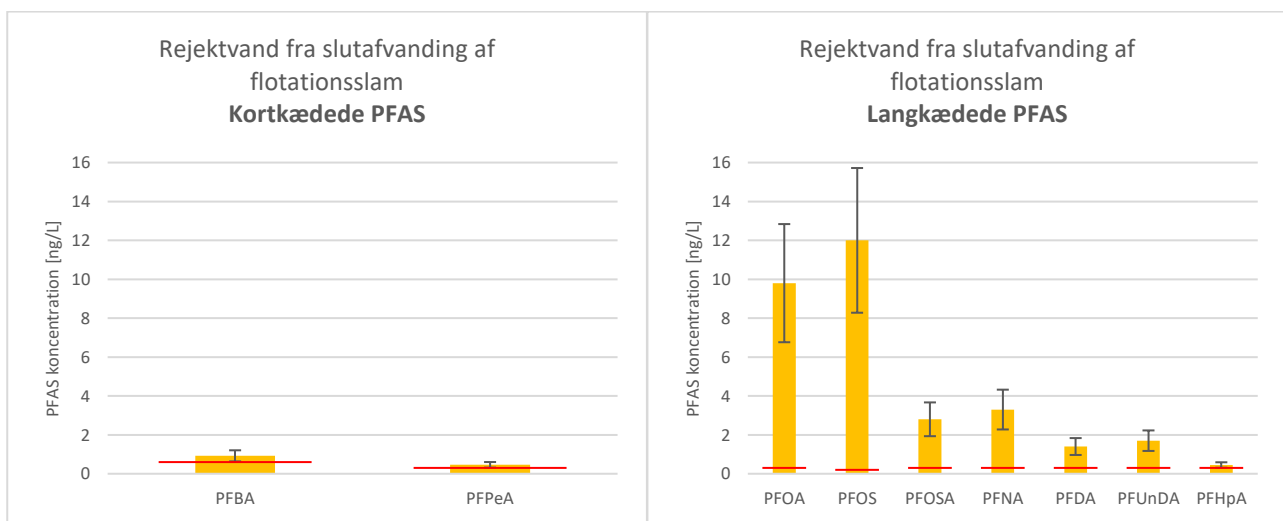
Sammenligner man belastningen fra udløbet af industrilinjens (Figur 14) med indløbet til bylinjens (Figur 9), er der en højere koncentration i bidraget fra bylinjens end fra industrilinjens. Dette medfører, at bidraget fra industrilinjens er med til at fortynde koncentrationerne i byspildevandet. Anlæg 2 modtager ca. 60 % mere spildevand fra industrilinjens sammenlignet med bylinjens, hvilket er med til at gøre fortyndingen yderligere udtalt. Dette er årsag til, at der for anlæg 2 er indikation af, at koncentrationen af PFAS ud af anlægget er lavere end i indløbet, modsat de resterende anlæg (Figur 8 og Figur 9).

Det slutaftvandede flotationsslam fra industrilinjens adskiller sig ikke væsentligt fra det aftvandede bioslam fra de resterende anlæg mht. PFAS-koncentration (Figur 12 og Figur 15). De kortkædede forbindelser detekteres ikke, hvilket muligvis kan tilskrives analysemetoden.



Figur 15. PFAS-indhold i slufvandet flotationslam fra industrilinj på anlæg 2. Fejllinjerne angiver udelukkende analyseusikkerheden. Den røde linjer angiver detektionsgrænse for enkeltstoffer.

Det er bemærkelsesværdigt, at rejeftvand fra slufvanding af flotationslammet fra industrilinj kun indeholder de to kortkædede PFAS-forbindelser, hhv. PFBA og PFPeA (Figur 16), til forskel fra rejeftvand fra bioslammet på de fire anlæg (Figur 13). Dette stemmer dog overens med indløbet til det industrielle anlæg (Figur 14) og viser, at industrilinj modtager en mere specifik belastning af enkelte PFAS-stoffer sammenlignet med de fire anlæg, der håndterer byspildevand med diffuse kilder til PFAS.



Figur 16. PFAS-indhold i rejeftvand fra industrilinj på anlæg 2. Fejllinjerne angiver udelukkende analyseusikkerheden. Den røde linjer angiver detektionsgrænse for enkeltstoffer.

Koncentrationen af de langkædede PFAS-forbindelser i rejeftvand fra industrilinj (Figur 16) adskiller sig på enkelte punkter fra rejeftvand med oprindelse i bioslammet (Figur 13). 6:2 FTS detekteres ikke i rejeftvand fra flotationslammet, mens PFUnDA detekteres i rejeftvand fra flotationslammet, men ikke i rejeftvand fra bioslammet for de fire anlæg. Dette understreger forskellen mellem PFAS-stofferne i hhv. det industrielle spildevand og byspildevandet. PFOS forekommer i højere koncentrationer i rejeftet fra flotationslammet end fra bioslammet. Dette er enten en indikation

af en dårligere tilbageholdelse af PFOS i afvandet flotations slam sammenlignet med bioslam, eller det afspejler forskellen i slammets PFOS-koncentration før slutaftvanding.

## 6.7 Laboratorieforsøg til optimering af PFAS-fjernelse i renseanlæg

Formålet med laboratorieforsøgene var at undersøge muligheden for at påvirke fordelingen af per- og polyfluoralkylforbindelser (PFAS) mellem vand- og slamfasen på renseanlæg. Specifikt blev det undersøgt, om tilsætning af koagulanter og flokkulanter kunne øge PFAS-sorptionen til slampartikler og dermed reducere PFAS-koncentrationen i vandfasen. To scenarier blev undersøgt:

1. Tilsætning til biologisk aktivt slam før efterklaringstanken (anlæg 1).
2. Tilsætning til overskudsslam før slutaftvandingen (anlæg 2).

Resultaterne skulle danne grundlag for udvælgelse af den mest lovende metode til efterfølgende fuldskalatests på et udvalgt renseanlæg (6.8).

Laboratorieforsøgene blev udført som test i bægerglas (Appendix 5), hvor en række koagulanter og flokkulanter blev testet i varierende koncentrationer. Til kvantificering af forskellen mellem de forskellige behandlinger blev gennemført turbiditetsmålinger, bestemmelse af zetapotential, tørstofbestemmelse og MCT Higgins, sidstnævnte til simulering af mekanisk slamafvanding. I første omgang blev der udført en bred screening for en række kombinationer af koagulanter og flokkulanter på biologisk aktivt slam før slutaftvanding. De optimale behandlinger blev udvalgt på baggrund af flokstyrke, afvandingsgrad og turbiditet i rejektvandsfasen. Prøverne blev sendt til akkrediteret PFAS-analyse hos et analyselaboratorium for at kvantificere PFAS-fordelingen mellem hhv. vand- og slamfase (Tabel 2).

*Tabel 2. Resultater af den indledende screening for den mest optimale kombination af koagulant og flokkulant, til separering af biologisk aktivt slam. Tal repræsenterer test med forskellige kombinationer af koagulanter og flokkulanter.*

<b>Prøvenummer – Vandfase</b>	<b>Nulprøve</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
Sum af 22 PFAS [ng/L]	Ej bestemt	8,1	7,7	5,3	8,4
Bidrag fra kortkædet PFAS [ng/L]	Ej bestemt	5,0	4,8	4,3	5,3
<b>Prøvenummer – Slamfase</b>	<b>Nulprøve</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
Sum af 22 PFAS [µg/kg ts]	9,2	9,2	7,7	9	8,8
Bidrag fra langkædet PFAS [µg/kg ts]	9,2	9,2	7,7	9	8,8

Behandling 1 bestod af dosering af anlæggets eksisterende koagulant, mens behandling 2 og 3 bestod i dosering af Ekoflock 96 i to forskellige koncentrationer, hhv. lav (behandling 2) og høj (behandling 3). Behandling 4 bestod af den lave tilsætning af Ekoflock 96 + kationisk polymerdosering (Tabel 2). Tabellens resultater af PFAS-koncentration illustrerer, hvordan der ikke detekteres kortkædede PFAS i prøver af slamfasen, selvom disse prøver fortsat har et højt vandindhold (>80 %) og må formodes at indeholde kortkædede PFAS-forbindelser.

Foruden jar test med biologisk aktivt slam før efterklaring, blev der også udført en screening på overskudsslam udtaget før slutaftvanding. Her blev en række kombinationer af koagulanter og

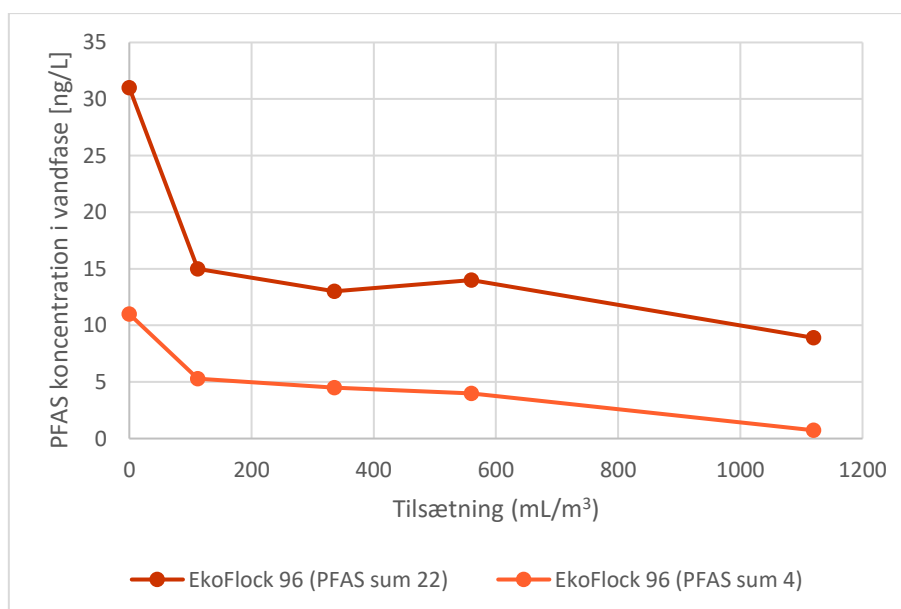
flokkulanter testet, og en række udvalgte prøver blev analyseret for PFAS i slam- og vandfasen (Tabel 3).

Tabel 3. Resultater af den indledende screening for mest optimale kombination af koagulant og flokkulant, til separering af overskudsslam. Tal repræsenterer forskellige kombinationer af koagulanter og flokkulanter.

Prøvenummer – Vandfase	Nulprøve	5	6	7	8
Sum af 22 PFAS [ng/L]	Ej bestemt	Ej bestemt	22,5	21,5	21,5
Bidrag fra kortkædet PFAS [ng/L]	Ej bestemt	Ej bestemt	11,2	10,5	9,75
Prøvenummer – Slamfase	Nulprøve	5	6	7	8
Sum af 22 PFAS [ $\mu\text{g}/\text{kg ts}$ ]	10	13	15	17	15
Bidrag fra langkædet PFAS [ $\mu\text{g}/\text{kg ts}$ ]	10	13	14	16	14

Behandling 5 og 6 bestod af dosering af anlæggets eksisterende kationiske polymer i to forskellige koncentrationer, mens behandling 7 bestod i dosering af Ekoflock 96 i kombination med anlæggets kationiske polymer. Behandling 8 tilsvarende behandling 7, med tilføjelsen af en anionisk polymer efter behandling med Ekoflock 96 og kationisk polymer.

Det blev besluttet, at fuldskalatesten skulle udføres ved anlæg 2, med tilsætning af Ekoflock 96 mellem procestanken og efterklaringstanken med det formål at skubbe PFAS 22 fra vandfasen over i slamfasen, for at reducere udledningen til recipient. På baggrund af PFAS-analyser fra den indledende screening, blev der arbejdet videre med resultaterne af kombinationen 3 (Tabel 2), der medførte den laveste koncentration af PFAS i vandfasen. For at bestemme den optimale dosering til fuldskala blev der udført jar test i en række koncentrationer (Figur 17).



Figur 17. Resultaterne af jar test med varierende koncentration af aluminiumsproduktet EkoFlock 96. PFAS-koncentration i vandfasen som funktion af tilsat koagulant. PFAS sum 4 indgår som en del af PFAS sum 22, men er også afbilledet separat.

Tilsætningen af aluminiumsproduktet Ekoflock 96 viste lovende resultater for reduktion af PFAS i vandfasen med ca. 50 % reduktion ved en tilsætning på 112 mL/m<sup>3</sup> (Figur 17), da PFAS opkoncentreres og bindes i slamfasen. Det var muligt at opnå en yderligere reduktion, særligt af PFAS sum 4, hvilket dog krævede en tidobling af den tilsatte mængde Ekoflock 96.

På baggrund af ovenstående resultater blev det besluttet at anvende Ekoflock 96 i fuldskalaforsøget på et af hovedansøgers renseanlæg (anlæg 2). Formålet med fuldskalatesten var at verificere resultaterne fra testene i laboratorieskala under reelle driftsbetingelser ift. at reducere mængden af PFAS 22 i udløbsvandet fra renseanlægget. En koncentration på 112 mL/m<sup>3</sup> blev anvendt ud fra et økonomisk og praktisk synspunkt frem for den højeste, afprøvede koncentration på 1120 mL/m<sup>3</sup>. Resultater for fuldskalatestene fremgår af afsnit 6.8.

## 6.8 Fuldskalatest

Fuldskalatesten blev udført på anlæg 2 ved tilsætning af Ekoflock 96 i udløbsbygværket fra proces-tanken, hvor det mest praktisk tilgængelige og turbulente flow blev fundet (Figur 3). Doseringen blev foretaget med en midlertidigt opsat kemipumpe, som doserede kemi fra palletanke leveret af Danskalk. Anlægget har normalt ikke udfordringer med hverken fosforkoncentrationen i udløbet eller bundfældningsegenskaberne og har derfor ikke en fast kemiinstallation til fældningskemi, hvorfor en midlertidig kemipumpe skulle opsættes.

12 palletanke af 1 m<sup>3</sup> blev leveret til fuldskalatesten. Antallet blev beregnet ud fra:

- Doseringsbehovet (jf. bægerglastesten, Figur 17).
- Fuldskalatestens varighed.
- Flows observeret under dataindsamlingen til massebalancen med den antagelse, at PFAS-koncentrationen svarede til sammenligningsgrundlaget.

En dosering på 112 mL/L Ekoflock gav en reduktion i koncentrationen af PFAS sum 22 i vandfasen på ca. 50 % (Figur 17). Øgede doseringsrater gav ikke en væsentlig forøgelse i reduktionen af PFAS 22. Af økonomiske årsager blev justering af doseringen ift. indløbsflowet foretaget manuelt af driftspersonalet ud fra gennemsnitlige variationer på dagsbasis.

Det egentlige kemikalieforbrug under fuldskalatesten endte med at være ca. 50 % lavere end estimeret, hvilket skyldtes dels et 20 % lavere indløbsflow sammenlignet med perioden for beregning af forbrug, dels at driftspersonalet nedjusterede doseringen, da den faldt sammen med u hensigtsmæssige ændringer i slamegenskaberne. Opfyldelse af anlæggets udlederkrav havde forrang for fuldskalaforsøgets gennemførelse. Der blev i perioden udtaget en højere mængde overskudsslam, hvilket er forventeligt ved dosering af en koagulant. Forøgelsen på 43 % må dog siges at være højere end forventet. Det er vanskeligt at afgøre, om doseringen af koagulant var ene årsag til de forringede bundfældningsegenskaber af slammet, da driftspersonalet på anlægget tidligere har observeret lignede hændelser.

Resultaterne af fuldskalatesten viste ikke den påvirkning af vandfasens PFAS 22 indhold, der var forventet på baggrund af test i laboratorieskala (Figur 17). Dette skyldes øjensynligt en kombination af flere faktorer, herunder:

- Analyseperiode for test med/uden tilsætning af Ekoflock 96 var tidsligt forskudt, hvilket kan have ændret på slamegenskaber og PFAS-indholdet.

- Doseringen af Ekoflock 96 var lavere end estimeret grundet ændring af slamegenskaber.
- Bufferegenskaber på anlægget, hvor slam i høj grad recirkuleres, hvilket vil kræve en længere doseringsperiode, før en egentlig effekt kan estimeres.
- Skaleringen direkte fra laboratorieskala til fuldskala gjorde det svært at overføre resultaterne direkte. Dette skridt blev taget, da pilotskala ikke var en mulighed i projektet.

Da resultaterne af fuldskalatesten ikke gav anledning til en reduktion af PFAS 22 i udløbsvandet, blev der ikke beregnet en businesscase for doseringen.

## 6.9 Begrænsninger og udfordringer i projektet

Følgende væsentlige begrænsninger og udfordringer blev mødt under projektets udførelse:

- Detektionsgrænserne for PFAS. Flere af de analyserede PFAS 22 forbindelser i vandfasen ligger tæt på detektionsgrænsen eller under. Det drejer sig især om de langkædede forbindelser (det vil i dette projekt sige 6:2 FTS, PFOSA, PFNA, PFNS, PFDA, PFDS, PFUnDA, PFUnDS, PFTrDA, PFHpS, PFHpA og PFTrDS). Dette gør det sværere at opstille massebalance og følge enkeltstofferne gennem alle renselanlæggets trin, og der har derfor i projektet i større grad været fokus på summen af hhv. PFAS 22 eller summen af kort/langkædede forbindelser.
- Relativt høje analyseusikkerheder (> 30 %). Dette er et vilkår med de metoder man i dag har til detektion af PFAS, og det forventes at denne nedbringes i takt med metodeudvikling ved analyselaboratorierne.
- Manglende detektion af kortkædede PFAS i slamfasen, hvilket blev klarlagt ved analyse af en slamprøve opdelt i hhv. vand- og slamfase, for derefter at udføre analyse separat. Dette er et opmærksomhedspunkt for fremtidige projekter indenfor slam og PFAS.
- Forskellige prøvetagningsmetoder: Stikprøver vs. flowproportionale prøver, slam- vs. vandprøver. Dette var i høj grad af hensyn til økonomien i projektet. Stikprøver bør i størst mulig grad erstattes af repræsentative prøver udtaget over en længere tidsperiode.
- Periodiske udfald på enkelte prøvetagere. Redundans i prøvetagningspunkter vil være en mulighed i projekter med tilstrækkelig økonomisk ramme.

## 7 Konklusion

Dette projekt har undersøgt fordelingen og dynamikken af PFAS i fire danske renseanlæg, med fokus på massebalancer, intern recirkulering og muligheder for at påvirke PFAS-fordelingen mellem vand- og slamfasen. Undersøgelsen har givet væsentlig indsigt i PFAS-dynamikken i renseanlæg og identificeret flere vigtige punkter:

1. Intern recirkulering: Projektet har påvist en betydelig intern recirkulering af PFAS i renseanlæggene, både for lang- og kortkædede PFAS-forbindelser. Denne recirkulering, primært gennem returslam og rejektvand, skaber en intern pulje af PFAS, der fungerer som en buffer og forventes at bidrage til en udjævning af PFAS-koncentrationerne i udløbet over tid.
2. Analysemetoder: Projektet har identificeret en potentiel udfordring ved de nuværende analysemetoder for PFAS i slamprøver. Kortkædede PFAS-forbindelser i slammets vandfase bliver på nuværende tidspunkt ikke genfundet i analyselaboratoriernes PFAS-slamanalyser. Dette er særligt problematisk mht. slamprøver fra rensningsanlæg, som anvendes til jordbrugsformål i henhold til gældende bekendtgørelser (BEK nr. 1001 af 27/06/2018 og BEK nr. 56 af 24/01/2000). Slammet indeholder en betydelig mængde vand (70-80 %), hvilket kan føre til en underrepræsentation af indholdet af kortkædede PFAS-forbindelser i analyseresultaterne. Da de samme behandlings- og analysemetoder anvendes til de officielle prøver, er der en risiko for, at det faktiske indhold af disse forbindelser i slammet, der forlader rensningsanlæggene, ikke kvantificeres korrekt.
3. Laboratorie- og fuldskalatest: I indledende laboratorietests kunne opnås op til 50 % overførsel af PFAS sum 22 fra vandfasen til slamfasen, men disse resultater kunne ikke reproducere i fuldskalatesten, grundet en række formodede interfererende faktorer. Det var således ikke muligt i fuldskala at opnå en overførsel af PFAS 22 forbindelser fra vand- til slamfase.
4. Prøvetagning og analyse: Projektet har vist vigtigheden af at vælge passende prøvetagnings- og analysemetoder. For prøver med lav tørstofkoncentration, såsom MLSS som fødeslam, anbefales det at fraktionere prøverne i en slamkage og en vandfase, som analyseres separat for at give et mere retvisende billede af PFAS-indholdet.

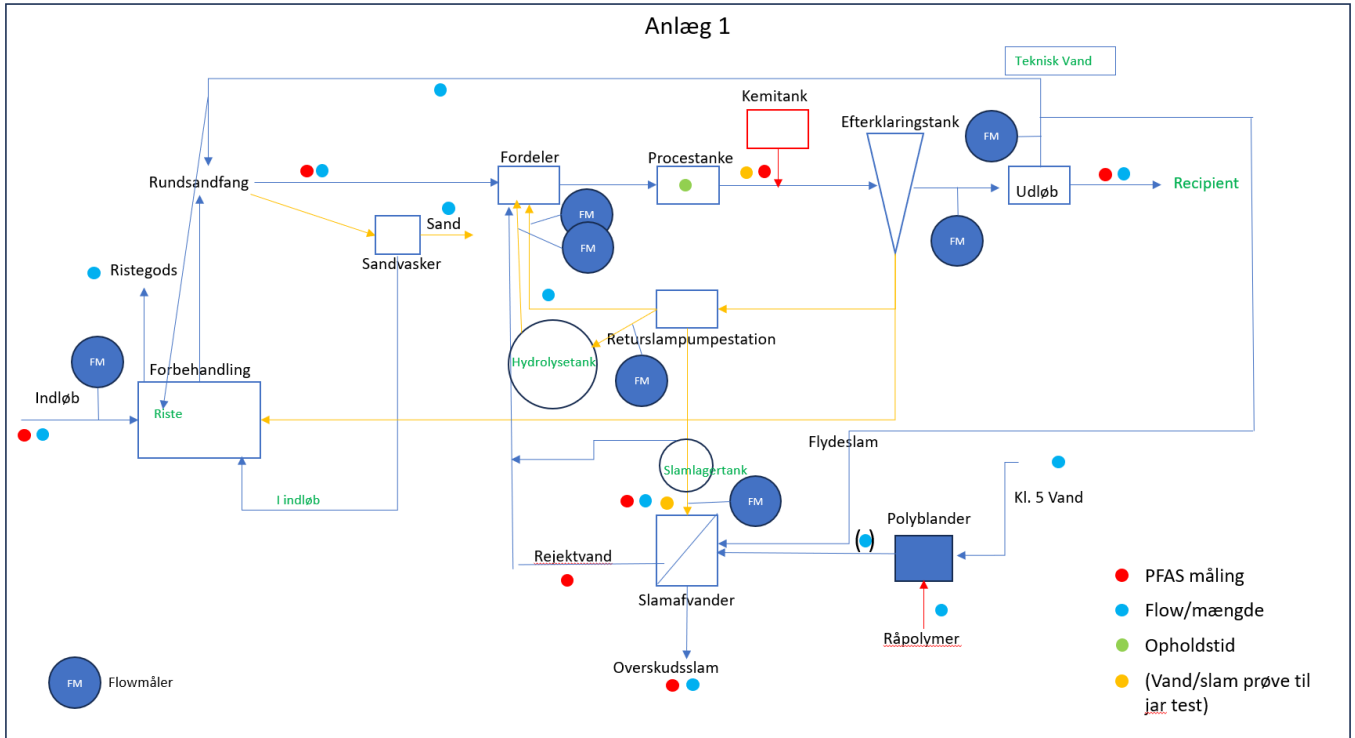
Samlet set demonstrerer disse resultater, at renseanlæg spiller en kompleks rolle i PFAS-cyklussen. De fungerer både som rensningssystemer og som midlertidige reservoirer, hvor PFAS kan akkumulere og precursors potentielt omdannes. Dette understreger et behov for bl.a. forbedrede analysemetoder til overvågning og strategier til at reducere PFAS-udledningen til miljøet.

Projektet peger på nødvendigheden af at revurdere nuværende praksis for PFAS-analyse i slam og at udvikle mere præcise metoder til at kvantificere PFAS i forskellige matricer på renseanlæg. Derudover understreges vigtigheden af at fokusere på opstrøms rensning for at reducere PFAS-tilførslen til renseanlæggene og dermed minimere akkumuleringen og den langvarige udledning af disse persistente forbindelser.



## 8 Appendix

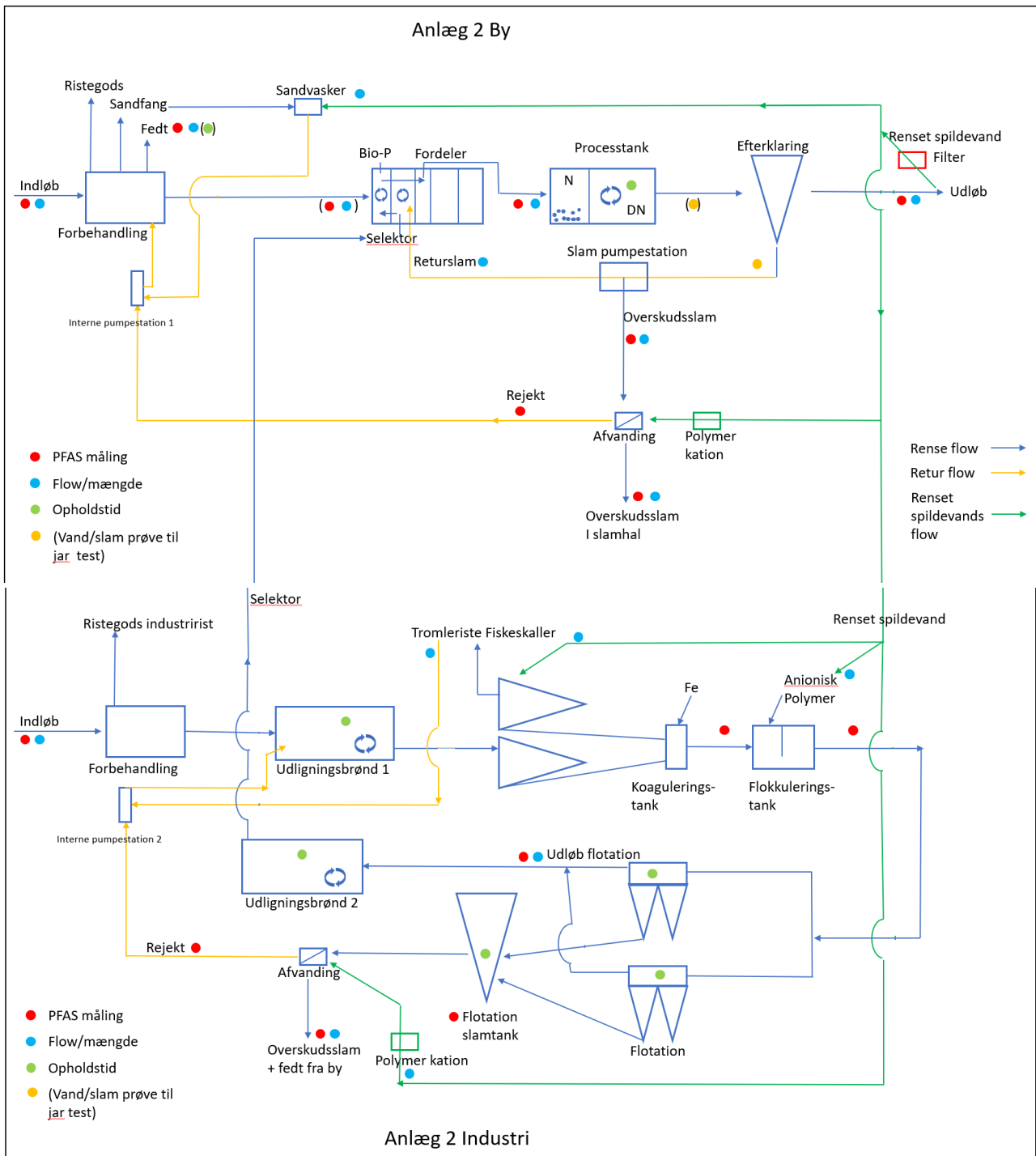
Appendix 1. Flowdiagram over anlæg 1 inklusive prøveudtagningssteder og dataindsamlingspunkter.





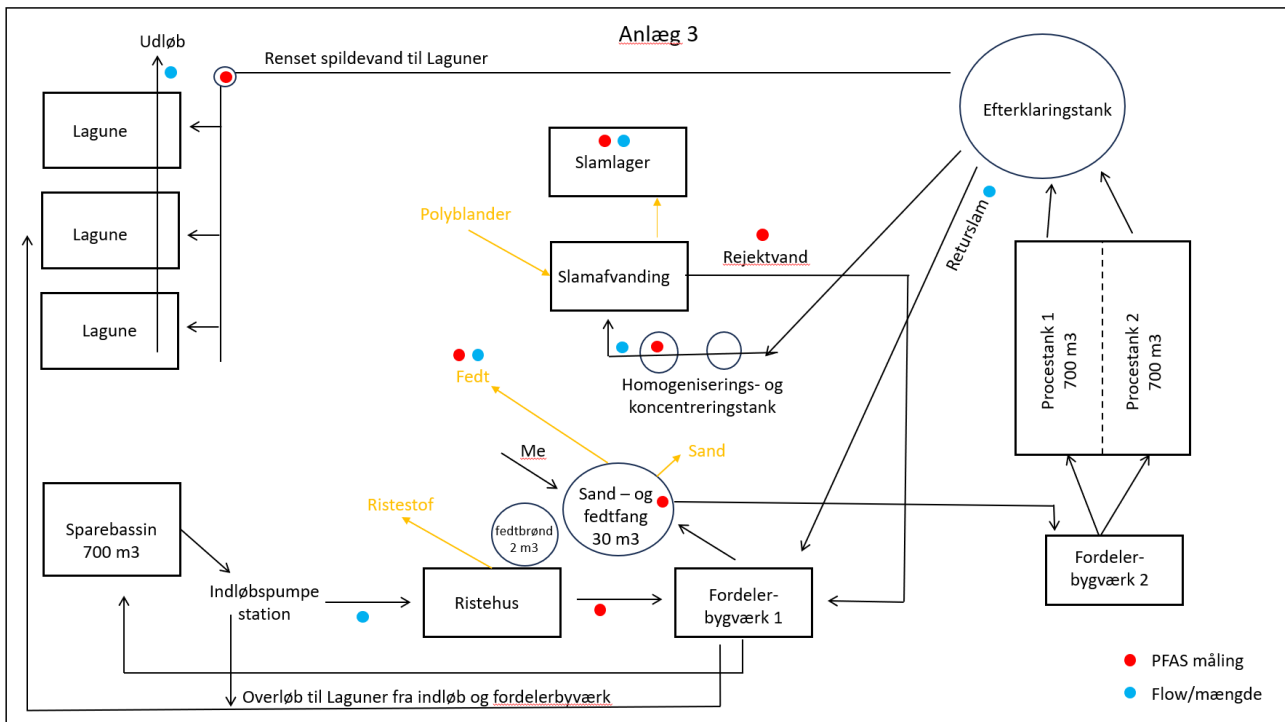


Appendix 2. Flowdiagram over anlæg 2 inklusive prøveudtagningssteder og dataindsamlingspunkter. Anlæg 2 inkluderer både en linje for byspildevand og en linje for industrielt spildevand. I industrilinjens blev prøveudtagning for PFAS-indløb af fysiske årsager placeret før tromleriste, ligesom udtagning før og efter flokkuleringskammer ikke var muligt.

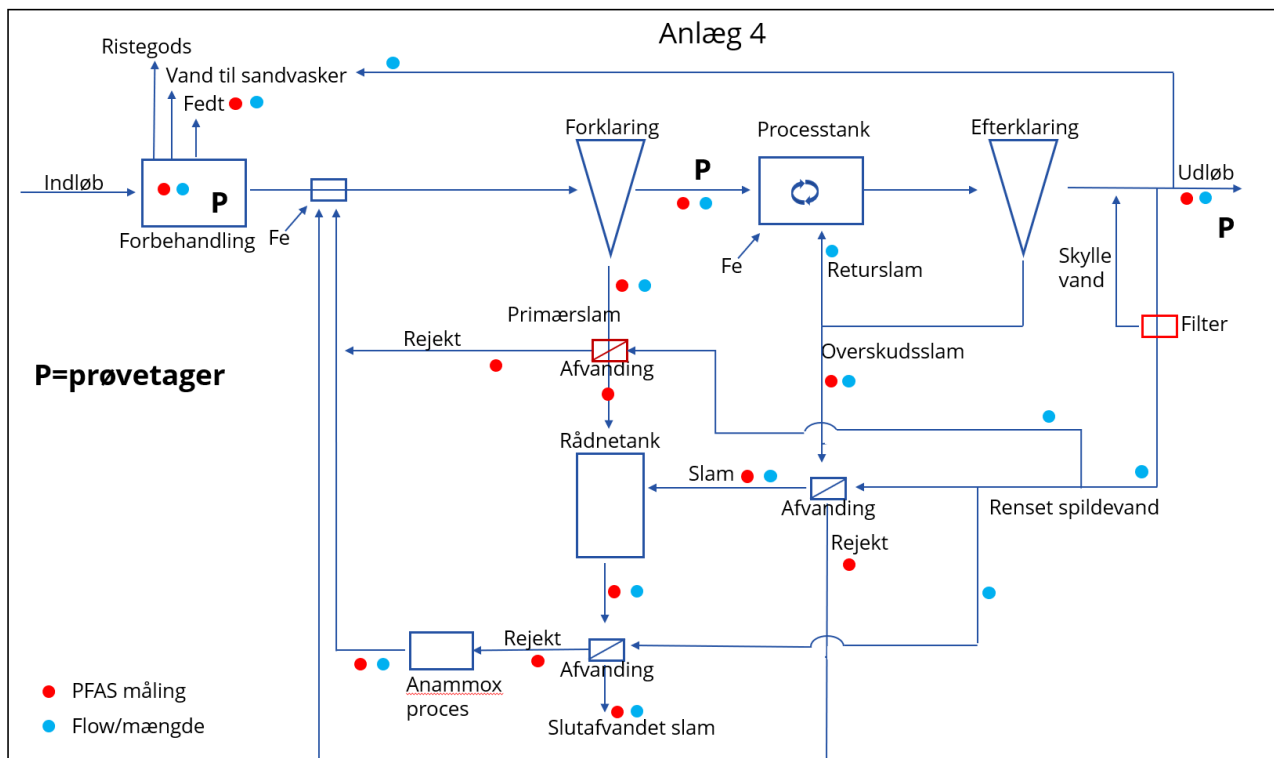




Appendix 3. Flowdiagram over anlæg 3 inklusive prøveudtagningssteder og dataindsamlingspunkter.



Appendix 4. Flowdiagram over anlæg 1 inklusive prøveudtagningssteder og dataindsamlingspunkter.



Appendix 5: Beskrivelse af materialer og metode for labforsøg.

### Slam fra før efterklaring (jar tests)

- Ryst stor beholder grundigt.
- Udtag triplikatprøve til tørstof.
- 500 mL slam udtages fra beholder og overføres til bægerglas.
- Omrøring igangsættes (500 rpm), og metalion tilsættes, hvorefter omrøring kører i 20 sekunder.
- Bægerglas fjernes fra omrøring og står til bundfældning i 20 min, hvorefter vandfasen suges fra og gemmes.
  - Slamfasen gemmes også.
- Fra vandfasen udtages 2 x 100 mL prøve, som overføres til PFAS-analyse-beholdere.
- Fra vandfasen udtages prøve til mål af zetapotentiale.
- Der laves tørstof på slamfasen.
- Resterende slam- og vandfase gemmes på køl (husk at markere tydeligt på beholderne).

Dosering til 500 mL slam:

- Tilsætning af ecoflock 96: 56 µL, 168 µL, 280 µL, 560 µL, 1120 µL.
- Tilsætning af PAX 215: 56 µL, 168 µL, 280 µL, 560 µL, 1120 µL.
- Nulprøve uden tilsætning, men med samme behandling.

### MCT Higgings

Modning af polymer

- Afmål 300 mL vand fra hanen i måleglas.
- Start omrøring ved 500 rpm.
- Tilsæt polymer (K233L 2,01 mL; C-6260 2,01 mL), og omrør 30 sek. Står herefter til modning minimum 20 min uden omrøring.

MCT Higgings

- Ryst stor beholder grundigt.
- Udtag triplikatprøve til tørstof.
- 50 mL slam udtages fra beholder og overføres til bægerglas.
- Omrøring igangsættes (500 rpm), og metalion tilsættes, hvorefter omrøring kører i 20 sekunder.
- Derefter tilsættes modnet polymer, og omrøring kører i 20 sek.
- Prøver står min. 5 min før overførsel til centrifugekopper.
- 4000 rpm i 10 min.
- Udtag slam- og vandfase.
- Mål tørstof på slamfase, zeta på vandfase.

Tilsætning til 50 mL slam

- 0,01 mL EcoFlock 96 + K233L: 0 mL, 0,5 mL, 1,25 mL, 2,5 mL, 3,75 mL, 5 mL, 7,5 mL, 10 mL.
- 0,01 mL EcoFlock 96 + anlægspolymer: 0 mL, 0,5 mL, 1,25 mL, 2,5 mL, 3,75 mL, 5 mL, 7,5 mL, 10 mL.
- Kontrolprøve uden tilsætning.

## 9 Litteraturliste

Arvaniti, 2012: Arvaniti, O.S., Ventouri, E.I., Stasinakis, A.S., Thomaidis, N.S. Occurrence of different classes of perfluorinated compounds in Greek wastewater treatment plants and determination of their solid-water distribution coefficients. *J. Hazard. Mater.* 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.02.015>

Arvaniti, 2015: Arvaniti, O.S., Stasinakis, A.S. "Review on the occurrence, fate and removal of perfluorinated compounds during wastewater treatment." *Science of the Total Environment* 524-525:81-92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.023>

DANVA, 2022: Bester, K., Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab. "PFAS i spildevand".

Bossi, 2008: Bossi, R., Strand, J., Sortkjær, O., Larsen, M.M., Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environment. *Environ. Int.*, 34 (2008), pp. 443-450. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.002>

Buck, 2011: Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Astrup Jensen, A., Kannan, K., Mabury, S. A., van Leeuwen, S. P. J. "Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins." *Integrated Environmental Assessment and Management* 7 (4):513-541. <https://doi.org/10.1002/ieam.258>.

Ebrahimi, 2021: Ebrahimi, F., Lewis, A. J., Sales, C. M., Suri, R., McKenzie, E. R. "Linking PFAS partitioning behavior in sewage solids to the solid characteristics, solution chemistry, and treatment processes." *Chemosphere* 271:129530. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129530>.

EPA, Expanded PFAS Evidence Map Dashboard, <https://hawc.epa.gov/summary/visual/assessment/100500256/PFAS-430-XAgency-Evidence-Map-Dashboard/>

EU, 2024: Europa-parlamentets og Rådets direktiv (EU) 2024/3019 af 27. november 2024 om rensning af byspildevand, [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=OJ:L\\_202403019](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202403019)

Fang, B., Zhang, Y., Chen, H., Qiao, B., Yu, H., Zhao, M., Gao, M., Li, X., Yao, Y., Zhu, L., Sun, H., Stability and biotransformation of 6:2 fluorotelomer sulfonic acid, sulfonamide amine oxide and sulfonamide alkylbetaine in aerobic sludge, *Environ. Sci. Technol.*, 2024, 58, 5, 2446-2457, <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c05506>

Guerra, 2014: Guerra, P., Kim, M., Kinsman, L., Ng, T., Alaei, M., Smyth, S.A., 2014. Parameters affecting the formation of perfluoroalkyl acids during wastewater treatment. *J. Hazard Mater.* 272, 148e154. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.016>.

Guo, 2010: Guo, R., Sim, W.J., Lee, E.S., Lee, J.H., Oh, J.E. Evaluation of the fate of perfluoroalkyl compounds in wastewater treatment plants. *Water Res.* 44, 3476–3486. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.03.028>.

Lenka, 2021: Lenka, S. P., Kah, M., Padhye, L. P. A. A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Research* 199(126072):117187. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117187>

Li, 2024: Li, X., Wang, Y., Cui, J., Shi, Y., Cai, Y., Occurrence and Fate of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) In Atmosphere: Size-Dependent Gas-Particle Partitioning, Precipitation Scavenging, and Amplification, *Environ. Sci. Technol.* 2024, 58, 21, 9283–9291, <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c00569>

Loganathan, 2007: Loganathan, B.G., Sajwan, K.S., Sinclair, E., Kumar, K. S., Kannan, K. Perfluoroalkyl sulfonates and perfluorocarboxylates in two wastewater treatment facilities in Kentucky and Georgia. *Water Res.*, 41 (2007), pp. 4611-4620. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.045>.

Loos, 2013: Loos, R. R. Carvalho, D. Antonio, S. Comero, G. Locoro, S. Tavazzi, B. Paracchini, M. Ghiani, T. Lettieri, L. Blaha, B. Jarosova, S. Voorspoels, K. Servaes, P. Haglund, J. Fick, R. Lindberg, D. Schwesig, B. Gawlik. EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research* 47: 6475-6487

MST-P04 (2012): Miljøstyrelsens tekniske anvisning P04 (Prøvetagning renseanlæg): <https://mst.dk/media/jv2pdzte/tarenselanlver.pdf>

MST, 2024: Aftale om en national handlingsplan for PFAS [https://mim.dk/media/ojilbo4n/pfas-national-handlingsplan\\_maj2024.pdf](https://mim.dk/media/ojilbo4n/pfas-national-handlingsplan_maj2024.pdf)

Müller, 2023: Müller, V, Kindness, A., Feldmann, J. Fluorine mass balance analysis of PFAS in communal waters at a wastewater plant from Austria. *Water Res*;1;244:120501. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120501>

Pancras, 2016: Pancras, T., Schrauwen, G., Held, T., Baker, K., Ross, I. & Slenders, H. Environmental fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS). Concawe Soil and Groundwater Taskforce (STF/33). [https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/2016/06/Rpt\\_16-8.pdf](https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/2016/06/Rpt_16-8.pdf).

Pelch, K.E., Reade, A., Kwiatkowski, C.F., Merced-Nieves, F.M., Cavalier, H. Schultz, K., Wolffe, T., Varshavsky, J., The PFAS-Tox Database: A systematic evidence map of health studies on 29 per- and polyfluoroalkyl substances, *Environmental International*, 167, September 2022, 107408, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107408> (<https://pfastoxdatabase.org/>)

Schaefer, 2023: Schaefer C. E., Hooper, J. L., Strom, L. E., Abusallout, I., Dickenson, E. R. V., Thompson, K. A., Mohan, G. R., Drennan, D., Wu, K., Guelfo, J. L. Occurrence of quantifiable and semi-quantifiable poly- and perfluoroalkyl substances in united states wastewater treatment plants. *Water Research*, 2023, p. 119724 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119724>

Schultz, 2006: Schultz, M.M., Barofsky, D., Field, J. Quantitative determination of fluorinated alkyl substances by large-volume-injection liquid chromatography tandem mass spectrometry-characterization of municipal wastewaters. *Environ. Sci. Technol.* 40, 289–295. <https://doi.org/10.1021/es051381p>

Stasinakis, 2013: Stasinakis, A.S., Thomaidis, N.S., Arvaniti, O.S., Asimakopoulos, A.G., Samaras, V.G., Ajibola, A., Mamais, D., Lekkas, T.D. Contribution of primary and secondary treatment on the removal of benzothiazoles, benzotriazoles, endocrine disruptors, pharmaceuticals and perfluorinated compounds in a sewage treatment plant. *Sci. Total Environ.* 463-464, 1067–1075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.087>

Thompson (2022): Thompson, K. A., Mortazavin, S., Gonzalez, D. J., Bott, C., Hopper, J., Schaefer, C. E., Dickenson, E. R. V. Poly- and Perfluoroalkyl Substances in Municipal Wastewater Treatment

Plants in the United States: Seasonal Patterns and Meta-Analysis of Long-Term Trends and Average Concentrations. *ACS EST Water* 2022, 2, 690–700. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00377>

VMR (2022), Håndbog om undersøgelse og afværgelse af forurening med PFAS-forbindelser, Teknik og Administration, Nr 1. Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. [https://backend.miljoeogressourcer.dk/media/lix/5319/PFAS-h\\_ndbogen\\_29092022b.pdf](https://backend.miljoeogressourcer.dk/media/lix/5319/PFAS-h_ndbogen_29092022b.pdf)

Wang, 2005: Wang, N., Szostek, B., Buck, R. C., Folsom, P. W., Sulecki, L. M., Capka, V., Berti, W. R., Gannon, J. T. "Fluorotelomer Alcohol Biodegradation Direct Evidence that Perfluorinated Carbon Chains Breakdown." *Environmental Science & Technology* 39 (19):7516-7528. 10.1021/es0506760

Zhang, 2013: Zhang, C., Li, F., Hu, X., Zhou, Q. „Sorption of short- and long-chain perfluoroalkyl surfactants on sewage sludges. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 260, 689-699. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.022>

Zhao, L., McCausland, P.K., Folsom, P.W., Wolstenholme, B.W., Sun, H., Wang, N., Buck, R.C., 2013. 6:2 fluorotelomer alcohol aerobic biotransformation in activated sludge from two domestic wastewater treatment plants. *Chemosphere* 92, 464–470, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.032>