

BEREGNING AF ERHVERVSØKONOMISKE KONSEKVENSER VED FASTSÆTTELSE AF NYE MILJØKVALITETSKRAV

TEORETISK GENNEMGANG AF RENSEMETODER FOR 24 PFAS
MST ID.NR. 8152480 – UDCAST, OKTOBER 2023



ADRESSE COWI A/S
Parallelvej 2
2800 Kongens Lyngby

TLF +45 56 40 00 00

FAX +45 56 40 99 99

WWW cowi.dk

OKTOBER 2023
MILJØMINISTERIET
MILJØSTYRELSEN

BEREGNING AF ERHVERVSØKONOMISKE KONSEKVENSER VED FASTSÆTTELSE AF NYE MILJØKVALITETSKRAV

TEORETISK GENNEMGANG AF RENSEMETODER FOR 24 PFAS
MST ID.NR. 8152480 – UDKAST, OKTOBER 2023

PROJEKTNR.

A253630

DOKUMENTNR.

A253630-02

VERSION

0.2

UDGIVELSESdato

1. oktober 2023

BESKRIVELSE

PFAS-rapport

UDARBEJDET

MNDU/FDLX/TRK/
NJKV

KONTROLLERET

MBOA/SIAT

GODKENDT

MBOA

INDHOLD

1	Indledning	7
2	Formål og metode	8
2.1	Metodetilgang	8
3	PFAS	9
3.1	De nye miljøkvalitetskrav	12
4	Data og resultater	15
4.1	Metode, data, forbehold og afgrænsninger	15
5	Virksomhedsdata	18
6	Spildevandsforsyningernes renseanlæg	19
7	Valg af scenarier	32
7.1	Renseløsning 1 – Total fjernelse af PFAS-forbindelser	32
7.2	Renseløsning 2 – Fjernelse af langkædet PFAS-forbindelser	34
8	Konklusion	38

1 Indledning

I tidligere rapport "Beregning af erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at fastsætte miljøkvalitetskrav for 14 stoffer" fra december 2020, er der foretaget en beregning af de erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at fastsætte nye miljøkvalitetskrav i sediment og/eller biota for 12 udvalgte miljøfarlige forurenende stoffer. Konsekvenserne er beregnet for spildevandsforsynings renseanlæg, virksomheder med direkte udledninger samt klapning af havsediment.

Formålet med nærværende projekt er at opdatere de tidligere udførte beregninger, så de udvides til at omfatte yderligere 14 stoffer og stofgrupper, som Miljøstyrelsen har udarbejdet eller er ved at udarbejde datablade for kvalitetskriterier for, således at beregningerne omfatter i alt 26 stoffer og stofgrupper samt kvalificere beregningsgrundlaget efter input fra Partnerskabet for Miljøfarlige stoffer og undersøge, om der er udviklet mere effektive renseteknologier siden 2020 og i givet fald inkludere dem i beregningerne.

En opfølgende rapport fra februar 2023, "Vurdering af renseeffektivitet for udvalgte blødgørere, PAH'er, pesticider og lægemidler ved fastsættelse af miljøkvalitetskrav" viste, at to af de 26 stoffer ikke i tilstrækkeligt omfang kan fjernes med de rensetrin, der er anvendt til beregningerne i rapporten fra 2020. I nærværende projekt skal derfor så vidt muligt identificeres alternative renseløsninger for disse stoffer, og omkostningerne ved disse teknologier skal skønnes, hvis datagrundlag er tilgængeligt.

Endvidere skal projektet omfatte en teoretisk gennemgang af rensemetoder for 24 PFAS på baggrund af databladet for sum af 24 PFAS, samt redegøres for omstillingsomkostninger, investeringsomkostninger og løbende omkostninger. Delopgaven omhandlende de 24 PFAS-forbindelser er afleveret i nærværende rapport.

2 Formål og metode

Formålet med opgaven er at estimeret de erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at rensning af de 24 PFAS-forbindelser beskrevet i databladet for PFAS: *"SCHEER - Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" – PFAS (18 august 2022, author: Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks)"* for spildevandsforsyningernes renseanlæg.

2.1 Metodetilgang

Det har været en del af COWIs opgave at bidrage til – i dialog med Miljøstyrelsen – at afgrænse opgaven og fastlægge tilgangen til opgaven, så den bedst muligt har kunne lade sig gøre i forhold til de tidsmæssige- og økonomiske rammer for projektet.

Der er for denne delopgave 1 – vedrørende rensning af 24 PFAS besluttet følgende:

- > Der udarbejdes en teoretisk gennemgang af mulige rensemetoder for 24 PFAS-forbindelser
- > Der redegøres for investeringsomkostninger og løbende omkostninger ved de beskrevet rensemetoder

Hvilket betyder at i denne rapport ses på et gennemsnitligt renseanlæg i Danmark ud fra 36 tilvalgte renseanlæg fra Miljøstyrelsen. Ud fra data generet fra disse anlæg vurderes koncentrationer, og nuværende udstyr på renseanlægene.

2.1.1 Inddragelse og interview

Undersøgelsen bygger for langt hovedparten på datasæt udleveret af Miljøstyrelsen, trukket fra PULS databasen. Datasættene er suppleret med indhentning af nye oplysninger fra relevante aktører som baggrund for estimer over omkostningerne knyttet til de forskellige renseteknologier benyttet på renseanlægene.

Der er indhentet oplysninger fra følgende:

- PULS-databasen
- Rapporten: Beregning af erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at fastsætte miljøkvalitetskrav for 14 stoffer, december 2020
- Databladet: *SCHEER - Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" – PFAS (18 august 2022, author: Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks)*
- Leverandører: Purolite, Suez, Envytech

3 PFAS

PFAS-forbindelserne er en gruppe af stoffer som mistænkes for at være svært nedbrydelige, bioakkumulerende og toksiske for både mennesker, dyr og naturen (Scientific Committee on Health, 2022). Vi kan på nuværende tidspunkt måle PFAS i befolkningen verden over (Sundhedsstyrelsen, 2023).

PFAS har været brugt siden begyndelsen af 1950'erne. Stofferne har været anvendt i blandt andet skum til brandslukning, imprægnering af sko og tøj, kosmetik og madindpakning. Så PFAS-forbindelserne er spredt i en stort andel produkter og forekommer alle menneskers hverdag.

Der har løbende været et arbejde i gang med forbud mod PFAS og status er følgende:

- I 2011 blev det forbudt at bruge brandslukningsskum med PFOS
- I 2020 blev det forbudt at tilsætte stofferne til madindpakning
- I 2023 indsender Danmark i samarbejde med Norge, Sverige, Tyskland og Nederlandene et forslag til EU med et forbud mod brug af samtlige PFAS-stoffer i EU

Der findes ikke på nuværende tidspunkt regulering for alle PFAS-forbindelser, da stofgruppen indeholder over 10.000 forskellige stoffer. Der er i dag udlederkrav til PFOS og grænseværdier til sum 4 og sum 22 PFAS for drikkevand og grundvand

PFAS er dog meget omdiskuteret og flere PFAS-forbindelser er at finde på EU's kandidatliste over særligt problematiske stoffer (SVHC-stoffer). Det er følgende forbindelser, vist i Tabel 1.

Tabel 1: Listen over PFAS-stoffer der allerede er på EU's kandidatliste over særligt problematiske stoffer

Stofnavn	Grundlag
PFOA	Toksiske for reproduktion og persistente, bioakkumulerende og giftige stoffer
PFDA	
PFNA	
PFHxS	Meget persistente og meget bioakkumulerende stof
PFBS	Mistænkt for at have alvorlige konsekvenser for menneskers sundhed, og

	for at have alvorlige konsekvenser for miljøet
PFTTrDA	Meget persistente og meget bioakkumulerende stof
PFDODA	
PFUa	
PFTeDA	
HFPO-DA	Mistænkt for at have alvorlige konsekvenser for menneskers sundhed, og for at have alvorlige konsekvenser for miljøet

PFAS-forbindelserne forefindes i det der defineres som lang- og kortkædet forbindelser. Dette har betydning for de fysiske kemiske egenskaber for de enkelt PFAS-stoffer og derfor også indvirkning på hvordan vi forventer der opfører sig igennem renselanlægget og hvordan det fjernes. I Tabel 2 er de forventede fysiske-kemiske egenskaber for kædelængderne beskrevet.

Tabel 2: De fysiske-kemiske egenskaber for PFAS-forbindelserne som funktion af kædelængden.

Fysisk-kemiske egenskaber	Kortkædet PFAS	Langkædet PFAS
Vandopløselighed	Højere	Lavere
Vand/jordmobilitet	Højere	Lavere
Adsorption til jord og sediment	Lavere	Højere
Bioakkumulationspotentiale hos dyr	Lavere	Højere
Bioakkumulationspotentiale i planter	Højere	Lavere
Samlet forventet toksicitet	Lavere	Højere

Fra Tabel 2 kan vi udlede at de langkædet generelt har en højere toksicitet og bioakkumuleres i dyr med større sandsynlighed, men til gengæld er de ikke så mobile i vandfasen.

De kortkædet er derimod generelt mere mobile, så de spreder sig bedre de akkumuleres ikke så godt i fedtvæv, men derimod i planter, og de er mindre toksiske.

I Tabel 3 er kædelængden, mobiliteten og bioakkumulerbarheden for hvert af de 24 PFAS-forbindelser listet.

Tabel 3: Kædelængde, mobilitet og bioakkumulerbarhed for de 24 PFAS-forbindelser

Akronym	Kæde- længde	Mobilitet	Bioakkumulerbarhed
PFBA	Kort	Mobil	Sandsynligvis ikke bioakkumulerende
PFPeA	Kort	Mobil	Sandsynligvis ikke bioakkumulerende
PFHxA	Kort	Mobil	Ikke bioakkumulerende (ECHA)
PFHpA	Kort	Mobil	Potentielt bioakkumulerende
PFOA	Lang	Mobil	Bioakkumulerende
PFNA	Lang	Ikke rigtig mobil	Bioakkumulerende
PFDA	Lang	Ikke mobil	Bioakkumulerende
PFUnA or PFUnDA	Lang	Ikke mobil	Bioakkumulerende
PFDODA or PFDaA	Lang	Ikke mobil	Bioakkumulerende
PFTTrDA	Lang	Ikke mobil	Bioakkumulerende
PFTeDA	Lang	Ikke mobil	Bioakkumulerende
PFHxDA	Lang	Ikke mobil	Potentielt bioakkumulerende
PFODA	Lang	Ikke mobil	Ingen data
PFBS	Kort	Mobil	Ikke Bioakkumulerende (ECHA)
PFPeS	Kort	Mobil	Potentielt bioakkumulerende
PFHxS	Kort	Mobil	Bioakkumulerende
PFHpS	Lang	Mobil	Potentielt Bioakkumulerende
PFOS	Lang	Ikke rigtig mobil	Bioakkumulerende
PFDS	Lang	Ikke mobil	Potentielt Bioakkumulerende

6:2 FTOH	Kort	PFHxA pre-cursor	Ingen data
8:2 FTOH	Lang	Ikke mobil	Potentielt bioakkumulerende (PFOA-forløber)
HFPO-DA (Gen X)	Kort	Mobil	Evaluering af bioakkumulation
ADONA	Kort	Mobil	Ikke bioakkumulerende (ECHA 2021)
C604	Kort	Mobil	Ikke bioakkumulerende

Generelt passer de fysisk-kemiske egenskaber godt på de enkelte stoffer. Der er enkelte som er forskellige fra den generelle beskrivelse.

3.1 De nye miljøkvalitetskrav

Det nye forslåede miljøkvalitetskrav for PFAS-forbindelser er en ækvivalent vurdering op mod Perfluoroktansyre (PFOA). Derfor vurderes samtlige PFAS-forbindelser med en relativ styrkefaktor (eller potentheds faktor, RPF) for at udregne den ækvivalente koncentration i forhold til PFOA.

Det nye miljøkvalitetskrav er derfor formuleret som: Sum af PFOA-ækvivalenter 4,4 ng/l og den er gældende for både fersk- og marin vand, hvilket skal forstås som en samlet sum af alle PFAS-forbindelserne ikke må overstige denne koncentration i ækvivalenter til PFOA.

Der er i databladet (Scientific Committee on Health, 2022) beskrevet en RPF-værdi for samtlige af de 24 PFAS-forbindelser, som vist i Tabel 4.

Tabel 4: RPF-værdier for de 24 PFAS-forbindelser.

Akronym	CAS-nummer	Relativ potensfaktor (Bil et al., 2021)
PFBA	375-22-4	0.05
PFPeA	2706-90-3	$0.01 \leq RPF \leq 0.05$ *
PFHxA	307-24-4	0.01
PFHpA	375-85-9	$0.01 \leq RPF \leq 1$ *
PFOA	335-67-1	1
PFNA	375-95-1	10
PFDA	335-76-2	$4 \leq RPF \leq 10$ *
PFUnA or PFUnDA	2058-94-8	4
PFDoDA or PFDoA	307-55-1	3

PFTTrDA	72629-94-8	$0.3 \leq \text{RPF} \leq 3$ *
PFTeDA	376-06-7	0.3
PFHxDA	67905-19-5	0.02
PFODA	16517-11-6	0.02
PFBS	375-73-5	0.001
PFPeS	2706-91-4	$0.001 \leq \text{RPF} \leq 0.6$ *
PFHxS	355-46-4	0.6
PFHpS	375-92-8	$0.6 \leq \text{RPF} \leq 2$ *
PFOS	1763-23-1	2
PFDS	335-77-3	2 *
6:2 FTOH	647-42-7	0.02
8:2 FTOH	678-39-7	0.04
HFPO-DA (Gen X)	62037-80-3 / 13252-13-6	0.06
ADONA	958445-44-8	0.03
C6O4	1190931-27-1	0.06 *

Disse RPF-værdi sammenholdt med koncentrationen af PFAS-forbindelserne benyttes til at udregne den samlede mængde PFOA-ækvivalent koncentration udledt. I Tabel 5 herunder, er et eksempel på udregningen, ud fra den gennemsnitlige udledningskoncentration fra de 22 anlæg. Ønskes udledningen fra hvert enkelt datasæt udtrukket fra puls, kan disse findes i Tabel 6 i afsnit 6.1.2

Tabel 5: Udregnet PFOA-ækvivalent udledning fra den gennemsnitlige koncentration fundet fra de 36 renseanlæg fra PULS data.

Akronym	Koncentration [ng/L]	RPF	PFOA ækvivalente [ng/L]
Perfluorbutansulfonsyre	2,81	0,001	0,0028
Perfluorbutansyre	3,06	0,05	0,15
Perfluordecansulfonsyre	-	2	-
Perfluordecansyre*	0,55	7	3,86
Perfluordodecansyre	0,25	3	0,75
Perfluorheptansulfonsyre	0,43	1,3	0,56
Perfluorheptansyre	1,67	0,05	0,084
Perfluorhexansulfonsyre	0,80	0,6	0,48
Perfluorhexansyre	5,95	0,01	0,060
Perfluornonansyre	0,26	10	2,65

Perfluorooctansulfonsyre	1,92	2	3,84
Perfluorooctansyre	4,18	1	4,18
Perfluoropentansulfonsyre	-	0,3	-
Perfluoropentansyre	4,03	0,025	0,10
Perfluorotridecansyre	-	0,3	-
Perfluorundecansyre	-	4	-
Sum af PFOA-ækvivalenter			16,72
Miljøkvalitetskrav			4,4
Overskridelse størrelsesorden:			3,8 gange

4 Data og resultater

4.1 Metode, data, forbehold og afgrænsninger

Rapporten indeholder gennemsnitsberegninger for de investerings- og driftsomkostninger, der skal til for at kunne leve op til de nye, miljøkvalitetskrav for PFAS. Beregningerne giver Miljøstyrelsen et benchmark for, hvilke omkostninger der gennemsnitligt kan blive tale om, hvis branchen skal leve op til de forventede miljøkvalitetskrav der stilles for de 24 PFAS-forbindelser. Det er vigtigt i den forbindelse at understrege, at metoden og gennemsnitsberegningerne er baseret på foreliggende data og de givne forudsætninger.

4.1.1 Anvendte data fra databaser

Følgende data fra databaser er anvendt i beregningerne:

Udtræk fra PULS-databasen

Data i PULS-databasen stammer fra renseanlæggenes egenkontrol af PFAS-forbindelser, samt fra overvågningskontroller.

I materialet fra Miljøstyrelsen er der 20 renseanlæg, der har registreret målinger af PFAS. Det har ikke været intentionen og er ej heller muligt på det foreliggende grundlag at udarbejde en detaljeret analyse for alle renseanlæg, men gennemsnitsbetragtninger for at estimere omkostningerne ved en renseløsning. Analysen er derfor gennemført, som følger:

- > Kun renseanlæg med data for koncentration af et eller flere PFAS-stoffer, indgår i beregningen (20 renseanlæg).
- > Ingen af de 20 renseanlæg har måledata for samtlige 24 PFAS-forbindelser der beskrives i databladet "*Final Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" – PFAS*" (Scientific Committee on Health, 2022), der er arbejdet ud fra tilgængeligheden af de 16 PFAS-forbindelser der er målt
- > Det er antaget, at alle renseanlæg, uanset konfiguration af eksisterende rensning, er underlagt det foreslåede miljøkvalitetskrav i det endelige datablad.
- > Der er ikke taget forbehold for fortyndingszoner, men udgangspunkt i det beskrevet miljøkvalitetskrav i databladet (Scientific Committee on Health, 2022)

Data fra PULS er kontrolleret af COWI og tilpasset, hvad angår enhedsangivelser, hvor enhederne µg/l er omregnet, så alle koncentrationer er i ng/l. Der er i datasættet angivet gennemsnit for de seneste fem år. Det er ikke undersøgt, om der for den enkelte virksomhed har været en udviklingstendens i koncentrationerne. Målinger under detektionsgrænsen er regnet som nul, dette er gjort da

detektionsgrænsen for flere af PFAS-forbindelserne er højere end den nylige forslåede miljøkvalitetskrav.

4.1.2 Datagrundlag og metode for de erhvervsøkonomiske konsekvenser

Datagrundlag

Som datamæssig baggrund for beregningerne af de erhvervsøkonomiske konsekvenser er der indhentet estimerede priser for investering og drift af et anlæg, det kan behandle 100 m³/h og 250 m³/h (disse kapaciteter er valgt ud fra rapporten fra 2020). Overslagene er baseret på budgetpriser oplyst af udstyrsleverandører suppleret med erfaringstal for øvrige arbejder. De detaljerede omkostninger fremgår af Bilag C.1 og Bilag C.2

Sent i processen har COWI modtaget prisestimer på 250 m³/h og 1.200 m³/h fra en yderligere udstyrsleverandør og har kunne konkludere, at disse ligger fint i tråd med vores beregninger. Disse prisestimer er kun anvendt til kvalitetssikring af beregningerne, idet selve prisestimerne ikke var udspecificeret i enkelte poster på et niveau, hvor de kunne indgå i beregningerne.

Derudover indgår data for alle renseanlæggenes størrelse. Der er i alt 289 renseanlæg i Danmark. Til brug i denne rapport er der indsamlet data om de 36 største renseanlægs respektive anlægs kapacitet. Disse anlæg udgør tilsammen knap 52% af den samlede kapacitet på renseanlæg i Danmark. For de øvrige 253 renseanlæg er der kun anvendt deres gennemsnitlige kapacitet, som er 126 m³/h.

Metode

På baggrund af omkostningsdata ved 100 m³/h og 250 m³/h er der udarbejdet en omkostningsfunktion, som bruges til at beregne omkostningen for hvert anlæg som en funktion af anlæggets kapacitet. Da der er væsentlige forskellen på forholdet mellem omkostninger og kapacitet på tværs af forskellige omkostningstyper, har hver omkostningstype fået sin egen omkostningsfunktion. Funktionerne er, udover at være databaseret, også blevet vurderet og kvalitetssikret af COWIs eksperter på området.

Med omkostningsfunktionerne har det efterfølgende været muligt at beregne omkostningerne for hvert af de 36 største anlæg, og yderligere beregne omkostningerne for det gennemsnitlige 'øvrige' anlæg med en kapacitet på 126 m³/h. Ved at lægge alle disse omkostninger sammen beregnes de samlede omkostninger, som tager højde for, at anlæggene har forskellige kapaciteter, og at forholdet mellem kapacitet og omkostninger ikke er lineært.

Omstillingsomkostninger, investeringsomkostninger og løbende omkostninger

Omkostningerne opdeles i omstillingsomkostninger, investeringsomkostninger og løbende omkostninger. Dog er der for så vidt angår denne analyse ingen omstillingsomkostninger, som skal opgøres. Dette skyldes, at der ikke ifm.

overgangen til de nye anlæg vil være teknologi, som skal udfases på den baggrund og derved "gå til spilde" som følge af de nye anlæg. Investeringsomkostningerne opgøres som de initiale omkostninger, der er nødvendige for at igangsætte rensningen, og de løbende omkostninger opgøres som de efterfølgende omkostninger til drift og vedligeholdelse af anlæggene.

Forudsætninger

Der er yderligere antaget en levetid af anlæggene på 25 år og ikke medregnet potentialet for geninvesteringer. Dertil er der anvendt en diskonteringsrente på 3,5%, jf. det seneste Nøgletalskatalog fra Finansministeriet¹. Da data på omkostningerne er fra 2020, er disse også inflationskorrigeret til 2022K4-priser på baggrund af udviklingen i Danmarks Statistiks byggeomkostningsindeks. Alle beregningerne følger standarden fra Erhvervsstyrelsen Vejledning om erhvervsøkonomiske konsekvensvurderinger².

¹ [Nøgletalskatalog - juni 2023 \(fm.dk\)](#)

² [VEJLEDNING OM ERHVERVSØKONOMISKE KONSEKVENSVURDERINGER \(erhvervsstyrelsen.dk\)](#)

5 Virksomhedsdata

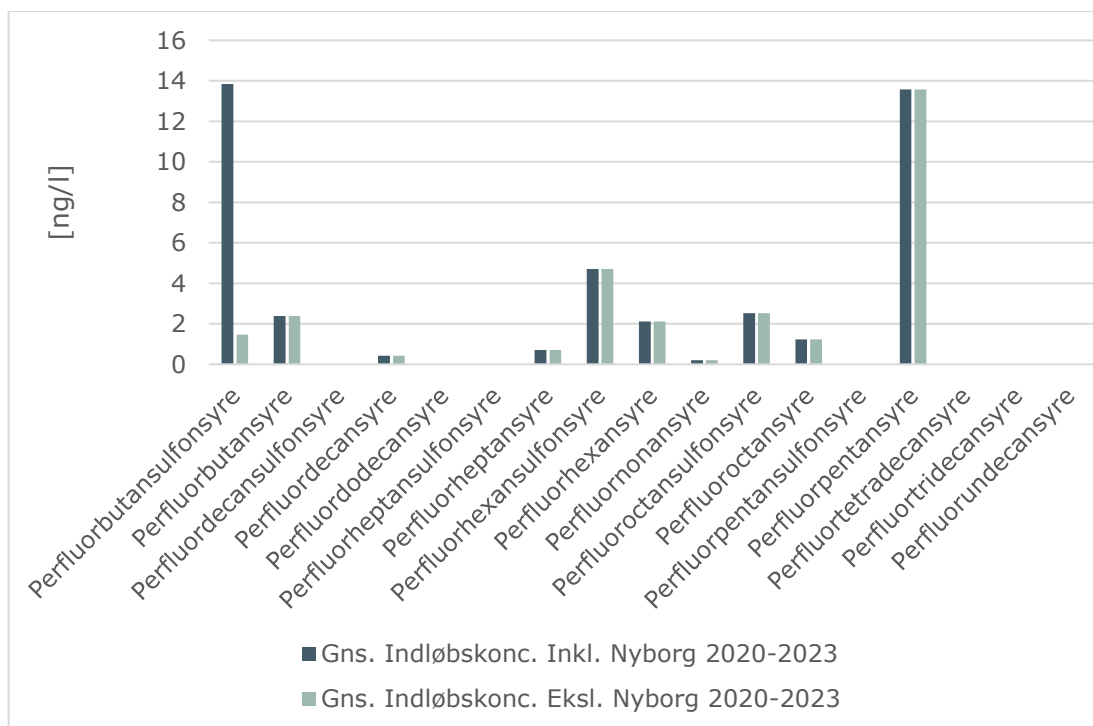
Der er grundet den tidsmæssige begrænsning af opgaven ikke kigget videre ind i PFAS-rensning, fordeling eller andet for virksomheder. Der er dog lavet et udtræk fra PULS der viser gennemsnitlige målinger fordelt på forskellige virksomhedstyper. Disse kan findes i Bilag B.

UDKAST

6 Spildevandsforsyningernes renseanlæg

6.1.1 Aktuelle belastning og udløbskoncentrationer

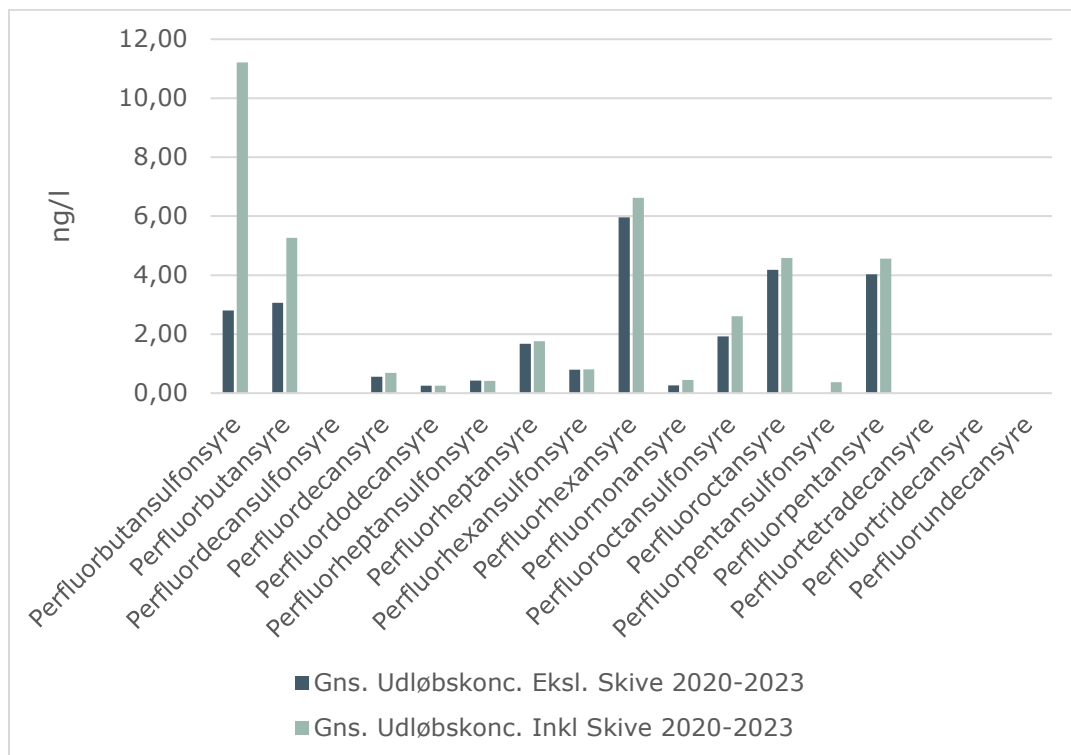
Den gennemsnitlige indløbskoncentration for de målte PFAS-forbindelser fra de 36 udvalgte anlæg. Der findes kun data i indløb på 15 ud af de 36 anlæg og de er vist herunder i Figur 1.



Figur 1: De gennemsnitlige indløbskoncentrationer målt på PFAS-forbindelser på de udvalgte danske renseanlæg.

Der er vist to sæt af den samme data, dette skyldes at Nyborg Centralrenseanlæg har en enkelt måling for perfluorbutansulfonsyre, som er ca. en faktor 100 højere end nogen andre målinger på stoffet. At der for flere af PFAS-forbindelserne er vist nul er ikke ens betydende med at der ikke kan forefindes noget, men at samtlige målinger for de 15 renseanlæg var under detektionsgrænsen for stoffet.

Den gennemsnitlige udløbskoncentration fra de danske renseanlæg er vist Figur 2. Der findes data i afløbet for 20 af de 36 udvalgte renseanlæg. Der er for udløbskoncentrationen også lavet to forskellige sæt af samme data, da Skive Renseanlæg har en enkeltstående måling som er en faktor 100 højere end de gennemsnitlige målinger i afløbet.



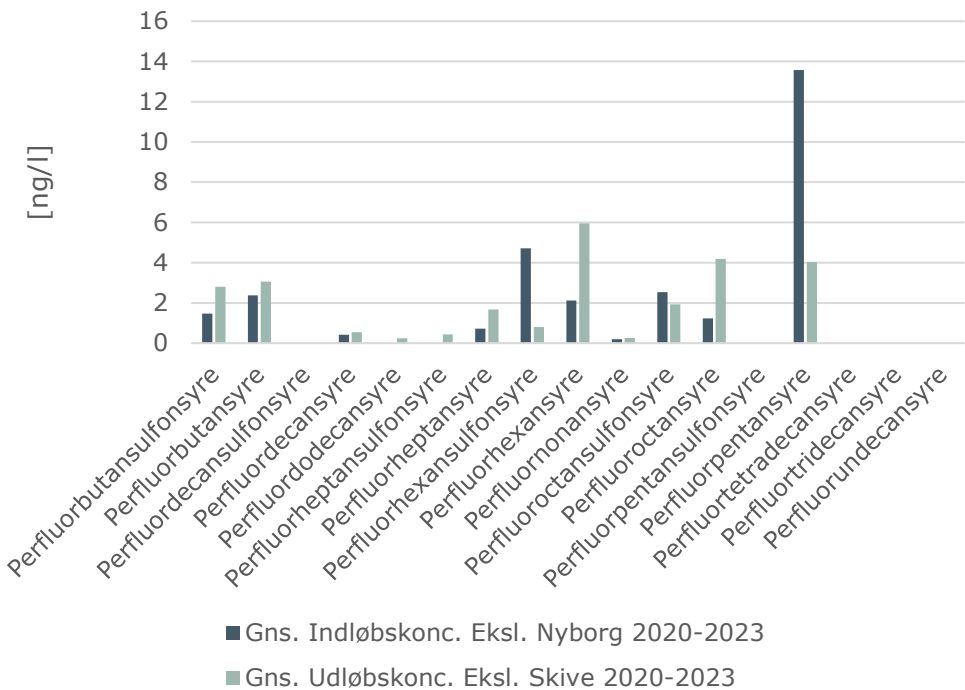
Figur 2: Den gennemsnitlige udløbskoncentration for PFAS-forbindelserne i de danske renseanlæg.

Det er også gældende for Figur 2 at de PFAS-forbindelser der er nul, ikke nødvendigvis er nul, men under detektionsgrænsen og derfor repræsenteret som nul i grafen.

6.1.2 Eksisterende renseanlægs effektivitet i rensning af PFAS i dag

I Figur 3 er den gennemsnitlige koncentration i ind- og udløb fra renseanlægene uden outliers sammenlignet. Det er ikke muligt at sige noget konkret om den reelle fjernelse igennem de danske anlæg i 2023 ud fra dataene trukket fra PULS, da flere af resultaterne tyder på at der kommer en større mængde PFAS ud af renseanlæggene end ind.

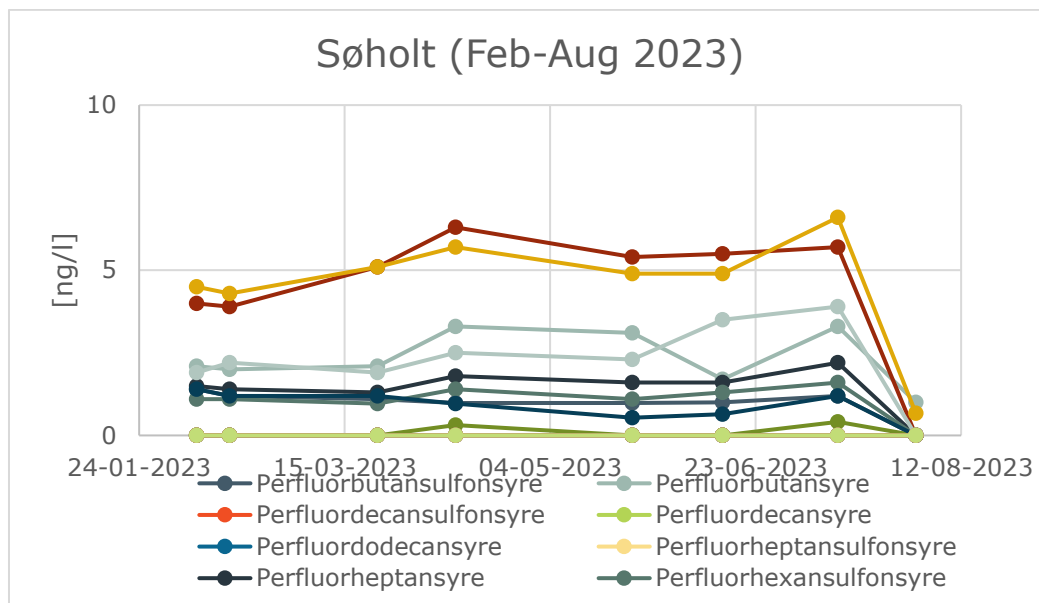
For at give et indblik i data bag gennemsnitsberegningerne, og vise at tendenserne vist i gennemsnittet ikke skyldes outliers, er der i Bilag A plottet data fra fire renseanlægs ind- og udløbsdata.



Figur 3: Sammenligningen af det gennemsnitlige indløb uden outliers, med det gennemsnitlige udløb uden outliers.

Der kan være flere grunde til at den reelle fjernelse igennem danske renseanlæg i dag er svær at se i data. Der er ikke målt for PFAS forbindelserne igennem de danske renseanlæg som en fast analyse, der udføres flere gange månedligt/årligt, så datagrundlaget består af 38 datasæt på indløbet og 58 datasæt på udløbet, målt i forbindelse med et måleprogram en enkelt gang hver år på de fleste af anlæggene.

Søholt Renseanlæg adskiller sig og har i perioden februar 2023 til august 2023 målt fast på 16 forskellige PFAS-forbindelserne i udløbet, disse er vist i Figur 4. Der er dog ikke målt i indløbet i samme periode.



Figur 4: Søholts månedlige målinger af 16 PFAS-forbindelser i udløbet fra renseanlægget.

Udover datagrundlaget ikke er så stort, så er det gældende for PFAS-forbindelserne, at der i renseanlæggets indløb ikke måles for forskellige precursors, som igennem renseanlæggets formentlig nedbrydes til andre PFAS-forbindelser, som der måles for i udløbet. Selve den hydrauliske opholdstid igennem et renseanlæg giver formentlig også udfordringer for at opstille en korrekt balance igennem anlægget.

Som sidste punkt, så skal der tages højde for koncentrationerne der måles, PFAS-forbindelserne detekteres i nanograms niveau, og ofte i 1-2 nanogram, så selve usikkerheden ved analysen får en betydning for resultatet i dette lave område.

Det er som beskrevet tidligere svært at konkluderer på eventuel fjernelse af PFAS-forbindelser igennem de danske renseanlæg med nuværende data. Der mangler et stykke arbejde med at få dannet en præcis massebalancen for de 24 PFAS-forbindelser igennem renseanlæggene. Det er dog muligt at beskrive om de målinger der findes i dag, lever op til miljøkvalitetskravet beskrevet i databladet fra SCHEER, i Tabel 6 herunder er PFOA-ækvivalenterne udregnet for samtlige 58 datasæt der er udtrykket fra Puls i forbindelse med dette projekt.

Af de 58 datasæt overholder fem det forslåede miljøkvalitetskrav, af disse fem datasæt består tre af dem af en måling på et enkelt stof, og bør derfor ses bort fra, da der stadig mangler målinger for 23 stoffer.

De to resterende består af komplette målinger af 16 PFAS-forbindelser. Det ene datasæt er fra Gadevang renseanlæg, og ligger på 2,56 ng/l PFOA-ækvivalenter ud af de tilladte 4,4 PFOA-ækvivalenter, med 8 PFAS-forbindelser der er af ukendt koncentration.

Det andet sæt er fra Søholt i forbindelse med deres målekampagne igennem 2023, hvor PFOA-ækvivalenter falder fra et gennemsnit på 9,27 ng/l PFOA-ækvivalenter til 0,72 ng/l PFOA-ækvivalenter. COWI har kontaktet Søholt for at

be-/afkræfte om der er testet rensning på sitet, men det formodes at der har været fejl i analyserne fra august, og dette er grunden til de lave værdier, da nyeste målinger viser samme niveau som tidligere.

Tabel 6: Aktuelle PFOA-ækvivalent sum for samtlige 58 udløbsdatasæt.

Renseanlæg	PFOA-ækvivalenter	Antal PFAS-forbindelser målt	Overholder ny miljøkvalitetskrav
Ejby Mølle Renseanlæg	13,55	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	4,90	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	16,24	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
Esbjerg Vest	11,11	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	14,11	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	12,42	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
Gadevang	2,56	16	Under miljøkvalitetskrav værd
Køge-Egnens Renseanlæg I/S	8,30	10	Over miljøkvalitetskrav værd
	6,76	10	Over miljøkvalitetskrav værd
	22,53	9	Over miljøkvalitetskrav værdi
	14,99	16	Over miljøkvalitetskrav værdi
	20,48	16	Over miljøkvalitetskrav værdi
	21,54	16	Over miljøkvalitetskrav værdi

	15,30	16	Over miljøkvalitetskrav værdi
Marselisborg	16,33	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	15,67	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	6,60	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	17,28	16	Over miljøkvalitetskrav værdi
	17,49	16	Over miljøkvalitetskrav værdi
	37,23	16	Over miljøkvalitetskrav værdi
Måløv Rens	7,49	7	Over miljøkvalitetskrav værdi
	4,99	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	4,71	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	19,86	16	Over miljøkvalitetskrav værdi
Nyborg Centralrenseanlæg	0,52	2	Under miljøkvalitetskrav værdi
Næstved	4,42	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
Renseanlæg Damhusåen	7,29	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	16,10	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	7,65	10	Over miljøkvalitetskrav værdi

	3,80	1	Under miljøkvalitetskrav værdi
	21,05	16	Over miljøkvalitetskrav værd
Renseanlæg Lynetten	8,17	10	Over miljøkvalitetskrav værd
	37,95	10	Over miljøkvalitetskrav værd
	14,30	10	Over miljøkvalitetskrav værdi
	3,20	1	Under miljøkvalitetskrav vær
	16,96	16	Over miljøkvalitetskrav vær
Skævinge Centralrenseanlæg	18,20	16	Over miljøkvalitetskrav vær
Bjergmarken	14,41	16	Over miljøkvalitetskrav værd
Grindsted	10,48	16	Over miljøkvalitetskrav værd
Haderslev	10,34	16	Over miljøkvalitetskrav værd
	15,51	16	Over miljøkvalitetskrav værd
Herning - Hcr	11,77	16	Over miljøkvalitetskrav værd
Horsens	9,80	1	Over miljøkvalitetskrav værd
Skive	161,52	16	Over miljøkvalitetskrav værd
	79,64	16	Over miljøkvalitetskrav værd

Spildevandscenter Avedøre	32,24	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
Søholt	8,23	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
	7,63	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
	8,35	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
	11,94	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
	6,99	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
	7,27	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
	14,49	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
	0,72	16	Under miljøkva- litetskrav værd
Vedbæk	13,31	16	Over miljøkvali- tetskrav værd
Vejle Centralrens.	7,36	16	Over miljøkvali- tetskrav vær
	8,38	16	Over miljøkvali- tetskrav vær
Aalborg Vest	5,48	16	Over miljøkvali- tetskrav vær

6.1.3 Bedste tilgængelige teknikker (BAT) i relation til PFAS-rensning

COWI er ikke bekendt med, at der findes et BREF-dokument³ for rensning på spildevandsforsyningernes renseanlæg (se evt.: <https://mst.dk/erhverv/industri/bat-bref/liste-over-alle-brefer/>)

I dette afsnit beskrives de teknologier som COWI anser som BAT i relation til opgaven med at fjerne PFAS-forbindelser fra spildevandsforsyningers renseanlæg. Det betyder at der er taget hensyn for at teknologiens fjernelsesgrad, investeringsomkostninger, driftsomkostninger og evt. problematikker der opstår ved valgte teknologier. Dette betyder også at teknologier som membranprocesserne (omvendt osmose og nanofiltrering) ikke er beskrevet, på trods af de gode resultater for fjernelse af PFAS-forbindelser. Dette skyldes både de økonomiske og teknologiske aspekter omkring at skulle installere disse på renseanlæg.

Aktivt kul

Aktivt kul kan leveres som pulver eller som granulat. I et aktivt kulfilter anvendes normalt et granulat. Aktivt kul er i stand til at adsorbere mange organiske forbindelser (op til 10-20 % organisk stof i forhold til egen vægt). Upolære forbindelser kan normalt fjernes med aktivt kul, mens polære forbindelser (vandopløselige) normalt fjernes dårligt. Stoffer med høj $\log K_{ow}$ (K_{ow} = Opløselighed i octanol i forhold til opløselighed i vand) vil generelt let kunne fjernes med aktivt kul i modsætning til stoffer med lav $\log K_{ow}$.

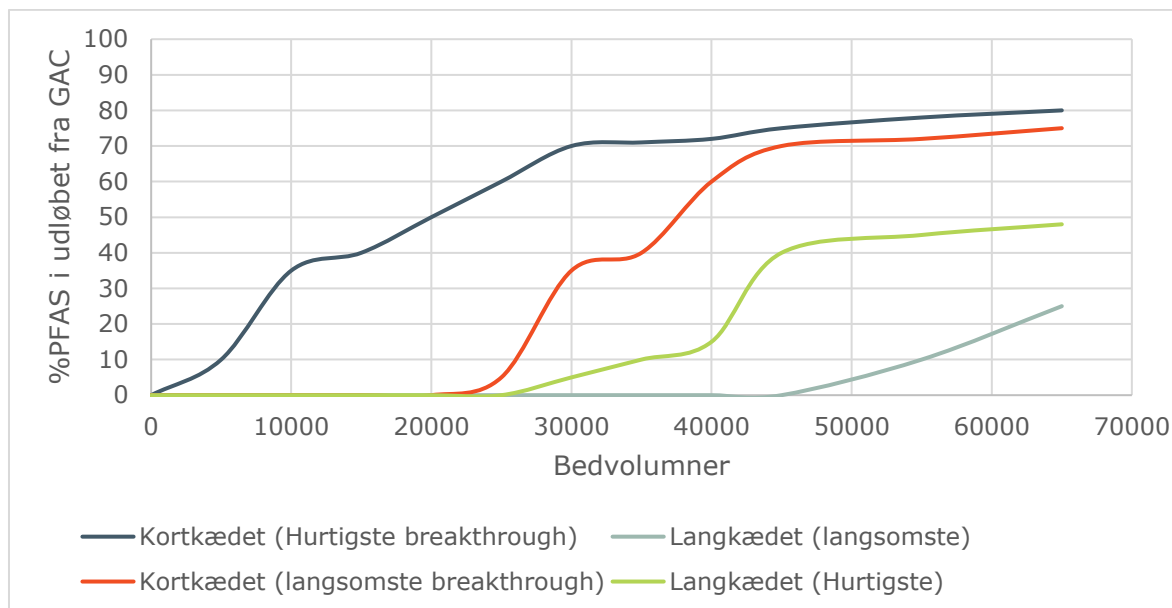
Derfor har aktivt kul en varieret effekt på fjernelsen af PFAS-forbindelser. De langekædede PFAS-forbindelser, som generelt er mere upolære fjernes med høj effektivitet, mens de kortkædede, som er mere polære fjernes i en mindre grad.

Sammenfattende vurderes det, at aktivt kul sandsynligvis kan fjerne størstedelen af de PFAS-forbindelser, der findes på renseanlæggene i dag. Fjernelsesgraden af PFAS i aktivt kul er >99%, hvis det anvendes med meget lange opholdstider og kullet skiftes meget ofte, så de kortkædede PFAS forbindelser ikke desorbere igen.

Det betyder også, at hvis det skal være et økonomisk solid BAT løsning, så bliver der en grad af usikkerhed i hvilken grad især de kortkædede PFAS-forbindelser fjernes, og aktivt kul bør derfor suppleres med anden teknologi hvis der ønskes en total fjernelse.

For at illustrere funktionen af et aktivt kulfilters optagelse af PFAS-forbindelser, og hvorfor det ikke kan stå alene ses Figur 5.

³ BREF: Referencedokument udarbejdet på EU-plan, der beskriver bedste tilgængelige teknikker (BAT) for forskellige brancher omfattet af direktivet for industrielle emissioner 2010/75 EU. Spildevandsforsyningernes renseanlæg er ikke omfattet.



Figur 5: Illustration af adsorptionsgraderne i et aktivt kulfilter

Figur 5 illustrer at op til de første 50 bedvolumner der optages alt PFAS i kullet, så vi tilbageholder alt. Hvis kullet ikke udskiftes, falder tilbageholdelsen af de kortkædet PFAS-forbindelser, men de langkædet PFAS-forbindelser optages stadig, det gør de hen til cirka 25.000 bedvolumner og her begynder vi at se gennembrud af de langkædet forbindelser.

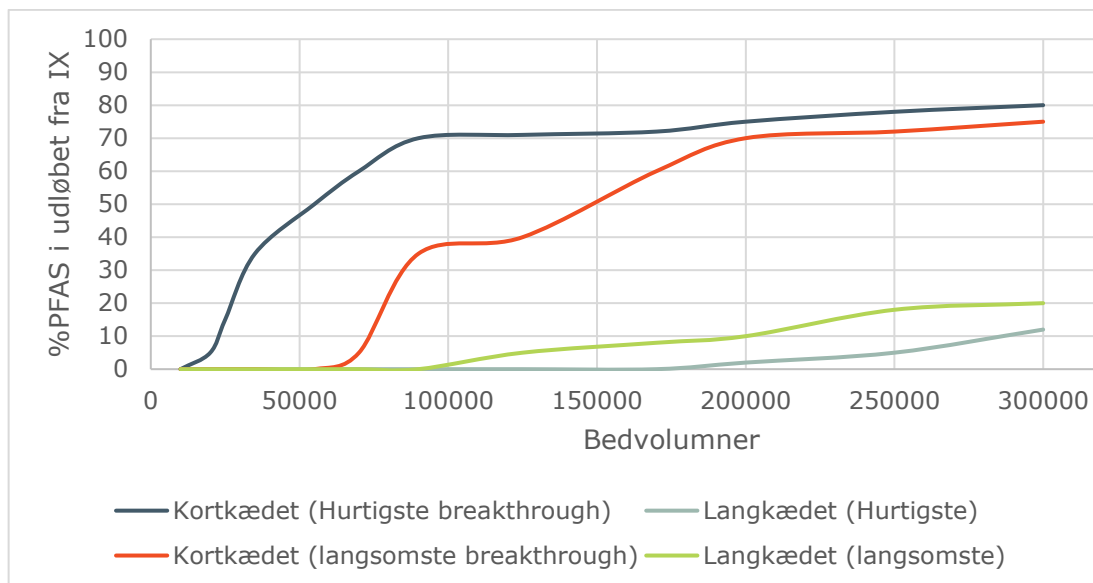
Så for at bevare en forsvarlig økonomi, vil det være forventeligt at vælge et antal bedvolumner omkring breakthrough punktet for de langkædet forbindelser.

En anden ulempe, som øger kompleksiteten yderligere ved aktivt kul, er selektiviteten. Aktivt kul er ikke en selektiv proces, mange andre stoffer end PFAS-forbindelserne vil adsorbere på kullet og derfor nedbringe den reelle tilbageholdelse af PFAS, da kapaciteten opbruges af andre stoffer.

Selektiv ionbytning

Resinerne til selektiv ionbytning leveres som et granulat og fungerer i princippet som aktivt kul. Den store forskel er selektiviteten, disse resiner er produceret til at specifikt fjerne PFAS-forbindelserne, så størstedelen af kapaciteten i et selektiv resin, vil benyttes til at fjerne PFAS-forbindelser.

Derudover er resinnerne designet til både at adsorbere de upolær og polær PFAS-forbindelser, så fjernelsesgraden af især de kortkædet PFAS-forbindelser er signifikant bedre, hvor breakthrough punktet for disse er rykket markant ift. for et aktivt kulfilter, som for aktivt kul er der i Figur 6 vist en illustration af adsorptionsgraderne for et selektiv ionbytterresin til PFAS. Fordelen for resinerne er mængden af PFAS-forbindelser, der kan adsorberes før breakthrough observeres.



Figur 6: Illustration af adsorptionsgraderne i et selektiv ionbytterresin

Overfladeaktiv skumfraktionering (SAFF)

SAFF-processen udnytter de fysisk-kemiske egenskaber af PFAS-forbindelser til at binde til fine luftbobler som et resultat af dets hydrofobe og hydrofile egenskaber. Når præcist kontrollerede bobler indføres og får lov til at stige i en smal søjle af vand, bliver boblerne effektive til at opsamle PFAS-forbindelser, der er løst bundet til vandmolekylerne. Ved overfladen PFAS fjernes ved adskillelse og koncentration gennem et passivt "spild over overløbssystem" og et aktivt vakuumsystem (Barr Engineering Co., 2023). Det opsamlede PFAS-koncentrat føres videre yderligere koncentration igennem samme metode for at blive en højkoncentrationsvæske med relativt lille volumen, der er egnet til destruktion.

Systemet har betydelige fordele i forhold til alle andre teknologier på markedet, da processen er meget robust. SAFF virker uden nedsat effekt, uanset om vandet indeholder store mængder suspenderede stoffer og forurenende stoffer af forskellig art, herunder olie og biologiske stoffer. Teknikken er ikke følsomt over for høje koncentrationer og er ikke pH-følsomt. Teknikken har ikke behov for nogen forbehandlingssystemer, men for at minimere servicearbejde kan der med fordel fjernes suspendere partikler.

SAFF-processen er en nyere teknik til behandling af PFAS, men som beskrevet ovenfor er der nogen fordele ved teknikkens følsomhed, derudover er det en teknik der fungerer ved at boble luft igennem vandet, som vi allerede gør på renseanlæg i biologien. Derfor anser COWI SAFF-teknologien på en god teknisk løsning, men det er et bud, hvor teknologien formentlig har behov for at modnes før den investeringsmæssigt kan konkurrere med aktivt kul og selektiv ionbytning.

Der er dog for teknikken gode forsøgsdata for flere af de 24 PFAS-forbindelser, fra større pilot systemer udført af Envytech og Alonia. Derudover er der i litteraturen estimeret fjernelsesgrader på >80% for de langkædet forbindelser, og op til 50% fjernelse for de kortkædet, disse er beskrevet i rapporten (Barr

Engineering Co., 2023) og (M. Riegel, S. Egner & F. Sacher (DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW)), 2020)

Tabel 7: Fjernelsesgrader for de forskellige PFAS-forbindelser med SAFF-teknikken

Akronym	Kæde-længde	Fjernelses-grader (for-søgsdata)	Fjernelses-grader (esti-mat)
PFBA	Kort	0-10%	
PFPeA	Kort	0-30%	
PFHxA	Kort	60-95%	
PFHpA	Kort	>99,9%	
PFOA	Lang	>99,9%	
PFNA	Lang	>99,9%	
PFDA	Lang	>99,9%	
PFUnA or PFUnDA	Lang	~95%	
PFDODA or PFDaA	Lang		>80%
PFTTrDA	Lang		>80%
PFTeDA	Lang		>80%
PFHxDA	Lang		>80%
PFODA	Lang		>80%
PFBS	Kort	0-40%	
PFPeS	Kort		0-50%
PFHxS	Kort	>99,9%	
PFHpS	Lang	>99,9%	
PFOS	Lang	99,90%	
PFDS	Lang	>99,9%	

6:2 FTOH	Kort	99,90%	
8:2 FTOH	Lang	~95%	
HFPO-DA (Gen X)	Kort		0-50%
ADONA	Kort		0-50%
C604	Kort		0-50%

UDKAST

7 Valg af scenarier

Der er opstillet to scenarier for fjernelsen af PFAS for de danske renseanlæg. For begge scenarier er der lavet beregninger for de erhvervsøkonomiske konsekvenser.

COWI har yderligere kigget på SAFF-processen, men det har vist sig, at metoden kræver en modning, før anlæggene produceres i de kapaciteter, der vil være nødvendigt på danske renseanlæg, samt en signifikant reduktion i investeringsomkostningerne, da løsningen er cirka fire gange så høje som investeringen i aktivt kul.

7.1 Renseløsning 1 – Total fjernelse af PFAS-forbindelser

I scenarie et fokuseres der på en total fjernelse af alle PFAS-forbindelser, både kort- og langkædet til under detektionsgrænsen ud fra alle danske renseanlæg.

Ud fra det tilgængelige materiale om spildevandsforsyningernes renseanlæg, og fjernelsen af PFAS, vurderes det, at samtlige renseanlæg i Danmark ville skulle opstille ekstra rensetrin for at overholde det forslåede miljøkvalitetskrav i Data-bladet fra SCHEER.

Givet opgavens tids- og ressourcemæssige rammer er der valgt et generelt teoretisk løsningsforslag til at opnå den totale fjernelse af PFAS-forbindelser i spildevandet. Ud fra kendskab til og vurdering af forskellige rensemetoder og under hensyntagen til BAT-principper, hvor der er taget hensyn til den tekniske gennemførlighed og den økonomiske indvirkning, foreslår COWI følgende kombinerede løsning som udgangspunkt for beregningerne til de erhvervsøkonomiske vurderinger:

- > Trin 1: Filtrering i et tryksandfilter
- > Trin 2: Rensning i et aktivt kulfilter (2-søjle-anlæg)
- > Trin 3: Rensning ved selektiv ionbytning (f.eks. PFA694E resin, 2-søjleanlæg).

Med denne løsning fjernes først alle partikler filtreres fra, hvilket er nødvendigt for at undgå tilstopning af kulfiltre og ionbytterkolonner. Kulfilterets primære funktion er at adsorbere de langkædet PFAS-stoffer, men samtidig vil der i et vist omfang også adsorberes tungmetaller og organiske forbindelser. Det vil derfor for renseanlæg være spildevandet indhold af andre organiske stoffer (målt som COD), der vil være afgørende for, hvor længe et kulfilter kan anvendes, før det er mættet og derved har nedsat renseseffekt over for PFAS-stofferne.

Der er lavet vurdering af hvor mange bedvolumner, der bør køres, før kullet skal skiftes, og det er valgt at sætte skiftet ved 25.000 bedvolumner, da det formentlig er omkring dette punkt de første langkædet PFAS-forbindelser vil begynde at gennembryde, da dette punkt som beskrevet tidligere er omkring mætningspunktet for COD.

Slutrensning i et selektivt ionbytningsanlæg, som vil fjerne de kortkædet PFAS-forbindelser, har allerede gennembrud ved 5.000-10.000 bedvolumner i det aktive kul og derved fortsat sikrer en høj fjernelsesgrad. Der er ud fra de udtrukne PULS data lavet en modelleret simulering af gennembryd på resinet og denne ligger imellem 16-25.000 bedvolumner. Der er til udregningerne valgt at benytte 25.000 bedvolumner før der skiftes resin.

Både aktivt kul og ionbytterresinerne benyttes som single use, og bortskaffes til forbrænding eller for kullet til genaktivering.

Det vurderes, at den samlede løsning ud fra en BAT-vurdering vil give det bedste resultat.

Det vurderes, at der med denne løsning kan opnås koncentrationer for PFAS-forbindelserne der kan overholde det beskrevne miljøkvalitetskrav i databladet fra SCHEER.

Det er dog usikkert, om dette niveau reelt kan opnås, og om den kan opretholdes med de antal bedvolumner der er antaget til udregningerne, da metoden aldrig har været afprøvet på spildevandsforsyningernes renseanlæg. Der findes ikke umiddelbart en egnet metode, som kan forbedre renseseffektiviteten. Det skal bemærkes, at ovennævnte løsning renser til samme niveau uanset recipientens miljøtilstand. Der skelnes derfor ikke mellem udledning til god eller dårlig miljøtilstand.

Den foreslåede løsning vil i noget omfang fjerne tungmetaller og problematiske organiske stoffer, som ikke er målet med dette projekt.

7.1.1 Erhvervsøkonomiske konsekvenser

COWI har beregnet de forventede erhvervsøkonomiske konsekvenser i dette scenarie. En beskrivelse af metoden kan findes i Afsnit 4.1.2, og resultatet af beregningen fremgår af Tabel 8⁴.

Tabellen viser, at det samlet set forventes at koste de 289 renseanlæg knap 6,9 mia. kr. at investere i de nødvendige anlæg ved dette scenarie for rensning af PFAS. Dette svarer i gennemsnit til knap 24 mio. kr. for hvert anlæg, men varierer naturligvis meget afhængigt af kapaciteten for det konkrete anlæg.

Investeringsomkostningerne er væsentligt mindre end de løbende omkostninger til drift og vedligeholdelse. Det forventes, at de nye anlæg vil koste 3,3 mia. kr. om året i løbende omkostninger, svarende til 11,5 mio. kr. for hvert anlæg. Tilbagediskonteres de samlede løbende omkostninger for anlæggenes forventede levetid på 25 år, så kan det samlet opgøres til 54,6 mia. kr. – altså et beløb, som er knap 8 gange større end de samlede investeringsomkostninger.

Samles investeringsomkostningerne med de løbende omkostninger, så forventes omkostningerne at blive på 61,5 mia. kr. i alt, svarende til 213 mio. kr. pr. anlæg og 6,5 kr. pr. m³ vand.

⁴ Bemærk, at der ikke indgår omstillingsomkostninger, jf. afsnit 4.1.2.

Tabel 8: Erhvervsøkonomiske konsekvenser af renseløsning 1, 2022-priser

		Antal anlæg	Mio. kr., i alt	Mio. kr./anlæg	kr./m ³
Investeringsomkostninger	NPV	289	6.879	23,8	0,7
	Årlig	289	417	1,4	
Løbende omkostninger (drift og vedligeholdelse)	NPV	289	54.631	189,0	5,7
	Årlig	289	3.315	11,5	
Samlede omkostninger	NPV	289	61.510	212,8	6,5
	Årlig	289	3.732	12,9	

Note: Metoden beskrives i Afsnit 4.1.2. NPV: Nettonutidsværdi. Det antages, at anlæggene står klar i 2025.

Omkostningerne til rensning afhænger naturligvis i høj grad af kapaciteten på det pågældende renseanlæg. Tabel 9. viser omkostningerne fordelt på de 36 største anlæg hhv. de øvrige 253 anlæg. Det ses, at over halvdelen af de samlede omkostninger til rensning vil komme fra disse anlæg, hvilket ligger fint i tråd med, at de også udgør over halvdelen af den samlede kapacitet.

Tabel 9: Opdeling af de erhvervsøkonomiske konsekvenser på anlæg, renseløsning 1, 2022-priser

		NPV		Årlig	
		Mio. kr., i alt	Mio. kr./anlæg	Mio. kr., i alt	Mio. kr./anlæg
De 36 store anlæg	Investeringsomkostninger	3.127	87	190	5,3
	Løbende omkostninger	27.926	776	1.694	47
	Samlede omkostninger	31.053	863	1.884	52
De 253 øvrige anlæg	Investeringsomkostninger	3.752	15	228	0,9
	Løbende omkostninger	26.705	106	1.620	6,4
	Samlede omkostninger	30.457	120	1.848	7,3
I alt, 289 anlæg	Investeringsomkostninger	6.879	24	417	1,4
	Løbende omkostninger	54.631	189	3.315	11
	Samlede omkostninger	61.510	213	3.732	13

Note: Metoden beskrives i Afsnit 4.1.2. NPV: Nettonutidsværdi. Det antages, at anlæggene står klar i 2025.

7.2 Renseløsning 2 – Fjernelse af langkædet PFAS-forbindelser

I scenarie to er der fokus på at få fjernet de langkædet PFAS-forbindelser. Baggrunden for at kigge på et scenarie, hvor der kun er fokus på at fjerne de langkædet forbindelser skyldes at ud fra det tilgængelige materiale, så som vist i Tabel 10, er ~95% af problemet fra de danske renseanlæg de langkædet

forbindelser, så fjernes alle de langkædet PFAS-forbindelser, så kan det forståede miljøkvalitetskrav i databladet overholdes.

Tabel 10: Summeringen af PFOA-ækvivalenter fordelt på PFAS-forbindelsernes kædelængde

	Koncentration [ng/l]	PFOA-ækvivalenter [ng/l]
Langekædet PFAS-forbindelser		
Perfluoroktansyre	4,18	4,18
Perfluornonansyre	0,26	2,65
Perfluordecansyre	0,55	3,86
Perfluordodecansyre	0,25	0,75
Perfluorheptansulfonsyre	0,43	0,56
Perfluoroktansulfonsyre	1,92	3,84
Sum langkædet PFAS-forbindelser		15,84
Kortkædet PFAS-forbindelser		
Perfluorbutansyre	3,06	0,15
Perfluorpentansyre	4,03	0,1
Perfluorhexansyre	5,95	0,06
Perfluorheptansyre	1,67	0,084
Perfluorbutansulfonsyre	2,81	0,0028
Perfluorpentansulfonsyre	0	0
Perfluorhexansulfonsyre	0,8	0,48
Sum af kortkædet PFAS-forbindelser		0,8768
Sum total		16,717

Langkædet%			94,76
Kortkædet%			5,24

Ud fra det overstående foreslår COWI under hensyntagen til BAT-principper en kombineret løsning som består af følgende:

- > Trin 1: Filtrering i et tryksandfilter
- > Trin 2: Rensning i et aktivt kulfilter (2-søjle-anlæg)

Med denne løsning fjernes først alle partikler filtreres fra, hvilket er nødvendigt for at undgå tilstopning af kulfiltrene. Kulfilterets primære funktion er at adsorbere de langkædet PFAS-stoffer, men som beskrevet tidligere vil der også adsorberes tungmetaller og organiske forbindelser. Dimensioneringen er med samme antagelse som tidligere scenarie, hvor COD bliver afgørende for længden af anvendelsen før skift af kullet. Det er som beskrevet tidligere også her benyttet 25.000 bedvolumner som punkt for skift af kul.

Der vil tidligere ske gennembrud af de korte PFAS-forbindelser, så der vil for dette scenarie være stor usikkerhed i fjernelsesgraden af de kortkædet PFAS-forbindelser, og den vil formentlig være meget lille.

Det vurderes, at den samlede løsning ud fra en BAT-vurdering vil give det bedste resultat.

Det vurderes, at der med denne løsning kan opnås koncentrationer for PFAS-forbindelserne der kan overholde det beskrevne miljøkvalitetskrav i databladet fra SCHEER

Det er dog usikkert, om dette niveau reelt kan opnås, og om den kan opretholdes med de antal bedvolumner der er antaget til udregningerne, da metoden aldrig har været afprøvet på spildevandsforsyningernes renseanlæg. Der findes ikke umiddelbart en egnet metode, som kan forbedre renseseffektiviteten. Det skal bemærkes, at ovennævnte løsning renser til samme niveau uanset recipientens miljøtilstand. Der skelnes derfor ikke mellem udledning til god eller dårlig miljøtilstand.

Den foreslåede løsning vil i noget omfang fjerne tungmetaller og problematiske organiske stoffer, som ikke er målet med dette projekt.

7.2.1 Erhvervsøkonomiske konsekvenser

COWI har også for dette scenarie beregnet de forventede erhvervsøkonomiske konsekvenser. En beskrivelse af metoden kan findes i Bilag C, og resultatet af beregningen fremgår af Tabel 11⁵.

Denne løsning forventes at være væsentligt billigere end renseløsning 1 – primært som følge af lavere løbende omkostninger. Renseløsning 2 forventes at

⁵ Bemærk, at der ikke indgår omstillingsomkostninger, fordi der ikke er teknologi, som vil skulle udfases og "gå til spildevand" som følge af de nye anlæg.

koste ca. 1 mia. kr. om året (16,8 mia. kr. i alt) i løbende omkostninger til drift og vedligeholdelse, hvilket altså er under en tredjedel af de løbende omkostninger til renseløsning 1. Forskellen udgøres af, at der til renseløsning 1 er store omkostninger til skift af IX resin, som altså ikke er aktuelle for renseløsning 2.

Også investeringsomkostningerne er lidt lavere ved denne renseløsning. Det forventes at kræve samlede investeringer på knap 5,8 mia. kr., hvilket altså er ca. 1,1 mia. kr. lavere end for renseløsning 1. Disse forskelle medfører alt i alt, at renseløsning 2 forventes at koste knap 22,6 mia. kr. i alt, svarende til 78 mio. kr. pr. anlæg og 2,4 kr. pr. m³.

Tabel 11: Erhvervsøkonomiske konsekvenser af renseløsning 2, 2022-priser

		Antal anlæg	Mio. kr., i alt	Mio. kr./anlæg	kr./m ³
Investeringsomkostninger	NPV	289	5.774	20,0	0,6
	Årlig	289	350	1,2	
Løbende omkostninger (drift og vedligeholdelse)	NPV	289	16.813	58,2	1,8
	Årlig	289	1.020	3,5	
Samlede omkostninger	NPV	289	22.587	78,2	2,4
	Årlig	289	1.370	4,7	

Note: Metoden beskrives i Bilag C. NPV: Nettonutidsværdi. Det antages, at anlæggene står klar i 2025.

Også ved denne renseløsning vil omkostningerne for de 36 største anlæg blive væsentligt større pr. anlæg som følge af deres høje kapacitet, jf. Tabel 12. Samlet set udgør de store anlæg ved denne løsning knap halvdelen af de samlede omkostninger.

Tabel 12: Opdeling af de erhvervsøkonomiske konsekvenser på anlæg, renseløsning 2, 2022-priser

		NPV		Årlig	
		Mio. kr., i alt	Mio. kr./anlæg	Mio. kr., i alt	Mio. kr./anlæg
De 36 store anlæg	Investeringsomkostninger	2.588	72	157	4,4
	Løbende omkostninger	8.411	234	510	14
	Samlede omkostninger	10.999	306	667	19
De 253 øvrige anlæg	Investeringsomkostninger	3.186	13	193	0,8
	Løbende omkostninger	8.402	33	510	2,0
	Samlede omkostninger	11.588	46	703	2,8
I alt, 289 anlæg	Investeringsomkostninger	5.774	20	350	1,2
	Løbende omkostninger	16.813	58	1.020	3,5
	Samlede omkostninger	22.587	78	1.370	4,7

Note: Metoden beskrives i Afsnit 4.1.2. NPV: Nettonutidsværdi. Det antages, at anlæggene står klar i 2025.

8 Konklusion

Rensningen af de 24 PFAS-forbindelser anslås at medføre betydelige erhvervsøkonomiske omkostninger for renseanlæggene. Det er vigtigt i den forbindelse at understrege, at metoden og gennemsnitsberegningerne er baseret på foreliggende data og de givne forudsætninger.

Den samlede investeringsomkostning til rensning for de 24 PFAS-forbindelser vil på alle 289 MBNDK-reseanlæg i Danmark vil beløbe sig til 6,88 milliarder kr. for renseløsning 1. Den årlige meromkostning for driften af disse anlæg vil beløbe sig til 3,32 milliarder kr. hvor udskiftningen af resinner og kul er de to store poster. Omregnet til nutidsværdi svarer det til 54,63 milliarder kr. over levetiden på 25 år. Samlede omkostninger over levetiden (invest+drift NPV) er 63,51 milliarder svarende til en årlig omkostning (annuitet) på 3,73 milliarder kr. Det skal understreges, at omkostningskonsekvenserne er baseret på de foreliggende tal og den valgte metode.

Der er i rapporten opstillet et scenarie uden ionbytterne (renseløsning 2), da ~95% af PFOA-ækvivalenterne for de tilgængelige data tilskrives de langkædet PFAS-forbindelser. Da ionbytterne primært er indsat i renseløsningen for at sikre en høj fjernelsegrad af de kortkædet PFAS-forbindelser, var det i forhold til miljøkvalitetskravet og de erhvervsøkonomiske konsekvenser interessant at opstillet et scenarie uden ionbytterne, og sammenligne resultaterne

Den samlede investeringsomkostning til rensning af de langkædet PFAS-forbindelser (renseløsning 2) vil på alle 289 MBNDK-reseanlæg i Danmark vil beløbe sig til 5,77 milliarder kr. Den årlige driftsomkostning af disse anlæg vil beløbe sig til 1,02 milliarder kr., hvor udskiftningen af kul er den største driftsomkostning. Omregnet til nettonutidsværdi svarer det til 16,81 milliarder kr. over levetiden på 25 år. Den samlede nettonutidsværdi over levetiden (invest+drift NPV) er 22,59 milliarder svarende til en årlig omkostning (annuitet) på 1,37 milliarder kr. Det skal understreges, at omkostningskonsekvenserne er baseret på de foreliggende tal og den valgte metode.

Det har en signifikant betydning for de løbende omkostninger om der opføres anlæg til totalrensning af alle 24 PFAS-forbindelser (renseløsning 1), eller anlæg der fjerner de langkædet PFAS-forbindelser (renseløsning 2), som ud fra tilgængeligt materiale præsenterer det største kilde til PFOA-ækvivalenter. Der skal her understreges, at der ikke ligger resultater på koncentrationerne for samtlige PFAS-forbindelser, og derved er det ukendt om der forefindes høje koncentrationer af de resterende fire kortkædet PFAS-forbindelser.

Resultaternes nuance

Det samlede resultat giver et overblik over de samlede erhvervsøkonomiske konsekvenser i renseløsning 1 ved rensning af de 24 PFAS-forbindelser samt et overblik over de samlede erhvervsøkonomiske konsekvenser ved en rensning, der kan overholde det nye forslåede miljøkvalitetskrav uden forbehold for evt. fortyndingszoner i marine udledninger. Det skal understreges, at der er tale om gennemsnitsberegninger foretaget på baggrund af de data, Miljøstyrelsen har kunnet stille til rådighed, samt øvrige data, som med relativt kort varsel har kunnet fremskaffes. Dette betyder at følgende:

- Koncentrationerne af PFAS-forbindelser igennem de danske renseanlæg er baseret på et relativ lille datasæt, da det ikke på nuværende tidspunkt er et krav til danske renseanlæg at måle for de 24 PFAS-forbindelser
- Derudover består datasættet ikke af målinger af samtlige 24 PFAS-forbindelser
- Alle værdier der er målt til under detektionsgrænsen, er blevet udregnet som nul. Dette er specifikt gjort, fordi detektionsgrænserne for nogen af PFAS-forbindelserne er så høje ift. det forslåede miljøkvalitetskrav, at hvis de medtages som detektionsgrænseværdien, så øges PFOA-ækvivalenterne markant.

Der er anvendt metoder baseret på antagelser og forudsætninger, som der er opnået enighed om med Miljøstyrelsen

Det er vigtigt at pointere at renseløsningerne beskrevet i denne rapport er de rensetekniske løsninger på markedet der på nuværende tidspunkt er både mest teknisk og økonomisk gennemførlige, men at vi stadig er på et tidligt stadie i udviklingen til rensningen af PFAS, især i de mere komplekse vandmatricer som spildevand. Der forskes og udvikles i øjeblikket i flere mulige løsninger til fjernelsen af PFAS, bl.a. flokkuleringsmidler specifikt til udfældningen af PFAS-forbindelser, eller som nævnt i denne rapport SAFF-processen, som har vist gode resultater for fjernelsen af langkædet PFAS-forbindelser, men stadig er en teknisk dyr løsning.

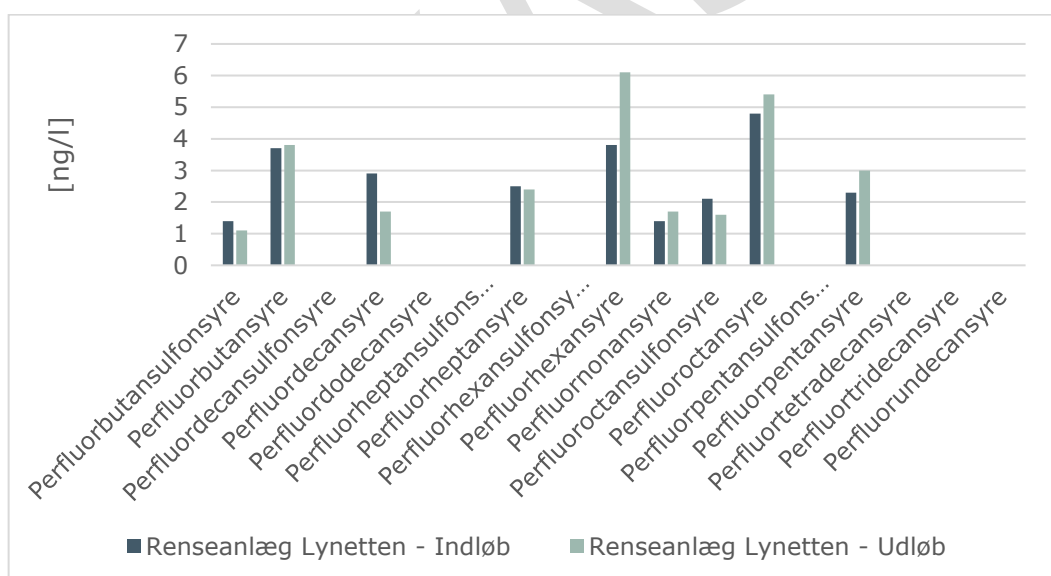
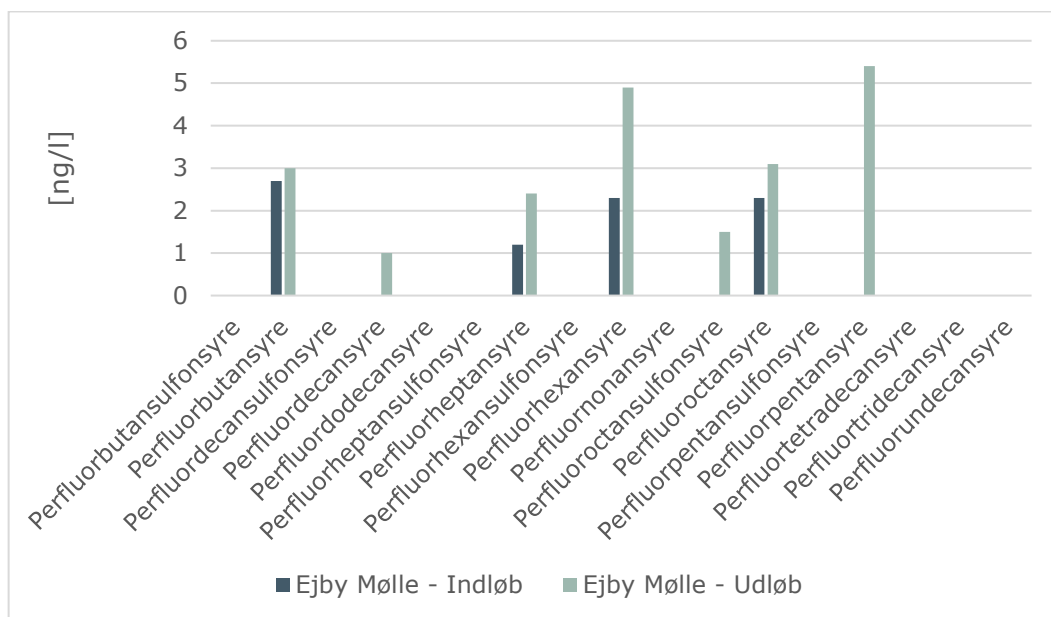
Det er også vigtigt at pointerer at de rensetekniske løsninger beskrevet i rapporten er vurderet som en god teknisk løsning til rensningen af de 24 PFAS-forbindelser, men der findes endnu ingen erfaringstal for disse løsninger i stor skala på spildevandsrensning. Der er for de erhversøkonomiske konsekvenser antaget en mængde af bedvolumner der kan behandles i både kulfilteret og ionbytterene, men det er antagelser ud fra erfaringstal og litteratur, og da aktivt kul fungerer ved adsorption, og vi ved at andre stoffer end PFAS optages i filterene, så mangler vi reelle erfaringstal for at kunne verificere de antagende bedvolumner. Det vil også i realiteten være anlægsspecifikt, hvor mange bedvolumner, der vil kunne driftes, ud fra spildevandssammensætningen på det enkelte anlæg.

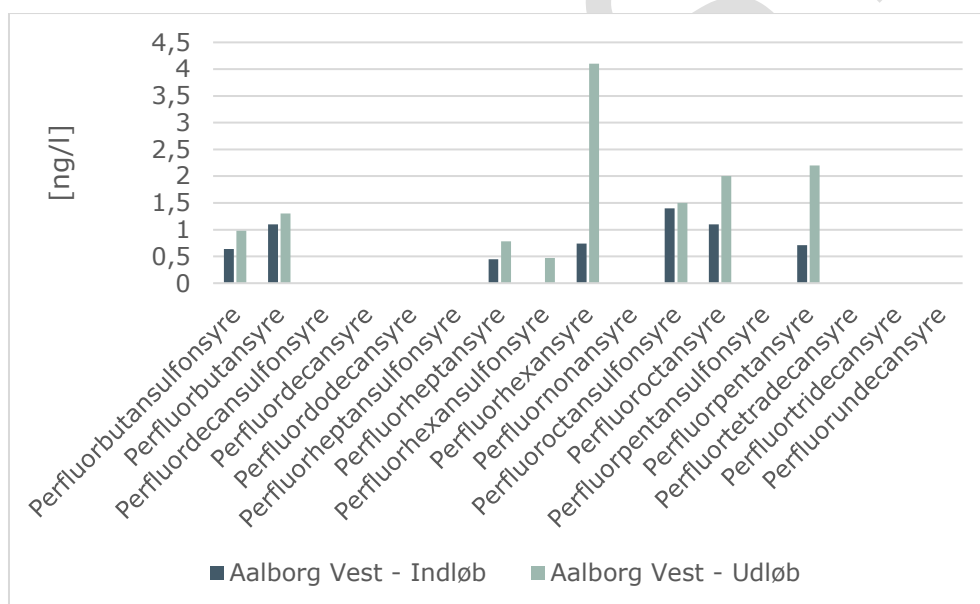
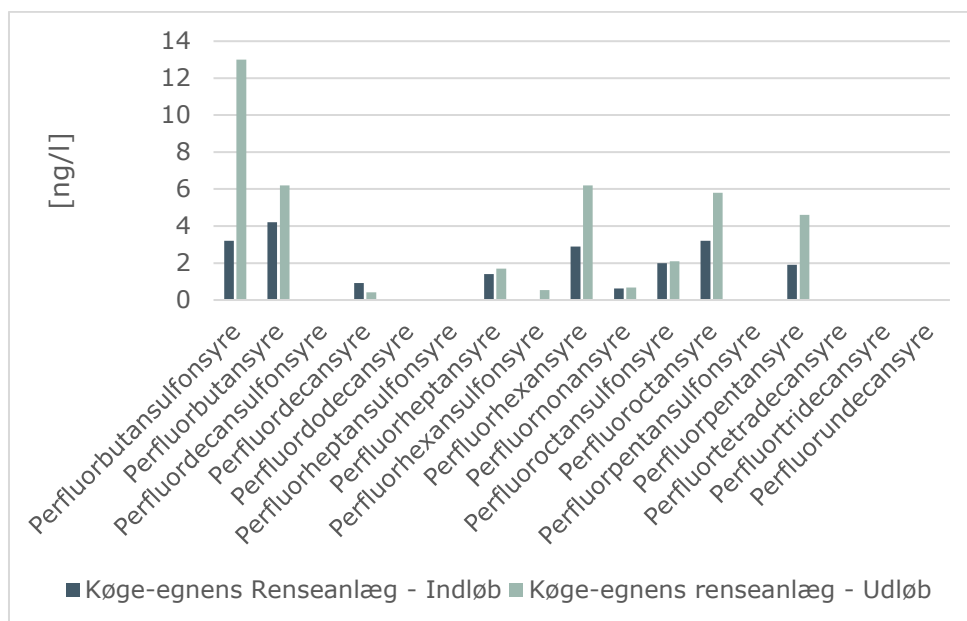
Der vil være positive miljømæssige sideeffekter forbundet med at indfører renseanlæggene for de 24 PFAS-forbindelser. Denne sideeffekt er gældende for begge løsninger, da det især det aktive kul vil have en indvirkning på koncentration af flere miljøfarlige stoffer som f.eks. medicinrester. Investeringsomkostningerne, som er beregnet i rapporten her, vil altså samtidig reelt dække over en andel af omkostningerne til rensning for andre stoffer end de 24 PFAS-forbindelser. Vælger man efterfølgende at lade ekstraomkostningerne dække af særbidrag fra de tilledende virksomheder, vil særbidraget skulle korrigeres for denne rensning af andre stoffer.

UDKAST

Bilag A

Eksempler på indløb og udløbs data fra 4 renseanlæg





Bilag B

PFAS-målinger i ng/l for forskellige virksomhedstyper

	Grundvandssænkning	Industrielt overfladevand	Industrispildevand	Overfladevand	Perkolat
Perfluorbutansulfonsyre	0,3	10	0,33	2,02	20,12
Perfluorbutansyre	0,6	10	4,54	11,37	31
Perfluordecansulfonsyre	0,3	10	0,72	1,04	0,3
Perfluordecansyre	0,3	10	0,31	6,7	0,31
Perfluordodecansyre	0,3	10	0,72	1,12	0,3
Perfluorheptansulfonsyre	0,3	10	0,3	1,16	1,26
Perfluorheptansyre	0,33	10	0,35	10,22	46,25
Perfluorhexansulfonsyre	0,3	10	0,3	3,35	14,3
Perfluorhexansyre	0,6	10	3,52	21,83	50
Perfluornonansyre	0,3	10	0,3	2,19	2,7
Perfluoroctansulfonsyre	0,21	5	3,39	16,45	31,75
Perfluoroctansyre	0,64	5	0,81	6,71	101,5
Perfluorpentansulfonsyre	0,3	10	0,3	1,12	3,82
Perfluorpentansyre	0,3	10	3,64	31,09	69,55
Perfluortridecansyre	1	10	1	1,69	1
Perfluorundecansyre	0,3	10	0,72	1,2	0,3

Bilag C

C.1 Omkostninger for renseløsning 1

Investeringsomkostninger	Spildevandsforsyning 100 m ³ /h	Spildevandsforsyning 250 m ³ /h
Sandfilter	763.530,00 kr.	1.717.943,00 kr.
Kulfilter anlæg	1.055.840,00 kr.	2.507.620,00 kr.
Selektivt ionbytteranlæg	1.061.590,00 kr.	2.521.276,00 kr.
Forsyningstavle og kommunikationsmodul	250.000,00 kr.	531.250,00 kr.
Forbindelsesrørsystem, PVC	150.000,00 kr.	318.750,00 kr.
El-montage	150.000,00 kr.	318.750,00 kr.
Dokumentation	150.000,00 kr.	281.250,00 kr.
Opstart	153.840,00 kr.	288.450,00 kr.
Eksterne rørforbindelser, montage og el-fremføring (anslået)	700.000,00 kr.	1.750.000,00 kr.
Bygning á 10.000 kr./m ²	800.000,00 kr.	2.000.000,00 kr.
Buffertank til peakload	2.000.000,00 kr.	3.000.000,00 kr.
Rådgivning, 20% af udstyr og bygning	1.446.960,00 kr.	3.047.057,80 kr.
Uforudsete udgifter, 20%	1.736.352,00 kr.	3.656.469,36 kr.

Løbende omkostninger	Spildevandsforsyning 100 m ³ /h	Spildevandsforsyning 250 m ³ /h
Elektricitet, 100.000 kWh/år & 250.000 kWh/år	100.000,00 kr.	250.000,00 kr.
Skift af kul, 27.375 kg/år & 70.000 kg/år	941.700,00 kr.	2.354.250,00 kr.
Bortskaffelse af kul, 27.375 kg/år & 70.000 kg/år	54.750,00 kr.	136.875,00 kr.
Skift af IX resin, hhv. 36500 kg/år & 91250 kg/år	2.721.805,00 kr.	6.804.512,50 kr.
Bortskaffelse af ionbytterresin hhv. 36500 kg/år & 91250 kg/år	182.500,00 kr.	456.250,00 kr.
Pasning, 240 hhv. 365 h/år	109.500,00 kr.	164.250,00 kr.
Service og vedligehold, 5 %	186.740,00 kr.	424.264,45 kr.
Drift og vedligehold af buffertank	30.000,00 kr.	75.000,00 kr.

C.2 Omkostninger for renseløsning 2

Investeringsomkostninger	Spildevandsforsyning 100 m ³ /h	Spildevandsforsyning 250 m ³ /h
Sandfilter	763.530,00 kr.	1.717.943,00 kr.
Kulfilter anlæg	1.055.840,00 kr.	2.507.620,00 kr.
Forsyningstavle og kommunikationsmodul	250.000,00 kr.	531.250,00 kr.
Forbindelsesrørsystem, PVC	150.000,00 kr.	318.750,00 kr.
El-montage	150.000,00 kr.	318.750,00 kr.
Dokumentation	150.000,00 kr.	281.250,00 kr.
Opstart	153.840,00 kr.	288.450,00 kr.
Eksterne rørforbindelser, montage og el-fremføring (anslået)	700.000,00 kr.	1.750.000,00 kr.
Bygning á 10.000 kr./m ²	800.000,00 kr.	2.000.000,00 kr.
Buffertank til peakload	2.000.000,00 kr.	3.000.000,00 kr.
Rådgivning, 20% af udstyr og bygning	1.234.642,00 kr.	2.542.802,60 kr.
Uforudsete udgifter, 20%	1.481.570,40 kr.	3.051.363,12 kr.

Løbende omkostninger	Spildevandsforsyning 100 m ³ /h	Spildevandsforsyning 250 m ³ /h
Elektricitet, 100.000 kWh/år & 250.000 kWh/år	100.000,00 kr.	250.000,00 kr.
Skift af kul, 27.375 kg/år & 70.000 kg/år	941.700,00 kr.	2.354.250,00 kr.
Bortskaffelse af kul, 27.375 kg/år & 70.000 kg/år	54.750,00 kr.	136.875,00 kr.
Pasning, 240 hhv. 365 h/år	109.500,00 kr.	164.250,00 kr.
Service og vedligehold, 5 %	133.660,50 kr.	298.200,65 kr.
Drift og vedligehold af buffertank	30.000,00 kr.	75.000,00 kr.