Rapport

Testing av «Best Available Technology» (BAT) for rensing av prosessvann fra pelagisk industri

L4.5 Faglig sluttrapport

Forfatter(e):

Robert Wolff, Andreas Austnes, Sigurd Korsnes, Gema Raspati, Eirin Kleiven, Stine Steen, Karen Nessler Seglem

Rapportnummer:

2025:00576 - Åpen

Oppdragsgiver:

Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfinansiering (FHF)

SINTEF Nordvest AS
Postadresse:
Borgundvegen 340
6008 Ålesund

Sentralbord:

info@sintef.no

Foretaksregister:
NO 918787747 MVA

Rapport

Testing av «Best Available Technology» (BAT) for rensing av prosessvann fra pelagisk industri

L4.5 Faglig sluttrapport

EMNEORD
BAT, renseteknologi, prosessavløpsvann, prosessvann, pelagisk sektor og vannrensing

VERSJON
1

DATO
2025-09-03

FORFATTER(E)
Robert Wolff, Andreas Austnes, Sigurd Korsnes, Gema Raspati, Eirin Kleiven, Stine Steen, Karen Nessler Seglem

OPPDRAGSGIVER(E)
Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfinansiering (FHF)

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE
FHF 901761

PROSJEKTNUMMER
302007662

ANTALL SIDER
55

SAMMENDRAG

Under bearbeiding av pelagisk fisk benyttes store mengder vann. Dette gir betydelige volum avløpsvann med høyt innhold av løst og partikulært organisk materiale, som potensialt vil forurense resipient. Både vannvolum og -kvalitet varierer gjennom året, avhengig av sesong, fiskeart og type prosessering.

Prosjektet har hatt som mål å dokumentere og evaluere teknologiske løsninger for rensing av prosessvann fra pelagisk industri, med utgangspunkt i kravene fra EUs industri-utslippsdirektiv og BAT-konklusjoner (Best Available Techniques).

Kartleggingen viser at filetproduksjon gir størst organisk belastning, mens rognproduksjon gir lavere konsentrasjoner grunnet høyt vannforbruk. Prosessavløpsvannet inneholder høye konsentrasjoner av organisk materiale. Foreslåtte teknologiløsninger med primær-rensing er ikke tilstrekkelige for å møte BAT-AEL, er svært kostbare når det kommer til investeringer, drift og vedlikehold, medfører bruk av kjemikalier og generering av slam. Håndtering av kjemikalier og slam vil føre til økt transportbehov.

UTARBEIDET AV
Robert Wolff

SIGNATUR

KONTROLLERT AV
Tom Ståle Nordtvedt

SIGNATUR
Tom S. Nordtvedt
Tom S. Nordtvedt (Sep 16, 2025 09:58:28 GMT+2)

GODKJENT AV
Ana K. Carvajal

SIGNATUR
Ana K. Carvajal
Ana K. Carvajal (Sep 16, 2025 10:13:35 GMT+2)

RAPPORT NR.
2025:00576

ISBN
978-82-14-07444-4

GRADERING
Åpen

GRADERING DENNE SIDE
Åpen

COMPANY WITH MANAGEMENT SYSTEM CERTIFIED BY DNV
ISO 9001 • ISO 14001
ISO 45001

Historikk

VERSJON	DATO	VERSJONSBESKRIVELSE
0	2025-05-26	Utkast til referansegruppe og kvalitetssikring
1	2025-09-03	Lagt til delkapittel 6.6.1. Redigering av oppsummering og hovedfunn.

Innholdsfortegnelse

1 Sammendrag 6

2 Summary 6

3 Innledning 8

3.1 Kunnskapsstatus 8

3.2 Prosjektorganisering 10

4 Problemstilling og formål 11

5 Prosjektgjennomføring 13

5.1 Kartlegging av prosess- og avløpsvann og renseteknologier 13

5.2 Testing og evaluering av renseteknologier 14

5.2.1 Forsøksplan 14

5.2.2 Vann og slam – kvalitetsundersøkelse 14

5.2.3 Analyse av prosessvann 15

5.2.4 Laboratorieskala utstyr 15

5.2.4.1 Koagulering-flokkulering-sedimentering 15

5.2.4.2 Flotasjon 16

5.2.4.3 Sentrifugering 16

5.2.4.4 Filtrering 16

5.2.4.5 Nanofiltrering 17

5.2.5 Analysemetoder 17

5.2.5.1 Totalt organisk karbon (TOC) 17

5.2.5.2 Kjemisk oksygenforbruk (COD/KOF) 18

5.2.5.3 Salinitetsmåler 18

5.2.5.4 Capillary suction time (CST) 18

6 Resultat og diskusjon 19

6.1 Produksjon 19

6.2 Rensing av avløpsvann – nåsituasjon (før prosjektet) 20

6.3 Vannforbruk 20

6.3.1 Utslipp av avløpsvann 21

6.4 Energiforbruk 21

6.5 Kartlegging av vannkvalitet 22

6.5.1 Virksomhetenes egne analyser av avløpsvann 22

6.5.2 Variasjon i vannkvalitet basert på art/produksjonsform 23

6.5.3 Historiske data rapportert til Miljødirektoratet 23

6.5.4 Kartlegging av vannkvalitet i prosjektet 25

6.5.4.1 Prosessavløpsvann 26

6.5.4.2 Variasjon i vannkvalitet basert på produksjonsform 28
6.5.4.3 Analyse av rent sjøvann 29
6.6 Metoder for vannrensing 30
6.6.1 Om BAT-konklusjoner 30
6.6.2 Konvensjonelle partikkelseparasjonsmetoder 31
6.6.3 Koagulering og flokkulering 32
6.6.4 Elektrokoagulering 32
6.6.5 Membranteknologi 33
6.6.6 Biologisk rensing 33
6.6.6.1 Anaerob behandling 33
6.6.6.2 Aerob behandling 34
6.6.7 Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) 34
6.6.8 Andre teknologier og aspekter 34
6.7 Teknologikartlegging 35
6.7.1 Teknologiløsninger 36
6.7.2 Investerings- og driftskostnader 37
6.7.3 Energiforbruk ved rensing 38
6.8 Korrelasjon mellom KOF og TOC 39
6.8.1 Kommentarer til analysemetode for KOF 39
6.9 Korrelasjon mellom SS og turbiditet 41
6.10 Renseeffekt av vannbehandling uten bruk av kjemikalier 41
6.11 Renseeffekt av vannbehandling med bruk av kjemikalier 44
6.12 Avvanningspotensial av slam 46
6.13 Nanofiltrering som separasjonstrinn – hovedbehandling og etterpolering 47
6.14 BAT-krav og samarbeid med kommunalt renseanlegg 49

7 Oppsummering 50

8 Hovedfunn 52

9 Leveranser 53

10 Referanser 54

11 Vedlegg 55

BILAG/VEDLEGG

Invitasjon til Teknologi-workshop i forbindelse med gjennomføring av prosjektet PROPEL

Ordforklaringer

Forkortelse	Beskrivelse
BAT	Best Available Technique, på norsk beste tilgjengelige teknikker
BAT-AEL	BAT Associated Emission Level - utslippsgrenser
BOF	Biokjemisk oksygenforbruk.
BREF	Best Available Technique Reference Document - Referansedokument utarbeidet til støtte for gjennomføring av BAT-regelverket
COD-Cr	Chemical Oxygen Demand eller Kjemisk oksygenforbruk (KOF). Parameter knyttet til BAT-AEL. Cr angir at det er benyttet krom (Cr) i analysemetoden.
CST	Capillary Suction Time. Metode for å måle slamavvanning.
DAF	Dissolved Air Flotation eller Oppløst luftflotasjon.
EMS	Environmental Management Systems – Miljøstyringssystem.
FDM	Food Drink and Milk – industries. Mat-, drikkevare- og meieriindustri. Næringsmiddelindustrier inne gitte sektorer.
IED	Industrial Emissions Directive - EUs direktiv om industriutslipp
KOF	Kjemisk oksygenforbruk. Det samme som COD.
MBBR	Moving bed biofilm reaktor
MBR	Membran bioreaktorer
NF	Nanofiltrering, typisk porestørrelse mellom 0,001 – 0,01µm
RBC	Rotating biological reactors.
SBR	Sequencing batch reactor.
SS	Suspendert stoff. Parameter knyttet til BAT-AEL. (Forkortelsen TSS benyttes også)
TOC	Totalt organisk karbon. Parameter knyttet til BAT-AEL.
Tot-N	Totalt nitrogen. Parameter knyttet til BAT-AEL.
Tot-P	Total fosfor. Parameter knyttet til BAT-AEL.
TS	Tørrstoff
TSS	Totalt suspendert stoff. Parameter knyttet til BAT-AEL. (Forkortelsen SS benyttes også)
UF	Ultrafiltrering, typisk porestørrelse mellom 0,01 – 0,1 µm
VSS	Volatile Suspended Solids. Flyktige suspenderte stoff. PSS benyttes også.

1 Sammendrag

Prosjektet har hatt som mål å dokumentere og evaluere teknologiske løsninger for rensing av prosessvann fra pelagisk industri, med utgangspunkt i kravene fra EUs industriutslippsdirektiv og BAT-konklusjoner (Best Available Techniques). Pelagisk sektor er preget av sesongbasert produksjon, store volum og varierende vannkvalitet, noe som stiller høye krav til fleksibilitet og kapasitet i renseprosessene. Samlet gjør dette dimensjonering, utbygging, drift og vedlikehold av tilpassede renseanlegg utfordrende.

Kartleggingen viser at filetproduksjon gir størst organisk belastning, mens rognproduksjon gir lavere konsentrasjoner grunnet høyt vannforbruk. Dagens renseanlegg, som hovedsakelig består av filterløsninger og fettavskillere, er ikke tilstrekkelige for å møte BAT-AEL-kravene. Det kreves opptil 99,9 % reduksjon av utslippsparametere for å overholde gjeldende utslippsgrenser.

Gjennom teknologikratlegging og laboratorietester er det identifisert en sammensatt renseløsning bestående av forbehandling, kjemisk koagulering og flokkulering, slamseparasjon og buffring. Kjemisk rensing gir best resultater, særlig ved bruk av jernkoagulant og akrylamidflokkulant. Nanofiltrering gir ytterligere forbedring. Biologisk rensing, oksidasjon og adsorpsjon er identifisert som relevante tilleggstrinn for videre vurdering.

Våre laboratorietester viser at de foreslåtte primærrensemetodene ikke er tilstrekkelig for å imøtekomme BAT-AEL. Testene viste derimot betydelig reduksjon ved mekanisk separasjon sved sentrifugering og reduserte innholdet av TSS med opp mot 90 %.

Økonomiske vurderinger viser et betydelig investeringsbehov i fullskala renseanlegg, og at dette kan overstige 40 MNOK, inkludert installasjon og nødvendig infrastruktur. Driftskostnader er estimert til 3–10 NOK per kubikkmeter behandlet vann. Det vil medføre betydelig merkostnader dersom sekundærrensing må innføres.

Det kan stilles spørsmål ved om de totale ulempene knyttet til økonomiske merkostnader ved investering i infrastruktur og prosessutstyr, økt energiforbruk, bruk av fellingskjemikalier og påfølgende håndtering av slam, oppveier for de miljømessige fordelene som er ment gjennom BAT.

Analysearbeidet avdekket utfordringer med kloridinterferens i KOF-analyser, og turbiditet ble identifisert som en god indikator for SS-innhold. Slamavvanning forbedres betydelig med kjemisk tilsetning, noe som gir potensial for reduserte transport- og deponeringskostnader. I tillegg viser analyser av rent sjøvann, en betydelig innsatsfaktor i produksjonen, at enkeltparametere ikke møter kravene i BAT-AEL.

Prosjektet gir et solid kunnskapsgrunnlag for videre arbeid med implementering av effektive og bærekraftige renseløsninger i pelagisk industri. Resultatene viser at det er nødvendig med en helhetlig tilnærming, der teknologivalg, vannkvalitet, ressursutnyttelse og økonomi vurderes samlet for å sikre etterlevelse av krav og samtidig ivareta næringens lønnsomhet.

2 Summary

The project has aimed to document and evaluate technological solutions for the treatment of process water from the pelagic industry, based on the requirements of the EU Industrial Emissions Directive and BAT conclusions (Best Available Techniques). The pelagic sector is characterized by seasonal production, large volumes, and varying water quality, which places high demands on flexibility and capacity in the treatment processes. Taken together, these factors make the dimensioning, construction, operation, and maintenance of tailored treatment facilities particularly challenging.

The mapping shows that fillet production results in the highest organic load, while roe production yields lower concentrations due to high water consumption. Current treatment facilities, which mainly consist of

filter solutions and grease separators, are insufficient to meet BAT-AEL requirements. A reduction of up to 99.9% in emission parameters is required to comply with current discharge limits.

Through technology screening and laboratory testing, a composite treatment solution has been identified, consisting of pre-treatment, chemical coagulation and flocculation, sludge separation, and buffering. Chemical treatment provides the best results, particularly when using iron coagulants and acrylamide flocculants. Nanofiltration offers further improvement. Biological treatment, oxidation, and adsorption have been identified as relevant additional steps for further evaluation.

Our laboratory tests show that the proposed primary treatment methods are not sufficient to meet BAT-AEL. However, the tests demonstrated significant reductions through mechanical separation via centrifugation, reducing TSS content by up to 90%.

Economic assessments indicate a substantial investment requirement for full-scale treatment facilities, potentially exceeding NOK 40 million, including installation and necessary infrastructure. Operating costs are estimated at NOK 3–10 per cubic meter of treated water. Introducing secondary treatment would result in significant additional costs. In addition, analyses of clean seawater, a significant input factor in production, show that individual parameters do not meet the requirements of BAT-AEL.

It is worth questioning whether the total disadvantages associated with the economic costs of investing in infrastructure and process equipment, increased energy consumption, use of precipitation chemicals, and subsequent sludge handling outweigh the environmental benefits intended through BAT.

The analysis work revealed challenges with chloride interference in COD analyses, and turbidity was identified as a good indicator for SS content. Sludge dewatering is significantly improved with chemical additives, offering potential for reduced transport and disposal costs.

The project provides a solid knowledge base for further work on implementing effective and sustainable treatment solutions in the pelagic industry. The results show that a holistic approach is necessary, where technology choices, water quality, resource utilization, and economics are considered together to ensure compliance with requirements while maintaining the profitability of the industry.

3 Innledning

Under bearbeiding av pelagisk fisk benyttes store mengder vann. Dette gir betydelige volum avløpsvann med høyt innhold av løst og partikulært organisk materiale, som potensialt vil forurense resipient. Både vannvolum og -kvalitet varierer gjennom året, avhengig av sesong, fiskeart og type prosessering.

EUs direktiv om industriutslipp (IED) regulerer utslipp fra enkelte virksomheter gjennom beskrivelse av beste tilgjengelige teknikker (BAT). Til støtte for gjennomføring av regelverket utarbeides det referansedokument (BREF) som beskriver beste tilgjengelige teknikker for ulike bransjer. Referansedokumentene beskriver det man kjenner til av teknikker som bidrar til minst mulig belasting ved utslipp av blant annet avløpsvann til ytre miljø, med tilhørende BAT-konklusjoner[1]. Noen av disse konklusjonene har forpliktende utslippsgrenser, BAT-AEL (BAT Associated Emission Level). Referansedokumentet som er relevant for pelagisk industri (Food, Drink and Milk Industries, BREF-FDM) ble publisert i 2019 (Santonja et al., 2019), og ble implementert i desember 2023.

Industriutslippsdirektivet definerer teknikk som: *"[…] both the technology used and the way in which the installation is designed, built, maintained, operated and decommissioned*". I tillegg til å beskrive tilgjengelige teknologier, omfatter BAT også beskrivelse av ulike teknikker knyttet til blant annet optimalisering og bruk av utstyr, ressursutnyttelse, produksjonsprosesser, drift og operative rutiner. Avløpsvann fra fiskeindustri bør behandles gjennom god håndtering av avfallsfraksjoner og egnet renseteknologi før utslipp (Chowdhury et al., 2010).

3.1 Kunnskapsstatus

Flere studier har vurdert potensialet for utnyttelse av prosessvann fra fiskeindustri, blant annet Hayes og Gallagher (2019) sin gjennomgang av litteratur knyttet til prosessvann fra pelagiske anlegg. Baron et al. (2015) fant at avløpsvannet fra pelagisk industri inneholder bestanddeler med stort markedspotensial, men at mangelen på løsninger for separasjon begrenset mulighet for verdiskaping av restråstoffet.

Mulige anvendelsesområder for organisk materiale fra prosessvann begrenses av hvor det tas ut fra prosessvannet, og forutsetningen for bruk som næringsmiddel eller kategori 3 animaliebiprodukt (K3), er at det blir adskilt fra vannstrømmen før det ender i avløp. I BREF-FDM blir separasjon av organisk materiale beskrevet som en teknikk for å øke ressursutnyttelsen (BAT 10) og redusere avfall. Tiltaket kan også muliggjøre videre bruk som inntektsgivende restråstoff/biprodukt, i motsetning til kategori 2 animalie-biprodukt (K2) som har en kostnad ved avhending.

Pelagisk industri benytter i dag store mengder sjø- og ferskvann under landing, sortering, kjøling, prosessering, transport (mellom prosesstrinn) og til renhold. Sammensetningen av avløpsvannet varierer etter time, dag, uke og sesong. Under prosessering blir vannet kontaminert av blod, innmat, finner, skjell, skinn og kjøttrester. Økt kontakttid mellom fisk og vann, og muskeleksponering, øker innholdet av protein og fett i prosessvannet. Prosessvann tidlig i produksjon (RSW, sjøvann) inneholder mindre polypeptid, mens det senere i prosessen inneholder større proteiner (myofibrillære proteiner) (Baron et al., 2015). Fet fisk gir normalt høyere utslipp av fett og løste stoffer enn hvitfisk, og BREF-FDM indikerer kjemisk oksygenforbruk (KOF) mellom 3 000-60 000 mg/L i avløpsvannet fra filetering av fet fisk. Produksjon av rundfisk gir normalt lavere organisk belastning av prosessvann enn ved produksjon av filet, og mye av suspendert stoff (TSS), organisk materiale (KOF og BOF), næringsstoffer (totalt nitrogen (TN) og totalt fosfor (TP)) og fett dannes under filetproduksjon (Tomczak-Wandzel et al., 2015). Estimat for filetproduksjon av sild angir et vannforbruk på 5-8 m^3/tonn fisk prosessert, med et estimert utslipp av 85 kg KOF/tonn, 2,5 kg N/tonn og 0,1-0,3 kg P/tonn (UNEP, 2000).

[1] https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/industri/for-naringsliv/industriutslippsdirektivet/

Dagens rensing av avløpsvann fra pelagisk industri baseres i stor grad på filtrering (båndfilter, roterende filter), fettutskillere og flotasjon/assistert flotasjon, men disse tiltakene alene gir ikke tilstrekkelig rensing for å oppnå de nye utslippskravene. Tabell 1 under sammenligner et gjennomsnittlig avløpsvann fra en norsk pelagisk industribedrift (tall fra 2014) og de nye BAT-kravene. Som Tabell 1 viser, kreves det en 3-log-reduksjon (>99,9 %) av alle parameter for å oppnå BAT-AEL. Dette utgjør en betydelig utfordring for klassiske renseteknologier, særlig med hensyn på løste stoffer (DS). Konsentrasjon av totals suspendert stoff (TSS) i avløpsvannet korrelerer med konsentrasjon av andre parametere, særlig kjemisk oksygenforbruk (KOF) og total fosfor (TP), mens denne sammenhengen er ikke like sterk for totalt nitrogen (TN). Fysiske prosesser (som filtrering og flotasjon) alene vil ikke gi tilstrekkelig reduksjon av TN. I tillegg vil lav temperatur i avløpsvannet fra fiskeindustri ha signifikant innvirkning på både biologiske og kjemiske metoder. Det er derfor nødvendig å skreddersy rensetiltakene for avløpsvannet.

Tabell 1 *Gjennomsnittlig konsentrasjon (mg/l) for ulike vannkvalitetsparameter i avløpsvann fra Norway Pelagic (hentet fra Tomczak-Wandzel et al., 2015) sammenlignet med de nye kravene (BAT-AEL).*

	KOF	TN	TP	TSS	Fett
Norway Pelagic	6 708-9 930	191-234	41,5-57,5	1 894-3 990	1 383-2 900
BAT-AEL	**25-100**	**2-20**	**0,2-2**	**4-50**	**-**

Metoder for rensing av avløpsvann fra fiskeindustri kan sammenlignes med rensing av kommunalt avløpsvann. Dette omfatter i dag barrierer vi betegner som primær, sekundær og tertiær behandling. Barrierene følger etter en forbehandling som har til hensikt å fjerne større biter og urenheter, og omfatter enhetsoperasjoner som sikter, siler og grovfangere. Prosessvann fra fiskeindustri renses normalt ved bruk av fysikalsk-kjemiske metoder, biologiske metoder, eller en kombinasjon av disse. En stegvis tilnærming til rensning av avløpsvann gir normalt best resultat til lavest mulig kostnad (Colic et al., 2007). Fast stoff og fettstoffer/olje (FOG) bør fjernes så raskt som mulig fra vannstrømmen ved skånsomme metoder som unngår oppløsing av fett og organisk materiale i vannet (Santonja et al., 2019). Dette kan også muliggjøre videre bruk som inntektsgivende restråstoff/biprodukt, i motsetning til kategori 2 animaliebiprodukt som har en kostnad ved avhending. Forutsetningen er at restråstoffet blir adskilt fra vannstrømmen før det ender i avløp, der det vil bli utskilt som slam/renserester fra renseanlegget. Avløpsvannet fra pelagisk industri inneholder molekyler med stort markedspotensial, men de fleste tilgjengelige løsninger er ikke tilpasset pelagisk industri fordi de har lav kapasitet og begrenset mulighet til verdiskapning av restråstoffet i vannet (Baron et al., 2015).

BREF-FDM har vurdert ytelsen for 353 renseanlegg i FMD-sektoren opp mot ulike vannkvalitetsparametere. Av disse er det kun *ett* anlegg som prosesserer fisk som hovedvirksomhet (Skagerac Pelagic). Referansedokumentet har ikke funnet en klar ytelse for enkeltteknologier eller en kombinasjon av disse med hensyn på reduksjon av KOF. Konsentrasjonen i avløpsvannet avhenger av design, vedlikehold og drift av anlegget. Teknikker som har vist reduksjon av totalnitrogen omfatter biologiske rensemetoder (nitrifisering og denitrifisering). Tilsvarende er også angitt for totalfosfor, der også kjemisk felling angis som en teknologi som har effekt med hensyn på reduksjon av fosfor. Det er også mulig at innholdet av TSS kan øke gjennom renseprosessen grunnet utfelling av materiale under fysikalsk-kjemisk rensing. I mange tilfeller er det derfor ikke hensiktsmessig å beregne renseeffekt for TSS i et renseanlegg (Santonja et al., 2019).

Resirkulering og ***gjenbruk*** av prosess- og avløpsvann er i tråd med EUs *Circular Economy Action Plan*[2] (CEAP), og BAT 7a, og søker å øke ressursutnyttelsen. Bruken av behandlet avløpsvann som en alternativ vannkilde er anerkjent og integrert i europeiske og nasjonale strategier[3]. BREF-FDM konkluderer med at ***gjenbruk*** er ombruk av vann som ikke er avløpsvann, mens ***resirkulering*** er bruk av avløpsvann etter nødvendig rensing.

[2] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1583933814386&uri=COM:2020:98:FIN
[3] https://ec.europa.eu/environment/water/reuse.htm

Utfordringen knyttet til teknikkene knyttes til strenge hygiene- og mattrygghetskrav. I fiskeindustri blir prosessvann til en viss grad gjenbrukt i lukkede prosesser, f.eks. i kjøletanker. Selv om vannet på mange måter kan sies å *brukes om igjen til samme formål* dersom en benytter vann fra én kjøletank inn i en annen kjøleprosess, vil dette trolig medføre strenge krav til renset vann siden det trolig vil vurderes som resirkulering iht. Næringsmiddelhygieneforskriften.

Det er store energikostnader forbundet med pumping og rensing av vann, både ved inntak før bruk og ikke minst til rensing av produksjonsvann som skal slippes ut til resipient etter bruk. I tillegg er kjøling av vann svært energikrevende. Problemstillingen er gjeldende også for pelagisk sektor hvor store mengder fersk- og sjøvann blir benyttet. For å gjenbruke vann settes det også strenge krav til rensing, men energibehov til kjøling kan reduseres ved gjenvinning av kulde i for eksempel en varmeveksler. Energikostnaden til et pelagisk anlegg er sterkt korrelert med vannforbruket. Alle tiltak som kan få ned vannforbruket vil redusere både energikostnadene og kostnadene til rensing av avløpsvannet. Ved å gjøre justeringer og forbedringer i prosessen kan man trolig redusere dette forbruket uten å gå på akkord med kvaliteten på produktene. Slike forbedringer er i tråd med generelle BAT-konklusjoner (BAT 6 og 7).

Valg av teknologi avhenger av formålet; rensing kun for å oppnå utslippskrav eller for å utnytte restråstoff, gjenbruk av vann og energieffektivisering. For å nå BAT-krav, samt ivareta økonomiske og miljømessige krav til bærekraft, vil en kombinasjon av målene beskrevet over være hensiktsmessig. Kontroll med utslipp kan reguleres ved å redusere volum og forurensningsbelastning i avløpsvannet gjennom prosessintegrerte teknikker som reduserer konsentrasjonen av forurensning i prosessvann, reduserer forbruket, øker gjenbruk av vann og gjenvinning av restråstoff, samt sørge for hensiktsmessig sluttrensing av avløpsvannet (Santonja et al., 2019). Uttak av organisk materiale og reduksjon av vannforbruk under produksjon, vil også kunne redusere omfanget og driftskostnader knyttet til rensing av avløpsvann.

3.2 Prosjektorganisering

Prosjektet er gjennomført i samarbeid mellom SINTEF Nordvest, SINTEF Ocean og SINTEF Community. Industripartnere har vært Fosnavåg Pelagic AS, Lofoten Viking AS, Nergård AS og Vikomar AS.

Ansvarlig organisasjon har vært SINTEF Nordvest, med senior forretningsutvikler Robert Wolff som prosjektleder. Forsker Andreas Austnes fra SINTEF Nordvest har vært ansvarlig for arbeidspakke 1 og arbeidet med å gjennomføre kartlegging av vannstrømmer og relevante teknologier. Seniorforsker Gema Raspati i SINTEF Industri har ledet arbeidspakke 2 med ansvar for å gjennomføre tester og evaluering i laboratorieskala. Arbeidspakke 3 ble ledet av Robert Wolff.

Referansegruppe

Prosjektet har hatt en referansegruppe oppnevnt av FHF bestående av:

- Ann Helen H. Krogsæter, Nils Sperre AS – Kvalitetsleder
- Trude Nordli, Sjømat Norges servicekontor - Fagsjef miljø og helse
- Inger-Marie Sperre, Brødrene Sperre AS - Adm. dir.
- Live Spurkland, Pelagia AS - Teknisk direktør

Det er gjennomført tre referansegruppemøter i prosjektperioden.

4 Problemstilling og formål

Under gjengis problemstilling som definert gjennom utlysningen av prosjektet fra FHF (22.02.2023).

> *Norske sjømatbedrifter er blitt pålagt strengere krav til rensing av prosessvann. BAT-konklusjonene (Best Available Technology) for næringsmiddelindustri, gjelder bl.a. for virksomheter som behandler og bearbeider animalske og/eller vegetabilske råstoffer med sikte på fremstilling av næringsmidler eller fôr, og som har over en angitt produksjonskapasitet.*
>
> *Bruk av BAT til å forebygge og begrense forurensing gjelder for alle sjømat- bedrifter som slipper ut prosessvann og rensevann. I 2019 ble det av EU utarbeidet i 2019 BAT referansedokumenter (BREF) gjennom den «Sevilla-prosessen». Slike BREF-er dekker spesifikke industrielle aktiviteter og er inndelt i sektorielle BREF-er. …*
>
> *Å iverksette kravene fra BREF som gjelder produksjon og foredling av norsk sjømat, er både omfattende, strenge og dyre. Det stilles bl.a. strenge krav til rensing av prosessvann ved hjelp av best tilgjengelige teknologi.*
>
> *Rensing av prosessvann fra pelagisk industri sine sektorielle utfordringer knyttet til rensing av prosessvann, stiller krav om at renseteknologien må være tilpasset behovet i bransjen. Noen behov og særtrekk ved denne industrien knyttes opp til relativt stort og sesongbasert volum, ofte i løpet av kort tid og ulike perioder av året. Innholdet varierer fra sesong til sesong og fiskeart.*
>
> *Ulik foredlingsgrad gir også ulik mengde og innhold av prosessvann. I produksjon av rundpakket pelagisk fisk er f.eks. det organiske innholdet lavere enn ved produksjon av filet eller porsjonsbiter av sild (gaffelbiter).*
>
> *Partikkelstørrelser med varierende tørrstoffinnhold og fettmengde, preger også prosessvannet fra pelagisk industri. Mengde fett (fettprosenten) kan f.eks. være relativt høy og variere fra sesong til sesong sammenlignet med f.eks. prosessvann fra annen industriell aktivitet. Også produksjon av silderogn vil kunne påvirke renseprosessen.*
>
> *I pelagisk industri preges også av en svært automatisert produksjon. Det betyr at renseteknologien for denne delen av næringen må være tilpasset de krav som følger store volum basert på høy kapasitet og automatiseringsgrad.*
>
> *Ved bruk kjemisk flokkulering som rensemetode kan det være en utfordring at det rensede slammet inneholder kjemiske forbindelser som har lang nedbrytningstid. Da vil slikt organisk materiale ikke kunne benyttes til produksjon av mel og olje.*
>
> *Det er derfor viktig å få gjennomført en dokumentasjon for hvilke renseteknologier som er egnet for pelagisk industri med tanke på å kunne imøtekomme de nye kravene fra EU og samtidig oppfylle næringens krav til kapasitet og kostnadseffektivitet.*

Prosjektet hadde som formål å teste og måle effekt av egnet tilgjengelig teknologi for rensing av prosessvann fra pelagisk industri. Dette skulle gjøres gjennom å kartlegge avløpsvannet før rensing, gi en oversikt over aktuelle og relevante teknologiløsninger for rensing og teste og evaluere valgte teknologi. I tillegg skulle prosjektet karakterisere avløpsvannet etter rensing, samt vurdere egnethet opp mot kapasitet, renseeffekt, løpende vedlikehold og kostnader.

Dette FHF-prosjektet peker på noen av de samfunnsutfordringene som vi står over for og som er gitt gjennom FNs bærekraftsmål. Flere relaterte FHF-prosjekter er knyttet til hvordan norsk sjømatnæring kan tilpasse seg EUs industriutslippsdirektiv. Dersom næringen finner løsninger for separasjon av organisk materiale fra prosessvannsstrømmer, vil dette kunne redusere avfallsmengden og kjemiforbruk, samt begrense kostnader knyttet til rensing av prosessavløpsvann.

Økt kunnskap knyttet til volum og sammensetning av organisk materiale fra prosessavløpsvann kan bidra til tiltak som muliggjør gjenbruk eller resirkulering av vann. Dette vil føre til redusert vannforbruk og mulig kunne senke energikostnadene knyttet til nedkjøling av vann. Tidlig innsats for å redusere dette er nyttig og vil potensielt kunne gi økt lønnsomhet for næringen.

Dersom organisk materiale tas ut fra prosessavløpsvannet kan dette bidra til å redusere behovet for innføring av kostnads- og ressurskrevende teknologi knyttet til sluttrensing av prosessavløpsvannet. Dette vil dermed kunne redusere næringens karbonfotavtrykk. Til sammen vil dette kunne bidra til å etterleve BAT-krav i EUs industriutslippsdirektiv for pelagisk sektor spesielt, samtidig som dette har overføringsverdi til annen næringsmiddelindustri.

5 Prosjektgjennomføring

I innledende fase av prosjektet gjennomførte prosjektgruppen flere samtaler med samarbeidende industripartnere for å samle inn historiske data, samt planlegge for uttak prosessavløpsvann.

Prosjektgruppen gjennomførte også en kartlegging av relevant teknologi og gjennom en åpen workshop fikk teknologileverandører presentere løsninger for relevante aktører fra pelagisk næring. På denne måten ble kunnskap omkring teknologiske løsninger formidlet og problemstillinger for næringen diskutert.

I utgangspunktet skulle det gjennomføres tester i større skala på valgte teknologier studert i laboratorieskala. Dette viste seg vanskelig å gjennomføre i praksis. Grunnen til dette er at en total løsning for rensing av prosessavløpsvann i stor grad er knytte til integrasjon av flere enhetsoperasjoner. Ulike leverandører bidrar med ulike løsninger. Av den grunn er det ikke mulig å sette sammen enheter i serie som kan bidra til resultatet. Teknologiene som er foreslått som løsning gir heller ikke tilstrekkelig rensegrad for å imøtekomme utslippsgrensene i BAT-AEL. Til dette må ytterligere renseteknologier som inkluderer biologisk rensing testes ut. Dette var det ikke rom for i prosjektet. Teknologien er derimot presentert i kapittel 6.6.6. Det ble gjennomført tester av utvalgte teknologier i laboratorieskala.

Uttak av prosessavløpsvann ble gjennomført ved tre ulike pelagiske anlegg i prosjektperioden.

5.1 Kartlegging av prosess- og avløpsvann og renseteknologier

For å kartlegge produksjons, vann- og energiforbruk, rensing og utslipp av avløpsvann, samt hvilke tiltak som er vurdert og gjennomført for å redusere vannforbruk og utslipp, ble det innhentet informasjon fra fire store pelagiske virksomheter.

Til videre kartlegging ble det hentet inn tilgjengelige analyserapporter av avløpsvann fra fem pelagiske virksomheter, samt historiske data rapportert til Miljødirektoratet fra 11 pelagiske virksomheter.

Det ble gjennomført et uttak av prosessvann fra tre pelagiske virksomheter under produksjon av NVG-sild, makrell og lodde i ulike produksjonsformer som rund, filet og rogn. Tidsproporsjonale blandeprøver ble tatt av avløpsvann etter rensing ved hjelp av en ISCO 3700 prøvetaker. Det ble tatt 200 mL prøve hver time, som dannet en samleprøve for hvert uttak. Uttakene inkluderer avløpsvann fra produksjon og vask etter produksjon. Prøvene ble fryst etter uttak, og holdt fryst frem til analyse i henhold til parametere angitt i Tabell 2.

Tabell 2 *Analyseparametere prosessavløpsvann. Analysene ble gjennomført hos Eurofins og Nemko Norlab.*

Parameter	Analysemetode
Kjemisk oksygenforbruk (KOF-Cr)	NS-ISO 15705:2002
Total nitrogen (Tot-N)	Intern metode (basert på NS 4743)
Total fosfor (Tot-P)	NS-EN ISO 15681-2 eller Intern metode basert på NS 4725
Total organisk karbon (TOC)	NS-EN 1484
Suspendert stoff (SS)	NS-EN 872 eller intern metode basert på NS-EN 872

Virksomhetene rapporterte art, produksjonsform (herunder andel råstoff til rund-/filetproduksjon), produksjonsmengde og vannforbruk for hvert uttak. Siden produksjonen ofte var en kombinasjon av rundfrysing og filetproduksjon ble produksjonsform for enkeltuttak definert som rund eller filet der mer enn 70 % av råstoffet gikk til en av produksjonsformene.

Det ble gjennomført en teknologikartlegging av ulike metoder og teknikker for vannrensing og aktuelle teknologileverandører av renseanlegg til pelagiske virksomheter. En teknologiworkshop for aktuelle pelagiske aktører og teknologileverandører ble arrangert.

5.2 Testing og evaluering av renseteknologier

5.2.1 Forsøksplan

Forsøksmatrisen benyttet er gitt i Tabell 3. Fire mekaniske separasjonsteknikker; flotasjon, sedimentering, filtrering og sentrifugering, ble valgt for laboratorietestene. På grunn av interesse uttrykt av både prosjekt- og referansegruppen i prosjektet, ble mekaniske partikkelseparasjoner uten kjemisk tilsetning også testet. En kjemisk koagulant (jernkloridsulfat, PIX 318) og en flokkulant (polyakrylamid, Flopam AN 934) ble brukt til testene. Hensikten med koagulering og flokkulering er å binde opp partikler og løst materiale til større «partikler» som bedre lar seg fjerne med ulike separasjonsteknikker.

For å simulere den typiske behandlingsoperasjonen ble koagulering (1 min hurtig blanding ved 400 rpm, blandingsintensitet G=500/s) etterfulgt av flokkulering (10 min langsom blanding ved 70 rpm, G=50/s) utført før de mekaniske partikkelseparasjonene ble gjort.

Det ble også avtalt med referansegruppen å undersøke potensialet for membranteknologi som et poleringstrinn for det behandlede prosessvannet fra hver mekanisk partikkelseparasjonsteknikk beskrevet i Tabell 3, og å teste direkte membranfiltrering av prosessvann uten kjemisk tilsetning.

Tabell 3 *Forsøksmatrise for tester i laboratorieskala.*

		Linje	
Prosess	**Uten kjemikalier**	**Jernklorid**	**Jernklorid + akrylamid**
Flotasjon	5-15 % resirkulering, 5-6 bar	Optimal dose - 10 % resirkulering	Optimal dose - 10 % resirkulering
Sedimentering	15-60 min	Optimal dose - 30 min	Optimal dose - 30 min
Filtrasjon	5 -20 mikron	Optimal dose - 5 mikron	Optimal dose - 5 mikron
Sentrifugering	1000-6000 rpm, 5 min	Optimal dose - 3000 rpm, 5 min	Optimal dose - 3000 rpm, 5 min
Polering	nanofiltrering	nanofiltrering	nanofiltrering

5.2.2 Vann og slam – kvalitetsundersøkelse

To partier med prøver av prosessvann ble sendt til SINTEF den 23.04.2024 (merket som 'Runde 1') og 07.05.2024 ('Runde 2'). Begge stammer fra filetproduksjon av frossen makrell.

Analyseparametere for vann- og slamkvalitet er gitt i Tabell 4.

For vurdering av vannkvalitet ble TOC målt for å vurdere potensial som erstatning for KOF. Salinitet ble målt for å kvantifisere kloridinnholdet, noe som var nødvendig for å implementere den modifiserte KOF-metoden forklart i kap. 4.4.2 i denne rapporten. Flyktige suspenderte stoffer (VSS) ble målt for å vurdere det organiske innholdet i de suspenderte stoffene (SS). Turbiditet ble målt som en operasjonell parameter og en surrogatparameter for SS.

Capillary suction time (CST) ble analysert på slam for å beskrive slammets filtrerbarhet og avvanningsevne, sammen med analyse av tørrstoff (% TS) for å vurdere vanninnhold. Dette benyttes for å kvantifisere slamproduksjonen og er nødvendig for å kunne gjennomføre beregninger av massebalanse.

Tabell 4 *Analyseparametere for vann- og slamkvalitet.*

Vannkvalitet	Kjemisk oksygenforbruk – COD/KOF (mg/l)
	Totalt suspendert stoff – SS (mg/l)
	Flyktig suspendert stoff – VSS (mg/l)
	Total organisk karbon – TOC (mg/l)
	Salinitet (g/kg)
	Turbiditet (NTU)
Slamkvalitet	Capillary suction time – CST (sekund)
	Tørrstoff – TS (%)

5.2.3 Analyse av prosessvann

I Tabell 5 oppgis vannkvaliteten for de to avløpsvannene som ble benyttet i laboratorieskalatestene. Prosessvann i runde 2 inneholdt litt høyere suspendert stoff som indikert i SS og turbiditet. VSS-måling viste at ~75-80 % av partikkelstoffene var organisk materiale. KOF og TOC representerer henholdsvis total mengde (både partikulært og løst) oksygenforbruk og organisk karbon.

Tabell 5 *Analyseresultat for avløpsvann benyttet i laboratorieskala tester.*

Parameter	Runde 1 (23.04.2024)	Runde 2 (07.05.2024)
KOF (mg/l)	501,7 ± 0,1	467,5 ± 1,8
TOC (mg/l)	10,09 ± 0,41	11,76 ± 0,30
Turbiditet (NTU)	22,77 ± 3,78	25,43 ± 5,50
Salinitet (g/kg)	29,53 ± 0,12	29,83 ± 1,67
SS (mg/l)	3152,49 ± 124,42	3394,78 ± 27,66
VSS (mg/l)	2401,00 ± 42,14	2734,18 ± 65,41

5.2.4 Laboratorieskala utstyr

Utstyr som er benyttet i gjennomføringen av laboratorietestene er listet opp og beskrevet kort i avsnittene under.

5.2.4.1 Koagulering-flokkulering-sedimentering

Kemira Flocculator 2000 (Figur 1) er benyttet for å studere flokkulering der små partikler i vannet samles til større aggregater, eller fnokker, som lettere kan fjernes i en separasjonsprosess. Dette er spesielt nyttig i forsøk knyttet til rensing av prosessvann, da det bidrar til å redusere mengden suspendert stoff og forbedre klarheten i vannet.

Figur 1 *Kemira Flocculator 2000.*

Flocculator 2000 bidrar også til å optimalisere omrøringsintensitet (hastighet og tid) og kjemikalie-bruken ved å sikre at koagulanter og flokkulanter blandes effektivt med vannet, noe som fører til mer effektiv fjerning av forurensninger. Dette er viktige parametere som bidrar til at resultatene fra testene gir svar som kan bidra til lavere driftskostnader og bedre overholdelse av miljøkrav. To kjemikaliebehandlinger ble testet i laboratorieskala: Jernklorid-sulfat (PIX 318 Kemira) alene og i kombinasjon med akrylamid flokkulant (Flopam AN 934, SNF).

5.2.4.2 Flotasjon

Severn Trent (Figur 2) flotasjonsenhet med oppløst luftflotasjon (DAF) ble benyttet for å vurdere flotasjon. Prosessen innebærer å løse opp luft i vann under trykk og deretter slippe luften ut ved atmosfærisk trykk i en flotasjonstank. Luftboblene fester seg til partiklene, som deretter flyter til overflaten og kan fjernes som skum.

Laboratorieenheten gjør det mulig å teste ut ulike vannbehandlingsscenarier og optimalisere prosess-parameter for å gi en bedre forståelse av hvordan ulike forurensninger kan fjernes effektivt ved bruk av flotasjon, noe som er avgjørende for å sikre høy vannkvalitet og overholdelse av miljøstandarder.

Figur 2 *Severn Trent flotasjonsenhet.*

5.2.4.3 Sentrifugering

Sentrifuge er benyttet for å studere mulighet for å fjerne suspendert stoff fra væskefasen. I dette forsøket er det benyttet en bordsentrifuge av modell LSE Compact fra Corning® som vist i Figur 3. Sentrifugen har maksimum RPM 6000 og rotor radius på 10,4 cm. For å sammenligne resultatene med den relative sentrifugerings-kraften (RCF) for en fullskala sentrifugeenhet ble Formel 1 brukt for å kalkulere tilsvarende RCF verdi for sentrifugen i laboratorieskala der r (cm) representer radius av sentrifugen.

$$RCF = 11.18 \times r \times \left(\frac{RPM}{1000}\right)^2 \qquad \textbf{Formel 1}$$

Figur 3 *Corning® LSE compact sentrifuge.*

5.2.4.4 Filtrering

Det er benyttet filter av type Millipore Nylon filtre med tre ulike porestørrelser (5, 11, og 20 µm). Filteroppsett er vist i Figur 4. Filter benyttes for å fjerne partikler fra væskefasen, enten med forutgående kjemisk felling eller sedimentering. Filter kan også benyttes etter sentrifugering for å fjerne eventuelt suspenderte partikler som ikke ble fjernet i tidligere steg.

Samme oppsettet ble benyttet for å måle suspendert stoff (SS) ved å benytte et 1,2 µm glassfilter og med påfølgende tørking ved 105°C.

Figur 4 *Vakuumfiltrering*

5.2.4.5 Nanofiltrering

I membranfiltrering separeres komponenter i vannet bort ved å trykksette vannet mot et membranmateriale. En membran er et delvis gjennomtrengelig materiale som fungerer som en selektiv barriere. Membraner med porestørrelser mindre enn 10 nanometer er definert som nanofiltreringsmembraner. Separasjonsmekanismen for nanofiltrering er basert på størrelsen til partikler, men også interaksjoner mellom membranmaterialet og komponenter i vannet, for eksempel basert på ladning.

Membrantestriggene (Figur 5) er i prinsippet utformet med fleksibilitet for testing av ulike typer trykkdrevne membranprossesser. Relevante trykk, differensialtrykk, temperatur og masse logges separat ved bruk av LabVIEW™.

I forsøkene er det benyttet testrigg med nanofiltreringsmembran av typen HYDRACoRe® 10 (Hydranautics). Materialet er såkalt sulfonert polyethersulfone (PES), med porestørrelse omring 1-5 nm (molekylvektscut-off 3000 Da). Det er benyttet såkalt cross-flow med konstant filtreringstrykk på opptil 4 bar overtrykk.

Figur 5 *Nanofiltreringsrigg.*

5.2.5 Analysemetoder

5.2.5.1 Totalt organisk karbon (TOC)

Totalt organisk karbon (TOC) ble målt ved hjelp av Shimadzu TOC-L (Figur 6). Instrumentet benytter 680 °C katalystisk forbrennings-oksidasjonsmetode (Catalytic Combustion Oxidation). Apparaturen kan angi et målområde mellom 4 µg/l og 30 000 mg/l, med en deteksjonsgrense på 4 µg/l.

Figur 6 *TOC analyser.*

5.2.5.2 Kjemisk oksygenforbruk (COD/KOF)

KOF ble målt spektrofotometrisk ved hjelp av DR6000 Hach (Figur 7). Hachs LCK 614 (50-300 mg COD/l) og LCI400 (0-1000 mg/l). Geerdink et al. (2019) sin metode for å undertrykke effekten av klorid er benyttet i analysene. Istedenfor et åpent tilbakeførings-system anbefalt i det opprinnelige arbeidet, ble det i dette prosjektet benyttet et lukket tilbakeføringssystem. I tillegg ble også en vanlig fortynningsmetode for å redusere kloridinnholdet til ~2000 mg/l testet.

Figur 7 *COD spektrofotometri.*

5.2.5.3 Salinitetsmåler

Salinitet ble målt ved hjelp av en WTW LF 537 konduktivitetsmåler (Figur 8). Instrumentet måler strømtettheten per lengdeenhet eller per arealenhet, som igjen er relatert til konsentrasjonen og mobiliteten av ioner i løsningen. I prosessvannet ble saltinnholdet målt til 30,0 ± 0,7 g/kg, relativt likt som for sjøvann (~35-36 g/kg).

Siden effekten av klorid i laboratorieskalatesten ble undertrykt, var det nødvendig å konvertere saliniteten til kloridkonsentrasjon. Kloridkonsentrasjonen kan beregnes fra salinitetskonsentrasjonen ved en enkel korrelasjon, dvs. salinitet (g/kg) = 1,807 x 10^{-3} mg Cl^-/l.

Figur 8 *Salinitet og ledningsevne måler.*

5.2.5.4 Capillary suction time (CST)

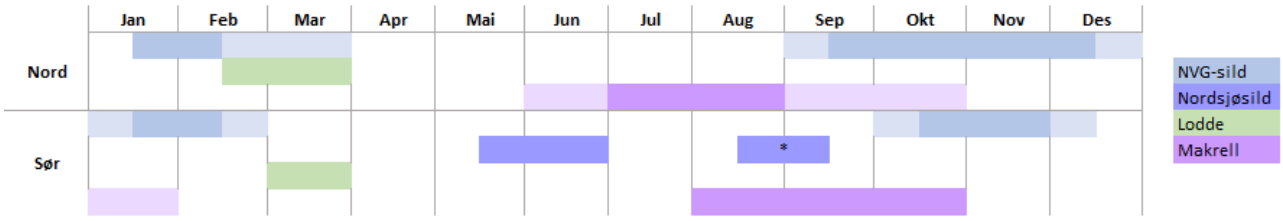
Capillary suction time (CST) ble målt ved hjelp av et CST-instrument fra Triton (Figur). CST ble opprinnelig utviklet som en enkel metode for å bestemme både slamavvanningsevne (dvs. frigjøring av vann fra slammatriksen) og for å evaluere effektene av for-behandlingskjemikalier (dvs. flokkulerings- og koaguleringsmidler) på slammets filtrerbarhet. Metoden måler hvor raskt vann passerer gjennom et medium (standard papirfilter på 440 g/m^2, 0,92 mm tykkelse) fra to tilstøtende elektroder.

Figur 9 *CST måler.*

6 Resultat og diskusjon

6.1 Produksjon

De pelagiske anleggene som prosjektgruppen har kontaktet, oppgir en årlig produksjon (råstoffmengde) på mellom 30 000 og 60 000 tonn. Råstoffet er hovedsakelig sild (NVG-sild og nordsjøsild), makrell og lodde. I tillegg mottar noen anlegg mindre volum av hvitfisk. Produksjonen er sesongpreget, med noen overlappende perioder mellom sild/lodde sen vinter og sild/makrell i sommerhalvåret. Tidspunkt og varighet for ulike sesonger varierer noe med tanke på anleggenes geografiske plassering og fiskens vandringsmønster langs kysten. Samtidig produksjon av ulike pelagiske arter kan forekomme i overgang mellom sesonger, der de fleste anleggene veksler mellom artene samme produksjonsdag.



Figur 10 *viser normalsesong for leveranser av ulike pelagiske arter. Hovedsesong er angitt med sterke farge der dette er angitt. Skillet mellom nord og sør er i denne sammenheng satt mellom Norland og Trøndelag.*
**Mottak fra utenlandske fartøy.*

For flertallet av anleggene er filet av sild hovedproduktet. I tillegg kommer innfrysing av rund sild og rogn-produksjon i sesong. Makrell blir hovedsakelig rundfrosset, mens noen anlegg produserer en mindre andel filet, der ett anlegg kan produsere filet fra frosset råstoff. Fra lodde blir det hovedsakelig produsert rogn, mens restråstoffet går til produksjon av ensilasje eller mel. Noen anlegg sorterer ut hannfisk for rundfrysing.

Fettinnholdet i råstoffet varierer gjennom året, og vil dermed kunne påvirke sammensetningen av avløps-vannet. NVG-sild har høyest fettinnhold tidlig på høsten (18-22 %), og lavest i mars (7-9 %). Tilsvarende har makrellen høyest fettinnhold på høsten (28-30 %) og lavest i mars (15-20 %), mens lodde har høyere fettinnhold i februar (10-15 %) enn i mars (6-10 %)[4].

Alle virksomhetene søker å utnytte mest mulig av råstoffet gjennom anvendelse av restråstoff/biprodukter til fiskemel og -olje eller ensilasje. Oppsamling av avskjær, filterbånd installert under filetmaskiner, gulvrister/grovsiler i avløp, reduksjon av gulvfisk og oppsamling av fisk/fiskerester fra gulv, nevnes som tiltak for å øke utnyttelsen av råstoff, samtidig som dette bidrar til å redusere utslipp av organisk materiale og belastningen på sluttrensing av prosessvann.

Enkelte virksomheter har, i tråd med BAT, gjennomført tiltak for å redusere vannforbruket og kontaminering av prosessvannet. Dette inkluderer blant annet gjenbruk (og filtrering) av RSW-vann, bruk av kjølevann over flere dager, og reduksjon av overløp av vann fra kjøle-/buffertanker. Reduksjon av vannforbruk presenteres også som en potensiell utfordring for deler av produksjonen, hvor det kan medføre dårligere utbytte/kvalitet på produkt og redusert produksjonskapasitet.

[4]*Angivelsen av fettinnhold er ikke absolutt, men tenkt å gi en indikasjon på sesongvariasjon for ulike arter. Informasjon om fettinnhold er hentet fra virksomhetenes egne erfaringstall, www.sjomatdata.hio.no og Falch et al. (2006).*

6.2 Rensing av avløpsvann – nåsituasjon (før prosjektet)

Forurensningsforskriften definerer Prosessavløpsvann som *"[…] spylevann, rengjøringsvann, transportvann, blodvann, slaktevann eller vann som har vært i direkte kontakt med råstoff, produkt eller avfall, eller som er tilført forurensende komponenter fra andre kilder*". I henhold til §26-3 i samme forskrift skal prosessvanns-avløp passere et renseanlegg før det slippes ut i sjøen.

Store anlegg[5] skal ha *et renseanlegg med en effektivitet tilsvarende silanlegg med spalteåpning på 1 mm eller mindre*. I tillegg skal store anlegg som bruker råstoff med over 7 % fett ha fettavskiller. Fettavskilleren skal som et minimum være dimensjonert for *en effektiv oppholdstid på 15 minutter og overflatebelastning på maksimum 10 m^3/m^2 per time* (Forurensningsforskriften §26-3).

Dagens renseanlegg på pelagiske anlegg er, så langt vi har fått informasjon om, tilpasset kravene over, og består av filter (Rotosieve eller filterbånd, evt. i kombinasjon) med spalteåpning på 0,5-1 mm, samt fettavskiller. Enkelte anlegg har hatt dispensasjon fra kravet om fettavskiller, men opplyser at dette skal installeres i løpet av høsten 2023. Dagens renseanlegg er dimensjonert ut fra maksimalt vannforbruk. Det er få, om noen, som har buffertanker for midling av avløpsvann med hensyn kvalitet eller volum.

6.3 Vannforbruk

Pelagisk industri, som annen fiskeindustri, benytter hovedsakelig sjøvann i sine prosesser. Basert på tilbakemelding fra fire store pelagiske anlegg med en årlig råstoffmengde på rundt 30 – 60 000 tonn, antydes det en sjøvannsandel på fra rundt 50 % til over 90 %. Anlegget som angir lavest andel sjøvann har nylig gjennomført tiltak for å redusere sjøvannsforbruket.

Sjøvann benyttes hovedsakelig til kjøling/bufring, tining, skylling, samt transport av fisk og filet. Det benyttes også noe sjøvann ved innfrysning og vakuumpakking. Noen bruker også sjøvann på filetmaskiner. Ferskvann benyttes i hovedsak i filetmaskiner og til renhold.

Ingen av bedriftene har måling av vannforbruk på enkeltprosesser. Det varierer også om virksomhetene har målinger av sjøvannsforbruk og totalforbruk (utslipp av avløpsvann), og informasjon om vannforbruk baseres i stor grad på erfaring og estimat. Eksempeltall fra industripartnere indikerer et sannsynlig vann-forbruk på 250 m^3/h ved produksjonskapasitet på 900 tonn/døgn, og 150 m^3/h ved produksjonskapasitet på 600 tonn/døgn.

Sjøvannsforbruket varierer noe mellom aktørene, og angis til å ligge mellom 50-130 m^3/h, avhengig av produksjonsform. Forbruk av ferskvann er noe lavere, mellom 5-80 m^3/h. Høyest vannforbruk er antatt å være i perioder der det produseres sildefilet og -rogn samtidig, og rognproduksjon alene kan øke sjøvanns-forbruket med 15-50 m^3/h. Enkelte virksomheter har ulikt vannforbruk ved ulike filettyper, med høyere forbruk ved produksjon av skinnfri filet. Produksjon av rundfisk har betydelig lavere vannforbruk, sammen-lignet med filetproduksjon.

Gjennom prosjektperioden er det innhentet estimat på vannforbruk fra tre anlegg knyttet til uttak av prøver av prosessavløpsvann. Disse tallene baseres på bedriftenes erfaringstall på vannforbruk og viser stor variasjon i forbruk mellom ulike anlegg, og samme anlegg ved lik produksjon. Resultatene må derfor vurderes ut fra dette utgangspunktet.

I gjennomsnitt benyttes det 62 ± 46 m^3 vann per time, med noe høyere andel sjøvann (55 %) enn ferskvann (45 %). Produksjon av lodde har klart høyest andel sjøvann, mens filetproduksjon øker andelen ferskvann som benyttes. Hensyntatt produksjonsmengde benyttes det i gjennomsnitt 2,9 ± 2,1 liter vann (sjøvann +

[5] *Med store anlegg menes anlegg med et forbruk på 1000 tonn råstoff pr. år eller mer.*

ferskvann) per kg råstoff (n=33). Rognproduksjon (lodde) har høyest vannforbruk rundt 6 liter/kg råstoff, en del mer enn filet (ca. 3 liter/kg) og rundfrysing (litt over 1 liter/kg råstoff). Det er i hovedsak NVG sild som legges til grunn for tall på filetproduksjon og makrell for rundproduksjon.

RSW-vann fra fartøy som leverer fisk blir i all hovedsak pumpet tilbake til båten. Noe av vannet kan hos enkelte benyttes til fylling av mottakstanker for videre kjøling av fisk før prosessering. I noen tilfeller må RSW-vannet behandles av anleggene, dette gjelder særlig for mindre fartøy.

De fleste virksomhetene har vannkjølte kondensatorer. Kjølevannet går i lukkede sløyfer, adskilt fra prosess-avløpsvann og produkt, er derfor unntatt rensekrav og slippes ut uten videre krav til rensing.

6.3.1 Utslipp av avløpsvann

I Tabell 6 under presenteres tall for utslipp av vann (m^3 per år) fra pelagiske fabrikker i Norge. Tallene er basert på virksomhetenes egen rapportering til Miljødirektoratet fra 2012 til 2022 (www.norskeutslipp.no). Det er samlet data fra totalt seks bedrifter, hvor det i perioden 2012 til 2022 er rapportert til sammen 55 målinger (N).

Det er kun to bedrifter som har rapportert vannforbruk og råstoffmengde samme år, der den ene kun har rapportert råstoffmengde ett år. Dette anses som et for tynt datagrunnlag til å indikere spesifikt vannforbruk for pelagisk sektor.

Som det fremkommer av tabellen, er det stor variasjon i rapportert utslipp av avløpsvann. Enkeltverdier er tilsynelatende svært lave med tanke på produksjonsvolumet rapportert for samme år.

Tabell 6 *Utslipp av vann (m^3 per år) for pelagiske anlegg i Norge basert på bedriftenes rapportering til Miljødirektoratet fra 2012-2022.*

Parameter	Ant. bedrifter	N	Gjennomsnitt	Min	Maks
Utslipp av vannmengde (m^3 per år)	6	55	48 899	1 989	129 600

6.4 Energiforbruk

Alle virksomhetene har målinger av totalt energiforbruk, mens det er få eller ingen målinger knyttet til informasjon om forbruk på enkeltoperasjoner eller deler av produksjonen.

Ifølge virksomhetene er den klart mest energikrevende prosessen på alle anlegg relatert til innfrysing. Energiforbruk til dagens rensing av avløpsvann er lavt, og knyttes til drift av pumper, filter og fettavskiller.

Anleggene har mye overskuddsvarme, med varierende utnyttelsesgrad. De som har system for gjenbruk av overskuddsvarme, benytter dette til oppvarming av bygg og vann til renhold.

Enkelte av virksomhetene oppgir at de har energistyringssystem. Innføring av energistyringssystem gjennom bedriftens internkontroll er ofte påkrevd i utslippstillatelser, og skal følge prinsippene og metodene angitt i norsk standard for energiledelse.

Tabell 7 viser energiforbruk per år (MWh) og spesifikt energiforbruk (kWh/tonn) basert på rapportering til Miljødirektoratet fra 2012-2022. Energiforbruk er rapportert som elektrisk kraft for alle virksomheter (n = 11). Spesifikt energiforbruk er angitt som kWh per tonn, men under halvparten av bedriftene (n=5) har rapportert spesifikt energiforbruk. Det var ikke mulig å beregne spesifikt energiforbruk for virksomhetene som ikke har rapportert dette, siden de heller ikke har rapportert råstoffmengde per år.

I noen tilfeller er rapportert energiforbruk og spesifikt energiforbruk identisk. I andre tilfeller er energi-forbruk angitt som MWh, mens tallene tilsynelatende er rapportert som kWh. Tabellen under har utelatt antatte feilrapporterte verdier og ekstremverdier (uteliggere).

Tabell 7 Energiforbruk pr. år (MWh) og spesifikt energiforbruk (kWh/tonn) for pelagiske anlegg i Norge basert på bedriftenes rapportering til Miljødirektoratet fra 2012-2022.

Parameter	Ant. bedrifter	N	Gjennomsnitt	Min	Maks
Energiforbruk, elektrisk kraft (MWh per år)	11	108	7 230	2 000	14 689
Spesifikt energiforbruk (kWh/tonn)	5	34	230,5	80,1	776

På tross av stor forskjell i maksimal- og minimumsverdier, rapporterer de fleste virksomhetene et spesifikt energiforbruk under 200 kWh/tonn (n=25, av totalt 34), og medianverdien er 157 kWh/tonn. En virksomhet skiller seg ut med fem av syv datapunkt/rapporteringer over gjennomsnittlig spesifikt energiforbruk. Denne variasjonen kan blant annet skyldes ulike produksjonsforhold ved virksomhetene.

6.5 Kartlegging av vannkvalitet

6.5.1 Virksomhetenes egne analyser av avløpsvann

Prosjektet har innhentet tilgjengelige analyserapporter av avløpsvann fra fem pelagiske virksomheter. Resultatene viser stor variasjon i hvor ofte de ulike virksomhetene analyserer avløpsvann og hvilke parametere det analyseres for. Dette kan blant annet knyttes til ulike krav i den enkelte virksomhets utslippstillatelse. På bakgrunn av dette viser Tabell 8 under derfor til antall bedrifter og antall innhentede datapunkt (N) som ligger til grunn for gjennomsnitt. I tillegg vises også minimums- og maksimumsverdier.

I enkelttilfeller er det knyttet krav om mengdeproporsjonale prøvetaking i utslippstillatelsene. Ifølge opplysninger som virksomhetene selv har gitt, er tidligere prøver i all hovedsak tatt som stikkprøver. Enkelte anlegg har i perioder hatt utstyr for mengdeproporsjonale prøver, men det er usikkert om eller ved hvilke prøver dette er benyttet for de analyseresultatene som ligger til grunn for tabellen under.

I analyserapportene er det benyttet ulike metoder for samme parameter, både fra samme laboratorier og mellom ulike laboratorier som har analysert prøvene. Det er ikke gjort et skille mellom ulike metoder, men benyttet alle prøvesvar angitt for samme parameter med lik enhet. Prøvesvar over/under deteksjonsgrense for enkeltparametere er tatt ut av datasettet.

Tabell 8 Konsentrasjoner av utslippsparameter basert på analyserapporter fra fire pelagiske virksomheter (2018–2023).

Parameter	Ant. bedrifter	N	Gjennomsnitt	Min	Maks
KOF (mg/l)	3	20	3 033	250	7 530
Tot-N (mg/l)	3	19	245	9,4	850
Tot-P (mg/l)	3	19	55,4	1,0	210
Fett (mg/l)	5	31	733	20	4 820
TSS (mg/l)	4	27	877	83	3 300
BOF (mg/l)	4	29	2 536	440	12 000
TOC (mg/l)	3	18	850	20	1 380

Datamengden er som vi ser ganske begrenset. I tillegg er det en betydelig variasjon i dataene, noe som gjør det vanskelig å trekke en entydig konklusjon. Resultat tyder likevel på at konsentrasjonene av hver parameter overskrider veiledende verdier spesifisert i BAT-AEL (se Tabell 10 for sammenligning). For å kunne gjennomføre en statistisk analyse er det behov for å tilgjengeliggjøre mer data.

Analyseresultatene gir likevel en sterk indikasjon på at avløpsvannet kan karakteriseres som rikt på organisk materiale og partikulært stoff. Dataene viser tydelig at dagens behandlingssystem ikke er tilstrekkelig for å overholde kommende krav. Selv om størstedelen av forurensningene, i teorien, er bundet til faststoffene (og en effektiv fjerning av partikler derfor bør bidra til lavere verdier av vannkvalitetsparameterne), er det et sterkt behov for undersøkelse av dagens behandlingseffektivitet og mulige ytterligere

enhetsoperasjoner/-prosesser, for å forbedre vannbehandlingen. Erfaring fra tidligere analyser av prosess- og avløpsvann fra lakseslakteri viser at dette inneholder en betydelig andel løst organisk materiale, noe som vil komplisere renseprosessen. Det er derfor viktig å få mer representative data for vannkvaliteten i pelagisk industri, gjennom en utvidet prøvetakingsserie.

BREF-FDM angir anbefalte analysemetoder for totalt nitrogen (TN), total fosfor (TP), total organisk karbon (TOC), total suspendert stoff (TSS) og biokjemisk oksygenforbruk (BOF_5). Det er ikke angitt anbefalt analysemetode for kjemisk oksygenforbruk (KOF). Den mest benyttede metoden i tilgjengelige analyse-rapporter er NS-ISO 15705. Standarden angir en øvre kloridkonsentrasjon (i ufortynnede prøver) på 1 000 mg/l. Kloridinnhold i sjøvann (som avløpsvannet fra pelagisk industri inneholder mest av) er om lag 20 000 mg/l og gir stor usikkerhet i angivelsen av KOF-innhold i avløpsvannet. Fortynning av prøver for å komme under øvre kloridkonsentrasjon for metoden medfører høy deteksjonsgrense (~4-500 mg/l), ofte over grenseverdien fastsatt gjennom BAT-EAL for KOF (25-100 mg/l), og høy måleusikkerhet 30-40 %.

BAT-AEL for KOF kan erstattes med grenseverdi for TOC (iht. BREF-FDM kap. 17), og er å foretrekke siden analyse av TOC ikke benytter giftige forbindelser. Dette må imidlertid fastsettes for hver enkelt virksomhet. Basert på tilgjengelige analyser er det gjort en sammenligning av resultat for KOF/TOC fra ett anlegg (n=9), og denne viser at det er en sterk positiv korrelasjon (R^2 = 0,909). Dette kan indikere at TOC potensielt kan erstatte KOF som utslippsparameter for pelagisk industri.

6.5.2 Variasjon i vannkvalitet basert på art/produksjonsform

Virksomhetene har per i dag manglende analysegrunnlag for å vurdere forskjeller i belastning av avløpsvann basert på ulike arter og produksjonsformer (filet, rundfrysing og rogn). Det er gjort en vurdering av produksjonsform og vannkvalitet basert på kartleggingen gjennomført i prosjektet. Dette er oppsummert i kapittel 6.5.4.2.

Felles for alle virksomhetene vi har vært i kontakt med er en antagelse om at produksjon av filet fra fet sild (særlig skinnfri filet) vil gi mest kontaminering av prosessavløpsvann. Filetering forårsaker små partikler som ender opp i prosessvannet, med begrenset oppsamling hos de fleste virksomhetene. I tillegg antas produksjon av skinnfri filet å frigi mer fett til vannet som følge av fettlaget mellom skinn og filet.

Ved produksjon av silderogn frigis melke til vannet, siden dette ikke samles opp, noe som vil medføre økt organisk belastning av prosessvannet. Siden rognproduksjon har høyere vannforbruk, antas det at konsentrasjonen av utslippsparametere er noe lavere enn ved ren filetproduksjon.

Ved produksjon av lodderogn kuttes hele fisken, noe som kan forårsake betydelig belastning av prosess-vannet. Det er likevel noe ulik oppfatning av hvordan belastning fra denne produksjonen påvirker prosessvannet, siden restråstoffet (i de fleste tilfeller alt som ikke er rogn) samles opp og går til mel- og oljeproduksjon.

Innfrysning av rundfisk vil trolig gi minst belastning av prosessvannet. Det er ingen bearbeiding[6] av disse produktene, og dermed begrenset hvor mye organisk materiale som kommer over i avløpsvannet.

6.5.3 Historiske data rapportert til Miljødirektoratet

Miljødirektoratet har via www.norskeutslipp.no statistikk på utslipp til luft og vann, og generert avfall fra ulike sektorer. Dataene er både rapportert inn fra bedrifter med rapporteringsplikt til Miljødirektoratet og Statsforvalteren, og beregnede data fra Statistisk Sentralbyrå (SSB) og direktoratet.

[6] *En arbeidsoperasjon som påvirker fiskerivarens anatomiske helhet, slik som sløying, hodekapping, skjæring i skiver, filetering og kverning. Jf. nr. 3.6 i vedlegg I i forordning (EU) nr. 853/ 2004.*

Vi har identifisert totalt 11 pelagiske virksomheter som har rapportert utslippstall, energiforbruk og produksjonsforhold senere år. Tabell 9 viser utslipp av ulike parametere til vann basert på rapportering til Miljødirektoratet fra 2012-2022 for enkeltparametere (i tonn per år) og utslipp av vann (m^3 per år).

Det er stor variasjon i ulike bedrifters rapportering av utslipp av både forurensningsindikatorer og vann. Tabellen angir derfor antall bedrifter, og antall datapunkt (N) som ligger til grunn for gjennomsnitt, minimum- og maksimum-verdier. I tilfeller der utslipp av enkeltparameter er rapportert som 0,00 tonn per år (eller m^3 per år) er dataene vurdert som "ikke rapportert" (I.R.) og utelatt fra datasettet. Vi har også utelatt feilrapporterte verdier og ekstremverdier (uteliggere) som fremstår som feil rapportert, for å gi et mest mulig korrekt bilde av historisk utslipp til vann.

Tabell 9 *Utslipp til vann fra pelagiske anlegg i Norge basert på bedriftenes rapportering til Miljødirektoratet fra 2012-2022.*

Parameter	Ant. bedrifter	N	Gjennomsnitt	Min	Maks
KOF (mg/l)	6	49	5 059	251	13 392
Tot-N (mg/l)	3	25	238	83	482
Tot-P (mg/l)	3	24	50,5	23,4	126
Fett (mg/l)	6	55	615	20,6	3130
TSS (mg/l)	6	55	2093	75	14 982
BOF (mg/l)	1	9	2462	256	5377

Tabell 10 *Sammenligning av historisk utslipp til vann basert på analyserapporter fra utvalgte virksomheter (2018-2023) og rapportering til Miljødirektoratet (2012-2022).*

Parameter	Analyser av avløpsvann fra pelagiske anlegg (2018 -2023)			Tall rapportert til Miljødirektoratet (2012 – 2022)			*BAT-AEL*
	Gjennomsnitt	Min	Maks	Gjennomsnitt	Min	Maks	
KOF (mg/l)	3 033	250	7 530	5 059	251	13 392	*15-100 mg/l*
Tot-N (mg/l)	245	9,4	850	238	83	482	*2-20 mg/l*
Tot-P (mg/l)	55,4	1,0	210	50,5	23,4	126	*0,2-2 mg/l*
Fett (mg/l)	733	20	4 820	615	20,6	3 130	-
TSS (mg/l)	877	83	3 300	2 093	75	14 982	*4-50 mg/l*
BOF (mg/l)	2 536	440	12 000	2 462	256	5 377	-
TOC (mg/l)	850	20	1 380	NA	NA	NA	*7-35 mg/l*[1]

[1]*BAT-AEL fra BREF-SA (Karlis et al., 2024).*

Avløpsvann fra pelagisk industri ligger langt over utslippsgrensene i BREF-FDM for alle parametere, og det vil trolig kreves en 3-log-reduksjon (>99,9 %) av alle parametere for å oppnå kravene.

Det er stor variasjon i konsentrasjon av utslipp fra pelagiske anlegg. Dette kan blant annet skyldes ulike rutiner for uttak av prøver (metode, tidspunkt, produksjonstype under uttak, mv.). Det er sannsynlig at det også er ulike analysemetoder som ligger til grunn for de rapporterte verdiene, noe som også vil kunne bidra til noe variasjon i angivelsen av konsentrasjon av enkeltparameter.

Asplan Viak har på oppdrag fra Sjømat Norge utarbeidet et tillegg til BREF-FDM med oversikt over prosess-industri for slakting av laksefisk[7]. Her angis utslipp fra 13 lakseslakterier basert på tall rapportert til Miljø-direktoratet. På tross av stor variasjon i datagrunnlaget, er det betydelig høyere konsentrasjon av ulike utslippsparametere i avløpsvannet fra pelagisk industri sammenlignet med avløpsvann fra lakseslakterier.

[7] *Asplan Viak (2022). Best available techniques reference document for salmon processing.*

Noen av parameterne fra pelagisk industri er mange ganger høyere enn for lakseslakteindustrien. Dette indikerer at fiskeart er en viktig faktor i fastsettelsen av egenskapene til avløpsvannet, og følgelig hvilke vannbehandlingsprosesser som bør implementeres. Selv om det ser ut til at avløpsvannet fra pelagisk industri krever et mer intensivt vannbehandlingssystem, innebærer dette også mulighet for ressurs-gjenvinning. Ressursutvinning er ikke hovedfokus i dette prosjektet, men kan likevel inngå som et viktig aspekt ved valg av løsning for rensesystemet, siden restråstoffet fra prosessvannsbehandling kan ha økonomisk verdi for pelagisk industri.

Tabell 11 *Utslipp til vann fra lakseslakteri basert på data rapportert til Miljødirektoratet. Tabellen er hentet fra Asplan Viak (2022).*

Parameter	Reported values to Norwegian Environment Agency 2015-2020			Reported values to Norwegian Environment Agency 2020		
	Average	Min	Max	Average	Min	Max
BOD [mg/litre]	1069	324	2841	621	256	903
COD [mg/litre]	2042	781	3351	1064	251	1801
TN [mg/litre]	106	37	265	90	33	168
TP [mg/litre]	12,8	3,4	48,3	9,7	3,0	29,4
Fat [mg/litre]	NA					
TSS [mg/litre]	687	247	1785	306	179	423

6.5.4 Kartlegging av vannkvalitet i prosjektet

Det er gjennomført uttak av prosessavløpsvannsprøver fra tre pelagiske virksomheter i 2023 og 2024. Prøvene er tatt under produksjon av NVG sild, Makrell og Lodde, og ulike produksjonsformer (angitt som rund, filet og rogn i resultatene).

Tidsproporsjonale blandeprøver ble tatt av avløpsvann etter rensing ved hjelp av en ISCO 3700 prøvetaker. Det ble tatt 200 ml prøve hver time, som dannet en samleprøve for hvert uttak. Uttakene inkluderer avløpsvann fra produksjon og vask etter produksjon. Prøvene ble fryst etter uttak, og holdt fryst frem til analyse i henhold til parameter angitt i Tabell 12.

Tabell 12 *Analyseparameter prosessavløpsvann. Analysene er gjennomført hos Eurofins og Nemko Norlab.*

Parameter	Analysemetode
Kjemisk oksygenforbruk (KOF-Cr)	NS-ISO 15705:2002
Total nitrogen (Tot-N)	Intern metode (basert på NS 4743)
Total fosfor (Tot-P)	NS-EN ISO 15681-2 eller Intern metode basert på NS 4725
Total organisk karbon (TOC)	NS-EN 1484
Suspendert stoff (SS)	NS-EN 872 eller intern metode basert på NS-EN 872

Virksomhetene har for hvert uttak rapportert art, produksjonsform (herunder andel råstoff til rund-/filetproduksjon), produksjonsmengde og vannforbruk. Siden produksjonen ofte var en kombinasjon av rundfrysing og filetproduksjon ble produksjonsform for enkeltuttak definert som rund eller filet der mer enn 70 % av råstoffet gikk til en av produksjonsformene.

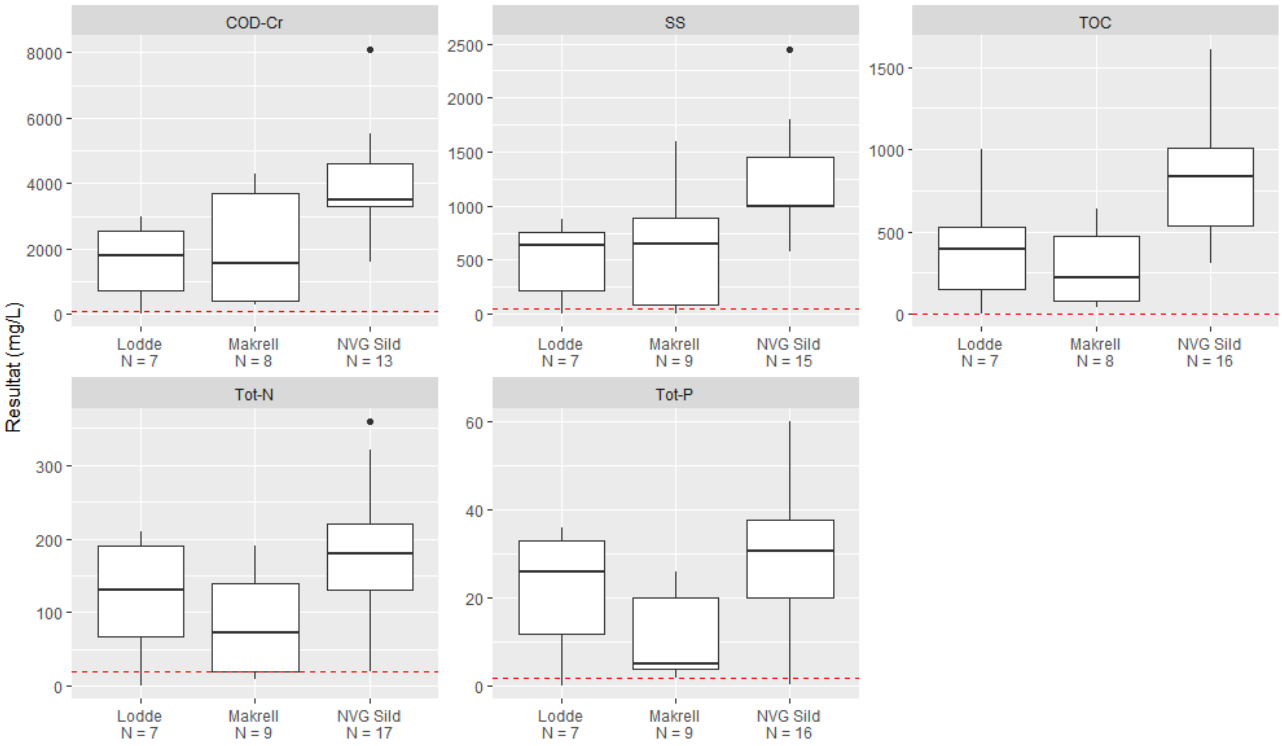
6.5.4.1 *Prosessavløpsvann*

Kartleggingen viser at avløpsvannet som i dag slippes ut fra de pelagiske virksomhetene vi har vurdert overskrider grenseverdi for BAT-AEL for alle arter og produksjonsformer (se kapittel 4.3.2 for resultat på produksjonsformer). Sammenligning av vannkvalitet i prosessavløpsvann fra produksjon av ulike fiskeslag viste at prosessering av NVG sild, i snitt, resulterte i størst belastning av avløpsvannet (se Tabell 13 og Figur). Dette kan trolig forklares med at det nesten utelukkende er tatt prøver fra filetproduksjon av sild, siden det ved anleggene vi har studert sjeldent er overvekt av rundfrysing av NVG sild. Det var ingen signifikant forskjell i avløpsvannet fra produksjon av fet (> 14 %) og mager (< 14 %) fisk (Welch Two Sample t-test, α = 0,05).

Tabell 13 *Vannkvalitet i prosessavløpsvann.*

Parameter	N	Gjennomsnitt	SDEV	RSD	Maksimum	Minimum
KOF-Cr (mg/l)	28[1]	2819	1861	66	8100	11
Total nitrogen (mg/l)	33	146	89	61	360	0,4
Total fosfor (mg/l)	32	22,9	15,8	69,0	60,0	0,1
TOC (mg/l)	31	598	415	69	1610	3,6
SS (mg/l)	32	883	563	64	2450	2

[1]*Analyselaboratoriet kunne ikke levere analyser av KOF-Cr for et sett med fire prøver, og N er derfor lavere sammenlignet med de andre parameterne.*



Figur 11 *Vannkvalitet i prosessavløpsvann kategorisert etter art. Heltrukken linje i boksene angir median. Rød stiplet linje angir BAT-AEL for respektive parameter. For TOC er BAT-AEL i BREF-SA (Karlis et al., 2024) angitt som referanseverdi.*

Normalfordeling ble sjekket ved Shapiro-Wilk test (α = 0,05) og uteliggere ble identifisert ved bruk av Grubbs's test (α = 0,05). Det ble detektert én uteligger i Tot-P, KOF-Cr og SS, og to uteliggere i TOC. Datapunktene ble tatt ut av prøvegrunnlaget før videre visualisering og analyse av data. Alle påviste uteliggere

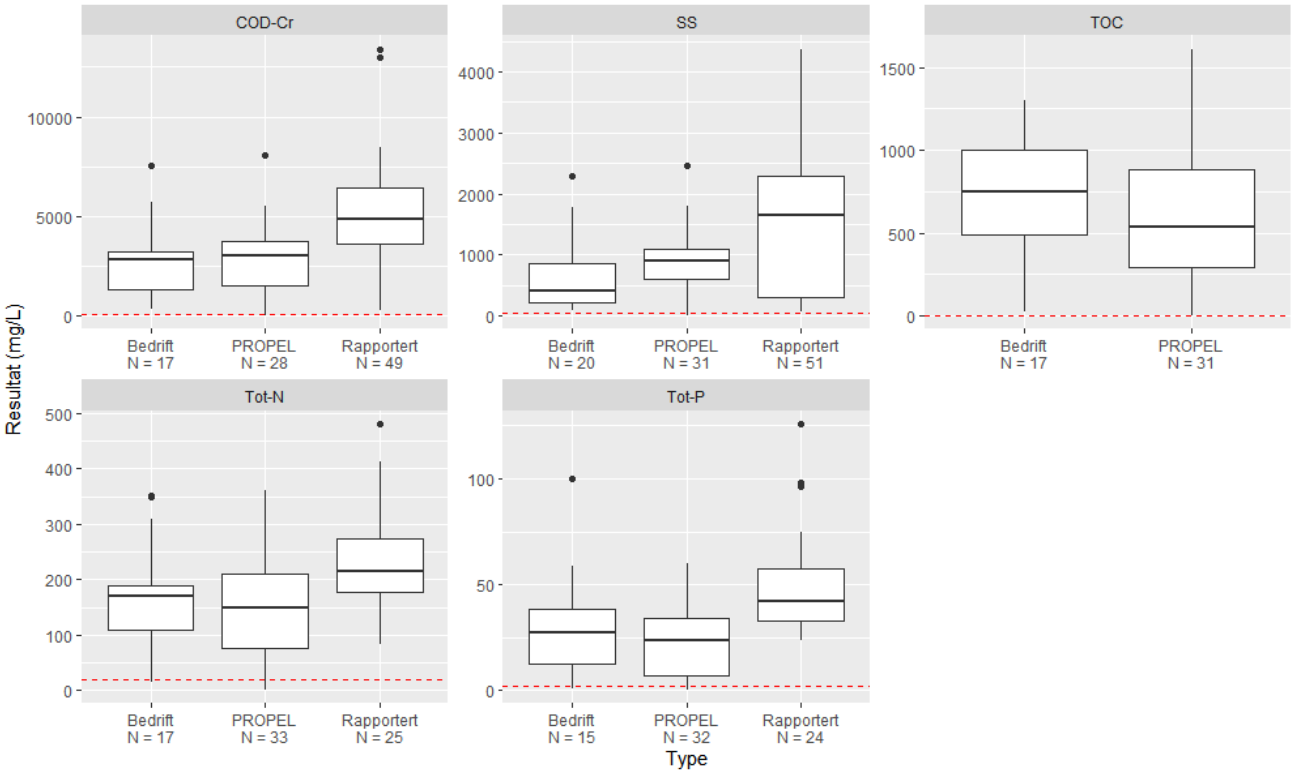
var de høyeste verdiene hos de respektive parameterne. Videre ble det gjennomført statistiske tester for å teste om forskjellen mellom gruppene var statistisk signifikante.

En-veis ANOVA (α = 0,05) ble brukt for å sammenligne grupper (ulike arter og produksjonsformer) og i forkant ble Levenes test brukt for å sjekke at variansen var homogen. Tukeys HSD (honest significant difference) test ble brukt som post hoc test for å tyde forskjellene i gjennomsnitt som ble påvist av ANOVA. Resultatene fra ANOVA og post hoc testen er vist i Tabell 14.

Tabell 14 *Gjennomsnittlig vannkvalitet i prosessavløpsvann avhengig av art. Snitt som ikke deler like bokstaver innenfor en rad er signifikant forskjellig. Verdier er gitt som gjennomsnitt ± SDEV.*

Parameter	Makrell	Lodde	NVG Sild
KOF-Cr (mg/l)	1984 ± 1674[a]	1622 ± 1227[a]	3977 ± 1628[b]
SS (mg/l)	595 ± 519 [a]	495 ± 360[a]	1237 ± 455[b]
TOC (mg/l)	282 ± 233[a]	392 ± 345[a]	847 ± 363[b]
Tot-N (mg/l)	85,7 ± 65,9[a]	122 ± 88[ab]	187 ± 83 [b]
Tot-P (mg/l)	10,6 ± 9,6[a]	21,7 ± 15,2[ab]	30,4 ± 14,8[b]

Prosjektet har kartlagt historiske data rapportert til Miljødirektoratet, innhentet analyserapporter fra fire pelagiske virksomheter og gjennomført egen kartlegging. Figur 12 under gir en sammenligning av vannkvalitet basert på de ulike datakildene. Felles for alle er at konsentrasjonene i avløpsvannet er langt over BAT-AEL. Det er ingen signifikant forskjell mellom bedriftenes egen prøvetaking (stikkprøver) og resultat fra tidsproporsjonale prøver fra prosjektet (Welch Two Sample t-test, α = 0,05).

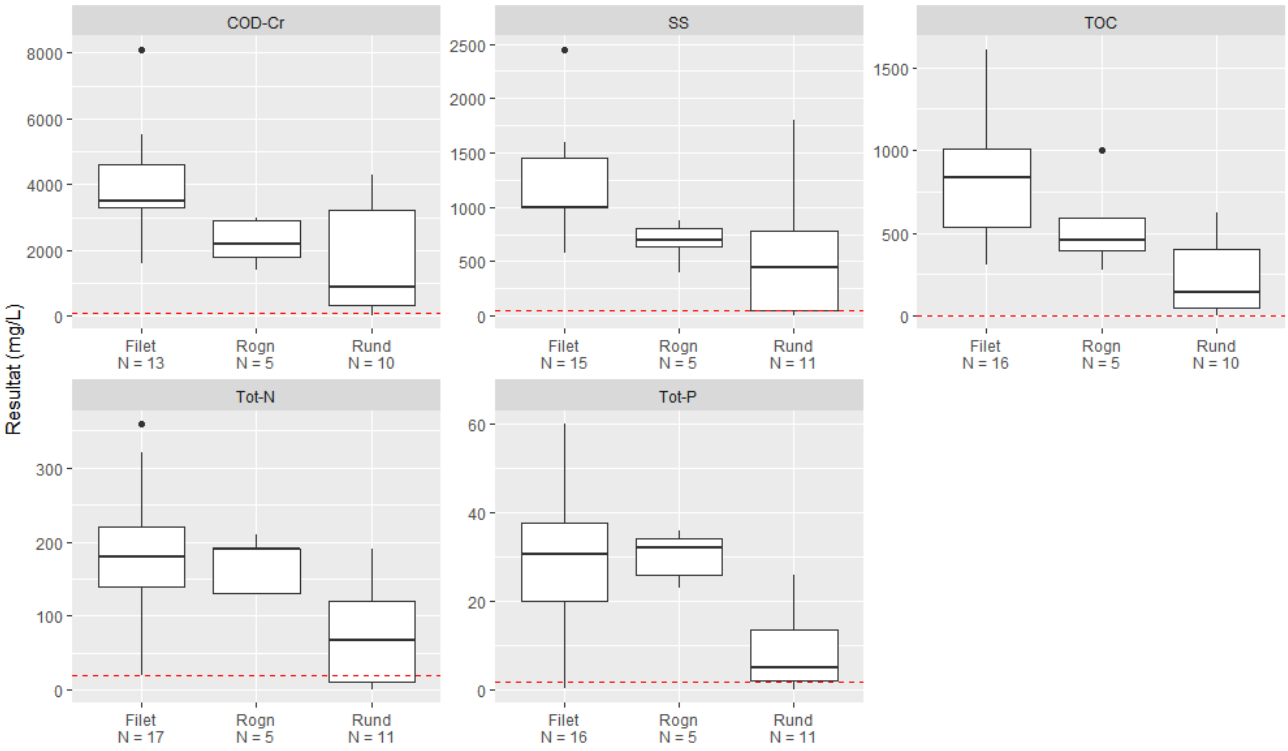


Figur 12 *Sammenligning av avløpsvann fra pelagisk industri basert på ulike datakilder. Bedrift=virksomhetenes analyser (stikkprøver), PROPEL=kartlegging i prosjektet (tidsproporsjonale prøver) og Rapportert=historiske data rapportert til Miljødirektoratet (beregnet fra utslipp av enkeltparametere (tonn/år) og utslipp av vann (m^3/år). Rød stiplet linje angir BAT-AEL for respektive parameter. For TOC er BAT-AEL i BREF-SA (Karlis et al., 2024) angitt som referanseverdi.*

6.5.4.2 *Variasjon i vannkvalitet basert på produksjonsform*

Prosjektet hadde som mål å vurdere ulike produksjonsformer for ulike pelagiske arter. På grunn av få produksjonsdager der det kun var én produksjonsform var det ikke mulig å danne et godt sammenligningsgrunnlag. Produksjonsformene er derfor kategorisert uavhengig av art.

Filetproduksjon gir størst organisk belastning av prosessavløpsvannet. Dette er i tråd med informasjon fra pelagiske virksomheter vi har vært i kontakt med. Produksjon av rogn forårsaker også betydelig belastning av prosessvannet, men lavere konsentrasjon av utslippsparameter kan skyldes at det benyttes betydelig mer vann under rognproduksjon enn filetering og rundfrysing (hhv. rundt 6, 3 og 1 liter per kg råstoff). Sammenligning av vannkvalitet i prosessavløpsvann fra filet-, rogn- og rundproduksjon er vist i Figur 13.



Figur 13 *Sammenligning av vannkvalitet i prosessavløpsvann kategorisert etter ulike produksjonsformer (uavhengig av art). Rognproduksjon knyttes til lodde, mens filet og rund hovedsakelig er prosessert på hhv. NVG sild og makrell. Rød stiplet linje angir BAT-AEL for respektive parameter. For TOC er BAT-AEL i BREF-SA (Karlis et al., 2024) angitt som referanseverdi.*

Gjennomsnittlig vannkvalitet i prosessavløpsvann fra de ulike produksjonsformene er vist i Tabell 15. Produksjon av filet gav en vannkvalitet i prosessavløpsvann som er signifikant forskjellig fra produksjon av rund fisk. Forskjellene i prosessavløpsvann mellom rund og rognproduksjon var også signifikant forskjellige for Tot-N og Tot-P. Vannkvaliteten var ikke signifikant forskjellig mellom filet og rognproduksjon.

Tabell 15 *Gjennomsnittlig vannkvalitet i prosessavløpsvann avhengig av produksjonsform. Snitt som ikke deler like bokstaver innenfor en rad er signifikant forskjellig. Verdier er gitt som gjennomsnitt ± SDEV.*

Parameter	Rund	Filet	Rogn
KOF-Cr (mg/l)	1613 ± 1720[a]	3962 ± 1630[b]	2260 ± 691[ab]
SS (mg/l)	508 ± 564[a]	1224 ± 440[b]	686 ± 185[ab]
TOC (mg/l)	226 ± 231[a]	848 ± 362[b]	545 ± 277[ab]
Tot-N (mg/l)	69,6 ± 67.0[a]	187 ± 82[b]	170 ± 37[b]
Tot-P (mg/l)	8,7 ± 9,5[a]	30,4 ± 14,8[b]	30,2 ± 5,5[b]

6.5.4.3 *Analyse av rent sjøvann*

I samråd med prosjekt- og referansegruppe er det gjennomført analyser av rent sjøvann (etter UV-desinfeksjon) for å vurdere vannkvaliteten i prosessvann sammenlignet med BAT-AEL. Prøvene er hentet fra tre ulike anlegg (fra Troms til Møre og Romsdal) som benytter rent sjøvann i produksjonen. Analyse-resultatene er sammenstilt i Tabell 16 og Figur 14 under.

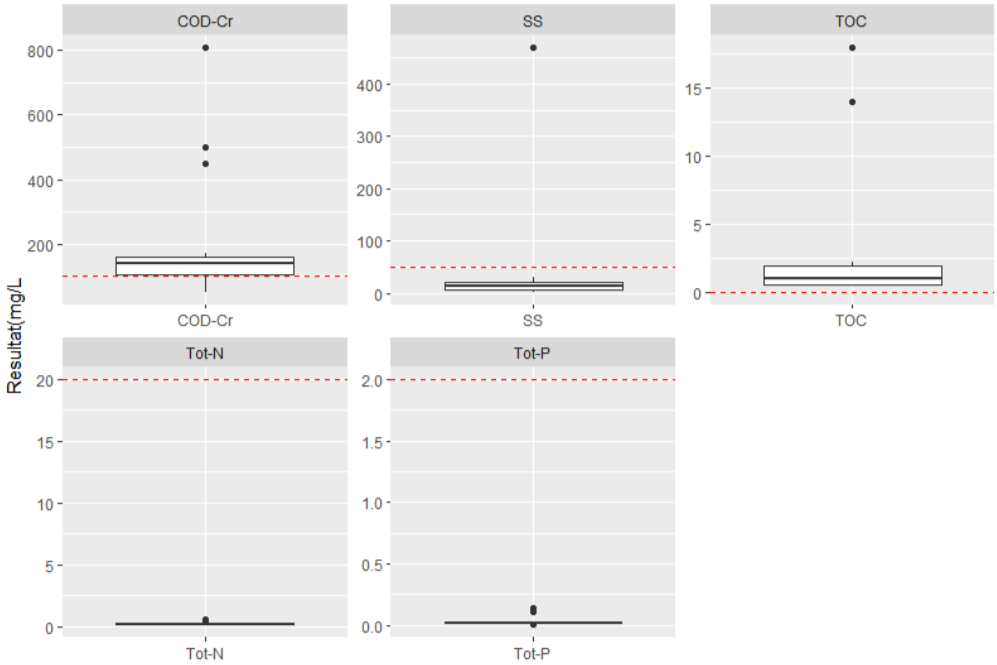
Resultatene samlet inn i dette prosjektet viser at forpliktendene grenseverdier knyttet til BAT-AEL overskrides for parameteren kjemisk oksygenforbruk, KOF, og at mengden suspendert stoff (SS) ligger tett opp mot øvre grenseverdi. Det er usikkert om overskridelser av KOF er som følge av sjøvann med forhøyet KOF eller en konsekvens av usikkerhet i analysemetode. Basert på analyse av TOC, og BAT-AEL for TOC i BREF-SA, er overskridelser av grenseverdi for KOF mer sannsynlig en konsekvens av analysemetode enn kvalitet på sjøvannet. Det er likevel to enkeltprøver som overskrider nedre grenseverdi for TOC i BREF-SA. Resultatene belyser likevel noe av utfordringen med analysemetoder og imøtekommelse av utslippskravene.

Tabell 16 *Analyse av rent sjøvann. Prøvene er fra inntaksvann i bedrifter knyttet til sjømatnæringen og er filtrert og UV-desinfisert. N = 15.*

Parameter	Gjennomsnitt	Median	SDEV[1]	RSD[2]	Maksimum	Minimum	*BAT-AEL*
KOF-Cr (mg/l)	212	140	210	99	810	50	*25-100 mg/l*
Total nitrogen (mg/l)	0,23	0,19	0,12	52	0,56	0,13	*2-20 mg/l*
Total fosfor (mg/l)	0,029	0,016	0,040	128	0,140	0,005	*0,2-2 mg/l*
TOC (mg/l)	3,08	1	5,33	173	18,0	0,50	*7-35 mg/l[3]*
SS (mg/l)	43,6	14,0	118,0	270,0	470,0	1,5	*4-50 mg/l*

[1]Standardavvik. [2]Relativt standardavvik beregnet som %-andel av gjennomsnittet. [3]BAT-AEL fra BREF-SA (Karlis et al., 2024).

Snittet for SS i sjøvannsprøver er høyt grunnet en høy verdi på 470 mg/L (statistisk uteligger), mens medianen ligger innenfor nedre grenseverdi iht. BAT-AEL. Måling av KOF-Cr resulterte i tre statistiske uteliggere som hever snittet betydelig. Medianen for KOF-Cr er lavere, men overskrider fortsatt øvre grenseverdi.



Figur 14 *Vannkvalitet i UV-behandlet sjøvann fra sjøvannsinntaket til tre ulike pelagiske virksomheter. Rød stiplet linje angir BAT-AEL for respektive parameter. For TOC er BAT-AEL i BREF-SA (Karlis et al., 2024) angitt som referanseverdi.*

6.6 Metoder for vannrensing

Dette kapitlet gir en overordnet beskrivelse av ulike metoder og teknikker for vannrensing. Dette er en del av kartleggingen av ulike teknologier og søker å belyse kompleksitet, teknologimodenhet og funksjonalitet for relevante rensemetoder som også ble presentert av leverandørindustri under teknologiworkshopen. De ulike metodene vurderes også med hensyn på egnethet for rensing av avløpsvann fra pelagisk industri.

Metoder for rensing av avløpsvann fra fiskeindustri kan sammenlignes med rensing av kommunalt avløpsvann. Den prosessen starter med en forbehandling som har til hensikt å fjerne større partikler/biter og forurensninger ved enhetsoperasjoner som sikter, siler og grovfangere. Deretter følger det opptil tre ulike behandlingstrinn som benevnes *primær*, *sekundær* og *tertiær* behandling (Baron et al., 2015).

I **primær** behandling fjernes finere fraksjoner av suspenderte faste stoffer. Prosessen innbefatter både fysiske og kjemiske trinn, som for eksempel flokkulering og påfølgende koagulering, i kombinasjon med sedimentering, flotasjon, sikter eller filtrering, og er en ofte benyttet teknologi. Normalt vil dette kunne redusere olje, fett, suspenderte partikler og organisk materiale (de Sena et al., 2008). **Sekundær** behandling innebærer fjerning av løselige organiske forbindelser. Her benyttes ofte biologiske prosesser, noe som inkluderer behandling med anaerobe eller aerobe mikroorganismer i aktive bioreaktorer (Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2015). I **tertiær** behandling fjernes næringsstoffer i vannet fra sekundærrensingen, hovedsakelig nitrogen- og fosforholdige forbindelser. I denne behandlingen inngår bruk av blant annet aktivt kull, membranfiltrering (UF, NF, RO), adsorpsjon og fordamping.

Det kan være en fordel å kombinere ulike prosesser for å oppnå økt renseeffekt og reduserte kostnader knyttet til vannrensingen. Normalt vil en renseprosess for avløpsvann bestå av et forbehandlingstrinn som fjerner større partikler og eventuelt fett. Dette er allerede installert på de fleste pelagiske anlegg, jf. krav i Forurensningsforskriften § 26-3. Etter forbehandling følger ofte et fysikalskkjemisk primærrensetrinn og eventuelt et sekundærrensetrinn. I tillegg kan det være nødvendig med et tertiærrensetrinn (også kalt poleringstrinn) for å fjerne eventuelle spesifikke forurensninger som ikke fanges opp av de forutgående trinnene.

Renseeffekten til ulike renseprosesser og teknologier vil variere med egenskapene til avløpsvannet (som f.eks. temperatur), holdetid, konsentrasjonen av forurensningsparameter, samt andre variabler. Valg av behandlingsmetode/-teknologi vil være avhengig av egenskapene til avløpsvannet, beste tilgjengelige teknikk/teknologi, samt regelverk- og myndighetskrav (Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2015). I tillegg vil det for prosessavløpsvann fra pelagisk sektor være relevant å vurdere hvordan valgt løsning påvirker muligheten til videre bruk av slam som dannes under renseprosessen.

6.6.1 Om BAT-konklusjoner

Regelverket knyttet til BAT, og det som omtales som BAT-konklusjoner, er svært omfattende og krevende å sette seg inn i. BAT-konklusjonene for næringsaktører som er knyttet til BREF-FDM setter søkelys på hvordan industrien presterer på å redusere sine miljøutslipp, håndtering av avløpsvann og generell kontroll på utslipp til både luft, jord og vann. Viktige områder inkluderer implementering av omfattende miljøsystemer (EMS) med spesifikke planer for å redusere støy, lukt, energi, vannforbruk og avfall.

I dette prosjektet er problemstillingen knyttet til bruk av vann benyttet i produksjon. BAT-konklusjonene har ikke utelukkende fokus på *teknologier* for rensing av prosessavløpsvann. Regelverket omfatter også vurderinger og bruk av teknikker, eller metoder, som kan bidra til reduserte utslipp. Teknikker inkluderer tiltak som kan bidra til gjenbruk eller resirkulering av vannstrømmer, gjenvinning av næringsstoffer og reduksjon i vannforbruket. Tiltak som kan bidra til dette, enkeltvis eller i kombinasjon, er noe som næringen

bør se nærmere på. Dette er ytterligere beskrevet og gjort rede for i BAT-regelverket[8]. Gjennom BAT-konklusjonene (BAT 12) er det ikke angitt spesifikke teknikker eller teknologier, men forslag til hensiktsmessige metoder som kan bidra til rensing. Metodene som er beskrevet under i dette kapittelet (6.6), er derfor metoder som faller inn under *hensiktsmessige teknikker* i BAT 12.

Generelt kan man si at ***primærrensing*** gjennom fysikalsk eller mekanisk separasjon, samt metoder som inkluderer koagulering og felling, kan inngå i en kombinasjon for å imøtekomme BAT-AEL. Alle er nevnt som mulig metoder for å redusere utslipp til vann i BAT-regelverket. Våre tester har vist at primærrensing med mekanisk reduksjon gir lovende resultater, men vil ikke møte kravene (se kapittel 6.10). Kjemisk rensing bidrar ytterligere til reduksjon av organisk materiale, men slike anlegg gir opphav til økt produksjon av slam som må avhendes og påfører aktørene ytterligere transportutgifter og mulig økte miljøfotavtrykk (se kapittel 6.11). Anlegg for koagulering og felling er svært kostnadskrevende både knytte til investering, vedlikehold og i drift (se kapittel 6.7.2). ***Sekundære*** behandlingsmetoder, som anaerob og/eller aerobe prosesser, er også nevnt. For pelagisk sektor vil vi anse dette som svært lite relevante teknikker å innføre. Dette beror på at slike teknikker er svært kostbare og krever i langt større grad stabile volumstrømmer med jevne karakteristikker av prosessavløpsvannet som skal behandles.

For næringsaktørene vil etablering av renseanlegg medføre store endringer og flere tiltak. Ikke alle aktørene har areal som kreves, og må tilrettelegge for teknisk infrastruktur og etablering av tilstrekkelig bygningsmasse. Slike tiltak medfører store investeringer og økt behov for vedlikehold og drift av anlegg. Renseteknologien skaper i tillegg behov for økt logistikk knyttet til kjemikalier i fellingsprosessen og skaper store mengder slam som må transporteres over lange distanser. Det er ikke dette prosjektets oppgave å vurdere de miljømessige og økonomiske konsekvensene tiltakene medfører. Prosjektet stiller likevel spørsmål om innføring av så strenge rensekrav kan gå på bekostning av den ønskede miljøgevinsten. I et pågående FHF-prosjekt[9] (FHF-p.nr: 901954) vil dette bli nærmere belyst. Prosjektet PROPEL har bidratt med tallgrunnlag for gjennomføringen av dette prosjektet.

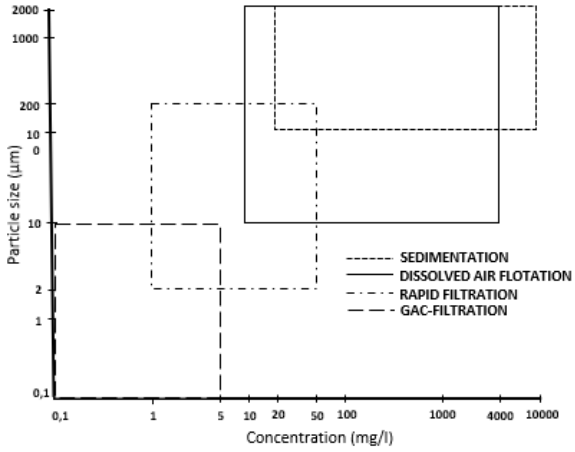
6.6.2 Konvensjonelle partikkelseparasjonsmetoder

Konvensjonelle metoder inkluderer sedimentering, filtrering og oppløst luftflotasjon (Dissolved Air Flotation - DAF). Figur 15 på neste side oppsummerer anvendelsesområdet for konvensjonelle partikkelseparasjons-metoder for behandling av et avløpsvann med like egenskaper. Det må bemerkes at "sedimentering" i denne sammenheng ikke bare inkluderer separasjon av partikler som synker pga. høyere tetthet enn vann, men også separasjon av olje og fett i et tankvolum uten lufttilsetting, der olje og fett stiger og flyter på toppen av væskeoverflaten fordi det har lavere tetthet enn vann, noe som er prinsippet i en fettavskiller. Filtrering er effektiv i den lavere delen av konsentrasjons- og partikkelstørrelsesområdene, mens sedimentering er best for håndtering av større partikkelstørrelser og høyere konsentrasjoner. DAF opererer i bredere spekter av partikkelstørrelser, men dekker noe lavere konsentrasjoner sammenlignet med sedimentering.

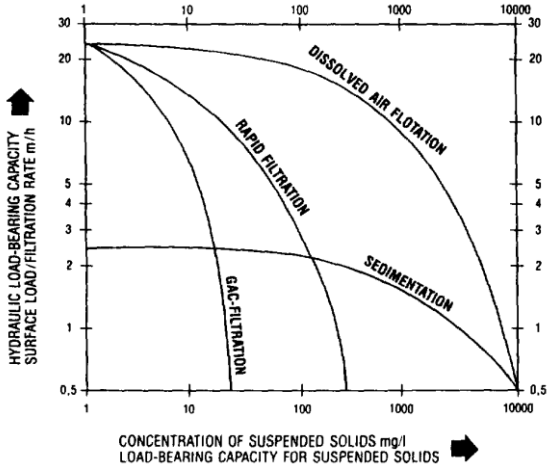
DAF forventes å gi det bredeste driftsområdet for partikkelstørrelser og høyeste kapasitet for hydraulisk- og stoffbelastning som illustrert i Figur 15. Når man benytter disse figurene, og spesielt Figur 15, må man ta hensyn til andre karakteristikker ved avløpsvannet enn partikkelstørrelser og konsentrasjon. For industrielt avløpsvann generelt, og for næringsmiddelindustrien spesielt, er prosessens evne til å håndtere fluktuerende belastning veldig viktig.

[8] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv%3AOJ.L_.2019.313.01.0060.01.ENG&toc=OJ%3AL%3A2019%3A313%3ATOC#ntr14-L_2019313EN.01006101-E0014

[9] https://www.fhf.no/prosjekter/prosjektbasen/901954/



Figur 16 *Operasjonelle områder av enhetsoperasjoner for partikkelfjerning (ref: Kiuru, H. J. (1990).*



Figur 15 *Område for hydraulisk belastning (m/h) på konvensjonelle separasjonsteknologier som funksjon av partikkelkonsentrasjon (mg SS/l) (ref. Viitasaari, M., P. Jokela, et al. (1995).*

6.6.3 Koagulering og flokkulering

Koagulering omhandler prosessen der koagulerings- eller flokkuleringsmiddel tilsettes. Hovedmålet er å oppnå jevnlig distribusjon av fellingskjemikaliene og initial destabilisering av overflatespenning på partiklene. Flokkulering omhandler prosessen der små partikler kolliderer og danner større aggregater/fnokker som vil ha en høyere sedimenteringshastighet enn de opprinnelige små partiklene. En effektiv flokkuleringsprosess vil redusere arealet som er nødvendig for en tilfredsstillende sedimentering, og flokkulering er dermed det viktigste aspektet å vurdere når man skal fjerne små partikler.

Valg av fellingskjemikalie er viktig og avhengig av flere faktorer, f.eks. råvannskvalitet og nødvendig rense-effekt, nedstrømsprosesser (separasjon og behandling av slam, og sluttavhending), kostnader, m.m. Uorganiske metallsalter blir ofte brukt av økonomiske årsaker og kan være effektive for fjerning av de fleste organiske og uorganiske stoffer. Disse metallsaltene kan medføre endring i pH fordi alkalitet blir brukt i hydrolyse av disse metallene i vann. Polymerer blir ofte brukt (enten alene eller i kombinasjon med metall-salter) for å unngå begrensningen alkalitet medfører. Både uorganiske (f.eks. akrylamid-basert) og organiske (f.eks. kitosan, alginat) polymerer kan være aktuelle.

6.6.4 Elektrokoagulering

Elektrokoagulering, kalles også elektroflokkulering, er en prosess som bruker strøm og offeranoder (som oftest jern eller aluminium) til å produsere treverdige kationer (M^{3+}) som bidrar til aggregering av suspendert, fast stoff (Baron et al., 2015). Denne prosessen er vurdert som et kostnadseffektivt alternativ innen avløpsvannrensing. En stor fordel med metoden er at det ikke *tilsettes* kjemikalier, bare strøm, fordi kjemikaliene dannes i prosessen. Det har tidligere blitt vist at elektrokoagulering effektivt fjerner blant annet organiske stoffer og næringsstoffer (som nitrogen og fosfor). Jern-elektroder er mer kostnadseffektive enn aluminiumselektroder. De to typene elektroder vil også ha noe ulik effektivitet med hensyn på reduksjon av ulike forurensningsparameter. Det er tidligere vist at elektrokoagulering gir høyere grad av reduksjon ved lav pH og strømtetthet (Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2015).

Design-/driftsparametere som er viktige for elektrokoagulering inkluderer ledningsevne, type strømkilde, type elektrode, avstand mellom elektrodene, elektrolysetid, strømtetthet, omrøringsforhold og ikke minst avløpskarakteristikk (Boinpally et al., 2022).

6.6.5 Membranteknologi

De mest brukte membranteknologiene i vannrensing er mikrofiltrering (MF), ultrafiltrering (UF), nanofiltrering (NF) og revers osmose (RO) (Baron et al., 2015; Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2015). Porestørrelsen til de ulike filtrene bestemmer hva som slipper gjennom av f.eks. partikler, kolloider og makromolekyler. Det finnes flere ulike typer membraner både med tanke på utforming og materialer.

Membran blir definert som en permselektiv barriere mellom to homogene faser. Transport gjennom en membran skjer når en drivkraft påføres. I membranseparasjonsprosesser kan drivkraften være forskjell i trykk, konsentrasjon, temperatur og kjemisk potensial. Både MF, UF, NF og RO er trykkdrevne membranprosesser.

Begroing/tetting av membraner som fører til reduksjon av membranproduktivitet over tid, er uten tvil en utfordring i anvendelsen av membranteknologi. Begroing er svært komplekst og avhenger av mange faktorer, f.eks. interne faktorer (f.eks. membranmateriale, overflateladning), eksterne faktorer (vannkvalitet, egenskapene til målkomponentene) og driftsparametere (f.eks. vaskeregime, operasjonell fluks, tilbakespylingsfrekvens) (Al-Amoudi og Lovitt, 2007).

6.6.6 Biologisk rensing

Det sekundære rensetrinnet har som oftest hovedfokus å redusere BOF ved å fjerne løselig organisk stoff som fortsatt er i avløpsvannet etter primærrensing. Biologiske rensetrinn er ofte brukt som sekundærrensing med aerobe og/eller anaerobe rensetrinn.

Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) og Membran Bioreaktorer (MBR) har vist lovende resultater ved rensing av avløpsvann grunnet god effekt på reduksjon, og gjenvinning, av næringsstoffer. MBBR har begrensninger ved rensing av avløpsvann med høy forurensningsgrad, og er avhengig av samspill med andre reseteknologier, for eksempel MBR, for å overholde strenge utslippskrav. Forbehandling ved hjelp av kjemisk oksidasjon eller avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) kan øke ytelsen til biofilter siden dette bidrar til nedbrytning av store kompliserte molekyler og gjør dem lettere tilgjengelig for mikroorganismene i biofilteret (Lester et al., 2016).

Selv om biologisk rensing har god effekt på utslippsparameter, kan metoden i seg selv være mindre egnet for bruk i pelagisk industri. Teknologien baseres på relativt komplekse system, og er sensitive for ytre påvirkninger. Endringer i avløpsvann, temperatur-/sesongvariasjoner, samt tilstedeværelse av ikkenedbrytbare og inhiberende stoffer, som renholdskjemikalier og desinfeksjonsmidler, kan redusere ytelsen siden rensemetoden er avhengig av mikrobiologisk aktivitet. I tillegg er det potensielt høye energikostnader knyttet til lufting, pumping og miksing, samt store utgifter i forbindelse med håndtering av slam. Særlig er dette knyttet til avvanning og avfallshåndtering, og utgiftene kan utgjøre så mye som halvparten av driftskostnadene.

6.6.6.1 Anaerob behandling

Anaerobe systemer har flere fordeler som høy rensegrad av KOF, lite slamproduksjon (sammenlignet med aerob), lavt energibehov, samt mulighet for gjenvinning av næringsstoffer og biogass. Ulempen er at den ikke er effektiv nok til å stå for seg selv, og ofte kreves det flere rensetrinn for å møte rensekrav. Dette gjelder spesielt for TP, TN og rester av organisk stoff. Noen av de anaerobe metodene trenger lang holdetid, i visse tilfeller helt opp i 90 dager (Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2015). I tillegg til lang holdetid er dette komplekse metoder som vurderes som mindre relevant for pelagisk industri.

6.6.6.2 Aerob behandling

Aerobe behandlinger brukes ofte som et siste trinn for å fjerne næringsstoff etter tidligere fysikalskkjemiske og/eller anaerobe rensetrinn. Det finnes flere ulike aerobe renseanlegg/-oppsett, men den biologiske prosessen som foregår i de ulike typene er veldig lik. Typiske aerobe renseprosesser for avløpsvann fra slakterier er aktivert slam (AS), Rotating Biological Reactors (RBC) og Sequencing Batch Reactor (SBR). Ved høyt innhold av fett og lavt innhold av oppløst oksygen vil fnokkene ha problemer med å sedimentere. Metoden kan medføre stor slamproduksjon, særlig uten tilstrekkelig tilføring av oksygen. Vanligvis tar prosessen 5-20 dager. Mer informasjon om biologiske renseprosesser finnes i Bustillo-Lecompte & Mehrvar (2015). Siden prosessen bruker lang tid, potensielt gir mye slam og kan ha redusert effekt ved høyt fettinnhold, anses metoden som mindre aktuell for rensing av avløpsvann fra pelagisk industri.

6.6.7 Avanserte oksidasjonsprosesser (AOP)

Ulike avanserte oksidasjonsprosesser er et godt alternativ til konvensjonell rensing. Metoden gir trolig ikke tilstrekkelig renseeffekt alene, og vil i tillegg være svært kostbar dersom den brukes alene for å nå utslippskrav. Metoden er derfor anbefalt å bruke i kombinasjon med biologiske prosesser (Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2015). Ozon er et eksempel på en slik metode, men denne har vist seg å være lite effektiv i rensing av KOF og BOF fra kloakkavløpsvann. Den mest brukte AOP-metoden er UV/H_2O_2. Metoden fungerer ved at forurensninger oksideres og brytes ned av hydroksylradikaler. Hydroksylradikaler er et uspesifikt oksidasjonsmiddel som angriper alle oksiderbare stoffer, i motsetning til ozon som er et spesifikt oksidasjonsmiddel.

6.6.8 Andre teknologier og aspekter

Moving bed biofilm reaktor (MBBR) og membran bioreaktorer (MBR) har vist lovende resultater ved rensing av avløpsvann grunnet god effekt på reduksjon, og gjenvinning, av næringsstoffer. MBBR har begrensninger ved rensing av avløpsvann med høy forurensningsgrad, og er avhengig av samspill med andre renseteknologier, for eksempel MBR, for å overholde strenge utslippskrav. Forbehandling ved hjelp av kjemisk oksidasjon eller avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) kan øke ytelsen til biofilter siden dette bidrar til nedbrytning av store kompliserte molekyler og gjør dem lettere tilgjengelig for mikroorganismene i biofilteret (Lester et al., 2016*)*. Selv om biologisk rensing har god effekt på utslippsparameter, kan metoden i seg selv være mindre egnet for bruk i pelagisk industri. Teknologien baseres på relativt komplekse system, og er sensitive for ytre påvirkninger. Endringer i avløpsvann, temperatur-/sesongvariasjoner, samt tilstedeværelse av ikke-nedbrytbare og inhiberende stoffer, som renholdskjemikalier og desinfeksjonsmidler, kan redusere ytelsen siden rensemetoden er avhengig av mikrobiologisk aktivitet. I tillegg er det potensielt høye energikostnader knyttet til lufting, pumping og miksing, samt store utgifter i forbindelse med håndtering av slam. Særlig er dette knyttet til avvanning og avfallshåndtering, og utgiftene kan utgjøre så mye som halvparten av driftskostnadene.

Ikke-biologiske metoder som adsorpsjon, ionebytting og dampstripping er alternative metoder til biologisk rensing, men metodene har ulemper knyttet til høyt energibehov og bruk av kjemikalier som kan skape utfordringer med hensyn på anvendelse av slam.

Baron et al. (2015) har vurdert miljøvennlige og kostnadseffektive løsninger for å rense ulike prosessvann fra prosessering av sild, samt gjenvinning av biomasse. De fant at keramiske filter (UF) er en lovende separasjonsteknologi for pelagisk prosessvann, men at det er behov for forbehandling som kan øke kapasiteten. Sentrifugering og flotasjon (ved hjelp av mikrobobler eller koagulanter med næringsmiddelkvalitet) nevnes som lavkostalternativ som kan gi rensing og ivaretakelse av restråstoff. På modningslake gav en kombinasjon av ulike membranfilter god reduksjon av TSS (> 95 %), fettsyrer (100 %) og protein (> 80 %), samt reduserte KOF og nitrogen med opp mot hhv. 42 og 44 %.

SINTEF har tidligere vurdert sentrifugering som et tiltak for å redusere organisk belastning i prosessvann[10,11]. Sentrifugering av blodvann har gitt en reduksjon av TSS med over 90 %, samt redusert innholdet av nitrogen, fosfor og totalt organisk karbon med om lag 60 %. Hayes og Gallagher (2019) har også vurdert potensialet for utnyttelse av blodvann fra pelagisk industri.

Colic et al. (2007) testet en kombinasjon av buffertanker, trommelfilter, koagulering, flokkulering og hybrid luftflotasjon (GEM system fra CWT[12]) på avløpsvann fra fiskeindustri (lysing). Løsningen gav 99 % reduksjon av TSS og FOG, og gjennomsnittlig reduksjon av KOF/BOF på 65 %. Innholdet av løst materiale, i hovedsak proteiner, gav en betydelig variasjon i renseeffekt av KOF/BOF. Rensing av prosessvann fra pelagisk fisk vil trolig stå overfor tilsvarende utfordring.

6.7 Teknologikartlegging

Prosjektgruppen gjennomførte i innledningen av prosjektet en kartlegging av ulike teknologileverandører som mener å ha løsninger for rensing av avløpsvann, og mer enn 40 leverandører ble identifisert. I tillegg til kartlegging av løsninger og renseprinsipper, ble leverandørene i denne fasen også vurdert med hensyn på erfaring med avløpsvann fra næringsmiddelindustri og/eller fiskeindustri, og informasjon om etterlevelse av BAT-AEL.

I forbindelse med planlegging av teknologiworkshop ble det gjort et utvalg av aktuelle teknologileverandører basert på den innledende kartleggingen. Enkelte leverandører var allerede i dialog med aktører fra pelagisk industri. Dette ble også lagt til grunn for invitasjon til workshop. Dette resulterte i en liste på 14 aktuelle aktører som fikk invitasjon. Av disse var 10 påmeldt til workshopen.

Det ble arrangert en teknologiworkshop som en del av prosjektgjennomføringen den 6. november 2023. Invitasjoner ble sendt til teknologileverandører og pelagisk industri, noe som endte med 39 påmeldte, inkludert personer fra SINTEF, FHF og Sjømat Norge. Totalt 9 teknologileverandører var til stede:

- HL.Skjong
- Huber Nordic
- MMC First Process
- M Vest Water, Downstream Marine, og Bioretur
- Normex
- Owatec
- Oxitrate
- Salsnes Filter
- Sterner

Teknologileverandørene presenterte noe ulike løsninger for å imøtekomme BAT-kravene. Noen presenterte fullstendige renseanlegg (sluttrensing), mens andre tilbyr delløsninger for ulike ledd i renseprosessen (delrensing), som vil kreve samarbeid med andre teknologiaktører for en fullrensing av avløpsvannet. Dette skyldes blant annet at det er noe ulik tilnærming til problemstillingen; sluttrensing alene med mål om å nå BAT-AEL eller rensing av delstrømmer (før vannet ender i avløp) i kombinasjon med sluttrensing for å øke utnyttelsen av råstoff.

Alle foreslåtte løsninger for sluttrensing av avløpsvannet baseres på et forbehandlingstrinn med partikkelfjerning og fettavskiller, etterfulgt av koagulering og flokkulering og separasjon av slam ved flotasjon eller annen separasjon (f.eks. lamellseparasjon eller trommelfilter). Det anbefales bufring av avløpsvann etter

[10] *FHF 901545*
[11] *SINTEF rapport nr. 2020:01237.*
[12] *https://cwt-global.com/gem-system/*

forbehandling for å få jevn vannkvalitet inn til fellingstrinnet, og redusere kapasitetsbehovet for renseanlegget. Avvanning (og eventuelt tørking) av slam er også inkludert i løsningsforslagene. Normalt vil det være høyt vanninnhold i slam ut fra flotasjonstrinn, noe som gir store mengder slam. Selv om avvanning ikke er en del av selve vannrensingen er dette relevant med hensyn på investerings- og driftskostnader, samt kompleksiteten, til løsninger for å imøtekomme BAT-kravene.

Det var noe uenighet mellom teknologileverandørene rundt hva som kreves for å nå utslippskravene. Enkelte mener at dette ikke er mulig uten et kjemisk rensetrinn, mens andre mente de hadde løsninger helt uten kjemi. I foreslåtte løsninger skilles det mellom to hovedtyper flokkulering og koagulering; Kjemisk felling og elektroflokkulering/elektrokoagulering. Bruken av begrepet "uten" kjemi i denne sammenhengen knyttes til bruk av elektrokoagulering der det ikke *tilsettes* kjemi, men der treverdige kationer frigis i avløpsvannet som følge av oksidasjon fra en offeranode av jern eller aluminium.

Det var bred enighet blant pelagiske aktører og teknologileverandører om at organisk materiale i prosessvannet/slammet er en ressurs, og at det er viktig å ivareta denne ressursen. Bruk av kjemikalier (som f.eks. flokkulanter og polymerer) kan begrense bruksområder for slam, og ble fremstilt som en utfordring siden de pelagiske virksomhetene ønsker at mest mulig av slammet skal kunne anvendes senere. Teknologi-løsningene som gir best mulig renseeffekt med minst mulig bruk av kjemikalier, virker som de mest interessante for pelagisk industri. Ved løsninger som avhenger av kjemi som vil begrense videre anvendelse av slam er det hensiktsmessig å redusere mengden slam i forutgående rensetrinn uten bruk av kjemikalier (herunder delrensing ved ulike prosesstrinn), og et siste rensetrinn med kjemikalier som gjør det mulig å imøtekomme utslippskravene i BAT.

Det ble konkludert med at det er viktig å fortsette en åpen dialog mellom teknologileverandører og pelagiske aktører. Det finnes trolig ingen "one size fits all"-løsning, og ulik produksjon har ulike behov. Teknologi-leverandørene forstår utfordringen med å implementere noe nytt ved eksisterende anlegg, og at det er viktig med mer informasjon om variasjon i vannkvalitet. Flere aktører mener også at det er viktig for pelagisk industri å gjennomgå egen produksjon, og vurdere hvor i prosessen det vil lønne seg å sette inn rensetrinn (delrensing) som tar vare på mest mulig av råstoffet før det ender i avløp.

6.7.1 Teknologiløsninger

Informasjonen under baseres i stor grad på informasjon og dokumentasjon fra leverandørene. De ulike teknologileverandørene kom med forslag til løsninger. Forslagene er oppsummert i Figur 17 og var basert på følgende spesifikasjoner:

- Rensing av prosessavløpsvann med kvalitet angitt i Tabell 9 slik at det oppfyller utslippsgrenser til vann (BAT-AEL).
- Anlegget skal ha en kapasitet på 150 m^3/h.

Partikkelfilter og fettavskiller (steg 1, *Figur*) er allerede på plass hos de fleste pelagiske anlegg, og kan i de fleste tilfeller benyttes som forbehandlingsmetode i foreslåtte løsninger. Så langt vi har fått informasjon om er det få, om noen, pelagiske anlegg som i dag har buffertanker for midling av avløpsvann. I denne sammenhengen er det viktig med kontinuerlige målinger av vannforbruk for å beregne døgnkumulativt vannforbruk. Vannbehandlingsanleggets kapasitet må tilsvare dette forbruket for å unngå akkumulering av avløpsvann i systemet. Normalt dimensjoneres kapasitet for renseanlegg (Q_{dim}) som gjennomsnittlig vanngjennomstrømning per tidsenhet, for eksempel m^3/h beregnet fra forbruk per 24 timer.

Figur 17 *Oppsummering av løsninger for sluttrensing av prosessavløpsvann. Steg 5 er angitt som et fast trinn hos én leverandør (Oxitrate AS) og som et mulig tillegg dersom forutgående rensetrinn ikke er tilstrekkelig til å oppnå BAT-AEL.* ***Forbehold: Denne figuren ble laget rett i etterkant av arbeidsmøte i november 2023. Endringer hos leverandørene kan ha oppstått****.*

Forventet renseeffekt

I Tabell 17 under angis forventet renseeffekt fra utvalgte teknologileverandører. Tallene er basert på bedriftenes egne analyser fra tester gjennomført på prosessavløpsvann fra fiskeindustri.

Tabell 17 *Forventet renseeffekt (%) for utvalgte parameter knyttet til BAT-AEL, og tørrstoffinnhold (%) i slam ut fra foreslåtte renseprosesser fra fire teknologileverandører (1-4). Tallene er basert på bedriftenes egne analyser fra tester gjennomført på prosessavløpsvann fra fiskeindustri.*

Parameter	1	2	3	4[a]
KOF (%)	94	86	80 - 90	97
TN (%)	86	-	82	99
TP (%)	95	70	95	96
SS (%)	99	-	73	99[b]
TS slam (%)	12	3 - 5	5 - 8	-

[a] Renseeffekten som er oppgitt er basert på målinger fra sensorer installert i systemet, ikke verifisert gjennom vannanalyse. [b] Renseeffekt er angitt for turbiditet (NTU), ikke suspendert stoff.

6.7.2 Investerings- og driftskostnader

Teknologileverandørene har presentert ulike forretningsmodeller for investering og drift av renseanlegg. Disse kan deles inn i tre kategorier:

- Investering- og driftskostnad inkluderer både vannrensing og slambehandling.
- Investeringskostnad inkluderer vannrensing. Slambehandling "outsources" og inkluderes i driftskostnader.
- Leie av hele behandlingssystemet (inkl. service og overvåkning). Driftskostnader knyttet til vannrensing og slambehandling.

Investeringskostnad vil naturligvis avhenge av de ulike finansieringsmodellene. Enhetskostnader for filterløsninger (inkl. styreskap) ligger rundt 1-2 MNOK, mens flotasjonsenheter ligger rundt 4-6 MNOK. For renseanlegg (ikke medregnet tørking av slam eller buffertank) med en kapasitet på 150 m^3/h ligger den estimerte investeringskostnaden på 10-20 MNOK (inkl. installasjon). Utstyr for tørking er estimert til 20 MNOK.

Doseringssystem for fellingskjemi utgjør en begrenset del av totalkostnaden, og består normalt av pumper, styringssystem og lagring av kjemikalier.

På grunn av manglende areal i eksisterende bygningsmasse vil det i mange tilfeller være nødvendig å føre opp nybygg for å huse renseanlegg og tilhørende infrastruktur. Dette vil være et tillegg til kostnaden for selve renseteknologien. Det er ikke gjort estimat knyttet til oppføring av bygningsmasse. Kontainerløsninger kan i slike situasjoner være et rimeligere alternativ, men det vil også her tilkomme tilleggskostnader knyttet til blant annet grunnarbeid og infrastruktur.

Teknologileverandørene har synliggjort at kostnaden for renseanlegg kan komme opp mot 20 MNOK. Basert på tidligere erfaringer, er det ikke usannsynlig at totale investeringskostnader kan ganges med tre når man inkluderer planlegging, teknisk/ingeniør arbeid, bygningsmasse, og tilhørende infrastruktur (som tanker, rør, ventiler og pumper) nødvendig for drift av renseanlegg. Det er ikke usannsynlig at de totale investeringskostnadene vil kunne overskride 40 MNOK. Det legges til grunn at dette er svært usikre estimat. Prosjektgruppen er gjort kjent med at estimatet på totale kostnader presentert her er betydelig lavere enn enkelte konkrete pristilbud for totalleveranse av renseanlegg med tilsvarende kapasitet.

Estimatene over baseres på at foreslåtte løsninger er tilstrekkelig til å nå utslippskrav. Det er imidlertid fortsatt noe usikkert om behov for ytterligere rensetrinn. Dersom flere rensetrinn kreves, vil dette medføre økte investerings- og driftskostnader.

Driftskostnader (inkl. avvanning og evt. tørking av slam) er estimert til å ligge mellom 3-10 NOK/m^3. Estimatet inkluderer i de fleste tilfeller ikke transport og avgift for levering av slam, men er inkludert i det høyeste prisestimatet.

Løsning som baseres på leie av utstyr er inkludert i angivelse av driftskostnader, og er estimert til 3-4 NOK/m^3. Forutsetningen for estimatet er en fast månedsleie fordelt på vannforbruk per måned (19,2-21,7 produksjonsdager) ved 150 m^3/h i 16 timer per dag, og tilsvarer et årlig vannforbruk på ca. 5-600 000 m^3. Rapporterte tall på utslipp av vann fra pelagisk sektor (Tabell 6) har for stor usikkerhet til at dette ble benyttet til sammenligning og beregning av driftskostnad.

Enkelte estimat er basert på tørking til 90 % TS, mens andre er basert på avvanning (30 % TS). Det er få estimat på kostnader knyttet til tørking alene, men det antydes at dette kan utgjøre så mye som 4,0 NOK/m^3.

6.7.3 Energiforbruk ved rensing

Svært få av leverandørene oppgir totalt energiforbruk i sine estimater. Energiforbruket er naturlig nok knyttet opp mot mengden avløpsvann som skal renses og om det utskilte slammet skal avvannes og tørkes. I en litteraturstudie fra 2012 (Plappally og Lienhard, 2012) beskrives energiforbruket ved primær-, sekundær- og tertiærrensing. Artikkelen viser at anlegg som renser 250 m^3 per døgn eller mindre, har et energiforbruk på 1 kWh/m^3 eller mer, avhengig om tørking er inkludert eller ikke. Bruk av elektrokoagulering vil gi en betydelig økning i energiforbruket. I Tabell 18 under er det oppsummert typisk spesifikt energiforbruk for ulike renseprosesser, basert på norske erfaringstall og kilder.

Tabell 18 *Spesifikt energibruk for ulike renseprosesser*

Rensemetode	Energiforbruk (kWh/m^3)	Kommentar
Mekanisk	0,01-0,1	Enkle fysiske trinn (rist, sand-/fettfang). Svært lavt forbruk[13]
Kjemisk	0,3-0,6	Koagulering/flokkulering + separasjon (flotasjon e.l.). Omfatter pumper, omrørere og lufttilførsel til DAF. Typisk for mekanisk-kjemiske anlegg[14]
Biologisk	0,6-1,5	Aerob biologisk behandling (f.eks. MBBR/aktivslam). Domineres av lufting. Øker med høy organisk belastning og ved nitrogenfjerning[9]

[13] https://hurdal.kommune.no/siteassets/nye-hurdal/dokumenter/teknisk/vann-og-avlop/rapport_d04-skisseprosjekt-26112020-endelig.pdf#:~:text=4,3%20800%20kWh%20per%20%C3%A5r

[14] https://www.vanytt.no/wp-content/uploads/2020/06/Lokalt-vanngjenvinningsanlegg-for-gra%CC%8Avann.pdf#:~:text=renseanlegg%20med%20biologiske%20rensetrinn%20har,18%5D.%20Vi%20ser%20at%20store

I samtaler med pelagiske virksomheter har energitilgang blitt fremsatt som en mulig utfordring ved innføring av ny renseteknologi. Rensing av vann, og særlig tørking av slam, er energikrevende. I deler av landet er det dårlig kapasitet i kraftnettet, og en eventuell utvidelse av kraftnettet krever betydelige anleggsbidrag, som ikke nødvendigvis kan deles med andre aktører, og har lang ledetid.

6.8 Korrelasjon mellom KOF og TOC

6.8.1 Kommentarer til analysemetode for KOF

I BREF-FDM anbefales det at analyse av KOF erstattes med TOC. Disse to parameterne kan i hovedsak være et mål på organiske forurensninger i vannmiljøet og har teoretisk korrelasjon (Tian et al., 2019). Kjemisk oksygenforbruk (KOF) refererer til mengden oksygen som forbrukes i kjemisk oksidasjon av stoffer som kan oksideres i vann. TOC reflekterer den absolutte mengden karbon bundet i organisk materiale i vannet. Alle karbonholdige stoffer, inkludert benzenbaserte forbindelser, aromatiske hydrokarboner som pyridin, og andre giftige og skadelige organiske stoffer kan reflekteres i TOC, slik at innholdet av organisk materiale kan uttrykkes mer direkte og omfattende. Andre fordeler med å benytte TOC fremfor KOF er at analysemetoden for TOC er raskere, samt at metoden for KOF krever bruk av kaliumdikromat som er giftig.

Det er knyttet utfordringer til analysemetoden for KOF i avløpsvann fra pelagisk industri (og fiskeindustri for øvrig), fordi industrien i stor grad benytter sjøvann i produksjonen. Grunnen til dette er at analysemetoden er sensitiv for innhold av klorid som kan påvirke resultatet. Metoden gir rom for å fortynne prøvesubstratet, men dette vil kunne påvirke sensitiviteten til analysen og gi opphav til store feilkilder. Det er derfor forslått at analyse av TOC kan være en alternativ parameter og erstatte KOF. For å gjennomføre dette må det etableres en korrelasjon mellom parameterne KOF og TOC i hvert enkelt tilfelle (jf. BREF-FDM). Det er vanskelig å utarbeide en generisk korrelasjon mellom disse parameterne, siden dette kan variere noe fra prosessvann til prosessvann.

SINTEF har i dette prosjektet gjennomført analyser av KOF basert på standardmetoden (bruk av dikromat-oksidasjon) med to forskjellige forbehandlingsmetoder for å redusere klorideffekten: 1) tilsetning av sølvnitrat basert på arbeidet til Geerdink et al. (2019) og 2) fortynningsmetoden for å redusere klorid-konsentrasjonen ned til ~2000 mg/l, som er den mer vanlige praksisen.

Klorid er et uorganisk element som er kjent for å forårsake forstyrrelser under analyse av KOF. Klorid reagerer med reagensene som brukes i en standard KOF-analyse for å danne sin oksiderte form i sur løsning ved hjelp av dikromat. Dette utgjør en reel utfordring ved analyse av avløpsvann fra pelagisk industri som benytter mye sjøvann i produksjonen.

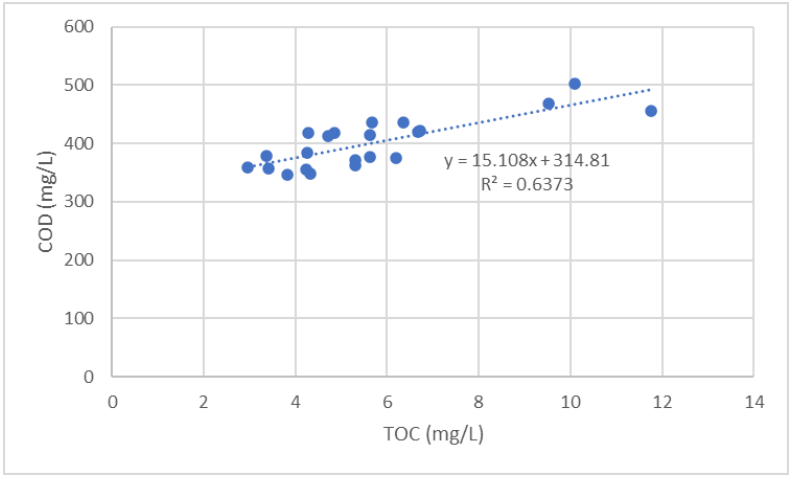
Tilsetting av kvikksølvsalt (Hg(II)) er en mulig løsning for å hindre interferens fra klorid. Ved høye temperaturer vil imidlertid kvikksølvsaltet selv maskere det faktiske KOF-innholdet. Hg-frie metoder inkluderer tilsetning av Cr(III), Al(III) eller Ag(I). I dette arbeidet ble det benyttet en metode som ikke påvirkes av kloridinnholdet. Metoden er utviklet av Geerdink et al. (2019), og innebærer tilsetning av sølvnitrat ($AgNO_3$) som alternativ til kvikksølv i et mol-forhold på 1,7 Ag^{+}/Cl^{-}.

Testene viste imidlertid at denne tilnærmingen ikke fungerte som forventet. Verdien av KOF etter tilsetning av sølvnitrat ble for lav til å kunne kvantifisere. Når sølvkloridkrystallene dannes, kan de ha fanget partikulært stoff innenfor krystallstrukturene (APHA, 2005). Dette er vist i Figur 18 på neste side. Det faktum at mesteparten av partikulært materiale i prøvene som er testet har organisk opprinnelse, kan forklare hvorfor KOF-verdiene var under deteksjonsgrensen.

Figur 18 *Utfelling av sølvkloridkrystaller AgCl. Foto: SINTEF Industri/Gema Raspati.*

I arbeidet til Geerdink et al. ble det benyttet et åpent tilbakeføringssystem, noe som også kan forklare avviket. Den åpne refluksmetoden er antagelig den mest foretrukne metoden for KOF-måling i vann med høyt saltinnhold, se f.eks. Burns og Marshall (1965) og Baumann (1974), men krever også et større prøve-volum. Den lukkede tilbakeføringsmetoden som ble brukt i dette arbeidet krever mye mindre prøvevolum og danner mindre giftig avfall fra analysen.

I Figur 19 vises korrelasjonen mellom TOC og KOF for alle prøvene under laboratorietestene, hvor det er brukt den noe mer vanlige metoden med prøvefortynning. Gitt at kloridkonsentrasjonen var ~16 627 ± 386 mg/l, ble 10x fortynning brukt på alle prøver. R^2 for TOC vs KOF-regresjonen viser at ~64 % av variasjonen i den avhengige variabelen (KOF) kan forklares av den uavhengige variabelen (TOC). Selv om trenden er ganske klar, er korrelasjonen lav. Merk at ingen forfiltrering ble gjort før målingen, dvs. partikkelbundet organisk innhold kan påvirke målingen. Det som også er interessant er at y-skjæringspunktet er ~314 mg KOF/l. Det er i tidligere analyser rapportert at 'bakgrunns'-KOF-konsentrasjonen i rent sjøvann er mellom 76-810 mg/l, med et gjennomsnitt på 215 ± 205 mg/l. Dermed kan y-skjæringspunktet i Figur (x=0 gir y-skjæringspunkt på 315 mg/l) godt være bakgrunns-KOF-verdien for det rene sjøvannet. Y-skjæringspunktet kan konsekvent forklares med det faktum at TOC ekskluderer kvantifiseringen av det uorganiske karbonet, som gjenspeiles av navnet (dvs. metoden reflekterer kun verdien av organisk karbon).



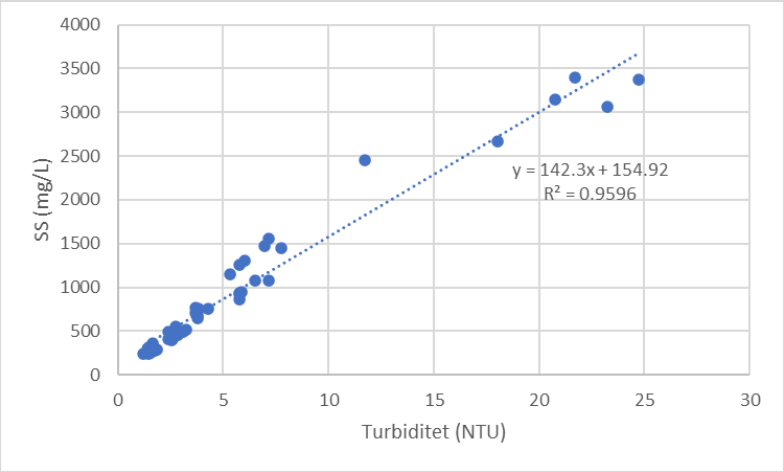
Figur 19 *Korrelasjon mellom KOF og TOC.*

6.9 Korrelasjon mellom SS og turbiditet

Siden måling av suspendert stoff (SS) er en tidkrevende analyse, og på grunn av behovet for raskt å undersøke vannkvaliteten med hensyn til partikler, benyttes ofte turbiditet som en alternativ parameter. Måling av turbiditet er en relativt rask metode og kan måles kontinuerlig i en vannstrøm. Metoden benyttes ofte for å vurdere f.eks. behandlingseffektivitet og behovet for justering av koagulant i et renseanlegg. I laboratorietestene ble begge parameterne målt på prosessvannet og det behandlede prosessvannet, spesielt under eksperimentene med kjemisk tilsetning.

Målemetodene for de to parameterne er svært ulike. Standardmetoden for måling av SS er en gravimetrisk filtreringsmetode ved bruk av filter med porestørrelse på 1,2 µm, mens turbiditet kvantifiseres basert på mengden lysspredning av partikler i prøvematerialet. Det er verdt å merke seg at korrelasjonsdata må samles inn for hvert unike prosessvann, på samme måte som korrelasjon mellom KOF og TOC, da korrelasjonen påvirkes av hvilke typer partikler som er i prøvene.

Figur 20 viser korrelasjonen mellom turbiditet vs. SS av prøvene analysert under laboratorie-testene. Som vist i figuren er korrelasjon mellom de to målemetodene på omkring 96 %, noe som indikerer at turbiditet kan brukes som alternativ metode for SS for prosessvannet som ble studert i dette prosjektet. Korrelasjonen



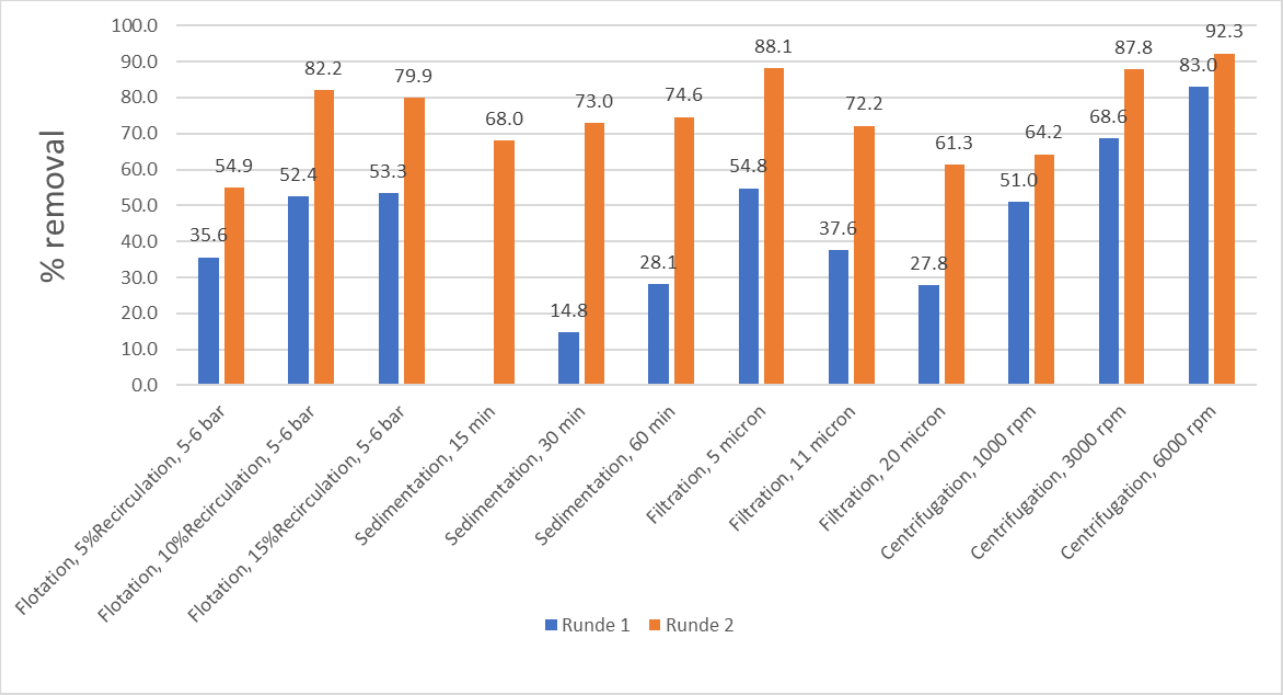
Figur 20 *Plott av turbiditet vs. SS fra laboratorieskalatestene.*

er spesielt sterk i det lavere området av SS (under ~1000 mg/l). De fleste prøvene i dette området er det behandlede prosessvannet, dvs. vann som har blitt behandlet med kjemisk tilsetning.

Gitt at ubehandlet prosessavløpsvann kan inneholde store biter av organisk materiale, blodceller og andre stoffer, kan dette forklare den større variasjonen i det høyere SS-området.

6.10 Renseeffekt av vannbehandling uten bruk av kjemikalier

Figur 21 viser effekten av partikkelreduksjon ved bruk av mekaniske seperasjonsmetoder som ble valgt for laboratorieskalatester (angitt i Tabell 3). Angivelsen av «% removal» i figuren er gitt som reduksjon i turbiditet (%). Målinger av SS var utfordrende for behandlet avløpsvann uten kjemisk behandling fordi filteret (1,2 µm) gikk tett etter kort tids filtrering. Som diskutert i 5.2 kan turbiditet likevel gi en god indikasjon på innholdet av suspendert stoff. Som figuren viser, oppnås en viss grad av partikkelfjerning ved mekanisk partikkelseparasjon uten bruk av kjemikalier. Behandlingseffekten er avhengige av råvannets karakteristikk og partiklenes egenskaper. Behandlingseffekten etter runde 2 var høyere enn for runde 1. Som vist i Tabell 5 i kapittel 5.2.3, inneholder prosessvannet fra runde 2 flere og større partikler sammenlignet med runde 1.



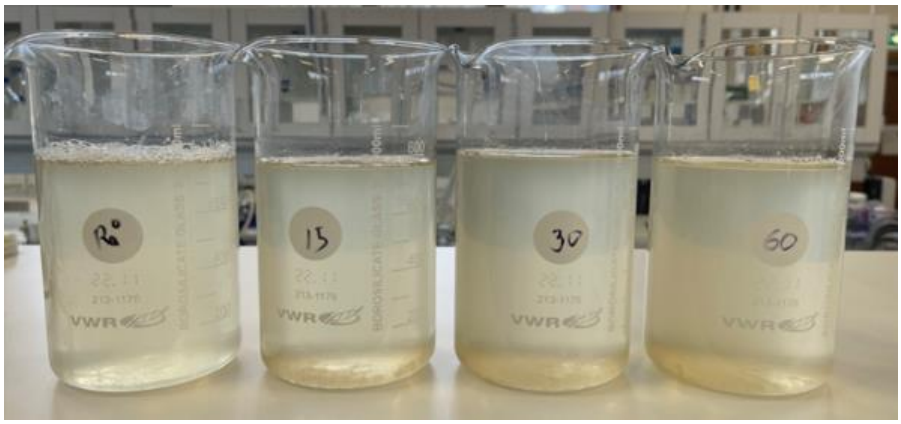
Figur 21 *Renseeffekt (%-vis reduksjon i turbiditet) for ulike mekaniske rensemetoder uten bruk av kjemikalier.*

Bedre fjerning av partikler er avhengig av størrelsene på partiklene, av stabilitet i partiklene/fnokkene og ikke minst av partiklenes tetthet. Siden ingen kjemikalier ble tilsatt, avhenger separasjonsgraden ene og alene av egenskapene til disse partiklene. Figur 22 viser det fysiske utseendet til prosessvannet etter forskjellige mekaniske behandlinger. Som vist, er det lite til ingen naturlig partikkelagglomerering, dvs. dannelse av fnokker selv etter 60 minutters sedimentering (Se Figur 22 a)). Store fnokker sedimenterte raskt, men det generelle utseendet så ikke mye annerledes ut. Dette funnet indikerer at gravitasjonssedimentering uten kjemikalietilsetning trolig ikke er en relevant prosess.

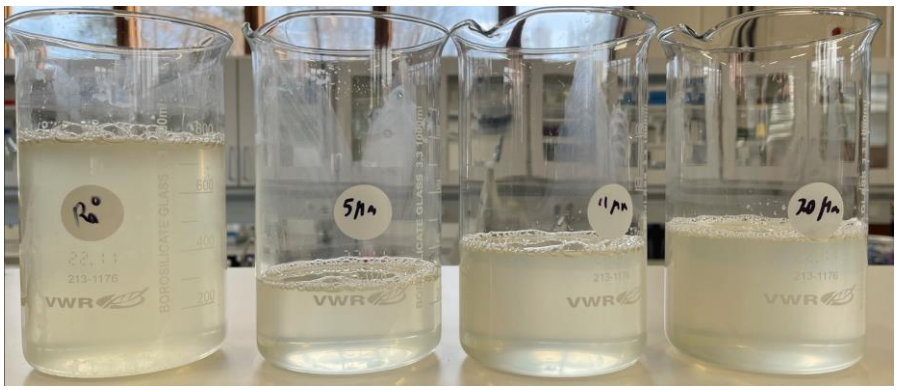
De andre separasjonsteknikkene basert på filtrering, flotasjon (ikke vist i figuren) og sentrifugering viste som forventet høyere renseeffekt. Ved filtrering (Figur 22 b)) vil mindre porestørrelse gi større grad av partikkelseparasjon, noe vannets fysiske utseende også kan gi indikasjoner om. Imidlertid ble nylonfiltrene raskt tilstoppet. Dette indikerer at filtrering uten kjemikalier ikke nødvendigvis er et godt valg.

Filtreringsenheten kan få driftsproblemer, f.eks. med behov for hyppig rengjøring, og i verste fall kreves filterutskiftning.

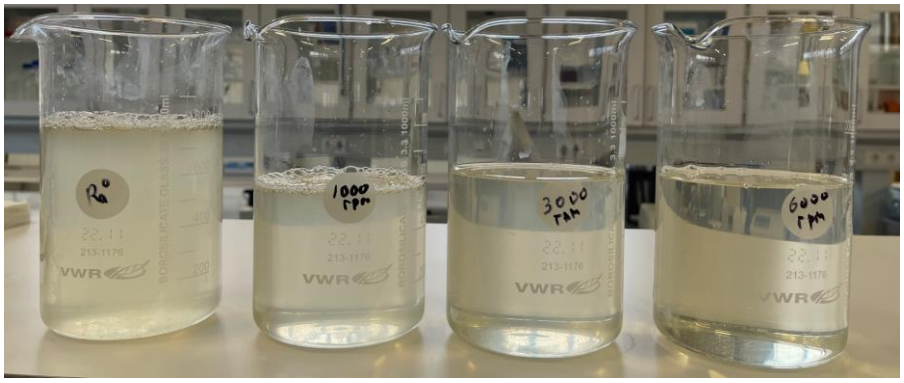
a)



b)



c)



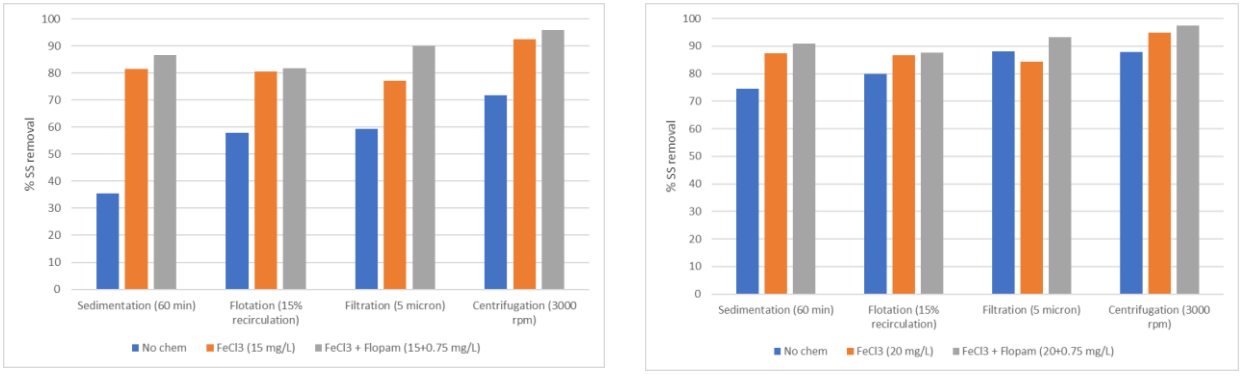
Figur 22 *Renseeffekt av ulike teknikker uten bruk av kjemikalier (rene mekaniske metoder), a) sedimentering, b) filtrering og c) sentrifugering.*

Sentrifugering viste høyest partikkelseparasjonseffekt selv uten kjemikalier, som indikert i Figur 22. Denne observasjonen bør imidlertid tolkes med forsiktighet. Sentrifugering ved høy gravitasjon har en tendens til å separere alt som innehar selv den minste forskjell i tetthet sammenlignet med væsken. En typisk sentrifugeringsprosess avhenger av de iboende sentrifugeegenskapene (dvs. omdreininger per minutt og rotorens radius) og operasjonelle variabler (dvs. kontakttid). For eksempel vil en kommersiell sentrifuge som har en RCF (se 5.2.4.3 om RCF) på 12 000 og som gir en kontakttid på mellom 5-10 sekunder, ha en RCFxt-verdi mellom 60 000 og 120 000. Under laboratorietestene ble 1000, 3000 og 6000 RPM (henholdsvis 698, 2092 og 4185 RCF) anvendt, og en kontakttid på 5 minutter ble gitt. Dette tilsvarer en RCFxt-verdi mellom 209 250 og 1 255 500. Dette betyr at den anvendte RCFxt i laboratorieskalatestene var betydelig høyere enn den i den kommersielle enheten med en faktor på 1,7 til 21 ganger. Derfor bør resultatene presentert i denne rapporten kun brukes som en indikasjon.

6.11 Renseeffekt av vannbehandling med bruk av kjemikalier

Tilsetning av kjemikalier (koagulant eller koagulant + flokkulant) ser ut til å forbedre partikkelseparasjonen signifikant. Først ble det utført innledende tester for å undersøke de optimale dosene av kjemikaliene. Resultatene fra disse innledende testene viste at den optimale dosen for jern (PIX 318) var 15 og 20 mg/l for prosessvannet i henholdsvis runde 1 og 2, og den optimale akrylamid-dosen (Flopam AN 934) var 0,75 mg/L for begge rundene. Med bakgrunn i gjennomsnittlig årlig utslipp av prosessvann fra pelagiske virksomheter (48 899 m^3) kartlagt tidligere i prosjektet indikeres et forbruk av PIX + Flopam AN 934 på litt over 1000 kg per år.

Figur 23 viser sammenligningen av partikkelfjerningseffektiviteten for de forskjellige mekaniske partikkel-separasjonsteknikkene uten og med kjemikalietilsetning.



a) b)

Figur 23 *Partikkelfjerning ved ulike renseteknikker fra a) runde 1 og b) runde 2.*

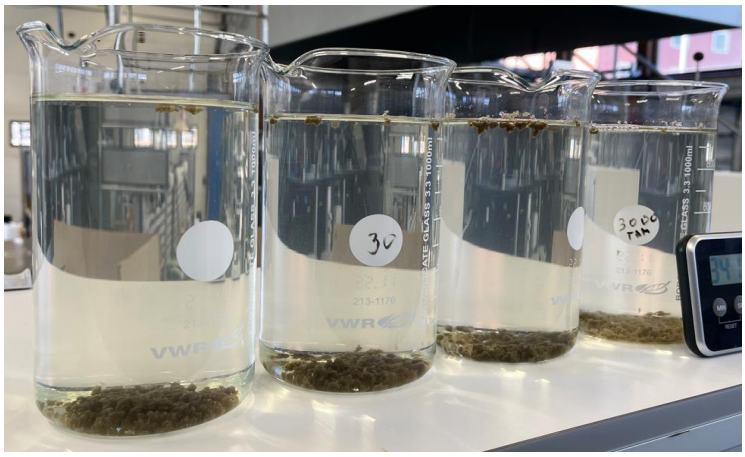
Som vist i Figur 23, har de mekaniske separasjonsprosessene generelt bedre effekt med kjemikalietilsetning enn uten, spesielt når flokkuleringsmiddelet ble tilsatt i kombinasjon med jernkoagulanten. Tilsetningen av flokkuleringsmiddelet forbedrer ikke bare partikkelfjerningseffektiviteten, men også flokkenes stabilitet og kompakthet, som vis i Figur 24. Metallsaltkoagulanter, som jernkloridsulfatet brukt i laboratorieskala-testene, er avhengige av undertrykkelse og nøytralisering av partikkeloverflateladninger for at agglomerering skal finne sted. Hvis en tilstrekkelig høy konsentrasjon av metallsalt tilsettes, oppstår det dannelse av uløselige metallhydroksider, og partikkelseparasjonen kan forsterkes ved koagulering, dvs. samutfelling av partiklene med de uløselige metallhydroksidene.

På den andre siden, er flokkuleringsmidler avhengige av mekanismer for interpartikkelbinding, dvs. at den lange kjeden av polymerer danner et nettverk av partikler for å forme flokkene. Derfor vil tilsetning av et flokkuleringsmiddel bidra til å danne større, mer kompakte flokker, når partikkeldestabilisering allerede er oppnådd ved tilsetning av metallsalt.

I Figur 24 a), ser vi at framtoningen til jernflokkene er noe "luftige" og "skjøre" og ganske forskjellige sammenlignet med jern- og akrylamidflokkene i Figur 24 b.) Jernflokkene kan lett falle fra hverandre når de utsettes for en gitt skjærkraft. Flokkene fra kombinasjonen av jern og akrylamid var både tyngre og sterkere. Disse flokkene bruker da også mindre tid på å dannes og mindre tid på å synke (dvs. høy synkehastighet sammenlignet med jernflokker).

a)

b)

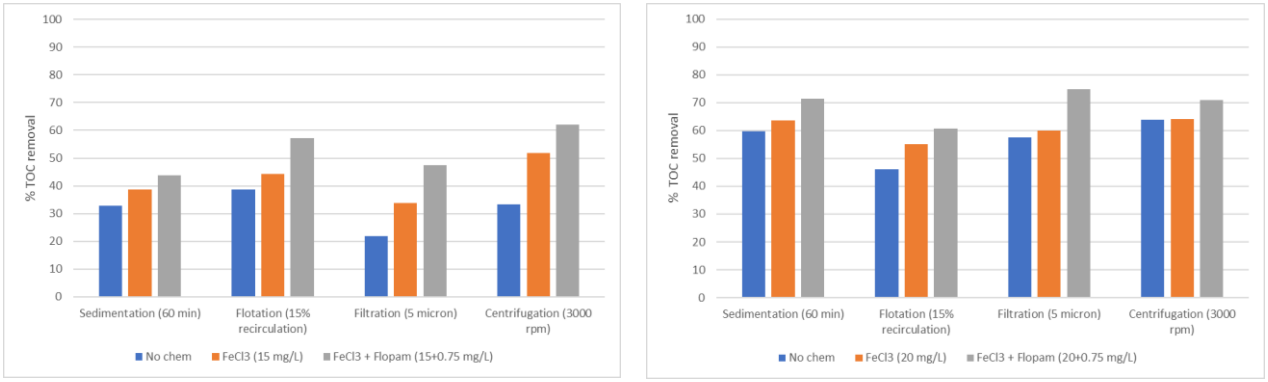


Figur 24 *Sammenligning av fnokker med tilsetting av a) jernkoagulant og b) jernkoagulant og akrylamidflokkulent*

Selv om resultatene fra laboratorietestene ga en god indikasjon på nivået av forventet partikkelseparasjon, bør det tas med i vurderingen at Kemira Flocculator 2000 ble programmert til å utføre 1 minutt rask blanding ved 400 RPM (blandeintensitet, G, 520 s^{-1}) og 10 minutter langsom blanding ved 70 RPM (G 50 s^{-1}) etter tilsetting av jern eller jern + akrylamid. For å kunne ekstrapolere resultatene fra laboratorietestene til en fullskala prosessvannbehandlingsoperasjon, må man derfor ta hensyn til de reelle prosessforholdene, dvs. blandeintensitet, flokkuleringstid og så videre.

Hovedbekymringen ved prosessvannbehandling er ikke bare begrenset til partikkelseparasjon, men også løst materiale, som er definert som materiale mindre enn 0,45 µm. I analyser av COD og TOC vil en viss andel av materialet som blir detektert være løst materiale. Figur 25 viser behandlingseffekten av de ulike mekaniske separasjonsteknikkene på TOC-fjerning. Trenden for TOC-fjerning følger den for partikkelfjerning, dvs. høyere fjerning med kjemisk tilsetning og høyere prosentvis fjerning i runde 2. Dette er som forventet, da mesteparten av partikkelmaterialet i råvannet er av organisk opprinnelse og kan derfor karakteriseres på bakgrunn av sitt organiske karboninnhold.

Den laveste TOC-fjerningsraten var ~22 % for 5 µm filtrering uten kjemisk tilsetning, og den høyeste registrerte var ~75 %, også fra 5 µm filtrering, men med kombinert jern- og akrylamidtilsetning. En generell konklusjon fra observasjonen er at partiklene sin natur er sentral for at mekaniske separasjonsteknikker skal kunne fungere etter hensikt.



a) b)

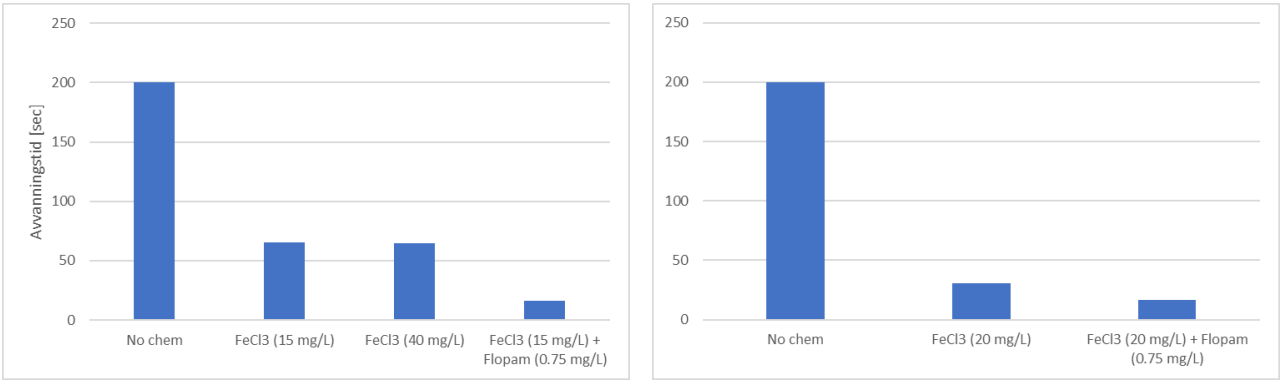
Figur 25 *TOC rensegrad ved ulike renseteknikker fra a) runde 1 og b) runde 2.*

6.12 Avvanningspotensial av slam

Kostnadene forbundet med slamhåndtering er primært en funksjon av transportutgifter, samt andre relevante faktorer. Derfor kan fjerning av overflødig vann gi en betydelig økonomisk fordel for industrien. Ved deponering av slam, eksempelvis gjennom forbrenning eller på deponi, medfører overflødig vanninnhold økte kostnader, for transport, men også knyttet til fordampning av det overflødige vannet på deponeringsstedet. Derfor er det av stor interesse å kvantifisere potensialet for slamavvanning i den pelagiske industrien med sikte på å optimalisere slamhåndteringsprosessen.

CST, Capillary Suction Time, gir et mål på hastigheten for frigjøring av vann fra en slammatrise. Resultatene fra slike målinger kan brukes til å vurdere avvanningspotensialet til en slammatriks, samt for å optimalisere ytelsen og driften ved slamavvanningsprosesser (f.eks. belte- og filterpresse, vakuumfilter, sentrifuger og tørkeoppsett). Metoden muliggjør også evaluering av mest gunstig kjemisk tilsetning for separasjons-prosessen (dvs. koagulanter, flokkulanter). Slam som frigjøres raskt fra vann har lav CST og vice versa.

Figur viser avvanningstiden for slam etter 30 minutter sedimentering ved de ulike kjemiske dosene i runde 1 og 2 av laboratorietestene. Det er viktig å påpeke at slammengden fra de andre mekaniske separasjons-teknikkene enten er for liten (som ved sentrifugert slam), vanskelig å samle (som ved filtreringskake), eller inneholder luftbobler (som flotasjonsslam) som gjør CST-målinger utfordrende. Likevel kan slammet fra sedimentering som presentert her fortsatt gi en god indikasjon på slammets avvanningsevne basert på kjemisk tilsetning. Som vist i figuren, var avvanningstiden for slam uten kjemisk tilsetning betydelig lengre enn for slam med kjemiske tilsetninger. Det er verdt å merke seg at CST-målingene for slam uten kjemisk



a) b)

Figur 26 *Avvanningstid av slam fra a) runde 1 og b) runde 2.*

tilsetning ble stoppet etter 200 sekunder på grunn av urimelig og upraktisk avvanningstid. Den faktiske avvanningstiden er derfor lengre enn det som rapporteres her.

Ikke-koagulerte/ikke-aggregerte faste stoffer, som de i slammet uten kjemisk tilsetning, har en tendens til å blokkere porene i filterpapiret som brukes i CST-testen, noe som simulerer høy vannbindingsevne i slammet. Kjemisk tilsetning i slam øker derimot slammets avvanningsevne betydelig, som indikert ved de korte avvanningstidene for jern- og jern-akrylamidslammene. I slike tilfeller opprettholder faste stoffer sin struktur i form av store aggregater som lettere separeres fra vannfasen. Til sammenligning utgjør interstitielt vann (dvs. vannmolekyler som er bundet i slammatrisen) hovedandelen av vanninnholdet i slammet.

Faste stoffer i slam laget av metallhydroksider gir fortsatt rom for at vann kan bli værende inne i matrisen. Tilsetningen av flokkuleringsmiddelet (akrylamid) forbedrer avvanningsevnen ytterligere ved å 'presse' ut det interstitielle vannet fra slammatrisen, grunnet sterkere interaksjon mellom faststoffer i slammet. Som diskutert ovenfor, og indikert i Figur 23, forbedrer tilsetning av flokkuleringsmiddel ikke bare flokkenes sedimenteringsevne, kompakthet og stabilitet/styrke, men øker også slammets potensielle avvanningsevne.

Ytterligere analyser avdekker at faststoffinnholdet for jern- og jern-akrylamidslam målt til henholdsvis 0,70 ± 0,05 % og 1,60 ± 0,07 %. Disse resultatene indikerer at flokkene dannet med jern-akrylamid var over dobbelt så tunge som flokkene dannet med jernkoagulant. Fra denne analysen kan en enkel vurdering av massebalanse utføres.

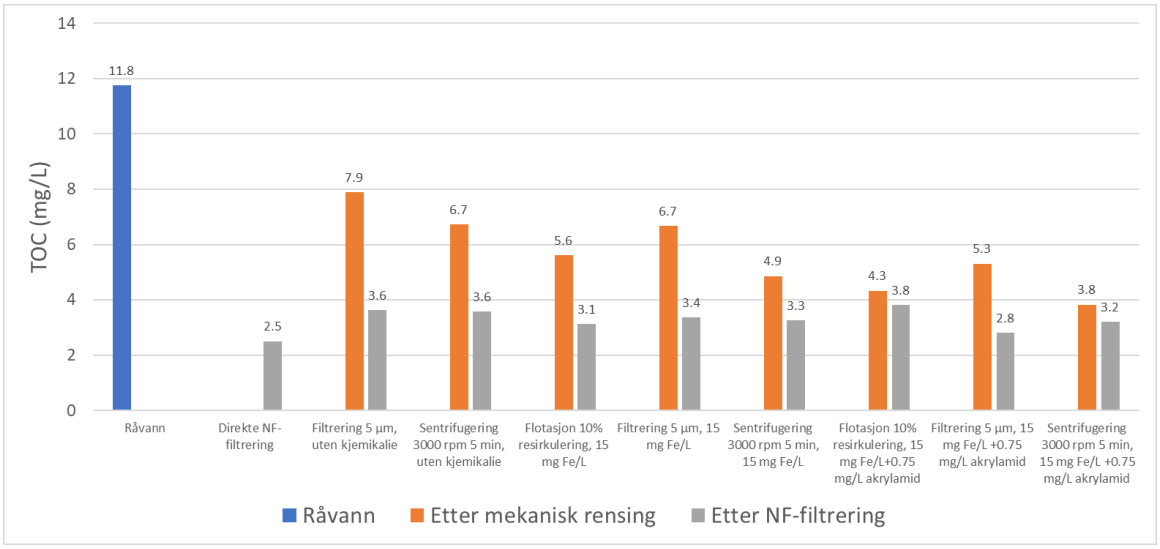
6.13 Nanofiltrering som separasjonstrinn – hovedbehandling og etterpolering

Figur 27 a) viser TOC-konsentrasjon etter mekanisk behandling med og uten tilsetning av kjemikalier med påfølgende nanofiltrering (NF), i tillegg til direkte nanofiltrering av råvannet. TOC-konsentrasjonen etter nanofiltrering er i samme størrelsesorden for alle prøvene, og ligger mellom 2,5 og 3,8 mg/L (~352-372 mg KOF/l). Dette tilsvarer tilleggsreduksjon i TOC mellom 12-54 % for prøver fra alle mekaniske behandlinger (se Figur 27b), hvor konsentrasjonene lå mellom 3,8 og 7,6 mg/l TOC (tilsvarer ~372-430 mg KOF/l). Direkte nanofiltrering av råvannet gir den laveste TOC-konsentrasjon, på 2,5 mg/l (~352 mg KOF/l). Det var ikke nok råvann tilgjengelig til å gjøre flere paralleller med nanofiltrering fra hver av de mekaniske behandlingene, så resultatene må ikke regnes som absolutte verdier. Omregnet til KOF med korrelasjonen presentert i avsnitt 4.1 vil innholdet av organisk materiale etter nanofiltrering overskride grenseverdi for KOF i BREF-FDM og BFREF-SA som ligger mellom 25-100 mg KOF/l. Men som diskutert er det sannsynlig at en andel av KOF er bakgrunnsnivå grunnet interferens fra sjøvann. I tillegg er konsentrasjon av organisk materiale målt som TOC lavere enn grensen i BREF-SA (7-35 mg/l), noe som er interessant og tyder på at TOC målingen ble ikke påvirket av klorid interferens. Det er derfor vanskelig å trekke noen konklusjon med tanke på sluttkonsentrasjon, og det trengs videre undersøkelser for å gi klare anbefalinger for å oppnå rensekravene. Biologisk rensing, oksidasjon eller adsorpsjon er prosesser som kan vurderes. Biologisk rensing kan være mindre relevant mhp. potensiale driftsutfordringer f.eks. fluktuasjon i salinitetsinnhold og sesongpreget produksjon.

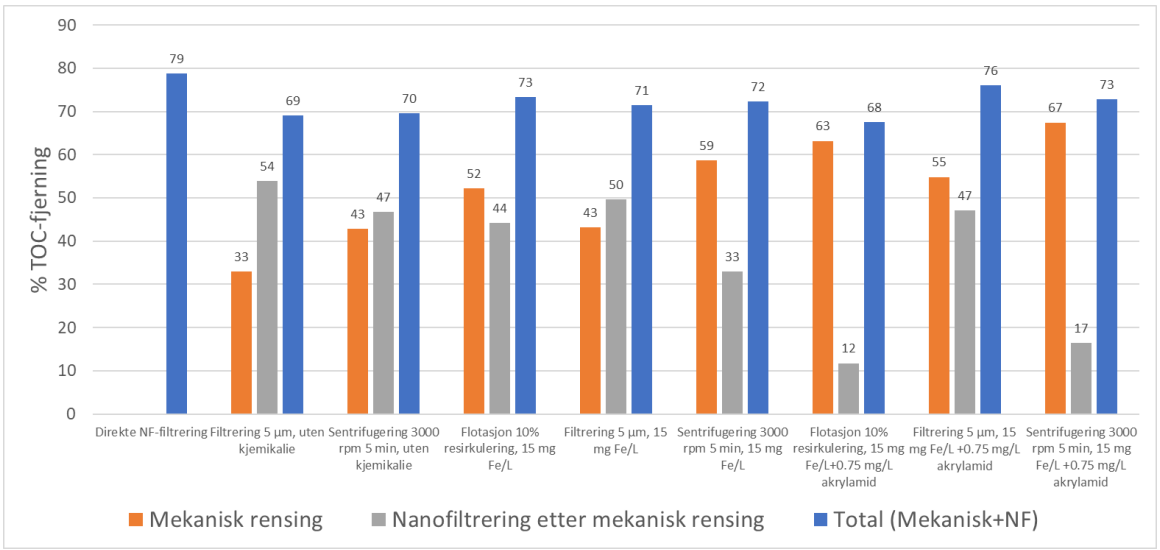
Figur 27 b) viser prosentvist bidrag til fjerning av TOC relativt til råvannet for de ulike mekaniske metodene og nanofiltrering, sammen med total prosentvis fjerning av TOC for de mekaniske metodene med påfølgende nanofiltrering. Bidraget fra nanofiltrering til den totale fjerningen av TOC varierer mellom de ulike prøvene. NF-membraner er en fysisk barriere for partikler og løst materiale som er større enn porene i membranmaterialet. I tillegg påvirker interaksjoner med det spesifikke membranmaterialet separasjonen, for eksempel gjennom ladede grupper på membranoverflaten som kan tiltrekke seg eller frastøte partikler/molekyler. Definisjonen av løst materiale er materiale mindre enn 0,45 µm, og porestørrelsen benyttet i disse forsøkene er i området 1- 5 nm (0,001-0,005 µm). Nanofiltrering fjerner dermed alt som er definert som partikulært materiale, og variasjonen i bidraget fra nanofiltrering er en konsekvens av at NF-membraner er en barriere som vil stoppe «resten» av materialet som er større enn ~1 nm og/eller

frastøtes av membranmaterialet. Vi ser at der fjerningsgraden allerede er høy bidrar nanofiltrering mindre til sluttresultatet. Dette er for eksempel tilfellet for flotasjon og sentrifugering med tilsats av jern og akrylamid.

a)



b)



Figur 27 *Total organisk karbon (TOC)-konsentrasjon a) og -fjerning b) etter mekanisk rensing og nanofiltrering.*

Effekten og bidraget fra nanofiltrering kan ha sammenheng med karakteristikken til urenhetene i vannet som filtreres, som kan være forklaringen på hvorfor sluttkonsentrasjonen er lavest ved direkte nanofiltrering og hvorfor nanofiltrering har mindre effekt etter flotasjon og sentrifugering med tilsats av jern og akrylamid. Ved membranfiltrering danner materialet som separeres bort fra vannet et belegg på membranoverflaten, og dette belegget vil ha ulik karakter ut fra karakteristikken til urenhetene i vannet. Hvor fort belegget bygger seg opp avhenger av flere faktorer i prosessen, der viktige faktorer er forbehandling og stoffbelastning på membranen. En hypotese er at ved direkte nanofiltrering bygger det seg fort opp et belegg som faktisk bidrar til separasjonen, hvor kombinasjonen av større og mindre partikler og løst materiale gjør at det totalt sett fanges opp mer materiale ved denne metoden. Dette er tilsynelatende en fordel ved direkte nanofiltrering, men denne beleggdannelsen er også en kritisk faktor for drift av membranprosesser, og betyr at det å utnytte membranbelegget som «ekstra separasjonssjikt» neppe vil være en god strategi i praksis. Selve membranmodulene utgjør en stor andel av investeringskostnaden i et membrananlegg, og uten gode strategier og rutiner for å kontrollere beleggdannelsen kan konsekvensen bli å bytte ut membranene oftere

enn nødvendig, som fører til en høy livsløpskostnad for et membransett. Forsøkene som ble gjennomført var ikke satt opp for å undersøke driftsbetingelser, så resultatene presentert her gir kun en indikasjon på vannkvaliteten som kan oppnås etter nanofiltrering med det gitte råvannet brukt i forsøkene. Generelt vil lavest mulig stoffbelastning være mest gunstig for membranene, og direkte nanofiltrering av råvann er usannsynlig i fullskala.

Resultatene for nanofiltrering etter flotasjon og sentrifugering med tilsats av jern og akrylamid viser at en stor andel av det gjenværende materiale etter disse prosessene er veldig små forbindelser, som ikke stoppes av NF-membranen med ~1 nm poreåpning. Koagulanter og flokkulanter binder visse fraksjoner av organisk materiale bedre enn andre. For eksempel bindes hydrofobiske forbindelser (hydrokarboner, fettsyrer, nukleinsyrer etc.) bedre enn hydrofile forbindelser (enkle organiske syrer, karbohydrater, fenoler, aminosyrer, alifatiske aminer og sukker). De gjenværende organiske fraksjonene etter nanofiltrering for disse prøvene kan derfor antas å være små, hydrofile forbindelser som hverken bindes av koagulanter/flokkulanter, eller som stoppes av NF-membranen. Det anbefales å gjøre karakteriseringer av de gjenværende organiske fraksjonene etter mekanisk behandling med nanofiltrering som polering for å ha et bedre utgangspunkt for å identifisere teknologi som er spisset mot det gjenværende materialet.

6.14 BAT-krav og samarbeid med kommunalt renseanlegg

BAT-AEL grenseverdiene gjelder for utslipp direkte til resipient. Tidligere har det vært noe uklart hvordan bedriftene skal forholde seg til BAT-AEL dersom virksomheten har direkte utslipp av prosessavløpsvann til kommunalt avløpssystem og som deretter føres videre til kommunalt vannrenseanlegg. Det har vært en rådende oppfatning at nødvendig rensegrad og overholdelse av forpliktende grenseverdiene gjelder uavhengig om virksomheten slipper renset prosessvann direkte til sjø eller via kommunalt avløpssystem. Det er derimot slik at man skal hensynta den *totale* rensegrad som oppnås gjennom virksomhetenes eget renseanlegg og det kommunale anlegget. Dette betyr at virksomhetene skal beregne den rensegraden som oppnås når prosessvannet ved påslipp til kommunalt avløpsanlegg gjennomgår rensetrinnet som det kommunale avløpsrenseanlegget bidrar med. Bedriftene skal da kombinere forventet rensegrad i eget rensetrinn ved påslipp til kommunalt avløpsvann og forventet reduksjon gjennom det kommunale avløpsrenseanlegget. Det er denne totale, akkumulerte rensegraden som oppnås forurensnings-myndighetene skal hensynta ved fastsettelse av utslippsgrenser ved den enkelte virksomhet, og som sikrer overholdelse av BAT-AEL til resipient.

Dette legger til rette for at virksomheter i stor grad bør gå i dialog med kommunale myndigheter for å sikre at BAT-AEL utslippsgrensene totalt sett oppnås gjennom eget anlegg og kommunalt avløpsrenseanlegg. For å eksemplifisere dette har vi satt opp tabell som kan bidra til å klargjøre situasjonen. Dersom det kommunale avløpsrenseanlegget har kapasitet til å redusere for de angitte BAT-AEL utslippsgrenseverdier gitt i kolonne tre i tabellen, må virksomheten overholde de angitte grenseverdiene gitt i kolonnene til høyre, henholdsvis tilsvarene nedre og øvre intervallgrense for BAT-AEL.

Tabell 19 *Vurdering av grenseverdier for utslipp fra virksomheter tilknyttet kommunalt avløpsrenseanlegg, målt ved påslippspunktet ut fra egen virksomhet.*

Parameter	BAT-AEL intervall utslipps-grense	Rensegrad ved kommunalt avløpsrenseanlegg	Påslipp tilsvarende nedre intervallgrense for BAT-AEL	Påslipp tilsvarende øvre intervallgrense for BAT-AEL
KOF (mg/l)	25-100	80 %	125	500
Tot-N (mg/l)	2 - 20	50 %	4	40
Tot-P (mg/l)	0,2-2	80 %	1	10
SS (mg/l)	4-50	90 %	40	500

Virksomhetene har selv krav om å sørge for tilstrekkelig dokumentasjon av situasjonen ved sitt anlegg.

7 Oppsummering

Produksjonen ved pelagiske anlegg er preget av store sesongvariasjon knyttet til både tid og art. En slik sesongvariasjon påvirker sammensetningen og karakteristikk av prosessavløpsvannet, noe som gir opphav til store utfordringer knyttet til dimensjonering og valg av renseteknologi.

Gjennom en kartlegging av ulike teknologileverandører for vannrensing, inkluderer foreslåtte løsning at sluttrensing av prosessavløpsvann bør baseres på (1) forbehandling (partikkelfjerning og fettavskiller), (2) koagulering og flokkulering, samt (3) separasjon og tørking av slam. I tillegg er det anbefalt å bufre avløpsvann etter forbehandling. Løsningen er satt sammen av flere rensetrinn som alle kan betegnes i henhold til beste tilgjengelige metode/renseprinsipp i forsøket på å nå BAT-AEL i pelagisk industri.

Teknologileverandørene har presentert ulik tilnærming til problemstillingen. Noen retter seg alene mot sluttrensing med mål om å nå BAT-AEL, mens andre har løsninger som inkluderer rensing av delstrømmer (før vannet ender i avløp) for å øke ressursutnyttelsen.

Forventet renseeffekt av teknologiløsninger vurdert i prosjektet, varierer noe mellom ulike parametere og mellom ulike leverandører. For enkelte parametere forventes det opp mot 99 % reduksjon, mens for andre ned mot 70 %. Det er derfor usikkert om innføring av foreslåtte løsninger alene vil oppfylle BAT-AEL ved pelagiske anlegg. Membranfiltrering, revers osmose og sekundærrensing gjennom biologisk rensing, er foreslått som mulige tilleggstrinn dersom forutgående primærrensetrinn ikke er tilstrekkelig. Slike løsninger er svært kostbare, og biologisk rensetrinn er lite forenelig i næringer med utpreget sesongproduksjon og store variasjoner i karakteristikken av prosessavløpsvannet.

Teknologileverandørene har presentert noe ulike forretningsmodeller for investering og drift av renseanlegg. For renseanlegg med en kapasitet på 150 m^3/h ligger den estimerte investeringskostnaden på 10-20 MNOK (inkl. installasjon). Utstyr for tørking er estimert til 20 MNOK. Det er derfor ikke usannsynlig at de totale investeringskostnadene vil overskride 40 MNOK. Driftskostnader er estimert til 3 – 10 NOK/m^3. Dette estimatet inkluderer ikke buffertanker, tørking av slam eller oppføring av bygg med tilhørende infrastruktur. Teknologiløsningene som er presentert er regnet som primærrensetrinn og estimatet inkluderer ikke biologisk rensetrinn, noe som ville fordyre investeringene ytterligere.

Kartleggingen av virksomhetenes egne analyserapporter, utslippstall rapportert til Miljødirektoratet og analyser gjennomført i prosjektet, viser en betydelig forurensing i prosessavløpsvannet, og fremstår som utfordrende å rense ned mot utslippskravene (BAT-AEL). Det vil trolig kreves en 3-log-reduksjon (>99,9 %) av alle parametere. Trolig vil dette kreve flere rensetrinn enn det som ble skissert fra teknologileverandørene. Analyser av rent sjøvann, som er en betydelig innsatsfaktor i produksjonen i pelagisk sektor, viser nivåer på enkeltparametere som er tett på eller over grensenivåene i BAT-AEL.

Vår kartlegging viser at filetproduksjon gir størst organisk belastning av prosessavløpsvannet. Produksjon av rogn forårsaker også betydelig belastning av prosessvannet, men lavere konsentrasjon av utslippsparameter kan skyldes at det benyttes betydelig mer vann under rognproduksjon enn filetering og rundfrysing.

Resultatene fra laboratorietestene viser at både mekaniske og kjemiske separasjonsmetoder kan forbedre prosessavløpsvannet med hensyn på innhold av partikulært- og løst organisk materiale. Rensing gjennom kjemisk felling gir de beste resultatene. Kjemisk felling medfører en utfordring gjennom en betydelig dannelse av slam som må håndteres. Våre forsøk viser at man ikke møter kravene i BAT-AEL.

Primærrensing gjennom mekanisk separasjon ved bruk av sentrifuge viste likevel svært lovende resultat med en oppnådd reduksjon på rundt 90 % av TSS målt ved bruk av turbiditet.

For næringsaktørene vil etablering av et komplett renseanlegg kreve store investeringer knyttet til areal og infrastruktur. I tillegg vil et slikt anlegg medføre økt energibehov, økte kostnader knytte til vedlikehold og drift, samt opphav til store mengder slam som må transporteres over lange distanser. Samlet vil dette mulig

kunne gå på bekostning av den ønskede miljøgevinsten ved innføring av BAT. Det er ikke dette prosjektets oppgave å vurdere de miljømessige og økonomiske konsekvensene dette vil ha. Prosjektet stiller likevel spørsmål om innføring av så strenge rensekrav vil gi den ønskede miljøgevinsten. I et pågående FHF-prosjekt[15] (FHF-p.nr: 901954) vil dette bli nærmere belyst. Prosjektet PROPEL har bidratt med tallgrunnlag for gjennomføringen av dette prosjektet.

De totale kostnadene knyttet til fullrensing av prosessavløpsvannet for å imøtekomme kravene i BAT-AEL er betydelige. Det stilles spørsmål ved om de totale ulempene knyttet til økonomiske merkostnader ved investering i infrastruktur og prosessutstyr, økt energiforbruk, bruk av fellingskjemikalier og påfølgende håndtering av slam, oppveier for de miljømessige fordelene som er ment.

Konklusjon og anbefalinger

Basert på resultatene fra laboratorietestene kan følgende konklusjoner og anbefalinger trekkes frem:

1. **Effektivitet av mekaniske og kjemiske separasjonsmetoder:**
   - Mekaniske separasjonsmetoder alene gir en betydelig grad av reduksjon i organisk materiale.
   - Bruk av kjemiske fellingsmidler forbedrer effektiviteten i renseprosessen ytterligere.
   - Bruk av membranfiltrering viser ytterligere forbedring, men viste også driftsmessige utfordringer.
2. **Valg av teknologi**:
   - Sesongpreget produksjon og stor variasjon i karakteristikk av prosessavløpsvannet, bidrar til utfordringer knyttet til dimensjonering av renseanlegg.
   - Mekanisk separasjon med sentrifuge gir et vesentlig bidrag til reduksjon av organiske materiale.
   - Bruk av kjemisk felling medfører betydelige merkostnader knyttet til arealbruk, investering i infrastruktur, drift og vedlikehold av renseanlegg.
   - Ved kjemisk felling oppstår store mengder slam, noe som kan bidra til økte karbonfotavtrykk på grunn av håndteringen av dette.
   - Gitt en produksjon basert på sesongvariasjon vil innføring av sekundærrensing være svært utfordrende som renseteknologi. Biologisk renseteknologi er driftsmessig mer komplisert og krever kontinuerlig oppfølging. Slike anlegg har store kostnader knyttet til investeringer, drift og vedlikehold.
3. **Anbefaling**:
   - Kombinasjonsløsninger gjennom primærrensing ved bruk av mekanisk separasjon bør vurderes som tilstrekkelig rensetrinn.
   - Rensing ved bruk av kjemisk felling som tilstrekkelig hensiktsmessig teknikk, bør vurderes opp mot den faktiske miljømessige gevinsten metoden vil medføre.
   - Sekundærrensning ved biologisk metode er lite hensiktsmessig gitt sesongpreget produksjon og variasjon av karakteristikken i prosessavløpsvannet.

[15] https://www.fhf.no/prosjekter/prosjektbasen/901954/

8 Hovedfunn

- **Sesongvariasjon og produksjonsform** påvirker sammensetningen av prosessvannet betydelig. Filetproduksjon gir størst organisk belastning, mens rognproduksjon gir lavere konsentrasjoner grunnet høyt vannforbruk.
- **Analyse viser at prosessvannet** er betydelig forurenset, og trolig vil det kreves opptil 99,9 % reduksjon av utslippsparametere for å overholde gjeldende utslippsgrenser i BAT-AEL.
- **Primærrensing ved mekanisk separasjon** gir betydelig reduksjon opp mot 90 % for TSS (målt med turbiditet).
- **Kjemisk felling gir økt effekt** og bidrar til økt reduksjon av organisk materiale. Metoden gir derimot opphav til store mengder slam som må avhendes. Kjemikalietilsetning kan begrense videre anvendelse av slam, i tillegg til store merkostnader knyttet til logistikk, investeringer, vedlikehold, drift og avhending.
- **Nanofiltrering forbedrer vannkvaliteten ytterligere**, men klarer ikke alene å møte utslippskravene. Optimal drift er avgjørende for å unngå høye livsløpskostnader.
- **Økonomiske vurderinger** viser svært høye investeringskostnader for anlegg knyttet til primærrensing, med estimater opp mot 40 MNOK for fullskala anlegg. Driftskostnader er anslått til 3–10 NOK/m³.
- **Sekundærrensing** gjennom biologisk fjerning av organisk materiale, er driftsmessig komplisert og vil medføre enda større kostnader.
- **Det stilles spørsmål om miljømessige konsekvenser** ved innføring av fullrensing for å imøtekomme BAT-AEL faktisk medfører økte karbonfotavtrykk.

9 Leveranser

Prosjektet har hatt følgende leveranser

Tittel
L4.1: Kommunikasjonsplan
L4.2: Referat fra referansegruppemøte – oppstart
L1.1: Populærvitenskapelig formidling av funn fra AP1
L1.2: Oppsummerende rapport fra AP1
L4.3: Referat fra referansegruppemøte – midtveisevaluering
L2.1: Oppsummerende rapport fra AP2
L2.2: Film fra arbeid i AP2
L3.3: Populærvitenskapelig artikkel med de viktigste funnene fra prosjektet
L4.4: Referat fra referansegruppemøte – sluttmøte
L4.5: Faglig sluttrapport
L4.6: Administrativ sluttrapport

10 Referanser

Al-Amoudi, A.; Lovitt, R. W. Fouling strategies and the cleaning system of NF membranes and factors affecting cleaning efficiency. J. Membr. Sci. 2007, 303 (1), 4– 28, DOI: 10.1016/j.memsci.2007.06.002

APHA. Standard methods for the Examination of Water and Wastewater, Chemical Oxygen Demand (method number 5220). 21st Edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 2005.

Baron, C.P., Østerberg, C., Kemp, C., Brink, E.R., Olafsdottir, G., Folmer, S., Gringer, N., Eriksson, C., Svendsen, T., Undeland, I., 2015. PIPE Pelagic Industry Processing Effluents Innovative and Sustainable Solutions. Nordic Innovation 128.

Baumann, F.J. 1974. Dichromate reflux chemical oxygen demand, a proposed method for chloride correction in highly saline wastes. Analytical Chemistry. 1974;46(9):1336-1338. https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/ac60345a039.

Boinpally, S. Kolla, A., Kainthola, J., Kodali, R., and Vemuri, J. "A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment," Water Cycle, vol. 4. 2023. doi:https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2023.01.001

Burns, E. R., Marshall, C., 1965. Correction for Chloride Interference in the Chemical Oxygen Demand Test. Journal Water Pollution Control Federation. 1965;37(12): 1716–21. http://www.jstor.org/stable/25035442.

Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. Journal of Environmental Management, 161, 287–302. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008

de Sena, R.F., Moreira, R.F.P.M., José, H.J., 2008. Comparison of coagulants and coagulation aids for treatment of meat processing wastewater by column flotation. Bioresource Technology 99, 8221–8225.

Falch, E., Aursand, IG., Digre, H. 2006. Pelagisk kvalitet Sesongvariasjoner i næringsverdi og fettsammensetning i NVG sild og makrell. SINTEF Ocean AS rapporter; A065018.

Geerdink R.B., Brouwer J., Epema O.J., 2019. A reliable mercury free chemical oxygen demand (COD) method. Analytical Methods. 2009;1(2):108 – 114. DOI: 10.1039/b9ay00146h

Karlis, P.; Presicce, F.; Giner-Santonja, G.; Brinkmann, T.; Roudier, S. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Slaughterhouses, Animal By-products and/or Edible Co-products Industries. 2024. Tilgjengelig fra: https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC135916 (Hentet 17.01.2025).

Kiuru, H. J. (1990). Unit operation for removal of solids and their combinations in water treatment. Chemical water and wastewater treatment. H. H. Hahn and R. Klute. Berlin, Springer-Verlag: 169-186

Lester, Y., Aga, D.S., Love, N.G., Singh, R.R., Morrissey, I., Linden, K.G., 2016. Integrative Advanced Oxidation and Biofiltration for Treating Pharmaceuticals in Wastewater. Water Environment Research 88, 1985–1993.

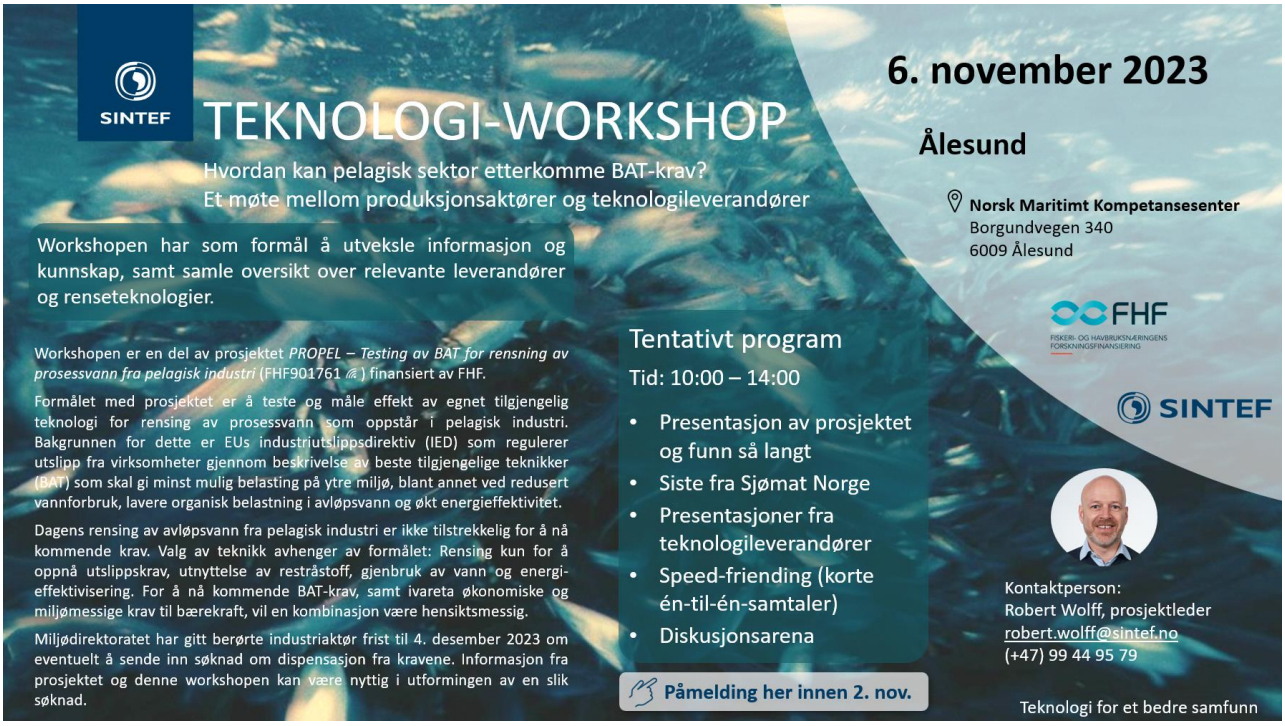
Plappally, A.K. Lienhard V, J.H. Energy requirements for water production, treatment, end use, reclamation, and disposal, Renewable and Sustainable Energy Reviews, Volume 16, Issue 7, 2012, https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.05.022.

Tian X., Zhao C., Ji X., Feng T., Liu Y., Bian D., 2019. The Correlation Analysis of TOC and CODCr in Urban Sewage Treatment. E3S Web Conf., 136 (2019) 06010. DOI: https://doi.org/10.1051/e3sconf/201913606010

Viitasaari, M., P. Jokela, et al. (1995). "Dissolved air flotation in the treatment of industrial wastewaters with a special emphasis on forest and foodstuff industries." Water Science and Technology 31(3-4): 299).

11 Vedlegg

Invitasjon til Teknologi-workshop i forbindelse med gjennomføring av prosjektet PROPEL.



Ca. 40 deltakere.