

2017:00155 - Fortrolig

# Rapport

## Teknologivalg avløpsanlegg

Utredning og bærekraftsvurdering av løsninger

**Forfatter**

Herman Helness



# Rapport

## Teknologivalg avløpsanlegg

Utredning og bærekraftsvurdering av løsninger

**EMNEORD:**

Teknologi  
Avløpsbehandling  
Slambehandling  
Bærekraft

**VERSJON**

2

**DATO**

2017-06-16

**FORFATTER(E)**

Herman Helness

**OPPDRAGSGIVER(E)**

MOVAR IKS

**OPPDRAGSGIVERS REF.**

Johnny Sundby

**PROSJEKTNR**

102015492

**ANTALL SIDER OG VEDLEGG:**

54 inkl. vedlegg

**SAMMENDRAG**

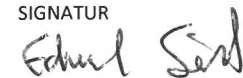
MOVAR og FREVAR KF har i fellesskap lyst ut et oppdrag om utredning av teknologivalg for framtidig utbygging av Fuglevik renseanlegg hos MOVAR IKS og Øra renseanlegg hos FREVAR IKS. Begge anlegg har krav til årlig midlet renseseffekt for total fosfor (Tot-P) på minst 90 % og har fått krav om å tilfredsstille sekundærrensekrav for organisk stoff innen 2020. Både MOVAR og FREVAR anbefales å utrede nærmere en løsning basert på finsiling, høyt belastet MBBR og flotasjon til avløpsbehandling. Alternativt til flotasjon kan andre kompakte separasjonsprosesser benyttes. For å komme minst like godt ut i bærekraftsvurderingen må de ha dokumentert samme ytelse med slam fra kjemisk felling og likt eller lavere spesifikt energiforbruk. Til slambehandlingsprosess anbefales det å utrede nærmere termofil anaerob stabilisering, og termisk hydrolyse og anaerob stabilisering. Energiforbruket i slambehandlingsprosessene ble i denne utredningen anslått ved prokxyindikatorer, og bør verifiseres. Dersom MOVAR ønsker å utrede flere alternativer for avløpsbehandling nærmere indikerte bærekraftanalysen en løsning med biologisk fosforfjerning. Dersom FREVAR ønsker å utrede flere alternativer for avløpsbehandling nærmere indikerte bærekraftanalysen en løsning med MBR.

**UTARBEIDET AV**

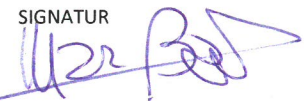
Herman Helness

**SIGNATUR****KONTROLLERT AV**

Edvard Sivertsen

**SIGNATUR****GODKJENT AV**

Maria Barrio

**SIGNATUR****RAPPORTNR**

2017:00155

**ISBN**

ISBN-nummer

**GRADERING**

Fortrolig

**GRADERING DENNE SIDE**

Åpen

# Historikk

---

<b>VERSJON</b>	<b>DATO</b>	<b>VERSJONSBEKRIVELSE</b>
1	2017-05-31	Versjon sendt til KS og oppdragsgiver for kommentarer
2	2017-06-16	Endelig versjon

# Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Bakgrunn.....</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Innledning.....</b>	<b>4</b>
2.1	Trender i vannbransjen for avløpsbehandling.....	4
2.1.1	Energinøytralitet.....	5
2.1.2	Ressursgjenvinning.....	5
2.1.3	Bærekraft.....	6
2.1.4	Nye og endrede krav og forventninger.....	7
<b>3</b>	<b>Vurderingsgrunnlag.....</b>	<b>8</b>
3.1	MOVAR.....	8
3.2	FREVAR.....	11
<b>4</b>	<b>Teknologialternativer.....</b>	<b>13</b>
4.1	Prosessløsninger med MBBR.....	14
4.1.1	Høyt belastet MBBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.....	14
4.1.2	Bio-P i MBBR og termofil anaerob stabilisering.....	20
4.2	Prosessløsninger med aktivslam.....	25
4.2.1	Simultanfelling i aktivslam, pasteurisering og anaerob stabilisering.....	25
4.2.2	Bio-P i aktivslam, aerob termofil forbehandling og anaerob stabilisering.....	29
4.3	Prosessløsninger med MBR.....	33
4.3.1	MBR med simultanfelling, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.....	33
4.3.2	Bio-P i MBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.....	37
<b>5</b>	<b>Bærekraftsvurdering av prosessløsningene.....</b>	<b>40</b>
5.1	Kvantitative variabler.....	40
5.2	Kvalitative variable.....	41
5.3	Vekting av kvantitative og kvalitative variable/kriterier.....	43
5.4	Bærekraftsvurdering for MOVAR.....	45
5.5	Bærekraftsvurdering for FREVAR.....	47
<b>6</b>	<b>Konklusjon og anbefalinger.....</b>	<b>49</b>
<b>7</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>49</b>
<b>A.1</b>	<b>Innløpsverdiene benyttet i design av de alternative løsningene.....</b>	<b>52</b>
<b>A.2</b>	<b>Verdiene for de kvantitative variablene benyttet i bærekraftsanalysen.....</b>	<b>53</b>

## 1 Bakgrunn

MOVAR og FREVAR KF har i fellesskap lyst ut et oppdrag om utredning av teknologivalg for framtidig utbygging av avløpsanlegg (Rådgivning teknologivalg avløpsanlegg, DOFFIN referanse: 2016-746625).

SINTEF var en av to konsulenter som ble tildelt oppdraget. Denne rapporten omfatter en utredning av utvalgte teknologialternativer for framtidige avløpsanlegg for Fuglevik renseanlegg hos MOVAR IKS og Øra renseanlegg hos FREVAR IKS. Rapporten utgjør en del av leveransen i prosjektet og går til både MOVAR IKS og FREVAR IKS. Øvrige leveranser i prosjektet omfatter to Power Point presentasjoner der presentasjonen til MOVAR bare omtaler innhold i rapporten som er relevant for MOVAR IKS, og tilsvarende for presentasjonen til FREVAR IKS.

## 2 Innledning

Begge anlegg har i dag krav til fosforfjerning og skal ha en årlig midlet renseeffekt for total fosfor (Tot-P) på minst 90 % i henhold til tillatelsen fra fylkesmannen i Østfold. I tillegg til dette kravet har begge anlegg fått krav om å tilfredsstille sekundærrensekrav for organisk stoff innen 2020, og at dagens fjerning av organisk stoff opprettholdes i perioden fram til 2020.

Sekundærrensekrav til organisk stoff vil for renseanleggene Fuglevik og Øra innebære at rensset avløp skal ha en reduksjon av 5 døgn biologisk oksygenforbruk (BOF<sub>5</sub>) på 70 % når utløpskonsentrasjonen overstiger 25 mg BOF<sub>5</sub>/l, og samtidig ha en reduksjon i kjemisk oksygenforbruk på 75 % når utløpskonsentrasjonen overstiger 125 mg KOF/l. Kravene skal overholdes i minst 21 av 24 prøver som tas etter en forhåndsfastlagt plan. I tillegg kan ingen av utløpsprøvene ha en konsentrasjon som overstiger konsentrasjonskravet med mer enn 100 %.

Tillatelsene til virksomhet etter forurensningsloven for de to anleggene stiller også flere generelle krav til å redusere utslipp mest mulig, størst mulig intern bruk av overskuddsenergi og krav til overholdelse av gjeldende forskrifter for avløpsslam.

Ut fra investeringenes størrelse og anleggenes lange levetid ønsket MOVAR og FREVAR en utredning av ulike realistiske teknologialternativ for de framtidige renseanleggene. Et viktig forhold var å redusere usikkerheten knyttet til teknologivalg som skulle møte ikke bare gjeldende krav, men også være robust i forhold til mulige framtidige endringer. Et annet viktig forhold var å velge løsninger for de framtidige avløpsanleggene som ville være bærekraftige. MOVAR og FREVAR hadde i konkurransegrunnlaget for utlysningen av oppdraget spesifisert viktige mål og kriterier knyttet til valg av teknologialternativ som de ønsket å få belyst i utredningen.

### 2.1 Trender i vannbransjen for avløpsbehandling

I det følgende omtales utvalgte trender og forhold som er av betydning ved valg av løsning for framtidige avløpsanlegg på Fuglevik og Øra. Det ligger utenfor omfanget av dette oppdraget å gi en fullstendig gjennomgang av alle aspekter ved disse trendene, men hensikten er å gi et grunnlag for vurderingene som gjøres av de ulike løsningene.

### 2.1.1 Energinøytralitet

Effektivt bruk av energi i behandlingsprosesser har alltid vært et mål. Med klimaproblematikk og fokus på lavest mulig bruk av ikke-fornybare energikilder har energibruk og utnyttelse av energi fra biogass produsert i avløpsrensaneanlegg fått økt fokus. I dag snakker man i vannbransjen om å kunne bygge energinøytrale eller til og med energiproduserende rensaneanlegg. Dette er et ambisiøst mål der løsningene ikke bare påvirkes av forhold på rensaneanleggene, men også samfunnet rundt som f.eks. avsetningsmuligheter for biogass til transport. Det ligger utenfor omfanget av denne utredningen å diskutere forhold som ligger utenfor avløpsanlegget, men vi vil peke på noen viktige forhold i behandlingen av avløpsvann og slam som har betydning for valg av løsning for MOVAR og FREVAR IKS.

Viktige elementer i avløpsbehandlingen for å nå eller komme nærmest mulig et slikt mål er å ta ut mest mulig organisk stoff ved fysisk separasjon, eventuelt kombinert med kjemikaliedosering for å effektivisere partikkelseparasjonen, tidlig i avløpsbehandlingsprosessen. Dette for å unngå unødig oksidasjon av organisk stoff til CO<sub>2</sub> i et biologisk rensetrinn senere i prosessen.

Andre faktorer er bygging av luftebasseng med større dyp enn tradisjonelt, for å bedre oksygenoverføringen til avløpsvannet og redusere energibehovet ved lufting. Bruk av energi- og arealeffektive separasjonsprosesser er også viktig. Her kan det være en avveining mellom energibruk og areal, men man har i dag løsninger med finsiler i sluttseparasjonstrinnet som kan gi godt resultat. Der man plasserer prosessanleggene innendørs vil ventilasjon gi et vesentlig bidrag til energibruk, noe som har bidratt til et fokus på kompakte anlegg i Norge.

I slambehandlingsdelen av rensaneanlegget er produksjon av biogass sentralt når man jobber mot energinøytralitet eller energiproduserende rensaneanlegg. Det vil være fordelaktig med løsninger som gir høyt utbytte av biogass med effektiv varmegjenvinning og lavest mulig behov for tilførsel av ekstern energi. Dette avhenger av prosessen i selve slambehandlingen der type forbehandling og temperatur i rånetanken er av betydning. Det henger også sammen med avløpsbehandlingen gjennom slammengde og konsentrasjoner i føden til slambehandlingen. Dessuten er det fokus på energieffektivitet i behandling av rejektstrømmer der bl.a. prosessløsninger for anaerob nitrifikasjon er utviklet.

### 2.1.2 Ressursgjenvinning

Produksjon av biogass fra slam og utnyttelse av den til energi er en form for ressursutnyttelse fra avløp. Det er imidlertid også økende fokus på utnyttelse og gjenvinning av andre ressurser enn energi.

Fosfor er en begrenset ressurs på verdensbasis og er bare tilgjengelig fra et fåtall steder slik at det er en motivasjon for gjenvinning og resirkulering av fosfor både ut fra et perspektiv om gjenværende mengde råstoff og sikkerhet for tilgjengelighet i framtiden. Det finnes i dag løsninger for gjenvinning av fosfor som kan anvendes med slam fra kjemisk felling av fosfor og biologisk fosforfjerning. Fosfor løses ut fra slam fra biologisk fosforfjerning når det utsettes for anaerobe betingelser. Prosessløsninger med biologisk fosforfjerning vil derfor være spesielt aktuelle der man ønsker å gjenvinne fosfor i dag, eller vil legge til rette for en framtidig gjenvinning. Biologisk fosforfjerning har vært ansett som lite aktuelt i Norge pga. avløpsvannets sammensetning og at biologiske fosforfjerningsanlegg er store sammenlignet med anlegg for



kjemisk felling. Prosessen har imidlertid vært benyttet ved noen anlegg, bl.a. i Grimstad, og er under fullskala implementering på HIAS, i en MBBR prosess, og på IVAR i en aktivslamprosess. Ved begge disse anleggene er gjenvinning av fosfor en del av motivasjonen for valg av løsningen.

Med gjenvinning av fosfor fra et biologisk fosforfjerningsslam vil man ved siden av gjenvunnet fosfor, f.eks. i form av struvitt, også få et slam med redusert fosforinnhold, men med høyt innhold av organisk materiale som egner seg til jordforbedring.

Slambehandling med gjenvinning og foredling av komponenter i slammet er eksempel på en trend mot at avløpsanlegg mer og mer vil bli sett på som prosessanlegg med flere produkter i tillegg til rensset avløpsvann. I Norge er både IVAR og HIAS eksempler på interkommunale selskap der det arbeides etter en slik filosofi. Internasjonalt er dette økende, og det forskes på og utvikles løsninger for andre komponenter enn fosfor og organisk basert gjødsel. Bioplast, metaller og fosforsyre er blant flere mulige produkter fra avløpsanlegg, og er eksempler på hvordan ressursgjenvinning fra avløpsvann i vid forstand er en del av en større trend med sirkulær økonomi. Sirkulær økonomi har stort fokus i EU og forventes å få økende betydning også i Norge som en del av et grønt skifte.

### 2.1.3 Bærekraft

Energibruk og ressursutnyttelse er viktige elementer i bærekraften til et avløpsanlegg. Bærekraft omfatter imidlertid mer enn de tekniske sidene ved avløps- og slambehandling. Norsk Vann har utarbeidet forslag til en strategi for økt bærekraft i vannbransjen og er i ferd med å fastsette mål for bærekraft. I tråd med den vanlige forståelsen av bærekraft har Norsk Vann definert bærekraft for vannbransjen i tre dimensjoner (Norsk Vann, 2014):

*Miljømessig bærekraft – forvaltning og utvikling innenfor naturens tålegrenser VA-tjenestene skal utføres på en måte som minimaliserer all negativ påvirkning av miljøet. Miljø skal være en viktig parameter ved planlegging og gjennomføring av tiltak både ved utbygging og drift av VA-systemene.*

*Økonomisk bærekraft – bærekraftig ressursbruk, herunder kostnadseffektive løsninger Vannbransjen står overfor store utfordringer når eksisterende systemer må fornyes, samtidig som utfordringer knyttet til f.eks. klima og sikkerhet resulterer i store investeringer i nye VA-anlegg. En bærekraftig ressursbruk forutsetter i den forbindelse gode systemer for å få mest mulig VA ut av tilgjengelige ressurser.*

*Sosial bærekraft - bærekraftige VA-tjenester for brukerne Det sosiale perspektivet i definisjonen av bærekraft er i denne sammenhengen rettet mot anleggseiernes ytelse overfor brukerne av VA-systemene og kundenes opplevelse av denne. Faktorer knyttet til kompetanse og arbeidsmiljø hører også inn under den sosiale dimensjonen.*

Bærekraft har også vært fokus i internasjonale forskningsprosjekter, bl.a. EU prosjektet TRUST som i tillegg til miljø, økonomi og sosiale forhold, også inkluderte infrastruktur og styring som dimensjoner i en vurdering av bærekraft til VA-systemer.

Det finnes ingen entydig definisjon på bærekraft, som passer alle tilfeller, når man skal ned på et detaljnivå som vil være nødvendig for å evaluere alternative teknologier ved valg av løsning for konkrete avløpsanlegg. Det vil være behov for tilpasning til den konkrete lokale situasjonen der prioriteringene til lokale beslutningstakere tas med i vurderingen.

Et viktig poeng i analyse av bærekraft er at begrepet krever en helhetlig tilnærming. Det er i skjæringspunktet mellom de ulike dimensjonene miljø, økonomi, sosiale forhold og eventuelle andre dimensjoner, man finner de bærekraftige løsningene. De ulike aspektene omtalt under avsnittene om energinøytralitet og ressursgjenvinning vil derfor også inngå i en analyse av bærekraften til et avløpsanlegg.

Med økende forståelse i vannbransjen og samfunnet rundt for hva bærekraft innebærer kan vannbransjen forvente økte krav til at løsningene som velges er bærekraftige og at man kan redegjøre for dette.

#### **2.1.4 Nye og endrede krav og forventninger**

Med økende fokus på bærekraft som helhetlig begrep og på de enkelte dimensjonene, kan man forvente endrede og nye krav til funksjonen til avløpsanlegg. De kan komme som følge av samfunnsutviklingen og forhold som ikke direkte påvirkes av vannbransjen. Et aktuelt eksempel er den pågående revisjonen av 'slamforskriften' der det kan komme krav til fosforinnhold i slam for at dette skal kunne benyttes i jordbruk. Motivasjonen vil være å begrense fosforavrenning fra jordbruksarealer med høyt innhold av fosfor i jorda som følge av gjødslingspraksis i landbruket.

Et annet forhold er at mens dagens rensekrav i stor grad er gitt av hensyn til å begrense eutrofiering av ferskvann ved å sette krav til fosfor, og for å begrense utslipp av organisk stoff ved å sette krav til bulkparametere som KOF og BOD<sub>5</sub>, kan framtidige rensekrav forventes å være knyttet til spesielle miljøskadelige eller giftige komponenter i avløpsvannet.

Mange ulike kjemikalier som benyttes daglig i husholdninger, på arbeidsplasser eller i det urbane miljø ender i avløpsvannet. Dette er åpenbart i tilfelle av produkter som naturlig ender i toalett og sluk slik som vaskemidler med tilsatzmidler, personlig hygiene produkter og medisiner og metabolitter fra disse. Plasttilsetningsstoffer og flammehemmende stoffer fra tekstiler er andre eksempler på komponenter fra husholdninger i avløpsvannet som kan omfattes av framtidige krav. Kommunalt avløpsvann inneholder også forurensinger som ikke kommer fra husholdninger, men fra tilførsel av industriavløp og overvann. Dette omfatter stoffer som tungmetaller og hydrokarboner. Plastmaterialer som gir opphav til mikroplast får også økende fokus. Selv om myndighetene følger en strategi om å eliminere kilden så vil forurensinger fra veier og andre tette overflater tilføres avløpsvannet via fellessystem og innlekking av overvann.

Dagens on-line samfunn med høy informasjonstilgjengelighet og sosiale medier gjør også at uønskede hendelser raskt kan påvirke omdømme og føre til krav til infrastrukturen. Jfr. oppslag i media (Norsk Vann, 2017) om krav til tiltak mot utslipp av plast, bl.a. biofilmbærere fra renseanlegg der det refereres til at "*Klima- og miljødepartementet har i et oppdrag nå bedt Miljødirektoratet påse at det gjennomføres tiltak i avløpsreanseanlegg for å sikre at biofilmbærere ikke kommer på avveie.*".



Den samme teknologiske utviklingen som har gitt grunnlag for on-line samfunnet, kan også gjøre vannbransjens løsninger "smartere". Utviklingen mot "smarte systemer" gir muligheter både for forbedret drift og kontroll av prosessanlegg, og også bedre dokumentasjon og kommunikasjon av funksjon og ytelse ovenfor eksterne interessehavere.

Ulike behandlingsteknologier gir forskjellig mulighet for å utnytte avansert overvåkning og prosesskontroll, og dette bør også være et aspekt i vurderingen av framtidige løsninger.

### 3 Vurderingsgrunnlag

I utredningen av ulike alternative løsninger for de to framtidige renseanleggene Fuglevik (FRA) og Øra RA (ØRA) er det tatt utgangspunkt i at den biologiske avløpsbehandlingsprosessen enten vil være en aktivslamprosess eller en biofilm prosess. Disse vil kombineres med ulike separasjonsprosesser i for- og etterbehandling, og enten være utformet med kjemisk felling eller biologisk fosforfjerning for fjerning av fosfor.

I slambehandlingen er det lagt til grunn at løsningen skal ha biogassproduksjon slik at det bare er vurdert løsninger med råtnetank, men med ulik type forbehandling og temperatur i råtnetanken. De ulike slambehandlingsalternativene er kombinert med de ulike avløpsbehandlingsalternativene. For å begrense antall løsninger er det imidlertid gjort et utvalg slik at ikke alle kombinasjonsmuligheter er vurdert.

For å gi grunnlag for en vurdering av bærekraften til de ulike løsningene er prosessene grovt dimensjonert på et detaljeringsnivå som er vurdert tilstrekkelig for å sammenligne løsningene. Dimensjoneringen er basert på grunnlagsdata fra MOVAR IKS og FREVAR IKS, og utført iht. Norsk Vanns dimensjoneringsveiledning for avløpsrenseanlegg (Norsk Vann, 2009), supplert med data fra prosessleverandører og erfaringer fra FoU prosjekter og bruk av løsningene.

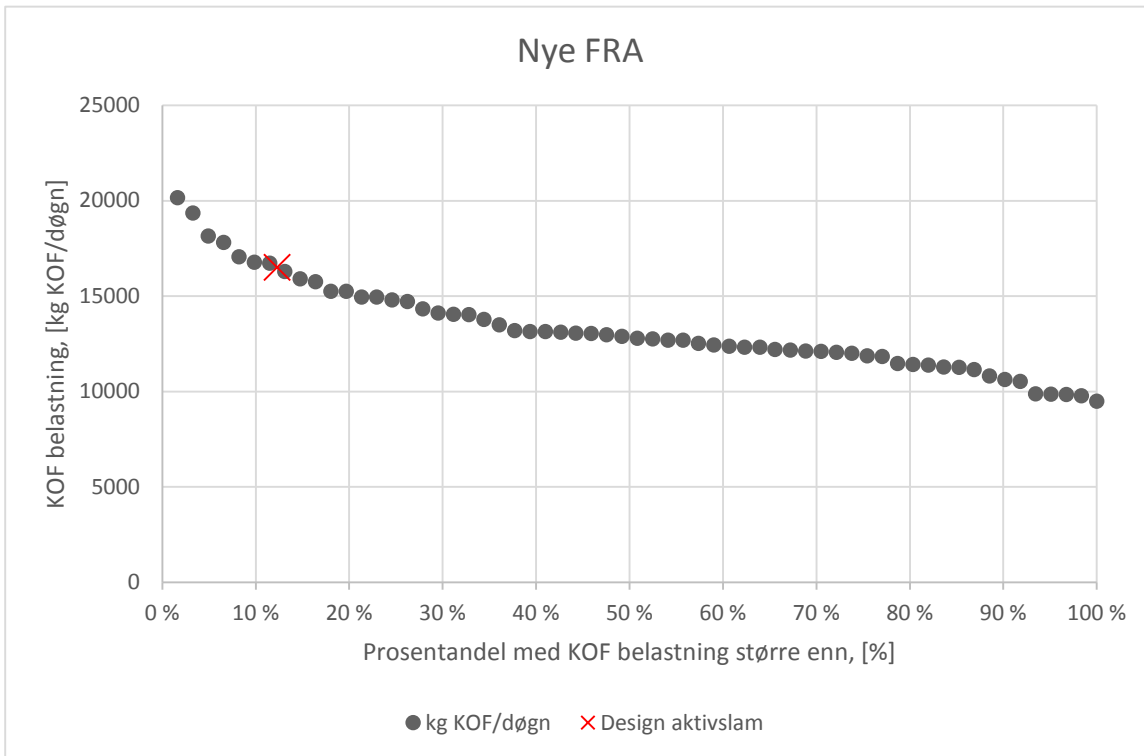
Som grunnlag for sammenligningen og dimensjonering av de ulike løsningene er det valgt en situasjon som tilsvarer 12.5 % persentilen på varighetskurven for organisk døgnbelastning. Dette er basert på at 3 av 24 døgnblandprøver tillates å ikke oppfylle kravene til organisk stoff iht. sekundærrensekravet.

Data og dimensjoneringsgrunnlaget for de to anleggene er presentert mer detaljert i de følgende avsnittene.

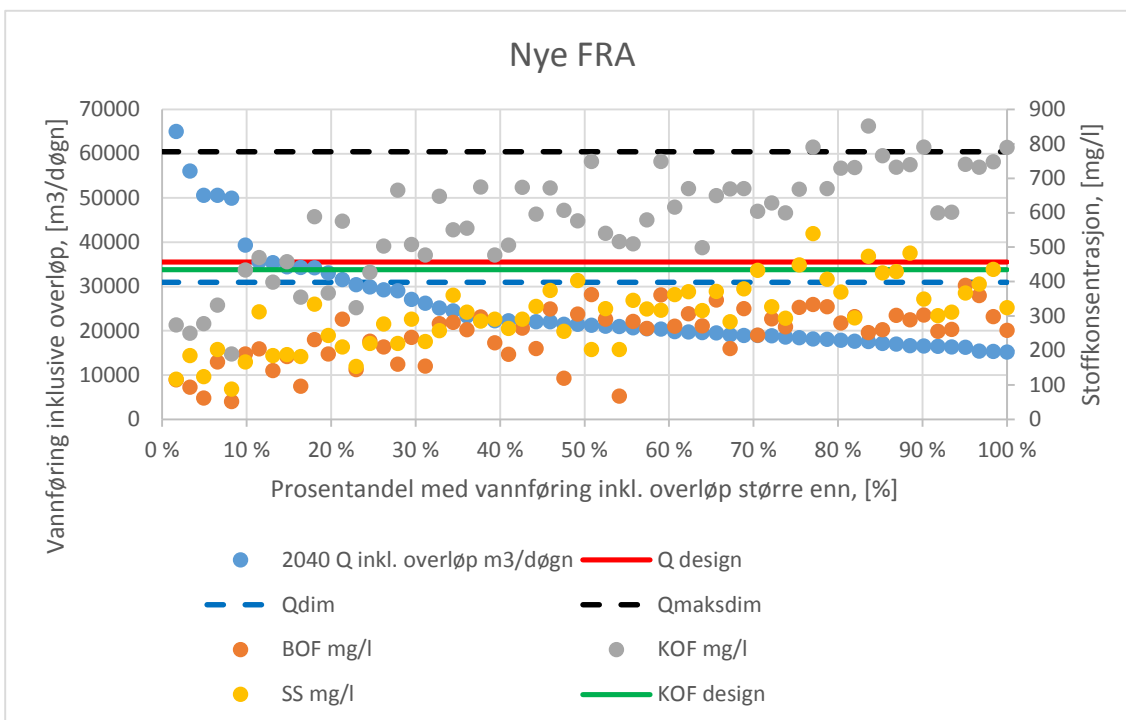
#### 3.1 MOVAR

Avløpsvannet fra Kambo renseanlegg planlegges å bli overført til Fuglevik renseanlegg. Varighetskurven for det framtidige renseanlegget på Fuglevik (Nye FRA) er derfor basert på data fra Kambo renseanlegg og Fuglevik renseanlegg for årene 2014, 2015 og 2016. De historiske dataene er sammen med estimat for framtidig folketall benyttet til å beregne vannføringer, stoffkonsentrasjon og døgnbelastning i 2040.

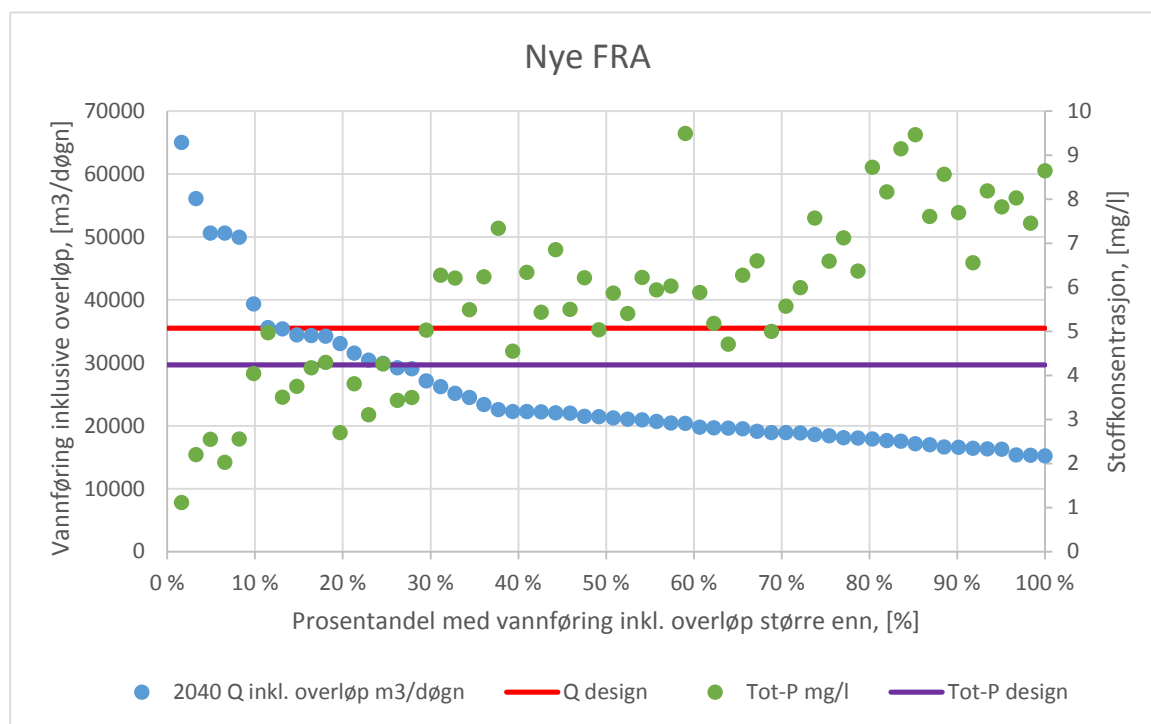
Varighetskurven for KOF belastning pr. døgn er vist i Figur 1. Det røde krysset markerer KOF belastningen som er benyttet i design av de alternative løsningene. Varighetskurvene for vannføring og konsentrasjoner for suspendert stoff, organisk stoff og fosfor er vist i henholdsvis Figur 2 og Figur 3.



**Figur 1. Varighetskurve for KOF belastning per døgn for Fuglevik RA i 2040.**



**Figur 2. Varighetskurve for døgnvannføring, partikler og organisk stoff for Fuglevik RA i 2040.**



**Figur 3. Varighetskurve for døgnvannføring og fosfor for Fuglevik RA i 2040.**

Vannføringen og stoffkonsentrasjoner som er markert som designverdi i Figur 2 og Figur 3, er fra døgnet som ga designverdien for KOF belastning vist i Figur 1.

I Figur 2 er også  $Q_{dim}$  og  $Q_{maksdim}$  inkludert. Disse er henholdsvis basert på de maksimale timesverdiene for vannføring og oppgitt fra MOVAR IKS. Man ser at  $Q_{design}$  er høyere enn  $Q_{dim}$  som fører til at enhetene i prosessalternativene blir konservativt dimensjonert rent hydraulisk. Det ble valgt å benytte  $Q_{design}$  for å få et konsistent sammenligningsgrunnlag enten man baserte benyttet døgnbelastning eller vannføring og konsentrasjoner i de ulike beregningene.

Til bruk i beregningene av de ulike løsningene ble dessuten forholdstall mellom ulike parametere fastlagt. Disse er vist i Tabell 1.

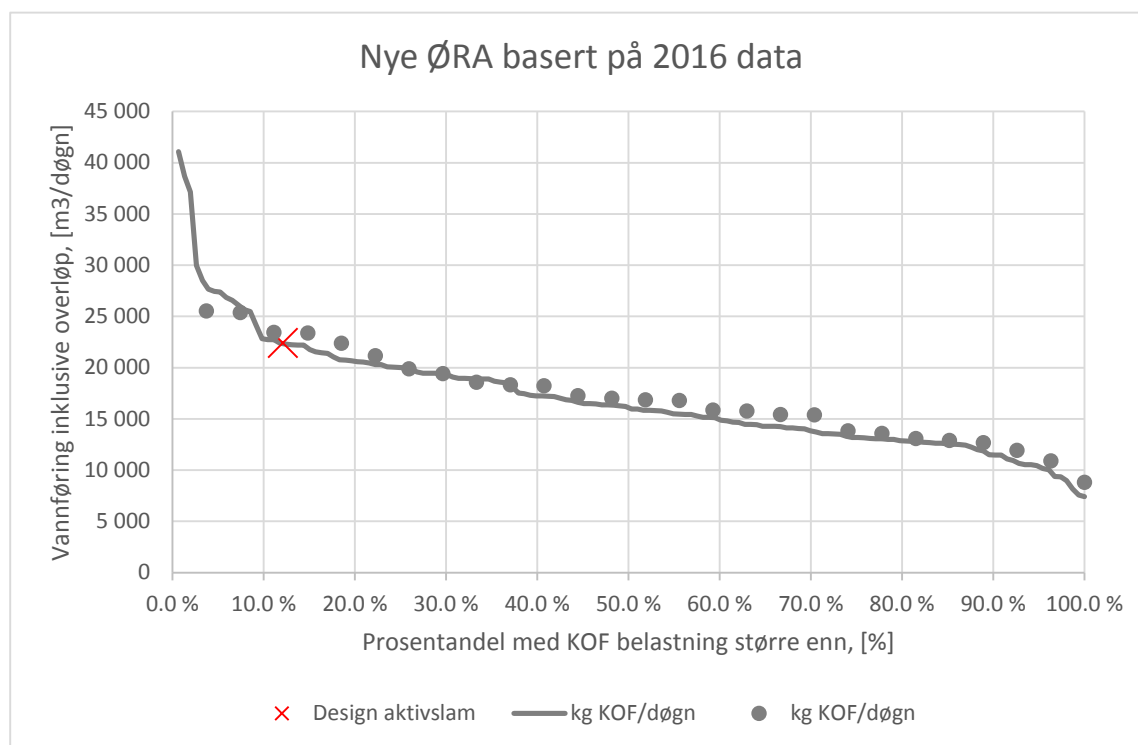
**Tabell 1. Forholdstall mellom parametere i innkommende avløpsvann for Fuglevik RA i 2040.**

Forholdstall	Verdi	Grunnlag
BOF <sub>5</sub> /KOF	0.42	Snitt akkrediterte analyser fra 2014 - 2016
Filtrert KOF/KOF	0.35	Antatt 65 % partikulær KOF
NH <sub>4</sub> -N/Tot-N	0.67	Antatt 67 % ammonium i total nitrogen
PO <sub>4</sub> -P/Tot-P	0.55	Analyser fra MOVAR, målt 45 % partikulært fosfor

Innløpsverdiene benyttet i design av de alternative løsningene er gitt i vedlegg A1.

### 3.2 FREVAR

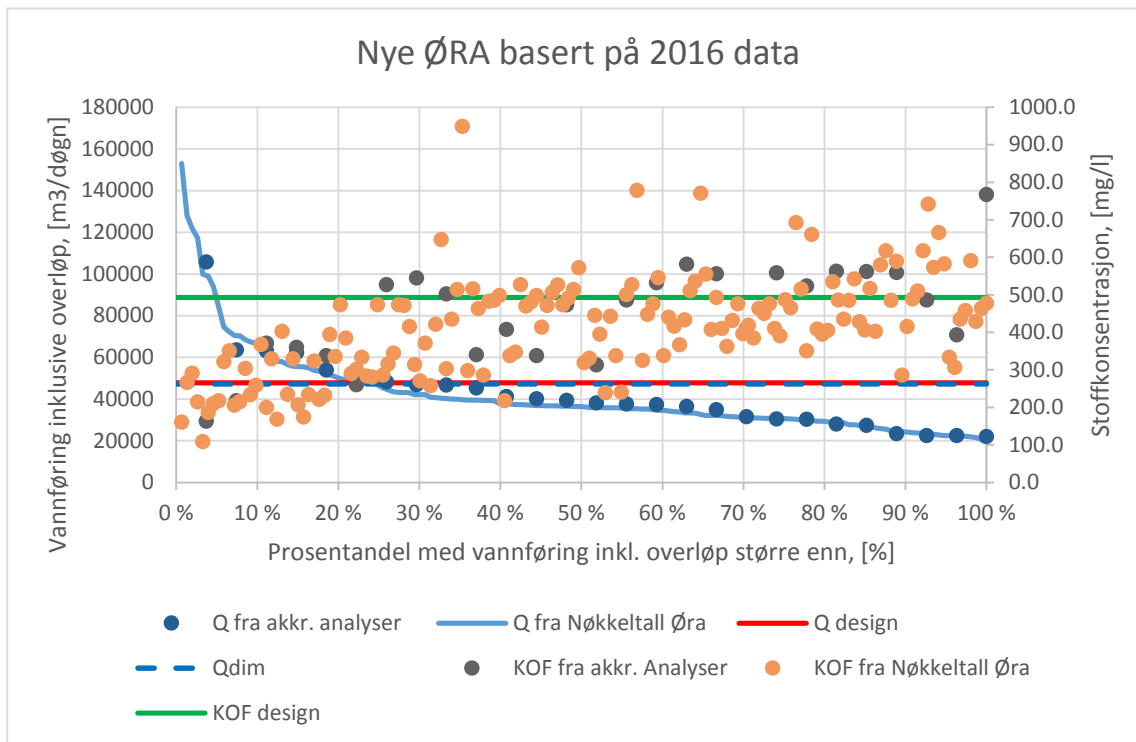
Varighetskurven for Øra renseanlegg i 2014 (Nye ØRA) ble basert på målinger gjort av FREVAR KF på Øra renseanlegg i 2016. Data fra de akkrediterte analysene er også inkludert i figurene nedenfor. På samme måte som for Fuglevik renseanlegg, ble verdiene for 2016 framskrevet til 2040 basert på framtidig utvikling av folketall og belastningstilførsel.



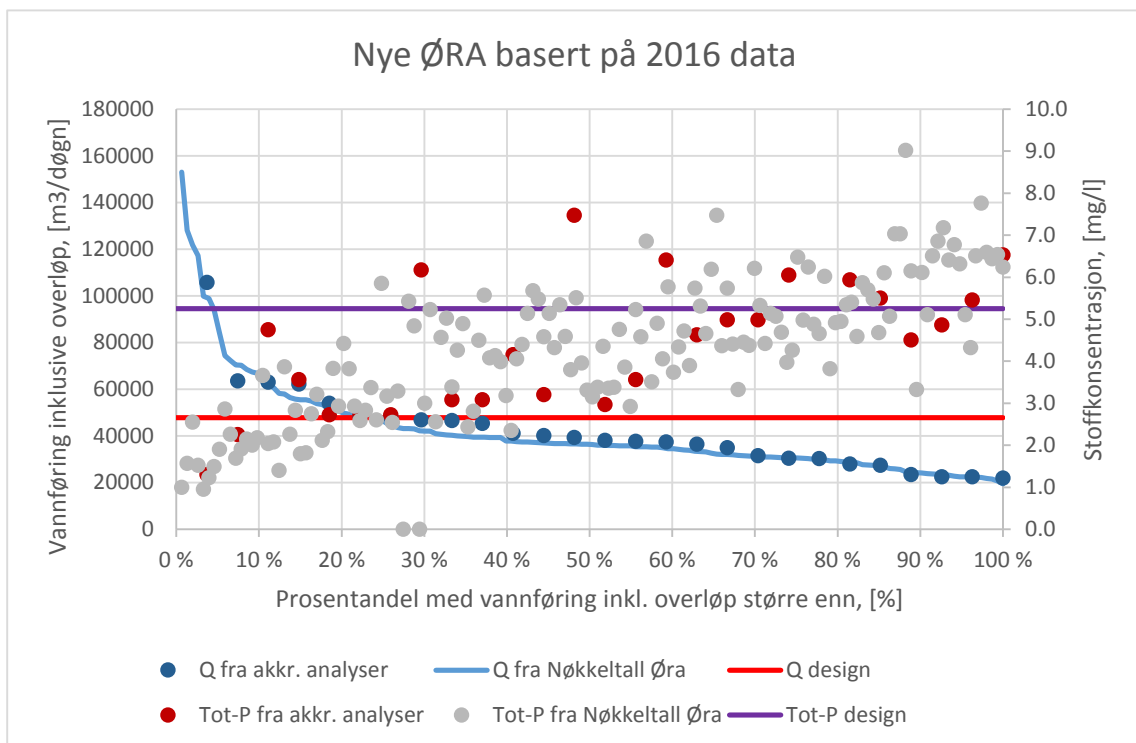
**Figur 4. Varighetskurve for KOF belastning per døgn for Øra RA i 2040. Heltrukken linje er basert på målinger på renseanlegget. Punktene er basert på akkrediterte analyser.**

På samme vis som for Fuglevik, er vannføringen og stoffkonsentrasjoner, markert som design verdi i Figur 5 og Figur 6, fra døgnet som ga design verdien for KOF belastning vist i Figur 4.

FREVAR KF oppgav opprinnelig en vannføring på 47 264 m<sup>3</sup>/døgn for Øra RA i 2040. Denne er markert i Figur 5 som Q<sub>dim</sub>. Man ser at Q<sub>design</sub> i dette tilfellet er tilnærmet lik, men allikevel noe over. Man ser også at dette tilsvarer en vannføring som overskrides i underkant av 25 % av tiden. Q<sub>dim</sub> er definert som 50 % persentilen i en varighetskurve for den maksimale timevannføringen per døgn. Norsk Vanns dimensjoneringsveiledning angir imidlertid at man kan forvente at dette tilsvarer en vannføring i området 20 – 30 % på varighetskuren dersom vannføringen i alle døgnetimer er lagt til grunn slik som i Figur 5.



Figur 5. Varighetskurve for døgnavanføring, partikler og organisk stoff for Øra RA i 2040.



Figur 6. Varighetskurve for døgnavanføring og fosfor for Øra RA i 2040.

Forholdstall mellom ulike parametere for Øra renseanlegg er vist i Tabell 2.

**Tabell 2. Forholdstall mellom parametere i innkommende avløpsvann for Øra RA i 2040.**

Forholdstall	Verdi	Grunnlag
BOF <sub>5</sub> /KOF	0.36	Snitt akkrediterte analyser fra 2016
Filtrert KOF/KOF	0.35	Antatt 65 % partikulær KOF
NH <sub>4</sub> -N/Tot-N	0.67	Antatt 67 % ammonium i total nitrogen
PO <sub>4</sub> -P/Tot-P	0.55	Analyser fra MOVAR, målt 45 % partikulært fosfor

Innløpsverdiene benyttet i design av de alternative løsningene er gitt i vedlegg A.1.

Begge anlegg hadde relativt godt datagrunnlag gjennom interne og akkrediterte analyser. Imidlertid var grunnlaget generelt minst for oppløste komponenter. Det anbefales derfor at man ved begge anlegg inkluderer analyser på filtrerte prøver for KOF, BOF<sub>5</sub>, fosfat og ammonium.

## 4 Teknologialternativer

Ulike teknologier for avløpsbehandling og slambehandling er vurdert som deler av mulige realistiske prosessløsninger ved de to renseanleggene.

I avsnittene nedenfor er det gitt en kortfattet beskrivelse av teknologiene med vekt på å presentere grunnlaget for de prosestetniske beregningene som er gjort, og hvordan kvantitative vurderingskriterier fra disse er inkludert i bærekraftsvurderingen som presenteres i neste hovedkapittel. Det er tatt utgangspunkt i utvalgte hovedtyper for det biologiske trinnet i avløpsbehandlingen. Alle de ulike teknologiene for avløpsbehandling og slambehandling som presenteres, kan kombineres med hverandre slik at for hvert alternativ for avløpsbehandling finnes det flere alternativer for slambehandling og omvendt.

I blokkdiagrammene av de ulike løsningene er det imidlertid vist bare én kombinasjon av avløpsbehandling og slambehandling. Dette er gjort for å unngå gjentakelser. Samlet dekker imidlertid alle blokkdiagrammene alle de presenterte teknologiene for avløpsbehandling og slambehandling. Blokkdiagrammene er tegnet med de prosessdelene som er størrelsesberegnet. Andre deler av prosessen som f.eks. mellomlagre av slam som enten vil være likt for alle alternativer, eller er vurdert til å ha liten påvirkning i sammenligningen av alternativene, er ikke inkludert eller bare indikert i figurene.

For alle hovedtypene av biologisk prosess, er det presentert en løsning der man kombinerer med kjemisk felling for fjerning av fosfor og en løsning der man benytter biologisk fosforfjerning (bio-P).



## 4.1 Prosessløsninger med MBBR

MBBR (Moving bed biofilm reactor) er en biofilmprosess basert på en seng av biofilmbærere som beveger seg i reaktorvolumet. Den ble utviklet i Norge (Ødegard et al., 1994) og er tatt i fullskala bruk til ulike applikasjoner over hele verden.

Krüger Kaldnes er i dag leverandøren av den opprinnelige MBBR prosessen, men det har kommet til andre leverandører som tilbyr sine varianter av løsningen, bl.a. Biowater Technology. Teknologien er vurdert som moden for de applikasjonene som er mye benyttet slik som fjerning av organisk stoff, nitrifisering og nitrogenfjerning.

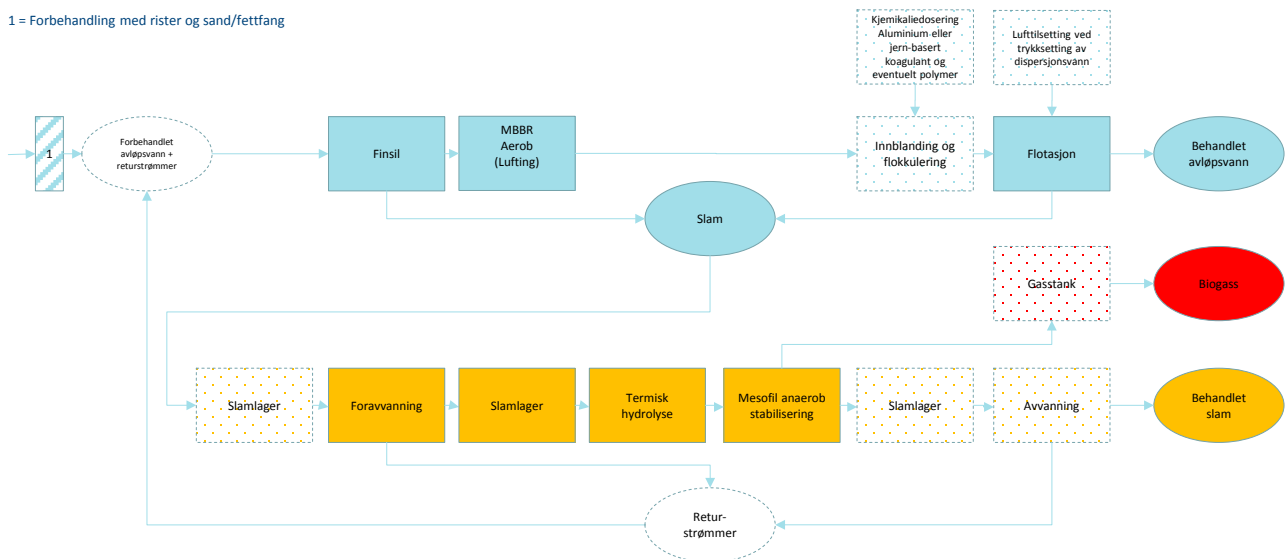
### 4.1.1 Høyt belastet MBBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering

Til sekundærrensing av kommunalt avløpsvann er det utviklet en løsning med en høyt belastet MBBR som på grunn av svært høy belastning i hovedsak omsetter bare løst organisk stoff. Ved at man begrenser omsetningen av organisk stoff reduseres oksygenbehovet i prosessen og man unngår unødig reduksjon av potensialet for biogassproduksjon. Partikulært organisk stoff fjernes mekanisk/fysisk/kjemisk i for- og etterbehandlingen. Denne prosessvarianten ble utviklet i et tidligere FoU prosjekt ved SINTEF i perioden (2001 – 2004) der løsningen ble testet i pilotskala ved Ladehammeren RA i Trondheim. Resultatene viste at man, avhengig av avløpsvannets sammensetning, kunne oppnå en total oppholdstid mindre enn 1 time for avløpsbehandlingsdelen av prosessen (Helness et al., 2005).

I prosessløsningen benyttes en finsil til forbehandling med partikkelseparasjon. I denne utredningen er areal- og volumberegningene basert på en modell, SF: 6000, fra Salsnes Filter. Det finnes imidlertid også alternative utforminger og leverandører som f.eks. Hydrotech (Krüger Kaldnes) og Hydropress Huber. Etter forbehandlingen følger en MBBR med relativt kort oppholdstid og høy belastning. Her er dimensjoneringen basert på resultatene fra det tidligere FoU prosjektet (Helness et al., 2005). Til sluttseparasjon er det foreslått en løsning med flotasjon som er dimensjoner i henhold til Norsk Vanns veiledning (Ødegaard, et al., 2009).

Denne prosessen for avløpsvannsbehandling kan kombineres med ulike løsninger for slambehandling. Et blokkdiagram for dette prosessalternativet der termisk hydrolyse og anaerob stabilisering er valgt som slambehandling, er vist i Figur 7.

1 = Forbehandling med rister og sand/fettfang



**Figur 7. Høyt belastet MBBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.**

Et alternativ til flotasjon som sluttseparasjon ville være en finsil, som potensielt ville ha lavere energiforbruk enn flotasjon. Det er imidlertid forutsatt at man vil måtte fjerne fosfor ved kjemisk felling i denne prosessen ved FRA og ØRA, og kjemisk slam kan gi skjøre fnokker og potensielt separasjonsproblemer i en finsil. Dessuten er det vist at høy belastning på MBBR prosessen gir høyere andel av partikler med svært liten størrelse som også potensielt kan gi problemer ved bruk av siling. Flotasjon er derfor vurdert som en mer moden løsning for en slik applikasjon der det vil være mindre behov for testing.

Som indikert i blokkdiagrammet, er ikke flokkuleringstrinnet størrelsesberegnet i utredningen. Resultatene fra det nevnte FoU prosjektet viste at flokkuleringstrinnet kunne gjøres svært kompakt ved bruk av statisk flokkulering slik at bidraget til areal og volumbehov vil være lite. Dersom flokkuleringen utformes tradisjonelt vil det utformes på tilsvarende vis uavhengig av det etterfølgende separasjonstrinnet.

I denne løsningen vil man måtte benytte kjemisk felling av fosfor for å sikre overholdelse av fosforkravet. Kjemisk felling er en veletablert og godt kjemt prosessløsning som er mye benyttet i Norge. Det vil trolig være ønskelig å optimalisere både kjemikaliebruk og dosering i en ny prosessløsning. I denne utredningen er det imidlertid antatt at kjemikaliebehovet vil være tilsvarende som dagens, dvs. at kjemikaliemengdene er basert på samme metall dosering per  $\text{m}^3$  avløpsvann. Med de jernbaserte fellingskjemikaliene som benyttes i dag, tilsvarer dette  $33 \text{ g Fe/m}^3$  og  $55 \text{ g Fe/m}^3$  for henholdsvis FRA og ØRA.

Luftbehov til omsetning av organisk stoff og energibehovet for lufting for MBBR baserte løsninger er beregnet basert på data for oksygenoverføringshastighet og effektbehov fra Krüger Kaldnes (Rydtun, 2017).

Energi til dispersjonsluft er inkludert i denne og andre prosessløsninger med flotasjon, basert på en antagelse om 6 bar og 10 % dispergeringsvannmengde.

Energi til finsiling er inkludert i denne og andre prosessløsninger med finsiler, og er basert på installert effekt for en finsil av type SF: 6000 basert på datablad fra Salsnes Filter (Salsnes filter, 2017). Reelt energiforbruk under drift vil være lavere og variere, slik at sammenligningen med andre alternativer er konservativ.

Det første trinnet i slambehandlingen er foravvanning, eventuelt etter fortykking i en gravitasjonsfortykker. I denne utredningen er det antatt at man vil fortykke slam til samme konsentrasjon i føden til råtnetanken for alle prosessalternativene. I prosessalternativene der man har høyere enn 2 %TS i tynnslammet ut fra separasjonstrinnene i avløpsbehandlingen er det ikke inkludert gravitasjonsfortykker. Eventuelt buffervolum for tynnslam kan allikevel være ønskelig å bygge, men dette er antatt å ville være proporsjonalt med slammengden og derfor gi samme informasjon til sammenligningen. Areal og volum til buffer for tynnslam er derfor ikke størrelsesberegnet. Det er imidlertid lagt inn volum i slambehandlingen der dette skiller mellom de ulike løsningene, for eksempel mellomlager for foravvannet slam i termisk hydrolyse, eller reaksjonsvolum for aerob termofil forbehandling som beskrives senere.

I løsningen med finsil og flotasjon som er beskrevet for prosessalternativet: Høyt belastet MBBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering, vil man kunne få høyere tørrstoffinnhold en 2 %TS, og det er da foreslått en løsning der slammet kan fødes direkte til en foravvanningsmaskin. Dette kan være en dekanterentrifuge, og i beregningen i denne utredningen er størrelse og volum basert på en Hiller dekanterentrifuge. Det finnes imidlertid andre merker og typer fra leverandører som f.eks. Alfa Laval og Hydropress Huber.

I slambehandlingen er det i dette avsnittet beskrevet et alternativ med termisk hydrolyse og anaerob stabilisering. Dette er en løsning som leveres av Cambi, men det finnes også andre leverandører av termisk hydrolyse bl.a. Veolia. I den termiske hydrolysen løsliggjøres partikulært organisk stoff slik at man får øket tilgjengelighet og omsetningshastighet i den etterfølgende råtnetanken. Man kan dermed belaste råtnetanken høyere med organisk stoff per m<sup>3</sup> og døgn, og tillate en kortere minimum oppholdstid enn løsninger der hydrolysen er forutsatt å skje i råtnetanken. Termisk hydrolyse skjer med høy temperatur og høyt trykk (~170 °C og 7-7.5 bar), og vanlige driftsbetingelser ansees å overholde kravene til hygienisering av slam med god margin (Norsk Vann, 2010a).

Den termiske hydrolysen etterfølges av anaerob stabilisering. I den skisserte løsningen er denne mesofil som er vanlig å benytte, og vil gi høyest potensiale for varmegjenvinning fra hygienisert slam før råtnetanken. Det finnes også løsninger der den termiske hydrolysen er plassert etter råtnetanken (CambiSolidSteam™), der et hovedpoeng er å øke tørrstoffinnholdet i avvannet slam. Råtnetanken vil da være utformet konvensjonelt, (Cambi, 2017).

I en termisk hydrolyse av typen CambiTHP™ vil slammet etter foravvanning til 15-17 %TS gå til en buffertank/slamsilo for foravvannet slam. Derfra fødes slammet til den termiske hydrolysen der første trinn er en "pulper tank" der gjenvunnet vanndamp fra senere trinn brukes til oppvarming. I neste trinn økes temperaturen til 170 °C, trykket er 7-7.5 bar. Siste trinn i den termiske hydrolysen er en flashtank der trykket senkes, vanndamp drives av og går til gjenvinning i foregående prosesstrinn. Slamtemperaturen vil etter flashtanken ligge på 100 °C og senkes til ønsket temperatur i råtnetanken og fortynnes ved tilsats av vann til

ca. 10% TS. I dette trinnet gjenvinnes varme som kan brukes til produksjon av varmt vann. (Norsk Vann, 2010a)

Den anaerobe stabiliseringen er foreslått utformet som en ett-trinns mesofil råtnetank. Dette er en vanlig løsning som er benyttet ved en rekke anlegg. Teknologien ansees derfor som moden. Design av råtnetanken i en løsning med en termisk hydrolyse av typen CambiTHP™ baseres på belastning av organisk stoff. I denne utredningen er størrelse og volum basert på opplysninger fra Cambi (Jahre Nilsen, 2017). Råtnetanken i de andre prosessalternativene er dimensjonert i henhold til Norsk Vanns veiledning (Ødegaard, et al., 2009).

Slamlager for utråtnet slam, som buffervolum, vil være proporsjonalt med størrelsen på råtnetanken. Slamsiloer for avvannet slam vil være proporsjonale med slammengden. Nødvendig gasslager vil være proporsjonalt med biogassproduksjon. Areal- og volumberegninger for disse enhetene er ikke inkludert i utredningen da sammenligningen av alternativene er basert på de andre nevnte variablene.

Resultatet av beregningene av areal, volum og ytelse for prosessløsningen med MBBR, termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering er vist i Tabell 3 og Tabell 4 for FRA, og Tabell 5 og Tabell 6 for ØRA. Det understrekes at beregningene ikke dekker alle enhetene i prosessløsningen, og er utført som grunnlag for en relativ sammenligning av alternativene. Tilsvarende beregning er også gjort for MBBR i kombinasjon med de andre alternativene for slambehandling. Resultatene for alle kombinasjonene er benyttet i beregningen av verdiene for de kvantitative variablene gitt i vedlegg A2 som er benyttet i bærekraftsanalysen (Kapittel 5).

**Tabell 3. FRA: MBBR, termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>1.5</b>	<b>745</b>	<b>2253</b>				
Finsil		56	28	8	2.8	2.5	1.8
MBBR	0.9	394	1339	4	16	6.2	3.4
Flotasjon	0.6	295	885	4	12	6.2	3.0
<b>Slambehandling</b>	<b>265</b>	<b>100</b>	<b>1347</b>				
Foravvanning	0.3	7.2	6.1	3	2.4	1.0	0.9
Ekstra slamlager	24	7.8	78	1		3.2	10
Hygienisering	0.5	1.0	2.0	1		1.1	2.0
Anaerob stabilisering	240	84	1260	1		10	15

**Tabell 4. FRA: MBBR, renseseffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	93 %	
	KOF	81 %	
	BOF <sub>5</sub>	85 %	
	Tot-N	43 %	
	Tot-P	94 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	18	mg/l
	COD	83	mg/l
	BOD <sub>5</sub>	27	mg/l
	Tot-N	24	mg/l
	Tot-P	0.25	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	72 %	

**Tabell 5. ØRA: MBBR, termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering.**

<i>Prosesstrinn</i>	<i>HRT, [timer]</i>	<i>Areal, [m<sup>2</sup>]</i>	<i>Våttvol., [m<sup>3</sup>]</i>	<i># linjer</i>	<i>Dimensjoner for 1 prosesslinje</i>		
					<i>Lengde, [m]</i>	<i>Bredde, [m]</i>	<i>Dybde, [m]</i>
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>1.5</b>	<b>963</b>	<b>2963</b>				
Finsil		70	35	10	2.8	2.5	1.8
MBBR	0.9	496	1736	5	17	6.0	3.5
Flotasjon	0.6	397	1192	5	13	6.0	3.0
<b>Slambehandling</b>	<b>265</b>	<b>162</b>	<b>2175</b>				
Foravvanning	0.3	12	10	5	2.4	1.0	0.9
Ekstra slamlager	24	13	126	1		4.0	10
Hygienisering	0.5	1.6	3.3	1		1.4	2.0
Anaerob stabilisering	240	136	2036	1		13	15

**Tabell 6. ØRA: MBBR, renseseffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

<b>Avløpsbehandling</b>	<b>Parameter</b>		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	91 %	
	KOF	81 %	
	BOF <sub>5</sub>	89 %	
	Tot-N	46 %	
	Tot-P	94 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	24	mg/l
	COD	94	mg/l
	BOD <sub>5</sub>	20	mg/l
	Tot-N	19	mg/l
	Tot-P	0.31	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	72 %	



#### 4.1.2 Bio-P i MBBR og termofil anaerob stabilisering

Biologisk fosforfjerning (bio-P) er en behandlingsmetode som utnytter at man kan få mikroorganismene i en biologisk prosess for avløpsrensing til å ta opp mer fosfor enn det de trenger til vekst ved å utsette biomassen for vekselvis anaerobe og aerobe forhold. Prosessløsninger med bio-P i aktivslam har vært kjent i over 30 år, (Barnard et al., 1985). Blant de generelle fordelene som har vært rapportert for metoden er lavere slamproduksjon og bedre biotilgjengelighet for fosfor i slammet sammenlignet med kjemisk felling. Med tradisjonell utforming har imidlertid prosessen relativt stort areal- og volumbehov, og kan ha problemer med slamseparasjon. Effektiv bio-P betinger også at det er tilstrekkelig med lett nedbrytbart organisk stoff i avløpsvannet i forhold til fosfor. Hvis dette ikke er tilfelle vil man måtte dosere en ekstern karbonkilde.

Det er gjort omfattende forskning på prosessen, også i biofilm, der ulike løsninger for å utsette biomassen for vekslende betingelser er undersøkt. For biofiltre er løsninger med flere filtre som endrer rekkefølgen i en serie studert i pilotskala (Morgenroth og Wilderer, 1999 og 2000). I MBBR er prosessbetingelsene og designkriterier for bio-P, og kombinert bio-P og nitrogenfjerning, studert i benkskala med ulike typer avløpsvann i en sekvensiell batchreaktor (Helness og Ødegaard, 1999, 2001 og 2005). Det ble også kjørt forsøk i pilotskala med en kombinasjon av kontinuerlig nitrifikasjon og bio-P i et sekvensielt batchanlegg (Pastorelli et al., 1999). Nødvendige prosessbetingelser for bio-P i aktivslam og biofilm er derfor godt etablert. Det har imidlertid manglet en god løsning for å implementere bio-P i en kontinuerlig biofilmprosess.

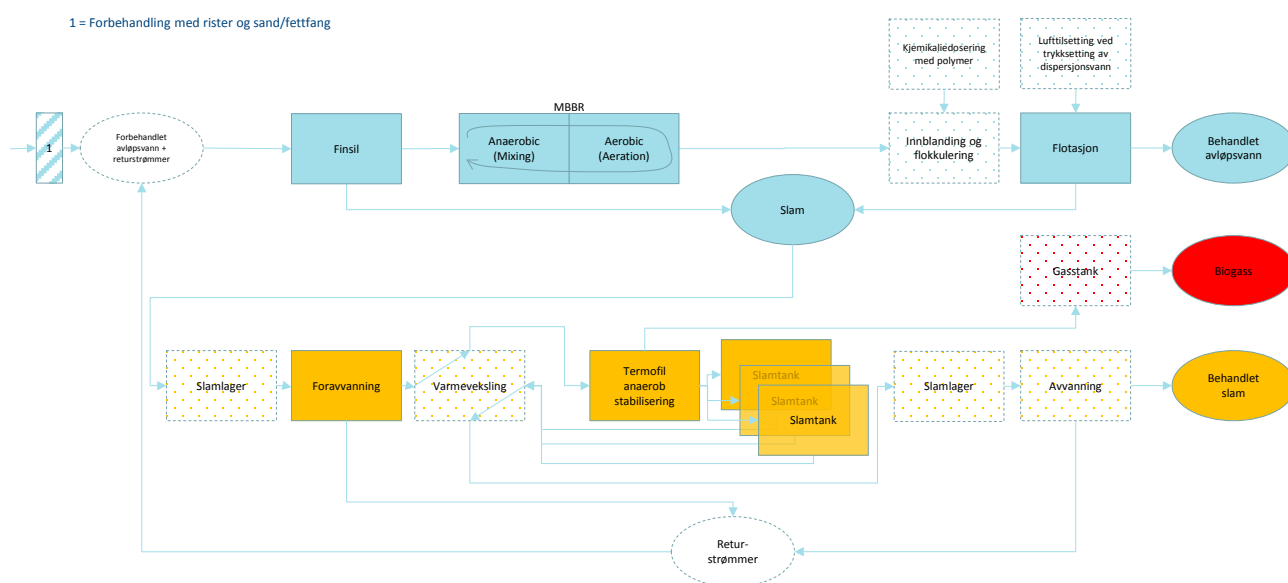
På HIAS IKS har de utviklet en løsning som nå er patentert, og i fullskala drift i en av anleggets linjer der man har kombinert karusellkonfigurasjon av bioreaktoren med mekanisk transport av biofilmmediet fra slutten av aerob sone til anaerob sone i innløpet av reaktoren (Saltnes et al., 2014 og 2016). Fordelene med løsningen er kontinuerlig i stedet for satsvis drift slik at man kan utnytte de potensielle fordelene en biofilmprosess for bio-P har i forhold til en aktivslamprosess ved lavere slammengde til separasjon. Dette gir potensielt mindre problemer med utløsning av fosfor fra slam i separasjonstrinnet av prosessen og større fleksibilitet i valg av slamseparasjonsteknologi. I aktivslam er det vanlige å benytte sedimentering, men flotasjon har vært benyttet for å holde slammet aerobt til tross for høyere enn vanlig luftbehov pga. slammengden. Med biofilmanlegg vil det være mindre energikrevende å benytte flotasjon fordi behovet for luft synker med lavere slamkonsentrasjon, og man kan benytte finsiler direkte på avløpet fra bioreaktoren slik det gjøres på HIAS.

Et annet forhold ved biofilmprosesser er mulighetene for lagdeling og soner med ulike betingelser i biofilmen. Dette kan utnyttes i en bio-P MBBR for å oppnå simultan nitrogen- og fosforfjerning ved denitrifiserende fosforopptak (Helness, 2001). Imidlertid kan det også være en utfordring dersom man ikke har nitrifikasjon fordi man kan få uønsket fosforstipp fra anaerobe soner i en tykk biofilm når det ikke er tilgang på nitrat. I en bio-P MBBR prosess der man ikke fjerner biomasse ved spyling som i et filter, vil belastningen være avgjørende for biofilmtykkelsen og en stabil prosessytelse (Helness, 2007).

I prosessløsningen som presenteres i denne utredningen benyttes finsil til forbehandling foran en bio-P MBBR reaktor av samme type som utviklet på HIAS og med flotasjon til sluttseparasjon. Ved dimensjoneringen av MBBR trinnet er dimensjoneringskriteriene fra Helness (2007) lagt til grunn, men justert slik at man ikke har nitrifikasjon. Dette på bakgrunn av resultatene fra HIAS etter et års drift i

fullskala linjen (Saltnes, 2017). Flotasjon i sluttseparasjon er valgt for å sikre aerobt slam og en god separasjon i kombinasjon med bruk av polymer.

En prosessløsningen med bio-P MBBR kan kombineres med ulike løsninger for slambehandling. Et blokkdiagram for dette prosessalternativet der termofil anaerob stabilisering er valgt som slambehandling, er vist i Figur 8.



**Figur 8. Bio-P i MBBR karusell som på HIAS, termofil anaerob stabilisering.**

Første trinn i slambehandlingslinjen er foravvanning. På samme vis som for løsningen beskrevet i foregående avsnitt, er det foreslått en løsning uten gravitasjonsfortykkere på grunn av at slamkonsentrasjonen fra finsiler og flotasjonen forventes å ha høyere enn 2 % TS. Ved termofil anaerob stabilisering opereres råtnetanken ved en temperatur på om lag 55 °C. Nødvendig temperaturøkning oppnås ved tilførsel av ekstern varme og varmeveksling av varmt utgående slam mot inngående slam (Norsk Vann, 2010a).

Innen gitte intervall øker generelt reaksjonshastighetene for biologiske prosesser. Ved termofil drift av råtnetanken oppnår man økt omsetningshastighet og nedbrytning av organisk stoff slik at man under ellers like betingelse mht. slamkvalitet og forbehandling, kan dimensjonere med høyere belastning og kortere minimal oppholdstid, og forvente økt nedbrytning av slam og økt biogassproduksjon sammenlignet med mesofil drift. Norske erfaringer med metoden er gode, uten problemer med ustabil drift (Norsk Vann, 2010a). Det er imidlertid studier som rapporterer om større problemer med stabilitet og lavere toleranse for ammoniakk (NH<sub>3</sub>) før prosessen inhiberes ved termofil drift sammenlignet med mesofil drift. (Yirong et. al., 2015). Det er imidlertid ulike resultater fra ulike studier avhengig av substrat (avløpsslam, husdyrgjødsel, matavfall) og akklimatisering av prosessen (Yenigün, O., & Demirel, B., 2013).

Dersom man får problemer med  $\text{NH}_3$ -inhibering kan et tiltak være å operere med lavere konsentrasjon i råtnetanken, noe som vil føre til behov for en større råtnetank for å behandle samme mengde slamtørrstoff. Som nevnt ovenfor, er det i denne utredningen antatt at man vil operere med samme slamkonsentrasjon i føden til råtnetanken ved beregningen av råtnetankvolum. Eventuelle forskjeller mellom de ulike metodene mht. inhibering er ikke tatt hensyn til i sammenligningen.

Utråtnet slam kan gi luktproblemer før og etter avvanning dersom det ikke er tilstrekkelig nedkjølt (Norsk Vann, 2010a).

Med termofil anaerob stabilisering vil man oppnå hygienisering av slammet forutsatt at man sikrer en minimum oppholdstid for alt slammet. Anbefalte betingelser i Norge er  $55\text{ }^\circ\text{C}$  i 2 timer (Norsk Vann, 2010b). Dette kan oppnås ved satsvis drift av råtnetanken eller ved å ha tre holdetanker med tilstrekkelig oppholdstid slik at man sikrer at kombinasjonen av temperatur og oppholdstid blir overholdt (Norsk Vann, 2010a). Holdetankene kan plasseres før eller etter råtnetanken. Den sistnevnte løsningen er illustrert i Figur 8. Ved plassering etter råtnetanken bør det tas hensyn til avgassing av biogass. For areal- og volumberegningene i denne utredningen er det ikke skilt mellom plassering før eller etter råtnetanken.

Som illustrert i Figur 8, er ikke varmevekslere tatt med i beregningen av areal- og volumbehov, da råtnetanken vil være den dominerende enheten i prosessen. For øvrig gjelder de samme betraktningene for slamlage og avvanning som diskutert ovenfor.

Energibehovet i slambehandlingsprosessen vil avhenge av utformingen og driftsbetingelsene. En detaljert studie av energibalansen i de ulike slambehandlingsløsningene ligger utenfor omfanget av denne utredningen. Imidlertid vil kombinasjonen av temperatur, trykk og vannmengde som skal varmes opp til betingelsene i hygieniseringstrinnet, gi informasjon om behovet for tilførsel av ekstern varme og/eller varmeveksling i slambehandlingsprosessen. Dette er utnyttet i sammenligningen av prosessløsningene som beskrevet i neste hovedavsnitt.

Resultatet av beregningene av areal, volum og ytelse for prosessløsningen med bio-P MBBR og termofil anaerob stabilisering er vist i Tabell 7 og Tabell 8 for FRA, og Tabell 9 og Tabell 10 for ØRA. Det understrekes at beregningene ikke dekker alle enhetene i prosessløsningen, og er utført som grunnlag for en relativ sammenligning av alternativene. Tilsvarende beregning er også gjort for bio-P MBBR i kombinasjon med de andre alternativene for slambehandling. Resultatene for alle kombinasjonene er benyttet i beregningen av verdiene for de kvantitative variablene gitt i vedlegg A.2 som er benyttet i bærekraftsanalysen (Kapittel 5).

**Tabell 7. FRA: Bio-P MBBR og termofil anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>6.9</b>	<b>3092</b>	<b>10233</b>				
Finsil		56	28	8	2.8	2.5	1.8
Anaerob MBBR	1.6	2741	2367	4	111	6.2	3.4
Aerob MBBR	4.7		6952				
Flotasjon	0.6	295	885	4	12	6.2	3.0
<b>Slambehandling</b>	<b>469</b>	<b>106</b>	<b>1509</b>				
Foravvanning	0.3	3.7	3.2	2	2.4	0.8	0.9
Hygienisering	2.0	2.1	6.4	3		1	3
Anaerob stabilisering	467	100	1499	1		11	15

**Tabell 8. FRA: Bio-P MBBR, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	97 %	
	KOF	90 %	
	BOF <sub>5</sub>	~100 %	
	Tot-N	35 %	
	Tot-P	94 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	8	mg/l
	COD	44	mg/l
	BOD <sub>5</sub>	~ 0	mg/l
	Tot-N	27	mg/l
	Tot-P	0.25	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	62 %	

**Tabell 9. ØRA: Bio-P MBBR og termofil anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>6.5</b>	<b>3833</b>	<b>13006</b>				
Finsil		70	35	10	2.8	2.5	1.8
Anaerob MBBR	1.9	3365	3743	5	112	6.0	3.5
Aerob MBBR	4.0		8035				
Flotasjon	0.6	397	1192	5	13	6.0	3.0
<b>Slambehandling</b>	<b>468</b>	<b>141</b>	<b>2026</b>				
Foravvanning	0.3	5.0	4.2	2	2.4	1.1	0.9
Hygienisering	2.0	1.7	8.6	3		1	5
Anaerob stabilisering	466	134	2013	1		13	15

**Tabell 10. ØRA: Bio-P MBBR, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	97 %	
	KOF	90 %	
	BOF5	~100 %	
	Tot-N	35 %	
	Tot-P	94 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	7	mg/l
	COD	47	mg/l
	BOD5	~ 0	mg/l
	Tot-N	23	mg/l
	Tot-P	0.31	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	66 %	

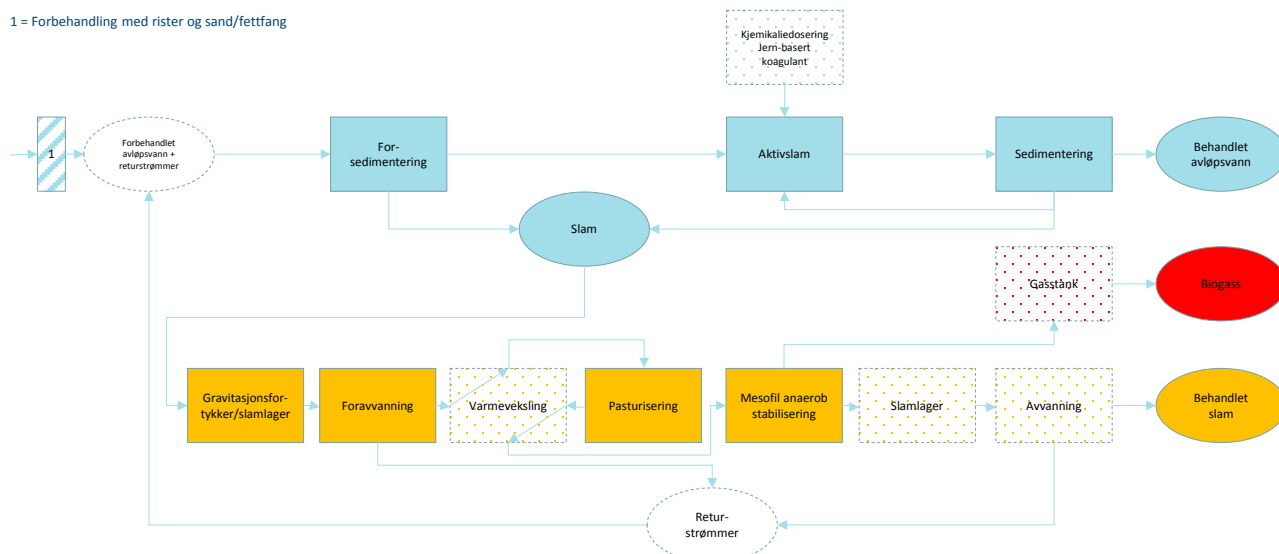
## 4.2 Prosessløsninger med aktivslam

Aktivslam er en mye benyttet prosessløsning for behandling av avløpsvann som har en rekke kjente prosessutforminger for ulike applikasjoner. Disse inkluderer anlegg for fjerning av organisk stoff (BOD<sub>5</sub>), nitrifisering, nitrogen fjerning og biologisk fosforfjerning. Anleggene er typisk plassbygget med betongbassenger med utstyr til lufting, eventuell omrøring og slamhåndtering som leveres fra flere leverandører. Tradisjonelt utformes aktivslamprosesser med sedimentering som separasjonsmetode. På grunn av høyere slammengde som skal separeres enn i biofilmprosesser gir sedimentering lavere energiforbruk enn flotasjon. Slammengden vil også være en begrensning for eventuell bruk av finsiler direkte etter luftetanken. Det er imidlertid også godt kjent at man kan ha separasjonsproblemer i aktivslamanlegg, og ved tradisjonell utforming for BOD<sub>5</sub>-fjerning utgjør slamseparasjonen trinnet og fortykningen av slammet som skal returneres til luftetanken en begrensning for hvor høy slamkonsentrasjon man kan ha i luftetanken.

### 4.2.1 Simultanfelling i aktivslam, pasteurisering og anaerob stabilisering

En løsning for sekundærrensing og fosforfjerning i aktiv slam vil være simultanfelling der man doserer fellingskjemikaliet direkte i luftetanken. Ved bruk av toverdlig jern vil dette oksideres til treverdlig i luftetanken og felle ut fosfor. Løsningen har en potensiell fordel i bruk av toverdlig jern og at man å utnytte samme reaktorvolum til både aktivslam og felling av fosfor. Imidlertid blir volumbehovet for luftetanken større som følge av mengden kjemisk slam. En alternativ løsning kunne være forfelling, der man utnyttet de eksisterende fosforfjerningsprosessene som forbehandling og fosforfjerning før et rent biologisk trinn.

I areal- og volumberegningene i denne utredningen er det lagt til grunn simultanfelling. Dette alternativet sammen med en slambehandling bestående av pasteurisering og anaerob stabilisering er vist i Figur 9.



**Figur 9. Aktivslam med simultanfelling, pasteurisering og anaerob stabilisering.**

Luftbehovet til aktivslamprosessen er beregnet basert på finluftere og data fra EPA. I forhold til beregningsgrunnlaget fra Krüger Kaldnes som er benyttet for MBBR, så gir dette samme luftmengde ved masseoverføringsbetingelsene ( $\alpha$ -verdier) som benyttet for MBBR. For aktivslam får man dårligere



oksygenoverføring fra luft til vann med avtagende slamalder og også ved økende slamkonsentrasjon som i en MBR. Dette er tatt hensyn til i beregningene av luftmengder i prosessløsningen med aktivslam.

Kjemikaliedosering er antatt å være den samme i g Fe/m<sup>3</sup> som for de andre alternativene med kjemisk felling.

Med aktivslam og sedimentering i for- og etterbehandling vil konsentrasjonen i tynnslammet være lavere enn med siling og flotasjon. I løsningene med aktivslam er det derfor inkludert gravitasjonsfortykking før foravvanning som forøvrig er forutsatt å være tilsvarende som beskrevet for de foregående alternativene.

Ved pasteurisering som hygienisering er anbefalte betingelser 70 °C og 30 minutters oppholdstid. Dette er lagt til grunn i areal- og volumberegningene. I prosessen varmeveksles inngående slam mot utgående slam fra pasturiseringsenheten. Resterende varmebehov dekkes ved eksternt tilført varme.

Pasteurisering er benyttet ved flere anlegg i Norge. Det kan gi luktproblematikk, men møter ellers krav til forbehandling (Spinosa og Vesilind Eds. 2001).

Den etterfølgende anaerobe stabiliseringen er i løsningen skissert i denne utredningen, forutsatt å være mesofil, utformet med ett-trinn og dimensjonert i henhold til Norsk Vanns veiledning som angitt ovenfor.

Resultatet av beregningene av areal, volum og ytelse for prosessløsningen med simultanfelling i aktivslam, pasteurisering og anaerob stabilisering er vist i Tabell 11 og Tabell 12 for FRA, og Tabell 13 og Tabell 14 for ØRA. Det understrekes at beregningene ikke dekker alle enhetene i prosessløsningen, og er utført som grunnlag for en relativ sammenligning av alternativene. Tilsvarende beregning er også gjort for simultanfelling i aktivslam i kombinasjon med de andre alternativene for slambehandling. Resultatene for alle kombinasjonene er benyttet i beregningen av verdiene for de kvantitative variablene gitt i vedlegg A2 som er benyttet i bærekraftsanalysen (Kapittel 5).

**Tabell 11. FRA: Aktivslam med simultanfelling, pasteurisering og anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>12</b>	<b>5440</b>	<b>17940</b>				
Forsedimentering	1.0	616	1541	4	25	6.2	2.5
Luftetank	6.2	2675	9095	4	108	6.2	3.4
Sluttsedimentering	5.0	2148	7305	4	87	6.2	3.4
<b>Slambehandling</b>	<b>528</b>	<b>420</b>	<b>3408</b>				
Foravvanning	20	257	975	2		13	3.8
Hygienisering	0.5	1.2	2.4	1	1.5	0.8	2.0
Anaerob stabilisering	508	162	2431	1		14	15

**Tabell 12. FRA: Aktivslam med simultanfelling, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	90 %	
	KOF	96 %	
	BOF <sub>5</sub>	96 %	
	Tot-N	35 %	
	Tot-P	95 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	25	mg/l
	COD	19	mg/l
	BOD <sub>5</sub>	8	mg/l
	Tot-N	27	mg/l
	Tot-P	0.2	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	72 %	

**Tabell 13. ØRA: Aktivslam med simultanfelling, pasteurisering og anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>14</b>	<b>7990</b>	<b>27135</b>				
Forsedimentering	1.0	830	2075	5	28	6.0	2.5
Luftetank	7.6	4268	14939	5	142	6.0	3.5
Sluttsedimentering	5.1	2892	10122	5	96	6.0	3.5
<b>Slambehandling</b>	<b>492</b>	<b>669</b>	<b>5297</b>				
Foravvanning	20	420	1596	11		7.0	3.8
Hygienisering	0.5	2.0	3.9	1	1.5	1.3	2.0
Anaerob stabilisering	471	246	3697	1		18	15

**Tabell 14. ØRA: Aktivslam med simultanfelling, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	90 %	
	KOF	96 %	
	BOF5	96 %	
	Tot-N	35 %	
	Tot-P	95 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	25	mg/l
	COD	19	mg/l
	BOD5	7	mg/l
	Tot-N	23	mg/l
	Tot-P	0.3	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	76 %	

#### 4.2.2 Bio-P i aktivslam, aerob termofil forbehandling og anaerob stabilisering

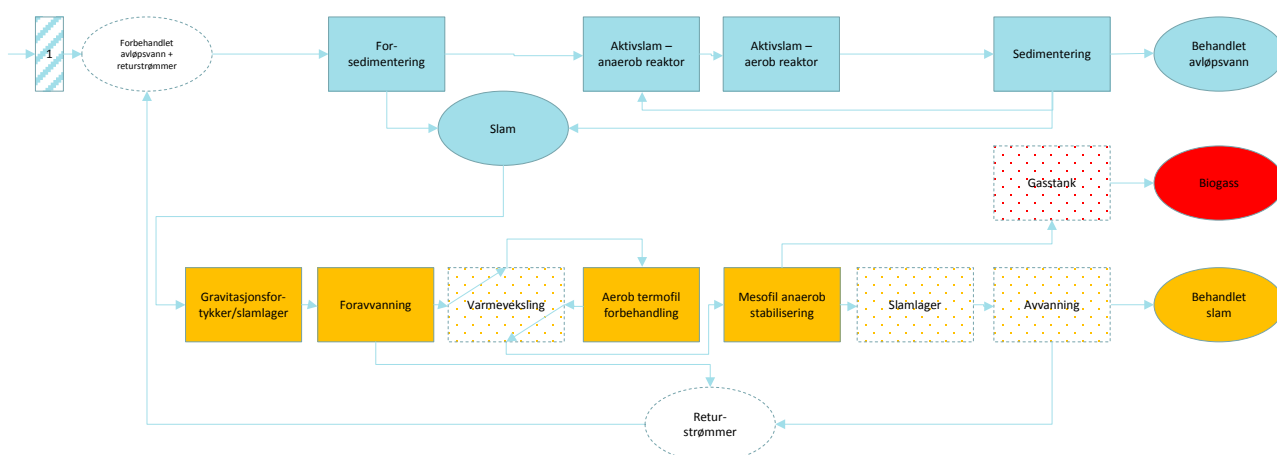
Bio-P prosessen i aktivslam har de samme kravene til betingelser som diskutert ovenfor i avsnittet om bio-P MBBR, men er ikke i samme grad påvirket av fenomener styrt av diffusjon da dette påvirker lite i en aktivslamfnokk sammenlignet med en biofilm.

Bio-P i en aktivslamprosess krever at man har en anaerob sone i begynnelsen av aktivslamprosessen. Det kan enten være styrt gjennom plassering av lufting eller ved fysisk adskillelse i separate volum. I henhold til Norsk Vanns dimensjoneringsveiledning skal man ha en hydraulisk oppholdstid i den anaerobe delen på minst 45 minutter basert på summen av innkommende vannmengde og returslammengden.

En aktivslamprosess for bio-P kan bygges som egen løsning, men man kan også bygge om eksisterende aktivslamanlegg ved å legge til en anaerob sone i nytt eller eksisterende reaktorvolum. Som det vil framgå av areal- og volumberegningene presentert nedenfor, er samlet reaktorvolum for anaerob og aerob del av bio-P i aktivslam noe lavere for luftetanken i alternativet med simultanfelling. Det vil derfor kunne være mulig å bygge om fra simultanfelling til bio-P uten å øke volumet av aktivslamtanken med de forutsetninger som er lagt til grunn for den kjemiske fellingen.

De samme forholdene som ble diskutert vedrørende lufting i alternativet med simultanfelling vil gjelde for alternativet med aktiv slam. Et blokkdiagram av bio-P i aktivslam med en slambehandlingsprosess bestående av aerob termofil forbehandling og anaerob stabilisering, er vist i Figur 10.

1 = Forbehandling med rister og sand/fettfang



**Figur 10. Bio-P i aktivslam, aerob termofil forbehandling og anaerob stabilisering.**

Fortykkingsdelen av slambehandlingen blir tilsvarende som for alternativet med simultanfelling. Til hygienisering og stabilisering er prosessen med aerob termofil forbehandling og anaerob stabilisering vist i Figur 10. I denne prosessen er hygieniseringen basert på våtkompostering men med vesentlig kortere oppholdstid. Anbefalte prosessbetingelser er 60 °C og en hydraulisk oppholdstid på 1.5 timer.

Aerob stabilisering krever ikke tilførsel av energi til varme forutsatt tilstrekkelig omsetning av organisk stoff (Spinosa og Vesilind Eds. 2001). Dette vil imidlertid avhenge av slamkvaliteten og være en avveining mot biogassproduksjon. I sin beskrivelse av slambehandlingsmetoder angir Norsk Vann at det må benyttes ekstern varme for å oppnå hygienisering ved de gitte oppholdstidene (Norsk Vann, 2010a).

Den etterfølgende anaerobe stabiliseringen er i løsningen skissert i denne utredningen, forutsatt å være mesofil, utformet med ett-trinn og dimensjonert i henhold til Norsk Vanns veiledning som angitt ovenfor.

Resultatet av beregningene av areal, volum og ytelse for prosessløsningen med bio-P i aktivslam, aerob termofil forbehandling og anaerob stabilisering er vist i Tabell 15 og Tabell 16 for FRA, og Tabell 17 og Tabell 18 for ØRA. Det understrekes at beregningene ikke dekker alle enhetene i prosessløsningen, og er utført som grunnlag for en relativ sammenligning av alternativene. Tilsvarende beregning er også gjort for bio-P i aktivslam i kombinasjon med de andre alternativene for slambehandling. Resultatene for alle kombinasjonene er benyttet i beregningen av verdiene for de kvantitative variablene gitt i vedlegg A.2 som er benyttet i bærekraftsanalysen (Kapittel 5).

**Tabell 15. FRA: Bio-P i aktivslam, aerob termofil forbehandling og anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>13</b>	<b>5735</b>	<b>18943</b>				
Forsedimentering	1.0	616	1541	4	25	6.2	2.5
Anaerob MBBR	2.0	2970	2922	4	120	6.2	3.4
Aerob MBBR	4.9		7176				
Sluttsedimentering	5.0	2148	7305	4	87	6.2	3.4
<b>Slambehandling</b>	<b>514</b>	<b>283</b>	<b>2269</b>				
Foravvanning	18	175	662	2		11	3.8
Hygienisering	1.5	1.0	4.9	1		1.1	5.0
Anaerob stabilisering	494	107	1603	1		12	15

**Tabell 16. FRA: Bio-P i aktivslam, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	85 %	
	KOF	89 %	
	BOF <sub>5</sub>	89 %	
	Tot-N	35 %	
	Tot-P	95 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	37	mg/l
	COD	47	mg/l
	BOD <sub>5</sub>	20	mg/l
	Tot-N	27	mg/l
	Tot-P	0.2	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	63 %	



**Tabell 17. ØRA: Bio-P i aktivslam, aerob termofil forbehandling og anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>13</b>	<b>7472</b>	<b>25323</b>				
Forsedimentering	1.0	830	2075	5	28	6.0	2.5
Anaerob MBBR	1.9	3750	3798	5	125	6.0	3.5
Aerob MBBR	4.7		9328				
Sluttsedimentering	5.1	2892	10122	5	96	6.0	3.5
<b>Slambehandling</b>	<b>514</b>	<b>391</b>	<b>3136</b>				
Foravvanning	18	242	914	7		6.6	3.8
Hygienisering	1.5	1.3	6.7	1		1.3	5.0
Anaerob stabilisering	494	148	2215	1		14	15

**Tabell 18. ØRA: Bio-P i aktivslam, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	85 %	
	KOF	88 %	
	BOF5	88 %	
	Tot-N	35 %	
	Tot-P	95 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	38	mg/l
	COD	58	mg/l
	BOD5	21	mg/l
	Tot-N	23	mg/l
	Tot-P	0.3	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	66 %	

### 4.3 Prosessløsninger med MBR

Membran bioreaktor (MBR) prosesser er en kombinasjon av en bioreaktor og en membran til separasjon av slam. Ved å bruke membraner i slamseparasjonstrinnet unngår man begrensningen på slamkonsentrasjon i luftetanken på et aktivslamanlegg som diskutert ovenfor. Man oppnår også svært god kvalitet på rensset vann med hensyn til partikulære parametere. Dette vil være fordelaktig der man ønsker å forbedre rensprosessen ytterligere ved å inkludere et poleringstrinn som for eksempel aktivt karbon eller ønsker muligheten til å desinfisere. Teknologien gir også mulighet for å operere med høy slamalder og lav slamproduksjon.

De høye konsentrasjonene av slam i luftetanken gir imidlertid høyere viskositet og dårligere betingelser for oksygenoverføring enn i aktivslamprosesser med lavere slamkonsentrasjon. Dette gir høyt luftbehov for et gitt oksygenforbruk i forhold til bioreaktorer med lavere slamkonsentrasjon og også høyt energiforbruk per m<sup>3</sup> behandlet vann.

MBR prosesser har enten membranene internt i den biologiske reaktoren eller eksternt i en egen membrantank. For løsninger med internt dykkede membraner benyttes ofte hulfibermembraner, men løsninger med flate membraner i rammer finnes også. For løsninger med membranene i en separat membrantank kan de samme membranene benyttes, men også løsninger med rørmembraner. Nødvendig differensialtrykk over membranen kan etableres ved sug for internt dykkede membranløsninger. For løsninger med ekstern membrantank/-beholder/-trykkør kan også trykksetting med pumping benyttes.

Det finnes prosesskonfigurasjoner for ulike applikasjoner. For løsninger med internt dykkede membraner har man ingen slamretur i vanlig forstand og eventuelle returstrømmer vil ha samme konsentrasjon som ellers i luftetanken.

Biofilmprosesser, inkludert MBBR, har også blitt kombinert med membraner. Dette gir mulighet for lavere konsentrasjoner av suspendert slam i bioreaktoren og potensielle fordeler med hensyn til luftbehov og membranfluks.

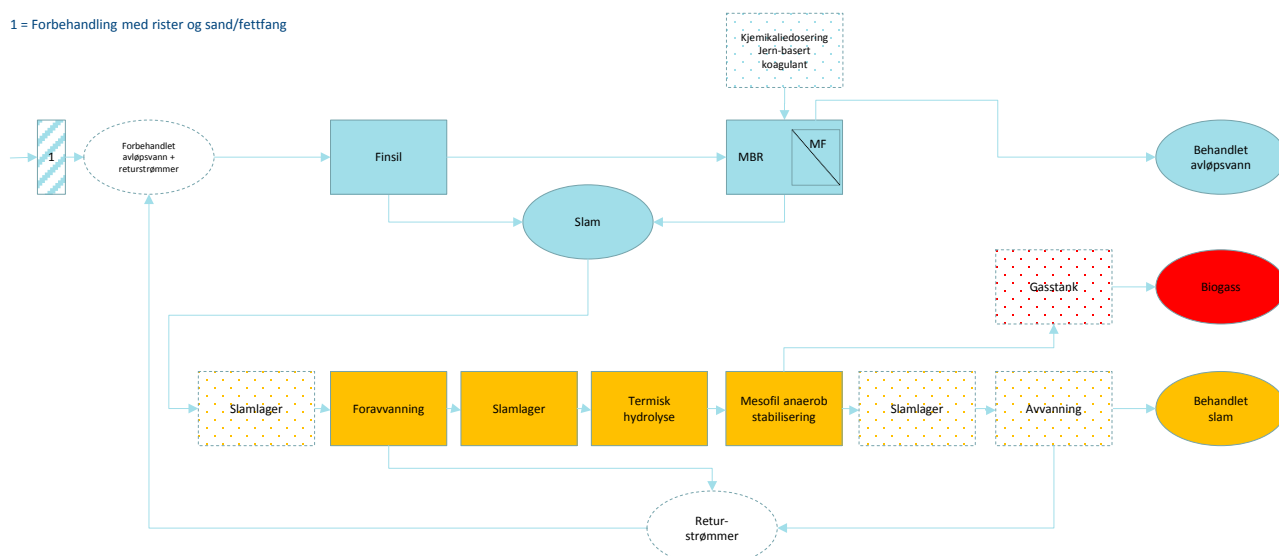
#### 4.3.1 MBR med simultanfelling, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering

Bruk av MBR for å oppnå fosforkrav og sekundærrenssekav kan implementeres i en løsning som vist i Figur 11. Løsningen er tilsvarende som prosessen for simultanfelling med aktiv slam, men forsedimenteringen er byttet med finsiling og sluttsedimenteringen er byttet med dykkede membraner internt i luftetanken.

Man oppnår derved en vesentlig mer kompakt prosess samtidig som man får bedre kvalitet på rensset avløp. I areal- og volumberegningene i denne utredningen er det for denne prosessløsningen valgt en slamkonsentrasjon på 15 g/l og en dimensjonerende fluks i membrananlegget på 25 l/m<sup>2</sup>\*time. Dette er relativt høye verdier. I Ødegaard (2012) angis slamkonsentrasjoner i området 7-10 g/l og dimensjonerende fluks på om lag 20 l/m<sup>2</sup>\*time som vanlig.

Valget av verdiene i denne utredningen er gjort for å illustrere potensialet for kompakthet i forhold til andre alternativer, spesielt MBBR alternativet, og avveiningen mellom kompakthet og energiforbruk. Det vil framgå av areal- og volumberegningene at en slik MBR løsning vil ha ca. 25 % og 30 % mindre volum enn

sedimenteringsbassengene i dagens prosesser ved henholdsvis Øra og Fuglevik RA, og at andelen som opptas av membraner utgjør henholdsvis 20 og 25 % av luftetanken. Ved implementering av en slik løsning i eksisterende volumer vil man trolig velge å utnytte hele volumet og derved kunne redusere både slamkonsentrasjon og ha plass til å øke membranarealet og benytte en lavere dimensjonerende membranfluks.



**Figur 11. MBR med simultanfelling, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.**

Ved areal- og volumberegningene er det tatt utgangspunkt i data fra hulfiber membraner av type ZeenonZeeWeed.

Ved beregningen av luftbehov er det lagt til grunn at oksygenoverføringen vil være lavere enn i aktivslamanlegg på grunn av økt slamkonsentrasjon med en  $\alpha$ -verdi på 0.25 (Gildemeister, 2003).

Slambehandlingsalternativet som er vist i Figur 11, er det samme som beskrevet for alternativet med en høyt belastet MBBR. Med en MBR løsning vil man ikke ha behov for gravitasjonsfortykking som første trinn i slambehandlingsprosessen, noe som også bidrar til å reduserer totalt areal- og volumbehov i forhold til konvensjonell simultanfelling i aktiv slam.

Resultatet av beregningene av areal, volum og ytelse for prosessløsningen med MBR med simultanfelling, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering er vist i Tabell 19 og Tabell 20 for FRA, og Tabell 21 og Tabell 22 for ØRA. Det understrekes at beregningene ikke dekker alle enhetene i prosessløsningen, og er utført som grunnlag for en relativ sammenligning av alternativene.

**Tabell 19. FRA: MBR med simultanfelling, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>1.7</b>	<b>775</b>	<b>2473</b>				
Finsil		56	28	8	2.8	2.5	1.8
MBR	1.7	719	2445	4	29	6.2	3.4
Intern membranmodul	0.4	159	331	4	7.4	6.2	3.4
<b>Slambehandling</b>	<b>312</b>	<b>362</b>	<b>2410</b>				
Foravvanning	38	267	1040	4		9.2	3.9
Ekstra slamlager	24	8	77	1		3.1	10
Hygienisering	0.5	1.0	2.0	1		1.1	2.0
Anaerob stabilisering	250	86	1291	1		10	15

**Tabell 20. FRA: MBR med simultanfelling, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	100 %	
	KOF	98 %	
	BOF <sub>5</sub>	~100 %	
	Tot-N	33 %	
	Tot-P	~100 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	0	mg/l
	COD	10	mg/l
	BOD <sub>5</sub>	~ 0	mg/l
	Tot-N	28	mg/l
	Tot-P	~ 0	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	73 %	

**Tabell 21. ØRA: MBR med simultanfelling, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>2.0</b>	<b>1217</b>	<b>4049</b>				
Finsil		70	35	10	2.8	2.5	1.8
MBR	2.0	1147	4014	5	38	6.0	3.5
Intern membranmodul	0.4	214	447	5	8.0	6.0	3.5
<b>Slambehandling</b>	<b>301</b>	<b>582</b>	<b>3828</b>				
Foravvanning	36	434	1687	6		9.6	3.9
Ekstra slamlager	24	13	125	1		4.0	10
Hygienisering	0.5	1.6	3.2	1		1.4	2.0
Anaerob stabilisering	240	134	2013	1		13	15

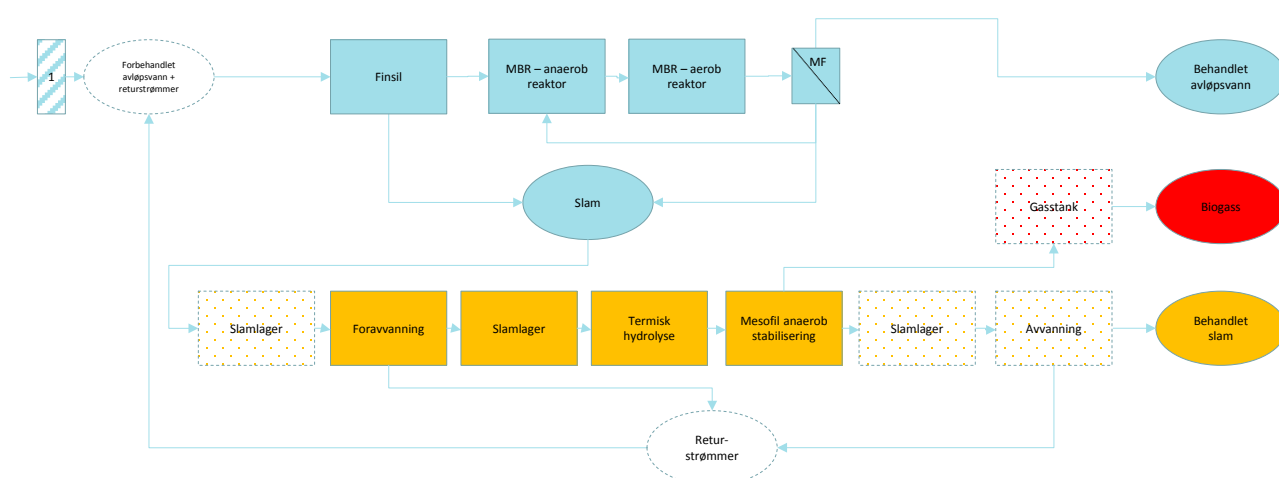
**Tabell 22. ØRA: MBR med simultanfelling, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	100 %	
	KOF	98 %	
	BOF5	~100 %	
	Tot-N	33 %	
	Tot-P	~100 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	0	mg/l
	COD	10	mg/l
	BOD5	~ 0	mg/l
	Tot-N	24	mg/l
	Tot-P	~ 0	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	77 %	

### 4.3.2 Bio-P i MBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering

Man kan også ha en prosessløsning med bio-P i en MBR. Slam må da resirkuleres fra utløpet av den aerobe sonen til innløpet av den anaerobe sonen. Samtidig ønsker man å unngå retur av oksygen til den anaerobe sonen. Det vil derfor være gunstig med en oppkonsentrering av returslamstrømmen i forhold til konsentrasjonen i luftetanken. I et MBR anlegg kan dette oppnås ved bruk en eksternt plassert membranmodul med høy gjenvinningsgrad. Et blokkdiagram av en løsning med bio-P i MBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering er vist i Figur 12.

1 = Forbehandling med rister og sand/fettfang



**Figur 12. Bio-P i MBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.**

Det vil være en begrensning i hvor høy gjenvinningsgrad man kan ha i den eksterne membranmodulen ved ulike slamkonsentrasjoner og samtidig opprettholde tilstrekkelig fluks av rensert vann. Løsningen vil derfor måtte optimaliseres. I areal- og volumberegningene i denne utredningen er det lagt til grunn en dobling av slamkonsentrasjonen i slamreturen.

Løsningen er forøvrig lik løsningen med simultanfelling i en MBR, med de samme fordeler og begrensinger som diskutert tidligere i avsnittet om prosessløsninger med MBR.

Resultatet av beregningene av areal, volum og ytelse for prosessløsningen med MBR med simultanfelling, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering er vist i Tabell 23 og Tabell 24 for FRA, og Tabell 25 og Tabell 26 for ØRA. Det understrekes at beregningene ikke dekker alle enhetene i prosessløsningen, og er utført som grunnlag for en relativ sammenligning av alternativene.

**Tabell 23. FRA: Bio-P i MBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>2.6</b>	<b>1259</b>	<b>3912</b>				
Finsil		56	28	8	2.8	2.5	1.8
Anaerob MBR	1.3	1045	1883	4	42	6.2	3.4
Aerob MBR	1.1		1670				
Ekstern membranmodul	0.2	159	331	4	7.4	5.3	2.1
<b>Slambehandling</b>	<b>334</b>	<b>88</b>	<b>1238</b>				
Foravvanning	0.3	4	3	2	2.4	0.7	0.9
Ekstra slamlager	24	6	57	1		2.7	10
Hygienisering	0.5	0.7	1.5	1		1.0	2.0
Anaerob stabilisering	309	78	1176	1		10	15

**Tabell 24. FRA: Bio-P i MBR, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	100 %	
	KOF	98 %	
	BOF <sub>5</sub>	~100 %	
	Tot-N	33 %	
	Tot-P	~100 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	0	mg/l
	COD	10	mg/l
	BOD <sub>5</sub>	~ 0	mg/l
	Tot-N	28	mg/l
	Tot-P	~ 0	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	69 %	

**Tabell 25. ØRA: Bio-P i MBR, termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.**

Prosesstrinn	HRT, [timer]	Areal, [m <sup>2</sup> ]	Våttvol., [m <sup>3</sup> ]	# linjer	Dimensjoner for 1 prosesslinje		
					Lengde, [m]	Bredde, [m]	Dybde, [m]
<b>Avløpsbehandling</b>	<b>2.7</b>	<b>1713</b>	<b>5482</b>				
Finsil		70	35	10	2.8	2.5	1.8
Anaerob MBR	1.3	1429	2650	5	48	6.0	3.5
Aerob MBR	1.2		2350				
Ekstern membranmodul	0.2	214	447	4	10	5.3	2.1
<b>Slambehandling</b>	<b>334</b>	<b>122</b>	<b>1709</b>				
Foravvanning	0.3	5	4	2	2.4	1.0	0.9
Ekstra slamlager	24	8	78	1		3.2	10
Hygienisering	0.5	1.0	2.0	1		1.1	2.0
Anaerob stabilisering	309	108	1625	1		12	15

**Tabell 26. ØRA: Bio-P i MBR, renseeffekt og utløpskonsentrasjoner i avløpsbehandlingen.**

Avløpsbehandling	Parameter		
Renseeffekt:	Suspendert stoff	100 %	
	KOF	98 %	
	BOF5	~100 %	
	Tot-N	33 %	
	Tot-P	~100 %	
Utløpskonsentrasjon:	SS	0	mg/l
	COD	10	mg/l
	BOD5	~ 0	mg/l
	Tot-N	24	mg/l
	Tot-P	~ 0	mg/l
Potensiale for biogass:	KOF til slam	74 %	



## 5 Bærekraftsvurdering av prosessløsningene

I bærekraftsvurderingen av alternativene er det benyttet flervariabel analyse. Dette gjør det mulig å vurdere alle de ulike vurderingskriteriene/variablene samtidig i en helhetlig vurdering. Den flervariabel analysen er basert på prinsipal komponent analyse (PCA). Dette er en matematisk metode som analyserer variasjonen i et datasett. Forenklet kan det forklares slik: Når man skal sammenligne ulike alternativer så vurderer man forskjellen mellom dem. Hvis man har to variabler som beskriver alternativene, for eksempel slamproduksjon og kjemikaliedosering, så kan forskjellen mellom ulike alternativer enkelt vises på papir eller PC-skjerm. Man kan lage en figur i to dimensjoner med datapunkter for slamproduksjon som funksjon av kjemikaliedosering for ulike alternativer. Dersom man har flere variabler så vil antall dimensjoner øke tilsvarende og det blir ikke mulig å se det for seg. Verdiene for de ulike variablene vil imidlertid utgjøre en datasverm i et fler-dimensjonalt rom med like mange dimensjoner som antall variabler. Ofte vil variablene ikke være uavhengige av hverandre, men samvariere i ulik grad noe som vil gjøre det vanskelig å vurdere deres innbyrdes betydning. I en PCA bestemmer man nye variabler, prinsipal komponenter, som er lineærkombinasjoner av de opprinnelige variablene. Analysen gjøres slik at den første prinsipalkomponenten (PC1) ligger i den retningen i rommet som har den største variasjonen. Den neste prinsipalkomponenten (PC2) vil ligge i den retningen som har nest størst variasjon og så videre til man har beskrevet all variasjon i hele datasettet. Prinsipalkomponentene er uavhengige av hverandre noe som gjør det lettere å vurdere innbyrdes betydning av variabler. Ved å benytte bare den første prinsipalkomponenten, eller noen få, så vil man fokusere på de største variasjonene mellom variablene i datasettet som også beskriver de viktigste forskjellene mellom alternativene.

### 5.1 Kvantitative variabler

I den flervariabel analysen vil variabler som er direkte proporsjonale gi samme informasjon om den relative forskjellen mellom prosessalternativene. Det er derfor bare tatt med en variabel av flere, der flere variabler er vurdert å ville være proporsjonale. For eksempel er biogassproduksjon og energi fra biogass vurdert å være proporsjonale i denne utredningen og bare biogassproduksjon er tatt med i analysen.

For slambehandlingen vil varmebehovet for hygienisering dekkes gjennom varmen som utvikles i prosessen og tilført ekstern energi. Varmegjenvinning vil bli utnyttet, og jo mer gjenvinning av varme man har, jo mindre tilskuddsvarme må tilføres. I bærekraftsanalysen er produktet av slammengde, vanninnhold og temperaturøkning benyttet som prokxyindikator for energibehovet til hygienisering i slambehandlingen. Logikken er at en høy indikatorverdi vil enten kreve ressurser i form av varmeveksling eller tilført ekstern energi enn en løsning med lav verdi av prokxyindikatoren.

Tilsvarende er produktet av slammengde fra avløpsbehandlingen og vanninnhold benyttet som prokxyindikator for energibehovet til fortykking i slambehandlingen.

Avvanning av hygienisert og stabilisert slam er antatt å skje til samme TS-%. Energibehov og avvanningsutstyr vil stå i forhold til slammengder som er benyttet som prokxyindikator for disse. Det er ikke vurdert ulike typer avvanningsteknologi, eller skalering av størrelser avhengig av slammengder.

Karbonfotavtrykket for bygging og drift ble beregnet for å gjøre en relativ sammenligning og er basert på en livssyklus analyse (LCA) som omfattet bygging, drift og disponering av avfall. Verdiene i LCA analysen ble beregnet per m<sup>3</sup> avløpsvann. Basert på areal og volumberegningene ble betongmengden til bygging estimert, og benyttet til å beregne forbruket av andre materialer og innsatsfaktorer for bygging (Tabell 27) basert på Doka, (2003). Ved siden av energiforbruk i prosessen og energiproduksjon fra biogass, ble transport av slam (20 km) inkludert i LCA beregningen som ble utført med SIMAPRO med data fra Ecoinvent databasen.

**Tabell 27. Innsatsfaktorer ved bygging av avløpsrensaneanlegg.**

Material/Construction Process	Value (per m <sup>3</sup> concrete in civil structures)
Excavation by hydraulic digger	3.48 m <sup>3</sup>
Material transportation by 28 tonne lorry	49.29 t km
Material transportation by rail	58.30 t km
Electricity consumption for construction	0.04 kWh
Reinforcing steel	77.58 kg
Water consumption	121.98 kg
Aluminium	0.87 kg
Limestone	21.45 kg
Chromium steel (stainless steel)	6.23 kg
Fibreglass	1.96 kg
Copper	0.92 kg
Synthetic rubber (EPDM)	0.88 kg
Rock wool (insulation material)	0.87 kg
Organic chemicals	4.05 kg
Bitumen	0.50 kg
Inorganic chemicals	0.50 kg
Low density polyethylene (LDPE)	0.02 kg
High density polyethylene (HDPE)	2.44 kg
Polyethylene terephthalate (PET)	2.46 kg

Tabellen med verdiene for de kvantitative variablene benyttet i bærekraftsanalysen er gitt i vedlegg A2.

## 5.2 Kvalitative variable

Ved siden av de kvantitative variablene fra prosess-, areal- og volumberegningene, ble det definert flere vurderingskriterier som ble kvalitativt vurdert. Disse ble tatt inn i bærekraftsvurderingen ved å gi dem en betydningen på en skala fra 1 til 3, positiv, ingen betydning, negativ for vurderingen av de ulike teknologialternativene (Tabell 28).

Det ble ikke skilt spesielt mellom de ulike slambehandlingsteknologiene i den kvalitative vurderingen. Alle slambehandlingsteknologiene som er vurdert i denne utredningen er vurdert som modne, med lavt behov for testing og uten spesielle kompetansekrav utover det MOVAR og FREVAR har i dag. Arbeidsbelastning og vedlikehold er relatert til størrelsen og vurdert samlet for totalprosessen. Med råtnetanken som den dominerende enheten i beregningene er forskjellene i areal- og volumbehov i stor grad styrt av avløpsprosessen. I forhold til arbeidsmiljø er lukt en faktor. For alle de vurderte slambehandlingsteknologiene kan lukt være et problem slik at luktreduserende tiltak vil være nødvendig. Det er imidlertid ikke skilt mellom behovene for de ulike slambehandlingsteknologiene. Det er heller ikke skilt på robusthet, i

betydningen evne til å håndtere variasjoner i slammengde, for slambehandlingsalternativene. Det er antatt at dette vil bli håndtert ved buffervolum i slambehandlingslinjen.

Kriteriet fleksibilitet og de som omhandler spesielle forurensingsparametere ble inkludert med tanke på avløpsprosessen, og slambehandlingen ble ikke vurdert i forhold til disse.

For avløpsprosessene er arbeidsbelastning vurdert ut fra kompleksiteten i prosessutstyret. For arbeidsmiljø er det lagt vekt på kjemikaliebruk og -håndtering. For kompetansekriteriet er det vurdert at biologisk fosforfjerning er mer kompetansekrevende enn kjemisk felling. Og at membranfiltrering og drift av en ny type reaktor for bio-P i MBBR er mer kompetansekrevende enn de andre alternativene. For kriteriet robusthet er det vurdert at kjemisk felling i kombinasjon med en biologisk prosess gir mer robusthet enn en rent biologisk prosess, og at aktivslam vil være mest sårbar for slamflukt. Med fleksibilitet er det lagt vekt på muligheten til å endre konfigurasjon eller endre prosessen til å møte framtidige krav. Her har alternativene med aktivslam og MBR fått best vurdering fordi man med de aktuelle reaktorvolumene vil kunne endre fra kjemisk felling til biologisk fosforfjerning. MBBR alternativet med kjemisk felling er vurdert som enklere å endre enn prosessen med bio-P i en MBBR karusell. Vedlikehold er vurdert ut fra det totale arealet for avløps- og slambehandlingsprosess og kompleksiteten av prosessutstyret.

**Tabell 28. Kvalitative vurderingskriterier og tallfesting av disse.**

	MBBR og kj.felling	Bio-P MBBR	Simultf. i aktivslam	Bio-P i aktivslam	MBR og kj.felling	Bio-P i MBR
Arbeidsbelastning	2	2	1	1	3	3
Arbeidsmiljø	2	1	2	1	3	2
Kompetanse	1	3	1	2	3	3
Robusthet	1	2	1	3	1	2
Fleksibilitet	2	3	1	1	1	1
Vedlikehold	1	2	3	3	2	2
Organiske miljøgifter	3	2	2	2	1	1
Nanopartikler	2	3	2	3	1	1
Mikroplast	2	2	2	2	1	1
Poleringstrinn	2	2	3	3	1	1
Modenhet	1	3	1	1	2	3
Testing	1	2	1	2	2	3

Kriteriet "Organiske miljøgifter" er vurdert ut fra evnen prosessalternativet vil ha for fjerning av organiske miljøgifter. Her vil det være stor variasjon, men upolare, fettløslige forbindelser vil i større grad enn vannløslige polare forbindelser, kunne adsorberes til slam. Prosessalternativene med mer slam og/eller biofilm overflate har fått bedre vurdering enn en høyt belastet MBBR. De to MBR alternativene har fått best vurdering pga. membranseparasjon som gir bedre utløpskvalitet mht. partikler. De polare forbindelsene vil følge avløpsvannet, og vil trolig brytes ned i relativt liten grad pga. de relativt høye organiske belastningene i disse prosessløsningene som skal møte sekundærrensing for organisk stoff. Mikroplast vil fjernes i alle

prosessløsningene avhengig av separasjonseffektivitet. Det er ikke skilt mellom MBBR løsningene og aktivslamløsningene, men MBR løsningene har fått best vurdering. Alle prosessene er i fullskala bruk, men bio-P i en kontinuerlig MBBR prosess er sammen med bio-P i MBR vurdert som mindre moden enn de tradisjonelle alternativene med aktiv slam og MBBR med kjemisk felling. Behovet for testing er vurdert slik at dette vil større for løsningene med bio-P enn kjemisk felling og at bruk av membraner også bør testes, spesielt for verifisere designkriteriet benytte i denne utredningen.

### 5.3 Vekting av kvantitative og kvalitative variable/kriterier

Brukerens og beslutningstakerens syn og vurdering er viktig i en bærekraftsvurdering. MOVAR og FREVAR har derfor vektet de ulike kvantitative og kvalitative variablene/kriteriene. Vektingen er gitt på en skala fra 1 til 3 der 1 gir lavest vekting og 3 gir høyest vekting. Disse vektene ble benyttet i den flervariabel analysen og rangeringen av alternativene som presenteres i de neste avsnittene. Variablene og oppdragsgivers vekting er vist i Tabell 29 nedenfor. Målene og kriteriene i bærekraftsvurderingen dekker de tradisjonelle dimensjonene i bærekraft, miljø, samfunn og økonomi. Det er i tillegg tatt inn forvaltning og prosess i tråd med resultatene fra bl.a. EU-prosjektet TRUST.

Oppdragsgivers vekting av de ulike kriteriene og indikatorene er vist i tabellen. I arbeidet med bærekraftanalysen ble det lagt til flere indikatorer spesielt under energiforbruk i prosessene. I slike tilfeller ble samme vekting for alle indikatorer under samme kriterium benyttet.

For kriteriet "ytre miljø" ble støy og trafikk korrelert mot luftmengde til avløpsprosessen i den flervariabel analysen som derfor fikk en høyere vekting enn opprinnelig gitt av MOVAR. Dette fordi blåsemaskinene er vurdert å ville utgjøre en vesentlig støykilde. Transport ble korrelert mot mengde avvannet slam og kjemikaliebruk som også fikk en høyere vekting enn opprinnelig gitt av MOVAR. Indikatoren "O<sub>2</sub> forbruk til karbonoksidasjon" ble gitt samme vekting som "spesifikk biogassproduksjon", fordi denne indikatoren gir et mål på hvor mye potensialet for biogass reduseres i avløpsbehandlingen.

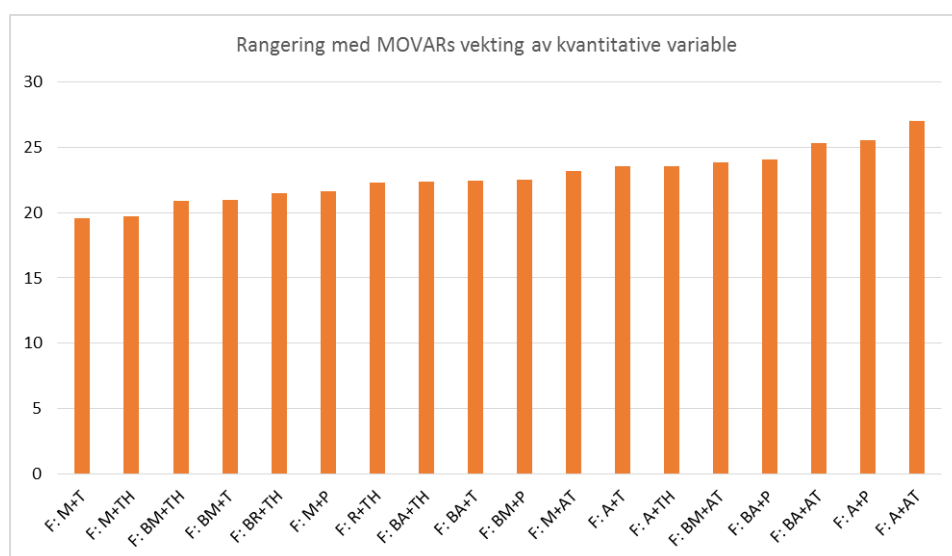
**Tabell 29. Mål, kriterier og indikatorer vektet av oppdragsgiver i bærekraftsvurderingen.**

Bærekraftsdimensjon	ID	Kvalitativt mål	ID	Kriterier	ID	Indikatorer	Enhet	Type indikator	Vekting MOVAR	Vekting FREVAR
M/Ø/P	1	Energieffektivitet	11	Energiforbruk i behandlingsprosessen	111	Spesifikk energiforbruk til lufting	kWh/m <sup>3</sup>	Kvantitativ	3	2
			12	Potensiale for energiproduksjon	121	Spesifikk biogassproduksjon	Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	Kvantitativ	2	3
					122	O <sub>2</sub> forbruk til karbonoksidasjon	kg O/m <sup>3</sup>	Kvantitativ	2	3
P/S/F/Ø	2	Driftseffektivitet	21	Kjemikaliebruk	211	Kjemikaliedosering	kg/m <sup>3</sup>	Kvantitativ	2	1
			22	Arbeidsbelastning	221	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	2	2
			23	Arbeidsmiljø	231	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	3	3
			24	Kompetanse	241	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	1	1
			25	Robusthet	251	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	2	3
			26	Fleksibilitet	261	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	3	1
			27	Vedlikehold	271	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	2	1
Ø/M	3	Arealeffektivitet	31	Arealeffektive anlegg	311	Totalt areal	m <sup>2</sup>	Kvantitativ	1	3
					312	Andel ekstra areal til AB	--	Kvantitativ	2	3
					313	Totalt volum	m <sup>3</sup>	Kvantitativ	1	3
					314	Andel ekstra volum til AB	--	Kvantitativ	2	3
F/M	4	Utnyttelsen av slam	41	Utnyttelsen av slam	411	Utråtnet slam	kg TS/m <sup>3</sup>	Kvantitativ	2	1
			42	Foredling av næringsstoffer i slam	421	Dosering av metal koagulant	g Fe/m <sup>3</sup>	Kvantitativ	2	1
F/M	5	Evne til å fjerne mikroforurensninger	51	Organiske miljøgifter	511	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	1	1
			52	Nanopartikler	521	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	1	1
M	6	Carbon footprint	61	CO <sub>2</sub> footprint forbundet med bygging	611	Global warming potential - bygging	GPW(100)	Kvantitativ	1	1
			62	CO <sub>2</sub> footprint forbundet drift	621	Global warming potential - drift	GWP(100)	Kvantitativ	2	1
Ø/P	7	Risiko ved satsing på ny teknologi	71	Modenhet	711	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	1	2
			72	Behov for testing	721	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	2	2
M/S	8	Ytre miljø/omgivelser	81	Lukt	811	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	3	1
			82	Støy	821	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	3	1
			83	Trafikk	831	Relativ, 1-3 (lav - middels - høy)	--	Kvalitativ	2	1

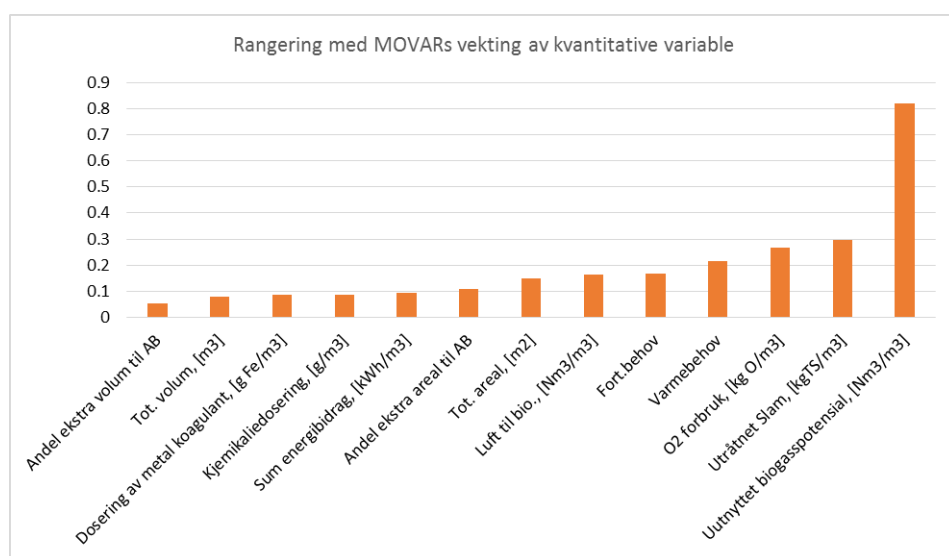
F: Forvaltning, M: Miljø, S: Samfunn, P: prosess, Ø: Økonomi

## 5.4 Bærekraftsvurdering for MOVAR

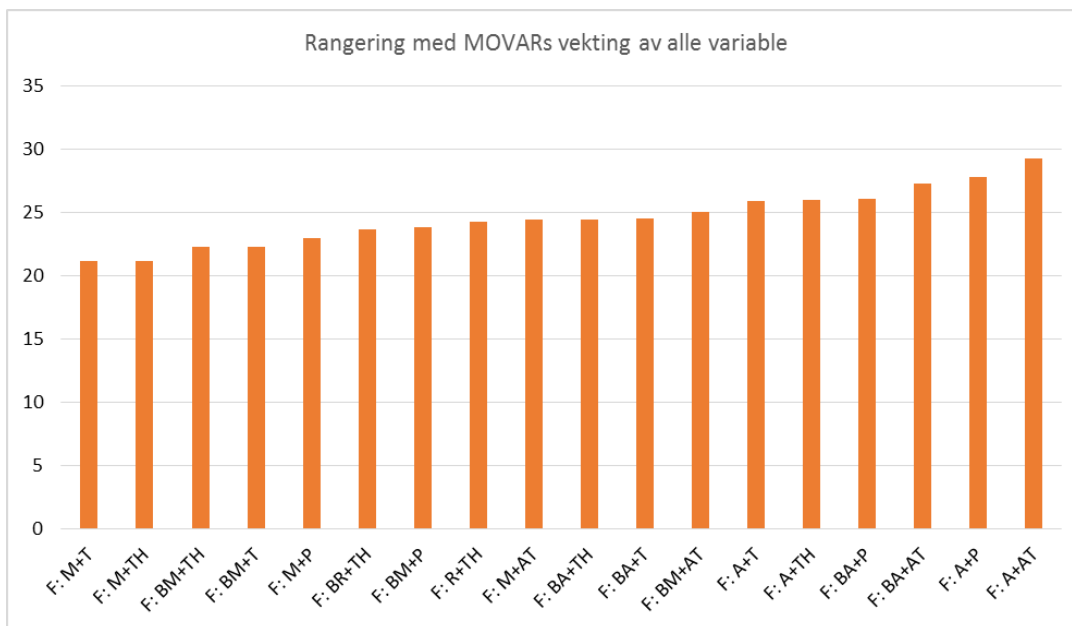
Resultatene fra rangeringen av alternativer for MOVAR er vist i Figur 13 til Figur 16 nedenfor. Man ser at alternativene med MBBR og termofil anaerob stabilisering eller termisk hydrolyse har best rangering mht. bærekraft enten man ser bare på de kvantitative eller på alle kriteriene. Deretter følger løsningen med bio-P i MBBR og de samme slambehandlingsalternativene.



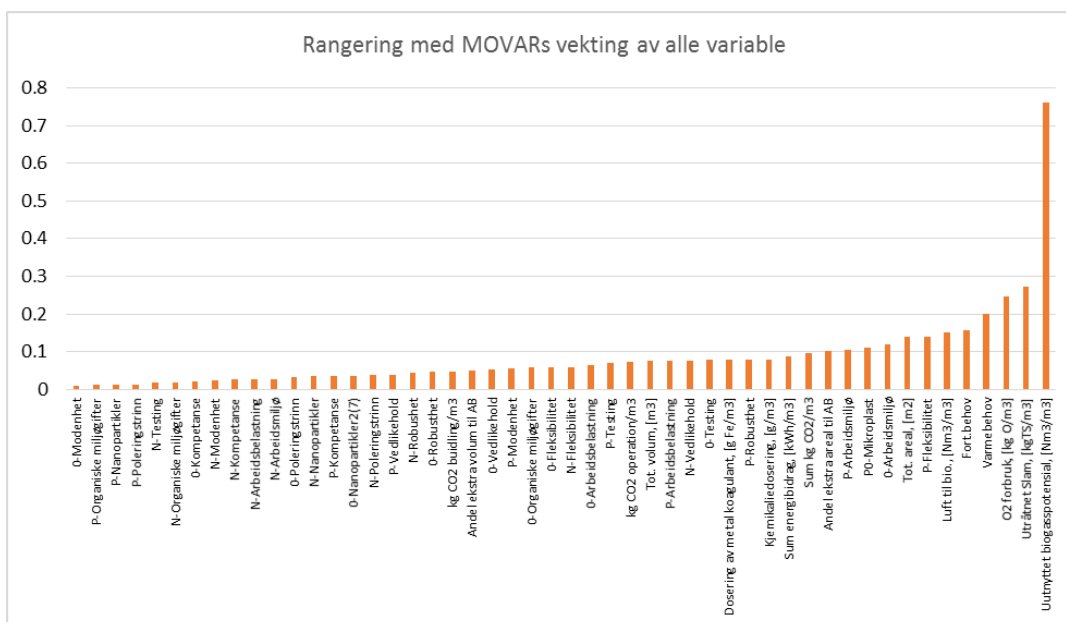
**Figur 13. Relativ score (lavest er best) av løsningene for Nye Fuglevik RA (F) basert på kvantitative prosessstekniske variabler** (Ulike kombinasjoner av avløpsbehandling og slambehandling er forkortet slik **M**: MBBR, **BM**: Bio-P i MBBR, **A**: Aktivslam, **BA**: Bio-P i aktivslam, **R**: MBR, **BR**: Bio-P i MBR, **TH**: Termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering, **T**: Termofil anaerob stabilisering, **AT**: Aerob termofil forbehandling og mesofil anaerob stabilisering, **P**: Pasteurisering og mesofil anaerob stabilisering).



**Figur 14. Relativ betydning (høyest verdi gir størst betydning) av de kvantitative prosessstekniske variablene for rangeringen vist i Figur 13.**



**Figur 15. Relativ score (lavest er best) av løsningene for Nye Fuglevik RA (F) basert på kvantitative og kvalitative variabler** (Ulike kombinasjoner av avløpsbehandling og slambehandling er forkortet slik **M**: MBBR, **BM**: Bio-P i MBBR, **A**: Aktivslam, **BA**: Bio-P i aktivslam, **R**: MBR, **BR**: Bio-P i MBR, **TH**: Termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering, **T**: Termofil anaerob stabilisering, **AT**: Aerob termofil forbehandling og mesofil anaerob stabilisering, **P**: Pasteurisering og mesofil anaerob stabilisering).

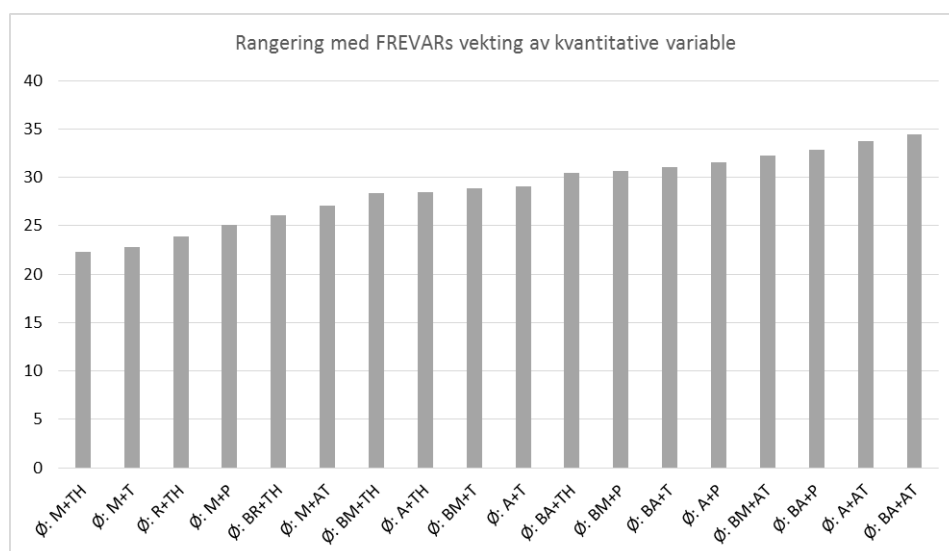


**Figur 16. Relativ betydning (høyest verdi gir størst betydning) av de kvantitative og kvalitative variablene for rangeringen vist i Figur 15.**

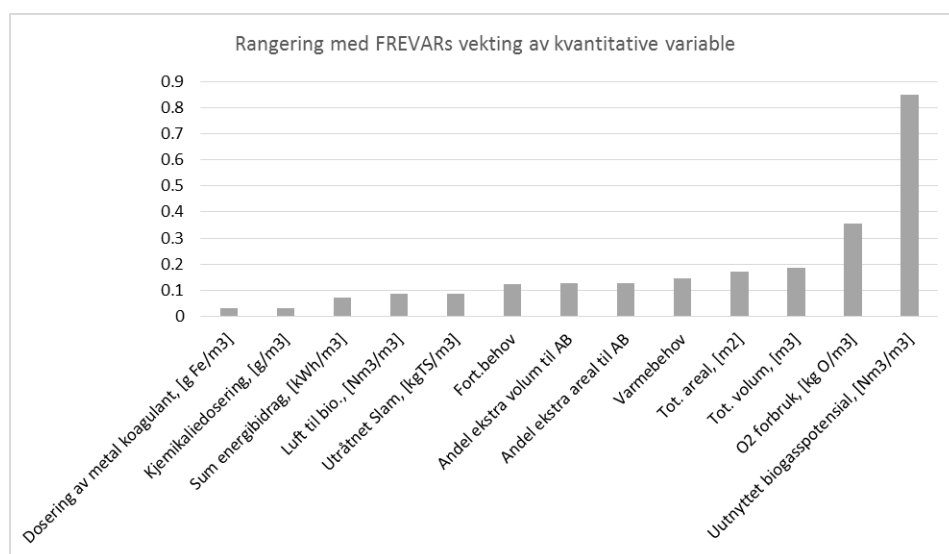
Størst betydning for resultatet er indikatorene knyttet til potensialet for energiproduksjon, men energiforbruket i prosessen og kriteriene fleksibilitet, arbeidsmiljø, arbeidsbelastning, mikroplast, muligheten for utnyttelse av eksisterende areal og volum og sum av karbonfotavtrykk er også viktig.

## 5.5 Bærekraftsvurdering for FREVAR

Resultatene fra rangeringen av alternativer for FREVAR er vist i Figur 17 til Figur 20 nedenfor. Man ser at alternativene med MBBR og termofil anaerob stabilisering eller termisk hydrolyse har best rangering mht. bærekraft enten man ser bare på de kvantitative eller på alle kriteriene. Deretter følger løsningen med MBR og kjemisk felling og termisk hydrolyse.

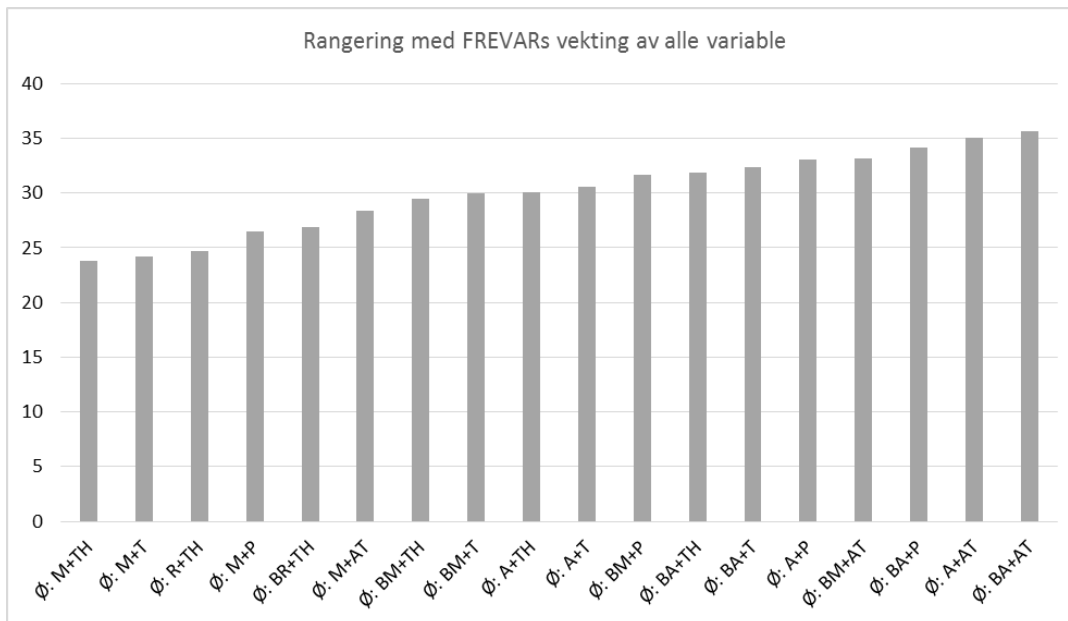


**Figur 17. Relativ score (lavest er best) av løsningene for Nye Øra RA (Ø) basert på kvantitative prosestetniske variabler** (Ulike kombinasjoner av avløpsbehandling og slambehandling er forkortet slik **M**: MBBR, **BM**: Bio-P i MBBR, **A**: Aktivslam, **BA**: Bio-P i aktivslam, **R**: MBR, **BR**: Bio-P i MBR, **TH**: Termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering, **T**: Termofil anaerob stabilisering, **AT**: Aerob termofil forbehandling og mesofil anaerob stabilisering, **P**: Pasteurisering og mesofil anaerob stabilisering).

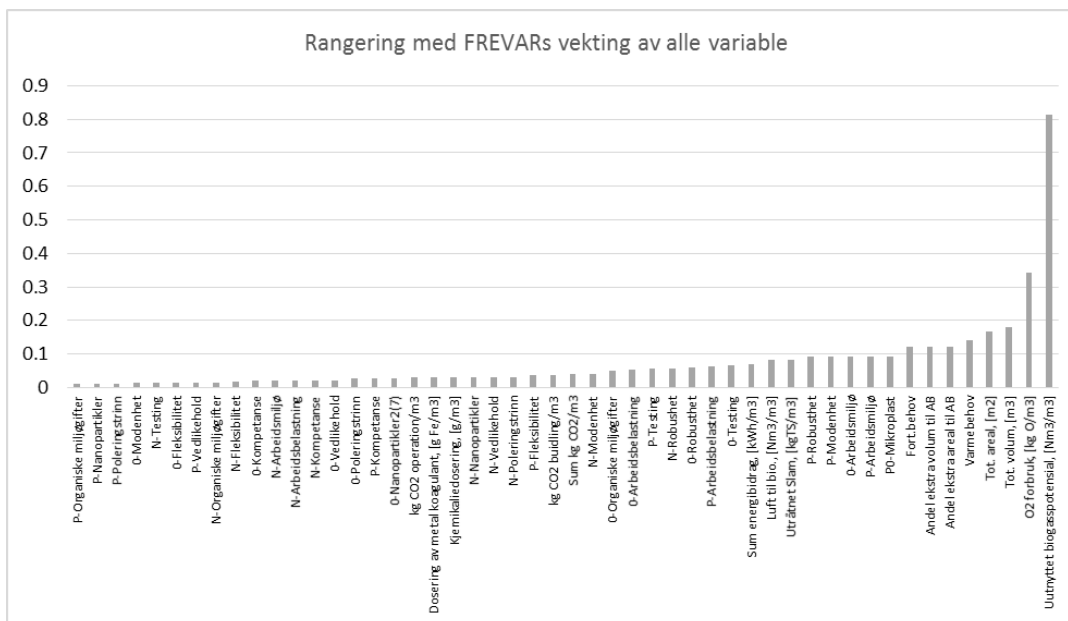


**Figur 18. Relativ betydning (høyest verdi gir størst betydning) av de kvantitative prosestetniske variablene for rangeringen vist i Figur 17.**





**Figur 19. Relativ score (lavest er best) av løsningene for Nye ØRA RA (Ø) basert på kvantitative og kvalitative variabler** (Ulike kombinasjoner av avløpsbehandling og slambehandling er forkortet slik **M**: MBBR, **BM**: Bio-P i MBBR, **A**: Aktivslam, **BA**: Bio-P i aktivslam, **R**: MBR, **BR**: Bio-P i MBR, **TH**: Termisk hydrolyse og mesofil anaerob stabilisering, **T**: Termofil anaerob stabilisering, **AT**: Aerob termofil forbehandling og mesofil anaerob stabilisering, **P**: Pasteurisering og mesofil anaerob stabilisering).



**Figur 20. Relativ betydning (høyest verdi gir størst betydning) av de kvantitative og kvalitative variablene for rangeringen vist i Figur 19.**

Størst betydning for resultatet er indikatorene knyttet til potensialet for energiproduksjon. Deretter følger indikatorer knyttet til størrelse av totalprosessen, utnyttelse av eksisterende areal og volum, og energiforbruket i prosessen. Arbeidsmiljø, mikroplast og modenhet har størst betydning av de kvalitative kriteriene.

## 6 Konklusjon og anbefalinger

Både MOVAR og FREVAR anbefales å utrede nærmere en løsning basert på finsiling, høyt belastet MBBR og flotasjon til avløpsbehandling.

Alternativt til flotasjon kan andre kompakte separasjonsprosesser benyttes. For å komme minst like godt ut i bærekraftsvurderingen må de ha dokumentert samme ytelse med slam fra kjemisk felling og likt eller lavere spesifikt energiforbruk.

Til slambehandlingsprosess anbefales det å utrede nærmere termofil anaerob stabilisering, og termisk hydrolyse og anaerob stabilisering.

Energiforbruket i slambehandlingsprosessene ble i denne utredningen anslått ved prokxyindikatorer for energibehov knyttet til fortykking og hygienisering, og bør verifiseres i videre arbeid.

Dersom MOVAR ønsker å utrede flere alternativer for avløpsbehandling nærmere, indikerte bærekraftanalysen en løsning med biologisk fosforfjerning.

Dersom FREVAR ønsker å utrede flere alternativer for avløpsbehandling nærmere indikerte bærekraftanalysen en løsning med MBR.

## 7 Referanser

Barnard, J.L., Stevens, G.M. and Leslie, P.J. (1985): Design strategies for nutrient removal plant Wat. Sci. Tech., Vol. 17, No. 11-12, pp. 233-242.

Cambi (2017). <http://www.cambi.com/Products/Cambi-SolidStream>, lastet 2017-05-29.

Doka, G., 2003. Life cycle inventory of wastewater treatment. In: Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services – Ecoinvent Report No.13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf (Part IV-Chapter 4).

Gildemeister, R. (2003). Survey of membrane bioreactor (MBR), Berlin, Germany: Technical University of Berlin.

Helness, H and Ødegaard, H. (1999): "Biological phosphorous removal in a sequencing batch moving bed biofilm reactor" Wat. Sci. Tech. Vol 40, No 4-5, pp 161-168.

Helness, H and Ødegaard, H. (2001): "Biological phosphorous and nitrogen removal in a moving bed biofilm reactor" Wat. Sci. Tech. Vol 43, No 1, pp 233–240.

Helness, H. and Ødegaard, H. (2005). "Biological phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater with a moving bed biofilm reactor". In: Proceedings of IWA Specialized Conference Nutrient

Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, Krakow, 19–21 September 2005, pp 435–444. ISBN 83-921140-1-9

Helness, H., Melin, E., Ulgenes, Y., Järvinen, P., Rasmussen, V. and Ødegaard, H. (2005): “High-rate Wastewater Treatment Combining a Moving Bed Biofilm Reactor and Enhanced Particle Separation”, *Wat. Sci. Tech.*, Vol 52, No 10-11, pp 117–127.

Helness H (2007) Biological phosphorous removal in a moving bed biofilm reactor. Dr. ing. avhandling, 2007:177 Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet (NTNU), Trondheim, Norge.

Jahre Nilsen, P. (2017). Paal Jahre Nilsen, Cambi, personlig meddelelse.

Morgenroth, E. and Wilderer, P. A. (1999): Controlled biomass removal – the key parameter to achieve enhanced biological phosphorus removal in biofilm systems. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 39, No. 7, pp. 33-44.

Morgenroth, E. and Wilderer, P. A. (2000): Influence of detachment mechanisms on competition in biofilms. *Wat. Res.*, Vol. 34, No. 2, pp. 417-426.

Norsk Vann (2010a). Behandlingsmetoder som er i bruk i Norge, for å stabilisere og hygienisere slam, Norsk Vann.

Norsk Vann, (2010b). Hygienisering av avløpsslam. Anbefalt opplegg for kontroll/dokumentasjon av hygieniseringsmetoder, Norsk Vann.

Norsk Vann (2014). Norsk Vann rapport 205/2014. En bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene.

Norsk Vann (2017). <https://norskvann.no/index.php/10-nyheter/1505-myndighetene-krever-tiltak-mot-utslipp-av-biofilmbaerer-av-plast>[12/05/2017 12:16:51]

Pastorelli G., Canziani R., Pedrazzi L. and Rozzi A. (1999): Phosphorus and nitrogen removal in moving-bed sequencing batch biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 40, No. 4-5, pp. 169-176.

Rydtun, B. (2017). Bjørn Rydtun, Krüger Kaldnes, personlig meddelelse.

Salsnes Filter (2017). Salsnes Filter - SF Technical Data Sheet, Salsnes Filter As.

Saltnes T, Sørensen G, Eikås S (2014) Kontinuerlig biofilmprosess for biologisk fosforfjerning – og nitrogenfjerning, VANN nr 4, 2014.

Saltnes T, Sørensen G, Eikås S (2016) Biological nutrient removal in a continuous biofilm process. Presentert på: IWA Biennial Congress, Brisbane, Australia, Oktober 2016.

Saltnes, T (2017). Torgeir Saltnes, HIAS, personlig meddelelse.

Spinosa, L., & Vesilind, P. A. (Eds.). (2001). *Sludge into biosolids*. IWA publishing.

Yenigün, O., & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review. *Process Biochemistry*, 48(5), 901-911.

Ødegaard H., Rusten B. and Westrum T. (1994). A new moving bed biofilm reactor – Applications and results. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10-11, pp. 93-100.

Ødegaard, H., Rusten, B, Storhaug, R. og Paulsrud, B. (2009). Norsk Vann rapport 168/2009. Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg.

Ødegaard, H. (red) (2012). Vann og avløpsteknikk; Norsk Vann.

## A.1 Innløpsverdiene benyttet i design av de alternative løsningene

**Tabell 30. Innløpsverdiene benyttet i design av de alternative løsningene for Fuglevik RA i 2040**

Qdesign	1479	m3/hour
SS	249	mg/l
COD	434	mg/l
FCOD	152	mg/l
BFCOD	117	mg/l
BOD5	182	mg/l
FBOD5	64	mg/l
Tot-N	41.2	mg/l
NH4-N	27.5	mg/l
Tot-P	4.2	mg/l
PO4-P	2.3	mg/l

**Tabell 31. Innløpsverdiene benyttet i design av de alternative løsningene for Øra RA i 2040**

Qdesign	1992	m3/hour
SS	254	mg/l
COD	493	mg/l
FCOD	172	mg/l
BFCOD	137	mg/l
BOD5	177	mg/l
FBOD5	62	mg/l
Tot-N	35.4	mg/l
NH4-N	23.6	mg/l
Tot-P	5.3	mg/l
PO4-P	2.9	mg/l

## A.2 Verdiene for de kvantitative variablene benyttet i bærekraftsanalysen

Alternative	Dosering										Utråtnet Slam, [kg TS/m <sup>3</sup> ]	Utnyttet biogasspotensial, [Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ]	Sum energibidrag, [kWh/m <sup>3</sup> ]	GWP -		
	Andel ekstra areal til AB	Andel ekstra volum til AB	Tot. areal, [m <sup>2</sup> ]	Tot. volum, [m <sup>3</sup> ]	Kjemikaliedo sering, [g/m <sup>3</sup> ]	av metal koagulant, [g Fe/m <sup>3</sup> ]	O <sub>2</sub> forbruk, [kg O/m <sup>3</sup> ]	Luft til bio., [Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ]	Fort.behov	Varmebehov				bygging, [kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ]	GWP - drift, [kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ]	Sum GWP, [kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> ]
F: M+P	0.00	0.00	917	4719	205.3	32.6	0.04	2.2	0.0143	0.1888	0.26	0.19	0.10	0.0005	0.0076	0.0081
F: BM+P	1.92	1.84	3230	12236	1.3	0.0	0.12	6.2	0.0074	0.1186	0.14	0.21	0.17	0.0053	0.0154	0.0207
F: A+P	4.14	3.98	5860	21349	205.3	32.6	0.10	22.9	0.0334	0.1727	0.23	0.19	0.40	0.0184	0.0490	0.0674
F: BA+P	4.42	4.26	6044	21610	1.3	0.0	0.11	12.0	0.0241	0.1187	0.14	0.21	0.21	0.0205	0.0206	0.0411
F: M+T	0.00	0.00	877	4112	205.3	32.6	0.04	2.2	0.0143	0.1416	0.24	0.17	0.10	0.0004	0.0113	0.0117
F: BM+T	1.92	1.84	3197	11741	1.3	0.0	0.12	6.2	0.0074	0.0890	0.13	0.19	0.17	0.0053	0.0119	0.0172
F: A+T	4.14	3.98	5820	20748	205.3	32.6	0.10	22.9	0.0334	0.1295	0.21	0.17	0.40	0.0184	0.0448	0.0632
F: BA+T	4.42	4.26	6011	21114	1.3	0.0	0.11	12.0	0.0241	0.0891	0.13	0.19	0.21	0.0204	0.0173	0.0378
F: M+AT	0.00	0.00	885	4232	205.3	32.6	0.04	2.2	0.0143	0.1573	0.28	0.21	0.10	0.0004	0.0117	0.0121
F: BM+AT	1.92	1.84	3203	11839	1.3	0.0	0.12	6.2	0.0074	0.0989	0.16	0.22	0.17	0.0053	0.0187	0.0239
F: A+AT	4.14	3.98	5828	20867	205.3	32.6	0.10	22.9	0.0334	0.1439	0.25	0.21	0.40	0.0184	0.0529	0.0713
F: BA+AT	4.42	4.26	6017	21213	1.3	0.0	0.11	12.0	0.0241	0.0990	0.16	0.22	0.21	0.0204	0.0241	0.0445
F: M+TH	0.00	0.00	845	3600	205.3	32.6	0.04	2.2	0.0143	0.2953	0.23	0.16	0.10	0.0003	0.0015	0.0018
F: BM+TH	1.92	1.84	3168	11280	1.3	0.0	0.12	6.2	0.0074	0.1879	0.12	0.18	0.17	0.0052	0.0104	0.0156
F: A+TH	4.14	3.98	5786	20203	205.3	32.6	0.10	22.9	0.0334	0.2687	0.20	0.16	0.40	0.0183	0.0429	0.0612
F: BA+TH	4.42	4.26	5982	20655	1.3	0.0	0.11	12.0	0.0241	0.1881	0.12	0.18	0.21	0.0204	0.0158	0.0362
F: R+TH	0.00	0.00	1137	4883	205.3	32.6	0.11	32.9	0.0180	0.2954	0.22	0.16	0.99	0.0006	0.1236	0.1242
F: BR+TH	0.19	0.09	1348	5149	1.3	0.0	0.13	39.1	0.0068	0.2146	0.14	0.17	1.10	0.0005	0.1360	0.1365
Ø: M+P	0.00	0.00	1206	6410	476.9	55.1	0.05	2.4	0.0179	0.2265	0.33	0.19	0.11	0.0005	0.0122	0.0126
Ø: BM+P	1.46	1.38	4018	15696	1.7	0.0	0.12	5.8	0.0073	0.1186	0.14	0.21	0.16	0.0038	0.0159	0.0197
Ø: A+P	4.12	3.97	8659	32433	476.9	55.1	0.10	21.4	0.0399	0.2105	0.29	0.19	0.37	0.0201	0.0477	0.0677
Ø: BA+P	3.79	3.64	7899	29008	1.7	0.0	0.11	11.5	0.0247	0.1241	0.15	0.21	0.20	0.0172	0.0206	0.0378
Ø: M+T	0.00	0.00	1150	5565	476.9	55.1	0.05	2.4	0.0179	0.1699	0.31	0.18	0.11	0.0004	0.0078	0.0082
Ø: BM+T	1.46	1.38	3974	15032	1.7	0.0	0.12	5.8	0.0073	0.0890	0.13	0.20	0.16	0.0038	0.0126	0.0163
Ø: A+T	4.12	3.97	8598	31520	476.9	55.1	0.10	21.4	0.0399	0.1579	0.27	0.17	0.37	0.0200	0.0431	0.0631
Ø: BA+T	3.79	3.64	7854	28322	1.7	0.0	0.11	11.5	0.0247	0.0931	0.13	0.20	0.20	0.0171	0.0171	0.0342
Ø: M+AT	0.00	0.00	1161	5732	476.9	55.1	0.05	2.4	0.0179	0.1888	0.35	0.21	0.11	0.0004	0.0163	0.0167
Ø: BM+AT	1.46	1.38	3982	15164	1.7	0.0	0.12	5.8	0.0073	0.0989	0.16	0.23	0.16	0.0038	0.0191	0.0229
Ø: A+AT	4.12	3.97	8610	31701	476.9	55.1	0.10	21.4	0.0399	0.1754	0.31	0.21	0.37	0.0200	0.0522	0.0722
Ø: BA+AT	3.79	3.64	7863	28458	1.7	0.0	0.11	11.5	0.0247	0.1035	0.17	0.23	0.20	0.0171	0.0239	0.0410
Ø: M+TH	0.00	0.00	1125	5138	476.9	55.1	0.05	2.4	0.0179	0.3490	0.30	0.17	0.11	0.0003	0.0059	0.0062
Ø: BM+TH	1.46	1.38	3934	14412	1.7	0.0	0.12	5.8	0.0073	0.1879	0.12	0.19	0.16	0.0037	0.0108	0.0145
Ø: A+TH	4.12	3.97	8549	30740	476.9	55.1	0.10	21.4	0.0399	0.3358	0.26	0.16	0.37	0.0199	0.0409	0.0608
Ø: BA+TH	3.79	3.64	7813	27688	1.7	0.0	0.11	11.5	0.0247	0.1881	0.12	0.19	0.20	0.0171	0.0154	0.0324
Ø: R+TH	0.00	0.00	1799	7877	476.9	55.1	0.10	30.9	0.0228	0.3491	0.27	0.15	0.96	0.0006	0.1203	0.1209
Ø: BR+TH	0.10	0.00	1835	7191	1.7	0.0	0.12	36.7	0.0070	0.2146	0.14	0.17	1.06	0.0003	0.1309	0.1313



Teknologi for et bedre samfunn

[www.sintef.no](http://www.sintef.no)