

Eidsvoll Kommune

# ► Mulighetsstudie Nitrogenrensing Bårlidalen RA

Oppdragsnr.: 52500434 Dokumentnr.: RAP-01 Versjon: J06 Dato: 2025-12-19



**Oppdragsgiver:** Eidsvoll Kommune  
**Oppdragsgivers kontaktperson:** Jostein Ertsås  
**Rådgiver:** Norconsult Norge AS, Vestfjordgaten 4, NO-1338 Sandvika  
**Oppdragsleder:** Jon Skule Lundestad  
**Fagansvarlig:** Mina Bergstad  
**Andre nøkkelpersoner:** Ebba Simensen, Poul Degn Pedersen, Bjarne Paulsrud, Jon Arne Engan, Sindre Stefferud, Eivind Wadstensvik Roland, Teodor Opland Sæther, Morten Leine, Helge Hatlemark, Amir M. Kaynia, Geir Morten Knutsen

J06	2025-12-19	For bruk	MinBer, EbSime	MinBer, PoDeg	JSLun
C05	2025-10-27	For godkjenning fra oppdragsgiver	MinBer, EbSime	MinBer, PoDeg	JSLun
B04	2025-07-09	For tilbakemelding fra oppdragsgiver - Kapittel 1-6.4.3	MinBer, EbSime	MinBer	MinBer
B03	2025-05-06	For tilbakemelding oppdragsgiver - Kapittel 1-4	MinBer, EbSime	MinBer, JonEng	JSLun
B02	2025-04-08	For tilbakemelding oppdragsgiver - Kapittel 1-4	MinBer, EbSime	MinBer, JonEng	JSLun
B01	2025-04-04	For tilbakemelding oppdragsgiver - kapittel 1-4	MinBer, EbSime	MinBer, PoDeg	JSLun
<b>Versjon</b>	<b>Dato</b>	<b>Beskrivelse</b>	<b>Utarbeidet</b>	<b>Fagkontrollert</b>	<b>Godkjent</b>

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

## ► Sammen drag

### Bakgrunn

I forbindelse med ny utslippssøknad for Bårlidalen RA har Statsforvalter kommet med krav om å lage en realistisk plan for nitrogenrensing med 70, 80 og 85% renseseffekt innen 2030. Norconsult har utført en mulighetsstudie for å se på utvidelse med nitrogenfjerning dimensjonert for en belastning i 2050 med mulighet for utvidelse for 2070. I tillegg skal det ses på dagens Salsnes-filter, behov for reservekraftaggregat og mottaksanlegg for sand som ikke fungerer tilfredsstillende.

### Dimensjonerende belastning

Nitrogenfjerningsanlegget dimensjoneres for en prosjektert belastningssituasjon i år 2050, med tilrettelegging for kapasitetsutvidelse frem mot 2070. Den framskrevne dimensjonerende belastningen for år 2050 og 2070 har blitt bestemt ut fra økning i PE knyttet til Bårlidalen RA og mulig reduksjon i fremmedvann inn på ledningsnettet.

Avløpsvann som i dag ledes til Feiring RA og Minnesund RA skal føres til Bårlidalen RA for behandling. Den dimensjonerende belastningen for 2050 og 2070 inkluderer derfor tilførsel av avløpsvann fra Feiring og Minnesund RA. I tillegg er SSBs prognose for den høyeste befolkningsframskrivning brukt for å fremskrive tilknyttet antall PE til Bårlidalen RA i 2050 og 2070.

I dette notatet er det lagt inn en målsetting om at andelen fremmedvann kan reduseres fra dagens estimerte nivå på 50,4 % til 40 % innen 2050. Den valgte målsettingen er basert på erfaringer fra arbeid med kartlegging av fremmedvann, samt utarbeidelse av handlingsplaner for reduksjon av fremmedvann og ledningsfornyelse av avløpssystemer for andre oppdragsgivere.

Dimensjonerende belastning, ved 60-persentil, presenteres i Tabell 1.1-1.

Tabell 1.1-1: Dimensjonerende belastning, 60-persentil, for 2050 og 2070

Parameter	Enhet	2050	2070
Q <sub>dim</sub>	m <sup>3</sup> /h	370	450
Q <sub>maksdim</sub>	m <sup>3</sup> /h	970	1180
Q <sub>maks</sub>	m <sup>3</sup> /h	1630	1980
Q <sub>midl</sub>	m <sup>3</sup> /h	340	410
PE		33 600	42 000
TP	kg/d	55	71
TN	kg/d	433	540
KOF	kg/d	4602	5654
BOF	kg/d	2090	2616
SS	kg/d	2439	3052

### Forbehandling og for-filtrering

Dagens innløpsrister er dimensjonert for år 2035 og vil derfor ikke ha kapasitet til framtidig dimensjonerende vannmengde i 2050 og 2070. Norconsult har vært i dialog med leverandører for å identifisere alternative innløpsrister som kan håndtere framtidig kapasitet, til tross for utfordringer knyttet til kanalutforming, økt

hydraulisk belastning og begrenset areal. Basert på dette anbefales det å benytte 2 stk Center-Flo CF 900-1050x5Hex innløpsrister fra Noggerath.

Eksisterende sand- og fettfang på anlegget i dag har en dårlig fjerningsgrad av sand og fett, som kan føre til nedstrøms komplikasjoner. Det er ikke etablert separate sandgruber og skråvegger, og sandfangene er i prinsippet bare utformet som sedimenteringsbassenger med bunnskraper. Bassengene må ombygges til noe som ligner det langsgående, luftede sand- og fettfanget. Det vil si adskilt fett- og sandfangsone, sandgrube med skraper langs hele bunnen og fettskraper til overløp til fett-kum. Skråbunnen opp mot fettfangsdelen skal ha en helning på minimum 40 % (gjærne 50 – 60%).

De to eksisterende sandfangene vil ikke ha kapasitet til å håndtere fremtidige dimensjonerende vannmengder. Det foreslås derfor å inkludere volumet fra septiksandfanget som et tredje sandfang. Septik må da ledes til innløpet ved hovedristene. Et alternativ for å øke kapasitet og effektivitet i sand- og fettfangene er å installere lameller i de eksisterende bassengene. En variant av dette er Huber's Grit Wolf, men dette vurderes som en kostbar løsning.

På grunn av driftsproblemer med de eksisterende båndfiltrene ønsker Eidsvoll kommune å bytte til en annen type teknologi. En forbedret fjerning av sand og fett gjennom utbygging av sand- og fettfang forventes å gi bedre driftsforhold for filtrene. Likevel må filtrene erstattes, da kapasiteten allerede i dag er for lav. Norconsult anbefaler å benytte trommelfiltre fra Huber som foravskillingstrinn, da det vurderes å være tilstrekkelig plass til å etablere disse der de eksisterende båndfiltrene er plassert.

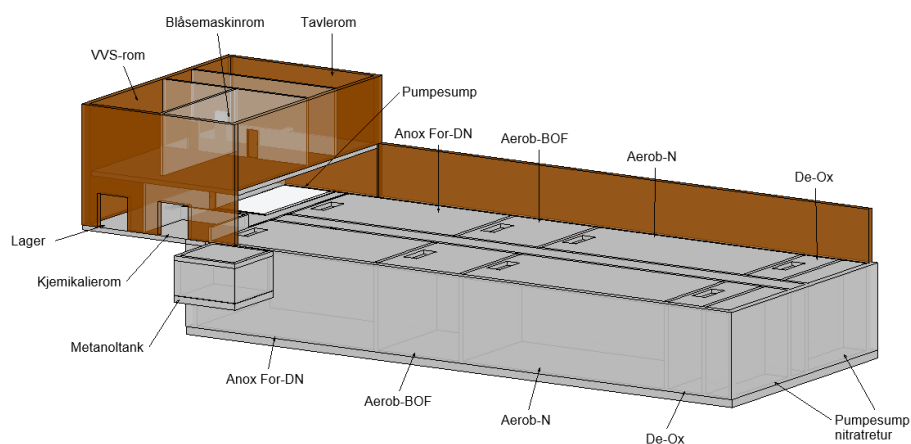
### Prosessvalg

Som en del av mulighetsstudien er det vurdert tre ulike alternative prosessløsninger, AGS-SBR (løsning A), MBBR med flotasjon (løsning B), aktivslamanlegg med MBR (løsning C) og aktivslamanlegg med MBR og bio-P (løsning C m/bio-P). Alternativ A vurderes som uaktuell i mulighetsstudien, da det verken er tilstrekkelig plass i eksisterende prosesshall eller tilgjengelig areal rundt Bårlidalen RA til å etablere en AGS SBR-prosess. Det ble derfor besluttet å gå videre med renseløsning B og C.

For renseløsningene B, C og C m/bio-P er det nødvendig å etablere et nytt prosessbygg for å få plass til de nye bassengene for nitrogenfjerning. Prosessbygget for de to alternativene utformes prinsipielt på samme måte, med nedgravde betongbassenger og et anlegg fordelt over tre etasjer. I begge løsningene beholdes forbehandling og forfiltrering i det eksisterende anlegget. Etter forfiltreringen går vannet med selvføll til en pumpeusump i det nye prosessbygget, hvor vannet deretter pumpes opp gjennom prosessbygget før det igjen ledes med selvføll tilbake til det eksisterende anlegget.

De biologiske bassengene som etableres i det nye prosessbygget for renseløsning B er: fordenitrifikasjon, BOF-reduksjon, nitrifikasjon og DE-OX. Deretter ledes vannet videre til det eksisterende anlegget for etterdenitrifikasjon, etterfulgt av flo og et slamseparasjonstrinn med flotasjon.

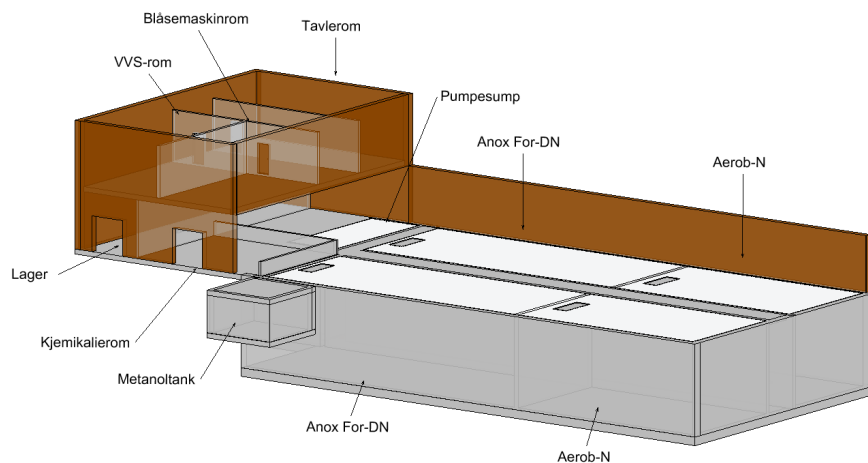
Figur 1.1-1 viser 3D illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning B.



Figur 1.1-1: 3D illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning B

De biologiske bassengene som etableres i det nye prosessbygget for renseløsning C er: fordenitrifikasjon og BOF-reduksjon. Deretter ledes vannet videre til det eksisterende anlegget for etterdenitrifikasjon med aktivslam, etterfulgt av et slamseparasjonstrinn med membrankassetter.

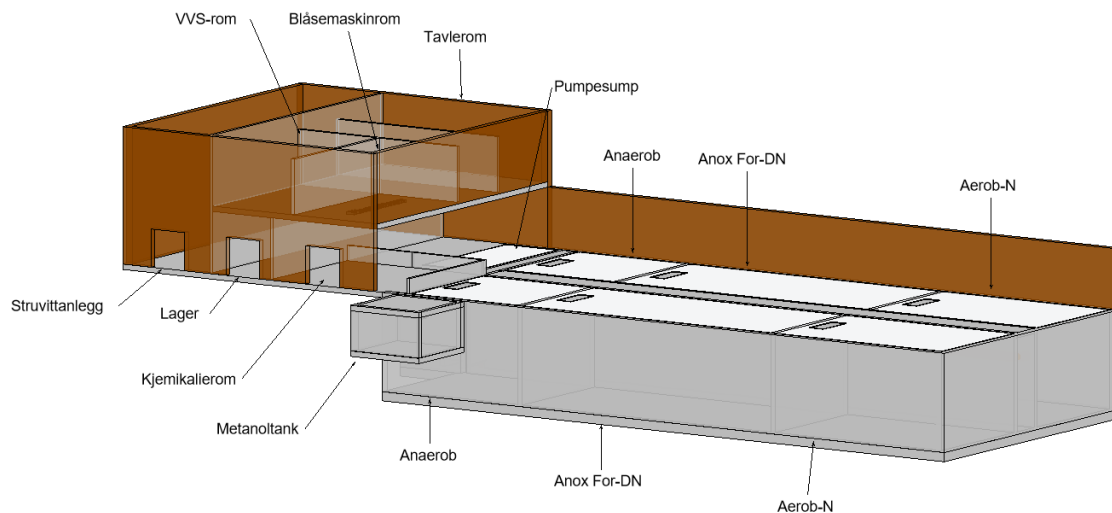
Figur 1.1-2 viser 3D illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning C.



Figur 1.1-2: 3D illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning C

De biologiske bassengene som etableres i det nye prosessbygget for renseløsning C er: anaerobbasseng med bio-P etterfulgt av fordenitrifikasjon og BOF-reduksjon. Deretter ledes vannet videre til det eksisterende anlegget for etterdenitrifikasjon med aktivslam, etterfulgt av et slamseparasjonstrinn med membrankassetter (MBR). Rejektvannet fra avanningen vil deretter håndteres i struvittanlegget.

Figur 1.1-3 viser 3D illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning C.



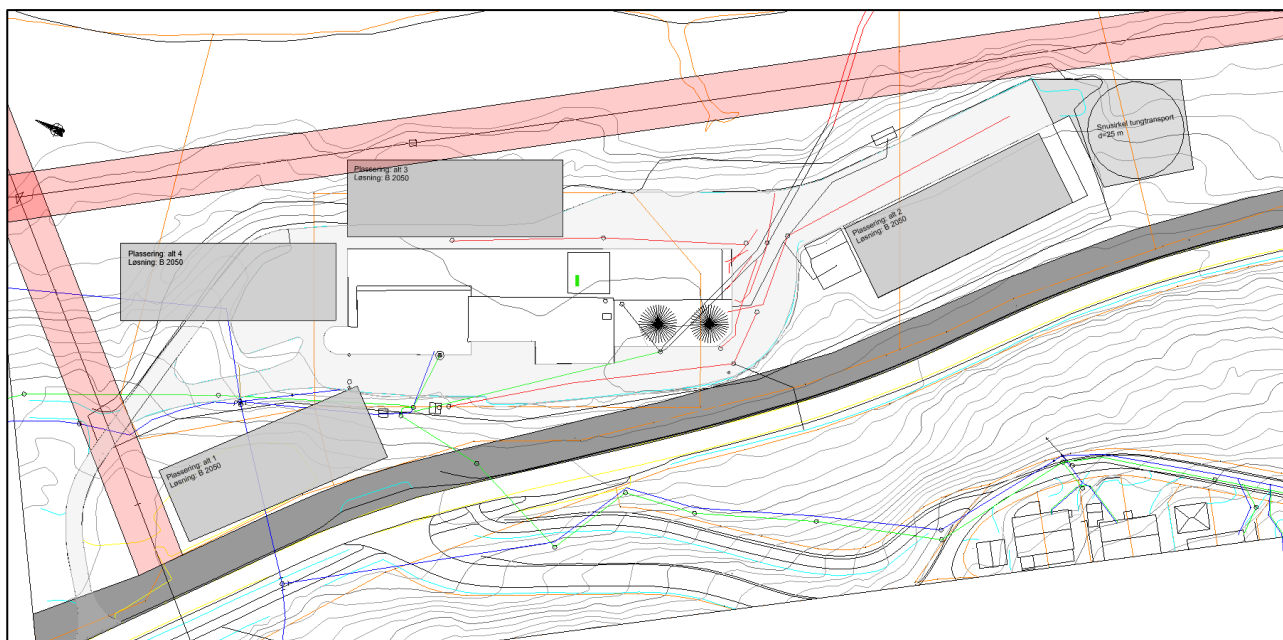
Figur 1.1-3: 3D illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning C m/bio-P

### Lokasjon

Flere ulike alternativer for lokalisering av et nytt prosessbygg er vurdert. Følgende fire alternativer er analysert nærmere i mulighetsstudien:

- Alternativ 1 - etablering av nytt prosessbygg nordvest for eksisterende renselanlegg, i området mellom dagens anlegg og fylkesvei Strandvegen. Denne plasseringen gir god tilgjengelighet og ligger utenfor flomutsatte områder.
- Alternativ 2 omfatter to separate tiltak: etablering av nytt prosessbygg på samme lokasjon som dagens slamalger og etablering av nytt slamlager i omtrent samme området der prosessbygget er foreslått plassert i alternativ 1.
- Alternativ 3 innebærer etablering av nytt prosessbygg øst for dagens renselanlegg, inntil fasaden av dagens renselanlegg.
- Alternativ 4 innebærer etablering av nytt prosessbygg nord for dagens renselanlegg, på området der det i dag er etablert parkeringsplasser.

Figur 1.1-4 viser de alternative plasseringene som er vurdert.



Figur 1.1-4: Illustrerer plasseringsalternativer for nytt prosessbygg for nitrogenfjerning.

Fra et prosestetisk perspektiv vurderes de fire lokaliseringalternativene som funksjonelt likeverdige. Det foreligger derfor ingen prosestetiske begrensninger som påvirker valget mellom de alternative lokasjonene. Alternativ 2 krever at dagens slambagg flyttes for å gi plass til det nye prosessbygget. Siden det er svært utfordrende å få godkjenning for etablering av nytt slamlager, vurderes dette alternativet som mindre aktuelt.

Elektroteknisk vurderes lokasjonsalternativ 1, 3 og 4 likeverdige. For alternativ 2 er det primært avstanden til eksisterende nettstasjon og etablering av ny strømtilførsel for slamlager som kan medføre økte kostnader.

Fra et hydrogeologisk og geoteknisk perspektiv vurderes alle plasseringsalternativene som gjennomførbare. Forskjellene mellom alternativene ligger hovedsakelig i behovet for sikring og håndtering av grunnvann, samt omfanget av utgraving og behov for støttekonstruksjoner. Det er per nå ukjent hvor dypt grunnvannet ligger, men det forventes en gradient mot elva i nord.

For alternativ 1 og 2 er det usikkert om anleggsarbeidene vil berøre grunnvannsnivået. Eventuelle tiltak for håndtering av grunnvann vurderes imidlertid som mindre kostnadsdrivende enn tiltak nær elveresipienten. Alternativ 1 innebærer det største utgravingsvolumet, og vil trolig kreve mest oppstøtting rundt byggegropen blant alternativene med kun ett nytt bygg. Alternativ 2 er det eneste alternativet med to separate bygg, noe som gir en mer kompleks anleggsfase.

Alternativ 3 og 4 vil mest sannsynlig kreve tiltak for håndtering av grunnvann grunnet nærhet til elveresipienten. Alternativ 3 vil også trolig medføre dyrere tiltak, da drenering rundt bygget vurderes som mindre aktuelt tiltak på grunn av nærhet til elva. Samtidig er alternativ 3 det alternativet som trolig vil medføre minst terrenginngrep og behov for oppstøtting. Alternativ 4 vil forenklet være et kompromiss mellom alternativ 1 og 3, med trolig noe mindre behov for oppstøtting enn alternativ 1, men større terrenginngrep en alternativ 3.

For å kunne fastslå endelig plassering for nytt prosessbygg, anbefales det at videre arbeid i neste fase omfatter befarig med kartlegging av berg, samt utarbeidelse og gjennomføring av supplerende grunnundersøkelser. Dette inkluderer blant annet totalsonderinger for å kartlegge type og mektighet av løsmasser, da dybden til berg i stor grad påvirker kompleksitet og kostnader for fundamentering. I tillegg anbefales det å etablere

piezometre ved aktuelle lokaliseringalternativer for å måle grunnvannsspeilet. Resultatene fra disse målingene vil danne grunnlag for prosjektering av nødvendige tiltak for håndtering av grunnvann både i anleggsfasen og i den permanente driftsfasen.

#### Driftskostnader og energiregnskap

Årlig driftskostnader er beregnet basert på estimert kjemikalieforbruk og energiforbruk, se Tabell 1.1-2. Energiforbruket inkluderer estimert forbruk til prosessanlegget og VVS, samt utnyttelse av biogass og varmegjenvinning fra de nye blåsemaskinene. Kostnad for kjemikalier og energi for løsning C er noe lavere enn for løsning B.

Tabell 1.1-2: Estimerte driftskostnader per år assosiert med kjemikalieforbruk og energiforbruk for løsning B og C (med og uten bio-P)

Type	Løsning B, NOK/år	Løsning C, NOK/år	Løsning C m/bio-P, NOK/år
Kjemikalieforbruk	6 808 000	5 753 000	5 295 000
Energiforbruk	2 804 000	2 589 000	2 737 000
<b>SUM</b>	<b>9 612 000</b>	<b>8 342 000</b>	<b>8 032 000</b>

Tabell 1.1-3 gir en overordnet oversikt over både energiforbruk og energitutvinning på anlegget for løsning B og C. Energitutvinningen er beregnet på et overordnet nivå og inkluderer eksisterende tiltak for energiproduksjon, som biogassanlegg og varmeveksler ved utløpet. I tillegg er det lagt til grunn andre praktisk gjennomførbare tiltak som kan bidra til økt energiproduksjon, herunder installasjon av varmepumpe i det nye anlegget og solcelleanlegg på taket av det nye anlegget.

Energiregnskapet viser at både løsning B og løsning C har et netto energiunderskudd.

Tabell 1.1-3: Overordnet energiregnskap for løsning B og C (med og uten bio-P)

Type	Løsning B, MWh/år	Løsning C, MWh/år	Løsning C m/bio-P, MWh/år
Energiforbruk prosess	2 168	1 997	2116
Energiforbruk VVS	1 350	1 400	1400
Nytt anlegg			
Energiforbruk VVS Eksisterende anlegg	1 850	1 850	1850
Gjenvinning fra blåsemaskiner	-600	-600	-600
Energi fra biogass	-2 611	-2 655	-2 660
Varmepumpe Nytt anlegg	-200	-200	-200
VVX på utløp Eksisterende anlegg	-1	-1	-1
Solceller på tak Nytt anlegg.	-111	-110	-131
<b>NETTO</b>	<b>-1 846</b>	<b>-1 681</b>	<b>- 1 774</b>

<sup>1</sup>Basert på en total overordnet effektivitet på 70%

#### Investeringskostnader

Det er utarbeidet en kostnadskalkyle med investeringskostnader på overordnet nivå for de to rensealternativene B og C (med og uten bio-P). Kostnadskalkylen er basert på lokasjonsalternativ 4. Kostanden for prosessløsningene B og C er i prinsippet likt, mens kostnaden for prosessløsning C med bio-P er noe høyere, se Tabell 1.1-4.

Tabell 1.1-4: Estimerte investeringskostnader for nytt renseanlegg

Type	Løsning B, MNOK	Løsning C, MNOK	Løsning C m/bio-P, MNOK
Prosessanlegg	82,9	79,1	88,4
VVS	20,2	21,2	21,2
Bygg	29,4	27,8	33,3
Geoteknikk	14,0	12,7	14,7
Elektro	19,1	20,2	24,0
<b>Sum kostnadselementer</b>	<b>165,6</b>	<b>161,0</b>	<b>181,6</b>
Felleskostnader (rigg og drift) 20%	33,1	32,2	36,3
Uspesifisert 25%	49,7	48,3	54,4
<b>Entreprisekostnader - basiskalkyle</b>	<b>248,4</b>	<b>241,5</b>	<b>272,3</b>
Generelle kostnader (admin, prosjektering, etc) 25%	62,1	60,4	68,1
<b>Prosjektkostnader - basiskalkyle</b>	<b>310,5</b>	<b>301,9</b>	<b>340,4</b>
Forventet tillegg, reserver 20%	62,1	60,4	68,1
<b>Prosjektkostnad - P50</b>	<b>372,6</b>	<b>362,3</b>	<b>408,5</b>
Usikkerhetsavsetning, marginer 15%	55,9	54,4	61,3
<b>Kostnadsramme - P85</b>	<b>428,5</b>	<b>416,7</b>	<b>469,8</b>

### Konklusjon

P85 kostanden for løsning B med MBBR (428,5 MNOK) og løsning C med aktivslam og MBR (416,7) er såpass lik mellom de to alternativene at forskjellen kan anses som neglisjerbar på dette usikkerhetsnivået. Arealbehovet for nytt prosessbygg er lik, der løsning B har et arealbehov på ca. 1 045 m<sup>2</sup> og løsning C har et arealbehov på ca. 1 040 m<sup>2</sup>. Løsning C m/bio-P har et større arealbehov (ca. 1 240 m<sup>2</sup>) og høyere investeringskostnad (469,8 MNOK) enn både løsning B og C, noe som hovedsakelig skyldes etableringen av struvittanlegget.

Basert på denne mulighetsstudien vurderes de to prosessløsningene B og C som kostnadsmessig tilnærmet likeverdige. Ved valg av prosessløsning bør kompetanseforhold og driftserfaring hos driftsorganisasjonen tas med i vurderingen. I dag benyttes MBBR som biologisk rensing på Bårlidalen RA, og driftspersonalet er godt kjent med denne prosessløsningen. Ved etablering av løsning C med aktivslam og MBR vil driftspersonalet derfor få en noe større opplæringskurve enn ved etablering av løsning B med MBBR.

Norconsult er blitt gjort oppmerksom på at EU har lagt frem et forslag om å forby all produksjon av produkter som inneholder PFAS i Europa. Ca. 80% av alle membraner som produseres i Europa er laget av PVDF, som er en PFAS. Derfor medfører forslaget om å forby all produksjon av produkter som inneholder PFAS en betydelig usikkerhet for fremtiden til MBR-teknologi i Europa. Leverandørene vil måtte utvikle nye materialer, eller gå over på helt andre typer som for eksempel keramiske membraner. Det er foreløpig lite erfaring med disse i nitrogenfjerningsanlegg. Dette medfører en større usikkerhet knyttet til alternativ C i denne mulighetsstudien.

Oppgradering av Bårlidalen RA til et anlegg med kapasitet for 2050 inkluderer også oppgradering av forbehandlingsutstyr og filtreringstrinn for framtidig kapasitet. Eksisterende slamlegg vil ha kapasitet til å behandle den framtidige mengden. Beregninger viser at for å kunne lagre slam i 9 måneder (for mengdene i 2050) må betongveggene i cellene til eksisterende slamlager bygges opp til ca 3,2 m. Produksjon av biogass

og andre energigjenvinningsteknikker bidrar til å redusere energibehovet, men det er ikke mulig å oppnå et netto positivt energiregnskap for anlegget. Renseanlegget dimensjoneres for 80% TN reduksjon. Ved eventuelt krav om 70% eller 85% TN reduksjon vil forbruk av karbonkilde (her antatt metanol) endres (økende forbruk ved økende rensekrav).

## ► Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	<b>13</b>
1.1	Bakgrunn og Formål	13
1.2	EU's avløpsdirektiv	13
1.3	Revidert Gjødsekvareforskrift	14
<b>2</b>	<b>Stoffbelastning</b>	<b>15</b>
2.1	Dagens belastning Bårlidalen RA	15
2.1.1	<i>Temperatur på avløpsvann</i>	17
2.2	Dagens belastning Feiring RA og Minnesund RA	18
2.3	Framskrevet dimensjonerende stoffbelastning	20
2.4	Framskrevet mengder eksternslam	22
<b>3</b>	<b>Hydraulisk belastning</b>	<b>23</b>
3.1	Dagens belastning Bårlidalen RA	23
3.2	Overløp oppstrøms Bårlidalen RA	27
3.3	Dagens belastning Feiring RA og Minnesund RA	30
3.4	Framskrevet dimensjonerende hydraulisk belastning	32
<b>4</b>	<b>Dagens Renseanlegg</b>	<b>35</b>
4.1	Forbehandling	35
4.2	Mekanisk rensing	35
4.3	Biologisk rensing	35
4.4	Kjemisk rensing	35
4.5	Slambehandling	36
4.6	Biogassanlegg	36
4.7	Kapasitet eksisterende anlegg	37
<b>5</b>	<b>Renseteknikker</b>	<b>38</b>
5.1	Nitrogenrensing Generelt	38
5.2	Aktivslam med MBR	38
5.3	SBR	40
5.3.1	<i>AGS SBR</i>	41
5.4	MBBR	42
5.5	IFAS	42
5.6	Anammox	43
5.7	Mulige renseløsninger for Bårlidalen RA	43
<b>6</b>	<b>Evaluering av renseløsninger</b>	<b>47</b>
6.1	Prosessdimensjonering – renseanlegg	47
6.1.1	<i>Forbehandling</i>	47
6.1.2	<i>Foravskilling</i>	50

6.1.3	<i>Biologisk rensing - Løsning A</i>	52
6.1.4	<i>Biologisk rensing - Løsning B</i>	53
6.1.5	<i>Biologisk rensing - Løsning C</i>	54
6.2	70, 80 og 85% TN reduksjon	55
6.3	Prosessdimensjonering - slambehandlingsanlegg	56
6.4	Utvidet kapasitet til år 2070	57
6.5	Arealbehov og mulig utforming	57
6.5.1	<i>Alternativ 1</i>	59
6.5.2	<i>Alternativ 2</i>	60
6.5.3	<i>Alternativ 3</i>	62
6.5.4	<i>Alternativ 4</i>	63
6.5.5	<i>Vurdering av lokasjoner</i>	65
6.5.6	<i>Areal for Løsning B</i>	66
6.5.7	<i>Areal for Løsning C</i>	70
6.5.1	<i>Areal for Løsning C m/bio-P</i>	74
6.6	Driftskostnader og energiregnskap	77
6.7	Investeringskostnader	78
<b>7</b>	<b>Anbefalinger</b>	<b>80</b>
<b>8</b>	<b>Vedlegg</b>	<b>82</b>

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn og Formål

I forbindelse med ny utslippssøknad for Bårlidalen RA har Statsforvalter kommet med krav om å lage en realistisk plan for nitrogenrensing med 70, 80 og 85 % renseeffekt innen 2030. Bårlidalen RA er dimensjonert for 2035 og Eidsvoll kommune ønsker også å se på utvidelse av kapasitet til 2050 med mulighet for utvidelse for 2070. I tillegg skal det ses på dagens Salsnes-filter, behov for reservekraftaggregat og mottaksanlegg for sand som ikke fungerer tilfredsstillende. Vurderingen av reservekraftsanlegg og sandmottak presenteres i notatene NOT-02 Utredning av reservekraft ved Bårlidalen RA og NOT-03 Utredning av sandmottak ved Bårlidalen RA.

## 1.2 EU's avløpsdirektiv

EUs nye avløpsdirektiv adresserer vesentlige områder med hensyn til overløp og rensekrav, som har innflytelse på renseanleggenes drift og utforming. Revidert avløpsdirektiv ble formelt og endelig godkjent i EU 5 november 2024. Norsk Vann skrev 7 november 2024: «Direktivet skal nå signeres og publiseres i EUs offisielle tidsskrift. Det trer i kraft den tjuende dagen etter publisering. EUs medlemsland vil da ha inntil 31 måneder på seg til å tilpasse sin nasjonale lovgivning for å ta hensyn til de nye reglene».

Følgende krav stilles i avløpsdirektivet for anlegg over 10 000 PE:

- Det er satt et veiledende ikke-bindende mål om et maksimalt stoffutslipp fra overløp på 2 % av tørrværmengden med en frist i 2045 for anlegg over 10 000 PE.
- Tertiærrensekrav ved utslipp til resipient som er utsatt for eller står i fare for eutrofiering (sårbart område).
- Kvantærrensekrav ved utslipp til områder identifisert som følsomme for mikroforurensninger.
- Fornybare kilder skal være opphav til 100 % av totalt årlig energiforbruk (energinøytralitet) for anlegg over 10 000 PE innen 2045. Dette inkluderer energi generert både på og utenfor anleggsstedet, av eller på vegne av anleggseiere.
  - o Hvis dette målet ikke nås til tross for å ha implementert alle energi-effektiviseringstiltak og tiltak for å forbedre produksjonen av fornybar energi identifisert i energirevisjonen, kan det unntaksvis tillates å kjøpe energi fra ikke-fossile drivstoffkilder. Dette kjøpet skal begrenses til maksimalt 35 % av energiforbruket.

Tabell 1.2-1: Tertiærrensekrav i henhold til EUs nye avløpsdirektiv

Anleggsstørrelse	Krav rensegrad	Krav konsentrasjon
> 10 000 PE	TP 87,5 %	TP 0,7 mg/l
	TN 80 %	TN 10 mg/l
> 150 000 PE	TP 90 %	TP 0,5 mg/l
	TN 80 %	TN 8 mg/l

Verdier for rensegrad og utslippskonsentrasjoner for fosfor og nitrogen i den nye versjonen av direktivet er vist i Tabell 1.2-1. I denne mulighetsstudien dimensjoneres renseprosesser etter rensekrav på 90% TP og 80% TN med mulighet for økning til 85% TN. Det vil ikke være realistisk å vurdere utbygging av nitrogenrensing for noe lavere enn 80%TN i lys av EU direktivet. Det forutsettes at det ikke forekommer krav til kvantærrensing og renseprosesser for disse inkluderes ikke. Det vil kommenteres kort hvorvidt det vil være noe mer tilgjengelig areal for ytterlig utbygging av dette dersom det skulle bli aktuelt i framtiden.

### 1.3 Revidert Gjødselforskrift

Det nye gjødselregelverket trede i kraft 1. februar 2025 og består av to forskjellige forskrifter: gjødselforskriften og gjødselbrukforskriften. Gjødselproduktforordningen skal sikre at gjødselprodukter er trygge for både planter og miljø, samt at sirkulære råvarer brukes. Gjødselbrukforskriften skal sikre at gjødsel spres til riktig tid og i riktig mengde for å fremme plantevekst.

Alle aktører som produserer, importerer, omsetter eller bruker gjødselprodukter vil bli påvirket av de nye forskriftene. Følgende punkter vil være noen av de viktige endringene i det nye gjødselregelverket som vil ha en påvirkning:

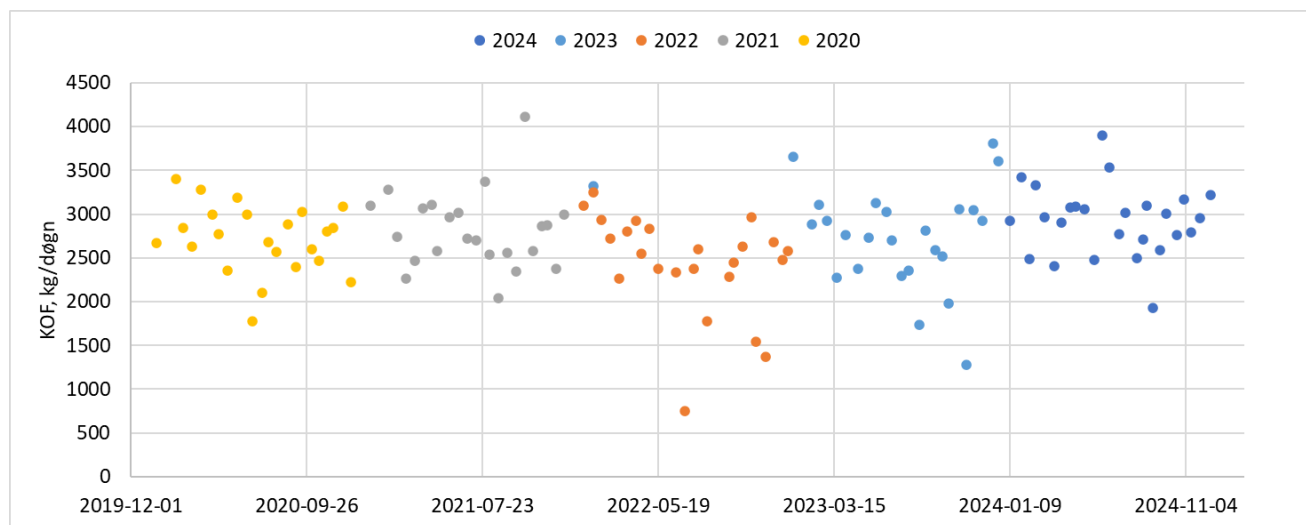
- Strengere krav til grensen for fosforinnholdet i gjødsel, som trer i kraft i 2027. To alternativer for gjødsling kan velges: Enten gjødsling i samsvar med faste fosforgrenser, eller balansert gjødsling, der forholdet mellom fosformengder som tilføres og tas ut skal være 1:1 eller lavere.
- Alle virksomheter som omsetter, produserer eller importerer gjødselmidler må registrere seg hos Mattilsynet fra 1. februar 2025. Den tidligere registreringsordningen for produkter blir da erstattet av den nye registreringsordningen for virksomheter
- Alle unntak til den gamle gjødselforskriften som tidligere har blitt gitt av Mattilsynet eller kommuner til enkelte produsenter, importører eller brukere av gjødselprodukter vil bli trukket tilbake når den nye gjødselforskriften tas i bruk. I noen tilfeller har overgangsbestemmelser blitt innført i henhold til § 51 i gjødselforskriften.
- Grenseverdier for tungmetaller kan beregnes basert på fosforinnhold i gjødsel i stedet for tørrstoff.

Avvannet biorest fra Bårlidalen RA hentes i dag av bønder for spredning på jorde. I denne mulighetsstudien skal framtidige slammengder ses i sammenheng med det nye gjødselregelverket for å evaluere eksisterende lagringskapasitet på anlegget.

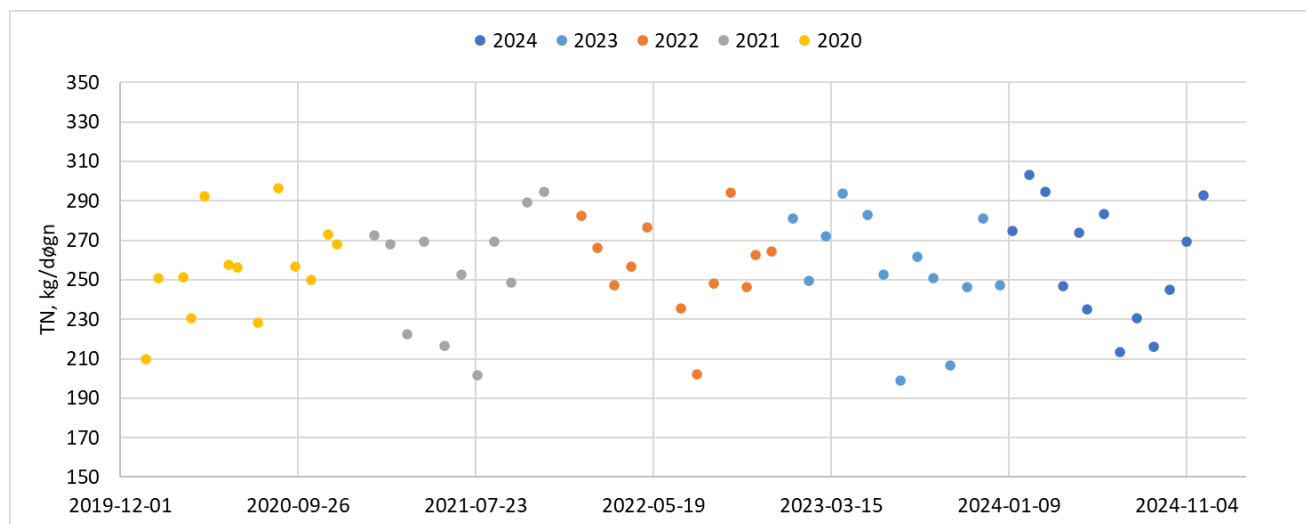
## 2 Stoffbelastning

### 2.1 Dagens belastning Bårlidalen RA

Analyser av stoffbelastning inn på Bårlidalen RA for 2020-2024 er vurdert i denne studien. Innløpsverdier for KOF (kg/d) for perioden er vist i Figur 2.1-1 og for TN (kg/d) i Figur 2.1-2. Det er ikke observert noen åpenbar trend gjennom året i stoffbelastning (f.eks. høy belastning på sommer og lav i vinter). Både nitrogen og KOF holder seg relativt stabilt de siste 5 årene.



Figur 2.1-1: Tilført KOF, kg/d, til Bårlidalen RA 2020-2024

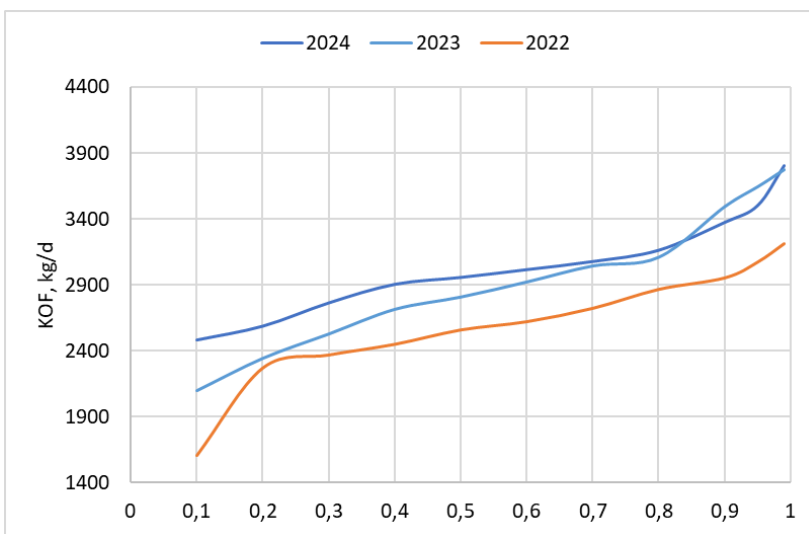


Figur 2.1-2: Tilført TN, kg/d, til Bårlidalen RA 2020-2024

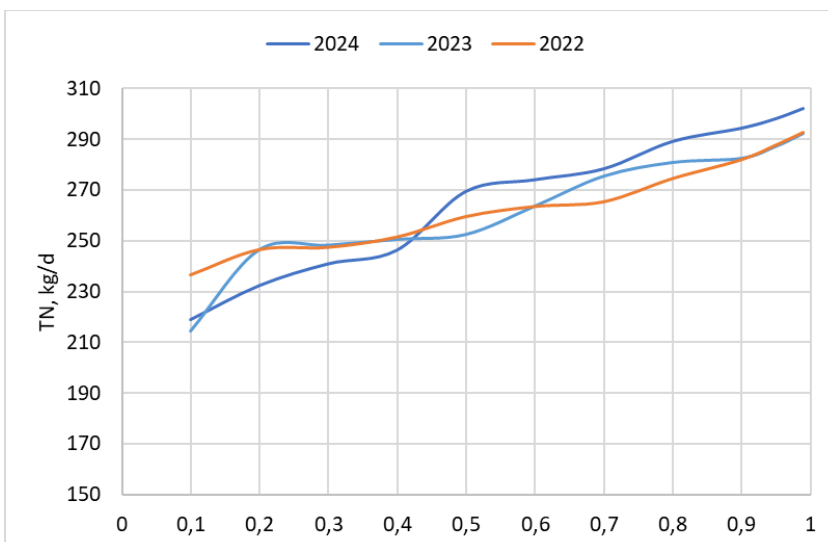
Det er ikke målt suspendert stoff i avløpet, og dette beregnes derfor basert på antall PE som 70 g SS/pe d, i henhold til Norsk Vann Rapport (NVR) 256. For å beregne antall PE brukes BOF- belastning og verdi 60 g/pe d. Vi bruker høyest antall PE for de 5 siste årene, som tilsvarer 2024-belastningen, og utgjør estimert 21 205 PE.

Forholdet KOF/BOF i avløpsvannet de siste årene varierer mellom 2,3-3,0. Biologiske reaktorer dimensjoneres etter BOF-belastning, og for å ikke undervurdere mengden BOF, samt grunnet vår erfaring med stor usikkerhet i prøvetaking, håndtering og analyse av BOF, brukes et forholdstall på KOF/BOF=2,3, og dimensjonerende BOF belastning beregnes etter dette.

Varighetskurver for KOF og TN for de siste 3 årene er vist i Figur 2.1-3 og Figur 2.1-4. Rensekravene for fosfor og nitrogen er basert på årlig gjennomsnitt og for dimensjonering av renseprosesser bruker vi derfor 60-persentilen, og kontrollerer designen mot 90-persentilen for å sikre at konsentrasjonsgrenser (inkludert for KOF og BOF) overholdes. Innsatsmidler og driftskostnader beregnes basert på 60-persentilen. Tabell 2.1-1 viser 60- og 90-persentilen for Bårlidalen RA i 2024.



Figur 2.1-3: Varighetskurve for tilført KOF, kg/d til Bårlidalen RA de siste tre årene



Figur 2.1-4: Varighetskurve for tilført TN, kg/d til Bårlidalen RA de siste tre årene

Tabell 2.1-1: 60- og 90-persentilen for Bårlidalen RA i 2024

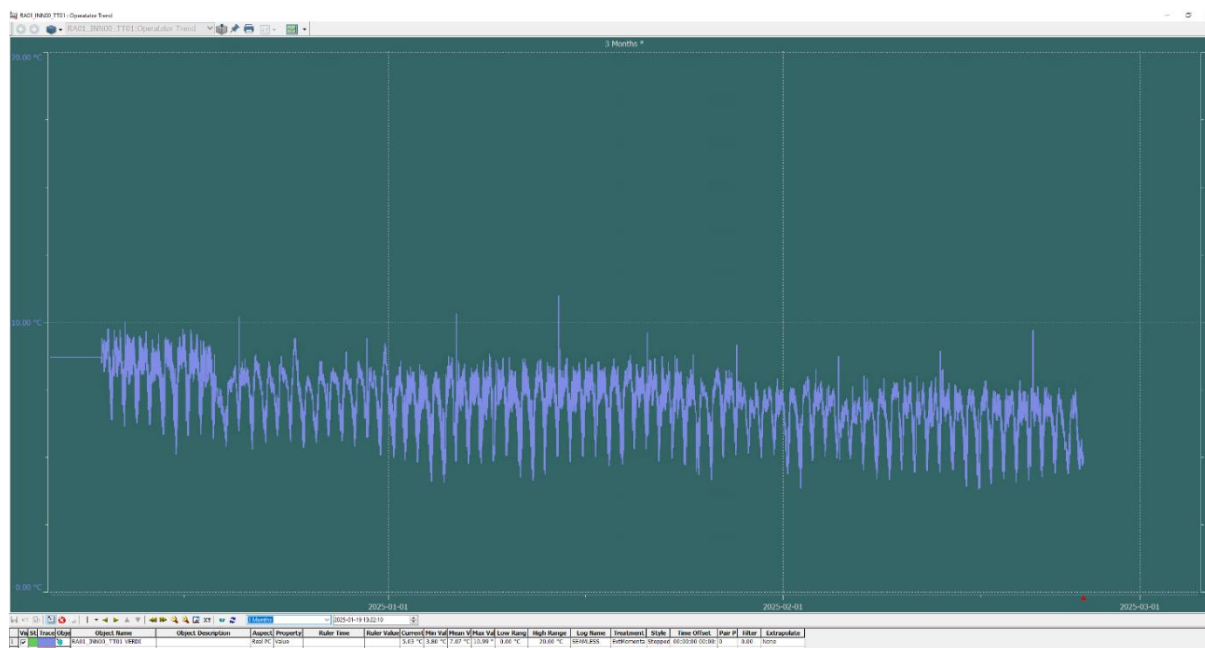
Parameter	60-persentil, kg/d	90-persentil, kg/d
TP	31	34
TN	274	294
KOF	3018	3377
BOF	1312	1468
SS	1531	1713

### 2.1.1 Temperatur på avløpsvann

Avløpsvannets temperatur er svært viktig når det kommer til rensing av nitrogen da det påvirker omsetningshastighetene i biologiske reaktorer. Bårlidalen RA har kun begrensede målinger av avløpstemperatur ved innløp (Figur 2.1-5) da sensor ble installert i 2025. I Januar-Februar 2025 var temperaturen i gjennomsnitt 7 °C og 3,8 °C på det laveste. Det er heller ikke temperaturmålinger fra Feiring og Minnesund RA.

De laveste temperaturene i innløpsvannet til renseanlegg oppstår gjerne i snøsmeltingsperioden, som gjerne oppstår i januar/februar/mars hvert år. Vi antar derfor at temperaturloggen fra Bårlidalen RA representerer de laveste verdiene i året.

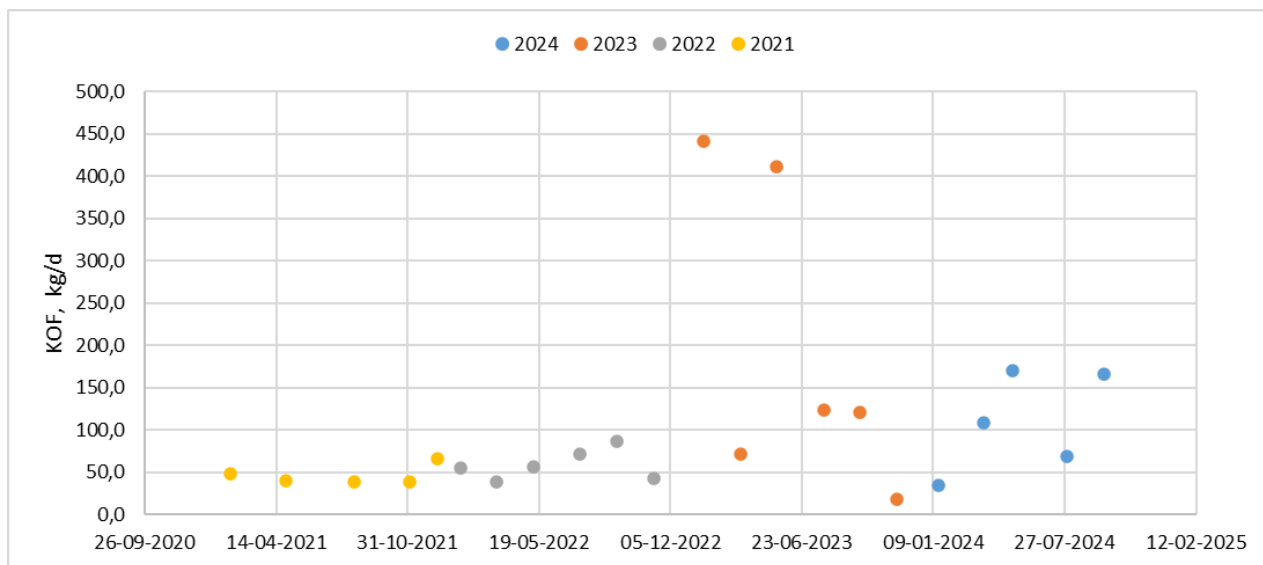
For å være sikre på at bassengvolumene dimensjoneres store nok velger vi å dimensjonere renseanlegget ved en innløpstemperatur 7 °C og 60-persentilen. Prosesstankene tilføres mye luft med en temperatur på opptil 90 -100 °C. Det gir en oppvarming på 0,5 - 1,5 °C, slik at vi dimensjonerer renseprosessen for en prosestetemperatur på 8 °C. Dette vil gi en sikkerhetsgrad i beregnet reaktorvolumer ved høyere temperaturer (og ved høyre belastninger). Før et eventuelt forprosjekt vil det være gunstig at det foreligger et større datagrunnlag på temperatur, slik at man kan vurdere sesongvariasjoner mot stoffbelastning og hydraulisk belastning over året.



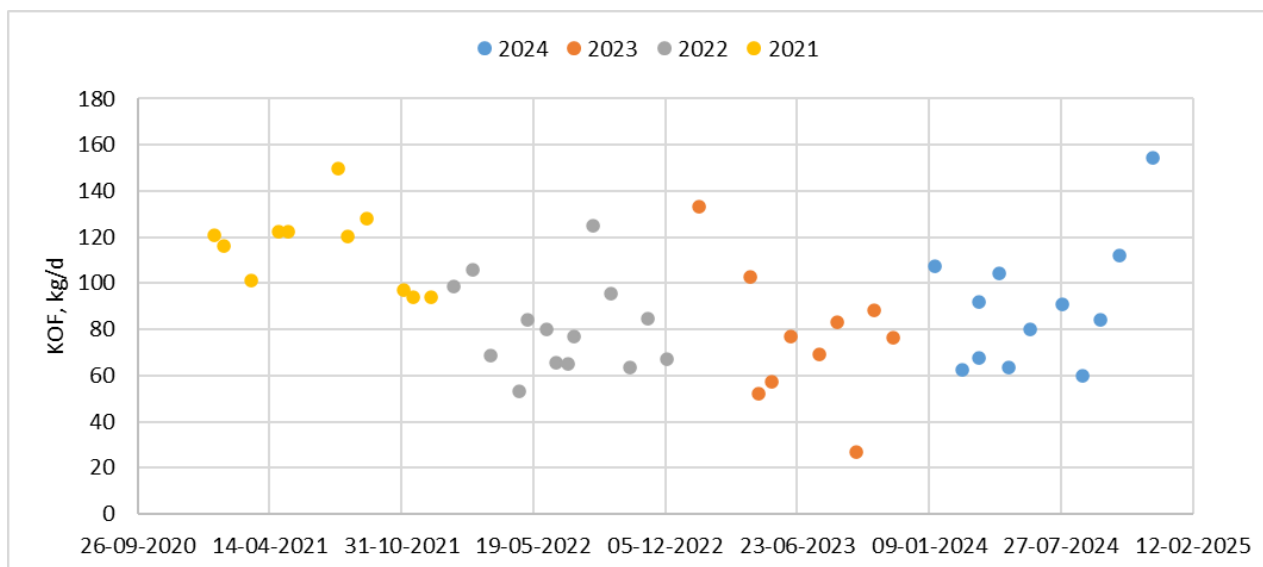
Figur 2.1-5: Utskrift av temperaturlogg fra sensor på innløpet til Bårlidalen RA

## 2.2 Dagens belastning Feiring RA og Minnesund RA

Avløp som i dag går til Feiring RA og Minnesund RA skal føres til Bårlidalen RA for behandling. Stoffbelastningen fra disse er vurdert basert på tilgjengelig tilløpsdata for 2021-2024. Figur 2.2-1 og Figur 2.2-2 viser eksempelvis rapporterte mengder KOF, kg/d for de to anleggene over de siste årene. Figurene viser at både Minnesund og Feiring RA har hatt relativt stabil belastning med unntak av to avvikende prøver i 2023 ved Feiring RA som er mye høyere enn alle andre. Disse to verdiene ekskluderes fra videre beregninger da vi mistenker at de ikke er representative.



Figur 2.2-1: Tilført KOF, kg/d, til Feiring RA 2021-2024



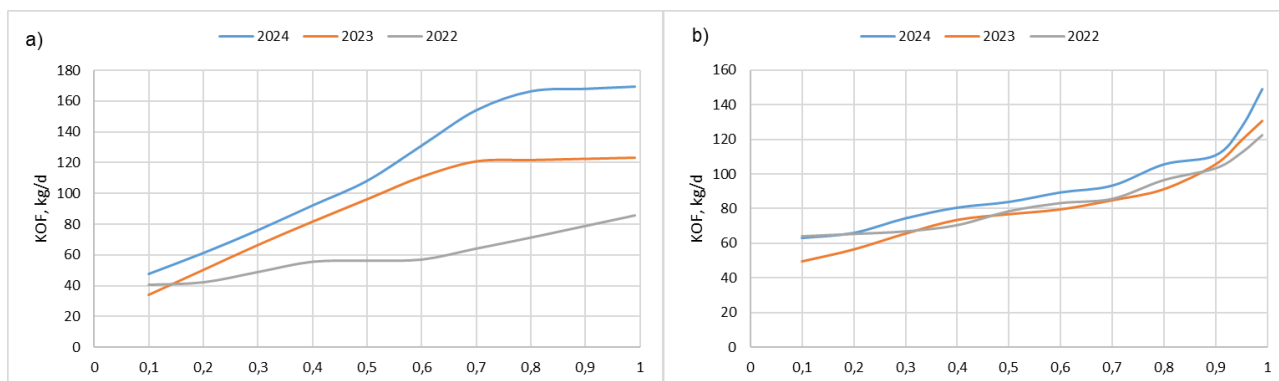
Figur 2.2-2: Tilført KOF, kg/d, til Minnesund RA 2021-2024

Det er ikke målt nitrogen eller suspendert stoff ved Feiring og Minnesund RA. Disse belastningene beregnes derfor basert på antall PE med følgende estimat: 70 g SS/pe d og 12 g TN/pe d. Antall PE på de to anleggene

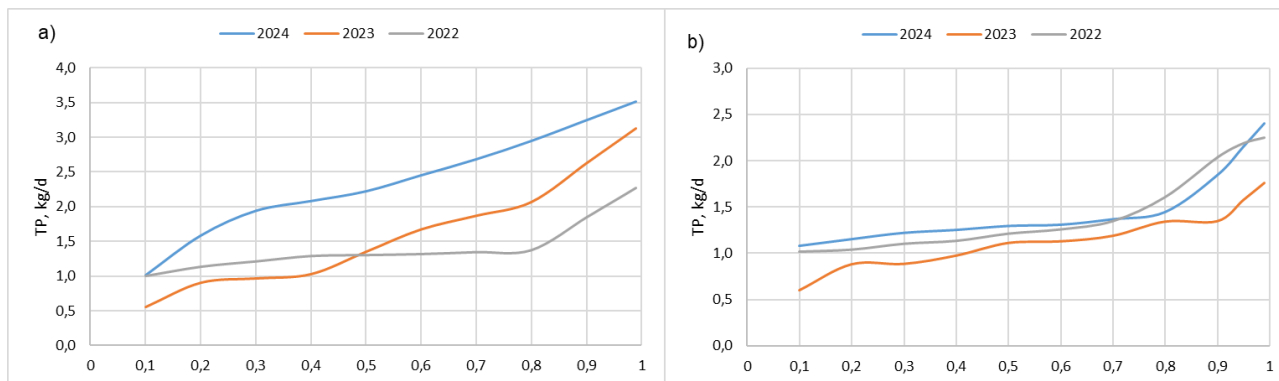
er beregnet basert på middel BOF-belastning for de siste årene og 60 g BOF/pe d. Dette gir ved midlere belastning 791 PE for Feiring RA og 604 PE for Minnesund RA. Det er observert store mengder med fosfor ved Feiring RA, som gir et større antall PE sammenlignet med hvis man beregnet basert på KOF eller BOF-innholdet. I hovedplan for avløp for Eidsvoll kommune er det estimert en tilknytning på 700 PE for Feiring RA og 1300 PE for Minnesund RA i 2018. Dette passer ganske godt med den organiske belastningen på Feiring RA, men for Minnesund RA er belastningen vesentlig lavere. Vi ser nærmere på dette i avsnitt 2.3.

For Feiring RA varierer forhold KOF/BOF mellom 1,5-4,7 med et gjennomsnitt på 3,9. De høye verdiene kan tyde på lang oppholdstid i ledningsnettet i tørre perioder. For Minnesund RA er det mer stabilt, med et gjennomsnitt på KOF/BOF=2,3. Dimensjonerende BOF-belastning for de to anleggene beregnes, i likhet med Bårlidalen RA, basert på KOF/BOF=2,3.

Varighetskurver for KOF og TP ved Feiring og Minnesund RA for de siste tre årene er vist i Figur 2.2-3 og Figur 2.2-4. Figurene viser noe høyere belastning på Feiring RA enn Minnesund RA, og en vesentlig økning i belastning de siste årene. Vi tar utgangspunkt i den høyeste belastningen som er i år 2024. Tabell 2.2-1 viser 60- og 90-persentilen for Feiring og Minnesund RA i 2024.



Figur 2.2-3: Varighetskurve for tilført KOF, kg/d til a) Feiring RA og b) Minnesund RA de siste tre årene



Figur 2.2-4: Varighetskurve for tilført TP, kg/d til a) Feiring RA og b) Minnesund RA de siste tre årene

Tabell 2.2-1: 60- og 90-persentilen for Feiring RA og Minnesund RA i 2024

Parameter	Feiring RA		Minnesund RA	
	60-persentil, kg/d	90-persentil, kg/d	60-persentil, kg/d	90-persentil, kg/d
TP	2	3	1,3	1,5
TN	11	15	7	9
KOF	131	168	86	107
BOF	57	73	37	46
SS	67	85	43	54

### 2.3 Framskrevet dimensjonerende stoffbelastning

Da det ikke er observerbar sesongavhengig stoffbelastning på de tre renseanlegget kan vi legge sammen belastninger ved 60- og 90-persentilen for å få en total belastning for 2024. Å anta at 90-fraktilen kommer samtidig på alle tre anlegg gir et noe konservativt dimensjoneringsgrunnlag. Vi har ikke mulighet til å lage en komplett fraktilkurve for total summert belastning, da det ikke foreligger tilstrekkelig data for de mindre anleggene.

Verdiene for samlet belastning er vist i Tabell 2.3-1. Hvis vi legger sammen antall PE (basert på middel BOF belastning) for de tre anleggene får vi en total middel belastning på 22 600 PE. Forholdet mellom 60-persentilen og middel belastning for samtlige parametere er ca. 1,04, og mellom 90-persentilen og middel belastning er den ca. 1,2.

Tabell 2.3-1: 60- og 90-persentilen for samlet belastning (Bårlidalen, Feiring og Minnesund RA) for 2024

Parameter	60-persentil, kg/d	90-persentil, kg/d
TP	35	39
TN	293	318
KOF	3235	3651
BOF	1406	1588
SS	1641	1852

I følge SSB er det (i 2024) 27 916 innbyggere i Eidsvoll Kommune. Dette er noe høyere enn midlere PE beregnet basert på organisk belastning til de tre anleggene. Vi har ingen data på bidraget fra industri til avløpet, og regner derfor ikke med en estimert økning i framskrivingen. Dette ansees som akseptabelt da Eidsvoll kommune ønsker at det brukes maksimal befolkningsframskriving fra SSB for å framskrive belastning på anlegget. For å sammenligne beregnet PE-belastning med antall tilknyttede personer er det sett på statistikk fra SSB på personer tilknyttet kommunal rensing i Eidsvoll Kommune mellom 2020-2023. Et utklipp av tabellen er vist i Figur 2.3-1. Tabellen viser at antall innbyggere tilknyttet anlegg med biologisk-kjemisk rensing var 22 118 i 2023. Bårlidalen RA og Feiring RA er biologisk-kjemiske anlegg, og har en sammenlagt midlere PE-belastning på 21 996 beregnet for 2024. Dette stemmer godt med verdien fra SSB. Minnesund RA er et kjemisk renseanlegg og i følge SSB's tabell var det 1341 personer tilknyttet disse i 2023. Dette er noe høyere enn den kalkulerte PE-belastningen på 604 basert på midlere belastning i 2024. Totalt sett stemmer likevel den organiske belastningen med tilknyttede personer relativt godt.

	Antall innbyggere tilknyttet anlegg (=>50pe) (antall)			Antall innbyggere tilknyttet anlegg med kjemisk rensing (=> 50 pe) (antall)			Antall innbyggere tilknyttet anlegg med biologisk-kjemisk rensing (=> 50 pe) (antall)			Antall innbyggere tilknyttet anlegg med mekanisk, biologisk, naturbasert eller annen rensing (=> 50 pe) (antall)		
	2021	2022	2023	2021	2022	2023	2021	2022	2023	2021	2022	2023
3240 Eidsvoll	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
3035 Eidsvoll (2020-2023)	22 046	22 046	23 459	1 300	1 300	1 341	20 746	20 746	22 118	..	..	..

Figur 2.3-1: Utklipp som viser tabell med statistikk fra SSB for antall tilknyttet personer til kommunal rensing i Eidsvoll kommune mellom 2020-2023

Fra 2024 til 2050 er SSB's maks økning i befolkning i Eidsvoll på 10 986 personer. Gradienten er på 423 personer/år. Vi bruker samme gradient for å estimere befolkningsvekst fram til 2070. Fra 2050 til 2070 blir dette 8 451 ytterligere innbyggere. Total middel belastning i PE er vist i Tabell 2.3-2 avrundet til nærmeste hundre.

Tabell 2.3-2: Middel belastning på renseanlegg (Bårlidalen, Feiring og Minnesund) i PE for 2024, 2050 og 2070

Dimensjonerende år	Middel belastning, PE
2024	22 600
2050	33 600
2070	42 000

For beregning av ytterlig (middel) belastning for 2050 og 2070 i kg/d brukes de spesifikke dimensjonerende forurensingsmengder fra NVR:

- BOF 60 g/pe d
- KOF 120 g/pe d
- TP 1,8 g/pe d
- TN 12 g/pe d
- SS 70 g/pe d

For å komme fram til 60- og 90-persentilen brukes forholdstallene mellom disse og middel belastning for 2024. Framskrevet dimensjonerende belastning for renseanlegget i 2050 og 2070 vises i Tabell 2.3-3.

Tabell 2.3-3: Dimensjonerende belastning, 60- og 90-persentil, for renseanlegget i 2050 og 2070

Parameter	2050		2070	
	60-persentil, kg/d	90-persentil, kg/d	60-persentil, kg/d	90-persentil, kg/d
TP	55	61	71	79
TN	433	470	540	587
KOF	4602	5195	5654	6382
BOF	2090	2359	2616	2953
SS	2439	2753	3052	3445

## 2.4 Framskrevet mengder eksternslam

Bårlidalen RA tar imot eksternslam som behandles på anlegget. En oversikt over mengder og typer eksternslam behandlet de siste tre årene er vist i Tabell 2.4-1: Årlige mengder eksternslam behandlet ved Bårlidalen RA mellom 2022-2024. Tabellen inkluderer ikke slam fra Feiring RA og Minnesund RA da avløpsvann til disse skal overføres til Bårlidalen RA. Det er observert relativt stabile mengder over de siste årene, med unntak av slam fra minirensesanlegg som har hatt en økning hvert år.

Tabell 2.4-1: Årlige mengder eksternslam behandlet ved Bårlidalen RA mellom 2022-2024

Eksternslam	2024 (m3)	2023 (m3)	2022 (m3)
Septikslam	4306	4432	4134
Tette tanker (Til septikmottak)	1096	992	1222
Minirensesanlegg (Til septikmottak)	824	540	341
Avvannet slam - Hurdal	455	411	394
Avvannet slam - Fjellfoten	2085	1596	2023
SUM	8767	7971	8114

For å estimere framtidige mengder eksternslam fra Hurdal og Fjellfoten RA er det sett på befolkningsvekst i Hurdal og Nes kommune fram til 2050. Den midlere økningen i innbyggere ifølge SSB er 32% for Hurdal kommune og 23% for Nes kommune. For framskriving til 2050 og fra 2050 til 2070 er disse prosentene brukt. Septikslam, slam fra tette tanker og minirensesanlegg framskrives ikke, da befolkningsvekst i Eidsvoll er forutsatt tilknyttet kommunalt avløpsnett og ledes direkte til Bårlidalen rensesanlegg. Verdier fra 2024 brukes derfor for 2050 og 2070.

Tabell 2.4-2: Framskrevet mengder eksternslam for 2050 og 2070

Eksternslam	2050 (m3)	2070 (m3)
Septikslam	4306	4306
Tette tanker (Til septikmottak)	1096	1096
Minirensesanlegg (Til septikmottak)	824	824
Avvannet slam – Hurdal	598	787
Avvannet slam – Fjellfoten	2556	3133
SUM	9381	10147

Under prosessmodellering vil det vurderes hvorvidt slambehandlingsanlegget ved Bårlidalen RA har kapasitet til å ta imot hele eller deler av den framtidige slambelastningen. Mottak av eksternslam vil blant annet øke nitrogenbelastningen på rensesanlegget og disse prosessene vil derfor bli noe større.

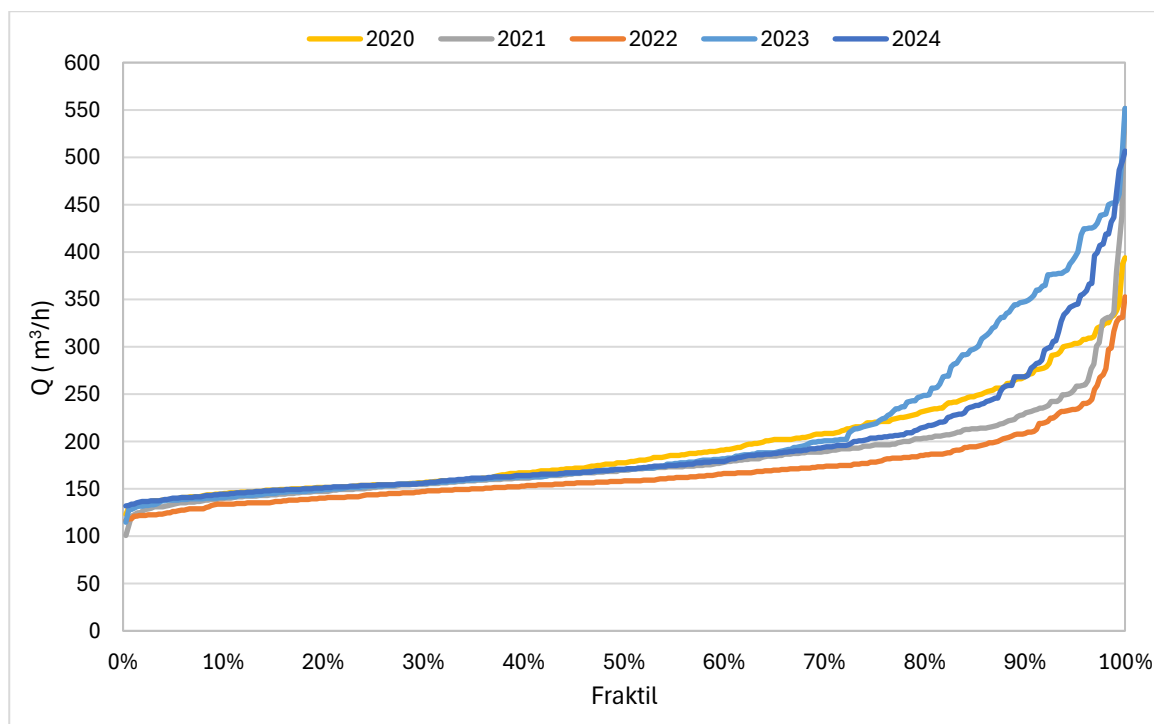
### 3 Hydraulisk belastning

#### 3.1 Dagens belastning Bårlidalen RA

For å bestemme dagens belastning på Bårlidalen RA har både døgnstilrenningen målt på innløpet og timetilrenningen målt ved utløpet blitt brukt til å utarbeide varighetskurver. Siden mengden avløpsvann som går i overløp ikke måles ved Bårlidalen RA, har andelen fremmedvann og spillvann i avløpsvannet blitt undersøkt for å se om mengden avløpsvann som kommer fram til renseanlegget stemmer overens med forholdet mellom spillvann og fremmedvann som forventes å ses ved et tilsvarende anlegg som Bårlidalen RA. Den teoretiske maksimale tilrenningen til Bårlidalen RA har blitt beregnet for å unngå å underestimere dagens hydrauliske belastning. Overløpsmengdene oppstrøms Bårlidalen har også blitt estimert basert på målt tid som overløpene går i overløp (målt av Eidsvoll kommune) og antall PE tilknyttet overløpet.

For å velge hvilket år som skal være dimensjonerende for hydraulisk belastning i den undersøkte måleperioden, har varighetskurvene blitt sammenlignet med nedbørsdata. Deretter har den hydrauliske belastningen blitt bestemt ved å lese av gitte fraktiler i varighetskurven for det valgte året, basert på Norsk Vanns veiledning for dimensjonering av avløpsrensianlegg (NVR 256/2020).

Tilrenningen til Bårlidalen RA måles i dag som  $\text{m}^3/\text{døgn}$  og ikke som  $\text{m}^3/\text{h}$ . Det måles ikke overløp ved renseanlegget. Ved oppstrøms pumpestasjoner måles kun tiden pumpestasjonene går i overløp, og ikke mengden vann som går i overløp. Døgnstilrenningen til Bårlidalen RA for perioden 2020-2024 er innhentet og brukt som grunnlag for å utarbeide varighetskurver som vist Figur 3.1-1. For å få midlere timetilrenning, har døgnstilrenningen blitt delt på 24 timer.



Figur 3.1-1: Varighetskurver for midlere tilrenning basert på døgnverdier til Bårlidalen RA i perioden 2020-2024

Ved bruk av kun midlere døgnstilrenning går man glipp av variasjonene over døgnet. Bårlidalen RA måler i dag timesverdier på utløpet fra renseanlegget. Forskjellen i vannmengder mellom innløpet og utløpet på Bårlidalen

RA anses å ligge innenfor feilmarginens intervall. Derfor er det valgt å bruke timesverdiene på utløpet i perioden 2022-2024 for å bestemme den hydrauliske belastningen og ikke døgnstilrenningen som måles på innløpet, vist i Figur 3.1-1.

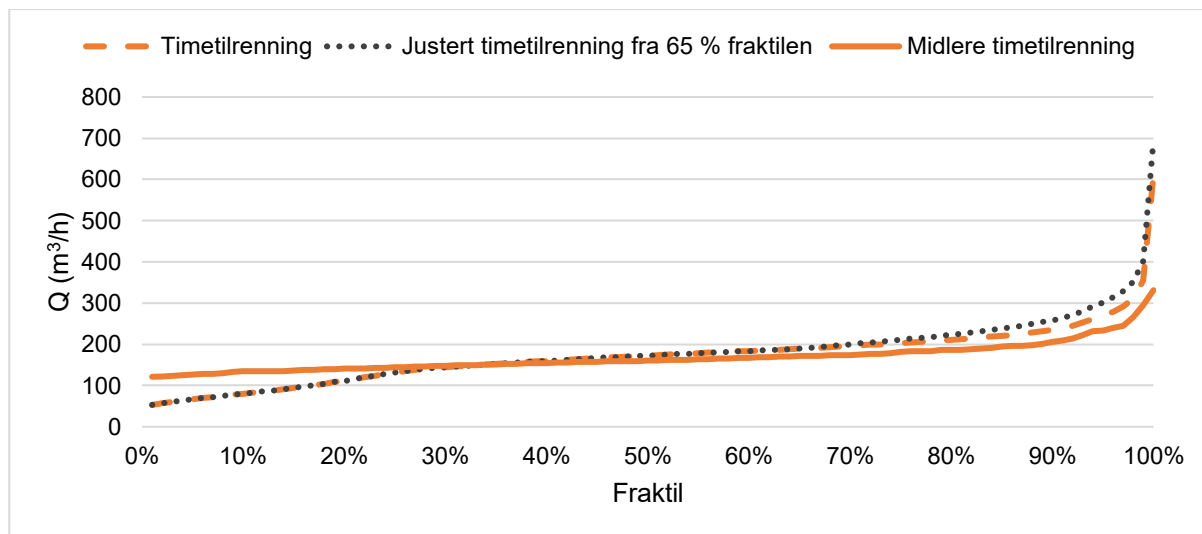
Andelen spillvann og fremmedvann ble deretter analysert gjennom å plote timetilrenningen for 2022-2024 over antallet timer per år. Det ble valgt ut to tørrværsperioder, en på våren og en på høsten for hvert år. Gjennom å studere tørrværsperioder kan vi se variasjoner over døgnet knyttet til spillvannsmengden.

Ved å ha kjennskap til hvordan spillvannsvariasjonen over døgnet for husholdningsavløp varierer, kan vi bruke en timefaktor  $k$ , for den tiden på døgnet med lavest spillvannsmengde fra husholdninger, til å beregne andelen spillvann og andelen fremmedvann ved tørrværsstilrenning. Analysene viser at andelen fremmedvann er lav (35,4%) i forhold til andelen spillvann (64,6%). Fra erfaring pleier det å være det motsatte forholdet mellom spillvann og fremmedvann i tilsvarende renseanlegg som Bårlidalen RA. En forklaring til dette kan være at det mangler målinger på overløpet ved renseanlegget, og at mye vann går i overløp i oppstrøms pumpestasjoner som da ikke registreres av mengdemåler på renseanlegget.

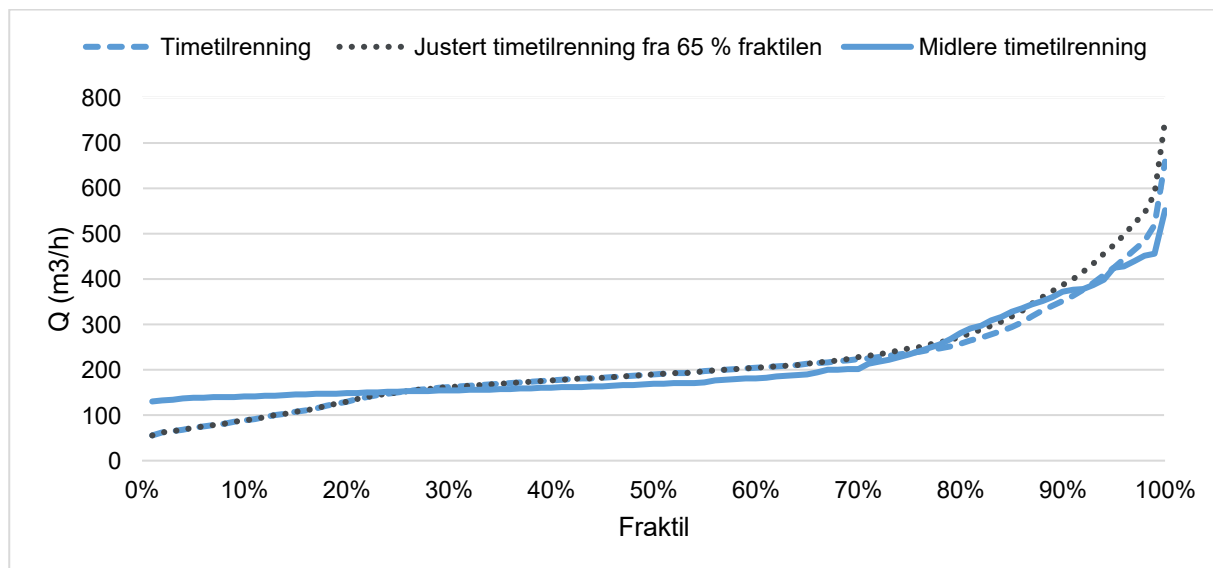
For å kompensere for mangelen på målinger av overløpet ved Bårlidalen RA og dermed unngå underestimert av dagens hydrauliske belastning, har den teoretisk maksimale tilrenningen til Bårlidalen blitt estimert. Dette ble gjort ved å beregne den maksimale mengden avløpsvann som eksisterende transportsystem for avløpsvann kan føre til Bårlidalen RA, basert på størrelse og type av pumpe- og selvfallsledning frem til renseanlegget. Beregning av den teoretiske maksimale tilrenningen viste at eksisterende innløpsledninger til Bårlidalen RA skal klare å føre fram ca. 750 m<sup>3</sup>/h, hvilket er 14% større enn den målte maksimale tilrenningen i perioden 2022-2024. Dette betyr at høyere mengder avløpsvann kan komme fram til Bårlidalen RA enn hva som blir målt i dag.

For å estimere hva timetilrenningen hadde vært hvis det ikke gikk i overløp ved renseanlegget, justeres timetilrenningen fra 65% fraktilen i varighetskurvene opp til 100% fraktilen. Dette gjøres ved å multiplisere timetilrenningen med en korreksjonsfaktor basert på forholdet mellom den teoretiske maksimale timetilrenning og målt maksimal timetilrenning. Faktoren stiger jevnt fra 1 ved 65% fraktilen til 1,14 ved 100% fraktilen. Dette vurderes å være en god tilnærming da det typisk vil være ved større tilrenninger, det vil si de høyere fraktile, hvor det går overløp ved renseanlegget. Den faktiske timetilrenningen og den justerte timetilrenningen plottes sammen for hvert år i måleperioden i Figur 3.1-2, Figur 3.1-3 og Figur 3.1-4.

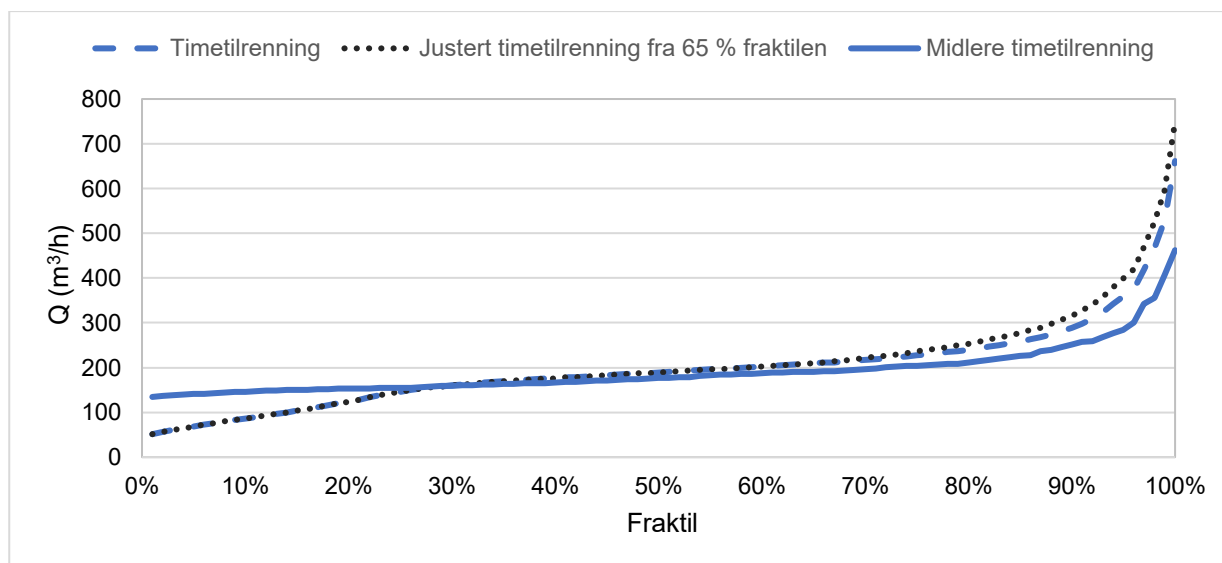
Ved å analysere andelen spillvann og fremmedvann som beskrevet ovenfor, ser vi at når vi justerer timetilrenningen, er andelen fremmedvann fortsatt relativt lav (38%) i forhold til spillvannsmengden (62%). Dette skyldes sannsynligvis overløpsdrift ved pumpestasjoner oppstrøms renseanlegget.



Figur 3.1-2: Varighetskurve for timetilrenningen på Bårlidalen RA målt ved utløpet og midlere timetilrenning målt ved innløpet for 2022. I tillegg er timetilrenningen justert fra 65 % fraktilen og opp, basert på en grov vurdering av hva som kan være den faktiske timetilrenningen hvis det ikke gikk overløp ved renseanlegget



Figur 3.1-3: Varighetskurve for timetilrenningen på Bårlidalen RA målt ved utløpet og midlere timetilrenning målt ved innløpet for 2023. I tillegg er timetilrenningen justert fra 65 % fraktilen og opp, basert på en grov vurdering av hva som kan være den faktiske timetilrenningen hvis det ikke gikk i overløp ved renseanlegget



Figur 3.1-4: Varighetskurve for timetilrenningen på Bårlidalen RA målt ved utløpet og midlere timetilrenning målt ved innløpet for 2024. I tillegg er timetilrenningen justert fra 65 % fraktilen, basert på en grov vurdering av hva som kan være den faktiske timetilrenningen hvis det ikke gikk i overløp ved rensanlegget

For å bestemme dimensjonerende år for den hydrauliske belastningen på Bårlidalen RA i dag, sammenligner vi den justerte timetilrenningen for årene 2022-2024 med nedbørsdata for samme periode. Siden mengden fremmedvann varierer med nedbørsintensiteten og nedbørsvolumet, påvirker dette belastningen på rensanlegget. Nedbørsdata er innhentet fra Meteorologisk institutt sin værstasjon på Gardemoen (Kilde: klimaservicesenter.no), se Tabell 3.1-1.

Fra nedbørsdataene kan vi se at årsnedbøren i 2022 lå betydelig under normal nedbørsmengde, mens årsnedbøren i 2023 og 2024 lå over normal nedbørsmengde. Basert på at 2023 er det året i måleperioden med mest nedbør, velger vi å bruke 2023 som dimensjonerende år for den hydrauliske belastningen. I tillegg ser vi at vannmengdene ved de høyere fraktilene for 2023 er høyere sammenlignet med årene 2022 og 2024. Dette blant annet fordi rensanlegget skal kunne tilfredsstille krav også i «våtere år».

Tabell 3.1-1: Målt årsnedbør ved værstasjon på Gardemoen, år 2022-2024

Navn	Stasjon	År	Årsnedbør (mm)	Nedbør i forhold til normalen år 1991-2020 (%)
Gardemoen	SN4780	2022	681,0	79
Gardemoen	SN4780	2023	1069,9	123
Gardemoen	SN4780	2024	1038,1	120

Norsk Vanns veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg (NVR 256/2020) er lagt til grunn for å bestemme  $Q_{dim}$  og  $Q_{maksdim}$  ut fra den justerte timetilrenningen i år 2023 i Figur 3.1-3  $Q_{dim}$  leses av fra 75%-fraktilen.  $Q_{maksdim}$  leses ofte av ved 95 %-fraktilen eller kan beregnes i henhold til Norsk Vanns veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg (NVR 256/2020) som  $Q_{dim}$  ganger en faktor m. Faktoren m er avhengig av flere ulike forhold, men skal ikke settes lavere enn 2.

Avlesning av 95%-fraktilen fra den justerte timetilrenningen i 2023 gir en  $Q_{maksdim}$  med verdi noe lavere enn to ganger  $Q_{dim}$ . Derfor velges det å sette  $Q_{maksdim}$  som to ganger  $Q_{dim}$  i stedet for at den leses av ved 95%-fraktilen

i varighetskurven for 2023. Den dimensjonerende hydrauliske belastningen er presentert i Tabell 3.1-2. Tabell 3.1-2: Den dimensjonerende hydrauliske belastningen på Bårlidalen RA. Verdiene er basert på den justerte timetilrenningen for år 2023 og avrundet til nærmeste 10-tall.

Tabell 3.1-2: Den dimensjonerende hydrauliske belastningen på Bårlidalen RA. Verdiene er basert på den justerte timetilrenningen for år 2023 og avrundet til nærmeste 10-tall

	Bårlidalen RA
Q <sub>dim</sub> (m <sup>3</sup> /h)	250
Q <sub>maksdim</sub> (m <sup>3</sup> /h)	500
Q <sub>maks</sub> (m <sup>3</sup> /h)	750
Q <sub>midl</sub> (m <sup>3</sup> /h)	220

### 3.2 Overløp oppstrøms Bårlidalen RA

Ved å analysere andelen spillvann og fremmedvann som beskrevet i kapittel 3.1, ser vi at andelen fremmedvann fortsatt er relativt lav (38%) i forhold til spillvannsmengden (62%) for den justerte timetilrenningen basert på teoretisk maksimale tilrenningen til Bårlidalen RA. Den lave mengden fremmedvann ved renseanlegget skyldes at mye vann går i overløp oppstrøms Bårlidalen RA.

For å kunne estimere mengde vann som går i overløp oppstrøms Bårlidalen RA, ble overløpsmengdene beregnet ved hjelp av den målte tiden (registret av Eidsvoll kommune) som vann går i overløp. Ved å legge til grunn tiden i overløp samt andel PE tilknyttet overløpene kan man med hjelp av Norsk Vanns veiledning for beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg (NVR 227/2017) estimere hvilket volum som har gått i overløp.

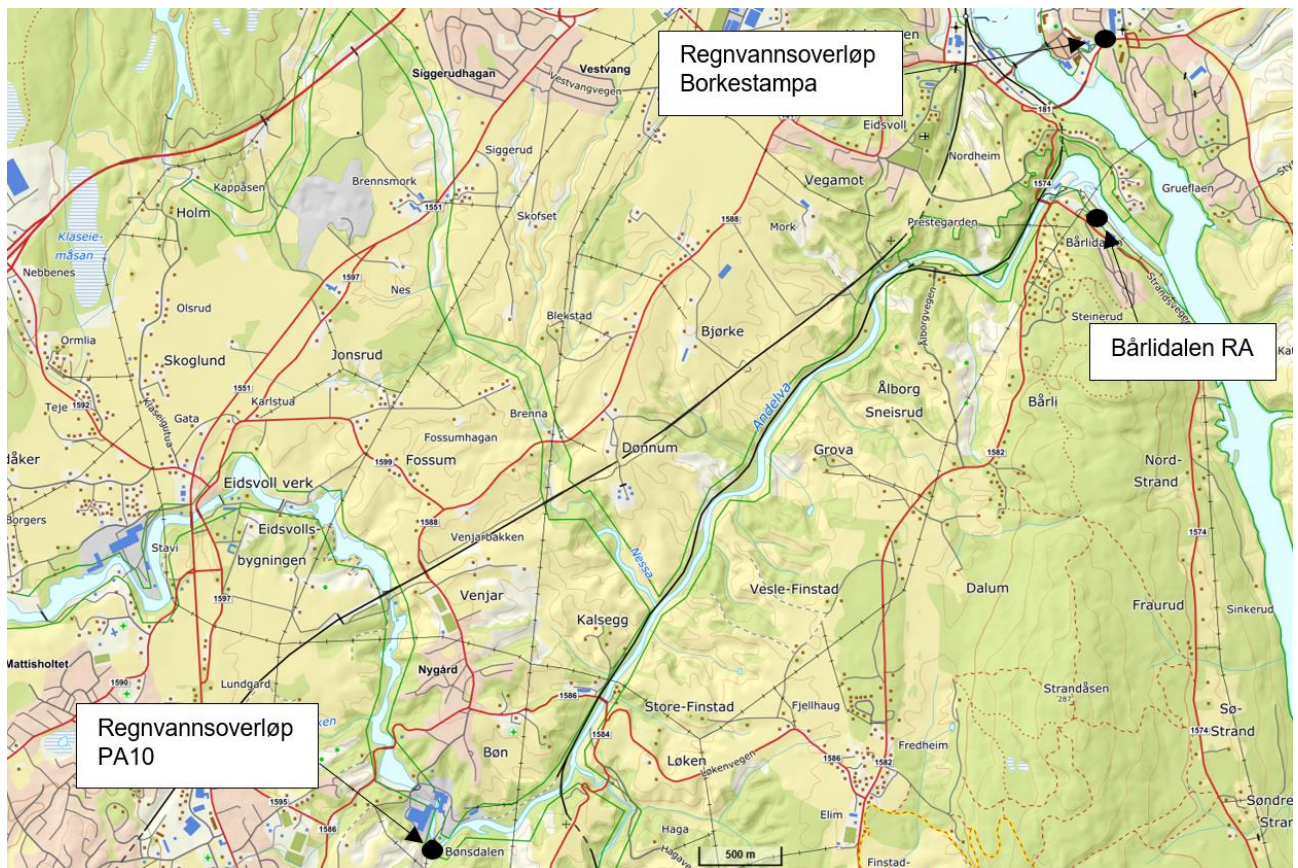
Mengden vann som går i overløp per PE bestemmes som en andel av summen av tørrværsavrenningen og mengde overvann. Tørrværsavrenningen bestemmes ved å summere andelen spillvann og ikke nedbørsavhengig infiltrasjonsvann (funnet ved analyse av hydrogram for tilrenning til Bårlidalen RA). Mengde overvann beregnes deretter ved å multiplisere tørrværsavrenningen med en overløpsinnstilling. Overløpsinnstillingen angir mengden overvann i forhold til gjennomsnittet for tørrværsavrenning når overløpet trer i funksjon. Dvs. overløpsinnstillingen angir hvor mange ganger avløpsvannet er fortynnet når overløpet trer i funksjon. Overløpsinnstillingen ligger normalt i området 5-10 (NVR 227/2017). For å beregne en konservativ mengde overvann ble en overløpsinnstilling på 10 valgt. Dette også fordi overløpsinnstillingen per definisjon ikke medtar den mengden vann som går i overløp, men kun hvor mange ganger tørrværsavrenningen er fortynnet når overløpet trer i funksjon.

For å oppnå den totale vannmengden per PE som går i overløp når overløpet trer i funksjon, multipliseres den summerte vannmengden med en skjønsmessig faktor som angir hvor mye av den produserte forurensningsmengden som går ut via overløpet (NVR 227/2017). Den skjønsmessige faktoren er i dette tilfellet satt til 40%, noe som gir en total vannmengde på 800 l/pe. d når overløpet trer i funksjon.

Gjennom å vite tiden overløpene går i overløp per år, antall PE tilknyttet oppstrøms overløpene og den beregnede spesifikke vannmengden på 800 l/pe. d, kan den totale vannmengden som gikk i overløp oppstrøms Bårlidalen RA beregnes til 477 500 m<sup>3</sup> for 2023.

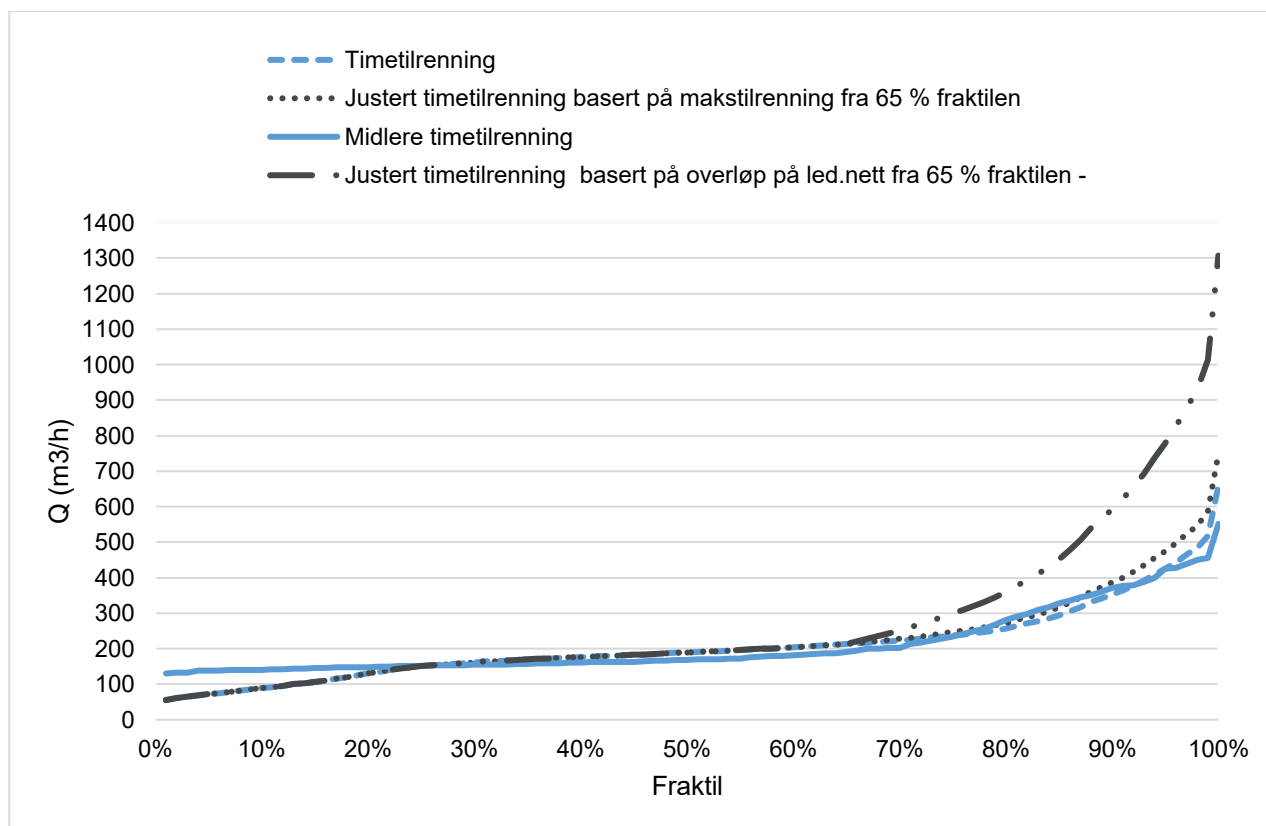
Det finnes to overløp oppstrøms Bårlidalen RA som tilsammen står for cirka 90% av vannet som går i overløp. Det er regnvannsoverløpet Borkestampa og regnvannsoverløpet PA10, se Figur 3.2-1. Regnvannsoverløpet Borkestampa ligger på andre siden av Vorma i forhold til Bårlidalen RA og forventes å kunne ledes fram til Bårlidalen RA i fremtiden. Regnvannsoverløp PA10 ligger sør for Bårlidalen og forventes også å måtte ledes

videre til Bårlidalen RA i framtiden, da kravene til utslipp av overløp blir strengere. Det bemerkes at man bør vurdere buffermagasin som en del av den framtidige løsningen for PA10.



Figur 3.2-1: Kart som viser plasseringen av regnoverløpet Borkestampa og PA10.

For å estimere hva timetilrenningen hadde vært hvis det ikke gikk i overløp oppstrøms Bårlidalen RA, justeres timetilrenningen ytterligere en gang fra 65% fraktilen i varighetskurvene opp til 100% fraktilen for å ta hensyn til de volum som ble beregnet for overløpene. En korreksjonsfaktor brukes som tilsvarer den økning i volum som overløpet medfører inn til Bårlidalen RA. Faktoren stiger jevnt fra 1 ved 65% fraktilen til 1,745 ved 100% fraktilen. Dette vurderes å være en god tilnærming da det typisk vil være ved større tilrenninger, det vil si de høyere fraktile, hvor det går i overløp oppstrøms renseanlegget. Den faktiske timetilrenningen, den justerte timetilrenningen basert på den teoretiske maksimale tilrenningen ved Bårlidalen RA og den justerte timetilrenningen for overløpet oppstrøms Bårlidalen RA plottes sammen for år 2023, Figur 3.2-2.



Figur 3.2-2: Varighetskurve for timetilrenningen på Bårlidalen RA målt ved utløpet og midlere timetilrenning målt ved innløpet for 2023. I tillegg er timetilrenningen justert fra 65 % fraktilen og opp til 100 % fraktilen for timetilrenningen basert på den teoretiske maksimale tilrenningen til Bårlidalen Ra og den justerte timetilrenningen for overløpet oppstrøms Bårlidalen RA

Norsk Vanns «Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg» (NVR 256/2020) er lagt til grunn for å bestemme  $Q_{dim}$  og  $Q_{maksdim}$  presentert i Tabell 3.2-1. Verdiene er avrundet til nærmeste 10-tall.

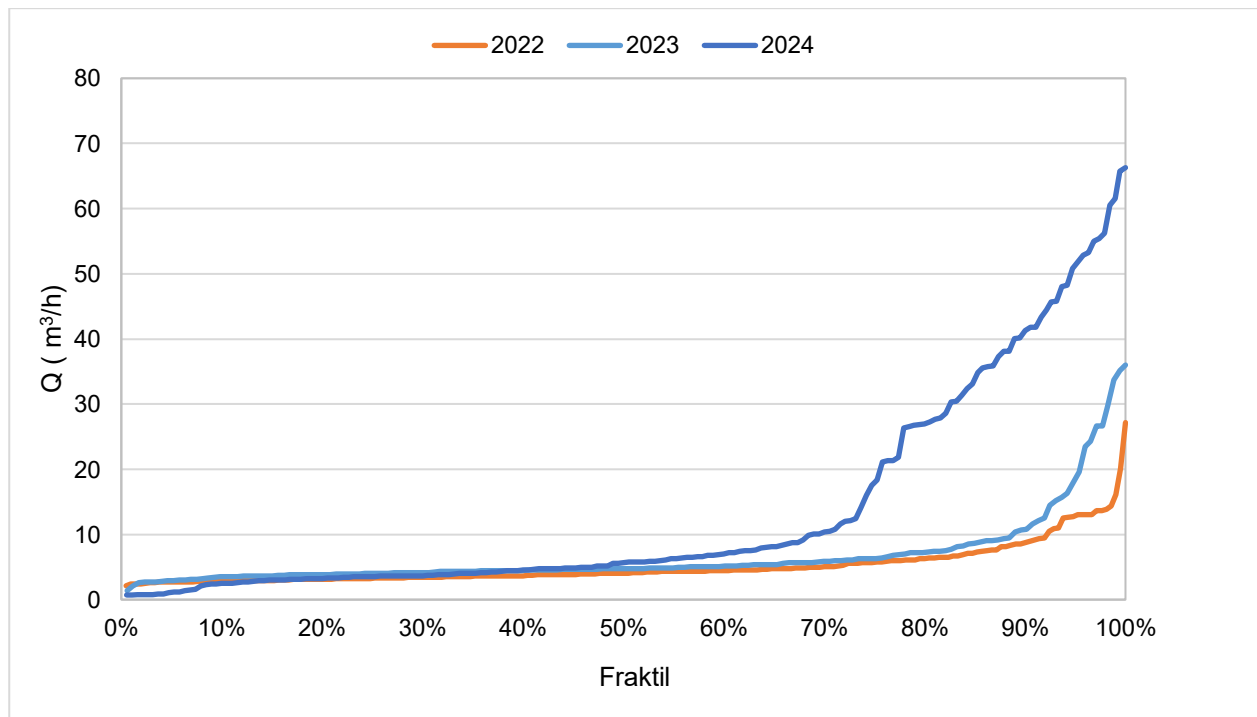
Tabell 3.2-1. Den dimensjonerende hydrauliske belastningen på Bårlidalen RA 2023. Verdiene er basert på den justerte timetilrenningen for både den teoretiske maksimale timetilrenningen til Bårlidalen Ra og for overløpet oppstrøms Bårlidalen RA for år 2023 og avrundet til nærmeste 10-tall

	Bårlidalen RA
$Q_{dim}$ (m <sup>3</sup> /h)	300
$Q_{maksdim}$ (m <sup>3</sup> /h)	780
$Q_{maks}$ (m <sup>3</sup> /h)	1310
$Q_{midl}$ (m <sup>3</sup> /h)	270

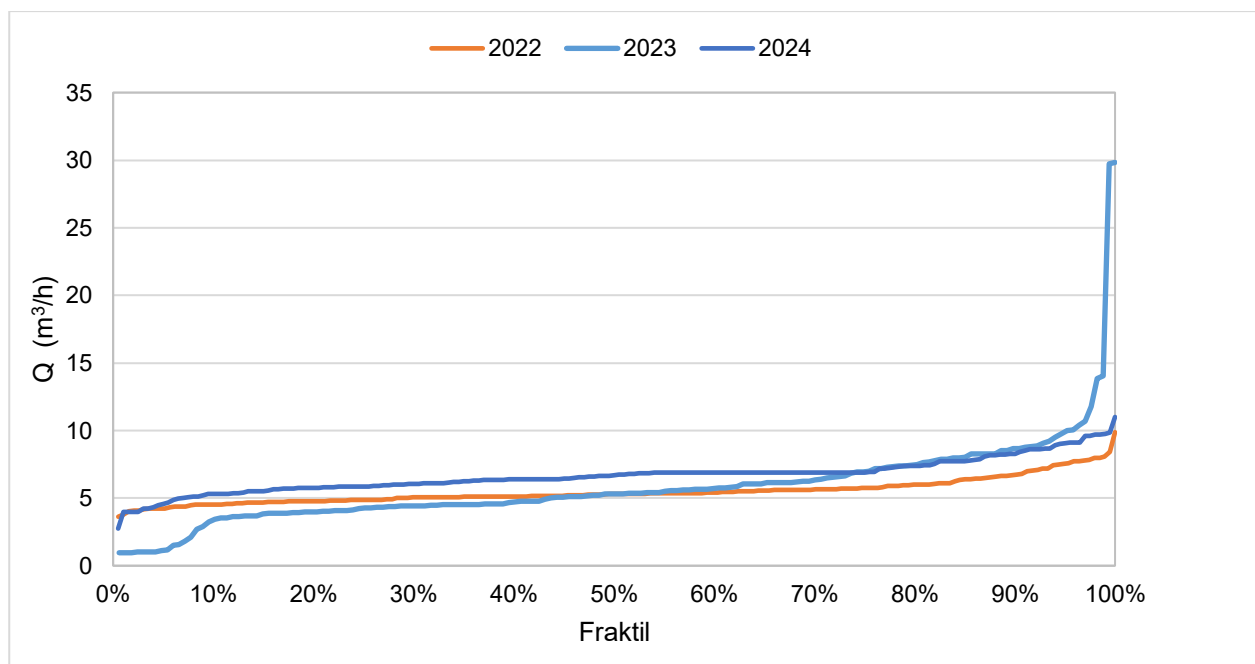
Ved å analysere andelen spillvann og fremmedvann som beskrevet i kapittel 3.1, ser vi at når vi justerer timetilrenningen for overløpet oppstrøms Bårlidalen RA, blir andelen fremmedvann 50,4 % i forhold til spillvannsmengden på 49,6 %. Sammenlignet med tidligere lignende oppdrag er nå forholdet mellom fremmedvann og spillvann av en størrelsesorden som anses å være "riktig".

### 3.3 Dagens belastning Feiring RA og Minnesund RA

Eidsvoll kommune har informert om at de i fremtiden ønsker å tilknytte to mindre renseanlegg, Feiring og Minnesund til Bårlidalen RA. Tilrenningen til Feiring og Minnesund RA for perioden 2022–2024 er benyttet for å lage varighetskurver for respektive anlegg, se Figur 3.3-1 og Figur 3.3-2.



Figur 3.3-1. Varighetskurver for midlere tilrenning, basert på døgnmålinger, til Feiring RA i perioden 2022-2024



Figur 3.3-2: Varighetskurver for midlere tilrenning, basert på døgnmålinger, til Minnesund RA i perioden 2022-2024

Den hydrauliske belastningen for Feiring RA bestemmes ut fra år 2023. Kurven for 2024 ligger betydelig høyere enn for 2022 og 2023 det antas at dette skyldes feil ved måling.

For Minnesund bestemmes den hydrauliske belastningen ut fra år 2023, siden det er året under måleperioden med høyest tilrenning til anlegget. Det er også det våteste året under den målte perioden.

Norsk Vanns «Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg» (NVR 256/2020) er lagt til grunn for å bestemme av  $Q_{dim}$  og  $Q_{maksdim}$  for Feiring og Minnesund RA i Tabell 3.3-1.

Tabell 3.3-1: Den hydrauliske belastningen på Feiring og Minnesund RA i dag. Verdiene er basert på den midlere timetilrenningen for 2023 for respektive renseanlegg

	Feiring RA	Minnesund RA
$Q_{dim}$ (m <sup>3</sup> /h)	6,3	7,0
$Q_{maksdim}$ (m <sup>3</sup> /h)	18,6	14,0
$Q_{maks}$ (m <sup>3</sup> /h)	36,0	29,8
$Q_{midl}$ (m <sup>3</sup> /h)	6,7	5,6

Det bemerkes at  $Q_{midl}$  er høyere enn  $Q_{dim}$  for Feiring RA. Dette kan forklares med at det er midlere døgntilrenning som har blitt brukt for beregning av den hydrauliske belastningen og ikke timetilrenning. Ved bruk av midlere døgntilrenning går man glipp av variasjonene over døgnet og får kun den gjennomsnittlige tilrenningen over døgnet.

### 3.4 Framskrevet dimensjonerende hydraulisk belastning

Den framskrevne dimensjonerende hydrauliske belastningen ved Bårlidalen RA har blitt bestemt ut fra økning i PE knyttet til Bårlidalen RA og mulig reduksjon i fremmedvann inn på ledningsnettet.

Eidsvoll kommune ønsker å se på utvidelse av Bårlidalen for å klare en kapasitet til 2050 med mulighet for videre utvidelse til 2070. I tillegg ønsker de å tilknytte to mindre renseanlegg Feiring og Minnesund.

For å ta hensyn til den forventede befolkningsveksten i Eidsvoll kommune, har SSBs prognose for befolkningsframskriving blitt brukt. Eidsvoll kommune har ønsket at den høyeste befolkningsveksten som SSB presenterer brukes. Hvordan antall PE for 2050 og 2070 har blitt estimert basert på befolkningsveksten er beskrevet i kapittel 2.3 og resultatet er presentert i Tabell 2.3-2.

Denne befolkningsveksten vurderes som svært stor (40%). Det vurderes at det vil være en risiko forbundet med å dimensjonere Bårlidalen RA etter en såpass stor antatt befolkningsvekst da den faktiske belastningen på anlegget vil være mye lavere enn den dimensjonerte kapasiteten i en betydelig andel av anleggets funksjonstid – spesielt innledningsvis. Å drive et renseanlegg med mye lavere belastning enn det som det er dimensjonert for kan medføre driftsproblemer, økte driftskostnader samtidig som det vil innebære en stor byggekostnad innledningsvis som kunne vært redusert dersom det skulle visse seg at befolkningsveksten overestimeres. Det anbefales at man vurderer å dimensjonere Bårlidalen RA etter en mer konservativ befolkningsvekst og heller fokuserer på at renseanlegget bygges med fleksibilitet i forhold til utvidelse både med tanke på kapasitet og prosess. Da vil man være forberedt både for endringer i kapasitetsbehov og krav til rensing.

I Tabell 3.4-1 og Figur 3.4-1 presenteres trenden for den dimensjonerende belastningen frem til år 2050 og 2070. Fra 2024 er det i beregningen av antall PE antatt at avløpsvann fra de to mindre renseanleggene Feiring og Minnesund overføres til Bårlidalen RA. Spillvannsproduksjonen antas å øke lineært med befolkningsveksten til 2070. Den spesifikke spillvannsmengden på 150 l/pe.d er brukt for å framskrive dimensjonerende vannmengder fram til år 2040. Fra år 2040 opp til år 2070 brukes en spesifikk spillvannsmengde på 140 l/pe.d i henhold til Norsk Vann rapport (NVR 193/2012), for å framskrive de dimensjonerende vannmengdene. Dette fordi det forventes at det skjer en utvikling med mer vannbesparende teknologi i husholdningene.

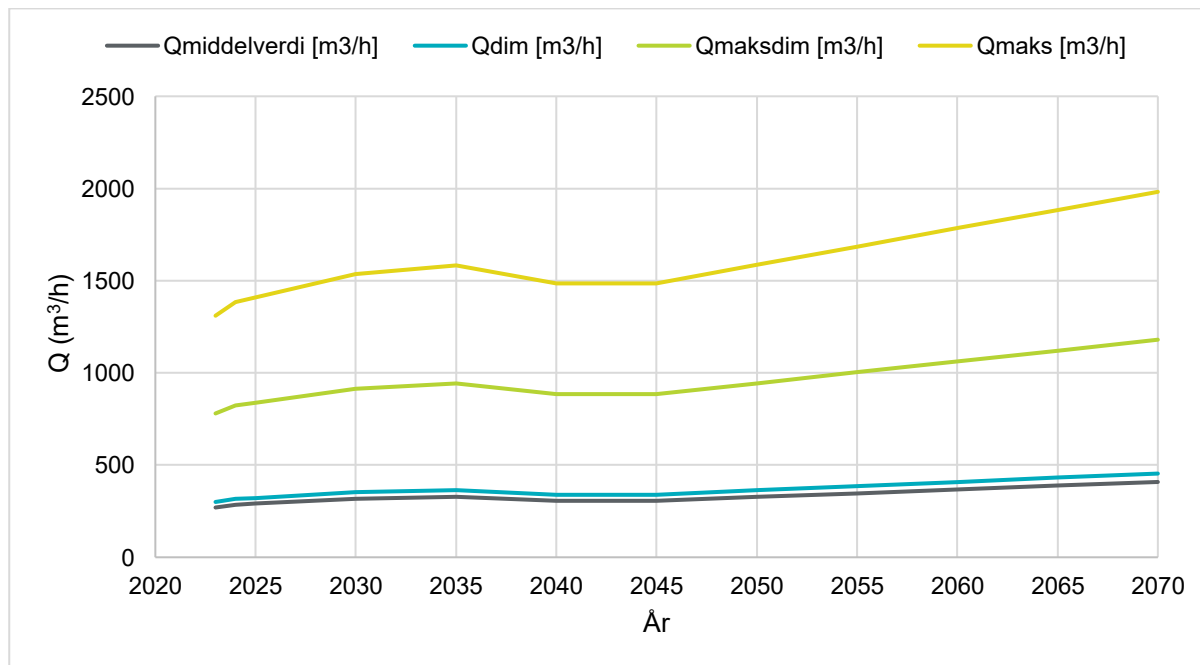
Ved å estimere tilrenningen til Bårlidalen RA inklusive overløpsmengder oppstrøms som beskrevet 3.2, observerer vi at andelen fremmedvann er 50,4%. Denne andelen fremmedvann, sammenlignet med tilsvarende oppdrag, kan antas å være en sannsynlig representasjon. Det antas at Eidsvoll kommune i fremtiden vil måtte lede betydelige deler av det vannet som i dag går i overløp oppstrøms renseanlegget, fram til Bårlidalen RA. Den dimensjonerende fremtidige belastningen baseres derfor på at mengden overløp som ble beregnet i kapittel 3.2 kan transporteres til Bårlidalen RA.

Det er i dette notatet satt som et mål at Eidsvoll kommune skal redusere andelen fremmedvann til 40 % år 2050. Det vurderes at en reduksjon til en fremmedvannsandel på 40 % innen år 2050 bør være et oppnåelig mål for Eidsvoll kommune. En slik målsetning er realistisk, men også noe konservativ, og dette bør vurderes nærmere i etterfølgende faser av prosjektet hvor dagens overvannsmengder også kartlegges i større detalj og da eventuelt kan legges til grunn for en mer optimistisk målsetning i samråd med kommunen. Valgt målsetning er basert på erfaringer fra arbeid med kartlegging av fremmedvann og utarbeidelse av handlingsplaner for fremmedvannsreduksjon og ledningsfornyelse avløp for andre oppdragsgivere. Det er antatt en lineær reduksjon i fremmedvann fram til 2050. Det antas at en målbar reduksjon i fremmedvann først vil inntreffe etter år 2030, ettersom effekten av kommunens arbeid med reduksjon i fremmedvann og ledningsfornyelse av avløp ikke forventes å gi reduserte fremmedvannsmengder på kort sikt.

De dimensjonerende verdiene for 2023 har blitt bestemt ut fra variasjonskurver for timetilrenning ved Bårlidalen RA, som beskrevet i kapittel 3.2. De dimensjonerte vannmengdene for 2024 i Tabell 3.4-1 har blitt beregnet basert på PE-belastning for Bårlidalen RA etter tilknytning av Feiring og Minnesund RA, beregnet i kapittel 2.3.

Tabell 3.4-1. Trender for dimensjonerende belastning for Bårlidalen RA fram til år 2070

År	2023	2024	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055	2060	2065	2070
PE [stk.]	21 205	22 600	23 023	25 138	27 254	29 369	31 485	33 600	35 700	37 800	39 900	42 000
<b>Spesifikke vannmengder</b>												
Qspillvann [l/p.d]	154	150	150	150	150	150	140	140	140	140	140	140
Qi,ikke-nedbøravh [l/p.d]	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24
Qi/i,nedbøravh [l/p.d]	132	128	128	128	113	99	80	69	69	69	69	69
Qtot [l/p.d]	310	302	302	302	287	274	244	233	233	233	233	233
Andel spillvann [%]	49,6%	49,6%	49,6%	49,6%	52,2%	54,8%	57,4%	60,0%	60,0%	60,0%	60,0%	60,0%
Andel fremmedvann [%]	50,4%	50,4%	50,4%	50,4%	47,8%	45,2%	42,6%	40,0%	40,0%	40,0%	40,0%	40,0%
<b>Dimensjonerende vannmengder</b>												
Qmiddelverdi [m3/h]	270	285	290	317	326	335	320	327	347	368	388	408
Qdim [m3/h]	300	317	322	352	363	372	356	363	386	408	431	454
Qmaksdim [m3/h]	780	823	838	915	943	968	925	944	1003	1062	1121	1180
Qmaks [m3/h]	1310	1382	1408	1537	1584	1626	1553	1585	1685	1784	1883	1982
<b>Volum per år</b>												
Qspillvann [m3/år]	1 189 611	1 237 350	1 260 513	1 376 331	1 492 148	1 607 965	1 608 864	1 716 960	1 824 270	1 931 580	2 038 890	2 146 200
Qi,ikke-nedbøravh [m3/år]	188 609	201 017	204 780	223 595	242 411	261 226	280 042	298 857	317 536	336 214	354 893	373 571
Qi/i,nedbøravh [m3/år]	1 020 189	1 056 290	1 076 064	1 174 934	1 123 962	1 065 052	913 993	845 783	898 644	951 506	1 004 367	1 057 229
Qi/i [m3/år]	1 208 798	1 257 307	1 280 844	1 398 530	1 366 373	1 326 278	1 194 035	1 144 640	1 216 180	1 287 720	1 359 260	1 430 800
Qtot [m3/år]	2 398 409	2 494 657	2 541 358	2 774 860	2 858 521	2 934 243	2 802 899	2 861 600	3 040 450	3 219 300	3 398 150	3 577 000



Figur 3.4-1. Trender i tilrenning for Bårlidalen RA fram til 2070

Vi får en høyere hydraulisk belastning i år 2040 sammenlignet med år 2050. Dette skyldes delvis antagelsen om at den spesifikke spillvannsmengden kan reduseres fra 150 l/pe.d til 140 l/pe.d i år 2040, i henhold til Norsk Vann rapport (NVR 193/2012). Videre forutsetter vi en lineær reduksjon av andelen fremmedvann. Ettersom vi får den høyeste hydrauliske belastningen i år 2040, benyttes denne belastningen som dimensjonerende hydraulisk belastning for år 2050.

Den dimensjonerende hydrauliske belastningen som brukes videre i prosjektet for 2050 og 2070 er som vist i Tabell 3.4-2.

Tabell 3.4-2. Dimensjonert hydraulisk belastning for Bårlidalen RA som brukes for år 2050 og 2070, avrundet til nærmeste 10-tall

	2050	2070
$Q_{dim}$ (m <sup>3</sup> /h)	370	450
$Q_{maksdim}$ (m <sup>3</sup> /h)	970	1180
$Q_{maks}$ (m <sup>3</sup> /h)	1630	1980
$Q_{midl}$ (m <sup>3</sup> /h)	340	410

## 4 Dagens Renseanlegg

Bårlidalen rensesanlegg i Eidsvoll kommune ble bygget i 1978, men har gjennomgått omfattende oppgraderinger underveis og stod ferdig slik anlegget fremstår i dag i 2016. Dagens anlegg er dimensjonert for en kapasitet på 35.000 pe, dimensjonerende vannmengde på 370 m<sup>3</sup>/h, og  $Q_{maksdim}$  på 740 m<sup>3</sup>/h, og behandler avløp fra hele Eidsvoll. Anlegget er bygget for mottak av slam fra andre rensesanlegg og tar imot avvannet slam fra Hurdal og Nes kommune og uavvannet slam fra to mindre rensesanlegg i Eidsvoll kommune - Feiring og Minnesund RA.

Det er lagt opp til to separate linjer gjennom hele anlegget, og prosessløsningen for Bårlidalen RA er som beskrevet nedenfor.

### 4.1 Forbehandling

Forbehandlingen består av 2 stk. trapperister etterfulgt av sand og fettfang. Sand og ristgods vaskes og avvannes og ledes til egne containere. Fett føres til fettkum og pumpes derfra til slambehandlingen. Det er også et septikmottak i forbehandlingsrommet. Kapasitet på forbehandlingsutstyret er ikke kjent utover at Bårlidalen RA generelt er dimensjonert for 35.000 pe.

### 4.2 Mekanisk rensing

Den mekaniske rensingen består av 2 stk. Salsnes-filtre. Kapasiteten på disse var opprinnelig  $Q_{maksdim}$  740 m<sup>3</sup>/h, med 350 µm duk på linje 1 og 500 µm duk på linje 2. I ettertid har dukene blitt skiftet til 230 µm og kapasiteten er derfor lavere enn dette i dag. Arbeidsleder ved rensesanlegget informer om at det går stadig overløp forbi filterene i dag.

Vedlikeholdet av Salsnes-filtrene har vært vanskelig og skapt problemer for driften. Filterdukene har måttet byttes ut omtrent to ganger per år, noe som er kostbart. Slammet fra Salsnes-filtrene er vanskelig å pumpe, og det er problemer med at fett tetter seg i rørene. Det har vært prøvd forskjellig type løsning for rengjøring og skraping av filterdukene de siste årene. Eidsvoll kommune ønsker at Salsnes filterene erstattes med annen type teknologi dersom det er mulig.

Slam fra filterene føres til slamblandekammer og videre til mekanisk fortykking.

### 4.3 Biologisk rensing

Den biologiske rensingen skjer i CMFF-reaktorer fra Biowater. Disse er designet for sekundærrensing. Det er lagt opp til to reaktorer per linje (dvs. totalt 4 reaktorer). Reaktorvolum er totalt 440 m<sup>3</sup> med en dybde på 3,8 m. Reaktorene har bærere med 650 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> og luftes med 3 stk blåsemaskiner (1 reserve). Kapasitet per blåsemaskin er 2350 Nm<sup>3</sup>/h og oksygenkonsentrasjonen reguleres typisk mellom 3-5 mgO<sub>2</sub>/l.

### 4.4 Kjemisk rensing

Etter bioreaktorene føres avløpet til et kjemisk rensetrinn. PAX-18 tilsettes i flokkuleringskammer på totalt 193 m<sup>3</sup>. Det er 4 omrørte kammer per linje. Etter flokkulering separeres slammet i to sedimenteringsbasseng. Sedimenteringsbassengene er 3,8 m dype og totalt overflateareal er ca. 350 m<sup>2</sup>. Slam fra sedimenteringsbassenger føres til slamblandekammer. Renset avløpsvann føres til utløpskum til resipient. Det er også varmeveksling på rensed avløpsvann, og noe blir også filtrert og brukes som prosessvann i anlegget.

## 4.5 Slambehandling

Slam fra Salsnes-filtre, sedimenteringsbasseng, fett fra fettkum og septikslam samles i slamblandekammer og fortykkes. Her brukes 2 stk. KICAB-enheter, med en kapasitet på 7 m<sup>3</sup>/h per maskin. Polymer tilsettes for å øke % TS i fortykket slam. Basert på årsrapportering de siste 5 årene fortykkes slammene fra ca. 1-2% TS til 3-4% TS. Når det tas imot avvannet eksterslam lagres dette i tykkslamlager før det uttynnes med rejektvann fra de to fortykkermaskinene i et utvanningsbasseng. Oversikt over mengder eksterslam behandlet på anlegget basert på de siste tre årene er vist i avsnitt 2.4.

Alt slammene pumpes så til en av to råtnetanker med termofil drift. Det er bygget 2 stk. råtnetanker i stål, hver på 600 m<sup>3</sup>. Utråtnet slam føres til lagertanker og pumpes derfra til avvanning i 2 stk. Huber skruepresser med en kapasitet på 10 m<sup>3</sup>/h per maskin. Det oppnås i snitt en oppkonsentrering til 22,8% TS i avvanningen. Det tilsettes polymer for å forbedre avvanningen. Rejektvann fra skruepressene føres tilbake til innløp på renseanlegget. Avvannet slam føres til 3 stk. containere på 15 m<sup>3</sup> (i praksis rommer de 11-12 m<sup>3</sup>, før sensor stopper påfyll).

Hygienisert og avvannet slam fra renseanlegget leveres i dag som gjødsel til bønder i kommunen. Det er etablert et mellomlager for lagring av avvannet slam i 6 mnd (Figur 4.5.1) i den perioden på året hvor det ikke er mulig å kjøre ut slammene i jordbruksammenheng. Dette lageret ble etablert som en «garasje» med tak med et totalt areal på 1 200 m<sup>2</sup> fordelt på 3 celler for fordeling av slammene. I dag benytter Eidsvoll kommune traktor og henger for transport av slamcontainerer til slamlageret. Dette er en for tidkrevende metode som legger beslag på arbeidstiden til driftsoperatører, og det ble derfor utredet en alternativ løsning med pumping for slamtransport i 2022 (*Slamtransportløsninger for avvannet slam, Norconsult 2022*). Denne løsningen skal beholdes i denne mulighetsstudien, men lagringskapasiteten til mellomlageret må vurderes opp mot framtidige økte slammengder.



Figur 4.5.1: Mellomlager for avvannet slam

## 4.6 Biogassanlegg

Biogassen som produseres i råtnetankene skrubbet og ledes til en gassklokke på 100 m<sup>3</sup>, utstyrt med gassfakkell. Biogassen utnyttes ved forbrenning i 3 stk. gassturbiner (C65 Microturbine fra Capstone Green Energy) med en maks kapasitet på 65 kWh/time per stk. Mesteparten av energien som genereres i gassturbinene er i form av varme. Maks kapasitet for varmeveksler, når alle tre turbinene produserer 100%,

er 400 kWh/time. Denne energien brukes til oppvarming av bygget. Tabell 4.6.1 gir en oversikt over gassproduksjon og energiutnyttelse i form av elektrisitet fra turbinene, basert på driftslogger for de tre siste årene.

Tabell 4.6.1: Gjennomsnittlig gassproduksjon og energiutnyttelse basert på logg fra de tre siste årene

Parameter	Verdi	Enhet
Biogassproduksjon	1 573	Nm <sup>3</sup> /d
Metaninnhold	62	% CH <sub>4</sub>
Energi fra turbiner - elektrisk	2005	kWh/d

#### 4.7 Kapasitet eksisterende anlegg

Tabell 4.7-1 gir en oversikt over hvilket år kapasiteten forventes å være nådd for det respektive prosessstrinnet på anlegget.

Tabell 4.7-1: Oversikt over hvilket år kapasiteten forventes å være nådd for det respektive prosessstrinnet ved Bårlidalen RA

Prosessenheter	År kapasiteten er nådd
Rister	2035 <sup>1</sup>
Sandfang	For lav kapasitet i dag
Forfilter	For lav kapasitet i dag
MBBR	2035 <sup>2</sup>
Sedimentering	2035 <sup>3</sup>
Fortykking	2070 <sup>4</sup>
Biogassanlegg	2070 <sup>5</sup>
Slamavvanning	2070
Slamlager	2035 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Bårlidalen RA er dimensjonert for 2035, og prosessenheten antas derfor å ha kapasitet til 2035

<sup>2</sup> Ved sekundærrensing nås kapasiteten for biobassengene i 2035 når en sikkerhetsfaktor på 1,4 er medregnet. Ved etablering av nitrogenfjerning er derimot kapasiteten for lav

<sup>3</sup> Ved sekundærrensing har sedimenteringen kapasitet til i 2035. Ved etablering av nitrogenfjerning er derimot kapasiteten for lav

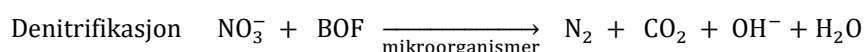
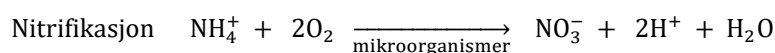
<sup>4</sup> Har kapasitet til gjennomsnittlig slam-mengde produsert i 2070 men uten redundans

<sup>5</sup> Har kapasitet til gjennomsnittlig slam-mengde produsert i 2070 fra Bårlidalen RA, men har ikke kapasitet for mottak av eksternslam

## 5 Renseteknikker

### 5.1 Nitrogenrensing Generelt

Biologisk nitrogenfjerning (med unntak av anammox-prosessen) foregår ved nitrifisering, der ammonium omdannes til nitrat av autotrofe nitrifiserende bakterier, og denitrifisering der nitratet omdannes til nitrogen gass av heterotrofe bakterier.



De nitrifiserende bakteriene har lav veksthastighet, og krever derfor lengre oppholdstid og dermed større reaktorvolum. I tillegg må de ha tilgang på oksygen (aerobe forhold) for å omdanne ammoniumet. For denitrifisering kreves det anoksiske forhold og tilgang på en karbonkilde (BOF) for å omdanne nitratet til nitrogen gass. Det er vanlig å tilsette en ekstern karbonkilde for å drive reaksjonen da avløpsvannet ikke inneholder tilstrekkelig nedbrytbart organisk materiale. Man kan ha fordenitrifisering (denitrifiseringsreaktor foran nitrifikasjonsreaktor), etterdenitrifisering eller begge deler, avhengig av avløpsvannets karakteristikk og ønsket renseeffekt. Ved biologisk nedbrytning skapes vekst av mikroorganismer (slam) som må separeres fra avløpsvannet i et separasjonsstrinn nedstrøms bioreaktorene.

Vi kan skille mellom biologiske reaktorer som har suspendert bakteriekultur (aktivslamanlegg) eller bakterier som er festet på en overflate (biofilmprosesser). Det finnes ulike kategorier av reaktorer for begge typer. Det finnes også anlegg som har både suspendert bakteriekultur og fastsittende bakteriekultur/biofilm, såkalte IFAS-anlegg. Følgende er en gjennomgang av aktuelle bioreaktorer for denne mulighetsstudien.

### 5.2 Aktivslam med MBR

I et tradisjonelt aktivslamanlegg er bakteriekulturen suspendert og slamkonsentrasjonen i reaktorene opprettholdes ved å resirkulere en andel slam fra separasjonsreaktoren nedstrøms (RAS – Return Activated Sludge). Den aktive biomassen inneholder både nitrifiserende og denitrifiserende bakterier, som føres gjennom vekselvis anoksiske og aerobe volum for å fjerne nitrogenet. Separasjonsreaktoren er typisk et sedimenteringsbasseng, og sedimenteringsegenskapene til slammet er derfor avgjørende for effektiviteten i anlegget. Ved dårlige sedimenteringsegenskaper eller stor variasjon i hydraulisk belastning vil man kunne få slamflukt og for lav slamalder i bioreaktorene. For å imøtegå dette kreves store og relativt dype sedimenteringsbassenger og etterfiltreringstrinn.

I MBR-anlegg skjer separasjonen av aktivslam med membraner (vanligvis ultrafiltreringsmembraner). Man skiller mellom anlegg med integrert slamseparasjon (hvor membranene er plassert i bioreaktoren) og separate anlegg (hvor membranene er plassert i en separat membranreaktor, tilsvarende sedimenteringsbasseng i konvensjonelle anlegg).

De finnes i utgangspunktet to hovedtyper av membraner; flatsheet membraner (eks. Kubota) og hollowfibres (eks. Zeeweed – Veolia) og så finnes det en kloning som kalles Hollow Sheet (Alfa Laval). Se Figur 5.2-1 nedenfor.

Hollow fibers, som for eksempel ZeeWeed, er kjennetegnet ved meget fin perforering og at det ikke ønskes noen form for slamlag på fibre, da membranene er meget følsomme overfor biopolymerer og ekstracellulære partikler (EMS) – noe som vil medføre kapasitetsreduksjon, øket lufting og større kjemikalieforbruk til CIP. Derfor er det viktig at hele prosessen er avsluttet foran membranene og tilløpskravet er full nitrifikasjon (< 1

mg NH<sub>4</sub>-N/l). Det vil si at hele nitrifikasjonsvolumenet skal plasseres før membrantankene. For å sikre tilstrekkelig TMP (transmembrantrykk) må det anvendes permeatpumper.

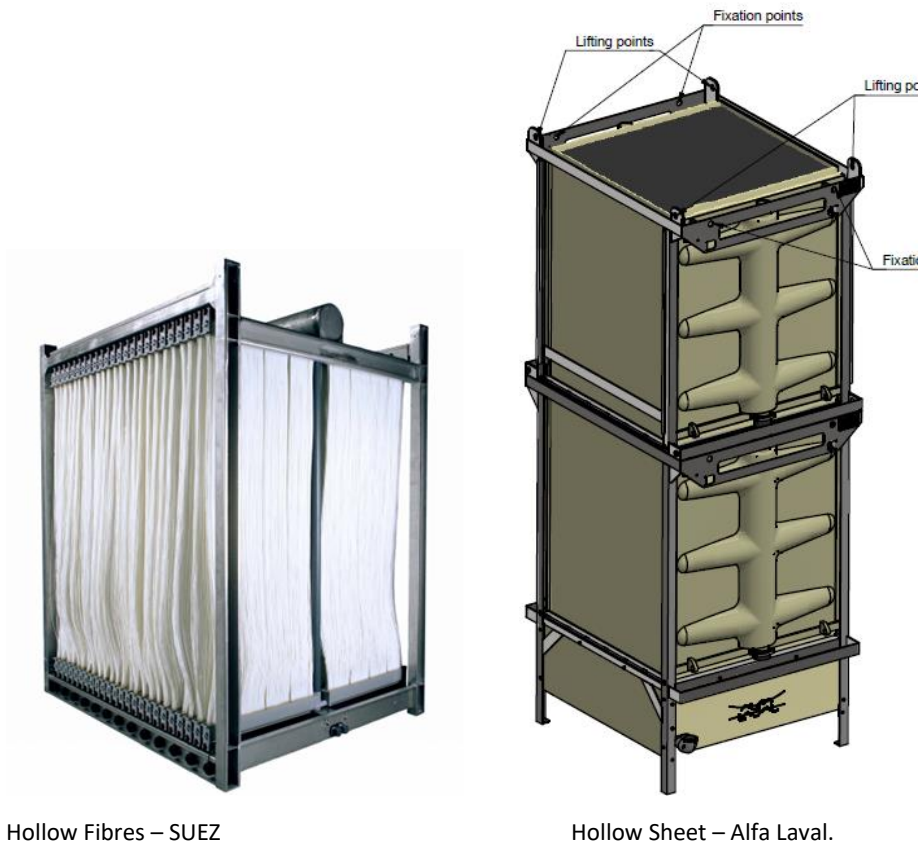
Flat sheet, eller hollow sheet som Alfa Laval kaller sine membraner, er kjennetegnet ved å ha større perforering enn hollow fibers og at en del av filtreringsfilosofien baserer seg på at der dannes et tynt slamlag (det dynamiske laget) på platene og derved forbedrer filtreringsegenskapene. Dette laget holdes i sjakk av luftspylingen. Det betyr at membrantankene kan anvendes til nitrifikasjon. På grunn av høy oksygenkonsentrasjon vil nitrifikasjonshastigheten øke. TMP trykket holdes lavt, hvilket betyr at permeatet kan gravitere ut av anlegget.

Separasjon i membraner defineres bl.a. ut fra hydraulisk mengde tilført og laveste temperatur på avløpsvannet. Membraner holdes rene ved lufting samt hyppig tilbakespyling, kjemisk rens og inngående rens (tas ut av tank).

Over tid vil membranoverflatene få avleiringer som reduserer permeabiliteten. For å gjenopprette kapasiteten gjennomføres rengjøring ved hjelp av CIP (Clean-In-Place), som normalt utføres i membrantanken. Under CIP pumpes vaskeløsningen inn i membranene via permeatsystemet i motsatt retning av normal strømningsretning (tilbakespyling). Vaskeløsningen vil deretter samles opp i slammet i MBR-reaktoren. Til CIP vasking benyttes vanligvis natriumhydroksid (NaOH) for å fjerne organisk materiale og biofilm, samt sitronsyre og saltsyre (HCl) for å løse opp uorganiske avleiringer.

Som for bruk av andre kjemikalier på renseanlegget skal det etableres oppsamlingsgruber for kjemikaliesøl under kjemikalietankene og under utstyret som benyttes til dosering av CIP-kjemikaliene. Det skal også installeres nøddusj, øyeskyllestasjon, vask med varmt og kaldt vann samt mulighet for spyling i tilknytning til CIP-anlegget.

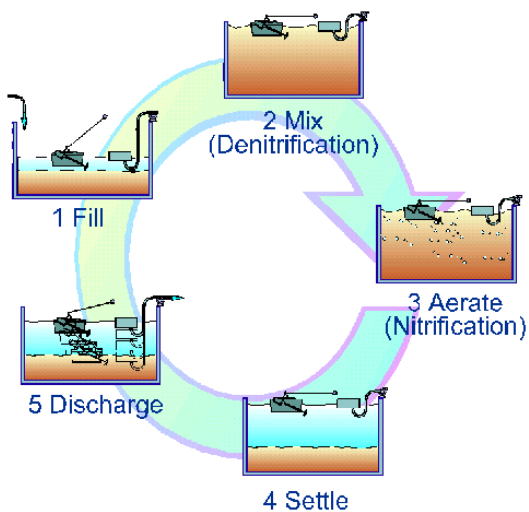
Membranen separerer stort sett alt suspendert stoff; en absolutt SS-barriere. Ved å bruke MBR til slamseparasjon kan reaktorvolumet i aktivslamanlegget reduseres betraktelig (slamkonsentrasjonen er mye høyere), sammenlignet med et konvensjonelt aktivslamanlegg med sedimentering. I tillegg er det mye høyere kvalitet på effluenten fra MBR (0-1 mg SS/l), og problematikk rundt slamflukt og utvasking av bakterier elimineres.



Figur 5.2-1: Hollow Fibres – Veolia (tidligere SUEZ) og Hollow Sheet – Alfa Laval

### 5.3 SBR

SBR står for Sequential Batch Reactor og er basert på en sekvensiell prosess der både nitrifisering, denitrifisering og separasjon foregår i samme reaktorvolum. Dette er typisk ikke en kontinuerlig prosess. Et tradisjonelt SBR-anlegg med nitrogenfjerning har 5 delprosesser. Dersom det benyttes fordenitrifisering er disse: 1- Fylling av reaktor med avløpsvann, 2- Anaerobe/anoksiske forhold med omrøring uten oksygen for fordenitrifisering, 3- Aerobe forhold (lufting) for nitrifisering, 4- Sedimenteringsfase der slam sedimenterer til bunnen av tanken, 5- Dekantering av behandlet vann fra tanken, samt uttak av en andel av overskuddsslammet. Etter dette repeteres syklusen, slik at når tanken fylles igjen, vil det være en tilstrekkelig konsentrasjon av mikroorganismer holdt igjen fra forrige syklus til å behandle det påfylte volumet.



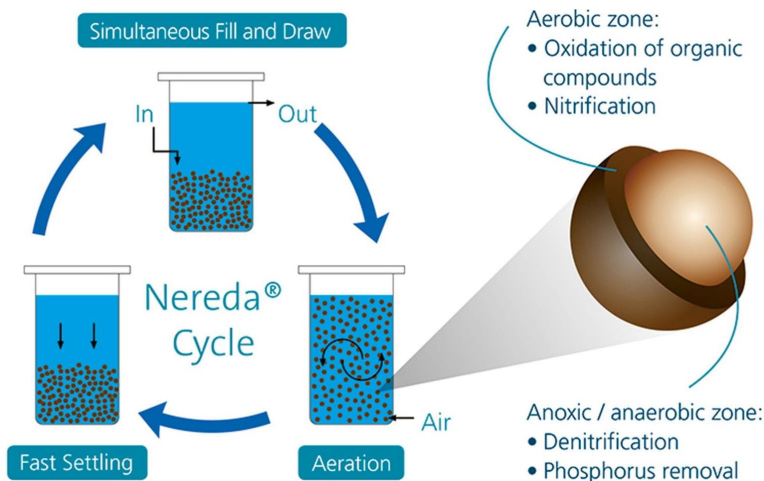
Figur 5.3-1: Eksempel på syklus i en SBR med fordenitrifisering [Hegg, D. et al. "Intelligent Control of Sequencing Batch Reactors ( SBRs ) for Biological Nitrogen Removal." (2000)]

### 5.3.1 AGS SBR

AGS står for Aerobic Granular sludge , og er en biologisk prosess hvor bioslammet foreligger som granuler på mellom 0,5-3mm størrelse. Nereda®-prosessen er en patentert AGS prosess tilhørende Royal Haskoning DHV hvor reaktoren driftes som en SBR.

I en AGS reaktor utvikles granulert slam som har eksepsjonelt gode sedimenteringsegenskaper sammenliknet med alminnelig aktivslam. Dette betyr at anlegget kan drives med betydelig høyere slamkonsentrasjon i SBR-reaktorene, som dermed minimerer de aktive prosessvolumene. For batch-syklusen behøves kun en kort sedimenteringsfase, da slammet sedimenterer hurtig etter luftingsfasen.

Vannspeilet holdes på et fast nivå i dekanteringsfasen, idet det pumpede innløpsvann til neste batch fordeles jevnt over hele bunnarealet i tanken via et rør-gitter. Det skapes derved en oppadgående plugflow gjennom slamteppet, som trykker det rensede vannet ut gjennom avløpsrenner i toppen av SBR-reaktoren. Det er altså ikke snakk om en flytende dekanter, som i konvensjonell SBR. Dette betyr at sedimenteringsfasen, fyllings- og dekanteringsfasen kun utgjør en liten del av den samlede syklustiden. Det er behov for bare 3 faser (Figur 5.3-2).



Figur 5.3-2: Nereda-syklus (figur hentet fra [Home | Royal HaskoningDHV](#)).

I luftingsfasen forløper alle renseprosesser simultant i samme prosessfase. De fine luftboblene gir en oksygengradient gjennom de kompakte granulene. På granulenes overflate er det gunstige oksygenforhold for omsetting av organisk stoff og nitrifikasjon. Det produserte nitrattet ved nitrifikasjon diffunderer inn i den anoksiske kjernen av granulene hvor det denitrifiseres. Det vil i prosessoppbyggingen også være en forhøyet biologisk fosforfjerning – ut over det fosfor som normalt assimileres i mikroorganismene. En avansert styring basert på online-instrumenter styrer prosessene.

## 5.4 MBBR

MBBR står for Moving Bed Biofilm Reactor, og er en biofilmprosess der biofilmen vokser på overflaten til suspenderte plastikkbærere i bioreaktoren (Figur 5.4-1). Bærerne holdes tilbake i tanken ved hjelp av en utløpssil, og omrøring skjer enten mekanisk eller med lufting (eller begge). For nitrogenfjerning vil det være anoksiske reaktorvolum med mekanisk omrøring (denitrifisering) og aerobe volum med lufting (nitrifisering). Man kan drive deler av reaktoren både med og uten lufting, slik at for-denitrifikasjonsvolumet og nitrifikasjonsvolumet kan tilpasses det totale volumbehovet, hvilket kan variere basert på årstid/temperatur.

I en prosess med MBBR må man også ha et etterfølgende separasjonstrinn for å fjerne overskuddsslam, som består av veksten av mikroorganismer som rives av biofilmen på bærerne når den blir for tykk. Slamseparasjonen kan være for eksempel flotasjons- eller sedimenteringsbasseng. MBBR dimensjoneres etter fyllingsgrad av bæremedium, spesifikt biofilmareal på bæremidiet, og dimensjonerende arealbelastning.



Figur 5.4-1: Biofilmbærere i en MBBR-prosess ([Moving Bed Biofilm Reactor \(MBBR Media\)-BIOETP](#))

## 5.5 IFAS

IFAS kombinerer biofilm og suspendert bakteriekultur i renseprosessen, og står for Integrated Fixed Film Activated Sludge System. I slike anlegg tilføres bærere et aktivslamanlegg og siler implementeres i de aktuelle reaktorer for å holde disse tilbake. En IFAS-løsning har vært aktuelt der det aerobe volumet ikke er stort nok til å oppnå nitrifikasjon i den suspenderte bakteriekulturen, eller hvor det generelt er fare for å vaske ut nitrifikantene fra anlegget. Ved å tilsette bærere med nitrifiserende biofilm kan man oppnå nitrifikasjon i reaktorvolum som er mindre enn i konvensjonelle aktivslamanlegg – for eksempel ved anlegg som er designet for sekundærrensing som skal oppgraderes til å også fjerne ammonium. I praksis er det observert at biofilmen i IFAS-anlegg kan bli heterotrof og man får derfor ikke nitrifikasjon (annet enn i den suspenderte bakteriekulturen). Effekten av bærerne blir da en økning i organisk omsetning og dermed økt nitrifikasjonskapasitet i det aktive slamm.

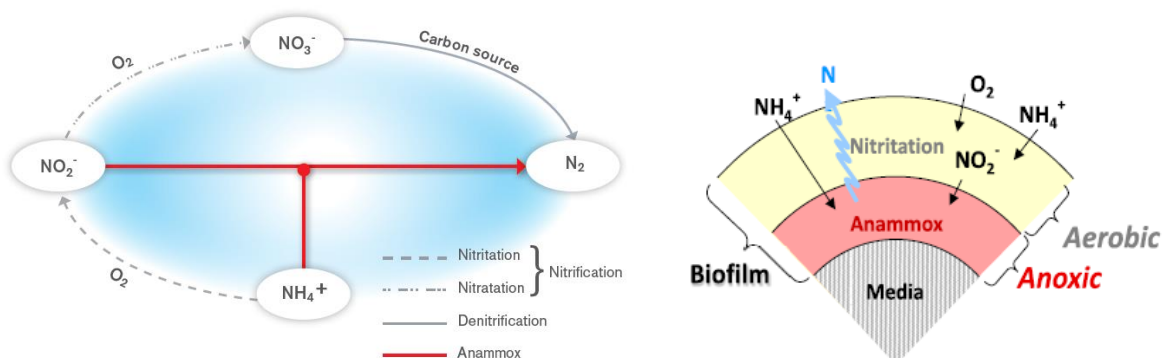
Tilsetning av bærere vil øke mengden aktiv biomasse i anlegget. I aktivslamanlegg med MBR kan biomassen økes relativt enkelt ved å øke slamkonsentrasjonen og RAS. I tradisjonelle anlegg med sedimentering som sluttseparasjon, hvor slamkonsentrasjonen i stor grad er avhengig av sedimenteringsegenskapene, har man ikke denne muligheten og tilsetning av bærere kan da være en god løsning for å øke kapasitet.

## 5.6 Anammox

Denne prosessen brukes for det meste for nitrogenrensing av rejektivann fra avvannet utrånnet slam før dette føres tilbake til hovedrenseanlegget ettersom prosessen krever høy temperatur for å få høy nok veksthastighet for anammox-bakteriene.

Prosessten er sammensatt av en nitrittasjonsprosess og en anammoxprosess. Nitrittasjonsprosesssten er en aerob (luftet) prosess som omsetter deler av ammoniumet ( $\text{NH}_4^+$ ) til nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ). Normalt vil alkaliteten i rejektivann fra avvanning av utrånnet slam være tilstrekkelig til å kunne omdanne minst halvdelsten av ammonium til nitritt ved nitrittasjon. I anammox-prosesssten omsettes så ammonium og nitritt til nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) og nitrogengass ( $\text{N}_2$ ) under anoksiske forhold. Sluttproduktet blir ca. 89 % nitrogengass og ca. 11 % nitrat. Prosessen gir dermed et lite overskudd av nitrat, som følger med det behandlede rejektivannet. En kan regne med en typisk reduksjon av N i rejektivannet på 75-80 % i et deammonifikasjonsanlegg.

Anammox-prosesssten krever et separasjonstrinn nedstrøms reaktoren for å fjerne overskuddsslam fra rensert vann. Dette kan være for eksempel flotasjon eller sedimenteringsbasseng. For rejektivannsrensing kan slammet følge med det rensede vannet til separasjonstrinn på hovedrenseanlegget.



Figur 5.6-1: Venstre: Omdanning av nitrogenforbindelser i anammox-prosesssten. Kilde: Purac, DeAmmon  
Høyre: Oppbygning av biofilm i Veolia Anita Mox Prosessen. Kilde: [Veolia](#)

Deammonifikasjon er den økonomisk mest attraktive prosessen for fjerning av nitrogen fra rejektivann, da det ikke brukes ekstern karbonkilde og oksygenbehovet blir 50–60 % mindre enn for tradisjonelle nitrifikasjons-/denitrifikasjons-prosesser. Det er ulike leverandører av anammox-reaktorer med forskjellig utforming, blant annet Purac sin DeAmmon og Veolia sin AnitaMox-prosess. Begge disse er basert på reaktorer med plastbærere der biofilm bygges opp (MBBR). Reaktorene med suspenderte bærere driftes med vekselvis lufting og omrøring for å skape gode forhold for de forskjellige bakteriene.

## 5.7 Mulige renseløsninger for Bårlidalen RA

Prosessløsninger for utvidet anlegg ved Bårlidalen RA vurderes og velges basert på følgende målsetninger:

- Løsningen skal være fleksibel og møte de nye renskravene og framtidig kapasitetsøkning
- Løsningen skal være bærekraftig;

- Gjenbruke utstyr og prosesser i eksisterende renseanlegg i størst mulig grad, der det er hensiktsmessig
- Lavt forbruk av innsatsmidler (kjemikalier, energi)
- Løsningen skal være økonomisk gunstig; løsninger med lavere investeringskostnader og driftskostnader prioriteres
- Løsningen skal være kompakt; det er lite tilgjengelig areal ved anlegget

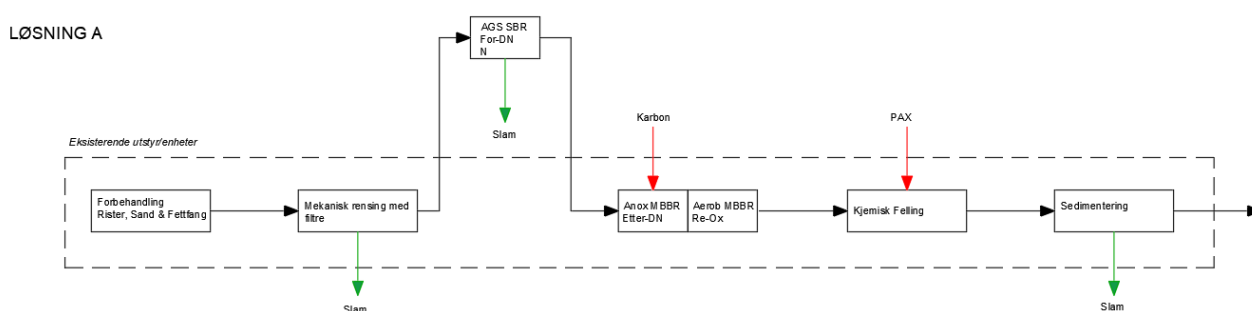
I tillegg til løsninger for nitrogenrensing skal det også vurderes en løsning med Biologisk fosforfjerning og struvitt-anlegg (rejektvannsbehandling).

Med overnevnte målsetninger er det identifisert tre mulige prosessløsninger, A-C, + en løsning med Bio-P i tillegg (C). Det er mulig å ha bio-P også med MBBR (HIAS-prosessen), men det er ikke bygget anlegg med dette kombinert med nitrogenfjerning. Løsning for kombinert nitrogenfjerning og bio-P med MBBR er under testing (pilotanlegg på HIAS) og innebærer der bruk av membranreaktor (MABR – Membrane Aerated Bio Reactor). Vi vurderer at teknologimodenheten er for lav for å vurderes i denne mulighetsstudien, men det kan bli aktuelt å vurdere på et senere tidspunkt.

I følgende beskrives prosessstrinn og blokkskjemaer for de ulike løsningene som vurderes.

### Løsning A – AGS

Som illustrert i blokkskjema, Figur 5.7-1, beholdes forbehandling og primærrensing med filtrering. Kapasiteten på utstyret må vurderes mot framtidig belastning. Etter filtreringstrinnet føres avløpsvann til et nytt prosessstrinn som består av en AGS-SBR. I denne foregår for-denitrifisering og nitrifisering. Overskuddsslam pumpes ut periodevis og rensset vann ledes til eksisterende MBBR tanker for etter-denitrifisering og re-oksidasjon. Kjemisk felling og slamseparasjon foregår i eksisterende utstyr. Under prosessmodellering vil det vurderes om eksisterende tanker og utstyr har tilstrekkelig kapasitet og om det er nødvendig med etterpolering for å nå utslippskrav for fosfor. Det vil vurderes om det er tilstrekkelig med plass i eksisterende prosesshall til å erstatte utstyr med AGS reaktorer med simultanfelling.

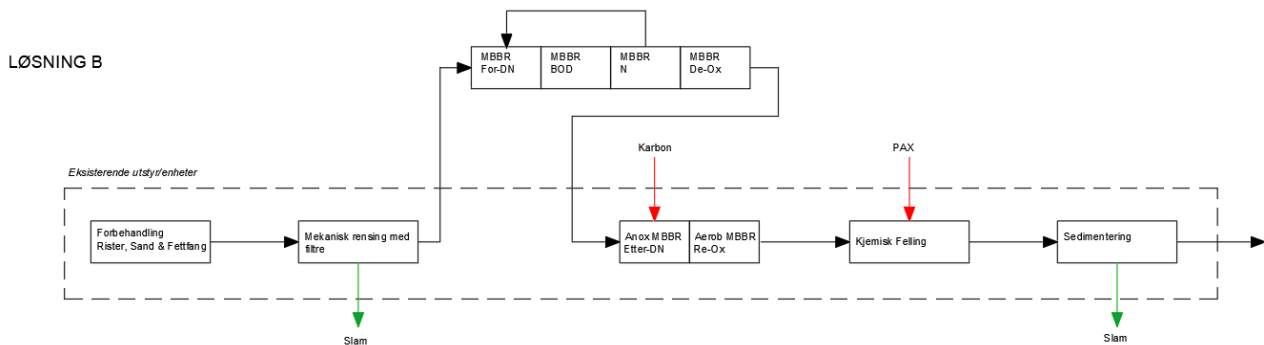


Figur 5.7-1: Blokkskjema for Løsning A

### Løsning B – MBBR

I denne løsningen beholdes også forbehandling og for-filtrering. Filtrert avløpsvann føres til nye MBBR tanker for for-denitrifisering, nitrifisering og de-oksidasjon. Etter dette føres avløpsvannet til eksisterende MBBR tanker for etter-denitrifisering og re-oksidasjon. Kjemisk felling og slamseparasjon foregår i eksisterende utstyr. Under prosessmodellering vil det vurderes om eksisterende tanker og utstyr har tilstrekkelig kapasitet og om

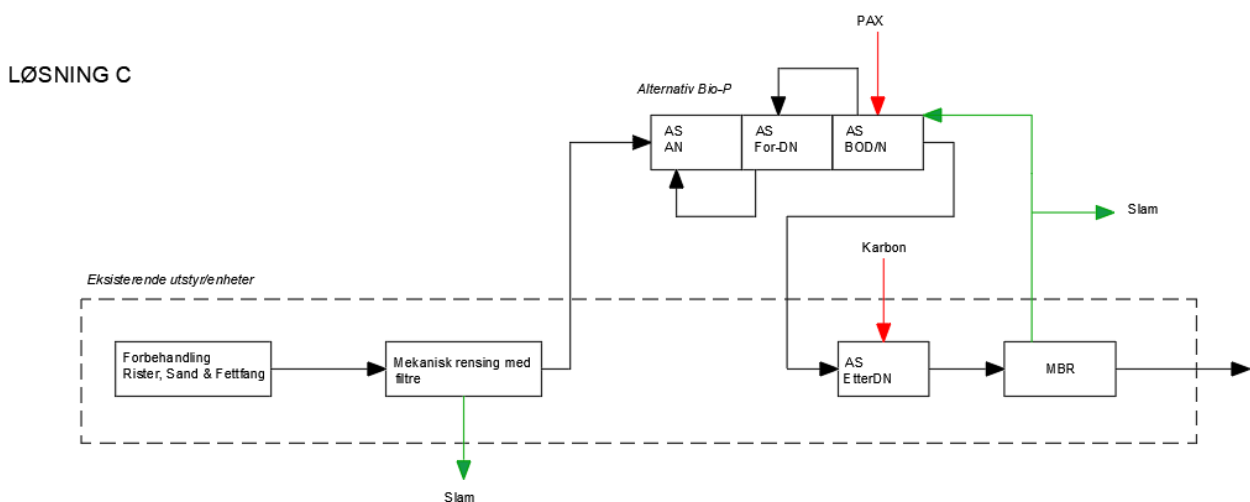
det er nødvendig med etterpolering for å nå utslippskrav for fosfor. Det vil også vurderes om det er tilstrekkelig med plass i eksisterende prosesshall til å plassere de nye MBBR tankene der, og erstatte sedimenteringen med en mer kompakt slamseparasjon.



Figur 5.7-2: Blokkskjema for Løsning B

**Løsning C – MBR**

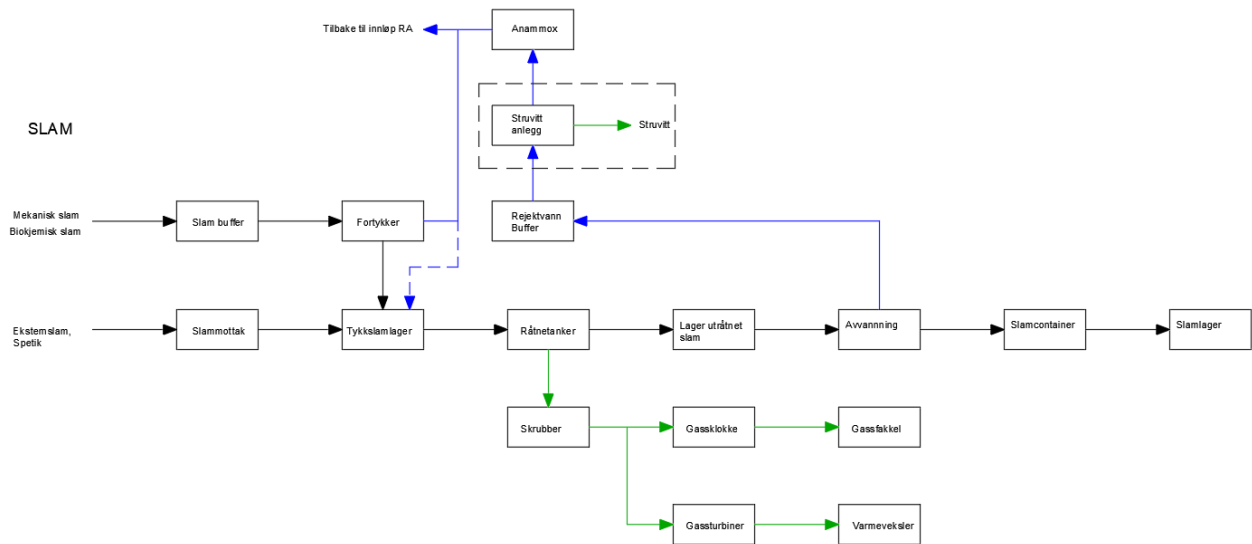
I denne løsningen bygges det aktivslamanlegg med separasjon i MBR. Forbehandling og for-filtrering beholdes. Filtret vann føres til nye bio-reaktorer med suspendert bakteriekultur, for for-denitrifisering og nitrifisering. Det vil også modelleres et alternativ med en anaerob reaktor i forkant for bio-P. Eksisterende MBBR tanker brukes for etter-denitrifisering med aktivslam. Membran-kassetter plasseres i eksisterende sedimenteringsbasseng, for slamseparasjon. Under prosessmodellering vil det vurderes om eksisterende tanker har tilstrekkelig kapasitet for dette formålet.



Figur 5.7-3: Blokkskjema løsning C

Blokkskjema for slamanlegget vises i Figur 5.7-4, og er stort sett som i dag men unntak av rejevtvannsrensing. Det er lagt inn en Anammox prosess for å redusere nitrogen i rejevtvannet, og denne er planlagt plassert i eksisterende (tomme) gravitasjonsfortykkertanker. I tilfellet med bio-P vil det også være nødvendig å fjerne fosfor fra rejevtvannet, og det er her lagt inn et struvitt-anlegg. Kapasiteter på eksisterende tanker og utstyr

vurderes under prosessmodellering. Resultat av prosessmodellering for de ulike løsningene presenteres i kapittel 6.



Figur 5.7-4 Blokkskjema for slambehandling. Stiplet linje viser prosesstrinn dersom renseanlegget inkluderer Bio-P prosess.

## 6 Evaluering av renseløsninger

### 6.1 Prosessdimensjonering – renseanlegg

I følgende presenteres resultat av grovdimensjonering av de alternative renseprosessene. Disse er dimensjonert basert på krav om 80% TN fjerning og 90% TP fjerning (Se avsnitt 1.2). Reduksjon til 70% og økning til 85% TN reduksjon omtales i avsnitt 6.2. Det er konservativt estimert urensset overløp ved renseanlegget 5% av tiden, og rensekravene kompenseres for dette. Reaktor-volumer er beregnet for 60-percentilen og kontrollert mot 90-percentilen. Ifølge beregningene vil anlegget ha full kapasitet ved prosesstemperatur rundt 9 °C, og en fjernelsesgrad rundt 75% ved 8 °C for løsning B. Løsning med aktivslam har full kapasitet for 90-percentilen også ved 8 °C, da slamkonsentrasjoner kan justeres opp via RAS.

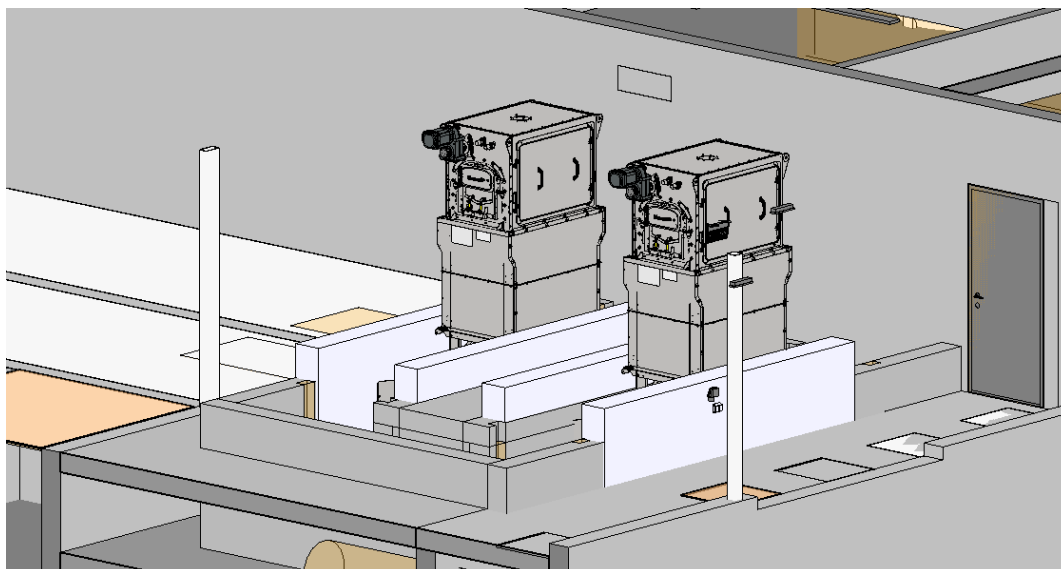
#### 6.1.1 Forbehandling

##### Innløpsrister

Dagens innløpsrister er dimensjonert for år 2035 og vil derfor ikke ha kapasitet til framtidig dimensjonerende vannmengde i 2050 og 2070. Norconsult har vært i dialog med leverandører for å finne alternative innløpsrister som kan møte framtidig kapasitet. Det er vesentlige utfordringer assosiert med utforming av eksisterende kanaler, stor økning i hydraulisk belastning, og begrenset tilgjengelig areal. Da det skal være et foravskillingstrinn (filtre) i etterkant, er det vurdert at man kan akseptere en hulldiameter på 6 mm i innløpsristene. Følgende mulige løsninger er identifisert:

- 2 stk Huber EscaMax 4000x752x6, 50 grader  
Hullplatesil, 6mm  
Med H1=1200 og H2=800  
400 l/s (1 440 m<sup>3</sup>/h) per sil  
Budsjettpris : 1 740 000 NOK  
Total budsjettpris med lauder kanal og vaskepresse: 2 280 000 NOK
  
- 2 stk Noggerath Center-Flo CF 900-1050x5Hex  
Hullplatesil, 5mm  
Med H1=1000 og H2=400  
Q=1553m<sup>3</sup>/h per maskin  
Budsjettpris: 1 149 129 NOK (EUR: 11,55)  
Total budsjettpris med lauder kanal og vaskepresse: 2 827 036 NOK

Innløpsristene fra Noggerath blir noe dyrere (med inkludert lauder kanal og vaskepresse for ristgods) men har høyere kapasitet og mindre hulldiameter. Basert på dette anbefaler vi å erstatte eksisterende rister med to nye Noggerath Center-Flo. Figur 6.1-1 viser innløpsristene.



Figur 6.1-1: 3D-illustrasjon som viser plasseringen Innløpsristene fra Noggerath

### Sand- og Fettfang

Eksisterende sand- og fettfang på anlegget i dag har en dårlig fjerningsgrad av sand og fett, som kan føre til nedstrøms komplikasjoner. Det er ikke etablert separate sandgruber og skråvegger, og sandfangene er i prinsippet bare utformet som sedimenteringsbassenger med bunnskraper. Bassengene må ombygges til noe som ligner det langsgående luftede sand- og fettfanget, som forprosjektet forutsatte. Det vil si adskilt fett- og sandfangsone, sandgrube med skrape langs hele bunnen (til sandpumper- evt. mammutpumper) og fettskraper til overløp til fett-kum. Skråbunnen opp mot fettfangsdelen skal ha en helning på minimum 40 % (gjærne 50 – 60 %).

Nye dimensjoneringsforutsetninger med  $Q_{maks}$  1630 m<sup>3</sup>/h gir en altfor høy belastning på eksisterende sandfang og det foreslås å ta sandfangsvolumet fra septiksandfanget inn som et 3. sandfang. Septik vil da måtte ledes til innløp av hovedrister.

Det anbefales følgende dimensjoner per sandfang med de restriksjoner som foreligger i eksisterende bassenger:

Vanndybde: 3,82 m

Dybde over grube: 3,32 m (0,5 m grubedybde)

Sandfangslengde: 7 m (det er regnet med litt fradrag til innløpsarrangement og fettskrapesystem).

Samlet bassengbredde: 2,5 m

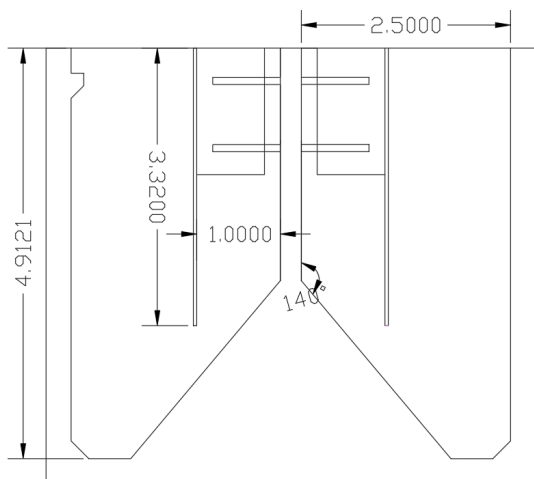
Sandfangsbredde: 1,5 m

Fettfangsbredde: 1 m

Volum Sandfang: 34,8 m<sup>3</sup>

Volum fettfang: 14 m<sup>3</sup>

Tverrsnitt av anbefalt utforming av de to eksisterende sandfangen er vist i Figur 6.1-2. Totalt luftbehov for alle tre bassenger er 160 Nm<sup>3</sup>/h. Med 3 sandfang vil designkriterier vedrørende opholdstid og overflatebelastning kunne overholdes. Bredde/høydeforhold for sandfanget er derimot < 0,5 og overholder altså ikke designkravet på min 0,65:1. Det vil nedsette effektiviteten av sandfanget, men det er optimeret på alle de øvrige parametre. Når det ikke skal bygges nytt må man akseptere dette. Det er ikke plass i eksisterende forbehandlingsrom til å bygge ut sandfangene, og det er svært begrenset med areal rundt renseanlegget.



Figur 6.1-2: Tverrsnitt som viser anbefalte dimensjoner/utforming av oppgradert sand- og fettfang i eksisterende bassenger

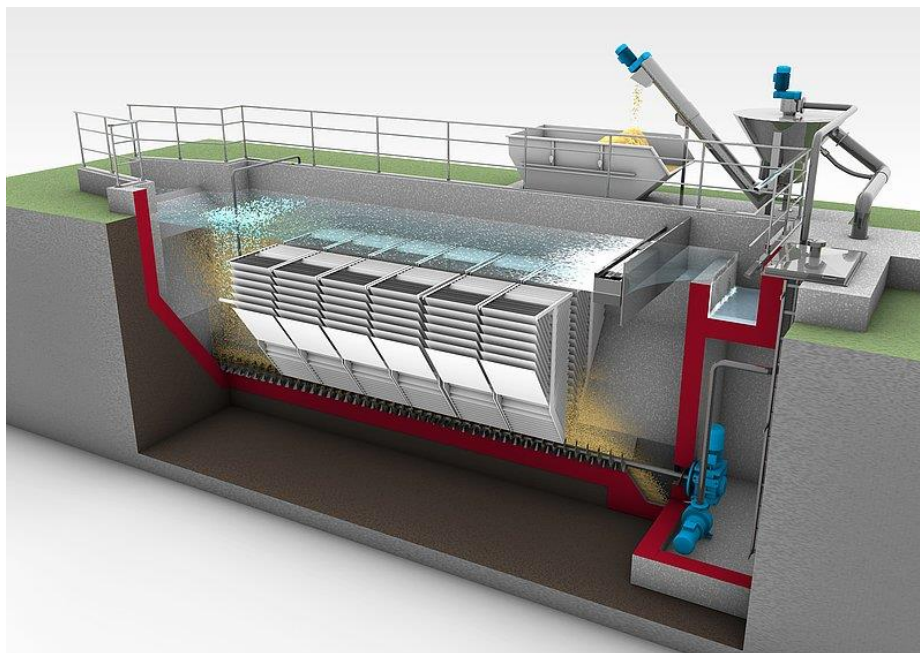
Det ble også undersøkt hvorvidt det ville være mulig å øke kapasitet og effektivitet av sand- og fettfang ved å installere lameller i eksisterende bassenger. En variant av dette er Huber's Grit Wolf, vist i Figur 6.1-3. Med de restriksjoner som er på bassengutforming kom Huber's ingeniører med følgende løsning:

1 stk GritWolf 4C for betongmontasje

Kapasitet 440 l/s med separasjon 95 % av korn større enn 0,15 mm

Budsjettpris på alle maskindeler, Sandpumpe, skrue med kum, lameller Fettutskiller med skrape og pumpe: ca. 1 500 000 kr.

I tillegg tilkommer en vesentlig mengde betongarbeid (bredde på basseng må være 3 meter) samt design/prosjekteringsarbeid. Det er bare plass til 1 enhet på tilgjengelig areal, som medfører at det ikke vil være redundans på anlegget. Av denne grunn, samt høye kostnader, anbefales det å heller bygge ut sandfangene som beskrevet innledningsvis.



Figur 6.1-3: Grit Wolf løsning fra Huber for fjerning av sand og fett i avløpsvann

### 6.1.2 Foravskilling

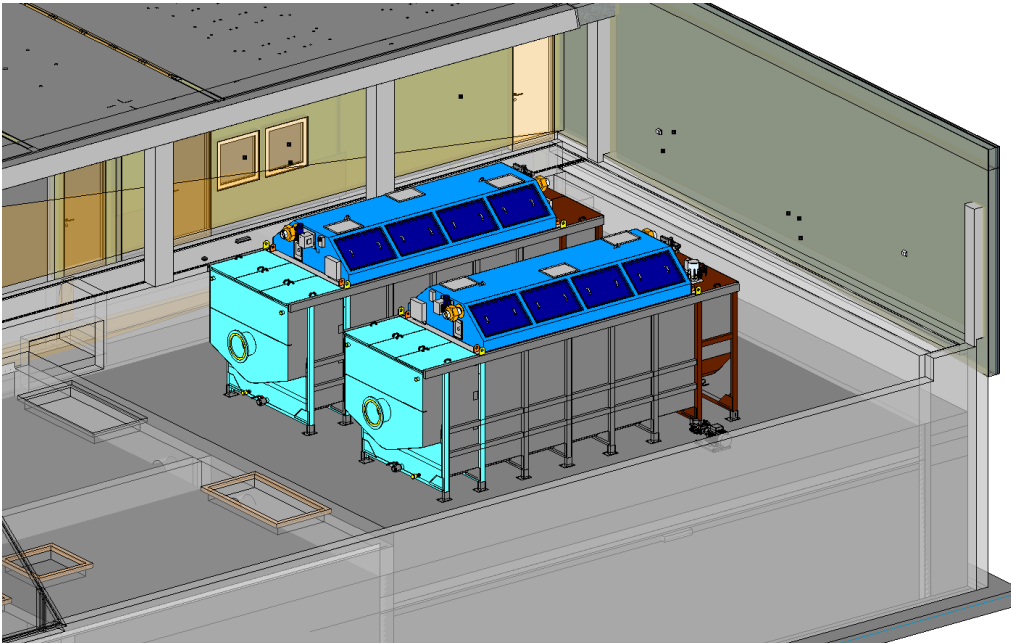
Som beskrevet i avsnitt 4.2 er det flere problemstillinger som gjør at Eidsvoll kommune ønsker å bytte båndfilter de har i dag til annen type teknologi. Forbedret fjerning av sand og fett ved utbygging av sand/fettfang vil sannsynligvis forbedre driften av filteret. Filtrene må likevel erstattes da de allerede i dag har for lav kapasitet.

Vi anbefaler da å bruke trommelfilter som foravskillingstrinn og kontaktet tre leverandører med lang erfaring; Huber, Hydrotech (Veolia) og Nordic Water/Sulzer. Sistnevnte meldte tilbake at de ikke hadde siler som ville passe for dette formålet.

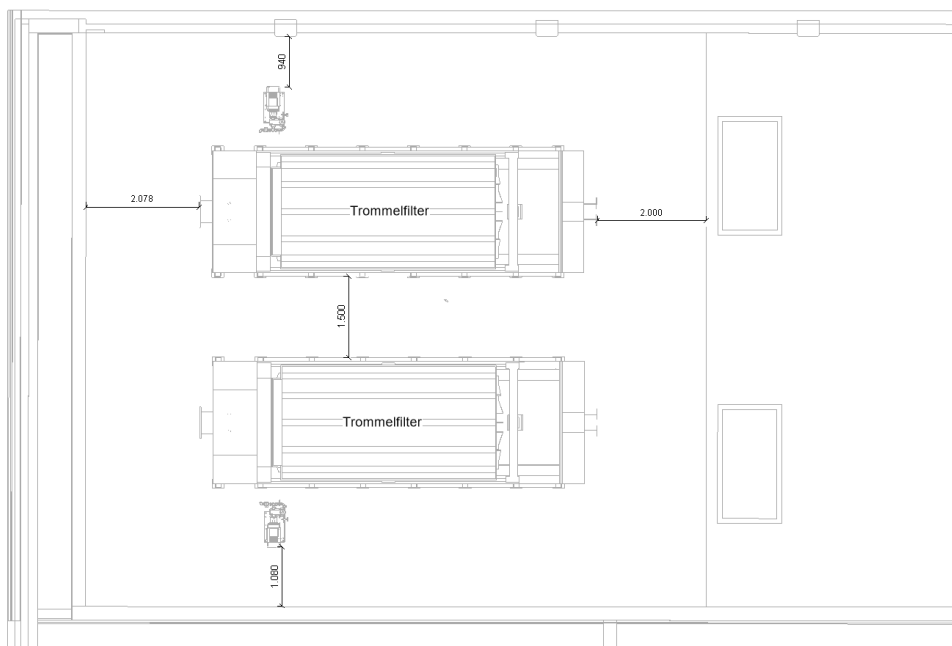
- HUBER Drum Screen LIQUID mesh 2200/0.3/4000  
Antall maskiner: 2  
Kapasitet per maskin 250 l/s (900 m<sup>3</sup>/h)  
Maskestørrelse 0,3 mm  
Høytrykksrengjøring  
Budsjettpriis 8 140 000 NOK
- Veolia Hydrotech filter HDF2008-1S  
Antall maskiner: 6  
Kapasitet per maskin 54 l/s (194 m<sup>3</sup>/h)  
Maskestørrelse 0,3 mm  
Høytrykksrengjøring  
Budsjettpriis 10 130 000 NOK

Det er vurdert at det vil være tilstrekkelig plass på anlegget til å erstatte eksisterende filter med trommelfilter fra Huber. Løsningen er skissert i Figur 6.1-4 og Figur 6.1-5. Løsningen med 6 maskiner fra Veolia er dyrere og vil kreve for stort areal. Huber filtrene vil ha kapasitet for belastning i 2070, men da ikke med 100% redundans. Den hydrauliske profilen i anlegget samt størrelsen på trommelfiltrene gjør at det må plasseres

noen in-line pumper i forkant som må løfte vannet ca. 1 meter. Nitrogenfjerningen er dimensjonert for at det fjernes 40% SS i foravskillingstrinnet, som anbefalt fra Norsk Vann.



Figur 6.1-4: 3D-illustrasjon som viser plasseringen av Hubers trommelsiler, der dagens Salsnes-filtre er plassert



Figur 6.1-5: Planillustrasjon som viser plasseringen av Hubers trommelsiler, med mål mellom og rundt silene.

### 6.1.3 Biologisk rensing - Løsning A

AGS reaktorer er grovdimensjonert basert på retningslinjer fra TU Delft (Tekniske Universitetet i Delft). AGS SBR kan ha høy slamkonsentrasjon hvilket gjør den til en relativt kompakt prosess. Prosessen er derimot svært avhengig av den hydrauliske belastningen,  $Q_{maksdim}$ , som i dette tilfellet er veldig stor sammenlignet med gjennomsnittsbekleiringen,  $Q_{middel}$ . Dette gjør at reaktoren blir mye større enn det som er nødvendig for å bearbeide stoffbelastningen i avløpet, og slamkonsentrasjonen blir lavere. Det er fordi reaktoren må kunne holde et volum tilsvarende  $Q_{maksdim}$  under varigheten av syklustiden. Tabell 6.1-1 viser beregnet prosessvolum for AGS reaktorer samt buffertanker. Det må være en buffertank før og etter AGS reaktorene for å holde på innkommende avløpsmengde mens reaktorene er i syklus.

Tabell 6.1-1: Prosessdesign for løsning A

Design parameter	Resultat Løsning A
Nytt reaktor volum	8 398 m <sup>3</sup>
Volum Buffertanker	3007 m <sup>3</sup>
Antall linjer	2
Slamkonsentrasjon	7,2 kg SS/m <sup>3</sup>
Blåsere	5 481 Nm <sup>3</sup> /h

Tabell 6.1-2 viser estimerte mengder kjemikalier og energi som prosessen forbruker. Det er tatt utgangspunkt i NaOH for alkalitet og Metanol for karbonkilde. Det er lagt opp til bruk av samme fellingskjemikalie som brukes i dag, PAX-18. Beregnet forbruk av NaOH er grovestimert basert på en alkalitet på 3,0 mekv/l i tilløpet. Det bør utføres målinger av alkalitet i avløpsvannet for å få et mer presist estimat. Prosessen er modellert med både simultanfelling i AGS reaktorer og etterfelling i eksisterende utstyr. Dette er for å unngå for høy partikulær andel fosfor i utløpet som vil føre til for strenge krav på suspendert stoff.

Tabell 6.1-2: Innsatsmidler for løsning A

Innsatsmidler	Resultat Løsning A
NaOH – 32%	545 tonn/år
PAX-18	190 tonn/år
Metanol – 80%	115 tonn/år
Polymer	15 tonn/år
Energi	1332 MWh/år

Tabell 6.1-3 viser det som blir «sluttprodukt» fra rensianlegget med løsning A. Det vil si produsert slam og biogass. Det er også estimert innhold av nitrogen og fosfor i avvannet slam. Med gjeldene regelverk vil det være en fordel å ha lavere mengde fosfor i slammet, da det vil bety at mer slam kan spres på jordet. Energi fra biogass representerer energiinnholdet i produsert metan, og inkluderer ikke eventuell svinn i turbiner eller faking av gass.

Tabell 6.1-3: Sluttprodukt for løsning A

Produkter	Resultat Løsning A
Avvannet Slam	4 551 m <sup>3</sup> /år
kg TP/kg TS	0,03
kg TN/kg TS	0,035
Biogass	616 000 Nm <sup>3</sup> /år
Energi fra biogass	3 715 MWh/år

Det er ikke tilstrekkelig plass i eksisterende prosesshall til å erstatte utstyr med en AGS SBR prosess. Det er også vurdert at det ikke er tilstrekkelig ledig areal på området rundt Bårlidalen RA til å bygge denne prosessen, da det kreves veldig store prosessvolum. Alternativ A vurderes derfor ikke som en aktuell løsning videre i mulighetsstudien.

#### 6.1.4 Biologisk rensing - Løsning B

MBBR er dimensjonert i henhold til Norsk Vann Rapport 256 (2020) og slamproduksjonen er estimert i henhold til «Framtidens avloppsvattenrensing- En jämförande fallstudie av reningstekniker inför utbyggnation av Sjölundas avloppsreningsverk», Chalmers tekniska högskola, 2017 (Agnes Daliensson m.fl). Anlegget er dimensjonert for 60-percentilen med unntak av aerob reaktor som er oppskalert for å ha tilstrekkelig med bærere til å håndtere 90-percentilen. Tabell 6.1-4 viser beregnede prosessvolum for løsningen. Beregningene viser også at eksisterende MBBR tanker er tilstrekkelig store til å brukes til etter-denitrifisering og re-oksidasjon. Det er brukt bærere med overflateareal på 800 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Reaktor volum for løsning B er vesentlig mindre enn for Løsning A.

Det ble vurdert hvorvidt eksisterende sedimenteringsbasseng har tilstrekkelig hydraulisk kapasitet for dimensjonerende hydraulisk belastning. Overflatebelastningen blir for lav ved  $Q_{maksdim}$ , og sedimenteringsbassengene kan derfor ikke brukes som slamseparasjonsreaktor i prosessen. Bassengene vil i stedet ombygges til flotasjonsanlegg som da vil ha tilstrekkelig med kapasitet. En annen mulighet er å fortsette å bruke bassengene til sedimentering, og legge til et etterpoleringstrinn med f.eks. skivefilter i etterkant. Dette vil ta noe større plass, og kan vurderes i neste fase av prosjektet.

Tabell 6.1-4: Prosessdesign for løsning B

Design parameter	Resultat Løsning B
Nytt reaktor volum	3 995 m <sup>3</sup>
Antall linjer	2
Fyllingsgrad	50%, 40% <sup>1</sup>
Blåsere	7 560 Nm <sup>3</sup> /h

<sup>1</sup>40% for De-ox og Etter-DN, 50% for resten

Tabell 6.1-5 viser estimerte mengder kjemikalier og energi som prosessen forbruker. Det er tatt utgangspunkt i NaOH for alkalitet og Metanol for karbonkilde. Det er lagt opp til bruk av samme fellingskjemikalie som brukes i dag, PAX-18. Forbruket av PAX-18 er vesentlig høyere for denne løsningen da det brukes mer kjemikalie i etterfelling enn i simultanfelling. Luftforbruket/blåserkapasitet er også høyere for MBBR reaktorer enn for aktivslam.

Tabell 6.1-5: Innsatsmidler for løsning B

Innsatsmidler	Resultat Løsning B
NaOH – 32%	449 tonn/år
PAX-18	437 tonn/år
Metanol – 80%	90 tonn/år
Polymer	15 tonn/år
Energi	2 145 MWh/år

Tabell 6.1-6 viser det som blir «sluttprodukt» fra rensenanlegget med løsning A. Det vil si produsert slam og biogass. Det er også estimert innhold av nitrogen og fosfor i avvannet slam. Energi fra biogass representerer energiinnholdet i produsert metan, og inkluderer ikke eventuell svinn i turbiner eller faking av gass.

Tabell 6.1-6: Sluttprodukt for løsning B

Produkter	Resultat Løsning B
Avvannet Slam	4 724 m <sup>3</sup> /år
kg TP/kg TS	0,03
kg TN/kg TS	0,034
Biogass	624 150 Nm <sup>3</sup> /år
Energi fra biogass	3 730 MWh/år

Det er vurdert at det er tilstrekkelig areal tilgjengelig for løsning B, og denne er modellert i Avsnitt 6.5.

### 6.1.5 Biologisk rensing - Løsning C

Aktivslamanlegget er dimensjonert etter en aerob slamalder på 12,1 døgn ved 8 °C, en nitrifikasjonshastighet på 0,87 g NH<sub>4</sub>-N/kg VSS h og en denitrifikasjonshastighet på 0,83 g NO<sub>x</sub>-N/kg VSS h. Slamproduksjon er beregnet i henhold til ATV 2000. Anaerob reaktor for bio-P er dimensjonert for en anaerob-aerob masserfraksjon på 0,15, som resulterer i en oppholdstid på 1 time ved Q<sub>dim</sub>, i henhold til «Biological Wastewater Treatment», 2nd edition IWA, (Chen, van Loosdrecht, m.fl). Eksisterende MBBR tanker brukes til etterdenitrifisering, og beregninger viser at disse har mer enn tilstrekkelig med volum.

Tabell 6.1-7 viser beregnet nytt reaktorvolum for løsning med og uten Bio-P. I begge tilfeller plasseres membrankasettene i eksisterende sedimenteringsbassenger. Eksisterende flokkuleringstanker vil fjernes og volumet også brukes til MBR. Det er lagt opp til membraner fra Alfa Laval type MFM 200 – L. Design er 3 membrankassetter i bredden i hvert basseng, og totalt 36 rader («trains»). Det nye reaktorvolumet i Tabell 6.1-7 består derfor av Anoxisk For-denitrifisering og Aerob reaktor. I tillegg kommer anaerob reaktorvolum og et De-ox volum for løsning med Bio-P.

Aerob slamkonsentrasjon er høyere for løsning med Bio-P da RAS er satt høyere for å få tilstrekkelig med resirkulasjon tilbake til den anaerobe reaktoren, slik at denne får en akseptabel slamkonsentrasjon og volum.

Tabell 6.1-7: Prosessdesign for løsning C, med og uten Bio-P

Design parameter	Resultat Løsning C	
	Uten Bio-P	Med Bio-P
Nytt reaktor volum sum	3 629 m <sup>3</sup>	4 394 m <sup>3</sup>
Antall linjer – Aktiv slam	2	2
Antall MBR tanker	2	2
Slamkonsentrasjon (Aerob)	8,7 kg SS/m <sup>3</sup>	9,0 kg SS/m <sup>3</sup>
Blåsere <sup>1</sup>	11 700Nm <sup>3</sup> /h	11 800Nm <sup>3</sup> /h

<sup>1</sup>Inkluderer blåsere til MBR

Tabell 6.1-8 viser estimerte mengder kjemikalier og energi som prosessen forbruker. I tillegg til kjemikalier beskrevet for de andre løsningene, er det også lagt til kjemikalier som brukes til CIP av Membranene; NaClO, Sitronsyre og HCl. Løsningen med Bio-P må også ha struvittanlegg for å ikke tilbakeføre frigjort fosfor til rensianlegget. Det er derfor også et forbruk av magnesium, MgCl<sub>2</sub>\*6H<sub>2</sub>O, for dette alternativet. Til gjengjeld er forbruket av PAX-18 svært lavt for dette alternativet. Begge løsninger med MBR har et vesentlige lavere forbruk av PAX-18 og Metanol enn alternativ B med MBBR.

Tabell 6.1-8: Innsatsmidler for løsning C, med og uten bio-P

Innsatsmidler	Resultat Løsning C Uten Bio-P	Resultat Løsning C Med Bio-P
NaOH – 32%	416 tonn/år	407 tonn/år
PAX-18	232 tonn/år	70 tonn/år
Metanol – 80%	29 tonn/år	15 tonn/år
Polymer	12 tonn/år	11 tonn/år
NaClO - 15%	13 tonn/år	13 tonn/år
Sitronsyre - 50%	14 tonn/år	14 tonn/år
HCl - 30%	1 tonn/år	1 tonn/år
MgCl <sub>2</sub> *6H <sub>2</sub> O		81 tonn/år
Energi	1970 MWh/år	2 090 MWh/år

Tabell 6.1-9 viser det som blir «sluttprodukt» fra renseanlegget med løsning C. Det vil si produsert slam, struvitt og biogass. Det er også estimert innhold av nitrogen og fosfor i avvannet slam. Avvannet slam fra løsning med Bio-P inneholder mindre fosfor, da dette er i stor grad fanget som struvitt i rejektivannrensingen. Med gjeldene regelverk vil det være en fordel å ha lavere mengde fosfor i slammet, da det vil bety at mer slam kan spres på jorde (mindre behov for lagring). Energi fra biogass representerer energiinnholdet i produsert metan, og inkluderer ikke eventuell svinn i turbiner eller faking av gass.

Tabell 6.1-9: Sluttprodukt for løsning C, med og uten Bio-P

Produkter	Resultat Løsning C Uten Bio-P	Resultat Løsning C Med Bio-P
Avvannet Slam	4 544 m <sup>3</sup> /år	4 349 m <sup>3</sup> /år
kg TP/kg TS	0,03	0,02
kg TN/kg TS	0,04	0,04
Biogass	629 000 m <sup>3</sup> /år	629 000 m <sup>3</sup> /år
Energi fra biogass	3 790 MWh/år	3 800 MWh/år
Struvitt		75 tonn/år

Det er vurdert at det er tilstrekkelig areal tilgjengelig for løsning C, og denne er modellert i Avsnitt 6.5. Kostnadene for løsning B og C er sammenlignet i avsnitt 6.7.

## 6.2 70, 80 og 85% TN reduksjon

Til tross for at det nye EU-direktivet spesifiserer rensekrav for nitrogen til 80% reduksjon, har statsforvalter bedt om at det vurderes nitrogenrensing med 70, 80 og 85% renseeffekt. I praksis vil dette reflekteres i ulikt forbruk av karbonkilde, her Metanol. Tabell 6.2-1 viser estimert årlig forbruk av metanol (80% løsning) for ulike fjerningsgrad av nitrogen for de to aktuelle løsningene; løsning B og løsning C (med og uten bio-P), med volumene beregnet i avsnitt 6.1. Det anbefales at reaktorer bygges basert på dimensjonert volum for 80% fjerning.

Tabell 6.2-1: Estimert metanolforbruk for ulike renseeffekt for nitrogen

Nitrogen renseeffekt	Løsning B, tonn/år	Løsning C, tonn/år	Løsning C m/bio-P, tonn/år
70%	24	0	0
80%	90	29	15
85%	112	90	62

Forbruk av karbonkilde øker med økt krav til nitrogenfjerning da en større mengde nitrat må etter-denitrifiseres. Fordenitrifisering er begrenset av tilgjengelig karbon kilde og  $Q_{\text{Nox}}$  (resirkulasjon av nitrat fra aerob tank til anox tank). Da det er høyere oksygenkonsentrasjon i MBBR er  $Q_{\text{Nox}}$  mer begrenset for løsning B. I løsning C resirkuleres nitrat både gjennom RAS og  $Q_{\text{Nox}}$ , og det kan oppnås en større andel av for-denitrifisering. Derfor er forbruket av metanol lavere for denne løsningen. I løsning med Bio-P er slamkonsentrasjonen høyere og det fjernes derfor enda mer nitrogen ved for-denitrifisering.

### 6.3 Prosessdimensjonering - slambehandlingsanlegg

Prosessberegninger for slambehandlingsanlegget er utført basert på tilført mengde eksterntslam spesifisert i Avsnitt 2.4. Prosessmodellene for de ulike løsningene er dimensjonert med tilførsel av midlere mengde eksterntslam - det vil si den årlige mengden eksterntslam fordelt over 365 døgn.

Anlegget har to råtnetanker, hver på 600 m<sup>3</sup>. For termofil utråtning anbefales det en oppholdstid på 15 dager, i henhold til Norsk Vann rapport 256. Beregninger viser at for estimert slamproduksjon i 2050 vil det være tilstrekkelig kapasitet i råtnetanker dersom tynnslam (minirensanlegg, tette tanker) fortykkes sammen med internslammet og blandes med tykkslam (fra Hurdal & Fjellfoten RA) før utråtning. Når man bruker gjennomsnittsbetlastninger er slam-mengden inn på råtnetanker beregnet til ca 73 m<sup>3</sup>/døgn. Maksimal tilførsel for å opprettholde 15 døgns oppholdstid i eksisterende volum er 80 m<sup>3</sup>/døgn.

For både løsning B og C fortykkes avløpsslam i eksisterende fortykkermaskiner sammen med eksterntynnslam, og det er beregnet at disse har tilstrekkelig kapasitet for den framtidige slammengden. Med to fortykkermaskiner med kapasitet på 7 m<sup>3</sup>/h vil dette tilsvare en driftstid på 13 timer/døgn for løsning B, og 18 timer/døgn for løsning C (dette slammet er tynnere). Det er regnet med en økning opp til 5% TS etter fortykking ved en polymertilsetning på 4 kg polymer/tonn TS.

Volum på slambuffer før fortykking, tykkslamlager, og slamlager for utråtnet slam er vurdert som tilstrekkelige for framtidig slammengde. Løsning for transport av avvannet slam til langtidslager, beskrevet i «Prosjektnotat - Bårlidalen RA - Slamtransportløsninger for avvannet slam», Norconsult 2022, ivaretas. Eidsvoll kommune ønsker å ha lagringskapasitet for 9 måneder. Beregninger viser at for å kunne lagre slam i 9 måneder (for mengdene i 2050) må betongveggene i cellene bygges opp til ca 3,2 m. Slamdistribusjonen i cellene bør være så uniform som mulig.

Oppgitt kapasitet på de to skruypressene på anlegget i dag er tilstrekkelig for framtidig slammengde. Med to maskiner med kapasitet på 10 m<sup>3</sup>/h tilsvarer dette en driftstid på ca 4 timer/døgn. Det er regnet med en økning til 23%TS etter avvanning, basert på driftsdata i årsrapporter. Polymerforbruket er estimert til 6,5 kg polymer/tonn TS.

Rejektvannet fra avvanningen inneholder en vesentlig mengde nitrogen som har blitt frigjort i råtnetankene. For å redusere belastning på rensanlegget er det lagt inn en Anammox prosess. Denne kan plasseres i eksisterende gravitasjonsfortykkere, som beskrevet i «Mulighetsstudie for nitrogenrensing av rejeckt vann ved Bårlidalen RA», Norconsult 2023. Det er dimensjonert for en fyllingsgrad på 45% og en rensegrad på 75% TN. Vanndybde i tankene blir ca 3,8 m. Blåsere til Anammox prosessen må ha en kapasitet på 1030 Nm<sup>3</sup>/h, og det er vurdert at blåsemaskinen kan plasseres i samme rom som eksisterende blåsemaskiner (tilhørende MBBR), da det er ledig plass og kort avstand.

Det er estimert en 55% reduksjon i VS i råtnetankene. Biogassproduksjon er beregnet basert på antatt VS/TS forhold og 0,9 Nm<sup>3</sup>/kg VS nedbrutt, i henhold til Norsk Vann. Metan-innholdet er estimert basert på verdier for metan-utbytte for ulike typer slam beskrevet i Norsk Vann. Metaninnholdet er beregnet som 60%. Gassklokke har tilstrekkelig kapasitet for framtidig mengde. Energiforbruk for oppvarming av råtnetanker er estimert til 15% av energi i produsert biogass, i henhold til Norsk Vann Rapport 256.

## 6.4 Utvidet kapasitet til år 2070

Eidsvoll kommune ønsker en vurdering av hva en utvidelse av renseanlegget vil innebære, for å kunne håndtere den framtidige kapasiteten i 2070. Reaktorvolumene ovenfor er dimensjonert for belastning i 2050.

Løsningen med aktivt slam og MBR (løsning C) er svært fleksibel. Det finnes allerede teknologi for å øke kapasitet i slike anlegg, eksempelvis:

- Etablere sving-soner med mulighet for å veksle mellom både anoksisk og aerobe forhold i deler av reaktorer, styrt av sensorer. Dette er vist at kan øke nitrifikasjonskapasiteten i eksisterende aktivslam-anlegg.
- Installere MABR (Membrane Aerated Biofilm Reactor) enheter i eksisterende reaktortanker. Dette øker både nitrifisering og denitrifiserings-kapasitet innenfor eksisterende volumer.
- Etablere en IFAS (Integrated Fixed-Film Activated Sludge) løsning ved å tilføre bærere og siler i den aerobe tanken. Dette vil øke nitrifikasjonskapasiteten i anlegget.
- Membranene i membranreaktor kan erstattes med enheter som har høyere hydraulisk kapasitet for å møte økt framtidig vannmengde. Det er gjort beregninger som viser at det ikke vil være nødvendig å utvide volumer for å øke hydraulisk kapasitet.

I tillegg forventes det at flere teknologier vil være tilgjengelig i 2050/2070 som kan øke kapasitet i eksisterende anlegg, da dette allerede i dag er en vanlig problemstilling i Europa.

For løsning B, som er basert på MBBR, finnes det også ulike tiltak som kan øke kapasitet i eksisterende reaktorvolum:

- Biowater's CIFIC løsning, hvor bærere pakkes med en fyllingsgrad på 80-90% og derav øker kapasiteten betydelig innenfor samme volum. CFIC har periodevis rengjøring og bruker innkommende avløpsvann.
- Ved å gjøre om reaktorer til FFR (Fixed Film Reactor) med filtrering kan man også øke overflateareal for biofilm vekst og derav kapasiteten til prosessen.
- Det er beregnet at det vil være tilstrekkelig plass til flotasjonsanlegg med hydraulisk kapasitet for 2070 i eksisterende sedimenteringsbassenger.

Basert på de tilgjengelige teknikker og tiltak for å øke kapasitet, anbefales det at anlegget bygges for kapasitet 2050 og ikke dimensjoneres for 2070. Det vil også forårsake økte driftskostnader og potensielle driftsutfordringer dersom man designer anlegget for stort. I avsnitt 6.5 er det illustrert hvilken forskjell det gjør i fotavtrykk/areal dersom man dimensjonerer for 2070 og ikke 2050.

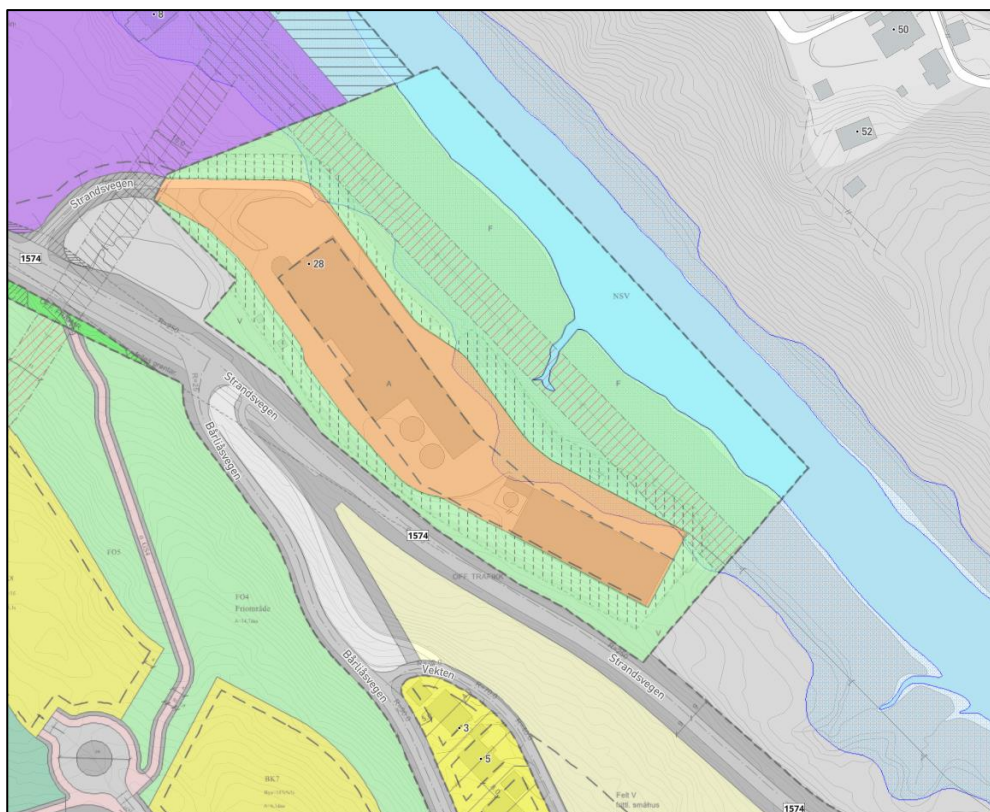
## 6.5 Arealbehov og mulig utforming

Det er begrenset areal tilgjengelig på den eksisterende tomten der Bårlidalen RA i dag er lokalisert, noe som skaper utfordringer for en utvidelse med nytt bygg for nitrogenfjerningsstrinn på eksisterende tomt. Det er per i dag etablert en adkomstvei som går rundt hele renseanlegget, og det er behov for at lastebiler fortsatt skal ha tilgang til avlevering/henting på framsiden av renseanlegget etter utvidelsen (eksempelvis ved at adkomstvei beholdes eller at det etableres ny snuplass).

Mot nordvest og øst for den eksisterende tomten der Bårlidalen RA er lokalisert går det en høyspentledning, som medfører en byggegrense på 6 meter på hver side av ledningen. I tillegg går fylkesvei Strandvegen langs vestsiden av Bårlidalen RA. I henhold til vegloven er generell byggegrense fra fylkesvei 50 meter målt fra midten av veien, med mindre annet er fastsatt i reguleringsplan eller kommuneplanens arealdel. Byggegrensen skal ivareta hensyn til trafikkikkerhet, drift og vedlikehold, samt mulig framtidig utvidelse av veianlegget. I tidligere, tilsvarende prosjekter har en byggegrense på 12 meter blitt godkjent. I tillegg ligger eksisterende

renseanlegg mindre enn 50 meter fra fylkesveien. For å få tillatelse til å bygge innenfor byggegrensen, må det søkes om godkjenning hos Akershus fylkeskommune.

Reguleringsplanen for området rundt Bårlidalen RA vises i Figur 6.5-1.



Figur 6.5-1: Reguleringsplan for området rundt Bårlidalen RA.

Det er identifisert fem aktuelle plasseringer av nytt prosessbygg for nitrogenrensing:

**Alternativ 1** innebærer etablering av nytt prosessbygg nordvest for eksisterende renseanlegg, i området mellom dagens anlegg og fylkesvei Strandvegen. Denne plasseringen gir god tilgjengelighet og ligger utenfor flomutsatte områder.

**Alternativ 2** omfatter to separate tiltak: etablering av nytt prosessbygg på samme lokasjon som dagens slamalger og etablering av nytt slamlager i omtrent samme området der prosessbygget er foreslått plassert i alternativ 1.

**Alternativ 3** innebærer etablering av nytt prosessbygg øst om dagens renseanlegg inntil fasaden av dagens renseanlegg.

**Alternativ 4** innebærer etablering av nytt prosessbygg nord for dagens renseanlegg, på området der det i dag er etablert parkeringsplasser.

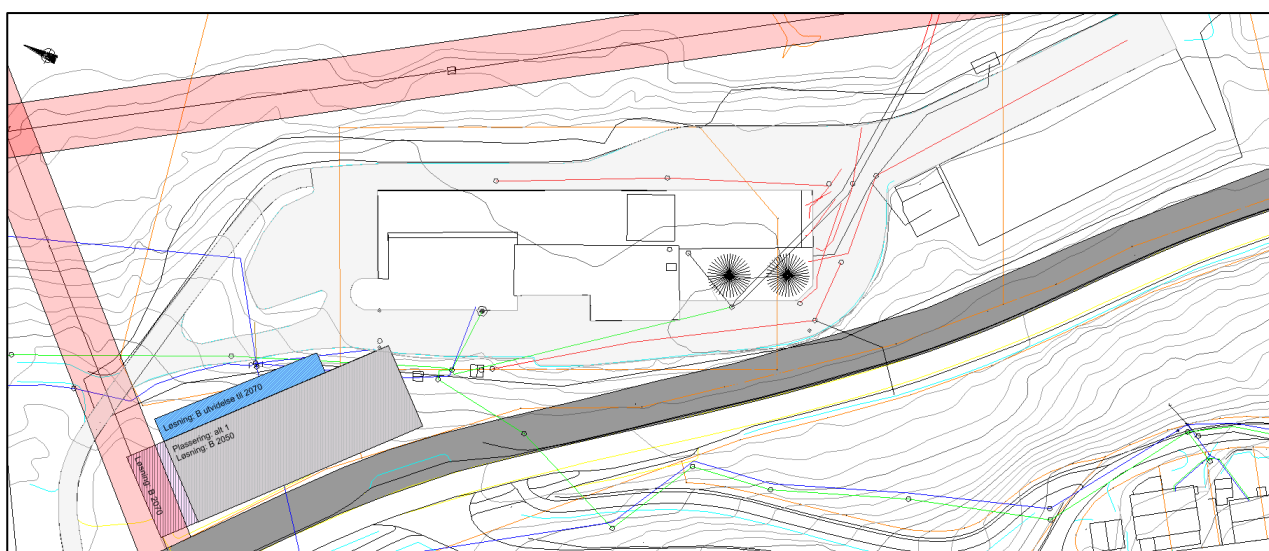
**Alternativ 5** innebærer etablering av nytt prosessbygg for nitrogenfjerning på samme lokasjon som dagens slamlager, tilsvarende løsning som i alternativ 2. I tillegg foreslås det å etablere et nytt slamlager sør for dagens slamlager. Dette alternativet ble imidlertid tidlig utelukket i vurderingsfasen, hovedsakelig av to grunner:

- Den foreslåtte plasseringen av det nye slamlageret medfører en betydelig lengre føringsvei for slamtransport fra renseanlegget, noe som gir økt teknisk kompleksitet og driftsmessige ulemper.
- Området ligger i umiddelbar nærhet til Norges vassdrags- og energidirektorats (NVE) definerte 200-års flomgrense. Oppdaterte beregninger for vannstand i Vormo indikerer en forventet økning på 40–50 cm, noe som kan medføre at deler av det nye slamlageret blir utsatt for oversvømmelse ved fremtidige flomhendelser.

Alternativ 1 til 4 er derfor videre vurdert i detalj og vises i Figur 6.5-2 og Figur 6.5-5.

### 6.5.1 Alternativ 1

Alternativ 1 innebærer etablering av et nytt prosessbygg lokalisert nordvest for dagens renseanlegg, i området mellom eksisterende anlegg og fylkesvei Strandvegen. Se Figur 6.5-2. for illustrasjon av foreslått plassering.



Figur 6.5-2: Plassering for alternativ 1. Byggegrense knyttet til høyspentledning er angitt med rød ferge, mens byggegrense mot Strandvegen er markert med mørk grå farge. Det grå rektangelet viser arealbehovet for et prosessbygg dimensjonert for 2050. Det blå rektangelet viser arealbehovet ved en utvidelse av anlegget med en ekstra renselinje for å håndtere belastningen i 2070. Grå og lilla rektangel viser tilsammen arealbehovet dersom prosessbygget bygges opprinnelig for belastningen i 2070.

Det grå rektangelet viser arealbehovet for et prosessbygg dimensjonert for 2050. Det blå rektangelet viser arealbehovet ved en utvidelse av anlegget med en ekstra renselinje for å håndtere belastningen i 2070. Grå og lilla rektangel viser tilsammen arealbehovet dersom prosessbygget bygges opprinnelig for belastningen i 2070.

Plasseringen er underlagt visse arealbegrensninger. Mot nord går det en høyspent luftledning, markert med rødt i Figur 6.5-2. Ved plassering av anlegg i nærhet til eksisterende luftstrek for høyspentkabler må hensyns- og byggeforbudssoner for høyspent-luftstrek hensyntas. Hensynssonen omfatter arbeid innenfor en avstand på 30 meter fra luftstrek. Innenfor hensynssonen må arbeid koordineres med netteier. Byggeforbudssone for anlegg i nærhet til luftstrek er angitt som 6 meter avstand fra ytterste faseleder i horisontal avstand. Plassering av bygg i hensynssone kan medføre merkostnader, sikkerhetsrisiko og koordineringsbehov i byggefase. Et mulig tiltak er å endre luftstrek til høyspentkabler i bakken, men en slik permanent omlegging må koordineres og aksepteres av netteier.

Ved etablering av et nitrogenfjerningsbygg dimensjonert for kapasitetsbehov frem mot 2050, vil bygget ikke komme i konflikt med byggeforbudssonen til den høyspente ledningen (markert med rødt i Figur 6.5-2). Dersom anlegget dimensjoneres for belastningen i 2070, vil bygget havne innenfor byggeforbudssonen til den høyspente ledningen. Dette vil medføre behov for enten å flytte eller legge deler av den høyspente ledningen i bakken.

Alternativ 1 innebærer en plassering som ligger innenfor den generelle byggegrensen på 50 meter fra midten av fylkesveien, i henhold til vegloven. I tidligere, tilsvarende prosjekter er det gitt dispensasjon for byggegrense ned til 12 meter, i tillegg er det eksisterende renseanlegget også plassert nærmere enn 50 meter fra veien. Prosessbygget i dette alternativet er derfor plassert med utgangspunkt i en byggegrense på 12 meter. For å få tillatelse til å etablere prosessbygget innenfor byggegrensen på 50 meter, må det søkes om dispensasjon fra Akershus fylkeskommune.

Denne plasseringen vil føre til konflikt med en spillvannsledning som fører avløpsvann inn til innløpskummen. Ved valg av denne plasseringen vil det derfor være behov for å legge om denne spillvannsledningen.

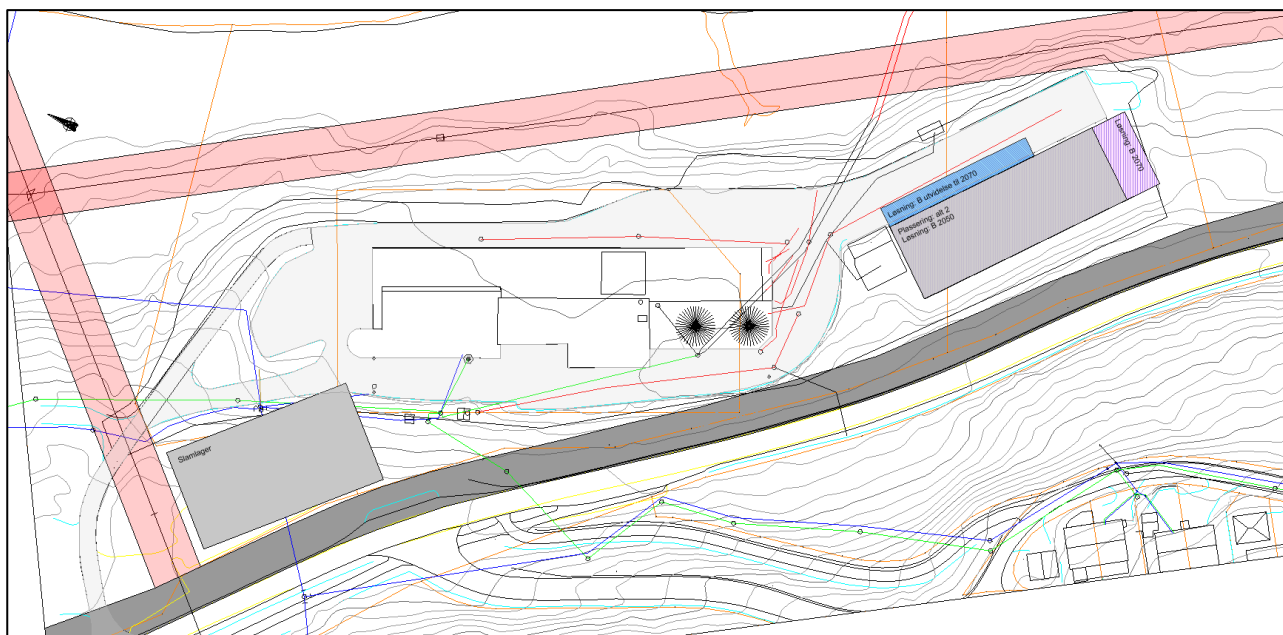
Bassenger er planlagt med en utgravingsdybde som varierer fra ca. 7 meter (ved dagens renseanlegg) til opptil ca. 14 meter (ved Strandveien i øst og høyspenttraseen i nord), avhengig av topografien i det skrånende terrenget. Det vil trolig medføre behov for en støttekonstruksjon langs Strandveien og i området ved høyspentledningen under anleggsperioden. Mengden støttekonstruksjon vil i stor grad styres av dybden til berg. Da plasseringen vil kreve en dyp utgraving, vil det måtte påberegnes avstivning av støttekonstruksjonen. Dersom berg ligger grunt, kan behovet for støttekonstruksjon reduseres, og fjellet kan eventuelt pigges eller sprenges til ønsket nivå for fundamentering.

Mot nord, i retning av elva Vormå, kan det ligge til rette for åpen utgraving uten behov for støttekonstruksjon. Muligheten for dette avhenger imidlertid også av bergnivået, samt at dette kan påvirke eksisterende innkjøring til renseanlegget. Dersom adkomsten blir berørt, må det etableres en midlertidig omkjøring i anleggsperioden.

Hydrogeologien i området er ikke undersøkt, og det er ukjent hvilket dyp man kan forvente å finne grunnvann. Det bør derfor tas forbehold om at man ved graving ned til 7 meter dyp *kan* påtreffe grunnvann og at det i så fall vil være behov for å iverksette tiltak i anleggsfase og i permanent fase. I anleggsfase kan det være behov for å pumpe vann fra byggegropa. I permanent fase vil aktuelle tiltak enten være drenering for å senke grunnvannstanden lokalt omkring bygget, eller å etablere bygningsdeler under grunnvannsnivå i vanntett støp, og sikre bygget mot oppdrift. Ved behov for å senke grunnvannstanden ved pumping og drenering, må det gjøres vurderinger av hvorvidt en senkning vil påvirke omgivelsene negativt.

### 6.5.2 Alternativ 2

Alternativ 2 omfatter to separate tiltak: etablering av nytt prosessbygg på samme lokasjon som dagens slamlager og etablering av nytt slamlager i omtrent samme området der prosessbygget er foreslått plassert i alternativ 1. Se Figur 6.5-3 for plassering av det nye bygget og det nye slamlageret. Det grå rektangelet viser arealbehovet for et prosessbygget dimensjonert for 2050. Det blå rektangelet viser arealbehovet ved en utvidelse av anlegget med en ekstra renselinje for å håndtere belastningen i 2070. Grå og lilla rektangel viser tilsammen arealbehovet dersom prosessbygget bygges opprinnelig for belastningen i 2070.



Figur 6.5-3: Plassering for alternativ 2. Byggegrense knyttet til høyspentledning er angitt med rød ferge, mens byggegrense mot Strandvegen er markert med mørk grå farge. Det grå rektangelet viser arealbehovet for et prosessbygget dimensjonert for 2050. Det blå rektangelet viser arealbehovet ved en utvidelse av anlegget med en ekstra renselinje for å håndtere belastningen i 2070. Grå og lilla rektangel viser tilsammen arealbehovet dersom prosessbygget bygges opprinnelig for belastningen i 2070.

Ved utvidelse med en tredje renselinje for å håndtere belastningen i 2070 (markert med blå skravur i Figur 6.5-3) vil det nye anlegget strekke seg omtrent 4 meter ut over dagens asfalterte vei foran slamlagret. Det vil imidlertid fortsatt gjenstå cirka 8,5 meter av veibredden, noe som antas å være tilstrekkelig for at kjøretøy fortsatt kan passere.

Plasseringen av rensebassenget medfører at det kun er behov for en mindre utgraving nær dagens renseanlegg, mens det lengre øst, mot Strandvegen og høyspentledningen, vil være behov for utgraving med dybde opp mot 6 til 7 meter. For å sikre tilkomst for tynge kjøretøy må terrenget på østsiden planeres ned til samme nivå som dagens renseanlegg. Dette vil kreve permanent fjerning av løsmasser og/eller sprenging/pigging av fjell i området, samt omlegging av eksisterende adkomstvei.

Som for alternativ 1 vurderes det som sannsynlig at det vil være behov for støttekonstruksjoner langs Strandvegen og ved høyspentledningen under anleggsfasen. Omfang og utforming av slike tiltak vil i stor grad avhenge av dybden til berg.

På tomten til dagens slamlager planlegges et rensebasseng med utgraving ned til ca. 7 meter under eksisterende terreng. Også her kan det være behov for støttekonstruksjon, særlig langs vestsiden mot Strandvegen, dersom berg ikke ligger grunt.

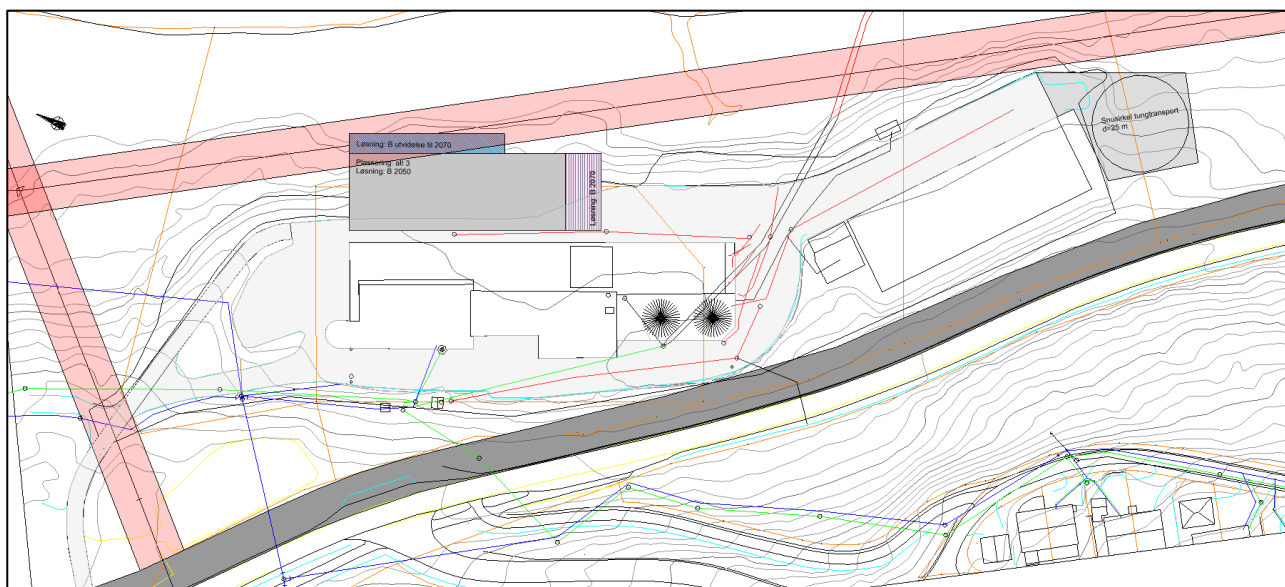
Hydrogeologien i området er ikke undersøkt, og det er ukjent hvilket dyp man kan forvente å finne grunnvann. Det bør derfor tas forbehold om at man ved graving ned til 7 meter dyp *kan* påtreffte grunnvann og at det i så fall vil være behov for å iverksette tiltak i anleggsfase og i permanent fase. I anleggsfase kan det være behov for å pumpe vann fra byggegropa. I permanent fase vil aktuelle tiltak enten være drenering for å senke grunnvannstanden lokalt omkring bygget, eller å etablere bygningsdeler under grunnvannsnivå i vanntett støp, og sikre bygget mot oppdrift. Ved behov for å senke grunnvannstanden ved pumping og drenering, må det gjøres vurderinger av hvorvidt en senkning vil påvirke omgivelsene negativt.

Plasseringen av rensedbassenget gjør at deler av bygget kan bli berørt av fremtidige flomhendelser, ettersom tomten ligger nær NVEs 200-års flomgrense. Med oppdaterte beregninger for vannstand i Vorma (40–50 cm høyere enn tidligere) må behovet for flomsikring vurderes.

Dette alternativet krever at dagens slambbygg flyttes for å gi plass til det nye prosessbygget. Siden det er svært utfordrende å få godkjenning for etablering av nytt slamlager, er dette en viktig årsak til at denne plasseringsmuligheten vurderes som mindre aktuell.

### 6.5.3 Alternativ 3

Alternativ 3 innebærer etablering av et nytt prosessbygg øst for dagens rensesanlegg. Se Figur 6.5-4 for plassering av det nye prosessbygget. Det grå rektangelet viser arealbehovet for et prosessbygg dimensjonert for 2050. Det blå rektangelet viser arealbehovet ved en utvidelse av anlegget med en ekstra renselinje for å håndtere belastningen i 2070. Grå og lilla rektangel viser tilsammen arealbehovet dersom prosessbygget bygges opprinnelig for belastningen i 2070.



Figur 6.5-4: Plassering for alternativ 3. Byggegrense knyttet til høyspentledning er angitt med rød farge, mens byggegrense mot Strandvegen er markert med mørk grå farge. Det grå rektangelet viser arealbehovet for et prosessbygg dimensjonert for 2050. Det blå rektangelet viser arealbehovet ved en utvidelse av anlegget med en ekstra renselinje for å håndtere belastningen i 2070. Grå og lilla rektangel viser tilsammen arealbehovet dersom prosessbygget bygges opprinnelig for belastningen i 2070.

Denne plasseringen medfører at adkomstveien på østsiden av rensesanlegget blir blokkert. For å opprettholde nødvendig tilkomst for kjøretøy, foreslås det å etablere en snusirkel sør for slamlagret. Området ligger utenfor dagens tomtegrense, så det vil være nødvendig å kjøpe eller få tilgang til deler av nabetomten for å kunne gjennomføre tiltaket.

I tillegg går det en høyspentledning øst for det eksisterende rensesanlegget. Ved etablering av nytt bygg i dette området vil bygget komme i konflikt med byggegrensen til høyspentledningen. Det er derfor behov for å enten flytte eller legge ledningen i bakken for å muliggjøre plasseringen. Tilleggskostnadene for dette vil være ca. 1,2 mill. NOK, inkludert 25 % i uspesifiserte kostnader.

For denne plasseringen er det ikke mulig å utvide anlegget med en ny, mindre renselinje for å håndtere belastningen i 2070, ved siden av prosessbygget som er dimensjonert for 2050. Dette skyldes at en eventuell utvidelse vil komme for nær Andelva, som ligger øst for tomten.

Utgravingen er av mindre omfang enn i alternativ 1 og 2, og kan i stor grad gjennomføres som åpen utgraving både mot Vorma og på nord- og sørsiden av bassenget. Samtidig kan plasseringen og utgravingen komme i konflikt med høyspentkabel mot elva, noe som kan komplisere anleggsarbeidet.

Eksisterende renseanlegg har en kjeller som strekker seg ca. 4,5 meter under terrengnivå. Med en utgraving på 7 meter vil man grave omtrentlig 2,5 meter under kjellergulvet. Dagens renseanlegg er trolig direktefundamentert på stedlige masser eller berg. Dersom det viser seg at bygget er direktefundamentert på stedlige masser, må det sannsynligvis etableres en støttekonstruksjon mellom kjellernivå av dagens renseanlegg og bunn utgraving for det nye prosessbygget, for å sikre at fundamentet til dagens kjelleranlegg ikke undergraves. Numeriske analyser viser behovet for støttekonstruksjonen.

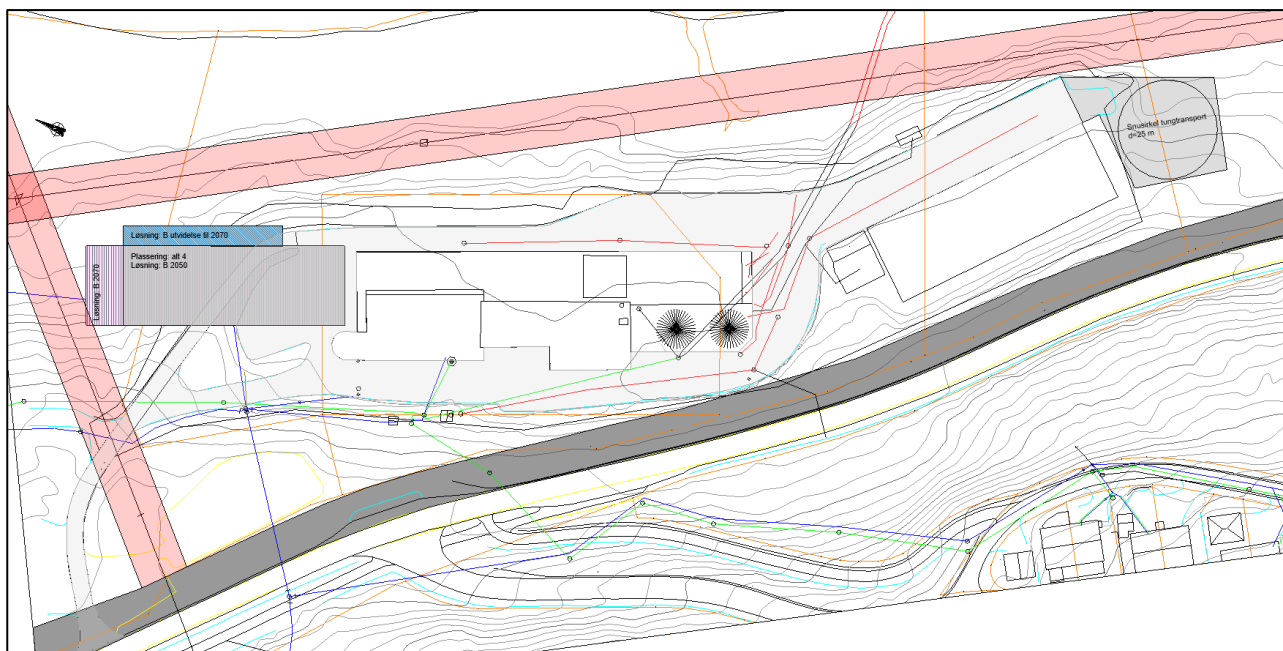
Hydrogeologien i området er ikke undersøkt, og det er ukjent hvilket dyp man kan forvente å finne grunnvann. På grunn av nærhet til elva i nord vurderes det imidlertid som svært sannsynlig at deler av bygget vil havne under grunnvannsnivå, og det må påregnes behov for å håndtere grunnvann i anleggsfase og i permanent fase. I anleggsfase kan det være behov for å pumpe vann fra byggegropa. I permanent fase vurderes det at drenering ikke vil være aktuelt grunnet nærhet til elveresipienten, slik at det anbefales at bygningsdeler under grunnvannsnivå må etableres i vanntett støp og at bygget sikres mot oppdrift. Ved behov for å senke grunnvannstanden ved pumping i anleggsfasen, må det gjøres vurderinger av hvorvidt en senkning vil påvirke omgivelsene negativt.

Plasseringen ligger innenfor NVEs 200-års flomgrense, og det må vurderes særskilte tiltak mot flom og vanninntrenging. Dersom tiltak ved bygning berører kantsonen, må det søkes om dispensasjon fra vannressurslovens § 11. Hvis tiltaket i tillegg påvirker elvesengen, kreves det tillatelse til å utføre fysiske inngrep i vassdraget – enten fra Statsforvalteren eller fylkeskommunen

For etablering av snusirkel vil det være behov for utvidelse av eksisterende fylling sør for dagens slamlager.

#### **6.5.4 Alternativ 4**

Alternativ 4 innebærer etablering av nytt prosessbygg nord for dagens renseanlegg, på området der det i dag er etablert parkeringsplasser. Se Tabell 1.2-1/Figur 6.5-5 for plassering av det nye prosessbygget. Det grå rektangelet viser arealbehovet for et prosessbygget dimensjonert for 2050. Det blå rektangelet viser arealbehovet ved en utvidelse av anlegget med en ekstra renselinje for å håndtere belastningen i 2070. Grå og lilla rektangel viser tilsammen arealbehovet dersom prosessbygget bygges opprinnelig for belastningen i 2070.



Figur 6.5-5: Plassering for alternativ 2. Byggegrense knyttet til høyspentledning er angitt med rød farge, mens byggegrense mot Strandvegen er markert med mørk grå farge. Det grå rektangelet viser arealbehovet for et prosessbygget dimensjonert for 2050. Det blå rektangelet viser arealbehovet ved en utvidelse av anlegget med en ekstra renselinje for å håndtere belastningen i 2070. Det kombinerte grå-lilla rektangelet viser arealbehovet dersom prosessbygget bygges opprinnelig for belastningen i 2070.

Denne plasseringen medfører at adkomstveien rundt anlegget blir blokkert. Det vil derfor være behov for enten å etablere en snuplass sør for dagens slamlager, på samme måte som for lokasjon 3, eller å legge om adkomstveien rundt det nye prosessbygget. Det er imidlertid betydelige høydeforskjeller i terrenget som må tas hensyn til ved etablering av en ny vei rundt prosessanlegget. Hvordan en slik vei skal utformes i forhold til høydeforskjellene, må vurderes nærmere i en senere fase av utredningen.

Det går en høyspent ledning nord for denne plasseringen. Ved etablering av et nitrogenfjerningsbygg dimensjonert for år 2050, kommer bygget ikke i konflikt med byggeforbudssonen for den høyspente ledningen nord for det den nye prosessbygget. Dersom prosessbygget derimot dimensjoneres og bygges for belastningen i 2070, vil det havne innenfor byggeforbudssonen til den høyspente ledningen. Det vil da være nødvendig å enten flytte eller legge deler av den høyspente ledningen i bakken. Dersom det velges å bygge et prosessbygg som er dimensjonert for belastningen i 2070, og ved å etablere en ny vei rundt prosessbygget, vil man trolig komme inn på markområdet utenfor den eksisterende tomten. Det vil da være nødvendig å enten kjøpe eller få tilgang til deler av nabetomten for å kunne gjennomføre tiltaket. Som beskrevet i avsnitt 6.4, anbefales det ikke å dimensjonere og bygge anlegg for 2070 belastning.

Utgravingen vil være av samme størrelsesorden som for alternativ 3, men i nord, nær høyspentkabelen, kan dybden bli opptil 10 meter. Det vil derfor trolig bli behov for støttekonstruksjon for å sikre både kabelen og vestlig adkomstvei under anleggsperioden. Mot øst kan det trolig graves med åpen skråning ned mot Vorma.

For ferdig tilstand vil det være behov for å etablere en ny adkomstvei rundt det nye prosessbygget. Øst for det nye prosessbygget må det etableres en fylling for den nye adkomstvegen. Det vil også være behov for å etablere ny parkeringsplass på sørvestsiden av det nye prosessbygget. For å sikre nok plass til parkering må terrenget planeres i dette området, samt at det trolig må etableres en støttemur for adkomstveien ned til renseanlegget.

Slik som for alternativ 3, vil bunn av rensebassenget komme omtrent 2,5 meter dypere enn kjellergulvet til dagens renseanlegg. Dersom dagens renseanlegg ikke er fundamentert på berg, vil det sannsynligvis være behov for støttekonstruksjon mellom dagens renseanlegg og ned til fundamentet for det nye bassenget.

Hydrogeologien i området er ikke undersøkt, og det er ukjent hvilket dyp man kan forvente å finne grunnvann. På grunn av nærhet til elva i nord vurderes det imidlertid som svært sannsynlig at deler av bygget vil havne under grunnvannsnivå, og det må påregnes behov for å håndtere grunnvann i anleggsfase og i permanent fase. I anleggsfase kan det være behov for å pumpe vann fra byggegroppa. I permanent fase vil aktuelle tiltak enten være drenering for å senke grunnvannstanden lokalt omkring bygget, eller å etablere bygningsdeler under grunnvannsnivå i vanntett støp, og sikre bygget mot oppdrift. En kombinasjon av disse kan være aktuelt, med vanntett støp opp til et visst nivå, og etablering av drensledning for å kontrollere at grunnvannet ikke overstiger dette nivået. Ved behov for å senke grunnvannstanden ved pumping og drenering, må det gjøres vurderinger av hvorvidt en senkning vil påvirke omgivelsene negativt.

Plasseringen ligger rett ved grensen for NVEs nåværende 200-års flomgrense. Eidsvoll kommune er imidlertid varslet av NVE om at det pågår oppdaterte beregninger av flomvannstander i Vormå, som vil medføre en økning i flomvannstanden på 40–50 cm sammenlignet med dagens flomsonekart. En 200-års flom vil dermed kunne påvirke plasseringen av alternativ 4, og det må derfor vurderes særskilte tiltak mot flom og vanninntrenging

### 6.5.5 Vurdering av lokasjoner

Fra et prosessteknisk perspektiv vurderes de fire lokaliseringalternativene som funksjonelt likeverdige. Prosessbygget for nitrogenfjerning kan prosjekteres på tilsvarende måte uavhengig av valgt plassering. I tillegg antas forskjellene i avstand for vannføring mellom de ulike lokaliseringalternativene å være så små at de kan anses som neglisjerbare. Dvs. foreligger det ingen prosesstekniske begrensninger som påvirker valget mellom de alternative lokasjonene.

Elektroteknisk vurderes lokasjonsalternativ 1, 3 og 4 likeverdige. For alternativ 2 er det primært avstanden til eksisterende nettstasjon og etablering av ny strømtilførsel for slamlager som kan medføre økte kostnader.

Alle alternativer vurderes som geoteknisk gjennomførbare med det tilgjengelige datagrunnlaget. Forskjellene mellom dem ligger i hovedsak i omfanget av utgraving, behov for støttekonstruksjon, konflikt med eksisterende infrastruktur, samt nærhet til Vormå:

- Alternativ 2 er det eneste alternativet med to separate bygg, som gir en mer komplisert anleggsfase
- Alternativ 1 har størst utgraving, som trolig vil medføre behov for mest oppstøtting rundt byggegroppen av de alternativene med kun ett nytt bygg
- Alternativ 3 er det alternativet som trolig vil føre til minst terrenginngrep og behov for oppstøtting, men plassering nærme strandsonen vil gjøre prosessbygget mer sårbart for flom
- Alternativ 4 vil forenklet være et kompromiss mellom alternativ 1 og 3, med trolig noe mindre behov for oppstøtting enn alternativ 1, men større terrenginngrep enn alternativ 3. Alternativet vil påvirkes av flom i større grad enn alternativ 1, men i mindre grad enn alternativ 3.

Med forbehold om å ikke ha hensyntatt kostnader og tekniske løsninger tilknyttet flom, vannstrømning og strandsoner, vil trolig alternativ 3 være det mest kostnadseffektive fra et geoteknisk ståsted. Det understrekes at vurderingene er innledende. Bergnivået er foreløpig ukjent og utgjør en vesentlig usikkerhetsfaktor. Dessuten vil dybde til berg i stor grad styre behovet for støttekonstruksjoner og dermed påvirke både risiko og kostnader ved gjennomføring.

Fra et hydrogeologisk perspektiv vurderes alle alternativene å være gjennomførbare, men noen av alternativene vil medføre større behov for sikring og håndtering av grunnvann. Det er ukjent hvilket dyp

grunnvannet vil påtreffes, men det forventes en gradient mot elva i nord. Alternativ 3 og 4 vil mest sannsynlig medføre behov for tiltak for håndtering av grunnvann på grunn av nærhet til elveresipienten. Alternativ 3 vil også trolig medføre dyrere tiltak, da drenering omkring bygget vurderes som mindre aktuelt tiltak på grunn av nærhet til elva. For alternativ 1 og 2 er det uvisst hvorvidt anleggsarbeidene vil berøre grunnvannsnivå, men eventuelle tiltak for håndtering av grunnvann vurderes å være mindre kostnadsdrivende enn tiltak for å håndtere grunnvannet nærmere elveresipienten.

Det anbefales etablering av piezometere i tilknytning til aktuelle alternativ for å måle grunnvannsspeilet og deretter prosjektere tiltak for håndtering av grunnvann i anleggsfase og permanent fase. Dersom det blir aktuelt å pumpe eller drenere grunnvannstand må det også gjøres vurderinger omkring hvilke konsekvenser dette vil få.

I denne fasen er prosessbygget plassert på samme kote i terrenget, uavhengig av valgt plasseringsalternativ (bunnplaten ligger på én kote +124,40). Det er imidlertid mulig å flytte bygget høyere opp i terrenget, noe som potensielt kan bidra til å unngå problemer med grunnvann.

Det nye prosessbygget kan plasseres på flere ulike steder, som beskrevet ovenfor. For å kunne velge endelig plassering, må de ulike alternativene utredes nærmere i neste fase av oppdraget, og kostnadene knyttet til de ulike plasseringene må identifiseres. Dette ligger utenfor omfanget av denne mulighetsstudien. I denne mulighetsstudien er det derfor valgt å beregne kostnadene basert på alternativ 4, med grunnlag i den geotekniske og hydrogeologiske vurderingen.

Ved et eventuelt fremtidig krav om kvartærrensing kan ozonering og GAK (granulært aktivt kull) benyttes som rensemetoder. Dette vil kreve etablering av en ozongenerator innendørs, mens ozontanker og GAK-anlegg kan plasseres utendørs i form av en tank-park.

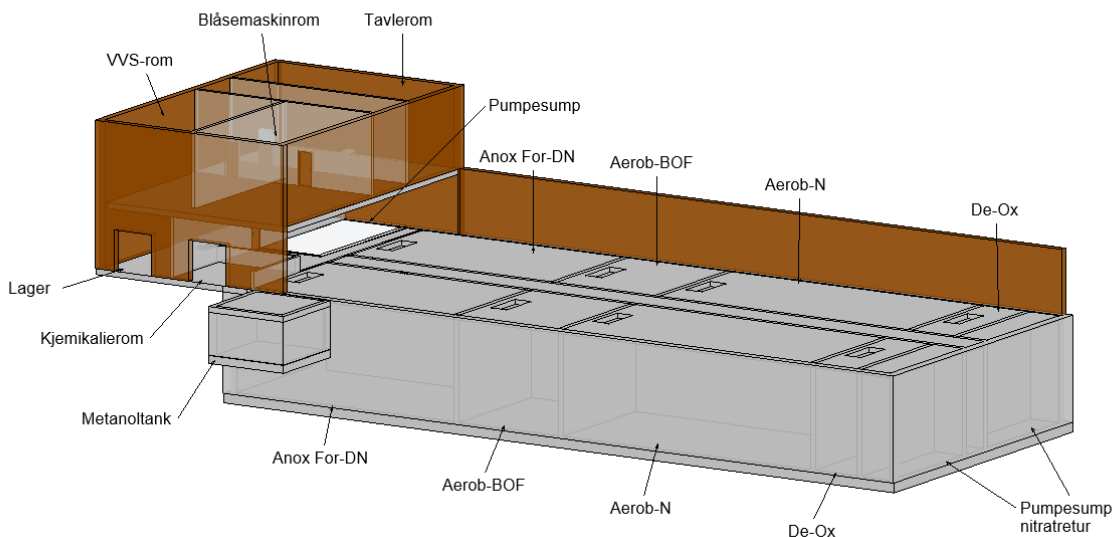
Dersom lokasjon 1 velges for plassering av det nye prosessbygget, kan kvartærrensingen etableres i området der alternativ lokasjon 4 er foreslått. Hvis lokasjon 3 velges, kan kvartærrensingen plasseres enten ved lokasjon 1 eller 4. Velges alternativ 4 for det nye prosessbygget, kan kvartærrensingen plasseres ved lokasjon 1. Estimert areal for kvartærrensetrinn med kapasitet for 2050 belastning, bestående av ozonering og GAK, er ca. 320 m<sup>2</sup> utendørs og 35 m<sup>2</sup> innendørs (ozongeneratorer). Dimensjonering/størrelse på prosesstrinn bestemmes hovedsakelig av hydraulisk kapasitet,  $Q_{maksdim}$ .

### 6.5.6 Areal for Løsning B

Det nye prosessbygget for løsning B er utformet med nedgravde betongbassenger og anlegget er fordelt over tre etasjer. Kjelleretasjen inneholder biobassenger og en pumpe- og bunnbasseng (bunn basseng ligger på kote +124,40). Første etasje på terrengnivå ligger på kote +131,50 og består av adkomst til toppen av bassengene, kjemikalierom og lagerrom. I kjemikalierommet er det avsatt plass til en 15 m<sup>3</sup> kjemikalietank for NaOH. En 15 m<sup>3</sup> metanoltank plasseres nedgravd i terrenget utenfor det nye prosessbygget, på grunn av eksplosjonsfare.

I andre etasje er det lagt opp til tekniske rom, inkludert blåsemaskinrom, tavlerom og VVS-rom. Prosessbygget for renseløsning B har en lengde på ca. 55 m, en bredde på ca. 19 m og et totalt arealbehov på 1 045 m<sup>2</sup>. Adkomst til prosessbygget fra eksisterende anlegg kan etableres enten via en kulvert eller en gangbro. Detaljert utforming av adkomsten mellom eksisterende bygg og det nye prosessbygget bør vurderes nærmere i en senere fase av oppdraget, når endelig plassering er valgt.

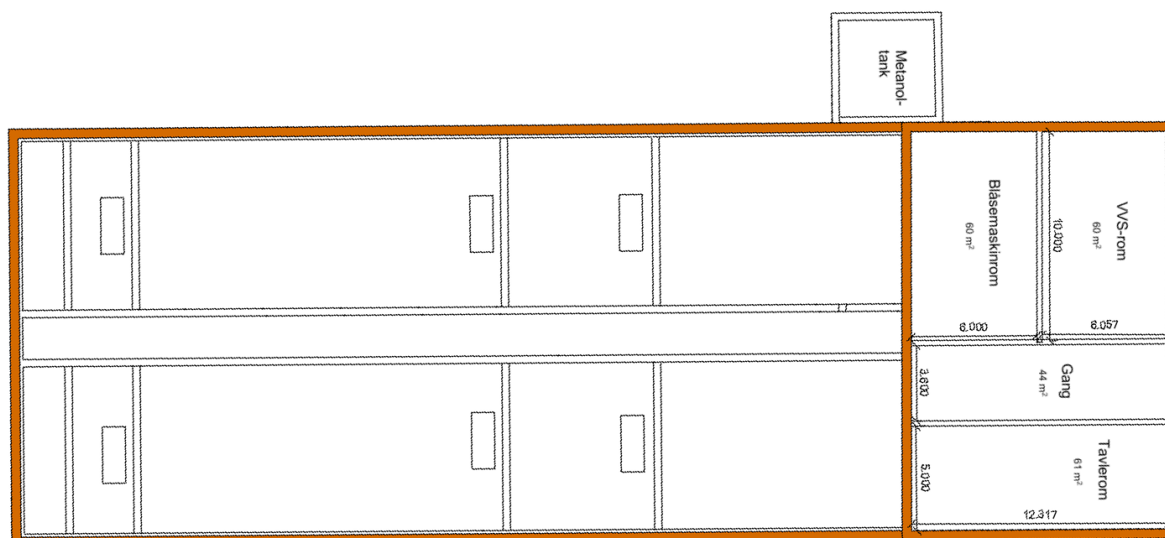
Illustrasjoner i Figur 6.5-6-Figur 6.5-8 viser utforming av prosessbygg for renseløsning B.



Figur 6.5-6: 3D illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning B



Figur 6.5-7: Plantegning over utforming av prosessbygg for renseløsning B, etasje 1



Figur 6.5-8: Plantegning som viser utforming av prosessbygget for renseløsning B, etasje 2

Vannet ledes med selvføll fra trommelfiltrene i det eksisterende anlegget til en pumpesump i det nye prosessbygget, som er plassert i kjelleretasjen. Fra pumpesumpen løftes vannet med pumper opp til en kanal som fordeler vannet til to biologiske renselinjer.

De biologiske bassengene som etableres i det nye prosessbygget er: fordenitrifikasjon, BOF-reduksjon, nitrifikasjon og DE-OX. Etter DE-OX-bassengene går vannet videre til en egen pumpesump for hver linje. Herfra ledes vannet med selvføll tilbake til det eksisterende anlegget, hvor det fordeles til de to eksisterende linjene med MBBR bassenger. Fra pumpesumpen pumpes det også nitrat-retur tilbake til fordenitrifikasjonsbassengene.

MBBR bassengene i det eksisterende bygget benyttes til etterdenitrifikasjon, etterfulgt av RE-OX. Deretter går vannet videre til et flotasjonstrinn, som utgjør siste trinn i renseprosessen. Flotasjonen plasseres der dagens sedimenteringsbassenger ligger.

#### 6.5.6.1 Bygg og konstruksjon

Nytt prosessbygg tenkes oppført med underetasje med vanntett bunnplate 400mm og 300mm yttervegger i tillegg til vanntette innvendige bassengvegger. Plan 1 og 2 tenkes oppført med yttervegger i betong sandwichelementer med synlige betongoverflater og isolasjon i midtsjikt. Vegger kan evt. kles med panel eller plater for å harmonere med eksisterende anlegg. Tak og dekker tenkes utført med hulldekker som spenner fra yttervegg til yttervegg evt. via bærelinje over bassengvegg, spenn ca. 19m, alternativt ca 11m+8m.

### 6.5.6.2 Elektro

Tabell 6.5-1 viser stipulert effektbehov for alternativ B

Tabell 6.5-1: Stipulert effektbehov for alternativ B

Beskrivelse	Installert effekt [kW]	Samtidighetsfaktor	Dim. effekt [kW]
Elektro	120	0,1	12
VVS	130	0,8	104
Prosess	281	0,73	206
Prosess i ekst. anlegg	109	0,84	92
<b>SUM:</b>	<b>640</b>		<b>414</b>

I eksisterende hovedtavle er det følgende ledige installerte effektbrytere for strømforsyning til undertavler for maskin, VVS og lys/stikk:

- 2 stk. 250 A
- 2 stk. 160 A
- 3 stk. 100 A

I eksisterende hovedtavle er det også ledig plass til å sette inn nye effektbrytere, hvis det til nye undertavler er behov for andre Ampère-størrelser enn det som allerede er installert. Det er ikke tatt med kostnader for utvidelse av andre effektbrytere enn det som allerede er av reserver.

Eksisterende transformator til Bårlidalen renseanlegg er på 800 kVA, og med en effektfaktor på 0,9 ( $\cos \phi$ ) blir maksimal belastning på 720 kW. Måling fra strømforbruk i eksisterende anlegg over de siste fire årene viser at største forbrukstid var på 240 kW, noe som gir en reservekapasitet på ca. 480 kW. Teoretisk vil det da være mulig å øke belastningen med dimensjonerende effektforbruk for alternativ B (414 kW), men siden resterende reservekapasitet da blir veldig liten (ca. 70 kW) bør det foretas nærmere beregninger når man vet hvilket utstyr som skal leveres. Man bør også ta en vurdering av samtidighetsfaktor for ny installert effekt, slik at dimensjonerende nytt effektforbruk ikke blir lavere enn det som blir virkelig nytt effektforbruk.

Det er ikke mulig å øke størrelsen på eksisterende transformator (800 kVA), da vernet skal være stilt på maksimalt (1250 A) av det som er tillatt med kabelforbindelse mellom transformator og hovedtavle.

Hvis man skal øke til en større transformator må man:

1. Plassere ny transformator i et eget støpt transformatorrom (minimum indre mål 4 x 4 x 2,8 meter) inntil eksisterende bygning
2. Montere en strømskinne fra transformator til hovedtavle
3. Bytte ut eksisterende hovedtavle

Disse tiltakene vil være veldig omfattende og dyre, og det vil spesielt være vanskelig å gjennomføre pkt. 1 da dette vil blokkere store deler av veien rundt Bårlidalen renseanlegg.

Det kan etableres en egen transformator kun for nitrogenreanseanlegget, hvis det totale effektforbruket blir for stort for eksisterende transformator.

### 6.5.6.3 VVS

Prosesshall ventileres med behandlet friskluft. Det benyttes et lavimpuls system med tilluft ved taket og avtrekk på utstyr og ved gulv. Tilluftsmengde tilpasses prosessutstyret, men ikke mindre enn 10 m<sup>3</sup>/hm<sup>2</sup>. Deler av luftmengden må gjennomgå luktreduksjon før det kan slippes ut. Det legges opp til varmedistribusjon vha. aerotempere plassert i rom med varmebehov. Rom med kjølebehov kjøles ved lokale fancoils. Det tas utgangspunkt i at man produserer varme i en varmpumpe for grunnlast som henter varme fra rensed avløpsvann og/eller spillvarme i prosessen, i tillegg til direkte fra spillvarme i blåsemaskiner. Blåsemaskiner leverer luft ved høy temperatur. Denne energien benyttes til oppvarmingsformål direkte.

Videre legges det en ledning inn til dagens anlegg som har en gasskjele og tilgjengelig spillvarme for å fungere som spisslast for varmeanlegget. Totalt har anlegget et maksimalt varmebehov på ca. 60 kW til oppvarming og 150 kW til ventilasjon. Dette forutsetter at vi kan gjenvinne varmen fra luktreduksjonsanlegget. Samlet effektbehov oppvarming 210 kW, hvor 100 kW dekkes fra spillvarme fra blåsemaskiner, 50 kW dekkes fra dagens anlegg og da må ca. 60 kW dekkes av en varmpumpe.

Sanitæranlegget består av et brutt vann innlegg som dekker prosessvann til prosess og vanlig sanitærvann til spyletromler/branntromler og hygieneformål. Avløpsvann for gulvsluk og spill fra prosess pumpes tilbake til innløp for prosessering.

Materialkvaliteten som benyttes i sanitæranlegg er syrefast stål, det samme gjelder avtrekksystemene (C4/C5) for ventilasjon, mens tilluftssystemene er utført i galvanisert stål (C3).

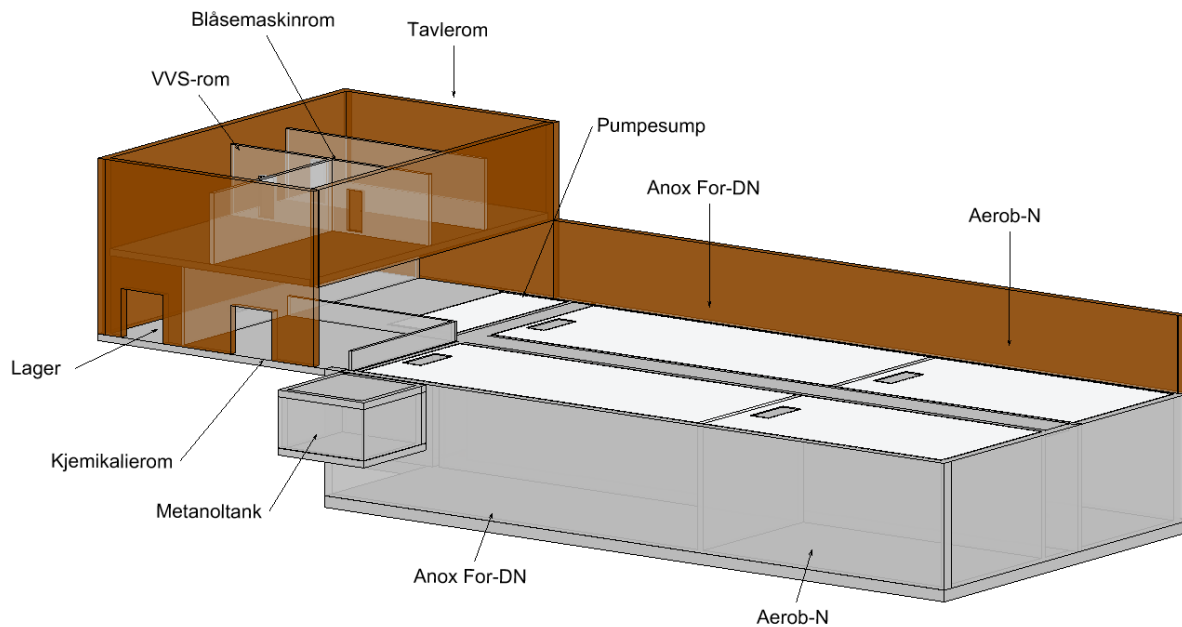
Det legges opp til at automatikk for VVS fullintegretes med prosessautomatikk, men med egne PLC.

### **6.5.7 Areal for Løsning C**

Prosessbygget for løsning C er utformet på samme måte som prosessbygget i løsning B, med nedgravde betongbassenger og anlegget er fordelt over tre etasjer. Kjelleretasjen inneholder biobassenger (bunn basseng ligger på kote +124,40) og en pumpeump. Første etasje (terrengnivå, ligger på kote +131,50) består av adkomst til toppen av bassengene, kjemikalierom og lagerrom. I kjemikalierommet er det avsatt plass til en 15 m<sup>3</sup> tank for NaOH, en tilsvarende tank for PAX og CIP-vaskesystem for MBR membranene. En 15 m<sup>3</sup> metanoltank plasseres nedgravd i terrenget utenfor det nye prosessbygget, på grunn av eksplosjonsfare. Løsning C må ha lagring av PAX i det nye bygget da det ikke kan stå over sedimenteringsbassengene der det står i dag, når disse skal fylles med membraner.

I andre etasje er det lagt opp til tekniske rom, inkludert blåsemaskinrom, tavlerom og VVS-rom. Prosessbygget for renseløsning C har en lengde på ca. 52 m, en bredde på ca. 20 m og et totalt arealbehov på 1040 m<sup>2</sup>. Adkomst til prosessbygget fra eksisterende anlegg kan etableres enten via en kulvert eller en gangbro. Detaljert utforming av adkomsten mellom eksisterende bygg og det nye prosessbygget bør vurdert nærmere i en senere fase av oppdraget, når endelig plassering er valgt.

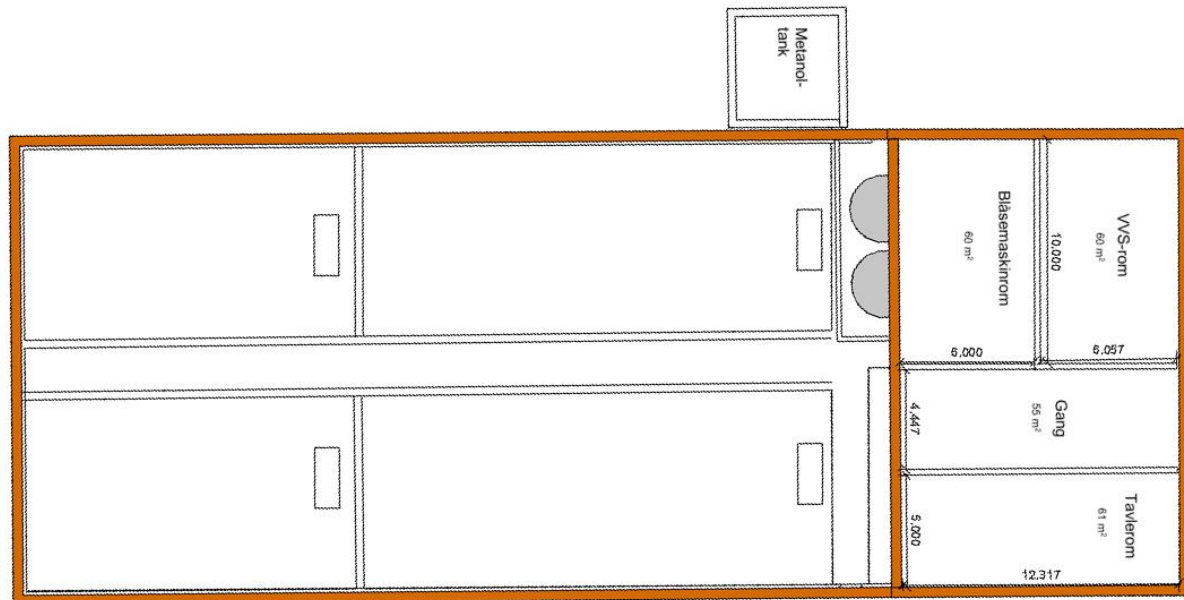
Illustrasjoner i Figur 6.5-9 til Figur 6.5-11 viser utforming av prosessbygg for renseløsning C.



Figur 6.5-9: Illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning C



Figur 6.5-10: Plantegning over utforming av prosessbygg for renseløsning C, etasje 1

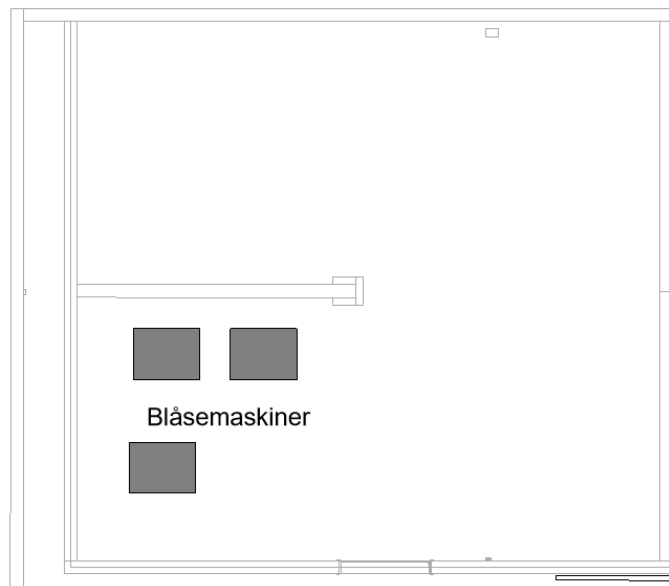


Figur 6.5-11: Plantegning over utforming av prosessbygg for renseløsning C, etasje 1

Vannet ledes med selvføll fra trommelfiltrene i det eksisterende anlegget til en pumpe-sump i det nye prosessbygget, som er plassert i kjelleretasjen. Fra pumpe-sumpen løftes vannet med pumper opp til en kanal som fordeler vannet til to biologiske renselinjer. De biologiske bassengene som etableres i det nye prosessbygget er: fordenitrifikasjon og nitrifikasjon. Etter nitrifikasjons-bassengene ledes vannet med selvføll tilbake til det eksisterende anlegget, hvor det fordeles til de eksisterende MBBR bassengene. Fra nitrifikasjons-bassengene pumpes det også nitrat-retur tilbake til fordenitrifikasjonsbassengene.

MBBR bassengene i det eksisterende bygget benyttes til etter-denitrifikasjon med aktivslam. Deretter går vannet videre til membranene som plasseres i eksisterende sedimenteringsbasseng, for slamseparasjon. Fra MBR bassengene returneres slam (RAS) til nitrifikasjons-bassengene i det nye prosessbygget.

Det må tilføres luft til membranbassengene. Blåsemaskinene kan plasseres i kjelleren, der blåsemaskinene som i dag benyttes til eksisterende biotritt er plassert, se Figur 6.5-12



Figur 6.5-12: Illustrasjon som viser et forslag til plassering av blåsemaskinene i blåsemaskinkjelleren i eksisterende bygg

#### 6.5.7.1 Bygg og konstruksjon

Nytt prosessbygg tenkes utført tilsvarende som beskrevet for alternativ B.

#### 6.5.7.2 Elektro

Tabell 6.5-2 viser stipulert effektbehov for alternativ C.

Tabell 6.5-2: Stipulert effektbehov for alternativ C

Beskrivelse	Installert effekt [kW]	Samtidighetsfaktor	Dim. effekt [kW]
Elektro	120	0,1	12
VVS	130	0,8	104
Prosess	139	0,72	100
Prosess i ekst. anlegg	286	0,7	200
<b>SUM:</b>	<b>675</b>		<b>416</b>

Reservekapasitet på eksisterende transformator er på ca. 480 kW (se kap. 6.5.6.2). Teoretisk vil det da være mulig å øke belastningen med dimensjonerende effektforbruk for alternativ C (416 kW), men siden resterende reservekapasitet da blir veldig liten (ca. 60 kW) bør det foretas nærmere beregninger når man vet hvilket utstyr som skal leveres. Man bør også ta en vurdering av samtidighetsfaktor for ny installert effekt, slik at dimensjonerende nytt effektforbruk ikke blir lavere enn det som blir virkelig nytt effektforbruk.

Det er ikke mulig å øke størrelsen på eksisterende transformator (800 kVA), da vernet skal være stilt på maksimalt (1250 A) av det som er tillatt med kabelforbindelse mellom transformator og hovedtavle.

Hvis man skal øke til en større transformator må man:

4. Plassere ny transformator i et eget støpt transformatorrom (minimum indre mål 4 x 4 x 2,8 meter) inntil eksisterende bygning
5. Montere en strømskinne fra transformator til hovedtavle
6. Bytte ut eksisterende hovedtavle

Disse tiltakene vil være veldig omfattende og dyre, og det vil spesielt være vanskelig å gjennomføre pkt. 1 da dette vil blokkere store deler av veien rundt Bårlidalen renseanlegg.

Det kan etableres en egen transformator kun for nitrogenrensaneanlegget, hvis det totale effektforbruket blir for stort for eksisterende transformator.

### 6.5.7.3 VVS

Prosesshall ventileres med behandlet friskluft. Det benyttes et lavimpuls system med tilluft ved taket og avtrekk på utstyr og ved gulv. Tilluftsmengde tilpasses prosessutstyret, men ikke mindre enn 10 m<sup>3</sup>/hm<sup>2</sup>. Avtrekksystemet trekker fra bassengene via felles avtrekk, hvor det legges opp til at MBR reatorene trekker av med fast luftmengde tilsvarende pulslufting, og at hall luften trekkes via reaktorene. Deler av luftmengden må gjennomgå luktreduksjon før det kan slippes ut, dette gjelder systemer som trekker fra slambehandling.

Det legges opp til varmedistribusjon vha. aerotempere plassert i rom med varmebehov. Rom med kjølebehov kjøles ved lokale fancoils. Det tas utgangspunkt at man produserer varme en varmpumpe for grunnlast som henter varme fra rensed avløpsvann og/eller spillvarme i prosessen i tillegg direkte fra spillvarme blåsemaskiner. Blåsemaskiner leverer luft ved høy temperatur. Denne energien benyttes til oppvarmingsformål direkte.

Videre legges det en ledning inn til dagens anlegg som har en gasskjele og tilgjengelig spillvarme for å fungere som spisslast for varmeanlegget. Totalt har anlegget et maksimalt varmebehov på ca. 60 kW til oppvarming og 150 kW til ventilasjon. Dette forutsetter at vi kan gjenvinne varmen fra luktreduksjonsanlegget. Samlet effektbehov oppvarming 210 kW, hvor 100 kW dekkes fra spillvarme fra blåsemaskiner, 50 kW dekkes fra dagens anlegg og da må ca. 60 kW dekkes av en varmpumpe.

Sanitæranlegget består av et brutt vann innlegg som dekker prosessvann til prosess og vanlig sanitærvann til spyletromler/branntromler og hygieneformål. Avløpsvann for gulvsluk og spill fra prosess pumper tilbake til innløp for prosessering.

#### **6.5.1 Areal for Løsning C m/bio-P**

Prosessbygget for løsning C m/bio-P er utformet på samme måte som prosessbygget i løsning C, med nedgravde betongbassenger og anlegget er fordelt over tre etasjer. Kjelleretasjen inneholder biobassenger (bunn basseng ligger på kote +124,40) og en pumpesump. Første etasje (terrengnivå, ligger på kote +131,50) består av adkomst til toppen av bassengene, kjemikalierom og lagerrom. I kjemikalierommet er det avsatt plass til en 15 m<sup>3</sup> tank for NaOH, en tilsvarende tank for PAX og CIP-vaskesystem for MBR membranene. En 15 m<sup>3</sup> metanoltank plasseres nedgravd i terrenget utenfor det nye prosessbygget, på grunn av eksplosjonsfare.

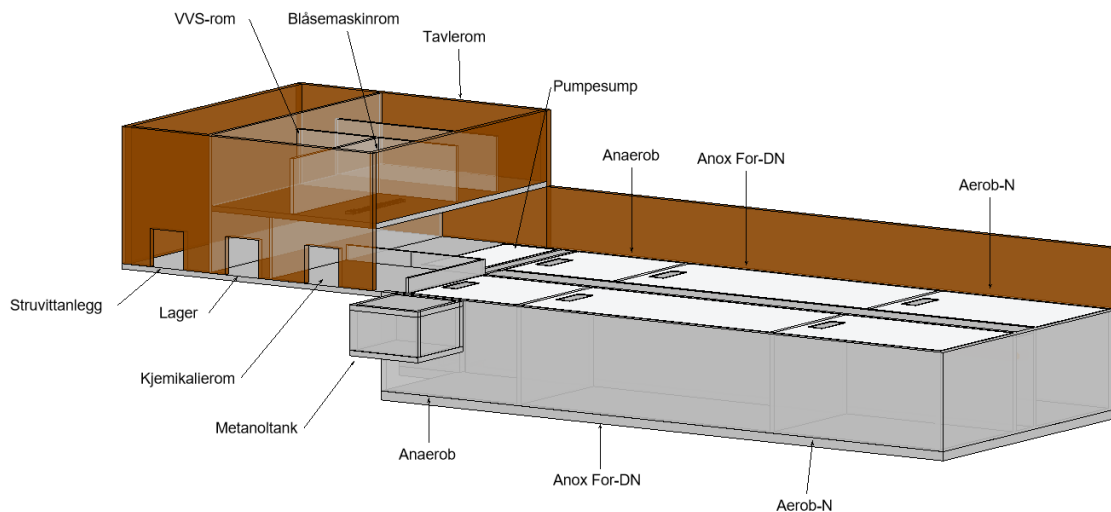
I andre etasje er det lagt opp til tekniske rom, inkludert blåsemaskinrom, tavlerom og VVS-rom.

Det som skiller løsning C m/bio-P fra løsning C, er at det er lagt inn ett ytterligere biobasseng (anaerob reaktor) per linje i prosessbygget. I tillegg er det etablert et struvittanlegg som er plassert lengst sør i prosessbygget og fordelt over to etasjer.

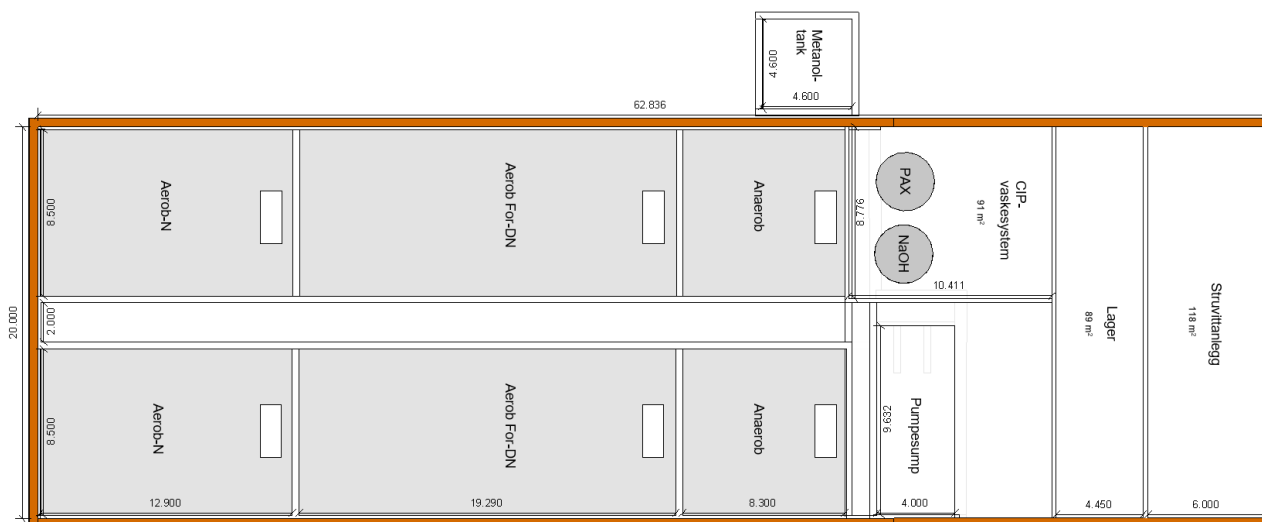
Prosessbygget for renseløsning C m/bio-p har en lengde på ca. 63 m, en bredde på ca. 20 m og et totalt arealbehov på 1 240 m<sup>2</sup>. Adkomst til prosessbygget fra eksisterende anlegg kan etableres enten via en kulvert

eller en gangbro. Detaljert utforming av adkomsten mellom eksisterende bygg og det nye prosessbygget bør vurdert nærmere i en senere fase av oppdraget, når endelig plassering er valgt.

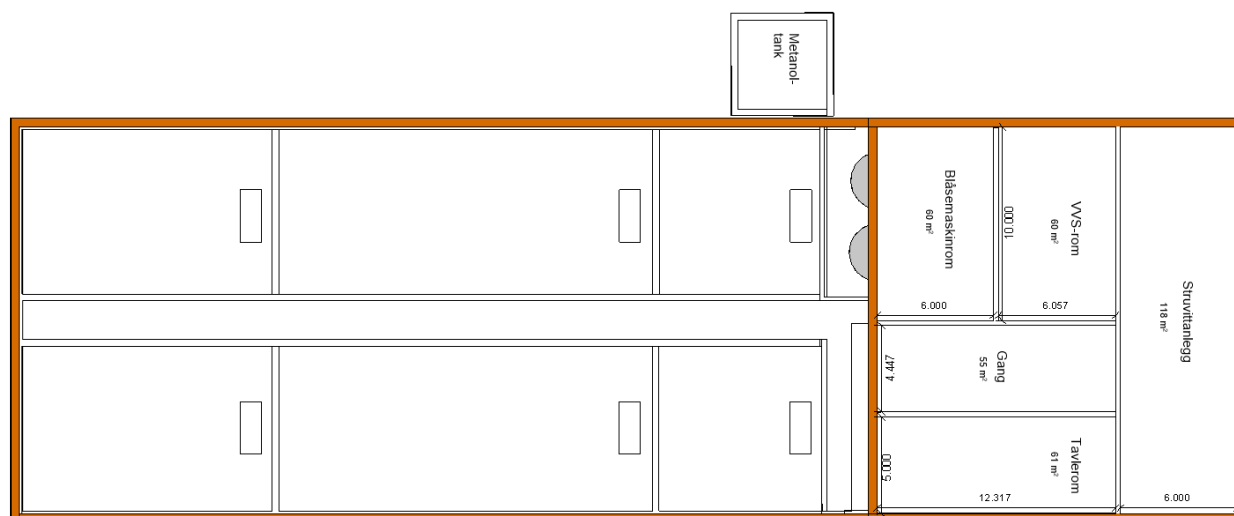
Illustrasjoner i Figur 6.5-13 til Figur 6.5-15 utforming av prosessbygg for renseløsning C m/bio-P.



Figur 6.5-13: Illustrasjon over utforming av prosessbygg for renseløsning C m/bio-P



Figur 6.5-14: Plantegning over utforming av prosessbygg for renseløsning C m/bio-P, etasje 1



Figur 6.5-15: Plantegning over utforming av prosessbygg for renseløsning C m/bio-P, etasje 1

Vannet ledes med selvfall fra trommelfiltrene i det eksisterende anlegget til en pumpe-sump i det nye prosessbygget, som er plassert i kjelleretasjen. Fra pumpe-sumpen løftes vannet med pumper opp til en kanal som fordeler vannet til to biologiske renselinjer. De biologiske bassengene som etableres i det nye prosessbygget er: anaerob basseng for bio-P fulgt av fordenitrifikasjon og nitrifikasjon. Etter nitrifikasjonsbassengene ledes vannet med selvfall tilbake til det eksisterende anlegget, hvor det fordeles til de eksisterende MBBR bassengene. Fra nitrifikasjonsbassengene pumpes det også tilbake til fordenitrifikasjonsbassengene, og fra fordenitrifisering tilbake til anaerobe bassenger.

MBBR bassengene i det eksisterende bygget benyttes til etter-denitrifikasjon med aktivslam. Deretter går vannet videre til membranene som plasseres i eksisterende sedimenteringsbasseng, for slamseparasjon. Fra MBR bassengene returneres slam (RAS) til nitrifikasjonsbassengene i det nye prosessbygget. Rejektvannet fra avvanningen vil deretter håndteres i struvittanlegget.

Blåsemaskiner for membranlegget plasseres i blåsemaskinkjelleren på samme plass som for alternativ C, se Figur 6.5-12.

#### 6.5.1.1 Bygg og konstruksjon

Nytt prosessbygg tenkes utført tilsvarende som beskrevet for alternativ B.

#### 6.5.1.2 Elektro

Tabell 6.5-3 viser stipulert effektbehov for alternativ C m/bio-P.

Tabell 6.5-3: Stipulert effektbehov for alternativ C m/bio-P

Beskrivelse	Installert effekt [kW]	Samtidighetsfaktor	Dim. effekt [kW]
Elektro	120	0,1	12
VVS	130	0,8	104
Prosess	162	0,72	117
Prosess i ekst. anlegg	286	0,7	200
<b>SUM:</b>	<b>698</b>		<b>433</b>

Reservekapasitet på eksisterende transformator er på ca. 480 kW (se kap. 6.5.6.2). Teoretisk vil det da være mulig å øke belastningen med dimensjonerende effektforbruk for alternativ C m/bio-P (433 kW), men siden resterende reservekapasitet da blir veldig liten (ca. 47 kW) bør det foretas nærmere beregninger når man vet hvilket utstyr som skal leveres. Man bør også ta en vurdering av samtidighetsfaktor for ny installert effekt, slik at dimensjonerende nytt effektforbruk ikke blir lavere enn det som blir virkelig nytt effektforbruk.

Det er ikke mulig å øke størrelsen på eksisterende transformator (800 kVA), da vernet skal være stilt på maksimalt (1250 A) av det som er tillatt med kabelforbindelse mellom transformator og hovedtavle.

Hvis man skal øke til en større transformator må man:

1. Plassere ny transformator i et eget støpt transformatorrom (minimum indre mål 4 x 4 x 2,8 meter) inntil eksisterende bygning
2. Montere en strømskinne fra transformator til hovedtavle
3. Bytte ut eksisterende hovedtavle

Disse tiltakene vil være veldig omfattende og dyre, og det vil spesielt være vanskelig å gjennomføre pkt. 1 da dette vil blokkere store deler av veien rundt Bårlidalen renseanlegg.

Det kan etableres en egen transformator kun for nitrogenrenseanlegget, hvis det totale effektforbruket blir for stort for eksisterende transformator.

### 6.5.1.3 VVS

VVS vil utformes på samme måte for Løsning C m/bio-P som for Løsning C.

## 6.6 Driftskostnader og energiregnskap

Årlig driftskostnader er beregnet basert på estimert kjemikalieforbruk og energiforbruk (Tabell 6.1-8). Priser for kjemikalier er basert på år 2025. Strømpris er satt til 1,3 kr/kWh. Energiforbruket inkluderer estimert forbruk til prosessanlegget og VVS, samt utnyttelse av biogass og varmegjenvinning fra de nye blåsemaskinene. Kostnad for kjemikalier og energi for løsning C er noe lavere enn for løsning B. Kostnad for løsning C er relativt lik med og uten bio-P. Forskjellen skyldes hovedsakelig kjemikalieforbruket (PAX). Det er her ikke medtatt eventuell økonomisk gevinst fra salg av struvitt, som vil kunne redusere oppgitt årskostnad.

Tabell 6.6-1: Estimerte driftskostnader per år assosiert med kjemikalieforbruk og energiforbruk for løsning B og C (med og uten bio-P)

Type	Løsning B, NOK/år	Løsning C, NOK/år	Løsning C m/bio-P, NOK/år
Kjemikalieforbruk	6 808 000	5 753 000	5 295 000
Energiforbruk	2 804 000	2 589 000	2 737 000
<b>SUM</b>	<b>9 612 000</b>	<b>8 342 000</b>	<b>8 032 000</b>

Tabell 6.6-2 en overordnet oversikt over både energiforbruk og energiuutvinning på anlegget for løsning B, C og C m/bio-p. Energiutvinningen er beregnet på et overordnet nivå og inkluderer eksisterende tiltak for energiproduksjon, som biogassanlegg og varmeveksler ved utløpet. I tillegg er det lagt til grunn andre praktisk gjennomførbare tiltak som kan bidra til økt energiproduksjon, herunder installasjon av varmpumpe i det nye anlegget og solcelleanlegg på taket av det nye anlegget.

Energiregnskapet viser at både løsning B, C og C m/bio-p har et netto energiunderskudd. Netto energiunderskuddet er omtrent det samme for løsningene (rundt 30%). Dette innebærer at det tilsynelatende ikke vil være mulig å oppnå energinøytralitet ved Bårlidalen RA for verken løsning B, C eller C m/bio-p.

Tabell 6.6-2: Overordnet energiregnskap for løsning B og C (med og uten bio-P)

Type	Løsning B, MWh/år	Løsning C, MWh/år	Løsning C m/bio-P, MWh/år
Energiforbruk prosess	2 168	1 997	2116
Energiforbruk VVS Nytt anlegg	1 350	1 400	1400
Energiforbruk VVS Eksisterende anlegg	1 850	1 850	1850
Gjenvinning fra blåsemaskiner	-600	-600	-600
Energi biogass	-2 611	-2 655	-2 660
Varmepumpe Nytt anlegg	-200	-200	-200
VVX på utløp. Eksisterende anlegg	-1	-1	-1
Solceller på tak. Nytt anlegg.	-111	-110	-131
<b>NETTO</b>	<b>-1 845</b>	<b>-1 681</b>	<b>- 1 774</b>

<sup>1</sup> Basert på en total overordnet effektivitet på 70%

## 6.7 Investeringskostnader

Investeringskonstanter er estimert på et overordnet nivå for lokasjon 4 og vist i Tabell 6.7-1. Kostnad for prosessanlegg inkluderer fjerning av eksisterende utstyr der det er behov, og montasje av nytt utstyr. Oppgradering av forbehandling (rister, sand/fettfang) samt erstatning av Salsnes-filter med trommelfilter er inkludert. Priser for prosessutstyr er dels fra budsjetttilbud fra leverandører (Huber, Alfa-Laval) og dels fra andre prosjekter. Enkelte komponenter er estimert basert på erfaring. Kostanden for prosessløsningene B og C er i prinsippet likt, mens kostnaden for prosessløsning C m/bio-P er noe høyere (hovedsakelig på grunn av struvittanlegget).

Investeringskostnaden for geoteknikk er estimert på et overordnet nivå da det er knyttet stor usikkerhet til grunnforhold og bergdybde for de ulike lokasjonene. Kostandene er basert delvis på priser fra norsk prisbok og delvis på erfaringspriser fra andre prosjekter. Siden det er stor forskjell på hvor mye grunnarbeid som må utføres ved de ulike plasseringene, er de estimerte kostnadene variert betydelig mellom lokaliseringalternativene – fra cirka 22 MNOK for alternativ 1 til 9,8 MNOK for alternativ 3. Kostnadskalkylen nedenfor presenterer imidlertid kun kostnader for den valgte lokasjonen, alternativ 4.

For å estimere kostnadene for fagene VVS, bygg og elektro er det brukt erfaringsbaserte tall basert på estimerte arealer, volumer og effektbehov. Kostnadskalkylen inkluderer ikke eventuelle kostnader knyttet til veganlegg, for eksempel etablering av ny adkomstvei rundt det nye prosessbygget eller etablering av sнопlass.

Felleskostnader er antatt som en prosentandel av summen av fagspesifikke kostnader. De uspesifiserte kostnadene representerer forhold som vi vet av erfaring kommer, men som vi ikke har klart å identifisere i detalj. De uspesifiserte kostnadene er angitt som et prosentpåslag på de spesifiserte kostnadene og reflekterer at prosjektet er i en tidlig fase. Det er i oppsettet tatt med generelle kostnader som skal dekke byggherres egen administrasjon og prosjektering. Det er ikke tatt med andre kostnader, eks. tomtekostnader, finansieringskostnader, etc. Prisnivå for kalkylen er Q2-2025.

Det er i dette oppdraget ikke gjennomført en usikkerhetsanalyse på basiskalkylen. Der er likevel angitt verdier for usikkerhetspåslagene opp til P50 og P85. Disse er vurdert etter beste skjønn og er basert på erfaring fra tilsvarende prosjekter og detaljeringsnivå.

Tabell 6.7-1: Estimerte investeringskostnader for nytt renseanlegg

Type	Løsning B, MNOK	Løsning C, MNOK	Løsning C m/bio-p, MNOK
Prosessanlegg sum	82,9	79,1	88,4
Forbehandling	4,9	4,9	4,9
Foravskilling	9,7	9,7	9,7
Biologisk rensing	33,4	6,0	6,5
Slamseparasjon	10,5	40,7	40,7
Rejektvanns-rensing	3,5	3,5	11,0
Rør, Ventiler, Instrumenter	19,5	11,5	12,6
Kjemikalier	1,4	3,0	3,0
VVS	20,2	21,2	21,2
Bygg	29,4	27,8	33,3
Geoteknikk	14,0	12,7	14,7
Elektro	19,1	20,2	24,0
<b>Sum kostnadselementer</b>	<b>165,6</b>	<b>161,0</b>	<b>181,6</b>
Felleskostnader (rigg og drift) 20%	33,1	32,2	36,3
Uspesifisert 25%	49,7	48,3	54,4
<b>Entreprisekostnader - basiskalkyle</b>	<b>248,4</b>	<b>241,5</b>	<b>272,3</b>
Generelle kostnader (admin, prosjektering, etc) 25%	62,1	60,4	68,1
<b>Prosjektkostnader - basiskalkyle</b>	<b>310,5</b>	<b>301,9</b>	<b>340,4</b>
Forventet tillegg 20%	62,1	60,4	68,1
<b>Prosjektkostnad, forventet verdi - P50</b>	<b>372,6</b>	<b>362,3</b>	<b>408,5</b>
Usikkerhetsavsetning 15%	55,9	54,4	61,3
<b>Kostnadsramme - P85</b>	<b>428,5</b>	<b>416,7</b>	<b>469,8</b>

Kostnaden for løsning B med MBBR (428,5 MNOK) og løsning C med aktivslam med MBR (416,7 MNOK) er såpass lik mellom de to alternativene at forskjellen kan anses som neglisjerbar på dette usikkerhetsnivået. Basert på denne mulighetsstudien vurderes de to prosessløsningene B og C som kostnadmessig tilnærmet likeverdige. En løsning med bio-p vil være noe dyrere.

## 7 Anbefalinger

I forbindelse med ny utslippssøknad for Bårlidalen RA har Statsforvalter kommet med krav om å lage en realistisk plan for nitrogenrensing med 70, 80 og 85% renseeffekt innen 2030. Norconsult har utført en mulighetsstudie for å se på utvidelse med nitrogenfjerning dimensjonert for en belastning i 2050 med mulighet for utvidelse for 2070.

Det er identifisert to aktuelle prosessløsninger (B og C) som vil kunne møte de nye utslippskravene, og det er utredet at det er tilstrekkelig areal ved anlegget for å bygge ut begge løsningene for en kapasitet i 2070. En løsning med bio-P er også illustrert.

Basert på denne mulighetsstudien vurderes de to prosessløsningene B og C som kostnadmessig tilnærmet likeverdige. Ved valg av prosessløsning bør kompetanseforhold og driftserfaring hos driftsorganisasjonen tas med i vurderingen. I dag benyttes MBBR som biologisk rensing på Bårlidalen RA, og driftspersonalet er godt kjent med denne prosessløsningen. Ved etablering av løsning C med aktivslam og MBR vil driftspersonalet derfor få en noe større opplæringskurve enn ved etablering av løsning B med MBBR.

Norconsult er blitt gjort oppmerksom på at EU har lagt frem et forslag om å forby all produksjon av produkter som inneholder PFAS i Europa. Ca. 80% av alle membraner som produseres i Europa er laget av PVDF, som er en PFAS. Derfor medfører forslaget om å forby all produksjon av produkter som inneholder PFAS en betydelig usikkerhet for fremtiden til MBR-teknologi i Europa. Leverandørene vil måtte utvikle nye materialer, eller gå over på helt andre typer som for eksempel keramiske membraner. Det er foreløpig lite erfaring med disse i nitrogenfjerningsanlegg. Dette medfører en større usikkerhet knyttet til alternativ C i denne mulighetsstudien.

Renseanlegget dimensjoneres for 80% TN reduksjon. Ved eventuelt krav om 70% eller 85% TN reduksjon vil forbruk av metanol (karbonkilde) endres (økende forbruk ved økende rensekrav). Basert på tilgjengelige teknologier og tiltak for kapasitetsøkning, anbefales det at anlegget bygges for kapasitetsbehovet i 2050, og ikke dimensjoneres for 2070. Å dimensjonere anlegget for en større belastning enn nødvendig vil kunne medføre økte driftskostnader og driftsutfordringer.

Den dimensjonerende belastningen for 2050 og 2070, som er brukt i dimensjoneringen, er framskrevet ved hjelp av SSBs prognoser for befolkningsutvikling. Eidsvoll kommune har ønsket at den høyeste befolkningsveksten som SSB presenterer, skal benyttes. Denne befolkningsveksten vurderes som svært stor (40%). Det vurderes at det vil være en risiko forbundet med å dimensjonere Bårlidalen RA etter en såpass stor antatt befolkningsvekst da den faktiske belastningen på anlegget vil være mye lavere enn den dimensjonerte kapasiteten i en betydelig andel av anleggets funksjonstid – spesielt innledningsvis.

For å redusere usikkerheten i dimensjoneringsgrunnlaget knyttet til mengden fremmedvann som tilføres renseanlegget, anbefales det å etablere mengdemåling på overløpet fra innløpskummen til Bårlidalen RA. Det anbefales også å innføre mengdemåling på de to regnvannsoverløpene ved Borkestampen og PA10 oppstrøms Bårlidalen RA. Per i dag registreres kun hvor lenge disse stasjonene går i overløp, og ikke hvor store vannmengder som faktisk går i overløp.

Det er i dette notatet satt som et mål at Eidsvoll kommune skal redusere andelen fremmedvann til 40 % i 2050. Det vurderes at en reduksjon til en fremmedvannandel på 40 % innen år 2050 bør være et oppnåelig mål for Eidsvoll kommune. En slik målsetning er realistisk, men også noe konservativ, og dette bør vurderes nærmere i etterfølgende faser av prosjektet hvor dagens overvannsmengder også kartlegges i større detalj og da eventuelt kan legges til grunn for en mer optimistisk målsetning i samråd med kommunen.

Flere alternative plasseringer for det nye prosessbygget er vurdert. De plasseringene som anses som gjennomførbare er:

- Alternativ 1 - etablering av nytt prosessbygg nordvest for eksisterende renseanlegg, i området mellom dagens anlegg og fylkesvei Strandvegen. Denne plasseringen gir god tilgjengelighet og ligger utenfor flomutsatte områder.
- Alternativ 3 - etablering av nytt prosessbygg øst for dagens renseanlegg inntil fasaden av dagens renseanlegg.
- Alternativ 4 - etablering av nytt prosessbygg nord for dagens renseanlegg, på området der det i dag er etablert parkeringsplasser.

Fra et prosesssteknisk, elektroteknisk og VVS-teknisk perspektiv vurderes alternativ 1, 3 og 4 som funksjonelt likeverdige. Fra et hydrogeologisk og geoteknisk perspektiv vurderes plasseringsalternativene 1, 3 og 4 som gjennomførbare. Forskjellene mellom alternativene ligger hovedsakelig i behovet for sikring og håndtering av grunnvann, samt omfanget av utgraving og behov for støttekonstruksjoner. Det er per nå ukjent hvor dypt grunnvannet ligger, men det forventes en gradient mot elva i nord.

For å kunne fastslå endelig plassering for nytt prosessbygg, anbefales det at videre arbeid i neste fase som omfatter befaringskartlegging av berg, samt utarbeidelse og gjennomføring av supplerende grunnundersøkelser. Dette inkluderer blant annet totalsonderinger for å kartlegge type og mektighet av løsmasser, da dybden til berg i stor grad påvirker kompleksitet og kostnader for fundamentering. I tillegg anbefales det å etablere piezometre ved aktuelle lokaliseringalternativer for å måle grunnvannsspeilet. Resultatene fra disse målingene vil danne grunnlag for prosjektering av nødvendige tiltak for håndtering av grunnvann både i anleggsfasen og i den permanente driftsfasen.

## 8 Vedlegg

Nummer	
1	RIG-NOT-01 Geoteknisk vurdering
2	NOT-02 Utredning av reservekraft ved Bårlidalen RA
3	NOT-03 Utredning av sandmottak ved Bårlidalen RA