

Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord	Løpenummer 7639-2021	Dato 10.06.2021
Forfatter(e) André Staalstrøm, Mats Walday, Christian Vogelsang, Helene Frigstad, Gunhild Borgersen, Jon Albretsen og Lars-Johan Naustvoll	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden	Sider 214 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Jon Lasse Bratli
Oppdragsgivers utgivelse: M-2065 2021	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200145

<p>Sammendrag</p> <p>I store deler av Oslofjorden er det høye konsentrasjoner av nitrogen i vannmassene. I Frierfjorden, Tønsberg, Drammensfjorden, Mossesundet, Hvaler og Iddefjorden klassifiseres tilstanden til «moderat» eller dårlig for nitratnivået på sommeren, og det er ingen positiv trend i utviklingen. Det er en tydelig horisontal trend fra kildeområdet og ut mot nordlige deler av Skagerrak. I sentrale deler av fjorden, som i Breiangeren som ser ut til å være på grensen mellom moderat og god økologisk tilstand, bør konsentrasjonen av nitrogen i vannmassene reduseres med minst 10 %, for å unngå at tilstanden havner permanent i klassen «moderat» eller dårligere.</p>
--

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Nitrogen Oseanografi Oksygen Marin biologi 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Nitrogen Oceanography Oxygen Marine biology
---	---

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

André Staalstrøm
Prosjektleder

Ailbhe Lisette Macken
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7375-5
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Utredning av behovet for å redusere tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord

Forord

Stortinget har enstemmig vedtatt at regjeringen skal legge fram en helhetlig plan for Oslofjorden med mål om å fremme at aktivt friluftsliv og å oppnå en god miljøtilstand i fjorden. På bakgrunn av dette har Miljødirektoratet utarbeidet rapporten «Forslag til helhetlig plan for Oslofjorden». Her fastslås det at behovet for reduksjon i nitrogentilførselene bør utredes. Våren 2020 bestilte Miljødirektoratet en slik utredning, og inngikk kontrakt med NIVA og Havforskningsinstituttet. Betydningen av nitrogentilførseler til fjorden som kilde til eutrofiering og behovet for nitrogenreduksjon har vært vurdert i dette prosjektet for forskjellige deler av Ytre Oslofjord.

Arbeidet har vært utført av NIVA i samarbeid med Havforskningsinstituttet, hvor NIVA har vært prosjektleder. NIVA har vært forfatter på mesteparten av rapporten, inkludert de siste kapitlene med diskusjon, konklusjon og anbefalinger. Havforskningsinstituttet har vært ansvarlig forfatter for kap. 5.2 om primærproduksjon i vannmassene og delforfatter på kap. 7 om kilder til nitrogen. Kontaktperson ved Miljødirektoratet har vært Jon Lasse Bratli.

Arbeidet har i denne omgang kun fokusert på å gi et faglig grunnlag for å vurdere behovet for å redusere nitrogentilførselene til de ulike resipientområdene i Ytre Oslofjord, og hvilken betydning en eventuell reduksjon av nitrogentilførselene vil ha. Det har ikke blitt vurdert hvilke tiltak som eventuelt kan være aktuelle for å realisere en reduksjon i tilførselen, selv om det har blitt belyst størrelsen på de forskjellige kildene.

Bildet på forsiden er tatt fra fly over Tyrifjorden sett i retning sør-sørvest, og viser mesteparten av studieområdet i denne rapporten, med unntak av Grenland og området mot Kragerø.

Oslo, 11. juni 2021

André Staalstrøm

Forenklet innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	19
2	Nitrogenets rolle i økosystemet	22
3	Beskrivelse av Ytre Oslofjord	29
4	Oksygenforholdene	34
5	Dagens tilstand basert på biologiske parametere	46
6	Forekomst av nitrogen i vannmassene	72
7	Kilder til nitrogen	85
8	Dagens lokale tilførsler av nitrogen	92
9	Endringer i tilførslene fra land til Ytre Oslofjord siden 1993	180
10	Utslippsscenario for perioden fram til 2050	189
11	De viktigste funnene i rapporten	192
12	Diskusjon	195
13	Konklusjoner og anbefalinger	207
14	Referanser	208
Vedlegg A.	Kyst-REGINE-enheter og vassdrag som drenerer til de enkelte fjordområdene	215
Vedlegg B.	TEOTIL-estimerte tilførsler til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018	222
Vedlegg C.	Gjennomsnittlig månedlig avrenning fra vassdragsområdene	229
Vedlegg D.	Sammenstilling av konsentrasjoner av N, P, BOF5 og SS i innløpet til renseanleggene	235
Vedlegg E.	Estimerte tilførsler av nitrogen til Ytre Oslofjord i 1993	237
Vedlegg F.	Biogassanlegg	242
Vedlegg G.	Observerte rensesgrad for total-nitrogen ved renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2019	243

Innholdsfortegnelse

Forenklet innholdsfortegnelse	5
1 Introduksjon.....	19
1.1 Bakgrunn for prosjektet.....	19
1.2 Ekspertvurderingen fra 1996.....	20
1.3 Geografiske kunnskapshull.....	20
1.4 Problemstillinger	21
2 Nitrogenets rolle i økosystemet	22
2.1 Havets økosystemtjenester	22
2.2 Nitrogenets kretsløp.....	22
2.3 Uorganiske former for nitrogen	26
2.4 Organiske former for nitrogen	27
3 Beskrivelse av Ytre Oslofjord.....	29
4 Oksygenforhold	34
4.1 Generelt om miljømål for oksygenforhold	34
4.2 Oksygenforhold langs bunn ekstrapolert fra stasjonsdata	36
4.3 Oppstrømning av næringsrikt vann fra oksygenfritt bunnvann.....	38
4.4 Anoksiske forhold i andre terskelfjorder	42
4.5 Oksygenvinn i de åpne delene av fjorden.....	44
5 Dagens tilstand basert på biologiske parametere.....	46
5.1 Generelt om vurdering av økologisk tilstand	46
5.2 Primærproduksjon i vannmassene.....	50
5.2.1 Oppsummering fra ekspertvurdering fra 1996.....	50
5.2.2 Trend i sommerkonsentrasjon av klorofyll-a fra 2000 frem til nå.....	51
5.2.3 Negativ trend for mengden planteplankton i våroppblomstringen	56
5.3 Bentiske forhold	58
5.4 Nå-tilstand og utvikling for bentiske forhold	59
5.4.1 Strandsonen	59
5.4.2 Eufotisk hardbunn	59
5.4.3 Sukkertare	64
5.4.4 Bløtbunnsområder	65
5.4.5 Bløtbunnsfauna: arts- og individtall og økologisk tilstand.....	67
6 Forekomst av nitrogen i vannmassene	72
6.1 Klassegrenser for nitrogen i vannmassen	72
6.2 MARTINI-modellen	74
6.3 Nitrat og nitritt i vannmassen.....	76
6.4 Trender i næringssaltkonsentrasjonene.....	81
6.5 Forholdet mellom nitrogen og fosfor	82

7	Kilder til nitrogen.....	85
7.1	Hvor stammer nitrogenet fra?.....	85
7.2	Hvordan beregne fluks av nitrogen	88
7.3	Oppstrømning av næringsrikt vann fra dypet	91
8	Dagens lokale tilførsler av nitrogen	92
8.1	Modellverktøyet TEOTIL	92
8.1.1	Beskrivelse av TEOTIL.....	92
8.1.2	Justering av TEOTIL for å beregne de samlede tilførslene av ulike former for nitrogen	94
8.2	Områder som drener til Ytre Oslofjord	95
8.3	Oversikt over tilførsler til Ytre Oslofjord	96
8.4	Tilførslene fra de fire store elvene	97
8.5	Kommunalt avløp	99
8.5.1	Problembeskrivelse	99
8.5.2	Oversikt over utslippene fra avløpsrenseanleggene (før justering)	99
8.5.3	Estimering av utslipp fra renseanlegg der det mangler måledata.....	102
8.5.4	Betydningen av nitrogenbelastningen fra biogassanlegg	105
8.5.5	Overløp på renseanleggene	106
8.5.6	Tilstandsformer av nitrogen i avløpsvann før og etter rensing	109
8.5.7	Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra renseanlegg (>50 PE) til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018	113
8.6	Ledningsnettets virkningsgrad – overløp, feilkoblinger og lekkasjer	118
8.6.1	Estimater av urensset kommunalt avløpsvann i overløp ute på ledningsnett	119
8.6.2	Estimater av lekkasjer av urensset kommunalt avløpsvann på ledningsnett	122
8.6.3	Estimerte årlige tilførsler av ulike nitrogenformer via overløp i 2019 og lekkasjer på ledningsnett i perioden 2016-2018 til Ytre Oslofjord.....	126
8.7	Utslipp fra spredt avløp (<50 pe).....	129
8.7.1	Tilstandsformer av nitrogen i utslippet fra spredt avløp	131
8.7.2	Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer via spredt avløp i perioden 2016-2018 til Ytre Oslofjord	132
8.8	Utslipp av nitrogen fra industribedrifter	133
8.8.1	Utslipp av ulike nitrogenformer fra industribedriftene	133
8.8.2	Utslipp av nitrogen til luft fra industribedriftene	137
8.9	Avrenning fra urbane områder.....	140
8.10	Avrenning fra jordbruk	142
8.10.1	Diffus avrenning fra jordbruksarealer.....	142
8.10.2	Punktutslipp fra jordbruket.....	143
8.10.3	Tilstandsformer av nitrogen i avrenning fra jordbruket	146
8.10.4	Utslipp til luft fra jordbruket	146
8.10.5	Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer via jordbruksavrenning til Ytre Oslofjord i 2018.....	148
8.11	Tilførsler fra deponier.....	149
8.12	Bakgrunnsavrenning	150
8.12.1	Samlet bakgrunnsavrenning	150

8.12.2	Fordelingen mellom ulike nitrogenformer i bakgrunnsavrenningen	151
8.12.3	Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer via bakgrunnsavrenning til Ytre Oslofjord i 2018	153
8.13	Tilførsler til de ulike fjordområdene.....	155
8.13.1	Sammenligning mellom justerte TEOTIL-tilførsler og RID-data	155
8.13.2	Estimerte tilførsler av nitrogen til hele Ytre Oslofjord.....	157
8.13.3	Fjordområder der tilførsler via rensset avløpsvann dominerer	159
8.13.4	Fjordområder der tilførsler via lekkasjer på ledningsnett dominerer.....	164
8.13.5	Fjordområder der tilførsler via spredt avløp dominerer	164
8.13.6	Fjordområder der tilførsler via industri dominerer	164
8.13.7	Fjordområder der tilførsler via diffus jordbruksavrenning dominerer.....	167
8.13.8	Fjordområder der tilførsler via bakgrunnsavrenningen dominerer	178
9	Endringer i tilførslene fra land til Ytre Oslofjord siden 1993	180
9.1	Tilførsler til Ytre Oslofjord i 1993	180
9.2	Sammenligning mellom utslippene fra land i 1993 med perioden 2016-2018.....	182
9.2.1	Tilførsler fra land til fjordområdene 1-23	182
9.2.2	Tilførsler fra land til ulike deler av Ytre Oslofjord	186
10	Utslippsscenario for perioden fram til 2050	189
10.1	Forventet befolkningsvekst og belastning på renseanleggene	189
11	De viktigste funnene i rapporten	192
11.1	Dagens økologiske tilstand	192
11.2	Tilførsel av nitrogen	194
12	Diskusjon	195
12.1	Er det behov for å redusere tilførselen av nitrogen til fjorden?	195
12.2	Fins det eutrofieffekter i Ytre Oslofjord?	196
12.3	Problemområder – akutte, alvorlige og potensielle.....	199
12.4	Erfaringer fra sammenlignbare kystområder	204
12.4.1	Østersjøen	204
12.4.2	Chesapeake Bay, USA.....	204
13	Konklusjon og anbefalinger.....	207
14	Referanser.....	208

Sammendrag

- I 1995 ble det av Statens forurensningstilsyn oppnevnt en ekspertgruppe for å vurdere eutrofi-effekter i Ytre Oslofjord. Gruppen besto av ledende forskere fra flere institusjoner og universitet fra Oslo, Bergen og Trondheim. Det ble slått fast at det var klare tegn til eutrofi i ytre deler av fjordsystemet, mens det manglet data fra de indre områdene. Tilførselen til Ytre Oslofjord ble anslått til å være dobbelt så stor som tilførselen til tilsvarende fjorder på Vestlandet. Det ble rapportert om en alarmerende reduksjon i nedre voksegrense for makroalger, og dette ble knyttet til regionale eutrofi-effekter. Det ble advart mot at endringer i forholdet mellom nitrogen (N) og fosfor (P) i vannmassene, med en økning i forholdstallet mellom N og P, ville kunne føre til fremvekst av giftige arter. Det ble anbefalt at det tilstrebes en balanse med naturlig sammensetning av nærings saltene. Samtidig kom de fleste landene rundt Nordsjøen til enighet om at tilførselen av nitrogen burde halveres. I Norge ble det ikke innført rensning av nitrogen for Ytre Oslofjord, og man fokuserte i stedet på å redusere tilførselen av fosfor. Som denne rapporten viser, så har dette ført til at tilførsel av nitrogen til fjorden har økt siden 1995, og at det er en overkonsentrasjon av nitrogen i selve fjorden. Konsekvensene av dette har vært negative for livet i fjorden.

Dagens tilstand

- I Ytre Oslofjorden er det en rekke terskelfjorder hvor det regelmessig oppstår anoksiske forhold. Disse er Kilsfjorden, Eksefjorden, Frierfjorden, Håøyafjorden, Horten havn, Drammensfjorden, Hunnebunn og Iddefjorden. Disse områdene er svært sårbare, og enhver økning av tilførselen, inkludert tilførsel av nitrogen, vil forverre forholdene. I Hunnebunn og Iddefjorden er forholdene alvorlige, og tilførsel av næringsrikt vann fra det oksygenfrie bunnvannet kan knyttes til masseoppblomstring av trådalger på strendene og algeoppblomstring i sprangsjiktet. Det bør settes i gang tiltak for å redusere tilførsel av både nitrogen, fosfor og organisk stoff til disse områdene.
- Breiangen, som er sterkt påvirket av tilførsel fra Drammensfjorden, er et åpent område innerst i den sentrale delen av Ytre Oslofjord. Her er det et område på over 3 km² hvor oksygenforholdene ved bunn er moderat eller dårligere. I de dypeste delene av dette området er oksygenforholdene nær å klassifiseres som «svært dårlig». Når oksygenforholdene i åpne områder er så lave, så er det et tydelig tegn på at tålegrensene for tilførsel til fjorden er overskredet. Ytterligere økning av tilførselen vil føre til at oksygenforholdene forverres. I dette området har det vært en økning i mengden planteplankton fra perioden 2003-2008 til dagens tilstand (2018-2020). Den økte organiske belastningen dette medfører bidrar til å forklare de forverrede oksygenforholdene.
- For mengden klorofyll-a, som er et mål på mengden planteplankton, har det generelt vært en nedadgående trend for verdiene i sommersesongen, og tilstanden er generelt sett god i overflatelaget (2 m dyp) på sommeren. Dette kan skyldes nedgang i tilførsel av fosfor eller dårligere lysforhold, men bildet kan også være påvirket at det mangler data om våroppblomstringen. I Breiangen er trenden for sommerkonsentrasjonene svakt nedadgående, mens sett over hele vekstsesongen er det en økning i mengden klorofyll-a. Forholdene i sommersesongen er dårligst i østre deler av Hvaler og i Iddefjorden, hvor tilstanden ikke er tilfredsstillende. Mest alarmerende er tilstanden i Iddefjorden, hvor det ikke

er noen tegn til forbedring. Det er også observert høye konsentrasjoner av klorofyll a i Krokstadjorden og i sørlige deler av Drøbaksundet.

- I Oslofjorden er det overkonsentrasjon (dvs. moderat eller dårligere tilstandsklasse) av nitrat og nitritt fra Drammensfjorden og utover i fjorden, kanskje så langs som Bolærne/Rauer, og i de indre områdene Frierfjorden, Tønsberg, Hvaler og Iddefjorden. I Drammensfjorden og Hvaler klassifiseres tilstanden til «dårlig» for nitratnivået på sommeren, og trenden er negativ. Det er også høye verdier i Grenlandsfjordene, men her er trenden noe positiv. Det er en tydelig horisontal trend fra kildeområdet og ut mot nordlige deler av Skagerrak.
- Grenseverdiene for nitrogen som fins i Veiledere 02:2018 burde gjennomgås på nytt, og de burde harmoniseres med de svenske grenseverdiene, siden begge landene har vannforekomster som grenser til hverandre i Skagerrak.
- Internasjonalt er forurensning fra næringsalter er blant de alvorligste trusler mot bentiske kystøkosystemer som saltmarsker, mangrove, tare og særlig sjøgress. De menneskeskapt tilførselene av næringsalter til Skagerrak og Ytre Oslofjord er i de siste 60-70 år mangedoblet. Det er en rekke av dagens forhold ved fjordens bunnområder som kan knyttes til næringsaltpåvirkning:
 1. Reduksjonen av nedre voksegrense for makroalger siden slutten av 1940-årene har vedvart, og overvåkingen viser at det fortsatt er en negativ utvikling. Dette er antagelig et resultat av dårligere lysforhold i vannmassene, sammen med økt nedslamming av bunnen. Studier har vist en nedgang i siktdyp i norske kystfarvann og de få siktdypsdata som finnes fra Oslofjorden fra slutten av 1930-årene indikerer at siktdypet var bedre da enn det er nå.
 2. Det er store forekomster av trådalger i både ålegrasenger og på hardbunn i Oslofjorden. De negative økologiske effektene av dette er antagelig store, blant annet gjennom sukkertaredøden. Det ble så sent som i 2020 registrert en forverring av tilstanden for ålegress og sukkertare i Oslofjorden.
 3. Nitrogenoverskuddet vi måler i fjordens vannmasser sommerstid, sammen med økt temperatur i sjøen, er med stor sannsynlighet viktige medvirkende årsaker til den generelt økte tilstedeværelsen av trådalger i Ytre Oslofjord. Den negative utviklingen i Ytre Oslofjord har antagelig flere samvirkende årsaker: Den reduserte forekomsten av toppredatorer som torsk, kan gi kaskadeeffekter nedover i næringskjeden som øker forekomsten av leppefisk og kutlinger, som i sin tur reduserer tilstedeværelsen av de evertebrater som beiter på alger og normalt holder nede forekomsten av trådformete alger. Avrenning av partikler, og vann som har blitt brunere, reduserer siktdypet og dermed nedre voksegrense og forekomst av makroalger.
 4. I Breiangen har det vært en svak økning i TOC-innholdet over tid, fra gjennomsnitt på $17,4 \pm 0,7$ mg/g på 1990-tallet, til opp mot 20 mg/g de siste årene (2015 og 2018). Denne økningen i TOC i sedimentene samsvarer med hva som kan forventes ved økt primærproduksjon i overflatelaget og reduserte oksygenforhold langs bunn, slik som er observert. Resultatene for bløtbunnsfauna samsvarer godt med oksygenforholdene i bunnvannet. Områder med oksygenfattig bunnvann som Drammensfjorden, Iddefjorden, Frierfjorden, Håøyfjorden, Kragerøområdet og Tønsbergfjorden har uten unntak også svært dårlig tilstand for bløtbunnsfauna. Den observerte reduksjonen i oksygenforholdene

i Breiangen er derfor bekymringsverdig, og det er grunn til å forvente en forverring av tilstanden for bløtbunnsfauna hvis de dårlige oksygenforholdene vedvarer.

Tilførsel av nitrogen til Ytre Oslofjord

- Overkonsentrasjon av nitrat i Ytre Oslofjord, inkludert de ytre områdene, skyldes hovedsakelig lokale tilførsler, mens vannet som tilføres sørfra med kyststrømmen bidrar til å fortynne overkonsentrasjonene. I de ytre områdene tilføres overflatelaget (0-50 m) like mye nitrat fra lokale kilder, som det som kommer med kyststrømmen oppover svenskekysten. Det betyr at mengden nitrat i kyststrømmens overflatelag vil kunne øke mens vannmassen passerer området. Forbruk av nitrat i overflatelaget i Ytre Oslofjorden vil motvirke denne effekten. Oslofjorden er et betydelig kildeområde for nitrogentilførsel til Skagerrak.
- Modellverktøyet TEOTIL har blitt benyttet for å estimere dagens tilførsler av nitrogen fra land til Ytre Oslofjord. Tilførslene via de fire største vassdragene (Glommavassdraget, Drammensvassdraget, Numedalslågen og Skiensvassdraget) bidrar med hele 74% av de samlede tilførslene. For tilførsel av total-nitrogen (TN) står jordbruk for 35 %, den kommunale og interkommunale avløpssektoren for 21 %, spredt avløp 2,3 % og industri 2,6 %. Den naturlige bakgrunns-avrenningen (fra skogsområder, utmark, innsjøer og jordbruksarealer hvis arealet ikke var oppdyrket) er 38 %.
- En modifisert utgave av modellverktøyet TEOTIL ble benyttet til å estimere tilførslene av ulike former av løst (ammonium, nitrat og organisk nitrogen), partikulært og biotilgjengelig nitrogen fra ulike kilder på norsk landjord til de 33 definerte fjordområdene. Det er mange antagelser som ligger bak de endelige estimatene, men en av de mest usikre faktorene er den forventede tilbakeholdelsen (dvs. tapet) og omdanningen til andre nitrogenformer på vei fra der hvert enkelt utslipp skjer i de ulike vassdragene til de ender opp i Ytre Oslofjord. Her er det sannsynligvis også store sesongmessige variasjoner som det ikke har vært mulig å ta høyde for, men estimatene antyder at 85-90% av alt tilført ammonium til tre av de største vassdragene (Glommavassdraget, Drammensvassdraget og Skienselva) nitrifiseres til nitrat før de ender opp i Ytre Oslofjord. I størrelsesorden 60-70% av det partikulære nitrogenet synes å avsettes oppe i nedbørsfeltene.
- Ser man kun på den biotilgjengelige delen av TN blir bildet annerledes. På grunn av den store andelen lite tilgjengelig nitrogen bundet til løst organisk stoff (humusstoffer) i bakgrunnsavrenningen, reduseres andelen denne utgjør til 19%, mens tilførslene fra jordbruk øker til 42 % og tilførslene fra den kommunale og interkommunale avløpssektoren utgjør 31 %. Dette betyr at tilførsel av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord har blitt femdoblet siden førindustriell tid.
- Kun for 66 av de 433 kommunale- og interkommunale avløpsrenseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord forelå det måleverdier for nitrogen i innløp og utløp (primært anlegg >10 000 pe), men disse anleggene utgjorde ca. 80% av renskapasiteten i området. Observerte rens effekter fra disse ble benyttet til å estimere utslippet fra rensanleggene hvor slike data ikke forelå. Det ble funnet at de kjemiske og kjemisk-biologiske anleggene (uten særskilt N-fjerning) med eget biogassanlegg tilsynelatende har betydelig dårligere rens effekt for nitrogen enn de uten biogassanlegg, mens biologiske og de naturbaserte rensanleggene viste betydelig høyere rensgrad (ca. 60%) enn den forventede rens effekten på hhv. 20-35% og 20%.

- I 8 av 33 fjordområder var tilførslene via rensed avløpsvann den dominerende kilden til biotilgjengelig nitrogen (39-88%), mens de samlet sett for hele Ytre Oslofjord utgjorde 27% av tilførslene av biotilgjengelig nitrogen. Ved flere av renselanleggene var rensesgraden for nitrogen uventet lav, noe som mest sannsynlig skyldes ekstra belastning fra det nitrogenholdige avvanningsvannet fra deres eget biogassanlegg. De rapporterte overløpene på renselanleggene varierte betydelig, der fem av anleggene stod for 54-76% av de samlede overløpene i perioden 2016-2018, men samlet sett stod de for <1% av de samlede tilførslene av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord.
- Estimaten for lekkasjer på ledningsnett er svært usikre. Som en pragmatisk tilnærming ble det antatt 10% lekkasje fra alle ledningsnett (uansett alder) hvor det ikke forelå data med utgangspunkt i antall pe tilknyttet rensanlegg >50 pe i kommunen. Videre ble det antatt at tilbakeholdelsen av nitrogen, fosfor og BOF₅ etter utlekking tilsvarte forventet renseseffekt for infiltrasjonsanlegg i områder dominert av elv- og breelvavsetninger, mens den i øvrige områder var antatt å tilsvare forventet renseseffekt med en slamavskiller. I ni av fjordområdene er disse estimerte lekkasjene de eneste tilførslene via det kommunale- og interkommunale avløpssystemet, og i to av disse fjordområdene (Horten og Søstrene) var lekkasjer fra ledningsnett den antatte dominerende kilden til biotilgjengelig nitrogen (hhv. 85% og 62%).
- Også estimaten for overløp ute på ledningsnett er svært usikre. Det ble ikke forsøkt estimert overløpsbidrag fra ledningsnett hvor det ikke var rapportert inn verdier, da det ikke var mulig å finne noen tydelig sammenheng mellom de rapporterte overløpene og aktuelle tilgjengelige parametere. Samlet sett utgjorde de estimerte overløpene <1% av de samlede tilførslene av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord. Men på grunn av usikkert datagrunnlag og manglende rapportering kan overløp utgjøre en ukjent, men potensiell, tilførselskilde for biotilgjengelig nitrogen med betydning lokalt.
- Det var kun fem av fjordområdene, alle med kun direkte tilførsler til fjorden, der bidraget fra spredt avløp var mer enn 10% av de samlede tilførslene av biotilgjengelig nitrogen. Av disse var det kun Jomfruland hvor tilførslene fra spredt avløp dominerte (44%).
- Fem bedrifter stod for 96% av de samlede utslippene direkte til resipient, hvor Yara Norge i Porsgrunn alene stod for 64% av disse utslippene. Det var kun i Frierfjorden hvor industrien dominerte tilførslene av biotilgjengelig nitrogen (29%).
- De estimerte tilførslene fra urbane områder utgjorde <1% av de samlede tilførslene av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord.
- Siden beregningene av tap av nitrogen fra ulike avlinger er basert på reelle målinger i de såkalte JOVA-feltene, og da det er påvist gode korrelasjoner for tap av nitrogen relatert til utvalgte faktorer, er det forventet at de beregnede nivåene for diffus avrenning av nitrogen fra jordbruket ligger nær de reelle. Estimaten tyder på at diffus avrenning fra jordbruk var den dominerende kilden til biotilgjengelig nitrogen i hele 19 av de 33 fjordområdene. For hele Ytre Oslofjord utgjorde den diffuse avrenningen fra jordbruket 42% av de samlede tilførslene av biotilgjengelig nitrogen. Punktutslippene fra jordbruket var vesentlig mindre (<0,5% av de samlede tilførslene av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord) og utgjorde ikke noen

betydelig kilde i noen fjordområder. Jordbruket er den desidert største utslippskilden av ammoniakk til luft i Norge og stod i 2018 for 95% av ammoniakkutslippene. Disse utslippene ble imidlertid automatisk inkorporert i bakgrunnsavrenningen.

- Bakgrunnsavrenningen omfatter avrenning fra skog, utmark/fjell og nedfall direkte på innsjøer og inkluderer langtransportert NOx og lokale utslipp av NOx fra veitrafikken. I tillegg kommer bakgrunnsavrenning av nitrogen fra jordbruksarealer, som er den avrenningen som ville funnet sted hvis arealet ikke var oppdyrket. På bakgrunn av data fra elveovervåkingsprogrammet for fire av de største vassdragene i nedbørsfeltet til ytre Oslofjord (Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva), ble det estimert at hoveddelen av både det løste og det partikulært bundne nitrogenet ikke var biotilgjengelig (hhv. 60-70% og 100%). Dermed dominerte tilførslene via bakgrunnsavrenningen kun i to av fjordområdene (Håøyafjorden med 33% og Kragerø med 47%) til tross for at den utgjorde mer enn halvparten av de estimerte tilførslene av total-nitrogen i seks av fjordområdene. Samlet for hele Ytre Oslofjord stod bakgrunnsavrenningen for 19% av tilførslene av biotilgjengelig nitrogen (38% av tilførslene av total-nitrogen).
- Dagens estimerte tilførsler er sammenlignet med de tilsvarende tilførslene i 1993. Området som var inkludert i utredningen fra 1996 dekket et noe mindre område geografisk sett, da Larviksfjorden og sørover ikke var inkludert, så sammenligningen inkluderer derfor ikke disse områdene. Samlet sett har de estimerte utslippene av total-nitrogen økt med ca. 30% siden 1993, noe som primært skyldes tre hovedkilder; økte utslipp via de kommunale- og interkommunale avløpsrensaneanleggene (30%), økt diffus avrenning fra jordbruket (19%) og økt bakgrunnsavrenning (39%). Det er grunn til å sette spørsmålsteget ved datagrunnlaget som ble brukt til å estimere både den diffuse avrenningen fra jordbruket og bakgrunnsavrenningen i 1993, men økningen knyttet til rensed avløpsvann synes å kunne være reell.
- Følgende tendens er tydelig for avløpssektoren: 1) Mange av rensaneanleggene fra 1993 synes å være lagt ned, dette gjelder spesielt de minste anleggene, men mange nye har kommet til; 2) Rensaneanleggene har jevnt over fått mer avansert behandling med hovedvekt på kjemisk rensing; 3) For de fleste av de gjenværende anleggene har utslippene gått noe eller vesentlig opp. Årsakene til de økte utslippene skyldes nok i stor grad økt belastning på grunn av økt tilknytning til kommunalt avløp i området. Men det er også flere av anleggene som i dag har eget biogassanlegg, som ytterligere har økt nitrogen-belastningen på anlegget.
- For området nord for Bastø var tilførslene fra industrien kun 14% av det de var i 1993, sannsynligvis mye grunnet at flere større bedrifter er lagt ned i området. Det samme gjelder for området mellom Bastø og Færder, der industritilførslene i 2016-2018 kun var på 9% av det de var i 1993. På østsiden av fjorden fra og med Fredrikstad har tilførslene fra industrien blitt nesten tredoblet over denne perioden. På vestsiden av fjorden sørover fra Færder til og med Sandefjord var utslippene fra rensaneanleggene i samme størrelsesorden i 1993 som i 2016-2018.
- Det er forventet en samlet befolkningsøkning i nedbørsfeltet til ytre Oslofjord på ca. 13%, men det er mange faktorer som kan ha stor betydning for den faktiske reelle belastningen på rensaneanleggene og hvordan utslippene herfra vil endres; oppgradering av eksisterende rensaneanlegg til å tilfredsstille BOF₅-kravet til sekundærrensing, framtidig etablering av biogassanlegg og håndteringen av rejektvannet herfra, tilkobling av spredt avløp til

kommunale avløpsledninger, tiltak mot fremmedvann på spillvannsnettet og antall gjestedøgn på hoteller.

- Ytre Oslofjord bidrar med en tilførsel av biotilgjengelig nitrat til Indre Oslofjord i størrelsesorden 300-350 tonn N i løpet av sommersesongen. Dette skyldes at på sommeren er nitratkonsentrasjonen i Drøbaksundet i snitt høyere enn i Indre Oslofjord.

Erfaringer fra et sammenlignbart område

- Chesapeake Bay er det største estuariet i USA, og har siden 1950-tallet hatt omfattende økologiske og økonomiske konsekvenser på grunn av eutrofi. De siste tiårene har det blitt iverksatt gjennomgripende tiltak for å redusere tilførslene av N og P, og man har sett en positiv effekt av disse næringssaltreduksjonene på utredelsen av undervannsvegetasjon (hovedsakelig sjøgress). Likevel er ikke de overordnede mål om økologisk tilstand nådd, og det er innført grenser for total maksimal daglig tilførsel (total maximal daily load – TMDL) av nitrogen, fosfor og suspendert sediment fluks fra nedbørsfeltet. Tiltakene og effektene av disse på økosystemet følges opp gjennom Chesapeake Bay program (www.chesapeakebay.net), som er et samarbeid mellom nasjonal og regionale forvaltningsorganer, lokale myndigheter, forskningsinstitusjoner og miljøorganisasjoner.
- Det er flere paralleller mellom Chesapeake Bay og Oslofjorden, med høy avrenning av N og P fra menneskelige kilder og langvarige utfordringer med eutrofi i kystområdene. I Chesapeake Bay vil det fra 2025 være gjeldene maksimal øvre grense for tilførsler til fjorden og det er etablert et bredt samarbeid for å følge opp effektene av dette på kystøkosystemene. Dette kunne med fordel vært implementert for Oslofjorden, hvor man i motsetning til Chesapeake ikke har oppnådd en reduksjon i tilførslene av nitrogen de siste tiårene og ser betydelige negative konsekvenser av eutrofi for livet i fjorden.

Samlet vurdering

- I dette prosjektet har vi konkludert med at negative miljøeffekter i en rekke områder av fjorden (Frierfjorden, Larviksfjorden, Vestfjorden i Tønsberg, Drammensfjorden, Breiangen Vest, Hvaler utenfor Glommas hovedløp, Hunnebunn og Iddefjorden) er knyttet til svært høy tilførsel av nitrogen, og disse områdene har blitt betegnet som akutte eller alvorlige problemområder. Siden starten av 90-tallet har tilførsel av totalt nitrogen til Ytre Oslofjord fra rensed avløpsvann økt med omtrent 24 % og fra jordbruket har avrenningen økt med omtrent 19 %. I de nevnte områdene bør det settes inn tiltak så raskt som mulig for å forsøke å snu den negative trenden.
- Problematikk rundt tilførsel av nitrogen må betraktes som et regionalt problem i Ytre Oslofjord, og det generelle nivået av nitrogen i fjorden må reduseres. For å få til en forbedring av tilstanden er det derfor mest fornuftig å redusere de store tilførslene til fjorden. Avrenning fra Glomma peker seg svært tydelig ut. Antropogene tilførsler er størst per areal i Hvaler, Frierfjorden, Drammensfjorden, Mossesundet, Larviksfjorden og Iddefjorden, og dette er de områdene hvor tilførselen bør reduseres for å forbedre den regionale nitrogentilstanden. I sentrale deler av fjorden, som Breiangen som ser ut til å være på grensen mellom moderat og god økologisk tilstand, bør sannsynligvis konsentrasjonen av nitrogen i vannmassene reduseres med minst 10 %, for å unngå at tilstanden havner permanent i klassen «moderat» eller dårligere.

Summary

Title: Assessment of the need to reduce the supply of nitrogen to the Outer Oslofjord
Year: 2021
Author(s): André Staalstrøm, Mats Walday, Christian Vogelsang, Helene Frigstad, Gunhild Borgersen, Jon Albretsen & Lars-Johan Naustvoll
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7375-5

- In 1995, an expert group was appointed by the Norwegian Pollution Control Authority to assess eutrophic effects in the Outer Oslofjord. The group consisted of leading researchers from several institutions and universities from Oslo, Bergen and Trondheim. It was established that there were clear signs of eutrophication in the outer parts of the fjord system, while there was a lack of data from the inner areas. The supply to the Outer Oslofjord was estimated to be twice as large as the supply to similar fjords in Western Norway. An alarming reduction in the lower growth limit for macroalgae was reported, and this was linked to regional eutrophication effects. It was warned that changes in the ratio of nitrogen (N) to phosphorus (P) in the water masses, with an increase in the ratio between N and P, could lead to harmful algae blooms. It was recommended that a balance be sought with the natural composition of the nutrients. At the same time, most countries around the North Sea agreed that the supply of nitrogen should be halved. In Norway, nitrogen purification was not introduced for the Outer Oslofjord, and the focus was instead on reducing the supply of phosphorus. As this report shows, this has led to an increase in the nitrogen supply to the fjord since 1995, and that there is an over-concentration of nitrogen in the fjord itself. The consequences of this have been negative for marine life in the fjord.
- In the Outer Oslofjord, there are several sill fjords where anoxic conditions regularly occur. These are Kilsfjorden, Eksefjorden, Frierfjorden, Håøyafjorden, Horten Harbor, Drammensfjorden, Hunnebunn and Iddefjorden. These areas are very vulnerable, and any increase in the supply, including the supply of nitrogen, will aggravate the situation. In Hunnebunn and Iddefjorden, the conditions are extreme, and the supply of nutrient-rich water from the oxygen-free bottom water can be linked to mass blooms of filamentous algae on the beaches and algal blooms in the pycnocline. Efforts should be made as soon as possible to reduce the supply of nitrogen, phosphorus and organic matter to these areas.
- Breiangen, which is strongly influenced by inflows from the Drammensfjord, is an open area in the central part of the Outer Oslofjord. Here there is an area of over 3 km² where the oxygen conditions are moderate or worse. In the deepest parts of this area, the oxygen conditions are close to being classified as "very poor". When the oxygen conditions in open areas are so low, it is a clear sign that the tolerance limits for supply to the fjord have been reached. A further increase in the supply will lead to a further deterioration of the oxygen conditions. In this area, there has been an increase in phytoplankton from the period 2003-2008 to the period 2018-2020. The increased organic load due to the increased primary production, helps to explain the deteriorating oxygen conditions.
- The mean concentration of chlorophyll-a during the summer season has generally had a downward trend, and the condition is generally good in the surface layer (2 m deep). This may be due to a decrease in the supply of phosphorus, but the picture may also be affected by the

lack of data on during the spring bloom. In Breiangeren, the trend for summer concentrations is slightly downward, while seen throughout the growing season, there is an increase in the amount of chlorophyll-a. Conditions during the summer season are worst in the eastern parts of Hvaler and in Iddefjorden, where the condition is not satisfactory. Most alarming is the condition in Iddefjorden, where there are no signs of improvement. High concentrations of chlorophyll-a have also been observed in Krokstadvfjorden and in southern parts of Drøbaksundet.

- In the Oslofjord, there is overconcentration (i.e. moderate or poorer condition class) of nitrate and nitrite from Drammensfjorden and seaward, maybe as far out as Bolærne/Rauer, and in the inner areas Frierfjorden, Tønsberg, Hvaler and Iddefjorden. In Drammensfjorden and Hvaler, the condition is classified as "bad" for the nitrate level in the summer, and the trend is negative. There are also high values in the Grenland fjords, but here the trend is somewhat positive. There is a clear horizontal trend from the source area to the northern parts of the Skagerrak.
- Over-concentration of nitrate in the Outer Oslofjord, as far out as Torbjørnskjær, is mainly due to local inputs, while the water that is supplied from the south with the coastal current helps to dilute the over-concentrations. In the outer areas, the local input to the surface layer (0-50 m) is of the same order of magnitude as the input from the coastal current along the Swedish coast. This means that the amount of nitrate in the surface layer of the coastal current may increase as the water mass passes the Outer Oslofjord. Consumption of nitrate in the surface layer due to primary production will counteract this effect. The Oslofjord is a significant source area for nitrogen to Skagerrak.
- Pollution from nutrients is among the most serious threats to benthic coastal ecosystems such as salt marshes, mangroves, kelp and especially seagrass. The man-made supply of nutrients to the Skagerrak and the Outer Oslofjord has multiplied in the last 60-70 years. There are several conditions in the benthic areas that can be linked to nutrient impact:
 1. The reduction of the lower growth limit for macroalgae since the end of the 1940s has persisted, and the monitoring shows that there is still a negative development. This is probably a result of poorer light conditions in the water masses, together with increased sedimentation at the bottom. Studies have shown a decrease in Secchi depth in Norwegian coastal waters and the few Secchi depth data available from the Oslofjord from the late 1930s indicate that the visibility was better then, than it is now.
 2. There is a large number of filamentous algae in both eelgrass beds and on hard bottoms in the Oslofjord. The negative ecological effects of this are probably large, among other things through the death of sugar kelp. As recently as 2020, a worsening of the condition of eelgrass and sugar kelp was registered in the Oslofjord.
 3. The excess nitrogen measured in the fjord's water masses during summer, together with increased temperature in the sea, are probably important contributing factors to the generally increased presence of filamentous algae in the Outer Oslofjord. The negative development in the Outer Oslofjord probably has several reasons: The reduced numbers of top predators such as cod can have cascade effects down the food chain which increases the numbers of wrasse and cuttlefish, which in turn reduces the presence of invertebrates

that graze on algae and normally hold down the occurrence of filamentous algae. Runoff of particles, and water that has become browner, reduces the depth of visibility and thus the lower growth limit and the presence of macroalgae.

4. In Breianger, there has been a slight increase in the TOC content in the sediments over time, from an average of 17.4 ± 0.7 mg/g in the 1990s, to up to 20 mg/g in recent years (2015 and 2018). This increase in TOC in the sediments corresponds to what can be expected from increased primary production in the surface layer and reduced oxygen conditions along the bottom, as has been observed. The results for soft bottom fauna correspond well with the oxygen conditions in the bottom water. Areas with low oxygen concentrations in the bottom water such as Drammensfjorden, Iddefjorden, Frierfjorden, Håøyfjorden, Kragerøområdet and Tønsbergfjorden without exception also have a very poor condition for soft bottom fauna. The observed reduction in oxygen conditions in Breianger is therefore worrying, and there is reason to expect a worsening of the condition of soft bottom fauna if the poor oxygen conditions persist.
- The model TEOTIL has been used to estimate inputs of nitrogen from land to the Outer Oslofjord. The four largest watercourses (Glommavassdraget, Drammensvassdraget, Numedalslågen and Skiensvassdraget) contribute as much as 74% of the total inflows. For the supply of total nitrogen (TN), agriculture accounts for 37%, municipal and inter-municipal wastewater treatment plants for 18%, scattered wastewater 2.7% and industry 3.2%. The natural background runoff (from forest areas, outfields, lakes and agricultural areas if the area was not cultivated) is 38%.
 - The TEOTIL model has been further developed and TN has been divided into several nitrogen fractions. By looking at the total bioavailable forms of nitrogen, the picture is different, since a large part of the background runoff consists of inert organic nitrogen. For the bioavailable part, agriculture accounts for 41%, municipal and intermunicipal wastewater treatment plants 27%, while the natural background runoff accounts for only 19%. This means that the supply of bioavailable nitrogen to the Outer Oslofjord has increased fivefold since the anthropogenic supplies increased. (That is, from the time there was only a natural source).
 - Since the beginning of the 1990s, the supply of total nitrogen to the fjord from treated wastewater has increased by approximately 24% and from agriculture, run-off has increased by approximately 19%. It is further expected that the population in the catchment area of the Outer Oslofjord will increase by approx. 13% towards 2050, which will give a correspondingly increased load on the treatment plants. Supply from treated wastewater could account for almost a third of the total supply of bioavailable nitrogen to the Outer Oslofjord by the middle of the century.
 - Outer Oslofjord contributes with a supply of bioavailable nitrate to Indre Oslofjord in the order of 300-350 tonnes N during the summer season. In the summer, the nitrate concentration in Drøbaksundet is on average higher than in the Inner Oslofjord.
 - Chesapeake Bay is the largest estuary in the United States and has had extensive ecological and economic consequences since the 1950s due to eutrophication. In recent decades, measures have been implemented to reduce the inputs of N and P, and a positive effect of these nutrient reductions has been seen on the study of underwater vegetation (mainly seagrass). Nevertheless, the overall goals for ecological status have not been reached, and

limits have been introduced for the total maximum daily load (TMDL) of nitrogen, phosphorus and suspended sediment flux from the precipitation field. The measures and their effects on the ecosystem are followed up through the Chesapeake Bay program (www.chesapeakebay.net), which is a collaboration between national and regional government agencies, local authorities, research institutions and environmental organizations.

- There are several parallels between the Chesapeake Bay and the Oslofjord, with high runoff of N and P from human sources and long-term challenges with eutrophication in coastal areas. In Chesapeake Bay, from 2025 there will be a current maximum upper limit for inputs to the fjord and a broad collaboration has been established to follow up the effects of this on coastal ecosystems. This could with advantage have been implemented for the Oslofjord, where, in contrast to Chesapeake, no reduction in nitrogen supplies has been achieved in recent decades and significant negative consequences of eutrophication for life in the fjord have been seen.
- In this project, we have concluded that negative environmental effects in a number of areas of the fjord (Frierfjorden, Larviksfjorden, Vestfjorden in Tønsberg, Drammensfjorden, Breiangeren Vest, Hvaler outside Glomma's main course, Hunnebunn and Iddefjorden) are related to very high nitrogen supply, and these areas have been termed acute or serious problem areas. Since the beginning of the 1990s, the supply of total nitrogen to the Outer Oslofjord from treated wastewater has increased by approximately 24% and from agriculture, run-off has increased by approximately 19%. In the areas mentioned, measures must be taken as soon as possible to try to reverse the negative trend.
- Problems with the supply of nitrogen must be regarded as a regional problem in the Outer Oslofjord, and the general level of nitrogen in the fjord must be reduced. In order to improve the condition, it therefore makes most sense to reduce the large supplies to the fjord. The large runoff from the Glomma River stands out. Anthropogenic inputs are greatest per area in Hvaler, Frierfjorden, Drammensfjorden, Mossesundet, Larviksfjorden and Iddefjorden, and these are the areas where inputs should be reduced to improve the regional nitrogen state.

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn for prosjektet

Blant de norske havområdene har Skagerrak størst befolkningstetthet, og menneskelig påvirkning har ført til høy belastning fra eutrofiering¹, miljøgifter, fremmede arter og marin forsøpling (OSPAR 2017). I Skagerrak er det den nordlige delen som er mest påvirket av befolkningsøkningen. De siste tiårene har det vært en reduksjon i de langtransporterte tilførslene av næringsalter fra sørlige Nordsjøen og Østersjøen til Skagerrak (Aure et al. 1998, Frigstad 2013), likevel utgjør eutrofiering fremdeles et betydelig problem i kystnære og mindre eksponerte områder av Skagerrak. Effekter av klimaendringer er allerede observert, slik som økte temperaturer, artsforflytninger (Rinde et al., 2017) og havforsuring (Jones et al. 2020). Det er også observert store endringer i utbredelsen av makroalger, hvor spesielt sukkertareskogen har blitt drastisk redusert (Moy & Christie, 2012). Tareskogen og ålegressengene er oppvekstområder for blant annet torskeyngel. Torskebestanden er på et lavmål og har vært det de siste 20 årene (Miljødirektoratet, 2019).

I tillegg, er det over det siste århundret observert en reduksjon i siktdyp og en formørkning av Nordsjøen og Skagerrak (Aksnes et al. 2009; Dupont & Aksnes 2013). Dette blir koblet til en økning i tilførselen av løst organisk karbon (DOC) til Skagerrak, som er forventet å øke ytterligere i fremtiden (Gundersen 2019, de Wit et al. 2016, Larsen et al 2011). Dette er fordi DOC bidrar til økt lyssvekking i vannsøylen (mindre lys trenger ned til dypet), på grunn den fargede delen av det organiske stoffet (cDOM; Harvey et al., 2019). I Skagerrak er det allerede høye konsentrasjoner av DOC og cDOM relativt til resten av de norske kystområdene (Frigstad et al. 2020a), i tillegg til at det er observert en økning i konsentrasjonene av partikulært organisk materiale (POM, Frigstad et al. 2013). Høye konsentrasjoner av løst og partikulært organisk materiale samt den totale mengden partikler (TSM) vil bidra til at den totale mengden lys tilgjengelig i kystvannet minker og det er mindre lys igjen som kan brukes til fotosyntese av planteplankton, ålegress og makroalger (Frigstad et al. 2020b). Det vil også kunne ha en negativ innvirkning på dyr som er avhengig av lys for å jakte (visuelle predatorer) som fisk (Aksnes et al. 2009), men gi økt produksjon av heterotrofe organismer, slik som bakterier (Thingstad et al., 2008). Samtidig fører vedvarende stor tilførsel av næringsalter til potensiale for økt plateplanktonproduksjon, som også påvirker lysforholdene og fører til organisk belastning.

Dette komplekse bildet er forsøkt oppsummert i rapporten «Forslag til helhetlig plan for Oslofjorden» (Miljødirektoratet, 2019), der det påpekes at de viktigste utfordringer for Oslofjorden og strandsonen opp til 100 meter, er befolkningsvekst og press på arealbruk i strandsonen, forurensning fra jordbruk og avløp, økt båttrafikk og fiske. I tillegg kommer endringer i klima som påvirker økosystemet. På toppen av dette, så øker innholdet av fosfor og nitrogen på grunn av befolkningsveksten, samt partikler og brune humusstoffer i de store elvene som renner til Ytre Oslofjord på grunn av klimaendringer. I denne rapporten vil det fokuseres på mengden og tilførselen av nitrogen, både som løste næringsalter og som en del av det organiske stoffet. Noen av de andre faktorer som er nevnt her vil også tas med i betraktningen.

¹ Eutrofiering betyr økt planktonproduksjon på grunn av økt tilgang på næringsalter som nitrogen og fosfor.

Nylig kom det en omfattende rapport kalt «Krafttak for kysttorsken» (Moland et al., 2021), hvor det oppsummeres at det har vært en stert tilbakegang av flere fiskearter i Ytre Oslofjord. Fraværet av større individer av fiskespisende toppredatorer er tydelig. Fra 2016-klassen av kysttorsk ble det funnet svært få individer større enn 40 cm. Genetisk kartlegging viser at flere av fiskeartene er stedegne, og derfor sårbare. For å gjenoppbygge bestandene og gjenopprette den økologiske funksjonen til fiskeartene, må fiskedødeligheten i Ytre Oslofjord reduseres. For å få til dette konkluderes det med at stedstilpasset fiskeriforvaltning er helt nødvendig for å gjenoppbygge de lokale artene, men det påpekes også at jordbruket og kommunene må redusere sine utslipp til vassdrag på Østlandet og til Oslofjorden, slik at næringssaltbelastningen blir mindre og oksygenforholdene i bunnvannet blir bedre². I denne rapporten skal vi se nærmere på nettopp næringssaltbelastning og oksygenforhold.

1.2 Ekspertvurderingen fra 1996

I 1995 ble det av Statens forurensningstilsyn oppnevnt en ekspertgruppe for å vurdere eutrofi-effekter i Ytre Oslofjord. Gruppen besto av ledende forskere fra flere institusjoner og universitet fra Oslo, Bergen og Trondheim. Det ble slått fast at det var klare tegn til eutrofi i ytre deler av fjordsystemet, mens det manglet data fra de indre områdene. Tilførselen til Ytre Oslofjord ble anslått til å være dobbelt så stor som tilførselen til tilsvarende fjorder på Vestlandet. Det ble rapportert om en alarmerende reduksjon i nedre voksegrense for makroalger, og dette ble knyttet til regionale eutrofi-effekter. Det ble advart mot at endringer i forholdet mellom nitrogen (N) og fosfor (P) i vannmassene, en økning i forholdstallet mellom N og P ville kunne føre til fremvekst av giftige algearter. Det ble anbefalt at det tilstrebes en balanse med naturlig sammensetning av næringssaltene. Samtidig kom de fleste landene rundt Nordsjøen til enighet om at tilførselen av nitrogen burde halveres.

I Norge ble det ikke innført rensning av nitrogen for Ytre Oslofjord, og man fokuserte i stedet på å redusere tilførselen av fosfor. I denne rapporten vil vi se på hvilke følger dette har hatt for tilførsel til fjorden, og for den økologiske tilstanden.

1.3 Geografiske kunnskapshull

Når 1996-rapporten ble skrevet så var overvåkingen i Indre Oslofjord godt i gang, og det fantes mye data fra området rundt Jomfruland og Færder. Men det var mangelfullt datagrunnlag i randområdene i Ytre Oslofjord. Fra 1995 har dette blitt bøtet på ved at overvåkingen til Fagrådet for Ytre Oslofjord kom i gang, hvor det har vært fokus på nettopp randområdene. I tillegg har det vært stasjoner i de sentrale delene av Ytre Oslofjord. På den annen side så har overvåkingen av de to viktige stasjonene Jomfruland og Færder blitt avsluttet. Det har vært fokus på de uorganiske næringssaltene, men det har hele tiden blitt samlet data om total mengde nitrogen og fosfor. Differansen mellom den totale mengden av et stoff og den uorganiske fraksjonen vil gi kunnskap om mengden organisk stoff. Det er derfor uheldig at overvåkingen i Ytre Oslofjord kun har inkludert parameteren ammonium i kortere perioder.

² Det nevnes også at forekomst av miljøgifter må ned. Det er ikke fokus på miljøgifter i denne rapporten, selv om dette i mange områder er svært skadelig for økosystemet.

Det mangler også kunnskap om reservoaret av stoffer i dypvannet. Dataserien fra Drøbaksundet er i denne sammenhengen svært viktig, siden det fins data om både totalt nitrogen, nitrat+nitritt og ammonium. På stasjon VT3 ved Torbjørnshjær fins det kun profiler for nitrat+nitritt, mens det mangler data om totalt nitrogen og ammonium.

Det vil være en del av vannforekomstene i undersøkelsesområdet hvor det ikke har blitt foretatt målinger. I noen av disse kan modelldata benyttes for å øke datagrunnlaget.

1.4 Problemstillinger

I denne rapporten skal vi se på følgende problemstillinger:

1. **Hvordan er dagens økologiske miljøtilstand i ulike deler av fjorden, og hvordan har dette endret seg de siste 25 årene?** Etter en innledende beskrivelse av nitrogenets rolle i økosystemet og en beskrivelse av studieområdet, blir dette beskrevet i kapittel 4 (oksygenforholdene), kapittel 5 (biologiske forhold) og kapittel 6 (forekomst av nitrogen i vannmassen).
2. **Hvor stor er tilførsler av nitrogen til fjorden, og hvordan har dette endret seg de siste 25 årene? Og hvordan vil videre befolkningsvekst påvirke tilførslene?** Det blir først gjort en sammenligning av langtransporterte og lokale kilder (kapittel 7) og en grundig gjennomgang av lokale kilder (kapittel 8). Deretter blir det beskrevet hvordan dette har endret seg de siste 25 årene (kapittel 9) og vurdert hvordan utviklingen kan bli de neste 25 årene (kapittel 10).
3. **Er det behov for å redusere tilførselen av nitrogen til fjorden, og er det deler av fjorden hvor dette behovet er større enn andre steder?** Dette blir diskutert i kapittel 12.

2 Nitrogenets rolle i økosystemet

2.1 Havets økosystemtjenester

Økosystemtjenester er de naturgoder som vi alle er helt avhengige av. Fundamentet for naturgodene er de grunnleggende funksjonene i økosystemet, som fotosyntese og stoffenes kretsløp. Det vil for eksempel si kretsløpene til næringssaltene og det organiske stoffet, samt algenes primærproduksjon og ikke minst samarbeidet mellom alle artene (les artsmangfold).

Naturgodene kan deles inn i tre typer.

1. Forsynende tjenester
2. Regulerende tjenester
3. Kulturelle tjenester

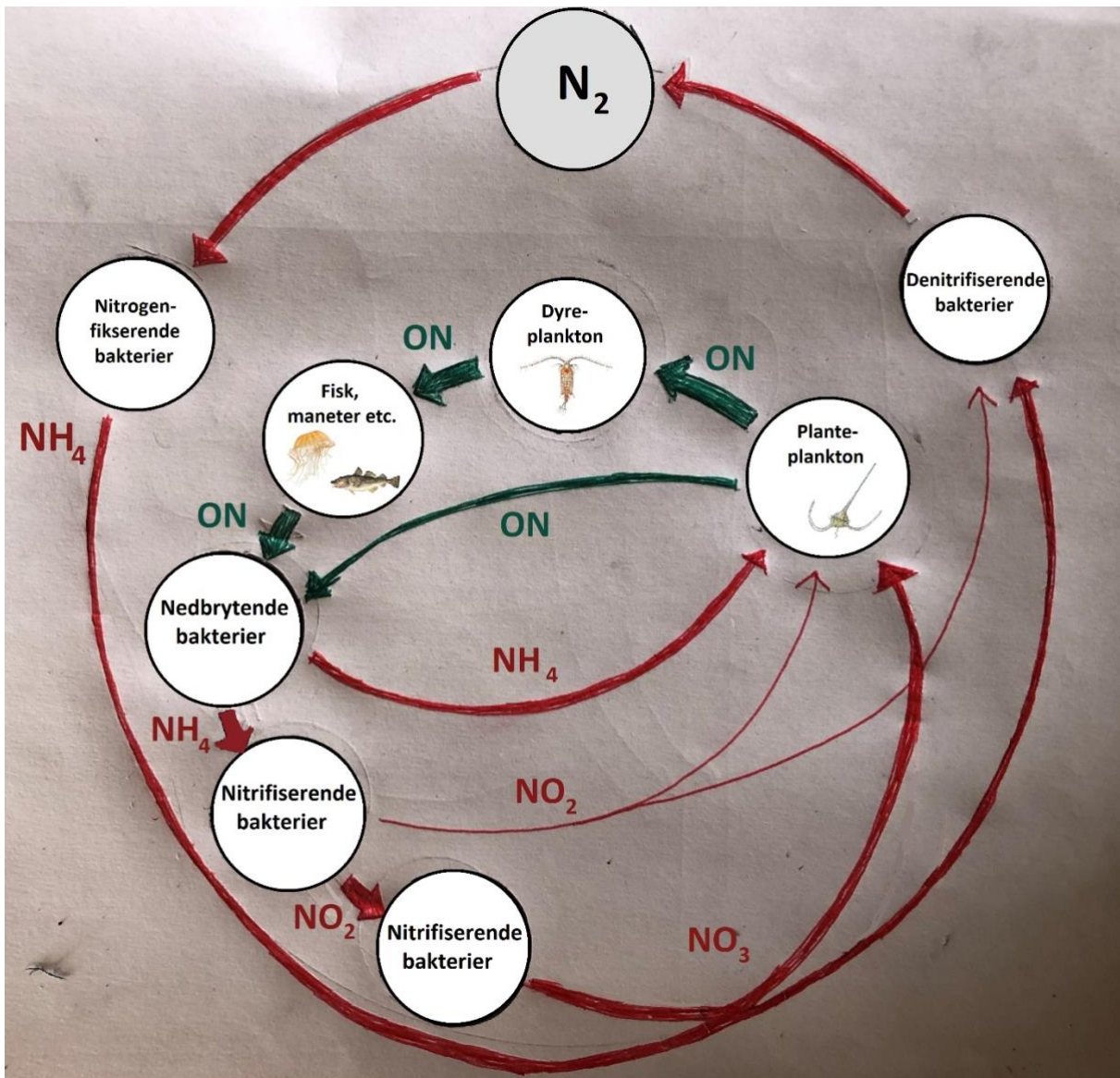
Fra havet hentes det blant annet ut tang og tare, skjell og fisk, som brukes som mat eller som råstoff i industrien. Dette kalles de forsynende økosystemtjenestene. Havet er en viktig brikke i regulering av klimaet på Jorda. Havet lagrer enorme mengder varme, og vannets høye varmekapasitet gjør havet til en termostat som bidrar til at temperaturen på planeten holdes på et jevnt nivå. Havet tar også opp store mengder karbon og uten denne effekten ville den økningen vi nå ser i konsentrasjonen av karbondioksid i atmosfæren, vært enda større. Disse funksjonene kalles de regulerende økosystemtjenestene. Havet brukes også som miljø for oppdrett av fisk, skjell og tang. Dette kan også kalles en regulerende tjeneste som gir et stabilt miljø for matproduksjon. Havet brukes også til rekreasjon, ved at vi for eksempel oppholder oss eller går turer i strandlinjen. Dette er en rik kilde til opplevelser, inspirasjon og refleksjon. Disse funksjonene er noen av de kulturelle økosystemtjenestene.

For at vi skal kunne nyte godt av alle disse naturgodene, er vi avhengig av at økosystemet fungerer godt, og det krever et stort artsmangfold, alt fra mikroorganismer som virus, bakterier og mikroplankton til tang og tare, skjell, bentiske dyr, fisk og maneter med mer. Alle disse organismene bidrar til å omsette stoffer i økosystemet, som er helt avgjørende for at det skal fungere i det hele tatt. Med utgangspunkt i denne tankegangen, skal vi i neste delkapittel se på nitrogenets kretsløp.

2.2 Nitrogenets kretsløp

Mesteparten av nitrogenet i havet, anslagsvis 95 %, består av molekylært nitrogen (N_2), men denne formen er for det meste inert, og kan ikke benyttes direkte av de fleste former for liv i havet. Noen bakterier yter en helt avgjørende tjeneste ved at de omgjør molekylært nitrogen til ammonium. Disse kalles nitrogenfikserende bakterier. Ammonium er tilgjengelig for et bredt spekter av mikroskopisk liv og for planter. Noe ammonium går inn i såkalte assimilatoriske prosesser i cellene og ender opp i det organiske materialet, mens andre deler av ammoniumet blir benyttet av ulike mikroorganismer (f.eks. nitrifiserende bakterier) til å gi energi og samtidig danne oksiderte former av nitrogen (f.eks. nitrat og nitritt). Andre typer bakterier, de denitrifiserende bakteriene og Anammox-bakteriene, omdanner de oksiderte formene for nitrogen tilbake til molekylært nitrogen (ved [tilnærmet] fravær av oksygen). Disse prosessene er illustrert i den ytre ringen i **Figur 1**. Pilene i figuren angir strømmen av nitrogen mellom det store lageret av molekylært nitrogen og de andre aktørene i nitrogenets kretsløp. Pilene angir også formene for nitrogen som befinner seg fritt i vannmassene, enten som nitrat, nitritt,

ammonium eller mange forskjellige former for organisk nitrogen. I figuren angir røde piler uorganiske former for nitrogen, mens grønne piler angir organiske nitrogen.



Figur 1. Nitrogenets kretsløp i vannmassene. De røde pilene viser uorganiske former for nitrogen i vannmassene, mens de grønne pilene er organiske former for nitrogen. De hvite rundingene viser levende organismer som omsetter nitrogenet, i tillegg til molekylært nitrogen merket med grå farge. Anammox-prosessen hvor bakterier omdanner nitritt og ammonium direkte til N_2 er ikke inkludert i skissen.

Prosessene i kretsløpet som er illustrert i **Figur 1**, påvirkes av om oksygen er til stede eller ikke. I tillegg så vil anaerobe bakterier dominere når oksygenet forsvinner helt, og disse respirerer ved å redusere nitritt og nitrat til ammonium. Dette er ikke inkludert i figuren.

Total mengde karbon (TC), nitrogen (TN) og fosfor (TP) kan deles inn i mengde med oppløst organisk stoff (DOC, DON og DOP), mengde oppløst uorganisk stoff (DIC, DIN og DIP) og partikulært stoff (PC=POC+PIC, PN og PP). For partikulært nitrogen (PN), så er det vanlig å anta at andelen partikulært

uorganisk nitrogen (PIN) er lav, slik at PN er tilnærmet likt partikulært organisk nitrogen (PON). Løst uorganisk nitrogen (DIN) består hovedsakelig av nitrat (NO_3), nitritt (NO_2), og ammonium (NH_4). Samlet sett gir dette følgende ligning:

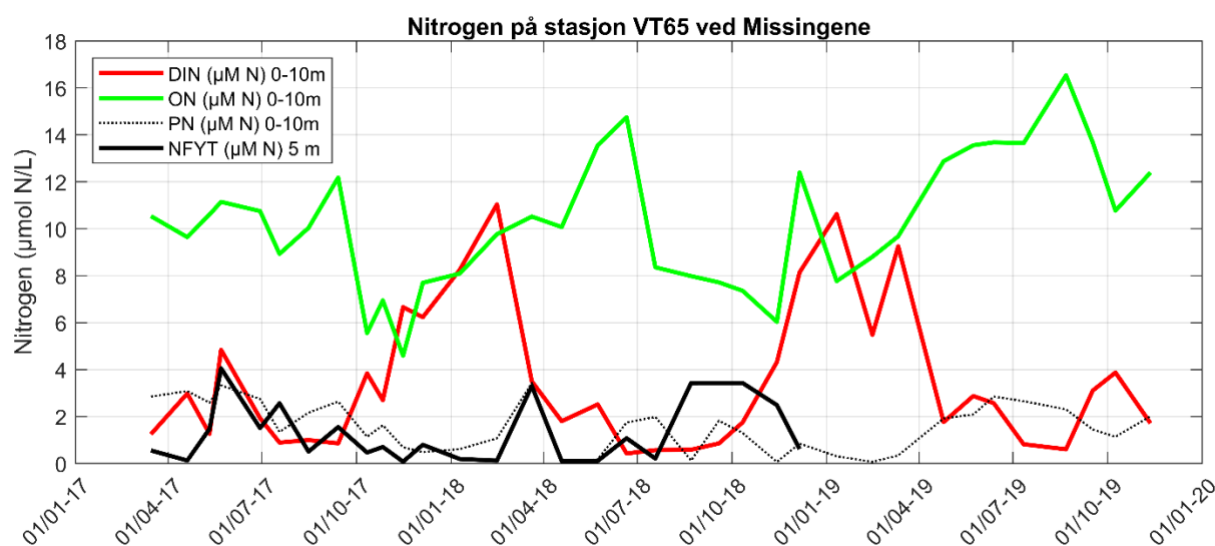
$$TN = \text{DON} + \overbrace{\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4}^{\text{DIN}} + \text{PN} \quad (1)$$

Som illustrert i **Figur 1**, vil det i nitrogenets kretsloop være en overgang mellom uorganiske og organiske former for nitrogen. Alger, enten planteplankton, bentiske alger eller vannlevende planter som ålegras, står (sammen med noen typer bakterier) for tjenesten med å omdanne uorganiske former til organisk nitrogen. Disse transporteres deretter videre i næringsnettet, til mikroskopiske dyr, som dyreplankton, og videre til større predatorer som for eksempel fisk. Det kan også være en betydelig strøm av nitrogen fra større predatorer til mindre dyr, for eksempel ved at fisk gyter, selv om dette ikke kommer fram i Figur 1.

Denne ligningen (1) kan benyttes for å beregne mengden organisk nitrogen (ON), siden dette sjelden måles direkte.

$$\text{ON} \approx \text{PN} + \text{DON} = \text{TN} - \text{DIN} \quad (2)$$

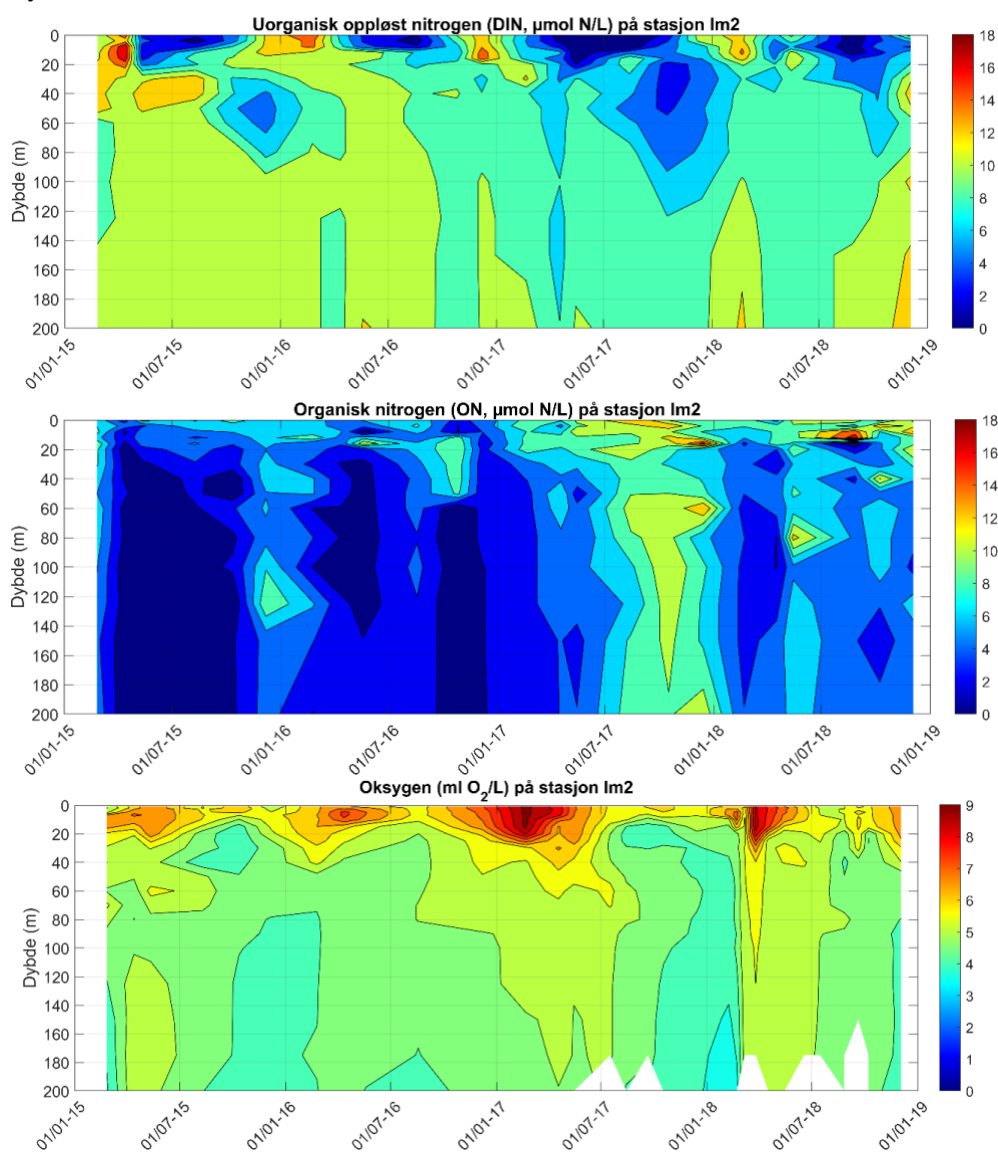
Som vist i **Figur 1** vil mengden uorganisk nitrogen minke når planteplanktonet vokser, siden disse forbruker dette. Videre vil det produseres organiske former for nitrogen. Det kan derfor forventes at organiske former for nitrogen har en motsatt sesongsyklus enn uorganisk nitrogen. I ligning (2) er organisk og uorganisk nitrogen i motfase, som en ser vet at det står et minustegn foran DIN på høyre side av ligningen. I **Figur 2** vises sesongvariasjon av forskjellige former for nitrogen i overflatelaget på stasjon VT65 ved Missingene, som ligger sentralt i Ytre Oslofjord. Som forventet så er det en omvendt sesongvariasjon for organisk nitrogen. Men selv på vinteren når det er et minimum av organisk nitrogen, er det betydelige konsentrasjoner. Dette kan tyde på at det er en bakgrunnskonsentrasjon av lite biotilgjengelig nitrogen i vannmassen.



Figur 2. Nitrogen i overflatelaget i Ytre Oslofjord ved Missingene (stasjon VT65). DIN er summen av nitrat, nitritt om ammonium i tråd med (1). Organisk nitrogen (ON, grønn kurve) er beregnet fra (2). Mengden nitrogen i planteplankton (NFYT) er vist med svart kurve, mens partikulært nitrogen (PN) er vist med stiplet svart kurve. Enheten på y-aksen er $\mu\text{mol N/L}$. $1 \mu\text{mol N} = 14 \mu\text{g N}$.

I **Figur 2** er det også vist hvor mye nitrogen som er bundet til partikler (PN) og hvor mye som fins i planteplankton (NFYT). NFYT er beregnet ved å anta at forholdstallet mellom C og N er 106:16, altså at det er 0,15 N atomer per C atom. Mengden partikulært nitrogen, som er målt direkte, er av samme størrelsesorden som mengden nitrogen i planteplankton. Dette betyr at mengden partikulært nitrogen i vannmassen i sentrale deler av fjorden er dominert av planteplankton. Disse partiklene er altså for en stor del produsert i det marine miljøet, og stammer i mindre grad fra land.

I **Figur 3** er det vist hvordan uorganiske og organiske former for nitrogen varierer i vannsøylen. Data er hentet fra stasjon Im2 i Drøbaksundet. I sommersesongen forbrukes det uorganiske nitrogenet opp ned til ca. 20 m dyp. Dypere ned i vannmassen er det betydelig høyere konsentrasjoner, og disse kan fraktes opp til overflatelaget når overflatelaget blandes med underliggende vannmasser. Derfor er det betydelig transport opp til overflatelaget fra dypere lag, som gjerne skjer når det er oppstrømning av dypvann i fjorden.



Figur 3. Uorganisk og organisk nitrogen sammenlignet med oksygenforholdene på stasjon Im2 i Drøbaksundet.

Organisk nitrogen har høyest konsentrasjon i overflatelaget mens det normalt er lite nedover i vannsøylen. I perioder er det høyere konsentrasjon også nedover i vannsøylen, og mest sannsynlig stammer dette fra overflatelaget. Nederst i **Figur 3** vises også oksygenforholdene i vannmassen. I siste halvdel av 2017 var det lavere oksygenforhold i dypet enn de foregående årene. Dette ser ut til å henge sammen med tilførsel av organisk stoff fra overflatelaget, hvor det i forkant av denne episoden var større mengde organisk nitrogen i dypet enn i foregående år.

2.3 Uorganiske former for nitrogen

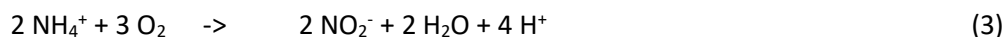
Uorganiske nitrogen i vannmassen forekommer hovedsakelig på disse formene:

1. Molekylært nitrogen, N₂
2. Ammonium, NH₄
3. Nitritt, NO₂
4. Nitrat, NO₃

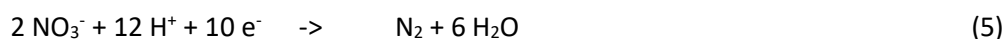
Omtrent 95 % av nitrogenet i vannmassen er N₂, mens omtrent 2-3 % er NO₃. Ammonium og nitritt er det små mengder av, men disse kan dominere i spesielle områder, som for eksempel i nærheten av utslipp. De omtrent 2-3 % som gjenstår, består av organiske former for nitrogen.

Ammonium dannes ved **nitrogenfiksering** av molekylært nitrogen. Dette er en like viktig prosess for livet i havet som fotosyntesen. Denne prosessen gjøres bare av noen typer bakterier og krever mye energi. Som en kuriositet kan det nevnes at en viktig faktor for den norske industriutviklingen var at vi klarte å fikse nitrogen fra N₂ i lufta, ved å bruke energi fra vannkraft. I det akvatiske miljøet kan noen blågrønnalger fikse nitrogen, som er en form for bakterier som også kan hente energi fra sola ved hjelp av fotosyntese.

Ammonium³ omdannes videre ved oksydasjon, først til nitritt, og deretter til nitrat. Dette er også bakterielle prosesser som kalles **nitrifikasjon**. Dette er to forskjellige prosesser som utføres av forskjellige typer bakterier. De kjemiske reaksjonene i de to prosessene er vist i (3) og (4).



Nitrat reduseres tilbake til molekylært nitrogen ved hjelp i enda en bakteriell prosess, som kalles **denitrifikasjon**. Dette er en anaerob prosess som også krever tilstedeværelse av lett omsettelig organisk stoff, og er et tapsledd hvor det dannes N₂ som i liten grad er biotilgjengelig. Den kjemiske reaksjonen er vist i (5).



Elektronene på vestre siden i (5) stammer fra det organiske stoffet som må være til stede.

Det fins også en bakteriell prosess hvor ammonium og nitritt fra ufullstendig nitrifikasjon omdannes direkte til molekylært nitrogen, hvis det er lite oksygen til stede. Denne prosessen kalles **anammox**,

³ Ammoniakk, NH₃, kan også inngå i denne prosessen. Forholdet mellom ammonium og ammoniakk er styrt av surheten (pH) i vannet.

som er en forkortelse for anaerob ammonium-oksidasjon. Denne prosessen ble oppdaget relativt nylig. De spesielle bakteriene som er involvert i prosessen ble oppdaget først i 1999.



På grunn av de komplekse kjemiske reaksjonene som er involvert i omformingen av forskjellige former for nitrogen, er det en stor utfordring å modellere nitrogen i vannmassen, både i havet og i vassdragene. Det er for eksempel lite kjent hvor store mengder det er av de forskjellige bakteriene som er involvert. En rekke faktorer påvirker bakterienes aktivitet, og siden de er så små (ca. 1 μm i diameter) påvirkes de også av helt lokale forhold ofte bestemt av diffusjonshastigheten i de omkringliggende vannmassene (mange lever i ulike typer biofilmer).

2.4 Organiske former for nitrogen

Omtrent 2-3 % av nitrogenet i havet forekommer som organisk bundet nitrogen. Hvis en ser bort ifra molekylært nitrogen som hovedsakelig er inert, så er nitrogenet fordelt omtrent halvparten på organiske og halvparten på uorganiske former. Et eksempel på dette er vist i **Figur 2**, hvor mengden uorganisk og organisk form for nitrogen i overflatelaget ved Missingene, er av samme størrelsesorden.

De uorganiske formene for nitrogen (DIN) er reaktiv og tilgjengelig for biologisk liv. De organiske formene for nitrogen består av mange forskjellige former for molekyler, og vil ha variabel grad av biotilgjengelighet. Noen former for organisk nitrogen, som urea er svært biotilgjengelig. Andre former vil brytes ned svært sakte, og kan betraktes som inert. I denne rapporten vil vi skille mellom **biotilgjengelig** og **inert** partikulært (PN) og løst organisk nitrogen (DON).

$$\text{DON} = \text{bDON} + \text{iDON} \quad (7)$$

$$\text{PN} = \text{bPN} + \text{iPN} \quad (8)$$

Nedbrytning av for eksempel DON ved tidspunktet t fra et starttidspunkt t_0 , kan skrives

$$\text{DON}(t) = \text{DON}(t_0) \cdot e^{-R \cdot (t-t_0)} \quad (9)$$

Nedbrytningsraten R vil være forskjellig for biotilgjengelig og inert organisk stoff. I den biokjemiske modellen ERSEM⁴ er organisk stoff delt inn i tre deler, en biotilgjengelig del hvor nedbrytningsraten typisk er 1 d^{-1} og en inert del hvor den samme raten er $1/400 \text{ d}^{-1}$. Den biotilgjengelige delen brytes altså ned i løpet av kun en dag⁵, mens det tar over et år for den inerte delen. I tillegg har ERSEM en type organisk stoff som brytes ned etter 100 dager. Det fins svært lite kunnskap om hvor fort organisk nitrogen brytes ned i vannmassene i Ytre Oslofjord.

Den delen av DON som har høy molekylvekt, omtales ofte som ultrafiltrert DON (UDON) og da er den delen som har lav molekylvekt fjernet. Andelen UDON kan utgjøre 20-40 % av DON. 17-29 % av dette igjen kan reagere med vann og splittes opp (hydrolyseres). Mesteparten av UDON som ikke gjennomgår hydrolysereaksjoner er amider. Amider er blant de mest stabile karbonylgruppene. Karbonyl er en del av et organisk molekyl som består av et karbonatom og et oksygenatom bundet

⁴ https://www.pml.ac.uk/Modelling_at_PML/Models/ERSEM

⁵ Det vil si at det gjenstår 37 % etter 1 dag.

sammen av en dobbeltbinding (C=O), som igjen er lenket til andre molekyler. Amider er karbonylgrupper bundet til minst et nitrogenatom.

Amider dannes ikke abiotisk, og dette betyr at en stor andel av det inert DON er dannet biologisk. Dette kan for eksempel være rester av bakterieceller eller planteplankton.

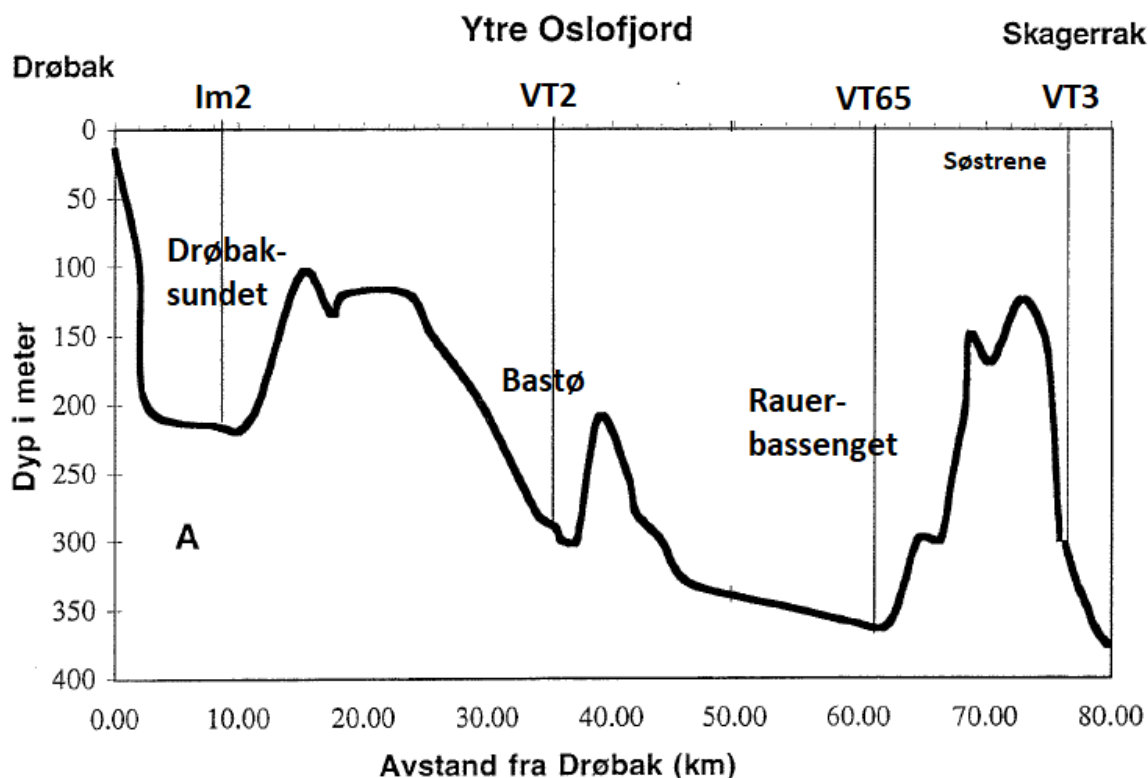
Biologiske kilder til DON kan være:

1. Planteplankton
2. Nitrogenfikserende bakterier (via ammonium)
3. Andre marine bakterier
4. Dyreplankton
5. Virus (f.eks. ved at de får celler til å dø)

3 Beskrivelse av Ytre Oslofjord

Oslofjorden strekker seg fra Færder i nordre del av Skagerrak og inn til Oslo. Området innenfor Drøbak kalles Indre Oslofjord og er ikke inkludert i undersøkelsene i denne rapporten. Fjorden har flere sidefjorder, hvor det i en del av dem er grunne terskler som danner innelukkede basseng. Den største av disse er Drammensfjorden.

Oslofjorden inn mot Drøbak består av en rekke hovedbassenger adskilt av terskler. Terskelen mot Skagerrak ligger rett sør for Søstrene og er ca. 120 meter dyp (se **Figur 4**). Bassenget innenfor er Rauerbassenget, som er det største bassenget i Ytre Oslofjord med volum under terskeldyp på ca. 11350 mill. m³ og maksimaldyp på ca. 350m. Bastøbassenget har en terskel på ca. 200 m. Både Breidangen og Drøbakbassenget har et terskeldyp på ca. 110 m og største dyp på ca. 200 m. Volum under terskelnivå er også omtrent det samme for de to bassengene, henholdsvis ca. 1222 og 990 mill. m³ (Aure og Danielsen, 1996). Sandebukta, Kurefjorden, Krokstadfjorden og Horten havn er viktige sidefjorder i indre del av Ytre Oslofjord (**Figur 5**).



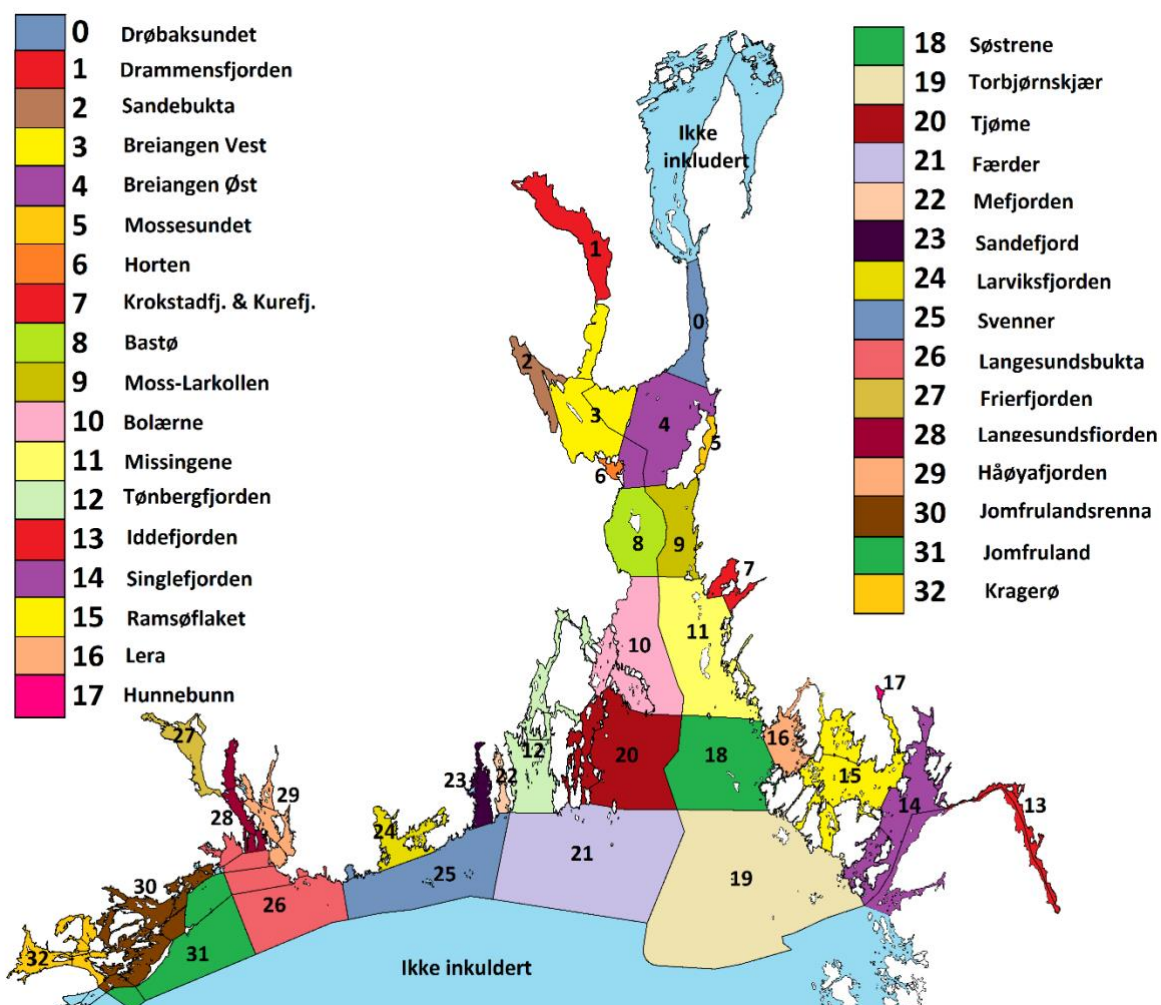
Figur 4. Bunntopografien på langs av sentrale deler av Oslofjorden fra Drøbak og ut mot Torbjørnskjær. Figuren er bearbeidet fra Aure og Danielsen (1996).

I denne rapporten så inkluderes hele Østlandets kystlinje fra svenskegrensa til Kragerø. Så når begrepet «Ytre Oslofjord» benyttes så menes hele dette området, bortsett fra at Indre Oslofjord innenfor Drøbak er ekskludert fra utvalget.

I øst så ligger Hvaler, estuariet til landets største elv, Glomma, terskelfjorden Iddefjord inn mot Halden og den interessante innelukkede pollen Hunnebunn. I **Figur 5** vises den områdeinndelingen som er brukt i rapporten.

De sentrale delene av Ytre Oslofjord fra Breiangen og ut i nordre del av Skagerrak er delt i ti store områder, hvor Torbjørnskjær og Færder ligger ytterst. Breiangen, Bastøbassenget og Rauerbassenget er delt i hver sine vestlige og østlige deler. Dette er gjort for å ha mulighet til å differensiere mellom tilførsler på hver side av fjorden.

De ytre områdene vestover mot Kragerø er også delt inn i tre store områder, Svenner, Langesundsbukta og Jomfruland. På vestsiden av fjorden ligger de mer innelukkede fjordområdene Tønsberg, Mefjorden, Sandefjord, Larviksfjorden. Grenlandsfjordene er delt i tre områder. Området innenfor Jomfruland er delt i to områder, Jomfrulandsrenna og Kragerø, selv om dette består av en rekke vannforekomster.



Figur 5. Områdeinndeling brukt i denne rapporten. Grensene mellom vannforekomster i www.vannnett.no er benyttet, men en del vannforekomster er slått sammen.

I **Tabell 1** vises en liste over de elvene som drenerer til hvert av de 33 fjordområdene. Ferskvannstilførsel til hele området for disse elvene er 54775 mill. m³ per år. De fire store elvene Glomma, Drammenselva, Nummedalslågen og Skiensvassdraget står for hele 94 % av denne vannmengden.

Tabell 1. Oversikt over vassdragene som drenerer til de enkelte fjordområdene i Ytre Oslofjord.

Nr.	Fjordområde	Regine	Vassdrag/elv	Avrennings- areal	Vannføring
				km ²	mill. m ³ /år
0	Drøbaksundet	004.2Z	Solbergbekken	0	0,00
		Samlet		0	0,00
1	Drammensfjorden	011.A0	Lierelva	310	122
		012.A10	Drammensvassdraget	17 112	11 841
		Samlet		17 422	11 964
2	Sandebukta	013.11Z	Sandobekken	7	2,7
		013.1Z	Selvikelva	34	14,6
		013.A0	Sandevassdraget	193	95
		Samlet		234	112
3	Breiangen vest	012.2Z	Ebbestadelva	8	5,2
		012.3Z	Bergerelva	15	9,5
		013.3A	Borreelva	34	11,6
		Samlet		57	26,2
4	Breiangen øst	004.A0	Hølenelva	138	41
		010.2Z	Toftelva	18	8,6
		010.3A	Sageneelva	35	15,8
		Samlet		192	65,6
5	Mossesundet	003.2Z	Kambobekken	19	5,6
		003.A1	Mossevassdraget	688	222
		Samlet		707	228
7	Krogstadfjorden og Kurefjorden	003.12Z	Krokstadbekken	14	3,8
		003.13Z	Heiabekken	11	3,3
		003.15Z	Støtvikbekken	8	2,1
		003.1Z	Kureåa	14	4,2
		Samlet		47	13,4
9	Moss - Larkollen	003.16Z	Evjeåa	4	1,12
		003.17Z	Gunnarsbybekken	6	1,62
		Samlet		9	2,7
11	Missingene	002.32Z	Bekk til elingårdskilen	8	3,5
		002.3Z	Slevikbekken	5	1,66
		003.11Z	Kallerødbekken	9	2,2
		Samlet		22	7,3
12	Tønsbergfjorden	014.42Z	Vårnesbekken	14	6,4
		014.4A	Melsombekken	18	7,8
		014.52Z	Rovebekken	12	5,5
		014.53Z	Unnebergsbekken	17	7,7
		014.A0	Aulivassdraget	364	168
		Samlet		425	195

Nr.	Fjordområde	Regine	Vassdrag/elv	Avrennings-areal	Vannføring
				km ²	mill. m ³ /år
13	Iddefjorden	001.1A1	Enningdalselva	779	319
		001.221Z	Bakkebekken	2	0,45
		001.222Z	Bekk til skottene	6	1,67
		001.223Z	Bekk til Ystehedekilen	8	2,3
		001.22Z	Kirkebekken	22	6,0
		001.2Z	Folkåa	27	7,7
		001.31Z	Remmenbekken	19	5,2
		001.32Z	Lundestadbekken	3	0,69
		001.3Z	Unnebergsbekken	17	4,3
		001.A1	Haldenvassdraget	1 588	502
			Samlet		2 472
14	Singlefjorden	002.111Z	Hjelmungbekken	30	10,8
		002.112Z	Bjønnengbekken	7	2,6
		002.113Z	Ingedalsbekken	27	10,5
		Samlet		63	24
15	Ramsøflaket	002.116Z	Ødegårdsbekken	3	0,83
		002.117Z	Ulvikbekken	3	0,92
		002.118Z	Søndre grimstadbekk	3	1,06
		002.119Z	Laverødbekken	3	1,15
		002.11Z	Skjebergbekken	30	11,9
		002.A1	Glommavassdraget	41 971	23 207
		Samlet		42 013	23 223
16	Lera	002.22Z	Fjellebekken	6	2,3
		002.2A	Seutelva	117	50
		Samlet		123	52
17	Hunnebunn	002.115Z	Bekk til Hunnebotn	4	1,50
		Samlet		4	1,50
23	Sandefjord	015.2Z	Istreelva	27	17,9
		Samlet		27	17,9
24	Larviksfjorden	015.4A	Siljanvassdraget	492	476
		015.A1	Numedalslågen	5 554	4 923
		Samlet		6 046	5 399
25	Svenner	015.51Z	Foldvikbekken	7	4,9
		Samlet		7,40	4,9
26	Langesundsbukta	015.5A	Hallevassdraget	60	42
		017.11A	Rognsbekken	8	3,7
		017.1Z	Åbyelva	50	24
		Samlet		118	71

Nr.	Fjordområde	Regine	Vassdrag/elv	Avrennings- areal	Vannføring
				km ²	mill. m ³ /år
27	Frierfjorden	016.4A0	Herreelva	262	148
		016.A11	SkienSVassdraget	10 811	11 317
		Samlet		11 073	11 465
28	Langesundsfjorden	016.3Z	Herregårdsbekken	18	12,0
		Samlet		18	12,0
29	Håøyafjorden	016.1Z	Mørjebekken	12	7,6
		016.21Z	Langangsbekken	8	5,3
		016.2Z	Viersdalsbekken	8	5,7
		Samlet		28	18,7
30	Jomfrulandsrenna	017.2Z	Lona	63	36
		Samlet		63	36
32	Kragerø	017.22A	elv fra Hullvatnet	27	16,4
		017.3Z	Kjølbørnnselva	48	27
		017.A1	Kragerøvassdraget	1 238	944
		Samlet		1 314	987

4 Oksygenforhold

4.1 Generelt om miljømål for oksygenforhold

Det har blitt utarbeidet forskjellige miljømål for forskjellige områder i Oslofjordområdet. I Drammensfjorden ble det utarbeidet miljømål midt på 90-tallet (Sørensen et al., 1995). Det var da anoksiske forhold, som vil si fravær av oksygen, fra 60-80 m og ned 90 m dyp, og forekomst av hydrogensulfid dypere enn dette. På midten av 1800-tallet var det store forekomster av dypvannreker i indre del av fjorden på 55-75 m dyp (Sars, 1869), og miljømålene som ble foreslått var basert på at dypvannsreker skal kunne overleve hele året. Det ble antatt at oksygenkonsentrasjonen da måtte være over 1 ml O₂/L gjennom hele året. Ambisjonsnivåene ble knyttet til hvor dypt ned, og dermed hvor store arealer det var over 1 ml O₂/L, og de var som følger:

1. Lavt ambisjonsnivå: > 1 ml O₂/L ned til 40 m.
2. Middels ambisjonsnivå: > 1 ml O₂/L ned til 60 m.
3. Høyt ambisjonsnivå: > 1 ml O₂/L ned til 80 m.

Baalsrud et al (1986) foreslo et idealmål for fjorden hvor det skulle være levelige forhold for fisk og andre organismer, og at oksygenkonsentrasjonen da helst burde være over 2,5 ml O₂/L.

I Veileder 02:2018, som er knyttet til Vannforskriften, tas kun oksygenforholdene i vannforekomstenes dypeste punkt i betraktning. Grenseverdiene i veilederen er heller ikke tilpasset fjordbasseng med stagnante vannmasser. En vannforekomst blir klassifisert som svært dårlig når den laveste verdien i det dypeste punktet er under 1,5 ml O₂/L. Grenseverdien er fornuftig siden det er usannsynlig at høyere former for liv trives ved lavere oksygenforhold enn dette. Men det er ikke beskrevet i veilederen hvordan en skal vurdere hvor store volum og bunnareal som har lave oksygenforhold. I de senere årene har det blitt vanlig å måle oksygenkonsentrasjon med en profilerende sonde, som gir betraktelig større datagrunnlag enn det vannprøver på noen utvalgte dyp vil gi, siden en da får målinger gjennom hele vannsøylen. Den økte datamengden burde analyseres i sammenheng med bassengets hypsografiske kurve. Det vil si en funksjon som sier hvor stort bunnarealet i dybdeintervaller fra overflaten til bassengets dypeste punkt. På den måten kan det beregnes hvor store arealer og volum som har de forskjellige oksygenklassene.

I enkelte terskelfjorder med stagnante vannmasser under terskeldyp med høy oppholdstid, kan det forekomme perioder med anoksiske vann, og også forekomst av hydrogensulfid om de anoksiske forholdene vedvarer over lengre tid. Hydrogensulfid oppstår raskere om det er store mengder organisk stoff som brytes ned i bassenget. I Veileder 02:2018 er vanntypen «naturlig oksygenfattig» nevnt (vanntype S6), men det fins ingen utdypende forklaring på hva dette innebærer, utover at vannmassen er beskyttet, lagdelt og at oppholdstiden er måneder til år. I slike vanntyper burde det skilles mellom de områder hvor det oppstår anoksiske forhold og der hvor det kun blir lave oksygenverdier, men ikke under null.

De kjemiske forholdene endrer seg radikalt når alt oksygen forsvinner. I anoksiske vannmasser er det svært lite som lever, og det er derfor heller ingen organismer som bruker opp nærings saltene. Nærings salter som synker ned sammen med organiske partikler hoper seg derfor opp med tiden. Nitrat og nitritt reduseres (denitrifiseres) og det dannes nitrogen (N₂), mens det vil være igjen store mengder nitrogen i form av ammonium som stammer fra nedsynkende organisk stoff. Man vil derfor ofte se høye konsentrasjoner av ammonium som bygger seg opp i anoksiske vannmasser. Fosfat (PO₄)

og silikat (SiO₂) vil ikke reduseres, siden oksygenatomene i disse forbindelsen er sterkt bundet til disse molekylene. I anoksiske forhold vil også fosfor som er bundet i sedimentene brytes opp, som vil gi en ekstra tilførsel til bunnvannet. Derfor burde en av grenseverdiene for klassifisering av oksygen være skillett mellom oksygenholdig og helt oksygenfrie forhold.

I denne rapporten har vi brukt grenseverdier som avviker noe fra de som er gjengitt i Veileder 02:2018. I **Tabell 2** er grenseverdiene i Veileder 02:2018 sammenlignet med de som brukes i denne rapporten. Det er kun grenseverdiene mellom klassen «moderat» og «dårlig» og mellom «dårlig» og «svært dårlig» som er modifisert. Grenseverdien 1,5 ml O₂/L brukes for å bestemme om oksygenforholdene er «dårlig», og det vil da mest sannsynlig ikke være mulig for eksempelvis dypvannsreker å leve. Først når det er helt fravær av oksygen klassifiseres oksygenforholdene som «svært dårlig», og de kjemiske forholdene vil da endre seg drastisk, med blant annet svært høye konsentrasjoner av fosfat og ammonium. (Siden oksygensensorer ikke går helt ned til null, er det valgt å sette denne grensen på 0,3 ml/L). Dette vil gjøre det tydeligere å vurdere kravet i vannforskriften om at det skal settes inn tiltak for terskelfjorder hvis vannkvaliteten forverres. En kan for eksempel tenke seg at oksygenkonsentrasjonen er under 1,5 ml O₂/L, men fortsatt ikke anoksiske. Hvis forholdene da forverre seg ved at alt oksygen brukes opp, vil dette komme fram siden klassen da går fra «dårlig» til «svært dårlig».

Tabell 2. Sammenligning av grenseverdier for oksygenklasser fra Veileder 02:2018 og de som brukes i figurer i denne rapporten.

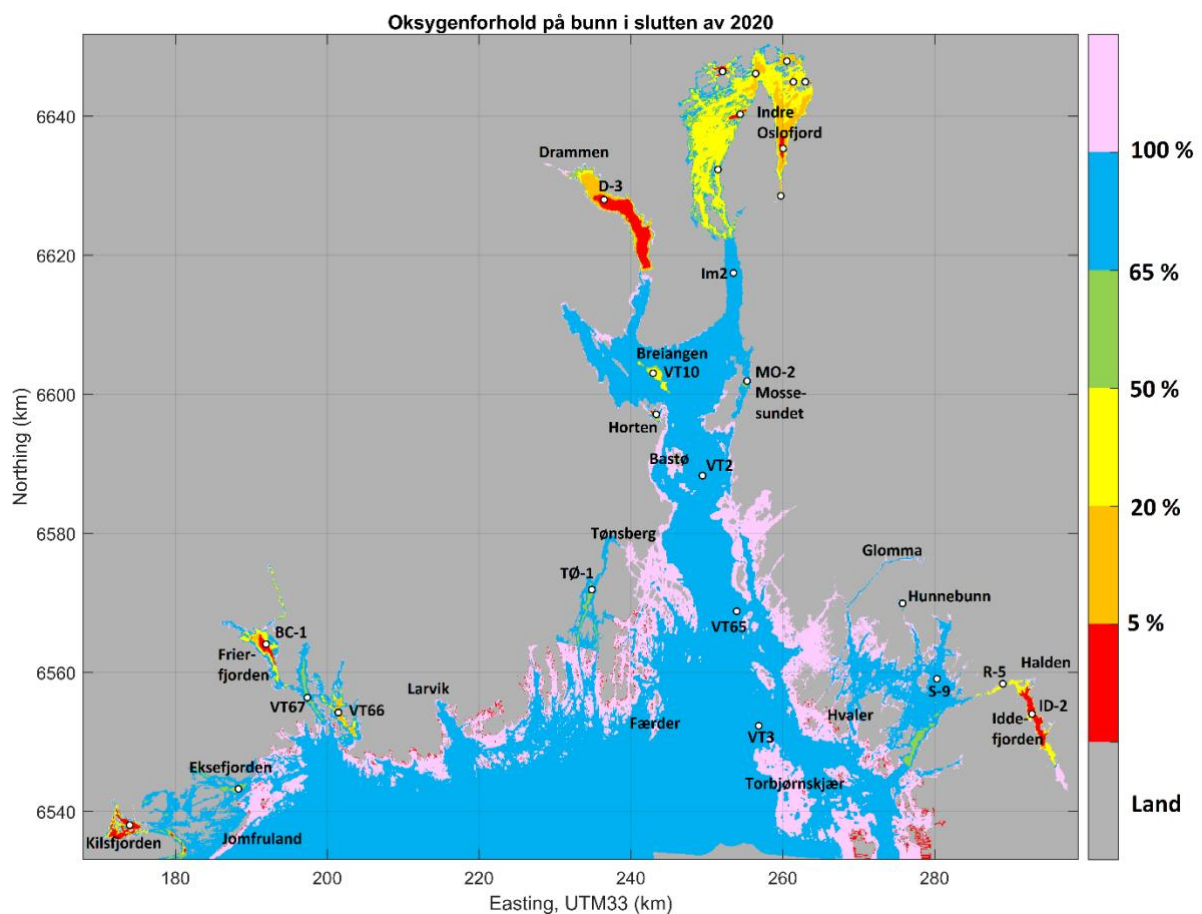
Tilstandsklasse	Dagens grenseverdier i Veileder 02:2018 Enhet: ml/L (%)	Grenseverdier brukt i figurer i denne rapporten Enhet: ml/L (%)
Overmetning		> 6,5 (>100)
Svært god	> 4,5 (>65)	4,5 – 6,5 (65-100)
God	3,5 – 4,5 (50-65)	3,5 – 4,5 (50-65)
Moderat	2,5 – 3,5 (35-50)	1,5 – 3,5 (20-50)
Dårlig	1,5 – 2,5 (20-35)	0,3 – 1,5 (5-20)
Svært dårlig	< 1,5 (<20)	< 0,3 (<5)

Oksygenfattige forhold i terskelfjordene oppstår fordi oksygenforbruket er for stort i forhold til vannutvekslingen i bassenget. Oksygenforbruket øker i takt med økning i organiske belastning. Det organiske materialet kan komme med tilførselene direkte, men organisk stoff kan også produseres i sjøen av planteplankton og bentiske alger. Derfor er oksygenforholdene sensitive for tilførsel av både organisk stoff og næringssalter.

4.2 Oksygenforhold langs bunn ekstrapolert fra stasjonsdata

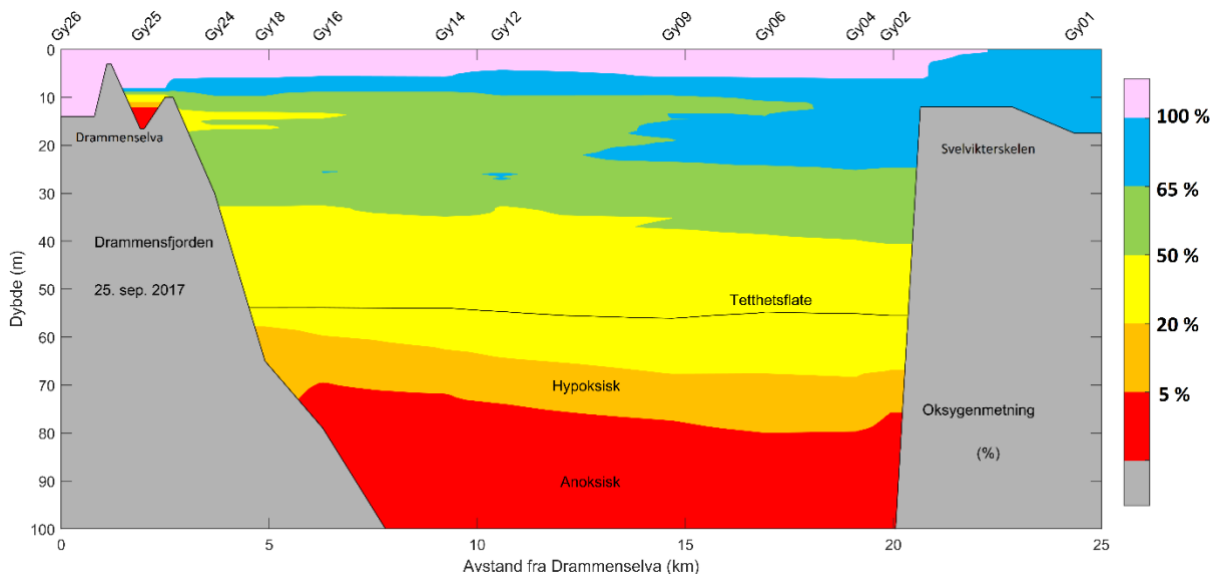
I **Figur 6** er det benyttet data fra oksygenprofiler fra stasjoner i overvåkningsprogrammet, og disse er benyttet sammen med topografidata for å ekstrapolere målingene og estimere oksygenforholdene ved bunn. Det er antatt at flater med lik oksygenkonsentrasjon er flate i hvert basseng. I noen områder det er dårlig datagrunnlag, spesielt i ytre deler av fjordsystemet. Data fra stasjonen VT3 ved Torbjørnskjær er brukt for å estimere oksygenforhold ved bunn helt bort til Jomfruland.

Det er de indre fjordarmene som skiller seg ut med svært dårlige oksygenforhold. I Kilsfjorden, Eksefjorden, Frierfjorden, Håøyafjorden (ved stasjon VT66), Drammensfjorden, Horten havn, Iddefjorden og i Hunnebunn er det kjent at det regelmessig forekommer helt oksygenfritt bunnvann.

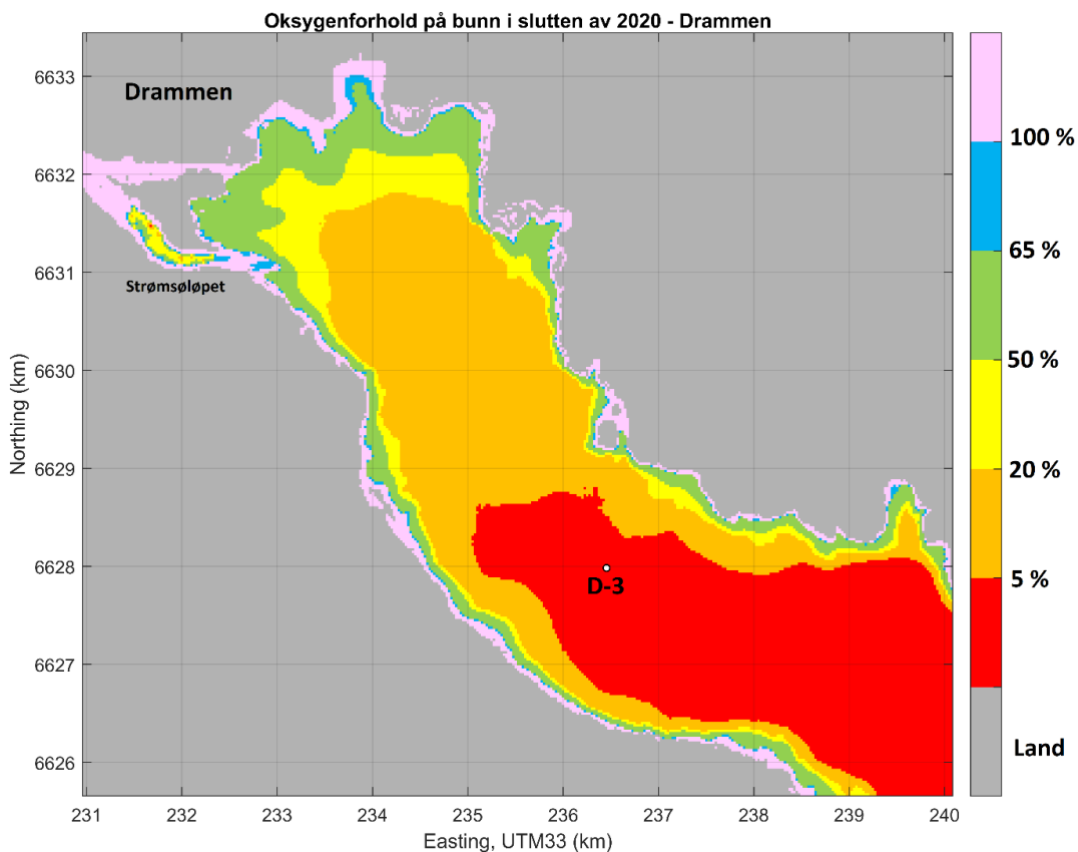


Figur 6. Oksygenforholdene langs bunn fra Hvaler til Grenland i basert hovedsakelig på målinger fra slutten av 2020. I enkelte områder er det benyttet eldre data. De hvite punktene viser de profilerende oksygenmålingene som har blitt brukt for å lage kartet. Fargeskalaen angir oksygenmetning.

I **Figur 7** vises oksygenforholdene i Drammensfjorden i september 2017 (Staalstrøm, 2017). Det kan være en betydelig helning på flatene med lik oksygenkonsentrasjon. I Drammensfjorden er oksygenforholdene dårligere i nærheten av Drammenselvas utløp, siden den organiske belastningen er større her enn lenger sør i fjorden. Denne helningen på oksygenflatene er det ikke tatt hensyn til i **Figur 6** (eller i **Figur 8**). Legg merke til at det i Drammenselvas søndre utløp, som kalles Strømsløpet, er forekomst av anoksisk vann på 12 m dyp (se **Figur 8**).



Figur 7. Oksygenforholdene i Drammensfjorden i september 2017, hvor Drammenselva renner ut på venstre side og Svelvikstrømmen er til høyre. Forskjellen mellom den flate tetthetsflaten og den skråstilte oksygenflaten, viser at det er høyere oksygenforbruk i indre del av Drammensfjorden, nærmere elvas utløp. Legg også merke til den anoksiske vannmassen i elvas utløp.



Figur 8. Oksygenforholdene langs bunn innerste del av Drammensfjorden ved utløpet av Drammenselva basert hovedsakelig på målinger fra slutten av 2020. Oksygenmåling fra Strømsølpøet, elvas søndre løp, er fra september 2017. Fargeskalaen angir oksygenmetning.

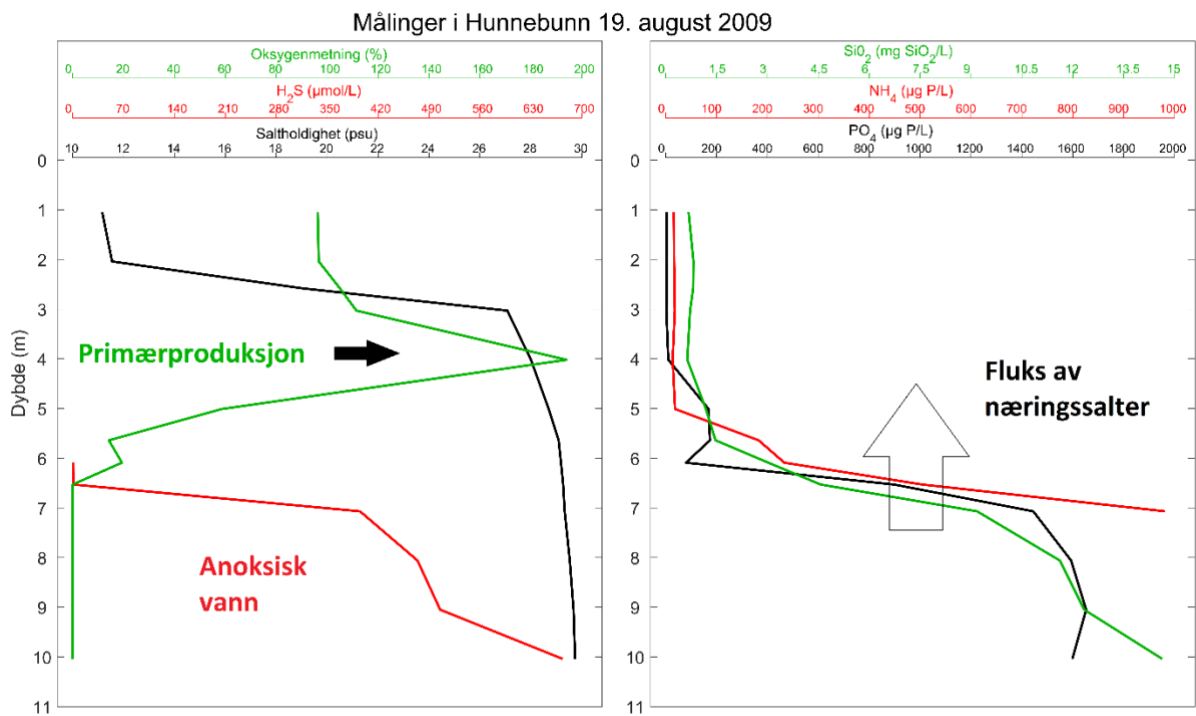
Ved hjelp av fossile poredyr i sedimentene (foraminifera) fins det kjennskap til forholdene i Drammensfjorden ca. 1500 år tilbake i tid (Alve, 1991). Den menneskelige påvirkningen med voldsom økning i tilførsler tok til med industrialiseringen fra omtrent 1850. Selv om det var sagbruksvirksomhet før dette, så var den menneskelige påvirkningen relativt beskjeden. I de foregående 500 årene var forholdene i Drammensfjorden sammenlignbare med i dag, med en grunn terskel og stor ferskvannstilførsel. I 1990 var det i indre deler av Drammensfjorden anoksisk vann helt opp til 40 m dyp. Før 1850 var forholdene betraktelig bedre, men forekomst av en viss type poredyr fra denne perioden viser at det var lave oksygenforhold på 45 m dyp i allerede den gang, men ikke helt anoksisk. Drammensfjorden er helt klart en vannforekomst som kan kalles naturlig oksygenfattig. Dette betyr at fjorden er følsom for tilførsler av organisk stoff og næringssalter.

I slutten av 2020 var det svært dårlige oksygenforhold på 51 m dyp (< 20 % oksygenmetning) (se **Figur 8**), men en måtte ned på 82 m for å finne oksygenfritt vann (<5 %). Det er ikke mulig å si hvordan dagens tilstand er i forhold til naturtilstanden, det vil si slik det var før 1850. For å kunne si noe mer om dette er det i vannforekomster som Drammensfjorden nødvendig å undersøke hvordan oksygenforbruket i fjorden endrer seg. Dette kan gjøres ved å måle konsentrasjon av næringssalter og hydrogensulfid i bunnvannet og hvordan dette endrer seg over tid. Å kun følge med på hvordan oksygenforholdene i bunnvannet havner i kategoriene i Veiledere 02:2018 vil bidra minimalt til å forstå dynamikken i fjordsystemet.

4.3 Oppstrømning av næringsrikt vann fra oksygenfritt bunnvann

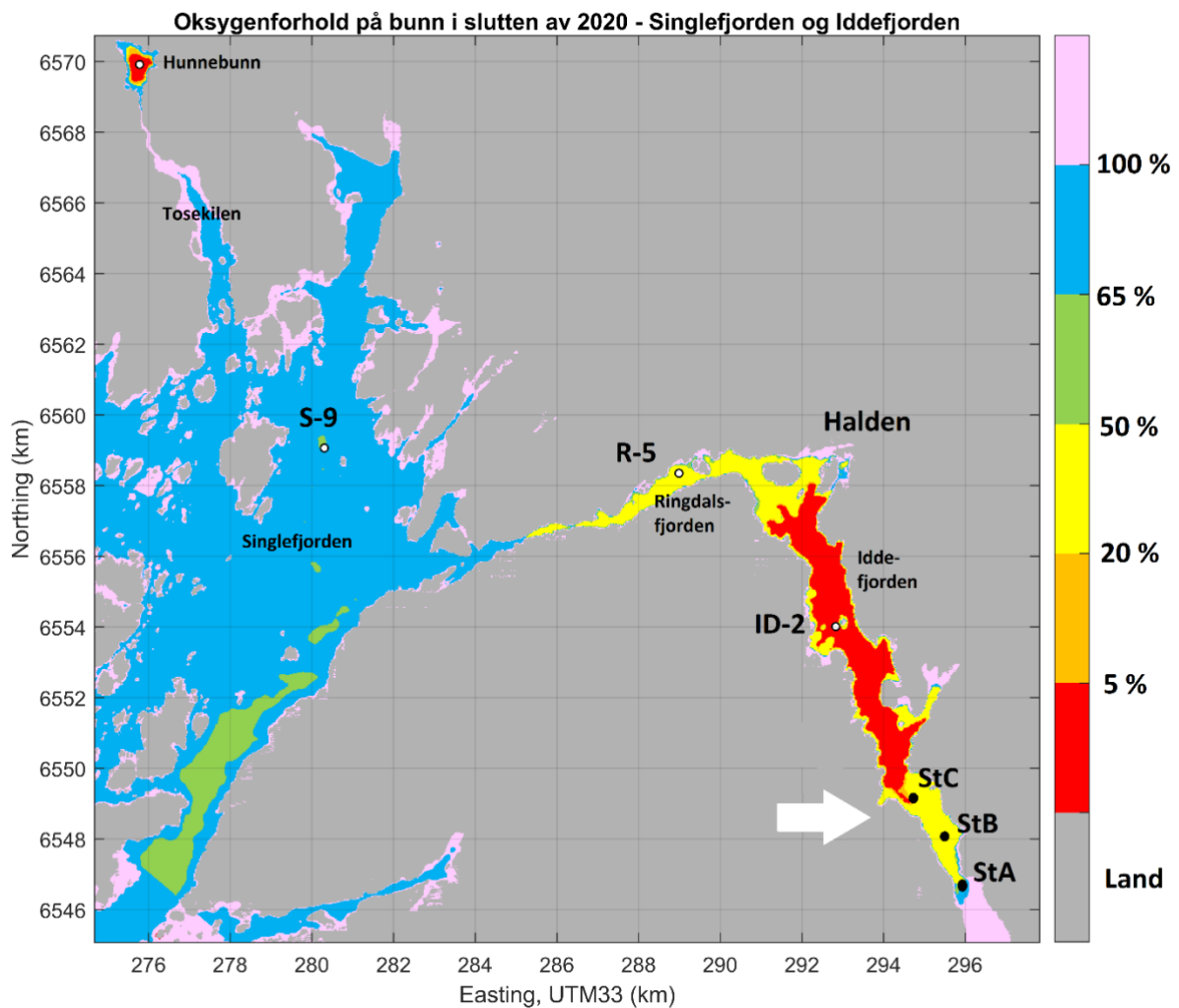
Det vil ikke konkluderes her hvilke vannforekomster som bør havne i typen «naturlig oksygenfattig», men det påpekes at dybden av den oksygenfattige vannmassen bør ha stor betydning. Hvis det oksygenfattige og næringsrike vannet befinner seg nær dybdeområdet hvor det lever planteplankton, så kan dette gi svært høy algevekst slik som for eksempel er tilfellet i Drammenselvas utløp. Et annet eksempel er vannforekomsten Hunnebunn (Staalstrøm & Yakushev, 2019). I denne vannforekomsten er det enorme vertikale gradienter av næringssalter innenfor dybdeintervallet 0-10 m, som betraktes som overflatelaget i Veileder 02:2018 (se **Figur 9**). Sprangsjiktet for saltholdighet ligger rundt 2-3 m, mens skillet mellom oksygenrikt/næringsfattig og oksygenfritt/næringsrikt vann ligger rundt 6 meter. I dette dypet er det liten forskjell i tetthet, og dermed lett for vannet å blandes vertikalt. Denne vertikale blandingen gir opphav til en vertikal fluks av næringssalter. Dette gir seg så utslag i en enorm primærproduksjon i 4 m dyp, med en oksygenmetning på over 190%! I slike vannforekomster hvor det oksygenfattige vannet er relativt nær overflatelaget, bør derfor ikke klassifiseres som «naturlig oksygenfattig», mens vannforekomstene Drammensfjorden, Håøyfjorden og Frierfjorden burde vurderes å defineres som naturlig oksygenfattig.

Når sprangsjiktet i 2-3 m dyp blir svakere, noe som skjer når det er lav vannføring i Glomma og dermed høyere saltholdighet ute i Hvaler, så kan fluksen av næringssalter nå helt opp til overflaten. Dette er trolig årsaken til masseoppblomstring av trådformede alger på strendene i Hunnebunn (Staalstrøm & Yakushev, 2019).



Figur 9. Måleprofil tatt på stasjon Hu6 midt i Hunnebunn i august 2009. Til venstre vises profiler av saltholdighet, hydrogen sulfid og oksygen. Til høyre vises profiler av silikat, ammonium og fosfat. Figuren er hentet Staalstrøm & Yakushev (2019).

Hunnebunn har forbindelse til Hvaler via Tosekilen (se **Figur 10**). I et modellarbeid (Staalstrøm & Yakushev, 2020) ble det funnet at konsentrasjonen av hydrogen sulfid og næringsalter i det anoksiske bunnvannet i Hunnebunn er påvirket av den generelle konsentrasjonen av nitrogen i Hvaler. Hvis konsentrasjonen av nitrat i Hvaler hadde vært en tilstandsklasse bedre i tråd med de klassene som brukes i Veiledere 02:2018, så hadde dette hatt samme effekt på oksygenforbruket i Hunnebunn som om alle de lokale tilførselene hadde vært eliminert.



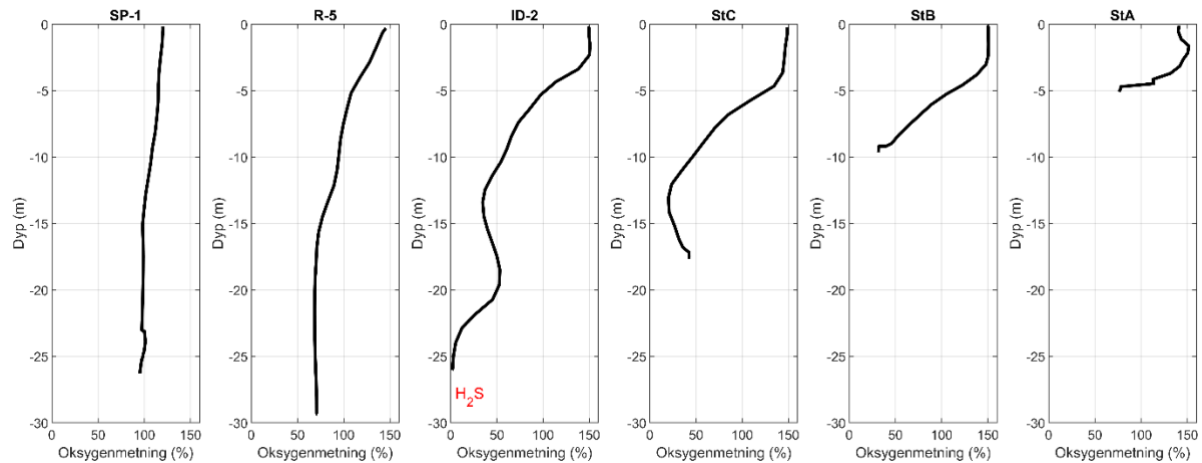
Figur 10. Oksygenforholdene langs bunn i østre del av Hvaler og innover i Iddefjorden, basert på data hovedsakelig slutten av 2020. I Hunnebunn er det brukt data fra november 2017. De hvite punktene viser de profilerende oksygenmålingene som har blitt brukt for å lage kartet. Fargeskalaen angir oksygenmetning. Den hvite pilen angir et område hvor det ble observert en algeoppblomstring på 5 m dyp i juni 2020. Enningdalselva har sitt utløp helt innerst i Iddefjorden helt nederst i kartet.

Iddefjorden har også forekomst av anoksisk vann og forbindelse til Hvaler (se **Figur 10**). I denne fjorden kan også tilførsel av næringssalter fra oksygenfritt bunnvann ha stor betydning. I **Figur 11** vises profiler av oksygenmetning fra Sponvika helt ytterst i fjordsystemet til munningen av Enningdalselva, innerst i Iddefjorden. I bassenget sør for Halden var det forekomst av hydrogensulfid på 25 m dyp. Men det var også oksygenminimum på 13 m dyp på stasjon ID-2. Årsaken til dette er at oksygenfattig vann fra dypet har blitt løftet opp. Dette vannet var mest sannsynlig veldig næringsrikt. Helt sør i fjorden har Enningdalselva sitt utløp, og oksygenforholdene langs bunn minket innover mot Enningdalselva basert på målinger fra juni 2020. Dette tyder på oppstrømning av vann fra dypere lag.

Målingene på de tre innerste stasjonene i Iddefjorden ble gjort for å bidra til å forklare mulig forekomst av B-vitamin mangel hos laks i Enningdalselva. I juni 2019 ble det funnet laks i Enningdalselva som hadde digre røde sår. Denne tilstanden har blitt kalt «Red skin disease» (Mo, 2019) og skyldes muligens

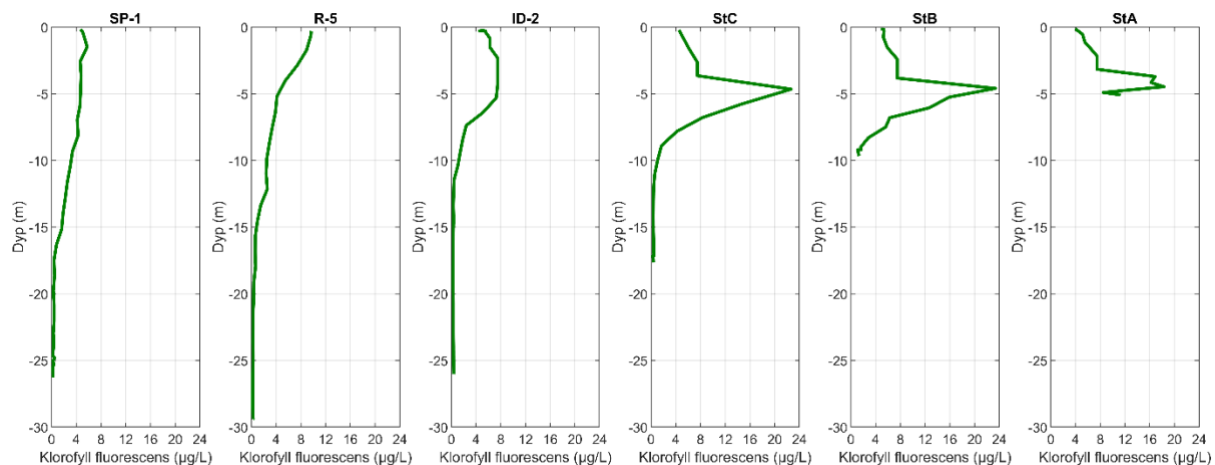
mangel på B-vitaminet Tiamin⁶. Dette vitaminet produseres av bakterier og alger, og hvis det er Tiaminmangel hos laks er det et tydelig tegn på at energistrømmen gjennom næringsnettet ikke fungerer optimalt (Fridolfsson et al. 2018).

e



Figur 11. Oksygenforholdene fra Sponvika og innover i Iddefjorden den 17. juni 2020. Det ble tatt målinger på tre ekstra stasjoner StC, StB og StA, hvor det var hhv. 18, 10 og 6 m dyp. Langs bunn på disse tre stasjonene, minker oksygen innover mot Enningdalselva som tyder på oppstrømning av vann fra dypere lag.

På de tre innerste stasjonene i Iddefjorden som ble undersøkt i juni 2020 ble det funnet en kraftig algeoppblomstring i 5 meters dyp. Dette ble målt med en optisk sensor og i **Figur 12** vises profiler av det som kalles klorofyll a fluorescens. Dette gir et mål på mengden planteplankton i vannsøylen. Den skarpe vertikale plasseringen av algeoppblomstringen kan tyde på at tilførsel av næringsrikt vann fra oksygenfattig bunnvann er årsaken til algeoppblomstring i dette dypet.

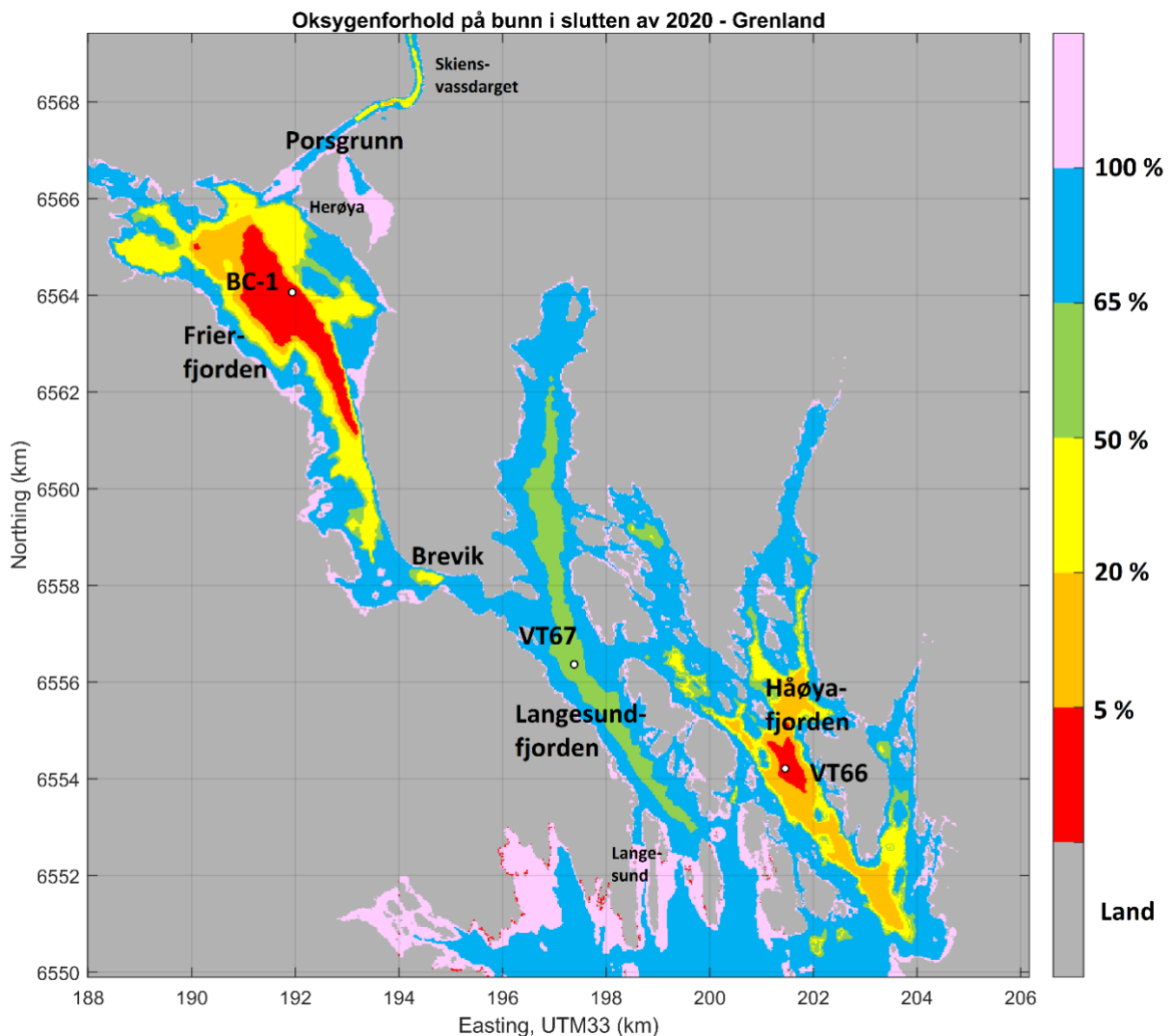


Figur 12. Klorofyll A fluorescens målt med optisk sensor fra Sponvika og innover i Iddefjorden den 17. juni 2020. Det ble tatt målinger på tre ekstra stasjoner StC, StB og StA, og på disse stasjonene er det en kraftig algeoppblomstring i 5 m dyp, hvor saltholdigheten var ca. 20 psu.

⁶ Tiamin er et vannløselig vitamin som er essensielt for omsetning av blant annet hydrokarboner og aminosyrer.

4.4 Anoksiske forhold i andre terskelfjorder

I **Figur 13** vises oksygenforholdene langs bunn i Grenlandsfjordene. I dette fjordsystemet er det to store basseng hvor det utvikles anoksiske forhold over store bunnarealer. Innerst ligger Frierfjorden. Denne fjorden ligner på mange måter på Drammensfjorden, med en trang og grunn terskel og stor ferskvannstilførsel. I Frierfjorden er det store tilførsler fra industri. Lenger ut ligger Håøyafjorden, hvor det ofte er anoksiske forhold under 80 m. Av lokale tilførsler så dominerer bakgrunnsavrenning⁷ i Håøyafjorden, men det vil være en transport av blant annet nitrogen fra Langesundsfjorden.



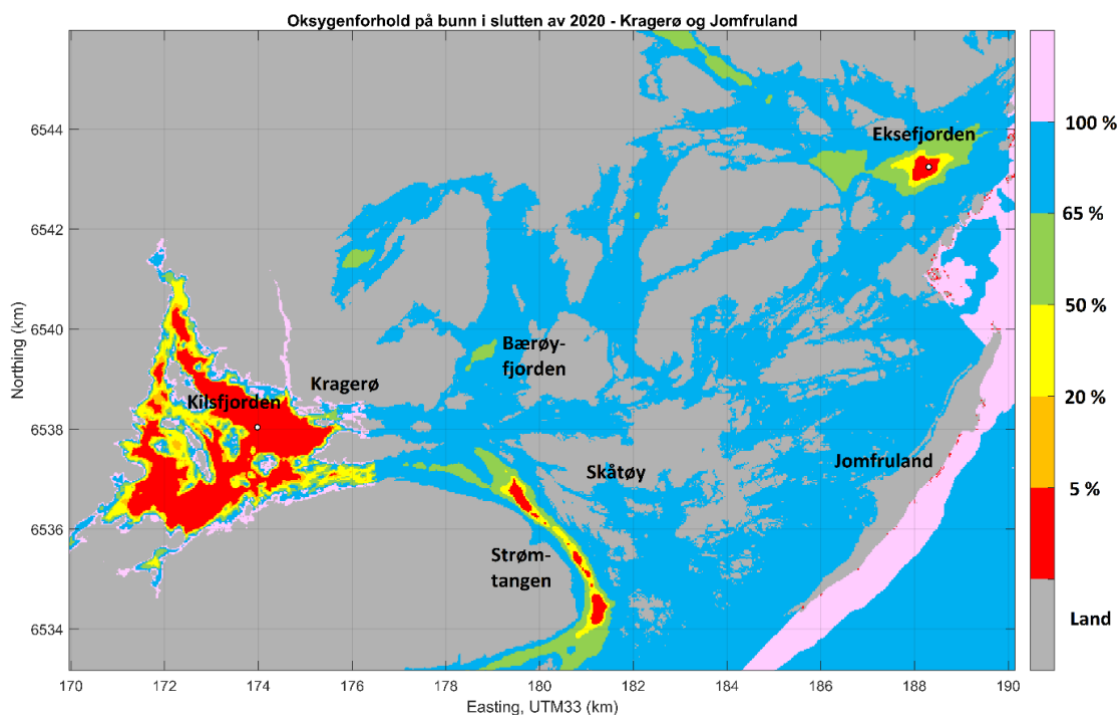
Figur 13. Oksygenforholdene langs bunn i Grenlandsfjordene basert hovedsakelig på målinger fra slutten av 2020. I Skiensvassdraget i Porsgrunn er det brukt gamle oksygenmålinger fra 2004. De hvite punktene viser de profilerende oksygenmålingene som har blitt brukt for å lage kartet. Fargeskalaen angir oksygenmetning.

⁷ Estimert naturlig avrenning fra skogsområder, utmark, innsjøer og jordbruksarealer hvis arealet ikke var oppdyrket. Se nærmere definisjon i **Kapittel 8.12**.

I **Figur 14** vises oksygenforholdene langs bunn innenfor Jomfruland. I dette området fins det få oppdaterte målinger av oksygenforholdene. Oksygenforholdene på utsiden av Jomfruland er vurdert ut ifra data fra Torbjørnskjær, som ligger langt unna. Dette er gjort siden det ikke foretas målinger på dypere vann utenfor Jomfruland. Det tas regelmessige målinger i Jomfrulandsrenna, men bare ned til 20-25 m, og de egner seg ikke til å vurdere oksygenforholdene langs bunn i området innenfor Jomfruland.

NIVA målte en oksygenprofil i Eksefjorden i oktober 2018. I Kilsfjorden innenfor Kragerø, ble det brukt data helt tilbake i 2001, for nesten 20 år siden. Det burde gjøres nye målinger i dette området⁸, som er starten på Sørlandet sin komplekse kystlinje som har svært mange mindre fjordbassenger, hvor det er tilsvarende problemer med oksygenforholdene. Spesielt burde Kilsfjorden følges opp oftere, siden dette utgjør et relativt stort vannvolum, hvor det er stort potensiale for at næringsrikt vann fra det oksygenrike bunnvannet kan nå opp til overflaten. Basert på målingene fra august 2001 var oksygenmetningen < 20% fra 43 m, og helt anoksisk fra 60 m. Dette utgjør et stort bunnareal som kunne ha vært tilholdssted for eksempel for torskefisk. 5 km² av det totale bunnarealet i Kilsfjorden på 15 km² var anoksisk i 2001. I Kilsfjorden dominerer bakgrunnsavrenningen, noe som tydelig viser at denne terskelfjorden er svært følsom for tilførsler.

Det må bemerkes at det ikke er datagrunnlag for å si at det er anoksisk vann mellom Strømtangen og Skåtøya, slik som vist i **Figur 14**. Data er ekstrapolert fra Eksefjorden. Mest sannsynlig er det bedre forhold enn det som er vist i figuren, men det trengs målinger fra dette område for å slå fast dette.



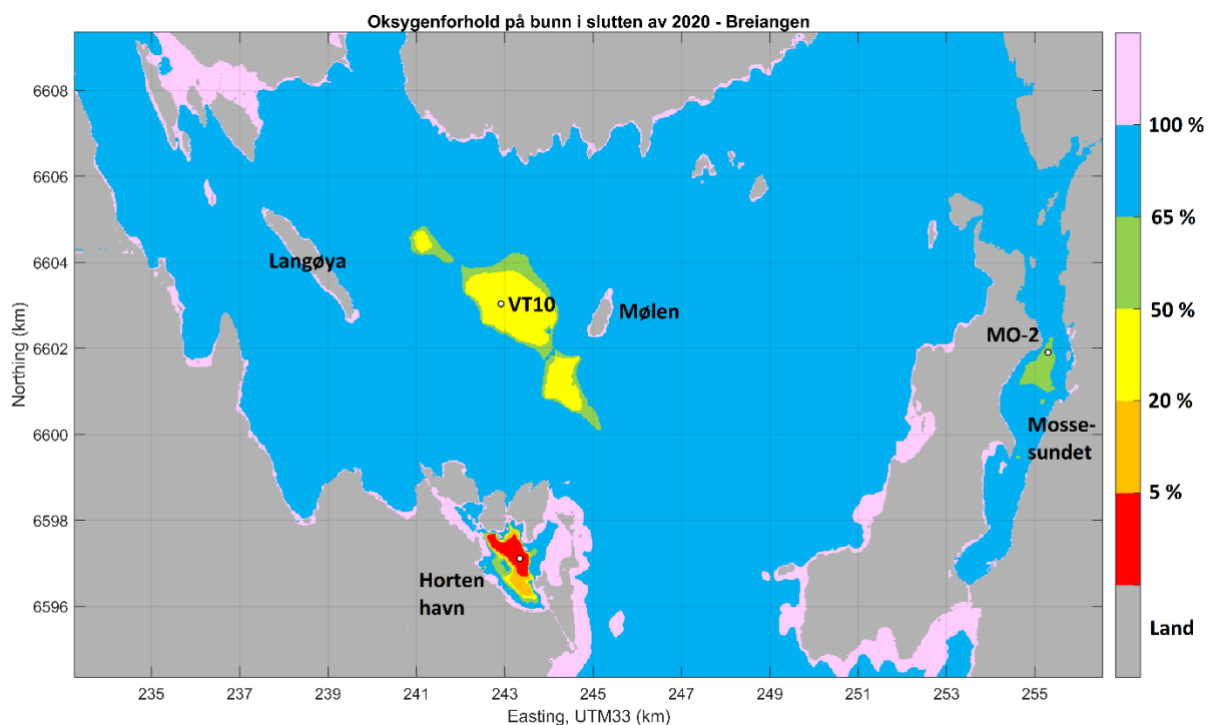
Figur 14. Oksygenforholdene langs bunn i området innenfor Jomfruland. De hvite punktene viser de profilerende oksygenmålingene som har blitt brukt for å lage kartet. Data fra Kilsfjorden august 2001 er brukt i området innenfor Kragerø. Data fra Eksefjorden fra oktober 2018 er brukt for området innenfor Jomfruland. I området utenfor Jomfruland er det brukt data fra Torbjørnskjær. Fargeskalaen angir oksygenmetning. Det ble målt anoksisk vann fra 30 m dyp i Bærøyfjorden i 2020 (Borgersen, 2021) men disse observasjonene er ikke inkludert i kartet.

⁸ Det kan finnes nyere målinger som ikke er kjent for forfatterne.

4.5 Oksygenvinn i de åpne delene av fjorden

Til nå har vi sett på oksygenforholdene i de innelukkede terskelfjordene, men det er ikke bare i slike områder det kan være lave oksygenforhold på bunn. I vestre del av Breiangeren, på utsiden av Drammensfjorden utløp, ligger overvåkningsstasjonen VT10 (se **Figur 15**). På denne stasjonen blir det ofte observert lavere oksygenkonsentrasjoner i de nærmeste meterne rett over bunn. Dette kan enkelte ganger være vanskelig å fange opp, siden det ikke er ønskelig at oksygensonden treffer bunn ved prøvetakning, noe som gjør at det er vanlig å avslutte målingene litt over bunn. Det er opp til 201 m dyp i området. I desember 2020 ble det målt oksygenmetning på 50 % i 196 m dyp, og 22 % (1,51 ml O₂/L) på 197 m dyp, som er svært nær klassegrensen til «svært dårlig» fra Veileder 02:2018. Estimert oksygenkonsentrasjon langs bunn basert på disse målingene, tyder på at oksygenmetningen er lavere enn 50 % over et areal på 3129 dekar (over 3 km²), og vannforekomsten Breiangeren er svært nær å klassifiseres som «svært dårlig» i forhold til oksygen. Oksygenmålingene fra VT10 er målt med en Rinko oksygensonde⁹. Denne ble sammenlignet med vannprøver som ble analysert etter Winklers metode ved tre datoer i 2020, og det ble funnet at sonden hadde en målefeil på ±0.23 ml O₂/L.

Denne delen av Breiangeren er sterkt påvirket av tilførsel fra Drammensfjorden. Når oksygenforholdene i et åpent område som Breiangeren er så lave, så er det et tydelig tegn på tålegrensene for tilførsel til fjorden er nådd. Ytterligere økning av tilførslene, vil med all sannsynlighet føre til at oksygenforholdene vil forverres ytterligere.

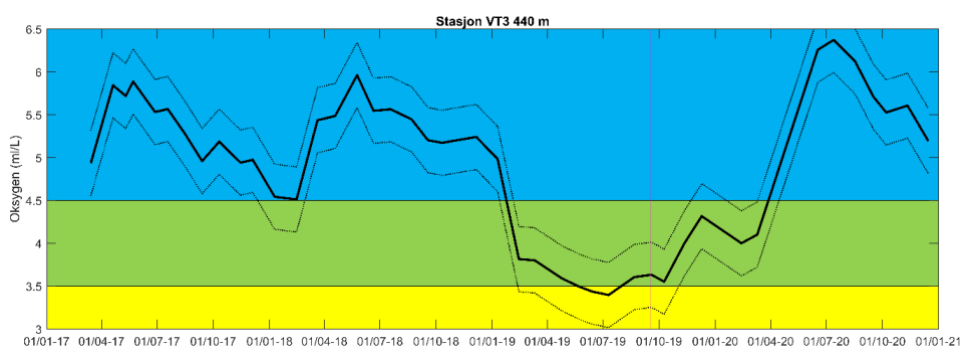


Figur 15. Oksygenforholdene langs bunn i Breiangeren basert hovedsakelig på målinger fra slutten av 2020. De hvite punktene viser de profilerende oksygenmålingene som har blitt brukt for å lage kartet. I Horten havn er det brukt data fra august 2018. Fargeskalaen angir oksygenmetning.

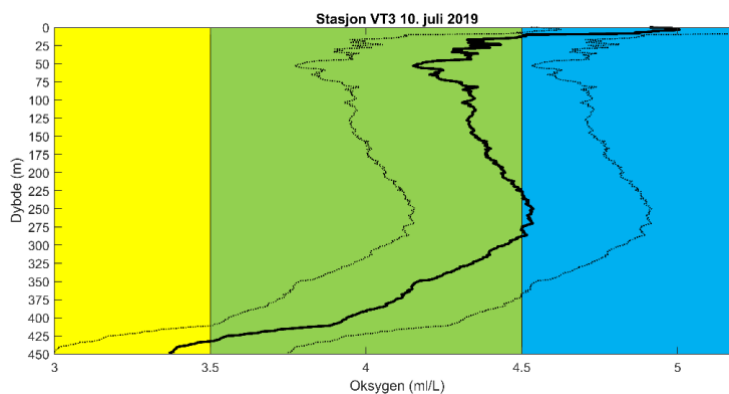
Sommeren 2019 ble det også observert oksygenforhold i klassen «moderat» på bunn helt ute ved Torbjørnshjørn. Her er det vanligvis svært gode oksygenforhold, men i perioden fra februar 2019 til april

⁹ [https://www.jfe-advantech.co.jp/eng/ocean/pdf/RINKO%20Series\(E\)_201608.pdf](https://www.jfe-advantech.co.jp/eng/ocean/pdf/RINKO%20Series(E)_201608.pdf)

2020 var det relativt lave oksygenverdier på 440 m dyp (**Figur 16**). Oksygenmålingene fra VT3 er målt med en Sea-Bird SBE43 oksygensensor¹⁰. Denne ble bare sammenlignet med fire vannprøver fra en dato i 2019, og sonden hadde en målefeil¹¹ på 0,38 ml O₂/L. Denne feilen er markert som stiplede linjer i figuren. Fra midten av mai 2019 og ut juli var konsentrasjonen på 440 m dyp mindre enn 3,5 ml O₂/L, som betyr at tilstanden er moderat. Når oksygenkonsentrasjonene var på det laveste i midten av juli 2019 var konsentrasjonen under 3,5 ml O₂/L fra 433 m og ned til bunn (**Figur 17**). Dette viser at den organiske belastningen, enten direkte eller via primærproduksjon, tidvis er så stor i dette åpne området, at oksygenforholdene trekker tilstandsklassifiseringen i hele denne vannforekomsten ned til «moderat» (Fagerli, et al. 2021). Det er betydelig usikkerhet knyttet til målingene da det forekommer avvik mellom målinger foretatt av NIVA og av Havforskningsinstituttet innenfor samme tidsrom. Havforskningsinstituttet har tatt målinger av oksygen i dypvannet ved Torbjørnskjær, og de rapporterer ikke om oksygenivåer under 50 %, slik som ble målt på VT3 sommeren 2019 (Lars-Johan Naustvoll, personlig kommunikasjon).



Figur 16. Oksygenforholdene på 440 m dyp ved stasjonen VT3 ved Torbjørnskjær målt med oksygensonde. Gul farge indikerer moderat tilstand, grønn farge indikerer god tilstand og blå farge indikerer svært god tilstand. Feilmarginen på $\pm 0,38$ ml/L er markert med stiplede linjer. Den vertikale linjen angir den datoen (18/9-2019) da oksygensonden ble sammenlignet mot vannprøver.



Figur 17. Oksygenforholdene som funksjon av dypet på stasjonen VT3 ved Torbjørnskjær. Målingen er fra juli 2019. Gul farge indikerer moderat tilstand, grønn farge indikerer god tilstand og blå farge indikerer svært god tilstand. Feilmarginen på $\pm 0,38$ ml/L er markert med stiplede linjer.

¹⁰ <https://www.seabird.com/oxygen-sensors/sbe-43-dissolved-oxygen-sensor/family?productCategoryId=5462786932>

¹¹ Målefeilen er her definert som kvadratroten av gjennomsnittsverdien til forskjellene mellom sondeverdi og vannprøve, opphøyd i andre potens.

5 Dagens tilstand basert på biologiske parametere

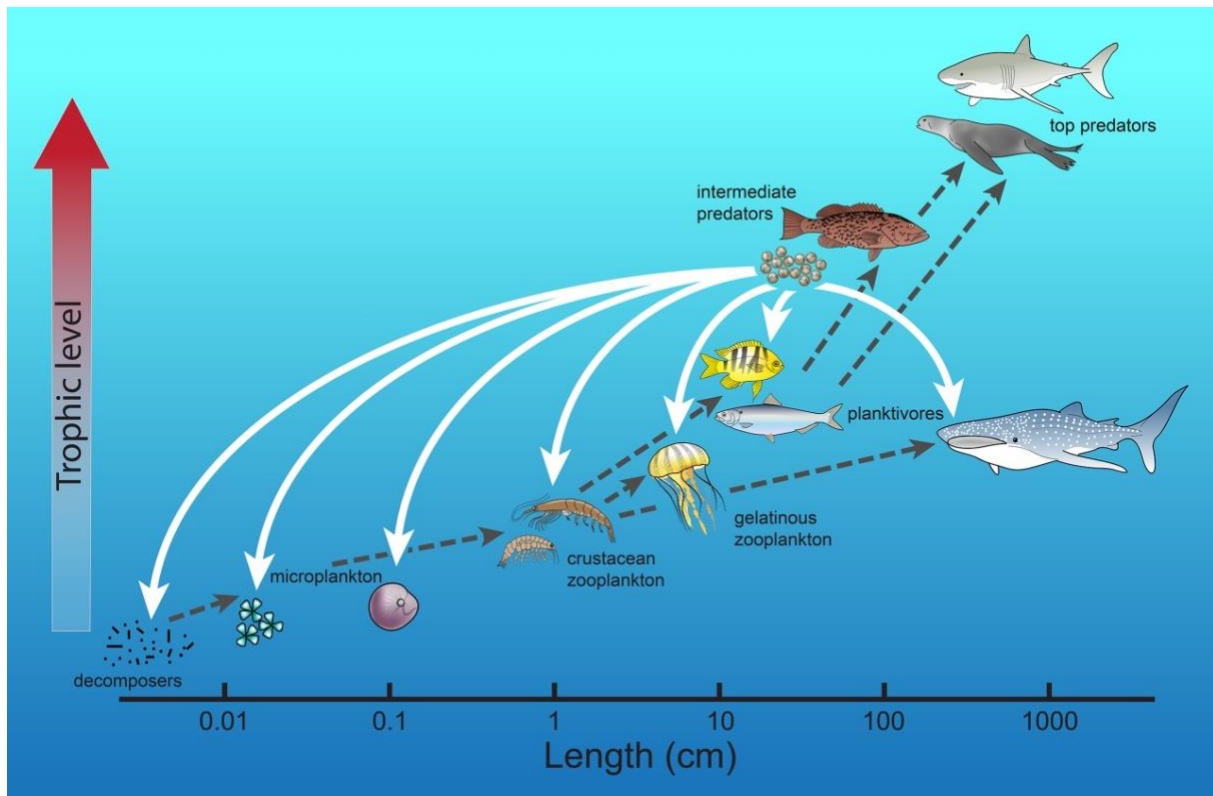
5.1 Generelt om vurdering av økologisk tilstand

Å bedømme vannkvaliteten i en vannforekomst er ikke en triviell oppgave. For det første må det defineres hva som menes med vannkvalitet, og hva som er kriteriene for å bedømme om den er tilfredsstillende eller ikke. Er det estetiske kriterier som skal legges til grunn, som for eksempel om strandlinja ser behagelig ut og lukter godt? Skal mangfoldet, eller fraværet, av flora og fauna være avgjørende? Skal en vurdere hvor produktiv vannforekomsten er? Skal det være trygt å spise mat fra vannforekomsten? Skal bunnforhold eller vannmassene betraktes? Alle disse punktene, og flere til, vil påvirke det som kan kalles vannkvalitet.

I vannforskriften (2006, § 4) er miljømålet for overflatevann delt i økologisk og kjemisk tilstand, som begge minst skal være «god». Økologisk tilstand skal baseres på vurdering av forskjellige biologiske kvalitetselementer, som kan påvirkes av en rekke støtteparametere. Kjemisk tilstand betyr at nivået av miljøgifter i vannmassen, sedimentene og biologiske organismer skal være under fastsatte grenseverdier. Denne inndelingen er lett forståelig, men det fins en stor mengde forskjellige miljøgifter som er listet opp i forskjellige tabeller i veilederen til vannforskriften (Miljødirektoratet, 2018). Det som er forvirrende her, er at en av disse listene som kalles de *vannregionspesifikke miljøgiftene* (se tabell 11.9.6 i Veileder 02:2018) skal brukes som støtteparametere ved klassifisering av økologisk tilstand (se flytdiagrammet i **Figur 19**). Her inngår blant annet metallene kobber, sink, arsen og krom. Dette er ikke forklart tydelig i Veileder 02:2018, og det er så vidt forfatterne kjenner til, heller ikke vanlig å inkludere dette i tidligere og pågående vurderinger av økologisk tilstand. I denne rapporten vurderes heller ikke miljøgifter, men det må ikke glemmes at dette er en viktig del av bildet.

Det ligger i ordet at økologisk tilstand betyr tilstanden til hele økosystemet. Et økosystem er alle de levende organismene som finnes på et sted og miljøet de lever i. Hver vannforekomst kan betraktes som ett eller flere mindre økosystem, eller som en del av et større økosystem som består av flere vannforekomster. En kan se for seg et næringsnett hvor mikroskopiske plankton fortærer næringsstoffer, som igjen blir fortært av dyreplankton, som blir spist av fisk og de igjen er næring for forskjellige toppredatorer (se **Figur 18**). Energistrømmen kan også gå motsatt vei, fra de store til de mindre. For eksempel så kan marine dyr som fisk gyte enorme mengder egg. Mesteparten av disse blir konsumert av organismer fra de minste plankton til de største fiskene. Mange av konsumentene er mindre enn dyrene som gyter, og på den måten kan næringsnettet snus på hodet (Palmer, 2014). I **Figur 18** er dette illustrert med den *pelagiske* delen av økosystemet, men det kan også være tilsvarende prosesser i det *bentiske* delen av økosystemet.

Det er vanlig å snakke om *økosystemtjenester*, som er et annet ord for naturgoder. Det nye ordet er ment å understreke at organismene i økosystemet yter mange viktige tjenester til oss mennesker og resten av systemet, hvor kanskje den viktigste jobben er å sirkulere de forskjellige næringsstoffene. Her spiller også de marine bakteriene en viktig rolle, ved at de bryter ned organisk stoff. Disse tjenestene er altså ikke goder som kan tas for gitt.



Figur 18. En illustrasjon av det pelagiske marine økosystemet. De grå pilene viser energistrømmen fra de minste til de største organismene. De hvite pilene viser hvordan energistrømmen kan gå fra store til små organismer, via eggene som gytes av fisk. Figuren er hentet fra Palmer (2014).

I Vannforskriften er det satt opp kvalitative kriterier for å bedømme om den økologiske tilstanden er tilfredsstillende eller ikke, basert på tre biologiske kvalitetsselementer:

1. Planteplankton
2. Makroalger og angiospermer
3. Bunnlevende virvelløse dyr

I vannmassene er det i vannforskriften altså et fokus på de minste organismene, mens det ikke er gitt kriterier for tilstanden til for eksempel dyreplankton, maneter, fisk eller pattedyr. Det må sies at annet lovverk også omhandler deler av økosystemet. Det kan for eksempel gis kostholdsråd og forbud mot fiske, med hjemmel i andre lover og forskrifter.

Når økologisk tilstand vurderes er dette basert på de biologiske kvalitetsselementene, samt de fysiske-kjemiske støtteparametere, som vil si konsentrasjonen av næringssaltene i overflatelaget og oksygenforhold på bunn. I tråd med vannforskriften vurderes vanligvis ikke de andre organismene i økosystemet, når det skal konkluderes om vannkvaliteten er tilfredsstillende eller ikke. Dette kan blant annet føre til den paradoksale konklusjonen at vannkvaliteten er tilfredsstillende selv om fisken er fraværende, og en bør derfor vurdere dette opp mot eventuelt andre typer undersøkelser som gjøres.

Ifølge vannforskriften bedømmes tilstanden for planteplankton som moderat, og dermed ikke tilfredsstillende når:

«Sammensetningen og mengdene av planktontaksa viser tegn på moderat forstyrrelse. Algebiomassen er betydelig utenfor det området som forbindes med typespesifikke forhold og kan være slik at den påvirker andre biologiske kvalitetselementer. En moderat økning i frekvens og intensitet til planktonoppblomstringene kan forekomme i sommermånedene.»

Hvis planktonsamfunnet kun viser små tegn på forstyrrelser, eller hvis biomassen kun har små endringer sammenlignet med typespesifikke forhold, eller hvis det kun er en liten økning i frekvens og intensitet til oppblomstringene, så skal tilstanden vurderes som god, og dermed tilfredsstillende. Det som kreves av forskerne er altså å vurdere om planktonsamfunnet viser små eller moderate tegn på forstyrrelser, tatt i betraktning hva slags type vannforekomst som vurderes. Den enorme diversiteten en finner i marine planktonsamfunn gjør denne vurderingen utfordrende. Veileder 02:2018 gir retningslinjer for å gjøre denne vurderingen når det gjelder mengden til algebiomassen, og dette hjelper et stykke på vei. Men det er ikke beskrevet hvordan sammensetningen av planktontaksa eller frekvensen til oppblomstringene skal vurderes. Dette må derfor baseres på forskerens egen kunnskap og erfaring. Denne vurderingen vil nødvendigvis ha stor usikkerhet knyttet til seg. Å vurdere om de forskjellige støtteparameterne, som nitrogen i vannmassen, er under eller over en viss grense, kan derimot gjøres med stor nøyaktighet. Derfor burde klassifisering basert på støtteparameterne få desto større betydning, om vurderingen av planktonsamfunnet er veldig usikker.

Ifølge Veileder 02:2018 skal flytdiagrammet vist i **Figur 19** brukes for å klassifisere en vannforekomst. I den første boksen oppe i venstre hjørne, skal alle de biologiske kvalitetselementene vurderes sammen. Dette er svært viktig, siden det som nevnt over kan være store usikkerhet knyttet til endringer i et planteplanktonsamfunn med stor diversitet. Det er svært viktig at ikke kun kvalitetselementet klorofyll a som brukes i denne analysen, som altså kun sier noe om et av elementene som skal vurderes, og heller ikke gir noen som helst informasjon om sammensetningen av planktonet. For kystvann fins det som sagt også kvalitetselementer for makroalger, ålegress og bunndyr, og det er viktig å ta med disse i de vannforekomstene hvor de er relevante. I dette kapitlet vurderes også biologiske parameter som ikke er innarbeidet i Veileder 02:2018.

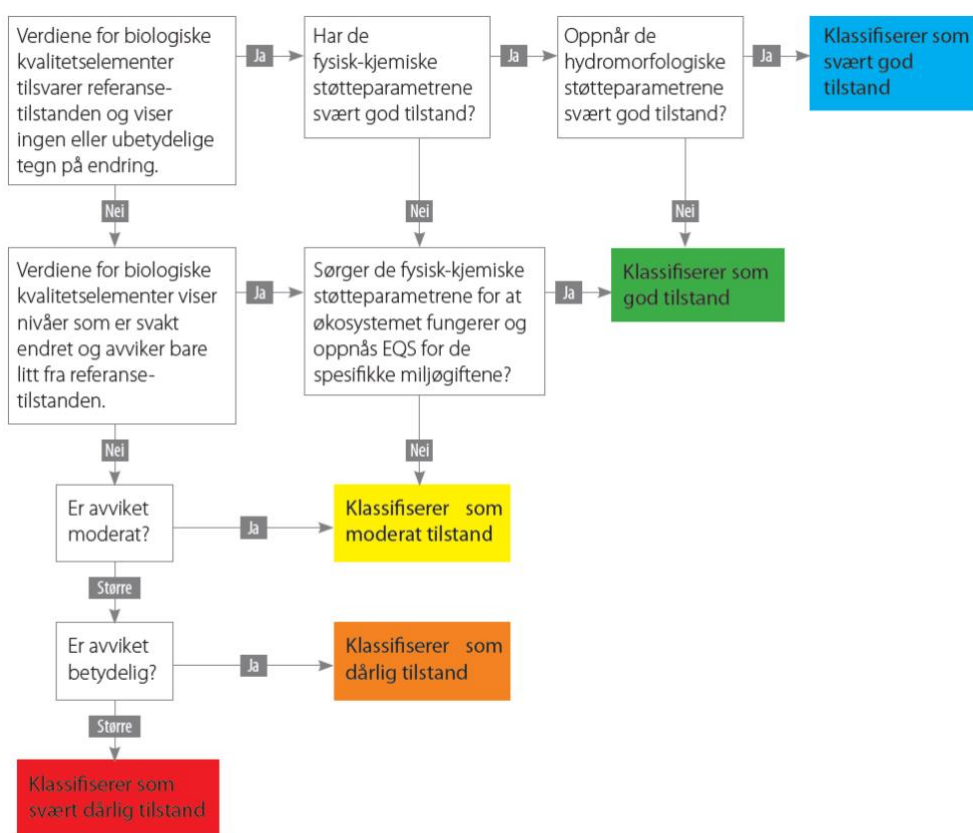
Den økologiske tilstanden skal bestemmes ut fra det kvalitetselementet som gir dårligst tilstandsklasse. Dette kalles «det verste styrer»-prinsippet.

For alle parameterne skal det beregnes en nEQR-verdi, som betyr normalisert «økologisk kvalitetskvotient» eller «miljøkvalitetsstandard». En verdi over 0,8 betyr «svært god» tilstandsklasse. Denne tilstandsklassen er synonymt med referansetilstanden eller naturtilstanden. Er verdien mellom 0,6 og 0,8 er tilstanden «god». Er verdien mellom 0,4 og 0,6 er tilstanden «moderat». Er verdien mellom 0,2 og 0,4 er tilstanden «dårlig». Er nEQR-verdien under 0,2 er tilstandsklassen «svært dårlig».

nEQR verdiene for alle støtteparameterne midles innenfor hver sesong. Dette betyr at høyere nEQR-verdier for enkelte av støtteparameterne trekker den samlede verdien opp innenfor hver sesong. Det kan stilles spørsmålstegn ved denne praksisen. Hvis det er lite fosfor, men mye nitrogen, vil den lave nEQR verdien for fosfor trekke den samlede verdien ned. Ved å bruke Veileder 02:2018 vil ikke endring i forholdstall mellom nitrogen og fosfor avdekkes.

Det er nEQR-verdien for klorofyll a som er førende. Men hvis den laveste nEQR verdien for støtteparameterne (som er siktdyp, næringssalter i overflatelaget og for oksygen i bunnvannet) ligger lavere enn nEQR verdien for klorofyll a, skal den samlede tilstandsklassen trekkes ned et klassenivå.

Det vil si at nEQR-verdien, når man tar utgangspunkt i verdien for klorofyll a, skal trekkes 0,2 poeng. Men slik som beskrevet i flytdiagrammet i **Figur 19**, så kan ikke tilstandsklassen trekkes lenger ned enn til «moderat».



Figur 19. Flytdiagram hentet fra Veileder 02:2018 (Figur 3.6) som viser hvordan hydromorfologiske og fysisk-kjemiske støtteparametere påvirker klassifiseringen av en vannforekomst. Vær oppmerksom på at spesifikke miljøgiftene i denne sammenhengen er de nasjonale spesifikke miljøgiftene som brukes ved klassifisering av økologisk tilstand (se tabell 11.9.6 i Veileder 02:2018).

I dette kapitlet vurderes de biologiske parameterne uavhengig av Veileder 02:2018, siden flere av dem ikke passer inn i dette systemet. Det er behov for å trekke flere biologiske parametere inn i veilederen, spesielt for planteplankton.

I det følgende kapitlet vil nitrogenforholdene i vannmassene vurderes, og da vil grenseverdiene fra Veileder 02:2018 benyttes, men nitrogen vil da ikke bli betraktet som kun en «støtteparameter».

5.2 Primærproduksjon i vannmassene

Primærproduksjon i vannmassene utføres av planteplankton, små encellede organismer som flyter passivt med havstrømmene. Planteplankton er det eneste biologiske kvalitetselementet som inngår i marin overvåking av pelagialen, og vektlegges tungt i klassifiseringen av vannmassene.

Det er et krav i vanddirektivet at klassifisering av de biologiske kvalitetselementene skal gjøres basert på minimum to indekser, men for planteplankton i kystvann er det kun utviklet en indeks – klorofyll-a. Pigmentet klorofyll-a finnes i alle fototrofe alger og cyanobakterier og brukes som et mengdemål for planteplankton biomasse. Klorofyll-a mengden i cellene påvirkes av miljøfaktorer som lysmengde, tilgang på næringssalter samt temperatur og saltholdighet (f.eks. Sakshaug 1977) og kan variere med en faktor på 10 innen en art. Mengden klorofyll-a i cellen varierer også mellom arter (0,1- 9,7 % av våtvekt, Boyer et al. 2009). Denne variasjonen gjør at mengden klorofyll-a i vannmassene ikke alltid vil være et representativt mål for mengden planteplanktonbiomasse.

Det er i tidligere ekspertvurderinger advart mot å endre den naturlige balansen mellom næringssalter (Skjoldal et al. 1996) og derved skape utilsiktede endringer i næringsnettet. En konsekvens kan være høyere forekomster av giftige arter. Det er vist i laboratorieforsøk at enkelte giftige alger slik som svepeflagellaten *Prymnesium polylepis* (tidligere *Chrysochromulina polylepis*) ble langt giftigere når den ble dyrket med fosfatbegrensning enn uten begrensning (Edwardsen 1993). *Prymnesium polylepis* hadde i 1988 en massiv oppblomstring i Skagerrak, Kattegatt og langs sørlandskysten som drepte store mengder fisk og annet marint liv (Dahl et al 1989). Siden konsekvensene er vanskelige å forutse vil det vil være et sjansespill å forskyve den naturlige balansen mellom næringsstoffene ved å kun begrense tilførselen av fosfor.

5.2.1 Oppsummering fra ekspertvurdering fra 1996

Vurderingen som ble foretatt i 1996 (Skjoldal et al 1996) var i stor grad basert på historiske data: perioden 1927-1985 fra indre fjord, samt data fra Tangen et al. (1995). I utredningen ble det tatt utgangspunkt i data innhentet gjennom «seawatch prosjektet», der det ble foretatt analyser av flere stasjoner i Ytre Oslofjord. I deres gjennomgang ble fjorden delt inn 7 ulike områder basert på mengde og forekomst av planteplankton. Det ble fremhevet at spesielt området «innaskjærs/skjærgård Hvaler» hadde relativt høye konsentrasjoner av alger, med en dominans av kiselalger og større oppblomstringer av *Prorocentrum minimum*, en art knyttet til brakkvannsområder med tilførsel av næringssalter (Skjoldal et al. 1996). I deres konklusjon trekker de også frem «innaskjærs i Vestfold» som et område med sannsynligvis høy produksjon. For de øvrige områdene anså de situasjonen som normal, men med store sesongmessige og mellomårsvariasjoner. Basert på datagrunnlaget fra 1970-årene og 1990-tallet var det ikke mulig å trekke noen konklusjon angående tidsutviklingen i Ytre Oslofjord.

Basert på klorofyll-a data tilgjengelig antydes det en gradient i mengde klorofyll fra de indre delene og ut mot Færder. Det ble den gang vurdert at konsentrasjonen i området var moderat og innenfor variasjonsområdet for upåvirkede lokaliteter (Skjoldal et al. 1996). Det var foretatt en analyse av eksisterende materiell for forholdstallet mellom POC¹² og klorofyll-a, som konkluderte med at POC mengden er noe høyere i Ytre Oslofjord enn i åpen kyst ved Arendal og en gradient fra øst til vest i stor

¹² Partikulært organisk karbon. Ofte består dette mye av levende planteplankton.

grad påvirket av ferskvannstilførsel i Ytre Oslofjord. De viste også at POC konsentrasjonen er høyere i indre Oslofjord og Nordåsvannet, områder som omtales som eutrofe, enn i Ytre Oslofjord. I analysen av næringsalter og planteplankton vekst i 1996, ble det konkludert med at tilgangen på nitrogen og fosfat er rimelig balansert i ytre fjord. Både for indre fjord og i de ytre delen var det perioder med fosfatbegrensing i planteplanktonet, ved overskudd av nitrogen fra utenforliggende områder (sydlige Nordsjøen) (Skjoldal et al. 1996).

Skjoldal et al. (1996) estimerte andelen potensiell primærproduksjon basert på norske og «andre» kilder av nitrogen og fosfat. I deres estimater er det indikert at ca. 5% og ca. 15% av potensiell produksjon er basert på norske kilder av henholdsvis fosfat og nitrogen i Ytre Oslofjord. De konkluderte med at produksjon i områdene «indre Oslofjord» og «beskyttet Hvaler» har høyest bidrag av fosfat og nitrogen fra norske kilder. Det ble den gang konkludert med at norske tilførsler har et betydelig bidrag til primærproduksjon i indre Oslofjord og Hvaler, mens det norske bidraget til produksjon er lavt i de åpne ytre delen av Oslofjorden (Skjoldal et al. 1996).

5.2.2 Trend i sommerkonsentrasjon av klorofyll-a fra 2000 frem til nå

I og med at overvåkingen av Ytre Oslofjord har vært gjennomført av ulike aktører har det over tid vært ulike overvåkningsprogrammer med forskjeller i prøvetakningene, deriblant frekvens og tidspunkt for innsamling og analyser av planteplankton biomasse (klorofyll-a) og artssammensetning. Det er i denne sammenstillingen tatt utgangspunkt i data som er samlet inn i alle programmer. Det er hovedsakelig benyttet data fra 2 m, i noen tilfeller supplert eller erstattet med 5 m data. Data fra disse dypene vil være representative for overflatelaget og under eventuelle brakkvann/ferskvannslag. Det er kun benyttet data fra sommerperioden juni, juli og august, da dette er gjennomgående i alle programmene. Ved å gjøre denne innsnevringen i datagrunnlag sikrer man seg godt datagrunnlag for stasjoner i randsonen, som anses som viktig i denne gjennomgangen. Men det må påpekes at hverken våroppblomstringen eller eventuelle høstoppblomstringer, som kan utgjøre en svært stor del av den årlige primærproduksjonen, er inkludert i datamaterialet.

Data for perioden ca. 2000 til og med 2018 er benyttet i denne gjennomgangen. Tilstandsklassifisering er foretatt i henhold til SFT 97:03, da datagrunnlaget ikke tilfredsstiller krav i Veileder 02:2018. Når klorofyll a benyttes på denne måten kan det ikke betraktes som et biologisk kvalitetselement, men som en av støtteparameterne (se flytdiagram i **Figur 19**). Når planteplankton analyseres på denne måten, bør det altså få mindre vekt enn de øvrige biologiske kvalitetselementene i eventuell klassifiseringen av økologisk tilstand. Det som analyseres er altså mengden planteplankton i sommersesongen, hvor hovedårsaken til dette er mangel på data for våroppblomstringen i de indre områdene¹³. De må også påpekes at klorofyll-a kun er en indikator på mengden planteplankton i vannmassen, og den eneste som brukes i Veileder 02:2018 for planteplankton. Det er foreløpig ikke utviklet flere indikatorer for planteplankton, for eksempel basert på beregnet mengde cellekarbon eller artssammensetning.

Data i denne gjennomgangen er hentet fra overvåkningsprogrammene «Økokyst delprogram Skagerrak», «Overvåkning av Ytre Oslofjord» og Havforskningsinstituttets overvåkningsprogram for kyst. I sammenstillingen er det kun inkludert stasjoner som har flere år med sammenhengende data.

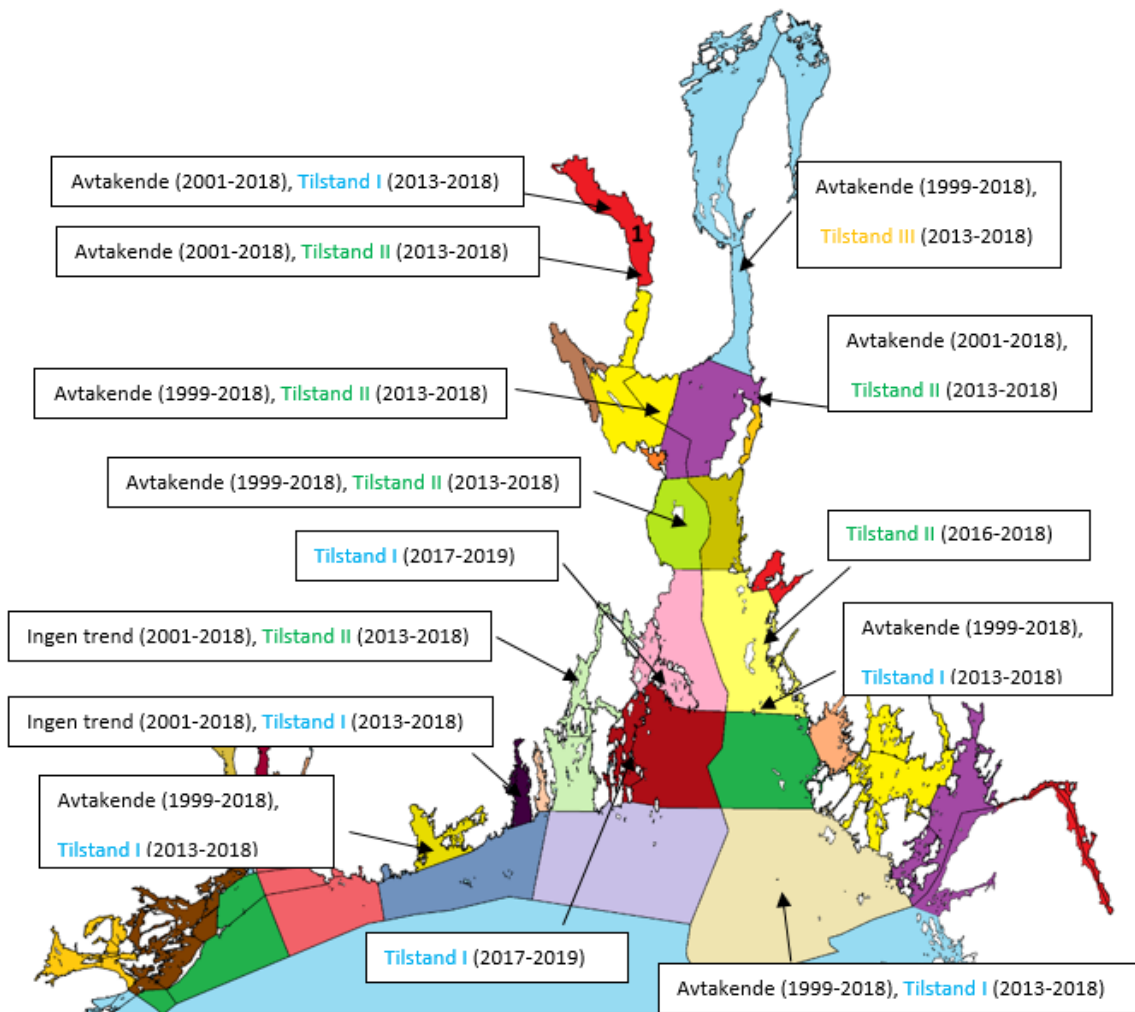
¹³ Prøvetakningstidspunktene i «Overvåkning Ytre Oslofjord» er endret fra om med 2021 for å forsøke å fange opp våroppblomstringen.

For enkelte områder, eks. Sandebukta, foreligger det kun noen år med data tilbake i tid, og disse stasjonen er ikke inkludert i sammenstillingen.

Gjennomgang av klorofyll-a, som gir en indikasjon på planteplankton biomasse, viser at det i perioden 2000-2018 har vært en svak avtakende utvikling i den geografiske Oslofjorden (**Figur 20**). Flere av sidefjordene viser en avtakende trend i planteplanktonbiomasse i sommerperioden, f.eks. Drammensfjorden. For Sandefjords-fjorden og Vestfjorden ved Tønsberg er det derimot ingen trend i utviklingen i klorofyll-a. I Oslofjorden varierer tilstandsklassen mellom "god" og "svært god" basert på SFT 97:03 (**Figur 20**). Unntaket er stasjonen i Drøbaksundet der tilstanden er vurdert som "moderat" for perioden 2013-2018. De fleste stasjoner har en uendret tilstand i perioden 2000-2018, med unntak av området Missingen og Drammensfjorden der det er registrert en nedgang mengden klorofyll-a.

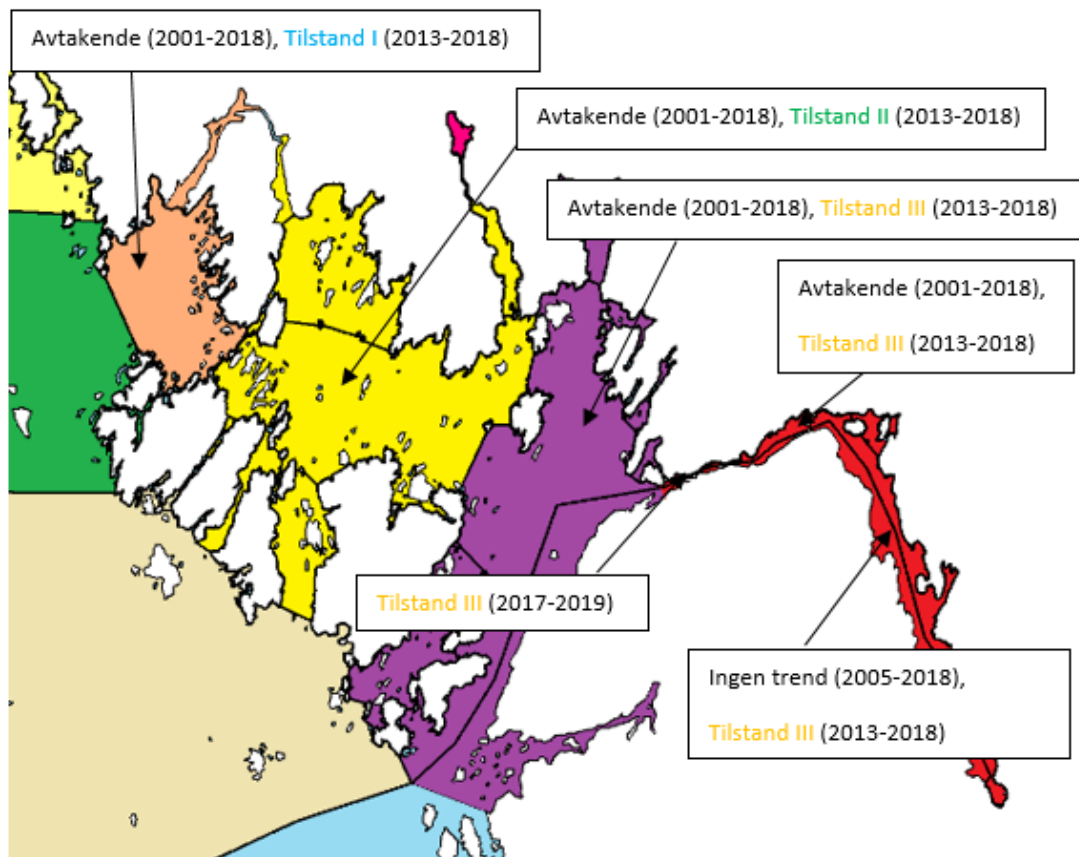
Generelt er det en avtakende gradient i klorofyll-a konsentrasjonen (gjennomsnitt sommer) i Oslofjorden fra Drøbak og ut til Torbjørnskjær. I Drammensfjorden ser man derimot en økning horisontalt i klorofyll-a nivået fra indre Drammensfjord og ut mot til Svelvik. Sammenlignet med utenforliggende område, Breiangen, er planteplanktonbiomassen høyere i Drammensfjorden. For de vestlige sidefjordene er gjennomsnittlig sommerkonsentrasjon i Larviksfjorden og Sandefjords fjorden sammenlignbare med åpen kyst (eks. Torbjørnskjær), mens Vestfjorden ved Tønsberg har konsentrasjoner sammenlignbare med midtre del av Oslofjorden.

I datamaterialet er det lokaliteter inne i Hvaler, Drammensfjorden, Grenland og inn mot Drøbak som har høyere konsentrasjoner. I Hvaler er det en gradient fra de indre til de ytre delene, der høyest konsentrasjon måles i de midtre delene. Det samme er tilfellet for Drammensfjorden.



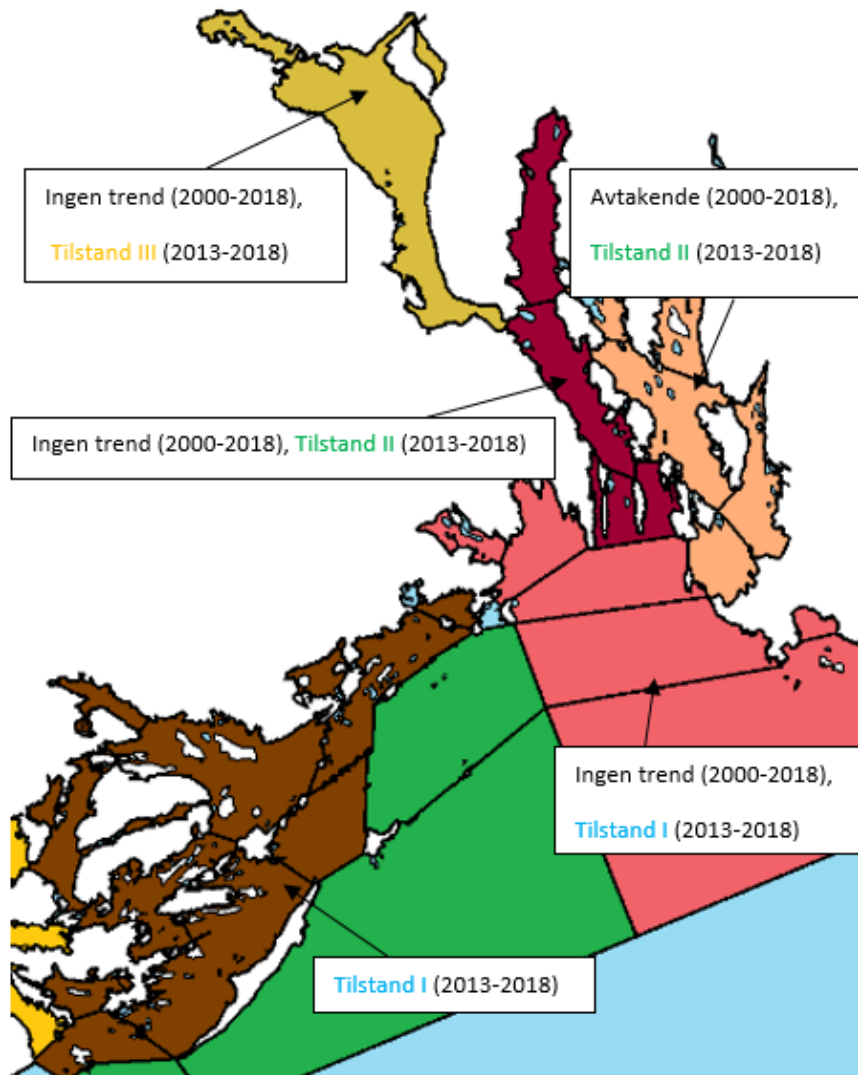
Figur 20. Basert på sommerverdier det sett på utviklingen i mengden klorofyll a i Ytre del av Oslofjorden fra ca. 2000 frem til og med 2018. Basert på sommerverdier er det foretatt en tilstandsvurdering basert på SFT97:03 veilederen for en samlet perioden 2013-2018.

Med unntak av lokaliteten "Iddefjorden" er det en avtakende trend i planteplanktonbiomasse i Hvaler i den undersøkte perioden. For Iddefjorden er det derimot uendrede forhold. Gjennomsnittlig sommerkonsentrasjon av klorofyll-a av viser en avtakende gradient fra Ringdalsfjorden ut mot Leira. Iddefjorden avviker i denne gradienten ved ha en lavere klorofyll-a konsentrasjon enn Ringdalsfjorden. Sammenlignet med utenforliggende områder er konsentrasjonen av klorofyll-a i Hvaler området ca. dobbelt så høye. Tilstandsvurderingen viser en tilsvarende gradient, med bedre forhold i de ytre delen av Hvaler (**Figur 21**).



Figur 21. Basert på sommerverdier er det sett på utviklingen i mengden klorofyll a i Hvaler regionen fra ca. 2001 frem til og med 2018. Basert på sommerverdier er det foretatt en tilstandsvurdering basert på SFT97:03 veilederen for en samlet perioden 2013-2018.

I Grenland området er det registrert avtakende klorofyll-a konsentrasjoner i Håøyfjorden, mens det i de øvrige områdene er omtrent uendrede forhold i perioden 2000-2018. De høyeste sommer konsentrasjonen i klorofyll-a registreres i de midtre delene av fjordsystemet, med den laveste biomassen i de ytre eksponerte området.



Figur 22. Basert på sommerverdier er det sett på utviklingen i mengden klorofyll a i Grenland regionen fra ca. 2000 frem til og med 2018. Basert på sommerverdier er det foretatt en tilstandsvurdering basert på SFT97:03 veilederen for en samlet perioden 2013-2018.

Planteplanktonets produksjon og sammensetning variere i tid og rom. Små endringer i det fysiske – kjemiske miljøet vil påvirke mengde og artssammensetning. Sommerperioden, som her er benyttet, er i stor grad dominert av små flagellater i de sentrale delene av Oslofjorden. Det er i enkelte år registrert større oppblomstringer av kiselalger, spesielt *Skeletonema* spp. og *Leptocylindrus danicus*, i sommerperioden. Disse oppblomstringene er mest fremtredende i områder påvirket av ferskvannstilførsel som i Hvaler og Drammensfjorden. I enkelte år vil også arten *Thalassionema nitzschioides* danne lengre oppblomstringer i områder med større ferskvannspåvirkning (Hvaler og Frierfjorden). I Skjoldal et al (1997) ble arten *Prorocentrum minimum* fremhevet som en art som dannet langvarige oppblomstringer i de indre områdene av Hvaler. Arten er fortsatt en fremtredende art i sommerplanktonet i Hvaler, men intensiteten i oppblomstringen har avtatt noe de senere årene. Innenfor området er det først og fremst indre Hvaler, deler av Grenlandsfjordene og Drammensfjorden, Vestfjorden ved Tønsberg og inn mot indre fjord som har høyere klorofyll-a konsentrasjon enn de øvrige områdene. For enkelt av disse kan økningen i planteplankton biomasse være knyttet til lengre oppholdstid i kombinasjon med en “kontinuerlig” tilførsel av næringssalter gjennom avrenning til innenforliggende områder.

5.2.3 Negativ trend for mengden planteplankton i våroppblomstringen

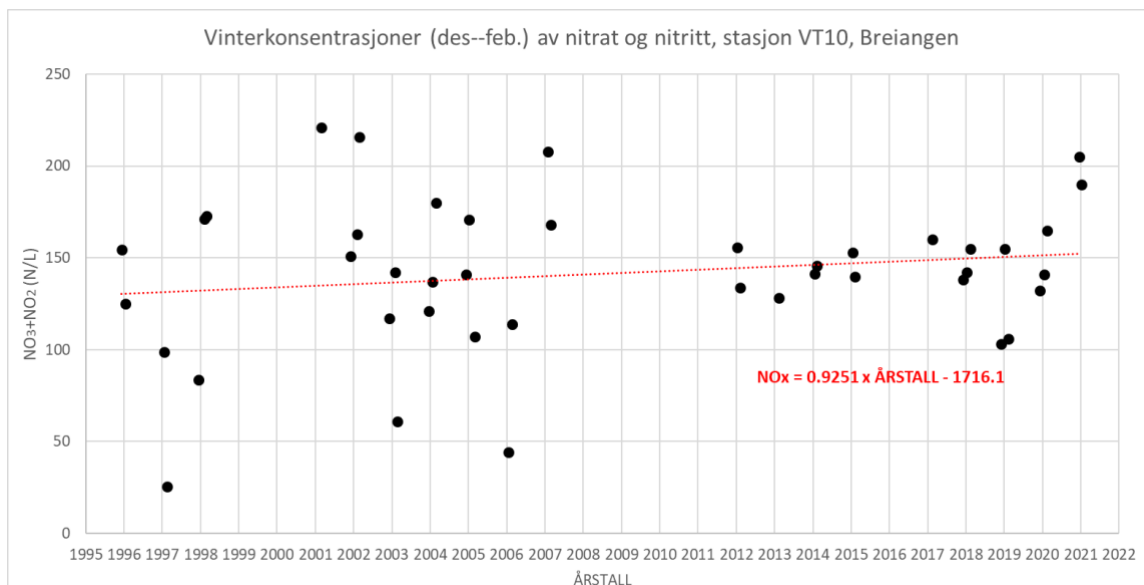
I Fagerli et al. (2021) blir det gjort en utvidet analyse av forholdene ved stasjon VT10 i Breiangen. I perioden 2003-2008 ble det gjort målinger av klorofyll-a på denne stasjonen hvor også vårsesongen er inkludert. Tilstandsklassen for klorofyll-a har basert på dette datagrunnlaget blitt klassifisert etter Veileder 02:2018, hvor data fra hele veksts sesongen er inkludert (februar til oktober). Når perioden 2003-2008 blir sammenlignet med perioden 2018-2020, så viser dette at det har vært en negativ trend i denne perioden (se **Tabell 3**). Når en kun ser på sommerkonsentrasjonene av klorofyll-a så er det en svakt nedadgående trend på denne stasjonen. Dette viser hvor stor betydning det har å inkludere våroppblomstringene vurderingene, og en bør ta datagrunnlaget i betraktning når trender for klorofyll-a vurderes.

Tabell 3. Resultater av miljøtilstand for biologisk kvalitetselement planteplankton klorofyll-a og normalisert EQR verdi (nEQR) basert på data for hele veksts sesongen for to perioder. Klorofyll-a verdiene ($\mu\text{g/l}$) er 90-persentiler beregnet over hele veksts sesongen. Resultatene i tabellen er hentet fra Fagerli et al. (2021).

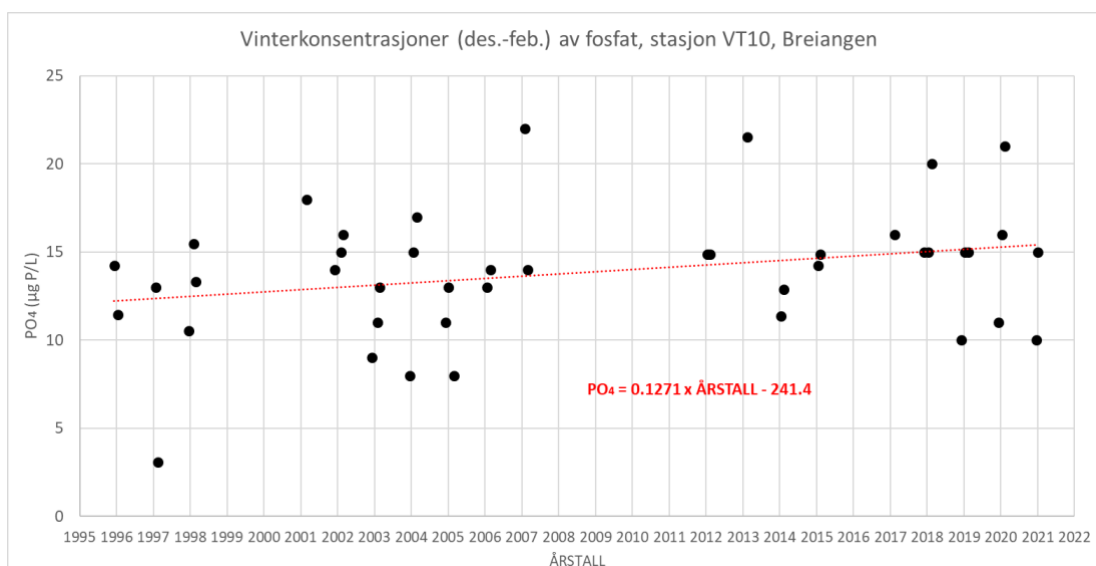
Stasjonsnummer og navn	90- persentil hele veksts sesongen		
	År	Klorofyll-a ($\mu\text{g/L}$)	nEQR
VT10 Breiangen	2003-2008	5,6	0,69
VT10 Breiangen	2018-2020	6,1	0,66

Tilstands-klasser
I. Svært god
II. God
III. Moderat
IV. Dårlig
V. Svært dårlig

På stasjon VT10 har det vært en økning både i mengden nitrat+nitritt og fosfat i overflatelaget på vinterstid i perioden 1995-2020. **Figur 23** viser at nitrat og nitritt i overflaten øker med $0,9 \mu\text{g N/L}$ per år. **Figur 24** viser tilsvarende for fosfat, og vinterkonsentrasjonen øker med $0,13 \mu\text{g P/L}$ per år. Vinterkonsentrasjonene sier noe om potensiale for algeoppblomstring på våren, og det er derfor nødvendig å inkludere våroppblomstringen for å se sammenhengen mellom økt tilførsel og økt primærproduksjon. Nedgangen i oksygenforholdene i dette bassenget kan skyldes økt biologisk belastning på grunn av primærproduksjon, men kan også skyldes økt tilførsel av organisk materiale fra Drammenelva.



Figur 23. Vinterkonsentrasjoner av nitrat og nitritt på stasjon VT10 i Breianger, 1995-2020. Det er plukket ut data fra overflatelaget (0 eller 2 m) for desember, januar og februar. Figuren er hentet fra Fagerli et al. (2021).



Figur 24. Vinterkonsentrasjoner av fosfat på stasjon VT10 i Breianger, 1995-2020. Det er plukket ut data fra overflatelaget (0 eller 2 m) for desember, januar og februar. Figuren er hentet fra Fagerli et al. (2021).

5.3 Bentiske forhold

Forurensning fra næringsalter er blant de alvorligste trusler mot bentiske kystøkosystemer som saltmarsker, mangrove, tare og særlig sjøgress. Den globale utbredelsen av sjøgress er redusert med nesten 30 % over de siste 100 år, hovedsakelig på grunn av avrenning av næringsalter og partikler (Lefcheck et al. 2018, m. referanser). Utviklingen av grønne algematter i grunne bukter på vestkysten av Sverige på 1990-tallet var sannsynligvis forårsaket av en generell økning i næringsnivået i kystvann i Skagerrak og Kattegat (Pihl et al. 1999), da total tilførsel til området hadde økt med ca. 300 % siden 1940-tallet (Rosenberg et al. 1990).

Arter responderer på endringer i miljøet de lever i på ulike måter. Endringer som er ugunstige for noen arter kan være gunstige for andre. Makroalger og fastsittende eller lite bevegelige dyr kan ikke flykte og må håndtere endringer i miljøet der de befinner seg. Det betyr at endret utbredelse, mengde eller skifte i forholdet mellom artene gir en indikasjon på at miljøet har endret seg på stedet. En svak overkonsentrasjon av næringsalter kan virke gunstig på algesamfunnet og gi en gjødslings-effekt som øker artsrikheten av makroalger. Høyere konsentrasjoner av næringsalter vil imidlertid gi dominans av noen få arter og redusert artsantall. Ofte vil det være små hurtigvoksende grønnealger og enkelte trådformete brunalger som øker i mengde og dominerer, og mange av disse er ettårige arter som dør utover høsten/vinteren. Dette er en gruppe alger som også drar fordel av høy sjøtemperatur. De flerårige algene blir lett overgrodd av de hurtigvoksende algene, som særlig er dominerende i sommerhalvåret, noe som kan resultere i at tang og tare reduseres og etter hvert forsvinner. Dette vil også gi negative ringvirkninger for rike dyresamfunn som er assosiert til stabile flerårige algefremkomster.

Det nedre voksedypet for makroalger har en klar sammenheng med lysgjennomtrengelighet og mengden partikler i vannet. Utbredelsen av flerårige makroalger integrerer miljøforholdene over tid og miljøendringer vil dermed gi utslag for nedre voksegrense. Forhold som ikke er direkte knyttet til lysgjennomtrengeligheten og miljøtilstanden på stasjonen vil også i noen grad kunne påvirke resultatene og være med på å forklare årlige variasjoner i resultatene. Det kan for eksempel være beiting fra kråkeboller.

Bløtbunnsfauna er virvelløse dyr som lever på overflaten av leire, mudder eller sandbunn, eller som graver seg ned i bunnsedimentet. De vanligste dyregruppene er flerbørstemark, muslinger, snegler, krepsdyr og pigghuder som slangestjerner, sjømus og sjøpølser. I marine områder blir bunndyr som lever i eller på bløtbunn brukt som indikatorer på miljøtilstand og er et nyttig verktøy for å beskrive økologisk status. Bløtbunnsamfunn er rike på arter, og de fleste bunndyrene er relativt stasjonære, det vil si at de ikke forflytter seg så mye rundt, men hovedsakelig oppholder seg på samme sted over tid. Endringer i artssammensetningen gjenspeiler derfor den sammenlagte responsen hos mange arter og reflekterer i stor grad de lokale miljøforholdene.

Bunndyrene påvirkes blant annet av organisk belastning, enten direkte ved utslipp eller tilførsler av organisk materiale eller sekundært ved at tilført næring stimulerer til planktonvekst som senere sedimenterer ned til bunnen. Hvis vannutskiftningen er begrenset, kan også oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet bli lav som følge av at mikrobiell nedbrytning av det organiske materialet forbruker oksygen. Organisk belastning kan føre til redusert artsmangfold og endringer i forekomst av ømfintlige og tolerante arter. Ved stor påvirkning kan artsantallet bli sterkt redusert, og individtettheten bli ekstremt høy fordi noen få tolerante arter dominerer. Iblant leder dette til oksygenmangel i bunnvannet som gjør at faunaen ikke kan overleve. Det er flere fysiske, kjemiske og biologiske faktorer som sammen bidrar til dette, men forurensning i form av organiske tilførsler (næringsalter og organisk materiale) er viktigste årsak til de menneskeskapte bunnområdene med oksygenmangel. Vi har flere

slike områder i Ytre Oslofjord. Utslipp av metaller og organiske miljøgifter som kobber eller PAH kan også gi negativ påvirkning på bunnfaunaen.

5.4 Nå-tilstand og utvikling for bentiske forhold

5.4.1 Strandsonen

Overvåkingen av strandsonen i Ytre Oslofjord omfatter per i dag bølgepåvirkede stasjoner med hardbunn under Miljødirektoratets program ØKOKYST og programmet til Fagrådet for Ytre Oslofjord. Generelt så er det få tegn på næringssaltpåvirkning i strandsonen på de disse stasjonene; kun enkeltstasjoner viser innimellom forekomster av opportunistiske arter som kan skyldes næringssaltpåvirkning. Plasseringen av disse overvåkingsstasjoner i bølgepåvirkede områder kan være medvirkende til at det registreres få tegn på næringssaltpåvirkning.

På tross av at de stasjoner som inngår i overvåkingen av Ytre Oslofjord stort sett viser en relativt god tilstand i fjæra, så vet vi gjennom andre undersøkelser og observasjoner at mange bølgebeskyttede områder er i en dårligere tilstand, som i mange tilfelle trolig skyldes påvirkning fra næringssalter. Eksempler på slike områder er Viksfjorden ved Larvik (Christie og Rinde 2020) og Hunnebotn og Vauerkilen i Hvalerområdet (Brkljacic 2017). ØKOKYST overvåker kun én ålegress-stasjon i Oslofjorden. Denne ligger på Hvaler og tilstanden ble i 2019 klassifisert som *moderat*. Dette er antagelig ikke relatert til eutrofi, men kan forklares med at engens nedre voksegrense ikke er begrenset av eutrofiering/lys, men av høyere bølgeeksponering i de deler av bukta som har større dybder (Naustvoll et al. 2020).

Under kartleggingsprogrammet av marine naturtyper ble det registrert 1057 ålegressenger i Oslofjorden, hvorav 76 finnes i Indre Oslofjord. Til sammen dekket disse engene et areal på drøyt 27 km². Kartleggingen i Oslofjorden ble gjort for omtrent 10 år siden og under re-kartlegging i midtre og indre fjord i 2020 fant man redusert nedre voksegrense for 50 av 75 undersøkte enger og syv små enger hadde forsvunnet. Ca. 57 000 m² av engene er anslått tapt på grunn av redusert nedre voksegrense. Forverret tilstand på grunn av trådalger ble registrert for 66 % av engene (Rinde et al. 2021).

Masseforekomst av trådalger er kjent for å ha en negativ innvirkning på ålegras, særlig i beskyttede kystområder (Pihl et al. 1999). Det er også indikasjoner på at dette har vært et økende problem i våre farvann over flere årtier. Syv av ti grunne bløtbunnsbukter på den svenske vestkysten som ble undersøkt mellom 1976 og 1982, hadde ingen forekomster av trådformede algematter. Ved nye undersøkelser i 1992 til 1994 hadde imidlertid alle disse buktene grønne algematter som dekket mellom 20 og 100 % av den grunne bunnen (Pihl et al. 1995). Som nevnt ovenfor er det fra Oslofjorden registrert økte trådalgeforekomster i ålegrasenger i løpet av det siste tiåret.

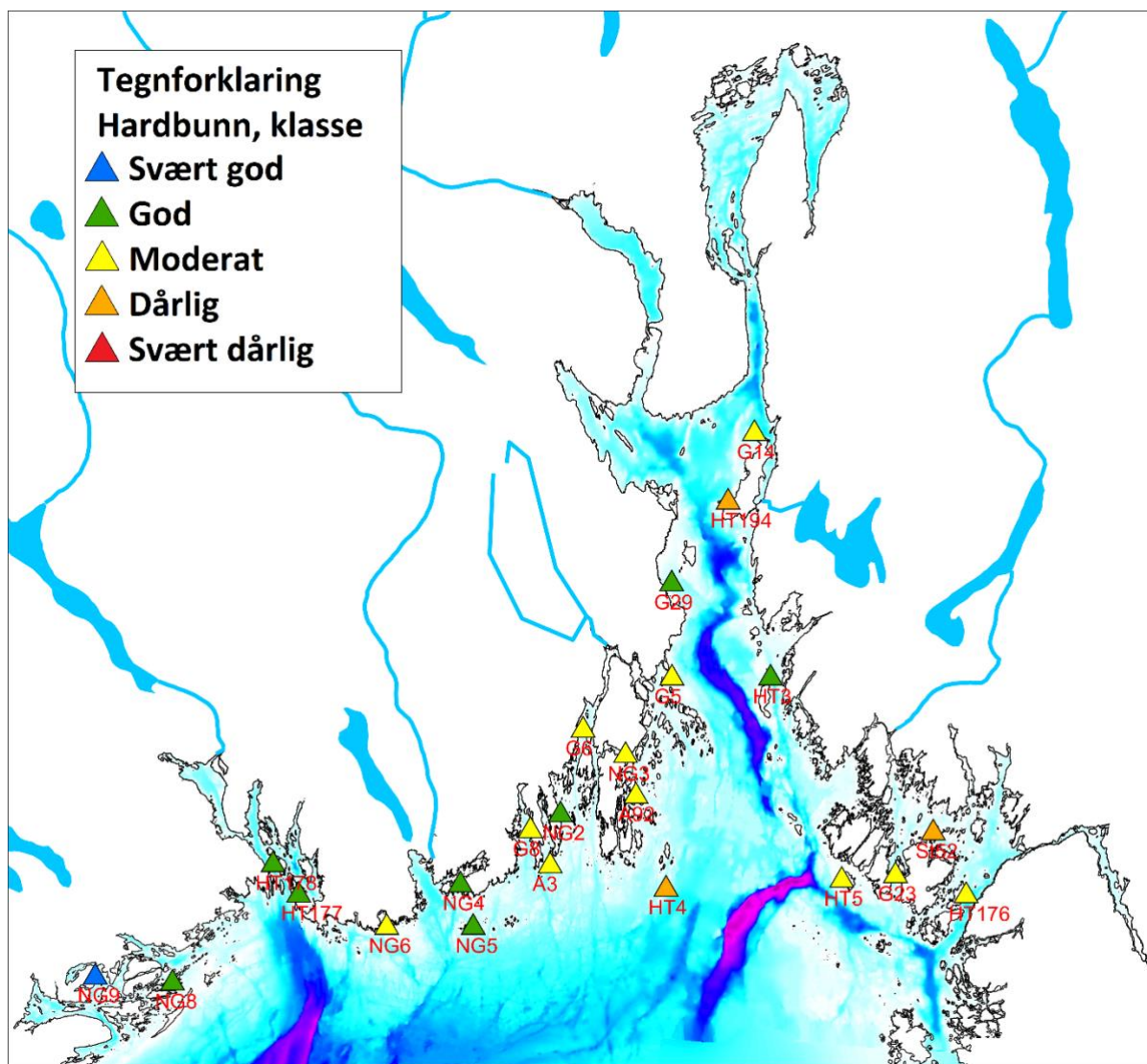
5.4.2 Eufotisk hardbunn

Resultatene fra undersøkelser av nedre voksegrense for makroalger på 26 stasjoner i Ytre Oslofjord i 2019, ga *svært god* økologisk tilstand på én stasjon, *god* økologisk tilstand på åtte stasjoner, *moderat* tilstand på 11 stasjoner og *dårlig* tilstand på tre stasjoner (beregnet som indeksen MSMDI). På to stasjoner kunne ikke økologisk tilstand (nEQR) beregnes fordi det var for få arter til stede, og på en stasjon var det uegnet bunns substrat. Kun ni av de 26 undersøkte stasjoner oppnådde vannforskriftens miljømål om minst *god* økologisk tilstand i 2019.

De 26 stasjonene er fordelt på tre ulike vanntyper og det er ingen av vanntypene som skiller seg ut med spesielt bra, eller spesielt dårlig tilstand for nedre voksegrense; fordelingen av tilstandsklasser er ganske lik for de tre vanntypene (Tabell 4). Kartet i **Figur 25** viser hvor i fjorden stasjonene ligger.

Tabell 4. Økologisk tilstand på stasjoner i Ytre Oslofjord, basert på nedre voksegrense (MSMDI) og sortert etter vanntype (modifisert etter Engesmo et al. 2020).

S1 - Åpen eksponert kyst	0,66	NG5	Oskjær
	0,60	NG6	Hvittingen
	0,400	HT4*	Færder
	0,543	HT5*	Akerøy
	0,510	A3**	Lyngholmen
S2 - Moderat eksponert kyst	0,80	G29	Småskjær
	0,72	NG2	Stiger syd
	0,750	HT3*	Veslekalven
	0,700	HT177*	Store Arøya
	0,54	G5	Torgersøy
	0,54	G14	Bevøya S
	0,58	A92	Kongsholmen
	0,370	HT194*	Gullholmen
S3 - Beskyttet kyst/fjord	0,83	NG9	Bærøyfjorden
	0,72	NG4	Langøyholmen
	0,65	NG8	Arøy
	0,775	HT178*	Risøyodden
	0,43	G6	Ravnøy
	0,60	G8	Hellesøy
	0,54	G23	Kråka
	0,56	NG3	Vrengen, Hønsetangen
	0,540	HT176*	Bratt-holmen
0,40	St.52	V. Damholmen	



Figur 25. Marine overvåkningsstasjoner i Oslofjorden som er undersøkt i 2019 og klassifisert etter nedre voksegrense for makroalger etter Veileder 02:2018. Stasjoner for klassifisering av hardbunn er merket med trekanter. Stasjoner fra Ytre Oslofjordovervåkingen og Økokyst Skagerrak er inkludert.

Det er klare tegn på at nedre voksegrense for makroalgene i Ytre Oslofjord er redusert sammenlignet med undersøkelser gjort for ca. 70 år siden (Sundene 1953, Fredriksen og Rueness 1990). Rødalgen fagerving ble for eksempel registrert på omtrent 30 meters dyp i Ytre Oslofjord 1947-52 (Sundene 1953), mens den i de senere år kun er funnet grunnere enn 20 m. For sukkertare så viste Fredriksen og Rueness (1990) at nedre voksegrense hadde blitt redusert fra 25 til 15 m mellom 1950 og 1989. Det er vanskelig å se tilsvarende store endringer i nedre voksegrense på de stasjoner som har vært jevnlig overvåket i de siste 20-30 år (Walday et al. 2019), men voksedypet til rødalgen eikeving er nesten halvert på Lyngholmene siden det første gang ble registrert tidlig på nittitallet. Og samlet er det for ØKOKYST-stasjonene i Skagerrak rapportert om negativ trend i makroalgeforekomster gjennom undersøkelsesperioden 2009-2019 (**Tabell 5**) (Fagerli et al. 2020).

Tabell 5. Økologisk tilstand (EQR) på ØKOKYST-stasjoner i Ytre Oslofjord 2009-2019. Økologisk tilstand er beregnet etter MSMDI-indeksen for nedre voksegrense. Tabell fra Fagerli et al. (2020).

Stasjonsnummer og navn	HT3	HT4	HT5	HT194	HT192**	HT177	HT178	HT176
	Veslekalven	Færder	Åkerø	Gullholmen	Lyngholmene	Store Arøya	Risøyodden	Brattholmen
EQR-verdi 2019	0,750	0,400	0,543	0,370	0,510	0,700	0,775	0,540
EQR-verdi 2018	0,650	0,330	0,600	0,490	0,490	0,850	0,400	0,630
EQR-verdi 2017	0,650	0,367	0,370	0,570	0,370	-	-	-
EQR-verdi 2016	0,750	0,560	0,690	0,640	0,600	0,730	-	0,510
EQR-verdi 2015	0,625***	-	-	-	0,570	0,700	0,680	0,600
EQR-verdi 2014	0,475	-	-	-	0,510	0,800	0,730	0,800
EQR-verdi 2013	0,850	-	-	-	0,740	0,900	0,700	0,660
EQR-verdi 2012	0,900	-	-	-	-	0,880	0,750***	0,710
EQR-verdi 2011	0,800	-	-	-	-	0,830	0,800	0,660
EQR-verdi 2010	0,675	0,567	0,680	-	0,730	0,800	0,580	0,690
EQR-verdi 2009	0,825	0,640	-	-	0,740	0,950	0,780	0,630

Tilstandsklasser
I. Svært god
II. God
III. Moderat
IV. Dårlig
V. Svært dårlig

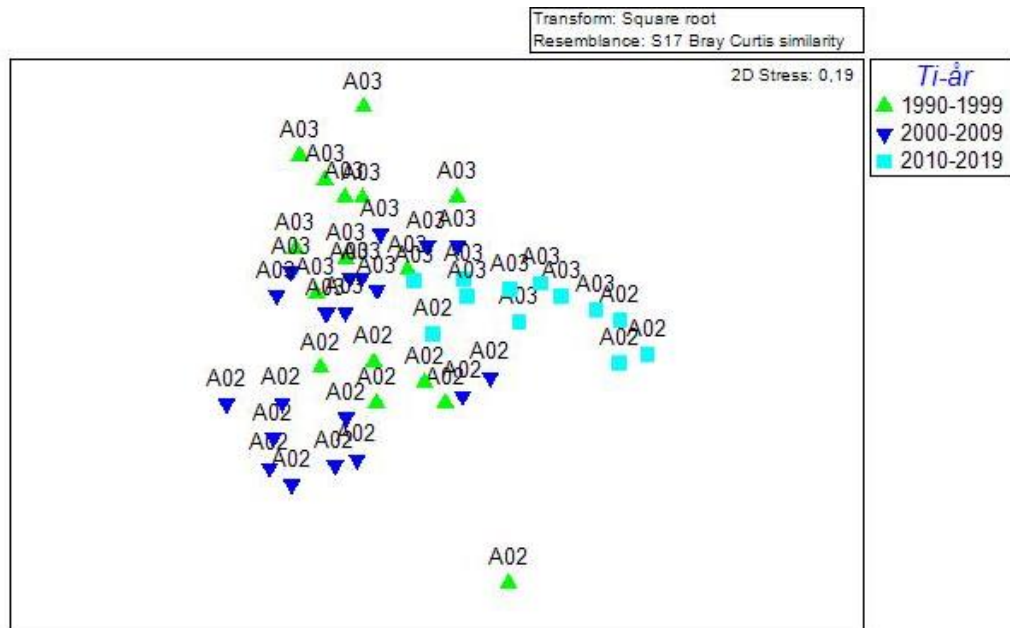
* EQR-verdier er revidert fra tidligere rapporter. Det er benyttet 0-verdi i de tilfeller hvor arter som tidligere er registrert på stasjonen ikke blir gjenfunnet ved senere registreringsår (vi har satt grense på 4 år, tilsvarende en overvåkingsyklus. Dersom det er mer enn 4 år mellom to påfølgende undersøkelser er det ikke satt 0-verdi der hvor tidligere registrerte arter ikke er gjenfunnet

**Stasjonen prøvetas i programmet «Lange tidsserier»

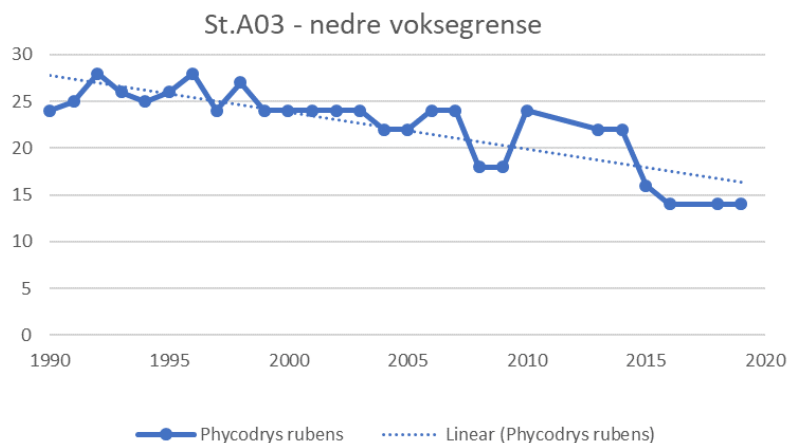
*** Stasjonen har tidligere vært feilaktig klassifisert som «svært god» tilstand, men plasseres i en dårligere tilstandsklasse etter nye nEQR beregninger.

De lengste tidsseriene vi har på hardbunn i Ytre Oslofjord er fra de to stasjonene A02 Færder (HT4), som ligger ved Færder fyr, og A03 Lyngholmene (HT192) utenfor Mefjorden. Begge er bølgeeksponerte stasjoner som ligger i vanntype Åpen eksponert kyst (S1). Det er på disse to stasjoner gjort nesten årlige dykkeregistreringer av alger og dyr på hardbunn tilbake til 1990. Vi har sammenlignet artssammensetningen av alger i dybdeintervallet 4-24 m mellom de tre ti-årsperiodene fra 1990 til nå for å se etter eventuelle systematiske endringer i artsforekomster gjennom perioden.

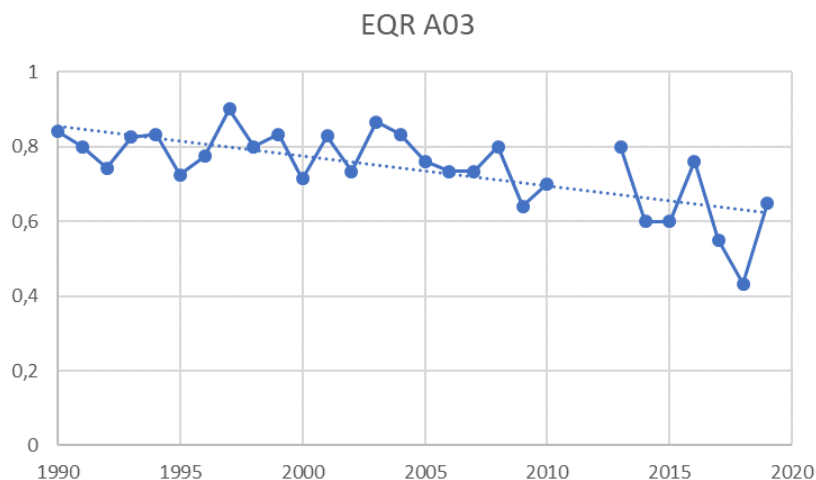
I Figur 26 er et MDS-plott basert på en Bray-Curtis likhetsanalyse av dataene fra de to stasjonene vist. Liten avstand mellom symbolene i plottet indikerer lik artssammensetning. Vi kan se en nokså tydelig forskjell mellom de to stasjonene, men også en antydning til endring over tid som følger samme mønster for begge stasjonene - i plottet vises dette ved en endring mot høyre over tid. En videre analyse av dataene (ANOSIM) viser at det er den siste perioden, 2010-2019, som skiller seg ut mest ut. Plottet indikerer altså at det på disse to stasjoner har vært en endring i artssammensetning av alger på hardbunn i perioden 1990 til 2019, særlig siden 2010, og at forskjellen mellom stasjonene er blitt mindre. En videre analyse av dataene (SIMPER, ikke vist) viser at det særlig er reduserte forekomster av rødalgen eikeving (*Phycodrys rubens*), men også generelt for rødalger, som gjør at den siste perioden skiller seg ut. De reduserte forekomstene avspeiles i den generelle nedgangen i nedre voksegrense gjennom perioden på stasjonen på Lyngholmene (A03) (Figur 27 og Figur 28). Dette kan være et resultat av dårligere lysforhold i vannmassene og/eller økt sedimentering. Det er ingen tydelig økning av typiske eutrofiarter på stasjonene, men de fleste slike arter ville for det meste ha forekommet grunnere enn 4 m og i mer beskyttede områder.



Figur 26. Plottet viser likhet i artssammensetning av alger for prøvetakinger mellom 1990 og 2019 på stasjon A02 Færder og A03 Lyngholmene. I plottet er de tre tidsperiodene 1990-99, 2000-09 og 2010-19 illustrert med ulike symboler. Registreringer mellom 4 og 24 m dyp inngår i analysene.



Figur 27. Nedre voksegrense (m) for rødalgen eikeving (*Phycodrys rubens*) på stasjon Lyngholmene (A03/HT192) i 1990-2019. Forekomsten av eikeving må være minst 'spredt' for at registreringen skal være gyldig som nedre voksegrense.



Figur 28. Utvikling i EQR (Ecological Quality Ratio) basert på nedre voksegrense (MSMDI) for ni makroalger på Lyngholmene (A03/HT192) i perioden 1990-2019.

I 2019 var siktdypet på alle ØKOKYST-stasjoner bortsett fra 'Torbjørnskjær' og 'Jomfrulandsrenna' i tilstandsklasse *moderat*. Dette er et tydelig tegn på at lysforholdene i store deler av Oslofjorden er dårlige, og kan skyldes både avrenning av partikler og organisk stoff fra land, og planktonvekst (Fagerli et al. 2020). Det var ingen systematisk overvåking av siktdyp for 60-70 år siden, men de få siktdypsdata som finnes, og den informasjon vi har om nedre voksegrense for 60-70 år, indikerer at siktdypet var bedre da enn det er nå. Studier har vist at det har vært en nedgang i siktdyp i norske kystfarvann, og gitt de pågående klimatiske endringene kan nedgangen forventes å fortsette (Frigstad et al. 2020).

Det er sannsynlig at det er flere faktorer enn siktdypet som påvirker nedre voksegrense til makroalgene i Ytre Oslofjord, blant annet sedimentering og mangel på substrat. Ikke publiserte registreringer gjort av NIVA på bratte fjellvegger på to lokaliteter i Grenlandsfjordene har vist en økning av sedimentasjonen på fjellet. Siden 1985 har dekningsgraden av sediment på fjellbunnen økt fra under 5 % til nesten 40 % i 2004. Skiftet i artssammensetning på hardbunn i Skagerrak de siste 30 årene, med en reduksjon i makroalgerartene, spesielt røde alger, og økning i dyr, spesielt filterspisere (Frigstad et al. 2018), er antagelig knyttet til økte mengder suspenderte partikler (POM og TSM), samt økende temperatur (Frigstad et al. 2020).

5.4.3 Sukkertare

I 2002 ble det observert omfattende fravær av sukkertare (*Saccharina latissima*) i Skagerrak, på lokaliteter hvor arten tidligere hadde vært vanlig (Moy og Christie 2012). Påfølgende undersøkelser viste at sukkertaren langs store deler av Skagerrakkysten var blitt erstattet av tepper av trådformede alger (lurv), og at det i disse teppene var 'fanget' store mengder partikler. På bakgrunn av resultater fra tidligere overvåking antok Moy og Christie (2012) at denne store endring hadde funnet sted etter 1996. Det er tidligere observert lignende store endringer ulike steder i verden og flestparten er blitt koblet til eutrofi (Moy og Christie 2012, m. referanser). Den reduserte økologiske tilstanden var geografisk omfattende (både Sørlandet og Vestlandet), men kunne ikke spores i strandsonen på noen av stasjonene, hvor det var friske tangsamfunn. Sannsynligvis fordi bølgebevegelse i strandsonen vasker bort lurven (jfr. kap. 5.4.1).

5.4.4 Bløtbunnsområder

Innholdet av total organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN) i bunnsedimentet kan gi en indikasjon på eutrofi-tilstanden på sjøbunnen. Forhøyet innhold av karbon og nitrogen indikerer organisk belastning, mens svært lave verdier kan tyde på at det er lite næring i sedimentet og lite tilgang på føde for bunndyrsamfunnet. Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) kan gi indikasjon på opprinnelsen til det organiske materialet i sedimentet ettersom ulike typer materiale har ulikt innhold av nitrogen. Generelt vil sedimenter hvor detritusmaterialet hovedsakelig har sin opprinnelse i planteplankton gi et lavere C/N-forhold enn terrestrisk plantemateriale.

Flere overvåkingsstasjoner i Oslofjorden har lange tidsserier med data for innhold av TOC/TN i øvre del av sedimentet (0-1 cm sjikt) (**Figur 29**). Merk at de fleste stasjonene ligger i åpent farvann.

Stasjonene med de eldste tidsseriene er:

- OF5 ved Breiangen: 1986-2018, men ikke årlig
- A05/BT40 vest for Færder fyr: 1990-2018, årlig
- A36/BT41 sørvest for Torbjørnskjær: 1986-2018, årlig fra 1990.

Stasjoner med litt kortere tidsserier er:

- OF-4/BT80 ved Bastøy: fra 2008, ikke årlig
- OF-1/BT137 nord for Torbjørnskjær: fra 2015, ikke årlig
- OF-7/BT71 ved Drøbak: fra 2008, ikke årlig

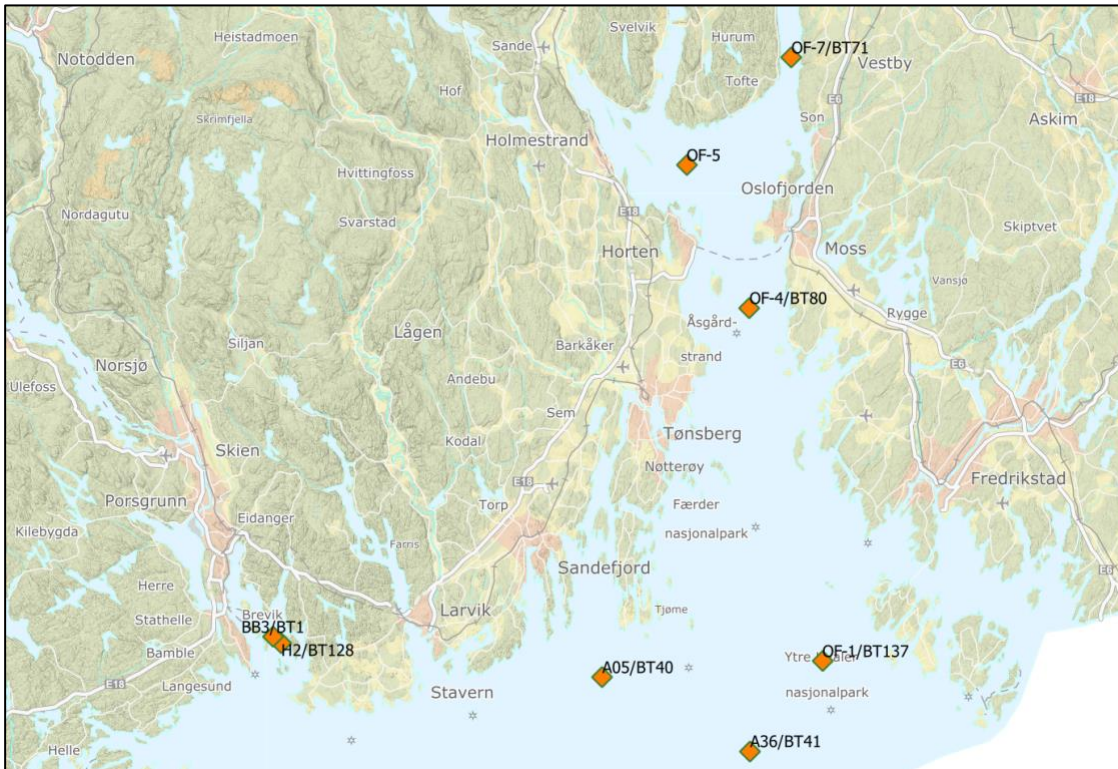
En stasjon i Håøyfjorden (nå kalt BT128 som en del av Økokyst-programmet) har blitt prøvetatt på to litt ulike posisjoner opp gjennom: på 200 m dyp (stasjonskoder H2 og BT128) i 1994-1997 og i 2018-19, og på 100 m (stasjonskoder BB3 og BT1) dyp i 2014-2016.

Den eneste stasjonen med en tydelig økning i TOC-innholdet i sedimentet er BT128 i Håøyfjorden. På 1990-tallet var innholdet av TOC ca. 30 mg/g, mens den i perioden 2014-2019 varierte mellom 40 og 50 mg/g tørrstoff (**Figur 30**). Håøyfjorden er en terskelfjord hvor det har vært anoksisk vann fra 80 m dyp og ned til bunn de siste årene og frem til mars 2018, da det forekom en dypvannsfornyelse. Dypvannsfornyelsen medførte økt oksygeninnhold i bunnvannet i en periode før oksygenet ble forbrukt og det igjen ble anoksiske forhold. I periodene med anoksiske bunnforhold har det vært en svært artsfattig fauna på denne stasjonen. Anoksiske forhold og fravær av bunnfauna kan bidra til at organisk materiale i mindre grad omsettes og brytes ned enn ved oksiske forhold (Gerhardt et al., 2017). Dette kan føre til at mer organisk materiale lagres i sedimentet, noe som vil gi høyt innhold av TOC.

Stasjon OF5 ved Breiangen viser en svak økning i TOC-innholdet over tid, fra gjennomsnitt på $17,4 \pm 0,7$ mg/g på 1990-tallet, til opp mot 20 mg/g de siste årene (2015 og 2018) (**Figur 30**). Denne økningen i TOC i sedimentene samsvarer med hva som kan forventes ved økt primærproduksjon i overflatelaget og reduserte oksygenforhold langs bunn, slik som er observert. Datamaterialet er midlertid lite og forskjellene er mindre enn analysens måleusikkerhet på 20 %. Det kun foretatt analyse av TOC på én sedimentprøve per år, noe som øker resultatenes usikkerhet.

De andre stasjonene viser ingen endring i TOC-innholdet over tidsperioden (**Figur 30**). TOC varierer mellom 15 og 25 mg/g på de fleste stasjonene, med unntak av A05/BT40 vest for Færder hvor innholdet av TOC er vesentlig lavere. TOC-innholdet på A05/BT41 har vært stabilt lavt helt siden tidsserien startet i 1990, med gjennomsnittlig TOC-innhold på $6 \pm 1,2$ mg/g. Også innholdet av nitrogen i sedimentet er lavere på A05/BT41 enn på de andre stasjonene.

Det er kun de to ytre stasjonene som har nok data til å sette opp lengre tidsserier for TN i sediment: A05/BT40 vest for Færder og A36/BT41 sørvest for Torbjørnshjørn (Figur 31). På stasjon A36 ser det ut til å være en nedadgående trend fra 2000-tallet hvor TN lå på rundt 3,6 mg/g til dagens verdier på $1,8 \pm 0,5$ mg/g (2016-2019). Redusert innhold av TN i sedimentet kombinert med uendret innhold av TOC fører til at C/N-forholdet øker fra rundt 7 på 2000-tallet til mellom 10 og 16 de senere årene (2016-2019). Høyere C/N-forhold tyder på økt innslag av detritusmateriale av terrestrisk opprinnelse i sedimentet. Dette kan blant annet skyldes økte elvetilførsler.



Figur 29. Kart over stasjoner som har lengre tidsserier for total organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN) i sediment, eller for bløtbunnsfauna.

På A05 ved Færder er innholdet av TN i sedimentet generelt lavt, i likhet med TOC, og har de siste årene vært under deteksjonsgrensen på 1 mg/g. Det er derfor vanskelig å si noe sikkert om utviklingen over tid, men dataene kan tyde på en nedgang fra verdier på 1,5 mg/g rundt 2000-tallet til dagens verdier på < 1 mg/g. På stasjon BT128 i Håøyfjorden har innholdet av TN i sedimentet, i likhet med TOC, økt fra rundt 3,5 til 4,5 mg/g fra perioden 1994-1997 til 2018-2019.

Det er en generell trend at C/N-forholdet øker utover fjorden fra Drøbak (stasjon BT71 Hvitsten) til Færder (stasjon BT41) (Fagerli et al. 2020). Dette tyder på at innslaget av terrestrisk plantemateriale øker utover i fjorden, og skyldes sannsynligvis at de største elvene har utløpene sine i ytre deler av fjorden. Økningen i C/N-forholdet på A36, som er den av stasjonene med lange tidsserier som ligger nærmest utløpet til Glomma (Figur 29), indikerer at tilførselene av terrestrisk materiale til sedimentet har økt de senere årene. Dette støttes av data fra Elvetilførselsprogrammet som viser økende tilførsler av organisk karbon (TOC), nitrogen og fosfor knyttet til økt vannføring (Gundersen m.fl. 2019).

5.4.5 Bløtbunnsfauna: arts- og individtall og økologisk tilstand

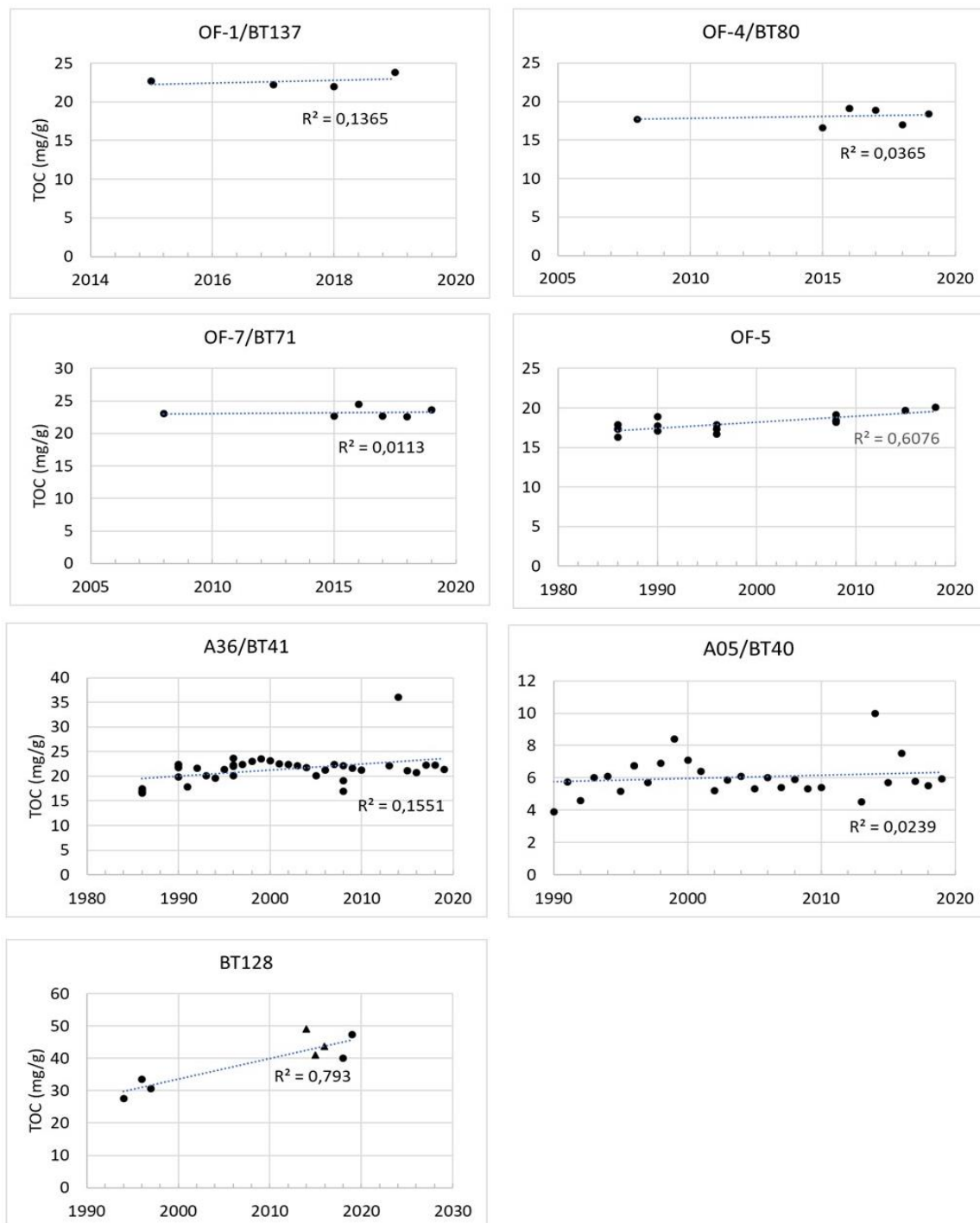
Stasjonene i Ytre Oslofjord har lengre tidsserier for bunndyrssamfunn enn for TOC/TN. De tre stasjonene OF-5, OF-7/BT71 og OF-4/BT80 i indre deler av Ytre Oslofjord (Figur 29) har faunadata fra 1997 til 2019. Den generelle trenden for de tre indre stasjonene er en økning i antall arter og individer over perioden (Walday et al. 2019). Den økologiske tilstanden (basert på nEQR-verdien) har midlertid vært relativt uendret, og viser *god* tilstand gjennom hele perioden.

De tre stasjonene OF-1/BT137, A36/BT41 og A05/BT40 ligger i de mer ytre og åpne delene av Ytre Oslofjord (Figur 29). Stasjonene A36/BT41 og A05/BT40 har årlige prøvetakinger fra 1990-2019. OF-1/BT137 har data fra 2001-2019, men ikke årlig. De tre ytre stasjonene har, i motsetning til de tre indre stasjonene, hatt en nedgang i antall arter og individer i perioden (Walday et al. 2019). Den økologiske tilstanden har likevel forbedret seg på to av stasjonene: på A05/BT40 har tilstanden gått fra *god* til *svært god*, og på A36/BT41 har tilstanden gått fra *moderat* til *god*. På OF-1/BT137 er den økologiske tilstanden uendret og ligger på grensen mellom *moderat* og *god*.

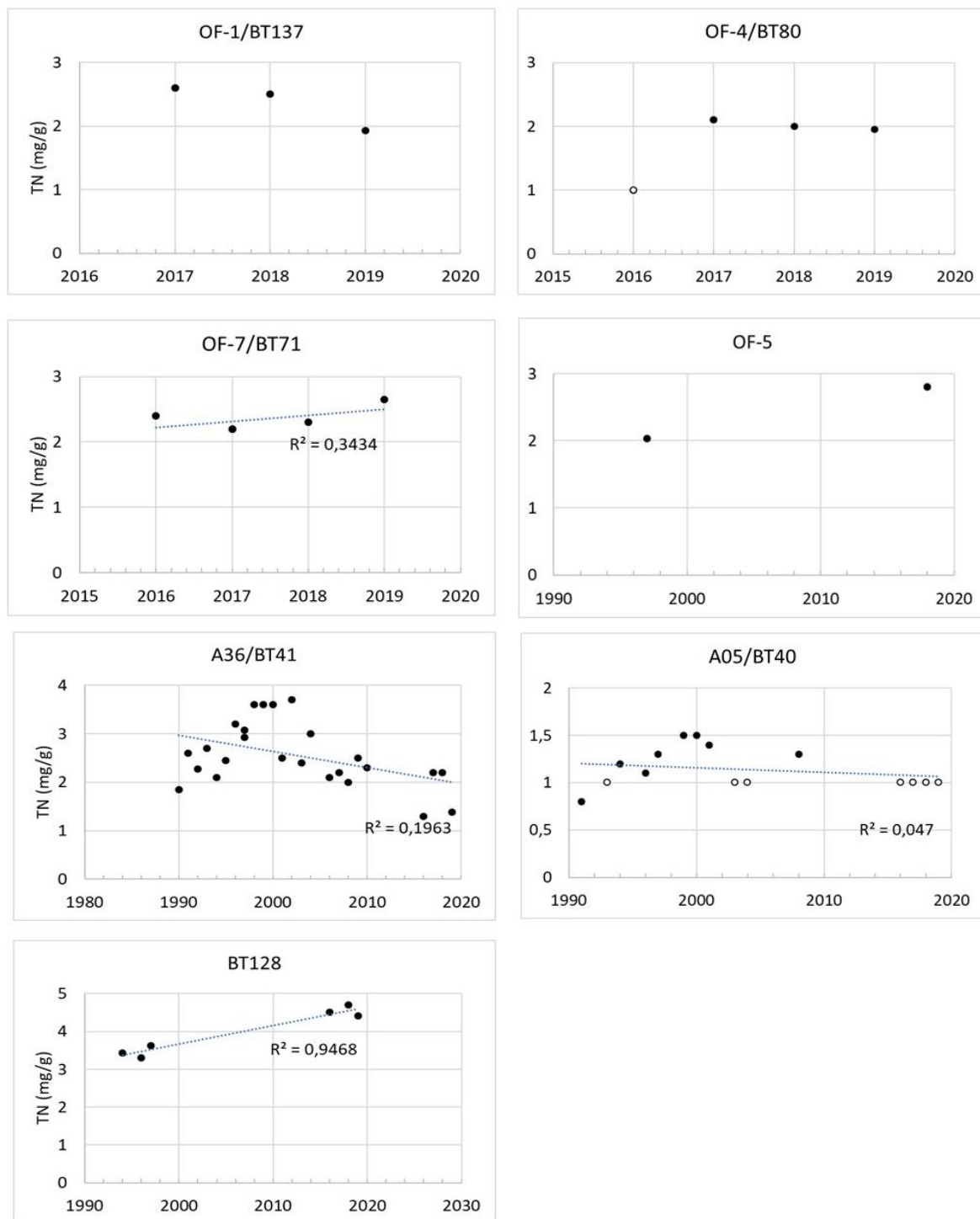
Den økologiske tilstanden for bløtbunnsfauna bestemmes på grunnlag av bunndyrssamfunnets artsdiversitet, tilstedeværelse av dominerende arter og artenes grad av følsomhet eller toleranse for forstyrrelser. Ved organisk belastning og eutrofiering er det vanlig at artsmangfoldet reduseres samtidig som individtallene øker fordi noen få tolerante eller opportunistiske arter blir svært dominerende. Overvåking av bløtbunnsfauna har vist seg særlig egnet til å avdekke slike effekter (Borja et al. 2000, 2011; Culhane et al. 2019). Indeksene er derimot ikke like godt egnet til å avdekke forverret tilstand som følge av industriforurensning, oksygenvinn eller næringsbegrensning (Borgersen et al. 2019; Oug 2013). I slike tilfeller observeres ofte en utarmet fauna med lave arts- og individtall, og stasjon A04/BT40 ved Færder er et eksempel på dette: den økologiske tilstanden for bløtbunnsfauna har siden starten av tidsserien stort sett ligget i øvre sjikt av tilstandsklasse *god*, og i 2019 ble stasjonen klassifisert til *svært god*. De siste årene har det midlertid vært under 100 individ på stasjonen, som regnes som lavt, og antallet arter har vært det laveste målte gjennom hele overvåkingsperioden (Fagerli et al. 2020). Mange av artene som lever av organisk materiale, enten nede i sedimentet, på sedimentoverflaten eller fra vannsøylen har hatt svært lav tetthet. Årsaken til denne reduksjonen er ikke kjent, men kan skyldes fødebegrensning (mindre mat) eller tråling, eller en kombinasjon av de to (Walday m.fl. 2019).

Indeksene klarer heller ikke alltid å fange opp en endring over tid dersom det er en parallell nedgang eller økning i antall arter OG individer. Dette gjelder særlig for diversitetsindeksene, som påvirkes i større grad av individfordelingen mellom artene enn av antallet arter som er til stede. Dette ser man eksempler på både fra de indre og ytre delene av Ytre Oslofjord, som har hatt henholdsvis økende og synkende arts- og individtall over en lengre tidsperiode, uten at den økologiske tilstanden har endret seg vesentlig.

Stasjon BT128 i Håøyfjorden (Figur 29) er prøvetatt relativt jevnlig siden 1987, men med et noe lengre opphold mellom 1997 og 2008. Forholdene har i hovedsak vært ganske dårlige, med anoksiske forhold og svært artsfattig fauna (Fagerli et al. 2020). De til tider høye individtallene skyldes høy dominans av opportunistiske og tolerante arter, som ofte har blitt funnet i store mengder på denne stasjonen. Det er ikke en åpenbar sammenheng mellom den observerte økningen i TOC-innholdet på stasjonen og variasjonen i faunavariablene (antall arter og individer og nEQR). Oksygenforholdene i sedimentet og grad av vannutskifting vil trolig ha større effekt på bunndyrene enn selve mengden av organisk karbon i sedimentet.



Figur 30. Tidsserier for total organisk karbon (mg/g TOC) i sediment på syv stasjoner i Ytre Oslofjord. Se **Figur 29** for stasjonenes plassering. Stasjon BT128: runde symboler = 100 m dyp, trekantede symboler = 200 m dyp.



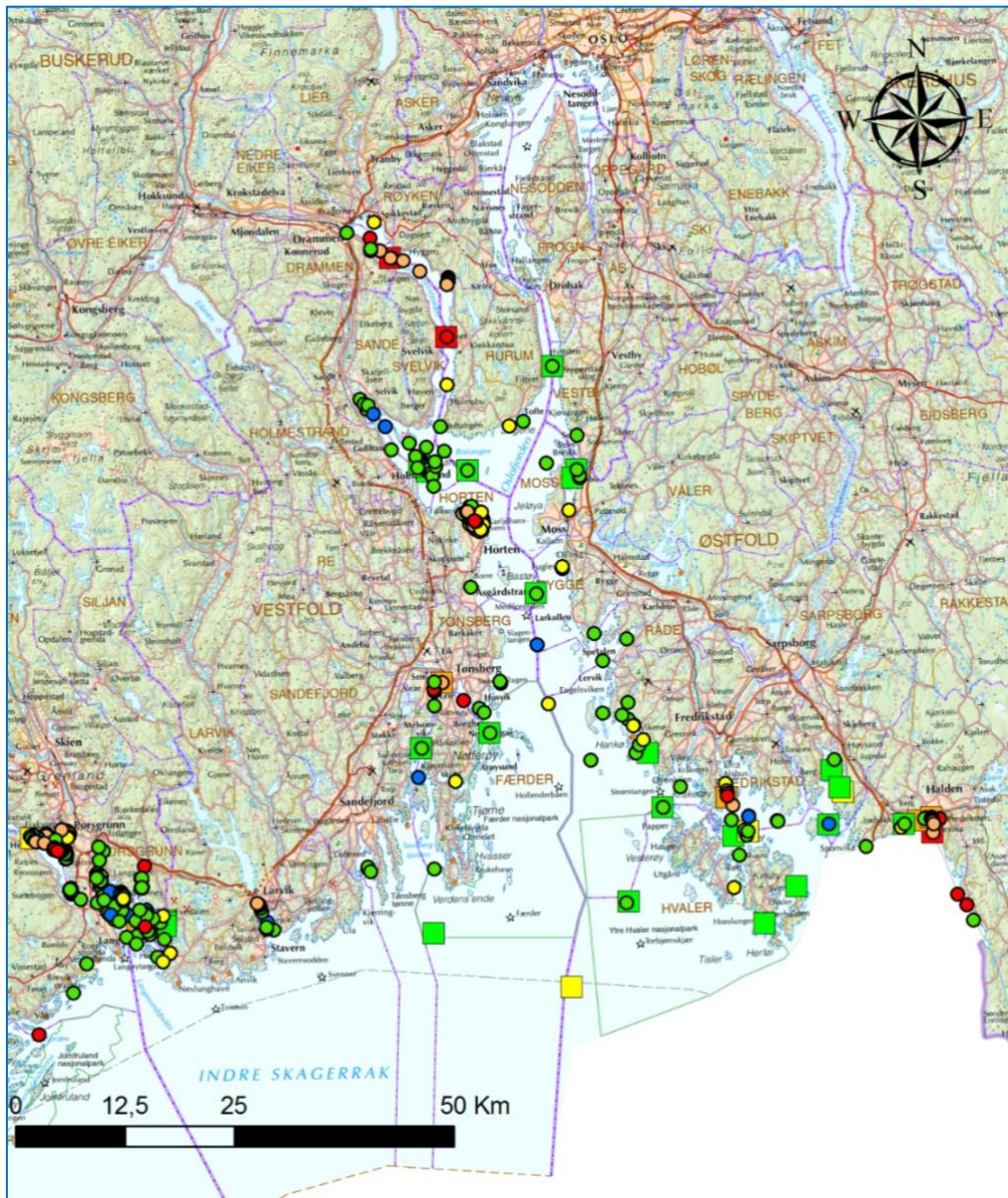
Figur 31. Tidsserier for totalt nitrogen (mg/g TN) i sediment på syv stasjoner i Ytre Oslofjord. Se **Figur 29** for stasjonenes plassering. Åpne symboler = TN er under deteksjonsgrensen på 1 mg/g, og gitt verdi 1 mg/g.

I perioden 2007-2018 er det gjennomført en rekke undersøkelser av tilstanden på bløtbunn i Ytre Oslofjord med både grabb og SPI-kamera. Dette omfatter prøvetaking i regi av Fagrådet for Ytre Oslofjord, Miljødirektoratet (ØKOKYST-programmet) og tiltaksrettet overvåking for industri.

Undersøkelsene har dekket store deler av Ytre Oslofjord. **Figur 32** viser at tilstanden på bløtbunn, basert på både SPI og fauna i perioden 2007-2018, jevnt over er *god* i de mer åpne kystområdene. Flere av de innelukkede fjordsystemene har derimot *dårlig* til *svært dårlig* tilstand, for eksempel Drammens-fjorden, Ringdalsfjorden og Iddefjorden, Tønsbergfjorden og Frierfjorden. Også områdene ved Glommas utløp og Horten havn har *dårlig* til *svært dårlig* tilstand.

I 2020 ble det gjennomført undersøkelse av bløtbunnsfauna i fem vannforekomster i Vestfold og Telemark (Borgersen, 2021). Resultatene viste *svært dårlig* tilstand for bløtbunnsfauna i Bærøyfjorden ved Kragero og i Byfjorden ved Tønsberg, og *moderat* tilstand i Vrengen mellom Nøtterøy og Tjøme. Stasjonene i Larviksfjorden og ved Stavern fikk derimot *god* tilstand.

Resultatene for bløtbunnsfauna (basert på grabb og SPI) samsvarer godt med oksygenforholdene i bunnvannet. Områder med oksygenfattig bunnvann som Drammensfjorden, Iddefjorden, Frierfjorden, Håøyfjorden, Kragerøområdet og Tønsbergfjorden (**Figur 6**) har uten unntak også *svært dårlig* tilstand for bløtbunnsfauna (**Figur 32**). Den observerte reduksjonen i oksygenforholdene i Breiangen (se **Figur 15**) er derfor bekymringsverdig, og det er grunn til å forvente en forverring av tilstanden for bløtbunnsfauna hvis de dårlige oksygenforholdene vedvarer.



Figur 32. Tilstand på bløtbunn i Ytre Oslofjord i perioden 2007 - 2018. Resultater fra både grabbstasjoner (firkant) og SPI-stasjoner¹⁴ (sirkel) er vist. For de stasjonene som er undersøkt flere ganger i perioden er siste registrerte tilstand vist. Blå=svært god tilstand, grønn=god tilstand, gul=moderat tilstand, oransje=dårlig tilstand, rød=svært dårlig tilstand. Figur fra Walday et al. 2019.

¹⁴ SPI= 'Sediment Profile Imaging', er en metode for å undersøke tilstanden i bunnsedimenter ved fotografering.

6 Forekomst av nitrogen i vannmassene

I dette kapitlet skal vi se på mengden nitrogen i vannmassene i Ytre Oslofjord. I **Tabell 6** vises dagens tilstand for nitrat i vannmassene fra stasjoner i Ytre Oslofjord.

Tabell 6. Målinger av næringsalter i overflatelaget, hovedsakelig fra perioden 2017-2019. For ammonium mangler det på mange stasjoner nyere data, og da er eldre data brukt. I denne tabellen er klassegrensene justert for saltholdighet i tråd med Veileder 02:2018. Enheten er µg/L. NO_x er summen av nitrat og nitritt.

Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Salth. 0-5m (psu)	TN		NO _x		NH ₄		TP	TP	PO ₄	PO ₄	Grunnlag parameter	Grunnlag NH ₄
				Jun-Aug	Des-Feb	Jun-Aug	Des-Feb	Jun-Aug	Des-Feb						
D-2	59.6280	10.4210	2.5	330	393	181	233	15.0		8.9	12.2	3.3	9.0	2018-2020	2001-2007
D-3	59.7060	10.3140	2.6	374	475	194	282	21.0		7.9	16.3	2.5	11.7	2018-2020	2001-2007
BC-1	59.1040	9.6180	7.5	352	385	136	201	45.9	134.9	8.7	13.0	3.2	11.5	2018-2020	2001-2007
ID-2	59.0750	11.3850	10.3	362	607	112	286	40.0		10.8	20.3	1.9	14.6	2018-2020	2001-2007
R-5	59.1120	11.3140	10.8	359	649	83	310	21.4	46.4	14.2	23.6	3.7	16.9	2018-2020	2001-2007
I-1	59.1090	11.0020	18.5	286	364	88	147	23.4	15.9	10.9	20.2	3.1	14.7	2018-2020	2001-2007
SP-1	59.0892	11.2296	19.2	262	308	37	137	18.5		12.6	29.2	2.8	22.3	2018-2020	2001-2007
Hu6	59.2089	11.0720	19.5			148	197	67.0	325.0	51.0	111.0			1999	1999
VT67	59.0391	9.7332	20.1	193	245	27	104	12.4	18.2	13.5	21.3	3.6	14.3	2018-2020	2018-2020
S-9	59.1140	11.1620	22.5	254	384	33	156	15.9	17.3	10.6	20.2	2.2	14.7	2018-2020	2001-2007
VT66	59.0227	9.7968	23.5	182	238	13	97	8.0	17.9	12.8	21.6	3.0	14.4	2018-2020	2018-2020
MO-2	59.4840	10.6780	23.6	205	315	23	143	19.3		8.6	20.6	2.1	15.6	2018-2020	2001-2007
SKJ-1	59.1800	11.1800	23.9	226	271	18	127	16.0		12.1	21.1	1.6	15.3	2018-2020	2001-2007
Ø-1	59.1370	10.8340	24.0	244	316	22	118	13.2		13.5	20.0	2.1	14.5	2018-2020	2001-2007
VT10	59.4867	10.4583	24.1	185	241	12	119	11.3	10.5	11.2	23.1	2.9	16.2	2017-2019	2017-2019
Ep1	59.7863	10.7238	24.4	232	352	31	213	9.9	5.3	14.9	38.0	1.5	18.2	2017-2019	2017-2019
VT4	59.6047	10.6334	24.9	200	312	12	159	14.1	17.8	10.8	26.4	3.1	17.8	2018-2020	2018-2020
Im2	59.6220	10.6282	24.9	208	323	31	139	5.6	11.2	21.1	26.8	1.2	11.0	2017-2019	2017-2019
VT68	58.9069	9.6233	25.1	168	223	3.6	85	7.3	22.4	14.0	22.6	2.9	15.3	2018-2020	2018-2020
Dk1	59.8150	10.5694	25.3	222	338	21	182	7.0	12.7	15.5	30.9	1.1	19.1	2017-2019	2017-2019
VT2	59.3587	10.5906	25.4	178	259	5.3	120	8.5	16.7	11.7	22.8	2.5	15.5	2018-2020	2018-2020
VT3	59.0407	10.7608	26.0	174	236	8.0	84	7.6	18.9	11.9	23.7	2.9	15.5	2018-2020	2018-2020
LA-1	59.0190	10.0520	26.0	210	240	10.1	90	12.9		10.6	20.3	2.5	14.5	2018-2020	2001-2007
VT65	59.1867	10.6917	26.2	178	247	6.1	105	7.9	18.3	12.2	22.9	2.6	15.7	2018-2020	2018-2020
BO-1	59.1899	10.5362	26.2	187	248	7.7	103	16.0		9.4	18.5	1.6	14.9	2018-2020	2001-2007
TØ-1	59.2030	10.3550	27.2	201	320	51	125	27.7		12.2	23.8	2.7	16.7	2017-2020	2001-2007
KF-1	59.3100	10.7690	27.3	201	287	7.2	105	32.0		11.2	21.8	2.6	16.6	2018-2020	2001-2007
SF-1	59.0770	10.2460	27.8	200	273	6.9	104	26.4		11.4	21.5	1.9	15.1	2018-2020	2001-2007

6.1 Klassegrenser for nitrogen i vannmassen

For å bedømme mengden nitrogen i vannmassene brukes tilstandsklasser, hvor det fins øvre og nedre grenser for de fem klassene «svært god», «god», «moderat», «dårlig» og «svært dårlig». I Veileder 02:2018 fins det klasser for vanntyper med forskjellig saltholdighet og for vinter og sommersesongen. I **Tabell 7** og **Tabell 8** er de norske klassegrensene for vann med saltholdighet over 18 psu for

henholdsvis sommer og vintersesongen. I det norske systemet er det grenseverdier for nitrogenformene totalt nitrogen (TN), summen av nitrat og nitritt ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) og ammonium (NH_4).

Siden det er satt grenseverdier for både total mengde nitrogen og de løste uorganiske formene, så kan en ved å se på differansen mellom TN og NO_3 få en formening om hvilken mengde med organisk stoff som forventes i vann med forskjellige klasser. Denne differansen er beregnet i høyre kolonne i de to tabellene. På sommeren burde det ifølge klassegrensene være mer organisk nitrogen enn på vinteren.

Tabell 7. Grenseverdier for nitrogen på sommeren (juni-august) som er hentet fra Tabell 9.26 fra Veileder 02:2018 for saltholdighet over 18 psu. Tallene i denne tabellen er identiske som de som fins i Veileder 97:03 (bortsett fra at den gjelder for saltholdighet over 20 psu). I høyre kolonne er det regnet differansen mellom TN og summen av NO_3 og NO_2 .

Tilstandsklasse	Totalt nitrogen (TN) ($\mu\text{g N/L}$)	Nitrat og nitritt ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) ($\mu\text{g N/L}$)	Ammonium (NH_4) ($\mu\text{g N/L}$)	TN - NO_3 - NO_2 ($\mu\text{g N/L}$)
Svært god	< 250	< 12	< 19	< 238
God	250-330	12-23	19-50	238-307
Moderat	330-500	23-65	50-200	307-435
Dårlig	500-800	65-250	200-325	435-550
Svært dårlig	> 800	> 250	> 325	> 550

Tabell 8. Grenseverdier for nitrogen på vinteren (desember-februar) som er hentet fra Tabell 9.26 fra Veileder 02:2018. Tallene i denne tabellen er nesten identiske som de som fins i Veileder 97:03, bortsett fra grenseverdien for svært god tilstand for TN og $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ er endret minimalt (tall i parentes). I høyre kolonne er det regnet differansen mellom TN og summen av NO_3 og NO_2 .

Tilstandsklasse	Totalt nitrogen (TN) ($\mu\text{g N/L}$)	Nitrat og nitritt ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$) ($\mu\text{g N/L}$)	Ammonium (NH_4) ($\mu\text{g N/L}$)	TN - NO_3 - NO_2 ($\mu\text{g N/L}$)
Svært god	< 291 (295)	< 97 (90)	< 33	< 194
God	291-380	97-125	33-75	194-255
Moderat	380-560	125-225	75-155	255-335
Dårlig	560-800	225-350	155-325	335-450
Svært dårlig	> 800	> 350	> 325	> 450

Grenseverdiene for NH_4 er svært høye. Svært mange av stasjonene i **Tabell 6** blir klassifisert som «svært god», som virker noe mistenkelig. Det er kun stasjon BC-1 i Frierfjorden og Hu6 i Hunnebunn som får dårligere klassifisering enn «god». Grenseverdiene ble satt når veileder 97:03 ble utarbeidet, og har ikke vært endret siden den gang.

Grenseverdiene for nitrogen i Veileder 02:2018 er hentet fra den eldre utgaven av veilederen for vannkvalitet (97:03), men er endret noe. Det ble gjennomført en statistisk analyse når grenseverdiene ble utviklet for nesten 25 år siden, men det var da begrenset med data tilgjengelig, spesielt for ammonium. Intensjonen den gang var at det skulle gjøres en ny statistisk analyse periodisk med 4-5 års mellomrom, etter hvert som datagrunnlaget økte. Dette er i liten grad gjennomført.

I det svenske systemet (HVMFS 2019:25) fins det klassegrenser for løst uorganisk nitrogen (DIN) for vintersesongen. Det fins ikke klassegrenser for nitrat og ammonium hver for seg, og det fins heller ikke

klassegrenser for sommersesongen. I **Tabell 9** er det hentet ut grenseverdier fra HVMFS 2019:25 som gjelder for Skagerrak. Disse er sammenlignet med summen av grenseverdiene for nitrat og ammonium i **Tabell 8**. Sammenlignet med de svenske grenseverdiene for Skagerrak, så ligger de norske grenseverdiene for DIN 2 til nesten 4 ganger så høyt.

Grenseverdiene for nitrogen som fins i Veiledere 02:2018 burde gjennomgås på nytt, og de burde harmoniseres med de svenske grenseverdiene, siden begge landene har vannforekomster som grenser til hverandre i Skagerrak.

I denne rapporten er det valgt å definere *overkonsentrasjon* av nitrogen som de konsentrasjoner som er høyere enn grensa mellom moderat og god tilstand etter tabell 9.26 i Veileder 02:2018, som vil si over 23 µg N/L på sommeren og over 125 µg N/L på vinteren.

Tabell 9. Sammenligning av grenseverdier for løst uorganisk nitrogen fra vinteren fra den norske Veileder 02:2018 og den svenske veilederen (HVMFS 2019:25). De svenske verdiene gjelder for vanntypen «Västerhavet» hvor saltholdigheten er mer enn 20 psu, som vil si Skagerrak.

Tilstandsklasse for DIN (NO ₃ + NO ₂ + NH ₄)	Norske grenseverdier (µg N/L)	Svenske grenseverdier (µg N/L)
Svært god (Hög)	< 130	< 64
God (God)	130-200	64-77
Moderat (Måttlig)	200-380	77-118
Dårlig (Otilf.)	380-675	118-178
Svært dårlig (Dålig)	> 675	> 178

6.2 MARTINI-modellen

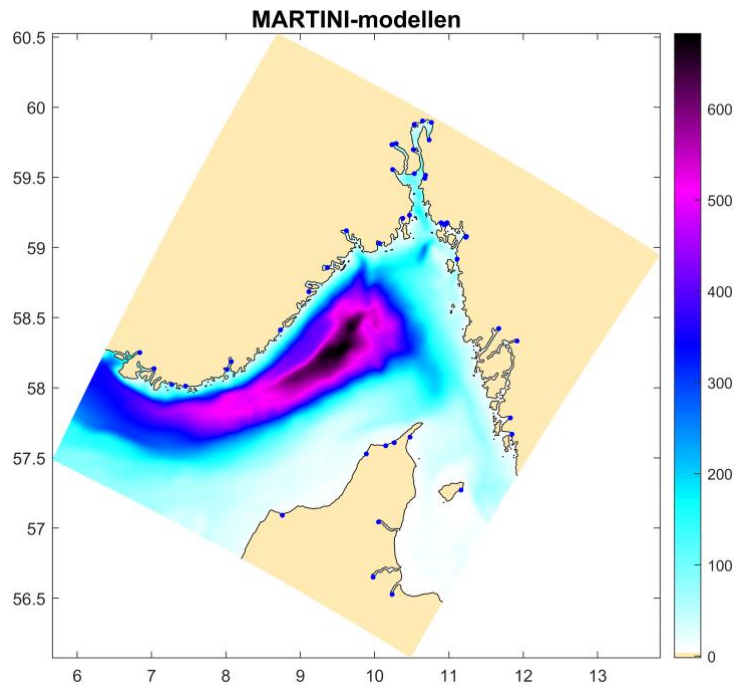
I forskningsprosjektet MARTINI, som har undertittelen «Å forstå og forutsi vannkvalitet for økosystembasert forvaltning av norske fjorder, kystvann og hav» har det blitt utarbeidet en havmodell som beskriver sirkulasjon av både fysiske, kjemiske og biologiske parametere i Skagerrak.

Utgangspunktet er en modell som beskriver fysikken, det vil si sirkulasjon av vannmassene, saltholdigheten og temperaturen i vannet. Modellområdet er vist i **Figur 33**, og er et utsnitt fra modellen Norkyst (Albretsen et al., 2011) som dekker hele landet. Havområdet er delt inn i ruter på 800x800 m. Programmet som brukes heter ROMS¹⁵, som er en forkortelse for «Regional Ocean Modeling System».

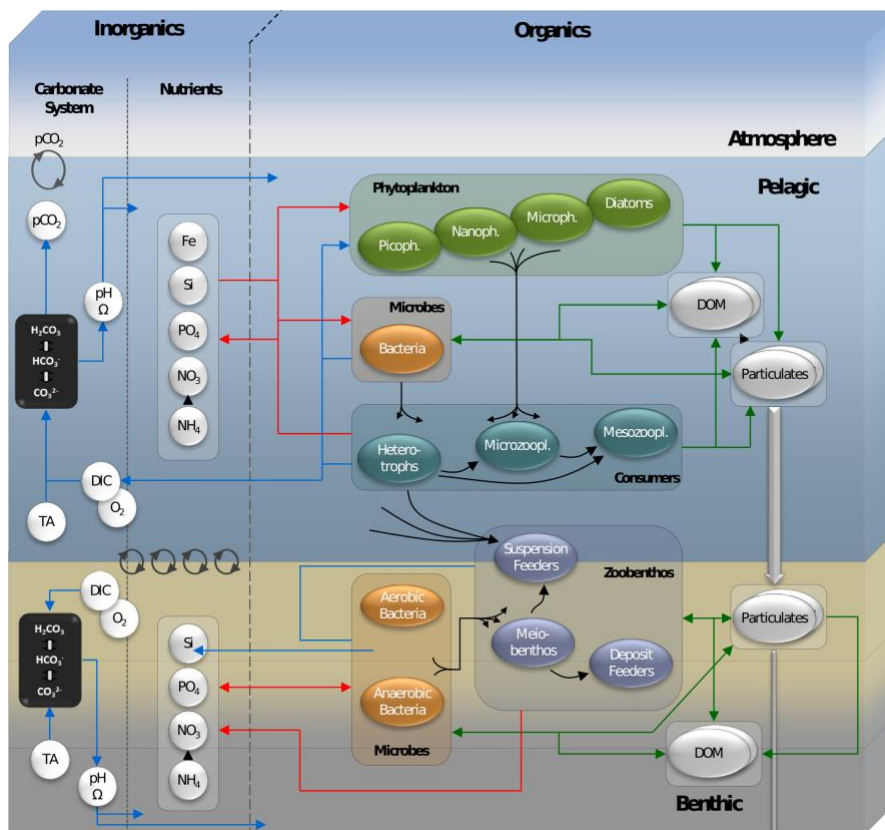
En kompleks biologisk modell er koblet på programmet ROMS, slik at i tillegg til de fysiske parameterne beregnes konsentrasjon av næringssalter, organisk stoff, marine bakterier, planteplankton og dyreplankton, for å nevne noe. Denne biologiske modellen kalles ERSEM¹⁶. De viktigste elementene i modellen er framstilt skjematisk i **Figur 34**.

¹⁵ <https://www.myroms.org/>

¹⁶ https://www.pml.ac.uk/Modelling_at_PML/Models/ERSEM



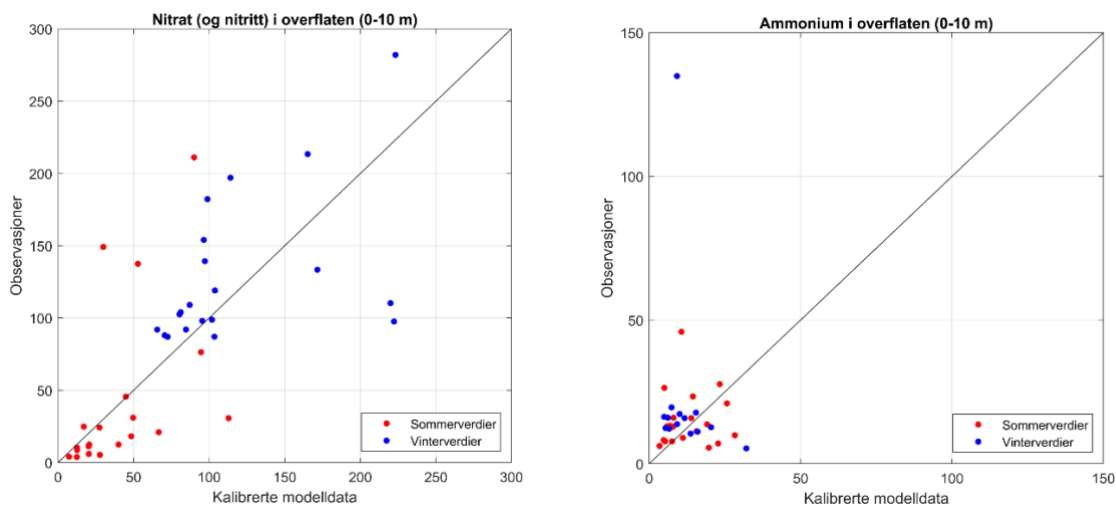
Figur 33. Modellområdet til MARTINI-modellen. De blå prikkene viser hvor det er lagt inn tilførsler i modellen. Fargeskalaen angir bunnforholdene.



Figur 34. Skjematisk beskrivelse av de biokjemiske prosessene i MARTINI-modellen. Den biologiske delen av modellen kalles ERSEM.

I MARTINI-modellen beregnes summen av nitrat og nitritt i vannmassen, mens nitritt ikke beskrives separat. Ammonium beskrives som en egen variabel. Modellresultatene midlet for 0-10 m er sammenlignet med observasjonene i **Tabell 6**. Modellen overestimerer nitrat og nitritt på sommeren og underestimerer på vinteren. Til venstre i **Figur 35** har sommerverdiene fra modellen blitt multiplisert med en faktor 0,9 og vinterverdiene med en faktor 1,8 (vises på x-aksen). Observasjonene vises på y-aksen. I enkelte områder er det store avvik mellom modell og observasjonen, men modellen beskriver det generelle bildet med høyere verdier i de indre områdene og lavere verdier lenger fra kildene.

Til høyre i **Figur 35** er modellert ammonium sammenlignet med observasjonene. Modellen overestimerer ammonium både på sommer og vinter, og modellverdiene har derfor blitt multiplisert med en faktor 0,5 i figuren. Det er ingen korrelasjon mellom modelldata og observasjoner, men det er begrenset med data tatt med i analysen. Modellen gir der et bilde av det generelle ammoniumnivået i fjorden. Det er utfordrende å modellere nitrifikasjon, denitrifikasjon og eventuell andre bakterielle prosesser, spesielt hvordan disse varierer romlig. I neste delkapittelet vil det sees på hvordan observasjoner og modelldata varierer i fjorden.



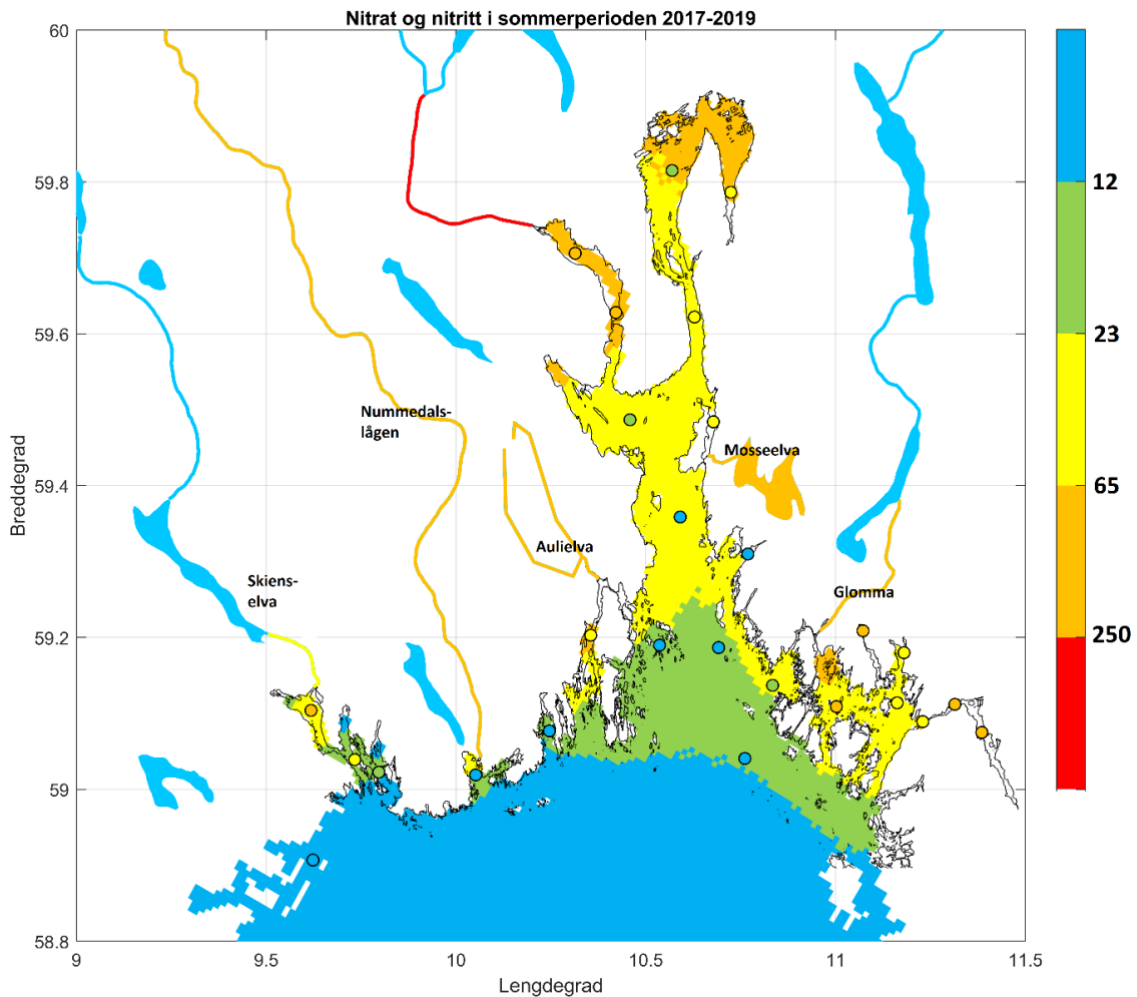
Figur 35. Sammenligning av kalibrerte modellverdier og observasjoner. Til venstre vises nitrat og nitritt. Til høyre vises ammonium. Den høye verdien på observert ammonium ($135 \mu\text{g N/L}$) er fra Frierfjorden (BC-1).

6.3 Nitrat og nitritt i vannmassen

I **Figur 36** vises det hvordan konsentrasjonen av nitrat og nitritt varierer i fjorden i sommersesongen. Resultatene fra observasjonene er vist som prikker lagt oppå de kalibrerte modellresultatene. I Frierfjorden og Ramsøflaket i Hvaler gir modellen lavere verdier enn observasjonene. I de sentrale delene av fjorden fra Breiangeren til omtrent Missingene gir modellen høyere verdier. Årsaken til dette er at modellens horisontale oppløsning er for grov til å beskrive sirkulasjonen i fjorden helt korrekt. I en annen havmodell, FjordOs-modellen¹⁷ som har høyere oppløsning, vises det ofte at tilførselene fra Drammensfjorden holder seg på vestsiden av fjorden (se **Figur 37**). Noen ganger kan tilførsel fra Drammenselva (og fra Aulielva ved Tønsberg) gi lavere saltholdighet nesten helt ut til Færder,

¹⁷ <https://fjordos.usn.no/>

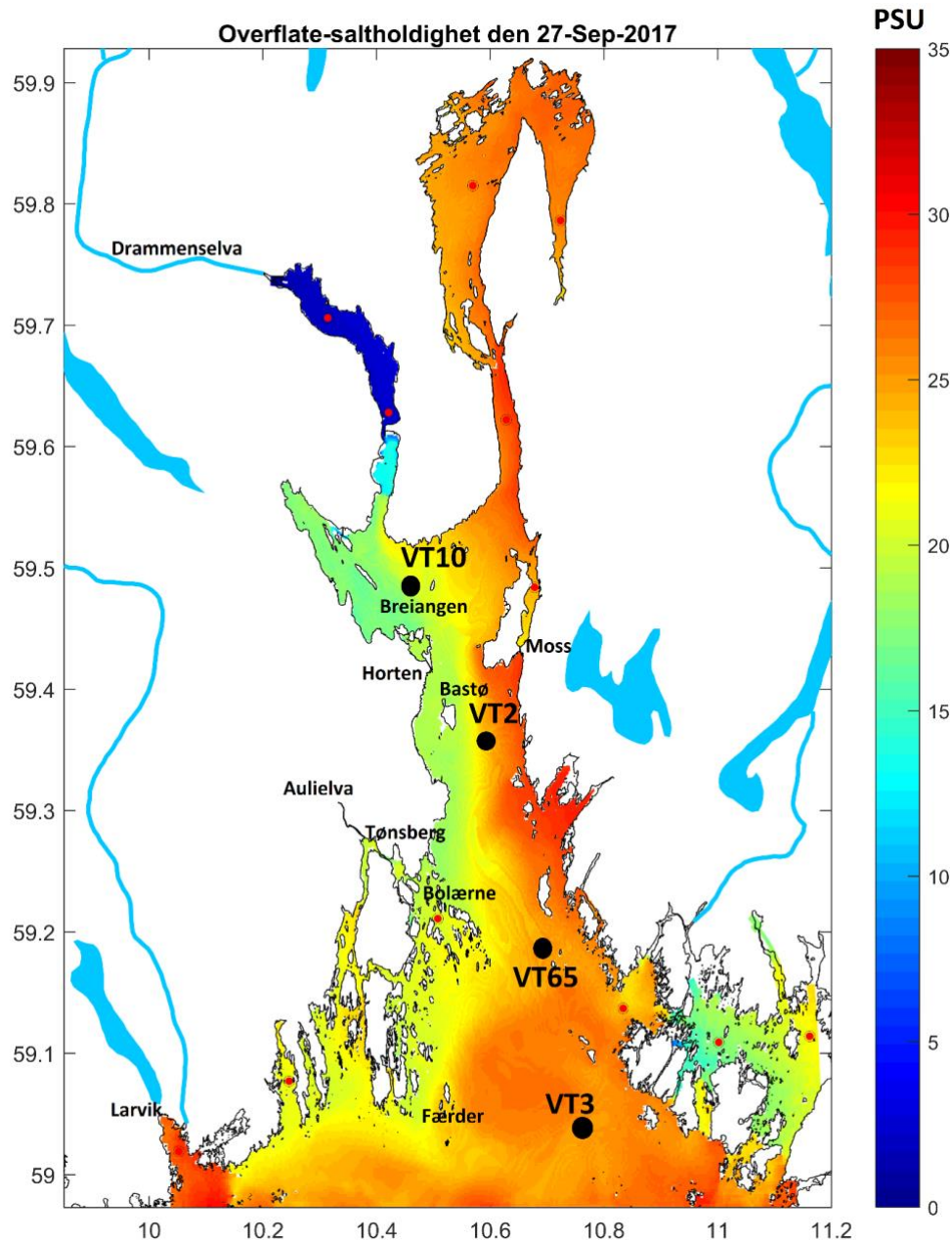
sammenlignet med det en finner ved stasjon VT2, som ligger midt i fjorden utenfor Bastø. I MARTINI-modellen blir ikke slike nyanser fanget opp.



Figur 36. Nitrat og nitritt i overflatelaget (0-10 m) i sommersesongen (juni-august), basert på MARTINI-modellen og vannprøver for perioden 2018-2020. Fargeskalaen angir nEQR-verdi basert på Tabell 7 og vil avvike fra klassifiseringen i Tabell 6 for områder med lav saltholdighet.

Basert på saltholdigheten fra FjordOs-modellen kan det tyde på at stasjon VT2 ikke alltid er representativ for vannmassene rundt Bastø. Faktisk kan modellresultatene gi et mer korrekt bilde av konsentrasjonen i vannmassen, siden i modellen ser en på alle deler av fjorden, og ikke kun på tilstanden i enkelte punkter. Det er tydelig fra **Figur 37** at nettverket av stasjoner i liten grad fanger opp gradienter mellom vestsiden og østsiden av fjorden. Denne mangelen på data gjør at en må legge mer vekt på modellresultatene. I området mellom Breiangen og Færder er det liten samsvar mellom observasjonene og modellen. I følge MARITINI-modellen går grensa mellom moderat og god tilstand ved Bolærne, mens observasjonene tyder på at denne grensa ligger innenfor stasjon VT10 i Breiangen. Vi antar at grensa går et sted mellom disse to ytterpunktene.

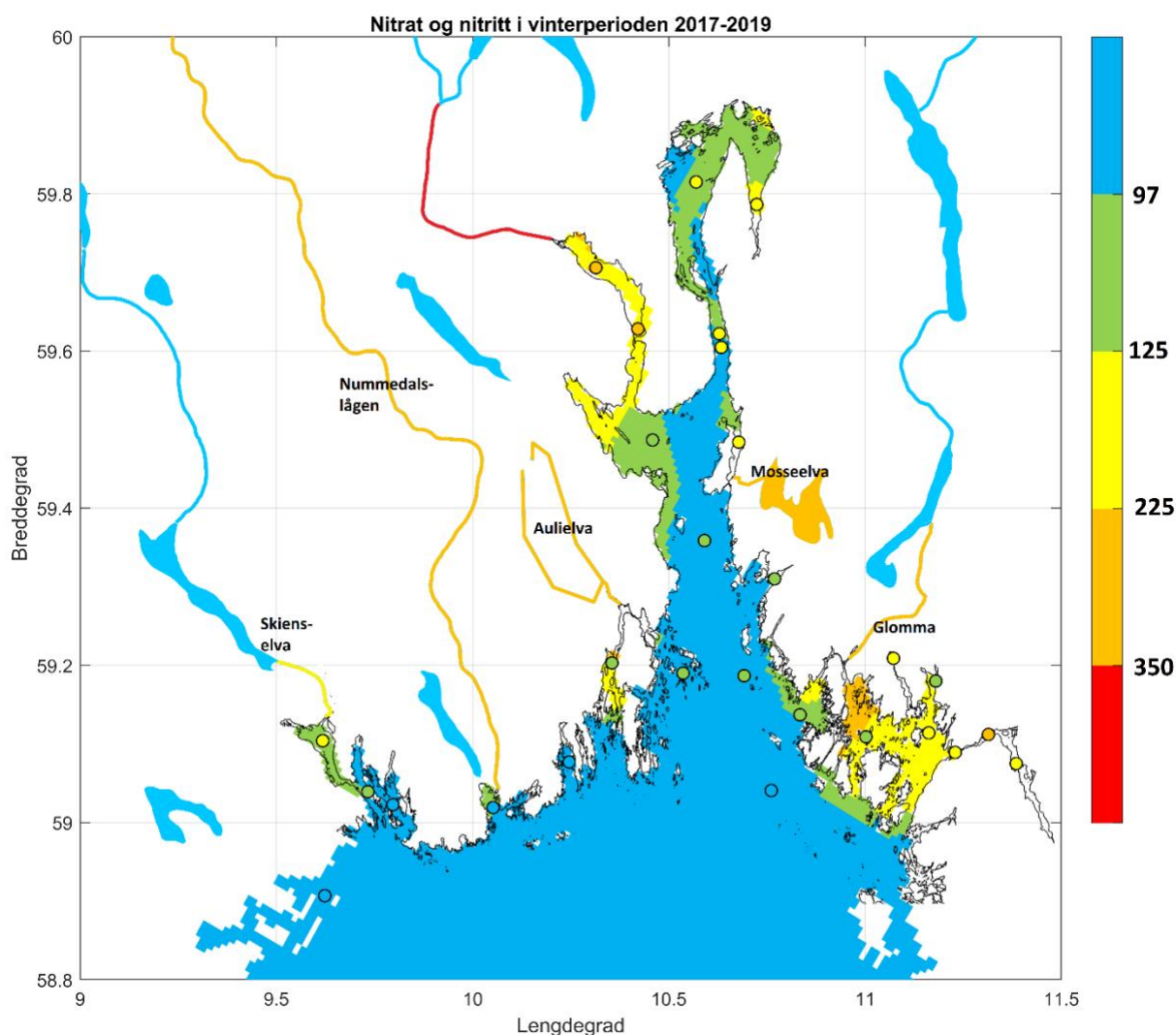
I Oslofjorden er det overkonsentrasjon av nitrat og nitritt fra Drammensfjorden og utover i fjorden, kanskje så langs som Bolærne, samt i de indre områdene Frierfjorden, Tønsberg, Hvaler og Iddefjorden. I Drammensfjorden og Hvaler klassifiseres tilstanden til «dårlig» for nitratnivået på sommeren, og trenden er negativ. Det er også høye verdier i Grenlandsfjordene, men her er trenden noe positiv. Det er en tydelig horisontal trend fra kildeområdet og ut mot nordlige deler av Skagerrak.



Figur 37. Saltholdighet i overflatelaget (0-5 m) i september 2017, basert på FjordOs-modellen¹⁸ og vannprøver for perioden 2017-2019. Fargeskalaen angir nEQR-verdi.

I **Figur 38** vises det hvordan konsentrasjonen av nitrat og nitritt varierer i fjorden i vintersesongen. Resultatene fra observasjonene er vist som prikker lagt oppå de kalibrerte modellresultatene. De kalibrerte modellresultatene viser for høye verdier i Tønsberg og utenfor Glommas hovedløp. For vintersesongen gir modellen for lave i sentrale deler av Oslofjorden, samt i Frierfjorden, Drammensfjorden og Indre Oslofjord. På vinteren er også konsentrasjonen høyest i de indre områdene.

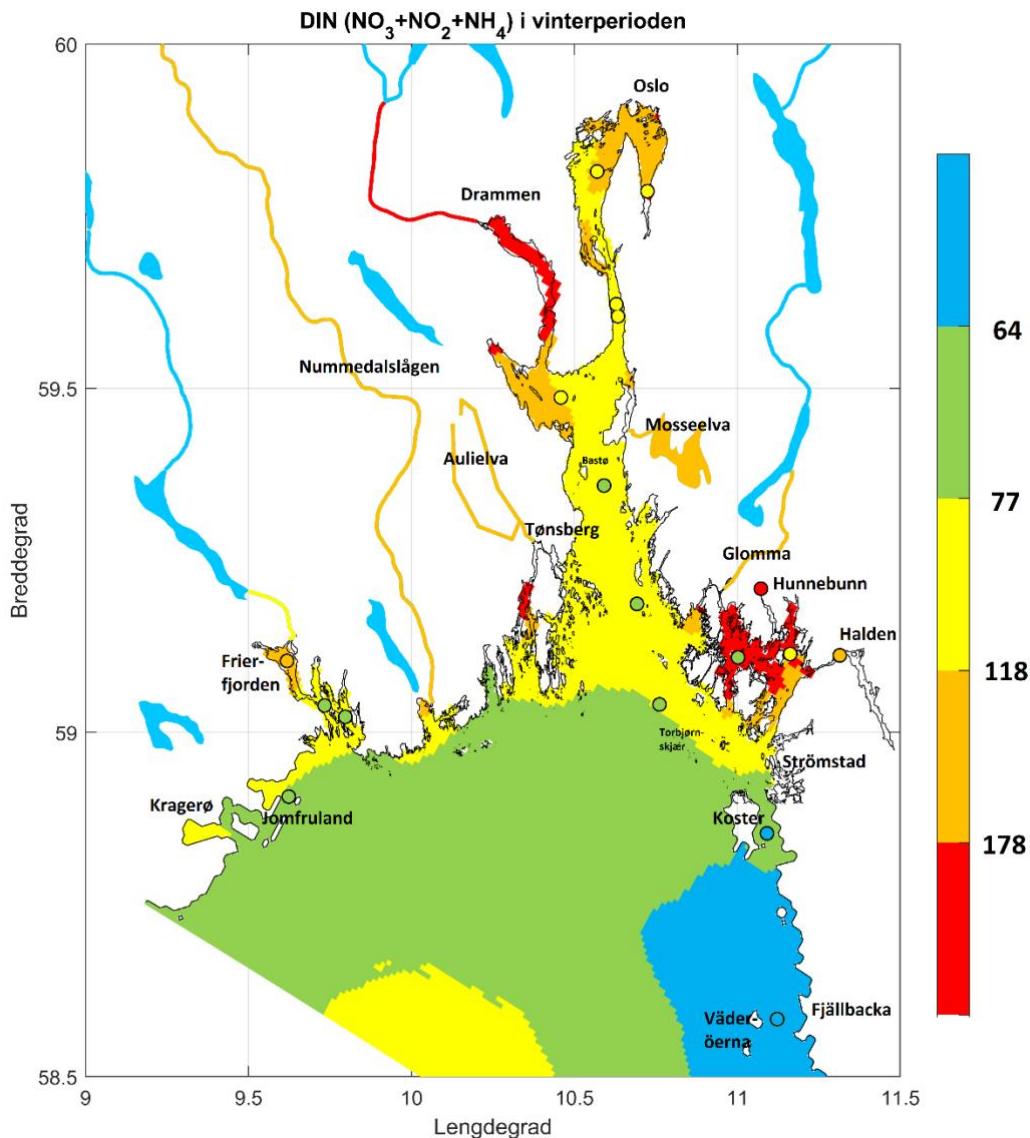
¹⁸ <https://fjordos.usn.no/>



Figur 38. Nitrat og nitritt i overflatelaget (0-10 m) i vintersesongen (desember-februar), basert på MARTINI-modellen og vannprøver for perioden 2017-2019. Fargeskalaen angir nEQR-verdi basert på Tabell 7 og vil avvike noe fra klassifiseringen i Tabell 6.

I **Figur 39** er ammoniumkonsentrasjonen lagt til nitrat og nitritt fra **Figur 38**, slik at mengden løst uorganisk nitrogen vises. I tillegg har grenseverdien fra det svenske klassifiseringssystemet, høyre kolonne i **Tabell 9**, blitt brukt på både modelldata og observasjoner. Dette gir et mer nyansert bilde. Siden det mangler ammonium fra mange av de indre stasjonene, er det færre stasjoner som er tegnet inn i figuren. Når en ser på DIN så betyr det er lavere krav til at modellen skal beskrive de biologiske prosessene korrekt. Det er godt samsvar mellom modellen og observasjonene i de fleste områdene. Unntaket er stasjon I-1 utenfor Glommas hovedløp, hvor observasjonene havner i klassen «god», mens modellen klassen «svært dårlig». I Drammensfjorden og i Tønsberg hvor modellresultatene tilsier at tilstanden er «svært dårlig», mangler det data på ammonium. Fra stasjon I-1 ble det brukt målinger av ammonium fra perioden 2001-2007.

Det er påfallende at nivået av DIN utenfor Bohuslenkysten, sør for Koster og nedover forbi Väderöerna, så er det betydelig lavere konsentrasjoner. Dette bekreftes av data fra Vattenkartan¹⁹, hvor det kan hentes data fra de svenske vannforekomstene. For kystvannet fra Koster og sørover er tilstanden «svært god» (hög). Dette tyder på at det er minimal netto transport av DIN fra Sverige til Norge. Tilstandsklassen for områdene innaskjærs fra Dynekilen, Strömstadfjorden og sørover er tilstandsklassen «moderat» (måttlig). Dette kan skyldes lokale tilførsler eller transport fra Hvaler.



Figur 39. Løst uorganisk nitrogen i overflatelaget (0-10 m) i vintersesongen (desember-februar), basert på MARTINI-modellen og vannprøver for perioden 2017-2019. Fargeskalaen angir nEQR-verdi (svenske). Data fra svenske stasjoner er inkludert i kartet, ved Koster og Väderöerna.

¹⁹ <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=e00b68a27e474926930a2197683733ea>

6.4 Trender i næringssaltkonsentrasjonene

I årsrapporten for Ytre Oslofjord overvåkningen (Engesmo et al., 2020) ble tilstandsklassen beregnet for alle stasjonene i det programmet for alt tilgjengelig data fra 2001-2019. Tilstandsklassene ble beregnet for perioder på tre år som overlappet hverandre. Det ble ikke beregnet tilstandsklasser for ammonium, siden det manglet data.

I Frierfjorden har det vært en positiv trend, hvor klassen for nitrat på sommeren har gått fra «dårlig» til «moderat». Det har også vært en kraftig reduksjon i mengden fosfor, hvor tilstandsklassen har gått fra «dårlig» til «god».

I Tønsberg var det en positiv trend for nitrat fra 2001 til 2010, hvor tilstandsklassen gikk fra «dårlig» til «god». Fra 2011 til 2020 var trenden negativ, og tilstandsklassen er igjen «moderat» (klassifisert for perioden 2017-2020). Det var høye målinger i juni 2017 og 2019 som trakk tilstanden ned. Det var en positiv trend for fosfat, hvor tilstandsklassen gikk fra «moderat» til «god».

I Drammensfjorden har det ikke vært noen trend for nitrat-tilstanden, hvor tilstanden nå ligger mellom «moderat» og «dårlig». Det har vært en kraftig nedgang når det gjelder fosfor, som har gått fra «svært dårlig» til «god».

I Mossesundet har det ikke vært noen trend for nitrat-tilstanden, hvor tilstanden nå er «moderat». Det har vært en kraftig nedgang når det gjelder fosfor, som har gått fra «moderat» til «svært god» på sommeren.

Utenfor Glommas hovedløp så har tilstandsklassen for nitrat på sommeren vært stabilt «dårlig» fra 2001 til 2019. Tilstandsklassen for fosfor har forbedret seg fra «moderat» til «god». I Singlefjorden har tilstandsklassen for nitrat forbedret seg fra «dårlig» til «moderat».

I Ringdalsfjorden, som ligger nedstrøms for Halden i Iddefjorden, har tilstandsklassene både for nitrat og fosfor, både sommer og vinter, vært «dårlig» eller «moderat» i hele perioden fra 2001-2019, men det har vært en liten positiv trend for fosfor på sommeren. I Iddefjorden innenfor Halden har det vært en negativ trend for nitrat på sommeren, fra øvre del av klassen «moderat» til nedre del. nEQR verdien var 0,60 på det høyeste i 2008, mens den var 0,44 ti år senere. Det har vært en positiv trend for fosfor, som var i klassen «svært dårlig», mens har vært nær grenseverdien mellom «god» og «moderat» siden ca. 2009.

6.5 Forholdet mellom nitrogen og fosfor

Historisk, så har det generelt vært antatt at ferskvann er P-begrenset, mens marine vannmasser er N-begrenset. Dette har vært betydelig debattert i litteraturen, og man vet nå at bildet er mer nyansert, spesielt for kystnære områder som blir påvirket av avrenning fra land (hvor forholdet mellom N:P kan variere). Det er nå velkjent at planteplankton kan være begrenset av både N og P samtidig (såkalt co-limitation) eller av andre mikronæringsstoffer, slik som for eksempel jern (spesielt i åpne havområder).

Tradisjonelt så har man benyttet Redfield forholdet for N/P (N:P) på 16 (i.e. 16 nitrogen molekyler pr fosfor molekyl) for å skille mellom begrensning av nitrogen (N:P < 16) og fosfor (N:P > 16) for vekst av planteplankton. Opprinnelig så var Redfield forholdet et gjennomsnittlig globalt mål på C:N:P (106:16:1) i partikulært organisk materiale (seston), men har også blitt brukt for indikere eventuelle ubalanser i næringsalter som er tilgjengelig i vannmassene for planteplankton vekst. Det er kjent at det er en mengde naturlige prosesser som kan resultere i C:N:P forhold som avviker fra Redfield (cf. økologisk støkiometri), og at N:P forhold i enten næringsalter eller seston ikke nødvendigvis indikerer «balansert vekst» av planteplankton.

I en studie av tilførsler av næringsalter til Nordsjøen fra de største kontinentale elvene for perioden 1977-2000 (Radach & Patsch, 2007), så fant man at det var en signifikant økning i N:P ratio over tid, på grunn av at tilførslene av P har blitt redusert mye kraftigere enn tilførslene av N. Som følge av målene i OSPAR kommisjonen om å redusere elvetilførslene av næringsalter med 50% relativt til 1985, så var det frem til 2002 en reduksjon i tilførsler til Nordsjøen på 50-70% for P, mens kun 20-30% for N (Radach & Patsch, 2007). Denne endringen i balansen mellom N og P i tilførslene kan ha konsekvenser for produktiviteten og artssammensetningen av planteplankton i kystområdene.

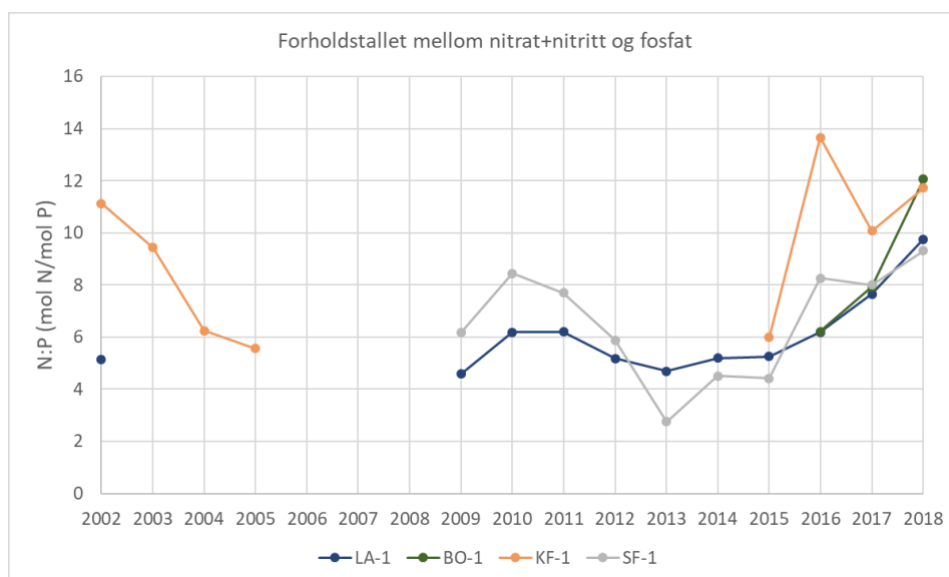
Burson et al. (2016) fant at planteplankton vekst i kystnære vannmasser i Nordsjøen var P-begrenset, og at det var en klar gradient mot økende N-begrensning i det sentrale Nordsjøen. Dette kopler de til fokuset på å redusere P-tilførslene i innsjøer og elver, som dermed har ført til en P-begrensning for planteplankton langs kysten. Videre, indikerer studien at ytterligere reduksjon i tilførsler av P kan begrense bidra til å begrense oppblomstringer av *Phaeocystis*, mens det er behov for kutt i tilførsler av N for å begrense faren for oppblomstring av andre skadelige alger (spesielt fra dino- og nanoflagellater). Mangelen på P for planteplanktonet i de kystnære farvannet har også påvirkning for høyere trofiske nivåer og makroalger, fordi det reduserer næringsverdien for dyreplankton og bentiske filtrerende organismer (Sterner & Elser, 2002)

Studien fra Burson et al. (2016) konkluderer med at tiltak for å redusere eutrofiering frem til nå har først til en ubalanse i N:P støkiometrien i kystvannet i Nordsjøen og i flere kystområder, og at videre tiltak er nødt til å redusere tilførslene av N for ikke å få videre negative konsekvenser for vekst, artssammensetning og næringsverdi i marine planteplankton samfunn. De viser til at et av målene i OSPAR konvensjonen var å redusere eutrofiering og faren for oppblomstringer av skadelige alger, og videre reduksjoner i P-tilførsler uten samtidige reduksjoner i N-tilførsler vil være mindre effektive i å redusere risikoen for oppblomstringer av giftige nano- og dinoflagellater.

I ekspertvurderingen fra 1996 ble advart mot at endringer i forholdet mellom nitrogen (N) og fosfor (P) i vannmassene i Ytre Oslofjord, med en økning i forholdstallet mellom N og P, ville kunne føre til fremvekst av giftige arter, og det ble anbefalt at det tilstrebes en balanse med naturlig sammensetning av næringsaltene.

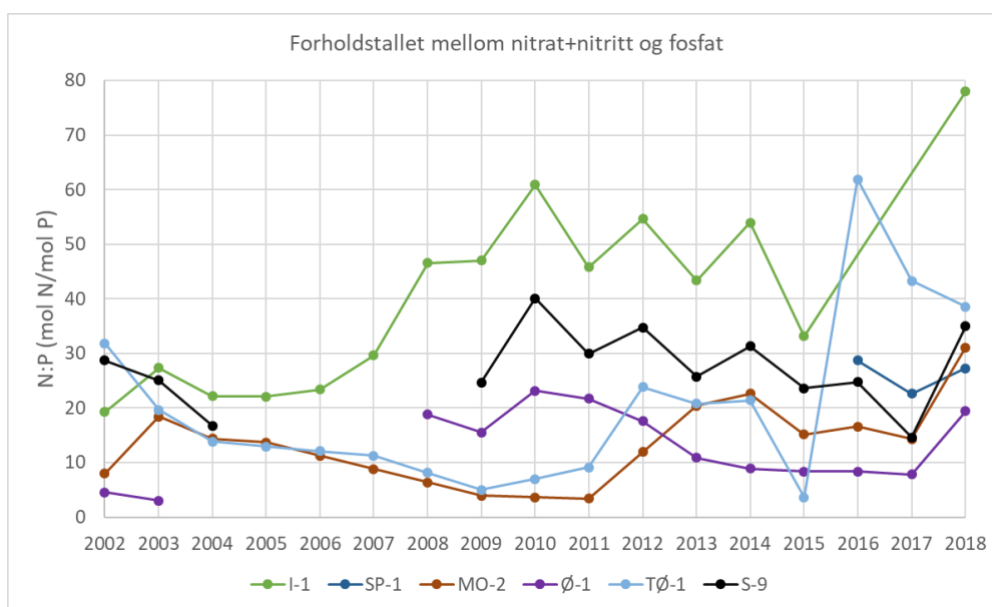
I flere områder har N/P forholdet i vannmassen vært under 16 i hele perioden fra 2002-2018. Dette har for eksempel vært tilfelle i Larviksfjorden, Bolærne og Krokstadvfjorden (se **Figur 40**). Dette kan

være tegn på at planteplanktonet er begrenset av nitrogen, men Krokstadjorden er et område hvor det i de siste årene har vært «moderat» tilstand for planteplankton (Fagerli et al., 2020).



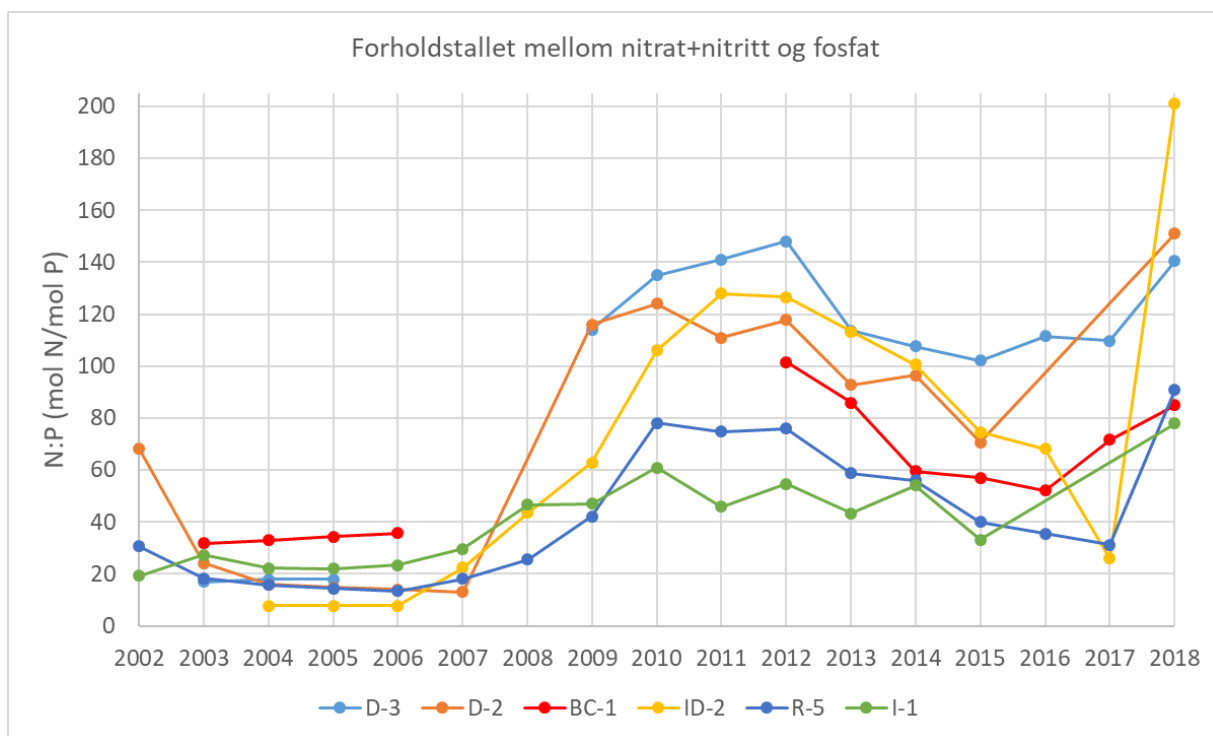
Figur 40. Forholdstallet mellom nitrat + nitritt og fosfat, målt i overflatelaget i randområdene i Ytre Oslofjord. Hvert datapunkt er det brukt gjennomsnitt av næringssaltene for sommermånedene (mai – aug.) for 0-10 m over tre år. Forholdstallet for 2002 er basert på data fra 2001-2003 osv.

I **Figur 41** vises forholdstallet i noen områder hvor dette har vært godt over 16 i deler av perioden 2002-2018.



Figur 41. Forholdstallet mellom nitrat + nitritt og fosfat, målt i overflatelaget i randområdene i Ytre Oslofjord. Hvert datapunkt er det brukt gjennomsnitt av næringssaltene for sommermånedene (mai – aug.) for 0-10 m over tre år. Forholdstallet for 2002 er basert på data fra 2001-2003 osv.

I Drammensfjorden og Iddefjorden var det en kraftig økning i forholdstallet N/P fra ca. 2007 til 2010 (se **Figur 42**). Dette kan bety at planteplanktonvekst har gått fra å være begrenset av nitrogen, til å være begrenset av fosfor. Til tross for denne endringen, har det ikke vært noen nedgang i mengden klorofyll a i Iddefjorden. Dette skyldes mest sannsynlig at det i denne fjorden er god tilgang på både nitrogen og fosfor. Faren for oppblomstring av giftige algearter kan derimot ha økt.



Figur 42. Forholdstallet mellom nitrat + nitritt og fosfat, målt i overflatelaget i randområdene i Ytre Oslofjord. Hvert datapunkt er det brukt gjennomsnitt av næringssaltene for sommermånedene (mai – aug.) for 0-10 m over tre år. Forholdstallet for 2002 er basert på data fra 2001-2003 osv.

7 Kilder til nitrogen

7.1 Hvor stammer nitrogenet fra?

Som vist i **Figur 36** så er det en tydelig overkonsentrasjon av nitrat i overflatelaget i Ytre Oslofjord. Dette gjelder spesielt de indre områdene, mens observasjonene viser at det er lave nitratverdier i sentrale deler av fjorden fra Bastø og utover. Det er også høye konsentrasjoner av uorganisk løst nitrogen i overflatelaget på vinteren (**Figur 39**).

Et viktig spørsmål er å avklare hvor denne overkonsentrasjonen av nitrogen stammer fra. Forskjellige former for nitrogen i de forskjellige områdene, vil kunne stamme fra:

1. Lokale kilder.
2. Transport inn fra området på utsiden.
3. Oppstrømning av næringsrikt vann fra dypet.

I de mest innelukkede områdene som Drammensfjorden (område 1 i **Figur 5**), Mossesundet (5), Horten havn (6), Tønsbergfjorden (12), Iddefjorden (13), Ramsøflaket (15), Hunnebunn (17), Frierfjorden (27), Langesundsfjorden (28), Håøyafjorden (29) og Kragerø (32) kan en med sikkerhet si at det er lokale kilder som dominerer. I alle disse områdene er det overkonsentrasjon av nitrogen.

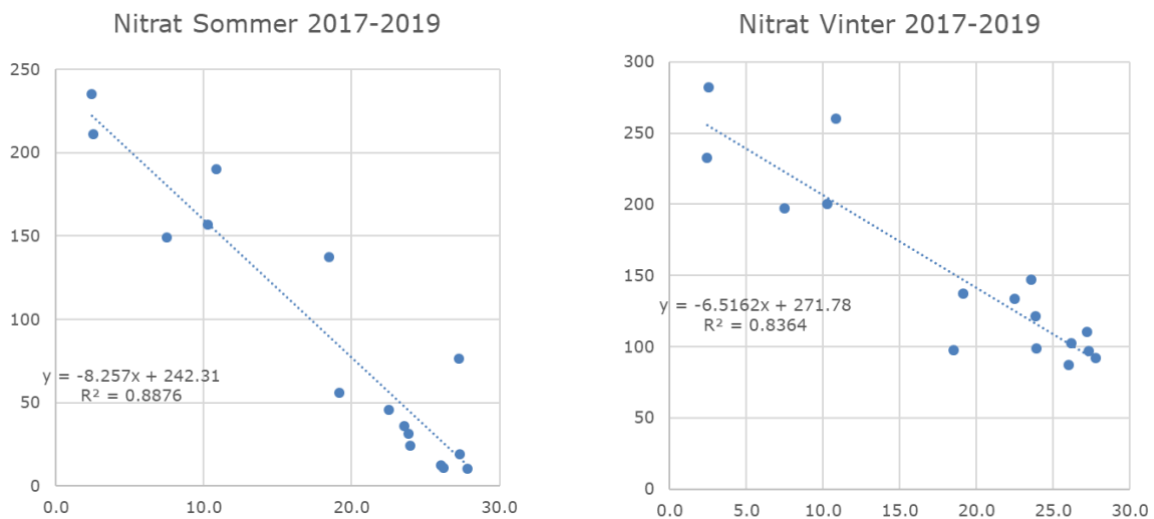
I overflatelaget i de mer åpne områdene vil vannmassene i varierende grad være en blanding av ferskvann fra land og vann fra havet på utsiden, men hvor påvirkningen fra land kan være vesentlig. Hvis vi går fra nord til sør er dette Drøbaksundet (0), Sandebukta (2), Breiangen Vest (4), Breiangen Øst (5), Bastø (8), Moss-Larkollen (9), Bolærne (10), Missingene (11), Tjøme (20), Søsterne (18), Lera (16), Singlefjorden (14) og Mefjorden (22). I mange av disse områdene er det overkonsentrasjon av nitrat, men ikke alle.

I de ytterste områdene fra Torbjørnskjær til Jomfruland, det vil si område 19, 21, 25, 26 og 31, og også Sandefjord (23) og Larviksfjorden (24) viser de observasjonene vi har fra de siste årene, at det er svært god tilstand for nærings salt på sommeren. Det fins målinger på stasjonene VT3 ved Torbjørnskjær (område 19), og fra Sandefjord og Larviksfjorden, som grenser til Svenner (25). Det er også svært god tilstand i Jomfrulandsrenna (30) som ligger innenfor Jomfruland (31). I disse områdene vil konsentrasjonen av nitrogen i vannmassen for en stor del stamme fra vann som kommer fra Skagerrak, men dette vil mest sannsynlig trekke konsentrasjonen ned, og det vil være en fluks av nitrogen ut av disse områdene, og ikke inn. Når det gjelder overflatelaget må Ytre Oslofjord betraktes som et kildeområde for nitrogen til Skagerrak, og ikke omvendt.

Når konsentrasjon av nitrat plottes opp mot saltholdighet vises en svært tydelig sammenheng, hvor det er lav saltholdighet når det er høy konsentrasjon av nitrat. Dette gjelder både på vinteren når det er lite algevekst og på sommeren når mye av nærings saltene er tatt opp av planteplankton og bentiske alger (se **Figur 43**). Denne klare sammenheng mellom saltholdighet i overflatelaget og nitrat i både sommer- og vintersesongen, viser at høye nitratkonsentrasjoner i Ytre Oslofjord stammer fra lokale kilder. Hvis de høye nitratverdiene stammet fra vann fra Skagerrak, så hadde det vært punkter oppe til høyre i **Figur 43**, altså en vannmasse med høy saltholdighet OG høy nitratkonsentrasjon. En slik vannmasse finner en ikke i overflatelaget i Ytre Oslofjord. Bjerkgeng (1997) konkluderte allerede for 24 år siden med at kontinentalt vann og vann fra Østersjøen kun vil gi merkbare påvirkning i episoder når slike vannmasser transporteres nordover uten at nærings saltene brukes opp på veien, og at dette

neppe har stor betydning for Ytre Oslofjord. Men det ble samtidig bemerket at påvirkning av oppløst organisk nitrogen fra vannmasser sørfra, kan ha større påvirkning.

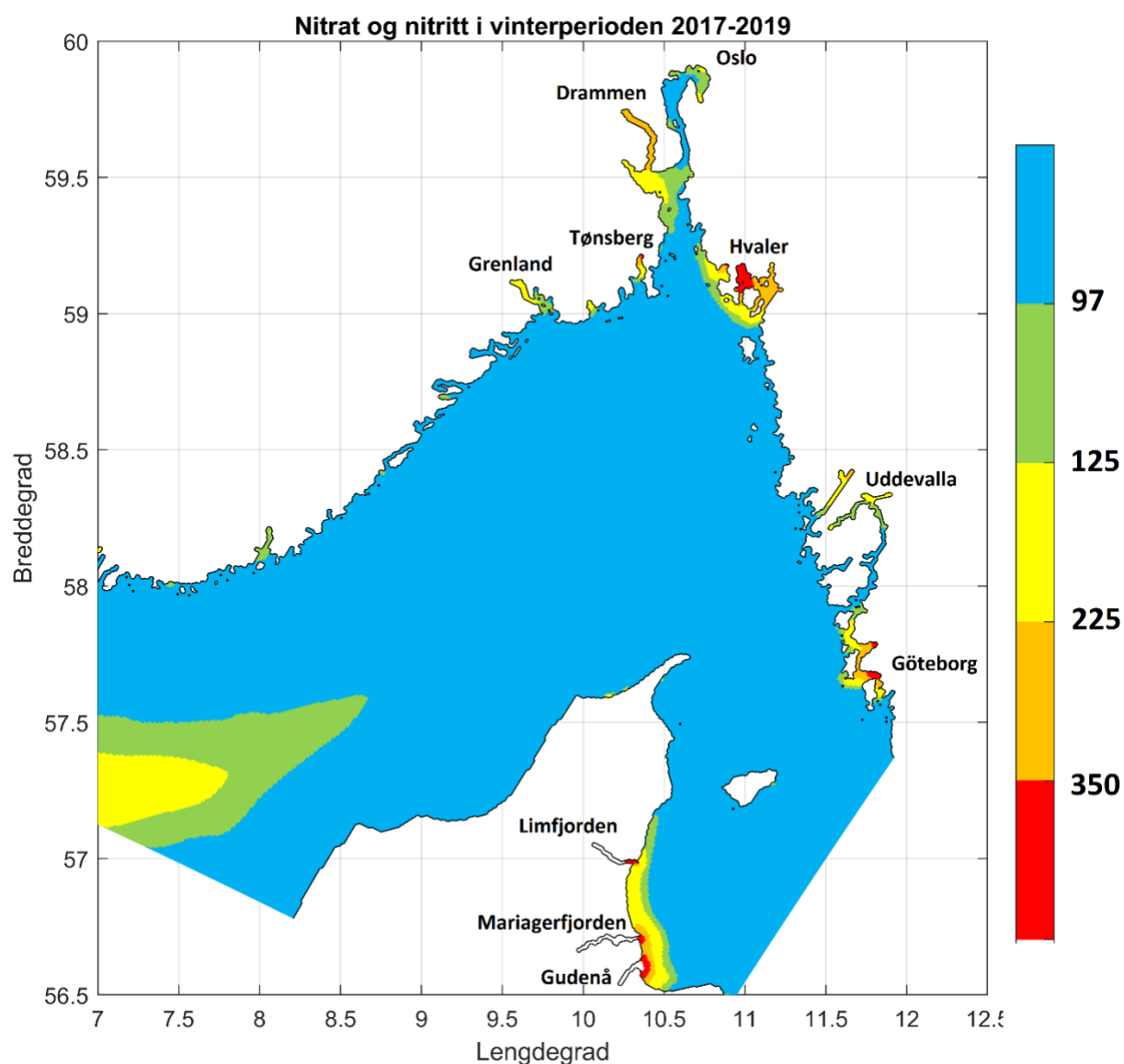
Lenger sør, i større avstand fra store lokale kilder, kan bildet være litt annerledes. I det norske kystvannet utenfor Arendal har det vært en langvarig nedgang i de uorganiske næringskonsentrasjonene og det konkluderes med at dette hovedsakelig er på grunn av en reduksjon i næringsstoffene som tilføres fra den sørlige Nordsjøen (Aure et al. 1998, Frigstad et al. 2013).



Figur 43. Konsentrasjon av nitrat (på y-aksen) som funksjon av saltholdighet (på x-aksen) i overflatelaget (0-10 m).

I **Figur 44** vises vinterkonsentrasjon av nitrat og nitritt i den øverste meteren i hele Skagerrak. De kildeområdene som peker seg ut er østsiden av Danmark, Göteborg, området ved Uddevalla, Hvaler, Drammensfjorden, Tønsberg og Grenland. I alle disse områdene er det en gradient i konsentrasjonene som går fra kildeområdet og ut mot havet. Dette viser at disse områdene, hvor tilstanden er «moderat» eller dårligere, vil overkonsentrasjoner av nitrogen hovedsakelig være forårsaket av lokale tilførsler. De lokale kildene i Ytre Oslofjord er beskrevet i detalj i kapittel 8.

I kystvann hvor tilstandsklassen er «svært god» kan langtransportert tilførsel være av stor betydning. Dette er for eksempel tilfelle ved Arendal.

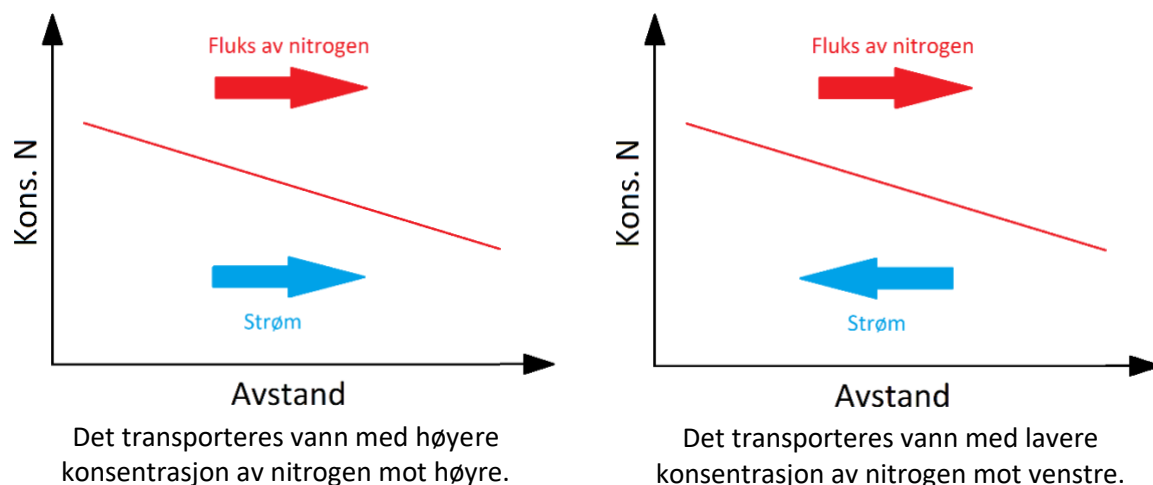


Figur 44. Nitrat og nitritt i overflatelaget (0-10 m) i vintersesongen (desember-februar), basert på MARTINI-modellen. Fargeskalaen angir nEQR-verdi basert på de norske klassegrensene i **Tabell 7**.

7.2 Hvordan beregne fluks av nitrogen

Det er helt avgjørende å vurdere hvordan konsentrasjonen av nitrogen er i vannmassen varierer horisontalt, når fluks av nitrogen skal vurderes. Hvis det fraktes vann med havstrømmene fra et område A med høy konsentrasjon av nitrogen til et område B med lavere konsentrasjon, er det enkelt å forstå at det er en fluks av nitrogen fra området A til område B.

Men hvis havstrømmen går fra område B som har lavere konsentrasjon, til område A, hvor det er høyere konsentrasjon, så betyr det at det at konsentrasjonen av nitrogen i område A synker, og det er en fluks av nitrogen ut av område A. Dette er illustrert i **Figur 45**. Illustrasjonen til høyre **Figur 45** kan virke paradoksal, men det skyldes at vannvolumet ikke er bevart i denne figuren. Når det strømmer vann inn i et område må det også strømme vann ut, slik at volumet er bevart. Dette kan enten skje over tid, slik at det først strømmer vann inn i et område, vannstanden øker, før det så strømmer ut igjen. Eller så kan det strømme inn og ut av et område samtidig, enten ved at det strømmer vann i forskjellig retning i forskjellige dyp, eller ved at det strømmer inn på den ene siden i fjordens innløp og ut på den andre.



Figur 45. Skisse av fluks av nitrogen i en vannmasse hvor det er en horisontal gradient i nitrogen-konsentrasjonen, som er vist med rød kurve. Fluks av nitrogen vil i begge disse tilfellene være mot høyre.

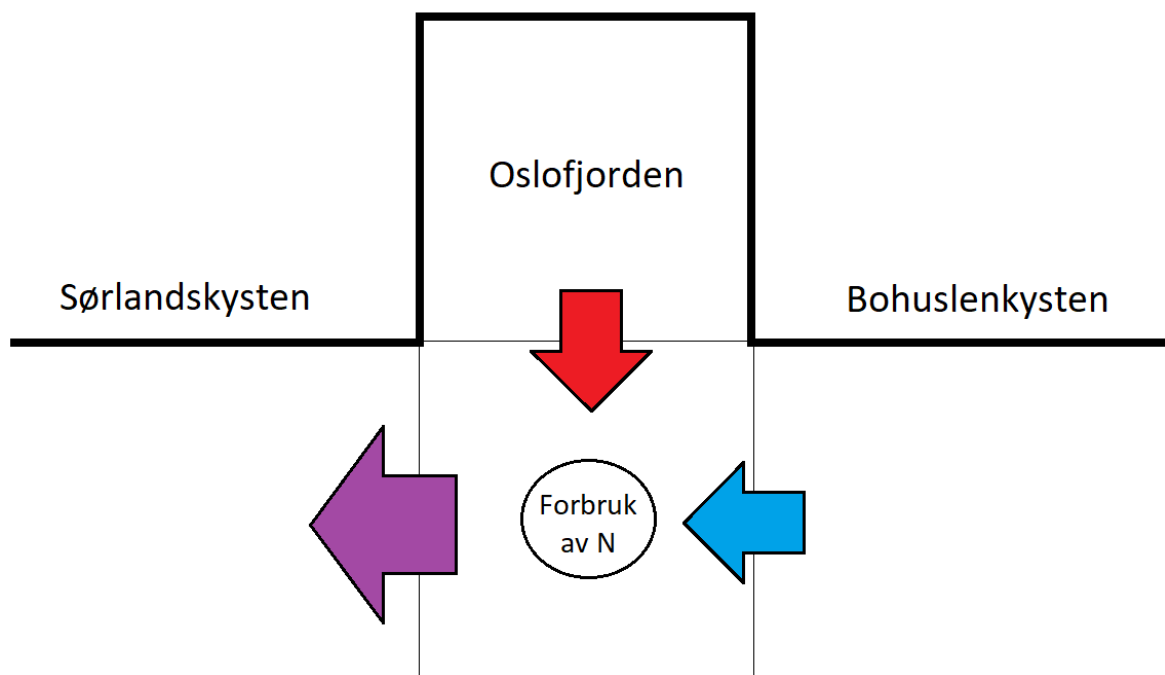
Som et eksempel kan vi se på forholdene i Indre Oslofjord og Drøbaksundet (område 0). Fluks av nitrogen mellom disse to områdene kan beregnes fra formelen

$$Fluks = A \cdot K_H \cdot \frac{dN}{dx} \quad (10)$$

A er tverrsnittarealet i overflatelaget mellom de to områdene. Tverrsnittarealet i de øverste ti meterne ved Drøbak er ca. 6600 m². I sommersesongen er det høyere konsentrasjon av nitrat på stasjon Im2 i Drøbaksundet enn det er ved Søndre Langåra i Indre Oslofjord. Den horisontale gradienten er 1,9·10⁻⁴ g/m⁴, med økende konsentrasjon fra Indre Oslofjord og ut mot Drøbaksundet. K_H er en horisontal blandingskoeffisient, som kan anslås ved å summere de strømmene som går i hver sin retning mellom områdene over fjordens bredde. Basert på modelldata fra FjordOs-modellen (se **Figur 37**), så kan denne blandingskoeffisienten beregnes til 33 m²/s i de øverste 10 meterne over Drøbakerskelen. Det

er da tatt hensyn til at noe av vannet som strømmer inn i fjorden, strømmer ut igjen uten av konsentrasjonen endres²⁰. Fra ligning (10) kan fluks av nitrat fra Drøbaksundet til Indre Oslofjord beregnes til omtrent 300-350 tonn i løpet av sommersesongen.

Store deler av de ytre områdene utenfor Ytre Oslofjord vil være påvirket av kyststrømmen, hvor vann kommer inn i den ene siden av området og ut på den andre. Dette er illustrert i **Figur 46**, hvor det er en fluks av nitrogen i kystområdet utenfor Oslofjorden fra venstre side, det vil si opp langs Bohuslenkysten (blå pil). Fluks av nitrogen fra Oslofjorden og ut i kyststrømmen er vist med en rød pil. Fluks av nitrogen videre nedover Sørlandskysten er vist med lilla pil. Det vil være et forbruk av nitrogen i kystområdet utenfor Oslofjorden, slik at den lilla pila vil være mindre enn summen av den blå og røde pila.

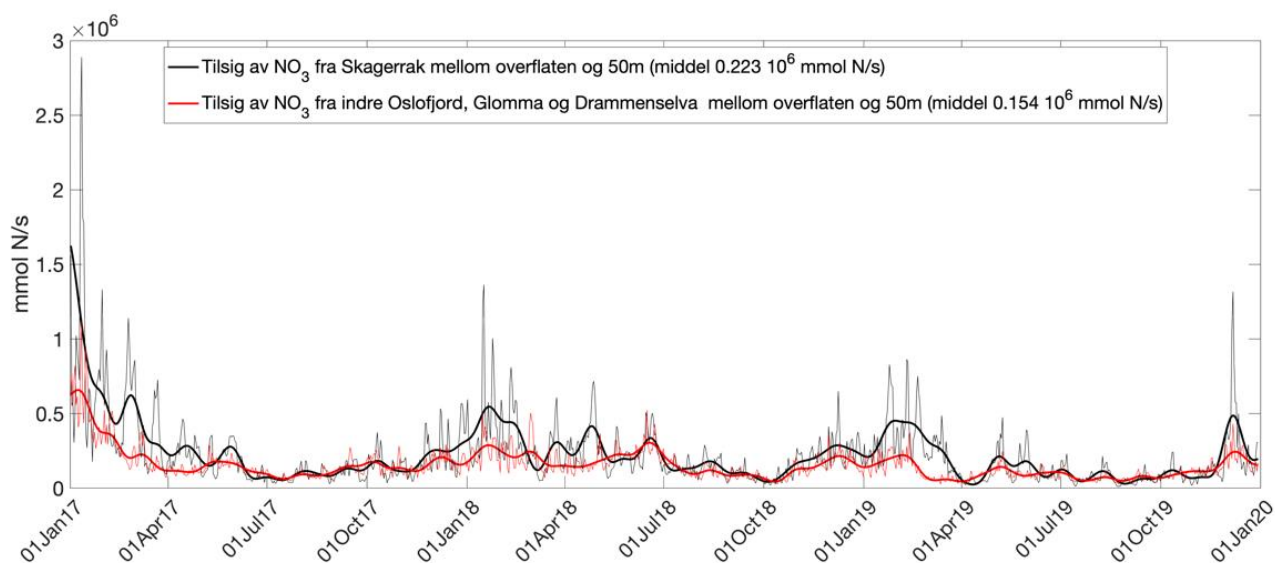


Figur 46. Skisse av fluks av nitrogen fra Oslofjorden og ut til kyststrømmen, og i selve kyststrømmen.

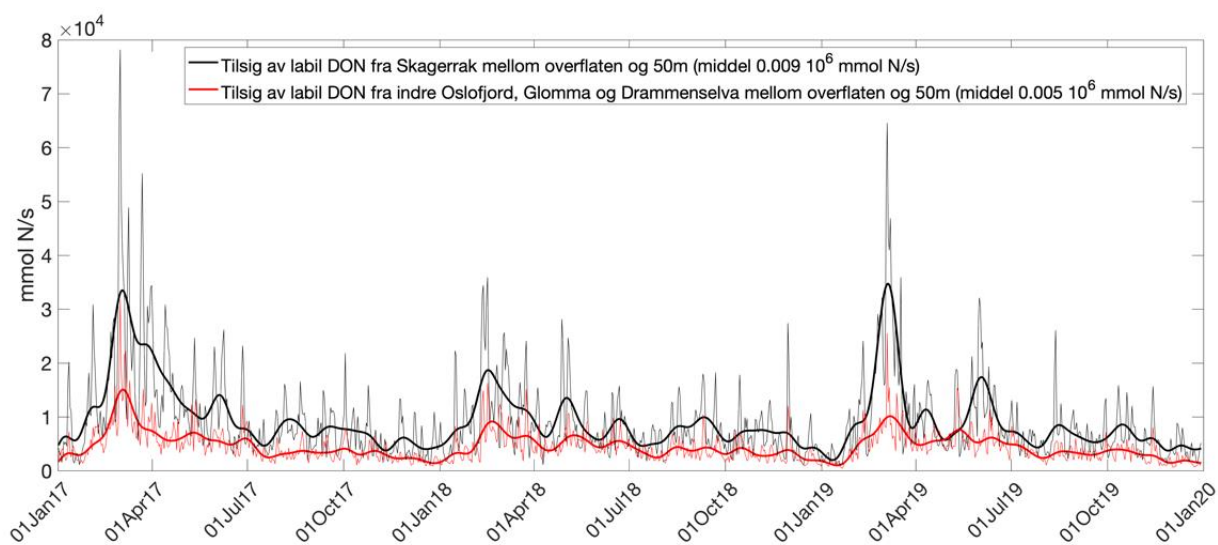
I **Figur 47** viser beregnet fluks av nitrat fra Skagerak og inn i kystområdet utenfor Oslofjorden. Dette området er avgrenset av en linje som går fra sør for Kosterøyene og til sørspissen av Tjøme. Beregningene er basert på modelldata fra MARTINI-modellen. Fluksen inn i dette området er av samme størrelsesorden som tilførselen fra lokale kilder. Det betyr at mengden nitrat i kyststrømmens overflatelag vil kunne øke mens vannmassen passerer området. Forbruk av nitrat i overflatelaget i kystvannet utenfor Oslofjorden vil motvirke denne effekten.

Figur 48 viser beregnet fluks av biotilgjengelig oppløst organisk nitrogen (bDON). Transport inn i området fra Skagerrak er omtrent dobbelt så stor som tilførsel fra lokale kilder. Ifølge MARTINI-modellen er det anslagsvis 20-30 ganger så mye tilførsel av nitrat til kystvannet, som det er tilførsel av biotilgjengelig organisk nitrogen. Det er store usikkerheter knyttet til disse anslagene. Tilførsel av nitrogen som er lagt inn i MARTINI-modellen er basert på til dels grove beregninger. I kapittel 8 vil det være en nøye gjennomgang av de lokale kildene.

²⁰ Det er multiplisert med en faktor på 0,5.



Figur 47. Modellerte flukser av nitrat i de øverste 50 m fra lokale kilder (rød linje) og langtransporterte kilder (sort linje) for årene 2017 og 2018. Tynne linjer viser daglig variasjon, mens tykke linjer er lavpassfiltrerte med én måneds avskjæringsperiode.

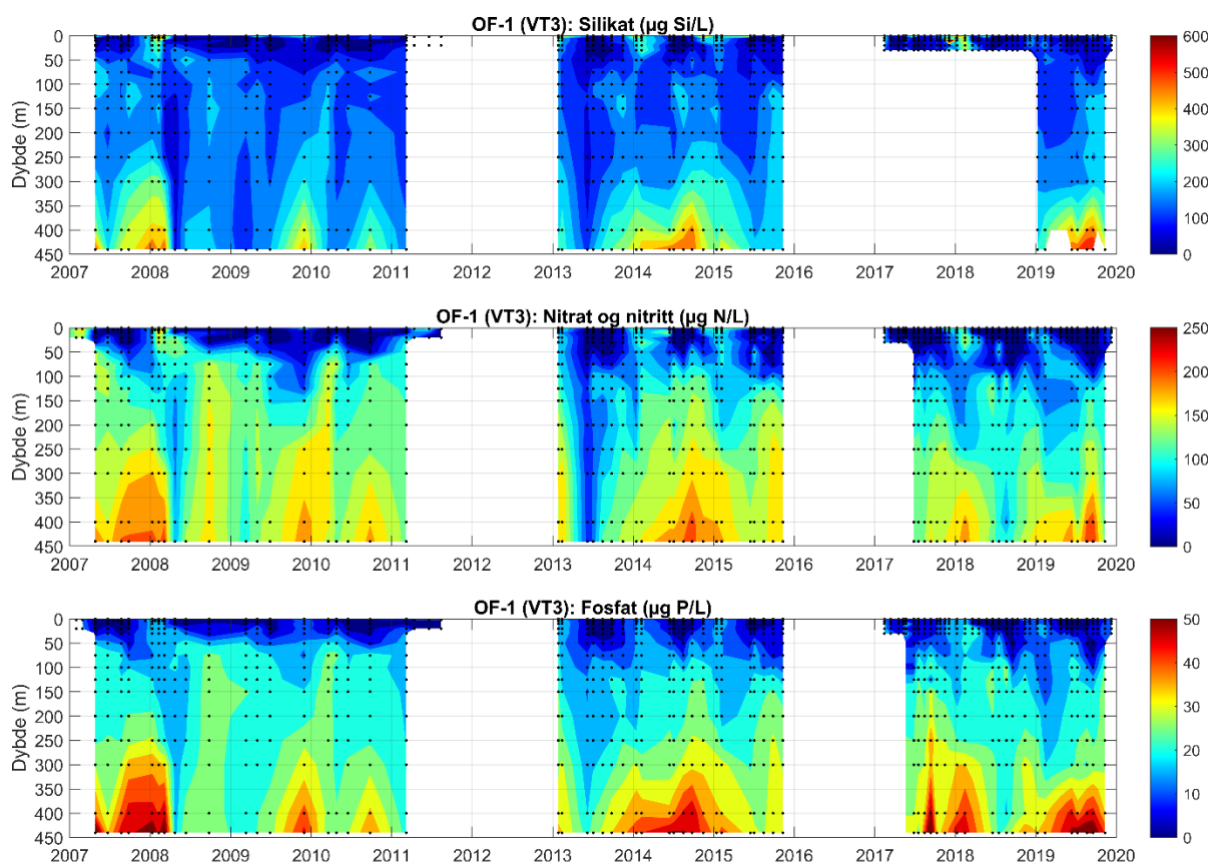


Figur 48. Tilsvarende forrige figur, men for biotilgjengelig oppløst organisk nitrogen (bDON).

7.3 Oppstrømning av næringsrikt vann fra dypet

Overflatelaget tilføres næringsalter med avrenning fra land, transport fra tilgrensede områder og når dypvann blandes opp i løpet av vinteren. Etter at vekstsesongen for planteplankton er over, er det en tydelig vertikal gradient i næringsaltene, med lave verdier i overflatelaget og økende verdier nedover i dypet. For å overvåke denne utviklingen tas det på stasjonen Torbjørnskjær vannprøver fra 0 til 440 m dyp som analyseres for silikat, nitrat + nitritt og fosfat i overvåkningsprogrammet for Ytre Oslofjord og i Økokyst delprogram Skagerrak.

Stasjonen har betegnelsen OF-1 i dette programmet overvåkningsprogrammet for Ytre Oslofjord. Miljødirektoratets overvåkningsprogram analyserer vannprøver fra 0 til 30 m, men da har stasjonen betegnelsen VT3. Data fra 2007-2019 er sammenstilt i **Figur 49**. I bunnvannet bygger det seg opp sesongmessige høye konsentrasjoner av næringsalter. Konsentrasjonen av silikat kan komme opp mot 500 $\mu\text{g Si/L}$, av nitrat og nitritt opp mot 200 $\mu\text{g N/L}$ og av fosfat opp mot 50 $\mu\text{g P/L}$. Ofte så bringes dette næringsrike bunnvannet høyt opp i vannsøylen i løpet av vinterperioden. Det er derfor en betydelig transport av næringsalter rettet oppover, som gir grunnlag for primærproduksjon i overflatelaget.



Figur 49. Konsentrasjon av næringsalter ved Torbjørnskjær som funksjon av dyp og tid, for perioden 2007-2020. De svarte prikkene viser hvor det fins målinger.

8 Dagens lokale tilførsler av nitrogen

8.1 Modellverktøyet TEOTIL

8.1.1 Beskrivelse av TEOTIL

TEOTIL er det nasjonale resultatkontrollsystemet for oppfølgingen av den nasjonale målsettingen om en halvering av de menneskeskapte tilførslerne av nitrogen og fosfor til Skagerrakkysten. Modellen beregner tilførsler av fosfor og nitrogen fra landbaserte kilder i Norge til vassdrag og kystområder, samt fra fiskeoppdrettsanlegg for laks og ørret i sjøvann. Modellen tar hensyn til retensjon, dvs. permanent tilbakeholdelse og omsetning, av fosfor og nitrogen i vassdragene.

TEOTIL ble opprinnelig laget i forbindelse med utarbeidelsen av Nordsjøplanen i 1990-91 og har siden vært i stadig utvikling; i 1999 ble den tilpasset for å kunne håndtere rapporteringen av nitrogen- og fosfortilførsler fra akvakulturnæringen, i 2004 ble modellen omprogrammert for å lettere kunne tilpasses andre geografiske områder og inkludere nye kilder ved behov, og fra 2006 (TEOTIL2) har den blitt tilpasset for bruk på de minste nedbørfelt-enhetene som er angitt i NVEs vassdragsregister ("REGINE-enheter"). Det er ca. 20 000 REGINE-enheter i Norge, og hver enhet har blitt gitt et unikt nasjonalt vassdragsnummer/løpenummer. Vassdragsnummeret gir en unik nøkkel til et vassdragsavsnitt og er en naturlig nøkkel for kopling av all relatert informasjon innenfor en enhet.

Tilførslerne beregner først tilførslerne fra ulike diffuse kilder (jordbruk og bakgrunnsavrenning) og punktkilder (kommunalt avløp, spredt bebyggelse, akvakultur²¹ og industri) til nærmeste resipient, og beregner deretter tilbakeholdelsen i vassdraget på vei ut til kysten (Selvik m.fl., 2007). Legg merke til at diffuse utslipp av kommunalt avløp (dvs. lekkasjer på ledningsnett) ikke er inkludert. For tilbakeholdelsen i vassdragene er følgende forenklinger lagt til grunn:

- Det er kun tilbakeholdelse i innsjøer $>0,025 \text{ km}^2$ (og ikke i elver) som medregnes.
- Tilbakeholdelsen av nitrogen er gitt av retensjonskoeffisienten (R_N) og beregnes ut fra vannets teoretiske oppholdstid (T ; år) i innsjøer ved hjelp av Ligning 1²², som også tar hensyn til den generelle næringsstoffbelastningen i vannforekomsten ved å benytte spesifikke koeffisienter (k_1 og k_2) for oligotrofe innsjøer ($k_1=0,2$ og $k_2=0,0$), mesotrofe innsjøer ($k_1=0,2$ og $k_2=0,1$) og eutrofe innsjøer ($k_1=0,2$ og $k_2=0,2$) (Holtan m.fl. 1995):

$$R_N = \frac{k_1}{1 + \sqrt{\frac{1}{T_{innsjø}}}} + k_2 \quad (11)$$

²¹ Akvakultur er utelatt her, da det ikke er noen matfiskanlegg for laks og ørret i området (marine arter og settefiskanlegg er ikke inkludert). Det eneste akvakulturanlegget med registrerte utslipp til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018 er knyttet til NIVAs forskningsstasjon ved Solbergstrand. Fredrikstad Seafood sitt landbaserte anlegg har foreløpig ikke blitt rapportert via TEOTIL, men vil i prinsippet fungere mer som et tradisjonelt industriutslipp, siden anlegget har etablert egen rensing med utslipp til resipient via utslippsledning.

²² Den samme ligningen benyttes for å beregne tilbakeholdelsen av fosfor. Her benyttes koeffisientene $k_1=1,0$ og $k_2=0,0$ for alle typer innsjøer.

- Normalt ligger R_N i størrelsesområdet 0-0,3. I kystsoner er R_N satt til 0, mens den er satt til 0-0,1 i REGINE-enheter uten store innsjøer.
- Berge (1987) kom fram til at tilbakeholdelsen av fosfor i grunne norske innsjøer er gitt av retensjonskoeffisienten (R_P):

$$R_P = \frac{1}{1 + \sqrt{\frac{1}{T_{innsjø}}}} \quad (12)$$

- Vannets teoretiske oppholdstid ($T_{innsjø}$) beregnes ut fra innsjøens volum ($V_{innsjø}$) og samlet årlig vanntilførsel ($\sum_i^n Q_i$):

$$T_{innsjø} = \frac{V_{innsjø}}{\sum_i^n Q_i} \quad (13)$$

- Volumet av innsjøen beregnes på bakgrunn av overflateareal og midlere dybde. Dette er informasjon som stort sett er tilgjengelig for innsjøer med overflateareal $>1 \text{ km}^2$, men dersom innsjøens midlere dybde ikke er kjent benyttes en algoritme for sammenhengen mellom innsjøareal og middeldyp.
- Modellen regner tilbakeholdelse for innsjøer som ligger på hovedvannstrengen. Den beregner en «gjennomstrømningsandel» for tilførslerne som transporteres gjennom området fra tilgrensende REGINE-enheter oppstrøms, men (OBS!) alle tilførsler produsert innenfor egen REGINE-enhet (lokalt) blir antatt å komme inn i utløpet fra innsjøen (dvs. antatt ingen tilbakeholdelse). Det er dog mulig å legge inn dette særskilt for utvalgte REGINE-enheter.

Det er bestemmelsen av tilbakeholdelsen i vassdragene som utgjør den største usikkerheten i tilførslestimatene av fosfor og nitrogen generert med TEOTIL. Det kan være svært komplekse prosesser som bestemmer den faktiske tilbakeholdelsen av nitrogen i et vassdrag, og disse prosessene kan trigges og akselereres eller bremses av faktorer som kan være helt lokalt bestemt (Durand m.fl., 2011). Selv om man til en viss grad har klart å modellere disse prosessene med avanserte modellverktøy (Helton m.fl. 2010), vil det verken være mulig eller interessant for et enkelt statistisk modellverktøy som TEOTIL å fange opp dynamikken i disse prosessene.

Tilsvarende er det gjort mange mer eller mindre vellykkede forsøk på å finne sammenhengen mellom tilbakeholdelsen av fosfor i innsjøer (ved sedimentasjon) og en rekke faktorer²³, men den eneste gode sammenhengen har vist seg å være med vannets oppholdstid (Ahlgren m.fl., 1988). Skiple og Bratlie (1997) sammenlignet observerte og TEOTIL-predikerte tilbakeholdelser i et sett med innsjøer i Norge (de fleste på Østlandet) og fant en viss overestimering av tilbakeholdelsen av både fosfor og nitrogen for oligotrofe vann og en svak underestimering for eutrofe vann. De fant at koeffisienter som differensierte etter trofigrad ga en bedre tilpasset modell for retensjon av fosfor enn **Ligning 12** (et tilleggsledd på -0,12 for oligotrofe innsjøer og +0,01 for eutrofe innsjøer). De fant også en betydelig tilbakeholdelse i små innsjøer hvor det ikke er lagt inn noen tilbakeholdelse i TEOTIL, noe som indikerer at tilbakeholdelsen i en del områder er underestimert i TEOTIL. De anså imidlertid at datagrunnlaget ikke var stort nok til å erstatte den gjeldende tilbakeholdelsesbetraktningen i TEOTIL.

²³ Vannets oppholdstid, P-tilførsler, P-innhold i innsjøen, innsjøareal, middeldybde, alkalitet, pH, kalsium, jern, aluminium, oppløste humøse forbindelser, algebiomasse og artssammensetning, næringskjeden, stabiliteten av stratifisering, oksygenforhold i bunnforholdene og vindindusert turbulens (Reckhow, 1979).

Fortsatt brukes **Ligningene 11-13** med tilhørende koeffisienter til å beregne tilbakeholdelsen av nitrogen og fosfor.

8.1.2 Justering av TEOTIL for å beregne de samlede tilførslene av ulike former for nitrogen

TEOTIL beregner i utgangspunktet tilførsel av total-nitrogen (TN) og total fosfor (TP). I dette prosjektet er det imidlertid ønskelig å også se på andre fraksjoner av nitrogen: løst uorganisk nitrogen fordelt på summen av nitrat og nitritt samt ammonium, løst organisk nitrogen fordelt på biotilgjengelig og inert form, partikulært nitrogen fordelt på biotilgjengelig og inert form.

Det ble satt opp en tilpasset versjon av TEOTIL i Excel, der hele datagrunnlaget for 2018 ble lagt til grunn. På grunn av manglende nitrogen-data for en del avløpsrensaneanlegg (>50 PE) for 2018, ble gjennomsnittet for perioden 2016-2018 benyttet for disse utslippene.

Datagrunnlaget dekket faktorene arealbruk, avrenningskoeffisienter og årsgjennomsnitt for avrenning i hver enkelt REGINE-enhet for tilførsler fra kildene jordbruk, urban avrenning og bakgrunn (skogsområder, utmark, innsjøer og jordbruksområder). Hvilke av disse faktorene som ble brukt for å beregne de lokale tilførslene for hver kilde er oppsummert i **Tabell 10**.

Tabell 10. Arealbruk, avrenningskoeffisienter og årsgjennomsnittlig avrenning i hver enkelt REGINE-enhet brukt til å beregne de lokale tilførslene av total-nitrogen innenfor hver REGINE-enhet.

Kilde	Arealbruk	Avrenningskoeffisient		Årsgjennomsnittlig avrenning
	km ²	mg N/L	kg N/km ²	m ³ /s
Jordbruk: diffuse tilførsler	X		X	
Jordbruk: punktutslipp	X		X	
Urban avrenning	X		X	
Bakgrunnsavrenning	X*	X**	X*	X**

*) Gjelder bidrag fra direkte deponisjon av nitrogen på innsjøer og bakgrunnsavrenning fra jordbruksområder (avrenningen som ville funnet sted hvis arealet ikke var oppdyrket). **) Gjelder bidrag fra skogsområder og utmark.

Tilførslene (renset utslipp og overløp) fra alle de spesifikke store avløpsrensaneanleggene og industribedriftene ble lagt direkte inn i de REGINE-enhetene hvor utslippet skjedde. Overløp og lekkasjer ute på ledningsnettet ble knyttet til REGINE-enheten som det tilhørende renseanlegget ligger i²⁴. For spredt avløp ble tilførslene fra hver enkelt kommune knyttet til jordbruksarealet²⁵ i hver REGINE-enhet som ligger innenfor kommunegrensen. De estimerte lokale tilførslene til hver REGINE-enhet beregnet av TEOTIL for total-nitrogen ble brukt til å kvalitetssikre oppsettet. Etter dette ble de akkumulerte tilførslene nedover i hvert vassdrag genererte ut fra ligningssettet beskrevet i Kapittel 8.1.1, sammen med tilhørende retensjonskoeffisienter for hver enkelt REGINE-enhet. De estimerte

²⁴ Tilstøtende REGINE-enheter er dermed ikke blitt fordelt noen tilførsler selv om deler av ledningsnettet ligger innenfor disse. Det er antatt at hovedtyngden av ledningsnettet ligger innenfor angitt REGINE-enhet.

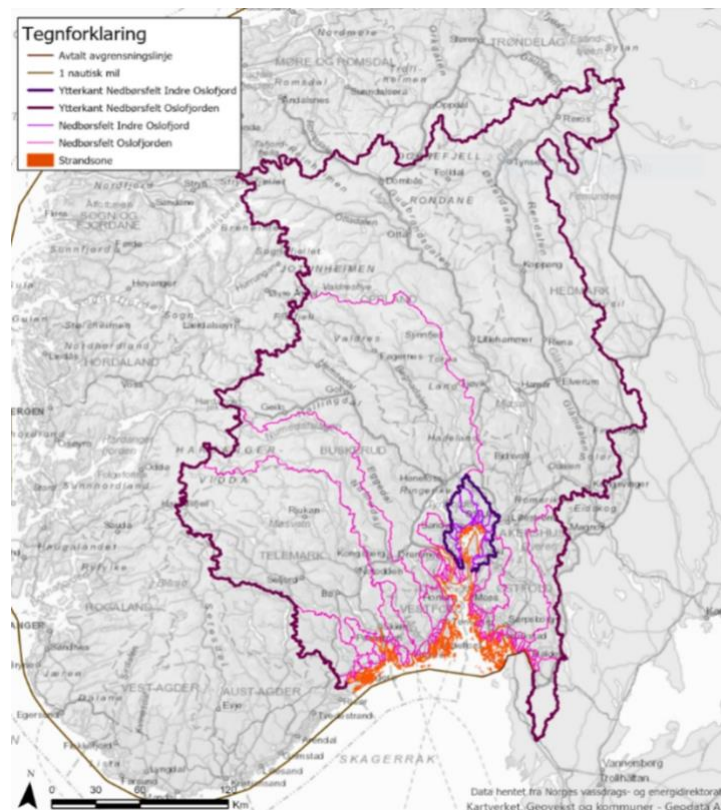
²⁵ Dette følger prosedyren som ligger i TEOTIL. For kommuner med spredt avløp, men uten registrerte jordbruksarealer, ble kommunenes utmarksarealer benyttet.

akkumulerte tilførslene i enden av hvert vassdrag beregnet av TEOTIL for total-nitrogen ble brukt til å kvalitetssikre oppsettet.

I de neste delkapitlene er det forslått en fordeling av total-nitrogenet mellom ulike nitrogenformer som er kildeavhengig. Det henvises til hvert enkelt delkapittel for en oversikt over fordelingene mellom de ulike nitrogenformene og begrunnelsen for disse.

8.2 Områder som drenerer til Ytre Oslofjord

Som illustrert i **Figur 50** dekker nedbørsfeltene som drenerer til Ytre Oslofjord så og si hele Østlandet. Enkelte områder drenerer direkte til fjorden (kyst-REGINE-enheter), men hoveddelen av vannet som ender opp i Ytre Oslofjord fra land kommer via de mange små og større vassdrag. Hvilke kyst-REGINE-enheter og vassdrag som drenerer til de enkelte fjordområdene, slik disse er definert i **Figur 5**, og hvor mye vann de drenerer per år er nærmere beskrevet i **Vedlegg B**.



Figur 50. Oversikt over nedbørsfeltene som drenerer til Ytre Oslofjord.

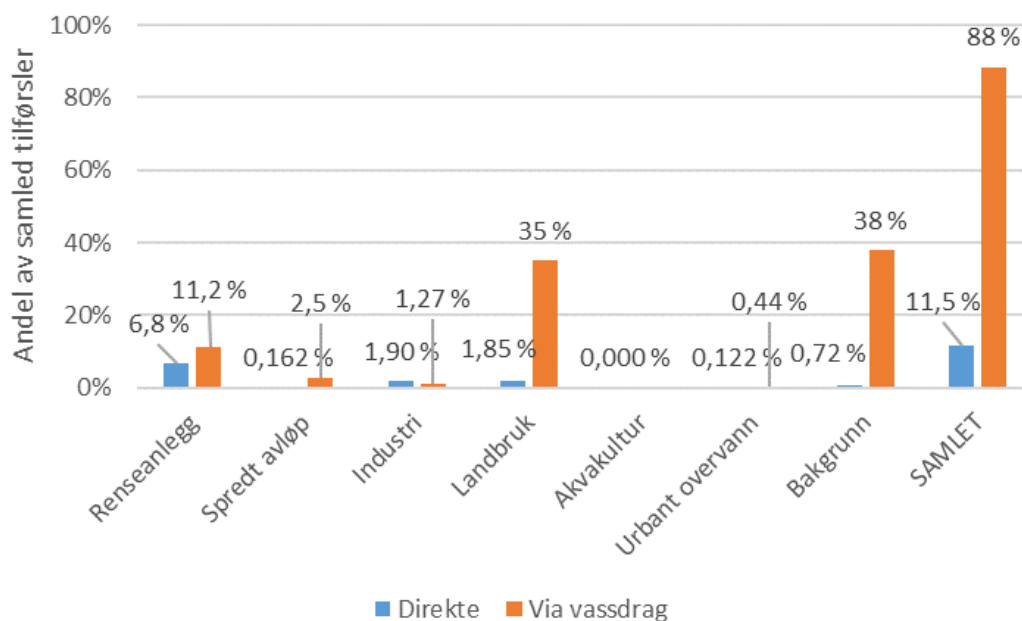
Et av hovedvassdragene er Glomma. Glomma har to utløp til havet - Østerelva med utløp sørover til det indre Hvalerbassenget med hovedtransportretning rett sørover gjennom Løperen og altså fjordområde 15 (Ramsøflaket), og Vesterelva med utløp til Lera, som er fjordområde 16. Magnusson og Skei (1984) fant at i gjennomsnitt gikk ca. 30% av vannføringen ut Vesterelva (varierte mellom 22% og 45%), mens ca. 70% gikk ut Østerelva. Denne fordelingen ble lagt til grunn ved beregningene gjort av Bjerkeng (1996) og blir også benyttet i TEOTIL.

8.3 Oversikt over tilførsler til Ytre Oslofjord

Tabell 46 i **Vedlegg B** viser de gjennomsnittlige årlige tilførslene av nitrogen til de ulike delene av Ytre Oslofjord for perioden 2016-2018 basert på modellen TEOTIL (se **Kapittel 7.1**). Tabellen viser også i hvilken grad ulike kilder (renseanlegg, spredt avløp, industri, jordbruk, urbant overvann og naturlig bakgrunn) bidrar til tilførslene. Det er verdt å legge merke til følgende grove trekk (jfr. **Figur 51**):

- De direkte utslippene utgjør ikke mer enn 11,5% av de samlede utslippene til Ytre Oslofjord.
- De fire største vassdragene (Glommavassdraget, Drammensvassdraget, Numedalslågen og Skiensvassdraget) bidrar med hele 74% av de samlede tilførslene.
- Den naturlige bakgrunnsavrenningen fra nedbørsfeltene bidrar med 39% av de samlede tilførslene.
- Jordbruk er den klart største «enkeltekilden» til nitrogen med 37% av de totale tilførslene.
- Kommunale og interkommunale avløpsrenseanlegg bidrar med 18% av tilførslene, mens det estimerte bidraget fra spredt avløp er på 2,7%.
- Tilførslene fra industrien utgjør 3,2% av de samlede tilførslene, mens overvann fra byer og tettsteder utgjør 0,57% av tilførslene.

I det følgende ser vi nærmere på antagelsene som ligger bak disse estimatene.



Figur 51. Andel av samlede tilførsler av nitrogen fra ulike kilder til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018 basert på estimater gjort med modellverktøyet TEOTIL.

8.4 Tilførslene fra de fire store elvene

Fire av de største elvevassdragene som drenerer til Ytre Oslofjord er inkludert i det årlige elveovervåkingsprogrammet; Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva. Prøvetakingen er gjort med månedlige stikkprøver nær utløpet i Ytre Oslofjord²⁶. I Glomma og Drammenselva, som begge får en betydelig del av avrenningen fra høyereliggende fjellområder, blir det gjennomført ytterligere prøvetaking i løpet av mai og juni for å få en bedre representasjon av perioden med høy vannføring.

Prøvene blir analysert for både total-nitrogen (TN), nitrat (NO₃) og ammonium (NH₄), og fra april-mai 2017 har det også blitt analysert for partikulært nitrogen (PN). Dette har også gjort det mulig å estimere andelen løst og kolloidalt organisk nitrogen (DON) ved å snu om på **ligning 1**:

$$\text{DON} = \text{TN} - \text{NO}_3 - \text{NH}_4 - \text{PN} \quad (14)$$

Estimatene av de årlige tilførslene er gjort med ligningen under, som følger anbefalingene i §6.13b i OSPAR (2014)²⁷. Metoden håndterer irregulær prøvetakingsfrekvens og tillater flomprøver å bli inkludert i de årlige beregningene.

$$\text{Årlig tilførsel} = Q_{\text{år}} \cdot \frac{\sum_1^n Q_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum_1^n Q_i \cdot \Delta t_i} \quad (15)$$

Der Q_i er samlet vannføring i løpet av prøvetingsdøgnet t_i og C_i er konsentrasjonen i prøven. Δt_i er tidsperioden som går mellom midttidspunktet mellom forrige prøvetaking (t_{i-1}) og denne prøvetakingen (t_i), og midttidspunktet mellom denne prøvetakingen og neste prøvetaking (t_{i+1}). En vannprøve vektes altså etter vannføringen på prøvetakingstidspunktet. $Q_{\text{år}}$ er den samlede vannmengden gjennom året.

Resultatene for perioden 2016-2018 er oppsummert i **Tabell 11**. For sammenligningens skyld er også tilførslene av total-nitrogen estimert med TEOTIL for de respektive elvene også vist. Som det fremgår var det et relativt godt samsvar for alle elvene mellom estimatene basert på TEOTIL og estimatene basert på faktiske målinger i elvene. Legg imidlertid merke til at de store tilførslene av nitrogen fra Borregaard AS (avd. spesialcellulose) til Glomma (149 tonn N/år; se **Kapittel 8.8**) skjer rett nedstrøms målepunktet ved Sarpsfoss, men inngår i TEOTIL-estimatene. Dette gjør imidlertid ikke store utslag på sammenligningen mellom estimatene basert på TEOTIL og de basert på elveovervåkingsdata (forholdet TEOTIL/snitt endrer seg fra 1,18 til 1,17).

Hovedmengden (ca. 90%) av nitrogenet i disse elvene forelå som nitrat og løst og kolloidalt organisk bundet nitrogen (DON). Det er interessant å se at andelen nitrat var betydelig høyere i de to elvene som drenerer høyfjellsområder (59-63%) enn de to andre elvene (49-50%) med tilsvarende forskjell i andel DON; hhv. 29% og 39-40%.

I TEOTIL inngår det kun data for total-nitrogen. I **kapitlene 8.5-8.12** ser vi nærmere på hvilke kilder som sannsynligvis bidrar mest til de ulike nitrogenformene.

²⁶ I Glomma er målepunktet ved Sarpsfoss, oppstrøms der Glomma deler seg i Østerelva, som går mot Ramsøflaket, og Vesterelva, som går mot Lera.

²⁷ OSPAR (2014) Riverine Inputs and Direct Discharges Monitoring Programme (RID). OSPAR agreement 2014-04.

Tabell 11. Tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord via Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva basert på måledata fra 2016-2018 via det årlige elveovervåkingsprogrammet (Gundersen m.fl., 2019²⁸; Kaste m.fl., 2018²⁹; Skarbøvik m.fl., 2017³⁰). Tilførslene er sammenlignet med de teoretiske estimatene basert på TEOTIL for samme periode.

	Vannmengde (Q)	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	DON	Part-N
	mill. m ³ /år	tonn N/år (%-andel av Tot-N)				
Glomma						
2016	22 820	13 458	8 092	289	-	-
2017	23 067	12 471	7 793	199	3 864	732
2018	21 757	12 362	8 314	280	3 434	333
Snitt 2016-2018	22 548	12 764	8 067 (63%)	256 (2%)	3 649 (29%)	533 (4%)
TEOTIL 2016-2018	23 207	15 040	-	-	-	-
Forholdet TEOTIL/snitt	1,03	1,18				
Drammenselva						
2016	10 675	4 811	2 672	110	-	-
2017	10 794	4 243	2 609	102	1 338	238
2018	9 983	3 847	2 391	97	1 198	153
Snitt 2016-2018	10 484	4 300	2 557 (59%)	103 (2%)	1 268 (29%)	196 (5%)
TEOTIL 2016-2018	11 841	4 306	-	-	-	-
Forholdet TEOTIL/snitt	1,13	1,00				
Numedalslågen						
2016	3 407	1 316	586	98	-	-
2017	7 466	3 529	1 791	257	1 176	331
2018	3 555	1 635	849	149	544	84
Snitt 2016-2018	4 809	2 160	1 075 (50%)	168 (8%)	860 (40%)	207 (10%)
TEOTIL 2016-2018	4 923	1 823	-	-	-	-
Forholdet TEOTIL/snitt	1,02	0,84				
Skienselva						
2016	9 254	2 339	972	70		
2017	10 994	2 827	1 510	119	1 043	186
2018	8 305	1 944	1 023	76	810	35
Snitt 2016-2018	9 518	2 370	1 168 (49%)	88 (4%)	927 (39%)	111 (5%)
TEOTIL 2016-2018	11 317	2 777	-	-	-	-
Forholdet TEOTIL/snitt	1,19	1,17	-	-	-	-

²⁸ Gundersen C.B., Kaste Ø., Sample J., Braaten H.F.V., Selvik J.H., Hjermann D.Ø., Norling M.D. og Calidonio J.-L.G. (2019) The Norwegian river monitoring programme – water quality status and trends in 2018. NIVA Report 7441-2019, 94 pages + appendix.

²⁹ Kaste Ø, Skarbøvik E, Greipsland I, Gundersen CB, Austnes K, Skancke LB, et al. The Norwegian river monitoring programme - water quality status and trends 2017. Norwegian Environmental Agency report M 1168. NIVA report 7313-2018, 2018, pp. 101.

³⁰ Skarbøvik E, Allan I, Sample JE, Greipsland I, Selvik JR, Schanke LB, Beldring S, Stålnacke P, Kaste Ø. 2017. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2016. NIVA report 7217-2017, Norwegian Environment Agency report M-862-2017, 206 pp.

8.5 Kommunalt avløp

8.5.1 Problembeskrivelse

Kommunalt avløpsvann er sammensatt av spillvann fra husholdninger (sanitært avløpsvann)³¹, industrielt avløpsvann (prosessavløp³²), innlekkingsvann (infiltrasjonsvann fra grunnen og nedbørvhengig innlekking³³) og overvann (regnvann og smeltevann) fra gater, veier og andre overflater. Også avrenningen fra avfallsdeponier kan utgjøre en betydelig andel av stoffbelastningen i det kommunale avløpsvannet (se **Kapittel 8.11**). I områder der man har separate overvannsledninger (separatsystem) vil overvannet ikke ledes til det kommunale avløpssystemet, slik det gjøres i det tradisjonelle fellessystemet. Ved mye nedbør og/eller smeltevann vil den hydrauliske kapasiteten til et fellessystem lettere kunne overskrides enn i et separatsystem, selv om mengden innlekkingsvann også vil kunne øke betydelig avhengig av grunnvannsstanden i området og tilstanden til ledningsnett. Ved regnvær får man også økt forurensningstransport på grunn av at avsatt slam/sedimentert materiale blir revet løs ved høyere vannføringer (såkalt «first flush»-effekt).

Ledningsnettets virkningsgrad er et mål på hvor mye av det kommunale avløpsvannet som til slutt kommer fram til avløpsrensaneanlegget. I tillegg til de ovenfor omtalte overløpene på ledningsnett som kan knyttes til overbelastning av spillvannsnett, skjer det også overløp på grunn av kloakkstopper, feilkoblinger der stikkledninger med avløpsvann er koblet til overvannsledninger med direkte utslipp til resipient. Det kan også forekomme utlekking forårsaket av utette ledninger, kummer og skjøter i spillvannssystemet med infiltrering av (ufortynnet) avløpsvann i grunnen. Dette er nærmere omtalt i **Kapittel 8.6**.

Det kommunale avløpsvannet blir ledet/pumpet til et kommunalt- eller interkommunalt avløpsrensaneanlegg for behandling før utslipp til resipienten. I TEOTIL blir disse anleggene kalt «store rensaneanlegg», men i denne rapporten vil vi benytte det mer korrekte «kommunale og interkommunale (avløps-)rensaneanlegg». Disse anleggene faller inn under forurensningsforskriftens kapittel 13 (utslipp fra mindre tettbebyggelser) eller 14 (utslipp fra større tettbebyggelser) med tilhørende krav til knyttet til drift og utslipp. Krav til rensegrad for ulike vannkvalitetsparametere inkluderer utslipp som skjer via overløp i eller ved rensaneanlegget.

Anlegg som har utslipp som tilsvarer mindre enn 50 pe³⁴ omtales i denne rapporten som spredt avløp og blir nærmere omtalt i **Kapittel 8.7**.

8.5.2 Oversikt over utslippene fra avløpsrensaneanleggene (før justering)

Ut fra de opprinnelige TEOTIL-baserte estimatene stod de kommunale rensaneanleggene for 18% av de samlede tilførselene av nitrogen til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018. Disse utslippene inkluderer

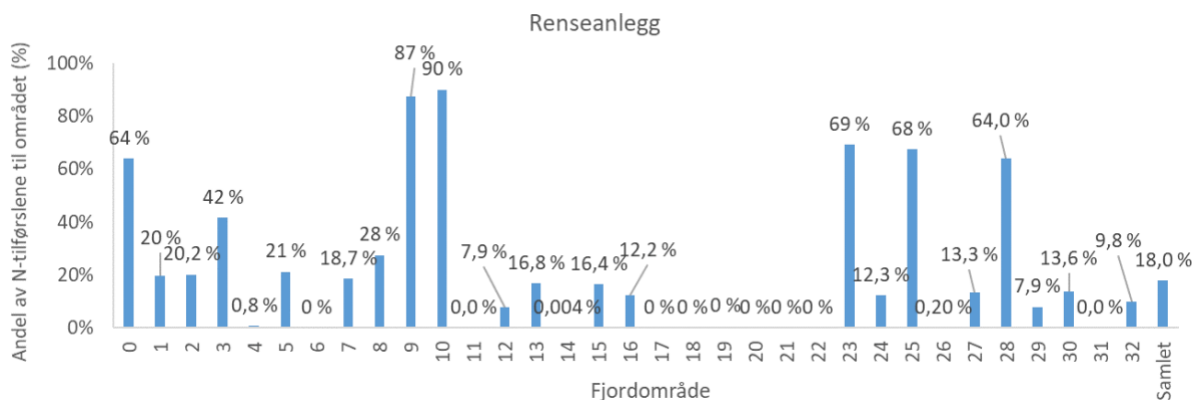
³¹ Spillvann fra husholdninger oppstår ved bruk av vann til alminnelige formål (matlaging, vask, oppvask, bad, klosett osv.) i husholdningen. Tilsvarende avløpsvann fra institusjoner, sykehus, skoler, servicevirksomhet og industrier er også inkludert i dette begrepet.

³² Kjølevann og annet ikke forurenset avløpsvann skal i så stor utstrekning det er praktisk gjennomførbart, separeres fra annet avløpsvann og ikke ledes inn på kommunale spillvannsledninger.

³³ Ledes inn på separat spillvannsledning på grunn av feilkobling av sluk, taknedløp, drenering og overvann fra utette kummer.

³⁴ 1 pe er definert som den mengde organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk målt over fem døgn, BOF5, på 60 g oksygen per døgn.

rapporterte overløp i/ved rensanleggene. Som illustrert i **Figur 52** utgjorde utslippene fra disse rensanleggene brorparten ($\geq 50\%$) av tilførslene til flere av fjordområdene: Drøbakksundbassenget (0), Moss – Larkollen (9), Bolærne (10), Sandefjord (23), Svenner (25) og Langesundsfjorden (28). Disse utslippene inkluderer overløpene som inngår i utslippstillatelsen til de enkelte rensanleggene.



Figur 52. Andelen av de samlede tilførslene av nitrogen til hvert enkelt område av Ytre Oslofjord (jfr. **Figur 5**) som stammer fra kommunale rensanlegg basert på TEOTIL. Utslippene inkluderer overløpene som inngår i de respektive utslippstillatelsene til de enkelte rensanleggene.

Tabell 12 oppsummerer den relative fordelingen mellom de ulike typene rensanlegg innenfor nedbørsfeltet som drenerer til Ytre Oslofjord. Siden hele kyststrekningen det her gjelder regnes som følsomt område i forurensningsforskriften, er det relativt avanserte rensanlegg med kjemisk eller kjemisk-biologisk behandling som dominerer i både antall (hhv. 30% og 46%) og renskapasitet (hhv. 48% og 38%). Tre av fire norske avløpsrensanlegg med biologisk N-fjerning finnes i nedbørsfeltet (Lillehammer RA, RA-2/NRA og Gardermoen RA) og deres kapasitet utgjør 11% av den samlede renskapasiteten i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Det er et relativt stort antall naturbaserte rensanlegg (70 stk.), men dette er små anlegg og utgjør en liten del av den samlede renskapasiteten.

Tabell 12. Oversikt over renseanleggene innenfor nedbørsfeltet som drenerer til Ytre Oslofjord slik dette området er definert i **Figur 5**. De samlede utslippene av N og P er basert på hva som er rapportert sluppet ut i gjennomsnitt i perioden 2016-2018 fra hvert enkelt renseanlegg.

Type anlegg	Antall		Samlet dim. Kapasitet*			Samlet N-utslipp		Samlet P-utslipp	
	#	%	pe	%	pe/#	tonn N/år	%	tonn P/år	%
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	3	0,69%	277 400	11%	92 467	262 164	4,4%	6 660	8,5%
Kjemisk-biologisk	198	46%	971 754	38%	4 908	1 898 725	32%	21 861	28%
Kjemisk	130	30%	1 220 545	48%	9 389	3 693 160	62%	47 333	60%
Biologisk	13	3,0%	28 579	1,1%	2 198	19 609	0,33%	405	0,51%
Mekanisk – slamavskiller	12	2,8%	1 327	0,05%	111	10 837	0,18%	363	0,46%
Naturbasert	70	16%	34 697	1,4%	496	34 948	0,59%	2 019	2,6%
Annen rensing	3	0,69%	2 400	0,09%	800	1 724	0,029%	45	0,06%
Utgått?	5	1,2%	0	0%	0	18 814	0,32%	84	0,11%
Samlet	434	100%	2 536 702	100%	-	5 939 982	100%	78 769	100%

* Det er tatt utgangspunkt i anleggenes dimensjonerende kapasitet basert på BOF₅ per 2018.

Estimatene inkluderer utslipp fra avløpsrenseanlegg som behandler avløpsvannet fra mindre og større tettbebyggelser (hhv. kap. 13-anlegg og kap. 14-anlegg³⁵). Disse rapporterer inn følgende til Miljødirektoratet:

- Vannmengdene som er behandlet ved renseanlegget under hver enkelt prøvetaking og samlet over året.
- Vannmengdene som er gått i overløp under hver enkelt prøvetaking og samlet over året. Her i regnes kun driftsoverløp (regnvannsoverløp) i forkant av renseanlegget og ikke drifts- og nødoverløp ute på avløpsnettet.
- Konsentrasjonene av BOF₅, KOF, SS, total-P og/eller total-N (ut fra krav i utslippstillatelsen) i innløpet og i utslippet under hver enkelt prøvetaking.
- Samlet utslipp av BOF₅, KOF, SS, total-P og/eller total-N over året

Utslipet skal beregnes for hver enkelt prøvetaking, og middelerdien av hver av disse skal benyttes til å beregne det samlede utslippet over hele året ved å ekstrapolere til et helt år ut fra antall dager i året med prøvetaking. Hvis det enkelte renseanlegg ikke har oppgitt samlet utslipp over året bruker Statistisk sentralbyrå (SSB)/Miljødirektoratet de innrapporterte vannmengdene og konsentrasjonene til å beregne utslippet ved hvert enkelt anlegg ved hjelp av følgende formel:

$$Utslipp [kg/år] = \frac{\overline{C}_{ut} [mg/L] \cdot \overline{V}_{inn} [m^3/år]}{1000 [g/kg]}$$

\overline{C}_{ut} : Gjennomsnittskonsentrasjonen i utløpet over året

\overline{V}_{inn} : Midlere vannmengde gjennom anlegget i løpet av rapporteringsåret

³⁵ Henvisning til forurensningsforskriften ([FOR-2004-06-01-931](#))

8.5.3 Estimering av utslipp fra renseanlegg der det mangler måledata

Nitrogen og fosfor

Det er kun renseanlegg som er $\geq 10\,000$ pe³⁶ og som slipper ut til følsomt område hvor forurensningsforskriften stiller krav til at det analyseres for nitrogen. Dette skal gjøres i et minimum av seks utslippsprøver (og innløpsprøver) per år³⁷. Kystområdet avgrenset av Ytre Oslofjord faller i sin helhet innenfor det som forurensningsforskriften definerer som følsomt område, og alle tilhørende nedbørsfelt regnes derfor også som følsomme. Samtidig er det ikke mer enn 50 av de 433 renseanleggene >50 pe i området som har en kapasitet $\geq 10\,000$ pe, men disse utgjør hele 79% av den samlede kapasiteten til renseanleggene i området. Samtidig er det kun et fåtall av renseanleggene under 2 000 pe som i det hele tatt foretar direkte målinger av belastning og utslippsmengder.

Dersom analysedata og reelle målinger ikke eksisterer/er rapportert, beregnes utslippsmengder ved å multiplisere antall fast bosatte tilknyttet avløpsanlegget med en faktor for normalt utslipp av fosfor og nitrogen før rensing per person per døgn (1,8 g P/pe-d og 12 g N/pe-d) og en faktor for normal renseseffekt for ulike rensesprinsipper (Berge og Sæther, 2019). Renseeffektene som benyttes er listet i **Tabell 13** (hhv. r_P for P-fjerning og r_N for N-fjerning). Disse er i samme størrelsesområde som Norsk Vann sin dimensjoneringsveileder (Johannessen m.fl., 2020) angir som forventet renseseffekt ved tilsvarende anlegg som mottar «normalt» kommunalt avløpsvann³⁸ uten altfor store variasjoner i tilrenningen eller negative påvirkninger av industriutslipp og at driftstilsynet ved anlegget er godt (**Tabell 13**). De endelige verdiene justeres for rapporterte driftsstopp ved anleggene i løpet av året. Utslippene beregnes med følgende formler:

$$\text{Utslipp P [kg P/år]} = \frac{PE_{\text{tilknyttet}} [\text{pe}] \cdot 1,8 [\text{g P/pe} \cdot \text{d}] \cdot 365 [\text{d/år}]}{1000 [\text{g/kg}]} \cdot \frac{(100 - r_P)}{100}$$

$$\text{Utslipp N [kg N/år]} = \frac{PE_{\text{tilknyttet}} [\text{pe}] \cdot 12 [\text{g N/pe} \cdot \text{d}] \cdot 365 [\text{d/år}]}{1000 [\text{g/kg}]} \cdot \frac{(100 - r_N)}{100}$$

³⁶ Det er ikke spesifisert om det er anleggets kapasitet eller

³⁷ Prøvene skal tas som mengde- eller tidsproporsjonale døgn- eller ukeblandprøver med jevne mellomrom gjennom året etter en på forhånd fastsatt tidsplan.

³⁸ Konsentrasjoner omkring 175 mg SS/l, 150 mg BOF₅/l, 4,5 mg total P/l og 30 mg total N/l.

Tabell 13. Antatt renseeffekt for fosfor (r_P), nitrogen (r_N), BOF_5 og suspendert stoff ved ulike typer renseanlegg >50 pe benyttet for å beregne utslippsmengder ved avløpsanlegg som ikke har oppgitt utslippstall (Berge og Sæther, 2019), samt forventet renseeffekt ved de samme typene renseanlegg gitt i Norsk Vann sin dimensjoneringsveileder (Johannessen m.fl., 2020).

Type anlegg	P-fjerning		N-fjerning		Utslipp BOF_5		SS
	r_P	Dim.veil. ¹	r_N	Dim.veil. ¹	kg /pe-år	Dim.veil. ¹	Dim.krit. ¹
Mekanisk	15%	10-30%	15%	5-15%	18,68	15-25%	35-55%
Kjemisk	90%	80-95%	20%	20-35%	3,61	70-80% ²	80-90% ²
Biologisk	30%	25-45% ³	20%	20-35%	3,61	80-90% ³	80-90%
Kjemisk-biologisk	95%	-	25%	-	3,61	-	-
-forfelling	-	85-95%	-	20-35%	-	90-95%	85-90%
-simultanfelling	-	80-90%	-	20-35%	-	80-90%	85-90%
-biofilm m/felling	-	85-95%	-	20-35%	-	90-95%	90-95%
-etterfelling	-	90-95%	-	20-35%	-	90-95%	90-95%
-m/N-fjerning	-	90-95%	-	70-90%	-	>95%	90-95%
Naturbasert	75%		20%		3,61		
Annen rensing	75%	-	20%	-	18,68	-	-

1) Johannessen m.fl., (2020), 2) Angitt for sekundærfellingsanlegg, 3) Angitt for sekundærrenseanlegg uten biologisk P-fjerning

De observerte renseeffektene for nitrogen ved renseanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord som har rapportert både innløps- og utløpsverdier for total-nitrogen i perioden 2016-2019 er vist i **Tabell 14**. Det er klart flest kjemiske og kjemisk-biologiske renseanlegg som har rapportert slike måleverdier, så bildet er tydeligst her:

- Ved de **kjemiske renseanleggene** så fjerningen av nitrogen ut til å være betydelig dårligere enn forventet; medianverdi på ca. 11% og snittverdi på ca. 8% (forventet 20-35%). Den høyeste snitt-reNSEeffekten ved noen av de 32 kjemiske renseanleggene var på 31%. Det må også påpekes at det ble observert svært variabel rensegrad for nitrogen ved mange av disse anleggene.
- Ved de **kjemisk-biologiske renseanleggene uten særskilt N-fjerning** var fjerningen av nitrogen omtrent som forventet med en medianverdi (26%) nær midten av det forventede renseeffektområdet (20-35%). Den høyeste snitt-reNSEeffekten ved noen av de 5 kjemisk-biologiske renseanleggene var på 65% og altså i godt over forventet reNSEeffekt.
- Ved de **kjemisk-biologiske renseanleggene med særskilt N-fjerning** var reNSEeffekten for nitrogen mye mer stabil og så å si midt i det forventede området for reNSEeffekten med både en median- og snittverdi på 76%. Den høyeste snitt-reNSEeffekten ved noen av de 3 anleggene var på 81%.
- Ved de **biologiske renseanleggene** som hadde måledata (3 stykk), var reNSEeffekten overraskende høy med en medianverdi på hele 61% og en snittverdi på 55% og dermed vesentlig høyere enn forventet reNSEeffekt (20-35%). Den laveste snitt-reNSEeffekten var på 17%, den høyeste på 86%. Det kan være flere faktorer som har vært utslagsgivende her: veldig små anlegg med sannsynligvis svært begrenset oppholdstid på ledningsnettet, relativt

høye konsentrasjoner i innløpet og anleggskonfigurasjoner som ikke fremgår av rapporteringen.

- De **naturbaserte renseanleggene** som hadde måledata, viste også betydelig høyere rensegrad enn den forventede renseseffekten på 20% med både en median- og snittverdi på 62% renseseffekt. Den laveste snitt-renseseffekten var på 34%, den høyeste på 89%. De samme faktorene som nevnt for de biologiske renseanleggene kan ha vært utslagsgivende også her.

De uventede lave renseseffektene for nitrogen, spesielt ved anleggene med kjemisk rensing, ser ut til å være knyttet til den ekstra belastningen mange av disse anleggene får fra biogassanlegget. Dette er synliggjort i **Tabell 14** ved å skille datagrunnlaget mellom renseanleggene som har eget biogassanlegg og de som ikke har det. Det er tydelig at de kjemisk-biologiske og kjemiske renseanleggene med eget biogassanlegg har betydelig lavere rensegrad for total-nitrogen enn de renseanleggene som ikke har eget biogassanlegg. Det kjemisk-biologiske renseanlegget med særskilt N-fjerning synes upåvirket. Dette er nærmere kommentert i **Kapittel 8.5.4**.

I **Kapittel 8.5.7** viser vi de oppdaterte tilførselsestimatene for nitrogen til Ytre Oslobasert der de ovenfor nevnte momentene er tatt hensyn til.

Tabell 14. Oversikt over observert renseseffekt for total-nitrogen ved renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord som har rapportert både innløps- og utløpsverdier for total-nitrogen i perioden 2016-2019. Snittverdier for innløp (konsentrasjon og vannmengde) og utløp (konsentrasjon) ved hvert enkelt renseanlegg i perioden er lagt til grunn for rensegradene. Data for hvert enkelt anlegg er vist i **Tabell 49** i **Vedlegg G**.

Type renseanlegg	# anlegg	Vannmengde snitt (m ³ /d)	Rensegrad total-N (%)				
			Median	Snitt	Stdev	Min	Maks
Alle renseanlegg							
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	3	27 340	76 %	76 %	4,4 %	72 %	81 %
Kjemisk-biologisk	25	4 596	26 %	28 %	15,2 %	0,2 %	65 %
Biologisk	3	28	61 %	55 %	35 %	17 %	86 %
Kjemisk	32	9 478	11,4 %	8,3 %	15,9 %	-47 %	31 %
Naturbasert	3	68	62 %	62 %	28 %	34 %	89 %
Renseanlegg uten eget biogassanlegg							
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	2	35 649	-	76 %	-	72 %	81 %
Kjemisk-biologisk	24	3 918	27 %	31 %	13,7 %	8,3 %	65 %
Biologisk	3	28	61 %	55 %	35 %	16,6 %	86 %
Kjemisk	21	5 277	12,7 %	14,7 %	7,8 %	3,1 %	31 %
Naturbasert	3	68	62 %	62 %	28 %	34 %	89 %
Renseanlegg med eget biogassanlegg							
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	1	10 722	76%	76 %	-	-	-
Kjemisk-biologisk	3	9 571	9,0 %	6,9 %	6,0 %	0,2 %	11,6 %
Kjemisk	11	17 499	2,8 %	-3,9 %	20 %	-47 %	15,2 %

BOF₅ og KOF

For anlegg som ikke har oppgitt utslipp av BOF₅, men for KOF, blir utslippene av BOF omregnet fra KOF-utslippene. Her benyttes det et forhold mellom BOF₅ og KOF på 0,29 for alle rensede utslipp utenom anlegg som kun anvender mekanisk rensing. For utslipp fra disse anleggene og for urensede utslipp benyttes det et BOF₅/KOF-forhold på 0,50. Det er med andre ord antatt at biologisk og kjemisk behandling vil føre til den samme relative nedgangen i biologisk tilgjengelig organisk stoff. Som vist i **Tabell 15** er ikke dette tilfelle; en sammenstilling av måledata fra alle norske renseanlegg i 2018 indikerer at BOF₅/KOF-forholdet etter biologisk behandling er på 0,22, mens det etter kjemisk behandling er på 0,41. Ved kombinert kjemisk-biologisk behandling er forholdet i samme størrelsesområde som etter kun biologisk behandling (0,20). Med ytterligere biologisk N-fjerning ser BOF₅/KOF-forholdet ut til å kunne bli enda lavere (0,16).

Tabell 15. Forholdet mellom BOF₅ og KOF i utslippet fra ulike hovedtyper renseanlegg. Dataene er basert på rapporterte måledata fra alle norske renseanlegg i 2018.

Type renseanlegg	# målinger	BOF ₅ /KOF-forhold i utslippet					
		Snitt	Std	10-pers	25-pers	75-pers	90-pers
Biologisk	275	0,22	0,17	0,09	0,13	0,27	0,38
Kjemisk	1668	0,41	0,25	0,11	0,31	0,52	0,61
Kjemisk-biologisk	1802	0,20	0,24	0,00	0,09	0,26	0,42
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	121	0,16	0,13	0,06	0,09	0,20	0,31
Mekanisk - slamavskiller	9	0,46	0,27	0,21	0,25	0,76	0,81
Naturbasert	59	0,17	0,25	0,00	0,05	0,21	0,30

8.5.4 Betydningen av nitrogenbelastningen fra biogassanlegg

Mange av de større renseanleggene behandler slammet sitt lokalt, og mange gjør dette ved utråtning av slammet for også å produsere biogass. Det ferdig utråtnete slammet avvannes og dette rejektivannet ledes gjerne tilbake til innløpet av renseanlegget. Siden dette rejektivannet da inneholder mye ammonium (tilsvarende ca. 20% av nitrogenet i innløpet) er det nå blitt relativt vanlig ved anleggene som har krav til nitrogenfjerning å behandle rejektivannet før det slippes inn på innløpet for å avlaste nitrogenrensetrinnet på hovedstrømmen. Men siden de aller færreste renseanleggene har krav til nitrogenfjerning, blir ikke dette gjort ved andre renseanlegg.

Tabell 49 i **Vedlegg G** viser en oversikt over renseanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord med måledata for renseeffekt med hensyn til nitrogen i perioden 2016-2019. Den øvre delen av tabellen lister anleggene som har eget biogassanlegg for utråtning av slam, mens den nedre delen av tabellen lister anleggene som ikke har dette. Som det også går fram av **Tabell 49** er det helt tydelig at de kjemiske og kjemisk-biologiske anleggene med eget biogassanlegg tilsynelatende har betydelig dårligere renseeffekt for nitrogen enn de uten biogassanlegg:

- Kjemiske renseanlegg
 - **med** biogassanlegg: $-4\% \pm 20\%$ (median: 3%) renseeffekt for total-nitrogen
 - **uten** biogassanlegg: $15\% \pm 8\%$ (median: 13%) renseeffekt for total-nitrogen
- Kjemisk-biologiske renseanlegg
 - **med** biogassanlegg: $7\% \pm 6\%$ (median: 9%) renseeffekt for total-nitrogen
 - **uten** biogassanlegg: $31\% \pm 14\%$ (median: 27%) renseeffekt for total-nitrogen

Listen over renseanlegg med eget biogassanlegg i **Tabell 49** inkluderer, så langt vi vet, alle renseanleggene innenfor nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord som har dette.

Anleggene som har etablert biogassanlegg mottar også slam fra flere andre renseanlegg i sine nærområder, i tillegg til at de ofte også mottar slam fra bl.a. slamavskillere og septiktanker i området. Dette øker naturlig nok mengden løst nitrogen i rejektvannet etter utråtningen.

Det er også verdt å legge merke til at selv om anleggene med eget biogassanlegg er trukket ut, var den observerte renseeffekten for nitrogen ved de kjemiske renseanleggene betydelig lavere enn den forventede renseeffekten (20-35%). Den observerte renseeffekten ved de kjemisk-biologiske renseanleggene var derimot innenfor det forventede området (20-35%).

Det er derfor også noe overraskende at rensegraden ved Lillevik kjemiske renseanlegg er så god som 15%. Lillevik tar imot avløpslam fra fire andre avløpsrenseanlegg i Larvik kommune i tillegg til at anlegget tar imot slam fra tette tanker, septiktanker og slamavskillere (totalt ca. 7000) i kommunen. Slammet pasteuriseres før det går gjennom termofil utråtning, foravvanning og sentrifugering. Dette er samme behandling som slammet går gjennom ved ØRA (FREVAR) renseanlegg i Fredrikstad og ved Sandefjord renseanlegg, som begge også er kjemiske renseanlegg, men hvor den resulterende rensegraden for nitrogen er svært dårlig (hhv. -35% og -5%). Det er ikke forsøkt å grave videre for å finne mulige forklaringer på den observerte overraskende høye rensegraden ved Lillevik renseanlegg. Lillevik vurderer å avvikle slambehandlingen og heller sende slammet til Greve Biogass (Grenland Vestfold Biogass AS). I den sammenheng er det interessant at alt rejektvann fra Greve Biogass blir brukt som flytende gjødsel innenfor jordbruket.

8.5.5 Overløp på renseanleggene

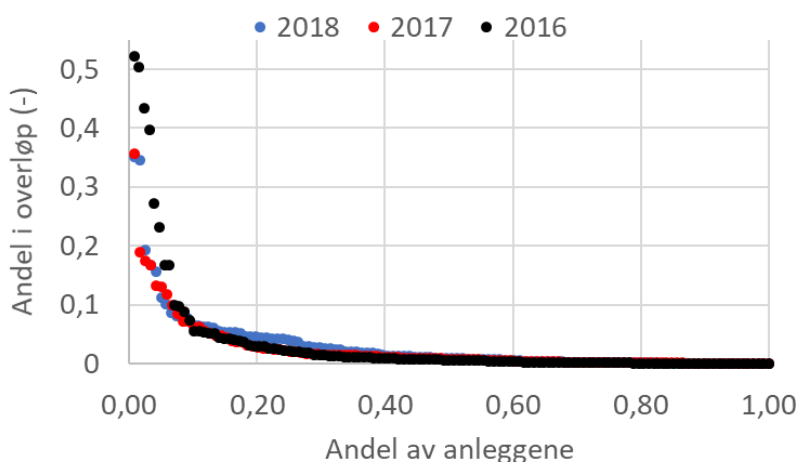
Overløpene i eller ved hvert enkelt renseanlegg skal medregnes i rensegraden. Dette gjelder alle kommunale og interkommunale avløpsrenseanlegg som faller inn under kapittel 13 (utslipp fra små tettbebyggelser) og kapittel 14 (utslipp fra store tettbebyggelser) i forurensningsforskriften. Hvis prøvetakingen av utløpsvannet er lokalisert slik at prøven ikke inkluderer avløpsvann som går i overløp i eller ved renseanlegget, må overløpsbidraget måles og registreres separat. Kun 30-32% av de 399 aktive kommunale og interkommunale avløpsrenseanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord rapporterte overløp i perioden 2016-2018, men disse mottok 87-89% av alt rapportert kommunalt avløpsvann i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Av avløpsrenseanleggene med direkte utslipp til Ytre Oslofjord var det ca. 50% av disse som rapporterte overløp i perioden, men disse mottok 96-99% av alt avløpsvannet. Selv om andelen av avløpsvannet som gikk i overløp ved gjennomsnittsanlegget og mediananlegget så ut til å nesten dobles i denne perioden, gikk den samlede mengden avløpsvann som gikk i overløp likevel ned (se **Tabell 16**). Naturlig nok var det et fåtall av de største anleggene som dominerte de samlede overløpsutslippene (54,3-76,4%); ØRA renseanlegg i Fredrikstad (8,0-13,4%), Tønsberg avløpsrenseanlegg (tidligere TAU; 10,6-47,0%), renseanlegget for Askim, Hobøl og Spydeberg (AHSA; 5,1-6,8%), Nordre Romerike renseanlegg (RA-2; 3,1-9,8%), Knarrdalsstrand renseanlegg (13,2-19,5%). På grunn av funksjonssvikt ved Tønsberg avløpsrenseanlegg gikk i størrelsesorden 2,3 millioner m³ eller 54 % av det innkommende avløpsvannet til anlegget urensset ut i fjorden i perioden 9.12.2015 til 15.3.2016 (Staalstrøm m.fl., 2016). Det samlede utslippet av urensset avløpsvann fra TAU utgjorde hele 47% av de samlede overløpsutslippene til Ytre Oslofjord i 2016. Moelv renseanlegg er registrert med et usedvanlig stort overløp i 2018 (11,1% av de samlede overløpene til Ytre Oslofjord det året), uten at dette ble kommentert i revisjonsrapporten fra Fylkesmannens etter kontrollen i 2019 (2019.001.R.FMIN). De øvrige årene utgjorde det rapporterte overløpet ved renseanlegget <0,1% av det innkommende avløpsvannet til renseanlegget.

Tabell 16. Andel av innrapportert avløpsvann som gikk i overløp i eller ved renseanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord basert på innrapporterte overløpstall for perioden 2016-2018.

Andel av avløpsvann i overløp i/ved hvert enkelt renseanlegg				
	2016	2017	2018	2016-2018
Snitt	1,94%	2,77%	3,64%	3,50%
Median	0,53%	0,80%	1,01%	0,77%
Andel av samlet mengde avløpsvann i overløp i/ved renseanleggene				
Snitt	3,59%	2,62%	2,57%	2,92%

Overløp forekommer primært i forbindelse med nedbør, og det er derfor naturlig at det er de største renseanleggene tilknyttet de største rensedistriktene, med stor andel tette flater (byområder) og en stor andel fellesledningsnett som har de største overløpene. Som vist i **Figur 53** varierte andelen av avløpsvannet som gikk i overløpet ved de ulike renseanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord enormt ved de renseanleggene som hadde rapportert inn overløp. Ved ca. 18% av renseanleggene utgjorde de rapporterte overløpene <0,1% av avløpsvannet som kom inn, mens overløpet ved 6% av anleggene utgjorde >10% av den samlede avløpsmengden som kom inn til renseanlegget.

Det er ikke lagt inn noen antatte overløpsmengder ved/i de renseanleggene som ikke hadde rapporterte overløp i perioden (gjelder altså ca. 70% av renseanleggene, men kun drøyt 10% av avløpsvannet) i de justerte estimatene for utslipp til Ytre Oslofjord (se **Kapittel 8.5.7**).

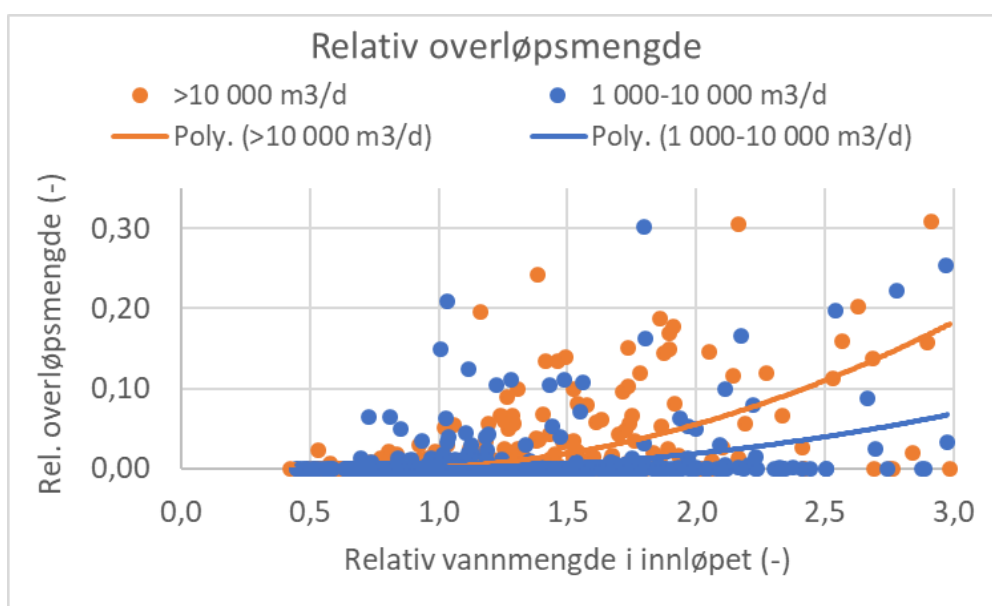


Figur 53. Andel av innrapportert avløpsvann som gikk i overløp ved de enkelte renseanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord som hadde rapporterte overløp i perioden 2016-2018.

Konsentrasjonene av nitrogen, fosfor og organisk stoff (BOF₅ og KOF) i overløpet vil kunne variere betydelig mer enn normalvariasjonen i avløpsvannet. Dette skyldes innlekkingen av regnvann (enten via grunnvann eller overvann som ledes til fellesledningsnettet) og muligheten for resuspensjon av partikulært materiale som har sedimentert ute på ledningsnettet under lav vannføring. Sistnevnte gir gjerne en såkalt «first flush-effekt» med store mengder partikler i avløpsvannet, mens vedvarende store mengder nedbør kan gi en betydelig fortynningseffekt. Etersom tidspunktene for den konsesjonsbelagte prøvetakingen er fastlagt på forhånd og det normalt tas 24-timers (vannførings- eller tidsproporsjonale) døgnblandprøver er det sannsynligvis få om noen anlegg som klarer å estimere

de faktiske overløpsutslippene med stor nøyaktighet. De fleste overløp vil sannsynligvis ikke fanges opp av prøvetakingen overhodet, og utslippet via overløpet blir normalt estimert på bakgrunn av et flatt snitt av innløpskonsentrasjonen over året. Dette vil under normale omstendigheter kunne gi en betydelig overestimering av de faktiske overløpsutslippene.

Ved å sammenstille den relativ vannmengde i overløp (relativ til samlet innkommende vannmengde til renseanlegget) med samtidig relativ vannmengde i innløpet (relativ til medianvannføringen ved renseanlegget) til alle renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord, som er gjort i **Figur 54**, framgår det at mange overløp starter ved en relativt lav vannføring (sett i forhold til medianvannføringen inn til anlegget). Samlet sett for alle renseanleggene >1000 PE var den gjennomsnittlige vannføringen ved overløp 1,36x medianvannføringen inn til renseanlegget. Hvis vannføringen vektet mot mengden i overløp, var den gjennomsnittlige vannføringen inn til renseanleggene ved gjennomsnittsoverløpet på 1,70x medianvannføringen inn til renseanleggene med 1.000-10.000 m³/døgn i innløpet, mens den var 1,89x medianvannføringen inn til renseanleggene med >10.000 m³/døgn. 1,5x medianvannføringen ble ansett som en pragmatisk tilnærming for å estimere konsentrasjonene av total-nitrogen, total-fosfor og BOF₅ i gjennomsnittsoverløpet. **Tabell 17** angir gjennomsnittskonsentrasjonen i innløpet til renseanleggene ved en vannføring som tilsvarer 1,5x medianvannføringen inn til hvert enkelt renseanlegg. Som det fremgår av tabellen var denne konsentrasjonen jevnt over lavere ved anleggene med størst vannføring enn de øvrige, noe som mest sannsynlig skyldes økt andel fremmedvann (lengre ledningsnett, lengre transporttid). Det ble derfor benyttet ulike konsentrasjoner avhengig av den gjennomsnittlige tilrenningen til renseanlegget nedstrøms. Datagrunnlaget for disse konsentrasjonene er vist i **Figur 93** i **Vedlegg D**.



Figur 54. Relativ vannmengde i overløp (relativ til samlet innkommende vannmengde til renseanlegget) sammenlignet med samtidig relativ vannmengde i innløpet (relativ til medianvannføringen ved renseanlegget) til alle renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord.

Tabell 17. Oppsummering av konsentrasjonsmålingene som er vist i Figur 93.

	<100 m ³ /d	100-1 000 m ³ /d	1 000-10 000 m ³ /d	>10 000 m ³ /d
Total N (mg N/L)				
Antall målinger	431	428	1005	880
Antall anlegg	15	10	19	14
Medianverdi	53	45	47	33
Snittverdi	61	48	46	36
Standardavvik	39	24	17	17
25-persentil	36	30	33	24
75-persentil	77	60	57	45
Ved 1,5x median- vannmengde i innløpet	44	35	32	24
Total P (mg P/L)				
Antall målinger	379	584	966	1369
Antall anlegg	13	14	15	14
Medianverdi	7,3	5,8	4,7	4,0
Snittverdi	7,6	6,6	4,9	4,4
Standardavvik	3,8	4,6	2,2	2,3
25-persentil	4,9	3,3	3,4	2,6
75-persentil	9,8	8,1	6,1	5,7
Ved 1,5x median- vannmengde i innløpet	5,8	4,0	3,2	2,4
BOF₅ (mg O/L)				
Antall målinger	363	400	1113	1346
Antall anlegg	13	12	17	14
Medianverdi	164	140	155	145
Snittverdi	174	151	165	173
Standardavvik	104	93	90	109
25-persentil	87	78	93	87
75-persentil	232	210	230	240
Ved 1,5x median- vannmengde i innløpet	116	93	99	97

8.5.6 Tilstandsformer av nitrogen i avløpsvann før og etter rensing

Det har stor betydning hva slags form nærings saltene foreligger på for hvor biotilgjengelige de er ute i resipienten. Sammensetningen av kommunalt avløpsvann varierer betydelig. I det følgende har vi likevel forsøkt å angi den typiske fordelingen mellom ulike tilstandsformer for nitrogen og fosfor som her vil benyttes til å anslå hvor mye av nitrogenet og fosforen om vil være biotilgjengelig ute i resipienten.

Det aller meste av nitrogenet i avløpsvann stammer fra nedbrutte proteiner i menneskekroppen, der ca. 90% skilles ut som løst urea. Urea hydrolyseres raskt til ammonium (NH₄⁺) i avløpsvann, og det vil gjerne ha skjedd før avløpsvannet når rensenanlegget (vanntemperaturen og oppholdstiden på

ledningsnettet kan ha betydning). Det vil kunne skje noe nitrifikasjon (omsetning av NH_4^+ til nitrat; NO_3^-) på ledningsnettet, men denitrifikasjon (omsetning av NO_3^- til N_2) har bedre betingelser, så normalt vil det være veldig lite nitrat/nitritt i avløpsvann. Ca. 25% av nitrogenet foreligger på partikulær form, resten er løst.

Nitrogenet kan deles inn i flere ulike fraksjoner; vi har her valgt følgende:

- f_{TotN} : alt nitrogen
- f_{NH_4} : løst uorganisk ammonium/ammoniakk
- f_{NO_3} : løst uorganisk nitrat
- f_{DON} : løst og kolloidalt organisk nitrogen
- f_{bDON} : løst og kolloidalt biotilgjengelig organisk nitrogen
- f_{iDON} : løst og kolloidalt inert organisk nitrogen
- f_{PN} : partikulært nitrogen
- f_{bPN} : partikulært biotilgjengelig nitrogen
- f_{iPN} : partikulært inert nitrogen

Følgende sammenhenger gjelder:

- $f_{\text{TotN}} = f_{\text{NH}_4} + f_{\text{NO}_3} + f_{\text{DON}} + f_{\text{PN}}$
- $f_{\text{DON}} = f_{\text{bDON}} + f_{\text{iDON}}$
- $f_{\text{PN}} = f_{\text{bPN}} + f_{\text{iPN}}$

Østerhus (1992) undersøkte sammensetningen av nitrogenforbindelser i det innkommende avløpsvannet til ni norske renseanlegg (syv av disse innenfor nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord). Han fant følgende størrelser for avløpsvann uten septikmottak:

- $f_{\text{NH}_4} = 0,50-0,80$
- $f_{\text{NO}_3} = <0,002$
- $f_{\text{DON}} = 0,00-0,25$
- $f_{\text{PN}} = 0,20-0,30$

Melcher m.fl. (2003) har oppsummert typiske fraksjoner av ulike nitrogenforbindelser i kommunalt avløpsvann til bruk ved modellering:

- $f_{\text{NH}_4} = 0,50-0,75$
- $f_{\text{bDON}} + f_{\text{bPN}}^{39} = 0,00-0,25$
- $f_{\text{iDON}} = 0,00-0,07$
- $f_{\text{iPN}} = 0,03-0,07$

Østerhus (1992) bestemte forholdet mellom partikulært og løst nitrogen ved filtrering gjennom et GF/C-filter (ca. $1,2 \mu\text{m}$ porestørrelse). Det er mer vanlig å benytte et $0,45 \mu\text{m}$ membranfilter til dette, slik at den løste fraksjonen sannsynligvis er noe overestimert og den partikulære fraksjonen tilsvarende underestimert av Østerhus. Samtidig er det en naturlig stor variasjon i denne sammensetningen, og vi ønsker ikke å indikere mer nøyaktighet i disse estimatene enn nødvendig. På bakgrunn av dette har vi her anslått følgende typiske sammensetning (antatt gjennomsnitt i parentes) av urensset avløpsvann:

³⁹ Organisk bundet partikulært nitrogen

- $f_{\text{NH}_4} = 0,50\text{-}0,80$ (0,65)
- $f_{\text{NO}_3} = 0,00$
- $f_{\text{DON}} = 0,00\text{-}0,20$ (0,10)
- $f_{\text{bDON}} = 0,00\text{-}0,13$ (0,07)
- $f_{\text{iDON}} = 0,00\text{-}0,07$ (0,03)
- $f_{\text{PN}} = 0,20\text{-}0,35$ (0,25)
- $f_{\text{bPN}} = 0,13\text{-}0,32$ (0,20)
- $f_{\text{iPN}} = 0,03\text{-}0,07$ (0,05)

I avløpsvann som mottar betydelige mengder septikslam var den partikulære fraksjonen en del høyere ($f_{\text{PN}} = 0,30\text{-}0,40$), mens andelen ammonium og nitrat ble redusert tilsvarende ($f_{\text{NH}_4} = 0,45\text{-}0,70$; $f_{\text{NO}_3} = 0,00\text{-}0,10$). Typisk norsk avløpsvann kan ha forandret seg noe etter dette, men resultatene fra undersøkelsen kan likevel gi en god indikasjon. Vi kjenner ikke til senere undersøkelser av norsk avløpsvann.

Ved mekanisk rensing er det deler av den partikulære fraksjonen som fjernes. Ved kjemisk rensing vil det meste av den partikulære fraksjonen⁴⁰ og deler av den kolloidale fraksjonen fjernes, men på bakgrunn av den observerte rensegraden på ca. 10% ved kjemiske renseanlegg som ikke har eget biogassanlegg (se **Tabell 14**) er det kun lagt til grunn en 40% reduksjon i partikulært N ved kjemiske renseanlegg. Det mangler tilsvarende observasjoner fra mekaniske renseanlegg, så der er det antatt 20% reduksjon i partikulært N. Ved biologisk rensing uten særskilt nitrogen-rensing vil noe ammonium fanges opp i biomassen og noe løst organisk nitrogen vil benyttes av mikroorganismene. Ved kjemisk-biologisk rensing med særskilt N-fjerning vil en betydelig del av løst ammonium bli oksidert biologisk til nitrat, som igjen helt eller delvis blir omsatt biologisk til N₂-gass. På bakgrunn av dette og de forventede renseseffektene for nitrogen ved ulike renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord (**Tabell 13**) har vi satt opp en tentativ forventet fordeling mellom ulike nitrogenformer i ubehandlet og behandlet avløpsvann (

⁴⁰ Østerhus (1992) fant at andelen av total-nitrogen som var partikkelbundet i utløpet fra de kjemiske renseanleggene var <2%, men denne andelen hadde nok vært en del høyere om et membranfilter med 0,45 µm porestørrelse og ikke et GF/C-filter (1,2 µm) hadde blitt brukt som skille mellom partikulær og løst fraksjon.

Tabell 18). Vi har også beregnet de ulike nitrogenformene for kjemisk behandlet avløpsvann hvis renseeffekten for nitrogen justeres på bakgrunn av de observerte renseeffektene uten ekstra belastning fra biogassanlegg (se **Kapittel 8.5.4**).

Tabell 18. Tentativ forventet fordeling mellom ulike nitrogenformer i ubehandlet og behandlet avløpsvann. Fordelingen mellom de ulike formene i ubehandlet avløpsvann er hentet fra Østerhus (1992), mens fordelingene i rensset avløpsvann er utledet fra forventet fjerning med de ulike rensemetodene (jfr. Tabell 13).

Type renseanlegg	Løst og kolloidal fraksjon					Partikulær fraksjon		
	f_NH4	f_NO3	f_DON	f_bDON	f_IDON	f_PN	f_bPN	f_iPN
Ubehandlet kommunalt avløpsvann								
u/septikmottak	0,65	0,00	0,10	0,07	0,03	0,25	0,21	0,04
m/septikmottak	0,58	0,00	0,07			0,35		
Rensset avløpsvann								
Mekanisk*	0,68	0,00	0,11	0,07	0,03	0,21	0,17	0,04
Kjemisk (forventet)	0,90	0,00	0,06	0,03	0,03	0,04	0,01	0,03
Kjemisk (observert)	0,72	0,00	0,11	0,08	0,03	0,17	0,14	0,02
Biologisk**	0,88	0,00	0,06	0,03	0,03	0,07	0,04	0,03
Kjemisk-biologisk	0,90	0,00	0,06	0,03	0,03	0,04	0,01	0,03
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	0,76		0,15	0,08	0,08	0,08	0,00	0,08
Naturbasert	0,75	0,16	0,06	0,03	0,03	0,03	0,00	0,03

*) Alle ulike typer mekaniske renseanlegg, inkludert de med kun slamavskiller, er antatt å gi denne fordelingen mellom nitrogenformene i utslippet. Også betegnelsen «Annen rensing» er antatt å falle innunder denne kategorien.

8.5.7 Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra renseanlegg (>50 PE) til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018

Tilførsler via utslipp av rensset avløpsvann

Som det kommer frem av diskusjonen ovenfor er det grunnlag for å gjøre enkelte korrigeringer av de TEOTIL-estimerte utslippene til Ytre Oslofjord. For anlegg hvor det ikke forelå målinger av nitrogen i utslippet for perioden 2016-2018 er følgende beregningsgrunnlag benyttet:

- Utslippsmengden ble beregnet på bakgrunn av en gitt total-mengde nitrogen i innløpet og en forventet rensegrad basert på type renseanlegg. Det ble tatt utgangspunkt i de observerte rensegradene for anlegg uten biogassanlegg med noen pragmatiske avrundinger (se **Tabell 19**).
- For anlegg der det forelå innløpsdata (både vannføring og innløpskonsentrasjoner) ble disse lagt til grunn.
- For de øvrige anleggene er data for årlig behandlet vannmengde fra elveovervåkingsprogrammet (RID) fra 2016-2019 benyttet (snittet over de fire årene), for anlegg der slike data ikke forelå ble kapasiteten til anlegget i PE lagt til grunn med en antatt vannmengde på 0,2 m³/d·PE.
- For anlegg der det ikke forelå måldata for total-N-konsentrasjonen i innløpet ble de vannføringsavhengige mediankonsentrasjonene i innløpet til renseanleggene der slike data forelå benyttet (se **Tabell 17**). Hvordan disse er framskaffet er nærmere beskrevet i **Kapittel 8.6.1**.

Hvor mange og hvilke typer renseanlegg disse korrigeringsene ble gjort for er oppsummert i **Tabell 20**.

Tabell 19. Foreslåtte renseseffekter for total-nitrogen avhengig av type renseanlegg. Renseseffektene for renseanlegg med kjemisk-biologisk rensing, kjemisk rensing, biologisk rensing (anlegg <100 m³/d) og naturbasert rensing er basert på dataene presentert i **Tabell 14** med en viss pragmatisk avrundning. For større biologiske renseanlegg (>100 m³/d), mekaniske renseanlegg og anlegg basert på annen rensing forelå det ingen tilgjengelige data. For anlegg med mekanisk rensing er det foreslått å benytte middelveiden i intervallet for fjerning av nitrogen ved mekaniske renseanlegg gitt i Norsk Vann sin dimensjoneringsveileder (Johannessen m.fl., 2020) (se **Tabell 13**). For større biologiske renseanlegg⁴¹ og anlegg basert på annen rensing er det foreslått å fortsatt benytte dagens renseseffekter (jfr. **Tabell 13**).

Type renseanlegg	Renseseffekt total-N
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	75%
Kjemisk-biologisk	30%
Kjemisk	15%
Biologisk	55% (<100 m ³ /d); 20% (>100 m ³ /d)
Mekanisk	10%
Naturbasert	60%
Annen rensing	20%

Tabell 20. Oppsummering av i hvilken grad (antall anlegg) ulike typer data ble lagt til grunn for å beregne utslipp av total-nitrogen fra renseanleggene med utslipp i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord.

Type anlegg	Antall anlegg						
	Totalt	Utslipp		Kons. inn		Vannføring	
		N-data	Type rensing	N-data	Vannføring	RID-data	PE-data
Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	3	3	0	3	0	0	0
Kjemisk-biologisk	197	27	168	43	152	120	26
Kjemisk	129	32	97	61	68	55	12
Biologisk	13	3	10	4	9	9	1
Mekanisk	11	0	9	4	9	3	6
Naturbasert	67	3	64	3	64	27	39
Annen rensing	3	0	3	0	3	2	1
Samlet for alle anlegg	423	68	351	114	305	216	85

Videre ble utslippene av total-nitrogen splittet opp i ulike nitrogenformer, som diskutert **Kapittel 8.5.6**. Fordelingen mellom de ulike nitrogenformene etter ulik behandling vist i

⁴¹ Av de 13 biologiske anleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord er det kun 3 anlegg som er >100 m³/d.

Tabell 18 ble benyttet til å estimere de korrigerede samlede tilførsler av de ulike nitrogenformene via rensed avløpsvann til de ulike områdene av Ytre Oslofjorden (se også **Kapittel 8.1.2**). Resultatene, som er oppsummert i **Figur 55**, er delt inn i samlede tilførsler (øverst) og direkte tilførsler (nederst) til hvert fjordområde. For fjordområdene som tar imot tilførsler fra de to største vassdragene (1-Drammensfjorden via Drammensvassdraget og 15-Ramsøflaket og 16-Lera via Glommavassdraget) utgjør naturlig nok det samlede bidraget fra alle rensenanleggene oppover i vassdragene en betydelig andel av de samlede tilførslerne av nitrogen i rensed avløpsvann fra rensenanlegg, men kommunale og interkommunale avløpsrenseanlegg med utslipp direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor Drammensfjorden og Ramsøflaket bidro likevel med betydelige andeler av de samlede tilførslerne fra de kommunale og interkommunale avløpsrenseanleggene; Solumstrand RA med 33% (361 tonn total-N/år) til Drammensfjorden og Frevar/ØRA med 26% (522 tonn total-N/år) til Ramsøflaket.

Frevar/ØRA har eget biogassanlegg, og er et av rensenanleggene med dokumentert betydelig negativ rensesgrad for nitrogen (-35% som snitt for perioden 2016-2018; se **Tabell 49 i Vedlegg G**). Hvis anlegget hadde fått krav til N-fjerning ville det sannsynligvis fått et krav på 70% fjerning i forhold til det som kommer inn til anlegget, inkludert overløp. Med en samlet tilførsel på 387 tonn N/år i perioden 2016-2018 ville utslippet ha vært maksimalt 116 tonn N/år, eller en reduksjon på 78% fra nåværende utslipp på 522 tonn N/år. Det vil si en reduksjon på 406 tonn N/år til Ramsøflaka eller 20% av de samlede tilførslerne fra store avløpsrenseanlegg til dette fjordområdet.

Solumstrand RA sender sitt slam for behandling ved Lindum AS, men sigevannet herfra (inkludert resten av deponiet) går til Solumstrand RA. Dette tilsiget har høye konsentrasjoner av både nitrogen og organisk stoff og utgjør en betydelig belastning på rensenanlegget⁴²: 78 000 PE basert på total-nitrogen, 70 000 PE basert på BOF₅ og 148 000 PE basert på KOF, mens belastningen basert på total-P ikke mer enn 44 000 PE og tilsvarer omtrent antallet personer som er tilknyttet anlegget (ca. 42 000 da anlegget ble rehabilitert i 2010). Anlegget er dimensjonert etter BOF₅- og KOF-belastningen. Bidraget fra sigevannet fra Lindum utgjør ca. 35% av total-N-belastningen, men siden 94% av nitrogen i dette sigevannet foreligger som NH₄-N (se **Tabell 32**) utgjør det en enda større andel av NH₄-N-belastningen på rensenanlegget. NH₄ går rett gjennom anlegget.

Også utslippene av rensed avløpsvann fra Kambo RA (90 tonn N/år), Lillevik RA (155 tonn N/år) og Kragerø RA (39 tonn N/år) utgjør betydelige andeler av de samlede tilførslerne av total-nitrogen via rensed avløpsvann til deres respektive fjordområder til tross for at ett eller flere store vassdrag ender ut i disse fjordområdene; hhv. 94% av tilførslerne til Mossesundet (fjordområde 5), 58% av tilførslerne til Larviksfjorden (fjordområde 24) og 85% av tilførslerne til Kragerø (fjordområde 32). Selv om Kambo RA ikke har eget biogassanlegg (slammet sendes til Fuglevik RA) er rensesgraden for total-nitrogen så lav som 6% (**Tabell 49 i Vedlegg G**). Lillevik RA er et kjemisk rensenanlegg med eget biogassanlegg, men rensesgraden er likevel såpass god som 15% selv om de også tar imot slam fra flere andre aktører i området (se kommentar i **Kapittel 8.5.4**).

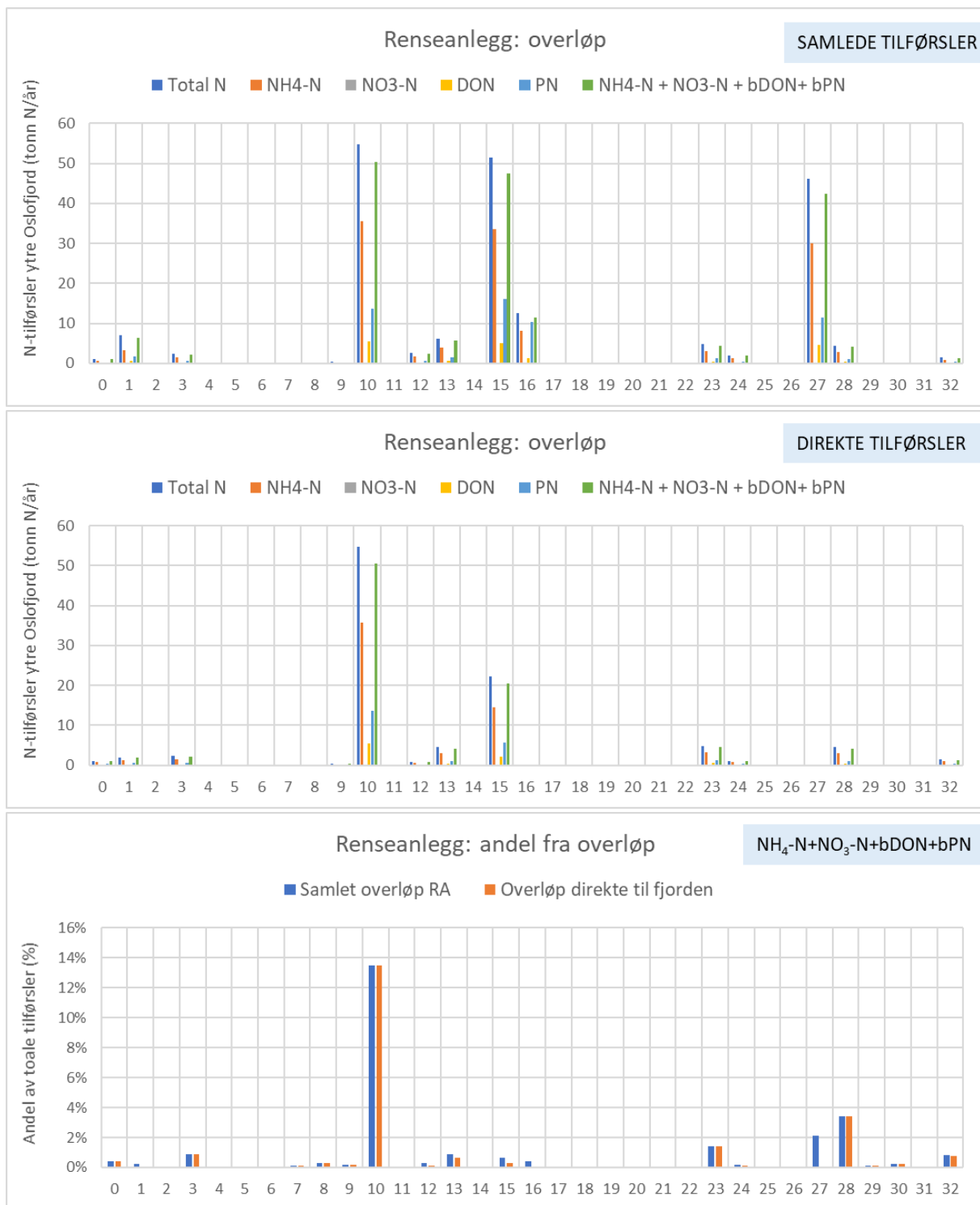
⁴² Basert på medianverdier for innløpet til Solumstrand RA for perioden 2016-2019.



Figur 55. Estimerte samlede tilførsler av ulike nitrogenformer via rensed utslipp fra kommunale og interkommunale avløpsrenseanlegg til de forskjellige områdene av Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, mens den nedre viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor fjordområdet. Fjordområdene er nummerert som vist i Figur 5.

Tilførsler via utslipp av urensed avløpsvann i overløp på renseanleggene

De korrigerede samlede tilførslene av de ulike nitrogenformene via rapporterte overløp til de ulike områdene av Ytre Oslofjorden i perioden 2016-2018 er vist i **Figur 56**. Resultatene er delt inn i samlede tilførsler (øverst) og direkte tilførsler (midterst) til hvert fjordområde. Den nederste delfiguren viser det relative bidraget fra overløpet til tilførslene av biotilgjengelig nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{bDON} + \text{bPN}$) via avløpsvann til hvert fjordområde.



Figur 56. Estimerte samlede tilførsler av ulike nitrogenformer via overløp på kommunale og interkommunale avløpsrenseanlegg til de forskjellige områdene av Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, den midtre delfiguren viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor fjordområdet, mens den nederste delfiguren viser andelen overløpet utgjør av de samlede tilførslene av biotilgjengelige nitrogenformer fra de store avløpsrenseanleggene til hvert enkelt fjordområde. Fjordområdene er nummerert som vist i Figur 5.

Overløp til Bolærne (fjordområde 10) skiller seg noe ut ved å utgjøre hele 13,5% av belastningen av biotilgjengelig nitrogen fra avløpsvann via renseanlegg (ikke medregnet tap på ledningsnett) til dette fjordområdet. Hele overløpet stammer fra ett enkelt anlegg – Tønsberg avløpsrenseanlegg. Som nevnt tidligere (**Kapittel 8.5.5**) gikk i størrelsesorden 2,3 millioner m³ eller 54 % av det innkommende avløpsvannet til anlegget urensset ut i fjorden i perioden 9.12.2015 til 15.3.2016 på grunn av funksjonssvikt (Staalstrøm m.fl., 2016). Hvis overløpet fra 2018 legges til grunn (i stedet for snittet for perioden 2016-2018) reduseres andelen overløpet utgjør av total-tilførslene av biotilgjengelig nitrogen via avløpsrenseanleggene til Bolærne til 5,0% (fra 54,8 tonn N/år til 18,4 tonn N/år).

Også overløpene til Frierfjorden (fjordområde 27) utgjorde en relativt stor andel (2,1%) av tilførslene av biotilgjengelig nitrogen til dette fjordområdet. Alle overløpene kommer fra Skiensvassdraget, og det er en rekke renseanlegg som bidrar, men hovedtyngden (90%) skyldes overløp fra Knarrdalsstrand RA. Renseanlegget ligger inne i Porsgrunn med utslipp av rensset avløpsvann direkte i Frierfjorden, mens overløpet (sannsynligvis) går til Skienselva/Porsgrunnselva rett før den renner ut i fjorden. For øvrig mottar også Knarrdalsstrand RA betydelige mengder nitrogen fra deponi (18% av belastningen; se **Tabell 32**).

Overløpene til Ramsøflaket (fjordområde 15) utgjorde også en relativt stor andel av de samlede tilførslene av nitrogen via avløpsvann (3,4%), og betydelig andel av disse var overløpet fra Frevar/ØRA. Dette var på 22,3 tonn N/år i perioden 2016-2018 eller 4,1% av det samlede utslippet fra renseanlegget i 2018.

8.6 Ledningsnettets virkningsgrad – overløp, feilkoblinger og lekkasjer

Tap av urensset kommunalt avløpsvann som skjer under transporten til avløpsrenseanlegget er ikke inkludert i tilførslene estimert gjennom TEOTIL. Dette tapet kan skyldes:

- Overløp på grunn av kloakkstopper (f.eks. pumpestopp, blokkeringer av større gjenstander eller røtter, fettavleiringer eller sedimentert materiale) med direkte utslipp av uforynnnet avløpsvann til resipient eller overføring til overvannsledning og videre utslipp til resipient
- Overløp på grunn av overbelastning av spillvannsnett med fremmedvann i forbindelse med kraftige nedbørhendelser (innlekking i utette kummer og ledninger pga. økt grunnvannstand og/eller tilførsler av overvann⁴³) med direkte utslipp til resipient. Fellesledninger er naturlig nok mer utsatt enn separate spillvannsledninger
- Feilkoblinger der stikkledninger med avløpsvann er koblet til overvannsledninger med direkte utslipp til resipient
- Utlekking forårsaket av utette ledninger, kummer og skjøter i spillvannssystemet med infiltrering av (uforynnnet) avløpsvann i grunnen

Det er en betydelig usikkerhet knyttet til hvor store disse bidragene er. Forurensningsforskriften pålegger eieren av ledningsnett å ha en samlet oversikt over alle overløp og eventuelle lekkasjer av betydning på avløpsnett, men det er kun ledningsnett knyttet til større tettsteder (kapittel 14-anlegg) hvor det er stilt krav til en viss kvantifisering av overløpene via måling av driftstiden for overløpsutslippet. Enkelte kommuner måler den faktiske mengden eller gjør modellberegninger for å

⁴³ En underdimensjonert spillvannsledning kan være en underliggende årsak til overløpet.

estimere mengden. Den største usikkerheten er nok likevel knyttet til tap på grunn av utlekking og feilkoblinger. Det synes å være svært få kommuner som har forsøkt å tallfeste disse, selv om det her ikke er gjort et forsøk på å kartlegge hva hver enkelt kommune har gjennomført av undersøkelser i så måte utover hva som er rapportert til Fylkesmannen i Viken og Fylkesmannen i Vestfold og Telemark av overløp og lekkasjer på ledningsnett.

8.6.1 Estimater av urensset kommunalt avløpsvann i overløp ute på ledningsnett

Samlet sett har vi overløpsestimater for 2019 fra ledningsnett i rensedistriktene fram til ca. 20% av rensesanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord, men disse rensesanleggene mottok ca. 65% av alt avløpsvannet i nedbørsfeltet. De enkelte overløp ble rapportert på én eller flere av følgende måter:

1. Volum i overløp ($m^3/\text{år}$)
2. Antall personekvivalenter i overløp (pe/år)
3. Driftstiden på overløpet (timer/år)
4. Mengde fosfor i overløp (kg P/år)

For den videre sammenstillingen av de samlede overløpsestimatene er følgende lagt til grunn:

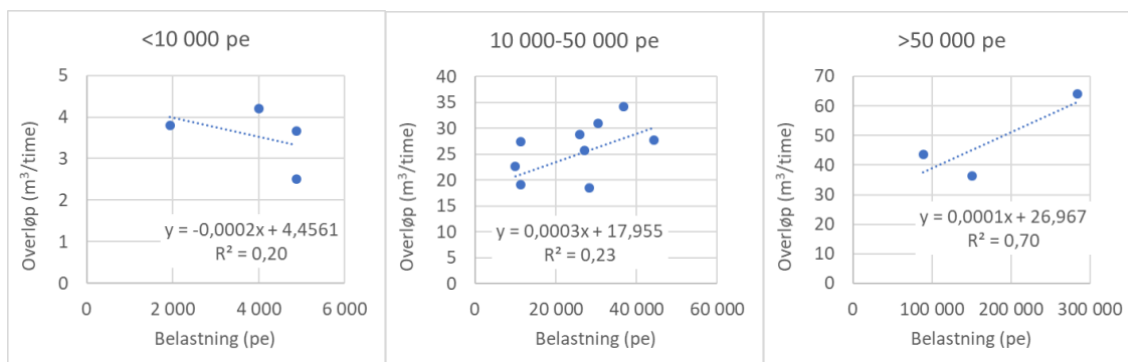
- Alle utslipp er regnet om til volum per år.
- For omregning av personekvivalenter i overløp er det antatt 200 L/pe.
- For omregning av den samlede driftstiden på alle overløp på ledningsnett fram til et gitt rensanlegg er det benyttet en omregningsfaktor som er avhengig av belastningen på rensanlegget:
 - $3,5 m^3/\text{time}$ for rensanlegg $<10\ 000$ pe
 - $25 m^3/\text{time}$ for rensanlegg $10\ 000-50\ 000$ pe
 - $50 m^3/\text{time}$ for rensanlegg $>50\ 000$ pe

Disse omregningsfaktorene er estimert på bakgrunn av den samlede vannføringen i overløp på ledningsnett til hvert enkelt rensanlegg hvor det var rapportert inn både driftstid og overløpsvolum i 2018 (se **Figur 57**).

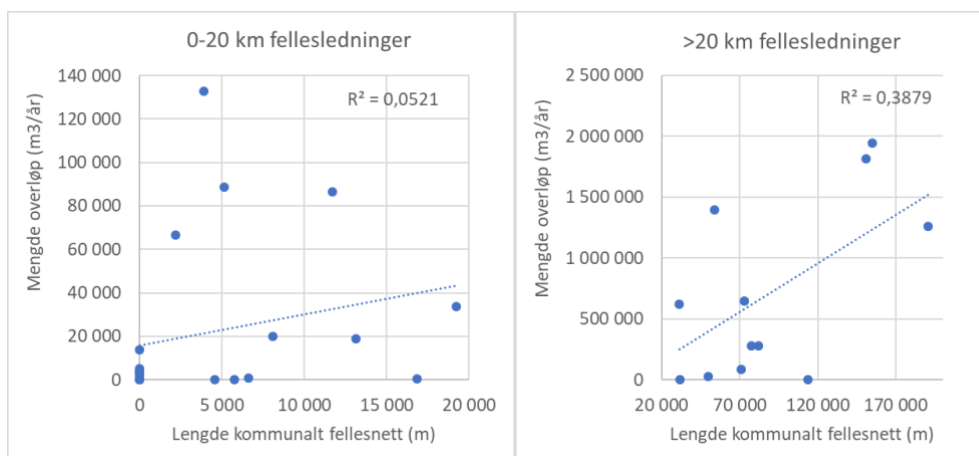
- Det var ingen av overløpene som kun ble rapportert inn med mengde fosfor i overløp, så disse ble det ikke tatt hensyn til.
- Det ble ikke forsøkt estimert overløpsbidrag fra ledningsnett hvor det ikke var rapportert inn verdier, da det ikke var mulig å finne noen tydelig sammenheng mellom de rapporterte overløpene og aktuelle tilgjengelige parametere: lengden på fellesledninger for spill- og overvann, antall kloakkstopper eller antall regnværsoverløp i fellessystemet (se **Tabell 21**). Selv om det var en viss tendens til at en økende lengde på fellessystem ga økt mengde i overløp for fellessystemlengder >20 km (se **Figur 58**), var sammenhengen for utydelig til å kvantifiseres.
- For omregning fra vannmengder i overløp til mengder nitrogen, fosfor og BOF_5 i overløp ble konsentrasjonene tilsvarende 1,5x medianvannføringen inn til hvert enkelt rensanlegg benyttet (se **Tabell 17**). Se diskusjonen i **Kapittel 8.5.5** for en nærmere begrunnelse for bruken av disse.

For den videre fordelingen av total-nitrogen til de ulike nitrogenformene ble verdiene gitt i

- Tabell 18 benyttet.



Figur 57. Gjennomsnittlig vannføring i overløp under rapporterte overløpshendelser i 2018 beregnet på bakgrunn av de samlede overløpene på hele ledningsnett til respektive renseanlegg. Renseanleggene er gruppert i tre kategorier etter belastning; <10 000 pe, 10 000-50 000 pe og >50 000 pe.



Figur 58. Sammenhengen mellom lengden på fellesledninger for spill- og overvann og estimert mengden i overløp i kommunene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord der denne informasjon var tilgjengelig. Venstre delfigur viser resultatene for kommuner med 0-20 km fellesledninger, mens høyde delfigur viser resultatene for kommuner med >20 km fellesledninger.

Tabell 21. Oversikt over kommunalt spillvannnett, regnvannsoverløp i fellessystemet, kloakkstopper i kommunale ledninger og kummer i perioden 2015-2019 og samlede estimerte mengder i overløp.

Kommune	Lengde	Lengde	Antall	Antall	Overløp (m ³ /år)
	kommunalt spillvanns-nett totalt (m) snitt 2015-2019	kommunale fellesledninger for både spill- og overvann (m) snitt 2015-2019	regnvanns- overløp i fellessystemet (antall) snitt 2015-2019	kloakkstopper i kommunale avløpsledninger og kummer snitt 2015-2019	
Fredrikstad	667 518	190 669	135	32,0	1 622 150
Skien	416 744	113 844	129	51,0	1 000
Tønsberg	348 838	77 353	88	8,0	279 400
Porsgrunn	290 482	53 820	76	13,0	1 398 800
Kragerø	218 727	2 187	60	4,0	66 800
Larvik	416 573	72 878	48	10,0	647 800
Horten	161 670	31 676	39	0,0	2 000
Drammen	334 175	155 069	36	41,0	1 943 419
Fet	122 348	19 332	36	1,0	-
Skedsmo	232 619	63 261	32	23,0	-
Moss	137 288	19 207	30	10,0	33 650
Svelvik	68 112	3 672	29	2,0	-
Sandefjord	471 816	81 784	28	9,0	279 400
Færder	322 783	67 033	27	9,0	-
Halden	343 929	71 023	26	24,0	81 866
Kongsberg	169 331	32 156	24	6,0	-
Tinn	63 065	49 191	21	18,0	-
Våler	50 586	506	21	1,0	-
Notodden	121 817	35 155	19	70,0	-
Ringerike	292 103	49 658	14	3,0	28 146
Hamar	212 824	5 954	14	18,0	-
Rælingen	78 604	2 652	12	3,0	-
Lørenskog	112 851	13 542	10	8,0	-
Øvre Eiker	119 914	13 109	10	3,0	18 800
Frogn	67 299	9 823	10	2,0	-
Modum	97 686	11 722	8	7,0	86 426
Holmestrand	120 225	31 259	8	5,0	620 000
Spydeberg	74 158	1 147	7	0,0	-
Lillehammer	260 328	35 926	7	1,0	-
Sør-Odal	95 265	6 249	6	1,0	-
Eidsberg	123 284	12 578	5	4,0	-
Skiptvet	21 451	1 072	5	0,0	-
Nord-Fron	110 565	9 280	5	37,0	-
Vestre Toten	163 631	6 033	4	30,0	-
Ringsaker	372 709	3 727	3	13,0	-
Nedre Eiker	104 645	27 379	3	13,0	-
Sel	114 621	23 481	3	5,0	-
Hurum	120 038	18 151	3	1,0	-
Rakkestad	69 284	5 130	2	20,0	88 667
Bamble	144 320	8 081	2	8,0	20 000

Vurdering av usikkerheten i overløpsestimatene

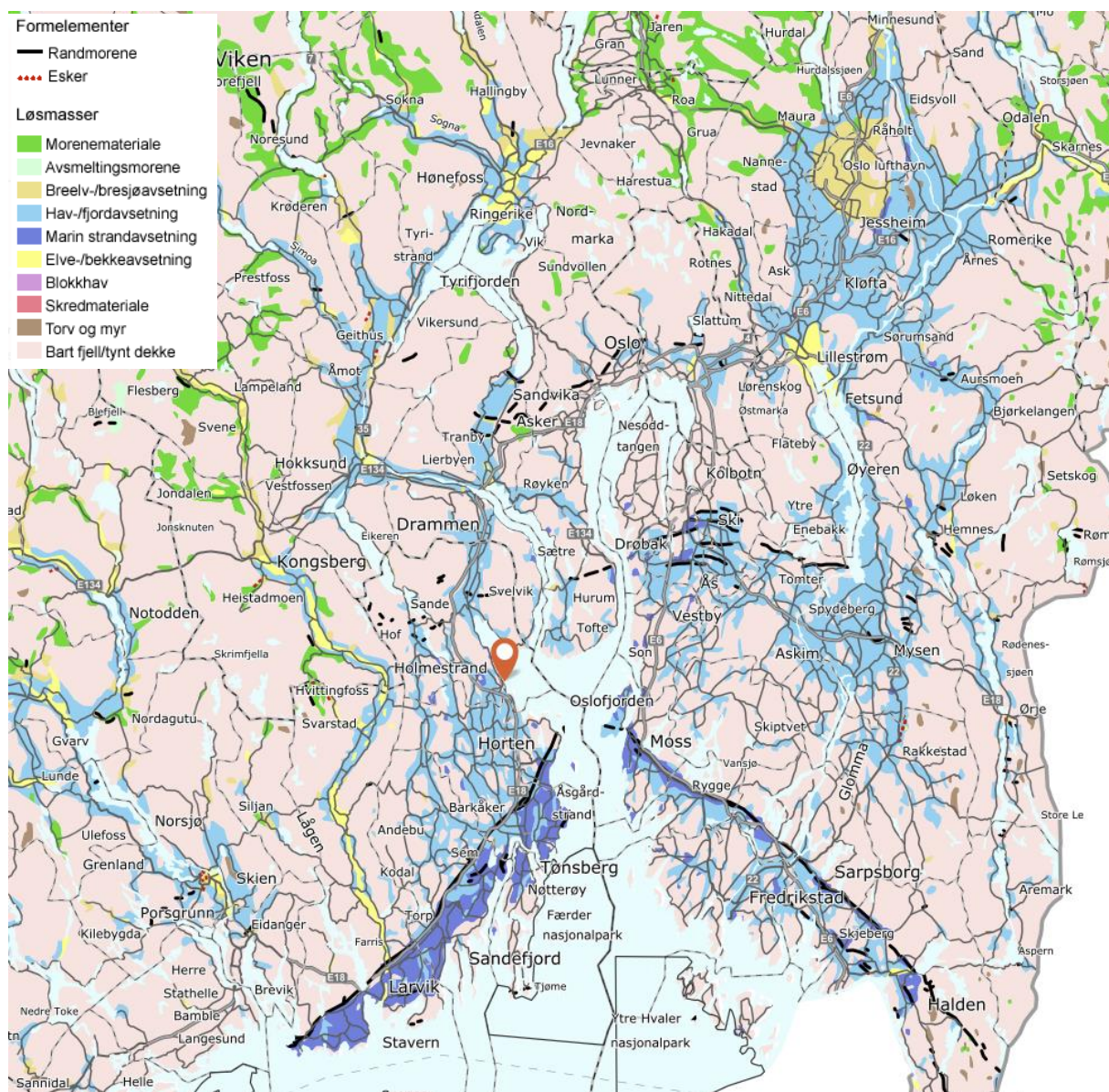
Overløpsestimatene må anses som svært usikre. Datamaterialet som ligger til grunn for estimatene er mangelfullt og selv belemret med store usikkerheter. De viktigste usikkerhetene etter vårt skjønn er følgende:

- Veldig få overløpsmengder blir faktisk målt.
- Kvantifiseringen av overløpenes størrelse er i stor grad skjønnbasert av den enkelte rapportør.
- Det er sannsynligvis mange feilregistreringer og mangler i registreringene inn til myndighetene.
- Det synes å kunne være enkelthendelser med betydelige utslipp som ikke blir registrert.

8.6.2 Estimater av lekkasjer av urensset kommunalt avløpsvann på ledningsnett

Lekkasjer på ledningsnett skyldes skader, som igjen først og fremst skyldes manglende kunnskap (spesielt knyttet til styrkemessig underdimensjonering) og kontroll med anleggsutførelsen (Sægrov, 1998), der det særlig er observert skader (typisk kjemisk nedbrytning eller sprekkvekst) på uarmerte betongledninger lagt ned før 1970 (Sægrov, 2019). Dermed har også den langsomme fornyelsestakten av ledningsnett stor betydning; gjennomsnitt på 0,59% (median på 0,44%) for alle kommunene i området i perioden 2016-2018 mot den anbefalte fornyelsestakten på 1%.

Det er først og fremst **innlekking** av fremmedvann på spillvannsledningene som kommunene/reanseanleggene oppdager ved at avløpsvannet fortynnes med rent grunnvann (som også kan komme fra lekkasjer på distribusjonsnett for drikkevann hvis disse befinner seg i samme grøft). Utlekking fra spillvannsledningene kan skje gjennom de samme sprekke/hullene hvis grunnvannstanden ligger lavere enn ledningen. Dersom en avløpsledning i partier er dykket, vil avløpsvannet bli presset ut av røret gjennom sprekker og defekte skjøter og vannmette og erodere jorda som omgir ledningen. Nedstrøms denne flaskehalsen hvor vannet igjen kan strømme ritt, vil vann igjen lekke inn og bringe jord med seg og etterlate hulrom rundt ledningen, som igjen kan gi raskere nedbrytning av ledningen (Sægrov, 2019). Men også grunnforholdene har betydning, ikke minst for hva som skjer med avløpsvannet før det havner ut i resipienten. I områder med god infiltrasjonsevne (typisk områder med bre- og elveavsetninger og morenemateriale med stor mektighet) vil avløpsvannet filtreres og næringssalter i større grad enn andre steder gjennomgå biologisk omdanning. Områdene rundt Ytre Oslofjord er imidlertid dominert av marin strandavsetning, hav-/fjordavsetning og områder med bart fjell eller tynt dekke som har lav infiltrasjonsevne. Men dette varierer betydelig lokalt, så det er ikke mulig å si noe generelt for området som helhet.



Figur 59. Løsmassekart over deler av nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Kilde: NGUs løsmassedatabase (http://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/). I områdene nord for kartutsnittet er det en betydelig andel av området innenfor nedbørsfeltet som er dominert av morenemateriale. Det er kun områdene med mektige breelv- og elveavsetninger som i utgangspunktet vil kunne gi god infiltrasjonsevne og egnete egenskaper som rensemedium for avløpsvann, men disse kan være til stede på mange lokaliteter som ikke fremgår av dette kartet.

Det er som nevnt krevende å kvantifisere lekkasjene fra avløpsnett. Enkelte kommuner i Vestfold og Telemark har rapportert inn estimater til Fylkesmannen i 2019 og disse estimatene fordelte seg i tre adskilte grupper uten nærmere angivelse av mengder:

- <10%: avløpsnettene fra Skien til Elstrøm RA, fra Færder, Tønsberg og Revetal til Tønsberg RA, fra Holmestrand til Lersbryggen RA, fra Sande til Holmestrand RA, fra Sandefjord og Hem i Larvik til Sandefjord RA, fra Skien til Knarrdalstrand RA, fra Bamble til Salen RA og fra Kragerø til Kragerø RA

- 10-19%: avløpsnettene fra Horten til Falkensten RA
- 20-29%: avløpsnettene fra Holmestrand til Holmestrand RA, fra Sandefjord til Vårnes RA, fra Porsgrunn til Knarrdalstrand RA og Heistad RA og fra Larvik til Lillevik RA

Det synes ikke å være noen parametere som forklarer disse forskjellene, selv om det kan synes som at andelen av spillvannsnettene som var eldre enn 1980 sammen med andelen fornyet spillvannsnett de siste tre årene kunne synes å forklare noen av forskjellene (resultatene er ikke vist).

I Ullensaker kommune har de estimert lekkasjen ut fra ledningsnettene fram til Gardermoen renseanlegg og Kløfta renseanlegg (Ullensaker kommune, 2015). På bakgrunn av differansen mellom teoretiske estimater av tilførselene til ledningsnettene og mengdene som kom inn til renseanleggene estimerte de lekkasjetapet til å være på ca. 21% til Gardermoen renseanlegg og ca. 12% til Kløfta renseanlegg, til sammen 5 634 kg total-fosfor/år. Overløpstapene på ledningsnettene ble ansett som neglisjerbare til sammenligning. Lengden av ledninger som var fra før 1970 var i samme størrelsesorden til de to renseanleggene, mens lengden på ledninger med ukjent alder var omtrent dobbelt så lang til Gardermoen renseanlegg som til Kløfta renseanlegg. Det kan være en tilfeldighet at det siste omtrent tilsvarer forskjellen i lekkasjetapene i % fra de to ledningsnettene. Det er uansett forventet at hovedandelen av lekkasjene skjer fra den eldre delen av ledningsnettene og spesielt den som stammer fra før 1970. I Ullensaker var ca. 4% av ledningsnettene fra før 1970 og ca. 3,5% av ledningsnettene var av ukjent alder.

Det er ikke trivielt å generalisere på bakgrunn av verdiene som er oppsummert ovenfor, men de stemmer rimelig godt overens med tidligere antatt forventet lekkasje fra avløpsnettene på 5-15% (Bratlie m.fl., 1995, NTN/SFT, 1987). Hvor mye som lekker ut er avhengig av ledningsnettets tilstand, og det er naturlig å anta at ledninger fra før 1970 bidrar i større grad. Her spiller sannsynligvis både hvor stor andel av avløpsvannet som går i disse ledningene og hvor lang oppholdstid avløpsvannet har på disse ledningsstrekningene en vesentlig rolle. Samtidig vil ledningsnett som opplever mye fremmedvann tendere til å være utsatt for det motsatte, nemlig innlekking, selv om det kan være betydelig utlekking fra andre deler av ledningsnettene.

Som en pragmatisk tilnærming er det her antatt 10% lekkasje fra alle ledningsnett hvor det ikke foreligger data med utgangspunkt i antall pe tilknyttet renseanlegg >50 pe i kommunen. For kommunene som har estimert lekkasjeprosenten for deres ledningsnett er den omtrentlige middelveiden for det angitte størrelsesområdet anvendt (<10% ≈ 5%; 10-19% ≈ 15%; 20-29% ≈ 25%). Den samlede estimerte lekkasjen fra hver kommune er deretter blitt fordelt jevnt mellom alle urbane områder i alle REGINE-enhetene innen hver kommune. For de kommunene der TEOTIL ikke angir noen urban andel er den samlede estimerte lekkasjen jevnt fordelt mellom alle REGINE-enhetene. Utslippet av total-fosfor, total-nitrogen og BOF5 er beregnet ut fra normal dimensjoneringspraksis for belastning av norske avløpsrenseanlegg (Johannessen m.fl., 2020):

- 1,8 g P/pe·d
- 12 g N/pe·d
- 60 g BOF5/pe·d

Ledningsnettene i Ullensaker kommune ligger i et område med god infiltrasjonsevne (se **Figur 59**) og hvor grunnvannspeilet ofte ligger relativt dypt (dvs. under ledningene). Dette indikerer at avløpsvannet nok lett lekker ut, men at forurensningene til en viss grad vil kunne holdes tilbake i de stedlige løsmassene. Samtidig er det her, hvis estimatene stemmer, snakk om relativt store mengder ufortynnet avløpsvann over lang tid som har lekket ut og løsmassene kan derfor også ha mistet en betydelig del av sin rensende evne gjennom årene. Oslo kommune har gjort tilsvarende estimater av

utlekking fra sitt ledningsnett og har anslått at kun 5% av det utlekkede avløpsvannet når resipienten. Dette er nok veldig optimistiske anslag ettersom Oslo-området domineres av hav-/fjordavsetninger og blokkhav med redusert infiltrasjonsevne (se **Figur 59**), men i Ullensaker kommune, hvor de har brukt samme antagelse, er nok dette et mer realistisk estimat.

Som en pragmatisk tilnærming her har vi antatt at tilbakeholdelsen av nitrogen, fosfor og BOF₅ tilsvarer forventet renseseffekt for infiltrasjonsanlegg i områder dominert av elv- og breelavsetninger, mens den i øvrige områder er antatt å tilsvare forventet renseseffekt med en slamavskiller, j.fr. **Tabell 23**. For videre fordeling av total-nitrogen til de ulike nitrogenformene ble verdiene gitt i **Tabell 18** benyttet.

Tabell 22. Forventet tilbakeholdelse av nitrogen, fosfor og BOF₅ før det urensede avløpsvannet når lokal resipient ved lekkasjer på avløpsledninger i områder dominert av elv- og breelavsetninger og i øvrige områder. Tilbakeholdelsen er antatt å tilsvare forventet renseseffekt med hhv. infiltrasjonsanlegg og slamavskiller når disse er riktig dimensjonert og fulgt opp driftsmessig (j.fr. **Tabell 23**).

Områdetype	Forventet tilbakeholdelse (forventet renseseffekt)		
	Fosfor	Nitrogen	BOF ₅
Elv- og breelavsetninger*	90% (>90%)	40% (30-50%)	90% (>90%)
Øvrige områder	7,5% (5-10%)	7,5% (5-10%)	25% (20-30%)

*) Følgende kommuner er antatt å kunne ha betydelige områder med mektige elv- og breelavsetninger: Lillestrøm, Nes, Ullensaker, Sør-Odal, Kongsvinger, Grue, Åsnes, Våler, Elverum, Åmot, Stor-Elvdal, Rendalen, Tynset, Alvdal, Tolga, Os, Røros, Sel, Lesja, Dovre, Nord-Fron, Ringebu, Nordre Land, Sør-Aurdal, Ringerike, Krødsherad, Øvre Eiker, Kongsberg, Flesberg, Rollag, Nore- og Uvdal, Notodden, Midt-Telemark, Larvik, Skien og Seljord.

8.6.3 Estimerte årlige tilførsler av ulike nitrogenformer via overløp i 2019 og lekkasjer på ledningsnettene i perioden 2016-2018 til Ytre Oslofjord

Tilførsler via overløp på ledningsnettene

De samlede årlige tilførslene via overløp på ledningsnettene til de enkelte fjordområdene i 2019 er oppsummert i **Figur 60**. Resultatene er delt inn i samlede tilførsler (øverst) og direkte tilførsler (nederst) til hvert fjordområde. Tilførslene slik de kommer fram fra figuren er sterkt betinget av noen enkelte rensedistrikt som tilsynelatende har betydelig større overløp på ledningsnettene enn øvrige rensedistrikt til gjeldende fjordområde. Dette gjelder følgende rensedistrikt:

- Drammen kommunes ledningsnett fram til Muusøya RA med 23 tonn N/år til Drammensfjorden
- Fredrikstad kommunes ledningsnett fram til Frevar/ØRA med 39 tonn N/år fordelt mellom 2,3 tonn N/år til Missingene (fjordområde 11), 24,6 tonn N/år til Ramsøflaket (fjordområde 15), 11,4 tonn N/år til Lera (fjordområde 16) og 0,65 tonn N/år til Singlefjorden (fjordområde 14)⁴⁴.
- Sarpsborg kommunes ledningsnett fram til Alvim renseanlegg med 30,5 tonn N/år fordelt mellom 21,4 tonn N/år til Ramsøflaket og 9,2 tonn N/år til Lera (via Glommavassdraget)
- Halden kommunes ledningsnett fram til Remmendalen RA med 1,9 tonn N/år til Iddefjorden (fjordområde 13)
- Skien og Porsgrunn kommuners ledningsnett fram til Knarrdalsstrand RA med 21 tonn N/år til Frierfjorden (via Skiensvassdraget)
- Porsgrunn kommunes ledningsnett fram til Heistad RA med 16,6 tonn N/år fordelt mellom 8,3 tonn N/år til Frierfjorden og 8,3 tonn N/år til Langesundsfjorden
- Larvik kommunes ledningsnett fram til Lillevik RA med 15,6 tonn N/år fordelt mellom 14,8 tonn N/år til Larviksfjorden og 0,8 tonn N/år til Svenner
- Sandefjord og Hem (i Larvik) kommuners ledningsnett fram til Sandefjord RA med 6,7 tonn N/år til Sandefjord
- Sande og Holmestrand kommuners ledningsnett fram til Holmestrand RA med 19,8 tonn N/år fordelt mellom 9,9 tonn N/år til Breiangen vest og 9,9 tonn N/år til Sandebukta

Som nevnt var det kun tilgjengelig overløpsestimater fra ledningsnettene i rensedistriktene fram til ca. 20% av renseanleggene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord, men disse renseanleggene mottok ca. 65% av alt avløpsvannet i nedbørsfeltet. Samtidig er hvert enkelt overløpsestimat beheftet med en betydelig usikkerhet, som diskutert i **Kapittel 8.6.1**. Det samlede estimerte overløpet på ledningsnettene som framkommer av **Figur 60** er derfor svært usikkert, men det er nok mer sannsynlig noe underestimert enn overestimert. Det usikre datagrunnlaget og den manglende rapporteringen gjør at overløp kan utgjøre en ukjent, men potensiell, tilførselskilde for biotilgjengelig nitrogen med betydning lokalt.

⁴⁴ Det går også ca. 0,3 kg til Hunnebunn (fjordområde 17).



Figur 60. Estimerte samlede tilførsler av ulike nitrogenformer via overløp på ledningsnett til de forskjellige områdene av Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018. Øverste delfigur viser de samlede tilførslerne, den midtre delfiguren viser kun tilførslerne som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor fjordområdet, mens den nederste delfiguren viser andelen overløpet utgjør av de samlede tilførslerne av biotilgjengelige nitrogenformer via overløp på ledningsnett til hvert enkelt fjordområde. Fjordområdene er nummerert som vist i **Figur 5**.

Tilførsler via lekkasjer av urensset avløpsvann på ledningsnett

Som det går fram av diskusjonen ovenfor (se **Kapittel 8.6.2**) må tilførslerne via lekkasjer på ledningsnett anses som meget grove overslag. Resultatene er oppsummert i **Figur 61**. Ikke uventet er det tilførslerne til Glommavassdraget som dominerer (ca. 36% av de samlede tilførslerne av total-nitrogen via lekkasjer på ledningsnett til Ytre Oslofjord), selv om det er i dette vassdraget de fleste kommunene med antatt god tilbakeholdelse av fosfor, nitrogen og BOF_5 i stedlige løsmasser befinner seg. Ettersom flere av de største rensedistriktene ligger langsmed fjorden er det (tilsynelatende) en god del lekkasjer som skjer direkte til fjorden og kan utgjøre en betydelig andel av de samlede tilførslerne av nitrogen via avløpsvann til de enkelte fjordområdene. Dette er anskueliggjort i nedre delfigur i **Figur 61** (gul del av stolpene tilsvarer estimert andel lekkasjer på ledningsnett utgjør). Siden lekkasjer er ansett som en diffus kilde og derfor (rent teknisk sett i modellen) er lagt inn jevnt fordelt i de urbane områdene i REGINE-enhetene som er antatt å bli berørt, er det også tilførsler til fjordområder som ellers ikke har punktutslipp via rensset avløpsvann eller overløp på det enkelte rensaneanlegg.



Figur 61. Estimerte tilførsler via lekkasjer på avløpsledninger til de ulike fjordområdene av Ytre Oslofjord. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, den midtre delfiguren viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor fjordområdet, mens den nederste delfiguren viser de respektive andelen rensset avløp, overløp på renseanlegget og på ledningsnett og lekkasjer på ledningsnett utgjør av de samlede tilførslene av biotilgjengelige nitrogenformer fra avløpsvann (uten medregnet spredt avløp) til hvert enkelt fjordområde. Fjordområdene er nummerert som vist i **Figur 5**.

Med de foran nevnte usikkerhetene i estimatene i mente, fordelte de estimerte samlede utslippene av **total-nitrogen** fra kommunal avløpssektor for hele Ytre Oslofjord seg slik:

- Utslipp via rensed avløpsvann: 87,2%
- Utslipp via overløp på/i renseanleggene: 2,8%
- Utslipp via overløp fra ledningsnett: 2,4%
- Utslipp via lekkasjer på ledningsnett: 7,6%

Merk at for total-fosfor vil dette bildet se ganske annerledes ut (langt større andel av utslippene via overløp og lekkasjer) siden renseanleggene har en betydelig høyere rensegrad for fosfor enn for nitrogen.

8.7 Utslipp fra spredt avløp (<50 pe)

SSB beregner utslippene fra spredt avløp (anlegg med lavere belastning enn 50 pe) med utgangspunkt i det antallet personer som er knyttet ulike typer avløpsløsninger innrapportert fra kommunene. De benytter da de samme påslippsfaktorene for nitrogen (12 g N/pe·d) og fosfor (1,8 g P/ pe·d) som blir benyttet for å beregne utslipp fra større avløpsrenseanlegg der det mangler måledata (se kapittel 8.5.3), men benytter rensefaktorene gitt i **Tabell 23** (kolonne 2 og 3). Disse rensefaktorene ble satt opp i samråd med Bioforsk (nå NIBIO) i 2005, men NIBIO har justert disse siden den gang (kolonne 4-6).

Det er stor usikkerhet knyttet til de reelle utslippene fra denne typen små anlegg, både fordi mange anlegg har vist seg å være feildimensjonert, er gamle (mistet betydelig renseeffekt) og ikke blir driftet og vedlikeholdt på en adekvat måte (Vogelsang m.fl., 2013). Samtidig er mange kommuner i ferd med å rydde opp i spredt avløp og det er grunn til å tro at mengden ukontrollerte utslipp har gått ned.

I **Tabell 24** er de samlede estimerte tilførsler av fosfor og nitrogen fra spredt avløp til lokale resipienter i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord sammenstilt basert på både de gjeldende rensefaktorene og ved bruk av rensefaktorer som er justert av oss i forhold til de nye vurderingene fra NIBIO (kolonne 7 og 8 i **Tabell 23**). Det fremgår at utslippene fra slamavskillere samlet sett dominerer med 63% av P-utslippene og 39% av N-utslippene basert på gjeldende utslippsfaktorer. Med de justerte utslippsfaktorene øker denne andelen ytterligere, til 72% av P-utslippene og 45% av N-utslippene. Det er også et stort antall infiltrasjonsanlegg i nedbørsfeltet, og andelen av utslippene fra disse er 20% av P-utslippene og 40% av N-utslippene basert på gjeldende utslippsfaktorer. Siden de justerte rensefaktorene forventer bedre renseeffekt med infiltrasjonsanlegg enn tidligere, blir den estimerte andelen fra infiltrasjonsanleggene av de samlede utslippene justert til 9% av P-utslippene og 35% av N-utslippene. Det må samtidig poengteres at disse estimatene forutsettes at disse anleggene er dimensjonert riktig og driftes slik de er tenkt, noe som ofte ikke er tilfelle.

Tabell 23. Forventet renseseffekt for fosfor og nitrogen benyttet av Miljødirektoratet til å estimere utslipp fra spredt avløp (Berge og Sæther, 2019). Forventet renseseffekt for de samme rensemetodene slik disse fremkommer på avlop.no⁴⁵ per desember 2020 er også vist (inkludert for BOF₅). Disse rensesgradene fordrer at rensenanlegget er riktig dimensjonert og blir adekvat fulgt opp driftsmessig.

Rensemetode	Benyttet rensfaktor ²		Forventet rensesgrad (avlop.no)			Rensesgrad benyttet her		
	P	N	P	N	BOF ₅	P	N	BOF ₅
Direkte utslipp	0%	0%	-	-	-	0%	0%	0%
Slamavskiller	5%	5%	5-10%	5-10%	20-30%	7,5%	7,5%	25%
Infiltrasjonsanlegg	75%	20%	>90%	30-50%	>90%	90%	40%	90%
Sandfilteranlegg	15%	15%	0-80% ³	20-50%	>90%	15%	30%	90%
Minirensanlegg, biologisk	15%	10%	15-60% ⁴	20-40%	>90%	15%	30%	90%
Minirensanlegg, kjemisk	90%	15%	90%	20%	50-70%	90%	20%	60%
Minirensanlegg, biologisk/kjemisk	90%	15%	90%	20-40%	90%	90%	30%	90%
Minirensanlegg, biologisk/kjemisk m/etterpolering	-	-	90-95%	20-40%	90-95%	-	-	-
Tett tank (for alt avløpsvann) ¹	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Tett tank for svartvann	75%	90%	80%	90%	40-75%	80%	90%	60%
Biologisk toalett	75%	75%	80%	90%	40-75%	80%	90%	60%
Konstruert våtmark	90%	50%	>90%	30-50%	>90%	90%	40%	90%
Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	90%	90%	95%	95%	95%	95%	95%	95%
Biologisk toalett, gråvannsfiler	90%	80%	-	-	-	90%	80%	90%
Annen rensemetode	50%	20%	-	-	-	50%	20%	-

- 1) Avløpsvann tett tank leveres til rensenanlegg og inngår dermed i beregningene av utslipp fra disse anleggene.
- 2) Rensesgradene ble satt opp i samråd med Bioforsk (nå NIBIO) i 2005.
- 3) Avhengig av filtermaterialets fosforbindingsegenskaper.
- 4) Biologiske minirensanlegg som er optimalisert for fosforrensing kan rense opptil 60 % fosfor

⁴⁵ <https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/rense-losninger>

Tabell 24. Sammenstilling av samlede estimerte tilførsler av fosfor og nitrogen fra spredt avløp til lokale resipienter i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord basert på data fra 2016-2018. Tilførslene er vist både ved bruk av gjeldende rensfaktorer og ved bruk av justerte rensfaktorer (jfr. Tabell 23).

Rensemetode	Tilførsler av fosfor				Tilførsler av nitrogen			
	Gjeldende rensfaktorer		Justerte rensfaktorer		Gjeldende rensfaktorer		Justerte rensfaktorer	
	Totalt	Andel	Sum	Andel	Sum	Andel	Sum	Andel
	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%
Direkte utslipp	1 212	1,2 %	1 212	1,4 %	8 077	0,8 %	8 077	0,9 %
Slamavskiller	62 603	63,3 %	60 956	72,0 %	417 354	39,2 %	406 371	44,7 %
Infiltrasjonsanlegg	19 704	19,9 %	7 882	9,3 %	420 355	39,5 %	315 266	34,7 %
Sandfilteranlegg	8 322	8,4 %	8 322	9,8 %	55 480	5,2 %	45 690	5,0 %
Minirensanlegg, biologisk	1 046	1,1 %	1 046	1,2 %	7 384	0,7 %	5 743	0,6 %
Minirensanlegg, kjemisk	111	0,1 %	111	0,1 %	6 275	0,6 %	5 906	0,6 %
Minirensanlegg, biologisk/kjemisk	2 211	2,2 %	2 211	2,6 %	125 309	11,8 %	103 196	11,3 %
Tett tank (for alt avløpsvann)	0	0,0 %	0	0,0 %	0	0,0 %	0	0,0 %
Tett tank for svartvann	1 515	1,5 %	1 212	1,4 %	4 040	0,4 %	4 040	0,4 %
Biologisk toalett	318	0,3 %	254	0,3 %	2 119	0,2 %	848	0,1 %
Konstruert våtmark	25	0,0 %	25	0,0 %	829	0,1 %	995	0,1 %
Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	971	1,0 %	486	0,6 %	6 475	0,6 %	3 238	0,4 %
Biologisk toalett, gråvannsfiler	33	0,0 %	33	0,0 %	445	0,0 %	445	0,0 %
Annen rensemetode	904	0,9 %	904	1,1 %	9 647	0,9 %	9 647	1,1 %
Totalt	98 976		84 654		1 063 790		909 462	
Endring ift. gjeldende rensfaktorer			-14 322	-14,5%			-154 329	-14,5%

8.7.1 Tilstandsformer av nitrogen i utslippet fra spredt avløp

Det er antatt at sammensetningen av tilstandsformer etter rensing av spredt avløp tilsvarer følgende kategorier i **Tabell 13**:

- «Naturbasert rensing»
 - Infiltrasjonsanlegg
 - Sandfilteranlegg
 - Konstruert våtmark
- «Mekanisk rensing»
 - Slamavskiller
 - Annen rensemetode
- «Biologisk»
 - Minirensanlegg, biologisk
- «Kjemisk»
 - Minirensanlegg, kjemisk
- «Kjemisk-biologisk»
 - Minirensanlegg, biologisk/kjemisk

- «Kjemisk-biologisk m/N-fjerning»
 - Tett tank for svartvann
 - Biologisk toalett
 - Tett tank for svartvann, gråvannsfiler
 - Biologisk toalett, gråvannsfiler

8.7.2 Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer via spredt avløp i perioden 2016-2018 til Ytre Oslofjord

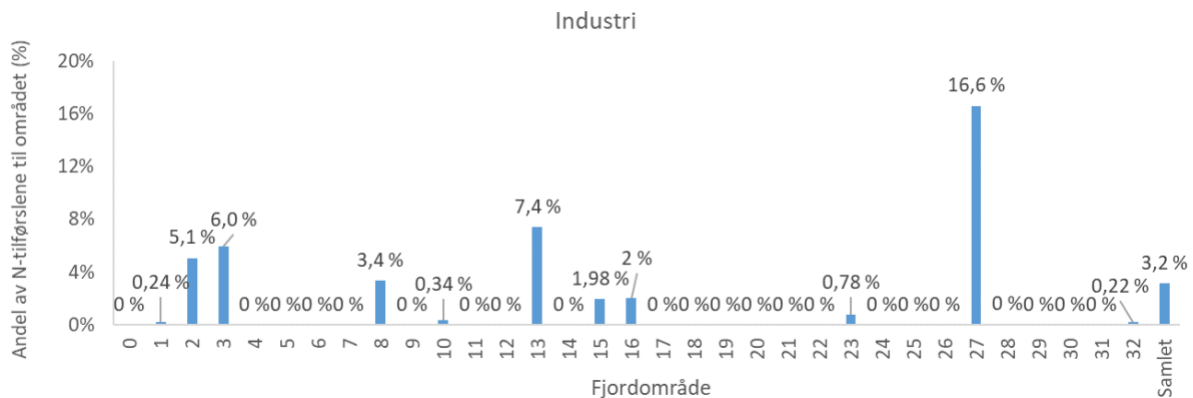
De samlede tilførslene fra spredt avløp til de enkelte fjordområdene for perioden 2016-2018 er oppsummert i **Figur 62**. Resultatene er delt inn i samlede tilførsler (øverst) og direkte tilførsler (nederst) til hvert fjordområde. Spredt avløp er typisk et innlandsfenomen, så fjordområdene som mottar tilførsler via de aller største vassdragene dominerer; Drammensfjorden (fjordområde 1) via Drammensvassdraget og Ramsøflaket (fjordområde 15) og Lera (fjordområde 16) via Glommavassdraget. Samtidig er det et betydelig innslag av spredt bebyggelse og hytteområder langs fjorden, noe som (potensielt) bidrar til en hel del «direkte» tilførsler til de ulike fjordområdene.



Figur 62. Estimerte tilførsler via spredt avløp til de ulike fjordområdene av Ytre Oslofjord. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, mens den nederste delfiguren viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor det enkelte fjordområdet. Fjordområdene er nummerert som vist i Figur 5.

8.8 Utslipp av nitrogen fra industribedrifter

Figur 63 oppsummerer rapporterte gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i perioden 2016-2018 fra industribedrifter i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Fem bedrifter stod for 96% av de samlede utslippene direkte til resipient, hvor Yara Norge i Porsgrunn alene stod for 64% av disse utslippene. I Frierfjorden (område 27) utgjorde disse tilførslene av total-nitrogen ca. 17% av de samlede årlige utslippene av total-nitrogen basert på TEOTIL-estimatene (**Figur 63**). De øvrige industriutslippene utgjorde relativt marginale andeler av de samlede tilførslene av total-nitrogen til de respektive fjordområdene.



Figur 63. Andelen av de samlede tilførslene av nitrogen til hvert enkelt område av Ytre Oslofjord (jfr. **Figur 5.**) som stammer fra industriutslipp basert på TEOTIL.

8.8.1 Utslipp av ulike nitrogenformer fra industribedriftene

Utslippene av nitrogen fra bedriftene er i all hovedsak rapportert inn i form av total-nitrogen. Se **Tabell 25**. Som diskutert tidligere vil hvilken form nitrogenet foreligger på kunne ha stor betydning for hvor tilgjengelig nitrogenet vil være for videre utnyttelse av alger og andre mikroorganismer i resipienten. Forventet andel av ulike nitrogenformer er oppsummert i **Tabell 26** og vil her diskuteres for de største utslippene (>10 tonn N/år).

Utslipp relatert til gjødselproduksjon (Yara)

Yaras anlegg på Herøya⁴⁶ er et integrert produksjonssystem for nitrogenbaserte produkter (NPK kompleksgjødsel) med en ammoniakfabrikk, tre salpetersyrefabrikk og en Kalksalpeterfabrikk. Hele utslippet av nitrogen til vann fra Yara Porsgrunn er i form av ammonium og nitrat med en ca. 50:50-fordeling.

Utslipp relatert til treforedling (bl.a. Borregaard og Norske Skog Saugbrugs)

Hvor stor andel av nitrogenet som foreligger som uorganisk nitrogen i avløpsvannet fra treforedlingsbedriftene avhenger av en rekke faktorer bl.a. hva slags tresorter som blir behandlet, produksjonsprosessene som dominerer og hva slags rensing som blir utført (EU BREF 2015⁴⁷). Hovedandelen av nitrogenet kommer inn med treverket (organisk bundet), men gjennom de ulike

⁴⁶ <https://www.yara.no/om-yara/om-yara-norge/porsgrunn/>

⁴⁷ https://eippcb.irc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/PP_revised_BREF_2015.pdf

prosessene vil mye nitrogen frigjøres. Etter direkte spørsmål til Borregaard⁴⁸ synes det som en grei antagelse at 50% av utslippet til vann fra Borregaard er i form av uorganisk nitrogen (NH_4^+ og NO_3^-) og 50% organisk bundet, der kun det uorganisk bundne er biotilgjengelig. Opplysninger fra Norske Skog Saugbrugs tilsier at deres utslipp inneholder ca. 9,5% fritt nitrogen (gjelder for perioden fra 1.1.2018 til d.d.)⁴⁹.

Utslipp relatert til plastproduksjon (Dynea)

Dynea produserer en rekke kjemikalier (formalin, bindemidler/lim, oljekjemikalier, herdere) og H₂-holdig prosessgass, samt forbrenner bl.a. løsemidler. De har et biologisk renseanlegg med nitrogenfjerning som også tar imot sanitæravløp fra næringsparken. Under normale forhold har de et utslipp på ca. 60 mg total-N/L, hvorav 6 mg N/L er uorganisk nitrogen (2 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$, 2 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ og 2 mg $\text{NO}_2\text{-N/L}$). De har imidlertid tidvis inhibering av nitrifikasjonsprosessen og andelen uorganisk nitrogen øker da betydelig (uvisst hvor mye).

Utslipp relatert til avfallshåndtering (NOAH Langøya)

Sigevannet fra NOAH gjennomgår bl.a. biologisk rensing, men pga. høy salinitet og lavt innhold av organisk stoff har det vært vanskelig å få til nitrifisering av sigevannet. For perioden 2016-2018 forelå 87% av total-nitrogenet som ammonium og resterende som nitrat (ikke noe som organisk bundet nitrogen eller partikkelbundet).

Utslipp relatert til organiske kjemikalier (Addcon Nordic)

Addcon Nordic på Herøya produserer en rekke organiske kjemikalier fra format, bl.a. avisingsvæske, ensileringsmidler og konserveringsmidler. Hele utslippet av nitrogen er i form av ammonium.

Tilførslene av de ulike nitrogenformene fra industrien til de enkelte fjordområdene er oppsummert i **Figur 64**.

⁴⁸ E-post-korrespondanse med Kjersti Garseg Gyllensten 6.-7.1.2021.

⁴⁹ E-post fra Trond Mageli 15.1.2021.

Tabell 25. Industribedrifter i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord med rapporterte utslipp av nitrogen i perioden 2016-2018 (2010-2018).

Industribedrift	Utslipp		Produksjon	Snitt 2016-2018	
	REGINE-enhet	Område		tonn N/år	Andel
Aktive bedrifter med rapporterte N-utslipp DIREKTE TIL RESIPIENT i perioden 2016-2018					
Yara Norge, Yara Porsgrunn	016.32	27	Gjødselproduksjon	572	64 %
Borregaard AS, avd. spesialcellulose	002.A4	15/16	Treforedling	149	16,6 %
Norske Skog Saugbrugs	001.A4	13	Treforedling	73	8,1 %
Dynea, Lillestrøm fabrikk	002.CB0	15/16	Produksjon av basisplast	35	3,8 %
NOAH Langøya	013.2	2	Avfallshåndtering	34	3,8 %
Addcon Nordic	016.A11	27	Organiske kjemikalier	12,7*	1,4 %
Eramet Norway AS, Porsgrunn	016.32	27	Metallurgisk produksjon	6,1	0,7 %
Hellefoss Paper AS	012.B22	1	Treforedling	4,9	0,5 %
PRONOVA BioPharma Norge AS	015.210	23	Legemiddelproduksjon	2,5	0,3 %
Esso Norge, Slagentangen	013.4	8	Oljeraffineri	2,3	0,3 %
Vajda-Papir Scandinavia AS	012.A2	1	Treforedling	2,3	0,3 %
Nordic Paper	002.A4	15/16	Treforedling	1,25	0,1 %
Vafos Pulp	017.A3	32	Treforedling	0,85	0,1 %
Inovyn Norge AS, klor/VCM fabrikk, Rafnes	016.5	27	Uorganiske kjemikalier	0,63*	0,1 %
Norgips Norge AS	012.1	1	Gipsproduksjon	0,31*	0,0 %
Ineos Rafnes AS	016.5	27	Kjemikalieproduksjon	0,27	0,0 %
Hole kalkverk Bøverbru Vestre Toten	002.DC4B0	15/16	Bryting av kalkstein, gips og kritt	0,23	0,0 %
HUNTON FIBER AS fmop	002.DC63	15/16	Treforedling	0,156	0,0 %
Trelleborg Offshore Norway AS	012.A10	1	Produksjon av gummiprodukter	0,005	0,0 %
Gausdal Bruvoll BA treforedling i Gausdal	002.DDAA0	15/16	Treforedling	0,005	0,0 %
TOTALT				897	100 %
Aktive bedrifter med rapporterte N-utslipp TIL KOMMUNALT AVLØPSNETT i perioden 2016-2018					
Norsk Protein A/S, Trehørningen	002.HB0	15/16	Førproduksjon til husdyrhold	117	
NORTURA SA AVD HÆRLAND	002.B1AZ	15/16	Næringsmiddelproduksjon (kjøtt- og fjørfevarer)	16,8	
Aass Bryggeri AS	012.A10	1	Næringsmiddelproduksjon (øl)	5,2	
Insula AS (tidl. Berggren - Fiskeforedling)	002.F30	15/16	Næringsmiddelproduksjon (fiskeforedling)	0,24	
Hvebergsmoen Potetpakkeri A.S, Grinder	002.G10	15/16	Næringsmiddelproduksjon (poteter)	0,123	
TOTALT				139	

*) Tall basert på utslipp av NH₄⁺.

Tabell 26. Foreslått fordeling mellom ulike nitrogenformer i utslipp fra ulike typer industrier i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Verdier i svart er basert på direkte kontakt med de ulike industribedriftene, mens røde verdier er basert på en generell faglig vurdering.

Type industri	Løst og kolloidal fraksjon					Partikulær fraksjon		
	f_NH4	f_NO3	f_DON	f_bDON	f_IDON	f_PN	f_bPN	f_iPN
Produksjon av gjødsel, nitrogenforbindelser og vekstjord								
Yara Norge, Yara Porsgrunn	0,51	0,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Produksjon av papirmasse, papir og papp								
Borregaard AS, avd. spesialcellulose	0,25	0,25	0,50	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00
Norske Skog Saugbrugs	0,05	0,05	0,91	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00
Vajda-Papir Scandinavia AS	0,05	0,05	0,91	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00
Nordic Paper	0,05	0,05	0,91	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00
Vafos Pulp	0,05	0,05	0,91	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00
HUNTON FIBER AS fmop	0,05	0,05	0,91	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00
Gausdal Bruvoll BA treforedling i Gausdal	0,05	0,05	0,91	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00
Hellefoss Paper AS	0,05	0,05	0,91	0,00	0,91	0,00	0,00	0,00
Plastproduksjon								
Dynea, Lillestrøm fabrikker	0,03	0,07	0,90	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00
Trelleborg Offshore Norway AS	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Avfallshåndtering								
NOAH Langøya	0,87	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Produksjon av kjemikalier								
Addcon Nordic	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Eramet Norway AS, Porsgrunn	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PRONOVA BioPharma Norge AS	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Esso Norge, Slagentangen	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ineos Rafnes AS (tidl. Noretyl as)	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Inovyn Norge AS, klor/VCM fabrikken, Rafnes	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Norgips Norge AS	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bryting av kalkstein, gips og kritt								
Hole kalkverk Bøverbru Vestre Toten (Miljøkalk as)	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00



Figur 64. Estimerte tilførsler fra industribedriftene i nedbørsfeltet til de ulike fjordområdene av Ytre Oslofjord. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, mens den nederste delfiguren viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor det enkelte fjordområdet. Fjordområdene er nummerert som vist i Figur 5.

8.8.2 Utslipp av nitrogen til luft fra industribedriftene

Flere av bedriftene har også hatt betydelige utslipp av nitrogen til luft i perioden 2016-2018. Den videre deposisjonen av nitrogen på land er det ikke tatt hensyn til i TEOTIL (Selvik m.fl., 2007; Tjomsland m.fl., 2010). Hovedandelen av industrien i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord ligger i kystnære områder (les: Grenland og Fredrikstad-Sarpsborgområdet). **Tabell 27** oppsummerer de rapporterte gjennomsnittlige utslippene av nitrogen i form av NO_x og NH_3 til luft i perioden 2016-2018 ved disse industribedriftene. Yara Norge i Porsgrunn alene står for 46% av de samlede utslippene av nitrogen til luft på 1 272 tonn N/år blant bedriftene i disse kystområdene. Norcem i Brevik er en annen betydelig bidragsyter med ca. 14% av de samlede utslippene til luft. I tillegg til utslippene av NO_x og NH_3 har Yara også et årlig utslipp av ca. 67 tonn N-holdig støv⁵⁰.

⁵⁰ Støvet inneholder ammoniumnitrat (e-post fra Annette Kuhn 5.1.2020). Andelen N i støv fra de ulike utslippspunktene varierte noe (14-24%) i målinger gjort i 2008 (Gjerstad m.fl., 2008), men utslippet av støv har vært relativt stabilt fram til i dag. Det er derfor antatt at utslippet av N via støv er i samme størrelsesorden i dag som i 2008.

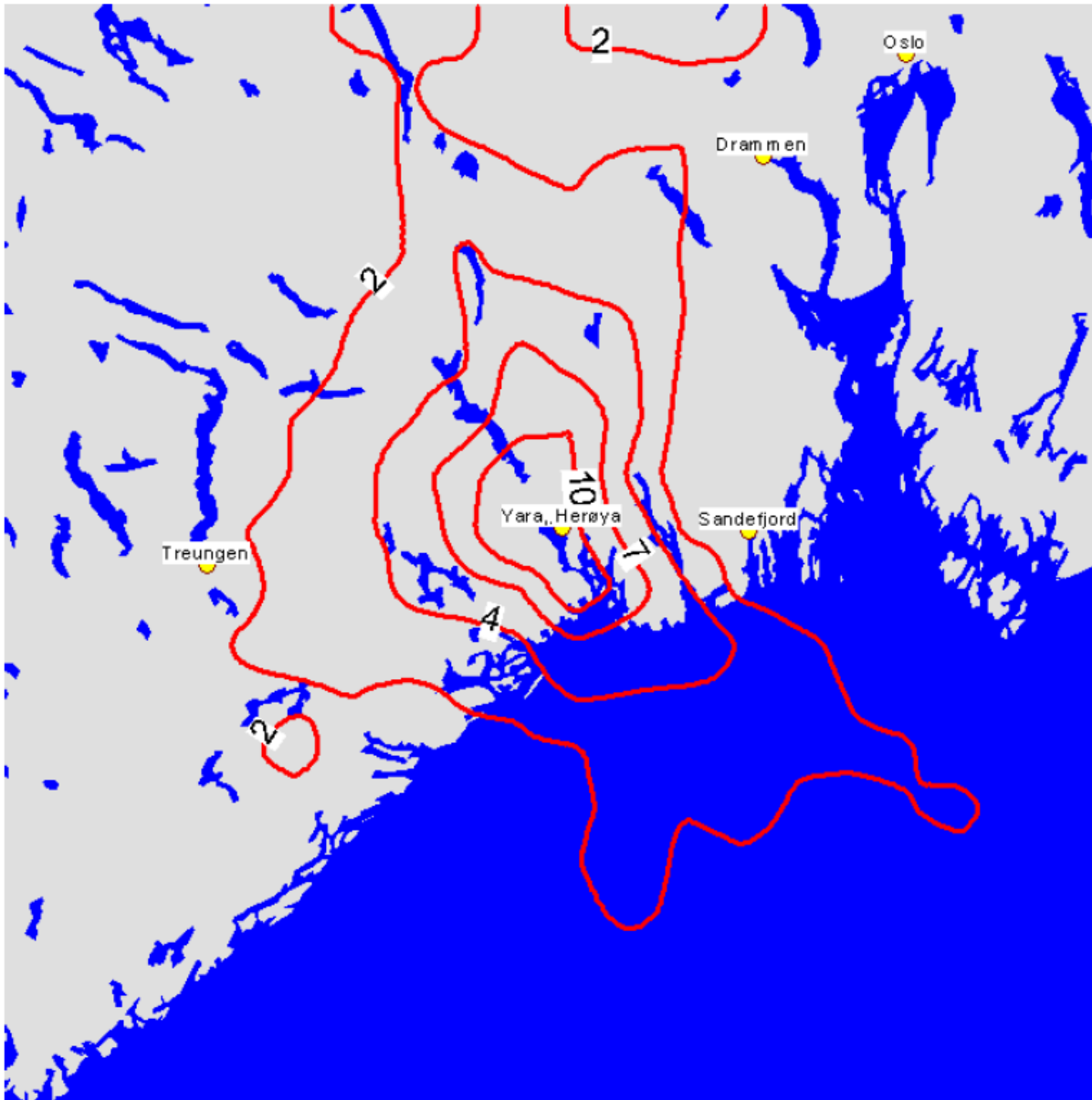
Både NO_x og NH_3 vil kunne bidra til eutrofiering i resipientene. NO_x dannes ved forbrenning og da første omgang i form av NO . NO kan reagere med bakkenært ozon og danner da i første omgang NO_2 , men kan også reagere videre til blant annet NO_3 . Enkelte av bedriftene i **Tabell 27** har også rapportert store utslipp av N_2O (Yara alene 478 tonn $\text{N}_2\text{O-N}$ /år i snitt i perioden 2016-2018), men siden N_2O primært brukes som energikilde av denitrifikasjonsbakterier (og derfor ikke bidrar til noe oksygenforbruk) er denne ikke inkludert i tilførselsbudsjettet.

Det er imidlertid usikkert hvor stor andel av disse utslippene av nitrogen til luft som påvirker resipientene i nærområdet. Utslippsarrangementene ved hver enkelt bedrift er tilpasset for å minimere risikoen for høye konsentrasjoner lokalt. Ved stabile værforhold kan utslippene derfor transporteres langt (opptil flere hundre km), mens de under ustabile forhold kan slå ned lokalt (både våt- og tørrdeposisjon). Gjerstad m.fl. (2008) simulerte den årlige avsetningen av nitrogen i utslippene fra Yaras anlegg på Herøya over et rutenett med oppløsning på $10 \times 10 \text{ km}^{51}$. Resultatene er vist i **Figur 65**. Høyeste årlige avsetning i noe rutenett var på ca. $15 \text{ mg N/m}^2\text{-år}$. Til sammenligning er den årlige «bakgrunnsavsetningen» av nitrogen i området satt til $900 \text{ mg N/m}^2\text{-år}$.

⁵¹ Det ble antatt at våtavsetningen av NH_3 og støv er proporsjonal med nedbøren opp til 1 mm/time og helt vasket ut ved mer intens nedbør. NO_x er ikke vannløselig og vil derfor først avsettes etter å ha blitt omsatt til vannløselige forbindelser; NO_3^- i modellen. Tørravsetningen av NH_3 og NO_x ble beregnet med CONDEP (Bøhler, 1987) med avsetningshastigheter på 0,1-0,5 cm/s for NH_3 og 0,1-0,7 cm/s for NO_x .

Tabell 27. Rapporterte gjennomsnittlige utslipp av nitrogen i form av NO_x og NH₃ til luft i perioden 2016-2018 ved industribedriftene som ligger i umiddelbar nærhet til kystområdene som drenerer direkte til Ytre Oslofjord. Bedrifter med utslipp mindre enn 1 tonn N til luft per år er utelatt. Det er antatt at NO_x er NO₂-ekvivalenter og utslippene av total-nitrogen har tatt utgangspunkt i dette.

Industribedrift	Utslipp		NO _x	NH ₃	N-total
	REGINE-enhet	Område			
Yara Norge, Yara Porsgrunn	016.32	27	332	252	584
Norcem Brevik	016.32	27	151	23	173
Esso Norge, Slagentangen	013.4	8, 10	94	-	94
Ineos Rafnes AS	016.5	27	85	-	85
Rockwool Moss	003.18	5, 9	8,5	35	43
Borregaard AS, avd. spesialcellulose	002.A4	15, 16	45	-	45
RHI Normag	016.32	27	36	-	36
Norske Skog Saugbrugs	001.A4	13	34		34
Kvitebjørn Bio-El, Fredrikstad	002.12	15, (16)	35	0,12	35
Hydro Aluminium Rolled Products	013.2	2, 3	31	-	31
Kronos Titan	002.11	15, (16)	23	-	23
FREVAR - Forbrenningsanlegget	002.12	15, (16)	21	0,55	21
INOVYN Norge avd. Rafnes	016.5	27	18,9	-	18,9
Borregaard forbrenningsanlegget	002.A4	15, 16	8,9	-	8,9
Sarpsborg Avfallsenergi	002.A4	15, 16	8,0	-	8,0
Findus avd. Tønsberg	014.2	12	7,9	-	7,9
Norgip Norge AS	012.1	1	5,6	-	5,6
Eramet Norway AS, Porsgrunn	016.32	27	4,9	-	4,9
Ineos Bamble	016.5	27	3,9	-	3,9
INOVYN Norge avd. PVC-fabrikk Porsgrunn	016.32	27	-	3,3	3,3
Gyproc A.S	002.12	15, (16)	2,5	-	2,5
Nordic Paper	002.A4	15, 16	2,4	-	2,4
Unger Fabrikker AS	002.A12	15, 16	1,14		1,14
TOTALT			959	313	1 272



Figur 65. Beregnet nitrogenavsetning i mg N/m² per år fra Yaras utslipp på Herøya. Kilde: Gjerstad m.fl. (2008).

8.9 Avrenning fra urbane områder

TEOTIL inkluderer tilførsler via urbant overvann. Disse er basert på helt enkle generiske koeffisienter for blant annet nitrogen og fosfor på hhv. 350 kg nitrogen/km² og 50 kg total-fosfor/km².

De viktigste kildene til nitrogen her er gjødselrester (avrenning fra hager og parker), avføring og urin fra hunder, fugleskitt og avgasser fra bil- og tungtransport (atmosfærisk avsetning) (Storhaug og Åstebøl, 2015). Det er naturlig at disse kan variere betydelig både med sted og tid, selv om TEOTIL bruker den samme koeffisienten for alle urbane områder.

Åstebøl m.fl. (2012) har foreslått sjablongverdier for innholdet av ulike nitrogen- og fosfor-former i overvann fra ulike typer flater basert på data fra det USA-amerikanske databasen NURP (Nationwide Urban Runoff Program). Se **Tabell 28**. Her er det valgt å ta utgangspunkt i snittet mellom avrenning fra tett by og åpen by for beregning av forholdet mellom de ulike nitrogenformene i avrenningen fra urbane områder. Det er videre antatt at alt nitrogenet er tilgjengelig for biologisk nedbrytning ute i resipienten selv om kun ca. 60% er uorganiske former, og, i mangel av dokumenterte verdier, er det antatt at de resterende 40% fordeler seg likt mellom løst organisk nitrogen og partikulært nitrogen. Se **Tabell 29**.

Tilførslene av de ulike nitrogenformene via urbant overvann til de enkelte fjordområdene er oppsummert i **Figur 66**.

Tabell 28. Anbefalte sjablongverdier for konsentrasjonen av nitrogen- og fosforforbindelser i overvann fra ulike typer overflater. Sjablongverdiene er basert på den USA-amerikanske databasen NURP (Nationwide Urban Runoff Program). Kilde: Åstebøl m.fl. (2012).

Forbindelse	Enhet	Tett by (>50% tette flater)	Åpen by (<50% tette flater)	Vei (ÅDT>30 000)	Vei (ÅDT<30 000)
Total N	mg N/l	2,5	1	1,8	0,9
Nitrat	mg N/l	1,1	0,5	0,8	0,5
	% av tot N	44%	50%	44%	56%
Ammonium	mg N/l	0,3	0,15	0,2	0,1
	% av tot N	12%	15%	11%	11%
Total P	mg P/l	0,25	0,15	0,25	0,15
Løst P	mg P/l	0,15	0,07	0,25*	0,15
	% av tot P	60%	47%	100%	100%

*) Anbefalt verdi av Åstebøl m.fl. (2012) er 0,4 mg P/L, men siden denne da overstiger konsentrasjonen av total P er denne måleverdien nedjustert her.

Tabell 29. Foreslått fordeling mellom ulike nitrogenformer i avrenning fra urbane områder.

	Løst og kolloidal fraksjon					Partikulær fraksjon		
	f _{NH4}	f _{NO3}	f _{DON}	f _{bDON}	f _{iDON}	f _{PN}	f _{bPN}	f _{iPN}
Urbane områder	0,13	0,47	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00



Figur 66. Estimerte tilførsler via urbant overvann til de ulike fjordområdene av Ytre Oslofjord. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, mens den nederste delfiguren viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor det enkelte fjordområdet. Fjordområdene er nummerert som vist i Figur 5.

8.10 Avrenning fra jordbruk

8.10.1 Diffus avrenning fra jordbruksarealer

Beregningene av diffuse nitrogen- og fosfortap fra jordbruksarealer er basert på to empiriske modeller som er utviklet på basis av tidsseriemålinger under Programmet for jord- og vannovervåking i jordbruket (JOVA), og justeringer for endringer i arealbruk. Disse beregningene utføres av NIBIO. Nåværende metodikk for beregning av tap av nitrogen og fosfor fra jordbruksområder, baserer seg på beregningene gjort for år 2000 (med de empiriske modellene). Beregninger for øvrige år er gjort ved å korrigere tapene i år 2000⁵² for effekter av forskjeller i arealbruk i det enkelte år sammenlignet med år 2000. Disse tapene er normaliserte med tanke på klima. F.o.m. 2002 er også effekten av gresskledd vannveier inkludert i beregningene, mens effekter av fangdammer og vegetasjonssoner foreløpig ikke er trukket inn i beregningene. De sistnevnte er blant hovedtiltakene innenfor jordbruket for å hindre

⁵² Middelet av årlige estimerte nitrogentap over perioden 1990 – 2000, basert på data om produksjon og jordbrukspraksis i 2000.

jordtap fra jordbruksmark, er ikke inkludert i koeffisientsettet fordi dataene ikke foreligger på en slik form at de kan utnyttes direkte i beregningene.

Nitrogen

Den empiriske modellen er utviklet på basis av årlige målte nitrogentap fra fem nedbørfelt i JOVA-programmet ved hjelp av regresjonsanalyser (Eggestad m.fl., 2001). Analysene omfatter variable basert på data som også foreligger på regionalt nivå (værdatabaser, jorddata og jordbruksdrift). Regresjonsanalysen forklarte 85 % av variasjonene i nitrogentap for disse fem nedbørfeltene i JOVA-programmet.

Fosfor

Beregningene av avrenningstap av fosfor er delt i partikulært og løst fosfor. Det er i JOVA-nedbørfeltene påvist en svært god korrelasjon mellom fosfortap og avrenning, fosforstatus i jordsmonnet (P-AI) og jordtap (partikulært fosfor). Estimatenes av jordtap er gjort ved hjelp av USLE (Universal Soil Loss Equation). Nedbørfaktoren i USLE er bestemt ved hjelp av JOVA-nedbørfeltene, hvor jordtap og de forskjellige jordbrukspraksisene er kjent. Nedbørfaktorene for de forskjellige delområdene er beregnet ved å ta utgangspunkt i nedbørfaktoren i det JOVA-feltet som ligner mest med tanke på værkarakteristika og så skalere denne via relativ forskjell i nedbør (nedbør i delområdet i forhold til nedbør i JOVA-feltet).

Vurdering av mangler og potensielle svakheter

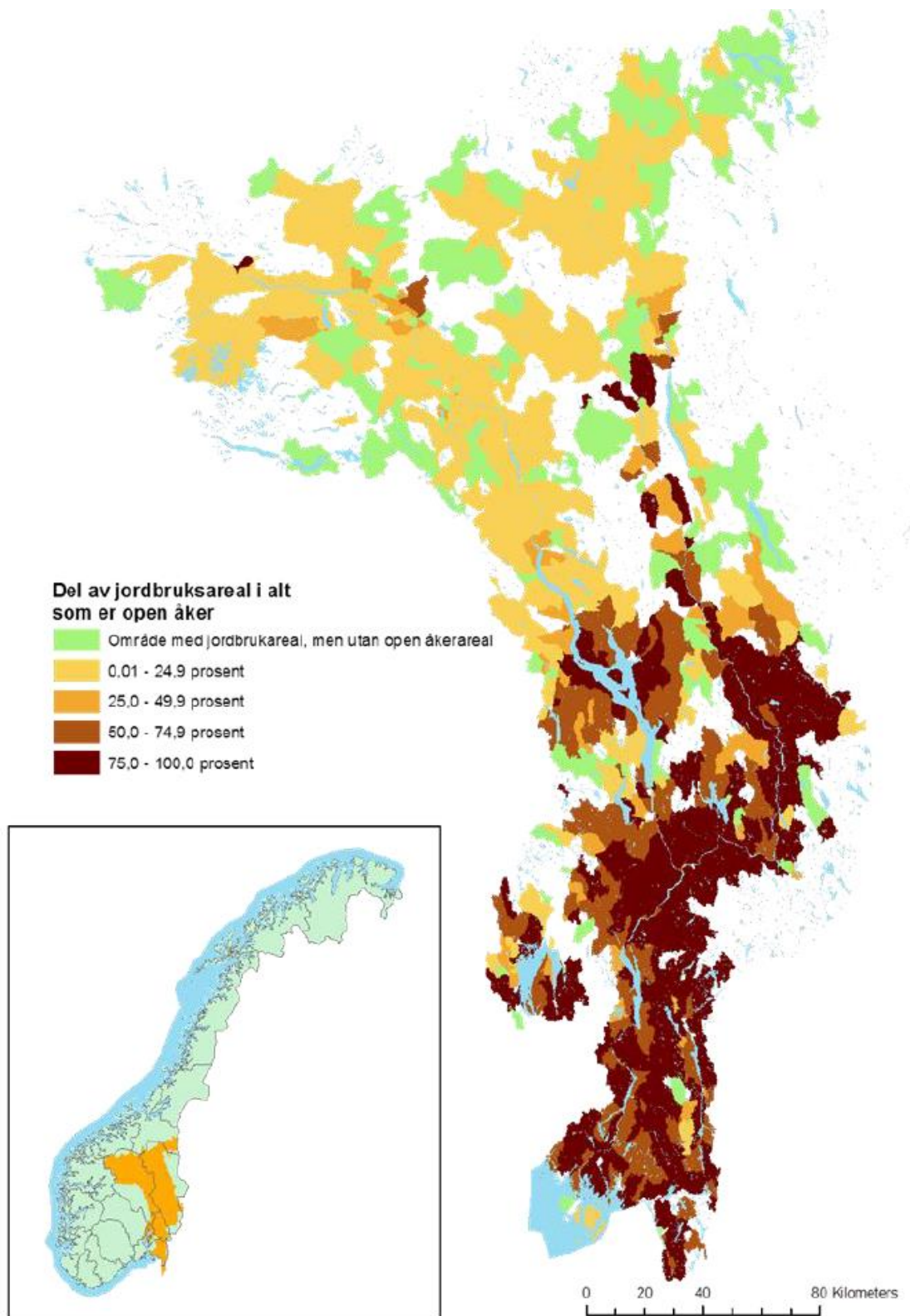
Siden beregningene er basert på reelle målinger (JOVA-feltene), og da det er påvist gode korrelasjoner mellom tap av hhv. N og P relatert til utvalgte faktorer, bør en kunne slutte at de beregnede nivåene for tap av N og P ligger nær de reelle.

Figur 67 illustrerer de omfattende jordbruksaktivitetene i Glommavassdraget.

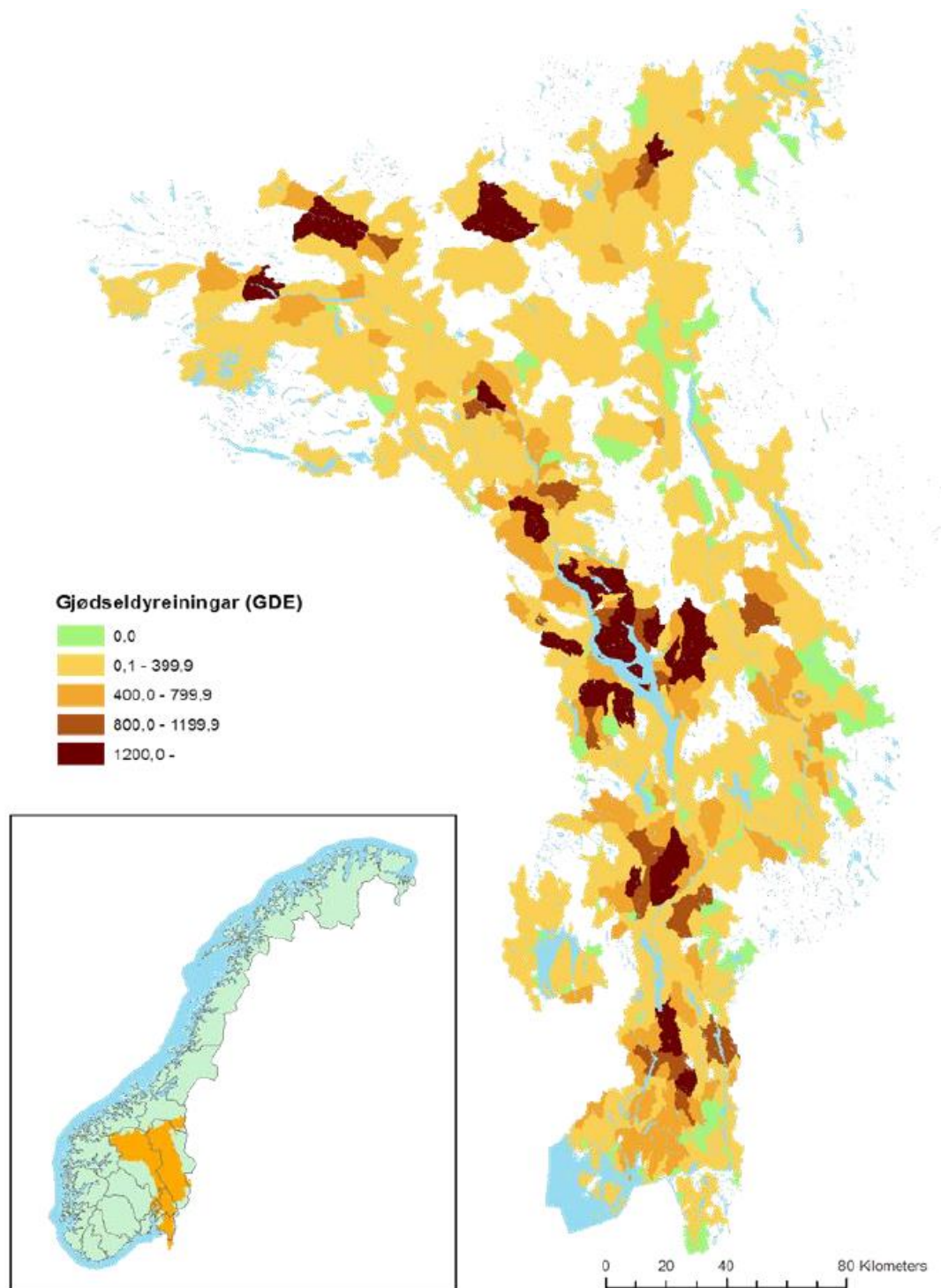
8.10.2 Punktutslipp fra jordbruket

Punktutslipp fra jordbruket kommer primært fra gjødsellager, siloer, rundballer og vaskeplasser. De enkelte dyreslagene er vektlagt forskjellig avhengig av i hvilken grad de bidrar til produksjon av husdyrgjødsel (gjødseldyrenhet; GDE⁵³) og silopressaft (modifisert beregning av gjødseldyrenheter). **Figur 68** illustrerer belastningen (i form av total-fosfor) fra husdyrholdet i vannregion Glomma.

⁵³ Dyr per gjødseldyrenhet (GDE): mjølkeku 1, storfe ungdyr 3, jerseyfe 1,3, ammeku 1,5, voksne hester 2, sauer og geiter, vinterfôra 7, avlspurker og -râner 2,5, slaktegris 18, høner 80, slaktekylling 1400, livkylling 550, kanin avlsdyr 40, kanin slaktedyr 600, and og kalkun, avlsdyr 40, gås avlsdyr 20, and slaktedyr 300, kalkun slaktedyr 240, gås slaktedyr 150, rev avlstisper 25 og mink avlstisper 40.



Figur 67. Del av jordbruksareal som er åpen åker i vannregion Glomma i 2015. Hentet fra Bye m.fl. (2020). Kartdata: Kartverket og NVE. Kilde: Jordbruksstatistikk, SSB.



Figur 68. Gjødseldyrenheter (GDE) på bruk med husdyr i vannregion Glomma 2015. En GDE tilsvarende en utskilt mengde fosfor på omlag 14 kg i husdyrgjødsel. Hentet fra Bye m.fl. (2020). Kartdata: Kartverket og NVE. Kilde: Jordbruksstatistikk, SSB.

8.10.3 Tilstandsformer av nitrogen i avrenning fra jordbruket

Siste feltrapport fra JOVA-programmet (Hauken m.fl., 2020) oppsummerer situasjonen slik den var i 2017 sammen med middel-, maksimums- og minimumskonsentrasjoner for total-nitrogen, nitrat, total-fosfor, fosfat og suspendert stoff i avrenningen over hele perioden de enkelte feltene har inngått i programmet. **Tabell 30** viser middelkonsentrasjonen av nitrogen, fosfor og SS i avrenningen fra de feltene som ligger innenfor nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Ut fra et vektet middel av nitrat (mot konsentrasjonen av total-nitrogen) utgjorde nitrat 75% av total-nitrogenet i avrenningen. Det ble antatt at alt ammonium var brukt opp og at resterende nitrogen var organisk bundet, med en jevn fordeling mellom løst og partikulært (se **Tabell 30**).

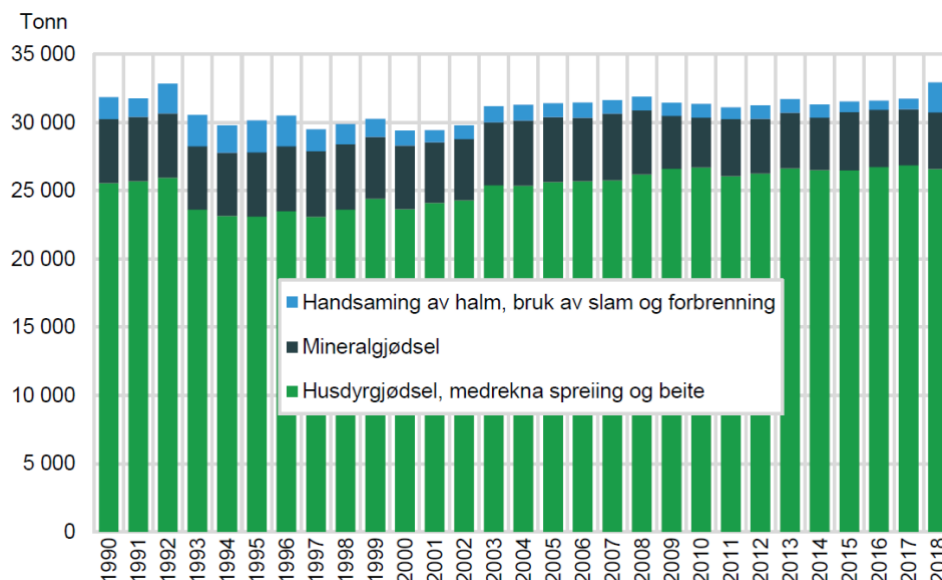
Tabell 30. Foreslått fordeling mellom ulike nitrogenformer i avrenning fra jordbruk.

	Løst og kolloidal fraksjon					Partikulær fraksjon		
	f_NH4	f_NO3	f_DON	f_bDON	f_IDON	f_PN	f_bPN	f_iPN
Diffus avrenning	0,00	0,75	0,12	0,00	0,12	0,12	0,00	0,12
Punktutslipp	0,50	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

8.10.4 Utslipp til luft fra jordbruket

Jordbruket er den desidert største utslippskilden av ammoniakk til luft i Norge. I 2018 stod den for 95% av ammoniakktutslippene i Norge. Som vist i **Figur 69** stod husdyrgjødsel for den største andelen fra jordbruket med ca. 26 000 tonn eller ca. 80% i 2018, mens bruken av mineralgjødsel stod for ca. 4,3 tonn eller (ca. 13% og håndtering av halm og bruk av slam og organisk gjødsel stod for ca. 2,3 tonn eller ca. 7%.

Alle utslipp til luft fra jordbruket er i utgangspunktet medregnet i bakgrunnsavrenningen (**Kapittel 8.12**).



Figur 69. Utslipp av ammoniakk til luft fra ulike kilder i jordbruket i perioden 1990-2018. Hentet fra Bye m.fl. (2020). Kilde: Utslippsstatistikk, SSB.

Tabell 31. Middeldkonsentrasjonen av ulike næringsalter og suspendert stoff (SS) i avrenningen fra feltene som inngår i JOVA-programmet og som ligger innenfor nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord.

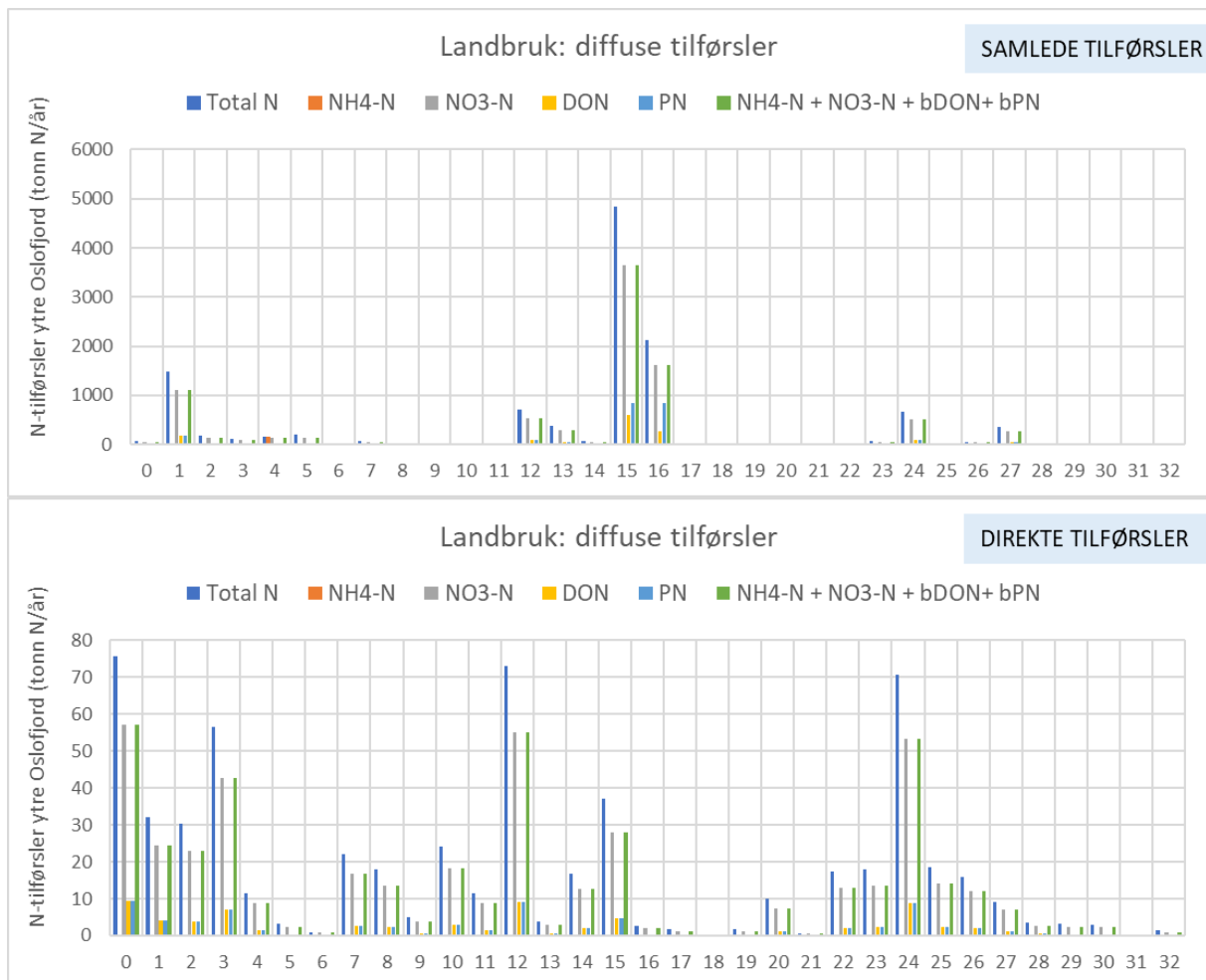
Felt	Kommune	Jordbruksaktivitet	Periode	Tot N	NO ₃ -N	NO ₃ -N/tot N	tot P	PO ₄ -P	PO ₄ -P/tot P	SS
				mg/L	mg/L	-	µg/L	µg/L	-	mg/L
Mørdrebekken	Nes	Korndyrking i ravinelandskap	1992-2017	4,9	3,5	0,71	635	57	0,09	415
Skuterudfeltet	Ås og Ski	Korn på marine avsetninger	2003-2017	5,7	-		280	-		93
Kolstadfeltet	Ringsaker	Korn og gras på innlandsmorene	1991-2017	10,6	9	0,85	128	39	0,30	45
Bye ¹⁾	Ringsaker	Korn og potet på innlandsmorene	1995-2017	9	4	0,44	1580	112	0,07	1251
Bye ²⁾	Ringsaker	Korn og potet på innlandsmorene	1995-2017	17	15	0,88	25	10	0,40	7,6
Volbufeltet ³⁾	Øystre Slidre	Grasdyrking i dal- og fjellområder	1993-2017	3,5	2,7	0,77	74	28	0,38	26
Volbufeltet ⁴⁾	Øystre Slidre	Grasdyrking i dal- og fjellområder	1993-2017	0,6	0,2	0,33	13,7	3,8	0,28	4,7
Snitt						0,67			0,25	
Vektet snitt (tot N)						0,75			0,10	

1) Overflatevann. 2) Grøftvann. 3) Hovedstasjonen Eikra. 4) Utmarksstasjonen Nyhaga.

8.10.5 Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer via jordbruksavrenning til Ytre Oslofjord i 2018

Diffuse utslipp fra jordbruket

De samlede tilførslene fra diffus avrenning fra jordbruket til de enkelte fjordområdene for 2018 er oppsummert i **Figur 70**. Resultatene er delt inn i samlede tilførsler (øverst) og direkte tilførsler (nederst) til hvert fjordområde. Ikke overraskende er det tilførslene via Glommavassdraget til Ramsøflaket (fjordområde 15) og Lera (fjordområde 16) som dominerer sterkt. Til sammen mottar disse to fjordområdene ca. 7000 tonn N/år fra diffuse utslipp fra jordbruket i Glommaregionen. Ca. 5 300 tonn N/år er estimert å foreligge som biotilgjengelige nitrogenformer.

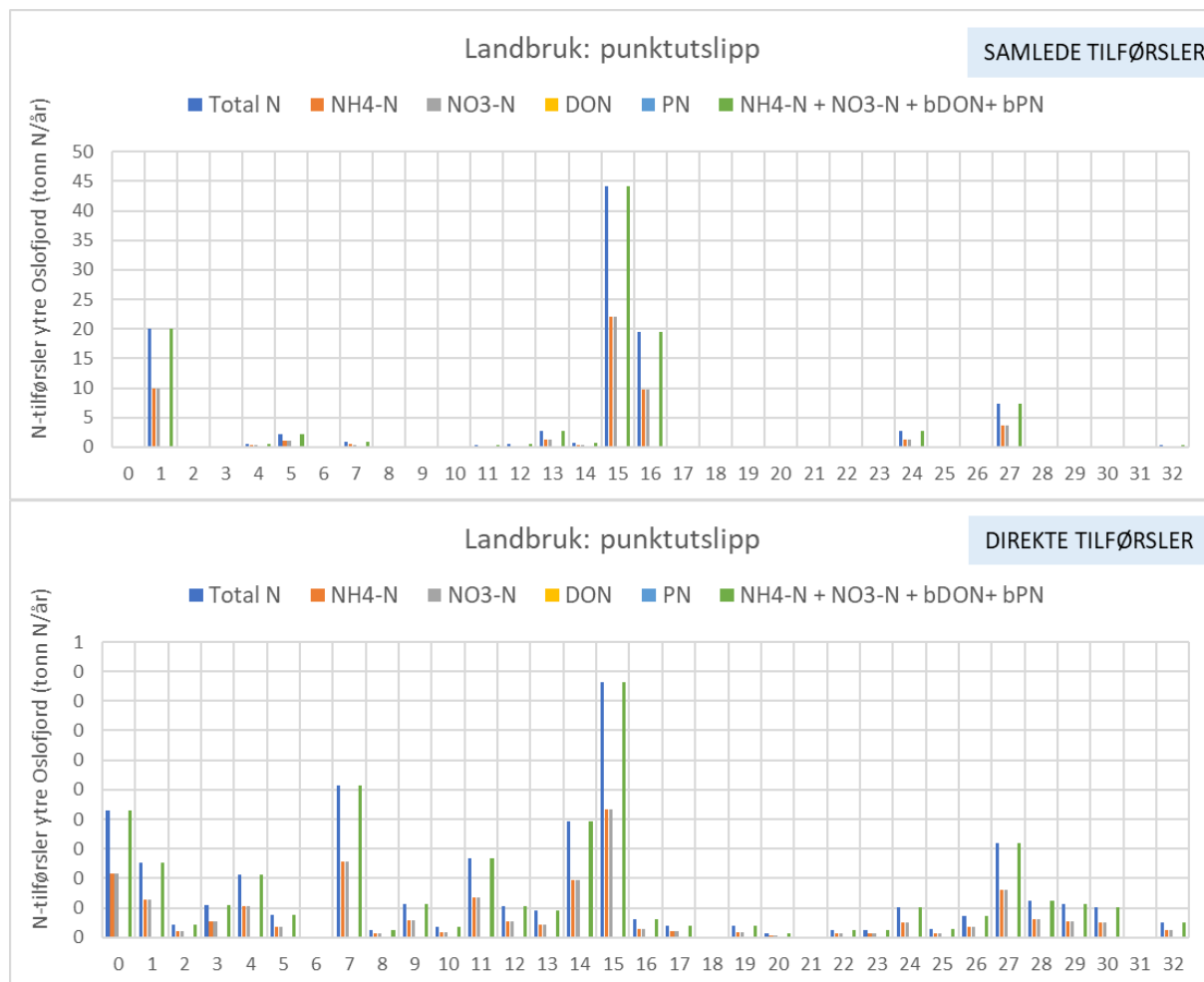


Figur 70. Estimerte tilførsler fra diffus avrenning fra jordbruket til de ulike fjordområdene av Ytre Oslofjord. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, mens den nederste delfiguren viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor det enkelte fjordområdet. Fjordområdene er nummerert som vist i **Figur 5**.

Punktutslipp fra jordbruket

De samlede tilførslene fra punktutslipp fra jordbruket til de enkelte fjordområdene for 2018 er oppsummert i **Figur 71**. Resultatene er delt inn i samlede tilførsler (øverst) og direkte tilførsler (nederst) til hvert fjordområde. Også her er utslippene via Glommavassdraget til Ramsøflaket og Lera

størst, men de er ikke like dominerende og ikke på langt nær like store (<1% av de samlede diffuse utslippene).



Figur 71. Estimerte tilførsler fra punktutslipp fra jordbruket til de ulike fjordområdene av Ytre Oslofjord. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, mens den nederste delfiguren viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor det enkelte fjordområdet. Fjordområdene er nummerert som vist i **Figur 5**.

8.11 Tilførsler fra deponier

Sigevann fra deponier kan inneholde store mengder nitrogen, spesielt i form av ammonium (30-400 mg NH₄-N/L) (Amundsen m.fl., 2005). Det er gjort en betydelig opprydding i utslippene fra norske deponier de siste 10-årene, og det er nå stilt krav om at alt sigevann samles opp (dobbel bunntetting), overvåkes og håndteres på en forsvarlig måte. Det er registrert 58 deponier (aktive eller nedlagte) på norskeutslipp.no med utslipp som drenerer til Ytre Oslofjord. Deponiene med størst utslipp av nitrogen er oppsummert i **Tabell 32**.

De største utslippene blir overført til kommunalt avløpsnett og ytterligere renses på det tilhørende kommunale avløpsrenseanlegget. Men som det kommer frem av tabellen, utgjør ammonium brorparten av nitrogenet i de fleste tilfellene, og av disse rensesanleggene er det kun NRA som har

etablert N-fjerning og derfor vil kunne fjerne ammonium. For de øvrige renseanleggene vil ammonium gå mer eller mindre upåvirket gjennom renseanlegget. Alle disse renseanleggene har faktisk måltall for N i innløpet⁵⁴, så de angitte utslippene må anses å være reelle. Samtidig utgjør N-belastningen (og sannsynligvis også den organiske stoffbelastningen) fra de respektive deponiene en relativt stor andel av den fulle belastningen på disse renseanleggene, selv om kun ett av anleggene (NRA) har krav til å rense for nitrogen.

Tabell 32. Tilførslene av nitrogen som årlig gjennomsnitt for perioden 2016-2018 fra deponiene med de største tilførslene (>2 tonn N/år) og som drenerer til Ytre Oslofjord. Den gjennomsnittlige årlige andelen til ammonium av totalinnholdet av nitrogen i utslippet er også angitt. Data fra *norskeutslipp.no*.

Deponi	Overføring til kommunalt avløpsrenseanlegg?	Tot-N	NH ₄ -N	Andel	Andel
		tonn N/år		NH ₄ -N	N til RA
Lindum avfallsdeponi	Solumstrand RA	122	109	94%	35%
Bjorstaddalen Næring deponi	Knarrdalsstrand RA	43	21	50%	18%
ROAF Miljøpark	NRA (RA-2)	24	4,5	17%	16%
Solgård Avfallsplass	Kambo RA	24	18,2	75%	28%
Indre Østfold Renovasjon IKS (IØR)	Revhaug RA	19,3	16,5	88%	?
Tønsberg fyllplass	Nei	15,0	13,8	87%	-
Grinda fyllplass	Nei	10,6	12,3	116%	-
Esval avfallsanlegg	Nei	9,6	15,4	72%	-
Rokke avfallsanlegg	Nei (til RA fra 2020)	8,6	6,7	77%	-
Gatedalen miljøanlegg	Uvisst	3,8	3,6	88%	-
Goasholtmyra avfallsanlegg - IRMAT AS	Ramsflog RA	3,5	3,0	95%	10%
Nordre Foss avfallsdeponi	Ja (ikke spesifisert)		2,4	-	?

8.12 Bakgrunnsavrenning

8.12.1 Samlet bakgrunnsavrenning

TEOTIL beregner den såkalte bakgrunnsavrenningen fra skog, utmark/fjell og nedfall direkte på innsjøer ved hjelp av avrenningskoeffisienter. Koeffisientene for skog og utmark/fjell angir konsentrasjonen (0,15-0,5 mg N/L⁵⁵) i vannet som drenerer til vassdrag og avrenningen beregnes som produktet av koeffisient, arealets størrelse og årets vannføring⁵⁶ innen hvert statistikkområde (ned på REGINE-enhetsnivå). Hovedandelen av denne bakgrunnsavrenningen skyldes nedfall av langtransportert NO_x, men også lokale utslipp av NO_x fra veitrafikken kan være betydelig⁵⁷. Nedfall

⁵⁴ Mangler info om Revhaug RA da dette renseanlegget ikke ligger inne i TEOTIL.

⁵⁵ 0,2-0,5 mg N/L fra skog og 0,15-0,4 mg N/L fra utmark/fjell i REGINE-enheterne som drenerer til Ytre Oslofjord.

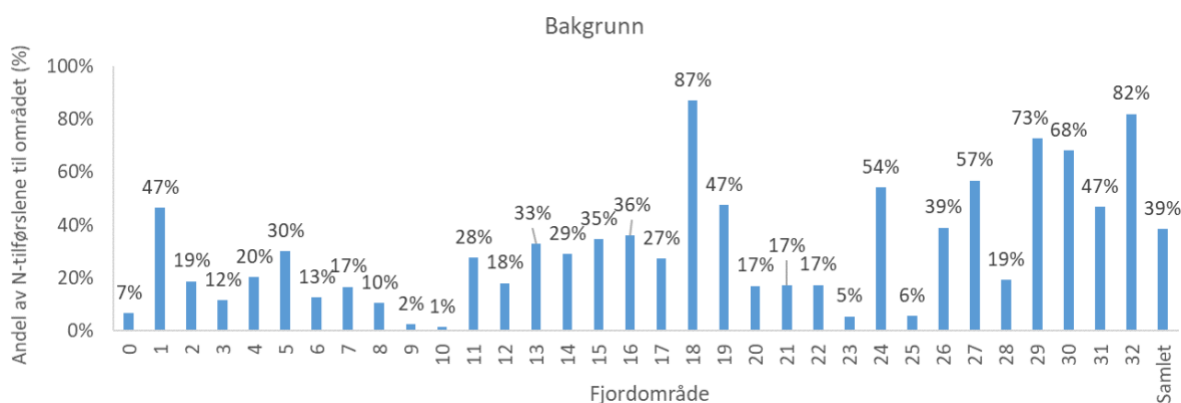
⁵⁶ Hver REGINE-enhethar angitt en verdi for midlere spesifikt avrenning (L/s/km²) for perioden 1960-1990. Årlig vannføring finnes ved å skalere disse 30-årsverdiene i forhold til årets avrenningsverdier for karakteristiske vannføringsstasjoner.

⁵⁷ Utslippene av NO_x vil variere med trafikkmengde, kjøretype, drivstoff, kjørehastighet og kjørestil. Kjøkjøring fører til betydelig større utslipp enn kjøring med fri flyt. De samlede årlige nasjonale utslippene av NO_x fra

direkte på innsjøer blir beregnet ut fra innsjøarealer og koeffisienter for årlig tilførsel (100-1000 kg N/km² i området som drenerer til Ytre Oslofjord). Koeffisientene bygger på tilgjengelige måledata i upåvirkede områder i hele Norge og differensierer atskillig mellom de ulike delene av landet. Datagrunnlaget endres over tid fordi nye undersøkelser gjennomføres og data fra tidligere undersøkelser systematiseres.

I tillegg kommer bakgrunnsavrenning av nitrogen fra jordbruksarealer, som er den avrenningen som ville funnet sted hvis arealet ikke var oppdyrket. Disse estimatene er basert på tap av nitrogen i form av organisk materiale og mineralisert nitrogen, som utgjør 150 g/daa under værforhold som i det sentrale østlandsområdet, samt nitrogen-deposisjon i perioden uten aktiv vekst.

Figur 72 oppsummerer andelen av de samlede tilførslene av nitrogen til hvert enkelt område av Ytre Oslofjord som kommer fra bakgrunnsavrenning slik denne er estimert i TEOTIL. For et stort antall fjordområder utgjør den mer enn halvparten av de estimerte tilførslene; Søstrene (18), Larviksfjorden (24), Frierfjorden (27), Håøyafjorden (29), Jomfrulandsrenna (30) og Kragerø (32). Merk at nedfall (tørr- og våtdeposisjon) av nitrogen på land og frie vannflater har en betydelig antropogen komponent som er inkludert i denne bakgrunnsavrenningen, og at en betydelig andel av denne igjen er langtransportert.



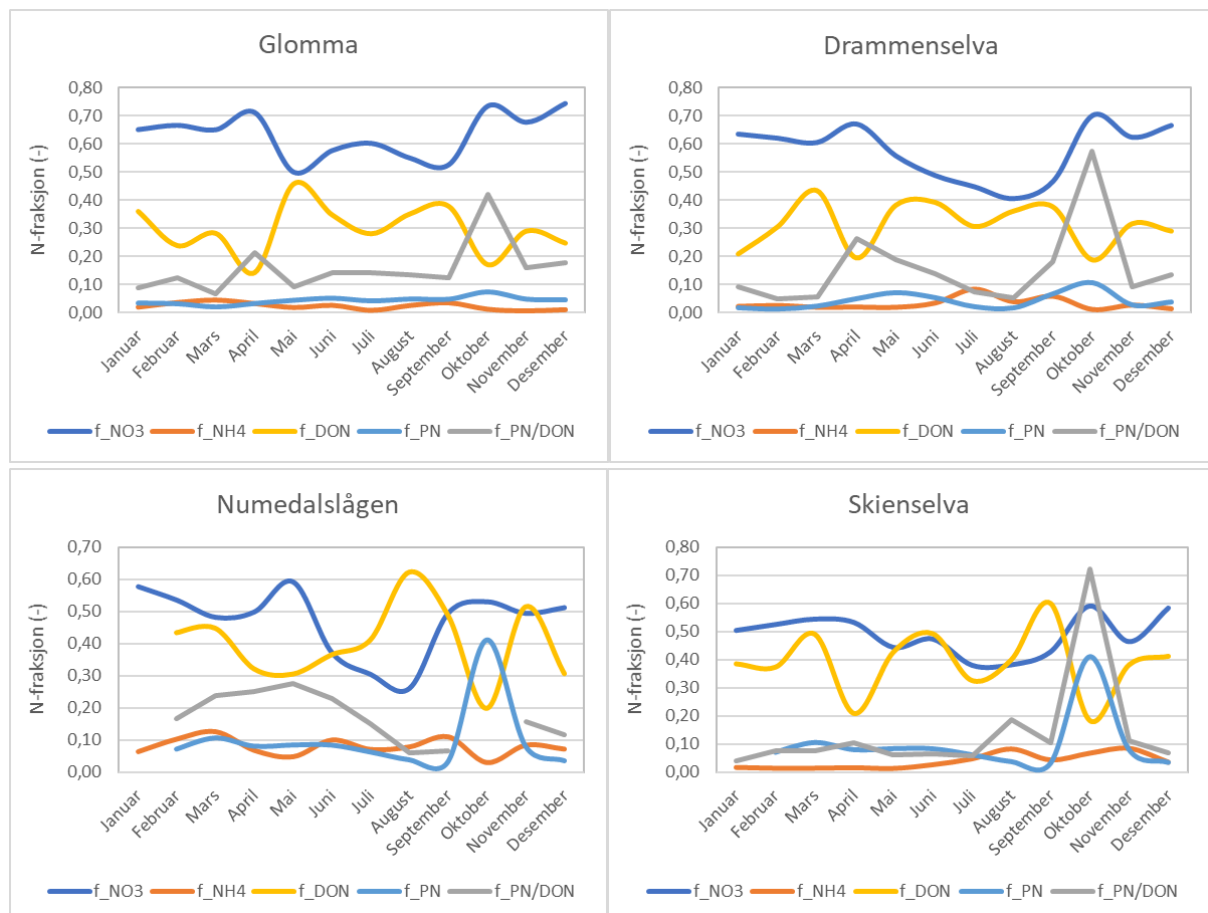
Figur 72. Andelen av de samlede tilførslene av nitrogen til hvert enkelt område av Ytre Oslofjord (jfr. Figur 5) som er bakgrunnsavrenning basert på TEOTIL.

8.12.2 Fordelingen mellom ulike nitrogenformer i bakgrunnsavrenningen

Kaste m.fl. (2020) har sett på avrenningen i perioden 2013-2017 fra fire mindre nedbørsfeltet i Sør-Norge (Langtjern, Storgama, Birkenes og Øygardsbekken) som ikke har noen andre antropogene påvirkninger enn den langtransporterte deposisjonen av nitrogen som NO_x og NH₃. Andelen NH₄-N var lav i alle de undersøkte feltene (3%; 6% i Storgama), mens NO₃-N varierte betydelig fra 5% fra Langtjern, 12% fra Storgama, 34% fra Storgama og 56% fra Øygardsbekken. Dette gjorde også at andelen organisk bundet nitrogen (TON) varierte tilsvarende; 92% fra Langtjern, 82% fra Storgama,

veitrafikken i Norge i perioden 2016-2018 var i snitt på 40 378 tonn eller 12 292 tonn N og utgjorde ca. 24% av de samlede nasjonale NO_x-utslippene. I motsetning til utslippene fra industrien, skjer utslippene fra trafikken nær bakken og vil derfor kunne spres over et mer begrenset område. I tillegg til værforholdene har også terrenget, vegetasjonen og bebyggelsens form betydning for spredningen av NO_x (Statens vegvesen, 2002).

63% fra Birkenes og 41% fra Øygardsbekken. Utlekkingen av NO_3 er sterkt koblet til avsetningen av NO_x , men det er også flere andre faktorer som synes å bestemme graden av utlekking, blant annet temperaturen, pH og C/N-forholdet i den organiske delen av jorda (knyttet til plantenes og mikroorganismenes tilgang til nitrogen), type og mengde vegetasjon (knyttet til tilbakeholdelse/forbruk av nitrogen) og denitrifikasjon («tap» som N_2 -gass på grunn av mikrobiell omdanning av NO_3). I en studie (van der Salm m.fl. 2007) som dekket større skogdekkede nedbørsfelt i Sentral-Europa og i de nordiske landene fant de at nedbørsfelt som hadde lavere NO_x -avsetning enn ca. $1000 \text{ kg N/km}^2\text{-år}$ ($<10 \text{ kg N/ha}\cdot\text{år}$) var utlekkingen av NO_3 svært beskjeden. I nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord er NO_x -avsetning⁵⁸ $100\text{-}1000 \text{ kg/km}^2$. I Glommavassdraget og Drammensvassdraget, som også drenerer områder med svært skrin jord og lite vegetasjon og hvor temperaturen i jorden er lav store deler av året, kunne man forventet at avrenningen av nitrat ville vært relativt stor til tross for den relativt lave NO_x -avsetningen, spesielt under snøsmeltingen i mai-juni, men på bakgrunn av data fra elveovervåkingsprogrammet er det lite som tyder på at det finnes noen slik markant økning i avrenningen i denne perioden (se **Figur 73**). Den mest markante sesongvariasjonen er økningen i partikulært nitrogen (PN) i oktober.



Figur 73. Fordeling mellom ulike nitrogenformer i utløpet av de fire store elvene som drenerer til Ytre Oslofjord. Verdiene er gjennomsnitt for perioden 2016-2018 basert på data fra elveovervåkingsprogrammet RID (Gundersen m.fl., 2019; Kaste m.fl., 2018; Skarbøvik m.fl., 2017).

⁵⁸ Ut fra data benyttet i TEOTIL.

Det postuleres derfor her følgende sammensetning av de ulike nitrogen-formene i bakgrunnsavrenningen i nedbørsfeltene som drenerer til Ytre Oslofjord:

- 1) Det er antatt at andelen $\text{NH}_4\text{-N}$ er på 3% i alle vassdrag gjennom hele året.
- 2) Det er antatt at andelen $\text{NO}_3\text{-N}$ er på 5% gjennom hele året for alle småvassdrag, mens den øker til 50% under snøsmeltingen fra april til juni i de fire største vassdragene (Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva). Det er tatt hensyn til den relative økningen i vannføring i disse månedene ved beregning av den gjennomsnittlige årlige fordelingen mellom de ulike nitrogenformene.
- 3) Resterende nitrogen er løst organisk nitrogen (DON) og partikulært nitrogen (PN). Fordelingen mellom disse er ukjent, men det er antatt at for de fire største vassdragene tilsvarer denne fordelingen det årlige gjennomsnittet mellom DON og PN i utløpet fra disse elvene for årene 2016-2018 (se **Figur 73**) der gjennomsnittet er vektet for den gjennomsnittlige månedlige vannføringen i hvert vassdrag. For de øvrige vassdragene er fordelingen mellom DON og PN antatt å tilsvare det vannførings-vektede gjennomsnittet for de fire største vassdragene.
- 4) På bakgrunn av en oppsummering gjort av Bertills and Näsholm (2000) er det antatt at ikke noe av det partikulære nitrogenet er biotilgjengelig, mens det er antatt at den biotilgjengelige fraksjonen av DON (bDON) hele tiden er på 10% av total-N.

Fordelingen mellom for de ulike nitrogenformene i bakgrunnsavrenningen er oppsummert i **Tabell 33**.

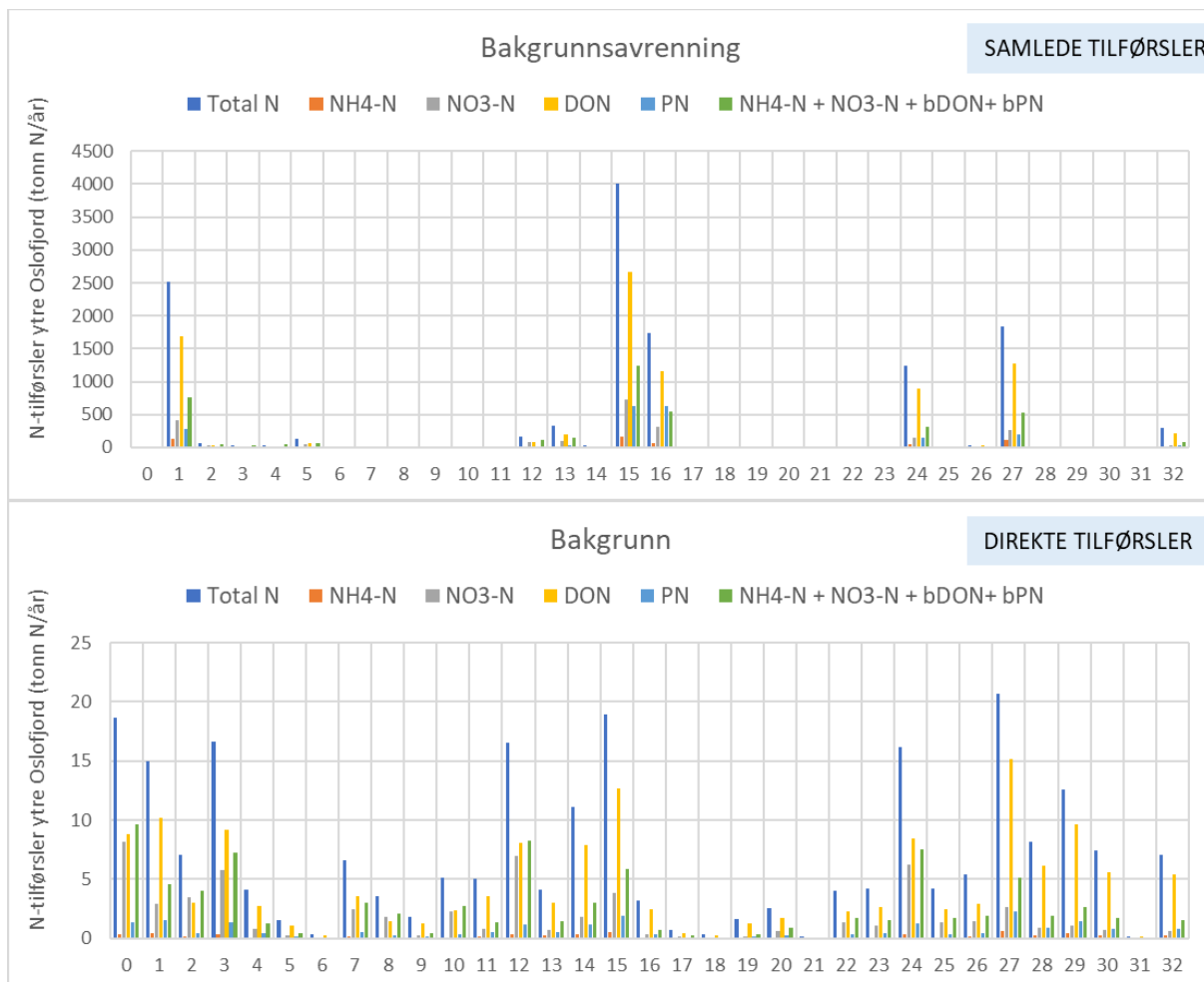
Tabell 33. *Tentativ forventet fordeling mellom ulike nitrogenformer i bakgrunnsavrenningen.*

Type renseanlegg	Løst og kolloidal fraksjon					Partikulær fraksjon		
	f _{NH4}	f _{NO3}	f _{DON}	f _{bDON}	f _{iDON}	f _{PN}	f _{bPN}	f _{iPN}
Glommavassdraget	0,03	0,05	0,79	0,10	0,69	0,13	0,00	0,13
Drammensvassdraget	0,03	0,05	0,79	0,10	0,69	0,13	0,00	0,13
Numedalslågen	0,03	0,05	0,79	0,10	0,69	0,13	0,00	0,13
Skiensvassdraget	0,03	0,05	0,80	0,10	0,70	0,12	0,00	0,12
Øvrige vassdrag	0,03	0,05	0,80	0,10	0,70	0,12	0,00	0,12

8.12.3 Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer via bakgrunnsavrenning til Ytre Oslofjord i 2018

De samlede tilførslene via bakgrunnsavrenningen til de enkelte fjordområdene i 2018 er oppsummert i **Figur 74**. Resultatene er delt inn i samlede tilførsler (øverst) og direkte tilførsler (nederst) til hvert fjordområde. Naturlig nok er det fjordområdene som mottar avrenningen fra de store vassdragene som helt dominerer. Ut fra total-nitrogen mottar Ramsøflaket og Lera i størrelsesorden samme mengde nitrogen fra bakgrunnsavrenningen (ca. 6 000 tonn N/år) som fra jordbruket (ca. 7 000 tonn N/år), men siden en relativt begrenset andel av nitrogenet i bakgrunnsavrenningen er antatt å være

biotilgjengelig (se **Tabell 33**) er utslippet av biotilgjengelig nitrogen via bakgrunnsavrenningen kun på ca. 1 800 tonn N/år, mens tilsvarende fra jordbruket er på ca. 5 300 tonn N/år.



Figur 74. Estimerte tilførsler via bakgrunnsavrenning til de ulike fjordområdene av Ytre Oslofjord. Øverste delfigur viser de samlede tilførslene, mens den nederste delfiguren viser kun tilførslene som skjer direkte til kyst-REGINE-enhetene innenfor det enkelte fjordområdet. Fjordområdene er nummerert som vist i **Figur 5**.

8.13 Tilførsler til de ulike fjordområdene

8.13.1 Sammenligning mellom justerte TEOTIL-tilførsler og RID-data

I **Kapittel 8.4 Tabell 11** sammenlignet vi nitrogen-data fra Elveovervåkingsprogrammet (RID) for de fire store elvene som drenerer til Ytre Oslofjord (Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva) for perioden 2016-2018 med tilsvarende TEOTIL-estimerte tilførsler av total-nitrogen til Ytre Oslofjord via de samme vassdragene. TEOTIL-estimaten for total-nitrogen stemte rimelig godt overens med RID-dataene for alle disse fire vassdragene med en feilmargin på opp til i underkant av 20% (gjengitt igjen her i **Tabell 34**).

Med justeringene av de ulike tilførslene som beskrevet tidligere i dette kapittelet har tilførslene av total-nitrogen blitt oppjustert noe for alle vassdragene, med unntak av Numedalslågen hvor de estimerte tilførslene er tilnærmet uforandret. Dette har gjort at estimatet for Glommavassdraget nå ligger 22% over det de gjennomsnittlige RID-dataene for perioden 2016-2018 tilsier.

I RID måles flere ulike nitrogenformer; total-nitrogen, summen av nitrat og nitritt, ammonium og partikulært organisk nitrogen, og på bakgrunn av dette kan også løst organisk nitrogen bestemmes. Resultatene fra perioden 2016-2018 er vist i **Tabell 34** sammen med de justerte TEOTIL-estimaten.

Generelt er de estimerte nitrat-verdiene relativt lave i forhold til alle de målte verdiene (0,47-0,79x), mens de estimerte ammonium-verdiene er betydelig høyere enn de målte verdiene (6,2-9,5x) med unntak av for Numedalslågen, hvor de er i samme størrelsesorden (0,97x). Dette gir en ganske tydelig indikasjon på at det mest sannsynlig foregår en betydelig nitrifikasjon av ammonium til nitrat i vassdragene. Dette er en bakteriell prosess, som foregår så lenge det er ammonium til stede og konsentrasjonen av oksygen ikke blir for lav (ca. 1 mg O₂/L). Hvis differansen mellom estimert ammonium og målt ammonium utgjør mengden som er nitrifisert, utgjorde denne opptil ca. 2 200 tonn N/år i Glommavassdraget (se **Tabell 35**) eller ca. 90% av tilført ammonium til vassdraget. Tilnærmet samme andel av tilført ammonium ser ut til å ha blitt omdannet til nitrat i Drammensvassdraget (86%) og Skienselva (84%).

Når oksygenkonsentrasjonen blir lav nok, og det er lett omsettelig organisk stoff til stede (kan typisk skje nær/i sedimentene i innsjøer), kan det skje en denitrifikasjon av nitrat med tap av nitrogen gass til atmosfæren. Man kan også ha tap av nitrogen til atmosfæren som N₂-gass direkte fra ammonium (og nitritt) via anammox-prosessen, også den typisk knyttet til sedimenter, men det er foreløpig uvisst hvor stor betydning denne prosessen har i ferskvannssystemer (Crowe m.fl., 2017). Hvis mengden nitrogen som tapes til atmosfæren via denitrifikasjon og/eller anammox-prosessen antas å tilsvare differansen mellom totalmengden estimert nitrat (tilført direkte og tilkommet via nitrifikasjon) og mengden målt nitrat, gir dette en totalmengde nitrogen som har gått tapt til luft gjennom denitrifikasjon og anammox-prosessen på ca. 520 tonn N/år i Glommavassdraget (se **Tabell 35**). Dette estimatet er beheftet med betydelig usikkerhet, men resultatet sier at dette utgjorde ikke mer enn ca. 6% av totalmengden NH₄-N og NO₃-N, og har derfor sannsynligvis relativt begrenset betydning for den videre vurderingen av resultatene (både NH₄ og NO₃ kan anses som biotilgjengelige former av nitrogen). For de øvrige tre vassdragene indikerer denne måten å estimere på at det ikke skjer noen betydelig omsetning av nitrogen gjennom denitrifikasjon og/eller anammox-prosessen, men det må påpekes at det er betydelig usikkerhet knyttet til dette anslaget.

Tabell 34. Tilførslene av nitrogen til Ytre Oslofjord via Glomma, Drammenselva, Numedalslågen og Skienselva basert på måledata fra 2016-2018 via det årlige elveovervåkingsprogrammet (Gundersen m.fl., 2019; Kaste m.fl., 2018; Skarbøvik m.fl., 2017). Tilførslene er sammenlignet med de teoretiske estimatene basert på TEOTIL for samme periode.

	Vannmengde (Q)	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	DON	Part-N
	mill. m ³ /år	tonn N/år (%-andel av Tot-N)				
Glomma						
2016	22 820	13 458	8 092	289	-	-
2017	23 067	12 471	7 793	199	3 864	732
2018	21 757	12 362	8 314	280	3 434	333
Snitt 2016-2018	22 548	12 764	8 066	256	3 649	533
TEOTIL 2016-2018	23 207	15 040	-	-	-	-
TEOTIL/RID	1,03	1,18	-	-	-	-
Justert TEOTIL	25 472	15 634	6 405	2 434	5 001	1 793
Forholdet TEOTIL/RID	1,13	1,22	0,79	9,51	1,37	3,37
Drammenselva						
2016	10 675	4 811	2 672	110	-	-
2017	10 794	4 243	2 609	102	1 338	238
2018	9 983	3 847	2 391	97	1 198	153
Snitt 2016-2018	10 484	4 300	2 557	103	1 268	196
TEOTIL 2016-2018	11 841	4 306	-	-	-	-
TEOTIL/RID	1,13	1,00	-	-	-	-
Justert TEOTIL	13 412	4 610	1 393	751	1 909	558
Justert TEOTIL/RID	1,28	1,07	0,54	7,29	1,51	2,85
Numedalslågen						
2016	3 407	1 316	586	98	-	-
2017	7 466	3 529	1 791	257	1 176	331
2018	3 555	1 635	849	149	544	84
Snitt 2016-2018	4 809	2 160	1 075	168	860	208
TEOTIL 2016-2018	4 923	1 823	-	-	-	-
TEOTIL/RID	1,02	0,84	-	-	-	-
Justert TEOTIL	5 311	1 866	565	164	902	235
Forholdet TEOTIL/RID	1,10	0,86	0,53	0,97	1,05	1,13
Skienselva						
2016	9 254	2 339	972	70		
2017	10 994	2 827	1 510	119	1 043	186
2018	8 305	1 944	1 023	76	810	35
Snitt 2016-2018	9 518	2 370	1 168	88	927	111
TEOTIL 2016-2018	11 317	2 777	-	-	-	-
TEOTIL/RID	1,19	1,17	-	-	-	-
Justert TEOTIL	11 790	2 747	529	546	1 342	330
Forholdet TEOTIL/RID	1,24	1,16	0,45	6,18	1,45	2,99

Tabell 35. Estimert nitrifikasjon og denitrifikasjon i de fire største vassdragene som drenerer til Ytre Oslofjord der mengden nitrifisert ammonium er basert på forskjellen mellom estimert og målt ammonium, mens mengden nitrogen som tapes til atmosfæren via denitrifikasjon og/eller anammox-prosessen er antatt å tilsvare differansen mellom totalmengden estimert nitrat (tilført direkte og tilkommet via nitrifikasjon) og mengden målt nitratdenitrifikasjonen basert på dataene i **Tabell 34**.

Vassdrag	Nitrifikasjon		Denitrifikasjon/Anammox
	tonn N/år	% av NH ₄ -N-tilførsel	tonn N/år
Glommavassdraget	2 178	89%	517
Drammensvassdraget	648	86%	-517
Numedalslågen	-4	-3%	-514
Skien vassdraget	457	84%	-182

Mengden estimert partikulært nitrogen var også vesentlig høyere enn den som var målt i elvene (2,9-3,4x; igjen med unntak av Numedalslågen: 1,13), noe som antyder at det partikulære nitrogenet har sunket ut mer effektivt (ca. 60-70%) enn tilbakeholdelses-koeffisientene i TEOTIL-modellen har lagt opp til (se **Kapittel 8.12.1**).

Estimatene fra Numedalslågen skiller seg ut fra de øvrige vassdragene med at estimatene for ammonium og partikulært nitrogen ligger en del lavere (men på høyde med de faktiske måleverdiene i elven; 0,97-1,13x), samtidig som den estimerte total-nitrogenverdien var relativt lav; 0,86x måleverdien. Det er ting som tyder på at estimatene mangler en vesentlig kilde til ammonium og eventuelt partikulært nitrogen i nedbørsfeltet.

Oppsummert:

Justert TEOTIL overestimerer NH₄, PN og i mindre grad DON.

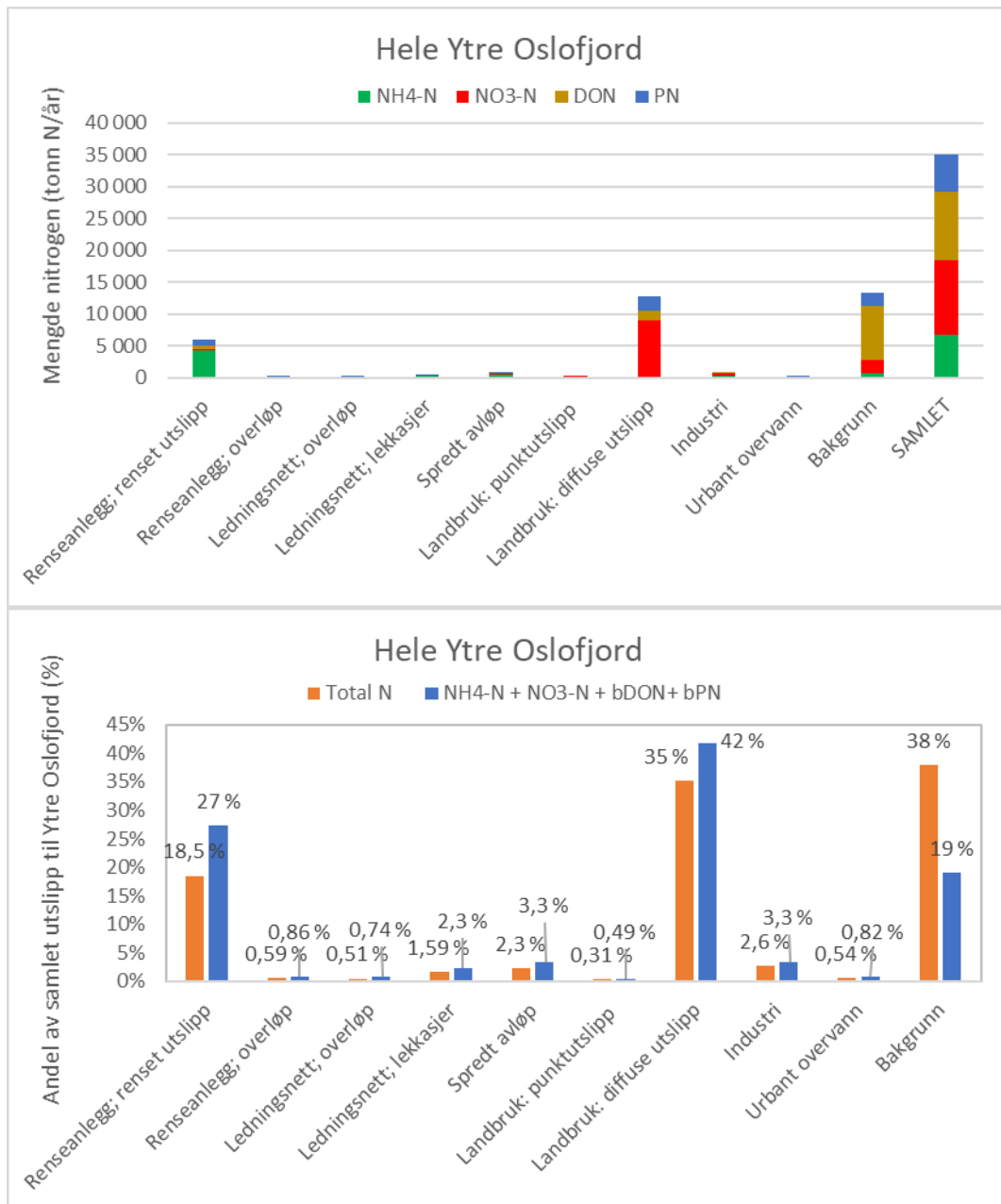
NH₄: En del av dette gjøres om til NO₃ og noe går til N₂ (tap)

PN: Mye av dette ligger igjen oppe i nedbørsfeltet pga. sedimentasjon.

DON: Kolloidale partikler kan ha sedimentert.

8.13.2 Estimerte tilførsler av nitrogen til hele Ytre Oslofjord

De samlede justerte tilførslene av ulike nitrogenformer fra de ulike kildene samlet sett til hele Ytre Oslofjord er vist i **Figur 75**. Diffus avrenning fra jordbruket (ca. 35%), rensed avløpsvann fra store (>50 PE) renseanlegg (18,5%) og bakgrunnsavrenningen (38%) dominerer de samlede tilførslene av total-nitrogen (samlet 92%). Ser man på den biotilgjengelige andelen av nitrogenet er det fortsatt disse tre kildene som dominerer (88%), men bakgrunnsavrenningens andel er betydelig lavere; 19%. Andelen til jordbruket (42%) og til rensed avløpsvann (27%) har gått noe opp, og betydningen av lekkasjer fra ledningsnett (2,3%), spredt avløp (3,3%) og utslipp fra industri (3,3%) har blitt litt tydeligere.



Figur 75. Estimerte samlede tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til Ytre Oslofjord: samlede tilførsler (øverste delfigur) og andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen.

8.13.3 Fjordområder der tilførsler via rensset avløpsvann dominerer

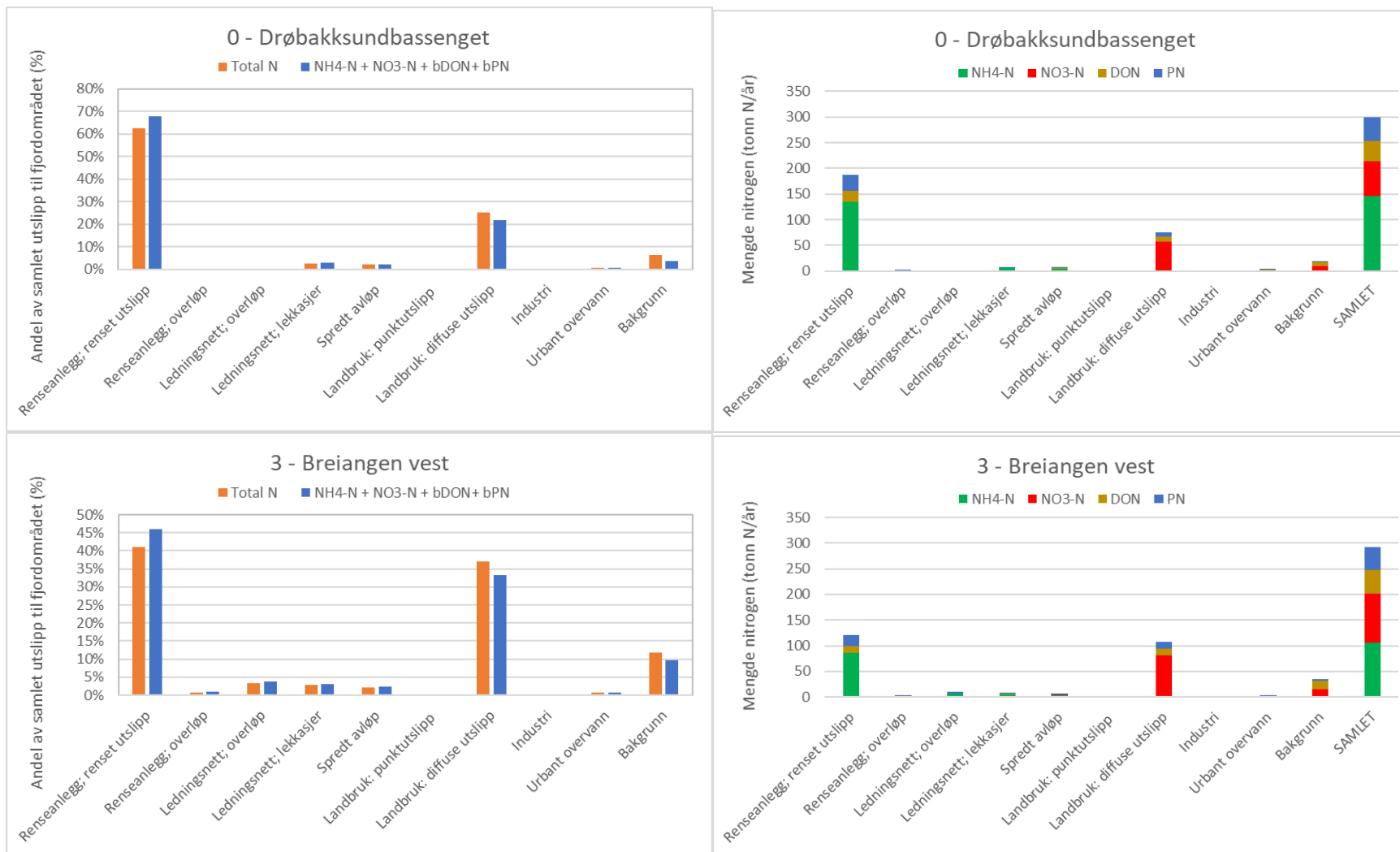
I følgende fjordområde utgjorde tilførslene via rensset avløpsvann den største kilden til biotilgjengelig nitrogen (se detaljer i **Figur 76**) (andelen av biotilgjengelig N som rensset avløpsvann bidro med til hvert enkelt fjordområde i parentes):

- Fjordområde 0 – Drøbakksundbassenget (68%)
- Fjordområde 3 – Breiangen vest 46%)
- Fjordområde 8 – Bastø (42%)
- Fjordområde 9 – Moss – Larkollen (88%)
- Fjordområde 10 – Bolærne (79%)
- Fjordområde 23 – Sandefjord (68%)
- Fjordområde 28 – Langesundsfjorden (71%)
- Fjordområde 30 – Jomfrulandsrenna (39%)

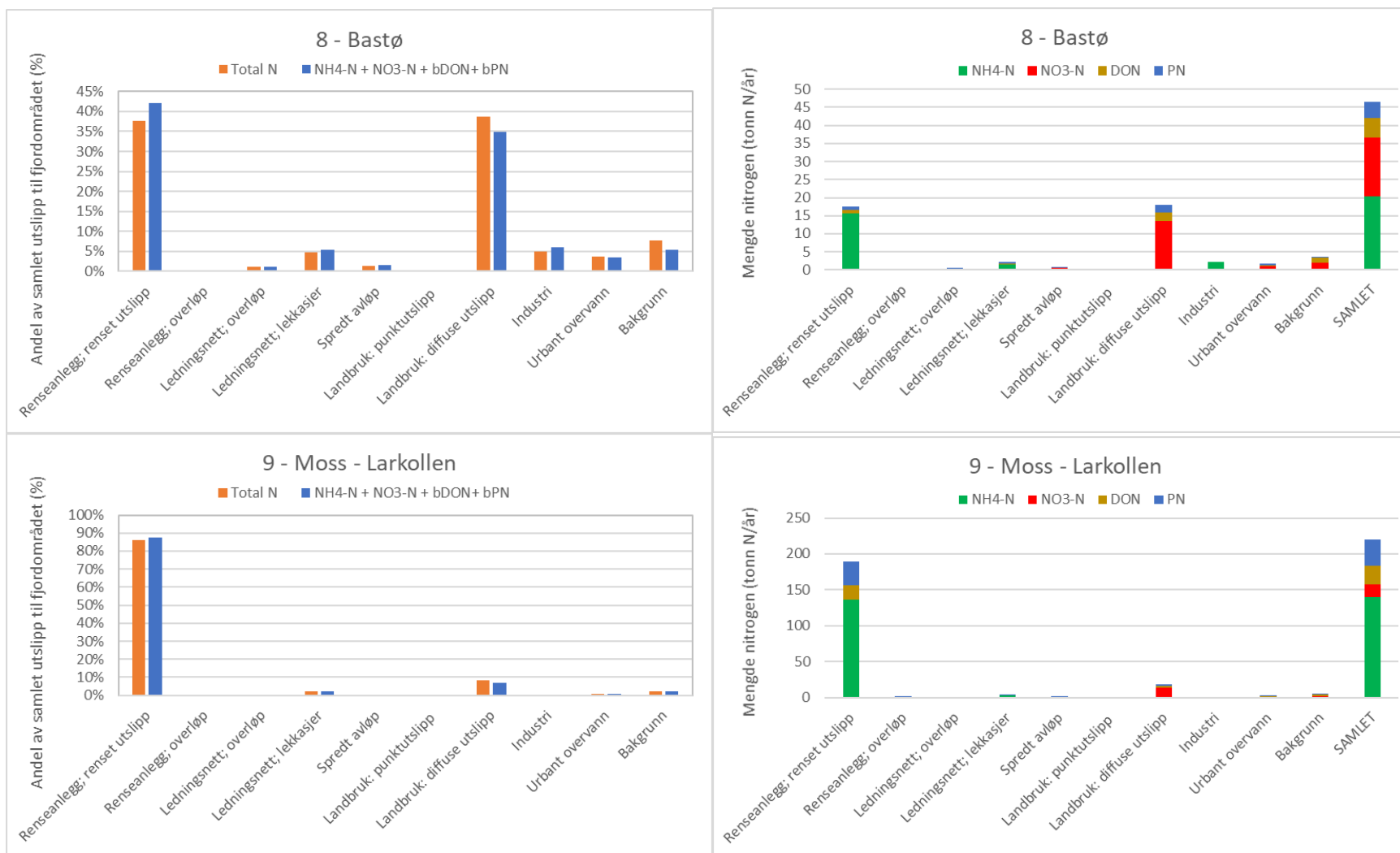
Renseanleggene som har de største utslippene til de respektive fjordområdene er listet i **Tabell 36** sammen med hva slags type rensing anlegget har, observert rensegrad og utslipp av nitrogen i perioden 2016-2018. Den observerte rensegraden for total-nitrogen var betydelig lavere enn den forventede (ca. 15%) ved flere av anleggene, noe som mest sannsynlig skyldes ekstra belastning fra det nitrogenholdige avvanningsvannet fra deres eget biogassanlegg (se kommentar i **Kapittel 8.5.4**).

Tabell 36. Renseanleggene med størst utslipp av total-N og biotilgjengelig N til fjordområder hvor bidraget fra rensset avløpsvann er dominert av tilførslene av biotilgjengelig nitrogen. Observert rensegrad og gjennomsnittlig utslipp av total-nitrogen og antatt biotilgjengelig mengde nitrogen i perioden 2016-2018. Rensegrader angitt i rød er kun antatt (se kommentar i **Kapittel 8.5.3**).

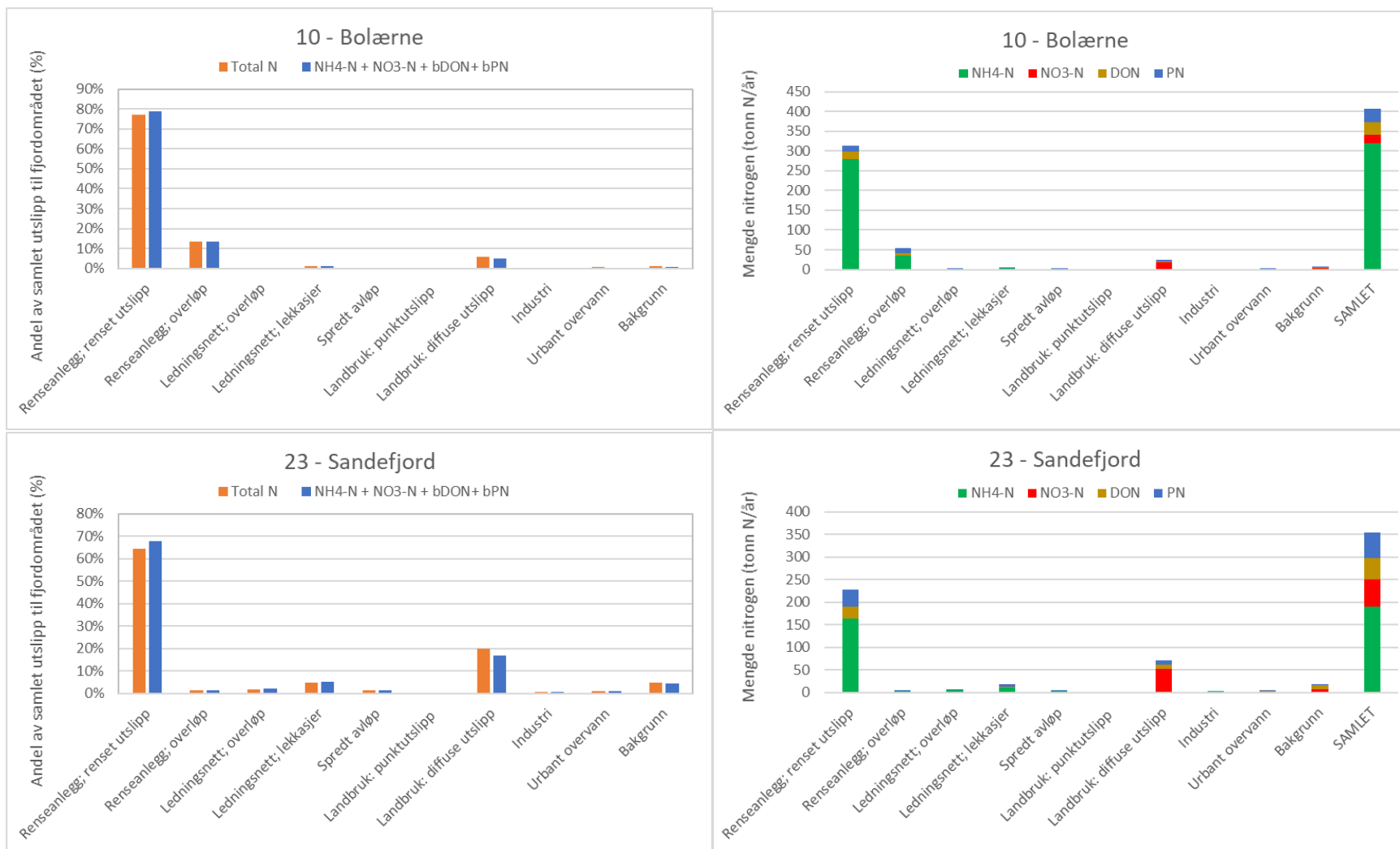
Renseanlegg	Kapasitet	Type rensing	Rensegrad total-N (%)	Utslipp via rensset avløpsvann (tonn N/år)	
				total-N	biotilgjengelig N
0 – Drøbakksundbassenget					
Søndre Follo RA	25 000	Kjemisk	-3%	121	113
Frogn RA	24 000	Kjemisk	12%	57	54
3 – Breiangen vest					
Falkenstein	25 000	Kjemisk	10%	89	83
Bokerøya RA	9 500	Kjemisk	15%	28	26
8 – Bastø					
Åsgårdstrand	5 000	Kjemisk	15%	17,0	16,0
9 – Moss - Larkollen					
Fuglevik RA	80 000	Kjemisk	3%	189	178
10 – Bolærne					
Tønsberg RA/TAU Vallø	160 000	Kjemisk-biologisk	22%	314	295
23 – Sandefjord					
Sandefjord RA	41 100	Kjemisk	-5%	228	214
28 – Langesundsfjorden					
Heistad RA	13 000	Kjemisk	30%	42	40
30 – Jomfrulandsrenna					
Rakkestad RA	1 500	Kjemisk	15%	7,0	6,5



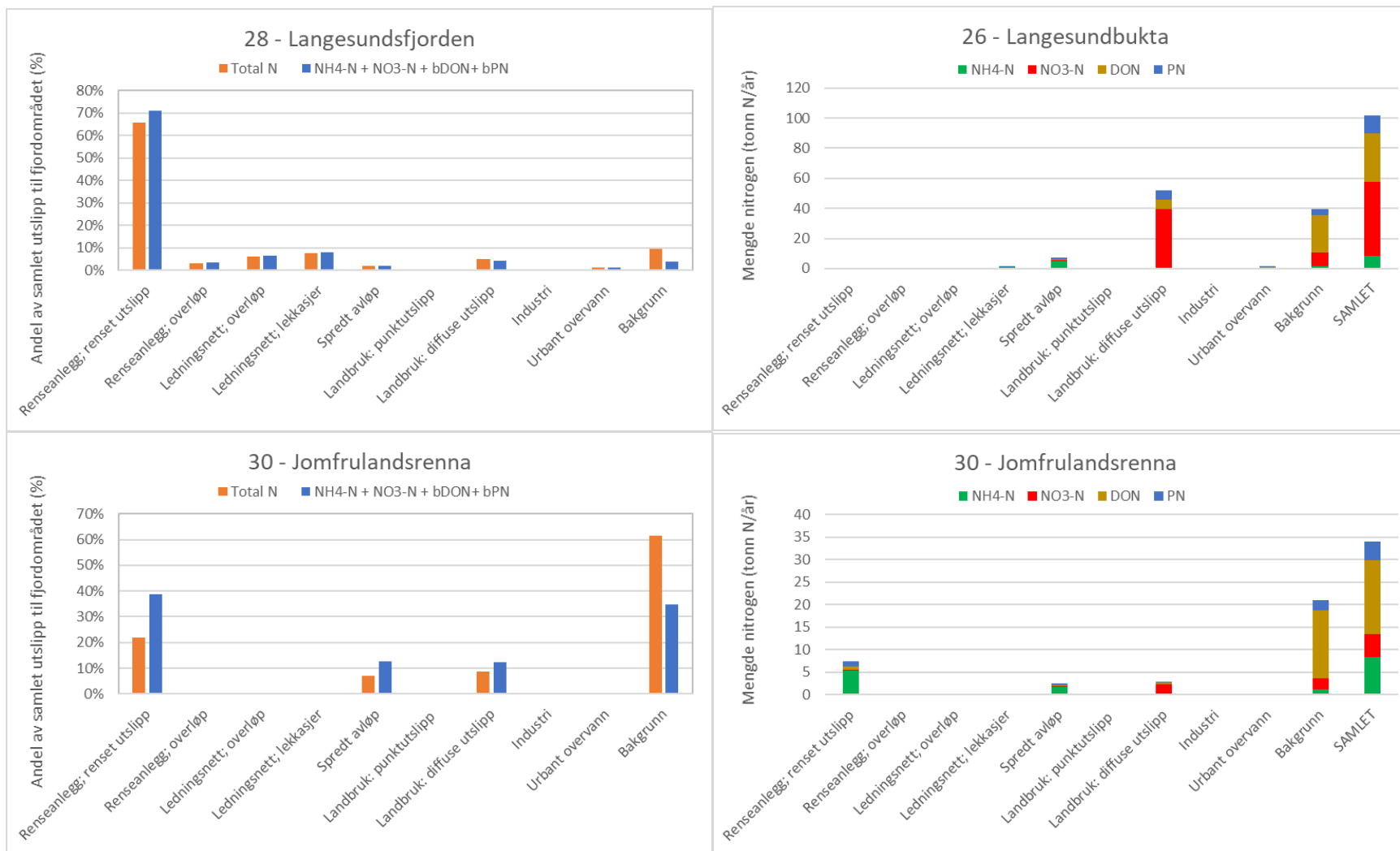
Figur 76. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **renset avløpsvann** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



Figur 76 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **renset avløpsvann** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



Figur 76 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **renset avløpsvann** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



Figur 76 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **renset avløpsvann** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).

8.13.4 Fjordområder der tilførsler via lekkasjer på ledningsnettet dominerer

Lekkasjer på ledningsnettet er nok det bidraget som er svakest dokumentert. Det er kun to fjordområder der dette er den (tilsynelatende) dominerende kilden til biotilgjengelig nitrogen:

- Fjordområde 6 – Horten (85%)
- Fjordområde 18 – Sjøstrene (62%)

Se detaljer i **Figur 77**). Grunnlaget for estimatene er nærmere beskrevet i **Kapittel 8.6.2**.

8.13.5 Fjordområder der tilførsler via spredt avløp dominerer

Bidraget til biotilgjengelig nitrogen fra spredt avløp er relativt beskjedent sammenlignet med de samlede tilførslene for de aller fleste fjordområdene. Det var kun fem av fjordområdene, alle med kun direkte tilførsler, der bidraget fra spredt avløp var mer enn 10% av de samlede tilførslene av biotilgjengelig nitrogen (andelen av biotilgjengelig N som spredt avløp bidro med til hvert enkelt fjordområde i parentes):

- Fjordområde 20 – Tjøme (17,5%)
- Fjordområde 21 – Færder (18,1%)
- Fjordområde 26 – Langesundbukta (10,0%)
- Fjordområde 30 – Jomfrulandsrenna (12,6%)
- Fjordområde 31 – Jomfruland (44%)

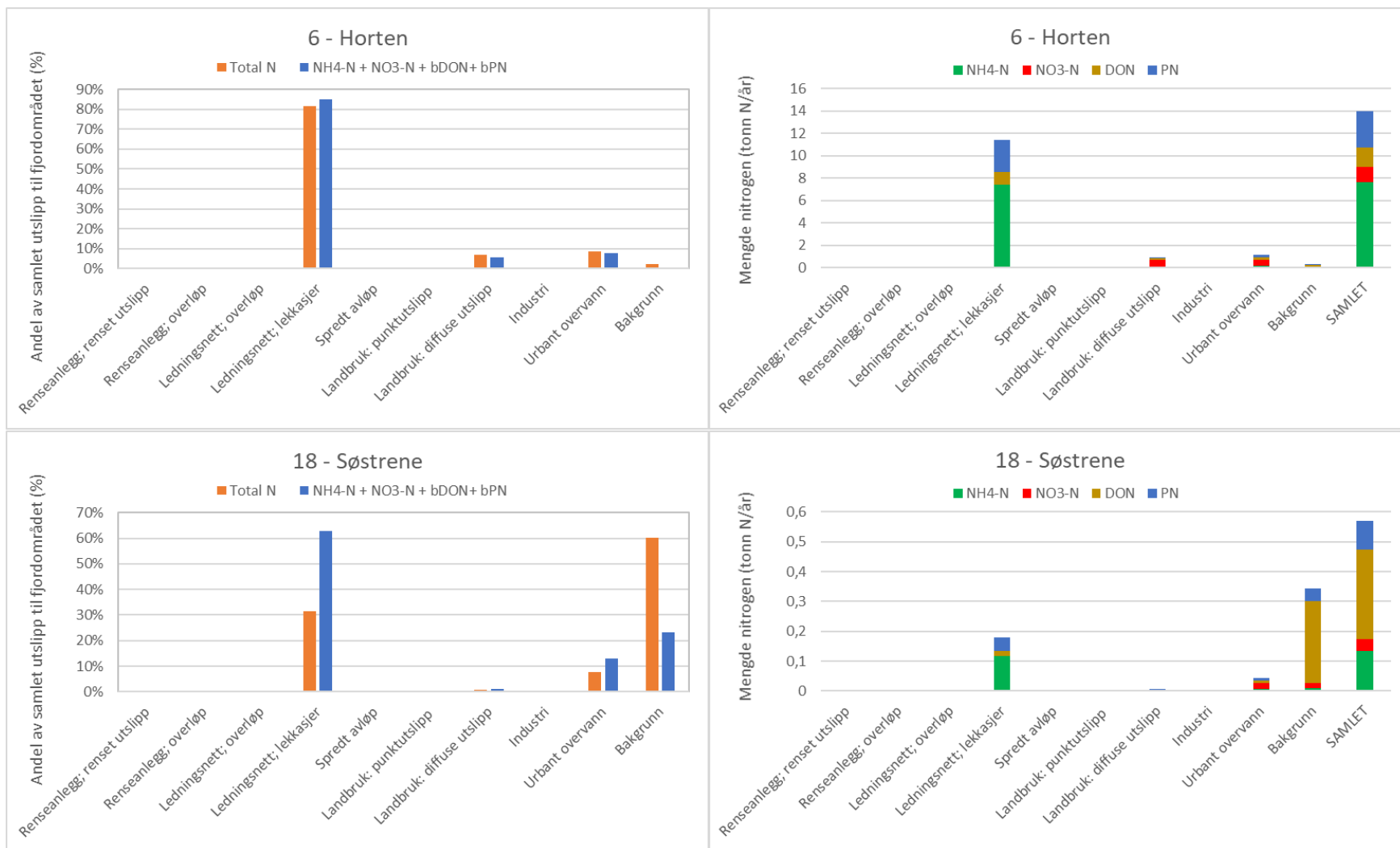
Av disse var det kun Jomfruland hvor tilførslene fra spredt avløp dominerte (se detaljer i **Figur 78**).

8.13.6 Fjordområder der tilførsler via industri dominerer

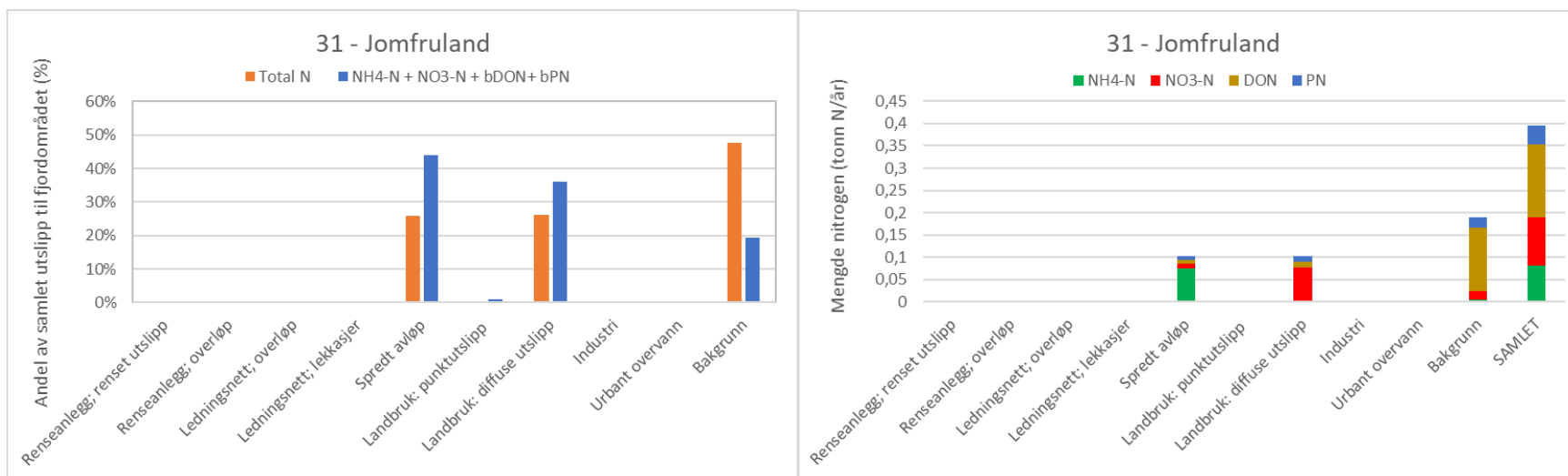
Det er relativt få Industribedrifter i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord med store utslipp av nitrogen, og det er kun i to fjordområder hvor bidraget til biotilgjengelig nitrogen fra industrien utgjør mer enn 5% av de samlede tilførslene til de enkelte fjordområdene:

- Fjordområde 2 – Sandebukta (10,9%)
- Fjordområde 27 – Frierfjorden (29%)

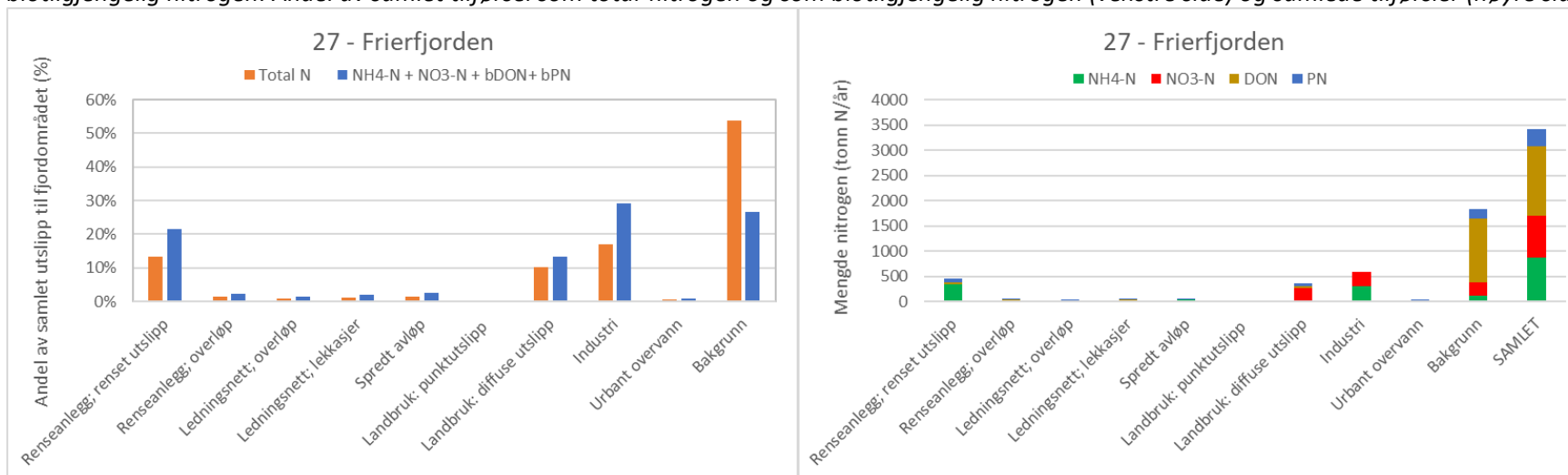
Av disse var det kun Frierfjorden hvor tilførslene fra industrien dominerte (se detaljer i **Figur 78**).



Figur 77. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **lekkasjer på ledningsnett** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



Figur 78. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **spredt avløp** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).

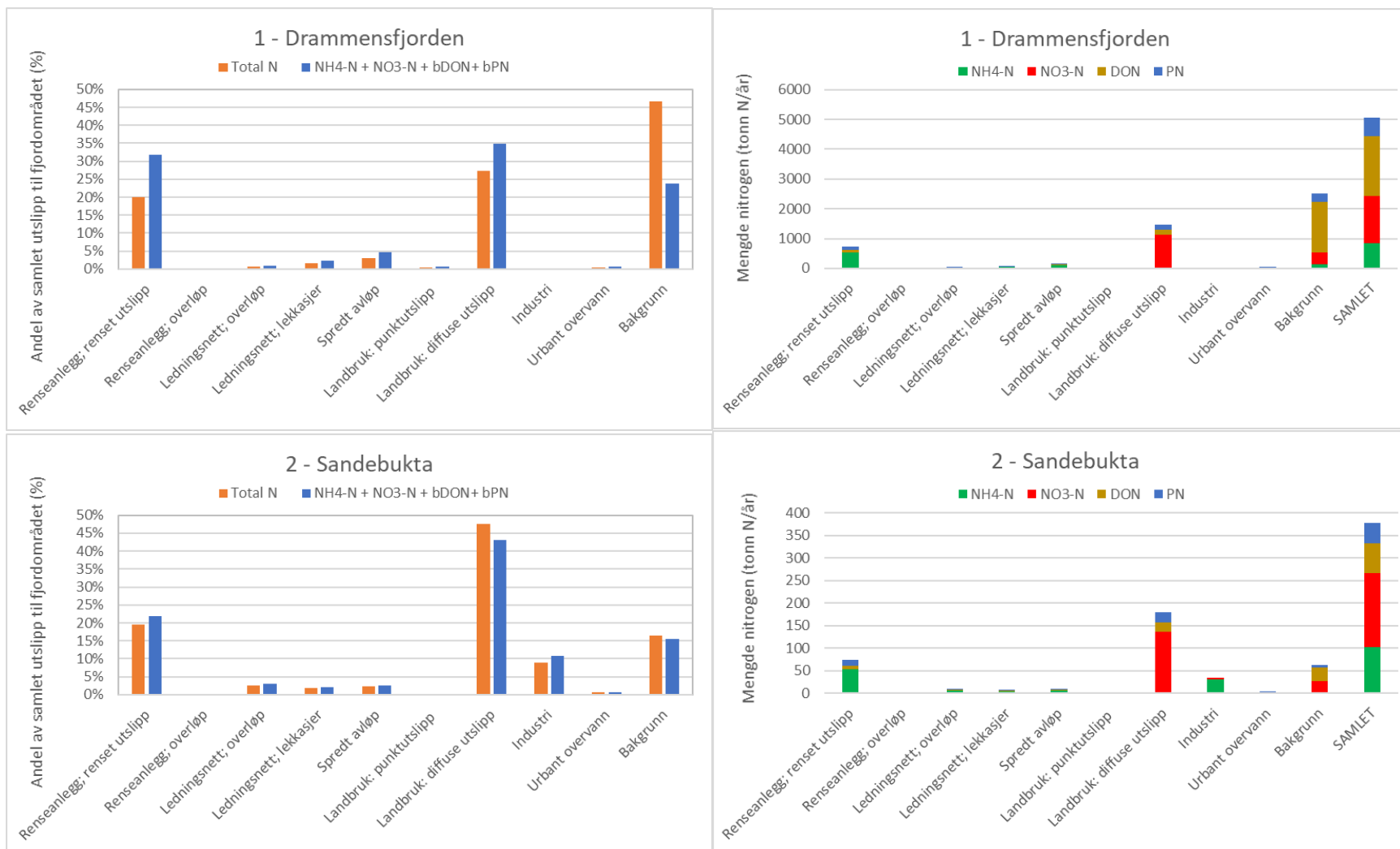


Figur 79. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **industri** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).

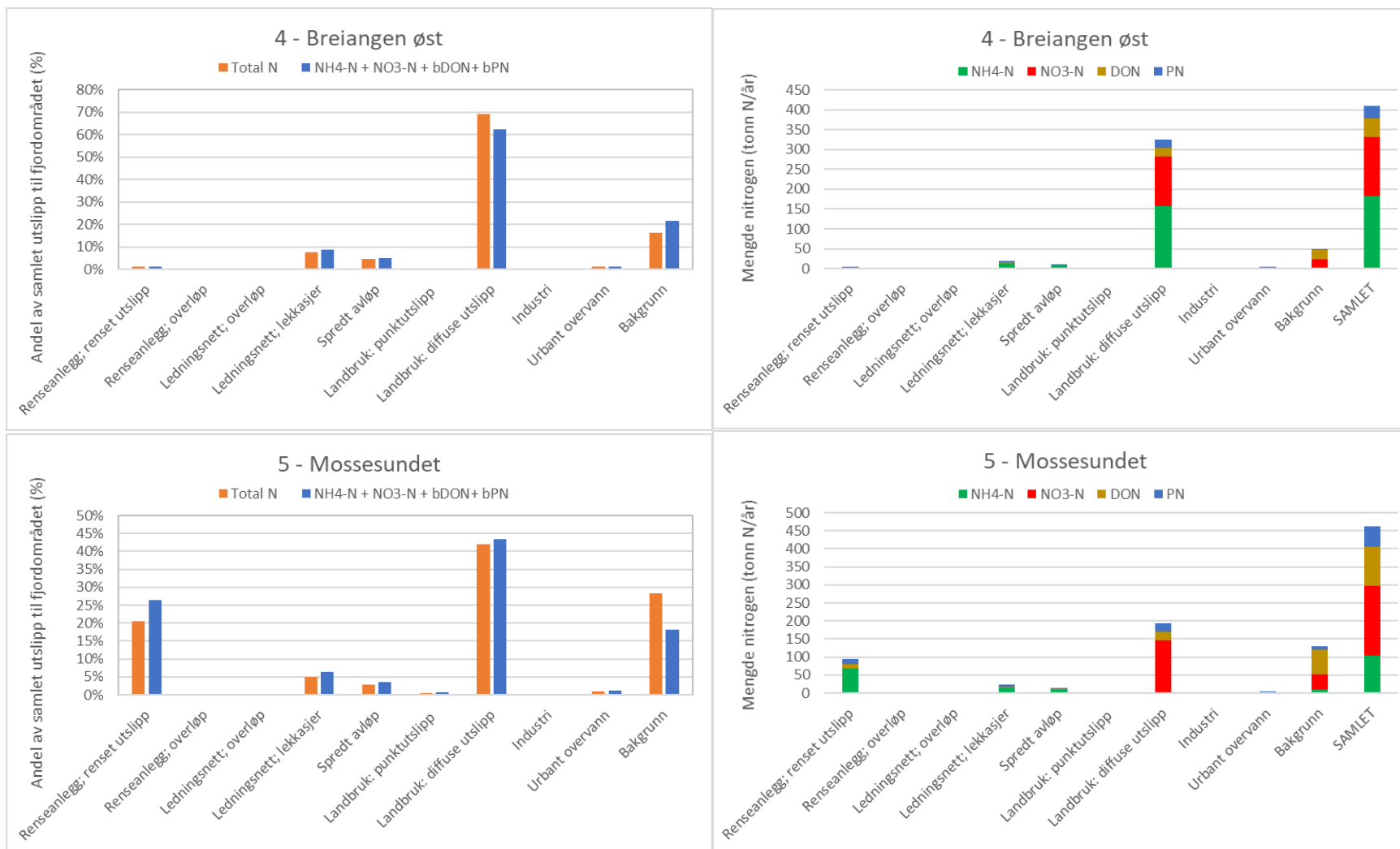
8.13.7 Fjordområder der tilførsler via diffus jordbruksavrenning dominerer

Jordbruksaktivitetene på Østlandet er relativt omfattende og deres bidrag til tilførslene av biotilgjengelig nitrogen var dominerende i hele 19 av de 33 fjordområdene i perioden 2016-2018 (se detaljer i **Figur 80**) (andelen av biotilgjengelig N som diffus jordbruksavrenning bidro med til hvert enkelt fjordområde i parentes):

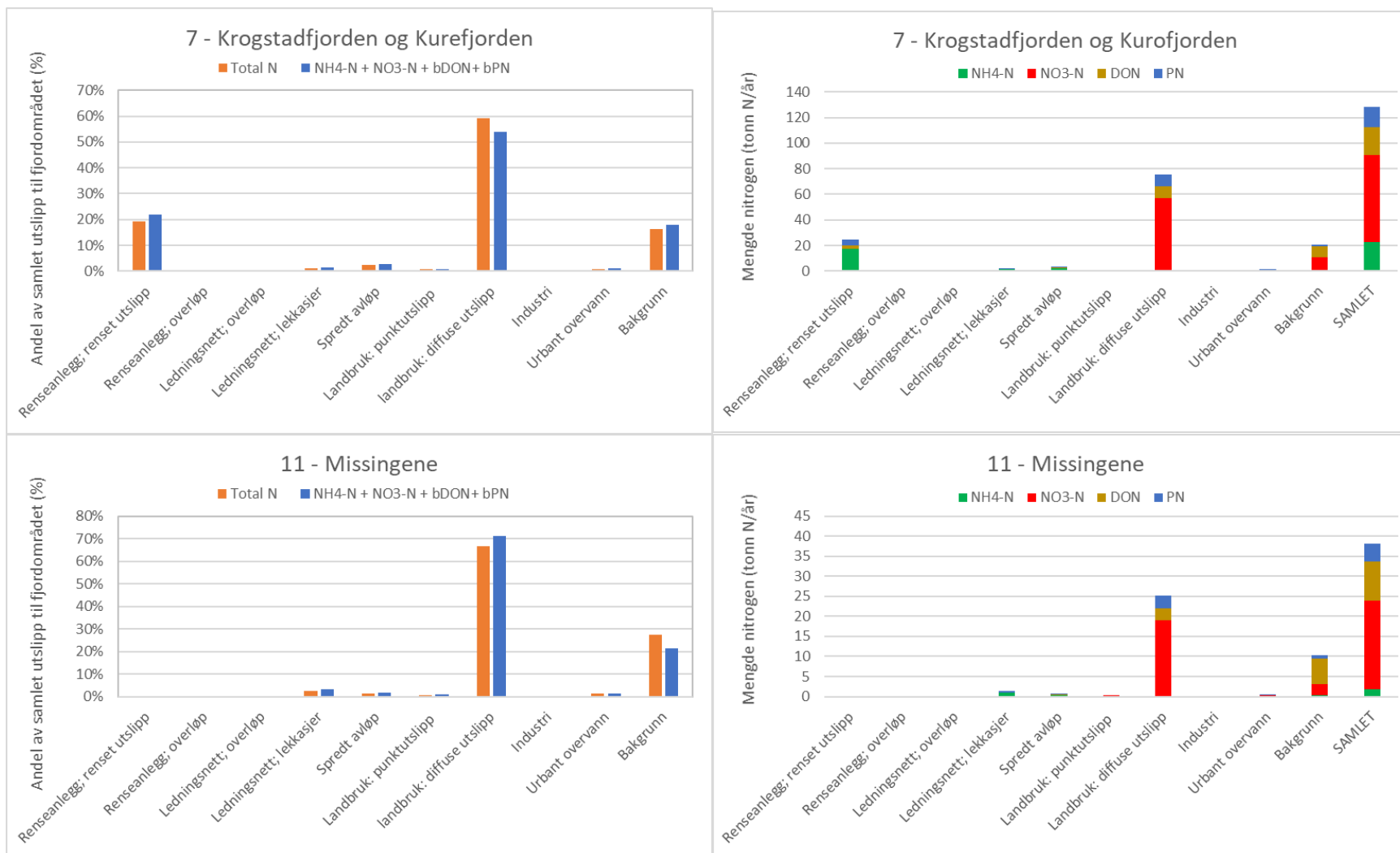
- Fjordområde 1 – Drammensfjorden (35%)
- Fjordområde 2 – Sandebukta (43%)
- Fjordområde 4 – Breiangen øst (62%)
- Fjordområde 5 – Mossesundet (43%)
- Fjordområde 7 – Krogstadfjorden og Kurefjorden (54%)
- Fjordområde 11 – Missingene (70%)
- Fjordområde 12 – Tønsbergfjorden (68%)
- Fjordområde 13 – Iddefjorden (45%)
- Fjordområde 14 – Singlefjorden (67%)
- Fjordområde 15 – Ramsøflaket (49%)
- Fjordområde 16 – Lera (53%)
- Fjordområde 17 – Hunnebunn (72%)
- Fjordområde 19 – Torbjørnskjær (66%)
- Fjordområde 20 – Tjøme (59%)
- Fjordområde 21 – Færder (61%)
- Fjordområde 22 – Mefjorden (56%)
- Fjordområde 24 – Larviksfjorden (44%)
- Fjordområde 25 – Svenner (70%)
- Fjordområde 26 – Langesundbukta (57%)



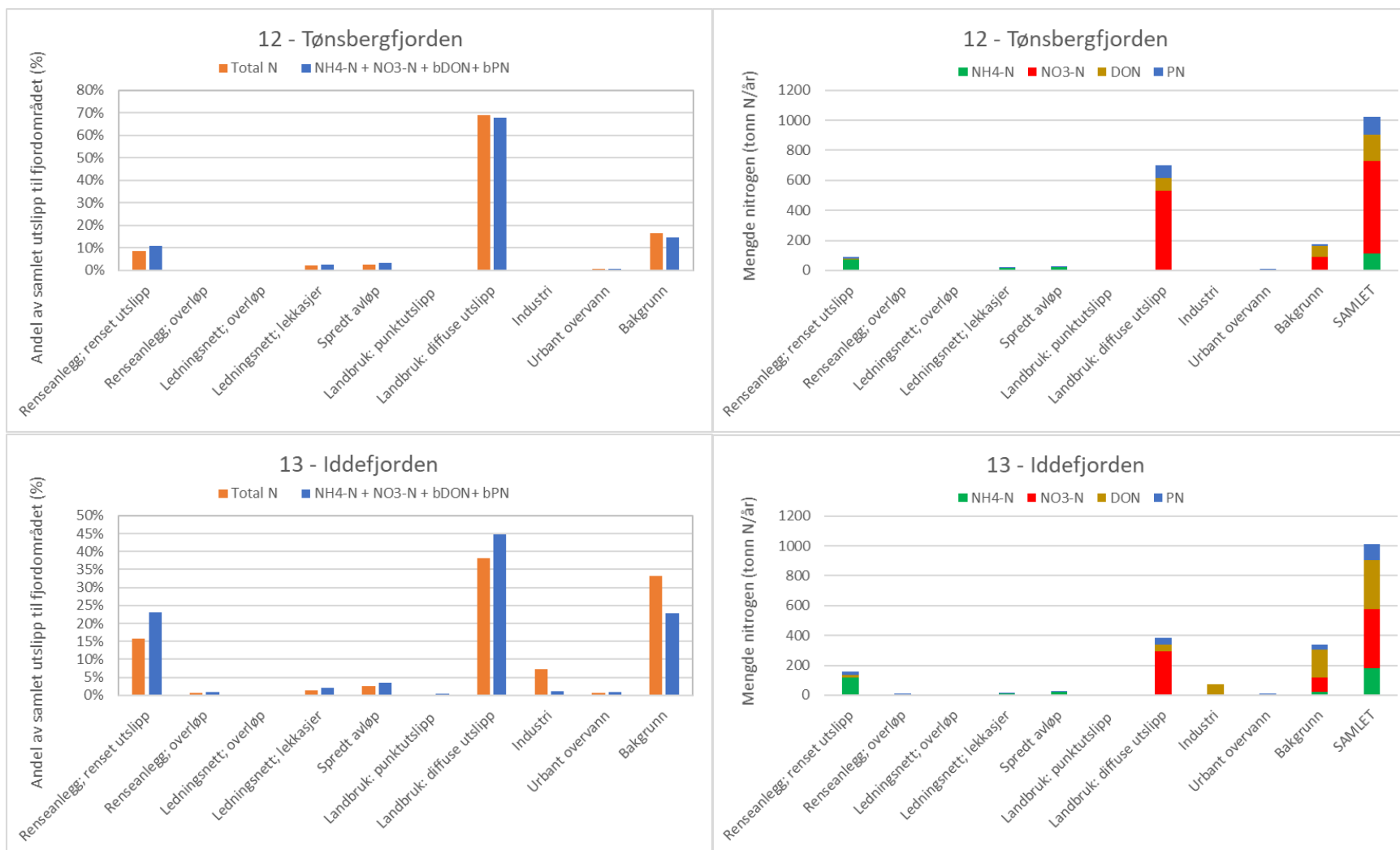
Figur 80. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



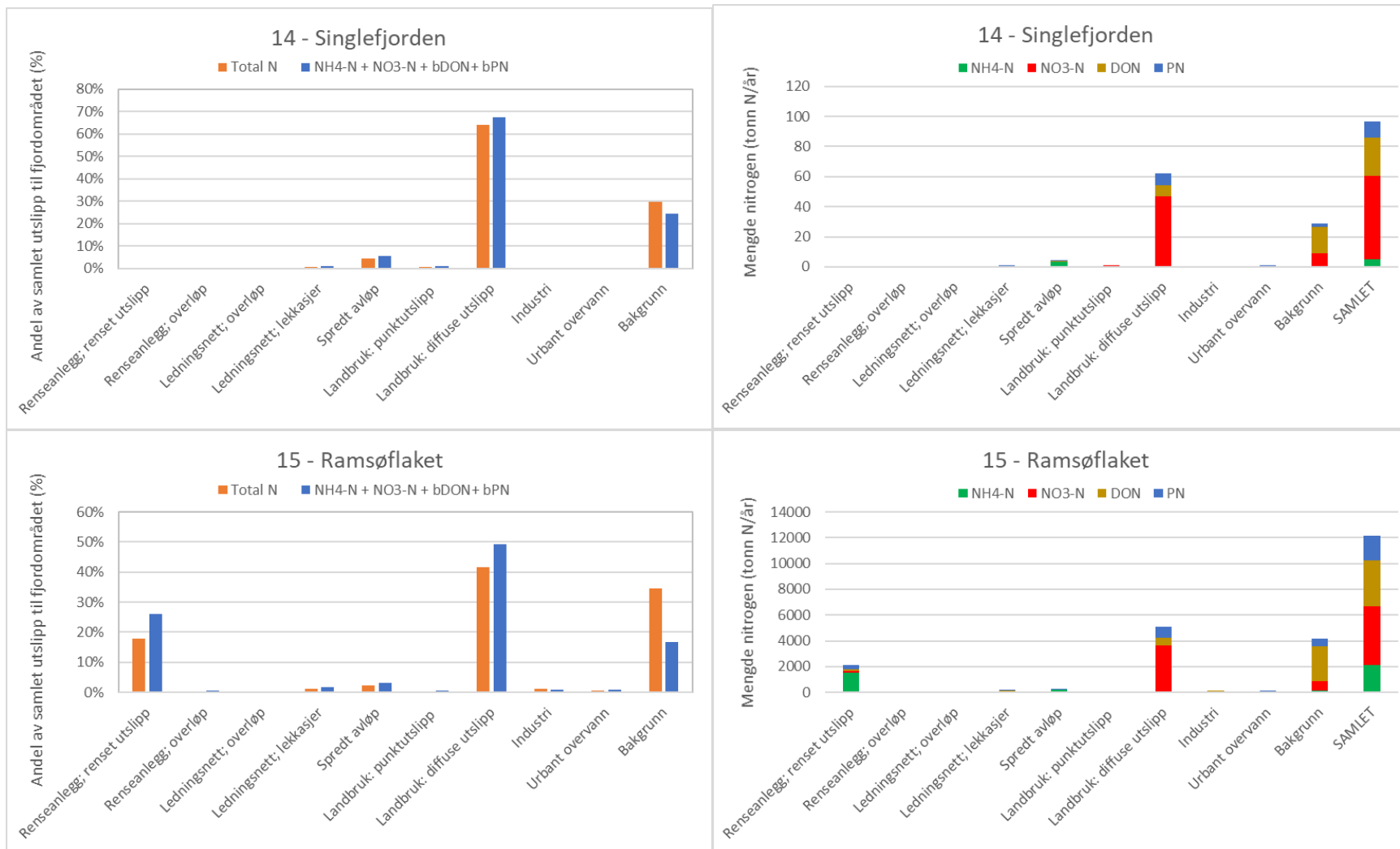
Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



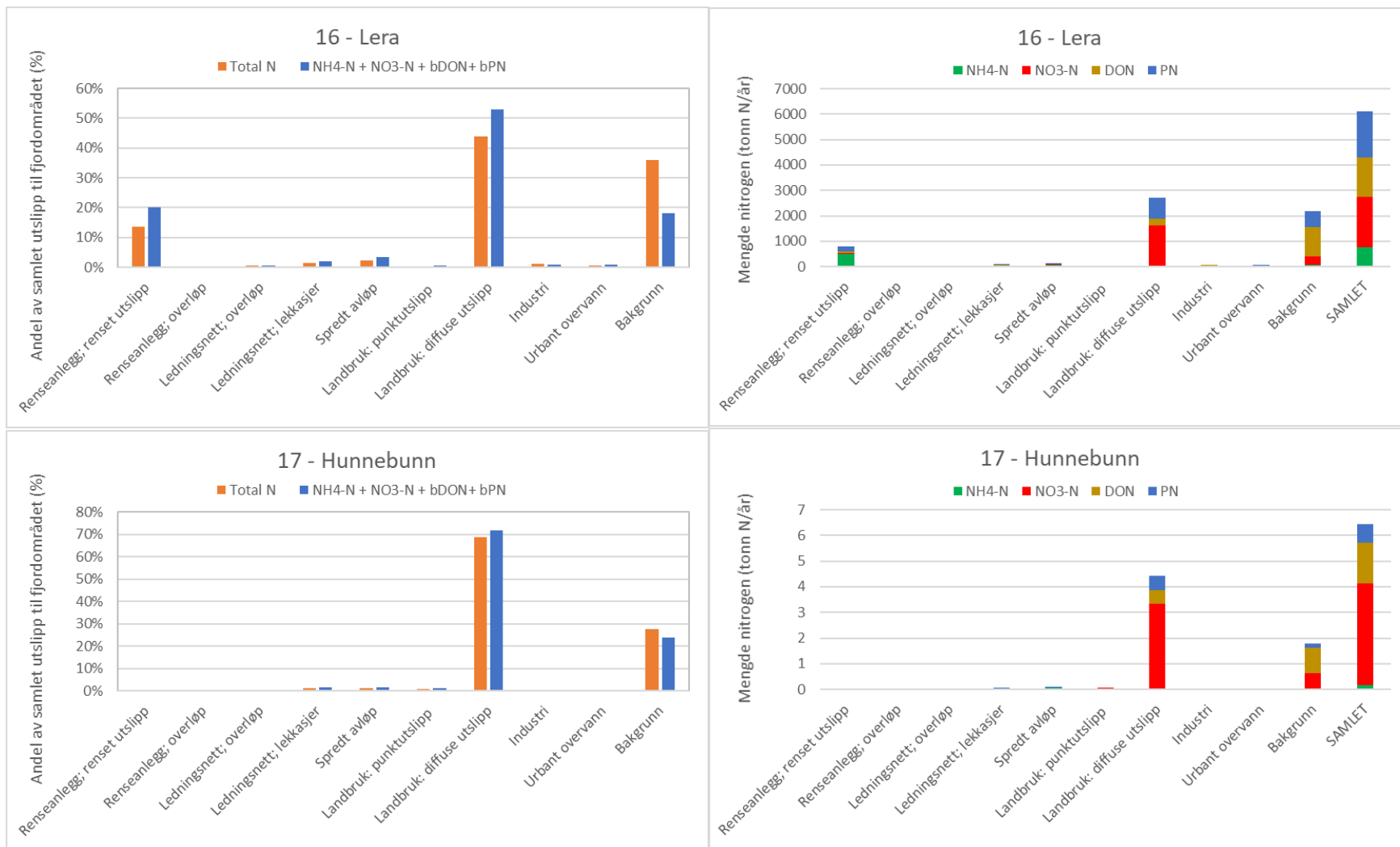
Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



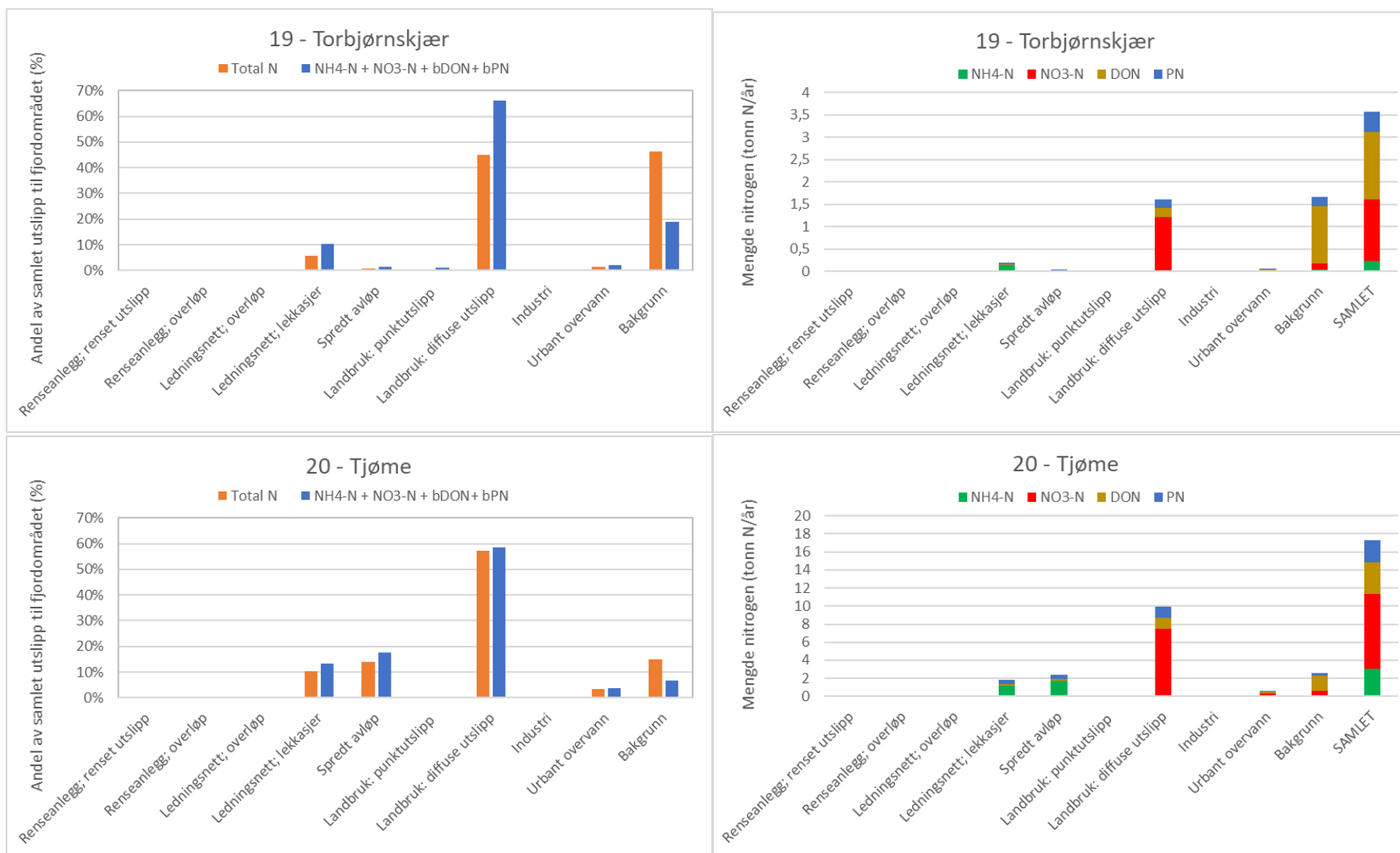
Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



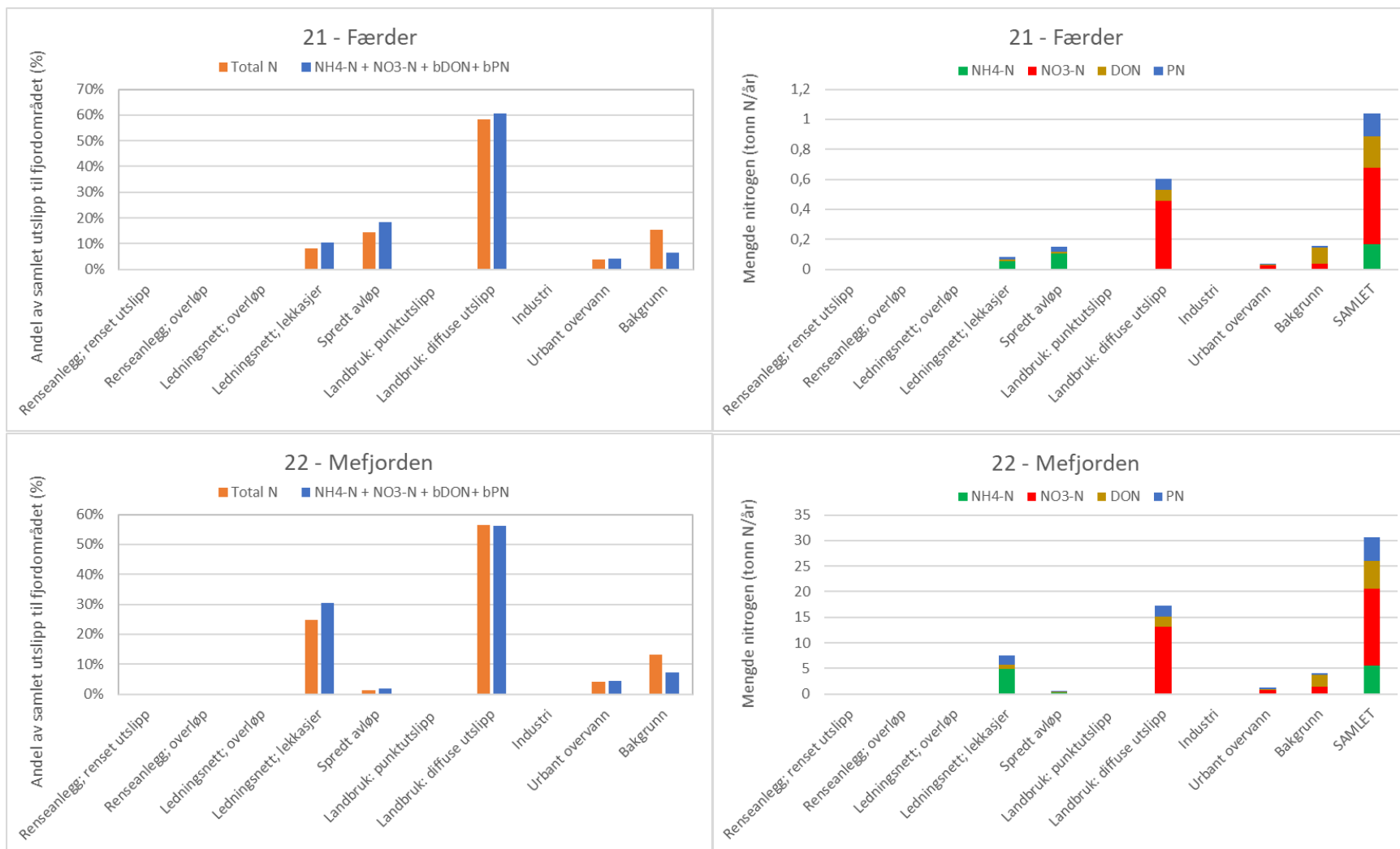
Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



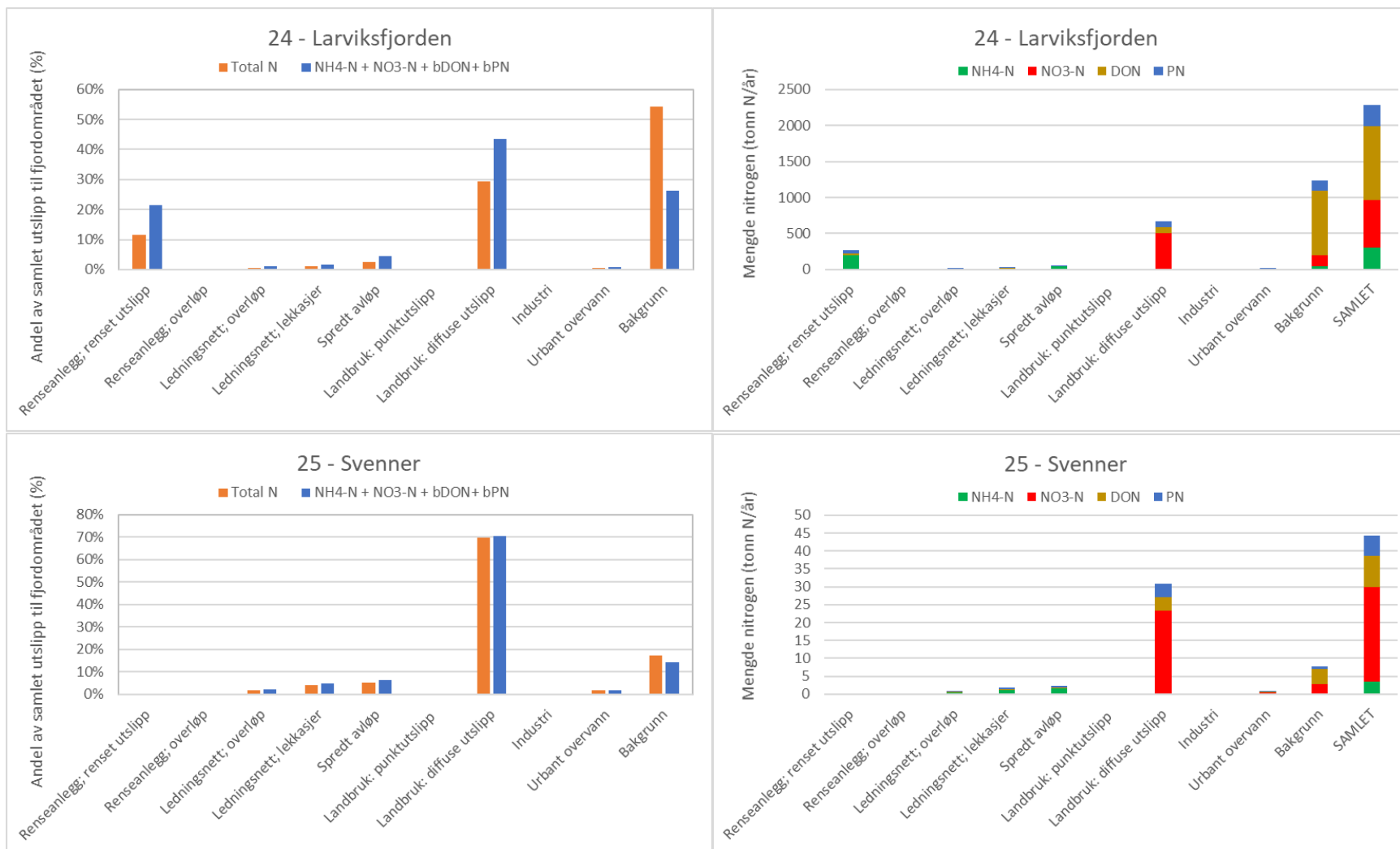
Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



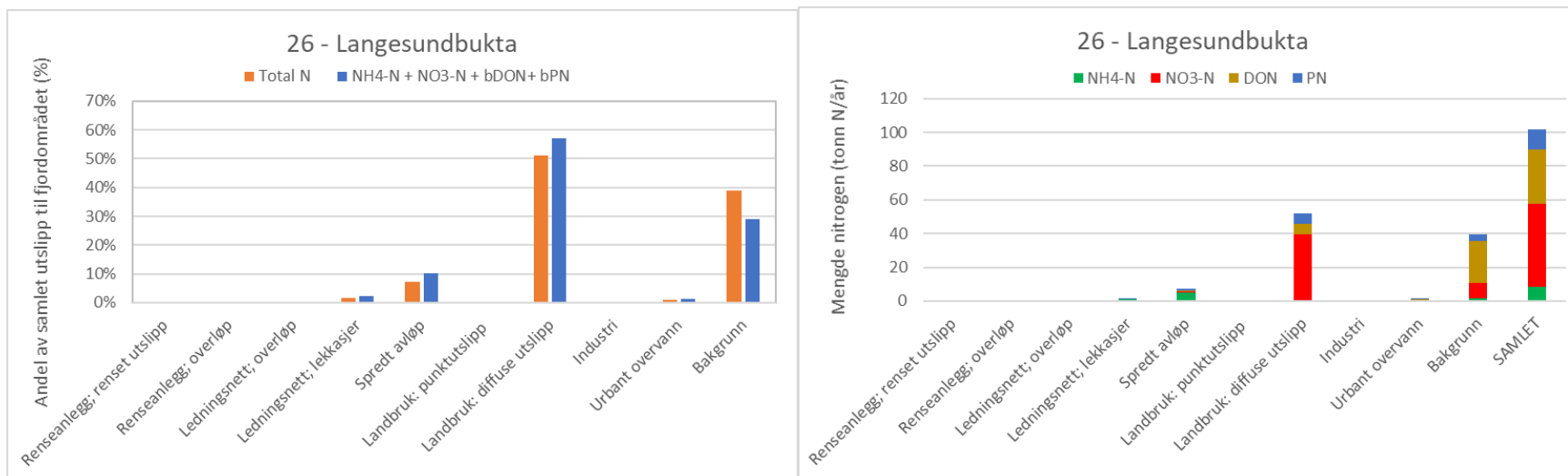
Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).



Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **diffus jordbruksavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).

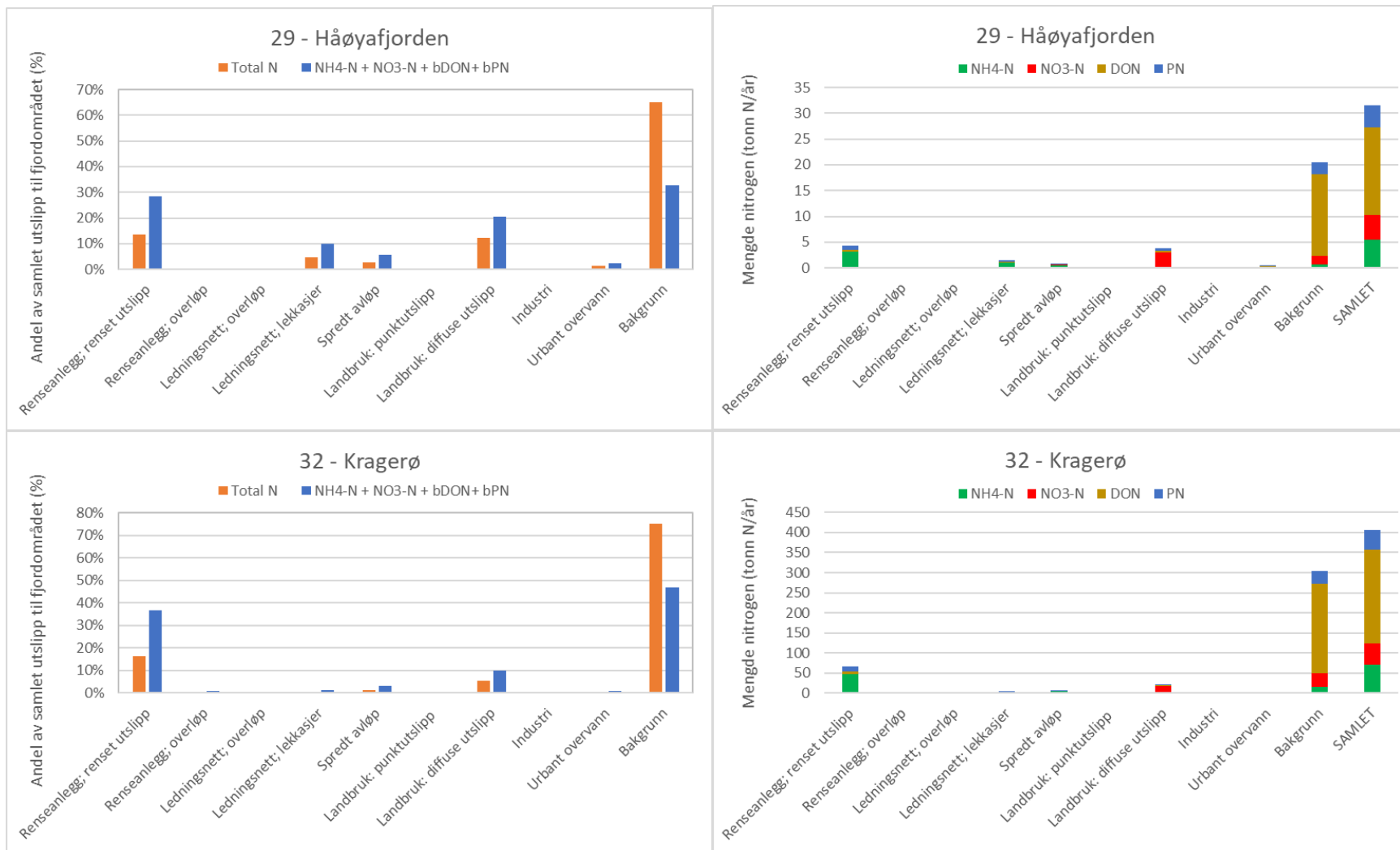


Figur 80 forts. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via diffus jordbruksavrenning dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).

8.13.8 Fjordområder der tilførsler via bakgrunnsavrenningen dominerer

Det er et stort antall fjordområder der belastningen fra bakgrunnsavrenningen basert på total-nitrogen er den dominerende kilden. Men siden en relativt beskjeden andel av dette nitrogenet er antatt å være biotilgjengelig (se diskusjon i **Kapittel 8.12.2**), er det kun i 2 av de 33 fjordområdene hvor bidraget fra bakgrunnsavrenningen til tilførslene av biotilgjengelig nitrogen var dominerende (se detaljer i **Figur 80**) (andelen av biotilgjengelig N som bakgrunnsavrenningen bidro med til hvert enkelt fjordområde i parentes):

- Fjordområde 29 – Håøyafjorden (33%)
- Fjordområde 32 – Kragerø (47%)



Figur 81. Estimerte tilførsler av ulike nitrogenformer fra ulike kilder til fjordområder der tilførslene via **bakgrunnsavrenning** dominerer bidraget til biotilgjengelig nitrogen: Andel av samlet tilførsel som total-nitrogen og som biotilgjengelig nitrogen (venstre side) og samlede tilførsler (høyre side).

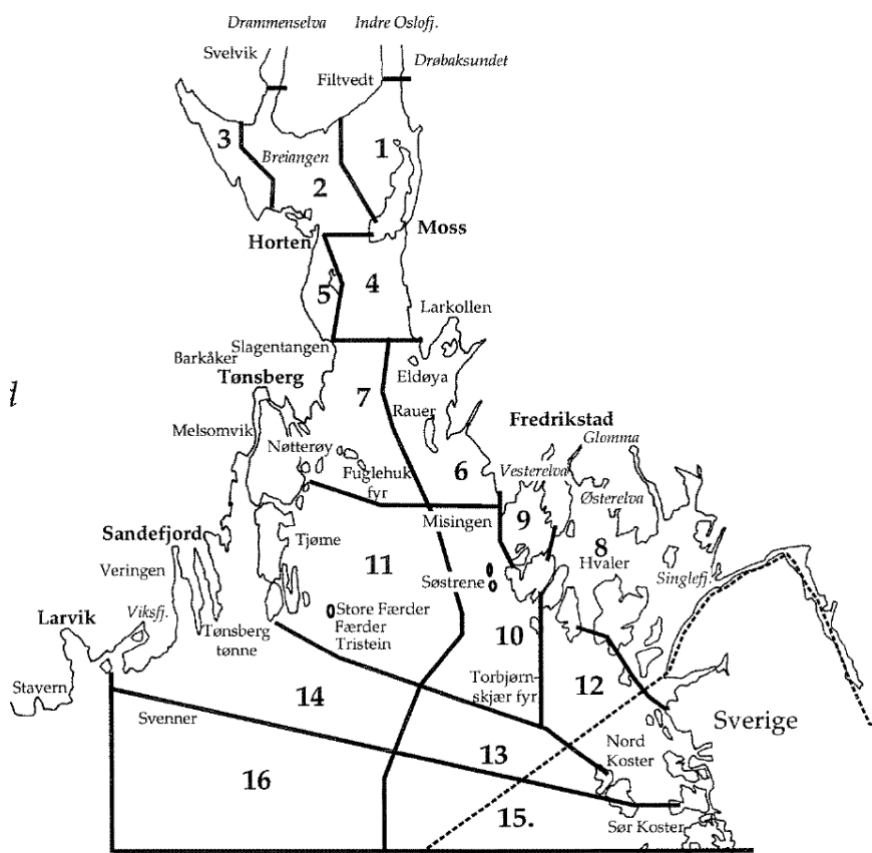
9 Endringer i tilførslene fra land til Ytre Oslofjord siden 1993

9.1 Tilførsler til Ytre Oslofjord i 1993

Bjerkeng (1997) beregnet tilførslene av nitrogen, fosfor og silisium til Ytre Oslofjord for 1993. Disse tilførslene ble brukt som utgangspunkt for å se på virkning av eventuelle utslippsreduksjoner. Som referansetilstand ble det dels sett på et bakgrunnsnivå, uavhengig av antropogene norske kilder, og dels også antatte tilførsler i begynnelsen av dette århundre (ca. 1910) da påvirkningen på fjordsystemet var svært begrenset (Baalsrud et al. 1990).

Beregningen bygget på en oppdatert detaljert oppstilling av lokale utslipp til Ytre Oslofjord for 1993 med data hentet fra TEOTILs database, hvor tilførsler av N og P var splittet opp på de geografiske områdene som den gang ble benyttet (se **Figur 82** og **Tabell 37**), på ulike kildetyper (befolkningen, industri, jordbruk, akvakultur og langtransportert) og på månedsbasis. For arealavrenningen i de store elvene (Dramselva og Glomma) var månedsfordelingen gjort proporsjonal med vannføringen i 1993, for andre kilder var det antatt jevnt fordeling over året. Resultatene av denne beregningen ble brukt som grunnlag i stoffbudsjett- og konsentrasjonsberegningene.

De samlede tilførslene av nitrogen og fosfor til de ulike delene av Ytre Oslofjord i 1993 er oppsummert i **Tabell 38**. Disse er sammenlignet med det antatte bakgrunnsnivået i 1910.



Figur 82. Den geografiske inndelingen av Ytre Oslofjord brukt i utredningen fra 1996 (Bjerkeng, 1997).

Tabell 37. Områdeinndelingen brukt i utredningen fra 1996; se også Figur 82 (Skjoldal m.fl. 1996).

Områdeinndeling 1993		Tilhørende ny områdeinndeling
Nr.	Fjordområde	
-2	Drammensfjorden	1 (100%), 3 (10%)
-1	Indre Oslofjord m/Drøbaksundet	0 (100%), indre Oslofjord ikke dekket
1	Breidangen øst	4 (70%), 5 (100%)
2	Breidangen vest	3 (70%), 6 (100%)
3	Sandebukta	2 (100%), 3 (20%)
4	Moss/Larkollen	8 (50%), 9 (100%)
5	Batsøyrenna	8 (50%)
6	Larkollen/Missingen	7 (100%), 11 (100%)
7	Slagenstangen/Fulehuk	10 (100%), 20 (50%)
8	Hvaler/Singlefjorden (Glomma øst)	13 (100%), 14 (100%), 15 (100%), 17 (100%)
9	Leira (Glomma vest)	16 (100%), 18 (5%)
10	Området rundt Søstrene	18 (85%), 19 (40%)
11	Færderområdet	18 (10%), 20 (95%), 21 (15%)
12	Hvaler/Koster	19 (40%) – ca. 50% ikke dekket
13	Hvalerdypet øst	19 (20%) – ca. 50% ikke dekket
14	Hvalerdypet vest	12 (100%), 21 (65%), 22 (100%), 23 (100%), 24 (35%), 25 (25%)
15	ytre del sørøst	Ikke dekket
16	ytre del sørvest	21 (20%), 25 (25%)
17	Skagerrak (Larviksfjorden)	25 (50%), 26-32 (100%)

Tabell 38. Estimerte samlede tilførsler av nitrogen og fosfor til ulike deler av Ytre Oslofjord i 1993 sammenlignet med de estimerte bakgrunntilførslene i 1910 der det var antatt liten menneskelig påvirkning av tilførslene til Ytre Oslofjord. Data fra Bjerkgeng (1997).

Områdeinndeling 1993		Tilførsler 1993		Bakgrunn (1910)		Forholdstall	
Nr.	Fjordområde	N (tonn)	P (tonn)	N (tonn)	P (tonn)	N	P
-2	Drammensfjorden	4 126	68	1090	75	3,78	0,90
-1	Indre Oslofjord m/Drøbaksundet	3 062	90	653	57	4,69	1,58
1	Breidangen øst	906	58	121	5,7	7,49	10,16
2	Breidangen vest	75	4,4	46	1,4	1,63	3,16
3	Sandebukta	335	22	129	4,6	2,60	4,77
4	Moss/Larkollen	242	12,6	147	5,6	4,99	5,87
5	Batsøyrenna	50	2,1				
6	Larkollen/Missingen	22	0,7				
7	Slagenstangen/Fulehuk	420	17,4				
8	Hvaler/Singlefjorden (Glomma øst)	9 423	338	2350	159	5,56	2,98
9	Leira (Glomma vest)	3 639	136				
10	Området rundt Søstrene	13	1,4	96	2,5	0,36	0,83
11	Færderområdet	21	0,7				
14	Hvalerdypet vest	1 239	38	648	39	4,92	2,65
17	Skagerrak (Larviksfjorden)	1 949	66				
SUM		25 522	854	5 280	351	4,83	2,44

9.2 Sammenligning mellom utslippene fra land i 1993 med perioden 2016-2018

9.2.1 Tilførsler fra land til fjordområdene 1-23

Som det går fram av **Figur 82** og **Tabell 37** var det ikke en fullstendig overlapp mellom området som ble lagt til grunn for utredningen fra 1996 (Bjerkeng, 1997) og området som undersøkes i herværende utredning. Mens utredningen fra 1996 inkluderte indre Oslofjord, stoppet den allerede før Larviksfjorden og inkluderte dermed ikke Numedalslågen, Skiensvassdraget og industrien rundt Frierjorden og heller ikke Kragerøvassdraget. Det er således en relativt god overlapp mellom området som ble undersøkt i 1996 og fjordområdene 1-23 i herværende undersøkelse.

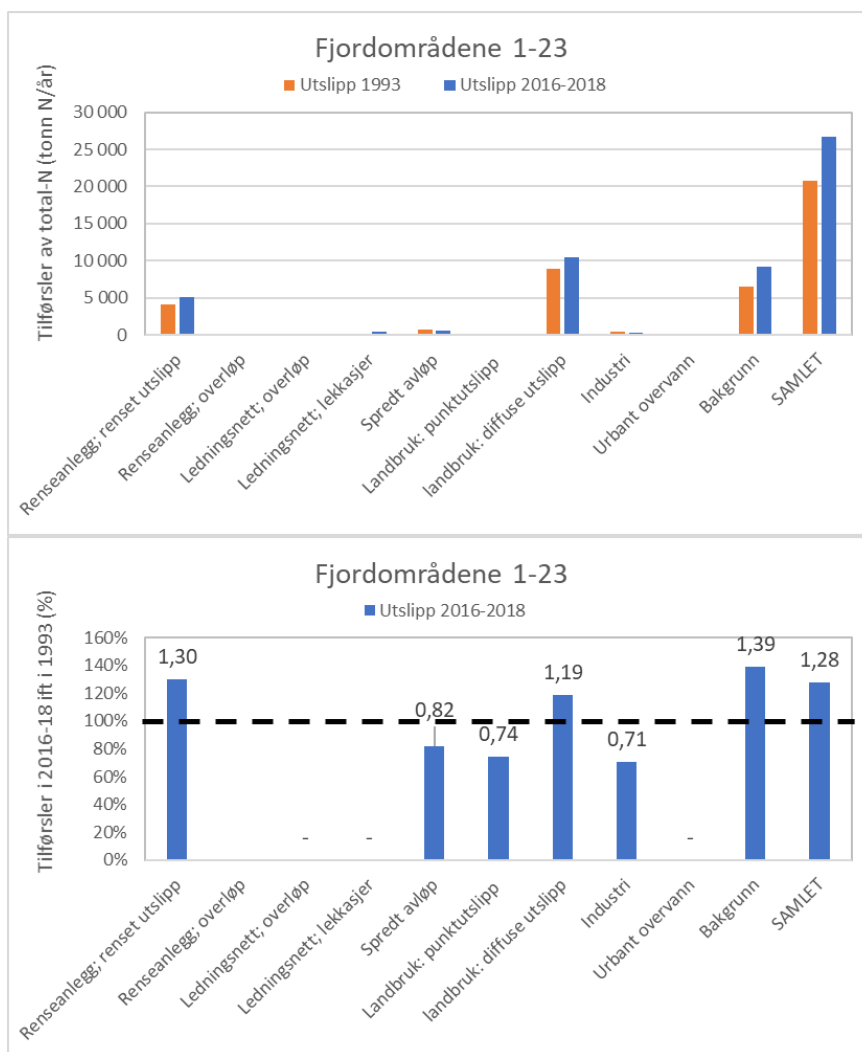
Figur 83 sammenligner tilførslene av total-nitrogen fra de ulike kildene i 1993 med de i perioden 2016-2018. Utredningen fra 1996 skilte ikke mellom rensset utslipp og hva som gikk i overløp, den så heller ikke på utslipp ute på ledningsnettet eller tilførsler via urbant overvann.

Samlet sett har de estimerte utslippene av total-nitrogen økt med ca. 30% siden 1993, noe som primært skyldes tre hovedkilder;

- økte utslipp via rensset avløpsvann (30%)
- økt diffus avrenning fra jordbruket (19%) og
- økt bakgrunnsavrenning (39%).

Disse kildene er kommentert i mer detalj under.

De estimerte tilførslene fra spredt avløp har blitt redusert (18%), det samme har de fra punktutslipp fra jordbruket (26%) og fra industrien (29%), men disse reduksjonene er relativt beskjedne sammenlignet med de samlede tilførslene. Merk at industritilførslene her ikke inkluderer de fra Herøya.



Figur 83. Estimerte tilførsler av total-nitrogen fra ulike kilder i 1993 og i perioden 2016-2018: samlede tilførsler fra hver kilde (øverst), forholdet mellom tilførslene i perioden 2016-218 og i 1993 (nederst). Tilførslene dekker alle overlappende fjordområder (1-23) mellom utredningen i 1996 og herværende utredning.

Økte utslipp via rensset avløpsvann

Tabell 39 viser type avløpsvannbehandling som ble benyttet og samlede årlige utslipp av total-nitrogen fra rensanleggene med direkte utslipp til Ytre Oslofjord i 1995. Tabellen viser også status for disse rensanleggene i perioden 2016-2018. Følgende tendens er tydelig:

- Mange av rensanleggene synes å være lagt ned, dette gjelder spesielt de minste anleggene.
- Renseanleggene har jevnt over fått mer avansert behandling med hovedvekt på kjemisk rensing.
- For de fleste av de gjenværende anleggene har utslippene gått noe eller vesentlig opp.

Årsakene til de økte utslippene skyldes nok i stor grad økt belastning på grunn av økt tilknytning til kommunalt avløp i området. Men det er også flere av anleggene som i dag har eget biogassanlegg, som ytterligere har økt nitrogen-belastningen på anlegget. Se diskusjonen knyttet til dette i **Kapittel 8.5.4** og **Kapittel 8.13.3**.

Samtidig har det kommet til et betydelig antall nye renseanlegg, både med direkte utslipp til Ytre Oslofjord og med utslipp oppe i de respektive vassdragene. Dette igjen er knyttet til en betydelig befolkningsvekst i perioden fra 1993-1995 til 2016-2018 i store deler av området, spesielt i byområdene rundt Oslofjorden (se **Figur 84**). Den samlede befolkningsveksten i kommunene på østsiden av Oslofjorden var på ca. 33%, mens den var på 16-18% i de øvrige kommunene (se **Tabell 40**

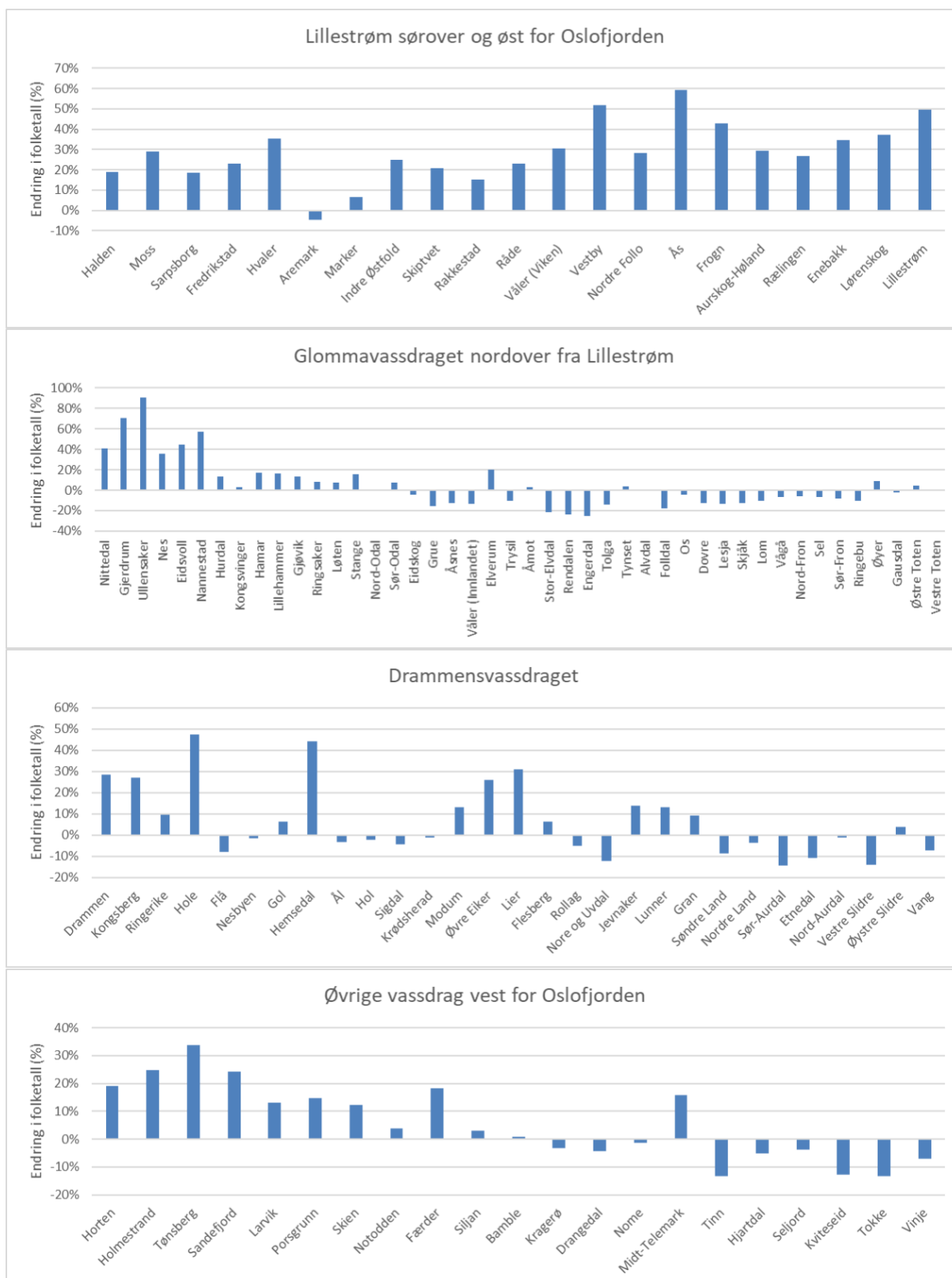
Tabell 39. Direkte utslipp av total-nitrogen fra avløpsrenseanlegg til Ytre Oslofjord i 1995 og 2016-2018. Data fra Bjerkgeng (1997).

Renseanlegg	Status 1995		Status 2016-2018	
	Type rensing	Utslipp tonn N/år	Type rensing	Utslipp m/overløp tonn N/år
Sagene RA	Kjemisk	0,59		Lagt ned?
Rul(l)eto RA	Mekanisk	9,4	Kjemisk	8,8
SFK/Søndre Follo renseanlegg		89 ¹	Kjemisk	122
Kambo RA	Primærfell. ²	46	Kjemisk	90
Fuglevik		151	Kjemisk	189
Hest(e)vold RA		19,8	Kjemisk	25
Engelsviken	Silanlegg	5,0		Lagt ned?
Remmendalen RA	Primærfell. ²	123	Kjemisk	124
Lersbrygga	Silanlegg	18,0	Kjemisk	21
Vammen	Kjem.-biol. ³	0,53		Lagt ned?
Solbergskogen	Silanlegg	20		Lagt ned?
Steinbrygga (Borre) ¹	Silanlegg	2,7		Lagt ned?
Åsgårdstrand	Primærfell. ²	10,1	Kjemisk	17,1
Falkensten	Prim.sed. ⁴	62	Kjemisk	91
Vårnes	Prim.sed. ⁴	26	Kjemisk	48
TAU RA	Prim.sed. ⁴	264	Kjemisk-biologisk	368
Bektuvika	Prim.sed. ⁴	11,5		Lagt ned?
Enga	Prim.sed. ⁴	154		Lagt ned?
Hølen	Prim.sed. ⁴	112		Lagt ned?
SUM		1 124		

1) Utslipp estimert ut fra tettbebyggelse i kommunen. 2) Primærfellingsanlegg 3) Simultanfelling 4) Primærsedimentering 5) Refererer til fjordområdene i **Figur 82**.

Tabell 40. Samlet befolkningsvekst fra 1993 til 2018 i kommunene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Data fra statistikkbanken, SSB.

Område	Befolkningstall		
	1993	2018	Endring
Lillestrøm sørover og øst for Oslofjorden	433 045	574 483	32,7%
Glommavassdraget nordover fra Lillestrøm	392 773	456 350	16,2 %
Drammensvassdraget	268 252	316 321	17,9%
Øvrige vassdrag vest for Oslofjorden	355 395	412 968	16,2%



Figur 84. Befolkningsutvikling fra 1993-1995 til 2016-2018 i områdene som ligger innenfor nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Data fra statistikkbanken, SSB.

Økt diffus avrenning fra jordbruket

TEOTIL ble benyttet til estimeringen av tilførsler av total-nitrogen via diffus avrenning fra jordbruket både i 1993 og i 2016-2018, men datagrunnlaget fra JOVA-feltene og dermed de årlige koeffisientene som benyttes i beregningene har blitt mer robuste i mellomtiden (se også diskusjon i **Kapittel 8.10.1**). I hvilken grad økningen på 19% i samlede tilførsler fra diffus jordbruksavrenning over denne tidsperioden er reell, er derfor vanskelig å stadfeste.

Det er etablert en lang rekke fangdammer for å tilbakeholde næringsalter i den diffuse avrenningen fra jordbruket. I 2000 ble det bygget en fangdam knyttet til JOVA-testfeltet Skuterud på Ås. Resultatene herfra har antydnet at fangdammene ser ut til å fange opp ca. halvparten av det suspenderte materialet, ca. 20-25% av total-fosfor, men så å si ikke noe total-nitrogen. Se **Tabell 41**.

Tabell 41. Målesultater for suspendert stoff, total-fosfor og total-nitrogen fra fangdam ved Skuterudfeltet på Ås. Resultatene er basert på vannføringsproporsjonale snittverdier for innløp til og utløp fra fangdammen over periodene 2003-2017 og 2017-2018. Basert på Hauken m.fl. (2020).

Parameter	Innløp og utløp fangdam				Reduksjon (%)	
	Snitt 2003-2017		Snitt 2017-2018		2003-2017	2017-2018
	Inn	Ut	Inn	Ut		
Suspendert stoff (mg/L)	176	93	132	64	47%	52%
Total-fosfor (µg/L)	374	280	319	252	25%	21%
Total-nitrogen (mg/L)	5,9	5,7	7,0	6,9	2%	1%

Økt bakgrunnsavrenning

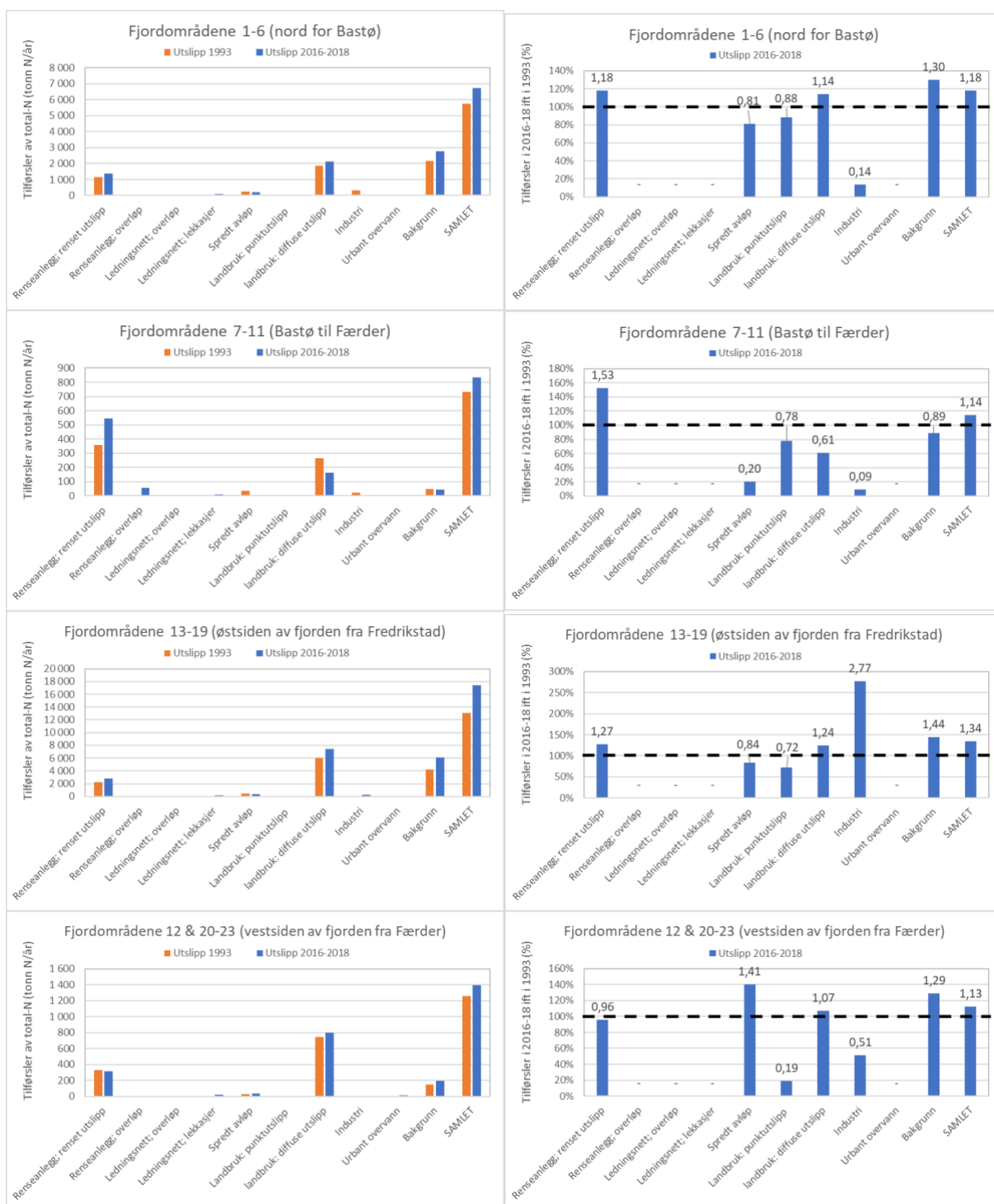
Før 2004 ble bakgrunnsavrenningen angitt som helt stabil. Fra og med 2004 ble det utarbeidet et nytt sett med koeffisienter for bakgrunnsavrenningen, som da også ble gjort avhengige av hvor mye vann som rant av i løpet av et år (Selvik m.fl., 2007). Dette resulterte i en stor tallmessig reduksjon i bakgrunnsavrenningen av fosfor og nitrogen i alle områder f.o.m. 2004. Dette representerte altså ikke reelle endringer i naturen.

Samtidig har man også sett en nedgang på 25-30% i avsetningen av langtransportert NO_x fra kontinentet (EMEP, 2020), og en samlet nedgang i NO_x-utslipp fra norske husholdninger og næringer (statistikkbanken SSB, ikke vist). Utslippene av ammoniakk fra jordbruket har vært relativt stabil i hele perioden se **Kapittel 8.10.4**). Data fra RID 1990-2019 viser en signifikant økende trend i Tot-N transport i Glomma; Drammenselva og Numedalslågen (Braaten et al. 2020). Man har også sett en økning i avrenningen av humus, som antyder at den ikke-biotilgjengelige andelen av nitrogen i bakgrunnsavrenningen kan ha økt (de Wit m.fl., 2016).

En sammenligning av estimatene fra 1993 og fra 2016-2018 antyder likevel en betydelig økning (39%) i bakgrunnsavrenningen siden 1993, er det grunn til å sette spørsmålstejn ved datagrunnlaget som ble brukt til å estimere bakgrunnsavrenningen i 1993. Det er ikke gjort nærmere undersøkelser for å avdekke eventuelle svakheter.

9.2.2 Tilførsler fra land til ulike deler av Ytre Oslofjord

Figur 85 sammenligner de estimerte tilførslene i 1993 med de i perioden 2016-2018 for fire ulike større delområder av Ytre Oslofjord; områdene sør til Bastø (fjordområdene 1-6, dvs. uten Drøbakksundbassenget), områdene mellom Bastø og Færder (fjordområdene 7-11), områdene på østsiden av fjorden sørover fra Fredrikstad og områdene på vestsiden av fjorden sørover fra Færder.



Figur 85. Estimerte tilførsler av total-nitrogen fra ulike kilder i 1993 og i perioden 2016-2018 til fire ulike områder av Ytre Oslofjord: samlede tilførsler fra hver kilde (til venstre), forholdet mellom tilførslene i perioden 2016-218 og i 1993 (til høyre); **øverst** – områdene sør til Bastø (fjordområdene 1-6, dvs. uten Drøbakksundbassenget); **nest øverst** – områdene mellom Bastø og Færder (fjordområdene 7-11); **nest nederst** – områdene på østsiden av fjorden sørover fra Fredrikstad; **nederst** – områdene på vestsiden av fjorden sørover fra Færder.

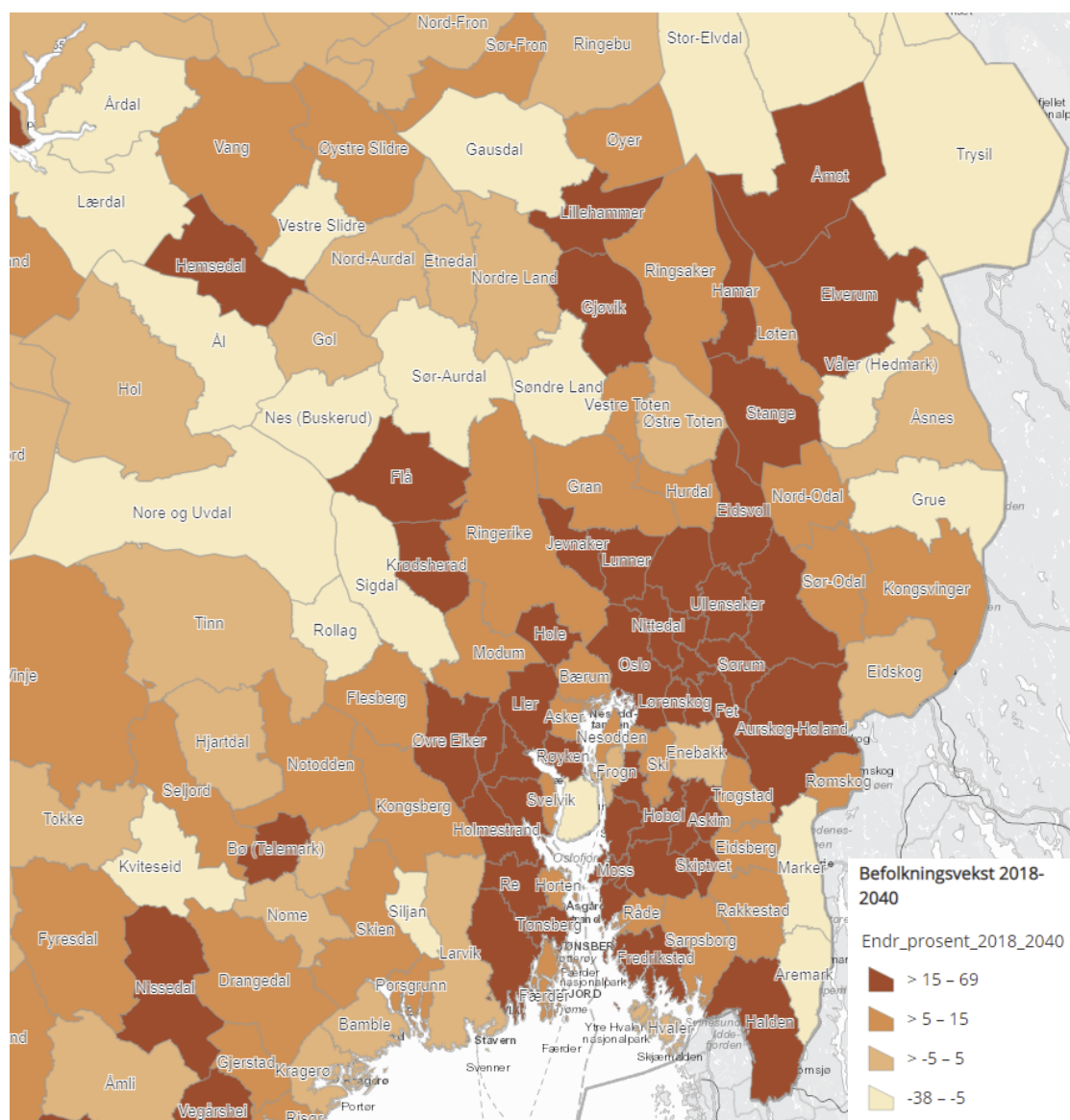
De tre første områdene gjenspeiler til en relativt stor grad forholdene slik de var for hele området som dekker fjordområdene 1-23 (**Figur 83**), med unntak av tilførslene fra industrien. For området nord for Bastø var tilførslene fra industrien kun 14% av det de var i 1993, sannsynligvis mye grunnet at flere større bedrifter er lagt ned i området (bl.a. cellulosefabrikken Södra Cell på Tofte). Det samme gjelder for området mellom Bastø og Færder, der industritilførslene i 2016-2018 kun var på 9% av det de var i 1993. På østsiden har fjorden fra og med Fredrikstad har tilførslene fra industrien blitt nesten tredoblet over denne perioden. Hvilke bedrifter dette skyldes er ikke undersøkt nærmere.

For det siste området, vestsiden av fjorden sørover fra Færder, var utslippene fra rensesanleggene i samme størrelsesorden i 1993 som i 2016-2018, mens utslippene fra spredt avløp har økt en hel del (ca. 40%). Dette skyldes mest sannsynlig den store utbyggingen av hytter/landsteder i dette nedbørsfeltet.

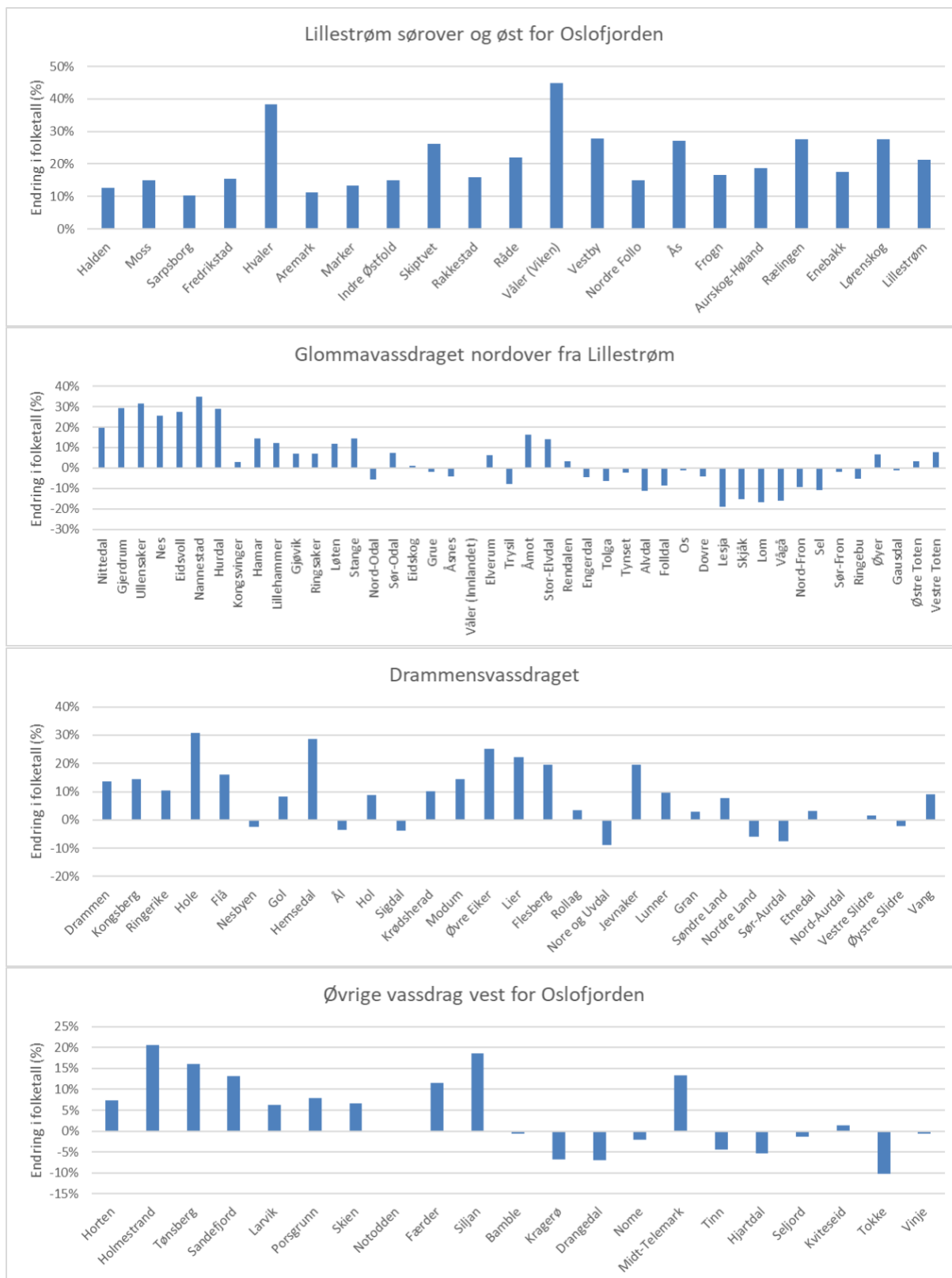
10 Utslippsscenario for perioden fram til 2050

10.1 Forventet befolkningsvekst og belastning på renseanleggene

I løpet av 25-årsperioden fra 1993 til 2018 økte den samlede befolkningen i kommunene på østsiden av Oslofjorden med ca. 33%, mens den økte med ca. 16-18% i de øvrige kommunene (se **Tabell 40**). Framskrivningene som statistisk sentralbyrå (SSB) har gjort for 30-årsperioden 2020 til 2050 antyder at befolkningsveksten vil fortsette, men i noe mindre grad enn den forutgående 25-årsperioden; 9-18% for de enkelte områdene og ca. 13% for hele regionen samlet (se **Tabell 42**). **Figur 86** illustrerer den forventede befolkningsveksten i kommunene i perioden 2018 til 2040, mens **Figur 87** viser den forventede relative økningen i befolkningstallet i de enkelte kommunene som ligger innenfor nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord for perioden 2020-2050.



Figur 86. Illustrasjon av forventet befolkningsvekst i perioden fra 2018 til 2040 i hoveddelen av området som ligger innenfor nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Fra: Befolkningsframskrivninger, SSB.



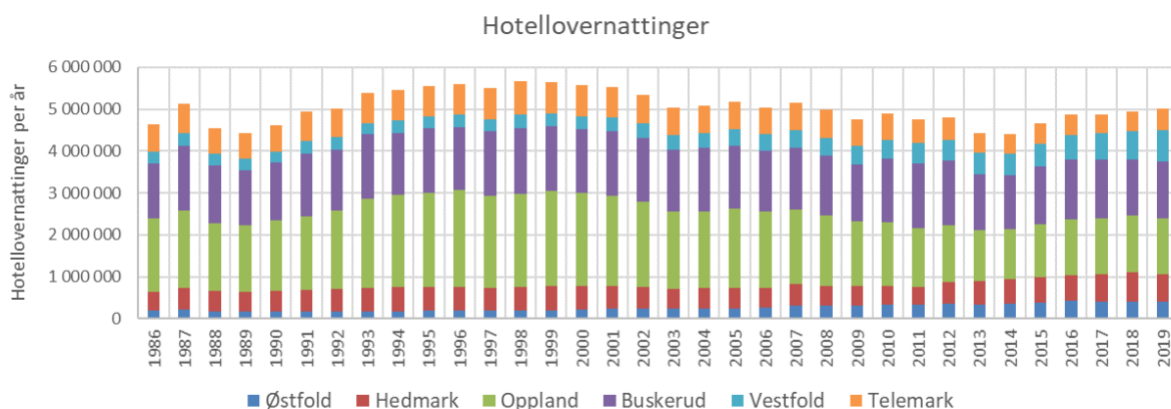
Figur 87. Forventet befolkningsendring i perioden fra 2020 til 2050 i kommunene som ligger innenfor nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Data hentet fra statistikkbanken, SSB.

Tabell 42. Samlet forventet befolkningsvekst fra 2020 til 2050 i kommunene i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Data fra statistikkbanken, SSB.

Område	Befolkningstall		
	2020	2050	Endring
Lillestrøm sørover og øst for Oslofjorden	587 566	695 238	18,3%
Glommavassdraget nordover fra Lillestrøm	464 212	518 785	11,8%
Drammensvassdraget	318 984	359 215	12,6%
Øvrige vassdrag vest for Oslofjorden	416 661	453 844	8,9%
Samlet	1 787 423	2 027 082	13,4%

I utgangspunktet vil man kunne forvente en tilsvarende økt belastning på de kommunale og interkommunale avløpsrensaneanleggene. Det er ellers mange faktorer som kan ha stor betydning for den faktiske reelle belastningen på rensaneanleggene og hvordan utslippene herfra vil endres, for eksempel:

- Oppgradering av de kommunale og inter-kommunale avløpsrensaneanleggene til å tilfredsstillе BOF₅-kravet til sekundærrensing.
- Framtidig etablering av biogassanlegg og håndteringen av rejektivannet herfra (j.fr. **Kapittel 8.5.4**)
- Tilkobling av spredt avløp til kommunale avløpsledninger som et ledd i å rydde opp i disse.
- Etter hvert som fremmedvannmengden på spillvannsnettet reduseres ved målrettede tiltak (avskjæring av overvann, frakobling av taknedløp, oppretting i feilkoblinger, økt fornyelsestakt av ledningsnettet osv.) vil sannsynligvis mengdene av urensset kommunalt avløpsvann som går i overløp reduseres, samtidig som konsentrasjonene i avløpsvannet øker med påfølgende potensielt økt rensesgrad. På den andre siden vil avløpsvannet som lekker ut også være mer konsentrert.
- Antall gjestedøgn på hoteller kan ha stor betydning da gjestene gjerne kommer utenfra/langveisfra, samtidig som belegget på mange hoteller er meget sesongpreget. Samlet sett for hele regionen har antallet hotellovernattinger per år vært relativt stabilt siden midten av 1980-tallet (se **Figur 88**), men lokalt kan endringene likevel ha vært betydelige.



Figur 88. Antall årlige hotellovernattinger i regionen i perioden 1986-2019. Kilde: Statistikkbanken, SSB.

11 De viktigste funnene i rapporten

I denne rapporten var oppdraget å svare på følgende spørsmål:

1. *Hvordan er dagens økologiske miljøtilstand i ulike deler av fjorden, og hvordan har dette endret seg de siste 25 årene?*
2. *Hvor stor er tilførsler av nitrogen til fjorden, og hvordan har dette endret seg de siste 25 årene? Og hvordan vil videre befolkningsvekst påvirke tilførslene?*
3. *Er det behov for å redusere tilførselen av nitrogen til fjorden, og er det deler av fjorden hvor dette behovet er større enn andre steder?*

I dette kapitlet vil vi svare på spørsmål 1 og 2. Det siste spørsmålet blir diskutert i kapittel 12.

11.1 Dagens økologiske tilstand

Dette ble beskrevet i kapittel 4 (om oksygenforholdene), kapittel 5 (om biologiske forhold) og kapittel 6 (om forekomst av nitrogen i vannmassen).

I Ytre Oslofjorden er det en rekke terskelfjorder hvor det regelmessig oppstår anoksiske forhold. Disse er Kilsfjorden, Eksefjorden, Frierfjorden, Håøyafjorden, Horten havn, Drammensfjorden, Hunnebunn og Iddefjorden. Disse områdene er svært sårbare, og enhver økning av tilførsler, inkludert tilførsel av nitrogen, vil forverre forholdene. I Hunnebunn og Iddefjorden er forholdene alvorlige, og tilførsel av næringsrikt vann fra det oksygenfrie bunnvannet kan knyttes til masseoppblomstring av trådalger på strendene og algeoppblomstring i sprangsjiktet. Allerede før spørsmålet om behovet for reduksjon av nitrogentilførsler diskuteres, så kan det konkluderes med at det så raskt som mulig bør gjøres et krafttak for å redusere tilførsel av både nitrogen, fosfor og organisk stoff til disse to områdene.

Breiangen, som er sterkt påvirket av tilførsel fra Drammensfjorden, er et åpent område innerst i den sentrale delen av Ytre Oslofjord. Her er det et område på over 3 km² hvor oksygenforholdene er moderat eller dårligere. I de dypeste delene av dette området er oksygenforholdene nær å klassifiseres som «svært dårlig». Når oksygenforholdene i åpne områder er så lave, så er det et tydelig tegn på at tålegrensene for tilførsel til fjorden er nådd. Ytterligere økning av tilførslene, vil føre til at oksygenforholdene forverres ytterligere. I dette området har tilstandsklassen for planteplankton gått fra «god» i perioden 2003-2008, til «moderat» i perioden 2018-2020. Den økte organiske belastningen dette medfører bidrar til å forklare de forverrede oksygenforholdene, og dette kan videre knyttes til en økning i næringssalter på vinteren.

Sommeren 2019 ble det også observert oksygenforhold i klassen «moderat» på bunn helt ute ved Torbjørnskjær. En økning av forholdet mellom C og N i sedimentene tyder på at dette mest sannsynlig skyldes økt tilførsel av terrestrisk organisk materiale. Det har vært en tydelig negativ trend i oksygenforholdene fra Breiangen og ut til Torbjørnskjær.

For mengden klorofyll-a, som er et mål på mengden planteplankton, har det generelt vært en nedadgående trend for verdiene i sommersesongen, og tilstanden er generelt sett god i overflatelaget (2 m dyp). Dette kan skyldes nedgang i tilførsel av fosfor, men bildet kan også være påvirket av at det mangler data om våroppblomstringen. I Breiangen er trenden for sommerkonsentrasjonene svakt

nedadgående, mens sett over hele vekstsesongen er det, som nevnt over, en økning i mengden klorofyll-a. Forholdene i sommersesongen er dårligst i østre deler av Hvaler og i Iddefjorden, hvor tilstanden ikke er tilfredsstillende. Mest alarmerende er tilstanden i Iddefjorden, hvor det ikke er noen tegn til forbedring. Det er også observert høye konsentrasjoner av klorofyll-a i Krokstadjorden og i sørlige deler av Drøbaksundet.

I Oslofjorden er det overkonsentrasjon (dvs. moderat eller dårligere tilstandsklasse) av nitrat og nitritt fra Drammensfjorden og ut til Bolærne/Rauer, og i de indre områdene Frierfjorden, Tønsberg, Hvaler og Iddefjorden. I Tønsberg, Drammensfjorden og Hvaler klassifiseres tilstanden til «dårlig» for nitratnivået på sommeren, og trenden er negativ. Det er også høye verdier i Grenlandsfjordene, men her er trenden noe positiv.

Forurensning fra næringssalter er blant de alvorligste trusler mot bentiske kystøkosystemer som saltmarsker, mangrove, tare og særlig sjøgress. De menneskeskapte tilførselene av næringssalter til Skagerrak og Ytre Oslofjord er i de siste 60-70 år mangedoblet. Det er en rekke av dagens forhold ved fjordens bunnområder som kan knyttes til næringssaltpåvirkning:

1. Reduksjonen av nedre voksegrense for makroalger siden slutten av 1940-årene har vedvart, og overvåkingen viser at det fortsatt er en negativ utvikling. Dette er antagelig et resultat av dårligere lysforhold i vannmassene, sammen med økt nedslamming av bunnen. Studier har vist en nedgang i siktdyp i norske kystfarvann og de få siktdypsdata som finnes fra Oslofjorden fra slutten av 1930-årene indikerer at siktdypet var bedre da enn det er nå.
2. Det er store forekomster av trådalger i både ålegrasenger og på hardbunn i Oslofjorden. De negative økologiske effektene av dette er antagelig store, blant annet gjennom sukkertaredøden. Det ble så sent som i 2020 registrert en forverring av tilstanden for ålegress og sukkertare i Oslofjorden.
3. Nitrogenoverskuddet vi måler i fjordens vannmasser sommerstid, sammen med økt temperatur i sjøen, er med stor sannsynlighet viktige medvirkende årsaker til den generelt økte tilstedeværelsen av trådalger i Ytre Oslofjord. Den negative utviklingen i Ytre Oslofjord har antagelig flere samvirkende årsaker i tillegg til nitrogenoverskuddet: Den reduserte forekomsten av toppredatorer som torsk, kan gi kaskadeeffekter nedover i næringskjeden som øker forekomsten av leppefisk og kutlinger, som i sin tur reduserer tilstedeværelsen av de evertebrater som beiter på alger og normalt holder nede forekomsten av trådformete alger. Avrenning av partikler, og vann som har blitt brunere, reduserer siktdypet og dermed nedre voksegrense og forekomst av makroalger.
4. I Breiangen har det vært en svak økning i TOC-innholdet over tid, fra gjennomsnitt på $17,4 \pm 0,7$ mg/g på 1990-tallet, til opp mot 20 mg/g de siste årene (2015 og 2018). Denne økningen i TOC i sedimentene samsvarer med hva som kan forventes ved økt primærproduksjon i overflatelaget og reduserte oksygenforhold langs bunn, som kan knyttes til en økning i næringssaltkonsentrasjonene på vinteren. Resultatene for bløtbunnsfauna generelt sett for hele Ytre Oslofjord, samsvarer godt med oksygenforholdene i bunnvannet. Områder med oksygenfattig bunnvann som Drammensfjorden, Iddefjorden, Frierfjorden, Håøyfjorden, Kragerøområdet og Tønsbergfjorden har uten unntak også svært dårlig tilstand for bløtbunnsfauna. Den observerte reduksjonen i oksygenforholdene i Breiangen er derfor bekymringsverdig, og det er grunn til å forvente en forverring av tilstanden for bløtbunnsfauna hvis de dårlige oksygenforholdene vedvarer.

11.2 Tilførsel av nitrogen

Det ble først gjort en sammenligning av langtransporterte og lokale kilder (kapitel 7) og en grundig gjennomgang av lokale kilder (kapitel 8). Deretter ble det beskrevet hvordan dette har endret seg de siste 25 årene (kapitel 9) og vurdert hvordan utviklingen kan bli de neste 25 årene (kapitel 10).

I Ytre Oslofjord er det er en tydelig horisontal trend fra kildeområdet og ut mot nordlige deler av Skagerrak. Dette viser at overkonsentrasjonen av nitrat i Ytre Oslofjord, inkludert de ytre områdene, hovedsakelig skyldes lokale tilførsler, mens vannet som tilføres sørfra med kyststrømmen, bidrar til å fortynne overkonsentrasjonene. I de ytre områdene tilføres overflatelaget (0-50 m) like mye nitrat fra lokale kilder, som det som kommer med kyststrømmen oppover svenskekysten. Det betyr at mengden nitrat i kyststrømmens overflatelag vil kunne øke mens vannmassen passerer området. Forbruk av nitrat i overflatelaget i Ytre Oslofjorden vil motvirke denne effekten. Oslofjorden er et betydelig kildeområde for nitrogentilførsel til Skagerrak.

Det har vært gjort en nøye gjennomgang av lokale tilførsler av nitrogen fra ulike kilder. Den totale mengden nitrogen har blitt fordelt på forskjellige nitrogenfraksjoner, med fokus på de biotilgjengelige formene. Estimaten antyder at i størrelsesorden 85-90% av alt ammonium som slippes ut i de største vassdragene omdannes til nitrat (nitrifiseres) oppe i vassdraget før de kommer ut i fjorden, samtidig som i størrelsesorden 60-70% av det partikulære nitrogenet synes å bli holdt tilbake. «Tapet» av nitrogen til nitrogengass ved denitrifikasjon synes imidlertid å være relativt begrenset. For den biotilgjengelige delen utgjør jordbruk 42 %, kommunale og interkommunale avløpsrensaneanlegg 27 %, mens den naturlige bakgrunn-avrenningen bare utgjør 19 %. Dette betyr at tilførsel av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord har blitt femdoblet siden de antropogene tilførselene tok til, det vil si i perioden det bare var naturlige tilførsler.

Siden starten av 90-tallet har tilførselen av totalt nitrogen til fjorden via rensset avløpsvann økt med omtrent 24 % og fra jordbruket har avrenningen økt med omtrent 19 %. Det forventes videre at befolkningen i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord vil øke med ca. 13 % fram mot 2050, som vil gi en tilsvarende økt belastning på rensaneanleggene. Tilførsel fra rensset avløpsvann, vil kunne utgjøre nesten en tredjedel av samlet tilførsel av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord mot midten av dette århundret. Som svar på spørsmål 2 kan det sies at tilførselen til fjorden altså har økt betydelig de siste 25 årene, og befolkningsveksten vil gjøre at den øker ytterligere.

12 Diskusjon

12.1 Er det behov for å redusere tilførselen av nitrogen til fjorden?

Det korte svaret på dette spørsmålet er, ja. Kun basert på trenden i tilførslene kan det konkluderes med at det umiddelbart bør gjøres tiltak for at forholdene i fjorden ikke skal forverres ytterligere. Siden starten av 90-tallet har tilførsel av totalt nitrogen til fjorden fra rensed avløpsvann økt med omtrent 24 % og fra jordbruket har avrenningen økt med omtrent 19 %. Det forventes videre at befolkningen i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord vil øke med ca. 13 % fram mot 2050, som vil gi en tilsvarende økt belastning på renseanleggene. Til sammen kan dette utgjøre en økning på 40 % av tilførsel fra rensed avløpsvann, og dette kan utgjøre nesten en tredjedel av samlet tilførsel av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord mot midten av århundret.

Dette betyr ikke at det er enkle sammenhenger mellom tilførsel av nitrogen og biologiske effekter i fjorden. En rekke andre årsaker, som allerede er nevnt i foregående kapittel, vil påvirke økosystemet. I noen områder er det likevel enklere å se klare sammenhenger enn i andre områder. Tilførsel av både nitrat og organisk nitrogen til Breiangen kommer hovedsakelig fra lokale kilder. Oksygenforholdene langs bunn i dette relativt åpne området er ikke tilfredsstillende. Aure & Danielsen (1996) anslo at den organiske belastningen måtte økes med en faktor 1,5-1,8 for at oksygenkonsentrasjonen skulle komme under den kritiske grensen for fisk og bunndyr på 3,0 ml O₂/L. I desember 2020 ble det målt en oksygenkonsentrasjon på 1,5 ml O₂/L, som er langt under denne kritiske grenseverdien. Forholdene i Breiangen har altså de siste 25 årene blitt betydelig verre. Når oksygenforholdene i et åpent område som dette er så lave, så er det et tydelig tegn på at tålegrensene for tilførsel til fjorden er nådd. Ytterligere økning av tilførslene, vil sannsynligvis føre til at oksygenforholdene forverres ytterligere. Den organiske belastningen på bunn i Breiangen kan skyldes både økt lokal primærproduksjon samt økt direkte tilførsel av organisk stoff fra Drammensvassdraget. En vet at den forverringen av oksygenforholdene som er observert også vil føre til en forverring i den bentiske faunaen. Innføring av fosforrensing på renseanleggene i fjorden har ikke vært tilstrekkelig for å unngå denne utviklingen. Tilførsel av nitrogen til dette området må derfor reduseres for at forholdene skal bli tilfredsstillende.

Ute ved Torbjørnskjær har det også vært en forverring i oksygenforholdene på bunn, men en økning i C/N forholdet i sedimentene tyder på at organisk belastning fra terrestriske kilder muligens dominerer over organisk belastning fra lokal primærproduksjon. I dette området er det derfor vanskelig å bedømme nøyaktig hvor stor effekt en reduksjon i tilførsel av nitrogen vil ha.

Som forventet ut ifra de høye tilførslene, er det i Oslofjorden overkonsentrasjon av nitrat og nitritt fra Drammensfjorden og ut til Bolærne/Rauer, og i de indre områdene Frierfjorden, Tønsberg, Hvaler og Iddefjorden. I Tønsberg, Drammensfjorden og Hvaler klassifiseres tilstanden til «dårlig» for nitratnivået på sommeren, og trenden er negativ. Det er også høye verdier i Grenlandsfjordene, men her er trenden noe positiv. Det er en tydelig horisontal trend fra kildeområdet og ut mot nordlige deler av Skagerrak, og dette viser at overkonsentrasjon av nitrat i Ytre Oslofjord skyldes lokale tilførsler.

I de relativt innelukkede områdene Frierfjorden, Vestfjorden ved Tønsberg, Drammensfjorden, Hvaler og Iddefjorden er det overkonsentrasjon av nitrogen, og en reduksjon av de lokale tilførslene vil redusere konsentrasjonen. I Kilsfjorden, Indre Viksfjorden, Hunnebunn og Krokstadfjorden kan den generelt høye konsentrasjonen i hele fjordområdet være en viktigere kilde enn lokale tilførsler. Det betyr at det muligens ikke er tilstrekkelig å redusere kun de lokale tilførslene, men at det er nødvendig med en regional reduksjon i nitrogenkonsentrasjonen for å få til en reduksjon inne i disse områdene.

En reduksjon i nitrogenkonsentrasjonen vil ha en positiv effekt på den økologiske tilstanden, men det er vanskelig å kvantifisere nøyaktig hvor stor denne effekten vil være. I neste delkapittel vil effekten av tilførsler på det marine økosystemet diskuteres.

12.2 Fins det eutrofieffekter i Ytre Oslofjord?

Det må forventes at den store økningen i tilførsler av næringssalter til kystvann i Skagerrak og Kattegat i perioden 1940-1990 (Rosenberg et al. 1990), har gitt eutrofieffekter i Ytre Oslofjord. Reduksjonen av nedre voksegrense for makroalger siden slutten av 1940-årene (Sundene 1953, Fredriksen og Rueness 1990) er blant annet en klar indikasjon på det. Pågående overvåking viser at det fortsatt er en negativ utvikling av nedre voksegrense. Dette er antagelig et resultat av dårligere lysforhold i vannmassene, sammen med økt nedslamming av bunnen.

Undersøkelser av bløtbunnsområder viser for det meste god økologisk tilstand for Ytre Oslofjords dypere bunnområder. Riktig dårlig tilstand er ofte knyttet til områder med redusert vannutskifting og dårlige oksygenforhold i bunnvannet. Kombinasjonen av en bunntopografi med terskler som begrenser vannutskifting og høye tilførsler av organisk materiale og næringssalter er årsak til at en finner dårlige oksygenforhold i bunnvann i disse områdene. Mange terskelfjorder er derfor ekstra sårbare ved eutrofiering. I enkelte fjorder kan dårlige oksygenforhold være en naturgitt tilstand, men vi vet at flere bunnområder i Ytre Oslofjord har dårligere forhold nå enn de hadde i det som kan kalles den pre-industriell tid. Dette omfatter også større områder som Iddefjorden, Frierfjorden, Bunnefjorden og Drammensfjorden (Alve 1991, 2000; Jägerskiöld 1971).

Det er få bløtbunnsstasjoner som viser *meget god* tilstand, det vi kan kalle tilnærmet naturtilstand, hvilket indikerer at det er en grad av påvirkning på bunnfaunaen i hele Ytre Oslofjord. Det er sannsynlig at eutrofiering er bidragende til dette. Bunnområdene i de åpne, ytterste deler av Ytre Oslofjord viser en negativ utvikling ved at fauna har blitt mer fattig, både med hensyn til antall individer og antall arter. Årsaken til reduksjonen i antall arter og individer er ikke kjent, men skyldes antagelig ikke eutrofiering, men heller fødebegrensning (mindre mat) eller tråling.

Generelt er det få tegn på næringsaltpåvirkning i strandsonen på de stasjoner som inngår i den systematiske overvåkingen i Ytre Oslofjord, men det må bemerkes at dette for det meste er bølgeeksponerte stasjoner med relativt god vannsirkulasjon. Grunne beskyttede områder har ofte dårligere økologisk tilstand. Der er vannbevegelsen mindre, noe som gir opphopning og lengre oppholdstid av næringssalter samt økt temperatur - faktorer som vi vet stimulerer vekst av trådalger. Fra vestkysten av Sverige, rapporterte Pihl et al. (1995) at trådalgene dukket opp i grunne bukter i midten av mai, og algematter utviklet seg om sommeren og at disse kunne vedvare ut september. Stor opphopning av trådalger kan lede til organisk belastning og oksygenmangel når disse kortlevende algene dør og synker til bunnen på høsten. Det organiske materiale fra nedbrutte alger kan akkumuleres, og lagring av karbon og næringsstoffer i sedimentet kan bli hovedkilde for fremtidig algeproduksjon. På denne måten kan produksjonen av algematter på bløtbunn være selvregenererende, og en ønsket reduksjon i algebiomasse bare oppnås med omfattende langsiktige reduksjoner i tilførsler av næringssalter (Pihl et al. 1999).

Årsaken til bortfallet av sukkertare i Skagerrak er antagelig sammensatt og ikke helt avklart. Moy og Christie (2012) peker på eutrofiering, men også nedslamming, økt temperatur og overfiske, som sannsynlige årsaker og mener en synergi av disse påvirkninger er sannsynlig årsak til endringene i algesamfunnene i sjøsonen. I Frigstad et al. (2018) fant man en reduksjon i nedre voksedyp og endret artssammensetning (reduksjon i rødalger) ved kyststasjonen Arendal, som hadde sammenheng med

økt temperatur og avrenning fra land. Sogn Andersen et al. (2019) mener sukkertare er i en vertikal «skvis» der de dypere dybder, der taren ikke blir nedgrodd av trådalger, er nær dens nedre dybdegrense, og at «vinduet» mellom nedre voksegrense og der trådalgebegroing stjeler lys fra sukkertaren blir smalere fordi lysforholdene forverres. Tarens fotosyntese reduseres, og temperaturøkning øker respirasjonen slik at tarens «forbruk» blir større enn produksjonen.

Under Frisk Oslofjord-prosjektet⁵⁹ ble det i månedsskiftet august-september 2019 gjort en rekke registreringer med mini-ROV ved Akerøya og Bolærne, i henholdsvis Ytre Hvaler og Færder nasjonalpark. Det ble da observert meget store forekomster av trådformete alger fra under fjæra og ned til 7-8 meters dyp (**Figur 89. Store forekomster av trådformete alger på 6 m dyp ved Akerøya i Ytre Oslofjord i august 2019.**). Rinde et al. (2021) kartla forekomster av sukkertare i 2020 og undersøkelsene indikerer at det har vært en ytterligere forverring av tilstanden for sukkertare i Oslofjorden, i noen områder har den sågar forsvunnet helt.

Oppfølgende overvåking har vist at sukkertaren kan reetablere seg i områder hvor trådalgene har vært totalt dominerende, og Christie et al. (2019) diskuterer disse skiftene mellom tare og trådalger og stiller spørsmål ved om dette faktisk er et regimeskifte eller om det heller er en dynamisk og stokastisk variasjon mellom sukkertare- og trådalgedominans. Christie et al. (2019) konkluderer med at reduksjon i eutrofiering og forbedrede lysforhold sannsynligvis vil være den viktigste avbøtende innsatsen (av de som er mulige å gjennomføre) for å forbedre forholdene for tareskog i Skagerraks kystvann.

I motsetning til sukkertare, er små, kortlevde alger som trådalger, avhengig av jevn tilgang på næringssalter da de i liten grad kan lagre overskudd til senere bruk slik som taren (Moy et al. 2008), og de har derfor et stort behov for næringssalter gjennom vekstsesongen i sommerhalvåret. De har høy produksjonsevne og kan raskt utnytte små tilførsler av næringssalter, mens sukkertaren har redusert vekst om sommeren og i liten grad kan utnytte sommertilførsler av næringssalter. Filbee-Dexter og Wernberg (2018) viser til at også økt temperatur i sjøen antagelig har stor betydning for forekomster av trådalger i sjøen.



Figur 89. Store forekomster av trådformete alger på 6 m dyp ved Akerøya i Ytre Oslofjord i august 2019.

Lefcheck et al. (2018) hevder at tilgang på nitrogen i vannmassene i Chesapeake Bay gjennom sommerhalvåret er mer negativt for sjøgressforekomster enn redusert siktdyp. Dette forklares med at

⁵⁹ <https://friskoslofjord.no/>

nitrogenet direkte stimulerer rask vekst av alger som gror over bladene på ålegresset og gir langtids negativ påvirkning, mens påvirkningen på siktdyp fra planteplankton og partikler er flekkvis og varierende, avhengig av blomstringens omfang og egenskaper til de suspenderte partiklene.

Store forekomster av trådalger er registrert i mange ålegrasenger i Oslofjorden. Dette kan ha en rekke negative effekter. For eksempel så påviste Pihl et al. (1995) et redusert antall fiskearter med økende dekning av epifyttiske filamentøse alger, og også på hardbunn med tang var det negative effekter ved at biomassen av fisk avtok med økende dekning av filamentøse påvekstalger. Videre ble næringsopptak til ung torsk og etablering av rødspette i engene redusert ved økende dominans av filamentøse alger.

Nitrogenoverskuddet vi måler sommerstid, sammen med økt temperatur i sjøen, er med stor sannsynlighet viktige medvirkende årsaker til den generelt økte tilstedeværelsen av trådalger i Ytre Oslofjord. Men den negative utviklingen i Ytre Oslofjord er antagelig sammensatt, med flere samvirkende årsaker. Den reduserte torskebestanden kan gi kaskadeeffekter nedover i næringskjeden som reduserer tilstedeværelsen av evertebrater som beiter på alger og normalt holder nede forekomsten av trådformete alger. Dette er påvist gjennom flere studier på den svenske vestkysten (f.eks. Baden et al. 2012) og synes også å ha gyldighet for Oslofjordområdet (NIVA upubliserte studier fra 2020). Avrenning av partikler, og vann som har blitt brunere, reduserer siktdypet og dermed nedre voksegrense og forekomst av makroalger

Roleda og Hurd (2019) har i en artikkel samlet kunnskap om opptak og omsetning av næringssalter hos marine makroalger – med spesielt fokus mot nitrogen. Artikkelen påpeker at algenes preferanse for, og opptak av næringssalter i mange tilfelle er ulik fra art til art og kan variere gjennom året. For å kunne avgjøre om N eller P er begrensende for veksten for en bestemt art må det gjøres laboratorieforsøk hvor man dyrker makroalgene ved ulike næringssaltkonsentrasjoner. Dette gjør det utfordrende å etablere allment gyldige kriterier for Oslofjorden med tanke på effekter av ulike næringssalter på algesamfunnene.

Det er med andre ord vanskelig å nøyaktig *kvantifisere* positive effekter av redusert tilførsel av nitrogen til Ytre Oslofjord, men *kvalitativt* kan vi konkludere basert på en rekke forhold som er nevnt i dette kapitlet, at redusert tilførsel av nitrogen vil ha en positiv effekt på økosystemet. Vi anbefaler at det settes i gang tiltak så raskt som mulig, for å snu den negative effekten vi ser i store deler av fjorden.

I neste delkapittel har vi forsøkt å kvantifisere det vi har funnet i denne rapporten om hvordan de forskjellige områdene av fjorden er påvirket av nitrogentilførsel. Deretter vil vi se på erfaringer fra andre områder av verden, hovedsakelig Chesapeake Bay i USA.

12.3 Problemområder – akutte, alvorlige og potensielle

For å vurdere hvordan behovet for å redusere tilførselen av nitrogen til Ytre Oslofjord fordeler seg geografisk, har hele studieområdet blitt delt opp i 33 forskjellige fjordområder (se **Figur 5**), og det vil bedømmes hvordan disse områdene kan kategoriseres. Det er valgt å ha tre kategorier for problemområder:

1. Akutte problemområder hvor tilstanden er spesielt alarmerende.
2. Alvorlige problemområder hvor enten den økologiske tilstanden er dårlig, eller den er moderat med en negativ trend.
3. Potensielle problemområder hvor enten den økologiske tilstanden er utilfredsstillende, eller det er overkonsentrasjon av nitrogen.

I de to første kategoriene er overkonsentrasjon av nitrogen uten tvil en forklarende faktor, og tilførselen av nitrogen må reduseres. I den tredje kategorien kan nitrogen være en forklarende faktor, men andre faktorer kan også være dominerende. I noen av disse potensielle problemområdene kan det likevel slås fast at nitrogen er den dominerende forklarende faktoren, selv om de negative biologiske faktorene er mindre alarmerende enn i de to andre kategoriene. De tre områdekategoriene er oppsummert i **Tabell 43**.

Tabell 43. Kriterier for kategorisering av problemområder som kan knyttes til tilførsel av nitrogen.

Kategori	Kriterier
(1) Akutte problemområder	Svært dårlig økologisk tilstand og overkonsentrasjon av nitrogen
(2) Alvorlige problemområder	Dårlig økologisk tilstand, eller moderat økologisk tilstand med negativ trend og overkonsentrasjon av nitrogen
(3) Potensielle problemområder	Moderat økologisk tilstand eller overkonsentrasjon av nitrogen
(4) Ikke et problemområder	Områder som ikke havner i kategori 1, 2 eller 3

Det er gjort en vurdering av tilstanden for nitrogen i vannmassene i hvert område (**Tabell 44**). Dette er hovedsakelig basert på observasjoner fra målestasjonene, men det er også tatt hensyn til modellresultatene, der det er mistanke om at målestasjonene ikke er representative. I tabellen er det en kolonne for økologisk tilstand. Denne er for de fleste områdene hentet fra Vann-Nett⁶⁰. Et unntak er Iddefjorden, hvor det er valgt å sette tilstanden til «svært dårlig», mens den er satt til «moderat» i Vann-Nett. Årsaken til dette er at algeoppblomstringer i sprangsjiktet, ikke fanges opp av det

⁶⁰ <https://vann-nett.no/portal/#/mainmap>

eksisterende overvåkningsprogrammet. Det er også mistanke om at det er B-vitaminmangel hos laks i Iddefjorden. Dette kan bety at det er svikt i energistrømmen i næringsnett, som er en fundamental økosystemtjeneste.

De to områdene Hunnebunn og Iddefjorden betegnes som akutte problemområder. I Hunnebunn skyldes dette tilførsel av næringssalter fra et grunt og meget anoksisk bunnlag som fører til masseoppblomstring av trådformede alger på strendene. I sentrale deler av Larviksfjorden er det god økologisk tilstand, men i Indre Viksfjorden er det også masseoppblomstring av trådformede alger, og det ble vurdert om dette område burde havne i kategori 1, men de gode forholdene ute i Larviksfjorden gjorde at denne havnet i kategori 2. Det er også kommet meldinger om samme type algeoppblomstring i Kurefjorden (ikke registrert i Vann-Nett), men dette området (nr. 7) er heller ikke tatt med i kategorien akutt problemområde.

I Tønsberg (12), Drammensfjorden (1) og Ramsøflaket (15) utenfor Glommas hovedløp er den økologiske tilstanden dårlig samtidig som at nitrogentilstanden er dårlig, og disse områdene kategoriseres som alvorlige problemområder. I disse områdene så må tilførsel av nitrogen reduseres betydelig. Breianger Vest (3) havner også i denne kategorien, siden den økologiske tilstanden har blitt forverret de siste årene.

Tabell 44. Kategorisering av områder basert på økologisk tilstand, nitrogenvurdering og antropogen tilførsel. De områdene som ikke havner i kategoriene 1, 2 eller 3 etter **Tabell 43** har blitt satt i kategori 4, som ikke er å ansees som et problemområde. Annet inkluderer spredte avløp, industri og urbant overvann.

Navn	Kategori	Økol. tilstand (nEQR)	Nitrogenvurdering (nEQR)	Antrop. tilførsel (tonn/år/km ²)	Areal (km ²)	Tilførsel bio. N (tonn/år)	Landb. (%)	RA (%)	Bakg. (%)	Lekkasjer og overløp (%)	Annet (%)
Iddefjorden	1	0.1	0.3	22.24	23	649.7	45.3	23.1	22.9	3.2	5.5
Hunnebu	1	0.1	0.1	3.49	1	4.7	72.7	0.0	23.9	1.4	2.0
Larviksfjorden	2	0.1	0.7	30.07	28	1160.6	43.7	21.5	26.4	3.1	5.3
Drammensfjorden	2	0.3	0.3	52.25	47	3194.6	35.6	31.8	23.8	3.5	5.4
Breiangen Vest	2	0.5	0.3	2.47	90	244.9	33.4	46.0	9.7	7.8	3.1
Tønsbergfjorden	2	0.3	0.5	9.66	69	779.6	67.8	10.8	14.7	2.8	3.9
Ramsøflaket	2	0.3	0.3	70.24	87	7354.2	50.3	25.3	16.8	2.9	4.7
Kragerø	2	0.1	0.7	3.44	26	168.2	10.2	36.7	46.8	2.2	4.1
Tjøme	2	0.3	0.7	0.08	142	12.7	58.9	0.0	6.7	13.2	21.2
Krokstadfj. og Kurefj.	2	0.3	0.5	6.57	13	106.3	54.6	21.6	17.9	2.1	3.9
Frierfjorden	3	0.5	0.5	63.51	23	1987.0	13.7	21.6	26.8	5.4	32.5
Drøbaksundet	3	0.5	0.5	7.25	35	259.8	22.1	68.0	3.7	3.3	3.0
Sandebukta	3	0.5	0.5	11.83	22	312.9	43.3	22.0	15.6	5.1	14.1
Breiangen Øst	3	0.5	0.5	1.17	136	203.6	62.6	1.2	21.7	8.5	6.0
Mossesundet	3	0.5	0.5	41.19	7	336.7	44.1	26.5	18.1	6.5	4.8
Horten	3	0.5	0.5	3.21	4	12.3	5.9	0.0	0.6	85.4	8.1
Bastø	3	0.7	0.5	0.62	60	38.9	34.9	42.2	5.3	6.8	10.8
Bolærne	3	0.5	0.7	3.43	108	373.8	4.9	78.9	0.7	14.6	0.9
Singlefjorden	3	0.5	0.5	0.34	156	69.4	68.4	0.0	24.6	1.1	6.0
Lera	3	0.5	0.5	96.43	25	3006.5	54.2	19.6	18.3	2.9	5.0
Søstrene	3	0.5	0.7	0.00	124	0.3	1.1	0.0	23.4	62.4	13.1
Torbjørnskjær	3	0.5	0.7	0.00	350	1.8	67.3	0.0	18.8	10.2	3.6
Færder	3	0.5	0.7	0.00	255	0.8	60.8	0.0	6.5	10.4	22.3
Mefjorden	3	0.5	0.7	3.11	7	23.2	56.4	0.0	7.4	30.2	6.1
Sandefjord	3	0.5	0.7	19.37	16	316.5	16.7	67.7	4.3	8.4	2.9
Svenner	3	0.5	0.9	0.22	126	33.1	70.5	0.0	14.3	7.1	8.1
Langesunds-fjorden	3	0.5	0.5	5.99	19	121.2	4.4	71.2	3.7	17.7	3.0
Håøyafjorden	3	0.5	0.7	0.36	26	14.1	21.2	28.4	32.9	9.9	7.7
Jomfrulandsrenna	3	0.5	0.9	0.29	40	18.1	12.7	38.8	34.8	0.7	13.0
Moss - Larkollen	4	0.7	0.7	4.03	49	202.7	7.0	87.6	2.2	2.2	1.1
Missingene	4	0.7	0.7	0.17	124	27.1	71.2	0.0	21.0	4.7	3.1
Langesundsbukta	4	0.7	0.7	0.41	120	68.7	57.5	0.2	29.0	2.1	11.2
Jomfruland	4	0.7	0.7	0.00	97	0.2	36.8	0.0	19.4	0.0	43.8
Samlet				8.59	2455	21104.1	42.5	27.1	19.1	3.9	7.5

Av de 23 resterende områdene, karakteriseres 19 av disse som potensielle problemområder. I 10 av disse er nitrogentilstanden i klassen «moderat», og det er her sannsynlig at tilførsel av nitrogen til området er en medvirkende faktor for å forklare miljøtilstanden.

Det har vært en negativ trend i oksygenforholdene i de åpne områdene av fjorden fra Breiangen og ut til Torbjørnshjær. Dette viser at økt organisk belastning er et regionalt problem. I Breiangen kan dette helt klart knyttes til tilførsel av næringssalter, og det har vist seg at reduksjon kun i tilførsel av fosfor ikke har vært tilstrekkelig for å unngå denne negative utviklingen. Lenger ut i fjordsystemet (ved Torbjørnshjær) er ikke bildet like klart om de forverrede oksygenforholdene kan knyttes direkte til tilførsel av nitrogen. Men en rekke faktorer, spesielt forekomst av trådformede påvekstalger, tyder på at nitrogentilførsel er en sterkt medvirkende faktor også helt her ute.

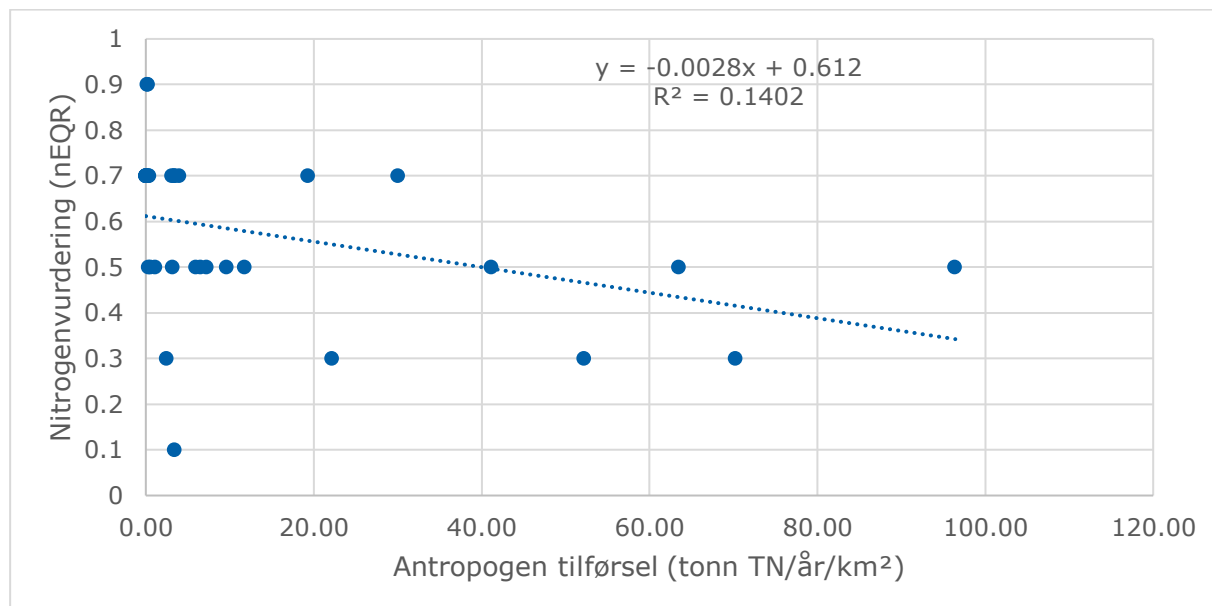
Som sagt så observeres det trådformede påvekstalger i store deler av fjorden. I enkelte områder som for eksempel i Kurefjorden, Indre Viksfjorden og Hunnebunn oppstår det periodevis masseoppblomstring av trådformede alger på strendene. For å forbedre situasjonen i disse områdene, er det sannsynligvis ikke nok å kun fokusere på lokale tilførsler, siden tilførsel av næring fra Ytre Oslofjord kan være en dominerende kilde i disse randområdene.

Selv om det helt klart er geografiske forskjeller i den økologiske tilstanden i fjorden, og at enkelte områder peker seg ut som spesielt alvorlige problemområder, så må problematikken rundt tilførsel av nitrogen betraktes som et regionalt problem, og det generelle nivået av nitrogen i fjorden må reduseres.

Tabell 44 er de totale tilførselene av TN per år inkludert. Tabellen inneholder også informasjon om hvor mye av tilførselene som kommer fra jordbruk og renseanlegg, og hvor mye som er naturlig tilførsel (bakgrunn). For noen av vannforekomstene er det også tatt med andre kilder som er viktige her. Antropogen tilførsel er funnet ved å trekke fra bakgrunnsverdien fra de totale tilførselene, og dette er delt på arealet til hvert område. Det er forsøkt å finne en sammenheng mellom antropogen tilførsel per areal og nitrogentilstanden i vannmassen (se **Figur 90**).

Det er liten korrelasjon mellom disse to faktorene, og variasjonen i de antropogene tilførselene forklarer bare 14 % av variasjonen i nitrogentilstanden. Dette kan skyldes flere ting, men topografien til hvert basseng er en viktig faktor. Vannutvekslingen i de forskjellige områdene varierer, og områder med liten vannutveksling er mer sårbare og vil tåle mindre tilførsel enn andre områder. Det er for områder med liten tilførsel per areal hvor variasjon i nitrogentilstand er størst.

For å få til en forbedring av tilstanden er det mest fornuftig å redusere de store tilførselene til fjorden. Avrenning fra Glomma peker seg svært tydelig ut. Antropogene tilførsler er størst per areal i Hvaler, Friertfjorden, Drammensfjorden, Mossesundet, Larviksfjorden og Iddefjorden, og dette er de områdene hvor tilførselen bør reduseres for å forbedre den regionale nitrogentilstanden.



Figur 90. Sammenligning av antropogen tilførsel per tids- og arealenhet og tilstandsklasse for nitrat i vannmassen.

12.4 Erfaringer fra sammenlignbare kystområder

12.4.1 Østersjøen

Carstensen et al. (2019) gjorde en gjennomgang av de viktigste prosessene som fjerner næringsalter og organisk stoff, og hvilke faktorer som regulerer hvor effektivt dette skjer, med fokus på Østersjøen. Denitrifisering, altså en bakteriell prosess hvor det dannes molekylært nitrogen (N_2), er viktig i områder der det er stor tilførsel av nitrogen og organisk stoff. Som i Østersjøen, er det i Ytre Oslofjord mange områder hvor dette er tilfelle. Prosesser som danner og bryter ned organisk stoff er tett knyttet til næringssaltenes kretsløp vist i **Figur 1**, og disse er sterkt påvirket av sammensetningen til den marine flora og fauna. Endringer i økosystemet kan påvirke disse prosessene og forandre systemets evne til å prosessere nitrogen (Carstensen et al., 2019).

Sitat fra konklusjonen til Carstensen et al. (2019):

«Tilstedeværelsen av spesifikke biologiske egenskaper kan forbedre kystfilterfunksjonen betydelig, og det er derfor viktig å administrere kystøkosystemet for å opprettholde den biologiske integriteten og optimalisere fjerningen av næringsstoffer og organisk materiale.»

12.4.2 Chesapeake Bay, USA

Chesapeake Bay ligger på vestkysten av USA, i nærheten av Washington DC og Baltimore. Området utgjør det største estuariet i USA, med et nedbørsfelt på rundt 166.000 km² hvor mesteparten av næringssaltene (N og P) kommer i form av avrenning fra land, som inkluderer store urbane områder, intensive jordbruksarealer og en befolkning på over 18 millioner mennesker.

Siden 1950-tallet har høye tilførsler av nitrogen og fosfor ført til eutrofiering i Chesapeake Bay-området, med store økonomiske og økologiske konsekvenser. Mellom 1950 og 1980 så var det en drastisk reduksjon i «submerged aquatic vegetation» (SAV) i Chesapeake Bay (Lefcheck et al., 2018), som utgjøres av sjøgress og andre marine planter (tilsvarer hovedsakelig ålegress i våre områder). I Lefcheck et al. (2018) gjorde man en analyse av 30 års data (1985-2015) fra nedbørsfeltene, vannsøylen og flybilder av vegetasjon, og brukte strukturell ligningsmodellering (structurel equation modelling) for å kople endringer i arealbruk, avrenning fra land, næringssaltkonsentrasjoner og vegetasjonsdekket, med formål å undersøke både indirekte og direkte miljøeffekter på utbredelse av SAV.

Analysene viser at næringssaltene har hatt en sterk negativ effekt på SAV-utbredelsen, hovedsakelig gjennom to ulike årsakskjeder. Først, fosfor forårsaker en økning i planteplankton (økt mengde klorofyll a) som øker lysvekkingen i vannsøylen (reduert siktdyp) og dermed indirekte har en negativ påvirkning på SAV gjennom redusert lystilgjengelighet. Den andre sammenhengen er en direkte negativ effekt av nitrogen på SAV-utbredelsen, gjennom å øke de trådformede algene (lurv) som vokser på bladene til sjøgress og makroalger. Den direkte negative effekten av nitrogen på overvekst av trådformede alger ble funnet å være tre ganger sterkere enn den indirekte effekten mediert gjennom planteplankton og endringer i siktdyp.

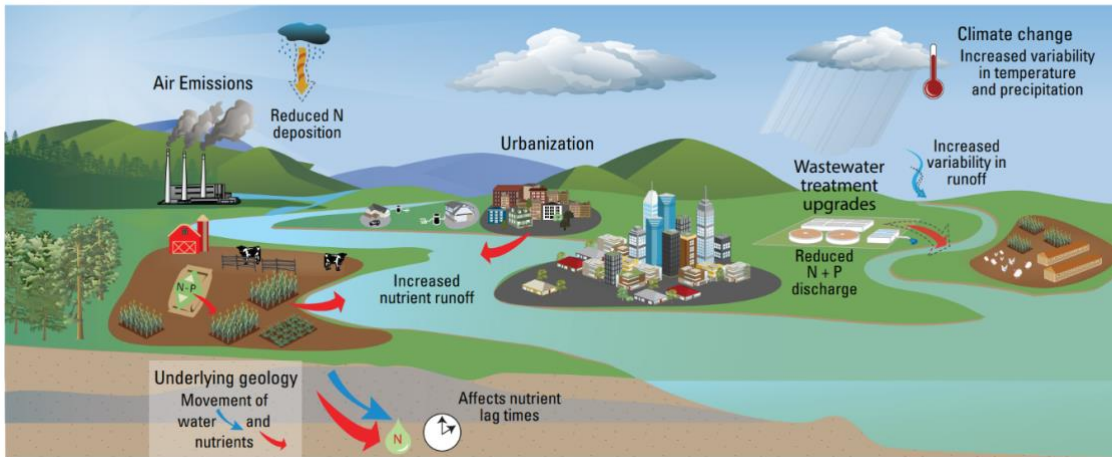
Chesapeake Bay-området er regnet som svekket («impaired») i henhold til the Clean Water Act, og fra 2010 ble det innført en grense for total maksimal daglig tilførsel (total maximal daily load – TMDL) av nitrogen, fosfor og suspendert sediment fluks fra nedbørsfeltet (Astor et al., 2020). Dette rammeverket krever at det iverksettes strenge tiltak innen 2025 for å redusere tilførselene av nitrogen og fosfor, og

kostnadene knyttet til å innføre disse grenseverdiene for jordbrukssektoren alene, ble anslått til rundt 3.6 US billion årlig for perioden 2011-2025.





I studien fra Lefcheck et al. (2018), ble det funnet at næringssaltene hadde blitt redusert med gjennomsnittlig 23 % for nitrogen og 8 % for fosfor for hele Chesapeake Bay området siden 1984, og at denne innsatsen for å redusere næringssalttilførselen fra arealbruk (diffus avrenning) og direkte kilder (f. eks renseanlegg) var en viktig forutsetning for å den økningen i SAV-utredelse (316 %) man har observert gjennom samme periode. Studien fremhever derfor at næringssaltreduksjoner kan være en effektiv strategi for å få til en restaurering av kystøkosystemer på en regional skala.

På grunn av de store økonomiske og økologiske konsekvensene av eutrofi i Chesapeake Bay siden 1950-tallet, så ble Chesapeake Bay programmet opprettet i 1983 (www.chesapeakebay.net), som er et samarbeid mellom nasjonal og regionale forvaltningsorganer, lokale myndigheter, forskningsinstitusjoner og miljøorganisasjoner. Programmet har målestasjoner i over 100 elver og bekker, og disse dataene brukes av United States Geological Survey (USGS) i samarbeid med forskningsinstitusjonene til å vurdere økosystemets respons på tiltakene for å redusere belastningen av næringsalter. **Figur 91** viser en illustrasjon fra et faktaark laget av USGS over det komplekse samspill av faktorer som påvirker tilførsler av næringsalter og trender i kystvannet (Hyer et al., 2021). Selv om det har vært innført gjennomgripende tiltak for å redusere næringssalttilførselene, så har dette ikke vært tilstrekkelig for å nå de overgripende mål som er satt for vannkvalitet og økologisk tilstand i Chesapeake Bay (Ator et al., 2020). De forbedringer i vannkvalitet som er observert kan tilskrives reduksjon i nitrogen fra direkte kilder (vannrenseanlegg for kloakk) og fra atmosfærisk deponering (langtransporterte tilførsler). Det er behov for ytterligere tiltak for å redusere diffuse kilder, slik som fra byer og jordbruk, og historisk akkumulering av disse næringssaltene i jord og grunnvann («legacy nutrients») utgjør en utfordring, spesielt i lys av økende nedbør og temperatur på grunn av klimaendringer. Generelt, så fremhever Ator et al. (2020) at ny forskning viser at tiltak for å redusere utslippene av næringsalter fra kildene er mer effektivt enn å forsøke å forvalte hvordan næringssaltene blir transportert og omsatt langs vannveiene og i kystvannet.



Oslofjorden har flere paralleller til Chesapeake Bay-området, i forhold til relativt høy befolkningstetthet, urbane områder og intensivt jordbruk i nedbørsfeltene, som har gitt utfordringer med eutrofiering over flere tiår. For begge disse kystområdene, så har det vært iverksatt tiltak for å begrense tilførselene av næringsalter, men man har ikke oppnådd tilstrekkelige forbedringer i vannkvalitet og økologisk tilstand i henhold til fastsatte mål. Likevel, er det i Chesapeake Bay observert reduksjoner i næringsalter i kystvannet, som er knyttet til forbedringer i undervanns vegetasjon. I tillegg, har man i Chesapeake Bay innført strenge restriksjoner på total maksimal daglig tilførsel (TMDL) av nitrogen, fosfor og suspenderte partikler, som må nås innen 2025, og det er et bredt samarbeid for å vurdere effekten av tiltakene gjennom Chesapeake Bay programmet, mellom myndigheter og forskningsinstitusjoner.



Factors affecting sources of nutrients

-  Air emission reductions from power plants resulting in decreased nitrogen deposition from the air.
-  Wastewater-treatment plant upgrades resulting in decreased nitrogen and phosphorus loadings.
-  Land conversion from pasture to cropland resulting in intensive nutrient application (for example, fertilizer and animal manure).
-  Urbanization: Population growth and urban development resulting in losses of forested and agricultural land.

Factors affecting delivery of nutrients

-  Climate change resulting in more variable precipitation and temperature, which affects runoff and the delivery of nutrients to streams
-  Lag times (the length of time between nutrient input to the landscape and delivery into streams) are affected by groundwater age, underlying geology, sediment movement, phosphorus storage in sediments and riparian buffer age.

Figur 91. Illustrasjon av det komplekse samspillet som påvirker trender for næringsalter i Chesapeake Bay-området (hentet fra Hyer et al., 2021).

13 Konklusjon og anbefalinger

I dette prosjektet har vi konkludert med at negative miljøeffekter i en rekke områder av fjorden (Frierfjorden, Larviksfjorden, Vestfjorden i Tønsberg, Drammensfjorden, Breiangen Vest, Hvaler utenfor Glommas hovedløp, Hunnebu og Iddefjorden) er knyttet til svært høy tilførsel av nitrogen, og disse områdene har blitt betegnet som akutte eller alvorlige problemområder. Siden starten av 90-tallet har tilførsel av totalt nitrogen til Ytre Oslofjord fra rensed avløpsvann økt med omtrent 24 % og fra jordbruket har avrenningen økt med omtrent 19 %. I de nevnte områdene må det settes inn tiltak så raskt som mulig for å forsøke å snu den negative trenden.

Problematikk rundt tilførsel av nitrogen må betraktes som et regionalt problem i Ytre Oslofjord, og det generelle nivået av nitrogen i fjorden må reduseres. For å få til en forbedring av tilstanden er det derfor mest fornuftig å redusere de store tilførselsene til fjorden. Avrenning fra Glomma peker seg svært tydelig ut. Antropogene tilførsler er størst per areal i Hvaler, Frierfjorden, Drammensfjorden, Mossesundet, Larviksfjorden og Iddefjorden, og dette er de områdene hvor tilførselen bør reduseres for å forbedre den regionale nitrogentilstanden. Hvis utviklingen fortsetter som i dag i de neste 20-30 årene, vil tilførsel fra rensed avløpsvann kunne utgjøre nesten en tredjedel av samlet tilførsel av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord. Nytteverdien av å innføre nitrogenrensing på renseanleggene sammen med tiltak som begrenser arealavrenning fra jordbruk og reduserer lekkasjer på ledningsnett, vil uten tvil være betydelig, og slike omfattende tiltak er mest sannsynlig helt nødvendig for å bedre den økologiske tilstanden i fjorden.

Å redusere tilførselen til Oslofjorden er i tråd med regjeringens helhetlige tiltaksplan for Oslofjorden⁶¹, hvor innsatsområde nummer 1 og 2 er reduksjon av tilførsel fra hhv. kommunalt avløp (samt spredt bebyggelse) og fra jordbruk. I denne tiltaksplanen hevdes det (s. 14) at den største utfordringen som er identifisert er utslipp av urensed avløpsvann pga. lekkasjer og overløp. Som det går frem av **Figur 75** så utgjør tilførsel fra lekkasjer og overløp bare rundt 4 % av tilførselen av biotilgjengelig nitrogen til Ytre Oslofjord. Det tas forbehold om at det kan være at en del lekkasjer og overløp som ikke er rapportert inn, og at beregningene i denne rapporten underestimerer andelen av tilførselsene som kommer fra disse kildene i en viss grad, men det vil fortsatt være rensed avløpsvann og avrenning fra jordbruket som er de dominerende menneskelige kildene. Lekkasjer og overløp er helt klart et betydelig problem, men for å bedre den økologiske tilstanden for hele Oslofjorden sett under ett vil det være nødvendig i tillegg å sette inn tiltak rettet mot nitrogen som slippes ut sammen med rensed avløpsvann.

Erfaringer fra Chesapeake Bay i USA, som er et område som er sammenlignbart med Ytre Oslofjord, viser at reduksjon i tilførsel av nitrogen kan ha en betydelig positiv effekt på den økologiske tilstanden. Over en periode på 30 år har konsentrasjon av nitrogen blitt redusert med 23 % og fosfor 8 %, og dette har ført til en tredobling av utbredelsesarealet til undervannsvegetasjon. Dette viser at det nytter å redusere tilførselen, men reduksjonen bør antageligvis være av samme størrelsesorden før en ser tilsvarende positive effekter i Oslofjordens randområder. I sentrale deler av fjorden, som Breiangen som ser ut til å være på grensen mellom moderat og god økologisk tilstand, bør sannsynligvis konsentrasjonen av nitrogen i vannmassene reduseres med minst 10 %, for å unngå at tilstanden havner permanent i klassen «moderat» eller dårligere. For å følge opp at tilførsel til fjorden reduseres over tid bør det innføres grenseverdier for den maksimale daglige tilførsel.

⁶¹ <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/helhetlig-tiltaksplan-for-en-ren-og-rik-oslofjord-med-et-aktivt-friluftsliv/id2842258/>

14 Referanser

- Aksnes, Dag L., Dupont, N., Staby, A., Fiksen, O., Kaartvedt, S., & Aure, J. (2009). Coastal water darkening and implications for mesopelagic regime shifts in Norwegian fjords. *Marine Ecology Progress Series*, 387, 39–49. <https://doi.org/10.3354/meps08120>
- Alve E. (1991). Foraminifera, climatic change, and pollution: a study of late Holocene sediments in Drammensfjord, southeast Norway. *The Holocene*, 1 (1991) pp. 243-261.
- Alve E. (2000). Environmental Stratigraphy. A case study reconstruction bottom water oxygen conditions in Frierfjord, Norway, over the past five centuries. In: Martin R.E. (ed.) *Environmental Micropaleontology, Volume 15 Topics in Geobiology*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 2000.
- Anesio A.M., Granéli W., Aiken G.R., Kieber D.J. & Mopper K. (2005) Effect of Humic Substance Photodegradation on Bacterial Growth and Respiration in Lake Water. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(10): 6267–6275.
- Ator, S.W., Blomquist, J.D., Webber, J.S., and Chanut, J.G., 2020, Factors driving nutrient trends in streams of the Chesapeake Bay watershed: *Journal of Environmental Quality*, v. 49, no. 1, p. 812–834, accessed July 20, 2020, at <https://doi.org/10.1002/jeq2.20101>.
- Aure, J., & Danielssen, D. S. (1996). Fjordbassengene i Ytre Oslofjord. Oksygenforbruk, organisk belastning og vannutskifting. (Fjord basins of the Ytre Oslofjord, oxygen consumption, organic load and water exchange).
- Aure, J., D. Danielssen, & E. Svendsen. (1998). The origin of Skagerrak coastal water off Arendal in relation to variations in nutrient concentrations. *Ices Journal of Marine Science* 55:610-619.
- Avramidis P.; Nikolaou K.; Bekiari V. 2015. Total Organic Carbon and Total Nitrogen in Sediments and Soils: A Comparison of the Wet Oxidation – Titration Method with the Combustion-Infrared Method. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*. 4 (2015) 425 – 430. doi:10.1016/j.aaspro.2015.03.048
- Baden, S., Emanuelsson, A., Pihl, L., Svensson, C.J. and Åberg, P. (2012). Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 451:61–73
- Berge, D. 1987: Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 - 15 m., NIVA-rapport Lnr 2001: 44 sider.
- Bioforsk (2007) Infiltrasjonsanlegg som renseløsning - mindre avløpsrenseanlegg (<50 pe). Bioforsk TEMA 2(25). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmloi/bitstream/handle/11250/2465782/Bioforsk-TEMA-2007-02-25.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Borgersen, G. (2021). Undersøkelse av bløtbunnsfauna i Vestfold og Telemark i 2020. NIVA-rapport;7614-2021

Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 1100–1114.

Borja, A., Barbone, E., Basset, A., Borgersen, G., Brkljacic, M., Elliott, M., Garmendia, J.M., Marques, J.C., Mazik, K., Muxika, I., Neto, J. M., Norling, K., Germán Rodríguez, J., Rosati, I., Rygg, B., Teixeira, H., Trayanova, A., 2011. Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (3), 499-513.

Boyer, J.N., C.R. Kelble, P.B. Ortner & D.T. Rudnick. 2009. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators* 9S:S56-S67.

Bratlie J.L., Holtan H. og Åstebøl S.O. (1995) Miljøsmål for vannforekomstene. Tilførselsberegninger. NIVA-rapport TA-1139/1995, 70 sider.

Brkljacic, Marijana Stenrud; Borgersen, Gunhild; Gitmark, Janne; Rinde, Eli; Tveiten, Lise Ann. 2017. Undersøkelser i kystvann i Østfold 2016 - Hunnebotn og Vauerkilen. NIVA-rapport 7159-2017. 20s + vedlegg.

Braaten, Hans Fredrik Veiteberg; Gundersen, Cathrine Brecke; Kaste, Øyvind; Sample, James Edward; Hjermann, Dag Øystein; Norling, Magnus Dahler; Guerrero, Jose-Luis; Allan, Ian; Nizzetto, Luca. 2020. The Norwegian river monitoring programme 2019 – water quality status and trends. NIVA-rapport 7564-2020. 110 sider.

Burson, A., Stomp, M., Akil, L., Brussaard, C.P.D. and Huisman, J. (2016), Unbalanced reduction of nutrient loads has created an offshore gradient from phosphorus to nitrogen limitation in the North Sea. *Limnol. Oceanogr.*, 61: 869-888. <https://doi.org/10.1002/lno.10257>

Bye A.S., Aarstad P.A., Løvberget A.I., Rognstad O. og Storbråten B. (2020) Jordbruk og miljø 2019, Tilstand og utvikling. SSB-rapport 2020/3, 196 sider.

Bøhler T. (1987) Users guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. Lillestrøm (NILU TR 8/87).

Carstensen, J., Conley, D. J., Almroth-Rosell, E., Asmala, E., Bonsdorff, E., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B. G., Gustafsson, C., Heiskanen, A., Janas, U., Norkko, A., Slomp, C., Villnäs, A., Voss, M. & Zilius, M. (2020). Factors regulating the coastal nutrient filter in the Baltic Sea. *Ambio*, 49(6), 1194-1210.

Christie H.; Rinde E. 2020. Tre ålegrasenger på Skagerrakkysten: Forvarsel om en naturtype i forfall? NIVA-notat, journalnr. 0448/20. 10s.

Culhane, F. E., Briers, R. A., Tett, P., Fernandes, T. F., 2019. Response of a marine benthic invertebrate community and biotic indices to organic enrichment from sewage disposal. *J Mar Biol Assoc* 99, 1721-1734.

Crowe S.A., Treusch A.H., Forth M., Li J., Magen C., Canfield D.E., Thamdrup B. and Katsev S. (2017) Novel anammox bacteria and nitrogen loss from Lake Superior. *Scientific Reports* 7: 13757, DOI:10.1038/s41598-017-12270-1

Dahl E., Lindahl O., Paasche E., Thronsen J. (1989) The Chrysochromulina polylepis Bloom in Scandinavian Waters During Spring 1988. In: Coper E.M., Bricelj V.M., Carpenter E.J. (eds) *Novel Phytoplankton Blooms. Coastal and Estuarine Studies (formerly Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies)*, vol 35. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75280-3_23

Dawson, R., and K. Murphy (1972), The temperature dependency of biological denitrification, *Water Res.*, 6, 71–83, doi:10.1016/0043-1354(72)90174-1.

Dupont, N., & Aksnes, D. L. (2013). Centennial changes in water clarity of the Baltic Sea and the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 131, 282–289. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.08.010>

Durand P., Breuer L., Johnes P.J., Billen G., Butturini A., Pinay G., van Grinsven H., Garnier J., Rivett M., Reay D.S., Curtis C., Siemens J., Maberly S., Kaste Ø., Humborg C., Loeb R., de Klein J., Hejzlar J., Skoulikidis N., Kortelainen P., Lepistö A. and Wright R. (2011) Nitrogen processes in aquatic ecosystems. Chapter 7 in *The European Nitrogen Assessment*, (ed.) Mark A. Sutton, Clare M. Howard, Jan Willem Erisman, Gilles Billen, Albert Bleeker, Peringe Grennfelt, Hans van Grinsven and Bruna Grizzetti. Published by Cambridge University Press. © Cambridge University Press 2011, with sections © authors/European Union.

Edvardsen. 1993. Toxicity of Chrysochromulina species (Prymnesiophyceae) to the brine shrimp *Attemia salina*. In *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea* T.J. Smayda and Y. Shimizu, editors. Elsevier Science Publishers B.V.

EMEP (2020) Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components. EMEP Report 1/2020, 270 pages.

Fagerli, C. W.; Trannum, H. C.; Staalstrøm, A.; Eikrem, W.; Sørensen, K.; Marty, S.; Frigstad, H.; Gitmark, J. K.; (2020). ØKOKYST – DP Skagerrak. Årsrapport 2019. NIVA-rapport 7504, ISBN 978-82-577-7239-0. 128 s.

Fagerli, C. W., et al. (2021). ØKOKYST – DP Skagerrak. Årsrapport 2020. M-1964. 126 s.

Filbee Dexter K. og T. Wernberg (2018). Rise of Turfs: A New Battlefield for Globally Declining Kelp Forests. *BioScience* / Vol. 68 No. 2.

Fredriksen S og Rueness J. 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Bentsalger i Ytre Oslofjord, NIVA-rapport 2388-1990. 63s.

Fridolfsson, E., Lindehoff, E., Legrand, C., & Hylander, S. (2018). Thiamin (vitamin B1) content in phytoplankton and zooplankton in the presence of filamentous cyanobacteria. *Limnology and Oceanography*, 63(6), 2423-2435.

Fridolfsson, E. (2019). Thiamin (vitamin B1) in the aquatic food web (Doctoral dissertation, Linnaeus University Press).

- Frigstad, H., Andersen, T., Hessen, D. O., Jeansson, E., Skogen, M., Naustvoll, L.-J., Miles, M. W., Johannessen, T., & Bellerby, R. G. J. (2013). Long-term trends in carbon, nutrients and stoichiometry in Norwegian coastal waters: Evidence of a regime shift. *Progress in Oceanography*, 111, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.01.006>
- Frigstad, H., Andersen, G. S., Trannum, H. C., Naustvoll, L. J., Kaste, Ø., & Hjermann, D. Ø. (2018). Synthesis of climate relevant results from selected monitoring programs in the coastal zone. Part 2: Quantitative analyses. NIVA-rapport.
- Frigstad, H., Kaste, O., Deininger, A., Kvalsund, K., Christensen, G., Bellerby, R. G. J., Sorensen, K., Norli, M., & King, A. L. (2020). Influence of Riverine Input on Norwegian Coastal Systems. *Frontiers in Marine Science*, 7, 332. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00332>
- Frigstad, H., Andersen, T., Hessen, D. O., Jeansson, E., Skogen, M., Naustvoll, L.-J., Miles, M. W., Johannessen, T., & Bellerby, R. G. J. (2013). Long-term trends in carbon, nutrients and stoichiometry in Norwegian coastal waters: Evidence of a regime shift. *Progress in Oceanography*, 111, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.01.006>
- Frigstad, H., T. Harvey, A. Deininger and A. Poste. (2020). Increased light attenuation in Norwegian coastal waters
- A literature review. NIVA report 7551-2020 / M-1808 | 2020.
- Gerdhard L. J., Lichtschlag, A., Ramette, A., Pantoja, S., Rossel, P.E., Schubert, C.J., Struck, U., Boetius, A. (2017). Hypoxia causes preservation of labile organic matter and changes seafloor microbial community composition (Black Sea). *Science Advances* Vol. 3, no. 2, DOI: 10.1126/sciadv.1601897
- Gjerstad K.I., Wathne B.M., Høgåsen T., Aarrestad P.A. og Reitan O. (2008) Spredningsberegninger og konsekvensvurdering av nitrogenavsetning fra Yara Porsgrunn. NILU-rapport OR 6/2008, ISBN 978-82-425-1946-7, 35 sider.
- Gundersen C.B., Kaste Ø., Sample J., Braaten H.F.V., Selvik J.H., Hjermann D.Ø., Norling M.D. og Calidonio J.-L.G. (2019) The Norwegian river monitoring programme – water quality status and trends in 2018. NIVA Report 7441-2019, 94 pages + appendix.
- Gundersen, C. B., Oyvind Kaste, James Sample, Hans Fredrik Veiteberg Braaten, John Rune Selvik, Dag Oystein Hjermann, Magnus Dahler Norling, & Jose-Luis Guerrero Calidonio. (2019). *The Norwegian river monitoring programme – water quality status and trends in 2018*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1508/m1508.pdf>
- Harvey, E. T., Walve, J., Andersson, A., Karlson, B., & Kratzer, S. (2019). The Effect of Optical Properties on Secchi Depth and Implications for Eutrophication Management. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00496>
- Helton A.M., Poole G.C., Meyer J.L., Wollheim W.M., Peterson B.J., Mulholland P.J., Bernhardt E.S., Stanford J.A., Arango C., Ashkenas L.R., Cooper L.W., Dodds W.K., Gregory S.V., Hall R.O.Jr, Hamilton S.K., Johnson S.L., McDowell W.H., Potter J.D., Tanks J.L, Thomas S.M., Valett H.M., Webster J.R. and Zeglin L. (2010) Thinking outside the channel: modeling nitrogen cycling in networked river ecosystems. *Front Ecol Environ* 2011; 9(4): 229-238, doi:10.1890/080211.

Holtan H., S. O. Åstebøl & J. L. Bratli 1995. Tilførselsberegninger. Miljøsmål for vannforekomster. SFT-veileder nr. 95:02. ISBN-nr. 82-7655-258-7.

<https://www.nb.no/nbsok/nb/d47a342fd2e7d365f4d68d94b5ac3bab?lang=no#19>

Hyer, K.E., Phillips, S.W., Ator, S.W., Moyer, D.L., Webber, J.S., Felver, R., Keisman, J.L., McDonnell, L.A., Murphy, R., Trentacoste, E.M., Zhang, Q., Dennison, W.C., Swanson, S., Walsh, B., Hawkey, J., and Taillie, D., 2021, Nutrient trends and drivers in the Chesapeake Bay Watershed: U.S. Geological Survey Fact Sheet 2020–3069, 4 p., <https://doi.org/10.3133/fs20203069>.

Jägerskiöld L.A. 1971. A survey of the marine benthonic macrofauna along the Swedish west coast, 1921-38. Kungl. Vetenskaps- och vitterhetssamhället, Göteborg, p. 1-46

Jones, E., M. Chierici, I. Skjelvan, M. Norli, H. Frigstad, K.Y. Børsheim, H.H.Lødemel, T. Kutti, A.L. King, K. Sørensen, S. K. Lauvset, K. Jackson-Misje, L.B. Apelthun, T. de Lange, T. Johannessen, C. Mourgues og R. Bellerby. 2019. Monitoring ocean acidification in Norwegian seas in 2019, Rapport, Miljødirektoratet, M-1735 | 2020.

Kaste Ø, Skarbøvik E, Greipsland I, Gundersen CB, Austnes K, Skancke LB, et al. The Norwegian river monitoring programme - water quality status and trends 2017. Norwegian Environmental Agency report M 1168. NIVA report 7313-2018, 2018, pp. 101.

Larsen, S., Andersen, T., & Hessen, D. O. (2011). Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes. *Global Change Biology*, 17(2), 1186–1192.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02257.x>

Lefcheck, Jonathan S., Robert J. Orth, William C. Dennison, David J. Wilcox, Rebecca R. Murphy, Jennifer Keisman, Cassie Gurbisz, Michael Hannam, J. Brooke Landry, Kenneth A. Moore, Christopher J. Patrick, Jeremy Testa, Donald E. Weller, and Richard A. Batiuk. 2018. Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. *PNAS*. Vol. 115, no. 14, pp. 3658-3662.

Moland, E., Synnes, A. E., Naustvoll, L. J., Freitas, C., Norderhaug, K. M., Thormar, J., ... & Haga, A. (2021). Krafttak for kysttorsken-Kunnskap for stedstilpasset gjenoppbygging av bestander, naturtyper og økosystem i Færder-og Ytre Hvaler nasjonalparker. Rapport fra havforskningen.

Borgersen, G., Trannum, H. C., Gundersen, H., Vedal, J., 2019. Oppdatering av bløtbunnsartenes sensitivetsverdier. NIVA-rapport 7366. 72 s.

Moy, F. E., and H. Christie. 2012. Large-scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway. *Marine Biology Research* 8:309- 321.

Naustvoll, Lars Johan, Jonas Thormar, Elisabeth Lundsør, Tone Kroglund, Kjell Magnus Norderhaug, og Frithjof Moy. 2020. ØKOKYST – delprogram Klima. Årsrapport 2019. Miljødirektoratet, Rapport M-1612

NTNF/SFT, 1987. Tilstandsvurdering av avløpsnett. Brukerrapport ISBN 82-7337-157-3.

Omsted, G. (2019, 12. juli). Mer leppefisk ved kysten kan føre til at uønskede trådalger brer seg Hentet fra <https://forskning.no/fisk-hav-og-fiske-niva/mer-leppefisk-ved-kysten-kan-fore-til-at-uonskede-tradalger-brer-seg/1354649>

Omsted, G. (2020, 20. desember). Norsk kystvann er under press: Nødvendig med krafttak for flere arter. Hentet fra <https://forskning.no/biologisk-mangfold-naturressursforvaltning-niva/norsk-kystvann-er-under-press-nodvendig-med-krafttak-for-flere-arter/1782777>

Oug, E., 2013. Klassifisering av miljøtilstand i industrifjorder. Hvor godt samsvarer miljøgifter og bløtbunnsfauna? Miljødirektoratets rapportserie M-75.

OSPAR. 2017. OSPAR Intermediate Assessment 2017.

Pedersen M.F. 1995. Nitrogen limitation of photosynthesis and growth: comparison across aquatic plant communities in a Danish estuary (Roskilde fjord). *Ophelia*, 41 (1995), pp. 261-272

Pihl L, Svenson A, Moksnes PO, Wennehage H (1999) Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J. Sea Res.* 41, 281–295. doi: 10.1016/S1385-1101(99)00004-0

Pihl L, Isaksson, H Wennhage, P.-O Moksnes. 1995. Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. *Neth. J. Aquat. Ecol.*, 29 (1995), pp. 349-358.

Radach, G., Patsch, J., 2007. Variability of continental riverine freshwater and nutrient inputs into the North Sea for the years 1977–2000 and its consequences for the assessment of eutrophication. *Estuaries and Coasts* 30, 66–81.

Reddy S., Nagaraja M.S., Raj T.S.P., Patiul A.S.P. and Dhumgond P. (2014) Elemental analysis, e4/e6 ratio and total acidity of soil humic and fulvic acids from different land use systems. *Annals of Plant and Soil Research* 16(2): 89-92.

Rinde, E., T. Tjomsland, D. O. Hjermann, M. Kempa, P. Norling, and V. S. Kolluru. 2017. Increased spreading potential of the invasive Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) at its northern distribution limit in Europe due to warmer climate. *Marine and Freshwater Research* 68:252- 262.

Rinde E., Bekkby T., Kvile K., Andersen GS., Brkljacic M., Anglès d'Auriac M., Christie H., Fagerli CW., Fredriksen S., Moy S., Staalstrøm A., og Tveiten L. 2021. Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. NIVA-rapport 7605-2021. 61s + vedlegg.

Roleda MY, Hurd CL (2019) Seaweed nutrient physiology: Application of concepts to aquaculture and bioremediation. *Phycologia* 58:552-562.

Rosenberg R, R Elmgren, S Fleischer, P Jonsson, G Persson, H Dahlin. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio*, 19 (1990), pp. 102-108.

Sakshaug, E. 1977. Limiting nutrients and maximum growth rates for diatoms in Narragansett Bay. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 28:109-123.

Selvik J.R., Tjomsland T. og Eggestad H.O. (2007) Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2006. NIVA-rapport 5512-2007, 6 sider.

Skarbøvik E, Allan I, Sample JE, Greipsland I, Selvik JR, Schanke LB, Beldring S, Stålnacke P, Kaste Ø. 2017. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2016. NIVA report 7217-2017, Norwegian Environment Agency report M-862-2017, 206 pp.

Skiple A. og Bratlie J.L. (1997) TEOTIL. Vurdering av det teoretiske grunnlaget for retensjonsberegningene. NIVA-rapport 3604-97, 30 sider.

Sogn Andersen G, Moy FE, Christie H. 2019. In a squeeze: Epibiosis may affect the distribution of kelp forests. *Ecol Evol.* 2019; 9:2883–2897. <https://doi.org/10.1002/ece3.4967>.

Sundene, O. (1953). *The Algal Vegetation of Oslofjord*. Oslo: Det Norske videnskaps-akademi i Oslo.

Statens vegvesen (2002) Luftforurensing fra vegtrafikken - Fakta, spørsmål og svar. Informasjonshfte utarbeidet av Rådgivergruppen AS Civitas, 47 sider.

Sterner, W. R. and Elser, J. J.: *Ecological Stoichiometry, the Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*, Princeton University Press, 2002.

Storhaug R. og Åstebøl S.O. (2015) Avrenning av miljøgifter fra tette flater – Literaturstudium. Aquateam-COWI-rapport 15-003, 42 sider.

Sægvog S. (2019) Ledningsteknologi for vann og avløp. I Halvard Ødegaard (red.) *Vann- og avløpsteknikk*. Norsk Vann E-bokutgave, ISBN 978-82-414-0418-4.

Thingstad, T. F., R. G. J. Bellerby, G. Bratbak, K. Y. Borsheim, J. K. Egge, M. Heldal, A. Larsen, C. Neill, J. Nejtgaard, S. Norland, R. A. Sandaa, E. F. Skjoldal, T. Tanaka, R. Thyrhaug, and B. Topper. 2008. Counterintuitive carbon-to-nutrient coupling in an Arctic pelagic ecosystem. *Nature* **455**:387-U337.

Tjomsland T., Selvik J.R. og Brænden R. (2010) Teotil – Model for calculation of source dependent loads in river basins. NIVA-rapport 5914-2010, 58 sider.

Walday, M., Borgersen, G., Beylich, B., Eikrem, W., Gitmark, J.K., Naustvoll, L.J., Selvik, J.R., Staalstrøm, A. (2019). Overvåking av Ytre Oslofjord i 2014-2018. 5-årsrapport. NIVA-rapport 7423-2019.

de Wit, H. A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G. A., Futter, M. N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D. O., Raike, A., Laudon, H., & Vuorenmaa, J. (2016). Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science & Technology Letters*, *3*(12), 430–435. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00396>

Åstebøl S.O., Kjølholt J., Hvitved-Jacobsen T., Berg G. og Saunes H. (2012) Beregning av forurensning fra overvann. COWI-rapport til Klif desember 2012, 70 sider.

Vedlegg A. Kyst-REGINE-enheter og vassdrag som drenerer til de enkelte fjordområdene

Tabell 45. Kystreginer som drenerer til de enkelte fjordområdene.

Nr.	Fjordområde	REGINE-enhet	Avrenningsareal		Vannføring
			km ²	andel	mill. m ³ /år
0	Drøbakksund-bassenget	004.3	34,9	1,00	8,1
		010.1	25,6	1,00	6,8
		010.21	24,4	1,00	7,8
		004.2	48,7	0,95	9,6
		Samlet	133,53		32,3
1	Drammensfjorden	011.2	25,7	1,00	9,7
		011.3	31,8	1,00	11,3
		011.4	7,9	1,00	2,8
		012.1	48,4	1,00	29,1
		012.21	2,5	0,67	1,5
		Samlet	116,4		54,4
2	Sandebukta	013.12	1,7	1,00	0,2
		013.110	39,8	0,90	5,0
		013.2	28,6	0,50	7,2
		Samlet	70,2	2,40	12,4
3	Breiangen vest	010.32	66,2	0,95	7,1
		011.1	21,1	1,00	7,0
		012.22	16,4	1,00	9,9
		012.31	5,8	1,00	3,3
		012.32	5,7	1,00	3,0
		013.31	2,3	1,00	0,1
		012.21	1,3	0,33	0,8
		013.110	4,4	0,10	0,6
		013.2	28,6	0,50	7,2
		013.32	1,9	0,05	0,2
		Samlet	153,8		39,1
4	Breiangen øst	004.1	4,9	1,00	0,7
		003.3	40,3	0,50	9,4
		010.22	17,0	1,00	1,8
		010.31	0,6	1,00	0,1
		003.3	40,3	0,50	9,4
		004.2	2,6	0,05	0,5

Nr.	Fjordområde	REGINE-enhet	Avrennings-areal		Vannføring
			km ²	andel	mill. m ³ /år
		010.32	3,5	0,05	0,4
		013.32	1,9	0,05	0,2
		Samlet	111,0		22,4
5	Mossesundet	003.2Z	6,7	1,00	2,0
		003.A1	26,9	0,33	6,3
		Samlet	33,6		8,2
6	Horten	013.32	34,1	0,90	3,4
		Samlet	34,1		3,4
7	Krogstadjorden og Kurefjorden	003.130	8,3	1,00	2,2
		003.14	10,3	1,00	2,8
		003.150	13,2	1,00	3,1
		003.120	26,5	0,90	6,7
		Samlet	58,2		14,8
8	Bastø	013.4	67,8	0,50	5,1
		Samlet	67,8		5,1
9	Moss - Larkollen	003.160	40,4	1,00	7,1
		003.170	4,5	1,00	1,0
		003.18	21,3	1,00	4,5
		003.3	13,4	0,17	3,1
		Samlet	79,5	3,17	15,8
10	Bolærne	013.4	67,8	0,50	5,1
		014.11	1,22	0,20	0,3
		014.2	37,7	0,20	4,3
		Samlet	106,7		9,8
11	Missingene	002.320	80,1	1,00	15,8
		003.110	57,6	1,00	10,1
		002.31	23,5	0,67	3,9
		003.120	2,9	0,10	0,7
		Samlet	164,1		30,5
12	Tønsbergfjorden	014.12	10,9	1,00	3,7
		014.41	14,6	1,00	4,2
		014.420	9,1	1,00	1,3
		014.51	22,5	1,00	3,2
		014.520	2,9	1,00	0,5
		014.530	0,8	1,00	0,3
		014.54	21,3	1,00	1,8
		014.11	4,9	0,80	1,4
		014.2	113,1	0,60	12,9
		014.3	125,5	0,45	7,1
		Samlet	325,6		36,3

Nr.	Fjordområde	REGINE-enhet	Avrennings-areal		Vannføring
			km ²	andel	mill. m ³ /år
13	Iddefjorden	001.10	1,4	1,00	0,4
		001.21	0,2	1,00	0,0
		001.2210	5,5	1,00	1,5
		001.2220	5,1	1,00	1,4
		001.2230	8,3	1,00	2,0
		001.224	9,6	1,00	2,6
		001.310	2,1	1,00	0,6
		001.320	2,9	1,00	0,7
		001.33	6,2	1,00	1,7
		Samlet	41,4		10,9
14	Singlefjorden	002.1110	15,5	1,00	5,6
		002.1120	14,8	1,00	4,9
		002.1130	8,3	1,00	3,0
		002.114	37,8	1,00	13,7
		002.41	41,9	0,33	12,4
		Samlet	118,3		39,5
15	Ramsøflaket	002.1160	23,1	1,00	7,6
		002.1170	11,1	1,00	3,6
		002.1180	2,3	1,00	0,8
		002.1190	5,1	1,00	1,8
		002.12	22,1	1,00	8,0
		002.1150	31,3	0,90	11,3
		002.21	7,3	0,20	2,4
		002.41	62,8	0,50	18,6
		002.42	118,9	0,80	15,6
		002.43	18,4	0,75	5,5
		002.44	59,0	0,33	5,8
		Samlet	361,5		81,1
16	Lera	002.220	11,4	1,00	3,8
		002.21	29,2	0,80	9,6
		002.44	59,0	0,33	5,8
		Samlet	99,6		19,2
17	Hunnebunn	002.1150	3,5	0,10	1,3
		Samlet	3,48		1,3
18	Søstrene	002.31	11,8	0,33	1,9
		002.44	59,0	0,33	5,8
		Samlet	70,8		7,8
19	Torbjørnskjær	002.41	20,9	0,17	6,2
		002.42	29,7	0,20	3,9
		002.43	6,1	0,25	1,8

Nr.	Fjordområde	REGINE-enhet	Avrennings-areal		Vannføring
			km ²	andel	mill. m ³ /år
		Samlet	56,8		11,9
20	Tjøme	014.2	18,9	0,10	2,1
		014.3	167,4	0,60	9,5
		Samlet	186,2		11,7
21	Færder	014.3	13,9	0,05	0,8
		Samlet	13,9		0,8
22	Mefjorden	015.1	34,9	1,00	9,3
		Samlet	34,9		9,3
23	Sandefjord	015.210	38,1	1,00	13,5
		015.22	27,8	0,50	2,5
		Samlet	65,9		15,9
24	Larviksfjorden	015.3	50,0	1,00	19,9
		015.41	4,8	1,00	2,3
		015.42	52,27	0,95	11,6
		Samlet	107,0		33,8
25	Svenner	015.22	27,8	0,50	2,5
		015.42	2,8	0,05	0,6
		015.510	36,5	0,90	8,1
		Samlet	67,1		11,1
26	Langesundsbukta	015.52	34,9	1,00	6,2
		015.510	4,1	0,10	0,9
		017.13	3,2	0,05	0,7
		017.110	7,8	1,00	2,3
		017.12	11,7	1,00	3,7
		Samlet	61,7		13,7
27	Frierfjorden	016.41	35,5	1,00	17,6
		016.42	1,0	1,00	0,6
		016.32	15,7	0,50	9,7
		016.5	48,6	0,90	32,1
		Samlet	100,8		60,0
28	Langesundsfjorden	016.10	3,8	0,05	1,9
		016.31	26,6	0,90	16,5
		016.32	15,7	0,50	9,7
		016.5	5,4	0,10	3,6
		Samlet	51,5	1,55	31,64
29	Håøyafjorden	016.210	6,2	1,00	3,8
		016.22	0,5	1,00	0,3
		016.23	23,7	1,00	14,7
		016.10	72,2	0,95	35,8
		016.31	3,0	0,10	1,8

Nr.	Fjordområde	REGINE-enhet	Avrennings-areal		Vannføring
			km ²	andel	mill. m ³ /år
		Samlet	105,5		56,4
30	Jomfrulandsrenna	017.21	14,0	1,00	4,5
		017.13	61,1	0,95	12,4
		017.221	144,5	0,85	20,9
		Samlet	219,6		37,8
31	Jomfruland	017.221	8,5	0,05	1,2
		Samlet	8,5		1,2
32	Kragerø	017.222	22,6	1,00	6,5
		017.31	23,8	1,00	8,3
		017.32	20,6	1,00	7,8
		017.221	17,0	0,10	2,5
		Samlet	84,0		25,1
SAMLET			3 313		765

Tabell 1. Vassdrag som drener til den enkelte fjordområdene.

Nr.	Fjordområde	REGINE-enhet	Vassdrag/elv	Avrennings-areal	Vannføring
				km ²	mill. m ³ /år
0	Drøbakksund-bassenget	004.2Z	Solbergbekken	0	0,00
		Samlet		0	0,00
1	Drammensfjorden	011.A0	Lierelva	310	122
		012.A10	Drammensvassdraget	17 112	11 841
		Samlet		17 422	11 964
2	Sandebukta	013.11Z	Sandobekken	7	2,7
		013.1Z	Selvikelva	34	14,6
		013.A0	Sandevassdraget	193	95
		Samlet		234	112
3	Breiangen vest	012.2Z	Ebbestadelva	8	5,2
		012.3Z	Bergerelva	15	9,5
		013.3A	Borreelva	34	11,6
		Samlet		57	26,2
4	Breiangen øst	004.A0	Hølenelva	138	41
		010.2Z	Toftelva	18	8,6
		010.3A	Sageneelva	35	15,8
		Samlet		192	65,6
5	Mossesundet	003.2Z	Kambobekken	19	5,6
		003.A1	Mossevassdraget	688	222
		Samlet		707	228
7	Krogstadfjorden og	003.12Z	Krokstadbekken	14	3,8

Nr.	Fjordområde	REGINE-enhet	Vassdrag/elv	Avrennings-areal	Vannføring
				km ²	mill. m ³ /år
	Kurefjorden	003.13Z	Heiabekken	11	3,3
		003.15Z	Støtvikbekken	8	2,1
		003.1Z	Kureåa	14	4,2
		Samlet		47	13,4
9	Moss - Larkollen	003.16Z	Evjeåa	4	1,12
		003.17Z	Gunnarsbybekken	6	1,62
		Samlet		9	2,7
11	Missingene	002.32Z	Bekk til Elingårdskilen	8	3,5
		002.3Z	Slevikbekken	5	1,66
		003.11Z	Kallerødbekken	9	2,2
		Samlet		22	7,3
12	Tønsbergfjorden	014.42Z	Vårnesbekken	14	6,4
		014.4A	Melsombekken	18	7,8
		014.52Z	Rovebekken	12	5,5
		014.53Z	Unnebergsbekken	17	7,7
		014.A0	Aulivassdraget	364	168
		Samlet		425	195
13	Iddefjorden	001.1A1	Enningdalselva	779	319
		001.221Z	Bakkebekken	2	0,45
		001.222Z	Bekk til skottene	6	1,67
		001.223Z	Bekk til Ystehedekilen	8	2,3
		001.22Z	Kirkebekken	22	6,0
		001.2Z	Folkåa	27	7,7
		001.31Z	Remmenbekken	19	5,2
		001.32Z	Lundestadbekken	3	0,69
		001.3Z	Unnebergsbekken	17	4,3
		001.A1	Haldenvassdraget	1 588	502
		Samlet		2 472	849
14	Singlefjorden	002.111Z	Hjelmungbekken	30	10,8
		002.112Z	Bjønnengbekken	7	2,6
		002.113Z	Ingedalsbekken	27	10,5
		Samlet		63	24
15	Ramsøflaket	002.116Z	Ødegårdsbekken	3	0,83
		002.117Z	Ulvikbekken	3	0,92
		002.118Z	Søndre grimstadbekk	3	1,06
		002.119Z	Laverødbekken	3	1,15
		002.11Z	Skjebergbekken	30	11,9
		002.A1	Glommavassdraget	41 971	23 207
		Samlet		42 013	23 223
16	Lera	002.22Z	Fjellebekken	6	2,3

Nr.	Fjordområde	REGINE-enhet	Vassdrag/elv	Avrennings-areal	Vannføring
				km ²	mill. m ³ /år
		002.2A	Seutelva	117	50
		Samlet		123	52
17	Hunnebu	002.115Z	Bekk til Hunnebotn	4	1,50
		Samlet		4	1,50
23	Sandefjord	015.2Z	Istreelva	27	17,9
		Samlet		27	17,9
24	Larviksfjorden	015.4A	Siljanvassdraget	492	476
		015.A1	Numedalslågen	5 554	4 923
		Samlet		6 046	5 399
25	Svenner	015.51Z	Foldvikbekken	7	4,9
		Samlet		7,40	4,9
26	Langesundsbukta	015.5A	Hallevassdraget	60	42
		017.11A	Rognsbekken	8	3,7
		017.1Z	Åbyelva	50	24
		Samlet		118	71
27	Frierfjorden	016.4A0	Herreelva	262	148
		016.A11	Skien vassdraget	10 811	11 317
		Samlet		11 073	11 465
28	Langesundsfjorden	016.3Z	Herregårdsbekken	18	12,0
		Samlet		18	12,0
29	Håøyafjorden	016.1Z	Mørjebekken	12	7,6
		016.21Z	Langangsbekken	8	5,3
		016.2Z	Viersdalsbekken	8	5,7
		Samlet		28	18,7
30	Jomfrulandsrenna	017.2Z	Lona	63	36
		Samlet		63	36
32	Kragerø	017.22A	elv fra Hullvatnet	27	16,4
		017.3Z	Kjølbrennelva	48	27
		017.A1	Kragerø vassdraget	1 238	944
		Samlet		1 314	987

Vedlegg B. TEOTIL-estimerte tilførsler til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018

Tabell 46. TEOTIL-estimerte tilførsler til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2018.

Utslippssted	Enhet	Rense- anlegg	Spredt avløp	Industri	Land- bruk	Urbant overvann	Bakgrunn	TOTALT	Andel utslipp Y.O.	
0 – Drøbakksundbassenget										
Direkte	tonn N/år	182	4,9	0,00	76	2,2	18,8	284	0,88 %	
	%-andel	65 %	1,71 %	0 %	27 %	0,79 %	6,6 %	100 %		
Små vassdrag	tonn N/år	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
	%-andel	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %		
Totalt	tonn N/år	182	4,9	0,00	76	2,2	18,8	284		
	%-andel	64 %	1,71 %	0 %	27 %	0,79 %	6,6 %	100 %		
1 – Drammensfjorden										
Direkte	tonn N/år	363	2,6	0	32	2,5	14	415		15,76 %
	%-andel	7,2 %	0,052 %	0 %	0,63 %	0,049 %	0,28 %	8,2 %		
Lierelva	tonn N/år	99	10,1	0	165	2,0	70	345		
	%-andel	2,0 %	0,20 %	0 %	3,2 %	0,039 %	1,38 %	6,8 %		
Drammens- vassdraget	tonn N/år	541	154	12,3	1300	21	2278	4306		
	%-andel	10,7 %	3,04 %	0,24 %	26 %	0,42 %	45 %	85 %		
Totalt	tonn N/år	1003	167	12,3	1497	26	2362	5067		
	%-andel	20 %	3,29 %	0,24 %	30 %	0,51 %	47 %	100 %		
2 – Sandebukta										
Direkte	tonn N/år	68	1,00	17,0	30	0,83	7,11	124	1,04 %	
	%-andel	20 %	0,30 %	5,1 %	8,9 %	0,25 %	2,1 %	37 %		
Små vassdrag	tonn N/år	0,00	8,1	0,00	147	1,38	56	212		
	%-andel	0 %	2,4 %	0 %	44 %	0,41 %	16,6 %	63 %		
Totalt	tonn N/år	68	9,1	17,0	176	2,2	63	335		
	%-andel	20 %	2,7 %	5,1 %	53 %	0,66 %	18,7 %	100 %		
3 – Breiangen vest										
Direkte	tonn N/år	119	3,4	17,0	56	2,0	16,3	152		0,89 %
	%-andel	42 %	1,2 %	6,0 %	19,6 %	0,7 %	5,7 %	68 %		
Små vassdrag	tonn N/år	0	3,2	0	51	0,39	17,0	71		
	%-andel	0 %	1,1 %	0 %	17,9 %	0,1 %	6,0 %	32 %		
Totalt	tonn N/år	119	6,5	17,0	107	2,4	33	285		
	%-andel	42 %	2,3 %	6,0 %	37 %	0,8 %	11,7 %	100 %		
4 – Breiangen øst										
Direkte	tonn N/år	0	0,84	0	11,5	1,92	4,1	18,4	0,89 %	
	%-andel	%	0,29 %	0 %	4,0 %	0,67 %	1,43 %	6,4 %		
Små vassdrag	tonn N/år	2,3	11,3	0	198	1,79	54	268		
	%-andel	0,81 %	4,0 %	0 %	69 %	0,62 %	19,0 %	94 %		

Utslippssted	Enhet	Rense- anlegg	Spredt avløp	Industri	Land- bruk	Urbant overvann	Bakgrunn	TOTALT	Andel utslipp Y.O.	
Totalt	tonn N/år	2,3	12,2	0	210	3,7	58	286		
	%-andel	0,8 %	4,2 %	0 %	73 %	1,3 %	20 %	100 %		
5 – Mossesundet										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	86	0,24	0	3,2	0,61	1,53	92	1,36 %	
	%-andel	20 %	0,054 %	0 %	0,74 %	0,140 %	0,35 %	21 %		
<i>Mosse- vassdraget</i>	tonn N/år	6,4	12,4	0	186	3,0	127	335		
	%-andel	1,47 %	2,8 %	0 %	43 %	0,69 %	29 %	77 %		
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0	0,65	0	5,1	0,57	2,9	9,1		
	%-andel	0 %	0,148 %	0 %	1,17 %	0,130 %	0,65 %	2,1 %		
Totalt	tonn N/år	93	13,3	0	195	4,2	131	436		
	%-andel	21 %	3,0 %	0 %	45 %	0,963 %	30 %	100 %		
6 – Horten										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0,0	0,05	0,00	0,95	1,19	0,32	2,5		0,0078 %
	%-andel	0 %	2,1 %	0 %	38 %	47 %	12,7 %	100 %		
Totalt	tonn N/år	0,0	0,05	0,00	0,95	1,19	0,32	2,5		
	%-andel	0 %	2,1 %	0 %	38 %	47 %	12,7 %	100 %		
7 – Krogstadjorden og Kurefjorden										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	23	0,97	0	22	0,34	6,6	53	0,39 %	
	%-andel	18,7 %	0,78 %	0 %	17,8 %	0,28 %	5,3 %	43 %		
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0	2,4	0	54	0,81	14,0	71		
	%-andel	0 %	2,0 %	0 %	43 %	0,65 %	11,3 %	57 %		
Totalt	tonn N/år	23	3,4	0	76	1,15	21	124		
	%-andel	18,7 %	2,7 %	0 %	61 %	0,93 %	16,6 %	100 %		
8 – Badstø										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	9,4	0,72	1,15	17,7	1,66	3,6	34	0,106 %	
	%-andel	28 %	2,1 %	3,4 %	52 %	4,9 %	10,4 %	100 %		
Totalt	tonn N/år	9,4	0,72	1,15	17,7	1,66	3,6	34		
	%-andel	28 %	2,1 %	3,4 %	52 %	4,9 %	10,4 %	100 %		
9 – Moss - Larkollen										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	0,27	0	5,0	1,52	1,78	8,5	0,64 %	
	%-andel	0 %	0,132 %	0 %	2,4 %	0,74 %	0,86 %	4,1 %		
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	180	0,65	0	13,6	0,156	3,2	198		
	%-andel	87 %	0,31 %	0 %	6,6 %	0,075 %	1,55 %	96 %		
Totalt	tonn N/år	180	0,92	0	18,5	1,68	5,0	207		
	%-andel	87 %	0,44 %	0 %	9,0 %	0,81 %	2,4 %	100 %		
10 – Bolærne										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	309	2,2	1,15	24	2,0	5,1	343	0,60 %	
	%-andel	90 %	0,64 %	0,34 %	6,9 %	0,60 %	1,5 %	100 %		
Totalt	tonn N/år	309	2,2	1,15	24	2,0	5,1	343		
	%-andel	90 %	0,64 %	0,34 %	6,9 %	0,60 %	1,5 %	100 %		
11 – Missingene										

Utslippssted	Enhet	Rense- anlegg	Spredt avløp	Industri	Land- bruk	Urbant overvann	Bakgrunn	TOTALT	Andel utslipp Y.O.
Direkte	tonn N/år	0	0,30	0	11,6	0,30	4,9	19,4	0,12 %
	%-andel	0 %	0,83 %	0 %	32 %	0,82 %	13,3 %	47 %	
Små vassdrag	tonn N/år	0	0,32	0	13,7	0,15	5,2	19,4	
	%-andel	0 %	0,88 %	0 %	38 %	0,42 %	14,3 %	53 %	
Totalt	tonn N/år	0	0,62	0	25	0,45	10,1	36	
	%-andel	0 %	1,71 %	0 %	69 %	1,24 %	28 %	100 %	
12 – Tønsbergfjorden									
Direkte	tonn N/år	15,6	7,6	0	72	3,9	16,5	107	3,0 %
	%-andel	1,59 %	0,77 %	0 %	7,4 %	0,40 %	1,69 %	11,8 %	
Auli- vassdraget	tonn N/år	19,3	17,3	0	505	1,17	133	675	
	%-andel	2,0 %	1,77 %	0 %	52 %	0,119 %	13,6 %	69 %	
Små vassdrag	tonn N/år	42	4,8	0	113	0,72	27	187	
	%-andel	4,3 %	0,49 %	0 %	11,65 %	0,073 %	2,8 %	19,1 %	
Totalt	tonn N/år	77	30	0	689	5,8	176	978	
	%-andel	7,9 %	3,0 %	0 %	70 %	0,59 %	18,0 %	100 %	
13 – Iddefjorden									
Direkte	tonn N/år	0,58	0,37	0	3,9	0,51	3,9	9,2	3,1 %
	%-andel	0,059 %	0,038 %	0 %	0,39 %	0,052 %	0,39 %	0,93 %	
Enningdals- elva	tonn N/år	1,15	1,49	0	15,5	0,115	40	58	
	%-andel	0,117 %	0,151 %	0 %	1,58 %	0,012 %	4,0 %	5,9 %	
Halden- vassdraget	tonn N/år	33	23	73	316	4,0	260	709	
	%-andel	3,3 %	2,3 %	7,4 %	32 %	0,41 %	26,3 %	72 %	
Små vassdrag	tonn N/år	131	5,0	0	52	0,96	21	211	
	%-andel	13,29 %	0,51 %	0 %	5,29 %	0,097 %	2,2 %	21 %	
Totalt	tonn N/år	166	30	73	388	5,6	325	986	
	%-andel	16,8 %	3,0 %	7,4 %	39 %	0,57 %	33 %	100 %	
14 – Singlefjorden									
Direkte	tonn N/år	0	1,08	0	16,9	0,26	10,5	29	0,29 %
	%-andel	0 %	1,14 %	0 %	17,8 %	0,28 %	11,1 %	30 %	
Små vassdrag	tonn N/år	0,0042	3,5	0	45	0	17,1	66	
	%-andel	0,004 %	3,7 %	0 %	48 %	0 %	18,0 %	70 %	
Totalt	tonn N/år	0,0042	4,6	0	62	0,26	28	95	
	%-andel	0,004 %	4,9 %	0 %	66 %	0,28 %	29 %	100 %	
15 – Ramsøflaket									
Direkte	tonn N/år	507	0,87	0	37	1,37	18,0	565	35 %
	%-andel	4,5 %	0,008 %	0 %	0,33 %	0,012 %	0,161 %	5,1 %	
Glomma- vassdraget	tonn N/år	1 322	287	220	4 819	53	3 826	10 528	
	%-andel	11,9 %	2,6 %	2,0 %	43 %	0,48 %	34 %	94 %	
Små vassdrag	tonn N/år	0	2,3	0	40	0,68	12,2	56	
	%-andel	0 %	0,020 %	0 %	0,36 %	0,006 %	0,110 %	0,50 %	

Utslippssted	Enhet	Rense- anlegg	Spredt avløp	Industri	Land- bruk	Urbant overvann	Bakgrunn	TOTALT	Andel utslipp Y.O.	
Totalt	tonn N/år	1 830	290	220	4 897	55	3 856	11 148		
	%-andel	16,4 %	2,6 %	1,977 %	44 %	0,50 %	35 %	100 %		
16 – Lera										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	0,061	0	2,6	0,18	3,0	5,8	14,5 %	
	%-andel	0 %	0,001 %	0 %	0,06 %	0,00 %	0,1 %	0,1 %		
<i>Glomma- vassdraget</i>	tonn N/år	567	123	94	2 065	229	1 640	4 512		
	%-andel	12,2 %	2,6 %	2,0 %	44 %	4,9 %	35,3 %	97,1 %		
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0,32	2,8	0	89	3,9	32	128		
	%-andel	0,01 %	0,1 %	0 %	2 %	0,1 %	1 %	3 %		
Totalt	tonn N/år	567	126	94	2156	233	1675	4646		
	%-andel	12,2 %	2,7 %	2 %	46 %	5,0 %	36 %	100 %		
17 – Hunnebu										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	0,039	0	1,66	0,018	0,65	2,4		0,020 %
	%-andel	0 %	0,62 %	0 %	26 %	0,29 %	10,3 %	38 %		
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0	0,065	0	2,8	0,0039	1,06	3,9		
	%-andel	0 %	1,04 %	0 %	44 %	0,061 %	16,9 %	62 %		
Totalt	tonn N/år	0	0,104	0	4,4	0,022	1,71	6,3		
	%-andel	0 %	1,66 %	0 %	71 %	0,35 %	27 %	100 %		
18 – Søstrene										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,31	0,36	0,001 %	
	%-andel	0,00 %	0,02 %	0,00 %	1,02 %	12,03 %	86,93 %	100,00 %		
Totalt	tonn N/år	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,31	0,36		
	%-andel	0,00 %	0,02 %	0,00 %	1,02 %	12,03 %	86,93 %	100,00 %		
19 – Torbjørnskjær										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	0,038	0	1,62	0,048	1,54	3,3	0,010 %	
	%-andel	0 %	1,16 %	0 %	50 %	1,47 %	47 %	100 %		
Totalt	tonn N/år	0	0,038	0	1,62	0,048	1,54	3,3		
	%-andel	0 %	1,16 %	0 %	50 %	1,47 %	47 %	100 %		
20 – Tjøme										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	2,2	0	9,8	0,59	2,6	15	0,047 %	
	%-andel	0 %	14,6 %	0 %	65 %	3,9 %	17,0 %	100 %		
Totalt	tonn N/år	0	2,2	0	9,8	0,59	2,6	15		
	%-andel	0 %	14,6 %	0 %	65 %	3,9 %	17,0 %	100 %		
21 – Færder										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	0,123	0	0,60	0,039	0,158	0,92	0,003 %	
	%-andel	0 %	13,4 %	0 %	65 %	4,3 %	17,2 %	100 %		
Totalt	tonn N/år	0	0,123	0	0,60	0,039	0,158	0,92		
	%-andel	0 %	13,4 %	0 %	65 %	4,3 %	17,2 %	100 %		
22 – Mefjorden										
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	0,69	0	17,0	1,25	4,0	23	0,071 %	
	%-andel	0 %	3,0 %	0 %	74 %	5,4 %	17,3 %	100 %		

Utslippssted	Enhet	Rense- anlegg	Spredt avløp	Industri	Land- bruk	Urbant overvann	Bakgrunn	TOTALT	Andel utslipp Y.O.
Totalt	tonn N/år	0	0,69	0	17,0	1,25	4,0	23	
	%-andel	0 %	3,0 %	0 %	74 %	5,4 %	17,3 %	100 %	
23 – Sandefjord									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	219	1,00	2,5	17,7	3,0	4,2	247	0,98 %
	%-andel	69 %	0,32 %	0,78 %	5,6 %	0,94 %	1,32 %	78 %	
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0	4,9	0	51	0,149	12,9	69	
	%-andel	0 %	1,57 %	0 %	16,2 %	0,047 %	4,1 %	22 %	
Totalt	tonn N/år	219	5,9	2,5	69	3,1	17,1	316	
	%-andel	69 %	1,88 %	0,78 %	22 %	0,98 %	5,4 %	100 %	
24 – Larviksfjorden									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	149	6,7	0	69	3,2	16,0	237	6,8 %
	%-andel	6,8 %	0,30 %	0 %	3,2 %	0,143 %	0,72 %	11,1 %	
<i>Siljan- vassdraget</i>	tonn N/år	3,5	3,6	0	18,1	0,29	109	134	
	%-andel	0,158 %	0,163 %	0 %	0,82 %	0,013 %	4,9 %	6,1 %	
<i>Numedals- lågen</i>	tonn N/år	119	54	0	576	6,3	1 068	1823	
	%-andel	5,4 %	2,4 %	0 %	26 %	0,29 %	49 %	83 %	
Totalt	tonn N/år	271	64	0	664	9,7	1 193	2 202	
	%-andel	12,3 %	2,9 %	0 %	30 %	0,44 %	54 %	100 %	
25 – Svenner									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	1,77	0	18,3	0,75	4,2	33	0,57 %
	%-andel	0 %	0,97 %	0 %	10,0 %	0,41 %	2,3 %	13,7 %	
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	123	1,92	0	26	0,142	6,2	158	
	%-andel	68 %	1,05 %	0 %	14,3 %	0,078 %	3,4 %	86 %	
Totalt	tonn N/år	123	3,7	0	44	0,89	10,3	183	
	%-andel	68 %	2,0 %	0 %	24 %	0,49 %	5,7 %	100 %	
26 – Langesundbukta									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	2,3	0	15,6	0,89	5,4	24	0,31 %
	%-andel	0 %	2,2 %	0 %	15,5 %	0,89 %	5,4 %	24 %	
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0,20	6,4	0	36	0,077	34	76	
	%-andel	0,20 %	6,3 %	0 %	36 %	0,076 %	34 %	76 %	
Totalt	tonn N/år	0,20	8,6	0	52	0,97	39	101	
	%-andel	0,20 %	8,6 %	0 %	51 %	0,96 %	39 %	100 %	
27 – Frierfjorden									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	46	3,4	573	9,3	2,8	20	654	10,9 %
	%-andel	1,3 %	0,097 %	16,4 %	0,27 %	0,079 %	0,57 %	18,7 %	
<i>Herreelva</i>	tonn N/år	0	0,48	0	3,3	0,20	56	60	
	%-andel	0 %	0,014 %	0 %	0,095 %	0,006 %	1,60 %	1,72 %	
<i>Skiens- vassdraget</i>	tonn N/år	418	62	6,1	370	15,8	1 905	2 777	
	%-andel	12,0 %	1,77 %	0,175 %	10,6 %	0,45 %	55 %	80 %	
Totalt	tonn N/år	463	62	579	383	18,7	1 981	3 490	
	%-andel	13,3 %	1,9 %	16,6 %	11,0 %	0,54 %	57 %	100 %	

Utslippssted	Enhet	Rense- anlegg	Spredt avløp	Industri	Land- bruk	Urbant overvann	Bakgrunn	TOTALT	Andel utslipp Y.O.
28 – Langesundsfjorden									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	43	1,41	0	3,7	1,57	7,9	327	0,21 %
	%-andel	64 %	2,1 %	0 %	5,4 %	2,3 %	11,6 %	85 %	
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0	1,23	0	3,4	0,073	5,2	9,9	
	%-andel	0 %	1,82 %	0 %	5,0 %	0,107 %	7,6 %	14,5 %	
Totalt	tonn N/år	43	2,6	0	7,1	1,64	13,0	68	
	%-andel	64 %	3,9 %	0 %	10,4 %	2,4 %	19,2 %	100 %	
29 – Håøyafjorden									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	2,2	0,73	0	3,3	0,38	12,1	18,6	0,085 %
	%-andel	7,9 %	2,7 %	0 %	12,0 %	1,39 %	45 %	69 %	
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0	0,24	0	0,67	0,015	7,6	8,6	
	%-andel	0 %	0,90 %	0 %	2,5 %	0,054 %	28 %	31 %	
Totalt	tonn N/år	2,2	0,97	0	3,9	0,39	20	27	
	%-andel	7,9 %	2,7 %	0 %	12,0 %	1,39 %	45 %	69 %	
30 – Jomfrulandsrenna									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	4,3	2,7	0	3,0	0,078	7,6	17,4	0,099 %
	%-andel	13,6 %	8,5 %	0 %	9,6 %	0,25 %	24 %	56 %	
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0	0	0	0	0	14,0	14,0	
	%-andel	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	44 %	44 %	
Totalt	tonn N/år	4,3	2,7	0	3,0	0,078	22	31	
	%-andel	13,6 %	8,5 %	0 %	9,6 %	0,25 %	68 %	100 %	
31 – Jomfruland									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	0	0,115	0	0,105	0	0,194	0,41	0,001 %
	%-andel	0 %	28 %	0 %	25 %	0 %	47 %	100 %	
Totalt	tonn N/år	0	0,115	0	0,105	0	0,194	0,41	
	%-andel	0 %	28 %	0 %	25 %	0 %	47 %	100 %	
32 – Kragerø									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	32	1,49	0	1,35	1,20	7,3	43	1,22 %
	%-andel	8,0 %	0,38 %	0 %	0,34 %	0,31 %	1,85 %	10,9 %	
<i>Kragerø- vassdraget</i>	tonn N/år	6,9	5,6	0,85	21,3	0,43	298	333	
	%-andel	1,76 %	1,41 %	0,22 %	5,4 %	0,110 %	76 %	85 %	
<i>Små vassdrag</i>	tonn N/år	0	0,142	0	0,131	0,035	16,8	17,1	
	%-andel	0 %	0,036 %	0 %	0,033 %	0,009 %	4,3 %	4,4 %	
Totalt	tonn N/år	38	7,2	0,85	23	1,67	322	393	
	%-andel	9,8 %	1,83 %	0,22 %	5,8 %	0,43 %	82 %	100 %	
SAMLEDE UTSLIPP TIL YTRE OSLOFJORD									
<i>Direkte</i>	tonn N/år	2 178	52	611	595	39	230	3 705	100 %
	% av total	6,8 %	0,162 %	1,90 %	1,85 %	0,122 %	0,72 %	11,5 %	
<i>Via vassdrag</i>	tonn N/år	3 615	813	407	11 302	143	12 168	28 448	
	% av total	11,2 %	2,5 %	1,27 %	35 %	0,44 %	38 %	88 %	
Totalt	tonn N/år	5 792	865	1 018	11 897	182	12 399	32 153	

Utslippssted	Enhet	Rense- anlegg	Spredt avløp	Industri	Land- bruk	Urbant overvann	Bakgrunn	TOTALT	Andel utslipp Y.O.
	% av total	18,0 %	2,7 %	3,2 %	37 %	0,57 %	39 %	100 %	

Vedlegg C. Gjennomsnittlig månedlig avrenning fra vassdragsområdene

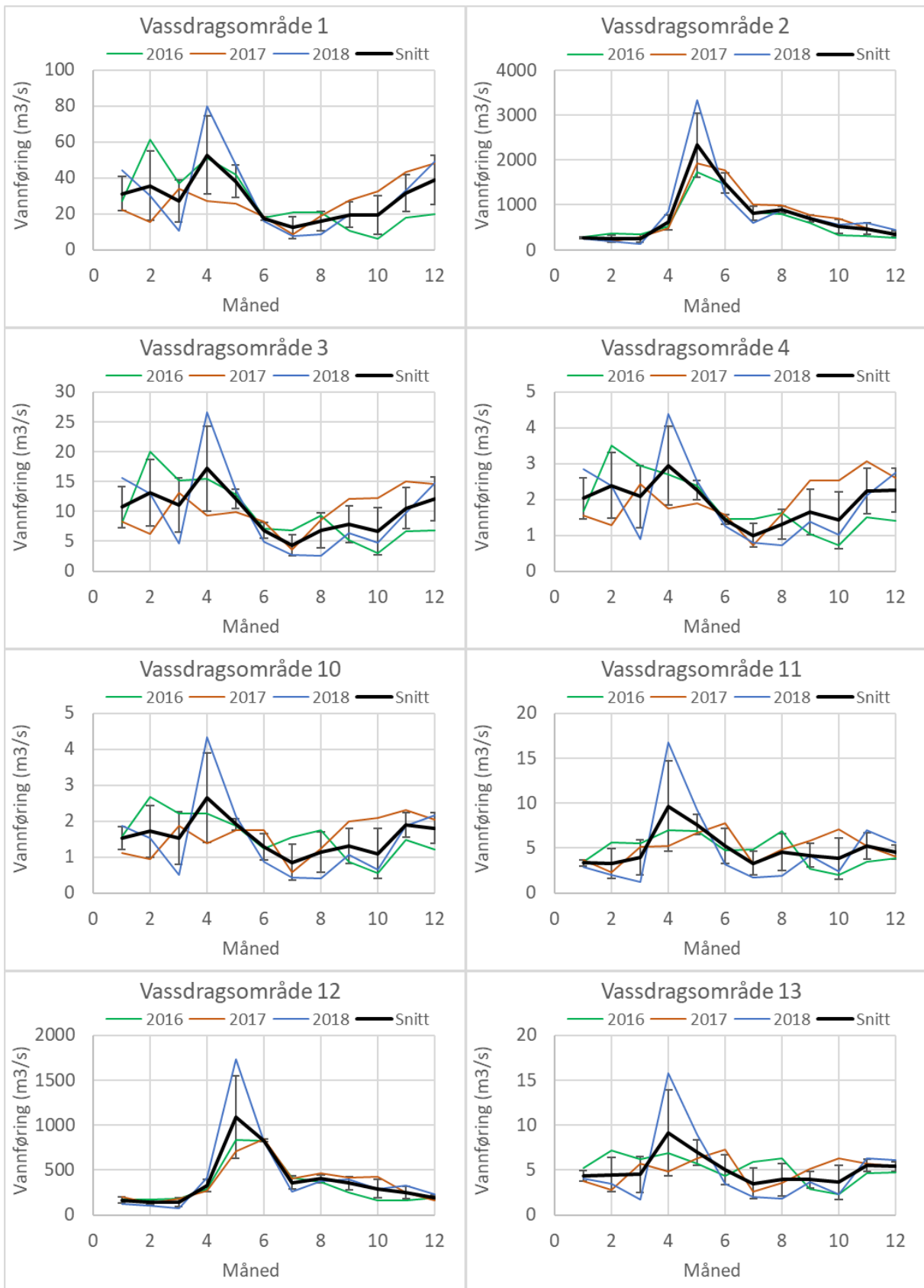
Tabell 47. Samlet månedsgjennomsnittlig avrenning i perioden 2016-2018 i vassdragsområdene som drener til Ytre Oslofjord. De samme dataene er illustrert i **Figur 92** i dette vedlegget.

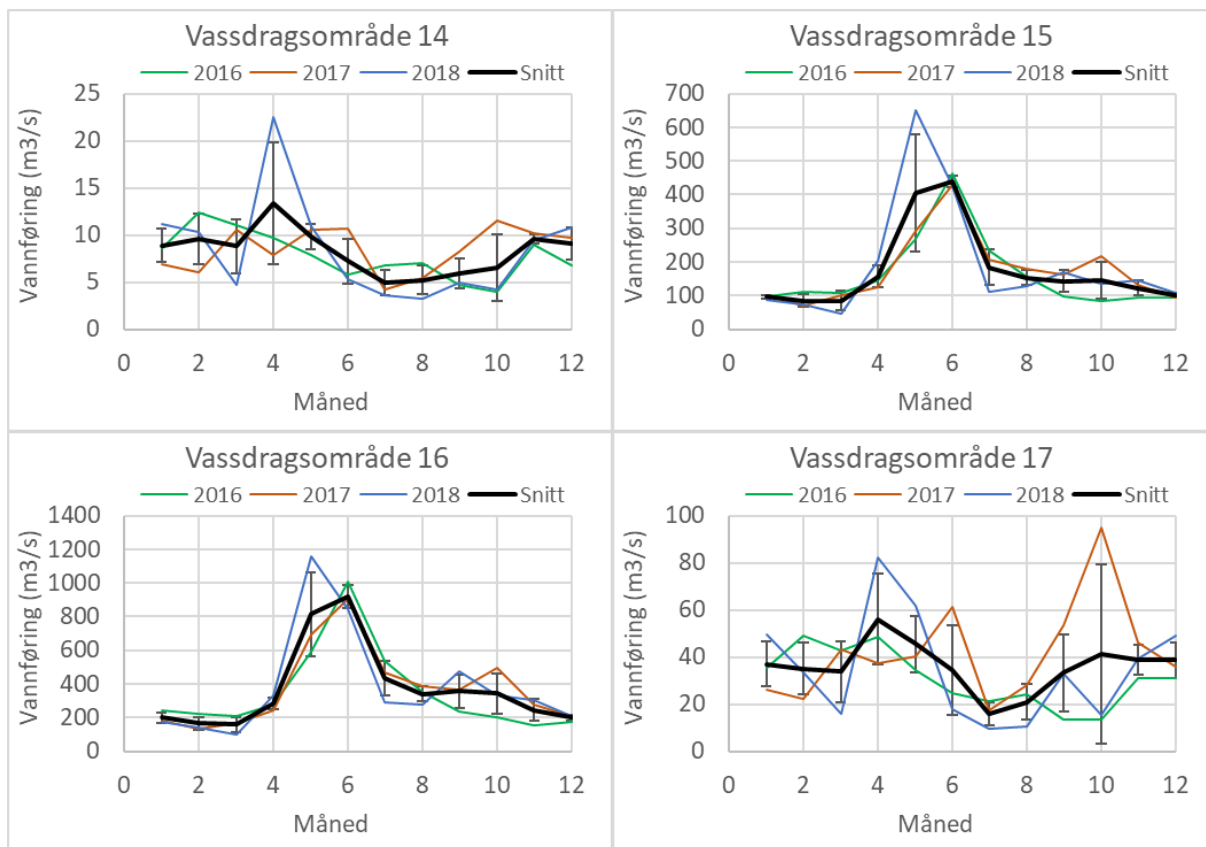
Vassdragsområde			Gjennomsnittlig månedlig avrenning						
Nr.	Navn	Landareal	Måned	2016	2017	2018	Snitt	std	Andel snitt
-	-	km ²	-	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	%
1	Haldenvassdraget/ Iddefjorden	2 495	jan	27,1	22,2	44,3	31,2	9,5	9,2 %
			feb	61,5	15,3	30,1	35,6	19,2	10,5 %
			mar	37,0	34,1	10,6	27,2	11,8	8,0 %
			apr	51,0	26,9	79,8	52,6	21,6	15,5 %
			mai	41,7	25,4	46,9	38,0	9,1	11,2 %
			jun	17,8	18,3	15,9	17,3	1,0	5,1 %
			jul	20,8	8,7	7,6	12,4	6,0	3,6 %
			aug	20,8	18,7	8,7	16,1	5,3	4,7 %
			sep	10,7	27,8	19,7	19,4	7,0	5,7 %
			okt	6,3	32,4	19,0	19,2	10,7	5,7 %
			nov	17,9	43,2	33,2	31,4	10,4	9,3 %
			des	19,8	47,9	49,2	38,9	13,6	11,5 %
2	Glommavassdraget/ Hvaler og Singlefjorden	42 443	jan	293,6	277,9	241,5	271,0	21,8	3,0 %
			feb	363,6	199,0	190,7	251,1	79,6	2,8 %
			mar	341,7	279,1	136,0	252,3	86,1	2,8 %
			apr	512,7	476,6	848,4	612,6	167,4	6,8 %
			mai	1732,0	1934,8	3335,9	2334,2	713,1	26,1 %
			jun	1458,3	1763,9	1226,3	1482,8	220,2	16,6 %
			jul	825,7	1011,9	609,5	815,7	164,4	9,1 %
			aug	789,5	996,1	898,9	894,9	84,4	10,0 %
			sep	596,3	777,5	708,2	694,0	74,6	7,8 %
			okt	317,3	705,6	554,9	525,9	159,8	5,9 %
			nov	302,2	490,3	606,2	466,3	125,3	5,2 %
			des	276,2	333,9	442,2	350,8	68,8	3,9 %
3	Mossevassdraget/ kyst Onsøy-Son	853	jan	8,2	8,3	15,6	10,7	3,5	9,0 %
			feb	20,0	6,3	13,0	13,1	5,6	11,0 %
			mar	15,1	13,2	4,7	11,0	4,5	9,2 %
			apr	15,5	9,3	26,6	17,1	7,1	14,4 %
			mai	12,9	9,8	13,6	12,1	1,6	10,1 %
			jun	7,1	8,2	5,0	6,8	1,3	5,7 %
			jul	6,8	3,6	2,7	4,4	1,8	3,7 %
			aug	9,3	8,5	2,6	6,8	3,0	5,7 %

			sep	5,1	12,1	6,4	7,9	3,0	6,6 %
			okt	3,0	12,2	4,8	6,7	4,0	5,6 %
			nov	6,7	15,1	9,8	10,5	3,5	8,8 %
			des	6,9	14,6	14,7	12,0	3,7	10,1 %
4	Hølenelva/ Drøbaksundet øst	204	jan	1,7	1,6	2,8	2,0	0,6	8,8 %
			feb	3,5	1,3	2,4	2,4	0,9	10,4 %
			mar	2,9	2,4	0,9	2,1	0,9	9,1 %
			apr	2,7	1,7	4,4	2,9	1,1	12,8 %
			mai	2,4	1,9	2,5	2,3	0,3	9,8 %
			jun	1,5	1,6	1,3	1,4	0,1	6,2 %
			jul	1,5	0,7	0,8	1,0	0,3	4,3 %
			aug	1,6	1,6	0,7	1,3	0,4	5,7 %
			sep	1,0	2,5	1,4	1,6	0,6	7,2 %
			okt	0,7	2,5	1,0	1,4	0,8	6,2 %
			nov	1,5	3,1	2,1	2,2	0,6	9,7 %
			des	1,4	2,6	2,8	2,3	0,6	9,8 %
10	Hurumlandet øst og sør	104	jan	1,6	1,1	1,9	1,5	0,3	8,2 %
			feb	2,7	0,9	1,5	1,7	0,7	9,2 %
			mar	2,2	1,9	0,5	1,5	0,7	8,2 %
			apr	2,2	1,4	4,3	2,6	1,2	14,2 %
			mai	1,9	1,7	2,1	1,9	0,2	10,2 %
			jun	1,2	1,7	0,9	1,3	0,4	6,8 %
			jul	1,6	0,6	0,4	0,9	0,5	4,6 %
			aug	1,8	1,2	0,4	1,1	0,6	6,1 %
			sep	0,9	2,0	1,1	1,3	0,5	7,0 %
			okt	0,6	2,1	0,6	1,1	0,7	5,9 %
			nov	1,5	2,3	1,9	1,9	0,3	10,1 %
			des	1,2	2,0	2,2	1,8	0,4	9,7 %
11	Lierelva/ Drammensfjorden øst	360	jan	3,5	3,7	2,8	3,3	0,4	5,7 %
			feb	5,7	2,3	2,0	3,3	1,7	5,6 %
			mar	5,5	5,2	1,2	4,0	1,9	6,8 %
			apr	7,0	5,2	16,7	9,7	5,1	16,5 %
			mai	6,9	6,7	9,2	7,6	1,1	12,9 %
			jun	4,8	7,8	3,2	5,2	1,9	8,9 %
			jul	4,9	3,3	1,7	3,3	1,3	5,6 %
			aug	6,9	4,9	1,9	4,5	2,0	7,7 %
			sep	2,7	5,8	4,1	4,2	1,3	7,1 %
			okt	2,0	7,0	2,4	3,8	2,3	6,5 %
			nov	3,4	5,3	7,0	5,2	1,4	8,9 %
			des	3,9	4,1	5,6	4,5	0,8	7,7 %
12	Drammens- vassdraget/ Drammensfjorden	17 180	jan	171,2	199,9	121,8	164,3	32,3	3,6 %
			feb	173,5	135,7	103,8	137,7	28,5	3,0 %
			mar	179,0	179,1	77,4	145,2	47,9	3,2 %

	vest		apr	290,4	274,0	419,9	328,1	65,3	7,2 %
			mai	836,4	704,4	1735,9	1092,2	458,3	24,0 %
			jun	829,8	844,9	811,9	828,9	13,5	18,2 %
			jul	414,1	406,1	261,6	360,6	70,1	7,9 %
			aug	371,2	464,4	372,0	402,5	43,7	8,8 %
			sep	249,1	411,9	399,7	353,6	74,0	7,8 %
			okt	164,1	425,0	290,2	293,1	106,5	6,4 %
			nov	159,9	253,0	331,0	247,9	69,9	5,5 %
			des	192,6	164,2	226,6	194,4	25,5	4,3 %
13	Sandevasdraget/ kyst Berger- Tønsberg	365	jan	5,2	3,8	4,1	4,3	0,6	7,2 %
			feb	7,2	2,8	3,4	4,5	1,9	7,4 %
			mar	6,2	5,7	1,7	4,5	2,0	7,5 %
			apr	6,9	4,8	15,8	9,2	4,8	15,2 %
			mai	5,7	6,3	8,9	7,0	1,4	11,5 %
			jun	4,4	7,3	3,5	5,0	1,6	8,3 %
			jul	5,9	2,6	2,0	3,5	1,7	5,8 %
			aug	6,3	3,5	1,9	3,9	1,9	6,5 %
			sep	2,9	5,2	3,7	3,9	0,9	6,5 %
			okt	2,3	6,3	2,3	3,6	1,9	6,0 %
			nov	4,6	5,7	6,3	5,5	0,7	9,1 %
			des	4,7	5,4	6,1	5,4	0,5	8,9 %
14	Aulivassdraget/ kyst Tønsberg- Sandefjord	595	jan	8,6	6,9	11,2	8,9	1,8	9,0 %
			feb	12,4	6,0	10,3	9,6	2,7	9,7 %
			mar	11,0	10,6	4,8	8,8	2,9	8,9 %
			apr	9,7	7,9	22,5	13,4	6,5	13,5 %
			mai	7,9	10,5	11,0	9,8	1,4	9,9 %
			jun	5,8	10,6	5,3	7,2	2,4	7,3 %
			jul	6,8	4,3	3,7	4,9	1,4	5,0 %
			aug	7,0	5,4	3,3	5,2	1,5	5,3 %
			sep	4,7	8,2	5,0	6,0	1,6	6,0 %
			okt	3,9	11,6	4,2	6,6	3,5	6,6 %
			nov	9,0	10,2	9,4	9,6	0,5	9,7 %
			des	6,8	9,7	10,8	9,1	1,7	9,2 %
15	Numedalslågen og Siljanvassdraget/ kyst	6 275	jan	99,3	102,4	88,7	96,8	5,9	4,6 %
			feb	111,4	69,7	74,2	85,1	18,7	4,0 %
			mar	108,2	101,9	46,4	85,5	27,8	4,0 %
			apr	144,1	123,9	202,0	156,6	33,1	7,4 %
			mai	268,9	293,3	649,3	403,8	173,8	19,1 %
			jun	464,1	427,1	425,6	438,9	17,8	20,8 %
			jul	233,3	208,0	111,1	184,1	52,7	8,7 %
			aug	155,2	178,4	127,1	153,6	20,9	7,3 %
			sep	96,1	162,5	170,9	143,2	33,5	6,8 %
			okt	82,4	215,7	135,2	144,4	54,8	6,8 %

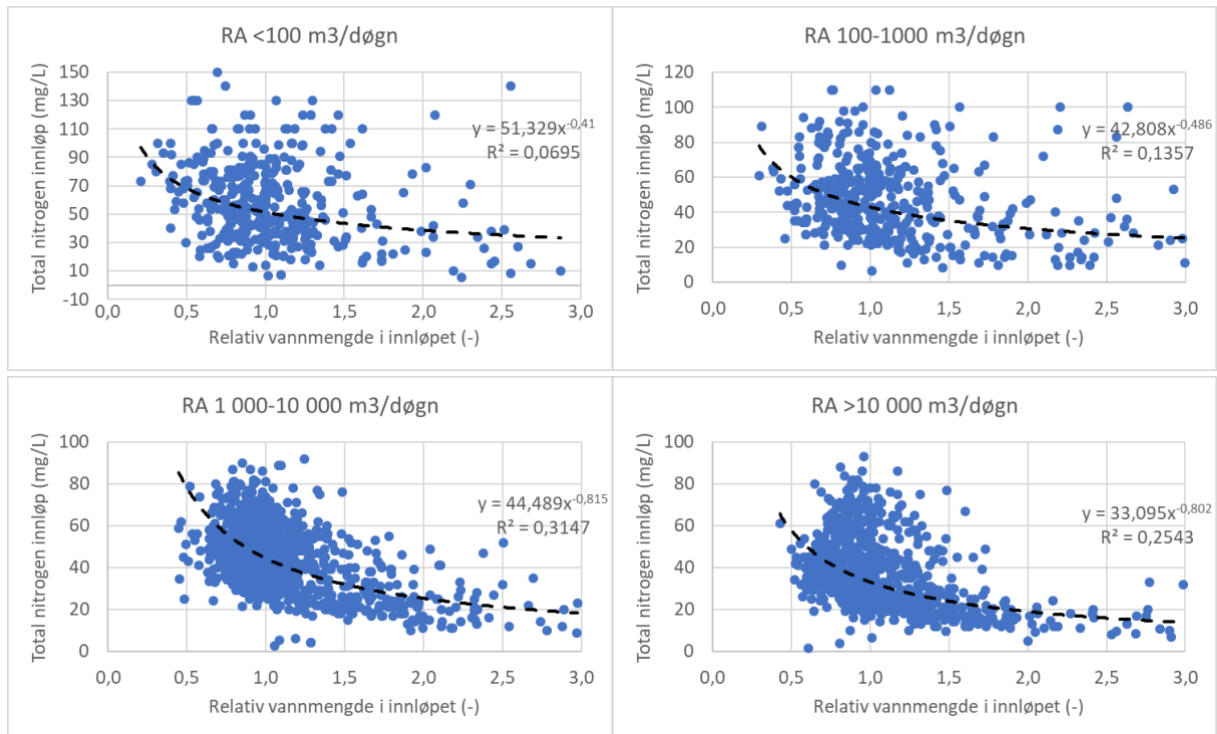
			nov	93,6	131,8	144,0	123,1	21,5	5,8 %
			des	94,8	94,9	109,3	99,6	6,8	4,7 %
16	Skiensvassdraget/ Langesundsfjorden	11 279	jan	242,9	182,8	176,5	200,7	29,9	4,5 %
			feb	220,8	130,6	143,0	164,8	39,9	3,7 %
			mar	210,2	168,3	99,2	159,3	45,8	3,6 %
			apr	275,2	246,2	330,1	283,8	34,8	6,4 %
			mai	588,5	696,7	1158,8	814,6	247,3	18,3 %
			jun	1009,7	908,2	845,3	921,1	67,7	20,6 %
			jul	539,7	469,9	290,6	433,4	104,9	9,7 %
			aug	353,3	387,6	279,5	340,1	45,1	7,6 %
			sep	233,1	365,8	472,1	357,0	97,8	8,0 %
			okt	201,8	492,8	331,9	342,2	119,0	7,7 %
			nov	153,0	279,1	303,8	245,3	66,1	5,5 %
			des	176,9	211,0	208,6	198,8	15,6	4,5 %
17	Kragerøvassdraget/ Bamble og Kragerø	1 580	jan	35,4	26,1	49,6	37,0	9,6	8,6 %
			feb	49,0	22,4	33,6	35,0	10,9	8,1 %
			mar	42,6	43,1	15,7	33,8	12,8	7,8 %
			apr	48,4	37,2	82,4	56,0	19,2	13,0 %
			mai	34,3	40,4	61,9	45,5	11,8	10,6 %
			jun	24,5	61,3	17,8	34,5	19,1	8,0 %
			jul	21,1	17,5	9,5	16,0	4,8	3,7 %
			aug	24,2	28,1	10,5	21,0	7,5	4,9 %
			sep	13,5	53,4	32,8	33,2	16,3	7,7 %
			okt	13,6	94,9	15,3	41,3	37,9	9,6 %
			nov	30,9	46,4	39,5	38,9	6,3	9,0 %
			des	31,2	36,1	49,1	38,8	7,6	9,0 %



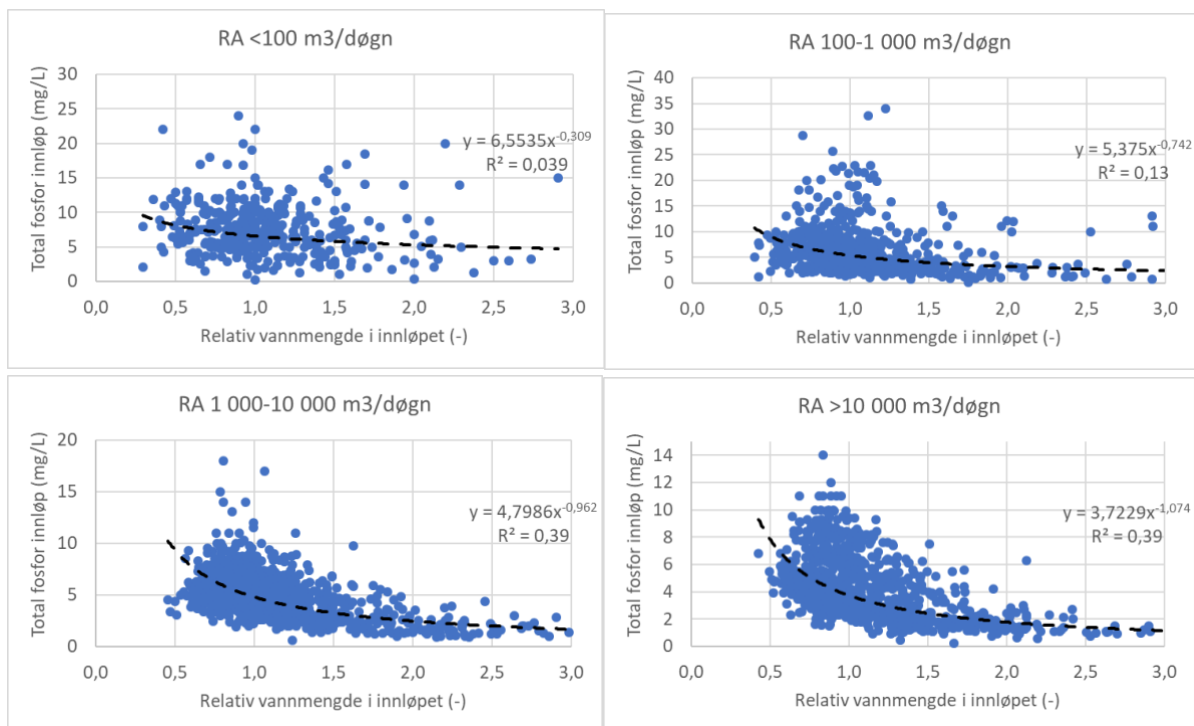


Figur 92. Månedsgjennomsnittlig avrenning i vassdragsområdene som drener til Ytre Oslofjord.

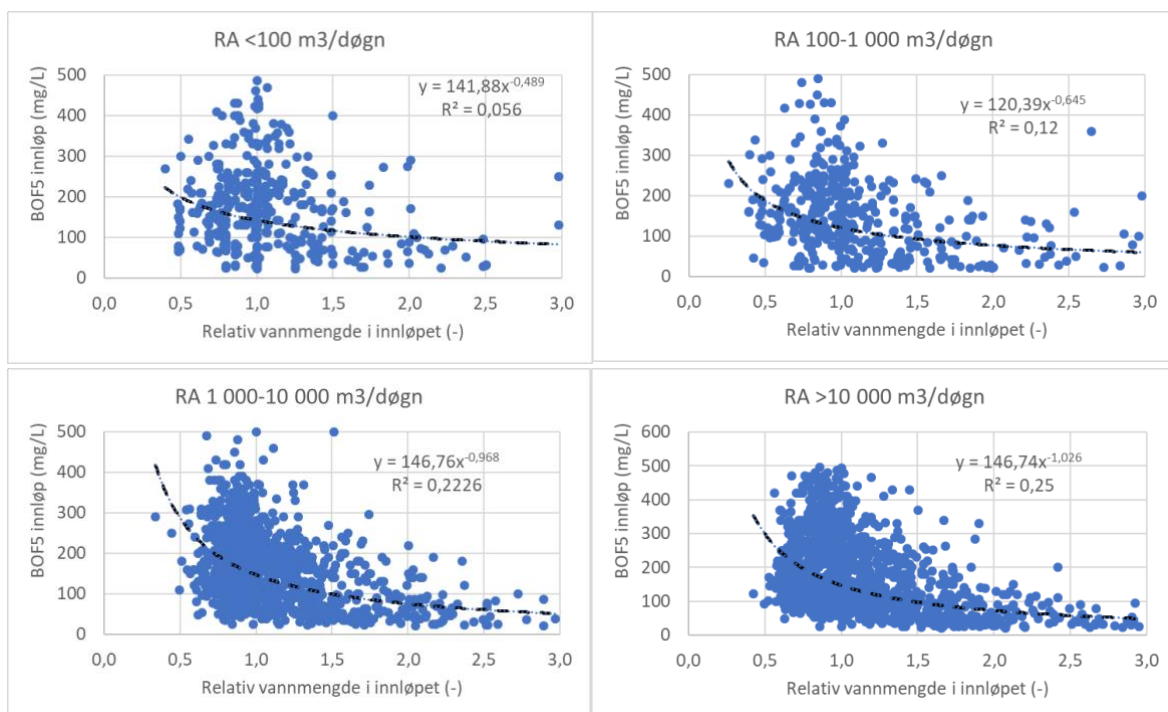
Vedlegg D. Sammenstilling av konsentrasjoner av N, P, BOF5 og SS i innløpet til rensesanleggene



Figur 93. Målte konsentrasjoner av **total-nitrogen** i innløpet til et utvalg rensesanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Rensesanleggene er adskilt på bakgrunn av median-tilrenningen til hvert enkelt rensesanlegg. Se også oppsummering i **Tabell 17**. Oppsummering av konsentrasjonsmålingene som er vist i **Figur 93**.



Figur 94. Målte konsentrasjoner av **total-fosfor** i innløpet til et utvalg renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Renseanleggene er adskilt på bakgrunn av median-tilrenningen til hvert enkelt renseanlegg. Se også oppsummering i **Tabell 17**. Oppsummering av konsentrasjonsmålingene som er vist i **Figur 93**.



Figur 95. Målte konsentrasjoner av **BOF5** i innløpet til et utvalg renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord. Renseanleggene er adskilt på bakgrunn av median-tilrenningen til hvert enkelt renseanlegg. Se også oppsummering i **Tabell 17**. Oppsummering av konsentrasjonsmålingene som er vist i **Figur 93**.

Vedlegg E. Estimerte tilførsler av nitrogen til Ytre Oslofjord i 1993

Tabell 48. Estimerte tilførsler av totalnitrogen til Ytre Oslofjord (kg) fra ulike kildetyper. Områdenummereringen er angitt i **Tabell 37**. Områdeinndelingen brukt i utredningen fra 1996; se også **Figur 82** (Skjoldal m.fl. 1996).

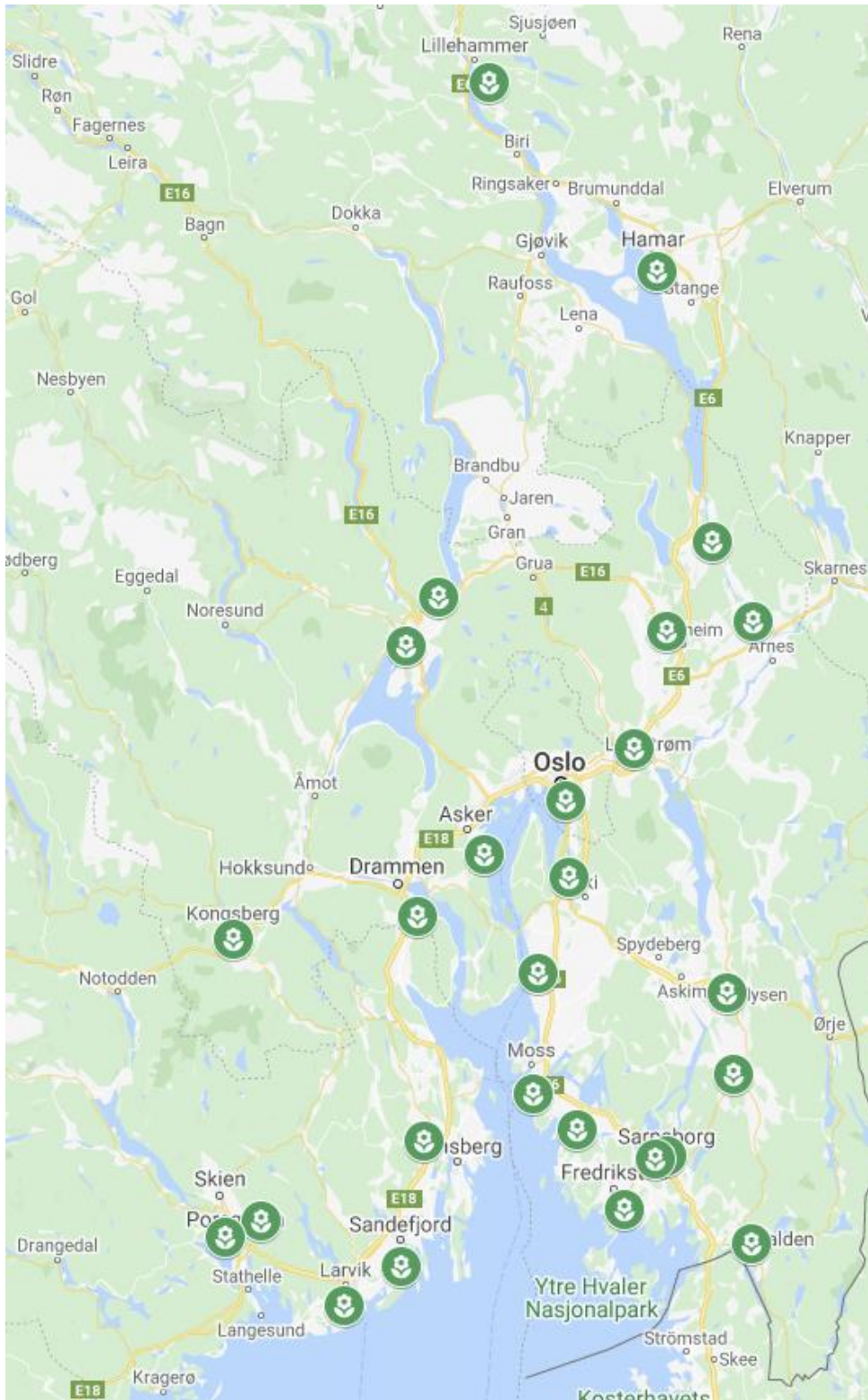
Område	Kilde	Over året	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Des.
-2	Bakgrunn	2 010 909	135 359	148 531	143 688	141 194	325 544	94 060	145 408	290 421	111 304	179 664	153 232	142 486
-2	J_areal	1 311 386	84 073	92 602	90 128	105 717	218 837	61 700	92 440	180 276	73 675	119 393	102 184	90 363
-2	J_punkt	22 508	1 878	1 878	1 878	1 878	1 878	1 878	1 878	1 878	1 878	1 878	1 878	1 878
-2	B_spredt	198 285	16 524	16 524	16 524	16 524	16 524	16 524	16 524	16 524	16 524	16 524	16 524	16 524
-2	B_tett	803 178	66 932	66 932	66 932	66 932	66 932	66 932	66 932	66 932	66 932	66 932	66 932	66 932
-2	Industri	89 345	7 445	7 445	7 445	7 445	7 445	7 445	7 445	7 445	7 445	7 445	7 445	7 445
-2	SUM	4 435 609	312 213	333 907	326 595	339 692	637 161	248 534	330 620	563 470	277 752	391 839	348 188	325 623
-1	Bakgrunn	212 980	5 441	6 708	7 647	43 824	48 323	10 726	10 357	11 455	14 084	23 738	20 993	9 683
-1	J_areal	385 419	9 847	12 137	13 841	79 308	87 446	19 406	18 741	20 731	25 489	42 956	37 990	17 529
-1	J_punkt	9 602	799	799	799	799	799	799	799	799	799	799	799	799
-1	B_spredt	72 822	6 070	6 070	6 070	6 070	6 070	6 070	6 070	6 070	6 070	6 070	6 070	6 070
-1	B_tett	2 736 453	228 036	228 036	228 036	228 036	228 036	228 036	228 036	228 036	228 036	228 036	228 036	228 036
-1	Industri	44 600	3 717	3 717	3 717	3 717	3 717	3 717	3 717	3 717	3 717	3 717	3 717	3 717
-1	SUM	3 461 877	253 911	257 470	260 111	361 753	374 387	268 747	267 721	270 805	278 197	305 312	297 605	265 841
1	Bakgrunn	81 788	2 089	2 576	2 937	16 829	18 557	4 118	3 977	4 398	5 409	9 115	8 063	3 720
1	J_areal	399 079	10 195	12 570	14 330	82 119	90 544	20 094	19 405	21 464	26 393	44 477	39 337	18 151
1	J_punkt	2 972	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247	247
1	B_spredt	34 659	2 889	2 889	2 889	2 889	2 889	2 889	2 889	2 889	2 889	2 889	2 889	2 889
1	B_tett	241 170	20 098	20 098	20 098	20 098	20 098	20 098	20 098	20 098	20 098	20 098	20 098	20 098
1	Industri	146 597	12 217	12 217	12 217	12 217	12 217	12 217	12 217	12 217	12 217	12 217	12 217	12 217
1	SUM	906 265	47 735	50 596	52 719	134 398	144 550	59 663	58 831	61 311	67 252	89 042	82 848	57 320
2	Bakgrunn	1 945	50	61	70	400	441	98	95	105	129	217	192	89
2	J_areal	10 297	263	324	370	2 119	2 336	518	501	554	681	1 148	1 015	468

Område	Kilde	Over året	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Des.
2	J_punkt	36	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
2	B_spredt	75	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
2	B_tett	62 837	5 236	5 236	5 236	5 236	5 236	5 236	5 236	5 236	5 236	5 236	5 236	5 236
2	Industri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	SUM	75 189	5 558	5 631	5 685	7 765	8 023	5 862	5 841	5 904	6 055	6 610	6 452	5 802
3	Bakgrunn	55 550	1 419	1 749	1 995	11 431	12 603	2 797	2 700	2 987	3 674	6 191	5 475	2 527
3	J_areal	148 454	3 792	4 676	5 331	30 547	33 681	7 475	7 218	7 984	9 818	16 545	14 632	6 752
3	J_punkt	523	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43
3	B_spredt	9 750	813	813	813	813	813	813	813	813	813	813	813	813
3	B_tett	51 126	4 260	4 260	4 260	4 260	4 260	4 260	4 260	4 260	4 260	4 260	4 260	4 260
3	Industri	69 900	5 825	5 825	5 825	5 825	5 825	5 825	5 825	5 825	5 825	5 825	5 825	5 825
3	SUM	335 303	16 154	17 367	18 268	52 920	57 226	21 213	20 861	21 913	24 433	33 678	31 049	20 220
4	Bakgrunn	26 268	671	827	943	5 405	5 960	1 323	1 277	1 413	1 737	2 927	2 589	1 195
4	J_areal	118 790	3 035	3 742	4 266	24 444	26 951	5 981	5 776	6 389	7 856	13 239	11 709	5 403
4	J_punkt	1 064	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89	89
4	B_spredt	10 420	868	868	868	868	868	868	868	868	868	868	868	868
4	B_tett	70 740	5 895	5 895	5 895	5 895	5 895	5 895	5 895	5 895	5 895	5 895	5 895	5 895
4	Industri	14 321	1 194	1 194	1 194	1 194	1 194	1 194	1 194	1 194	1 194	1 194	1 194	1 194
4	SUM	241 604	11 751	12 614	13 255	37 894	40 956	15 349	15 099	15 847	17 639	24 212	22 344	14 643
5	Bakgrunn	1 297	33	41	47	267	294	65	63	70	86	145	128	59
5	J_areal	6 865	175	216	246	1 413	1 557	346	334	369	454	765	677	312
5	J_punkt	24	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
5	B_spredt	50	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
5	B_tett	41 891	3 491	3 491	3 491	3 491	3 491	3 491	3 491	3 491	3 491	3 491	3 491	3 491
5	Industri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	SUM	50 126	3 706	3 754	3 790	5 177	5 349	3 908	3 894	3 936	4 037	4 407	4 302	3 868
6	Bakgrunn	2 239	104	103	123	385	382	136	89	108	159	235	262	153
6	J_areal	19 416	904	897	1 068	3 335	3 309	1 180	770	940	1 377	2 039	2 271	1 325

Område	Kilde	Over året	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Des.
6	J_punkt	263	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22
6	B_spredt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	B_tett	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	Industri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	SUM	21 918	1 030	1 022	1 213	3 742	3 713	1 339	881	1 071	1 557	2 296	2 555	1 499
7	Bakgrunn	20 470	523	645	736	4 213	4 644	1 031	995	1 101	1 355	2 282	2 018	931
7	J_areal	120 523	3 079	3 795	4 328	24 800	27 344	6 068	5 860	6 482	7 971	13 432	11 879	5 481
7	J_punkt	462	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39
7	B_spredt	23 959	1 998	1 998	1 998	1 998	1 998	1 998	1 998	1 998	1 998	1 998	1 998	1 998
7	B_tett	244 364	20 364	20 364	20 364	20 364	20 364	20 364	20 364	20 364	20 364	20 364	20 364	20 364
7	Industri	10 200	850	850	850	850	850	850	850	850	850	850	850	850
7	SUM	419 976	26 851	27 690	28 312	52 261	55 237	30 348	30 104	30 832	32 573	38 961	37 145	29 661
8	Bakgrunn	3 037 616	180 435	154 668	122 425	156 984	575 011	276 381	284 562	438 629	227 244	241 731	200 572	178 973
8	J_areal	4 335 445	255 450	219 986	177 103	243 459	817 640	389 589	397 419	610 533	323 704	349 121	294 499	256 942
8	J_punkt	66 403	5 534	5 534	5 534	5 534	5 534	5 534	5 534	5 534	5 534	5 534	5 534	5 534
8	B_spredt	327 954	27 329	27 329	27 329	27 329	27 329	27 329	27 329	27 329	27 329	27 329	27 329	27 329
8	B_tett	1 581 985	131 832	131 832	131 832	131 832	131 832	131 832	131 832	131 832	131 832	131 832	131 832	131 832
8	Industri	73 124	6 093	6 093	6 093	6 093	6 093	6 093	6 093	6 093	6 093	6 093	6 093	6 093
8	SUM	9 422 526	606 674	545 445	470 316	571 231	1 563 439	836 760	852 769	1 219 950	721 735	761 642	665 861	606 704
9	Bakgrunn	1 196 439	72 424	61 418	46 672	49 173	228 469	112 041	117 773	182 879	89 917	92 530	73 630	69 512
9	J_areal	1 644 871	99 557	84 434	64 180	67 718	314 083	154 006	161 863	251 331	123 614	127 235	101 275	95 575
9	J_punkt	26 853	2 238	2 238	2 238	2 238	2 238	2 238	2 238	2 238	2 238	2 238	2 238	2 238
9	B_spredt	130 686	10 891	10 891	10 891	10 891	10 891	10 891	10 891	10 891	10 891	10 891	10 891	10 891
9	B_tett	620 424	51 702	51 702	51 702	51 702	51 702	51 702	51 702	51 702	51 702	51 702	51 702	51 702
9	Industri	19 243	1 603	1 603	1 603	1 603	1 603	1 603	1 603	1 603	1 603	1 603	1 603	1 603
9	SUM	3 638 514	238 415	212 286	177 286	183 326	608 985	332 482	346 069	500 643	279 964	286 200	241 339	231 521
10	Bakgrunn	1 876	88	87	103	323	320	114	75	91	133	197	220	128
10	J_areal	3 458	161	160	190	594	590	210	137	168	245	363	405	236

Område	Kilde	Over året	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Des.
10	J_punkt	69	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
10	B_spredt	3 772	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315
10	B_tett	3 840	320	320	320	320	320	320	320	320	320	320	320	320
10	Industri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	SUM	13 014	889	887	934	1 557	1 549	965	852	899	1 018	1 200	1 264	1 004
11	Bakgrunn	3 076	79	97	110	633	698	155	150	165	203	343	303	140
11	J_areal	6 651	170	209	239	1 369	1 509	335	323	358	440	741	656	303
11	J_punkt	57	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
11	B_spredt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	B_tett	11 503	959	959	959	959	959	959	959	959	959	959	959	959
11	Industri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	SUM	21 287	1 212	1 270	1 313	2 965	3 170	1 453	1 436	1 486	1 607	2 047	1 922	1 406
14	Bakgrunn	146 638	3 747	4 619	5 266	30 174	33 269	7 384	7 131	7 886	9 698	16 342	14 453	6 669
14	J_areal	740 399	18 916	23 321	26 587	152 354	167 983	37 281	36 001	39 821	48 967	82 517	72 979	33 674
14	J_punkt	2 835	237	237	237	237	237	237	237	237	237	237	237	237
14	B_spredt	24 888	2 073	2 073	2 073	2 073	2 073	2 073	2 073	2 073	2 073	2 073	2 073	2 073
14	B_tett	319 092	26 591	26 591	26 591	26 591	26 591	26 591	26 591	26 591	26 591	26 591	26 591	26 591
14	Industri	4 796	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400
14	SUM	1 238 647	51 964	57 239	61 155	211 828	230 554	73 965	72 433	77 008	87 966	128 160	116 734	69 646
15	Bakgrunn	1 169 813	78 026	67 501	65 235	120 413	157 914	96 015	100 349	95 894	50 816	129 525	102 160	105 969
15	J_areal	573 234	38 455	33 218	32 074	58 451	76 886	47 219	49 374	47 141	24 778	63 467	49 999	52 170
15	J_punkt	5 445	455	455	455	455	455	455	455	455	455	455	455	455
15	B_spredt	79 013	6 585	6 585	6 585	6 585	6 585	6 585	6 585	6 585	6 585	6 585	6 585	6 585
15	B_tett	109 710	9 142	9 142	9 142	9 142	9 142	9 142	9 142	9 142	9 142	9 142	9 142	9 142
15	Industri	11 700	976	976	976	976	976	976	976	976	976	976	976	976
15	SUM	1 948 912	133 638	117 873	114 467	196 018	251 957	160 387	166 878	160 190	92 749	210 146	169 317	175 293
TOTALSUM		26 230 760	1 711 700	1 645 051	1 535 417	2 162 527	3 986 255	2 060 974	2 174 289	2 935 264	1 894 535	2 285 752	2 028 924	1 810 050

Vedlegg F. Biogassanlegg



Figur 96. Oversikt over alle biogassanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord per 2020. Kilde: Avfall Norge.

Vedlegg G. Observert rensegrad for total-nitrogen ved renseanlegg i nedbørsfeltet til Ytre Oslofjord i perioden 2016-2019

Tabell 49. Oversikt over renseanleggene med måledata for snitt-renseffekt med hensyn til nitrogen i perioden 2016-2019. Anleggene er sortert i de som har eget biogassanlegg for utråtning av slam og de som ikke har dette, og de er videre sortert i stigende rekkefølge i forhold til fjerning av total-nitrogen. Verdiene er basert på innrapporterte data fra hvert enkelt renseanlegg til Miljødirektoratet for perioden 2016-2019.

Anleggs nr	Anleggets_navn	Vannmengde inn	Kons inn snitt	Kons ut snitt	Mengde inn snitt	Mengde ut snitt	Rensegrad snitt	Type rensing
		m ³ /d	mg N/L	mg N/L	kg N/d	kg N/d	%	
Renseanlegg MED eget biogassanlegg								
0235AL62	Nye Gardermoen RA	10 722	64,33	15,24	689,79	163,39	76 %	Kjemisk-biologisk m/N-fjerning
0709AL01	Lillevik Renseanlegg	18 191	27,49	23,31	500,06	423,96	15 %	Kjemisk
0805AL01	Knarrdalsstrand	24 843	29,58	25,34	734,94	629,46	14 %	Kjemisk
0101AL07	Remmendalen	13 317	27,85	24,59	370,93	327,47	12 %	Kjemisk
0417AL04	HIAS IKS	21 367	70,08	61,92	1497,40	1323,04	12 %	Kjemisk-biologisk
0604AL47	Sellikdalen	7 530	34,30	30,56	258,25	230,07	11 %	Kjemisk
0125AL01	Mysen Renseanlegg	3 299	55,57	50,59	183,32	166,90	9 %	Kjemisk-biologisk
0136AL00	Fuglevik renseanlegg	11 400	47,03	45,40	536,14	517,51	3 %	Kjemisk
0105AL00	Alvim Renseanlegg	24 837	26,45	25,72	657,04	638,79	3 %	Kjemisk
0237AL77	Bårlidalen renseanlegg	4 048	58,60	58,47	237,18	236,67	0 %	Kjemisk-biologisk
0211AL47	Søndre Follo Renseanl	7 058	45,33	46,86	319,95	330,70	-3 %	Kjemisk
0706AL15	Sandefjord Renseanleg	25 278	23,46	24,66	593,12	623,34	-5 %	Kjemisk
0605AL34	Monserud Renseanlegg	8 192	31,20	34,62	255,61	283,56	-11 %	Kjemisk
0106AL00	Renseanlegg Øra	37 133	28,54	38,55	1059,67	1431,31	-35 %	Kjemisk
0502AL05	Rambekk	14 710	26,79	39,35	394,04	578,77	-47 %	Kjemisk
Renseanlegg UTEN eget biogassanlegg								
anlegg_nr	anlegg_navn	m ³ /d	mg N/L	mg N/L	kg N/d	kg N/d	%	Type rensing

Anleggs nr	Anleggets_navn	Vannmengde inn	Kons inn snitt	Kons ut snitt	Mengde inn snitt	Mengde ut snitt	Rensegrad snitt	Type rensing
		m ³ /d	mg N/L	mg N/L	kg N/d	kg N/d	%	
0719AL02	Vidaråsen Landsby	16	51,40	5,43	0,85	0,09	89 %	Naturbasert
0604AL89	Lia-Blefjell-reg.plan	9	153,33	21,00	1,34	0,18	86 %	Biologisk
0501AL51	Lillehammer Renseanle	14 949	40,83	7,96	610,43	119,03	81 %	Kjemisk-biologisk m/N-fjerning
0231AL18	RA-2 Sentralrenseanle	56 348	31,07	8,79	1750,65	495,33	72 %	Kjemisk-biologisk m/N-fjerning
0221AL50	Setskog RA	66	64,83	22,83	4,26	1,50	65 %	Kjemisk-biologisk
0137AL20	Svinndal	138	59,52	22,07	8,20	3,04	63 %	Kjemisk-biologisk
0106AL20	Kvernhuset	15	51,77	19,58	0,79	0,30	62 %	Naturbasert
0541AL00	Gamlestølen turistesen	39	65,57	25,57	2,54	0,99	61 %	Biologisk
0528AL71	Skreia	1 291	58,31	33,07	75,26	42,69	43 %	Kjemisk-biologisk
0709AL05	Hvarnes	27	60,50	35,50	1,65	0,97	41 %	Kjemisk-biologisk
0618AL02	Ulsåk	141	61,96	36,96	8,73	5,21	40 %	Kjemisk-biologisk
0427AL58	Elverum	4 798	60,50	38,29	290,30	183,73	37 %	Kjemisk-biologisk
0517AL65	Otta	1 243	48,25	31,17	59,99	38,75	35 %	Kjemisk-biologisk
0620AL09	Geilo	1 840	42,22	27,81	77,66	51,16	34 %	Kjemisk-biologisk
0512AL05	Holsethmoen	173	47,66	31,42	8,23	5,43	34 %	Naturbasert
0101AL06	Kornsjø	59	28,45	18,87	1,69	1,12	34 %	Kjemisk-biologisk
0709AL04	Kvelde	83	84,50	58,50	7,04	4,87	31 %	Kjemisk
0621AL40	Haglebu	47	68,13	47,25	3,17	2,20	31 %	Kjemisk-biologisk
0402AL08	Kongsvinger RA	3 455	54,12	37,80	186,97	130,59	30 %	Kjemisk
0805AL29	Heistad RA	4 962	33,33	23,45	165,40	116,34	30 %	Kjemisk
0128AL04	Rudskogen	8	148,58	107,38	1,23	0,89	28 %	Kjemisk-biologisk
0127AL14	Hoel (Meieribyen)	2 019	62,51	46,20	126,21	93,28	26 %	Kjemisk-biologisk
0118AL02	Skodsberg	159	44,31	32,92	7,06	5,24	26 %	Kjemisk-biologisk

Anleggs nr	Anleggets_navn	Vannmengde inn	Kons inn snitt	Kons ut snitt	Mengde inn snitt	Mengde ut snitt	Rensegrad snitt	Type rensing
		m ³ /d	mg N/L	mg N/L	kg N/d	kg N/d	%	
0128AL01	Bodal	1 840	39,59	29,59	72,86	54,45	25 %	Kjemisk-biologisk
0412AL20	Moelv	2 428	55,64	41,71	135,09	101,27	25 %	Kjemisk-biologisk
0806AL30	Elstrøm RA	6 336	41,44	32,11	262,59	203,46	23 %	Kjemisk
0704AL40	TAU Vallø	33 592	32,96	25,58	1107,14	859,40	22 %	Kjemisk-biologisk
0534AL07	Brandbu	4 009	31,33	24,46	125,61	98,05	22 %	Kjemisk-biologisk
0221AL51	Bjørkelangen sentralr	1 986	50,39	39,61	100,07	78,66	21 %	Kjemisk-biologisk
0128AL02	Kirkeng	67	57,67	46,21	3,84	3,08	20 %	Kjemisk-biologisk
0528AL48	Kapp	406	56,00	45,00	22,74	18,27	20 %	Kjemisk-biologisk
0720AL33	Vårnes	3 468	45,54	37,00	157,93	128,31	19 %	Kjemisk
0101AL01	Prestebakke	36	78,05	65,09	2,80	2,33	17 %	Biologisk
0236AL07	Fjellfoten	3 223	52,61	44,17	169,54	142,36	16 %	Kjemisk-biologisk
0529AL50	Breiskallen	5 702	24,95	21,05	142,26	120,01	16 %	Kjemisk
0602AL45	Muusøya Renseanlegg	10 107	20,01	16,96	202,24	171,40	15 %	Kjemisk
0135AL01	Hestevold rensanlegg	1 480	52,68	45,20	77,97	66,90	14 %	Kjemisk
0221AL49	Løken Renseanlegg	932	52,42	45,00	48,84	41,93	14 %	Kjemisk
0235AL59	Kløfta	2 715	50,50	43,75	137,08	118,76	13 %	Kjemisk
0626AL61	Linnes Renseanlegg	9 602	38,00	33,16	364,87	318,38	13 %	Kjemisk
0215AL35	Frogn	6 054	29,39	25,77	177,90	156,03	12 %	Kjemisk
0814AL37	Salen - Langesund	6 057	25,21	22,18	152,70	134,36	12 %	Kjemisk
0702AL30	Holmestrand	5 435	29,83	26,54	162,14	144,25	11 %	Kjemisk
0807AL35	Ramsflog RA	7 408	18,42	16,49	136,41	122,15	10 %	Kjemisk
0124AL01	AHSA Interkommunale r	10 576	33,23	29,79	351,42	315,09	10 %	Kjemisk
0701AL01	Falkensten	10 199	26,50	23,81	270,27	242,82	10 %	Kjemisk

Anleggsnr	Anleggets_navn	Vannmengde inn	Kons inn snitt	Kons ut snitt	Mengde inn snitt	Mengde ut snitt	Rensegrad snitt	Type rensing
		m ³ /d	mg N/L	mg N/L	kg N/d	kg N/d	%	
0624AL41	Hokksund	3 757	47,40	42,89	178,08	161,13	10 %	Kjemisk
0602AL06	Solumstrand Renseanle	26 801	40,26	36,92	1078,90	989,49	8 %	Kjemisk-biologisk
0104AL01	Kambo	4 364	59,93	56,23	261,52	245,41	6 %	Kjemisk
0105AL16	Isefoss Renseanlegg	122	43,09	40,64	5,27	4,97	6 %	Kjemisk
0625AL00	Mjøndalen	8 001	32,00	31,00	256,04	248,04	3 %	Kjemisk

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no