

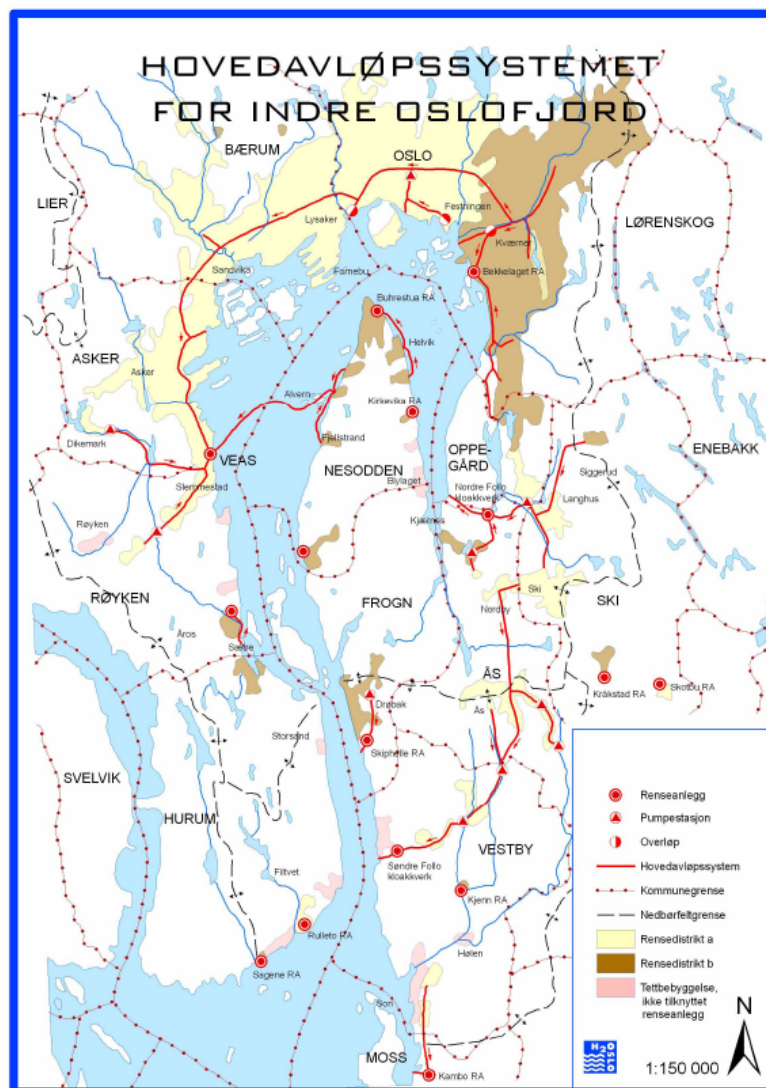


Fagradet
for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

STRATEGI 2010

– Vedlegg –

Fagrådsrapport nr. 107



INNHALDSFORTEGNELSE

VEDLEGG 1	Identifisering og kvantifisering av målsetninger for arbeidet med vann- og avløp i indre Oslofjord.....	5
	Publikums forventninger om en ren fjord.....	6
	Badevannskvalitet	6
	Fangst og kostholdsråd.....	6
	Lovpålagte miljømål.....	7
	Vanndirektivet og tentative miljømål for fjorden – oksygen som superparameter.....	7
VEDLEGG 2	Vannkvalitetsnormer for friluftsbad	10
VEDLEGG 3	Status for fjorden	13
	3-1 Badevannskvalitet og fjorden sett med ”publikums øyne”	14
	3-1.1 Status for badevannskvaliteten på fjordens badeplasser	14
	3-1.2 Algeoppblomstringer som respons til næringssalttilførsler	15
	3-1.3 Uønskede algeoppblomstringer.....	18
	3-2 Miljøstatus for de dypere vannmassene og fjordbunnen.....	19
	3-3 Miljøgifter og indre Oslofjord	22
VEDLEGG 4	Kvantifisering av utfordringene med befolkningsøkningen fram mot 2050.....	24
	4-1 Forventet befolkningsutvikling fram mot år 2050.....	25
	4-2 Kapasitetsbehovet på avløpsrensaneanleggene fram mot år 2050	28
	4-2.1 Fordeling av belastningen på rensaneanleggene i 2020, 2030 og 2050	28
	4-2.2 Endringer i tilførsler av næringssalter og organisk stoff til rensaneanleggene fram mot 2050.....	31
	4-2.3 Endringer i hydraulisk belastning på rensaneanleggene fram mot 2050	32
	4-3 Dagens kapasitetsbelastning og restkapasitet på VEAS og BRA	33
	4-4 Dagens belastning på oksygenforholdene i dypvannet i fjorden.....	38
	4-4.1 Nåværende tilførsler av oksygenforbrukende stoffer til indre Oslofjord.....	38
	4-4.2 Potensielt oksygenforbruk i dypvannet i dag.....	42
	4-5 Estimert oksygenforbruk i dypvannet fram mot 2050.....	51
	4-6 Hva skal til for å nå målet om god økologisk status i indre Oslofjord?	52
VEDLEGG 5	Tilførsler av næringssalter og organisk stoff til fjorden	54
VEDLEGG 6	Beregning av TOF _{>20 m dyp}	55

VEDLEGG 7	Biotilgjengelighetsfaktorer og tapsfaktorer benyttet ved beregning av TOF _{>20 m dyp}	56
VEDLEGG 8	Begrensende faktor for planteplanktonproduksjon.....	61
VEDLEGG 9	Tilførsler av TOF til dypvannet.....	64
VEDLEGG 10	Klimaeffekter og utfordringer for VA-sektoren og fjorden.....	69
10-1	Overvann og overløp	70
10-1.1	Forventede klimaendringer i Osloregionen.....	70
10-1.2	Forventet intensitet på korttidsnedbør og havnivåstigning	70
10-2	Faktorer med betydning for belastningen av ledningsnett.....	72
10-3	Klimaets betydning for avrenning til fjorden	75
10-4	Klimaets betydning for utskiftning av dypvannet i indre Oslofjord.....	76
10-5	Forslag til videre arbeide	80
VEDLEGG 11	Tiltak.....	81
11-1	Tiltakenes målsetning	82
11-2	Tiltak rettet mot overvann og avløpsnett	82
11-2.1	Overordnet strategi for overvann og avløpsnett.....	82
11-2.2	Valg av dimensjonerende gjentakintervall for regn med tanke på oversvømmelser	85
11-2.3	Felles dimensjoneringsgrunnlag og tiltaksstrategi m.h.t. klimaendringer	86
11-2.4	Samordning av VA-normer, sanitærreglement, lokale forskrifter, avløpsplaner, beredskapsplaner, PBL- tiltak, etc.	86
11-2.5	Noen aktuelle tiltak mot utslipp og flomskader	88
11-2.6	Målinger og datainnsamlinger som må fremskaffes for å kunne utføre analyser og modellberegninger	91
11-2.7	Om helhetlige systemanalyser. Kost/nytte-analyser med flere mål (Utslipp, flomskader, bærekraft)	91
11-3	Aktuelle tiltak på renseanleggene for å redusere overløpsutslippene.....	93
11-3.1	Mulighetene for utjevning av toppbelastningen på VEAS og BRA	93
11-3.2	Estimert effekt av allerede gjennomførte tiltak på renseanleggene.....	95
11-4	Aktuelle tiltak på renseanleggene for å redusere tilførslene av TOF _{>20 m dyp}	96
11-4.1	Nødvendige og tilgjengelige kapasitetsutvidelser ved VEAS og BRA	96
11-4.2	Økt rensegrad på VEAS og/eller BRA	97
11-4.3	Autotrof nitrogenfjerning av slamavvanningsvannet for å avlaste biotrinnet.....	100
11-4.4	Nordre Follo RA – kortsiktige og langsiktige strategier.....	100
11-4.5	Sentralrenseanlegg øst.....	101

11-4.6 Alternative avløpsløsninger	103
11-5 Aktuelle vassdragstiltak.....	109
11-5.1 Miljøtilpasset jordarbeiding og gjødslingsplanlegging.....	110
11-6 Mulige tiltak ute i fjorden.....	111
11-6.1 Muligheten for å bedre dypvannsutsiftningen i Bunnefjorden	111
11-6.2 Utbedring av dypvannsforholdene i Bærumsbassenget.....	116
11-6.3 Utslippsscenarioer for å bestemme optimale utslippspunkt for behandlet avløp i fjorden	117
Referanser i vedlegg	118

VEDLEGG 1

Identifisering og kvantifisering av målsetninger for arbeidet med vann- og avløp i indre Oslofjord

Publikums forventninger om en ren fjord

Badevannskvalitet

Publikum forventer nå å kunne ta seg et friluftsbad hver godværsdag gjennom hele sommerhalvåret. Med utbyggingen av Fjordbyen gjelder disse forventningene også fjordområdene helt inn i de mer belastede delene av indre havnebasseng. Forventningene publikum stiller til vannkvaliteten er at det virker innbydende å bade og at det er hygienisk forsvarlig. Myndighetene ved Folkehelseinstituttet har definert kvalitetsnormene for godt badevann ved friluftsbading (Rundskriv IK-1/94 med vedlegg, se **Vedlegg 2**). Med unntak av Oslo kommune følger overvåkingen kommunene gjennomfører i badesesongen disse normene. VAV har fra og med 2008 benyttet retningslinjene gitt i EUs badevannsdirektiv (Directive 2006/7/EC, se **Vedlegg 2**), og har funnet at ”denne klassifiseringen gir et tydeligere bilde om et sted er egnet som badeplass eller ikke. Den gir flere klassifiseringer i klassen ”utmerket” og ”dårlig” og færre klassifiseringer i kategori ”god” ” (VAV 2008). En viktig forskjell i fht dagens krav er at det ikke stilles noen krav til måling av fysisk-kjemiske parametere som for eksempel siktedyp. Folkehelseinstituttet skriver på sine hjemmesider at EUs badevannsdirektiv sannsynligvis blir retningsgivende for norske krav til friluftsbad i framtiden.

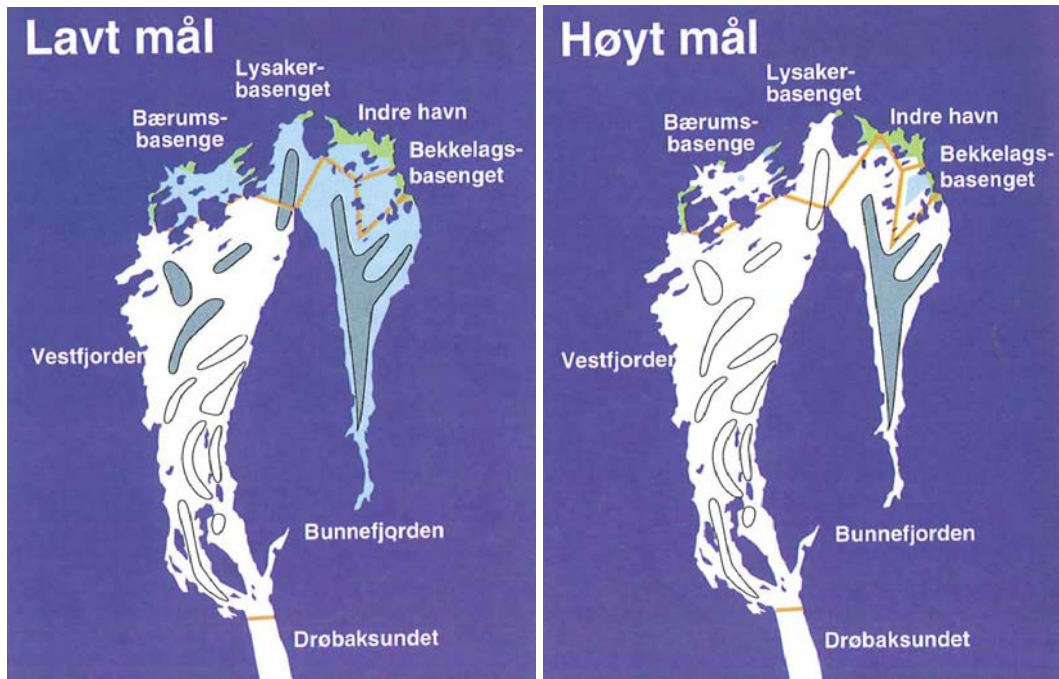
Uansett er både hygieniske parametere som TKB (termotolerante koliforme bakterier) eller intestinale enterokokker og en fysisk parameter som siktedyp nyttige parametere å overvåke for å gjenspeile hvor attraktivt vannet vil være for friluftsbading.

Fangst og kostholdsråd

Det er et aktivt fritidsfiske i hele fjorden og det er et noe kommersiell fangst. Det er mest torsk og hvitting som fanges, men sei, sild, lyr og makrell kan det også være mye av (Baalsrud og Magnusson 2002). I tidligere tider var det også et godt rekefiske i indre Oslofjord. Det er håp om at en bedring av vannkvaliteten i fjorden vil kunne gi muligheter for større fangster og rekefiske lenger inn i fjorden. På midten av 80-tallet utarbeidet Baalsrud mfl. (1986) tentative miljømål for indre Oslofjord basert på brukerinteresser og vannkvalitet som vil sikre opprettholdelse av et gitt biologisk mangfold. Disse ble definert som følger:

- **Ambisjonsnivå ”Lavt”**: Det tas sikte på at man skal ha synsopplevelse og kunne bade stort sett i hele indre Oslofjord. Det skal også kunne fiskes etter reker på aktuelle trålfelt i midtre og søndre deler av Vestfjorden. Dyre- og plantelivet vil være påvirket i hele den østre og nordre delen av fjorden. Se **Figur 1.1**.
- **Ambisjonsnivå ”Middels”**: Det tas sikte på at man skal ha synsopplevelse og kunne bade stort sett i hele indre Oslofjord. Det skal også kunne fiskes etter reker på aktuelle trålfelt unntatt i Bunnefjorden. Dyre- og plantelivet vil være påvirket i hele den østlige delen av fjorden og i noen havnenære områder i de vestlige delene.
- **Ambisjonsnivå ”Høyt”**: Det tas sikte på at man skal ha synsopplevelse og kunne bade stort sett i hele indre Oslofjord. Det skal også kunne fiskes etter reker på aktuelle trålfelt. Dyre- og plantelivet vil være noe påvirket i Bunnefjorden og i havnenære områder. Se **Figur 1.1**.

- Mulige felt for reketråling
- Området har for dårlig vannkvalitet til:
 - mangfoldig dyre- og planteliv
 - synsopplevelse
 - bading
 - rekefangst



Figur 1.1. Lavt og høyt ambisjonsnivå for miljømål i indre Oslofjord, slik de ble definert av Baalsrud mfl. i 1986. (Baalsrud og Magnusson 2002)

På sikt er det også et mål at kostholdsrestriksjonene i indre Oslofjord kan oppheves, men veien frem dit er trolig lang, krever kildekontroll og at en kjenner til hvordan fisken får i seg forurensningene slik at de rette tiltakene kan settes inn.

Lovpålagte miljømål

Vanndirektivet og tentative miljømål for fjorden – oksygen som superparameter

Det foreligger ikke noen egne politisk fastlagte kvalitetsmål for miljøet i indre Oslofjord. Det har imidlertid nylig vært arbeidet med å foreslå miljømål for Bunnefjorden basert på de nevnte tentative miljømål foreslått av Baalsrud mfl. (1986). Arbeidet med utvikling av nye kriteriesett for vannkvalitet er imidlertid under utvikling og noe er allerede ferdigstilt, men disse er i mindre grad tilpasset forholdene i indre Oslofjord. Arbeidet er forankret i EUs satsning på et nytt klassifiseringsdirektiv for vannkvalitet som er manifestert i vanndirektivet (VD). Norge er forpliktet til å følge de krav og mål som settes for vannkvalitet i dette direktivet. Utviklingsarbeidet er ikke ferdig og for svært mange vanntyper inklusiv kystvann, er indikatorer ennå ikke fullt utviklet. Hovedmålsetningen

er at man skal oppnå god økologisk status i alle vannforekomster innen 2015, med mulighet for forlengelse til 2021. For indre Oslofjord, som i hovedsak kommer inn nå i andre planperiode (PURA-området og Lysakerelva/Sørkedalsvassdraget var med i første planperiode), vil milepælen 2021 være gjeldende.

God økologisk status skal defineres i forhold til den lokale naturtilstanden, men det er en utfordring at det ikke er noen god definisjon av naturtilstanden i alle deler av indre Oslofjord. Miljømålene for de fysiske/kjemiske parametrene i vannmassene er spesielt viktige (særlig oksygen og næringssalter) fordi disse langt på vei styrer forekomsten av organismesamfunnene eller er et resultat av biologisk aktivitet (siktdyp, klorofyllinnhold, planteplanktonbiomasse). Leseren henvises til **Leveranse nr. 2** for en mer detaljert omtale av disse. Når det gjelder næringssalter er det utarbeidet miljømål for Bunnefjorden, mens det ikke er utarbeidet miljømål for de øvrige deler av fjorden. Klassifiseringssystemet som er planlagt brukt i forbindelse med VD inneholder foreløpig ikke klassegrenser for total nitrogen, nitrat, total fosfor, fosfat, oksygen og siktdyp, som er relevante for indre Oslofjord. Oksygen er den parameteren hvor miljømålene er klart definert. Dette har sammenheng med at parameteren er en "superparameter" som er styrende for miljøforholdene på dypere vann og påvirkes av næringssalttilførslene. Selv om det også for denne parameteren er behov for videreutvikling av lokaltilpassede miljømål for deler av fjorden, anbefaler vi at de foreliggende tentative målene legges til grunn for vurderingene av miljøstatusen i fjorden og ved videre vurderinger av nødvendig tiltak. Se **Tabell 1.1**.

Tabell 1.1. Tentative miljømål for oksygenkonsentrasjonen i de dypere vannmasser i indre Oslofjord. 85 % av observasjonene skal overstige denne grense over et tidsrom på 12 år.

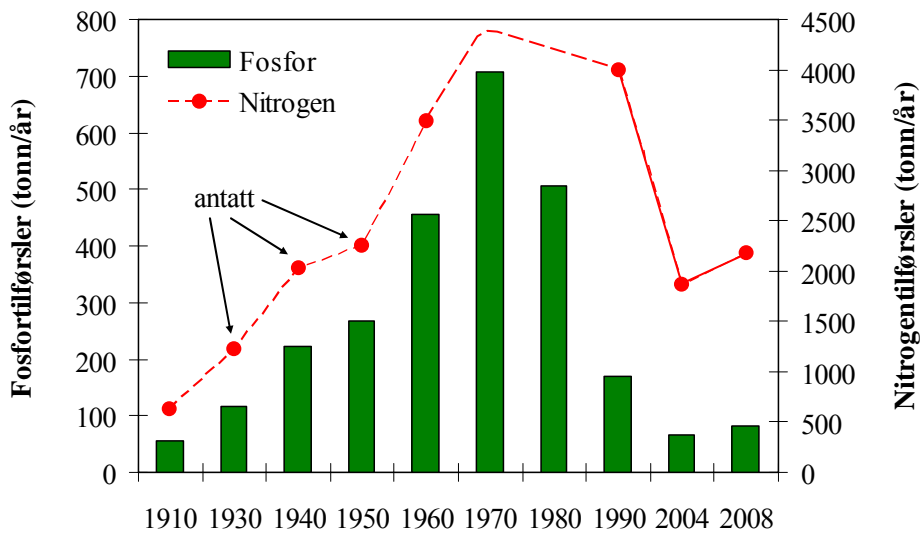
Fjordområde	Dyp (m)	Ambisjonsnivå			Referanse
		Lavt (ml/l)	Middels (ml/l)	Høyt (ml/l)	
Bunnefjorden	20-50	>1,0	>1,5	>2,0	Bjerkeng mfl. (2009)
Bunnefjorden	>50	>0	>0,5	>1,0	
Bekkelagsbassenget ¹	>50	>0	>0,5	>1,0	
Indre havn	>20	>0	>1,0	>2,0	Baalsrud mfl. (1986)
Lysakerfjorden	>20	>0,5	>1,5	>2,0	
Bærumsbassenget	>20	>0,5	>1,0	>1,5	
Vestfjorden	>20	>1,5	>2,0	>2,4	
Vestfjorden	80-90	>1,5	>2,0	>2,5	Berge mfl. (2009)

1) Bekkelagsbassenget har ikke fått noe tentativt miljømål, men blir i NIVAs årlige overvåkningsrapporter sammenlignet med miljømålene for Bunnefjorden <50 m dyp

Miljøforholdene i fjorden påvirkes av tilførslene den får. Når vi har valgt å bruke oksygen som en superparameter er det fordi denne er enkel å måle og fordi det er en tydelig, dog kompleks, sammenheng mellom nivået av denne i dypvannet og tilførsler av oksygenforbrukende stoffer til fjorden. Gjennom arbeidet med å sette miljømål for Bunnefjorden ble det funnet at forholdene i fjorden rundt 1930, eller kanskje noe nærmere 1940, kan tilsvare kravene VD setter til god økologisk status, mens tilstanden i 1910 anses som å ha vært nær naturtilstanden (Bjerkeng mfl. 2009). **Figur 1.1** viser de estimerte årlige tilførslene av fosfor og nitrogen i perioden 1910-2008. For 1930 har vi kun måledata for fosfor og tilførslene lå da på ca. 55 tonn P/år. Tilførslene av nitrogen er antatt å ha vært på i størrelsesorden 1200 tonn N/år. I 2008 var de estimerte tilførslene av fosfor og nitrogen på hhv 81 tonn P/år og 2200 tonn N/år (se også **Vedlegg 4**). Tilførslene av organisk stoff har også betydning for oksygenforbruket i dypvannet. Den gang var sannsynligvis de største utslippene av organisk stoff knyttet til utføring av ren kloakk og

urenset industriavløp (trelast, bryggeri, tekstil). Vi har dessverre ikke noe data for dette, men bidraget fra råkloakken har vi estimert til ca. 1600 tonn C/år på bakgrunn av P-utslippene¹, som sannsynligvis hadde sin hovedkilde derfra. Ved starten av 1900-tallet hadde man installert en rekke små mekaniske renseanlegg på avløp/bekkeutløp til fjorden, men det første biologiske renseanlegget (på Skarpsno) kom ikke før rundt 1930. Bidraget til lett omsettelig organisk stoff fra de sterkt forurensende industriene er det vanskeligere å anslå. Som et første grovt anslag har vi satt dette til det samme som fra befolkningen; 1600 tonn C/år.

Som vi skal utdype betydningen av nærmere senere, er det store forskjeller mellom utslippene i 1930 og i dag. Den gang var utslippene lagt direkte til de øvre vannmasser langs hele den befolkede delen av fjorden, selv om noe ble ført i rørledning litt ut i fjorden. I dag slippes rensset avløpsvann i hovedsak på stort dyp (40-50 m) i fjorden, og nødvendigvis et stykke ut fra land. Det er klart at dagens utslipp i større grad belaster dypvannsområdene enn utslippene i 1930, men badevannskvaliteten er nok vesentlig bedre i dag enn da til tross for en langt større befolkning.



Figur 1.2. Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord 1910-008 (Fra Bergstøl mfl. 1981, Baalsrud mfl. 1986, Holtan og Magnusson 1989, Nedland 1997, Wivestad 1999, Berge mfl. 2009 og Fagrådets årsrapport 2001). I figuren inngår også tilførsel vi naturlig avrenning. Beregninger for 2008; se **Leveranse nr. 11**.

¹ Det er vanlig å benytte 60 g BOF₅/person*d og 1,8 g total P/person*d som belastning på renseanlegg ved dimensjonering av avløpsrenseanlegg (Ødegaard mfl. 2009). Hovind og Paulsrud (1983) fant et forholdstall på 2,458 mellom BOF₅ og TOC for avløpsvann på innløpet til norske renseanlegg.

VEDLEGG 2

Vannkvalitetsnormer for friluftsbad

FRILUFTSBAD - BADEVANN: Vedlegg til Rundskriv IK-21/94. Erstatte "Kvalitetskrav til vann - badevann" revidert utgave fra nov. 1976. Gjeldende fra 1. juli 1994.

[Utdrag]

Kvalitetsnormer for vann i friluftsbad

Vurderingsgrunnlaget for vannkvaliteten ved friluftsbad er gitt i **Tabell 2.1** nedenfor.

Tabell 2.1. Vurderingsgrunnlaget for vannkvaliteten ved friluftsbad.

Parameter	God	Mindre god	Ikke akseptabel	Anbefalt prøvetakingshyppighet, minimum *
Mikrobiologiske:				
Termotolerante koliforme bakterier/100 ml	< 100	100-1000	> 1000	en gang pr. uke
Fekale streptokokker/100 ml	< 100	100-1000	> 1000	en gang pr. uke
Fysisk kjemiske:				
pH ferskvann	5,0-9,0			
pH saltvann	7,0-8,3			
Fargetall ferskvann	< 25			**
Fargetall saltvann				ikke fastsatt
Siktedyp, m	> 2	1-2	< 1	to ganger pr. mnd.
Turbiditet, FTU	< 2	2-5	> 5	
Temperatur, C				***

*Prøvetakingshyppigheten kan reduseres dersom det er en lite besøkt badestrand, eller at prøveserier tatt over minst to år har vist at vannkvaliteten ligger godt innenfor "God" vannkvalitet.

** Tydelig fargeendring fra normaltstanden skal medføre undersøkelser for å fastslå årsaken.

*** Økt fare for Cercariermatitt v/temp. >20 C, i lokaliteter med forekomst av andefugler og ferskvannssnegl.

Prøvetaking på totalnitrogen (mg N/l), totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$) og klorofyll ($\mu\text{g/l}$) bør foretas ved tendens til eutrofiering.

På lang sikt

En vurdering av den hygieniske vannkvaliteten ved et friluftsbad bør baseres på de siste 1-2 års analyseresultater. Resultatet av minst 10 ulike prøvetakninger, spredd over badesesongen, bør legges til grunn for bedømmelsen.

Følgende retningslinjer i **Tabell 2.2** anbefales lagt til grunn for vurderingen:

Tabell 2.2. *Retningslinjer for vurdering av badevannsplassens egnethet.*

Resultat av vannprøvene	Bedømmelse av badeplassens bakteriologiske standard
>90% av prøvene ligger < 100 TKB/100 ml* og inntil 10% av prøvene ligger i kategorien mindre god	God
> 90% av prøvene ligger i kategorien god eller mindre god og inntil 10% av prøvene ligger i kategorien ikke akseptabel	Mindre god
> 10% av prøvene i kategorien ikke akseptabel	Ikke egnet for bading

* Dersom fekale streptokokker (FS) benyttes i stedet for termotolerante koliforme bakterier (TBK) uttrykkes de angitte tall FS/100 ml

EU's badevannsdirektive 2006/7/EC [Utdrag]

ANNEX I

For inland waters

	A	B	C	D	E
	Parameter	Excellent quality	Good quality	Sufficient	Reference methods of analysis
1	Intestinal enterococci (cfu/100 ml)	200 (*)	400 (*)	330 (**)	ISO 7899-1 or ISO 7899-2
2	Escherichia coli (cfu/100 ml)	500 (*)	1 000 (*)	900 (**)	ISO 9308-3 or ISO 9308-1

(*) Based upon a 95-percentile evaluation. See Annex II.

(**) Based upon a 90-percentile evaluation. See Annex II.

For coastal waters and transitional waters

	A	B	C	D	E
	Parameter	Excellent quality	Good quality	Sufficient	Reference methods of analysis
1	Intestinal enterococci (cfu/100 ml)	100 (*)	200 (*)	185 (**)	ISO 7899-1 or ISO 7899-2
2	Escherichia coli (cfu/100 ml)	250 (*)	500 (*)	500 (**)	ISO 9308-3 or ISO 9308-1

(*) Based upon a 95-percentile evaluation. See Annex II.

(**) Based upon a 90-percentile evaluation. See Annex II.

VEDLEGG 3

Status for fjorden

3-1 Badevannskvalitet og fjorden sett med ”publikums øyne”

3-1.1 Status for badevannskvaliteten på fjordens badeplasser

Som nevnt forventer befolkningen god badevannskvalitet på alle aktuelle badeplasser i fjorden, og derfor overvåkes denne jevning gjennom badesesongen for å sikre hygienisk betryggende forhold. Det er også en forventning om at det skal se innbydende ut å bade. I **Leveranse nr 3** så vi nærmere på badevannskvaliteten i fjorden. Med noen unntak var badevannskvaliteten stort sett god på de avsatte badeplassene i fjorden. Den viktigste årsaken til uakseptabel vannkvalitet på badeplassene er antatt å skyldes nylige overløp på avløpsnett (innen ca. ett døgn tidligere) i nærområdet. En større utfordring ligger i å sikre akseptabel badevannskvalitet på aktuelle badeplasser i den nye Fjordbyen (se **Tabell 3.1**). Den påbegynte rørledningen og fordrøyningsbassenget Midgardsormen er et viktig ledd i dette arbeidet (se **Vedlegg 11, Kapittel 11.2.4**). Men som det fremgår av **Tabell 3.2** har man uakseptabel badevannskvalitet inne i Bjørvika selv i perioder uten nedbør. Her kan lekkasjer fra ledningsnett og tømning av septiktanker fra båter også ha en vesentlig innvirkning på vannkvaliteten. Avrenning fra tette flater i byområder kan også føre med seg vesentlige mengder fugle- og hunde-/heste-avføring. Hvis dette overvannet ikke behandles vil det kunne inneholde mye fekale forurensninger, det er derfor viktig at det er innarbeidet gode rutiner på å fjerne hundeavføring. Betydningen av due-, måke- og hesteavføring bør heller ikke undervurderes (jf. **Tabell 3.2**).

I perioden 2002-2009 har de største overløpene vært knyttet til VEAS sitt Lysakeroverløp med 3,8 millioner m³/år (1,1-6,6 mill. m³/år) og til Bekkelaget RA sitt overløp over rist inne på anlegget med 2,3 millioner m³/år² (0,8-4,3 mill. m³/år).

Tabell 3.1. Bakterietall og siktedyp på steder som per i dag ikke er definert som badeplasser i indre Oslofjord og øvre Akersela. Rødt indikerer uakseptabel badevannskvalitet.

Bakterier 2008 - TKB						Siktedybde		
Dato	Bjørvika	Tjuvholmen	Ulveysundet	Myrerbekken	Regn [mm]	Bjørvika	Tjuvholmen	Ulveysundet
*14.5.	2300	82	10	11000	0,0			
*21.5.	2800	660	5100	9**	0,9	2,5	2,0	3,0
*28.5.	680	450	<-1	>10000	0,0	3,0	2,5	4,0
*4.6.	10000	1	70	230**	0,0	2,3	2,1	3,9
*11.6.	860	22	7	>10000	0,0	3,0	3,5	4,0
19.6.	32000	500	40	10000	6,1	2,5	3,0	4,0
*25.6.	1000	110	2	>1000	0,0	3,5	4,0	6,5
*2.7.	1200	80	1	3300	0,0	4,5	3,5	6,0
*9.7.	19500	60	<-1	12000	0,0	2,5	3,0	5,0
16.7.	5500	8	6	8000	3,1	3,0	3,0	3,5
*23.7.	10000	120	<-1	11000	0,0	3,1	6,0	7,1
30.7.	>8000	7200	120	>8000	30,2	1,1	2,1	6,5
6.8.	>10000	20	1	>10000	6,3	4,5	4,5	8,3
13.8.	1400	600		4700	27,3	1,8	3,0	
20.8.	>20000	300	>20000	>20000	18,6	1,4	6,2	2,0
27.8.	>8000	120	24	4400	14,7	1,9	7,5	5,6
3.9.	4600	12	21	>8000	9,2	2,5	5,0	5,0

² Tallet inkluderer et mindre overløp på Kværner.

Tabell 3.2. Innhold av viktige grupper av indikatorbakterier i feces fra mennesker og ulike dyr (antall bakterier/gram) (OECD 2003, Ødegaard m.fl. 2006).

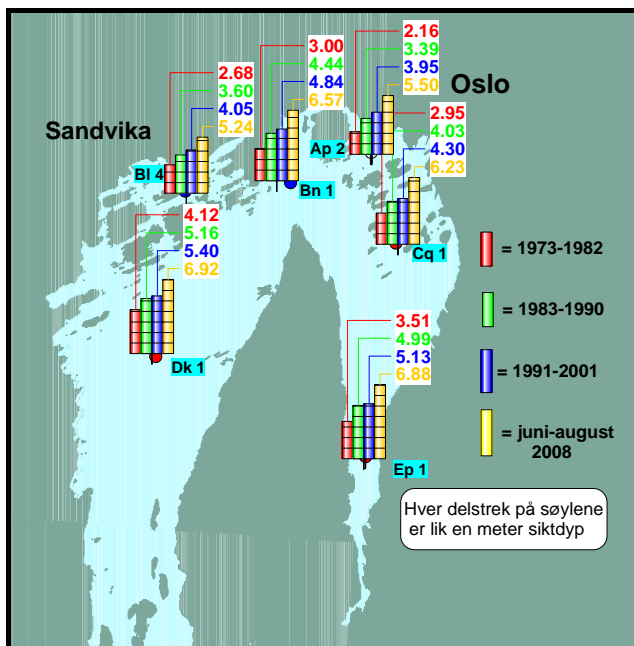
	Termotolerante koliforme bakterier	Enterokokker/ fekale streptokokker	Clostridium perfringens
Menneske	10 ⁷	10 ⁶	10 ⁴
Ku	10 ⁵	10 ⁶	10 ²
Sau	10 ⁷	10 ⁷	10 ³
Gris	10 ⁶	10 ⁷	i.d.*
Hest	10 ⁴	10 ⁶	i.d.
Elg	10 ³	10 ⁵	i.d.
Kylling	10 ⁶	10 ⁶	i.d.
And	10 ⁷	10 ⁷	i.d.
Måke	10 ⁷	10 ⁶	i.d.

* i.d. = ingen data

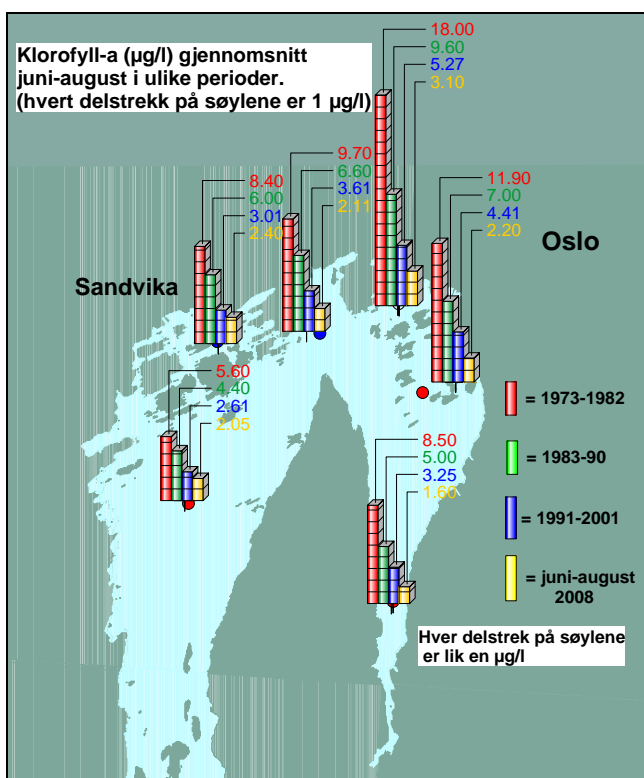
3-1.2 Algeoppblomstringer som respons til næringsstofftilførsler

For øvrige deler av fjorden vil siktedypet si mye om vannkvaliteten i de øvre vannmasser. Store tilførsler av næringsstoffer (fosfor og nitrogen) vil føre til sterke algeoppblomstringer, som igjen påvirker siktedypet. Et annet mål på algeveksten eller planteplanktonbiomassen er innholdet av klorofyll-a. De ulike rens tiltakene innen avløpssektoren siden 80-tallet har i sterk grad bidratt til reduserte algeoppblomstringer. Som **Figur 3.1** under viser har det på sikt vært en forbedring (dvs. økning) av siktedypet i hele indre Oslofjord. Også når det gjelder klorofyll har det vært en slik forbedring (**Figur 3.2**).

Det er gjort flere studier av forholdet mellom nitrogen, fosfor, silikat og algevekst i indre Oslofjord (se NIVAs overvåkingsrapporter 1981-83, samt Paasche m.fl., 1987). Hovedkonklusjonen fra disse arbeider er at nitrogen synes å være begrensende næringsstoff for våroppblomstringen (februar – april), men at i resten av året er fosfor i hovedsak begrensende næringsstoff. Det forekommer også noen situasjoner hvor begge næringsstoffene potensielt kan være begrensende. Det er ikke gjort noen observasjoner av dette i senere tid. Men m.h.t. modellsimuleringer av responsen til algene på næringsstofftilførsler til fjorden er det helt sentralt, og vi anbefaler derfor at det gjennomføres oppdaterte undersøkelser av dette for å bringe på det rene dagens status på dette feltet.



Figur 3.1. Siktedyp (meter), middelværdi juni-august (ukentlige observasjoner) fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2008.

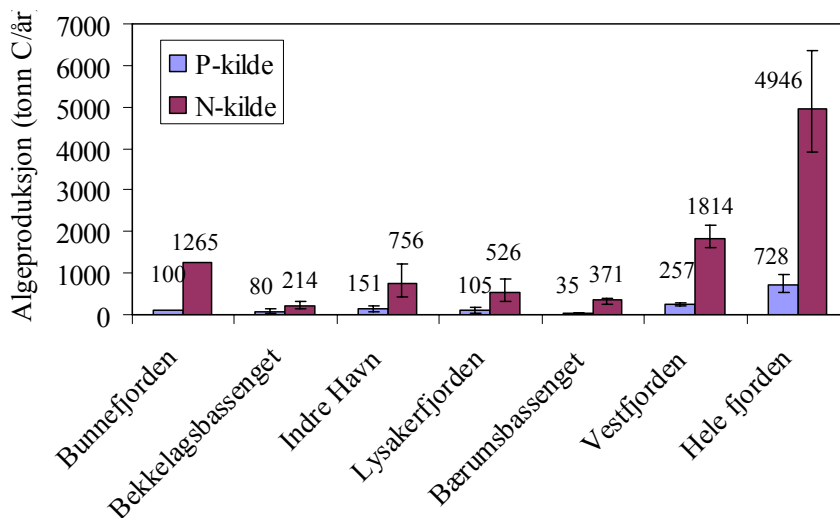


Figur 3.2. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) i 0-2 meters dyp, middelværdier i juni-august fra 1973-82, 1983-90, 1991-2001 og 2008. Klorofyll-a er et indirekte mål på planteplanktonbiomassen.

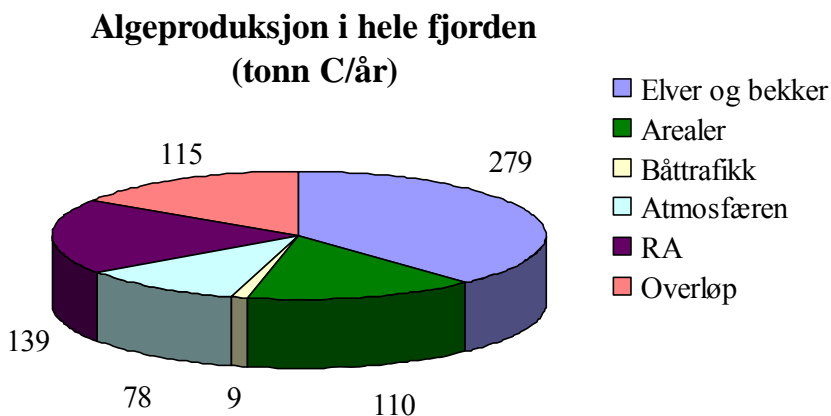
Med utgangspunkt i de estimerte tilførselene av algetilgjengelig fosfor (fosfat) og nitrogen (ammonium og nitrat) til fjordens øvre vannmasser, har vi videre estimert potensialet for algevekst. Vi har antatt at algens elementsammensetning gitt av Redfield-forholdet³, der forholdet C:N:P er 41,1:7,2:1 (på vektbasis). Som **Figur 3.3** indikerer ser det ut til at P er begrensende faktor for algeveksten i alle deler av fjorden, i og med at nitrogenet ville gitt

³ Det såkalte *Redfield-forholdet* angir den gjennomsnittlige elementsammensetningen mellom C:N:P på 41,1:7,2:1 (vektbasis) for planteplankton under "optimale" vekstbetingelser. Men det har vist seg at ved begrenset tilgang på N eller P vil dette forholdet kunne endres (Klausmeier m.fl. 2004).

opphav til en langt større algebiomasse enn fosforet. I **Figur 3.4** har vi fordelt bidraget til algeveksten på de ulike kildene til fosfor. Den største bidragsyteren ser ut til å være elver og bekker. VA-sektoren står for en vesentlig andel av bidraget gjennom renseanleggene (19 %) og hovedoverløpene (16 %), men som beskrevet i mer detalj i **Leveranse nr. 11** vil også en vesentlig andel av bidraget via elver og bekker kunne komme fra lekkasjer på avløpsnett (størrelsesorden 10 % av elvebidraget i PURA-området) og fra spredt bebyggelse med private avløpsløsninger. Samlet sett viser våre estimater at jordbruket bidrar med ca. 22 % av de samlede overflatetilførslene av biotilgjengelig fosfor til fjorden og bidrar til ca. 12 % av den samlede algeproduksjonen i fjorden.



Figur 3.3. Estimert algeproduksjon på bakgrunn av tilførsler av algetilgjengelig fosfor (fosfat) og nitrogen (ammonium og nitrat) i ulike deler av fjorden og hele fjorden samlet.



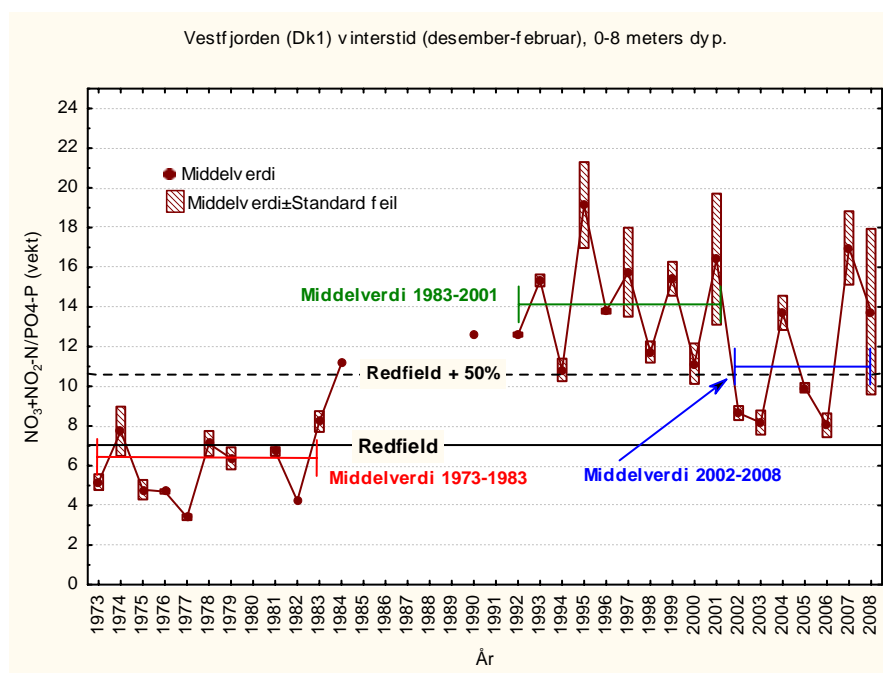
Figur 3.4. Estimert algeproduksjon i hele fjorden sett samlet fordelt på kildene til algetilgjengelig fosfor (fosfat).

3-1.3 Uønskede algeoppblomstringer

Forholdet mellom NO_x -innholdet og fosfatinnholdet eller det såkalt DIN/DIP-forholdet ($\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$) har betydning for hvilke algearter som trives i fjorden. I følge OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større en Redfield-forholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger. Det kan også skje et skifte i artsammensetning fra diatomeer til mindre ønskelige flagellater (flere giftige eller skadelige arter).

Avtakende fosforkonsentrasjoner i fjorden har gjort at DIN-DIP-forholdet har økt, og siden 1993 har det ligget 50 % over Redfieldforholdet (se **Figur 3.5**). Fra 2002 er det en tendens til lavere nitrogenkonsentrasjoner og dette avspeiles til dels også i DIN/DIP-forholdet, hvor det enkelte år etter 2002 er klart lavere enn +50 %-grensen.

I enkelte områder (Bunnebotn) kan forekomst av giftige blågrønnalger være en trussel. Spredning av giftige blågrønnalger fra Årungen til Bunnebotn har resultert i restriksjoner for bruk av området til friluftsbad (f.eks. sommeren 2007, men ikke i 2008). Hvor ofte dette vil kunne inntreffe er usikkert og helt avhengig av forholdene i Årungen, da algene ikke vil overleve lenge i sjøvann. Vannet kan dog være over den grense hvor bading kan anbefales i noen tid etter algene er borte. Løsningen på dette problemet ligger i å forbedre forholdene i Årungen.

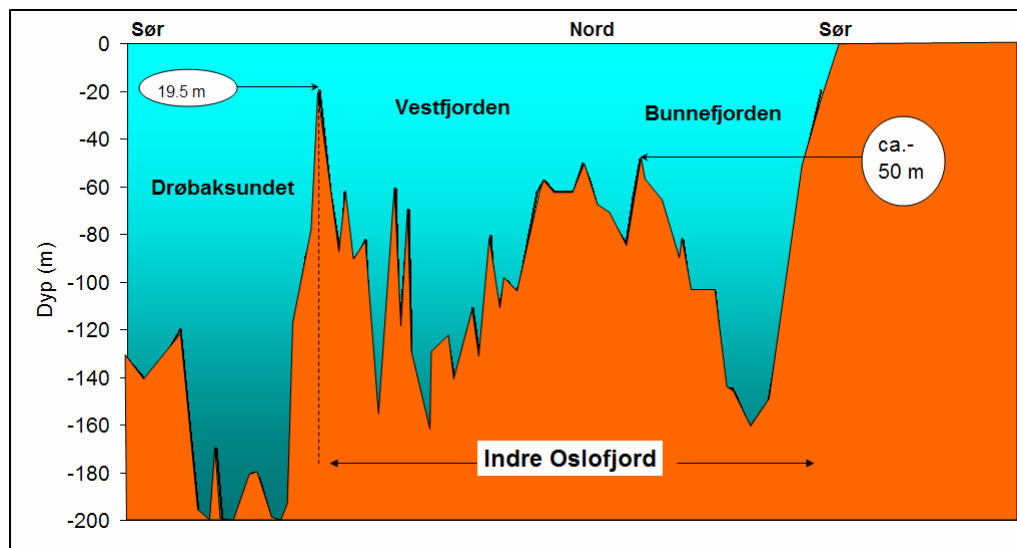


Figur 3.5. Vinterobservasjoner av $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{PO}_4\text{-P}$ (DIN/DIP) i Vestfjorden (Ep 1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2007. N/P-forholdet øker signifikant i perioden og ligger i 1992-2001 ofte over 50 % over Redfieldforholdet. Etter OSPAR (2001) vil et DIN/DIP-forhold større en Redfieldforholdet + 50 % øke risikoen for oppblomstring av skadelige alger.

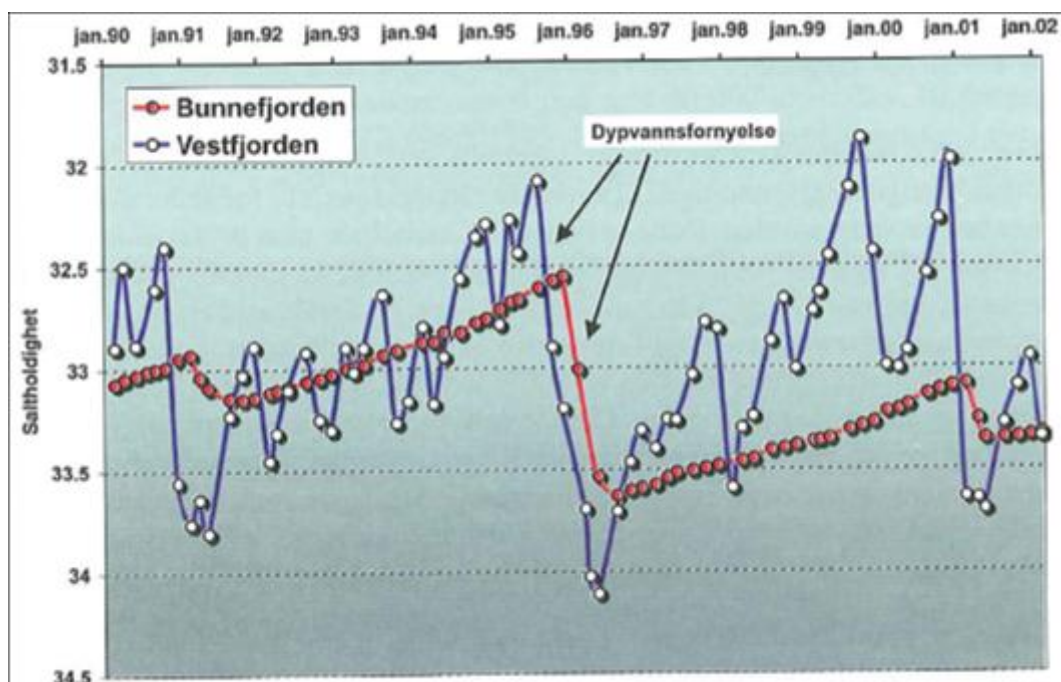
3-2 Miljøstatus for de dypere vannmassene og fjordbunnen

Oksygenkonsentrasjon og bløtbunnsfauna

Indre Oslofjord består av flere basseng, der hovedbassengene er Vestfjorden og Bunnefjorden med et maksimaldyp på ca 160 m. Bassengene er atskilt av flere terskler som begrenser vannutskiftningen (se **Figur 3.6**). Det skjer en nesten kontinuerlig tilførsel av nytt vann til indre Oslofjord gjennom Drøbaksundet som følge av vannstandsvariasjoner (bl.a. tidevannsstrømmer), estuarin sirkulasjon og vindgenererte strømmer. Det meste av vannutvekslingen skjer i overflatelaget ettersom terskelen ved Drøbak ligger på snau 20 m dyp. Fra tid til annen, når de hydrografiske forholdene muliggjør dette, skjer det en dypvannsfornyelse hvor vann fra Ytre Oslofjord/Drøbaksundet strømmer inn over Drøbaksterskelen og ertstatter det gamle dypvannet. Mengden nytt vann varierer og tilsvarer ca. 40-110 % (siden midten av 80-tallet), med et gjennomsnitt på ca 74 %, av vannvolumet i indre fjord (fra terskeldyp til bunn). Dette skjer hvert år i Vestfjorden, men bare ca. hvert tredje til femte år berører utskiftningen dypvannet i Bunnefjorden (se **Figur 3.7**). Gunstige forhold for dypvannsfornyelse sammenfaller ofte med nordlige vinder over Oslofjorden/indre Skagerrak som er vanlige i kalde vintre. Det er også gunstig med liten ferskvannstilførsel til Kattegat/Skagerak og liten utstrømming av brakkevann fra Østersjøen. Vinteren vi har hatt nå i 2009/10 har i så måte lagt forholdene godt til rette for en betydelig utskifting av dypvannet i fjorden, og de siste målingene nå i februar 2010 har vist at dette også har skjedd.



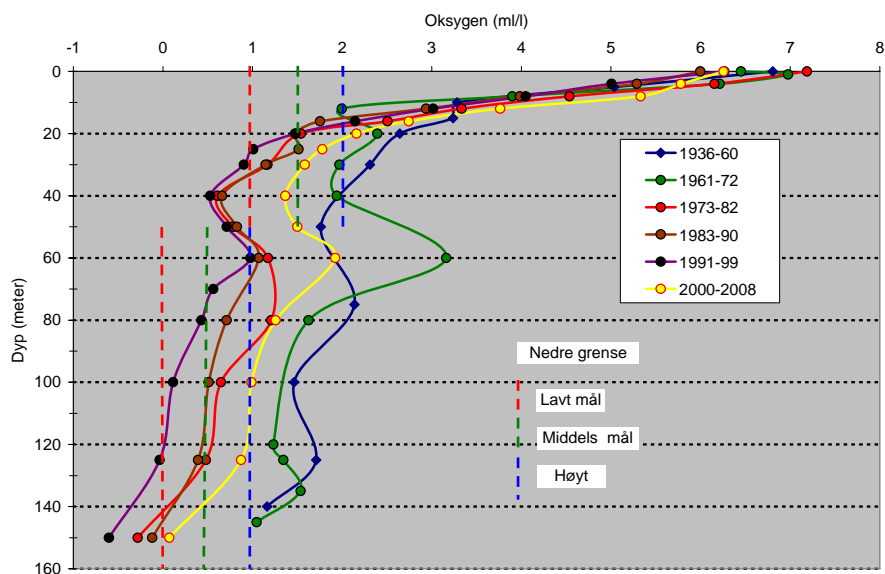
Figur 3.6. Dybdesnitt av indre Oslofjord fra Drøbaksundet til innerst i Bunnefjorden.



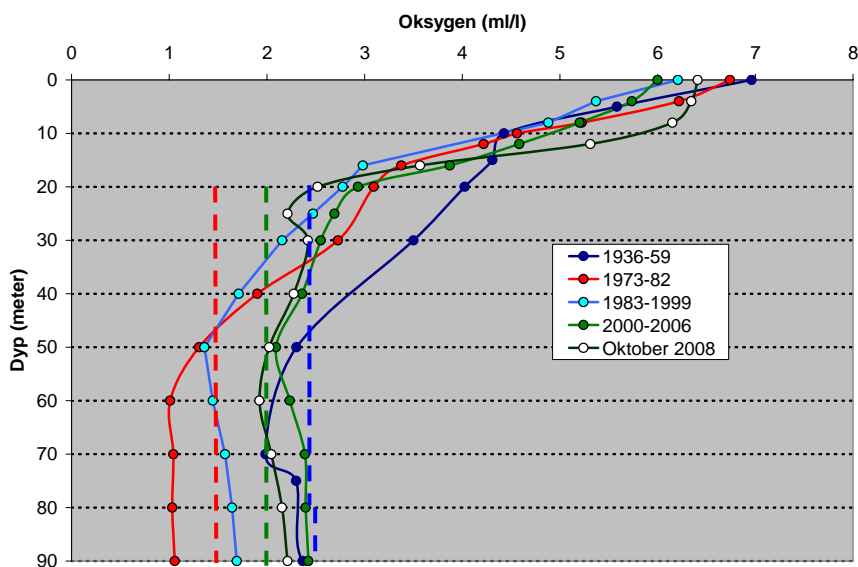
Figur 3.7. Varierende saltholdighet i Vestfjordens og Bunnefjordens dypvann. Raskt økning i saltholdighet indikerer stor dypvannsfornyelse. Hentet fra Baalsrud og Magnusson (2002).

På grunn av den begrensede vannskiftningen i fjorden og økte tilførsler av næringsalter frem til ca 1970 for total fosfor og frem til ca 1990 for nitrogen (se **Figur 1.2 i Vedlegg 1**) har fjorden vært overgjødset (eutrof). I kortere eller lengre perioder har det derfor vært oksygenvinn i de dypere deler av indre Oslofjord (i dag fortrinnsvis i Bunnefjorden). Rensetiltakene har forbedret oksygenforholdene i indre Oslofjord med foreløpig unntak fra Bunnefjordens dypvann (60 meters dyp til bunnen) og Bærumsbassengets dypvann (ca. 16 meters dyp til bunnen). Årsaken til at forbedring i Bunnefjordens dypvann har uteblitt kan skyldes dårligere dypvannsfornyelse (overveiende klimatisk ugunstige vintre etter 1988). Bærumsbassenget er høyst sannsynlig et naturlig anoksisk basseng med et oksygenunderskudd (Alve mfl. 2009). I slike basseng er små positive endringer vanskelig å påvise.

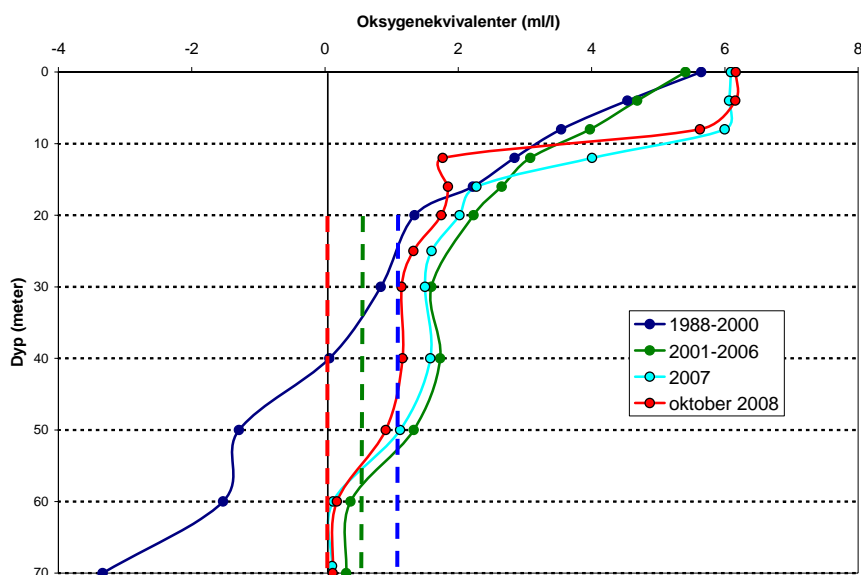
I **Figurene 3.8-3.10** har vi vist utviklingen av oksygenforholdene i hhv Bunnefjorden, Vestfjorden og Bekkelagsbassenget sammenlignet med de tentative miljømålene (se **Tabell 1.1 i Vedlegg 1**) for dyp større enn 20. Ettersom miljømålene er definert ut fra at en gitt andel av observasjonen (85 %) skal tilfredsstillende konsentrasjonskravet over en 12-årsperiode (se tabellteksten til **Tabell 1.1 i Vedlegg 1**), er det naturlig å ta utgangspunkt i observasjonsperioden 2000-2008. Da ser vi at man for det største dypet i Bunnefjorden akkurat ser ut til å klare det laveste miljømålet, men at middelsmålet underskrides både for vannmassene 20-50 m og under 50 m. I Vestfjorden lå man som gjennomsnitt for perioden helt på grensen ned mot middels mål for vannmassene under 20 m, men i 2008 klarte man ikke dette målet. For Bekkelagsbassenget ligger man ned mot det lave miljømålet, og godt under middelsmålet, for hele perioden. Når vi samtidig vet at det er middelsmålet som sannsynligvis best samsvarer med Vanndirektivets definisjon av, og krav om oppfyllelse av, god økologisk status, ser vi at ingen av disse resipientene har noe å gå på i forhold til å øke belastningen av dem av oksygenforbrukende stoffer.



Figur 3.8. Midlere oksygen (ml/l) på ulike dyp i Bunnefjorden (Ep 1) i oktober måned for ulike perioder. Miljømålene for Bunnefjorden for vannmassene 20-50 meters dyp.



Figur 3.9. Midlere oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden (Dk 1) i oktober måned på ulike dyp i ulike tidsrom. (Data fra Braarud og Ruud 1937, Dannevig 1945, Beyer og Føyn 1951, Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (1952-61) og NIVA (1962-2008). Tentative miljøsmål for Vestfjorden for dyp under 20 m (jf. Tabell 1.1 i Vedlegg 1). Se Figur 3.8 for tegnforklaring av miljømålgrenser.



Figur 15. Midlere oksygenkonsentrasjon (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) i oktober måned 1988-2000, 2001-2006 samt i 2007 og oktober 2008. Tentative miljømål for Bekkelagsbassenget for dyp under 20 m (jf. **Tabell 1**). Se **Figur 13** for tegnforklaring av miljømålgrensener.

Resultatet av dette ser man også på livet i fjorden. Bløtbunnsfaunaen i dypområdene i indre Oslofjord er i alt vesentlig grad styrt av oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet, og i Bunnefjordens dypvann finnes det knapt nok bløtbunnsfauna eller reker dypere enn 60-70 m. I Bærumsbassengets dypvann (dvs. dypere enn ca 15 m) er det heller ikke noen makroskopisk bunnfauna, men her skyldes dette trolig i hovedsak naturlige faktorer. I Vestfjorden har en reker i dypområdene og sikkert også annen bløtbunnsfauna.

3-3 Miljøgifter og indre Oslofjord

Det har i mange år vært kjent at en har miljøgiftproblemer i indre Oslofjord. Bidraget av tungmetaller og organiske miljøgifter fra tette flater i urbane områder er ganske betydelig. Disse miljøgiftene bygger seg opp i tørrværsperioder fra kilder som atmosfærisk nedfall, avgasser fra kjøretøy og maskiner, fyring og forbrenning av organisk stoff, nedslitning og korrosjon av produkter fra kjøretøy, bygninger, vegdekker og andre konstruksjoner, samt rester fra produkter. Når avrenning fra overflatene skjer p.g.a. nedbør eller snøsmelting spyles de avsatte stoffene ned i overvannsledninger eller kombinerte fellesavløpssystemledninger. Det foreligger imidlertid ikke noe fullstendig tilførselsbudsjett for hele indre Oslofjord. Beregninger av tilførsler til deler av indre Oslofjord viser at tilførslene fra Bekkelaget renseanlegg og estimerte tilførsler via luft var viktigste kilder til sedimentasjon av miljøgifter i Bekkelagsbassenget. For andre områder var imidlertid tilførsler fra luft en viktig kilde. Det er observert avtagende miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentet i deler av indre Oslofjord. Dette viser at en tidligere har hatt større utslipp, og at tilførslene trolig er redusert noe.

Som et grovt anslag har det tidligere vært vanlig å anta at ca. 1/3 av miljøgiftene i avløpsslam fra avløpsrenseanlegg har stammet fra overvann som er tilført via fellesavløpsledningene, 1/3 fra spillvannet fra husholdninger og 1/3 fra næringslivet og

sykehus o.l. De miljøgiftene som renner ned i overvannsledninger og det som går i overløp i fellesavløpssystemet kommer ikke til renseanleggene, fordi dette går direkte til vannforekomstene utenom avløpsreanseanlegg.

På grunnlag av miljøgiftinnholdet i organismer fra indre Oslofjord har Mattilsynet utformet kostholdsråd for fjorden. Når det gjelder VA-sektoren så er det tilførsler av vannløslige forbrukerprodukter og legemidler som i dag potensielt utgjør det største problemet for fjorden fordi dette er forbindelser som i mindre grad fanges opp i slammet. Men per i dag er det uvisst hvor stor reell risiko det er forbundet med disse forbindelsene.

Leseren henvises til **Leveranse nr. 3** for en mer detaljert omtale av miljøgifter i fjorden.

VEDLEGG 4

Kvantifisering av utfordringene med
befolkningsøkningen fram mot 2050

4-1 Forventet befolkningsutvikling fram mot år 2050

I 2009 bodde det ca. 887 000 innbyggere i kommunene rundt indre Oslofjord (inkludert ca. 21 000 i Nittedal). I **leveranse nr. 9** estimerte vi befolkningsutviklingen i regionen fram til 2030 og 2050 basert på SSBs befolkningsframskrivninger (moderat og høy vekst; friggitt i juni 2009). I et **tilleggsdokument**⁴ ga vi estimer for befolkningstallet i de enkelte kommunene i 2020 basert på kommunenes egne forventninger⁵, slik disse er gitt i de respektive kommunale hovedplanene, på SSBs befolkningsframskrivninger (moderat og høy vekst) og på framskrivninger utarbeidet i 2009 for kommunene i Akershus og for bydelene i Oslo (Oslo kommune m.fl 2009).

For den samlede befolkningsutviklingen fram mot 2020 har vi gitt to estimer; et ”høyt estimat”, som kombinerer det høyeste estimatet for hver enkelt kommune, og et ”moderat estimat”, som summerer opp de nest høyeste estimatene for hver kommune. Disse antyder en samlet befolkning på hhv 1 109 000 personer (økning på 222 000 eller 25 %) og 1 045 000 (økning på 158 000 eller 18 %) i 2020. Se **Figur 4.1** og **Figur 4.2**. Det er en generell tendens at kommunene gjennom sine hovedplaner har lagt opp til en noe lavere befolkningsvekst enn framskrivningene til SSB, og summeres disse ser det ut til at kommunene samlet sett (tilsynelatende) planlegger for en befolkning på 968 000 innbyggere (økning på 81 000 eller 9 %) i 2020. Størst utslag har den lave årlige befolkningsvekst på ca. 1,07 % Oslo kommune har planlagt for (kommunal hovedplan for perioden 2008-2025, vedtatt 11.6.2008; Oslo kommune 2008), mens SSBs moderat og høy vekst-framskrivninger legger opp til hhv 1,74 % og 2,22 % årlig befolkningsvekst. I de framskrivningene fra 2009 har kommunen justert opp denne befolkningsveksten til 1,52 % (Oslo kommune m.fl. 2009), og siden disse framskrivningene også inkluderer prognoser for hver enkelt bydel er det disse vi har benyttet i det ”nest høyeste estimatet” selv om SSBs moderate framskrivninger angir noe høyere befolkningstall i 2020. Samtidig er det verdt å legge merke til at selv det høyeste befolkningssestimatet til SSB ligger lavere enn prognosene gitt av Oslo kommune m.fl. (2009) for kommunene Oppegård, Bærum og Asker. Som **Figur 4.1** antyder, samsvarer det moderate estimatet relativt godt med en befolkningsutvikling regionen har sett de siste 5 årene (øvre blå stiplede linje), mens det høye estimatet tilsynelatende ser ut til å være ”urealistisk” høyt. Men det ligger ikke mer enn 10 000 høyere enn høy vekst-framskrivningen til SSB. Denne legger opp til samme høye innvandring videre vi har hatt, noe som også utgjør den største usikkerheten i denne framskrivningen.

Med utgangspunkt i det høye og det moderate estimatet ser det ut til at hovedtyngden av den forventede befolkningsveksten fra 2009 fram mot 2020 vil skje innenfor Oslo kommune; 65-70 % av totalveksten basert på SSBs prognoser. Hvis utviklingen derimot blir som forespeilet i kommuneplanene vil befolkningsveksten i Oslo ikke utgjøre mer enn ca. 52 % av totalen. Ca. 50 % av den antatte befolkningsveksten i Oslo er ventet å skje i sentrumsområdene (>1/3 bare i Gamle Oslo og Grünerløkka), mens ca. 35 % er planlagt å foregå øst i byen. Kommunene planlegger at hovedtyngden av utviklingen skal skje i allerede eksisterende sentra og i tilknytning til et eksisterende eller planlagt utbedret kollektivtilbud (jf. utdrag fra kommunenes hovedplaner i **Vedlegg i Leveranse nr. 9**). Dette følger også hovedtankene bak planene til samarbeidsalliansen Osloregionen (www.osloregionen.no), en strategisk allianse mellom 57 kommuner i Oslo, Akershus, Østfold, Buskerud og Oppland med målsetning å styrke regionen som en

⁴ ”Forventet befolkningsutvikling i region indre Oslofjord fram mot 2020 og betydning for avløpsrensaneanleggene” datert 6. april 2010.

⁵ Siden kommunenes hovedplan tar utgangspunkt i ulike tidsperioder har vi måttet normalisere disse ved å beregne den årlige befolkningsveksten for perioden og anta at denne årlige befolkningsveksten også er relevant for perioden 2009-2020.

konkurransedyktig og bærekraftig region i Europa, som legger opp til en flerkjernet utvikling av Osloregionen (se **Boks 4.1**).

Boks 4.1. *Utdrag fra Samordnet areal- og transportstrategi for Osloregionen (Osloregionen, 2008).*

OVERORDNET STRATEGI FOR AREAL- OG TRANSPORTUTVIKLINGEN

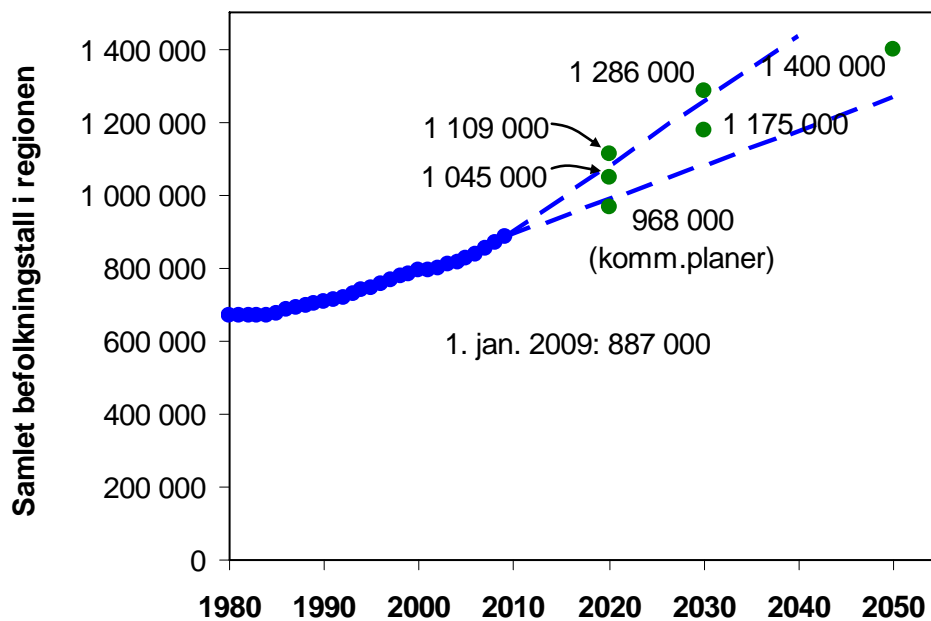
- 1) Vekstkraften i Oslo skal utnyttes til beste for Osloregionen. Vekst i andre delregioner skal kunne avlaste vekst i Oslo som skaper problemer. Slik balansert vekst skal kunne skje ved en bolig- og næringsutvikling knyttet til de viktigste transportaksene for jernbane og veg. Utbygging bør konsentreres til byer og tettsteder. Grønne korridorer mellom dem skal opprettholdes.
- 2) Det skal legges til rette for en flerkjernet utvikling av Osloregionen med mest mulig selvstendige byer og tettsteder med bosteder, arbeidsplasser, handel, service og kulturaktiviteter i urbane sentra. Samspillet med landdistriktene skal ivaretas.
- 3) Utbyggingsmønsteret skal ta utgangspunkt i raske, skinnegående kollektivmidler med stor kapasitet samt et godt vegsystem med god fremkommelighet for kollektivtrafikken.

For den samlede befolkningsutviklingen fram mot 2030 har vi kun SSBs framskrivinger å forholde oss til. I **Leveranse nr. 9** skrev vi at det moderate framskrivningsalternativet var det mest realistiske (1 175 000 innbyggere; økning på 32 %), men at det bør tas høyde for en utvikling tilsvarende høyalternativet (1 286 000 innbyggere; økning på 45 %). De relativt sett høye befolkningsestimaterne for 2020 understreker nødvendigheten av å også ta høyde for den høye framskrivningen for 2030. Se **Figur 4.1** og **Figur 4.2**.

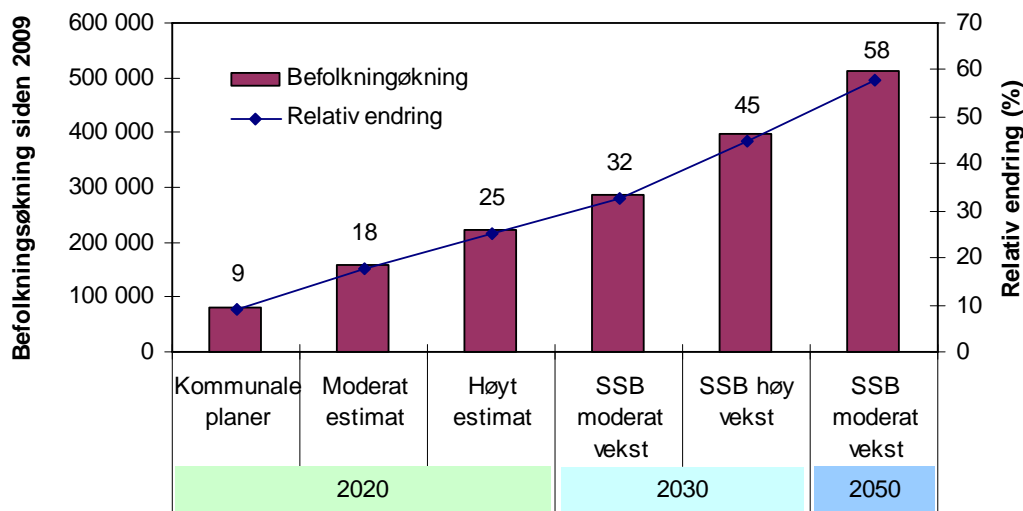
Estimatet for befolkningsutviklingen fram mot 2050 er meget usikkert, men med en moderat vekstutvikling kan man forvente en befolkning på ca. 1,40 millioner innbyggere (økning på ca 58 % sammenlignet med 2009) i området rundt indre Oslofjord., noe som sannsynligvis må anses som et meget konservativt anslag. Se **Figur 4.1** og **Figur 4.2**.

Leseren henvises til **Leveranse nr. 9 med tilleggsdokument** for en mer detaljert gjennomgang av den forventede befolkningsveksten i regionen⁶.

⁶ Legg merke til at estimatene der også inneholder tall for Vestby kommune, om her er tatt ut ettersom dette området drenerer mot ytre Oslofjord.



Figur 4.1. Befolkningsutvikling i regionen (inkludert Nittedal kommune) mellom 1980 og 2009 og forventet utvikling fram mot 2020 (som planlagt i hht kommuneplanene og moderat og høyt estimat), 2030 (moderat og høyt estimat) og 2050 (moderat estimat). Øvre stiplede linje viser utvikling hvis utviklingen siste 5 år videreføres, mens nedre stiplede linje viser utviklingen hvis utviklingen følger gjennomsnittet siden midten av 80-tallet.



Figur 4.2. Samlet befolkningsøkning og relativ befolkningsendring i regionen siden 2009; estimater for 2020 (som planlagt i hht kommuneplanene, "nest høyeste estimat" og "høyeste estimat"), 2030 (moderat og høyt estimat) og 2050 (moderat estimat).

4-2 Kapasitetsbehovet på avløpsrenseanleggene fram mot år 2050

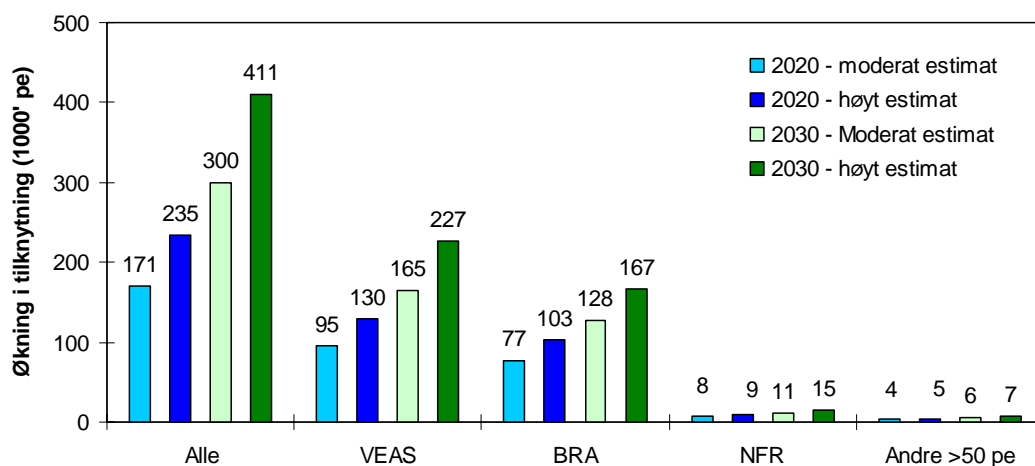
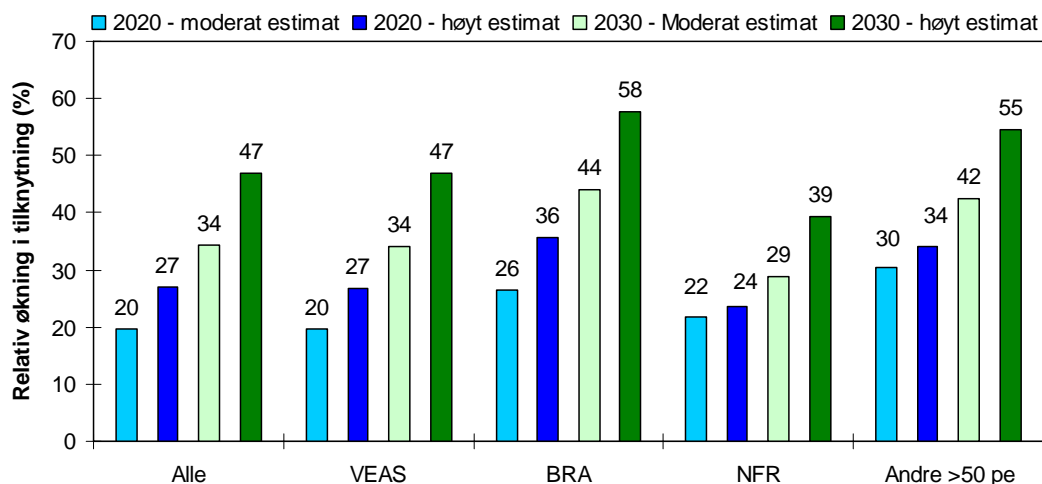
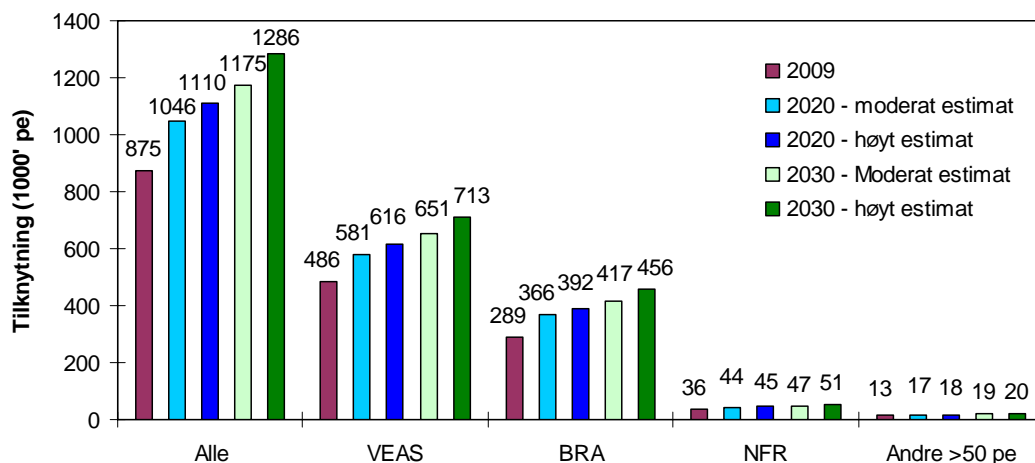
4-2.1 Fordeling av belastningen på renseanleggene i 2020, 2030 og 2050

Med utgangspunkt i det høyeste og nest høyeste estimatet for befolkningstallet i 2020 (jf. **Figur 4.1** og **Figur 4.2**), en antatt tilknytningsgrad til de større (>50 pe) renseanleggene i regionen (se **Tabell 4.1**) og dagens arealfordeling mellom renseanleggene har vi satt opp den forventede tilknytningen til de enkelte renseanleggene i regionen i 2020. Som nederste del av **Figur 4.3a** indikerer vil dette føre til en fordeling av den økte belastningen som blir relativt jevnt fordelt i forhold til dagens belastning på de tre største renseanleggene; 20-26 % i hht det moderate estimatet og 24-36 % i hht det høye estimatet. VEAS, som det største anlegget, vil oppleve den største økningen selv om Bekkelaget RA (BRA) vil oppleve en noe større prosentvis økning; 95 000-130 000 pe (20-27 %) økning på VEAS mot 77 000-103 000 pe (26-36 %) økning på BRA. For Nordre Follo RA (NFR), det tredje største anlegget i regionen, forventes en 22-24 % økning fra 36 000 pe i 2009 til 44 000-45 000 pe i 2020. For de øvrige renseanleggene >50 pe i regionen (se **Figur 4.3b**) antyder våre estimater at Åros RA vil få de største prosentvise økningene, men her er tallene svært usikre. Bak rubrikken "Andre" skjuler det seg anlegg som har utslipp utenfor indre Oslofjord (gjelder særskilt Nittedal, Frogn og Hurum) eller hvor anlegget ikke er identifisert. Den store nedgangen mellom 2009 og 2020 skyldes i hovedsak at hele Nittedals avløp er antatt overført til BRA på dette tidspunkt. Flere detaljer kan finnes i **tilleggsdokumentet til Leveranse nr. 9**.

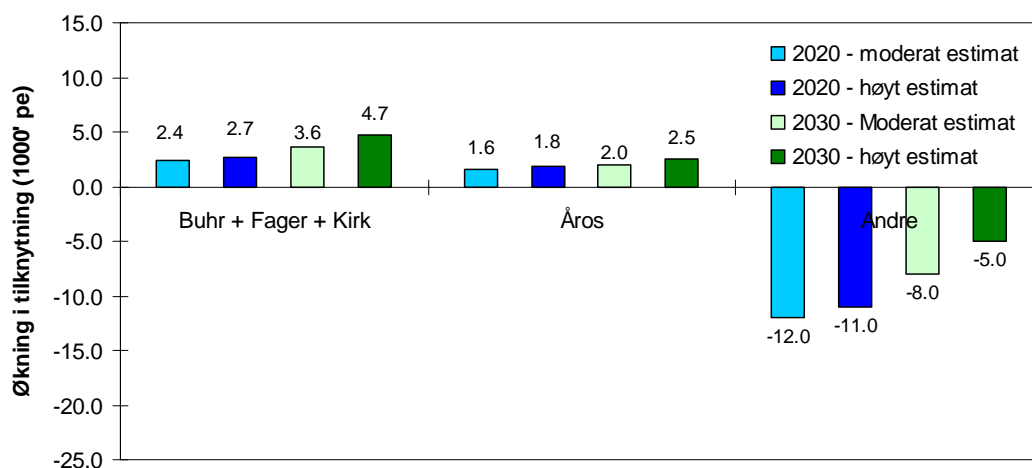
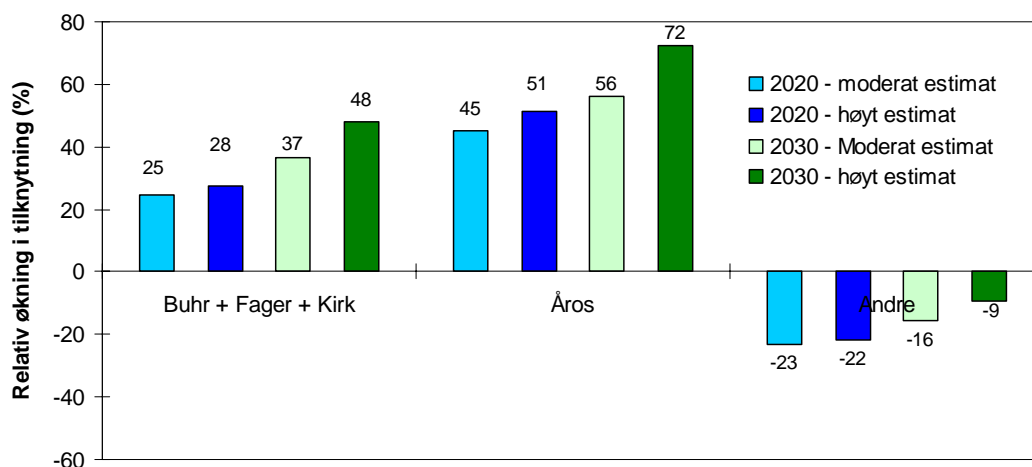
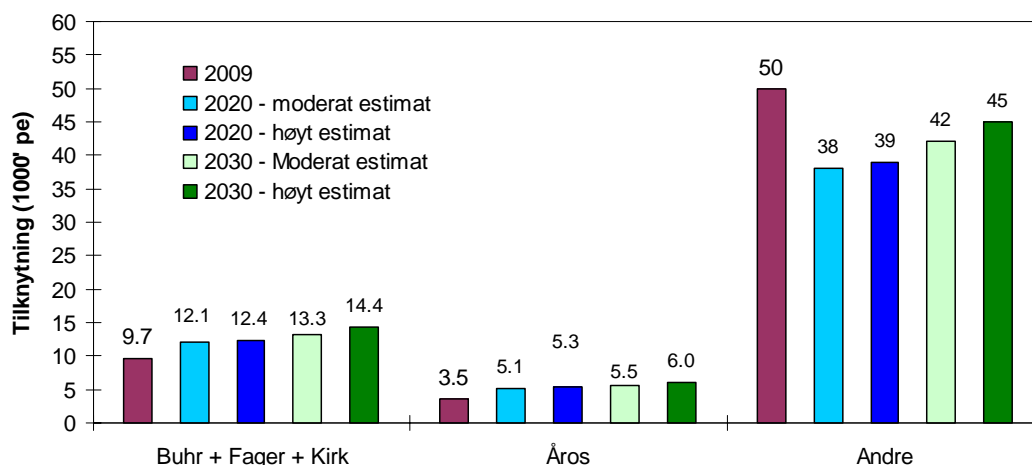
Tilsvarende estimater er gjort for forventet fordeling mellom renseanleggene i 2030, da basert på SSBs framskrivninger for moderat og høy befolkningsvekst (jf. **Figur 4.1** og **Figur 4.2**). Se **Figur 4.3a-b**. For VEAS innebærer estimatene en økning i belastningen fra 486 000 pe i 2009 til 651 000-713 000 pe i 2030, dvs en økning på 34-47 %, mens de for BRA sin del innebærer en økning fra 289 000 pe i 2009 til 417 000-456 000 pe i 2030 eller en økning på 44-58 %.

For 2050 har vi ingen estimater for de enkelte kommunene, men hvis den relative fordelingen fra 2030 videreføres vil VEAS anslagsvis ha en tilknytning på 765 000 pe (58 % økning siden 2009) og BRA anslagsvis ha en tilknytning på 490 000 pe (70 % økning siden 2009).

Som nevnt kommer en vesentlig andel av belastningen på VEAS og BRA fra sentrumsnære områder i Oslo, hvor også delelinjen dem imellom går. Som vi skal se nærmere på i dette kapitlet og i Kapittel 6 er det flere grunner til å stille spørsmål ved om dagens arealmessige fordeling mellom renseanleggene er den optimale for forholdene i fjorden.



Figur 4.3a. Forventet tilknytning i personekvivalenter (pe) til samtlige renseanlegg og de største renseanleggene i regionen i 2020 og 2030 (øverste delfigur), økningen dette tilsvarer i pe (midterste delfigur) og den prosentvise økningen dette tilsvarer (nederste delfiguren). Se **Figur 4.3b** for en oppsplitting av rubrikken "Andre >50 pe" i mindre renseanlegg.



Figur 4.3b. Oppsplitting av rubrikken "Andre >50 pe" i Figur 4.3a (Buhrestua, fagerstrand, Kirkevik og Åros) og inkludering av tilknytning til renseanlegg >50 pe med utslipp utenfor indre oslofjord: Forventet tilknytning i personekvivalenter (pe) til mindre renseanleggene i regionen i 2020 og 2030 (øverste delfigur), økningen dette tilsvarer i pe (midterste delfigur) og den prosentvise økningen dette tilsvarer (nederste delfiguren).

Tabell 4.1. Beregnet tilknytningsgrad til større rensesanlegg i 2009 og antatt tilknytningsgrad i 2020 og 2030.

Kommune	Tilknytning i 2009	Antatt tilknytning i 2020 og 2030
0213 Ski	91,1	95
0214 Ås	84,4	90
0215 Frogn	87,0	90
0216 Nesodden	74,0	80
0217 Oppegård	97,4	99
0219 Bærum	98,8	100
0220 Asker	97,3	100
0233 Nittedal	98,6	100
0301 Oslo kommune	101,5	102
0627 Røyken	78,3	85
0628 Hurum	82,6	90
Samlet	98,6	-

4-2.2 Endringer i tilførsler av næringsalter og organisk stoff til rensesanleggene fram mot 2050

Befolkningsøkningen som er forventet å skje framover mot 2050 fører med seg økte tilførsler til rensesanleggene. Med befolkningsøkningen følger en lang rekke servicetjenester som også bidrar til tilførslene til spillvannsnett; barnehager, skoler, sykehus, restauranter/caféer, næringsliv osv. Men samtidig kan det skje andre endringer som påvirker disse tilførslene; matvaner, turisme, industriproduksjon, matavfallsinnsamling (vs. bruk av matkverner) osv. Det er vanskelig/umulig å spå summen av alle disse endringene, men ved å sammenligne den relative befolkningsøkningen i perioden 2000-09 med de relative endringene i tilførsler av total P, total N og TOC til de to største rensesanleggene (VEAS og Bekkelaget RA) i samme periode, beregnet vi personenheter (pe)-estimer for P, C og N som stemte bra overens med de Norsk Vann har foreslått i sin veileder for dimensjonering av avløpsrensanlegg (se **Tabell 4.2**). Se **Leveranse nr. 11** for mer detaljer og vurderinger rundt disse estimatene. Multipliseres disse pe-estimatene med estimatene for den samlede tilknytningen i 2020, 2030 og 2050 får man estimatene for de samlede tilførslene av P, C og N til rensesanleggene i dag (2009), i 2020, 2030 og i 2050 som vist i **Tabell 4.3**.

Tabell 4.2. Estimerte personenheter (pe) for tilførsler til rensesanleggene i indre Oslofjord basert på tall i perioden 2000-2009, sammenlignet med pe-verdier foreslått av Norsk Vann (Ødegaard m.fl. 2009).

	Total P	Total C	BOF	Total N
	g P/pers.*d	g C/pers.*d	g O ₂ /pers.*d	g N/pers.*d
Gjennomsnitt 2000-2009	1,79	39	56	12,8
95 % konfidensintervall	1,73-1,85	35-47	42-70	12,2-13,3
Norsk Vann Rapport 168/2009	1,8	-	60	12

Tabell 4.3. Estimerte tilførsler til renseanleggene rundt indre Oslofjord i 2009, 2020 (moderat og høyt estimat), 2030 (moderat og høyt befolkningsestimert) og i 2050 (moderat befolkningsestimert) basert på de estimerte personenheter gitt i **Tabell 4.2**. Det er antatt at 96 % av befolkningen i regionen er tilknyttet et større renseanlegg [Verdier i klamme angir 95-persentilen for usikkerheten i tilførselen uten å ta høyde for usikkerheten i befolkningsestimertet].

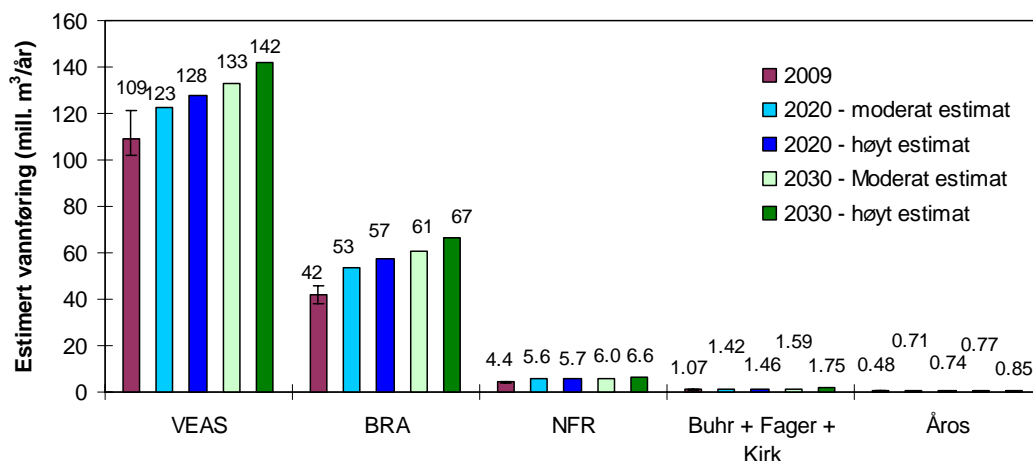
Årstall	Tilknytn.	Total P	Total C	BOF	Total N
	pe	Tonn P/år	Tonn C/år	Tonn O ₂ /år	Tonn N/år
2009	875 000	580 [560-600]	12.800 [11.400-15.100]	18.100 [13.700-23.000]	4.100 [3.900-4.300]
2020 moderat	1 046 000	690 [670-720]	15.300 [13.700-18.100]	22.000 [16.400-27.000]	5.000 [4.700-5.100]
2020 høyt	1 110 000	740 [710-760]	16.200 [14.500-19.200]	23.000 [17.400-29.000]	5.300 [5.000-5.400]
2030 moderat	1 175 000	780 [750-800]	17.200 [15.300-20.400]	24.000 [18.400-31.000]	5.600 [5.300-5.800]
2030 høyt	1 286 000	850 [830-880]	18.800 [16.800-22.000]	27.000 [20.100-34.000]	6.100 [5.800-6.300]
2050 moderat	1 400 000	930 [900-960]	20.000 [18.000-24.000]	29.000 [22.000-37.000]	6.600 [6.300-6.900]

4-2.3 Endringer i hydraulisk belastning på renseanleggene fram mot 2050

Den forventede kapasitetsøkningen på renseanleggene fører, i tillegg til økt stoffbelastning, til økt hydraulisk belastning. Denne er det vanskelig å anslå, men det er vanlig å benytte 200 L/person*døgn som dimensjonerende belastning fra husholdninger. I tillegg kommer belastningen fra industri og servicenæringen. I Oslo kommune er denne anslått til 175 L/person*døgn (Kristiansen, udatert). For enkelhetsskyld har vi her anslått den vil være like stor som belastningen fra husholdningene. Med utgangspunkt i årlig belastning nå⁷ (snitt, maks og min) og forventet økning i tilknytning, har vi estimert den gjennomsnittlige vannføringen inn til renseanleggene i 2020 og 2030 (se **Figur 4.4**). I 2050 vil den estimerte gjennomsnittlige vannføringen inn til VEAS være ca. 150 millioner m³/år (37 % økning) og inn til BRA ca. 72 millioner m³/år (70 % økning). Pga den store og variable fremmedvannsinntrengningen i avløpsvannet inn til VEAS ligger dette estimatet for 2050 kun ca. 23 % over den høyeste vannføringen renseanlegget mottok i perioden 2002-09 (året 2006).

Spesielt for VEAS sin del vil det være av interesse hva det vil ha å si å redusere fremmedvannmengden inn på anlegget. Anlegget har en tørrværsavrenning tilsvarende en årlig vannføring på ca. 73 millioner m³, noe som indikerer en overvannstilførsel på i størrelsesorden 36 millioner m³/år eller ca 50 %. Den forventede økningen i hydraulisk belastning forårsaket av den økte befolkningen innen 2050 er på i størrelsesorden 40 millioner m³/år (56 % økning ift tørrværsavrenningen). Det vil være av stor betydning å finne ut hvor mye av denne økningen som kan dekkes inn ved å redusere tilførselen av fremmedvann inn på anlegget.

⁷ Perioden 2002-09 for VEAS, 2002-2008 for BRA, 2003-08 for Åros, 2005-2008 for øvrige.



Figur 4.4. Estimert vannføring inn til rensesanleggene i regionen i perioden 2009-2030.

4-3 Dagens kapasitetsbelastning og restkapasitet på VEAS og BRA

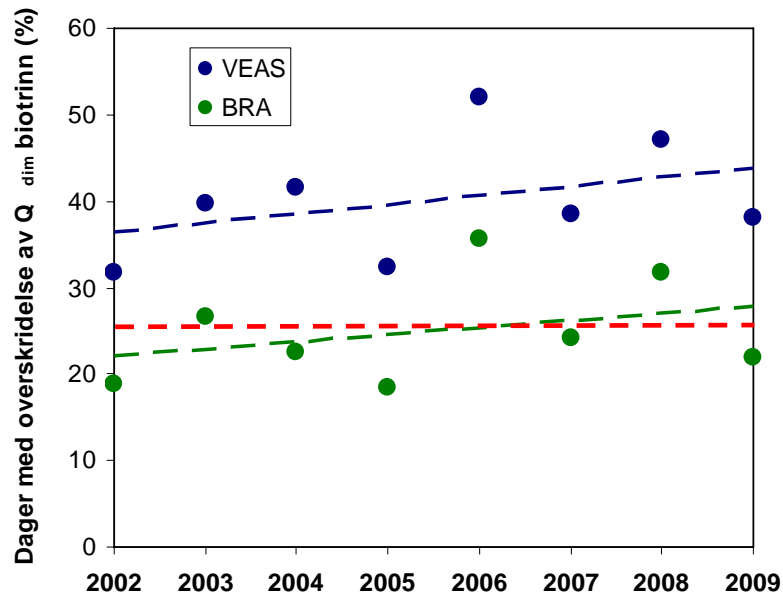
Ca 96 % av avløpsvannet i regionen blir behandlet på de to største rensesanleggene; VEAS på Slemmestad og Bekkelaget rensanlegg (BRA) i Oslo. Disse sammen med Nordre Follo rensanlegg (NFR) er de eneste anleggene med krav til nitrogenfjerning, ellers har de øvrige rensesanleggene fokus på fjerning av fosfor og partikulært materiale.

Samlet kapasitet ($Q_{maksdim}$) for nitrogenfjerning er på ca. 7.600 l/s fordelt på VEAS (5.500 l/s), BRA (1.900 l/s) og NFR (200 l/s), men basert på døgnverdier for vannføringen (og medregnet internstrømmer på 16 % på VEAS og 4 % på BRA) er den ”reelle” dimensjonerende hydrauliske kapasiteten på nitrogenrensetrinnnet på VEAS ca. 400.000 m³/d og på BRA ca. 138.000 m³/d. Normalt bør ikke dimensjonerende hydraulisk kapasitet på et rensanlegg overskrides mer enn 25 % av tiden (hvis basert på døgnverdier for vannføringen). Som **Figur 4.5** viser, har VEAS vært vesentlig høyere hydraulisk belastet enn dette i hele perioden fra 2002, mens BRA har ligget omtrent på denne linjen som et gjennomsnitt for perioden. Siden en vesentlig del av den overskytende hydrauliske belastningen har blitt behandlet kjemisk både på VEAS og BRA, har anleggene likevel stort sett overholdt rensekravet. Den kjemiske rensingen har et hovedfokus på å fjerne partikler og fosfor, men fjerner også den partikulære delen av nitrogenet (20-35 %).

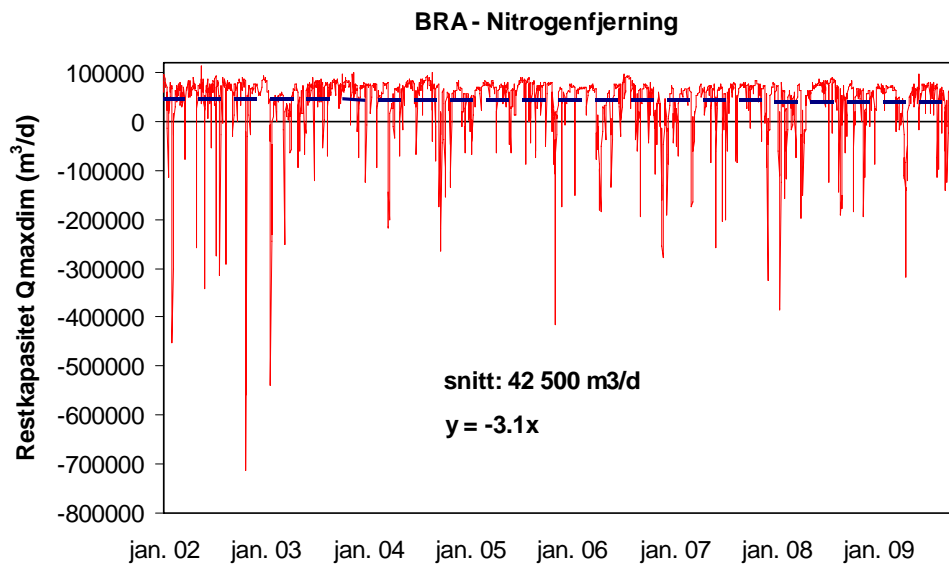
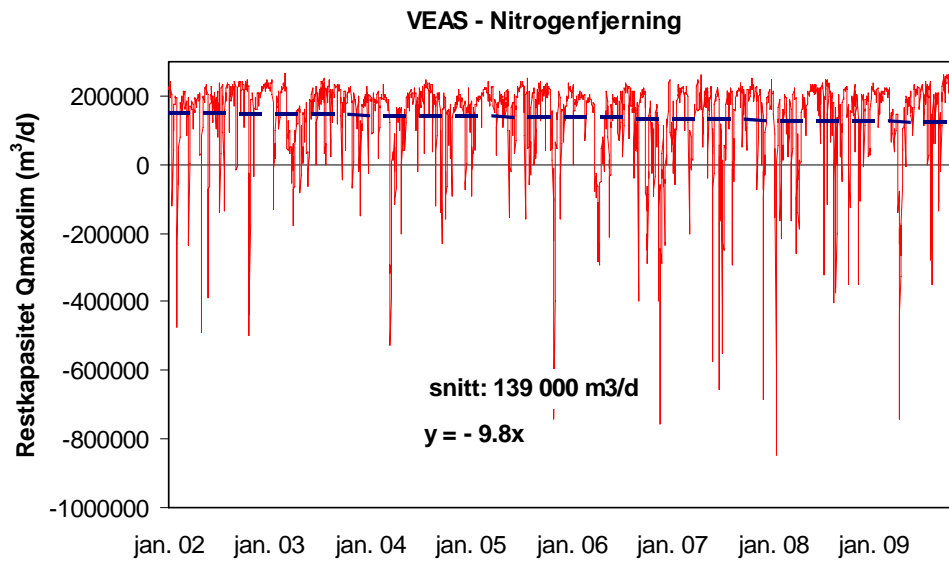
Samtidig har både VEAS og BRA tilsynelatende en betydelig hydraulisk restkapasitet på nitrogenrensingen, hvis man ser året under ett. Dette har vi forsøkt å synliggjøre i **Figur 4.6**, som viser den teoretisk mulige daglige hydrauliske restkapasiteten (inkludert internstrømmer) på de to anleggene gjennom hele perioden 2002-09. For hele perioden sett under ett har VEAS hatt en (teoretisk) gjennomsnittlig kapasitetsrest på ca. 139.000 m³/d (ca. 35 %⁸), mens BRA har hatt en (teoretisk) kapasitetsrest på ca. 42.500 m³/d (ca. 31 %¹). Lineærttilpasningen (blåstiplet strek) antyder at restkapasiteten har blitt redusert for begge anleggene i perioden (negativt stigningstall, y). Men når dette er sagt, må det samtidig poengteres at selv om det er ledig hydraulisk kapasitet på anleggene er det ikke

⁸ Av tilgjengelig utgangskapasitet eksklusiv internstrømmer; VEAS ca. 400.000 m³/d og BRA ca. 138.000 m³/d.

gitt at det er ledig kapasitet til nitrogenfjerning. Dette avhenger blant annet av avløpsvannets temperatur, alkalitet og konsentrasjon. Det er heller ikke i praksis mulig å ta ut hele denne kapasitetsresten, ettersom dette ville krevd et svært stort utjevningsvolum (se Vedlegg 11-3).



Figur 4.5. Andelen av tiden (%) med overskridelse av biotrittinnets Q_{dim} ved VEAS og BRA basert på døgngjennomsnittlig vannføring i løpet av årene 2002-2009.



Figur 4.6. Teoretisk restkapasitet på nitrogenfjerningstrinnet på VEAS og BRA i perioden 2002-2009. Stiplet strek viser lineærtilpasningen gjennom alle punkter.

Rensekravet som stilles til de tre største rensenanleggene er at minimum 70 % av totalnitrogenet skal fjernes og minimum 90 % av totalfosforet skal fjernes. Utslipp via de store overløpene skal regnes med (VEAS: Lysaker, Bislettbekken og KLO; BRA: over rist på anlegget og Kværner; NFR: på anlegget).

Som nevnt er forventet rensegrad avhengig av hva slags behandling vannet gjennomgår; ved etter-denitrifisering, som man har på VEAS, kan man forvente en rensegrad på 75-90 % for N, mens man ved for-denitrifisering, som man har på BRA, kan forvente 65-75 % N-fjerning. Når vannet fortynnes, for eksempel ved kraftig nedbør, kan man forvente vesentlig lavere rensegrad, noe som ytterligere kan forsterkes hvis dette også fører til at vanntemperaturen går vesentlig ned, for eksempel ved innlekking av smeltevann i vinter-/

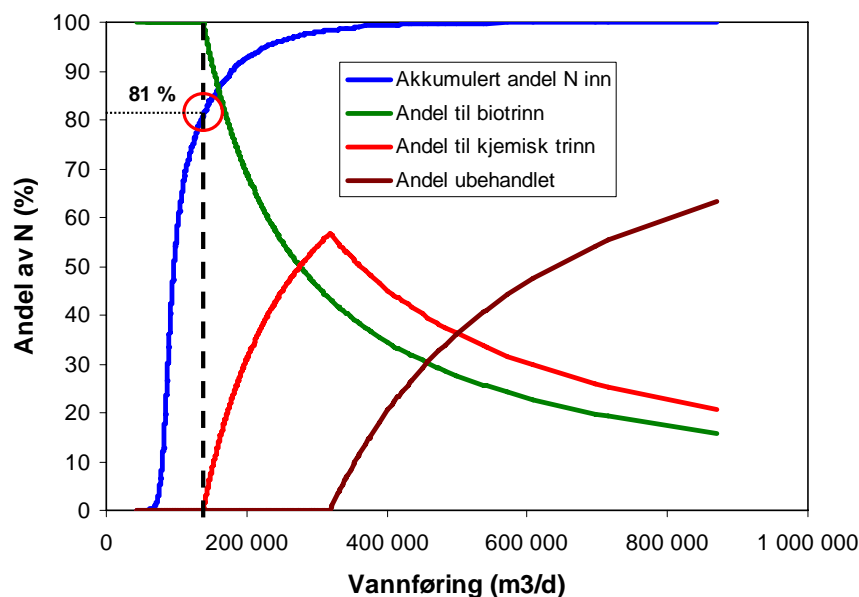
vår-halvåret. Renseresultatene i perioden 2004-08 fra VEAS, og andelen av avløpsvannet som ble behandlet kun kjemisk i denne perioden, antyder at N-fjerningen på det biologiske rensetrinnet her ligger på i størrelsesorden 75-80 %, og altså noe lavt i forhold til hva som kunne vært forventet. Dette henger sannsynligvis sammen med den store andelen fremmedvann som kommer inn til VEAS og at anlegget optimaliseres i forhold til å klare utslippskravet. Renseresultatene i perioden 2002-09 på BRA indikerer en gjennomsnittlig N-fjerningen på det biologiske rensetrinnet på 73 % (68-81 % med et 80 % konfidensintervall), noe som ligger i den øvre enden av skalaen for hva som kan forventes.

Når VEAS og BRA belastes mer enn kapasiteten til det biologiske rensetrinnet behandles det overskytende vannet kjemisk. Ved VEAS har dette kjemiske rensetrinnet en kapasitet på 2.000 l/s (173.000 m³/d, eller reelt ca. 145.000 m³/d pga belastning fra internstrømmer), mens det tilsvarende trinnet på BRA har en kapasitet (fra 2008) på 2.100 l/s (181.000 m³/d). På denne måten oppnår de omtrent samme fosforfjerning (ca. 90 %) fra dette overbelastende vannet, men nitrogenfjerningen er langt dårligere enn den man oppnår ved biologisk rensing. Ved kjemisk behandling er forventet rensesgrad for N på 20-35 % og VEAS oppgir at deres rensesgrad er ca. 30 %. Det samme er antatt å gjelde for det kjemiske rensetrinnet på BRA. De vannmengdene som også overstiger kapasiteten til det kjemiske rensetrinnet (vannføringer >7.500 l/s på VEAS⁹ og vannføringer >4.000 l/s på BRA) forblir ubehandlet (gjennom grovrist på BRA). Dette har vi visualisert i **Figur 4.6** for BRA, som antyder hvor stor andel av innkommende nitrogen som blir behandlet på biotrinnet (grønn kurve), som blir behandlet kun kjemisk (rød kurve) og som går ubehandlet gjennom anlegget (brun kurve) ved ulike vannføringer. Dette er satt opp på bakgrunn av datamateriale fra hele perioden 2002-2009 (daglige målinger for samlet vannføring inkludert overløp og konsentrasjonen av total N i vannet), og det er antatt at den reelle kapasiteten på biotrinnet har vært ca. 138.000 m³/d i tillegg til at det er det oppgraderte kjemiske rensenanlegget som er lagt til grunn (økt kapasitet fra 1.100 l/s til 2.100 l/s), samt at det enkelte rensetrinnets kapasitet blir benyttet fullt ut før neste laveregradig rensing settes inn. Den blå kurven i **Figur 4.6** viser hvor stor andel av nitrogenet ved økende vannføring som har kommet inn til anlegget (vektet for hele denne perioden). Som det framgår av figuren har ca. 81 % av alt nitrogenet kommet inn til anlegget ved vannføringer som er lavere enn kapasiteten på biotrinnet, men også deler av vannføringer større enn dette blir behandlet biologisk og i følge disse estimatene har ca 95 % av alt nitrogenet gjennomgått biologisk rensing.

Summeres N-utslippene som kommer fra den biologiske og kjemiske rensingen med overløpsutslippene blir den estimerte rensesgraden for nitrogen på 70,7 %. Hvis den gamle kapasiteten til det kjemiske rensenanlegget legges til grunn blir den estimerte rensesgraden på 70,4 %. Den gjennomsnittlige rensesgraden for perioden 2002-08¹⁰ har vært 69,3 % (tall fra årsrapportene til BEVAS). Årsaken til dette noe lavere tallet er nok relativt sammensatt. Det er rimelig klart at det vi har beskrevet ovenfor er en idealisert virkelighetsbeskrivelse i og med at det er tatt utgangspunkt i døgngjennomsnitt og at raskere endringer i vannføringen dermed ikke er fanget opp. Dette har sannsynligvis vesentlig å si for overløpsestimatene, som vi her har estimert til 1,1 % av total N, mens de i praksis har vært 2,6 % av total N, men også for belastningen av det kjemiske rensetrinnet. For en mer detaljert diskusjon rundt dette, se **Leveranse nr. 9**.

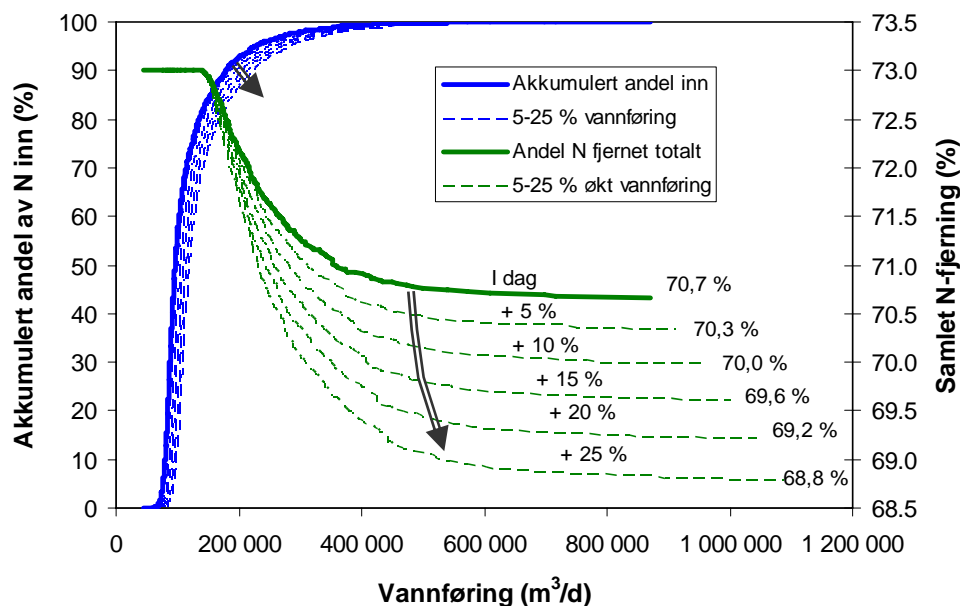
⁹ Ved installeringen av det nye regnvannrensaneanlegget (RVR) på VEAS høsten 2008 har denne kapasiteten økt med 2.000 l/s (se **Kapittel 11.2.7 i Vedlegg 11**).

¹⁰ Renseresultatet fra 2006 er utelatt pga langvarige problemer på anlegget i fbm oversvømmelse.



Figur 4.6. Estimert andel av innkommende nitrogen som blir behandlet biologisk, kun kjemisk og som går ubehandlet gjennom Bekkelaget RA ved ulike vannføringer, basert på data for perioden 2002-09, samt andel av nitrogenet ved økende vannføring som har kommet inn til anlegget (vektet for hele denne perioden). Det er antatt at biotrinnet har en hydraulisk kapasitet på 138.000 m³/d og at det kjemiske rensetrinnet har en kapasitet på 181.000 m³/d.

Som vist ovenfor i **Kapittel 4.1** forventer regionen en betydelig befolkningsvekst og det vil derfor være viktig å vurdere i hvilken grad VEAS og BRA, som de to store renselanleggene i regionen, vil kunne håndtere denne belastningsøkningen. Fra 2009 har BRA (i likhet med VEAS) fått krav om 70 % N-fjerning, som inkluderer utslipp via overløpene over grovrist inne på anlegget og Kværner på Alna, og det vil derfor være naturlig å legge dette til grunn for vurderingene i første omgang. Vi har i det følgende tatt utgangspunkt i de beregningene vi gjorde for N-fjerningen på BRA presentert ovenfor og sett på hvordan en økt belastning vil påvirke dette anleggets mulighet til å klare rensekravet. Vi har lagt til grunn 73 % N-fjerning på biotrinnet og 30 % N-fjerning på det (oppgraderte) kjemiske rensetrinnet. Vi har økt belastningen med 5 %-intervaller ved å øke den daglige vannføringen trinnvis med 5 % og beholdt total N-konsentrasjonen, noe som dermed også trinnvis har økt total N-belastningen med 5 %. Dette gjør at en stadig mindre andel av det innkommende nitrogenet behandles på biotrinnet med tilstrekkelig rensegrad i utgangspunktet (73 %). Som **Figur 4.7** antyder vil hver 5 % økning i belastningen redusere rensegraden for total N med ca 0,3-0,4 %, og siden anlegget allerede ligger i grenseland i forhold til å klare rensekravet på 70 %, er det tilsynelatende ikke rom for noen vesentlig belastningsøkning på BRA. Det er her viktig å poengtere begrensningene i forutsetningene som er lagt til grunn; ettersom det er gjennomsnittsvannføringene og -nitrogentilførsle for hele perioden 2002-09 som er benyttet i beregningene, vil det for enkelte år kunne være enklere eller mer utfordrende å klare rensekravet. Samtidig vil eventuelt økt intensitet og hyppighet på ekstremnedbøren kunne gi større overløp enn det som er tatt høyde for her, med mindre overvannet håndteres slik at det ikke styrt-belaster anlegget.



Figur 4.7. Effekten av økt belastning (5-25 %) på den relative fordelingen av den totale tilførselen av nitrogen med økende vannføring inn til BRA og hvordan dette påvirker den samlede N-fjerningen på anlegget. Beregningene er basert på forholdet mellom hva som blir behandlet biologisk (opp til 138.000 m³/d med 73 % fjerning), kjemisk (opp til 319.000 m³/d med 20 % fjerning) eller forblir ubehandlet (jf. **Figur 4.6**). Pilene viser trenden ved økende belastning.

4-4 Dagens belastning på oksygenforholdene i dypvannet i fjorden

Her vil vi se på hvordan tilførsler av oksygenforbrukende stoffer belaster fjordens vannmasser under 20 m og 50 m i dag og fram mot 2050. En mer detaljert omtale av dette kan finnes i **Leveranse nr. 11**.

4-4.1 Nåværende tilførsler av oksygenforbrukende stoffer til indre Oslofjord

Indre Oslofjord får kontinuerlig tilført en lang rekke stoffer som potensielt kan føre til et oksygenforbruk ute i fjorden. De introduseres til fjorden via elver, bekker og mer eller mindre diffus avrenning direkte til fjorden, via renseanleggenes utslipp på dypt vann (>20 m dyp) og overløp, ved atmosfærisk våtværs- og tørrværsavsetning og ved direkte utslipp fra båter og lignende. **Figur 4.7** viser de estimerte samlede tilførslene av total fosfor (Tot P), total nitrogen (Tot N) og organisk stoff (TOC) via ulike transportveier til fjorden, mens **Figur 4.8** viser hvordan disse tilførslene er fordelt mellom ulike deler av fjorden. Forventede maksimums- og minimumsverdier er listet i **Vedlegg 7**. Tilførselstimatene er basert på tilgjengelig måledata fra kommunene og renseanleggene og teoretiske modeller (se **Leveranse nr 11** for detaljer).

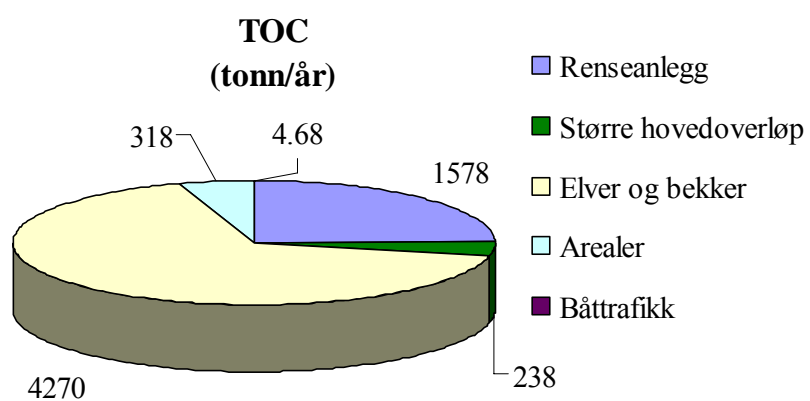
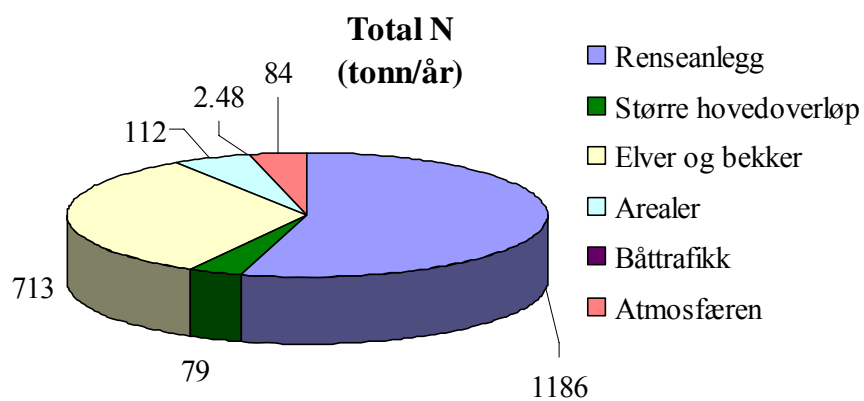
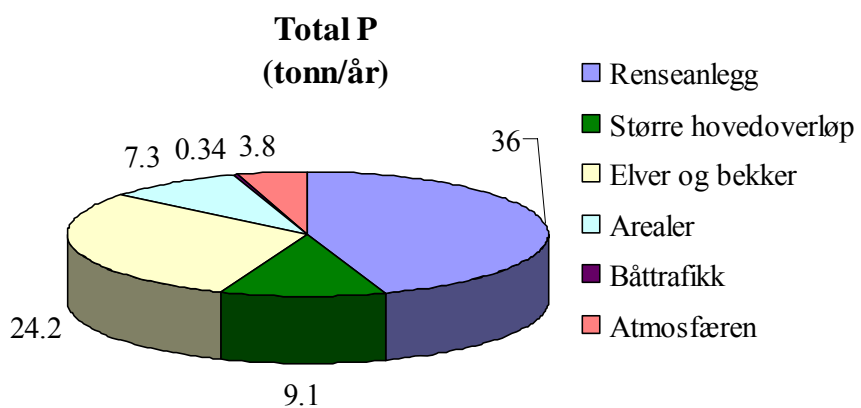
Tallene viser at renseanleggene er de viktigste kildene til fosfor (44 %) og nitrogen (55 %) til fjorden, med elver og bekker som en god nr. 2. Men også overløpene er viktige bidragsyttere. For organisk stoff er fordelingen av bidraget omvendt; elvene og bekkene bidrar med i størrelsesorden 2/3 av tilførselene. Her må det påpekes at tilførselsestimatene for organisk stoff er meget usikre.

Siden det største renseanlegget (VEAS) har sitt utslipp til Vestfjorden, er det også her de største utslippene skjer (44 % av Tot P, 48 % av Tot N og 34 % av TOC), mens de store elvetilførselene til Bunnefjorden drar opp tilførselene av organisk stoff her (25 %). Samtidig er det ingen av de anviste fjordområdene som ligger upåvirket av tilførsler fra naboområdene, noe vi vil se litt nærmere på i neste underkapittel.

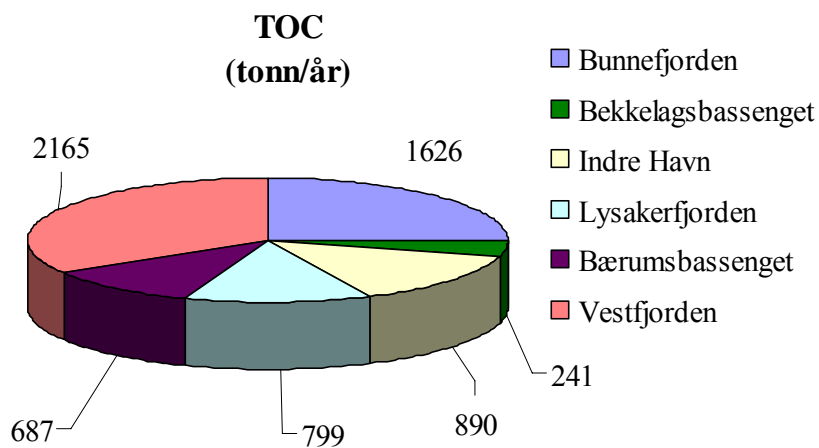
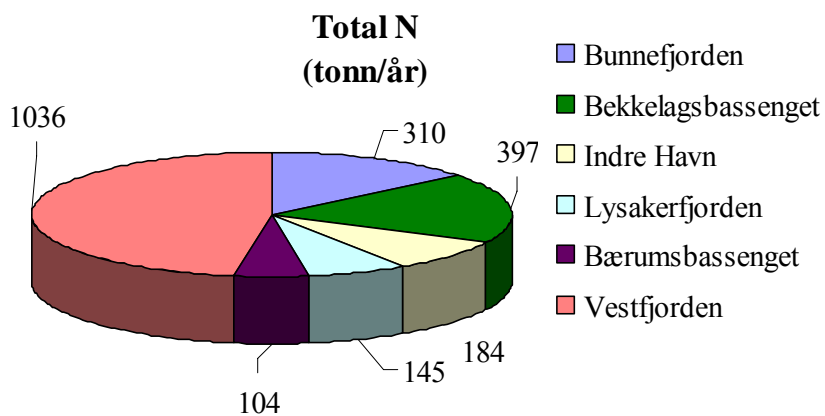
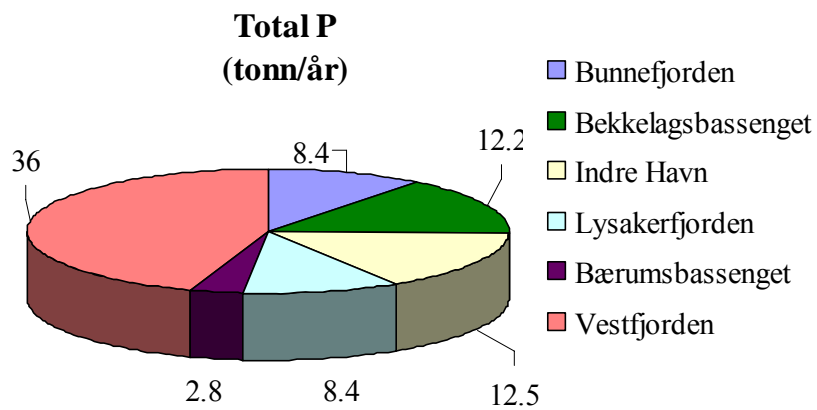
Identifisering av de viktigste kildene er viktig for å kunne gjøre adekvate kostnuttvurderinger av aktuelle tiltak, og det er således nødvendig å kunne kvantifisere de menneskepåvirkede kildenes betydning for det samlede oksygenforbruket. De menneskelige aktivitetene som normalt vil kunne ha størst betydning er de som er knyttet til den private husholdning, til det utvidede service- og næringsliv (barnehager, skoler, sykehus, restauranter, bedrifter/industri osv), til de ulike formene for landbruk, samt til transportsektoren.

I urbane strøk vil de fleste av tilførselene skje via avløpssystemet, som frakter avløpsvannet fra husholdningene og service- og næringslivet til renseanlegget, hvor det renses før utslipp på dypt vann (40-50 m dyp for de største anleggene). Men i mange av kommunene i regionen leder man fremdeles overflateavrenningen fra tette flater til spillvannsnettet (felles avløpssystem), slik at også avrenningen fra bl.a. veitrafikken belaster renseanleggene. Ved sterk nedbør opplever man derfor, som omtalt nærmere i **Vedlegg 10**, at deler av avløpsvannet forsvinner i overløp ute på nettet eller inne på renseanleggene. Men utover dette vil man nesten uansett ha både tap av avløpsvann fra ledningsnett og innlekking av fremmedvann fra grunnen, bestemt av ledningsnettets lokale beskaffenhet. I **Figur 4.7** inkluderer rubrikken ”større hovedoverløp” overløpene inne på de enkelte renseanleggene og de største ute på ledningsnett (Lysaker, Bislettbekken ved Rådhuskaia, Kværner i Alnavassdraget, KLO i Røyken), mens rubrikken ”elver og bekker” er antatt å inkludere alle mindre overløp ute på ledningsnett og lekkasjer fra ledningsnett. Vi har ikke gjort forsøk på å kvantifisere de sistnevnte, men for tidligere estimater for PURA-området (Oppegård, Frogn, Ski og Nesodden) ser det ut til at lekkasjer fra ledningsnett kan utgjøre i hvert fall 10 % av de totale tilførselene av fosfor som kommer til fjorden via elvene (se **Leveranse nr. 11** for detaljer angående dette).

I områder med mer spredt bebyggelse håndteres avløpsvannet i stor grad lokalt i private små rense- og infiltreringsanlegg. På grunn av få/manglende krav til driftsoppfølging av denne typen småanlegg, vil disse ofte være en viktig P- og N-kilde for avrenning til elver og bekker i disse områdene.



Figur 4.7. Tilførsler av total fosfor (Total P), total nitrogen (Total N) og organisk karbon (TOC) via ulike transportveier til indre Oslofjord.



Figur 4.8. Tilførsler av total fosfor (Tot P), total nitrogen (Tot N) og organisk karbon (TOC) til ulike deler av indre Oslofjord.

4-4.2 Potensielt oksygenforbruk i dypvannet i dag

4-4.2.1 Faktorer som bestemmer oksygenforbruket i dypvannet

Det er en rekke faktorer som bestemmer hvor stort oksygenforbruk en gitt forbindelse fra en gitt kilde vil føre til i dypvannet i fjorden. Mange av faktorene kan vi kun gjøre kvalifiserte gjetninger om, mens andre har vi relativt gode erfaringstall for å tallfaste. I **Tabell 4.4** har vi kort omtalt de ulike faktorene i fem bolker og angitt status for tilgjengelig kunnskap om disse som har betydning for vurderingene i indre Oslofjord. Som det delvis kommer fram av tabellen er det en lang rekke faktorer som har betydning for det faktiske oksygenforbruket i dypvannet. I kolonnen som beskriver kunnskapsstatus har vi spesielt angitt (grovt sett) hvordan NIVAs fjordmodell håndterer dette. Som vi argumenterer for senere vil det være nødvendig å kjøre den typen dynamiske simuleringer av virkningen i fjorden på tilførsler av oksygenforbrukende stoffer. I våre beregninger som ligger til grunn for estimatene vi presenterer lenger nede har vi ikke kunnet inkludere alle faktorene som er listet opp. Spesielt gjelder dette transportprosessene, men heller ikke den sesongavhengige dynamikken i stoffomsetning har vi kunnet ta hensyn til. Dette begrenser følgelig tolkningsstyrken til våre estimater, men vi mener våre funn likevel må kunne anses som retningsledende. Leseren henvises til **Leveranse nr. 11** for en mer utfyllende omtale og diskusjon av dette.

Tabell 4.4. Kort beskrivelse av sentrale faktorer med betydning for oksygenforbruket i dypvannet i indre Oslofjord og kunnskapsstatus for disse.

Faktor	Beskrivelse	Kunnskapsstatus
Tilførselskilder	Kvantitative mål for total P, total N og totalt organisk stoff fra alle kilder av sentral betydning for totalutslippet, og for oksygenforbruket i dypvannet spesielt. Hovedvekt på kilder der man kan gjøre kostnadseffektive tiltak.	God for utslipp fra renseanlegg og større overløp. Rimelig god for fosfor og nitrogen i elver og bekker, mer usikre tall for organisk stoff herfra. Det samme kan sies om mindre overløpsutslipp på ledningsnett, men lekkasjemengdene er svært usikre mange steder. For arealavrenning, der man opererer med ulike avrenningskoeffisienter avhengig av arealbruken (tette flater, landbruk, skog-/fjellområder osv), gir disse gode indikasjoner på betydningen av kildene i hvert fall for fosfor. Tallmaterialet for organisk stoff er generelt svakt.

<p>Biotilgjengelighet eller nedbrytbarhet av tilførsler og algeproduksjon i overflatelag og rundt sprangsjiktet</p>	<p>Andelen av total P¹¹, total N¹² og TOC fra ulike kilder som er tilgjengelig for mikroorganismene og som således kan føre til et oksygenforbruk. For det som omsettes i overflatelagene (P og N viktigst) er den andelen som er umiddelbart (dager/uker) tilgjengelig viktigst, mens for dypvannet spiller også langsomme prosesser en viktig rolle. For N og P vil også det om er bundet i nedbrytbart organisk materiale være sekundært tilgjengelig for algevekst. Klimatiske forhold (lys, temperatur) er også av stor betydning.</p>	<p>Vi har relativt god kunnskap om generell biotilgjengelighet til P fra ulike kilder, men i utløpet til fjorden vil denne kunne variere betydelig gjennom året (sesong- og nedbørsbetinget) og med de ulike aktivitetene i og lengden av hvert enkelt vassdrag. Kunnskapsnivået om biotilgjengelighet er noe svakere for nitrogen, og nesten helt fraværende for organisk stoff, når det gjelder de fleste kilder, med unntak for renseanleggene og overløp/lekkasjer på ledningsnett. Faktorene for biotilgjengelighet vi har benyttet i våre estimater er gitt i Vedlegg 7. I Fjordmodellen opereres det med en gradering i ulike fraksjoner med ulik nedbrytbarhetsrate.</p>
<p>Fysiske transportprosesser</p>	<p>Vertikal og horisontal, diffusiv og strømningsbasert transport av tilførselsstoffene og biologiske komponenter (alger/zooplankton) i de ulike fjordområdene, samt utsynking av partikler. Utslipp som skjer i overflaten vil kun i begrenset grad nå dypvannet, her definert som vannmassene under 20 meters dyp, mens utslipp av ferskvann (avløpsvann) på dypt vann vil kunne nå overliggende vannmasser avhengig av saltgradientene i området, hvilket dyp utslippet skjer på og hvordan utslippet fortynnes.</p>	<p>Tross den enkle horisontale inndelingen i NIVAs Fjordmodell håndterer den rimelig godt det komplekse transportbildet som eksisterer i indre Oslofjord. Den har bl.a. en spesiell kode for håndtering av dyputslipp av ferskvann. I våre grove estimater her har vi antatt at 25 % av utslippene i overflatelaget når dyp under 20 m, mens av utslipp på 40-50 m dyp er det antatt at kun 10 % når overflatelaget. Utslipp på 20-25 m er antatt å fordeles likt mellom de to vannmasser.</p>
<p>Oksygenforbrukende prosesser i dypvannet</p>	<p>Det skilles mellom et primærforbruk av oksygen i dypvannet, bestemt av nedbrytningen (oksideringen) av organisk stoff tilført fra land og oksideringen av ammonium</p>	<p>Disse prosessene er rimelig godt forstått, selv om betydningen av den mer tungt nedbrytbare fraksjonen av det organisk stoffet er mer uavklart. Prosessene er</p>

¹¹ For total P benyttes gjerne orto-P (løst P) som biotilgjengelig andel, selv om dette ikke gir en fullgod beskrivelse av hva som er tilgjengelig for algene.

¹² Av N-forbindelsene er ammonium og nitrat viktigst, men også en vesentlig del av det organisk bundne nitrogenet kan frigjøres som ammonium ved nedbrytning av dette.

	(nitrifikasjon) og et sekundærforbruk av oksygen når overskuddsalgeproduksjonen i overflaten dør, sedimenterer og brytes ned i dypvannet. Det kan også skapes en oksyngjeld i dypvannet i form av H ₂ S-produksjon. I hvilken grad algene rekker å sedimentere avhenger av type alger og av vekstforhold (grad av næringsmangel/stagnasjon). Algeproduksjonen vil bestemmes av den faktoren som begrenser veksten, og med unntak av en kort periode under vårløsningen er det antatt at fosfor vil være denne faktoren. Se også Vedlegg 8 .	inkludert på en akseptabel måte i Fjordmodellen. Det er ikke gjort noen undersøkelser av begrensende faktor for algeproduksjonen i indre Oslofjord siden midten av 80-tallet, og gitt de store endringene i tilførsler som har skjedd siden den gang er det på tide at det gjøres slike undersøkelser igjen. Se ytterligere kommentarer i Vedlegg 8 . Fjordmodellen har en dynamisk beskrivelse av næringsbegrensning, hvor flere faktorer inngår.
--	--	---

4-4.2.2 Estimert oksygenforbruk i dypvannet under 20 m dyp

I det følgende presenterer vi det estimerte totale oksygenforbruket (TOF) forårsaket av fosfor-, nitrogen- og organisk stofftilførselene til ulike deler av fjorden og fjorden som helhet, samt diskuterer de ulike kildenes relative betydning. Hvordan disse beregningene er gjort er nærmere beskrevet i **Vedlegg 6**. For vår videre diskusjon av bidragene fra de ulike kildene til oksygenforbruket i dypvannet her vil det være nyttig å holde på skillet mellom **primært og sekundært oksygenforbruk** (se **Tabell 4.4**); primært TOF skyldes nedbrytningen (oksideringen) av organisk stoff og oksideringen av ammonium (nitrifikasjon), mens sekundært TOF er det oksygenet som går med til å bryte ned sedimenterte, døde alger fra overproduksjon nær overflaten, igjen forårsaket av et overskudd næringsstoffer. Studier fra midten av 80-tallet fant at algeveksten da var begrenset av fosfor, med unntak av en kort periode på vårparten, men dette bildet kan ha endret seg i dag gitt de store tiltakene som er gjort på avløpsrensesiden. Våre estimater antyder dog at fosfor fremdeles er begrensende for algeveksten og er derfor lagt til grunn for estimatene av sekundært TOF. For å styrke de senere modellsimuleringene foreslår vi likevel at det gjøres forenklede studier av dette som en oppfølging og oppdatering av arbeidet som ble gjort på 80-tallet (se nærmere omtale i **Vedlegg 6**).

Figur 4.9, som viser de estimerte TOF-verdiene for dypvann under 20 m for hele fjorden som helhet, antyder at betydningen av tilførselene fra renseanleggene er enda større enn de samlede stofftilførselene vi presenterte i **Kapittel 4-4.1** da signaliserte (64 % av TOF mot 34-48 % av Tot P, Tot N og TOC). Dette er kanskje ikke så overraskende siden de største renseanleggene har sine utslipp på 40-50 meters dyp, og det er derfor også det primære TOF som fullstendig dominerer (>90 %) belastningen fra renseanleggene (jf. **Figur 4.10**). Ser vi på den relative fordelingen mellom de ulike områdene av fjorden (se **Figur 4.11**) er det Vestfjorden som har det høyeste estimerte oksygenforbruket i dypvannet under 20 meter, og det har økt sin andel sett i fht utslippene av Tot P, Tot N og TOC.

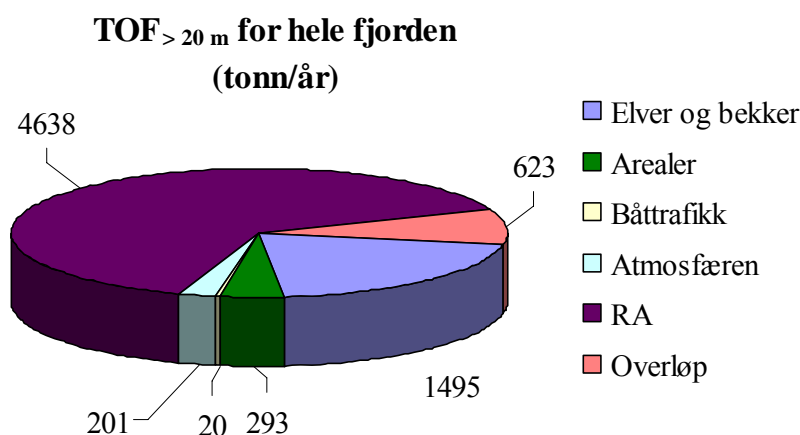
I **Figur 4.12** viser vi det prosentvise bidraget fra alle kilder som utgjør mer enn 1,5 % av det samlede TOF-bidraget til vannmassene under 20 m i fjorden. Noe overraskende dominerer bidraget fra VEAS fullstendig; anslagsvis hele 53 % av det samlede TOF-bidraget, mens Bekkelaget RA (BRA) kommer som nr. 2 med kun ca. 7 %, noe som ikke står i forhold til den årlige avløpsvannmengden som behandles på de to anleggene (BRA

knapt 40 % av VEAS). Ellers ser vi at de største overløpene til de to renseanleggene, Lysaker knyttet til VEAS og BRA o/rist, har bidrag på hhv ca. 5 % og 3 %. Utover dette er det de større elvene som bidrar, selv om for eksempel Akerselva ikke er inne på lista. Disse overløpene bidrar, sammen med den avløpspåvirkede Loelva, i stor grad til den sekundære belastningen på dypvannet (jf. **Figur 10 og 11**). Men det er også interessant å se den tilsynelatende store betydningen av atmosfærisk avsetning av fosfor (nesten 10 % av totalbidraget til den sekundære belastningen).

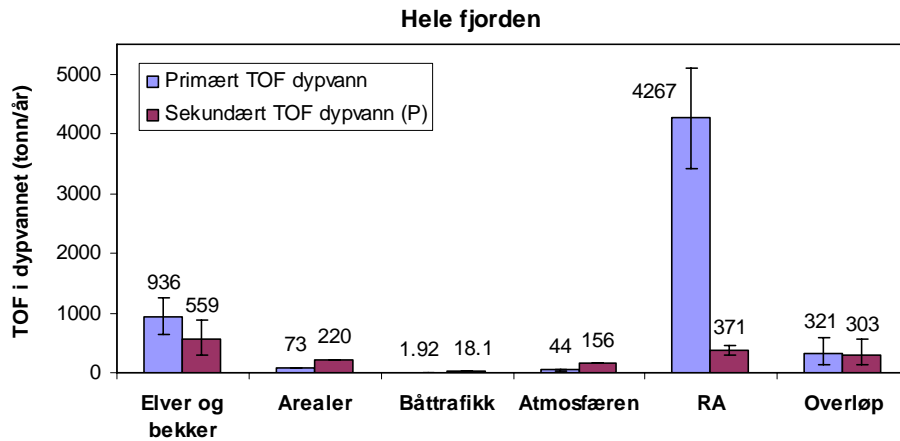
Som **Figurene 4.13 og 4.14** viser er det bidraget fra det primære TOF som gjør at VEAS skiller seg ut, men til og med for sekundærbelastningen (pga nedbrytningen av alger) er det utslippet fra VEAS som dominerer. Bakgrunnen for dette betydelige sekundærbelastningsbidraget er antagelsen at 10 % av dypvannsutslippet på 40-50 m når opp til vannmassene over 20 m. Som nevnt er det nedbrytningen av organisk stoff og oksideringen av ammonium som danner basis for det primære oksygenforbruket. Selv om VEAS har et lavere utslipp av total nitrogen per m³ avløpsvann behandlet enn BRA (7,0 mot 9,2 tonn/mill. m³), så er mengden ammonium utslippet per år vesentlig høyere (8 x høyere på VEAS) forårsaket av den høye andelen ammonium i utslippsvannet (NH₄-N/total N = 0,60 på VEAS og 0,15 på BRA). Også det estimerte oksygenforbruket forårsaket at utslippet av organisk stoff er vesentlig høyere fra VEAS enn fra BRA sett ut fra behandlet mengde avløpsvann. Dette er estimert på bakgrunn av TOC-verdier, som vi ikke har for BRA, men TOF-verdien for BRA virker ikke helt urimelig sammenlignet med de målte BOF₅-verdiene (ca 20 % økning). På VEAS måler de TOC jevnlig, og med disse lagt til grunn blir TOF-bidraget fra organisk stoff fra VEAS drøyt 7 x høyere enn på BRA. Det er antatt at 60 % av TOC er tilgjengelig for oksidering ute i fjorden for alle avløpsrenseanleggene, men gitt betydningen av disse tilførslene bør dette undersøkes nærmere. Målt som BOF₅ (biologisk oksygenforbruk over 5 døgn) har VEAS et drøyt 5 x større bidrag til TOF-belastningen enn BRA.

Sekundærbelastningen gjenspeiler som nevnt utslippene av fosfor til overflatevannet, og estimatene indikerer betydningen av å holde disse utslippene under kontroll.

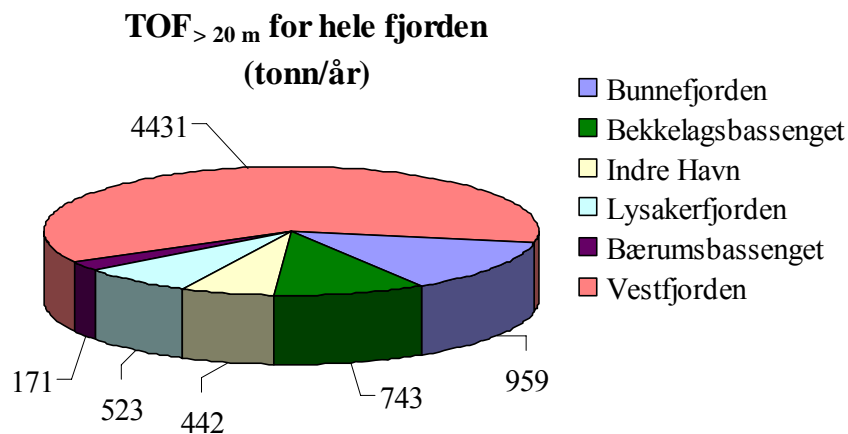
En mer detaljert fordeling av TOF-belastningen fra ulike kilder og fordeling mellom primært TOF og sekundært TOF er vist i **Vedlegg 9**.



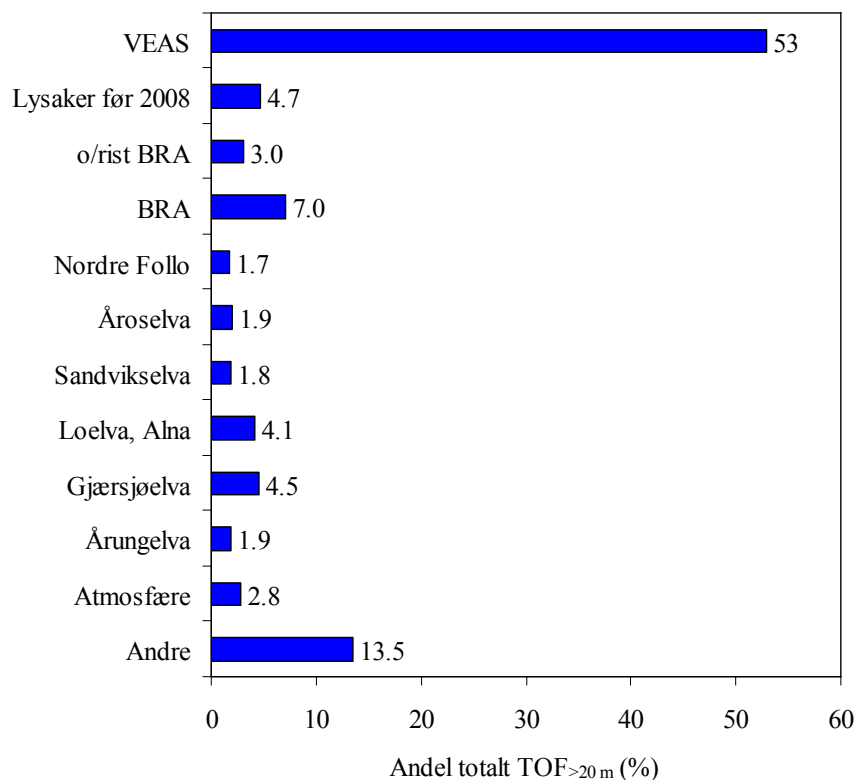
Figur 4.9. Estimert totalt oksygenforbruk (TOF) under 20 m dyp i hele fjorden ut fra tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk stoff fra ulike kilder.



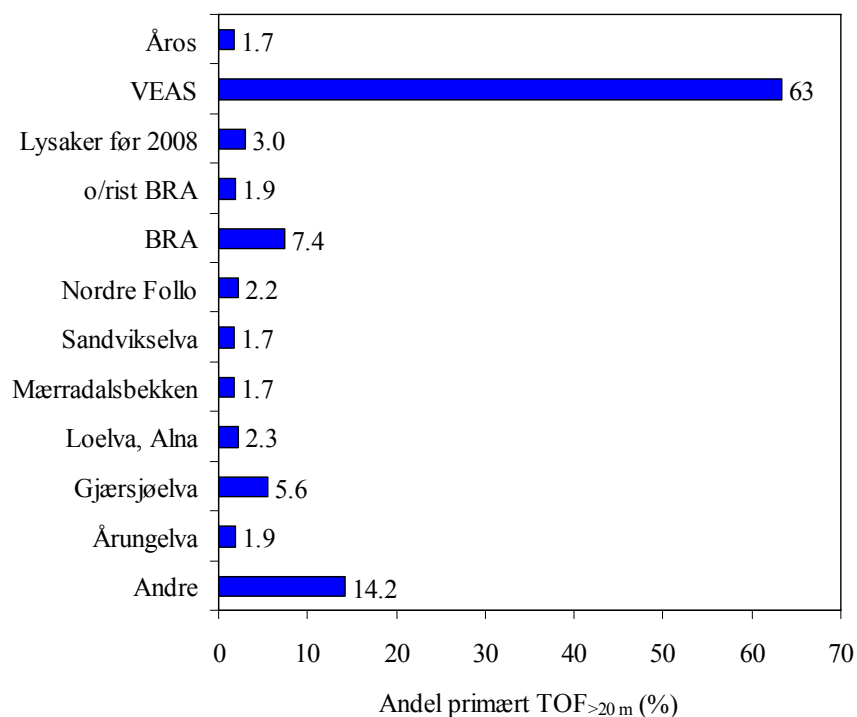
Figur 4.10. Estimert bidrag fra ulike kilder til årlig oksygenforbruk (TOF) i dypvannet under 20 m i hele fjorden. Det er skilt mellom primært TOF (organisk stoff og ammonium) og sekundært TOF (nedbrytning av alger). Usikkerheten angir forventet maks og min.



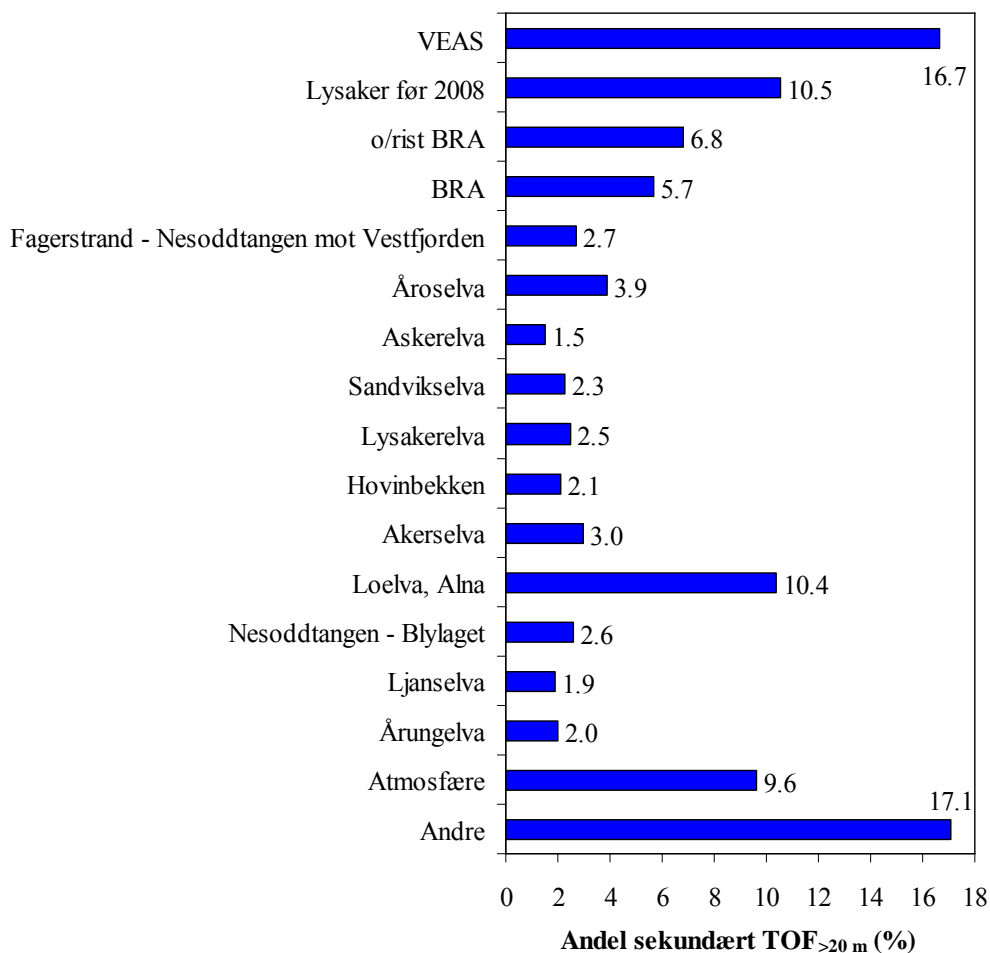
Figur 4.11. Estimert totalt oksygenforbruk (TOF) under 20 m dyp til ulike deler av fjorden ut fra tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk stoff fra ulike kilder.



Figur 4.12. Estimert andel av de samlede tilførsene av totalt oksygenforbruk (TOF) som belaster vannmassene under 20 m dyp for hele fjorden fra alle kilder som utgjør mer enn 1,5 % av den samlede TOF-belastningen under 20 m.

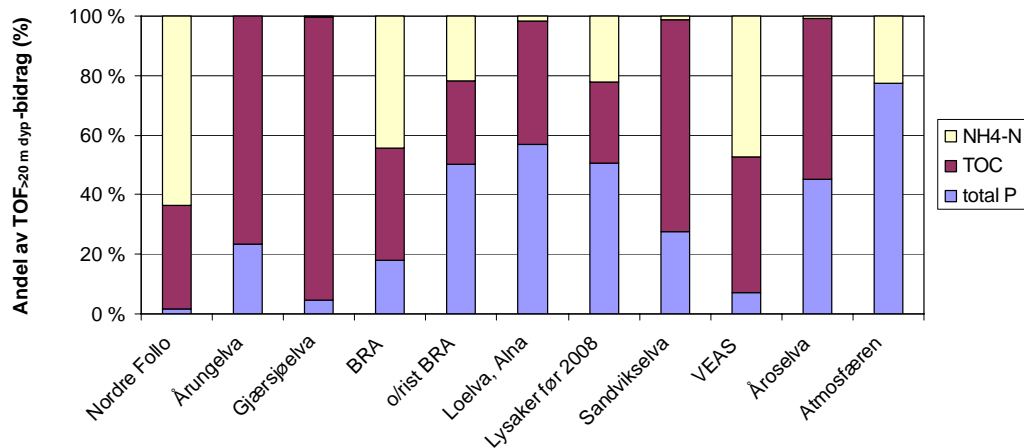


Figur 4.13. Estimert andel av de samlede tilførsene av primært oksygenforbruk (TOF fra ammonium og organisk stoff) som belaster vannmassene under 20 m dyp for hele fjorden fra alle kilder som utgjør mer enn 1,5 % av den samlede primære TOF-belastningen under 20 m.



Figur 4.14. Estimert andel av de samlede tilførslene av sekundært oksygenforbruk (TOF fra nedbrytning av alger vokst opp på fosfor) som belaster vannmassene under 20 m dyp for hele fjorden fra alle kilder som utgjør mer enn 1,5 % av den samlede primære TOF-belastningen under 20 m.

Figur 4.15 viser det relative bidraget fra fosfor, organisk stoff og ammonium til TOF-belastningen under 20 meters dyp. Estimaten antyder at bidragene fra organisk stoff og ammonium er tilnærmet like store både fra VEAS og BRA. For de fleste store elvetilførslene dominerer bidraget fra organisk stoff. Her foreligger hovedmengden nitrogen som nitrat (eller organisk bundet), og er i våre estimater definert ut, ettersom vi har antatt at algeveksten (som bidrar med sekundærbelastningsleddet i TOF-ligningen; se **Vedlegg 6**) er begrenset av fosfortilgang. Denne sammenstillingen viser med stor tydelighet betydningen av å få bedre kjennskap til det faktiske bidraget av organisk stoff til TOF-belastningen.



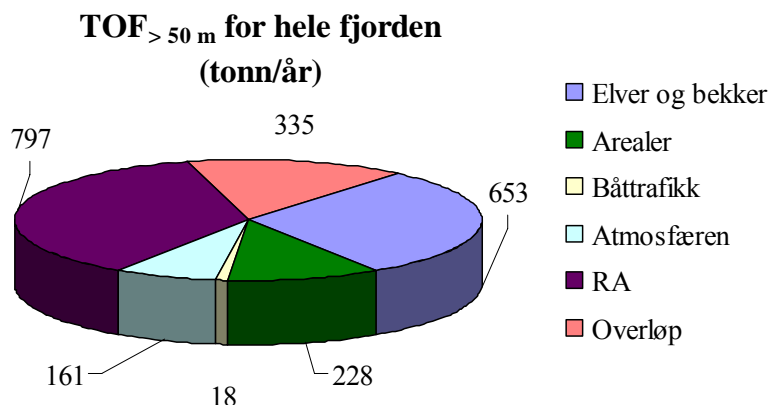
Figur 4.15. Estimert bidragsandel fra $\text{NH}_4\text{-N}$, organisk stoff (TOC) og total P til $\text{TOF} > 20$ m dyp fra hver enkelt kilde som utgjør mer enn 1,5 % av den samlede TOF-belastningen under 20 m.

4-4.2.3 Estimert oksygenforbruk i dypvannet under 50 m dyp

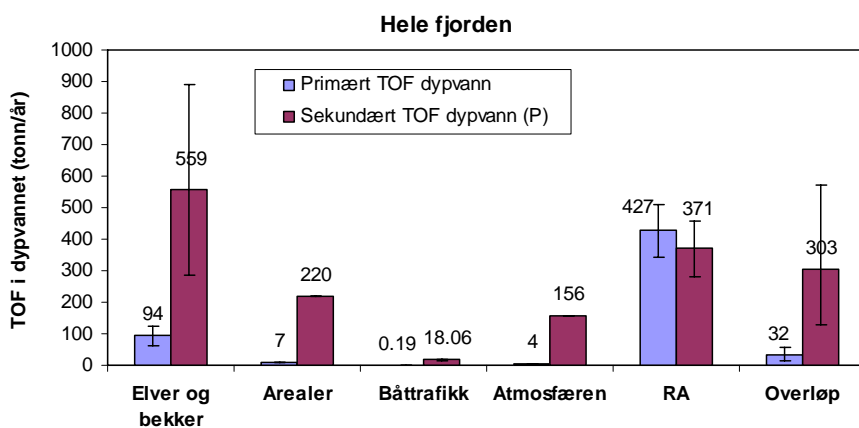
Som nevnt skjer utskiftningen av vannet på de største dypene i fjorden langt mer sjelden enn i vannmassene over, noe som gjør at de over tid kan få svært lave oksygenkonsentrasjoner (jf. **Figur 3.6** i **Vedlegg 3**). Derfor er det også spesielt interessant å se på belastningen av oksygenforbrukende stoffer på disse dyp, og det er naturlig å ta utgangspunkt i dyp større enn 50 m da det er definert tentative miljømål for Bunnefjorden for dette dypet (jf. **Tabell 1.1** i **Vedlegg 1**). Siden ferskvannsutslippene fra rensesanleggene skjer på 40-50 m og i all hovedsak vil bli innlagret i området opp mot rundt 25 m, er det antatt at kun 10 % av disse utslippene belaster vannmassene under 50 m. Men samtidig er det antatt at sekundærbelastningen estimert for vannmassene under 20 m dyp, faktisk i sin helhet vil kunne belaste vannmassene under 50 m.

Vi ser nå av **Figur 4.16** at den relative betydningen av utslippene fra rensesanleggene er blitt vesentlig mindre enn når vi så på hele dypvannet under 20 meter samlet. Naturlig nok har sekundærbelastningen fra nedbrytningen av alger fått langt større betydning for oksygenforbruksestimatene, og det samlede bidraget fra elver og bekker (30 %) er nå omtrent på høyde med bidraget fra rensesanleggene (36 %) (se **Figur 4.17**). Men vi ser også at bidragene fra hovedoverløpene (ca. 15 %), arealavrenningen (ca. 10 %) og atmosfærisk avsetning (ca. 7 %) er vesentlige. I **Figur 4.19** viser vi det prosentvise bidraget fra alle kilder som utgjør mer enn 1,5 % av det samlede TOF-bidraget til vannmassene under 50 m i fjorden. Også her dominerer VA-bidragene; VEAS med 29 %, Lysakeroverløpet med ca 9 %, den sterkt avløpspåvirkede Loelva med ca. 8 % og Bekkelaget RA med overløp over rist på ca 12 % til sammen. Igjen ser vi at estimatene for påvirkningen av atmosfærisk avsetning er litt overraskende høy (ca 7 %).

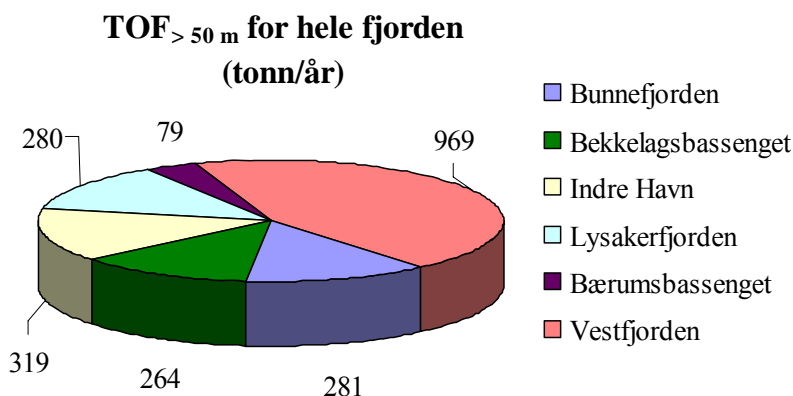
En mer detaljert fordeling av TOF-belastningen fra ulike kilder og fordeling mellom primært TOF og sekundært TOF er vist i **Vedlegg 9**.



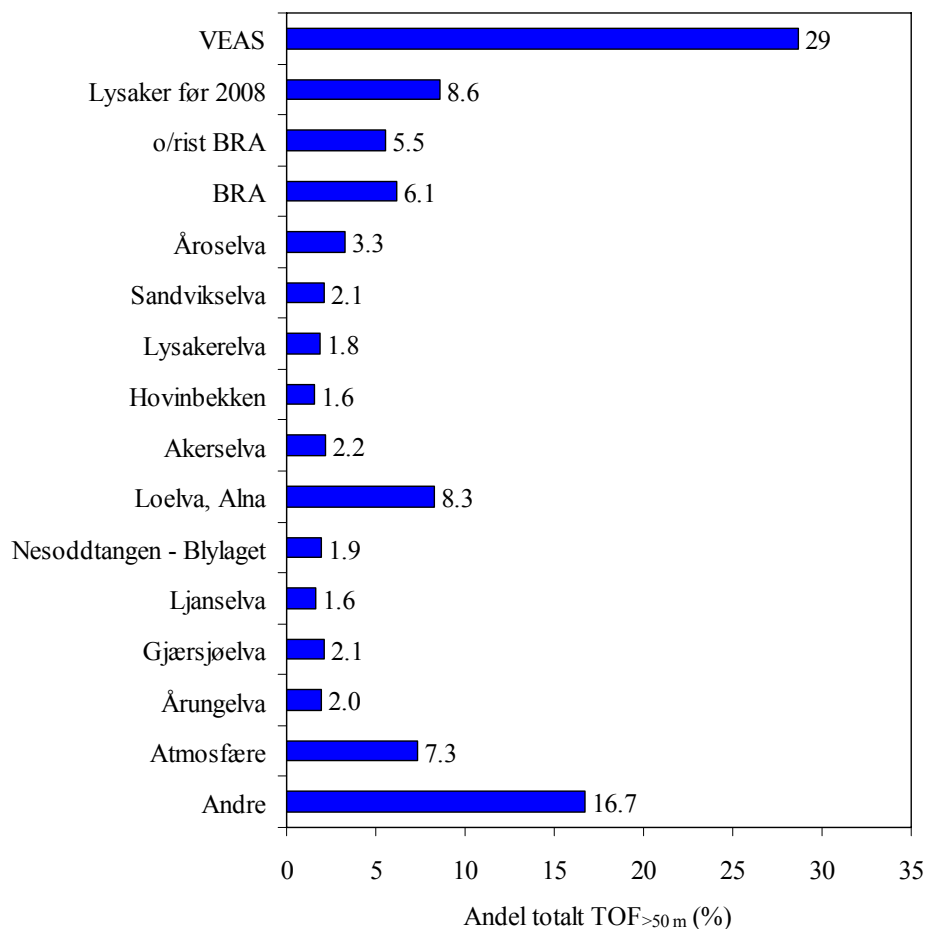
Figur 4.16. Estimert totalt oksygenforbruk (TOF) under 50 m dyp i hele fjorden ut fra tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk stoff fra ulike kilder.



Figur 4.17. Estimert bidrag fra ulike kilder til årlig oksygenforbruk (TOF) i dypvannet under 50 m i hele fjorden. Det er skilt mellom primært TOF (organisk stoff og ammonium) og sekundært TOF (nedbrytning av alger). Usikkerheten angir forventet maks og min.



Figur 4.18. Estimert totalt oksygenforbruk (TOF) under 50 m dyp til ulike deler v fjorden ut fra tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk stoff fra ulike kilder.

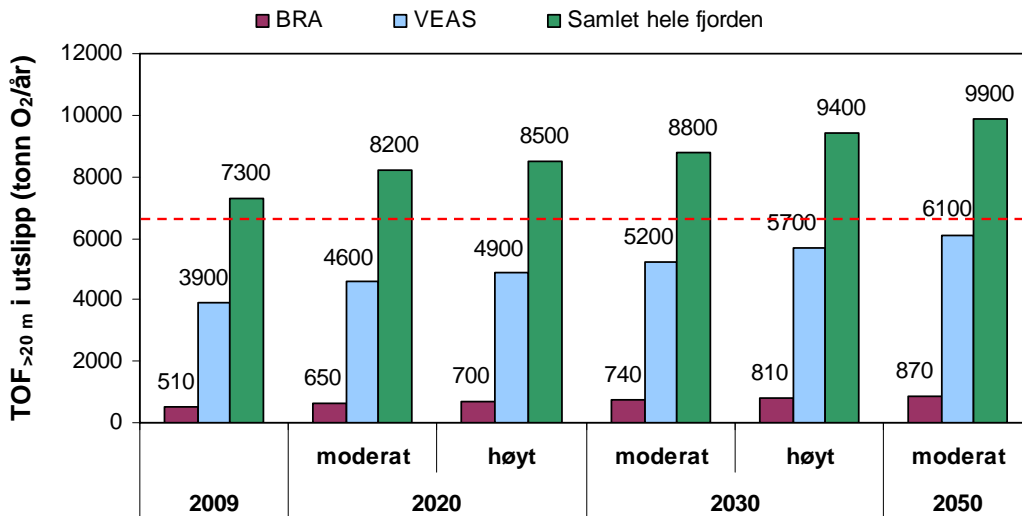


Figur 4.19. Estimert andel av de samlede tilførslene av totalt oksygenforbruk (TOF) som belaster vannmassene under 50 m dyp for hele fjorden fra alle kilder som utgjør mer enn 1,5 % av den samlede TOF-belastningen under 50 m.

4-5 Estimert oksygenforbruk i dypvannet fram mot 2050

Som vi så i **Kapittel 4-2.1** vil kapasitetsbehovet på regionens rensaanlegg øke i takt med befolkningstilveksten (jf. **Figurene 4.3a-b**). For 2020 ble det estimert en samlet økning i tilknytning til rensaanleggene på 20-27 % og for 2030 var dette økt til 35-47 %. Med utgangspunkt i dagens arealmessige fordeling mellom rensaanleggene ser det ut til at denne belastningsøkningen vil skje relativt likt i forhold til dagens belastning, men noe større andel mot BRA sammenlignet med VEAS (se **Figur 4.3a**). Ved å opprettholde denne relative fordelingen også for 2050 ble belastningsøkningen på VEAS estimert til 58 % og på BRA til 70 %. Med dette som utgangspunkt, og alt annet holdt uforandret, ble den resulterende TOF-belastningen på fjorden vannmasser under 20 m beregnet for 2020, 2030 og 2050. Se **Figur 4.20**. For 2020 ble den relative økningen estimert til ca. 12-16 %, for 2030 til ca. 21-29 % og for 2050 til ca. 36 % (se **Figur 4.21**). Og igjen ser vi at belastningen fra VEAS blir uforholdsmessig stor sett i forhold til belastningen fra BRA pga det høye forholdstallet mellom ammonium og totalnitrogen ut fra VEAS (ca. 60 %) sammenlignet med BRA (ca. 15 %) og det store ekstra bidraget fra organisk stoff (5-7 ganger sammenlignet med BRA). Det er således illustrativt at den anslagsvise belastningen på BRA i 2050 nesten vil tilsvare den på VEAS i dag (jf. øverste delfigur i

Figur 4.3a) samtidig som $TOF_{>20\text{ m}}$ -bidraget fra BRA da vil være drøyt 20 % av dagens $TOF_{>20\text{ m}}$ -bidrag fra VEAS (jf. **Figur 4.20**).



Figur 4.20. Estimert bidrag til det totale oksygenforbruket under 20 m ($TOF_{>20\text{ m}}$) i indre Oslofjord fra VEAS og Bekkelaget RA (BRA) i 2009, 2020, 2030 og 2050 hvis de to renseanleggene belastes som angitt i **Figur 4.3a** (samt 58 % og 70 % økt belastning på hhv VEAS og BRA i 2050) og alt annet beholdes uendret i fht 2009.

4-6 Hva skal til for å nå målet om god økologisk status i indre Oslofjord?

Som nevnt er oksygen identifisert som superparameter for vurdering av miljøstatusen i fjorden, og det er definert tentative miljømål for de fleste av fjordens bassenger ut fra akseptabel oksygenkonsentrasjon i de enkelte bassengene. Det midlere miljømålet er antatt å ville tilsvare kravene vanddirektivet stiller til god økologisk status, en milepæl som i utgangspunktet skal være oppfylt innen 2021 for indre Oslofjord. Parallelt med dette er tilstanden i fjorden slik den forelå rundt 1930 blitt funnet å sannsynligvis kunne tilfredsstille kravet til god økologisk status slik den er definert gjennom vanddirektivet. Som vi omtalte i **Kapittel 1-2 i Vedlegg 1**, og viste i **Figur 1.2** i samme Vedlegg, har vi tilførselstall for fosfor til fjorden på dette tidspunkt (ca. 55 tonn P/år), og vi har estimater for totalnitrogen (ca. 1200 tonn N/år) og organisk stoff (ca. 1600 tonn C/år fra råkloakk og ca. 1600 tonn C/år lett nedbrytelig organisk stoff fra industrien; se kommentar i **Kapittel 1-2.1 i Vedlegg 1**). Man kan anta at dette i all hovedsak dreide seg om utslipp til fjordens øvre vannmasser. Hvis vi benytter de samme forutsetningene og antagelsene som vi har benyttet for de estimatene vi har omtalt i det foregående (se **Kapittel 4-4.2 og Vedlegg 6**), kan vi gjøre følgende enkle vurdering;

- Primærbelastningen i dypet er gitt av andelen som når dypet (25 %) og hvor mye av det organiske stoffet som er tilgjengelig for nedbrytning (60 % fra råkloakk og 100 % fra industrien) og hvor stor andel av nitrogenet som foreligger som ammonium (77 %, se **Vedlegg 5**). Det er her sett bort fra eventuelt tap under horisontal transport (transporttapfaktoren $M = 0$). Vi har antatt et oksygenforbruk på 2,4 g O₂/g C ved nedbrytning av organisk stoff og et oksygenforbruk på 4,57 g O₂/g NH₄-N ved oksidering/nitrifikasjon av ammonium. Se **Ligning 2 i Vedlegg 6**.

- Sekundærbelastningen er gitt av den antatt P-begrensede algeveksten og da hvor mye av fosforen som er tilgjengelig for algevekst (65 %, se Vedlegg 3). Ut fra det såkalte Redfield-forholdet kan mengden alge-C beregnes (41,1 g alge-C/g P) og hvis det antas at all denne algebiomassen vil kunne brytes ned i dypet, kan det medfølgende oksygenforbruket estimeres (2,67 g O₂/g alge-C). Se **Ligning 4 i Vedlegg 6**.

$$\text{TOF}_{\text{prim,overflate}} = 1600 \text{ tonn C/år} * 0.25 * 0.60 * 2,4 \text{ tonn O}_2/\text{tonn C} + 1600 \text{ tonn C/år} * 0.25 * 1.00 * 2,4 \text{ tonn O}_2/\text{tonn C} + 1200 \text{ tonn N/år} * 0,25 * 0,77 \text{ tonn NH}_4\text{-N/tonn N} * 4,57 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4\text{-N} = \text{ca. } \underline{2600 \text{ tonn O}_2/\text{år}}$$

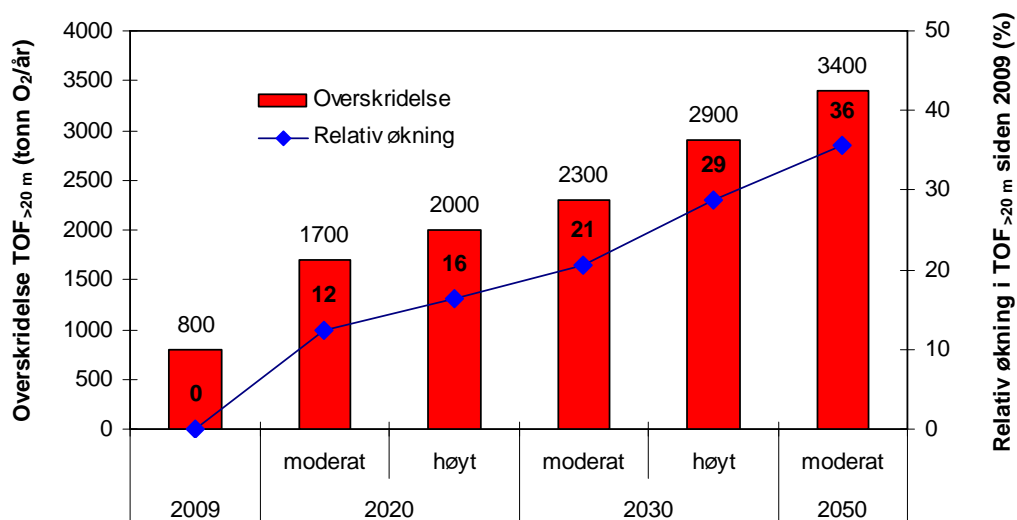
$$\text{TOF}_{\text{sek,}} = 55 \text{ tonn P/år} * 0,65 * 41,1 \text{ tonn alge-C/tonn P} * 2,67 \text{ g O}_2/\text{g alge-C} = \text{ca. } \underline{3900 \text{ tonn O}_2/\text{år}}$$

Tentativ øvre grense for TOF-belastning på vannmassene under 20 m dyp i indre Oslofjord for å sikre god økologisk status:

$$\text{TOF}_{\text{total } >20 \text{ m}} = \underline{6.500 \text{ tonn O}_2/\text{år}}$$

Denne belastningen kan gi en pekepinn på hvor stor belastning dypvannsområdene i fjorden tåler og likevel ha god økologisk status.

Til sammenligning var vårt estimat for nåværende samlet TOF-belastning av dyp større en 20 m i indre Oslofjord på **ca. 7.300 tonn O₂/år**, noe som indikerer at **dagens utslipp må reduseres med i størrelsesorden 10 % for å sikre god økologisk status i fjorden**. Legger vi til de estimerte ytterligere utslippene fra VEAS og BRA i 2020, 2030 og 2050 øker overskridelsen av det tentative utslippsmålet for TOF_{>20 m} til ca. 1700-2000 tonn O₂/år i 2020, ca. 2300-2900 tonn O₂/år i 2030 og anslagsvis 3400 tonn O₂/år i 2050 (se **Figur 4.21**).



Figur 4.21. Relativ økning i samlet TOF_{>20 m} til fjorden og overskridelse av det tentative utslippsmålet for TOF_{>20 m} på 6500 tonn O₂/år ved estimerte bidrag til TOF_{>20 m} i indre Oslofjord fra VEAS og Bekkelaget RA i 2009, 2020, 2030 og 2050.

VEDLEGG 5

Tilførsler av næringssalter og organisk stoff til fjorden

Tabell 5.1. Tilførsler av fosfor (total P), organisk stoff (TOC) og nitrogen (total N og nitrat) til ulike deler av fjorden og hele indre Oslofjord.

Kildetype	Tot P			TOC			Tot N		
	snitt	min	max	snitt	min	max	snitt	min	max
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
Hele fjorden									
Renseanlegg	36	27	44	1578	1297	1934	1186	966	1414
Større hovedoverløp	9,1	4,0	16,9	238	93	450	79	36	142
Elver og bekker	24,2	12,3	38,2	4270	3313	5226	713	451	1075
Arealer	7,3	7,3	7,3	318	318	318	112	112	112
Båttrafikk	0,34	0,28	0,40	4,68	3,78	5,58	2,48	1,98	2,97
Atmosfæren	3,8	3,8	3,8	-	-	-	84	70	99
Samlet	81	55	111	6408	5025	7934	2176	1638	2846
Bunnefjorden	8,4	6,9	12,0	1626	815	2439	310	275	354
Bekkelagsbassenget	12,2	8,1	20	241	135	355	397	346	522
Indre Havn	12,5	5,4	18,6	890	832	948	184	74	354
Lysakerfjorden	8,4	3,5	14,9	799	675	960	145	69	264
Bærumbassenget	2,8	2,9	5,0	687	687	687	104	48	112
Vestfjorden	36	29	42	2165	1882	2547	1036	826	1239

VEDLEGG 6

Beregning av $TOF_{>20 \text{ m dyp}}$

Den totale oksygenbelastningen for vannmassene under 20 m dyp ($TOF_{>20 \text{ m dyp}}$) er satt sammen av et primærbelastningsledd (TOF_{prim}) og et sekundærbelastningsledd (TOF_{sek}):

$$TOF_{>20 \text{ m dyp}} = TOF_{\text{prim}} + TOF_{\text{sek}} \quad (1)$$

TOF_{prim} er antatt å være gitt av den oksygenforbrukende delen av det organiske stoffet ($Bio\ C = TOC * B_c$) og av ammoniuminnholdet ($NH_4\text{-N} = \text{total N} * B_nh$) i vannet. For hvert C som oksideres har det blitt anslått at det går det med 2,4 g oksygen (Baalsrud m.fl. 1986), noe som må anses å være et relativt usikkert tall da dette for eksempel varierer mellom ca 0,2 og 4 g $O_2/g\ C$ for organiske forbindelser man kan finne i avløpsvann (Henze m.fl. 2002). Det viktigste oksygenforbruket ved omsetning av ammonium skjer ved bakteriell nitrifikasjon, der det går med 4,57 g $O_2/g\ NH_4\text{-N}$. I tillegg kan det være et visst tap av Bio C og NH_4 fra det kommer ut i fjorden og til det kommer ned til dypvannet under sprangsjiktet (ca. >20 m dyp):

M: Tapet av C og NH_4 som er antatt å skje under den horisontale transporten ut til de delene av fjorden som har dyp > 20 meter

T_o: Tapet som skjer på grunn av manglende vertikal transport mellom overflatelaget og dypvannet under 20 m. Satt til 0.25 for alle overflateutslipp.

T_d: Tapet som skyldes transport fra dypvannet under 20 m til overflatelaget. Satt til 0,1 for utslipp på 40-50 m dyp og til 0,5 for utslipp på 20-25 m.

Samlet blir ligningen for TOF_{prim} for overflate- og dypvannsutslipp som følger:

$$TOF_{\text{prim, overflate}} = (2,4 * B_c * TOC + 4,57 * B_nh * \text{total N}) * (1 - T_o) * (1 - M) \quad (2)$$

$$TOF_{\text{prim, dypvann}} = (2,4 * B_c * TOC + 4,57 * B_nh * \text{total N}) * (1 - T_d) \quad (3)$$

Benyttede verdier for B_c , B_nh og M er gitt i **Vedlegg 7**.

TOF_{sek} skyldes nedbrytning av alger i dypvannet, men som har blitt produsert i overflaten etter vekst på bl.a. fosfor og nitrogen (ammonium og nitrat). Mengden alger som potensielt kunne blitt produsert fra tilførselene av P og N til overflatelaget er gitt av det såkalte Redfieldforholdet mellom C:N:P; 41,1:7,2:1 (vektforhold). Det ble funnet at algeproduksjonen i hovedsak må ha vært P-begrenset, og dette ble benyttet i de videre estimatene (41,1 g C/g P). Det ble antatt at hele algeproduksjonen døde og sedimenterte ned, og det ble antatt at alt ble konvertert til CO_2 , noe som ville medført et oksygenforbruk tilsvarende 2,67 g $O_2/g\ \text{alge-C}$. Ligningen for TOF_{sek} blir dermed:

$$TOF_{\text{sek}} = 2,67 * 41,1 * \text{total P} * B_p * (1 - T_o) \quad (4)$$

VEDLEGG 7

Biotilgjengelighetsfaktorer og tapsfaktorer benyttet ved beregning av $\text{TOF}_{>20 \text{ m dyp}}$

Tabell 7.1. Biotilgjengelighetsfaktorer for rennende vann benyttet for å estimere tilførslene av biologisk tilgjengelig fosfor og nitrogen til indre Oslofjord (Bratli m.fl. 1995).

Forurensningskilde	B_p Fosfor	B_nh Nitrogen	NH ₄ -N/tot N	NO ₃ -N/tot N
	%	%	-	-
Jordbruksavrenning (korn)	24	80	-	-
Naturlig avrenning	13	100	0,01	0,90
Urenset avløpsvann (overløp, båtrafikk)	65 ³	85 ²	0,77	0,01
Sandfiltrert avløpsvann	95	-	-	-
Kjemisk/biologisk renset Avløpsvann (BRA)	95 ⁴	-	0,15 ⁶	0,50 ⁶
Kjemisk/biologisk renset Avløpsvann (VEAS, NFR-N)	95 ⁴	-	0,60 ⁷	0,24 ⁸
Kjemisk renset avløpsvann (NFR-P, alle øvrige RA)	30	90	0,87 ⁵	0,03 ⁵
Spredt bosetting	75 ¹	100	-	-
Tette flater	30	-	-	-
Atmosfærisk deponisjon	50	100	0,50	0,50

1) Borch (2009) har satt biotilgjengeligheten av fosfor i avløp fra separate avløpsanlegg til 75-90 % og anbefalt at verdien settes i nedre del hvis antallet minirensanlegg i området er høyt. 2) Braaten m.fl. (1992) fant faktorer i området 77-90 % for nitrogen i urensset avløpsvann. 3) Verdien på 65 % er et kompromiss mellom SFTs anbefaling på 60 % og faktorer bestemt av Braaten m.fl. (1992) til 65-70 %. 4) Det er antatt tilsvarende biotilgjengelighet som etter sandfiltrering. 5) Basert på verdier for 34 kjemiske rensanlegg i Norge (Østerhus 1991). 6) Basert på måleverdier fra BRA i perioden 2002-04. 7) Basert på årgjennomsnittlige utslippskonsentrasjoner i perioden 2001-2008. 8) Basert på årgjennomsnittlig utslippskonsentrasjon av nitrat i 2009 og årgjennomsnittlig konsentrasjon av total N i perioden 2001-2008.

Tabell 7.2. Biotilgjengelighetsfaktorer og fosforkildefordeling benyttet i estimeringen av andel av tilførselene som bidrar til oksygenforbruk i indre Oslofjord.

Biotilgjengelighetsfaktorer: B_p (fosfor), B_c (karbon), B_{nh} (andel av N som foreligger som ammonium), B_{no} (andel av N som foreligger som nitrat). Fosforkildefordeling: F_{jord} (andel fra jordbruk), F_{nat} (andel fra naturlig avrenning)

Kildetype	Kildespesifisering	Utslipp Dyp m.u.h	Biotilgjengelighets-faktorer				P-kildefordeling			
			B_p	B_c	B_nh	B_no	F_jord	F_nat	F_spre	F_tett
			Biotilgj.faktor				0,24	0,13	0,75	0,30
Bunnefjorden										
RA	Nordre Follo	50	0,30	0,60	0,15	0,50				
	Buhrestua	22	0,30	0,60	0,87	0,03				
	Kirkevika	22	0,30	0,60	0,87	0,03				
Overløp	Nordre Follo	50	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Buhrestua	22	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Kirkevika	22	0,65	0,60	0,77	0,01				
Elver og bekker	Bonnbekken	0		0,60	0,01	0,90	0,78	0,12	0,10	0,00
	Årungenelva	0		0,60	0,000	0,81	0,76	0,10	0,09	0,04
	Gjærsvjelva	0		0,60	0,018	0,75	0,38	0,11	0,32	0,19
	Ljanselva	0		0,60	0,034	0,76	0,09	0,14	0,03	0,74
Arealer	Nesoddtangen - Blylaget	0		0,60	0,01	0,90	0,26	0,04	0,59	0,11
	Hasle - Brevik	0		0,60	0,01	0,90	0,75	0,14	0,10	0,01
	Bekkevold - Ingierdstrand	0		0,60	0,01	0,90	0,74	0,14	0,05	0,07
	Ljansbruket	0		0,60	0,01	0,90	0,00	0,14	0,00	0,86
	Ljan - Bekkelaget	0		0,60	0,01	0,90	0,00	0,00	0,00	1,00
Båttrafikk	Charterbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Fritidsbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
Atmosfæren	Andel areal 0,236	0	0,50	0,60						
Bekkelagsbassenget										
RA	BRA	50	0,95	0,60	0,15	0,50				
Overløp	o/rist BRA	25	0,65	0,60	0,77	0,01				
Arealer	Ekeberg - Sjursøya	0		0,60	0,01	0,90	0,01	0,04	0,00	0,95
Båttrafikk	Charterbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Fritidsbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
Atmosfæren	Andel areal 0,033	0	0,50	0,60						
Indre Havn										
Overløp	Bislettbekken før 2008	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Bislettbekken etter 2008	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Kværner	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
Elver og bekker	Loelva, Alna	0		0,60	0,122	0,63	0,02	0,05	0,01	0,92
	Frognelva	0		0,60	0,035	0,73	0,03	0,08	0,01	0,88
	Akerselva	0		0,60	0,079	0,51	0,13	0,35	0,05	0,47
	Hovinbekken	0		0,60	0,01	0,90	0,00	0,03	0,00	0,96
Arealer	Bjervika	0		0,60	0,01	0,90	0,00	0,00	0,00	1,00
	Akershus - Frogner	0		0,60	0,01	0,90	0,00	0,01	0,00	0,99
	Bygdø øst	0		0,60	0,01	0,90	0,34	0,04	0,13	0,48
Båttrafikk	Charterbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Fritidsbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
Atmosfæren	Andel areal 0,049	0	0,50	0,60						

Forts. Tabell 7.2.

Kildetype	Kildespesifisering	Utslipp	Biotilgjengelighets-faktorer				P-kildefordeling			
			Dyp	B_p	B_c	B_nh	B_no	F_jord	F_nat	F_spre
		m.u.h					0,24	0,13	0,75	0,30
Lysakerfjorden										
Overløp	Lysaker før 2008	20-25	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Lysaker etter 2008	20-25	0,65	0,60	0,77	0,01				
Elver og bekker	Mærradalsbekken	0	-	0,60	0,01	0,90	0,00	0,01	0,00	0,99
	Hoffselva	0	-	0,60	0,01	0,90	0,00	0,06	0,00	0,94
	Lysakerelva	0	-	0,60	0,047	0,62	0,30	0,44	0,06	0,21
Arealer	Bygdø vest	0	-	0,60	0,01	0,90	0,59	0,08	0,22	0,11
	Fornebu øst	0	-	0,60	0,01	0,90	0,00	0,01	0,01	0,98
Båttrafikk	Charterbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Fritidsbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
Atmosfæren	Andel areal 0,054	0	0,50	0,60						
Bærumsbassenget										
Elver og bekker	Sandvikselva	0	-	0,60	0,044	0,55	0,56	0,14	0,06	0,23
Arealer	Fornebu vest - sandvika	0	-	0,60	0,01	0,90	0,15	0,03	0,02	0,80
	Slependen - Holmen	0	-	0,60	0,01	0,90	0,04	0,01	0,01	0,94
Båttrafikk	Charterbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Fritidsbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
Atmosfæren	Andel areal 0,047	0	0,50	0,60						
Vestfjorden										
RA	VEAS	42	0,95	0,60	0,15	0,50				
	Fagerstrand	?	0,30	0,60	0,87	0,03				
	Åros	?	0,30	0,60	0,87	0,03				
Overløp	Fagerstrand	0?	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Åros	0?	0,65	0,60	0,77	0,01				
	KLO, Røyken før 2008	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	KLO, Røyken etter 2008		0,65	0,60	0,77	0,01				
Elver og bekker	Neselva	0	-	0,60	0,01	0,90	0,58	0,08	0,06	0,27
	Askerelva	0	-	0,60	0,01	0,90	0,53	0,15	0,08	0,23
	Nærneselva	0	-	0,60	0,01	0,90	0,00	0,47	0,00	0,53
	Sætreelva	0	-	0,60	0,01	0,90	0,03	0,78	0,00	0,19
	Åroselva	0	-	0,60	0,018	0,88	0,68	0,13	0,11	0,09
Arealer	Drøbak - Digerud	0	-	0,60	0,01	0,90	0,71	0,19	0,09	0,02
	Fagerstrand - Nesoddtangen mot Vestfjorden	0	-	0,60	0,01	0,90	0,24	0,06	0,55	0,15
	Holmen - Konglungen	0	-	0,60	0,01	0,90	0,33	0,04	0,05	0,58
	Konglungen - Blakstad	0	-	0,60	0,01	0,90	0,48	0,05	0,07	0,40
	Blakstad - Sjøstrand	0	-	0,60	0,01	0,90	0,67	0,07	0,10	0,16
	Slemmestad	0	-	0,60	0,01	0,90	0,41	0,06	0,12	0,41
	Nærnes - Åros	0	-	0,60	0,01	0,90	0,24	0,05	0,08	0,63
	Åros - Sætre	0	-	0,60	0,01	0,90	0,00	0,10	0,00	0,90
Sætre - Slotte	0	-	0,60	0,01	0,90	0,16	0,08	0,64	0,12	
Båttrafikk	Charterbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
	Fritidsbåter	0	0,65	0,60	0,77	0,01				
Atmosfæren	Andel areal 0,581	0	0,50	0,60						

Tabell 7.3. Benyttede tapsfaktorer for organisk stoff og ammonium (M) for overløpene, de enkelte elvene og diffus avrenning fra arealer.

Tilførselstype	Spesifisering	M
Bunnefjorden		
Elver og bekker	Bonnbekken	0,80
	Årungenelva	0,80
	Gjærsejelva	1,00
	Ljanselva	1,00
Arealer	Nesoddtangen - Blylaget	0,95
	Hasle - Brevik	0,95
	Bekkevold - Ingierdstrand	0,95
	Ljansbruket	0,95
	Ljan - Bekkelaget	0,95
Båttrafikk	Charterbåter	0,90
	Fritidsbåter	0,90
Atmosfæren		0,90
Bekkelagsbassenget		
Arealer	Ekeberg - Sjursøya	0,50
Båttrafikk	Charterbåter	0,50
	Fritidsbåter	0,50
Atmosfæren		0,90
Indre havn		
Overløp	Bislettbekken før 2008	0,30
	Bislettbekken etter 2008	0,30
	Kværner	0,40
Elver og bekker	Loelva, Alna	0,40
	Frognerelva	0,40
	Akerselva	0,40
	Hovinbekken	0,30
Arealer	Bjørвика	0,30
	Akershus - Frogner	0,30
	Bygdø øst	0,40
Båttrafikk	Charterbåter	0,40
	Fritidsbåter	0,40
Atmosfæren		0,90
Lysakerfjorden		
Elver og bekker	Mærradalsbekken	0,40
	Hoffselva	0,40
	Lysakerelva	0,80
Arealer	Bygdø vest	0,50
	Fornebu øst	0,50
Båttrafikk	Charterbåter	0,70
	Fritidsbåter	0,50
Atmosfæren		0,90
Bærumsbassenget		
Elver og bekker	Sandvikselva	0,40
Arealer	Fornebu vest - sandvika	0,30
	Slependen - Holmen	0,30
Båttrafikk	Charterbåter	0,30
	Fritidsbåter	0,30
Atmosfæren		0,90
Vestfjorden		

Overløp	Åros	0,50
	KLO, Røyken før 2008	0,50
	KLO, Røyken etter 2008	0,50
Elver og bekker	Neselva	0,50
	Askerelva	0,50
	Nærneselva	0,50
	Sætreelva	0,50
	Åroselva	0,50
Arealer	Drøbak - Digerud	0,60
	Fagerstrand - Nesoddtangen mot Vestfjorden	0,60
	Holmen - Konglungen	0,40
	Konglungen - Blakstad	0,40
	Blakstad - Sjøstrand	0,40
	Slemmestad	0,40
	Nærnes - Åros	0,40
	Åros - Sætre	0,40
	Sætre - Slotte	0,40
Båttrafikk	Charterbåter	0,70
	Fritidsbåter	0,50
Atmosfæren		0,90

VEDLEGG 8

Begrensende faktor for planteplanktonproduksjon

Rensetiltakene i indre Oslofjord er basert på å begrense planteplanktonproduksjonen i fjordens overflatelag for derved å minske den organiske belastningen på fjordens dypvann. Det er da viktig å vite hvilket næringssalt som kan gjøres mest begrensende, slik at en oppnår størst effekt av tiltakene.

På 1980-tallet ble det gjennomført flere undersøkelser av begrensende næringssalt og det viste seg at i hovedsak var fosfor begrensende i ca 70 % av produksjonssesongen og nitrogen i ca. 20 % og både nitrogen og fosfor resten av tiden. F.eks. var våropopblomstringen i hovedsak nitrogenbegrenset (Paasche m.fl., 1987). De første renssetiltakene baserte seg også på fosforfjerning samt i tillegg dyputslipp av avløpsvannet slik at restmengder av næringssalter ikke nådde fotosyntesesonen direkte. Med dyputslipp ble imidlertid det direkte oksygenbehovet i det rensede avløpsvannet viktigere, både i form av mengde organisk stoff og ved restutslipp av ammonium som i fjordens oksiske vannmasser vil oksideres til nitrat).

Rensing av nitrogen ble således pålagt, men dette var mer en følge av Nordsjøavtalen (som krevde bl.a 50 % reduksjon i nitrogenutslipp til Nordsjøen), hvor tiltak i indre

Oslofjord var mest kostnadseffektive. De positive effektene på dypvannet i indre Oslofjord er innlysende.

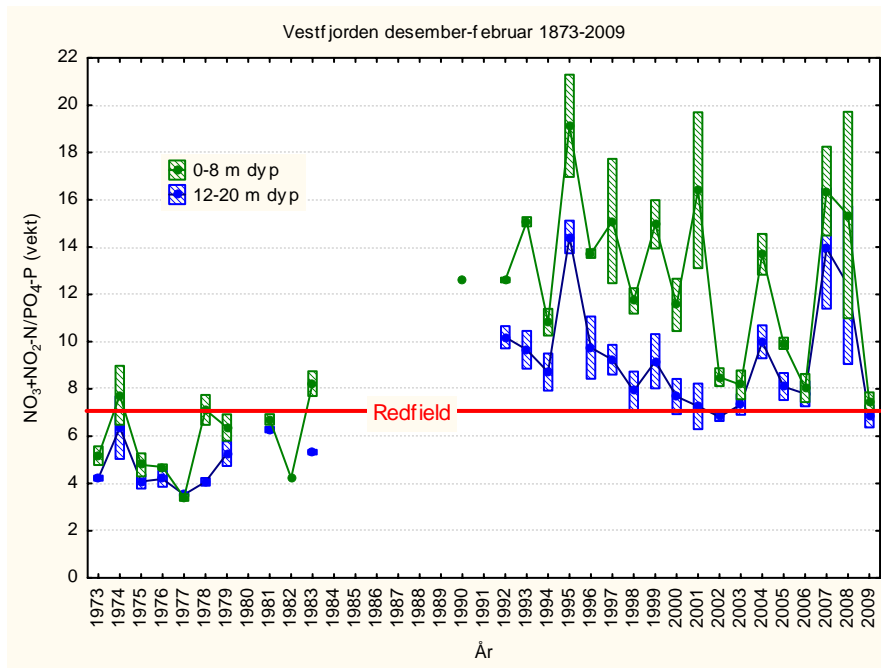
I dag går mesteparten av avløpsvannet ut på ca 50 meters dyp og innlagres på 25-30 meters dyp. Forbedringen i siktdyp har vært mellom 1 og 1.5 meter i snitt siden 1973-82, dvs i dag når lyset lengre ned i vannmassen i fjorden enn tidligere (1% nivået er 3-4 meter dypere). Dette betyr at planteplanktonproduksjonen jevnlig kan foregå ned til 12-13 meter mot tidligere 8-10 meters dyp.

Ser vi på N/P forhold i relasjon til Redfield (Redfieldforholdet er det forholdet mellom nitrogen og fosfor som er optimalt for planteplanktonvekst) viser perioden 1973-82 i hovedsak at fosfor fantes i overskudd i forhold til nitrogen mot slutten av vinteren, dvs. våroppblomstringen skulle være nitrogenbegrenset (**Figur 8.1-8.2**) Etter etableringen av kjemisk rensing på VEAS i 1982 er situasjonen i hovedsak omvendt, nemlig fosforbegrensning. Det kan således synes som om fosforbegrenset planteplanktonproduksjon er vanligst når det gjelder våroppblomstringen, men enkelte år ligger forholdet nær vektforhold 7:1 (som er optimale forhold) og da er det mengden av både nitrogen og fosfor som begrenser produksjonen.

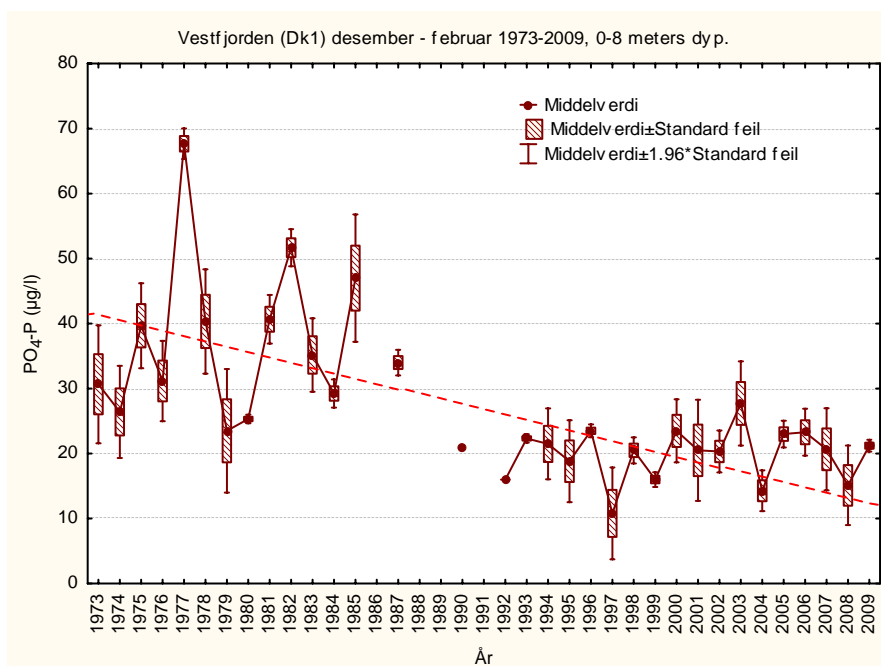
Det er gjort flere studier av sammenhengen mellom nitrogen, fosfor, silikat og algevekst i indre Oslofjord (Se NIVA's overvåkingsrapporter 1981-83, Paasche m.fl., 1987 samt Kjällqvist, 1988). Hovedkonklusjonen fra disse arbeider er at nitrogen synes å være begrensende næringssalt for våroppblomstringen (februar – april), men at resten av året er fosfor i hovedsak begrensende næringssalt. Det forekommer også noen situasjoner hvor begge næringssaltene kunne være potensielt begrensende. Det er ikke gjort noen observasjoner av dette i senere tid, men vinterobservasjoner av løste næringssalter tyder som sagt på at det nå i stor grad er fosfor som er begrensende for våroppblomstringen. Det kan være modifisert av at produksjonen nå foregår ned til noe større dyp enn tidligere, og har mer tilgang til næringssalter tilført nedenfra ved vertikalblanding i underkant av sprangsjiktet.

NIVAs fjordmodell beskriver algeveksten som styrt av en kombinasjon av lys, temperatur og tilgangen på nitrogen, fosfor og for diatoméene også silikat. Næringsbegrensningen er en dynamisk flerfaktor-begrensning hvor det som i øyeblikket er mest i underskudd i forhold til behovet virker mest begrensende. Beskrivelsen bygger på tidligere observasjoner og resultater fra tilgjengelige forsøk med vekstbegrensning fra litteraturen. Endringer i vekstbegrensning over tid vil ikke legges inn i modellen som inngangsdata, men må fremkomme som resultat av endrede tilførsler av næringssalter og andre faktorer, ut fra den samme underliggende prosessbeskrivelsen.

Det vil være en større oppgave å gjenta forsøkene fra 1980-tallet fullt ut. Situasjonen er også annerledes i dag enn tidligere. Enklere metoder som vekstpotensialforsøk vil kunne gjennomføres for overflatelaget og sammenlignes med tidligere observasjoner for å validere endringene. Det kan bidra til å forbedre modellen slik at beskrivelsen av begrensende faktorer for planteplanktonproduksjon bedre fanger inn endringer mellom de ulike tiårsperiodene.



Figur 8.1 Nitrogen/fosfor i overflatevann fra Vestfjorden desember til februar 1973-2009 (før våroppblomstringen for observasjoner etter 1982, dvs. Klorofyll-a <0.6µg/l).



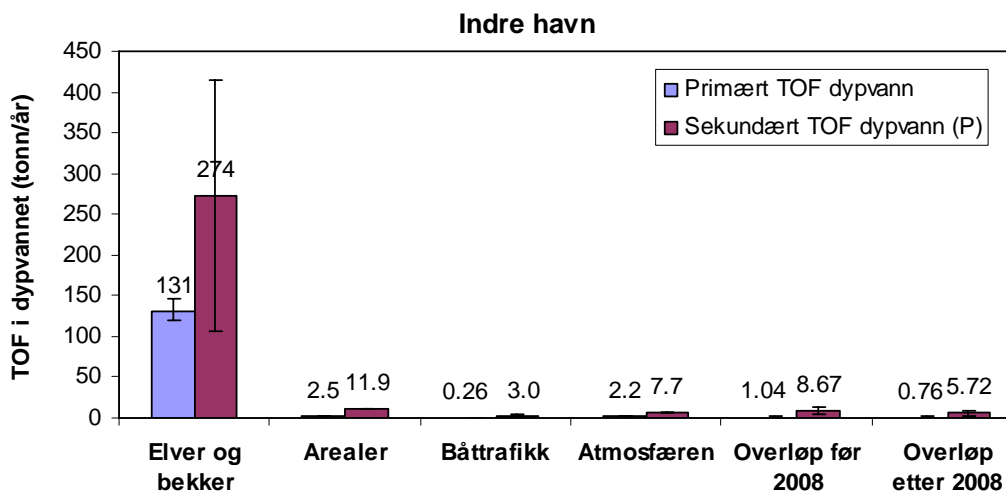
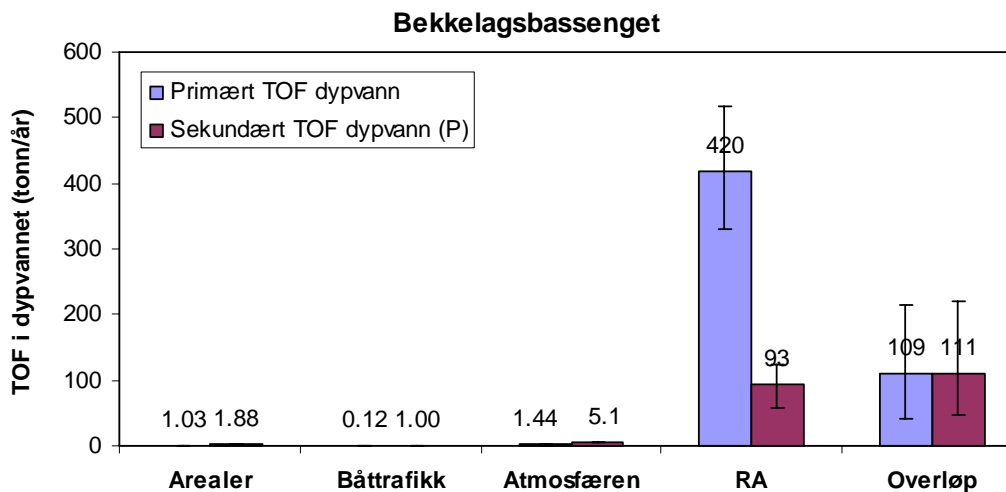
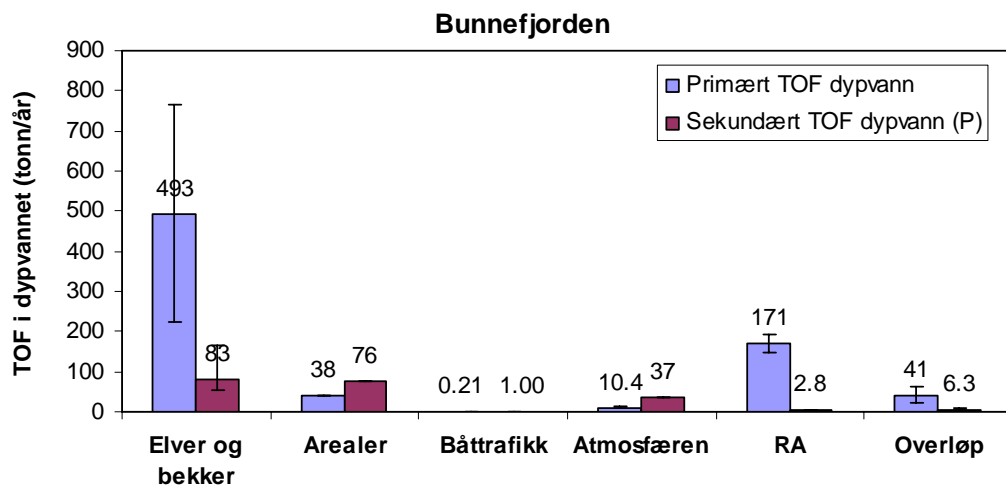
Figur 8.2. Fosfat (µg/l) i 0-8 meters dyp desember til februar 1973-2009 (klorofyll-a <0.6 etter 1982).

Forslag til videre arbeide.

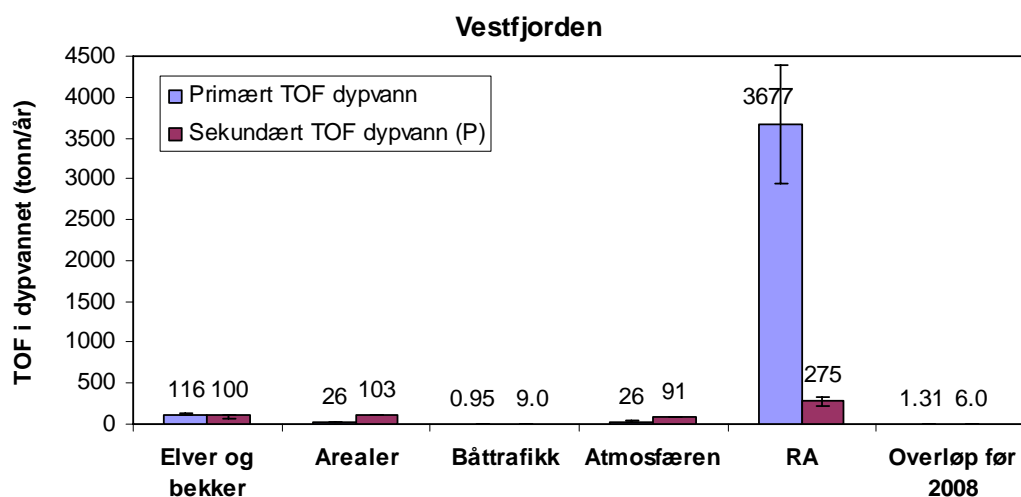
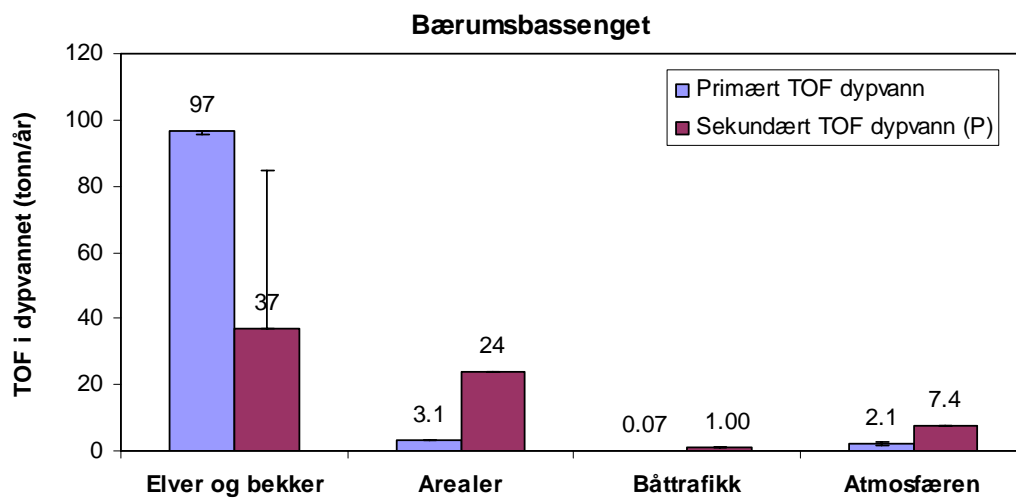
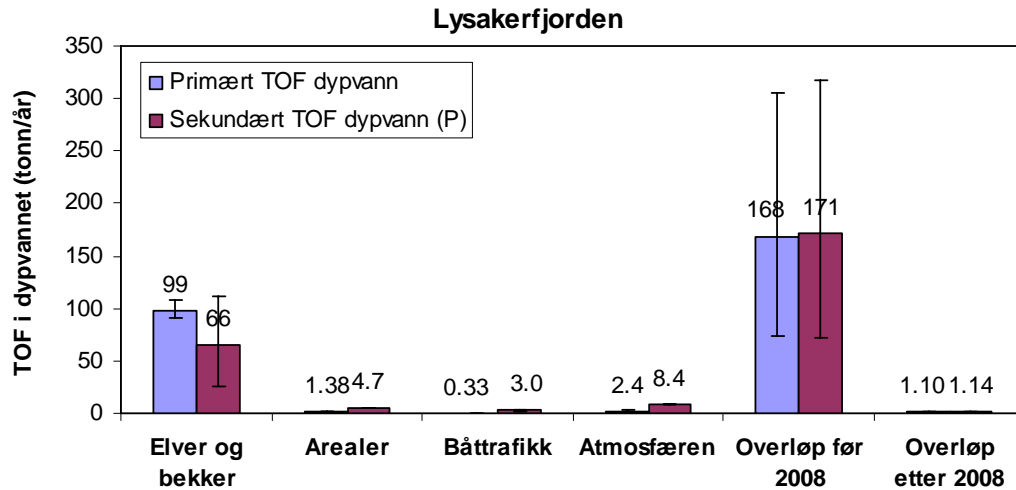
NIVA utarbeider et enkelt program for undersøkning av vekstbegrensende nærings salt gjennom et år. Som grunnlag for en slik undersøkelse gjøres en innledende vurdering av hvordan de bør legges opp for å kunne bidra til en kvalitetssikring og forbedring av modellbeskrivelsen.

VEDLEGG 9

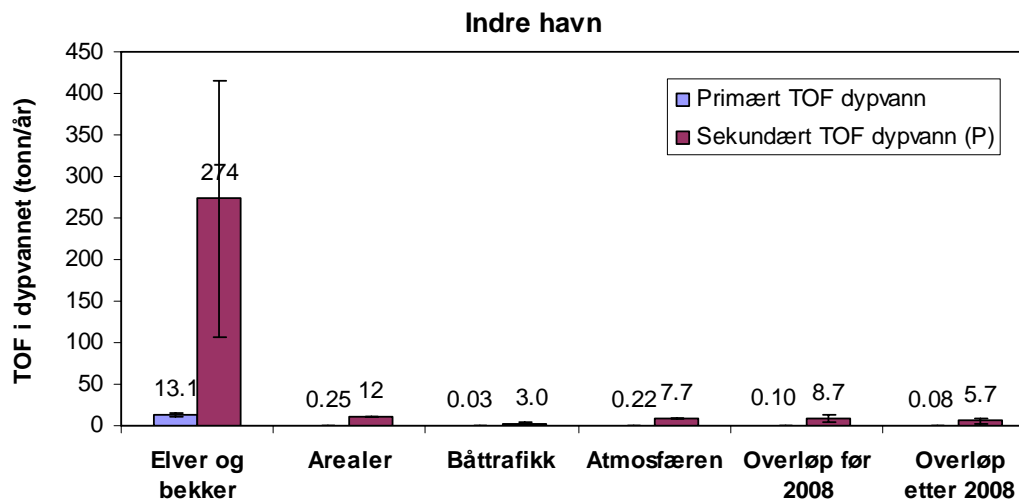
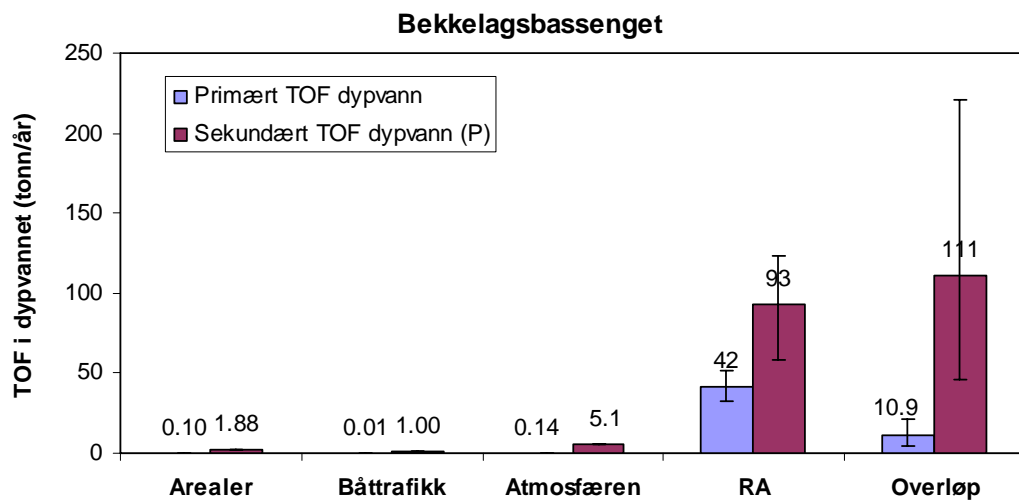
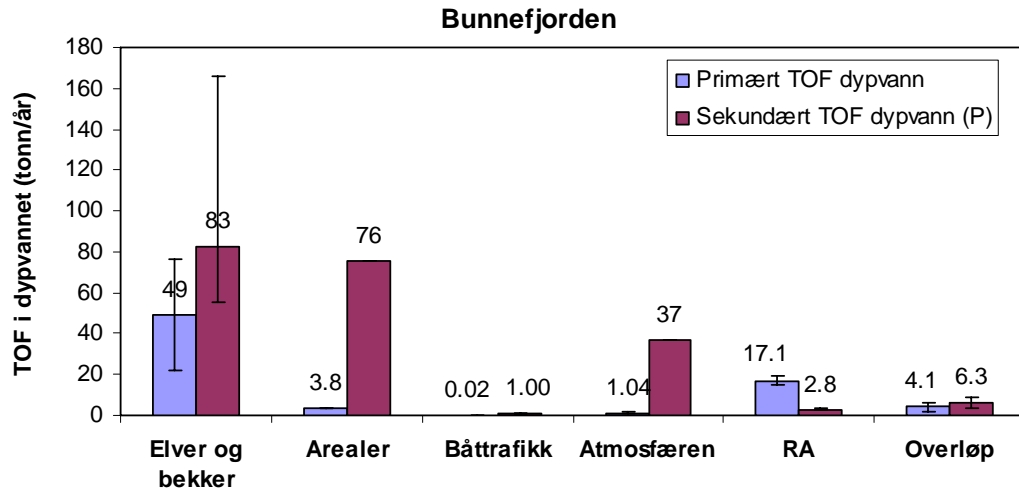
Tilførsler av TOF til dypvannet



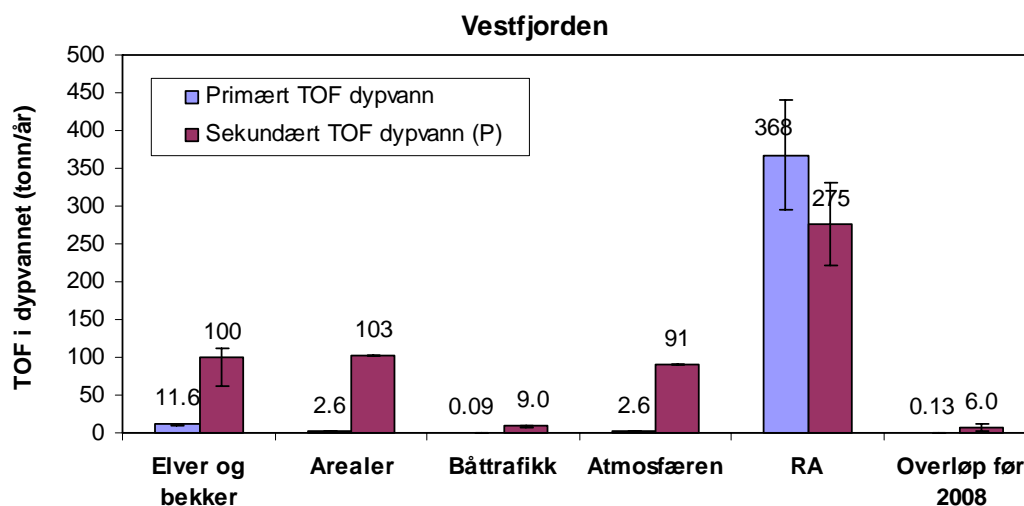
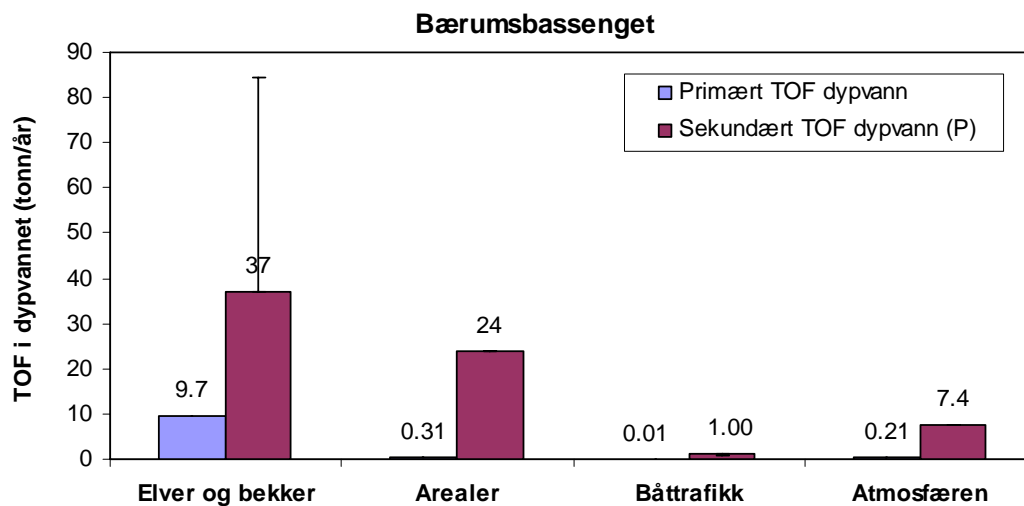
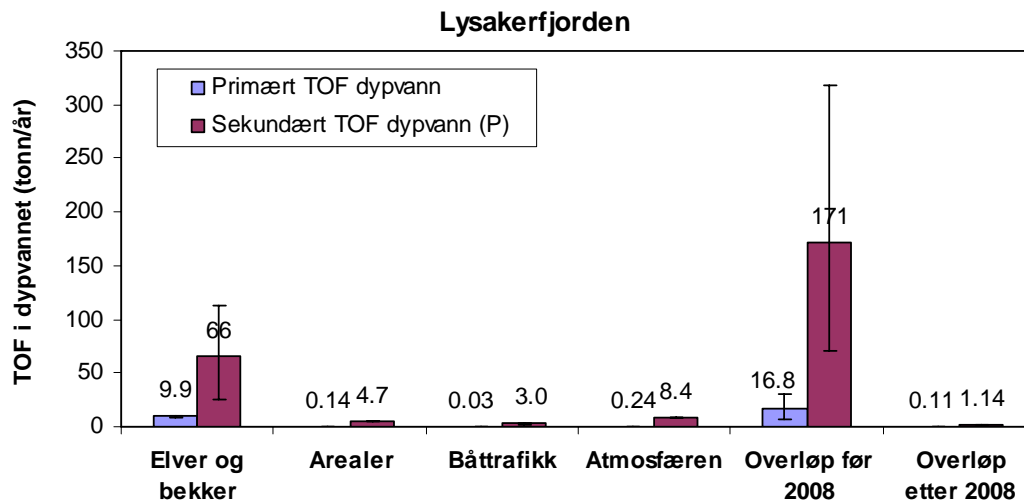
Figur 9.1. Estimert bidrag fra ulike kilder til årlig oksygenforbruk (TOF) i dypvannet **under 20 m** i Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget og Indre havn. Det er skilt mellom primært TOF (organisk stoff og ammonium) og sekundært TOF (nedbrytning av alger). Usikkerheten angir forventet maks og min.



Figur 9.2. Estimert bidrag fra ulike kilder til årlig oksygenforbruk (TOF) i dypvannet **under 20 m** i Lysakerfjorden, Bærumsbassenget og Vestfjorden. Det er skilt mellom primært TOF (organisk stoff og ammonium) og sekundært TOF (nedbrytning av alger). Usikkerheten angir forventet maks og min.



Figur 9.3. Estimert bidrag fra ulike kilder til årlig oksygenforbruk (TOF) i dypvannet **under 50 m** i Bunnefjorden, Bekkelagsbassenget og Indre havn. Det er skilt mellom primært TOF (organisk stoff og ammonium) og sekundært TOF (nedbrytning av alger). Usikkerheten angir forventet maks og min.



Figur 9.4. Estimert bidrag fra ulike kilder til årlig oksygenforbruk (TOF) i dypvannet *under 50 m* i Lysakerfjorden, Bærumsbassenget og Vestfjorden. Det er skilt mellom primært TOF (organisk stoff og ammonium) og sekundært TOF (nedbrytning av alger). Usikkerheten angir forventet maks og min.

VEDLEGG 10

Klimaeffekter og utfordringer for VA-sektoren
og fjorden

10-1 Overvann og overløp

10-1.1 Forventede klimaendringer i Osloregionen

Det foreligger en rapport fra CIENs som tar for seg antatte klimaendringer i Oslofjordområdet i de neste 100 årene (CIENS, 2007: Tilpasninger til klimaendringer i Osloregionen). Hovedkonklusjonene fra rapporten var:

Temperatur. For Osloregionen er det anslått en midlere økning i årlig middeltemperatur på omtrent 3 °C i løpet av inneværende århundre. Det er ventet at temperaturen vil øke mest om vinteren og høsten, henholdsvis om lag 3 °C og 3,5 °C. Sommertemperaturen er ventet å øke med 2,5-3 °C. Det fører til at det som i dag er varme somre vil oppleves som kjølige om ca 100 år.

Nedbør. Årsnedbøren i Osloregionen ventes å øke noe og kraftige regnskyll vil skje hyppigere. Høstnedbøren antas å øke med omtrent 20 prosent, mens sommernedbøren anslås å synke med om lag 15 prosent. Dagens maksimale døggnedbør, basert på perioden 1961-1990, forventes å forekomme 1,5-2,5 ganger så ofte om 100 år. Videre forventes maksimalnedbør med 100 års gjentaksintervall å kunne øke med mellom 15 og 30 prosent. Klimamodellene gir usikre anslag for lokal nedbør, men beregningene tyder på at nedbøren kan øke med 10-20 prosent i de fire nedbørsfeltene som er undersøkt av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).

Flom. Det forventes flere flommer i regionen, men små endringer for største årlige flom. Flombildet gjennom året vil endres: det vil bli betydelig økning av flomepisoder vinter og høst, reduserte vårflommer og noe mindre flom om sommeren. Økningen om vinteren skyldes økt nedbør og mer mildvær med regn i lavlandet, mens reduksjonen om våren skyldes forskyvning av tidspunktet for vårflom inn i vinteren. Økt flom om høsten skyldes økt nedbør. Risikoen for lokale regnflommer vil øke.

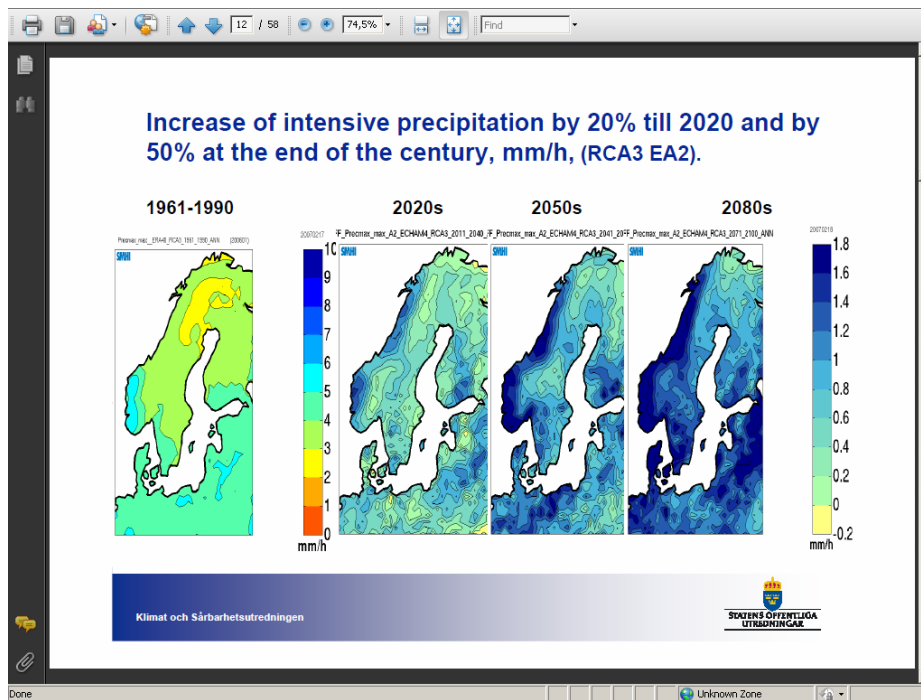
Skred (jord-, leir- og steinskred). Faren for skred ventes å øke. Mange av de største flommene i regionens elvesystemer er forårsaket av kraftige regnbyger i august - september. Slike flommer utløser ofte jordskred, og det er sannsynlig at det vil bli flere slike hendelser i et varmere klima. Faren for jordskred i Hallingdal og Numedal vil øke. I tillegg vil mer nedbør øke risikoen for leirskred i en rekke områder under marin grense. Flere områder langs Lierelva og på Romerike er spesielt utsatt for leirskred.

Vind. Klimamodellene viser at vindforholdene ikke vil endre seg i særlig grad, men vindforhold har vist seg svært vanskelig å beregne.

10-1.2 Forventet intensitet på korttidsnedbør og havnivåstigning

Når det gjelder økning i regnintensiteter, som normalt brukes i tettsteder, er det gjort lite forskning i Norge foreløpig på virkninger fra klimaendringer. Det er derfor i Leveranse nr 4, i dette vedlegg, referert hva forskere og fagmyndigheter sier om dette i en del andre land.

Det siste på denne fronten er Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, MSB, i Sverige som har utarbeidet en nasjonal rapport om klimaendringer i Sverige. Man regner der med at innen år 2020 vil intensiteten i sterke regn øke 20 % og innen år 2100 med 50 %. Se **Figur 10.1**.



Figur 10.1. Prognose for økning i nedbørintensiteter. (Myndigheten för samhällsskydd och beredskap)

Når havet stiger minker kapasiteten til enkelte av avløpssystemene i kystområdene og fører til økede overløpsutslipp og til oftere og større oppstuvninger i avløpssystemene. **Tabell 10.1** viser økning i havnivåer for år 2050 og 2100.

Landheving (cm) angir hvor mye landet hever seg og **relativ havstigning** (cm) hvor mye havet forventes å stige relativt land for de to tidsperiodene. **100-års returnivå** (cm) betegner at en stormflo av oppgitt størrelse i gjennomsnitt vil inntreffe én gang i løpet av 100 år. 100-års returnivå er gitt relativt NN1954, som angir null-koten på landkart.

Usikkerhetene for relativ havstigning er på -8 til $+14$ cm i år 2050 og -20 til $+35$ cm i år 2100. Dette betyr at relativ havstigning for f.eks Drammen i år 2100 (relativt år 2000) ligger mellom 25 og 80 cm, med mest sannsynlig havstigning på 45 cm.

Usikkerheten for 100 års returnivå er ikke tallfestet. Ved de faste vannstands målerne regnes denne usikkerheten for å være mindre enn usikkerheten i havstigningsverdiene.

Tabell 10.1. Estimert havstigning i år 2050 og 2100 (relativt år 2000) (Meteorologisk institutt).

Fremtidig havnivåstigning i norske kystkommuner								
Kommunennummer	Kommune	Målepunkt	År 2050 relativt år 2000			År 2100 relativt år 2000		
			Landheving (cm)	Havstigning (cm)	100-års returnivå * (relativt NN1954)	Landheving (cm)	Havstigning (cm)	100-års returnivå * (relativt NN1954)
			Usikkerhet: -8 til +14 cm			Usikkerhet: -20 til +35 cm		
Vestfold								
0709	Larvik	Larvik	16	15	182	32	58	230
0706	Sandefjord	Sandefjord	17	14	181	34	56	228
0723	Tjøme	Verdens Ende	17	14	171	34	57	219
0720	Stokke	Melsomvik	18	13	170	36	54	216
0722	Nøtterøy	Årøysund	18	13	170	37	53	216
0704	Tønsberg	Tønsberg	18	13	170	36	54	216
0701	Horten	Horten	19	12	169	39	52	214
0716	Re	Mulodden	20	11	168	40	50	212
0702	Holmestrand	Holmestrand	20	11	168	40	50	212
0713	Sande	Selvik	21	10	167	42	48	211
0711	Svelvik	Svelvik	21	10	167	42	48	211
Buskerud								
0602	Drammen	Drammen (Tangen)	22	9	MD	45	45	MD
0626	Lier	Linnestranda	22	9	MD	45	45	MD
0627	Røyken	Nærnes	22	9	181	45	45	222
0628	Hurum	Tofte	21	10	167	43	48	210
Oslo								
0301	Oslo	Oslo	25	7	197	49	41	236
Akershus								
0220	Asker	Konglungen	23	8	186	47	44	227
0219	Bærum	Sandvika	24	7	192	48	42	232
0216	Nesodden	Nesoddtangen	24	7	191	48	42	231
0217	Oppegård	Svartskog	23	8	183	46	44	224
0215	Frogn	Drøbak	22	9	174	44	46	216
0214	Ås	Nesset	23	8	177	46	44	218
0211	Vestby	Son	20	11	170	39	51	214
Østfold								
0104	Moss	Moss	19	12	170	39	51	214
0136	Rygge	Rørvik	19	12	171	38	52	216
0135	Råde	Saltnes	19	12	171	38	52	217
0106	Fredrikstad	Fredrikstad	19	12	172	38	52	217
0105	Sarpsborg	Høysand	21	10	155	41	49	199
0111	Hvaler	Skjærholten	19	12	173	37	53	219
0101	Halden	Halden	21	10	156	42	48	199

10-2 Faktorer med betydning for belastningen av ledningsnett

Boks 10.1 under viser noen typiske utslipp fra avløpsnett. Ulike typer utslipp krever ulike beregningsmetoder og målemetoder for å kunne fastslå utslippsmengder per år.

Boks 10.1. Typiske utslipp fra ledningsnett

Utslippspunkt	Kilde
Regnvannsoverløp	Spillvann
	Forurensninger i overvann
	Utspylte slamavsetninger
Overvannsledninger	Forurensninger fra tette overflater for trafikk, boliger, næring etc.
	Feilkoblinger fra spillvann til overvann
	Lekkasjer fra overforliggende spillvannsledning eller fra åpen spillvannsrenne i felles kum
Lekkasjer fra avløpsledninger til grunnen	Spillvannsledninger i separatsystemet eller fellesavløpsledninger
Nødoverløp på spillvannsnett	Pumpestasjoner for spillvann eller fra andre problempunkter i spillvannsnett

- Med et våtere klima i store deler av året og dermed et generelt noe høyere grunnvannsspeil er det naturlig å tenke at grunnvannsinntrengningen på ledningsnett via infiltrasjon vil kunne øke noe i regionen. Dette er imidlertid også avhengig av bl.a. rørtype, skjøtemetode, rørdimensjon, jordart og ikke minst ledningenes alder/beskaffenhet. Norsk Vann (2009) anbefaler å dimensjonere for en infiltrasjonsvannmengde på $\geq 0,2$ l/s per km for nye ledninger svarende til ca 100 l/p*d og et kvalifisert "gjennomsnitt" for alle ledningene på $\geq 0,4$ l/s per km ledning svarende til ca 200-300 l/p*d. I prosjektet er det satt som et langsiktig strategisk mål å komme ned på maksimum 0,2 l/s per km i spillvannsnett.
- Den nedbørsavhengige innlekkningen er definert som det vannet som ledes inn på det separate spillvannsnett pga feilkobling av sluk, taknedløp, drenering og overvann fra tette kummer. Denne innlekkingsmengden er det ikke mulig å beregne, men Norsk Vanns veileder antyder at den kan ligge i størrelsesorden 3-30 ganger spillvannsmengden under større regneepisoder. Uten tiltak vil den kunne øke vesentlig med økt nedbørsintensitet, men det er grunn til å tro at mye av denne innlekkningen vil kunne reduseres med LOD-tiltak og feilsøking på ledningsnett.
- Tilførselsmengden av overvann til ledningsnett vil være svært avhengig av hvordan overvannet håndteres. Tiltakene vi har foreslått i fht dette har i stor grad gått ut på å redusere/minimere den hydrauliske belastningen på ledningsnett, samtidig som man tar høyde for at det mest sannsynlig vil være nødvendig å behandle noe av overvannet. Denne behandlingen kan skje lokalt, og den vil da ikke legge beslag på kapasitet på renseanleggene, eller den kan skje på renseanleggene ved at overvannet ledes til avløpsnett. Regnvannsrenseanlegget på VEAS og kapasitetsutvidelsen av det kjemiske rensetrinnet på Bekkelaget RA har lagt opp til det siste.

Samtidig er det viktig at ledningsnett fornyes i en takt som gir mindre utslipp av forurensninger, men balansert opp mot andre behov og økonomi i kommunene.

Behovet for utskiftning/rehabilitering av avløpsledninger i Norge i % av total lengde er beregnet av Roar Finsrud (2002). Behovet for fornying er ikke direkte avhengig av aldring, men i større grad bestemt av dårlig rørmateriale og mangelfull utførelse. Likevel er det i det følgende antatt som grunnlag for å anslå fornyelsesbehovet fram til år 2020 følgende forutsetninger:

- 50 % av alle ledninger som i dag er eldre enn 100 år fornyes.
- Av ledninger lagt i perioden 1950 – 1970 fornyes 50 % når de blir eldre enn 50 år. (I nevnte periode ble det lagt ledninger med til dels dårlig kvalitet)
- Øvrige ledninger fornyes når de blir eldre enn 100 år.

Behovet for fornying av VA-nettet øker fra år til år. I år 2010 er behovet på 0,8 % per år i gjennomsnitt for Norge. I år 2014 har dette behovet steget til 0,9 % og i 2018 til 1 % per år. Et for dårlig avløpsnett medfører økte forurensningsutslipp og økte drifts- og vedlikeholdskostnader. Avløpsnett med dårlig funksjon påvirker miljøet med utslipp i mange år, dag ut og dag inn. Forurensningsutslippene øker bl.a. fordi:

- Utlekket vann fra drikkevannssystemet og grunnvannet lekker inn i avløpssystemet (fremmedvann/infiltrasjon).
 - Dette øker den hydrauliske belastningen på renseanleggene, noe som særlig betyr noe for sedimenteringsevnen i sedimenteringsbassengene. Dessuten tar fremmedvannet med seg forurensninger ut gjennom anlegget via øket gjennomstrømning. Dersom man ble kvitt alt fremmedvannet ville utslippet av f.eks fosfor fra renseanleggene i gjennomsnitt gå ned med ca. 30 - 40 % i forhold til i dagens situasjon.
 - Minker tilgjengelig kapasitet i transportsystemet slik at overløp trer oftere i kraft og overløpsutslippene øker. Det samme gjelder for nødoverløp i pumpestasjoner o.l. som får dårligere overskuddskapasitet p.g.a. innlekkasjene.
- Lekkasjene av avløpsvann ut av avløpssystemet øker via sprekker og dårlige rørskjøter. (En øket vannstand i avløpsrørene p.g.a. mer fremmedvann øker utlekkasjene. Dohmann et al. (1994) har målt utlekkasjene i et 300 mm rør med en 2 mm sprekke i røret. Utlekkasjene økte fra 0,18 liter/meter og time ved en vannstand på 225 mm over bunnen, til 0,37 liter/meter og time ved en vannstand på 280 mm over bunnen av røret.)
- Dårlig selvrensning p.g.a. svanker og lavt fall medfører avsetninger av slam i rørene som kan føre til kloakkstopp og store utskylninger i regnvær. Dette kan renne ut via regnvannsoverløp i fellessystemer eller nødutløp i spillvannsledningsnett i regnværperioder.

I et dårlig avløpsnett er det hyppigere brudd og skader. Ofte antas det en dobling av hyppigheten i forhold til i et godt nett. Ved slike skader kan også avløpsvann renne ut av nødoverløp eller regnvannsoverløp, eller fra spillvannsledningen og ned i overvannsledningene hvis det er åpne renner i kummene. Det øker også sannsynligheten for vannbårne sykdommer at ledningsgrøftene er fylt med kloakkvann. Ved undertrykk, brudd i drikkevannsledningen og reparasjoner øker smittefaren betydelig hvis kloakkvann er i området. På grunn av en betydelig fremmedvannsmengde må ledninger, pumpestasjoner og overløp dimensjoneres for en kapasitet langt over det som ellers var nødvendig.

For å fremskaffe konkrete tall for hva det betyr med manglende kontroll med innlekking av spillvann til overvannsledninger, har SFT utført et prosjekt hvor man utførte målinger i 51 avløpsnett for overvann. Hensikten var å finne hvor mye spillvann som lakk ned fra spillvannsledningene til overvannsledningene i tørrvær. Dette avløpet renner rett til vannforekomstene uten rensing.

Konklusjoner fra SFT TA-842:

- Forurensningstapet er gjennomgående lavt, men varierer betydelig fra nett til nett.
- Resultat fra 51 målestasjoner ga følgende tap:
 - Nett fra 1960-årene: 2,5 kg P/ km ledning og år
 - Nett fra 1970-årene: 0,5 kg P/km ledning og år
 - Nett fra 1980-årene: < 0,3 kg P/km ledning og år

Tabell 10.2 summerer opp i hvilken grad man kan forvente en økning eller reduksjon i de ovenfor nevnte faktorene som påvirker den samlede belastningen på ledningsnettet.

Tabell 10.2. Forventet økning (+) eller reduksjon (-) i forventet belastning på ledningsnett for sentrale klimatiske faktorer og befolkningsøkning. Svak-moderat-sterk økning/reduksjon: fra +/- til +++/---, ingen endring: 0.

Påvirkningsfaktor	Forventet utvikling	Kommentar
Spillvannsmengden	+++	Vil sannsynligvis være tilnærmet lineær med befolkningstilveksten
Lekkasjemengden <u>ut fra</u> ledningsnett	-	Forventet forbedring pga fornyelse av det dårligste nettet
Grunnvannsinntrengningen	-	Høyere grunnvannsstand virker negativt, mens fornying av ledningsnett virker positivt. Forventer samlet sett en forbedring.
Nedbørsavhengig innlekking	+/--	Forutsetter at forslag til overordnet strategi for overvannshåndteringen gjennomføres
Tilført overvann	+/--	Forutsetter at forslag til overordnet strategi for overvannshåndteringen gjennomføres
Utjevning av hydraulisk belastning	--	Midgardsormen vil dempe støtbelastninger både på BRA og VEAS

10-3 Klimaets betydning for avrenning til fjorden

I leveranse nr 4 omtalte vi de klimaendringene som vår regionen vil kunne forvente å møte nær midten og ved slutten av dette århundret. Tendensen er relativt klar; det blir en generell økning i totalnedbøren over året, men med en klar topp på høsten og vinteren. Med scenariene for svakest endring kan man forvente en noe redusert nedbør sommerstid, men ekstremnedbøren vil kunne øke både sommerstid og på høsten/vinteren. Det forventes også en generell temperaturøkning i regionen, som vil føre til en lengre vekstsesong og sannsynligvis økt vegetasjon.

Det er klart at økt nedbør, og økt temperatur, vil kunne føre til økt avrenning fra skog og mark, og ikke minst fra landbruket. Dette i tillegg til fra tette flater i byene.

Temperaturøkningen kan slå ut begge veier, da man også kan tenke seg større planteopptak av næringssalter ved økt temperatur, samtidig som kortere teleperiode på vinteren vil kunne gi økt avrenning. De beste estimatene vil man sannsynligvis få ved bruk av modellverktøyet TEOTIL, men dette har vi ikke hatt ressurser til å gjøre i dette prosjektet. Dette er gjort for Tovdalvassdraget (de Wit og Wright 2008, Wright m.fl. 2008), men resultatene derfra kan ikke uten videre overføres til vassdragene som munner ut i indre Oslofjord. Hessen m.fl. (2009) har forsøkt å se mer generelt på klimaendringenes effekter på avrenningen av nitrogen, fosfor, karbon og silikat fra uberørte områder. Dette kan gi oss noen indikasjoner på hvordan bakgrunnsavrenningen vil kunne påvirkes. Hovedfunnene er kort oppsummert i **Tabell 10.3**. Det fremgår at det er en positiv sammenheng mellom økt vegetasjon og avrenning av totalnitrogen (hovedsakelig den organisk bundne), fosfor og organisk karbon. Økt nitrogennedfall har stor betydning for avrenningen av nitrat, men ikke den organisk bundne. Temperaturen påvirker først og fremst avrenningen av nitrat, i mindre grad organisk stoff og ikke fosfor. I hvilken grad nitrogennedfallet vil øke er uklart.

Kort oppsummert vet vi for lite til å kunne gi noen kvantitative estimater for hvordan avrenningen av fosfor, nitrogen og organisk stoff vil påvirkes innenfor det tidsaspektet vi opererer med her (fram mot 2050). Dessuten vil sannsynligvis de viktigste endringene i avrenning skyldes de tiltakene som settes inn.

Tabell 10.3. Estimert sammenheng mellomendringer i utvalgte årsaksparametere og fluks av totalnitrogen, nitrat, fosfor og organisk karbon ved bakgrunnsavrenning. Basert på Hessen m.fl. (2009). +: positiv samvirkning, -: negativ samvirkning, 0: ingen samvirkning

Årsaksparameter	Total N	Nitrat	Fosfor	Karbon
Vegetasjon	++	--	++	+++
Myr	+	--	+	+
Terrenghelning	-	0	-	-
N-nedfall	++	+++	(-)	0
Volum avrenning	-	0	(-)	-
Temperatur	+	+++	-	+

Hovedutfordringen i forhold til arealavrenning er jordbruket, lekkasjer fra spredt bebyggelse og avrenning fra tette flater. Dette har vi estimater på per i dag, og i hvert fall for PURA-området foreligger det planer om å redusere disse i hht vannforskriftens krav til god økologisk status innen 2021.

Også økte overløp og lekkasjer fra ledningsnett kan forventes, hvis det ikke gjøres tiltak (se **Leveransedokument nr 6**). Vi har imidlertid lagt opp til at håndteringen av overvannet i regionen blir lagt over til en mer bærekraftig måte i årene framover, og vi har derfor ikke vurdert dette nærmere i denne sammenheng. **Men analyser av overløpsutslipp i utenlandske og norske byer har vist at klimaendringene kan føre til 50 – 100 % større utslipp i enkelte nett som har stor belastning allerede.** Ved siden av å bidra med næringsstoffer og organisk stoff til overflatelaget, representerer overløpsutslipp et hygienisk problem.

Om klimaendringene vil bidra til betydelige økte utslipp fra avløpsanlegg av miljøgifter, er ennå uklart.

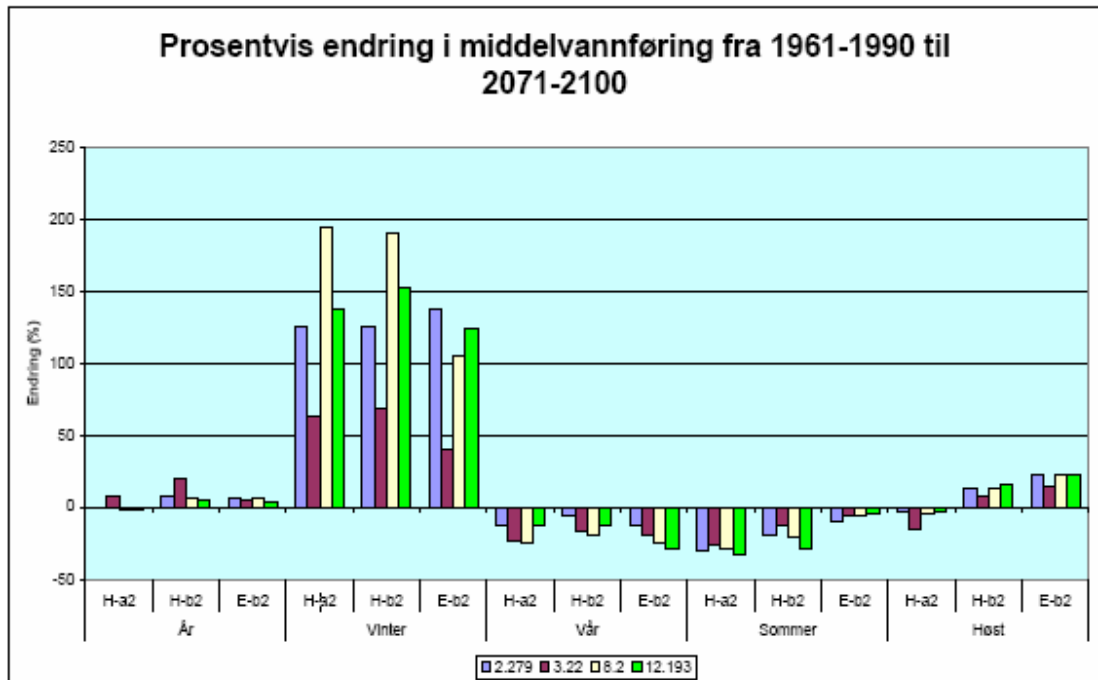
10-4 Klimaets betydning for utskiftning av dypvannet i indre Oslofjord

Dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord er i hovedsak avhengig av to faktorer; den vertikale diffusjonen som reduserer egenvekten på dypvannet innenfor Drøbak (i hovedsak generert av tidevannet og derved ikke er avhengig av annet enn endringer i topografien (vannstandsendinger)), samt vindforholdene i Oslofjordområdet/indre Skagerrak i vinterhalvåret. Andre forhold med mer sekundær betydning er ferskvannstilførsel og temperatur.

Prognosene for lokale forandringer av vannføring (nedbør) er vist i **Figur 10.2**. To ulike globale modeller er brukt for å simulere randbetingelser til Oslofjordområdet: **Ha** fra Hadley senteret i England og **E** fra Max Planck Instituttet i Hamburg, som har en annen initialtilstand. Det er vist at de to modellene simulerer klimaet forskjellig mht trykk. I **Ha**-modellen ser vi overveiende mer vær fra øst eller sørøstlig kant, mens **E**-modellen overveiende simulerer et fremtidig klima mer i tråd med hva vi har erfart så langt, med

vær fra vest eller sørvest (Ciens, 2007). A2 og B2 står for ulike scenarier dvs. ulike mengder CO₂-økning i atmosfæren og kan betraktes som usikkerheter i fremtidig utvikling.

Indre Oslofjord har relativt lite lokal ferskvannstilførsel slik at en økning vinterstid i første rekke vil ha helt lokale effekter (nær elveutløp etc.). Kombinert med mildere vær vil det gi en økt transport av leire, humus og næringsalter. Imidlertid vil økt vannføring vinterstid i Drammenselva og Glomma kunne ha større betydning ved å øke brakkvannsmengden i området. Et tykt brakkvannslag i Beiangen og Drøbaksundet kan blokkere for en dypvannsfornyelse.



Figur 10.2. Forventet endring i middelavrenningen i fire felt i Osloregionen. 2.279 Kråkfoss i Leira, 3.22 Høgfoss i Mosselva, 8.2 Bjørnegårdsvingen i Sandvikselva og 12.193 Fiskum ved Eikeren i Drammensvassdraget. (Ciens 2007).

Mildere vintere sammenfaller ofte med høye verdier på den såkalte NAO-indeksen (North Atlantic Oscillation). NAO-indeksen beregnes som den relative forskjellen i lufttrykk mellom Portugal og Island. Den er et uttrykk for lavtrykksintensiteten i vinterhalvåret (desember-mars). **Figur 10.3** viser forskjellen mellom positiv og negativ indeks og **Figur 10.4** selve indeksen fra 1864-2009.

Med start i 1988 har det vært en rekke milde vintrer i Oslofjordområdet – Sør-Skandinavia og dette illustreres av NAO-indeksen i **Figur 10.4**. Samtidig økte temperaturene i de øvre vannmasser i Skagerrak, noe som er forklart med en økt innstrømning av varmere vann fra Atlanterhavet og økt lufttemperatur om vinteren; begge disse endringene kan knyttes til økt forekomst av vintre med positiv NAO-indeks (Sætre m.fl. 2003). Da det er vann fra Skagerrak som danner nytt dypvann i indre Oslofjord, er dette forklaringen på temperaturøkningen i Vestfjordens dypvann de siste 20 år (**Figur 10.5**). Mange nedbrytningsprosesser i likhet med stoffomsetningen hos dyr (fisk) er temperaturavhengige, slik at den høyere temperaturen i indre Oslofjords dypvann kan ha økt oksygenkonsumpsjonen i fjorden. Dette gjenstår å vise.

I Oslofjordområdet er vindene av monsun karakter, dvs. overveiende sørlige vinder om sommeren og nordlige om vintrene. Kalde vintre, dvs. negativ NAO-indeks vil gi større innslag av nordlige vinder, og styrken og varigheten av disse er avgjørende for størrelsen på dypvannsfornyelsen i fjorden (Gade, 1967). Varme vintre vil således gi dårligere dypvannsfornyelse. Fra 1990 til 2008 har det vært tre vintre med klart negativ NAO-indeks: 1996, 2001 og 2006. **Figur 10.6** viser at i alle de tre årene ble oksygenforholdene i Bunnefjorden forbedret ved større dypvannsfornyelser.

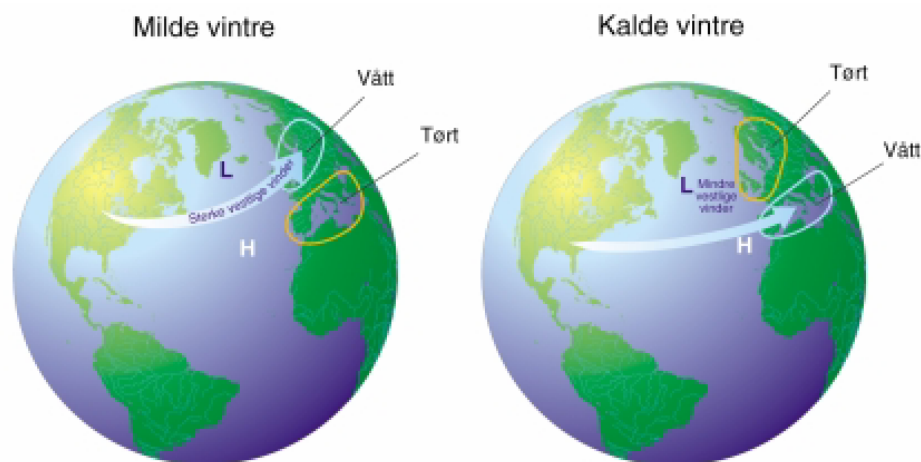
Analyser av vindforholdene i bl.a. Skagerrak (hindcastdata fra 1955-2005) viste:

Vindanalysen viser en økende grad av vinder fra sør-vest og økende frekvens av sterke vinder fra sør-vest (mer enn 6 m/s) om vinteren til alle de 4 undersøkte regioner av Sør-Norge (ytte Oslofjord, Sørlandet, Lista og Vestlandet). (Iden m.fl, 2007).

Således er det tegn på at en klimaforandring kan gi dårligere forutsetninger for dypvannsfornyelse og derved mindre oksygentilførsler til dypvannet i indre Oslofjord. Hvis dypvannstemperaturen også blir høyere øker oksygenreduksjonen i vannet. Mildere vintre øker også nedbør og avrenning fra land, noe som i sin tur gir en økt tilførsel av humus, organisk stoff og næringssalter (spesielt nitrogen fra jordbruk).

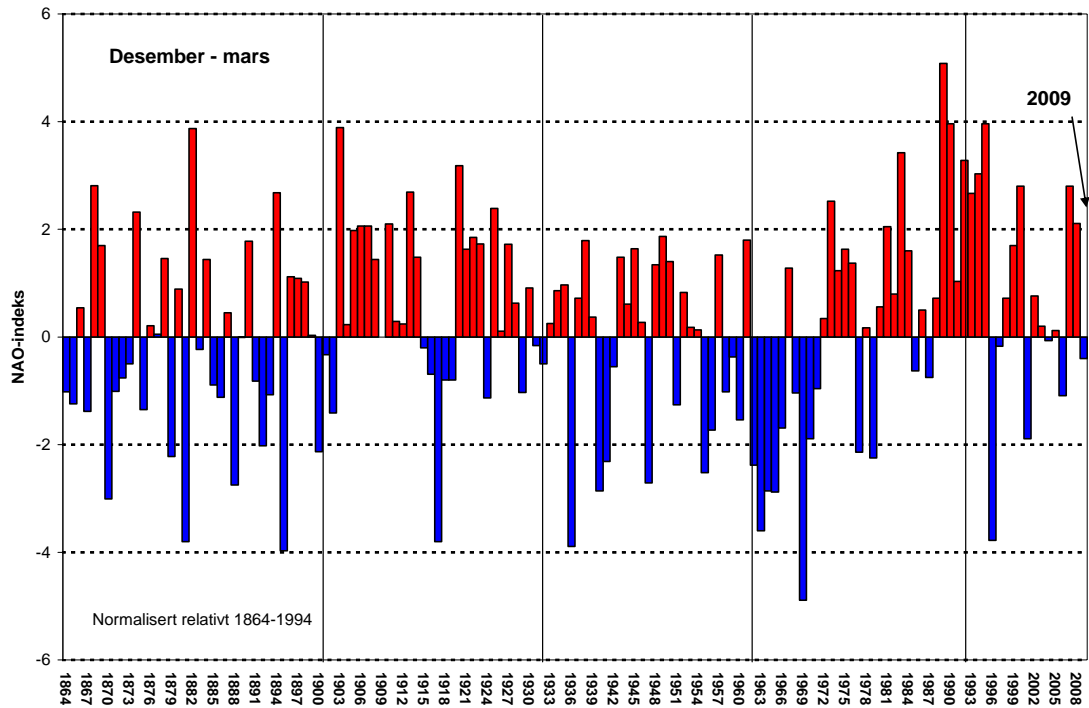
Hvor stor den endelige effekt på Oslofjorden vil bli er ikke kjent. Bruk av modeller er her en nødvendighet for å kunne estimere den samlede effekten. Dette er tidligere gjort for Egersund-området ved å koble NIVAs fjordmodell med ulike tilførselsmodeller og fremtidige scenarier (ca 100 år) fra meteorologisk institutt (Kaste et.al., 2006).

Fra Gullmarfjorden ved Lysekil i Sverige foreligger en analyse av klimaeffekter på oksygenforholdene i dypvannet. Gullmaren er en terskelfjord og har i dag ikke noen lokale utslipp av betydning. Erlandsson et.al., (2006) angir at fysiske faktorer kunne forklare ca. 40 % av observert avtagende oksygenminimum siden 1950 og at klimavariasjoner var en viktig del av forklaringen (NAO m.m). Effekten var i hovedsak et spørsmål om tidspunktet for dypvannsfornyelser. Oksygenkonsumpsjonen i dypvannet hadde økt med 50 % siden 1950 og denne biotiske effekten forklarer ca. 60 % av den avtagende minimumskonsentrasjonen av oksygen. Den mest sannsynlige forklaringen på dette er en økt produksjon av karbon (planteplankton) i Skagerrak som importeres til Gullmaren.

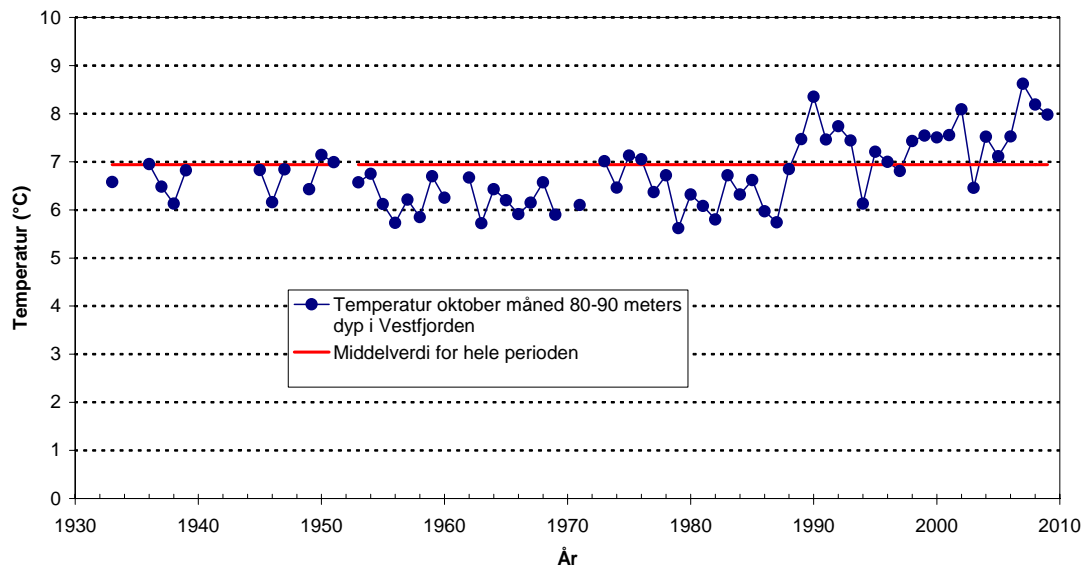


Figur 10.3. Den nordatlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen, er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket ved Potugl/Azorene og Island. Når indeksen er positiv, med høytrykk ved Portugal, føres mild og fuktig luft inn over Sør-Norge

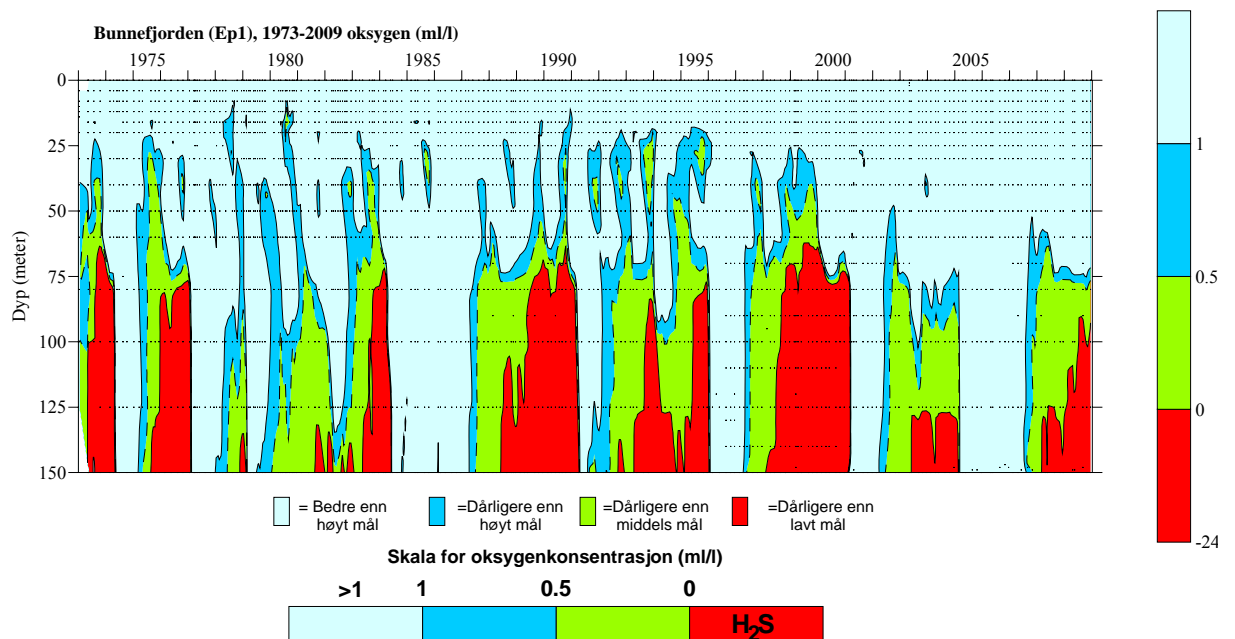
(venstre figur), når den blir negativ føres kald og tørr luft inn over Norge (høyre figur).
 (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu> NAO av Martin Visbeck, Colombia University).



Figur 10.4. NAO-indeks (desember-mars) 1864-2009. Indeksen beskriver i store trekk vær-situasjonen i Sør-Norge vinterstid. Positive verdier sammenfaller ofte med milde vintre, høyere frekvens av sørlige vinder og noe mer nedbør. Negative verdier henger sammen med kaldere vintre og større frekvens av nordlige vinder og mindre nedbør. Indeksen er et mål på lavtrykksaktiviteten sør for Island. Høy aktivitet gir en strøm av lavtrykk mot Sør-Skandinavia. Selve indeksen beregnes ut fra normalisert differanse i lufttrykket mellom Portugal og Island. (Data fra Hurrell, 1995 og oppdateringer).



Figur 10.5. Temperaturen i Vestfjorden (Dk1) 80-90 meters dyp 1933-2009.



Figur 10.6. Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden (Ep1). Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert. Figuren viser at indre Oslofjord fikk så stor dypvannsfornyelse i 1996, 2001 og 2006 at Bunnefjorden fikk bra oksygenforhold.

10-5 Forslag til videre arbeide

Prognoser for klimaforandringer på lokalt nivå justeres stadig. Usikkerheten i ulike scenarier er stor. For å kunne avgjøre hvor stor betydning de vil ha må fjordmodellen kjøres med ulike antakelser om fremtidig utvikling. Dette er et større arbeid som krever samarbeid mellom meteorologer, limnologer og marine forskere (se for eksempel Kaste m.fl. 2006 som eksempel på tverrfaglig samarbeid).

En studie av klimaeffekter på indre Oslofjord må ha et tidsperspektiv på flere år og vil således ikke kunne gjennomføres i løpet av 2010.

VEDLEGG 11

Tiltak

11-1 Tiltakenes målsetning

I de foregående kapitlene har vi identifisert utfordringene VA-sektoren i regionen vil stå ovenfor knyttet til forespeilet befolkningsvekst fram mot 2050 (**Kapittel 4-2 i Vedlegg 4**) og antatte klimaeffekter (**Vedlegg 10**) når den skal tilfredsstille kravene til vannmiljøet i fjorden (**Vedlegg 1**). I **Tabell 11.1** har vi oppsummert dette. I det videre vil vi se på hvilke tiltak som det sannsynligvis vil være mest hensiktsmessig å gjøre for å møte disse utfordringene og for å klare de fastsatte målene innen angitt tid.

11-2 Tiltak rettet mot overvann og avløpsnett

11-2.1 Overordnet strategi for overvann og avløpsnett

Lokale systemanalyser av avløpsnettene i den enkelte kommune er avgjørende for valg av tiltak. Følgende generelle betraktninger kan likevel gjøres:

- Økt separering av overvann og spillvann er av overordnet betydning og kan oppnås ved å minke tilførslene til fellesavløpssystemet. Separering av fellesavløp bør også vurderes når det er hensiktsmessig.
- For all fortetting av eksisterende områder og nyutbygninger bør overvannet ikke ledes direkte til avløpsnett, men infiltreres til grunnen om mulig. Det som ikke kan infiltreres bør forsinkes eller fordrøyes på overflatene eller i lokale fordrøyningsvolumer, før tilførsel til avløpsnett.
- Det bør planlegges og forberedes for åpne og trygge flomveier for opp til et 100-års regn, for den overvannsføringen som overstiger avløpsnettets kapasitet.
- Det overvannet fra tak som i dag er koblet rett til fellesavløpssystemet bør kobles bort og ledes ut på marken, hvis dette kan gjøres uten for store ulemper og kostnader.
- NORSK VANNs forslag for dimensjonerende gjentakintervall for tillatt oversvømmelse og for dimensjonering av kapasiteten til anleggene, bør følges. (Anleggene bør klare påkjenningen fra det nye klimaregimet og den fremtidige befolkningsstrukturen i hele den perioden de er ment å være i tjeneste).
- Ved planlegging og dimensjonering av anlegg for håndtering av overvann og annet avløpsvann, bør anbefalte prognoser for økning i nedbørintensiteter og havstigning brukes, samt prognosene for befolkningsutvikling og dennes bosetning. Prognosene bør representere situasjonen på slutten av den perioden anleggene er ment å være i tjeneste.
- For å minimalisere utilsiktede utslipp fra større og utsatte overløp og avløpspumpestasjoner, bør det være elektronisk overvåking eller hyppig tilsyn. Sentrale overløpsutslipp av stor betydning for resipienten bør ha måleutstyr slik at utslippene kan måles. Alternativt kan slike utslipp beregnes med kalibrerte modeller.
- Ved hjelp av lokale beregninger av de aktuelle avløpsnettene i den enkelte kommune, bør man finne de mest kost-effektive tiltak som kan minimere overløpsutslipp, minke fremmedvannmengden i avløpsnett og øke

tilføringsgraden til avløpsreanseanleggene. Det bør settes opp tiltaksplaner for hvilke tiltak som kommunen mener bør gjennomføres ut fra en helhetlig bedømming.

Tabell 11.1. Oppsummering av status, utfordringer og sentrale kilder å rette tiltak mot for å nå gitte målsetninger med angitt frist.

Målsetninger	Tidsfrist	Status	Utfordringer	Viktigste kilder
Vannkvalitet som innbyr til rekreasjonsaktiviteter	Fortløpende	Tidligere tiltak gitt god effekt, men kraftige nedbørsepisoder trigger hygieniske problemer og tidvis også hurtige algeoppblomstringer. Giftige blågrønnalgeoppblomstringer i Årungen har spredt seg til Bunnebotn.	Økt frekvens av kraftige nedbørsepisoder vil gi økte overløpsutslipp og økt frekvens av dager med utilfredsstillende vannkvalitet for rekreasjon med mindre det settes inn tiltak mot overløp. Denne typen hendelser kan også gi raske algeoppblomstringer. Økt utvasking av næringssalter til Årungen kan trigge ytterligere blågrønnalgeoppblomstringer med fare for spredning til Bunnebotn.	Lysakeroverløpet: 1,1-6,6 mill. m ³ /år BRA o/rist: 0,8-4,3 mill m ³ /år
God økologisk status i alle fjordens bassenger, inkludert dypvannet	Innen 2021 (Bunnefjorden 2015?)	Tilførslene overstiger det tentative utslippsmålet for TOF _{>20m dyp} med 800 tonn O ₂ /år (ca. 10 %).	Overskridelsene er estimert å kunne øke til ca. 1700-2000 tonn O ₂ /år i 2020, ca. 2300-2900 tonn O ₂ /år i 2030 og anslagsvis 3400 tonn O ₂ /år i 2050	Andel TOF _{>20 m dyp} : <ul style="list-style-type: none"> • VEAS 53 % • BRA 7 % • Lysakeroverløpet 4,7 % • BRA o/rist 3,0 % • Gjersjøelva 4,5 % • Loelva 4,1 % • Åroselva 1,9 • Årungelva 1,9 % • Sandvikselva: 1,8 %

11-2.2 Valg av dimensjonerende gjentakintervall for regn med tanke på oversvømmelser

Ideelt sett bør man selv analysere hvilket gjentakintervall for dimensjonerende regn som er optimalt i det aktuelle området i egen kommune, ut fra samfunnsøkonomi, ulemper og fordeler ved ulike tiltak. I praksis er det imidlertid vanlig å benytte tabellen for gjentakintervall som NORSK VANN har i sin overvannsveileder, rapport nr. 162.

Ved betraktninger om valg av dimensjonerende gjentakintervall kan det være nyttig å bruke risikobegrepet:

$$\text{Risiko} = \text{sannsynlighet} \times \text{konsekvens}$$

Risikoberegningene kan med fordel utnytte risikomatriser som vist i **Figur 11.1**. Man finner viktige objekter eller arealer i det aktuelle området og beregner sannsynlighet for skade (gjentakintervall for oversvømmelse) og konsekvensen av denne skaden. Dette kan plottes i en risikomatrise og risikopunktet eller risikoarealet kan plottes inn i et kart. For eksempel kan røde sirkler i kartet ha høy risiko og grønne sirkler lav risiko, o.s.v. Man kan ut fra antallet av ulike typer av sirkler og plasseringen i grupper, i bybildet og i topografien, se hvor risikoen er uakseptabel høy og hvor tiltakene særlig bør settes inn.

Klassifisering af farer		Konsekvenser					
		Ingen / negligerbar	Ubetydelig	Marginal	Alvorlig	Kritisk	Katastrofal
Frekvensklasser antal per år		0	1	2	3	4	5
10 - 100	7	7	8	9	10	11	12
1 - 10	6	6	7	8	9	10	11
0,1 - 1	5	5	6	7	8	9	10
0,01 - 0,1	4	4	5	6	7	8	9
0,001 - 0,01	3	3	4	5	6	7	8
0,0001 - 0,001	2	2	3	4	5	6	7
0,00001 - 0,0001	1	1	2	3	4	5	6

større end 7	Ikke tolerabel
6 eller 7	Uønsket
5	Tolerabel
mindre end 5	Negligerbar

Figur 11.1. Risikomatrise som viser ulike objekters eller arealers risikogruppe (DANVA 2007).

Flomfrekvensanalyse

Dimensjonering av avløpssystemene kan også med fordel gjøres med en flomfrekvensanalyse. (Aquarosim 2008). Man beregner da gjentakintervall for en flomhendelse ut fra en lang historisk serie med vannføringsdata. I praksis må disse vannføringsdataene være beregnede data basert på lange tidsserier med nedbørmålinger. Dette leses inn i

datamodeller som f.eks. MOUSE (Mike Urban). Bærum kommune har brukt denne metoden for å finne dimensjonerende avrenninger for ulike gjentakintervall fra 5 år og oppover til meget sjeldne gjentakintervall. Det er laget dimensjoneringsstabeller, basert på flomfrekvensanalyser i MOUSE, hvor man går inn med bl.a. konsentrasjonstid for det aktuelle feltet, andel tette flater tilknyttet nettet og et valgt gjentakintervall for flomhendelsen.

11-2.3 Felles dimensjoneringsgrunnlag og tiltaksstrategi m.h.t. klimaendringer

Hvilke nedbørsintensiteter for korttidsnedbør blir det?

Det siste på denne fronten er Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, MSB, i Sverige som har utarbeidet en nasjonal rapport om klimaendringer i Sverige. Man regner der med at innen år 2020 vil intensiteten i sterke regn øke 20 % og innen år 2100 med 50 %. Se **Figur 10.1** i **Vedlegg 10**.

Tidsserie med stor tidsoppløsning 2071 – 2100

Regn fra regnintensitetskurver kan brukes til å analysere oversvømmelser som følge av enkeltregn. Dersom man vil beregne hvor store overløpsutslipp man får, for eksempel over sommermånedene eller et helt år, trenger man en kontinuerlig tidsserie.

Nilsen (2009) er den første i Norge som har utviklet en regntidsserie med høy tidsoppløsning for et fremtidig klima. Den er en prognose på nedbøren på Blindern i årene 2071 – 2100. Dette er kontinuerlige regndata med 1 minuttts oppløsning over disse 30 årene. Utgangspunktet var en måleserie på Blindern fra 1968 til 2007, som Meteorologisk institutt har fremskrevet til en tidsserie for 2071 - 2100. Denne tidsserien hadde imidlertid en grov tidsoppløsning på en time.

Nilsen brukte den såkalte ”delta change factor”-metoden (DCF) for å utvikle regnserien. Metodikken passer imidlertid dårlig til å forutsi økninger i ekstreme enkeltregn, men for tidsserieanalyser er den mer passende. Nilsens tidsserie bygger på Klimapanelets scenario B2, som sannsynligvis er for forsiktig. DCF-teknikken midler dessuten ut korttidsnedbørens minuttverdier til middelet for timeverdiene, noe som også gir for lave minuttintensiteter.

11-2.4 Samordning av VA-normer, sanitærreglement, lokale forskrifter, avløpsplaner, beredskapsplaner, PBL- tiltak, etc.

Det foreslås at kommunene vurderer om man bør samordne sine styrende dokumenter for avløpsanlegg og planer og prosedyrer som påvirker disse. Det vil i første rekke si:

- De kommunale VA-normene og sanitærreglementene.
- Eventuelle lokale forskrifter med hjemmel i bl.a. Forurensningsloven.
- Avløpsplaner som har innvirkning på Oslofjorden og dermed ”Scenario 2010” og kommunale beredskapsplaner med tanke på handlinger før, under og etter en flom i et lokalt vassdrag eller i avløpssystemene.
- Bestemmelser i Plan- og bygningsloven (PBL) som har betydning for mulighetene til å håndtere overvann i åpne og lokale løsninger (LOD).

Kommunene bør i sine planer se alle mulige tiltak mot klimaendringer i et samlet og helhetlig perspektiv. **Tabell 11.2** viser en systematisering av tiltak på ulike nivåer og sektorer.

På øverste nivå i kommuneplanen bør det fastsettes generelle krav til hvordan overvannet skal håndteres i kommunen. Her kan fastsettes prinsipper som:

- Nedbørfeltvis planlegging omfattende både overvannshåndtering og flom i elver/bekker
- Åpne løsninger som hovedprinsipp framfor lukkede systemer
- Prinsipper for ny utbygging med en 3-ledds løsning; d.v.s. primært infiltrasjon av mest mulig overvann fra moderate regn, sekundært fordrøyning og forsinking av det overskytende overvannet fra større regn og tertiært flomveier for de store avrenningene.

I reguleringsplan/ bebyggelsesplan kan det fastsettes konkrete krav for det enkelte området, forankret i arealbruk, bestemmelser og retningslinjer i kommuneplanens arealdel, kommunedel-planer, pbl §§25, 26, 28-2, 68, Vannressursloven §7 og Forurensningsloven Kap. 4 §§ 21, 22.

Tabell 11.2. *Typer av offentlige og private tiltak.*

Offentlig/privat	Områder	Tiltak for reduksjon av flomrisiko og håndtering av overvann
Offentlig kommune ansvar	Administrasjon og planlegging	Inkludere klimaendringer i langtidsplanleggingen for relevante samfunnssektorer kommunen har ansvar for og i arealplaner. Bruke PBL aktivt på alle nivåer. Utføre tilleggsutredninger i risikoområder i byplanleggingen og beredskapsplanleggingen med tanke på sterke regn.
	Utredninger, informasjon og kommunikasjon	Kartlegge oversvømmelsesrisiko og lokale effekter p.g.a. sterke regn. Utrede behov for sanering av regnvannsavløp og lokal overvannshåndtering. Utvikle systemer for varsel for ekstreme fenomener. Informerer beboere og huseiere om risiko for flom der de bor. Kartlegge behov for tiltak.
	Tekniske tiltak og økonomiske tiltak	Gjennomføre tekniske tiltak for å forbedre håndteringen av flom og overflatevann. Vurdere å støtte private tiltak. Vurdere bruk av avgifter for å motvirke visse løsninger, eller frita for avgift for å fremme visse løsninger.
	Krav og reglement	Utrede behov for endringer i sanitærreglementet og VA- normen. Gi retningslinjer og krav for håndtering av overvann. Gi retningslinjer og krav på ulike nivåer i arealplanleggingen.
Privat ansvar		Tegne dekkende forsikringer. Bygge forsvarlig i soner med flomrisiko. Forbedre håndteringen av overvann, stikkledninger, kummer og dreneringer på egen tomt. Installere tilbakeslagsventiler. Heve elektriske kontakter, fjerne kostbart utstyr i kjellere.

Det kan stilles krav til både plassering og utforming av bygninger, konstruksjoner, anlegg og utearealer som tillates etablert i områder med en viss flomfrekvens (høy sokkel, oppfylling for å komme til sikrere høyde, forbud mot kjeller, bruksrestriksjoner, tilbakeslagsventil eller lignende).

For nye utbyggingsområder er det vesentlig at overvannshåndteringen inngår i hele planprosessen. Terrengutforming som forsinker avrenningen, kan være et like viktig tiltak som å pålegge bygging av fordrøyningsmagasiner og krav til permeable flater. Veger som samtidig skal fungere som flomveier, må planlegges også ut fra dette.

Større fellesanlegg kan f.eks. reguleres som spesialområder jfr pbl § 25 nr 6, og kan omfatte:

- Flomdempningsområder som fungerer som flomsletter og som til daglig for eksempel er idrettsanlegg, parkanlegg, rekreasjonsområder i byene, etc.
- Større sentrale anlegg som dammer, åpne lokale vannveier med våtmarker, infiltrasjons- og fordrøyningsmagasiner.
- Flomveier på overflaten når avløpsvannssystemet ikke lenger klarer å ta unna mer vann, utformet som planlagte senkninger i terrenget, eller der flommen gjør minst skade.

11-2.5 Noen aktuelle tiltak mot utslipp og flomskader

Et hovedprinsipp felles for alle kommuner bør være å lede minst mulig overvann til avløpsledningsnett. Dette kan gjøres ved følgende teknikker:

A. Minke overvannstilførsler til avløpsnett.

LOD-tiltak på overflatene (Infiltrere overvann til grunnen, forsinke og holde tilbake overvannet før det kommer til hovedledningsnett). Bruk av teknikkene beskrevet i NORSK VANNs overvannsveileder, rapport nr. 162. Tabell 2.9.1 i NORSK VANNs rapport viser en systematisert grov oversikt over noen prinsipper og tiltak.

Noen eksempler på tiltak av interesse og som ganske rimelig og enkelt kan etableres kan nevnes:

- Nye taknedløp bør ikke koples til ledningsnett.
- Eksisterende taknedløp frakoples ledningsnett og ledes fortrinnsvis ut på permeable flater.
- Bygging av regnbed i boligområder eller på offentlige arealer.
- Kantstein anlegges ikke langs kjørearealer, hvis dette kan unngås uten problemer.
- Grunne slake gressbevokste grøfter erstatter rennestein, hvis det er hensiktsmessig.
- Sluk kobles ikke direkte til ledningsnett hvis mulig, og antall sluk reduseres.

B. Planlegge åpne flomveier som trer i kraft når rørsystemet er fylt opp til kritisk oversvømmelsesnivå.

Dette kan skje på følgende måte:

- Analysere hva som skjer når rørsystemet ikke kan ta imot mer. (Bruk av kart, terreng-modeller, oppstuvningsberegninger etc.). Hvor går vannet? Se på en 100-års flom.

- Planlegge hvilke alternative flomveier som vil gi minst mulig skade ved billigst mulige tiltak.
- Bestemme hvilke gater og veier som skal fungere som åpne flomveier gjennom byen.
- Mulige tiltak:
Senke gatenivået på kortere strekninger, sette opp kantføringer som leder vannet riktig vei (for eksempel over offentlige åpne områder som parker, kirkegårder, rekreasjons- og idrettsarealer, etc.), erosjonssikre utsatte områder, tilbakeslagsventiler på ledninger til utsatte bygninger, gjøre utsatte bygninger mer flomsikre, etc.). Informere de berørte om situasjonen og hvordan de skal forholde seg

C. Optimal fornyelsestakt på VA-nettet

Dette påvirker innlekking av fremmedvann, utlekkasjer av spillvann, hydraulisk kapasitet, mm. Fornyng av den dårligste delen av avløpsnettet kan være et meget gunstig tiltak mot forurensningsutslipp, sett ut fra kost/nytte. Hvis fremmedvannmengden til avløpsrensaneanleggene kunne reduseres betydelig, vil også utslippene fra avløpsrensaneanleggene gå betydelig ned.

D. Separering av fellesavløpssystemet

Dette tiltaket er vanligvis et langsiktig og kostbart tiltak. Man kan da anlegge et nytt avløpsnett ved siden av det eksisterende fellesavløpssystemet. Spillvannet vil da kunne ledes i dette nye nettet, mens overvannet går i det gamle fellesavløpssystemet.

E. Elementer i avløpssystemet

De høyest prioriterte tiltakene vil vanligvis være å redusere overvannstilførslene til fellesavløpssystemene, eller å forsinke dette på overflatene før det tilføres nettet. Et annet sett med tiltak er de som kan innføres i selve nettet. Dette kan være:

- Fordrøyningstunneler, rørpakker, betongtanker
- ”Rensende” overløp eller overløp som representerer ”best tilgjengelig teknologi”.
- Hydraulisk gode kummer (kan øke kapasiteten 10 – 14 %)
- Nye overførings- og avlastningsledninger til, permanent eller temporært, mindre belastede områder
- Oppdimensjonering av flaskehalser

Midgardsormen, en tunnel med et lagringsvolum på 50.000 m³ som skal frakte spillvann og overvann fra indre bykjerne i Oslo til Bekkelaget RA, er et eksempel på en fordrøyningstunnel. Vi har estimert (**leveranse nr. 9**) at Midgardsormen ville ha redusert det samlede overløpsutslippet fra BRA med ca. 33 %, hvis det hadde vært operativt gjennom hele perioden 2002-09. Men for å ha fanget opp selv det aller største overløpsvolumet (1,7 mill. m³) ville utjevningvolumet måttet være ca. 10 x større.

Man kan tenke seg å knytte hele ledningsnettet rundt indre Oslofjord sammen til ett felles ledningsnett. Se **Figur 11.2**. Hvis man for hele eller deler av det strekket der det i dag ikke mangler forbindelse legger ned ekstra store tunneldimensjoner kan man sørge for at det etableres en tilstrekkelig lagringskapasitet i det nye tunnelsystemet til å ta høyde for forventet fremmedvannsmengde på ledningsnettet ved kraftige regnskyll. Dette muliggjør også at renseanleggene kan avlaste hverandre ved behov. Dette er spesielt aktuelt hvis en nedbørhendelse belaster én del av området meget sterkt, men i liten grad de øvrige områdene. Vi anbefaler at det gjøres en statistisk analyse av sjansene for at dette skal inntreffe.

En viktig funksjon til denne typen fordrøyningsbasseng vil være muligheten til å ta ut sedimenterte partikler, som vil kunne inneholde mange uorganiske og organiske miljøgifter fra bl.a. veiavrenningen. Da hindrer man at den når renseanleggene og slammet der.



Figur 11.2. Forslagsvis plassering av ny tunnel for å koble tunnelsystemet sørøst i regionen med hovedledningsnett nord og vest i regionen. Midgardsormen er også vist på kartet.

F. Real Time Control (RTC).

For store kommuner bør man utrede ulike alternativer for RTC, fra det enkleste til det mest avanserte. Dette vil for de mer avanserte nivåene kreve en datamodell for å analysere ulike RTC-løsninger med tilhørende nytte og kostnader. (Det har vist seg at flere byer har kunne minke overløpsutslippene med for eksempel 30 %, til en gunstig kostnads/nytte-faktor).

RTCs mål er å minke overløpsutslipp og flomskader, samt å gi en gunstigst mulig belastning på renseanlegget. Dette gjøres ved bl.a. å lagre mest mulig avløpsvann i selve avløpsnett, og i evt. fordrøyningsstanker og tunneler. Bruk av

overføringsmuligheter er også aktuelt. RTC er særlig aktuelt dersom man vil optimalisere fordrøyning i tunnelvolumer og fordeling av avløpet mellom ulike avløpsrensaneanlegg.

Hvilke tiltak gir normalt best kost/nytte mot utslipp fra regnvannsoverløp?

Det er umulig å gi generelle beskrivelser over hvilke typer tiltak som gir best kost/nytte. Dette vil være avhengig av mange lokale forhold i de ulike nettene og i det aktuelle nedslagsfeltet.

11-2.6 Målinger og datainnsamlinger som må fremskaffes for å kunne utføre analyser og modellberegninger

For å kunne utføre analyser av dagens overløpsutslipp og oversvømmelsessituasjon, fremtidige overløpsutslipp og oversvømmelser som følge av klimaendringer, samt kosteffektive mottiltak, trenger man pålitelige inngangsdata. Det er viktig å komme i gang med målinger av korttidsnedbør, dersom det ikke allerede er slike målere i det aktuelle tettstedet. Selv en kort måleserie er av stor nytte i forhold til det å ikke ha noen målinger i det hele tatt. Ofte må avløpsmodeller brukes for å utføre beregninger. Man må før slike beregninger kan gjøres, kalibrere modellen for det avløpsnett som skal analyseres. Til denne kalibreringen trengs det samtidige målinger i høy tidsoppløsning av nedbøren og avløpsmålinger i avløpsnett. Slike såkalte målekampanjer må minst gå over ca. 3 måneder, men helst et helt år. Det viktige er at man får med målinger på flere større regn i den situasjonen man ønsker å analysere.

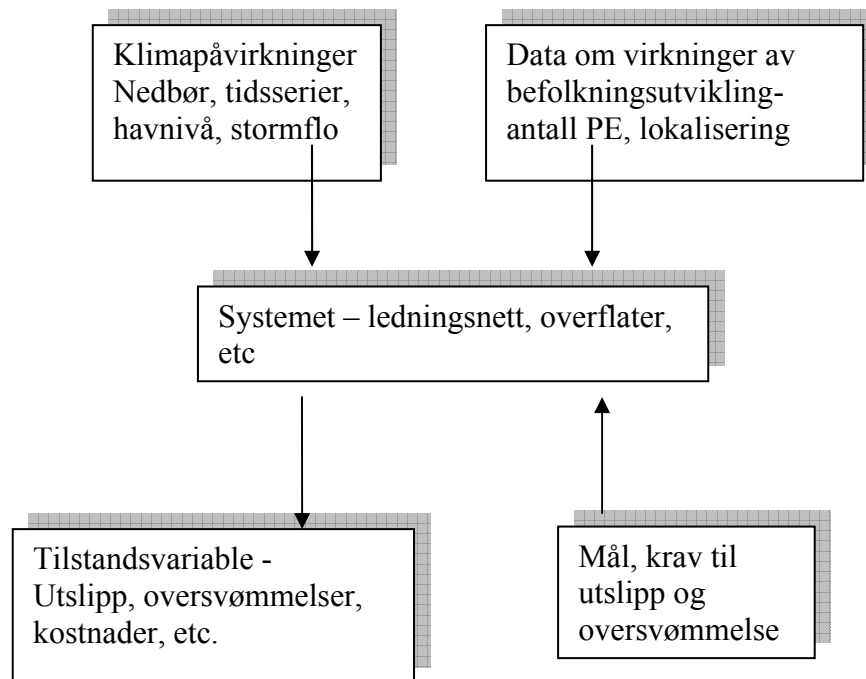
- Det bør opprettes minst en nedbørmålestasjon for korttidsnedbør i hvert tettsted, dersom dette ikke allerede fins. Dersom det er aktuelt å bygge opp en avløpsmodell for avløpssystemet, bør også noen avløpsmålestasjoner etableres. Dette trengs for kalibrering av modeller som MOUSE (Mike Urban) m.fl.
- Man bør planlegge både langvarige måleserier og mer intense målekampanjer for avrenningen fra avløpsfelter. Dette er viktig for forståelsen av hvordan avløpssystemet fungerer og for troverdigheten til evt. Modeller

11-2.7 Om helhetlige systemanalyser. Kost/nytte-analyser med flere mål (Utslipp, flomskader, bærekraft)

Helhetlige systemanalyser utføres for å finne samspillet mellom systemelementer, ulike tiltak og endringene i input som klimaparametere, fortetning, økt utbygning etc.

Figur 11.3 viser en prinsippskisse for samspillet mellom belastninger på systemet som klimaforhold og befolkningsdata, krav og tilstandsvariable.

De tilstandsvariable kan være utslippsmengder fra overløp, oppstuvningsnivåer og kostnader. Man kan f.eks. ved analyser finne at kravene man i utgangspunkt satte i et avløpsfelt ikke kan oppfylles uten at kostnadene blir urimelig høye. Da må man i så fall justere kravene.



Figur 11.3. Inngangsdata, krav og tilstandsvariable.

Det er av interesse å finne optimale tiltakssett som er fleksible i tid (f. eks. å kunne vente med tiltakene lengst mulig), optimale plasseringer og dimensjonerings. Her bør man bruke kost/nytte-beregninger og se på flermålsanalyser. Det kan være motstridene hensyn m.h.t. krav til utslipp, flom, økonomi og bærekraft. Man må i så fall finne beste balanse mellom de ulike hensynene.

Fordeler og ulemper ved ulike tiltak må vurderes i en flermålsanalyse, som for eksempel følgende forhold:

- Kostnader (investeringer kontra drift og vedlikehold).
- Reduksjon av ulike typer forurensningsstoffer.
- Reduksjonsnyttene for ulike brukerinteresser i ulike vannforekomster som avlastes.
- Reduksjon av oversvømmelseskader.
- Bærekraft eller spesielle ulemper (energikrevende, arealkrevende, estetisk bybildet, ulike bidrag til klimagasser etc.)

Man kan utarbeide en vektingsmetode for denne flermålsanalysen for å veie inn de ulike hensynene best mulig. Følsomhetsanalyser bør også utføres for å finne hvor omfattende inputdata det er nødvendig å ha, samt finne betydningen og robustheten for tiltakssettene, og hva som er de mest kritiske avgjørelsene og forutsetningene.

Fremgangsmåten i systemanalysene kan være som følger:

1. Dokumentasjon av nåværende situasjon med konkretisering av risikonivå for overløpsutslipp og flomskader, flaskehalser i systemet, etc. (Herunder kan analyser med en datamodell i deler av ledningssystemene være nødvendig).
2. Vurdere hvordan dagens regnintensitetskurver (IVF) bør økes for å etterligne kommende klimaendringer, samt velge en prognose for befolkningsutvikling og hva slags avrenningsforhold på overflatene som klimaendringene og

fortetningene kan føre til. Utvikling av regntidsserier for f.eks 2071 – 2100. Videre bør man velge hvilken økning i havnivået man vil regne med.

Fremskrivningen bør gjelde en situasjon om minst ca. 50 år, da avløpsanleggene som planlegges nå kan forventes å være i tjeneste i minst 50-100 år. (Klimaforskere bruker ofte år 2071 som starten på en av sine tidsperioder for klimascenariene).

3. Grovanalyser av konsekvensene av klimaendringene og fortetningen som vil gi prioritering til eventuelle etterfølgende mer grundige analyser. Kommunen deles inn i soner. Enkelte soner vil være mindre utsatt enn andre soner.
4. Mer grundige analyser av konsekvenser av endringene, med for eksempel sammenholdning av overløpsmengder i ulike måneder av året og tilhørende resipienters sårbarhet og brukerinteresser, m.m.

Analyser av lokale vassdrag med elvmodeller

Ved hjelp av en elvmodell kan man dokumentere effekter i og langs et lokalt vassdrag som følge av klimaendringer eller planlagte utbygginger. Risikoanalyser kan gjøres der sannsynlighet for oversvømmelser og tilhørende ulemper tallfestes. Dette vil i neste omgang gi et grunnlag for valg av forebyggende tiltak mot fremtidige skader. Betydningen av usikkerhetene i inngangsdataene bør analyseres ved hjelp av følsomhetsanalyser.

For å kunne kjøre modellen, er det viktig å ha tilgang til representative nedbørperioder, målt over en periode på helst flere år. Disse målingene bør også inkludere temperatur, som er nødvendig for å skille mellom regn/snø og beregne fordampning. I tillegg er det nødvendig å kalibrere modellen. Derfor bør det gjennomføres representative målinger av avrenningen i vassdraget til alle årstider. Dette kan gjøres ved å opprette en målestasjon med kontinuerlig nivå- eller mengderegistrering, fortrinnsvis nederst i vassdraget.

Flomsikkerheten bør analyseres med kombinerte hydrauliske og hydrologiske modeller i alle byvassdrag. Bebyggelse bør ikke tillates der det er sannsynlighet for oversvømmelse. Det vises i denne sammenheng til NVEs retningslinje nr.1. - 2007. ”Arealbruk og sikring i flomutsatte områder.” Her sies det at områder hvor det planlegges boliger, mindre forretningsbygg og mindre offentlig bygg bare skal oversvømmes av vassdrag ved flommer større enn 200-årsflommen.

11-3 Aktuelle tiltak på renseanleggene for å redusere overløpsutslippene

11-3.1 Mulighetene for utjevning av toppbelastningen på VEAS og BRA

I løpet av perioden 2002-09 har det vært registrert 452 dager med overløpshendelser knyttet til hovedoverløpene til VEAS og BRA med en samlet størrelse på 46,2 millioner m³ (ca. 3,9 % av total avløpsvannmengde). Dette kommer også delvis til uttrykk i **Figur 4.5** i **Vedlegg 4**, som viser den hydrauliske restkapasiteten til nitrogenrensetrinnet (biotrinnet) på de to anleggene, men antyder også at begge anleggene har en betydelig

uutnyttet renskapasitet. I prinsippet er det to måter å utnytte dette restkapasitetspotensialet:

1. Sørge for at man har et **utjevningsvolum** tilgjengelig som matcher den delen av restkapasiteten man ønsker å utnytte. I praksis akkumuleres det vannvolumer i utjevningssambassenget når tilstrømmingen til anlegget er større enn kapasiteten, mens det reduseres igjen når vanntilstrømmingen er under anleggets kapasitet.
2. Ved å utnytte eventuelle asynkrone belastningstopper på de to anleggene kan **belastningen styres over til anlegget med ledig kapasitet**. Dette kommenterte vi også kort i **Kapittel 11-2.4**.

Ved en enkel sammenligning av eventuell tidssammenfall mellom kapasitetsoverskridelser og restkapasitet ved VEAS og BRA for perioden 2002-09 har vi funnet indikasjoner på at overløpsutslippene kan reduseres betydelig ved å styre belastningen til anlegget med restkapasitet. Det å redusere disse overløpene har størst betydning for badevannskvaliteten i fjorden. Av de nevnte 452 dagene med overløpshendelser skjedde 121 av disse i løpet av badesesongen (15. mai til 1. september) med et samlet utslipp på 10,9 millioner m³. Ved optimal styring av belastningen antyder våre estimater (**leveranse nr. 9**) at antallet dager med overløp kunne blitt redusert til 52 og at overløpet ville vært redusert til ca. 7,5 millioner m³ (ca. 31 % reduksjon). Likevel, på 35 av dagene med overløp i badesesongen hadde både VEAS og BRA kapasitetsoverskridelser, og selv om de utgjorde bare ca. 29 % av dagene med overløp i badesesongen utgjorde de hele 50 % av det samlede overløpet da. Sett over hele året kom ca. 61 % av det totale overløpsvolumet i perioder da både VEAS og BRA hadde kapasitetsoverskridelser. Dette er som nevnt en enkel innfallsvinkel til dette;

- Vi har tatt utgangspunkt i døgngjennomsnittlige belastninger av anlegget.
- Den hydrauliske kapasitetsbegrensningen kan også ligge ute på nettet, dvs mengden oppstuvet vann i tunnelsystemet.
- For VEAS sin del kan kapasiteten til slambehandlingen på VEAS til tider være begrensende for hvor mye vann de kan ta imot.
- Men samtidig, det er ikke tatt høyde for det ekstra potensialet som ligger i kapasitetsutvidelsen av det kjemiske rensetrinnet på BRA og det nye regnvannrensaneanlegget (RVR) på VEAS (som vi vil se litt nærmere på i neste delkapittel).

Dette er momenter som må tas høyde for hvis man ønsker å se nærmere på denne muligheten.

Vi har altså sett at det ligger et visst uutnyttet kapasitetspotensial i å fordele belastningen mellom VEAS og BRA bedre enn det som gjøres i dag. Skal dette potensialet utnyttes optimalt kreves det både administrative og tekniske tiltak:

Administrative tiltak:

- Utslippstillatelsene til de to anleggene må harmoniseres slik at det er det samlede utslippet fra begge anleggene og alle overløp som legges til grunn.
- Alle kommunene som i dag er knyttet til ett eller begge anleggene (og evt ytterligere kommuner som skal tilknyttes) må inngå i et felles interkommunalt samarbeid der den økonomiske belastningen fordeles i forhold til den relative belastningen etter et på forhånd avtalt beregningsgrunnlag.

Tekniske tiltak:

- Overvåkning og estimering av forventet hydraulisk belastning i ulike deler av nettet
- Overvåkning av hydraulisk restkapasitet i ulike deler av nettet og på rensaneanleggene

- Styre vannmassene slik at best mulig behandling oppnås til en hver tid, samtidig som nødvendig minimumsbelastning på hvert anlegg overholdes

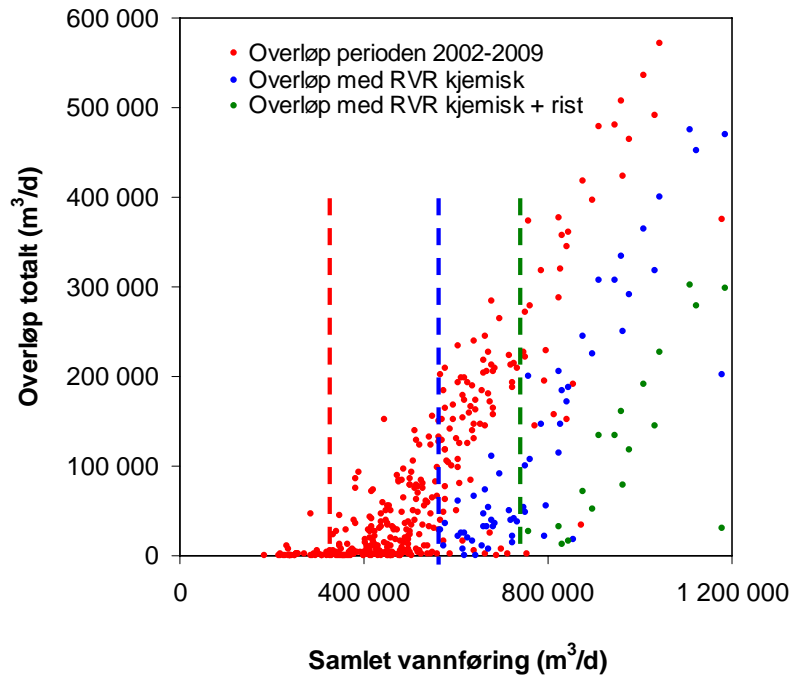
Vi har ikke gått nærmere inn på hvordan de tekniske tiltakene må/bør utformes, styres/driftes og vedlikeholdes i dette prosjektet.

Konklusjonen er uansett at muligheten for kontrollert styring av belastningen mot anlegget med best kapasitet burde utredes nærmere.

11-3.2 Estimert effekt av allerede gjennomførte tiltak på rensesanleggene

Både på VEAS og BRA har det blitt gjennomført fysiske tiltak som har gitt økt kapasitet de siste årene. Tiltakene har gjort anleggene i stand til å håndtere større vannmasser, men med noe lavere rensesgrad for nitrogen enn hovedrensingen på anleggene.

Ved VEAS har man bygget et regnvannrensaneanlegg (RVR) med to linjer, der den ene linjen nå har kjemisk felling (Actiflo-prosessen) med kapasitet på 2.000 l/s og angitt rensesgrader tilsvarende det kjemiske rensetrinnet på hovedanlegget (90 % for total-fosfor, 75 % for organisk stoff og 30 % for total nitrogen). Den andre linjen består per i dag av en rist med 3 med mer spalteåpning der fjerningen av fosfor og nitrogen må antas å være minimal. Hvis kapasitetsøkningen som ligger i den kjemiske delen av RVR hadde vært til stede fra starten av i den tidligere omtalte perioden 2002-09, viser våre estimer (**leveranse nr 9**) at ca. 72 % av overløpsmengden i perioden kunne ha blitt behandlet kjemisk, noe som altså ville ha ført til en ca. 22 % reduksjon i nitrogenutslippene og ca. 65 % reduksjon i fosforutslippene via overløpene. Dette ville igjen gitt en estimert reduksjon i TOF>20 m dyp fra ca. 340 tonn O₂/år til ca. 136 tonn O₂/år (ca. 60 %). Antallet dager med ubehandlede overløp i perioden ville ha blitt redusert fra 358 til i størrelsesorden 60 (se **Figur 11.4**). 89 av disse 358 dagene med overløpshendelser skjedde innen badesesongen, og disse ville etter våre estimer blitt redusert til 16 dager med RVR installert.



Figur 11.4. Registrerte overløp knyttet til VEAS i perioden 2002-09 og estimerte overløp i samme periode hvis RVR hadde vært installert med dagens kapasitet; kjemisk rensing på 2.000 l/s og siling på 2.000 l/s.

På BRA utvidet man det kjemiske rensetrinnet i 2008 fra 1.100 l/s til 2.100 l/s. Våre estimater (**leveranse nr 9**) antyder at overløpsmengdene man opplevde på anlegget i perioden 2002-09 teoretisk sett ville kunne vært redusert med ca. 60 %, og at tapet av fosfor, organisk stoff og nitrogen med overløpet til fjorden kunne ha blitt redusert med hhv ca. 44 %, ca. 33% og ca. 5 %. 90 % rensegrad for fosfor, 75 % rensegrad for organisk stoff og 25 % for nitrogen var da lagt til grunn.

11-4 Aktuelle tiltak på rensanleggene for å redusere tilførsene av $\text{TOF}_{>20 \text{ m dyp}}$

11-4.1 Nødvendige og tilgjengelige kapasitetsutvidelser ved VEAS og BRA

I **Kapittel 4-2 i Vedlegg 4** så vi at den forventede belastningen på anleggene ville øke som følge av befolkningsøkningen i regionen, og at denne ville slå litt forskjellig ut for VEAS og BRA. Vi har også sett at BRA har lite å gå på i forhold til å klare nitrogenrensekravet, mens dette er mer usikkert hva gjelder VEAS. I **Tabell 11.3** har vi oppsummert dette.

Med installeringen av RVR har VEAS bedret sin mulighet til å utvide den biologiske behandlingen på hovedanlegget fra 6 til 8 linjer ved å bygge ut de to linjene som i dag benyttes til kjemisk felling ved behov (SED5 + SED6). Hvis de går for en liknende prosessløsning som den de har i dag (like volumeffektiv) vil kapasiteten øke med 33 %.

Dette tilsier at de dermed vil kunne møte den forventede nødvendige kapasitetsøkningen i 2020, men at sannsynligvis vil måtte gjøre ytterligere tiltak for å møte behovet i 2030.

I **Kapittel 4-2 (Vedlegg 4)** kommenterte vi også at spesielt for VEAS sin del vil det være av interesse å finne ut hvor stor del av dette forventede økte kapasitetsbehovet som kunne innspares ved å redusere fremmedvannstilførselen. Den er i dag på i størrelsesorden 50 % av den årlige samlede vannføringen, mens den forventede økningen i hydraulisk belastning forårsaket av den økte befolkningen innen 2050 tilsvarer i størrelsesorden 27 % av tørrværsavrenningen (antatt at hver pe bidrar med 200 L/døgn). Det vil være av stor betydning ved valg av strategi for å møte det kommende kapasitetsbehovet.

Tabell 11.3. Forventet nødvendig kapasitetsbehov for biologisk rensing og mulig nødvendig kapasitetsøkning innen 2020, 2030 og 2050.

Anlegg	Belastning (*1000 pe)	Nødvendig kapasitetsbehov (*1000 pe)			Nødvendig kapasitetsøkning		
		2009	2020	2030	2050	2020	2030
Alle RA	875	1050-1110	1180-1290	-	20-27 %	34-47 %	58 %
VEAS	486	580-620	650-710	770	20-27 %	34-47 %	58 %
BRA	289	370-390	420-460	490	26-36 %	44-58 %	70 %
NFR	36	44-45	47-51	-	22-24 %	29-39 %	-

11-4.2 Økt rensegrad på VEAS og/eller BRA

Fra **Figur 4.15** i **Vedlegg 4** framgår det at det relative bidraget fra organisk stoff og ammonium til TOF-belastningen under 20 meters dyp er estimert til å være tilnærmet like store både fra VEAS og BRA; hhv 46 % og 47 % på VEAS og 38 % og 44 % på BRA. Fosfor, som utgjør det resterende TOF-bidraget, er relativt beskjedent; 7 % på VEAS og 18 % på BRA. **Figur 11.5** antyder hvor mye dagens utslippsnivå av både organisk stoff og ammonium fra VEAS og BRA må reduseres med for å nå det tentative utslippsmålet for TOF_{>20 m dyp} på 6500 tonn O₂/år hvis det kun gjennomføres tiltak her. Vi har da tatt utgangspunkt i det estimerte relative bidraget til TOF_{>20 m dyp} fra organisk stoff og ammonium (se **Figur 4.15** i **Vedlegg 4**) og beregnet effekten på TOF-bidraget ved å redusere disse utslippene med et gitt antall prosent. Vi har gjort det samme for situasjonen i 2020, 2030 og 2050 ved å multiplisere med den relative økningen i belastningen som de to anleggene er forventet å møte da (se **Tabell 11.3**). Nødvendig reduksjon er da beregnet i forhold til det forventede utslippet fra de to rensanleggene, hvis de benytter samme renseteknologi da som nå (samme rensegrader). Beregningene som er gjort for å finne tallene presentert i **Figur 11.5** er oppsummert i følgende ligning:

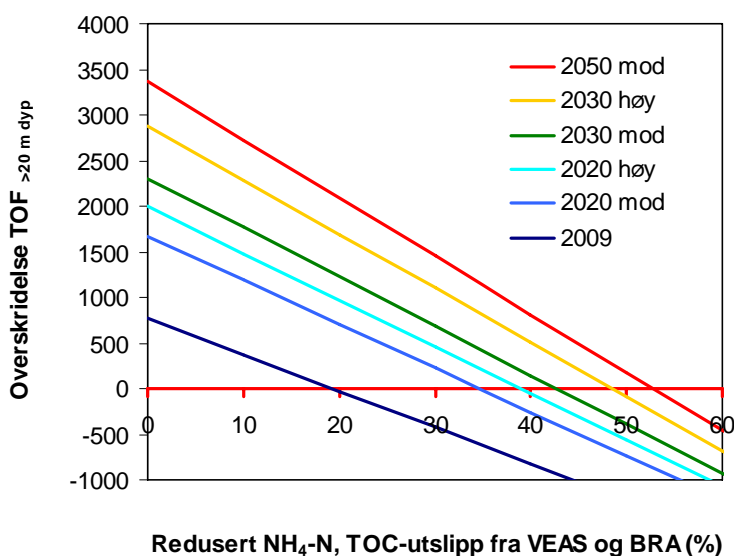
$$TOF_{n,r_x} = TOF_{n,0} - K_{VEAS,n} * r_x * (TOF_{2009,VEAS,TOC} + TOF_{2009,VEAS,NH4}) - K_{BRA,n} * r_x * (TOF_{2009,BRA,TOC} + TOF_{2009,BRA,NH4}) \quad (11.1)$$

, der

- TOF_{n,r_x}: TOF_{>20 m dyp} ved gitt n og gitt r_x [tonn O₂/år]
- n: 2020 moderat, 2020 høyt, 2030 moderat, 2030 høyt eller 2050 moderat
- r_x: reduksjon i utslipp (0,1-1) [-]
- TOF_{n,0}: TOF_{>20 m dyp} ved gitt n uten tiltak på rensanlegg [tonn O₂/år]
- K_{VEAS,n}, K_{BRA,n}: Forventet kapasitetsøkning ved VEAS eller BRA ved gitt n (1,2-1,7) [-]
- TOF_{2009,BRA,TOC}, TOF_{2009,VEAS,TOC}: TOF_{>20 m dyp}-bidrag pga TOC i 2009

– + TOF_{2009,BRA,NH₄}, TOF_{2009,VEAS,NH₄}: TOF_{>20 m dyp}-bidrag pga NH₄ i 2009

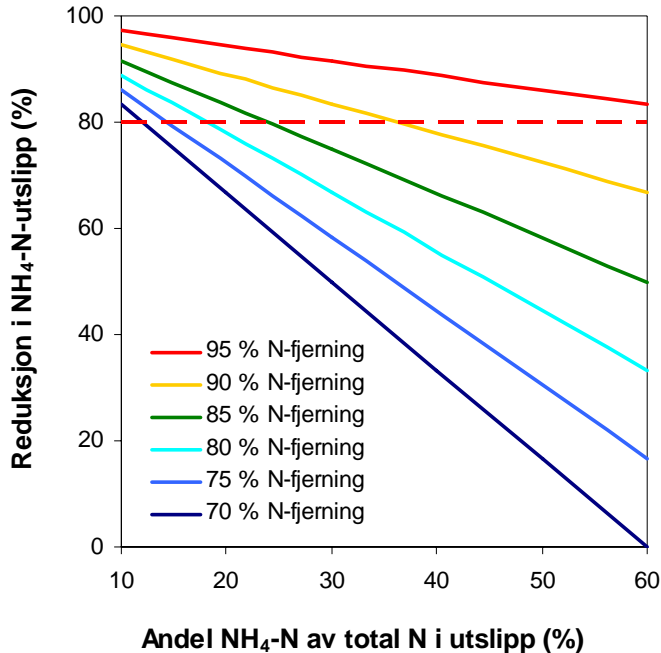
Som **Figur 11.5** antyder, vil det i 2009 være nødvendig med en i størrelsesorden 20 % reduksjon i både ammonium og organisk stoff fra VEAS og BRA for å nå det tentative utslippsmålet for TOF_{>20 m dyp}. Hvis man kun gjør noe med ammoniumsutslippene må de altså reduseres med ca. 40 %. I 2020 antyder figuren at det er behov for en 35-40 % reduksjon i utslippene (70-80 % hvis alt legges på én parameter), i 2030 er behovet økt til ca. 45-50 % og i 2050 til drøyt 50 %. Det ligger implisitt i dette at hvis man ikke klarer å oppnå angitt nødvendig reduksjon i én av disse parameterne må den andre parameteren reduseres tilsvarende mer. Den estimerte reduksjonen i TOF_{>20 m dyp} kan leses av på y-aksen i figuren (eks. 35 % redusert NH₄ og TOC i '2020 mod' gir en reduksjon på ca. 1700 tonn O₂/år).



Figur 11.5. Estimert effekt på samlet overskridelse av tentativt utslippsmål for TOF_{>20 m dyp} (6500 tonn O₂/år) til indre Oslofjord ved gitt reduksjon i utslipp av NH₄-N og TOC samlet fra VEAS og Bekkelaget.

VEAS og BRA har i dag et nitrogenrensekrav på 70 % total-N, men det ikke er noe krav til andel ammonium i dette utslippet. Som det skulle gå tydelig fram av det ovenstående, er dette uheldig. Det er ammoniumdelen av totalnitrogenet som bidrar til oksygenforbruket i dypvannet i fjorden. VEAS sitt utslipp er rikt på ammonium (snitt på 60 % av totalnitrogenet), mens utslippet fra BRA har hatt en langt lavere andel ammonium av totalnitrogenet (ca. 15 %). For å redusere bidraget fra ammonium til TOF_{>20 m dyp} kan renseanleggene redusere andelen ammonium av totalnitrogenet i utslippet og/eller de kan øke nitrogenfjerningen. Sammenhengen mellom prosentvis fjerning av totalnitrogen, andel NH₄-N av totalnitrogenet i utslippet og prosentvis reduksjon i NH₄-N-utslipp er vist i **Figur 11.6**. Figuren antyder at, hvis man ved dagens situasjon på VEAS hadde redusert andelen NH₄ i sitt utslipp fra 60 % til ca. 30-35 % ville det kunne ha vært tilstrekkelig for å nå det tentative utslippsmålet for TOF_{>20 m dyp} (og dermed god økologisk status i fjorden) i dag uten å endre utslippene av organisk stoff. Skal man møte den økte belastningen i 2020 kun med tiltak på VEAS vil man, i hht **Figur 11.5** og **Figur 11.6**, måtte redusere andelen ammonium i utslippet til 10-15 %, tilsvarende det man har på BRA, hvis man ikke også klarer å redusere utslippene av organisk stoff. Før man kjenner årsakene til det høye innholdet av organisk stoff i utslippet til BRA og det faktiske bidraget dette har til TOF_{>20 m dyp} i fjorden, er det vanskelig å vurdere

utfordringen VEAS og regionen står ovenfor med hensyn til å møte kravet til god økologisk status (foreløpig gitt gjennom det tentative utslippsmålet for $\text{TOF}_{>20 \text{ m dyp}}$ på 6500 tonn $\text{O}_2/\text{år}$). I 2030 og 2050 vil man sannsynligvis måtte redusere utslippet av organisk stoff fra VEAS i vesentlig grad i tillegg til reduserte NH_4 -utslipp, hvis man skal ha mulighet for å komme i mål.



Figur 11.6. Sammenhengen mellom prosentvis fjerning av totalnitrogen, andel $\text{NH}_4\text{-N}$ av totalnitrogenet i utslippet og prosentvis reduksjon i $\text{NH}_4\text{-N}$ -utslipp.

Vi nevnte tidligere at nitrogenrensegraden på biotrinnet ved VEAS og BRA i utgangspunktet kunne forventes å være noe ulik på grunn av den ulike oppbyggingen. Biotrinnet på VEAS, som drives som et etter-denitrifiseringsanlegg, vil normalt ha en nitrogenrensegrad på 75-90 %, mens for-denitrifiseringsanlegget på BRA er forventet å ha en rensesgrad på 65-75 %. På BRA ligger man i øvre del av dette området (ca. 73 %), mens man på VEAS tilsynelatende ligger i nedre del av det man kan forvente (ca. 77 %¹³), noe som indikerer at nitrogenfjerningen, og mest sannsynlig nitrifikasjonen, på VEAS ikke er optimal. Dette henger sannsynligvis sammen med den store andelen fremmedvann som kommer inn til VEAS og at anlegget optimaliseres i forhold til å klare utslippskravet på 70 % total-N-fjerning (inkludert hovedoverløpene på Lysaker, Bislettbekken og KLO). Tiltak i forhold til å redusere innlekking på ledningsnett og

¹³ Rensegraden for nitrogen på VEAS er beregnet ved å ta utgangspunkt i hvor mye ($\text{m}^3/\text{år}$) som har blitt behandlet biologisk og hvor mye kjemisk og så samlet angitt rensesgrad for N over året (uten overløp) for perioden 2004-08 (se ligningen under). Rensegraden for N på det kjemiske rensetrinnet er satt til 25 %.

$$R_{N,\text{tot}} = (M_{N,\text{inn,tot}} - (M_{N,\text{inn,tot}} * (Q_{\text{bio}} * (1 - R_{\text{bio}}) + Q_{\text{kjem}} * (1 - R_{\text{kjem}})) / Q_{\text{tot}}) / M_{N,\text{inn,tot}} * 100 \%,$$

der $R_{N,\text{tot}}$, R_{bio} og R_{kjem} er hhv samlet, biologisk og kjemisk rensesgrad for N på anlegget,
 $M_{N,\text{inn,tot}}$ er samlet mengde N inn på anlegget i løpet av et år
 Q_{tot} , Q_{bio} og Q_{kjem} er vannmengde behandlet hhv samlet på anlegget, biologisk og kjemisk

Ligningen er så løst for R_{bio} .

lokal håndtering av overvannet vil derfor kunne bidra positivt til å øke nitrogenrensegraden på VEAS. Hvor stor betydning fremmedvannsinntrengningen har bør som nevnt også forsøkes kvantifisert nærmere. Dette vil det også være nødvendig å ha kjennskap til når kosteffektiviteten av tiltak på nettet skal sammenlignes med tiltak som gjøres inne på renseanlegget.

Hemming av nitrifikasjonsprosessen kan også bidra til redusert N-fjerning. Rusten (2005) har, på oppdrag for VAV, oppsummert sentrale faktorer som har betydning for hemming av nitrifikasjonen på biologiske renseanlegg. Det ble påpekt at årsakene til hemming kan vel så gjerne skyldes prosessinterne forhold som at det kommer hemmende stoffer inn med avløpsvannet. Påvisning av denne typen hemmende faktorer er et arbeid som pågår fortløpende ved både VEAS og BRA. I forhold til eksterne kilder til hemmende stoffer er det viktig å få kontroll på disse. Sigevann fra fyllinger kan her være av betydning.

11-4.3 Autotrof nitrogenfjerning av slamavvanningsvannet for å avlaste biotrinnet

Vannet fra slamavvanningen, som sendes tilbake til innløpet av renseanlegget, kan inneholde relativt mye ammonium og vil således kunne være en ekstra belastning på biofilteret. På VEAS avlastes biofilteret ved ammoniakkstripping med en virkningsgrad i snitt på ca. 85 %. Tilsvarende burde vurderes på BRA og Nordre Follo RA.

Et ressurs sparende alternativ er å benytte autotrof nitrogenfjerning der *Anammox*-bakterien er en sentral aktør. Sammenlignet med tradisjonell biologisk nitrogenfjerning, trenger ikke denne lett nedbrytelig organisk stoff tilstede og den trenger svært lave oksygenkonsentrasjoner for å få til en fullstendig omdanning av ammonium til nitrogengass. Det er anslått driftskostnadsreduksjoner på opp til 90 % (se <http://www.anammox.com>).

Mens tradisjonell nitrogenfjerning kombinerer autotrof aerob nitrifikasjon (ammonium til nitrat) og anoksisk denitrifikasjon (nitrat til nitrogengass) i en prosess som krever mye lufting (nitrifikasjonen) og mye lett omsettelig organisk stoff (denitrifikasjonen), kombinerer autotrof nitrogenfjerning samspillet mellom to autotrofe bakterier (*Nitrosomonas* som første ledd i nitrifikasjonen og *Anammox*-bakterien). Disse to bakteriene kan opereres i to atskilte reaktorer, eller de kan kjøres i samme reaktor. For at *Anammox*-bakterien skal trives er det viktig at bakterien som står for andre ledd i nitrifikasjonen (*Nitrobacter*) ikke får gode vekstvilkår, samtidig som *Anammox*-bakterien gis lave nok oksygenkonsentrasjoner.

Denne typen nitrogenfjerning driftes i fullskala på flere anlegg i Europa.

11-4.4 Nordre Follo RA – kortsiktige og langsiktige strategier

I **Vedlegg 4** så vi at Nordre Follo RA (NFR) allerede i dag er overbelastet. FM v/Simon Haraldsen ser ut til å være villig til å gi NFR tillatelse til en utvidelse på i størrelsesorden 10 000 pe for å møte det umiddelbare kapasitetsbehovet. I følge våre prognoser ser dette ut til å akkurat dekke det økte behovet fram mot 2020 (jf. **Figur 4.3a**). Det vil være nærliggende å stille krav til ammonium i utslippet også fra NFR (i tillegg til totalnitrogen). På sikt vil det også være aktuelt å vurdere hvor det optimale utslippspunktet vil være.

NFR er ikke gunstig plassert der det ligger i innkjøringen til fornøyelsesparken Tusenfryd, selv om de tidligere luktproblemene skal være løst. Mulige løsninger kan være å flytte anlegget, gi det en mer landskapstilpasset utforming eller å legge det ned og overføre avløpet til et annet renseanlegg. Ett alternativ her kan være et nytt større sentralrenseanlegg sørøst i området, som også kan avlaste Bekkelaget RA. Se **Kapittel 10-4.4**.

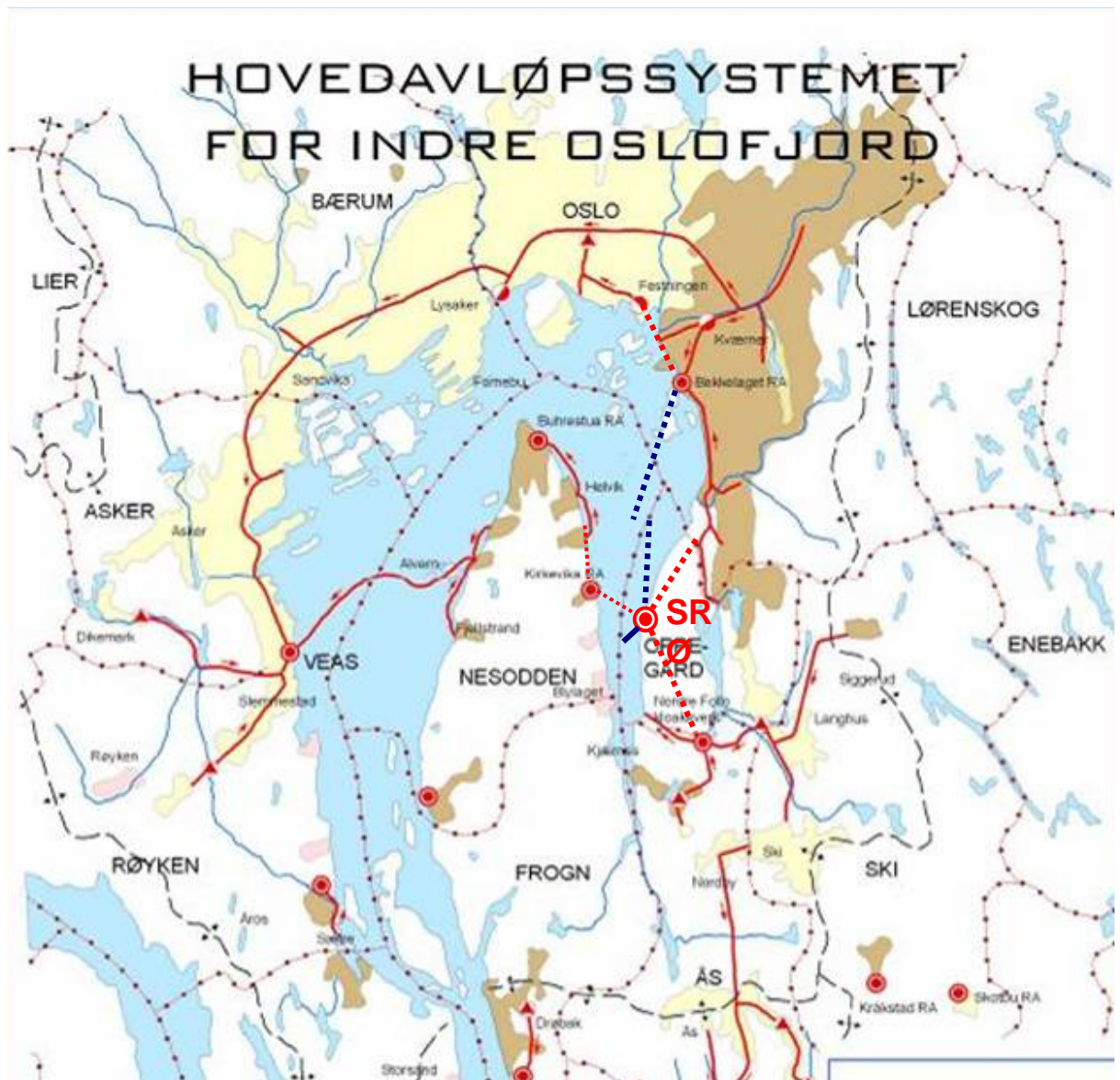
11-4.5 Sentralrenseanlegg øst

Vi tar her opp igjen tankene rundt et sentralrenseanlegg øst, som først ble lansert på 1960-70-tallet og igjen vurdert i forbindelse med den store utvidelsen av BRA på slutten av 90-tallet, og da som en mulig erstatning for Nordre Follo renseanlegg (NFR) ved en nedleggelse av dette renseanlegget. Planene ble da skrinlagt fordi et slikt anlegg ville bli for kostbart.

Et helt sentralt moment med SRØ vil være å utnytte det rensede vannet herfra til å få til tilstrekkelig sirkulasjon av oksygenrikt overflatevann ned i dypet av Bunnefjorden til å oppnå miljømålene her i fht oksygennivå. Se kommentarer rundt dette i **Kapittel 10-7.1**. Ved tidligere modellstudier (Bjerkeng og Magnusson 2000) ble det funnet at det dypeste utslippet bør ligge ved Svartskog i søndre del av Bunnefjorden, hvor fjorden også har sitt største dyp på vel 150 meter. Det andre utslippet bør lokaliseres til området utenfor utløpet av Gjersjøelva, hvor største dyp er ca. 120 meter. I **Figur 11.7** er SRØ forslagsvis plassert geografisk med utslippsledninger til angitte steder i Bunnefjorden. Her har vi også antydning en mulig overføring av avløpsvann fra Midgardsormen via behandlingen på BRA til utslippspunktet nord i Bunnefjorden. Beregninger/modellsimuleringer av effekten av store utslipp (etter behandling) av oksygenforbrukende stoffer til disse dypvannspunktene i Bunnefjorden vil måtte inngå i de videre vurderingene av en lik løsning.

Ved en eventuell etablering av SRØ vil det være naturlig å legge ned NFR (se **Kapittel 10-4.3**) og mindre anlegg i området (Buhrestua, Kirkevika) og overføre avløpet herfra til det nye anlegget.

SRØ vil med stor fordel kunne kobles til det foreslåtte tunnelsystemet (se **Kapittel 11-2.4**) som således knytter de tre større renseanleggene, som da vil kranse rundt indre Oslofjord (VEAS i vest, BRA i nord og SRØ i øst), sammen i ett felles tunnelsystem og dermed kunne avlaste hverandre ved behov. Det vil som nevnt også være fornuftig å sørge for at det etableres en tilstrekkelig lagringskapasitet i det nye tunnelsystemet til å ta høyde for forventet fremmedvannsmengde på ledningsnett ved kraftig regnskyll.



Figur 11.7. Forslagsvis plassering av Sentralrenseanlegg øst (SRØ) og Sentralrenseanlegg Sørøst (SRS) og nye tunneler og overføringsledninger (rødstiplede linjer) fra eksisterende renseanlegg i området. Forslagsvise utslippspunkter i Bunnfjorden og til Vestfjorden/Drøbaksundet er vist med blå linjer.

11-4.6 Alternative avløpsløsninger

Det finnes alternativer til dagens storstilte transport av avløpsvann til sentrale renselanlegg og samlet utslipp til fjorden. Denne konvensjonelle måten å håndtere avløpsvannet gjør det vanskelig og kostbart å ivareta ressursene som ligger i avløpsvannet, samtidig som utslippet utgjør, som vi har sett i bl.a. **Vedlegg 3** (Status for fjorden) og **Vedlegg 4** (Kvantifisering av utfordringene med befolkningsøkningen fram mot 2050) en utfordring for vannmiljøet i fjorden. Likevel, dette er en investering samfunnet har gjort tidligere, og å gjennomføre en fullstendig omlegging til et mer ressursparende system vil kreve nye store investeringer. Men før eller siden må vi komme dit, og veien dit bør starte nå. Og enkelte steder har den gjort det allerede. Det vil gjerne være i nye boligområder/-felt hvor det vil være enklest å introdusere nye system, men også større restaureringer og nye bygg inne i eksisterende boligområder vil kunne være mulige objekter for uttesting/etablering av alternative avløpssystemer.

Det er ikke vår hensikt å sette opp noen fullverdig oversikt over alle mulighetene som foreligger. Det følgende er kun ment som eksempler, men samtidig anser vi dem som viktige smakebiter. Palm m.fl. (2002) har på oppdrag for Naturvårdverket i Sverige laget en sammenstilling av ulike småskala avløpsløsninger. De følgende tabellene viser hvordan kriteriene for smittespredning, husholdning og miljøpåvirkning oppfylles for disse (**Tabell 11.4**), kostnader (fra 1999) knyttet til rensing av avløpsvann fra én husholdning med disse renseløsningene (**Tabell 11.5**) og investeringskostnader (fra 1998) for ulike behandlingssystemer for 1-10 husholdninger (**Tabell 11.6**). Valget av de løsningene som vil gi den mest bærekraftig håndteringen av avløpsvannet lokalt bør skje ved sterk involvering av de berørte parter, gjerne i hht den beslutningsprosessen som Nesodden kommune gikk gjennom ved valg av VA-løsninger for Blylaget og Bomansvik (Mæhlum m.fl. 2008).

Tabell 11.4 *Bedømming av hur kriterierna smittspridning, hushållning och miljöpåverkan uppfylls av olika systemlösningar, där + betyder väl, 0 betyder varken bra eller dåligt, – betyder dåligt och ? att det är osäkert eller att erfarenhet/uppgifter saknas. I avsnittet för respektive systemlösning finns tabell som inkluderar kommentarer till bedömningarna.*

Systemlösning	Smittspridning	Hushållning	Miljöpåverkan
Urinsortering	0 till +	+	+
Klosettvattnesortering	+	+	+
Torra system	– till +	? till +	+
Minireningsverk	– till ?	0 till +	+
Kemisk fällning som komplement	0 till +	0 till +	+
Filter med P-sorberande förmåga	ej bedömt	ej bedömt	ej bedömt
Rotzonsanläggningar	– till +	–	– till +
Markbäddar	– till +	–	– till +
Infiltration	– till +	–	– till +
Bevattning av odlad mark	– till +	0 till +	0 till +
System med ytvattenflöde	– till ?	– till 0	– till +

Tabell 11.5 *Kostnader för olika system för behandling av avloppsvatten från ett hushåll (Västerviks kommun, 2001). Samtliga kostnader avser 1/1 1999 och är angivna exkl. moms. I de fall ett kostnadsspann har angivits i underlagsmaterialet har den högsta kostnaden valts. I kostnaderna ingår varken rör m.m. eller schaktning för dessa fram till eller efter behandlingsanläggningen (om avståndet överstiger några meter). Ledningssystem inne i bostadshuset ingår inte heller.*

System	Pris, exklusive moms	Kommentar
Urinsortering	25 000:- 20 000:-	Urinsortering med torr fekaliehantering Dubbelspolande urinsorterande klosett
Klosettvattnesortering	Kostnad för BDT-vattenrening respektive klosettvattnesortering tillkommer	
	10 000:- 15 000:-	Uppsamlingsbehållare Vakuumtoalett
Torrt system (Multrum)	Kostnader för rör och arbete tillkommer liksom kostnader för BDT-vattenrening	
	32 000:- 55 000:-	Placering i källare Nedgrävd placering
Minireningsverk	Kostnad för BDT-vattenrening tillkommer	
	80 000:- ^a Installationskostnad tillkommer	Inklusive doseringsutrustning.
Filter för P-sorption samt BOD-rening	60 000:-	Inkl. slamavskiljare. Anläggningsarbete tillkommer
Markbädd	45 000:-	
Infiltration	30 000:-	
Kompaktfilter med IN-DRÄN för BDT-vattenrening	25 000:-	
	40 000:-	
Markbädd för BDT-vattenrening		

a) Enligt tillverkarna är kostanden 2002 för en komplett anläggning, inklusive installation ofta lägre än 80 000:- (Gustafsson, Petterson och Tjörnvik, pers. medd.).

Tabell 11.6 Relativ investeringskostnad i Norge for ulike systemer til behandling av avloppsvannet fra 1 respektive 10 hushåll gemensamt (Refsgaard & Etnier, 1998).

System	Relativ investeringskostnad, 1 hushåll	Relativ investeringskostnad, 10 hushåll
Vanlig klosett og infiltrasjon av all avloppsvann	1	0,6
Waterless-klosett med våtkompostering av svartvann og infiltrasjon av BDT-vann	1,8	1,3
Vacuumblosett med våtkompostering av svartvann og infiltrasjon av BDT-vann	2,7	1,3
Vanlig klosett og reining av all avloppsvann i rotzonsanlegg	2,1	1,6
Vanlig klosett og reining av all avloppsvann i våtmark	1,8	1,2
Vanlig klosett og reining av all avloppsvann i minireiningsverk	3	0,8

11-4.6.1 Klosterenga økologiboliger i gamlebyen – et eksempel fra år 2000 til etterfølgelse

Fra prosjektets nettside (<http://www.arkitektur.no/?nid=87662>):

Klosterenga ligger i et område med typisk kvartalsbebyggelse fra siste del av 1800-tallet. Tidligere lave industri- og lagerbygg er erstattet med boliger. Prosjektet består av 3 bygninger med i alt 92 leiligheter. Et av byggene, med 35 leiligheter, ble prosjektert med omfattende økologiltak [...]:

- Gjennom et livsløp skal byggningskonstruksjonene ha et minst mulig ressursforbruk
- Bebyggelsen skal gi minst mulig miljøbelastning under bygging og drift.
- Kvaliteten og omfanget av naturinnholdet på stedet skal økes.

Klosterenga er støttet av EU innenfor 5. rammeprogram som en del av SUHN/SHINE-prosjektet. Temaene er aktiv og passiv solvarme som alternativ energi.

Prosjektet er dessuten dokumentert som Best practice i Caddet Technical Brochure no. 170 (IEA/OECD), Godt eksempel på økodesign hos SFT, og vant NBO's nordiske miljøpris 2000.

[...]

Hver leilighet har separate styringsenheter og målere for vannbruk. Det er installert tradisjonelt vannbesparende utstyr som sparedusj og todelt, lavtspylende toalett. Regnvann blir samlet opp for bruk til hagevanning. Boligene har to separate avløpssystemer. Ett leder vann fra toalettene direkte til byens kloaknett og videre til kommunalt renseanlegg. Det andre systemet leder gråvann til et renseanlegg i gårdsrommet. Her renses avløpsvannet med biologiske prosesser (rotsoneanlegg), helt uten bruk av kjemikalier. Renseanlegget er bygget opp av slamavskiller, forfilter, rotsoneanlegg, kummer, vanntrapp, dam, vannrenne og overflatevann.



[Norske Arkitekters Landsforbund]

11-4.6.2 Separering av urin som alternativ til kostbar N-fjerning og løsning på global fosformangel

Man kan trygt si at vi i dag ikke forvalter våre fosforressurser på en hensiktsmessig og bærekraftig måte. Fosfor er essensielt for alt liv (finnes bl.a. i DNA og inngår i alle energiprosesser) og tilføres derfor jordbruket i stort omfang i form av gjødsel. Og på grunn av det store overforbruket i jordbruket, lekker det ut enorme mengder fosfor til resipientene med påfølgende eutrofieringsproblemer. Det store forbruket av kunstgjødsel har tært kraftig på de globale lett tilgjengelige fosforreservene. Prediksjonene av tidspunktet for nedslaget av den globale fosformangelen har de senere årene blitt satt stadig nærmere, og enkelte har anslått at det vil skje allerede rundt 2034, mens andre har satt tidspunktet til rundt 2070 eller senere (Ulrich m.fl. 2009, Coulumbe 2010). Uansett, klarer vi ikke å få til et bærekraftig fosforkretsløp vil vi heller ikke ha et framtidrettet, levedyktig landbruk. I **Kapittel 11-6** skal vi se på tiltak i jordbruket. Her tar vi for oss muligheten som ligger i urinseparering.

Vannklosettet tilfører ca. 90 % av nitrogenet og ca. 75-85 % av fosforet som gjenfinnes i avløpssystemet. Ved kun urinseparering, der man av erfaring fanger opp i størrelsesorden 65-85 % av urinet, vil man ta ut 50-70 % av nitrogenet og 35-50 % av fosforet før det tilføres avløpsvannet (Palm m.fl. 2002). Dette har en rekke vesentlige fordeler:

- Man trenger ikke bruke ressurser på å fjerne dette nitrogenet og fosforet på rensenanlegget.
- Man kan oppnå tilnærmet samme ”rensegrad” for nitrogen uten behandling som man får med høygradig biologisk-kjemisk rensing, noe som sparer både investeringer og driftsutgifter i tillegg til at utslippene av nitrogen reduseres.
- Nitrogenet og fosforet er lett tilgjengelig for videre bruk som for eksempel gjødsel; urinen er flytende, velbalansert fullgjødsel med nesten like høy (80-90 %) nitrogeneffekt og like høy fosforeffekt som mineralgjødsel (kunstgjødsel) og med svært lave tungmetallkonsentrasjoner (Palm m.fl. 2002). Alle de større rensenanleggene rundt indre Oslofjord baserer fosforfjerningen på kjemisk felling, noe som gjør fosforet i slammet mindre tilgjengelig for plantene (<30 %).

- Det kan se ut til at det avløpsvannet som er igjen er bedre balansert (økt BOF/P- og BOF/N-forhold) i forhold til de næringsstoffene for ”enkel” biologisk rensing.
- Hovedandelen av resterende nitrogen og fosfor i avløpsvannet er partikkelbundet, noe som gir det lenger oppholdstid i rensetrinnet ved ulike typer biologisk rensing; ved konvensjonell aktivslamrensing, men ikke minst ved enkle rotsoneanlegg/infiltrasjonsanlegg.

Samtidig, det er en del viktige forutsetninger og avklaringer som må være på plass før urinseparering kan tas i bruk i stor skala:

- Tilstrekkelig etterspørsel etter urin. I forhold til bruk som gjødsel krever dette både offentlig og privat aksept for, og ønske om, bruk av urin til slikt formål. Urin er tillatt benyttet i konvensjonelt landbruk i Norge (og av EU), men ikke ved økologisk dyrking, noe som sannsynligvis ville vært en sterk driver for økt forbruk.
- Et effektivt innsamlings- og transportsystem for separert urin. De fleste(?) steder er det lagt opp til lokal anvendelse av urinen, noe som reduserer logistikken i forhold til innsamling og transport. Her trengs det utvikles et regelverk som gjør det enkelt for den enkelte å installere urinseparering, at urintanken blir tømt regelmessig og at den håndteres videre på en miljømessig bra måte.
- Selv om urinen normalt er steril, må urinen lagres i 1-6 måneder før den kan benyttes for å redusere sjansen for overføring av patogene mikroorganismer (se **Tabell 11.7**).
- Mange legemiddelrester skilles ut via urinen og det er en viss bekymring for at dette kan gi uheldige konsekvenser ved bruk som gjødsel.

Urin er ikke kun en kilde til næring. Den kan også gi energi, siden urinens urea er et effektivt lager for flytende hydrogen (N_2H_4). Denne kan frigjøres ved å tilføre litt strøm (0,037 V), og for eksempel skal en bil drevet med brenselceller kunne gå ca. 4 mil på 1 liter urin (<http://dsc.discovery.com/news/2009/07/08/urine-power.html>).

Hvis vi skulle forsøke oss på en tentativ målsetningsplan for urinseparering i regionen kunne den skje etter den forslagsvise opptrappingsplanen presentert i **Tabell 11.8**.

Med den reduserte tilførsel av fosfor og nitrogen til renseanleggene, som vi har foreslått her, vil også den beregnede effekten (på $TOF_{>20\text{ m dyp}}$) av for eksempel en minimering av ammoniumandelen av totalnitrogenet i utløpet (se **Kapittel 11-4.2**), reduseres noe¹⁴; ved 50 % urininsamling i 2050 reduseres $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ -vinningen ved å redusere ammoniumandelen til 15 i utløpet fra ca. 1700 tonn O_2 /år til ca. 900 tonn O_2 /år. **Dette viser at det bør undersøkes nærmere hvordan etableringen av urinseparering vil kunne påvirke ulike sider ved behandlingen på renseanleggene.**

¹⁴ $TOF_{n,0}$ i **Ligning 11.1** reduseres tilsvarende forventet effekt på $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ vist i **Tabell 11.8**, i tillegg til at $K_{VEAS,n}$ og $K_{BRA,n}$ reduseres tilsvarende reduksjonen i belastningen på de to renseanleggene (men kun for N og P), og dermed reduseres $TOF_{n,rX}$ i **Ligning 11.1**.

Tabell 11.7 Samband mellom lagringsbetingelser og urinblandningens kvarvarande patogeninnehåll^a etter lagring samt rekommenderat val av grøda for større system^b. Det forutsatts at urinblandningens pH er minst 8,8 og dess kvävehalt minst 1 g/l. For enskilda anleggninger avgjøres rekommendationen av lokale forutsättningar. Dock bör alltid nedmyllning och en månads latenstid mellan spridning och skörd eftersträvas. Efter Jönsson m.fl. (2000).

Lagrings-temperatur	Lagringstid	Eventuelle kvarvarande patogener	Rekommenderade grøder
4 °C	≥ 1 måned	Virus, protozoer	Foder- og livsmedelsgrøder som processas
4 °C	≥ 6 månader	Virus	Livsmedelsgrøder som processas, fodergrøder ^c
20 °C	≥ 1 måned	Virus	Livsmedelsgrøder som processas, fodergrøder ^c
20 °C	≥ 6 månader	Troligen inga	Samtlige ^d

- a) Grampositive bakterier og sporbildende bakterier inkluderer ej.
 b) Med større system menas i det här fallet att urinblandningen används till att gödsla grøder som konsumeras av andra än medlemmar i hushållet som urinen samlats från.
 c) Ej vall för produktion av foder.
 d) För livsmedelsgrøder som konsumeras råa rekommenderas att urinen sprids senast en måned före skörd samt att den nedmyllas.

Tabell 11.8. Tentativ målsetningsplan for etablering av urinseparering i regionen.

Trinn	Frist	Milepæl	Forventet effekt på TOF _{>20 m dvp}
1	2011	Beregnet potensialet for urinutnyttelse i regionen og identifisert aktuelle lokalt tilpassede innsamlings- og transportsystemer for hver enkelt kommune. Identifisert og testet ut nødvendig forbehandling før spesifisert anvendelse.	-
2	2013	Etablert støtte-/finansieringsordninger som fremmer hele kjeden fra investering/installering av urinseparering i nye/renoverte bygg, via etablering av nødvendige innsamlings- og transportveier til miljømessig og sikker håndtering og bruk av urin til prioritert anvendelser.	-
3	2013	Pilotprosjekt i minst ett nytt byggefelt i hver kommune med ekstra oppfølging av drift samt hele verdikjeden for hele ordningen.	Minimal
4	2020	Alle kommunale/statlige bygg oppført etter 2015 og alle nye byggefelt og totalrenoverte bygg i kommunene i perioden etter 2015 skal ha etablert urinseparering. Anslagsvis 5 % av urinen i regionen blir samlet inn.	Ca. 115 tonn O ₂ /år
5	2030	Anslagsvis 15 % av urinen i regionen blir samlet inn.	Ca. 400 tonn O ₂ /år
6	2050	Anslagsvis 50 % av urinen i regionen blir samlet inn.	Ca. 1500 tonn O ₂ /år

11-5 Aktuelle vassdragstiltak

Vanndirektivets krav til god økologisk status gjelder som sagt for alle vannforekomster, og det skal derfor lages planer og gjennomføres tiltak som har dette som målsetning. Ut fra **Figur 4.12 i Vedlegg 4** ser vi at de største estimerte enkeltkildene utenom renseanleggene, de største overløpene og atmosfæren til tilførsler med betydning for oksygenforbruket under 20 m i fjorden er de fem elvene Gjersjøelva, Loelva, Årangelva, Åroselva og Sandvikselva. Siden Gjersjøelva og Årangelva tilhører PURA-området finnes det for disse elvene målsetninger for tilførsler til fjorden med tilhørende tiltaksplaner (PURA 2009). Men ettersom det er kun for fosfor det er definert målsetninger for tilførsler, blir det svært usikkert hva de enkelte tiltak vil ha å si for totalbelastningen på dypvannet i fjorden.

Det kan derfor være mer illustrativt å ta utgangspunkt i det relative bidraget fra de viktigste kildetyperne (jordbruk, tette flater og spredt bebyggelse) til $TOF_{>20\text{ m dyp}}$, som vi har listet opp i **Tabell 11.9**. Bidraget fra bakgrunnsavrenningen er i størrelsesorden 20-40 % av det totale bidraget til $TOF_{>20\text{ m dyp}}$. Med unntak av Loelva, er alle elvene jordbrukspåvirket (antydningssvis 31-66 % av $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ -bidraget), og det vil være naturlig at det settes krav til tiltak som bidrar til å redusere næringssaltavrenningen fra jordbruket i disse områdene. Vi har markert dette med blå bakgrunn i tabellen. Gjersjøen er også betydelig påvirket av avrenning fra spredt bebyggelse, mens Loelva i all hovedsak er påvirket av urban avrenning, så for disse vassdragene vil det være viktig og målrettet å gjøre tiltak for å begrense disse tilførslene. Samtidig må det påpekes at vi ikke fraråder tiltak for å redusere bidraget fra de kildene som ikke er markert med blå bakgrunn i **Tabell 11.9**. Det kan også være mer kostnadseffektivt å gjøre tiltak mot de mindre kildene, men dette har vi ikke gjort vurderinger rundt her.

Som det framgår av **Figur 4.15 i Vedlegg 4** dominerer bidraget fra organisk stoff til det estimerte $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ -bidraget fra alle disse elvene med unntak for Loelva. Vi har tidligere påpekt behovet for å få kvantifisert den faktiske betydningen av det organiske stoffet på $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ for disse elvene kildene, som gjør det vanskelig å foreslå kvantitative, målrettede tiltak. I **Tabell 11.10** har vi likevel foreslått tentative målsetninger for elvene; et lavt og et høyt ambisjonsnivå, basert på hhv 50 % og 80 % reduksjon av $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ for kildene markert med blått i **Tabell 11.9**. De to forslagene vil gi hhv en reduksjon i $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ på i størrelsesorden 300 tonn O_2 /år og 500 tonn O_2 /år.

Tabell 11.9. Antatt relativt bidraget til $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ fra de viktigste kildene til elvene med de største tilførslene av oksygenforbrukende stoffer til indre Oslofjord slik det framgår av simuleringsprogrammet TEOTIL (se mer detaljer i **Leveranse nr. 11**). Våre forslag til kilder det bør stilles spesielle krav til avbøtende tiltak for er markert med blå bakgrunn.

Elv	Dagens $TOF_{>20\text{ m dyp}}$ -belastning				
	$TOF_{>20\text{ m dyp}}$	TOF_{bakgrunn}	$TOF_{\text{spredt bebyg.}}$	$TOF_{\text{tette flater}}$	TOF_{jordbruk}
	tonn/år	%	%	%	%
Gjersjøelva	331	19	31	18	33
Loelva	298	19	1	77	4
Årangelva	140	23	8	4	66
Åroselva	141	39	16	13	31
Sandvikselva	131	35	4	16	45
Samlet	1.041	100	100	100	100

Tabell 11.10. Tentative målsetninger for elvene; et lavt og et høyt ambisjonsnivå, basert på hhv 50 % og 80 % reduksjon av TOF_{>20 m dyp} for kildene markert med blått i **Tabell 11.9**.

Elv	Dagens TOF _{>20 m dyp} -bidrag		Tentativt ambisjonsnivå tiltak	
	Samlet	Bakgrunn	Lavt; 50 % red.	Høyt; 80 % red.
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
Gjersjøelva	331	63	225	162
Loelva	298	57	183	114
Årungenelva	140	32	94	66
Åroselva	141	55	119	106
Sandvikselva	131	46	101	83
Samlet	1.041	253	723	532

Bedre kontroll med tilstanden til (driftsoppfølging av) små private avløpsanlegg og krav til utbedring ved påvisning av mangler/feil vil sannsynligvis være et viktig tiltak for å redusere avrenningen fra spredt bebyggelse. Tiltak i forhold til avrenning fra tette hr vi kommentert nærmere i **Kapittel 11-2**, mens de viktigste tiltakene i forhold til redusert avrenning av næringsstoffer fra jordbruket vil vi kommentere nå (se **Kapittel 11-6.1**).

11-5.1 Miljøtilpasset jordarbeiding og gjødslingsplanlegging

Øgaard m.fl. (2006) har sett på dagens gjødslingsrutiner i norsk jordbruk og funnet at det tilføres mer fosfor og nitrogen enn plantene tar opp. Med andre ord sløses det med næringsstoffer samtidig som avrenningen kan skape eutrofieringsproblemer i resipientene. Dagens gjødslingsrutiner ble etablert på 1950-tallet da man etter en lengre tid med svak gjødsling så at jorda trengte noe mer tilførsler av næringsstoffer for på sikt å heve innholdet i jorda til et agronomisk godt nivå (Øgaard og Krogstad 2006). Dette har ført til at man mange steder har et betydelig P-overskudd i jorda, og utstrakt bruk av husdyrgjødsel har bidratt ytterligere. I den normgivende gjødslingsplanleggingen justeres gjødselmengden etter vekst, avlingsnivå, mengde gjødsel som ligger igjen i jorda fra året før og prosentvis korrigering i forhold til P-AL tallet i jorda. Som en forbedring av dagens P-AL-korrigering, som de mener overestimerer P-behovet, foreslår Øgaard m.fl. (2006) å korrigere gjødslingen etter hvor mye jorda selv kan bidra med til ulike vekster.

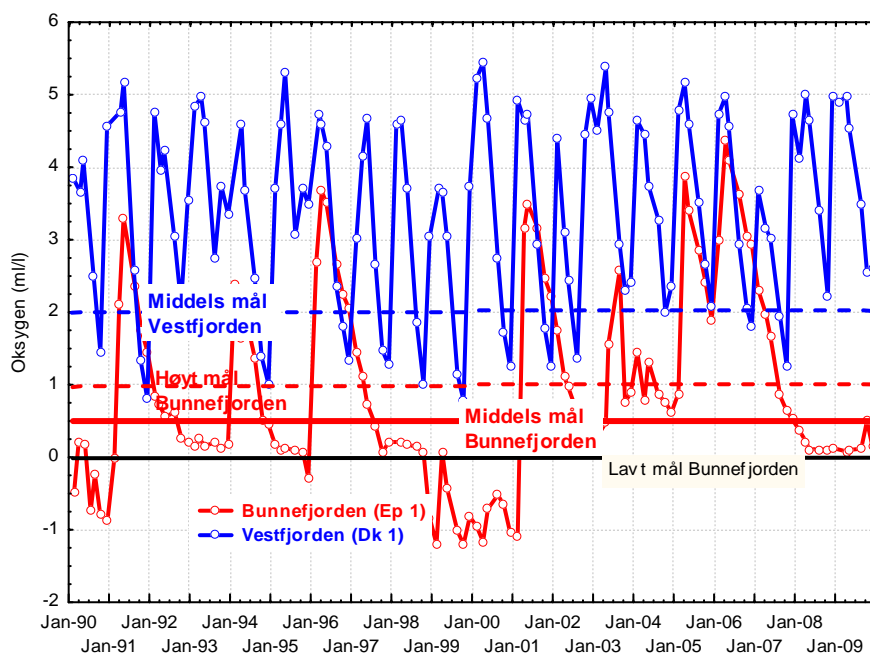
Med økt nedbør kan man også forvente økt avrenning (se **Kapittel 10-2** i **Vedlegg 10**). Dette øker risikoen for tap av jord og næringsstoffer. I prosjektet Klimakommuner (www.klimakommuner.no) har Bioforsk sett på betydningen av miljøtilpasset jordarbeiding. I praksis innebærer dette at høstpløying utelates og at det enten utføres direktesåing, vårpløying eller lettere eller minimal jordbearbeiding før såing. Mer detaljer rundt dette kan finnes på prosjektets [hjemmeside](#).

11-6 Mulige tiltak ute i fjorden

11-6.1 Muligheten for å bedre dypvannsutsiftningen i Bunnefjorden

NIVA har siden den første tekniske utredningen om Oslofjorden (Oslofjordprosjektet 1962-65) vurdert muligheten for andre forurensningsforbedrende tiltak i tillegg til rensing av avløpsvann i rensesanlegg. Et av disse tiltakene har vært å forbedre dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord for å oppnå bedre oksygenforhold i dypvannet.

Figur 11.6 viser oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden og Bunnefjorden 1990-2009. I Vestfjordens dypvann fornyes oksygeninnholdet hvert år som følge av dypvannsfornyelser, dvs. ved innstrømning av tungt oksygenrikt vann fra Drøbaksundet/ytre Oslofjord - normalt om vinteren. I Bunnefjorden går det flere år mellom hver større dypvannsfornyelse som gir tilførsel av oksygenrikt vann. Figuren viser at vannet i Bunnefjorden på 80-90 m siden 2003 har holdt seg så vidt over det laveste miljømålet som er satt for Bunnefjordens oksygenkonsentrasjon og som skulle muliggjøre reetablering av dyrelivet i vannmassene og på bunn. Dette er en kort periode til å kunne si at det laveste målet er nådd, og det er dessuten ikke tilfelle på større dyp.

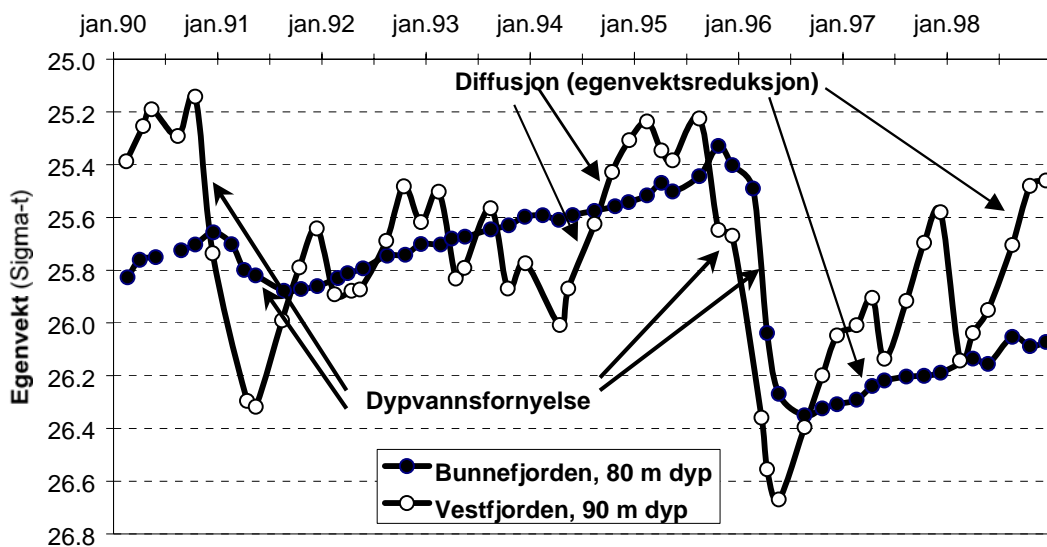


Figur 11.6. Oksygenkonsentrasjonen på 80-90 meters dyp i Bunnefjorden (Ep1) og Vestfjorden (Dk1) 1990-2009.

Beregninger har vist at en ikke vil oppnå middels miljømål i Bunnefjorden selv om tilførsler av næringssalter og organisk stoff reduseres til samme størrelse som i begynnelsen av 1900-tallet, da Bunnefjorden hadde tilstrekkelig med oksygen i dypvannet for bl.a. rekefiske. Årsaken til dette er at vannkvaliteten i vannmassene utenfor

indre Oslofjord i mellomtiden har blitt dårligere, dvs. det er redusert oksygeninnhold i det innstrømmende vannet (Bjerkeng m.fl., 2008).

Forskjellen i frekvens av dypvannsfornyelser mellom de to bassengene skyldes at vertikaldiffusjonen i Vestfjorden er betydelig større enn i Bunnefjorden. Det gir ca. 5 ganger større egenvektsreduksjon i dypvannet som følge av blanding av lettere overflatevann med det tyngre dypvannet (**Figur 11.7**). Blandingsprosessen drives av turbulens som genereres ved Drøbakerskelen, og det påvirker først og fremst vertikalblanding i Vestfjorden. Lavere egenvekt i dypvannet om vinteren øker sannsynligheten for at tyngre vann kan strømme inn over terskelen fra Drøbaksundet til Vestfjorden. Hadde vertikaldiffusjonen i Bunnefjorden vært like stor som i Vestfjorden, slik at egenvekten i dypvannet avtok like raskt, ville en forventet omtrent årlige dypvannsfornyelser og oksygenholdige vannmasser helt til bunn. En annen mulighet til å redusere egenvekten i dypvannet er å direkte tilføre lettere vann til dypvannet.

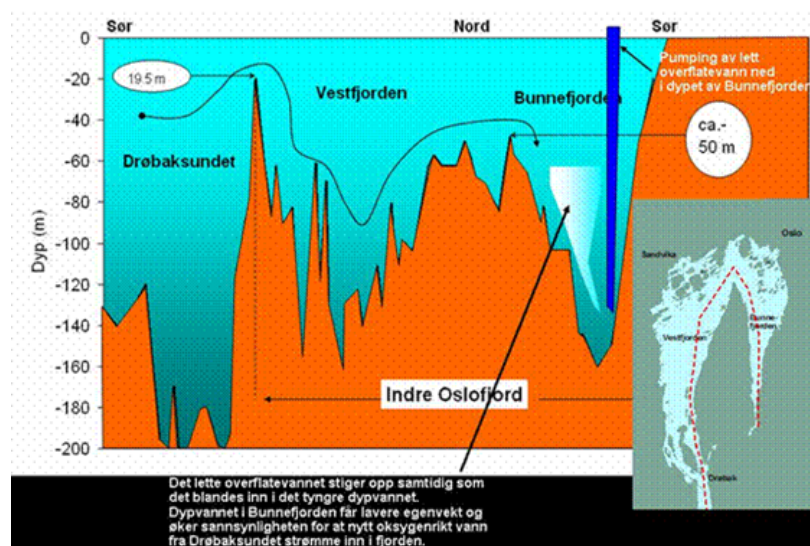


Figur 11.7. Egenvektsvariasjonen i Vestfjorden (Dk1) og Bunnefjorden (Ep1) 1990-98 på 80-90 meters dyp.

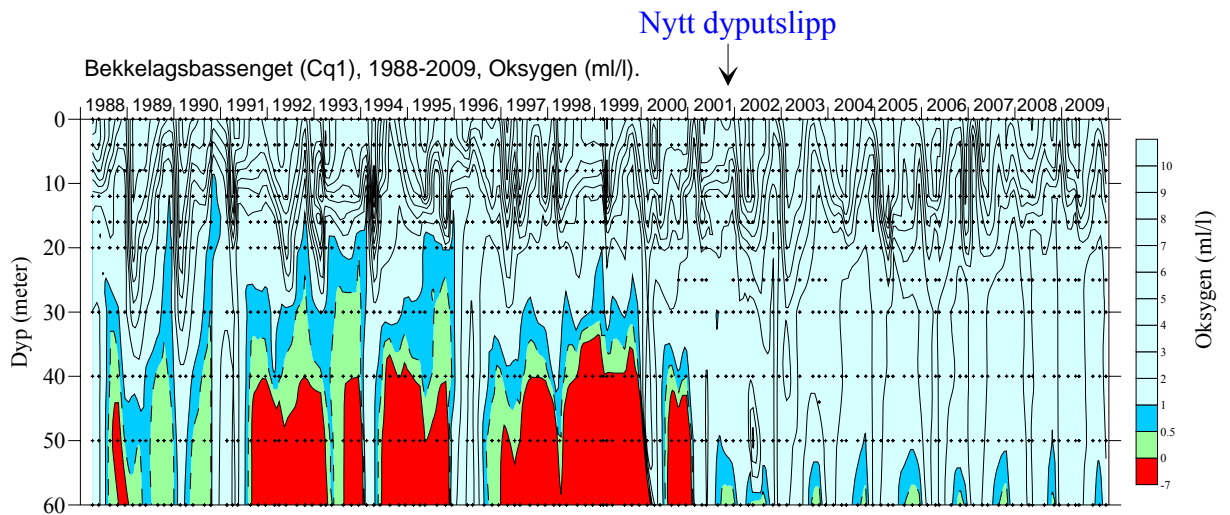
Den mest skånsomme metoden er å etterligne de naturlige prosesser, dvs. blande ned lettere vann i dypvannet, men andre metoder er også mulige (Bjerkeng og Magnusson, 2000). Foreløpig er nedpumping av vann vurdert som den beste løsningen (**Figur 11.8**). I den forbindelse er det interessant å se på de endringer som har skjedd i Bekkelaget etter at det nye Bekkelaget renseanlegg ble satt i drift, med utslippet flyttet fra de øvre lag til 50 meters dyp (**Figur 11.9**), og med mer effektiv innblanding og innlagring under sprangsjiktet. I tillegg til den forbedring som skyldes økt renseseffekt ga nedpumping av rensset avløpsvann (ferskvann) en reduksjon av saltholdighet (egenvekten) mellom utslippsdyp og avløpsvannets innlagringsdyp (**Figur 11.10**). Figuren viser også en økt variasjon etter 2001, som tyder på større vannutskifting og raskere reduksjon over tid også i mellomdyp. **Figur 11.10** viser forbedringene i oksygenforhold fra 2001. Hvis en ser på hele tidsserien fra 1972 til i dag, er det en avtagende trend i saltholdighet og tetthet på 40-50 m dyp. De store trekk i denne endringen er felles for hele indre Oslofjord, både når det gjelder den generelle utviklingen og svingningene mellom år, *men endringen i generelt nivå er størst for Bekkelagsbassenget*. **Figur 11.11** viser sammenhengen mellom tetthet på 40 m dyp målt samtidig i Bekkelagsbassenget (stasjon Cq1) og i Bunnefjorden (stasjon Ep1). Figuren skiller mellom data 1972-2001 og 2002-2009, og det fremgår klart

at det har skjedd en endring i Bekkelagsbassenget sammenlignet med Bunnefjorden. Forklaringen på denne forskjellen kan være at fordi det er en terskel på omkring 40 m, vil fortynningsvannet som trekkes inn mot det nye dyputslippet i Bekkelagsbassenget gå ned på litt større dyp inne i bassenget. **Figur 11.12** viser tetthet på 40 m dyp som funksjon av tid for stasjonene Bekkelagsbassenget (Cq1), Bunnefjorden (Ep1) og Vestfjorden (Dk1 og Fl1). I hele perioden er det en klar årstidsvariasjon i tetthet på 40m dyp, med lavest tetthet senhøstes eller omkring årsskiftet, men 10-året fra 1988 til 1998 skiller seg litt fra perioden før og etter, med svakere årstidsvariasjoner i de fleste årene, og kanskje mer preget av flerårige variasjoner. Figuren antyder en langtidstrend med reduksjon av tettheten, klarest hvis en sammenligner 1971-1986 med perioden 2002-2009. Når det gjelder utviklingen i fjorden som helhet, vil den økte tilførselen av ferskvann til 30-50 m dyp via renseanleggene, først VEAS midt på 1980-tallet, deretter Nordre Follo til Bunnefjorden, og til slutt Bekkelaget renseanlegg, bidra til å gjøre vannet på mellomdyp lettere enn før; det kan også bidra til noe hyppigere innstrømninger til mellomdyp over Drøbaksterskelen.

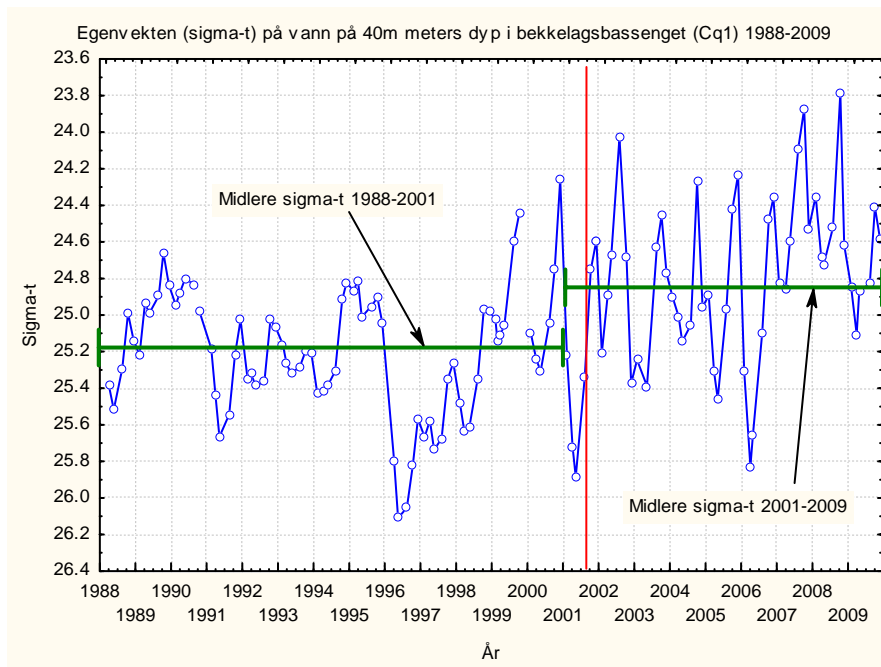
Både erfaringen fra Bekkelagsbassenget og mindre eksperimenter på Sørlandet viser klare positive effekter ved bruk av nedpumping av ferskvann i dypvannet i terskelfjorder.



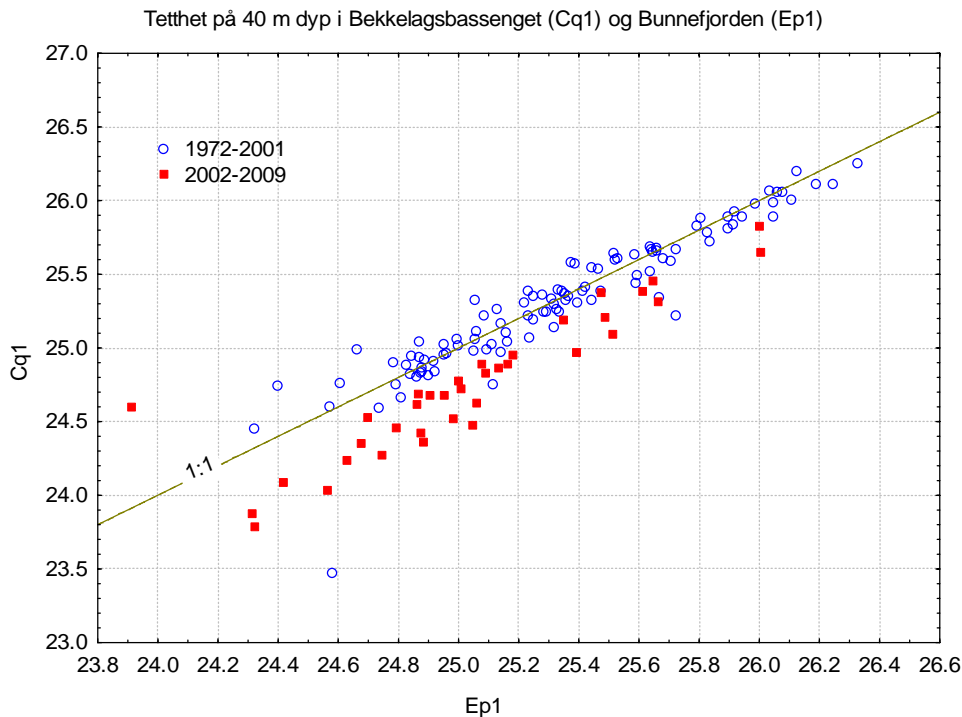
Figur 11.8. Nedpumping av lettere overflatevann i Bunnefjordens dypvann.



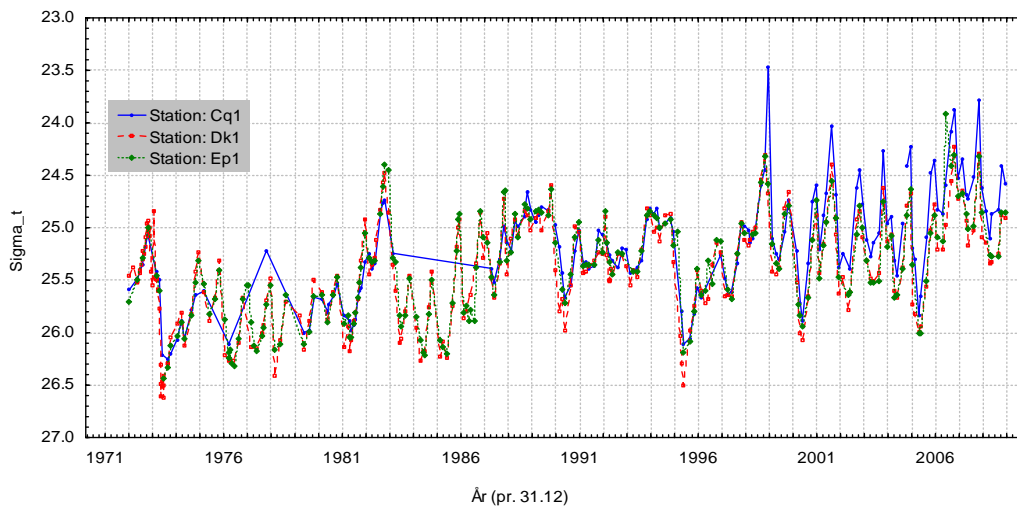
Figur 11.9. Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget før og etter etablering av dyputslippet på 50 meters dyp (høsten 2001).



Figur 11.10. Egenvekten (Sigma-t , Sigma-t beregnes som $(\text{Egenvekt (kg/l)} - 1) * 1000$). Rød linje markerer når dypvannsutslippet ble tatt i bruk i 2001.



Figur 11.11. Sammenheng mellom tetthet på 40 m dyp i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden før og etter nytt dyputslipp i Bekkelagsbassenget.



Figur 11.12. Variasjon med tid i tetthet på 40 m dyp i Bekkelagsbassenget og eller hovedstasjoner ellers i indre Oslofjord.

Ferskvannstilførslene til Bunnefjorden er meget beskjedne og det er ikke mulig å ta ferskvann fra elvene. Derfor ble det foretatt en utredning ved å bruke Bunnefjordens overflatevann som kilde (Bjerkeng og Magnusson, 2000). En praktisk løsning for nedpumpingen av overflatevann til dyptet ble utredet av Hjellnes COWI As (2003) ved bruk av et flytende pumpeanlegg.

Det ble gjennomført enkelte beregninger for hvor mye vann som skulle tilføres og hvilken effekt dette hadde på oksygenforholdene. Konklusjonene fra arbeidet var: Utslippet av overflatevann i diffusor bør skje så nær bunn på 150 meter som er praktisk mulig. Sammenlignet med miljømålene for Bunnefjorden vil det å oppnå laveste

ambisjonsnivå (unngå anoksisk dypvann) kreve en vannmengde på 4 m³/s ved kontinuerlig pumping. Med 8 m³/s skulle det være mulig å oppnå middels ambisjonsnivå og med 12 m³/s det høyeste ambisjonsnivået (få tilbake rekefisket i Bunnefjorden). Et slikt tiltak vil gi utskiftning av Bunnefjordens dypvann stort sett hvert år, og det er en stor forbedring i forhold til den naturlige situasjonen, hvor det kan gå 3-4 år mellom hver utskiftning.

I stedet for å pumpe kontinuerlig kan en pumpe i deler av året, men med en større vannmengde pr. tidsenhet. Det som er av overordnet betydning er hvor store volumer lettere overflatevann som tilføres dypvannet i løpet av et år.

Det skal således relativt store mengder overflatevann for å oppnå det høyeste kravet til miljømål for dypvannet i Bunnefjorden. Hvis ferskvann kunde brukes vil en trenge ca. 4 m³/s. Renset avløpsvann er en kilde men det finnes sannsynligvis ikke mengder nok for å oppnå tilstrekkelig størrelse. Imidlertid er det ikke gjort noen detaljerte studier over effekten av mindre tilførsler av ferskvann, eventuelt kombinert med tilførsler av overflatevann. Det er også slik at best effekt vil være tilførsler i april/mai-november (størst egenvektsforskjell mellom overflatevann og bunn, samt utenfor den perioden da dypvannsfornyelser er vanlige).

Forslag til videre vurderinger.

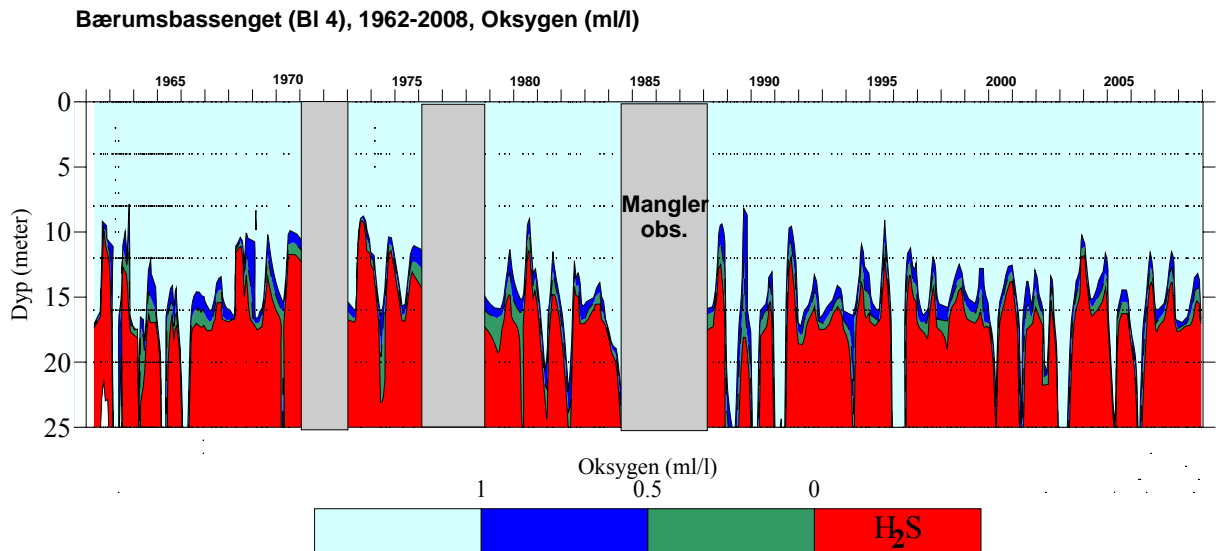
Det bør undersøkes hvor mye ferskvann (renset avløpsvann eller overløpsvann) som er tilgjengelig for utslipp i dypet av Bunnefjorden. Deretter bør NIVAs fjordmodell kjøres på ny med realistiske scenarier av ferskvannsmengder sett i relasjon til miljømålene. Det bør også kjøres scenarier med en kombinasjon av bruk av rensed avløpsvann og nedpumping av overflatevann, og nedpumping fordelt til ulike dyp.

11-6.2 Utbedring av dypvannsforholdene i Bærumsbassenget

Bærumsbassenget er et naturlig anoksisk basseng fra ca 25- 30 m dyp til bunn og bare rensing av avløpsvann vil således ikke kunne gi oksygen i hele vannmassen. Dagen forhold er vist i **Figur 11.13**. Som for Bunnefjorden kan dyputslipp av ferskvann på 30-35 meters dyp i Bærumsbassenget gi oksiske forhold året rundt. Hvor mye som skal til kan beregnes ved hjelp av NIVAs fjordmodell, og kjøringen kan gjennomføres slik at en ser tiltak i Bærumsbassenget og Bunnefjorden i kombinasjon.

Forslag til videre vurderinger.

Det bør undersøkes hvor mye ferskvann som må til for å få bassenget oksisk gjennom hele året. Det kan gjøres ved å skille ut Bærumsbassenget som eget vannvolum i NIVAs fjordmodell og kjøre modellen med ulike scenarier på ferskvannstilførsler til dypvannet.



Figur 11.13. Oksygenforholdene i Bærumsbassenget (BI4).

11-6.3 Utslippsscenarioer for å bestemme optimale utslippspunkt for behandlet avløp i fjorden

Som vi har poengtert flere ganger trengs det dynamiske modellsimuleringer av tilførslenes virkninger på oksygenforbruket i fjorden for å kunne vurdere den faktiske effekten av de foreslåtte tiltakene. Dette ser vi på i mer detalj avslutningsvis i dette kapittelet i forbindelse med den samlede vurderingen av tiltak.

REFERANSER I VEDLEGG

- Aquarosim (2008) ”Bærum kommune – Flomfrekvensanalyse/Dimensjonering”.
- Bjerkeng, B og Magnusson, J., (2000). Forbedring av dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden. NIVA_rapport nr 4266.
- Bjerkeng B., Berge J.A., Magnusson J., Molvær J., Pedersen A. og Schaaning M. (2009) Miljømål Bunnefjorden. Rapport fase 3. NIVA-rapport 5766-2009.
- CIENS (2007). Tilpasninger til klimaendringer i Osloregionen. Red: Vevatne, J. og Westskog, H.. CIENS-rapport nr 1- 2007.
- Coloumbe M. (2010) Peak P? Phosphorus, food supply spurs Southwest initiative. Genetic Engineering & Biotechnology News. 15. april 2010.
- DANVA (2007) ”En kokebok for analyser af klimaendringers effekt på afløbssystemer – med fokus på oversvømmelser”. ISBN: 87-90455-74-6. København.
- De Wit H.A. og Wright R.F. (2008) Projected water fluxes of NO₃ and total organic carbon from the Storgama headwater catchment, Norway, under climat change and reduced acid deposition. *Ambio* 37(1), 57-63.
- Drange, H., Marzeion, B., Nesje, A. og Sorteberg, A. (2007) Opptil én meter havstigning langs Norskekysten innen år 2100. Cicerone Mars 2007. Oslo.
- Erlandsson, C.P., Stigebrandt, A. and L. Arneborg. (2006). The sensitivity of minimum oxygen concentrations in a fjord to changes in biotic and abiotic external forcing. *Limnol. Oceanogr.* 51 (1, part 2), 631.638.
- Førland, E. J., Alfnes, E., Amundsen, H., Pytte Asvall, R., Benestad, R., Debernard, J., Engen-Skaugen, T., Hanssen-Bauer, I., Harstveit, K., Haugen, J. E., Hovelsrud, G.K., Isaksen, K., Jaedicke, C., Kronholm, K., Kvambekk, Å. S., LaCasce, J., Roald, L.A., Sletten, K. og Stalsberg, Å. (2007) “Climate change and natural disasters in Norway – An assesment of possible future changes”. Report 06/2007. Meteorologisk institutt. Oslo.
- Førland, E., Amundsen, H. og Hovelsrud, G., K. (2007) ”Utviklingen av naturulykker som følge av klimaendringer”. Cicerorapport 2007:03.
- La Casce, J. og Debernard, J. 2007. ”Vil det bli økt hyppighet av springflo kombinert med sterk vind, s.k. stormflo?”. Cicerorapport 2007:03 ”Utviklingen av naturulykker som følge av klimaendringer”.
- Gade, H.G. (1970). Hydrografical Investigations in the Oslofjord, a study of Water Circulation and Exchange Processes. Report 24. University of Bergen
- Hjellnes COWI AS. Dypvannsfornyelse i Bunnefjorden. Forprosjekt. Flytende pumpestasjon ved Svartskog. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport nr 80.
- Iden, K.A., Hackett, B. og Harstveit, K. (2007). Vind og havbølger: I Sukkertareprosjektet- analyse av klima- og miljøovervåkingsdata med betydning for

- sukkertare. Red: F.Moy og P. Stålnacke. SFT-rapport TA-2279/2007. NIVA-rapport 5454. 210s.
- Kaste, Ø, Wright, R.F., Barkved, L.J., Bjerkeng, B., Engen – Skaugen, T., Magnusson, J., Sælthun, N.R. 2006. Linked models to assess the impacts of climate change on nitrogen in a Norwegian river basin and fjord system. *Science of the Total Environment*. 365, 200-222.
- Kjällqvist, T. (1988). Kväve eller fosfor- vad er begränsande näringsalt i kustområden? Exempel från Norska fjordar. *Vatten* 44, 11-18, Lund 1988.
- Lindholm, O. (2008) ”Klimaendringer – Veiledning om mulige tiltak i avløpsanlegg”. Statens forurensningstilsyn. TA-nummer 2317 / 2007. Oslo.
- Lindholm, O., Endresen, S. Thorolfsson, S., Sægrov, S. og Jakobsen, G. og Aaby, L. (2008) ”Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering”. NORSK VANN-rapport 162 – 2008. Hamar.
- Mæhlum T., Paruch A. og Lindholm O. (2008) Bærekraftige VA-løsninger I Nesodden commune. Eksempler fra Blylaget og Bomansvik. Bioforsk-rapport nr. 92-2008.
- Nilsen, V., et al. (2009) “Impact of climate change on urban flooding and combined sewer overflows - case from Oslo”. Conference on "Road Map Towards a Flood Resilient Urban Environment" Paris 26th and 27th of November 2009.
- Oslo Kommune (2008) Kommuneplan 2008. Oslo fram til 2025. Vedtatt av Oslo bystyre 11.06.2008 (sak 213)
- Osloregionen (2008) Samordnet areal- og transportstrategi for Osloregionen. Kortversjon januar 2008. <http://www.osloregionen.no/Media/Uploads/4857e87c58b58.pdf>
- Paasche, E. Erga, S.R., Bruback, S. (1987). Nitrogen, fosfor og planktonvekst. En metodeundersøkelse i Oslofjorden 1986. Rapport, Universitetet i Oslo, Institutt for marin botanikk.
- Palm O., Malmén L. og Jönsson H. (2002) Robusta, uthålliga små avlopssystem. En kunnskapssammanställning. Naturvårdsverket Rapport nr 5224. 119 s.
- Refsgaard, K. og Etnier, C. 1998. Naturbaserte avløpsløsninger i spredt bebyggelse. NILF-rapport 1998:4. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF). Oslo.
- RegClim. (2005) ”Norges klima om 100 år. Usikkerheter og risiko”. Oslo.
- Rusten (2005) Nitrifikasjonshemming på biologiske renseanlegg – Årsaker og tiltak. Aquateam-rapport 05-018.
- Sætre, R., Aure, J. and D.S. Danielssen (2003). Long-term hydrographic variability patterns off the Norwegian Coast and in the Skagerrak. *ICES, Marine Science Symposia* 219, 150-159.
- Ulrich A., Malley D. og Voora V. (2009) Peak phosphorous: opportunity in the making. Why the phosphorous challenge presents a new paradigm for food security and water quality in the lake Winnipeg basin. International Institute for Sustainable Development. December 2009. http://www.iisd.org/pdf/2010/peak_phosphorus.pdf

VAV (2009) Avløpsvannrensing. Bekkelaget renseanlegg 2008. Fagrapport nr 14/2009. Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten.

VAV (2008) Byvassdrag og fjord- Bakteriemålinger sommeren 2008. Fagrapport 10/2008

Vestøl, O. (2006) "Determination of postglacial land uplift in Fennoscandia from levelling, tidegauges and continuous GPS stations using least squares collocation". J. Geodesy 80, 248 -258.

Wright R.F., Kaste Ø., de Wit H.A., Tjomsland T., Bloemerts M., Molvær J. og Selvik J.R. (2008) Effect of climate change on fluxes of nitrogen from the Tovdal river basin, Norway, to adjoining marine areas. *Ambio* 37(1), 64-72.

Øgaard A.F., Bechmann M. og Eggestad H.O. (2006) Gjødslingspraksis, anbefalinger og risiko for næringsstofftap. Resultater fra to nedbørfelt i JOVA-programmet. Bioforsk-rapport nr 25-2006. 25 s.

Øgaard A.F. og Krogstad (2006) Gjødslingsplanlegging: Er det grunnlag for de høye anbefalingene i gjødselmengder. Bioforsk FOKUS, 1(3), s 198-199.