

Miljømål Bunnefjorden

Bidrag til tiltaksanalyse Fase 3

- Prosjekt PURA



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Miljøsmål Bunnefjorden Rapport fase 3	Løpenr. (for bestilling) 5766-2009	Dato Mars 2009
	Prosjektnr. Undernr. O-28340	Sider Pris 86
Forfatter(e) Birger Bjerkgeng John Arthur Berge Jan Magnusson Jarle Molvær Are Pedersen Morten Schaaning	Fagområde Marin økologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo-Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) PURA – prosjekt ”Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget” v. Anita Borge, Postboks 183, 1431 Ås.	Oppdragsreferanse epost fra Anita Borge 24. juni 2008, svar på tilbudsbrev 942/08
--	--

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten Miljøsmål Bunnefjorden fase 3 er til dels fortsettelsen på et prosjekt som skal kunne ut i politisk vedtatte miljømål for fjorden. Imidlertid er arbeidet i denne rapport begrenset til Vanddirektivets krav i Vannregion Glomma/indre Oslofjord og er et grunnlag for PURAs arbeide med en tiltaksanalyse. Rapporten presenterer forslag til miljømål for Bunnefjorden og vurderer effekten av de tiltak som er beregnet for vassdragene som munner ut i Bunnefjorden. I hovedsak vil tiltak i Bunnefjordens nedbørfelt ha beskjeden effekt på Bunnefjorden (unntatt i Bunnebotn) som følge av at miljøtilstanden i stor grad er avhengig av tilførsler av forurensninger fra andre områder pga. vannutveksling med øvrige deler av indre Oslofjord og ytre Oslofjord</p>


<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Vanddirektivet 2. Miljøsmål 3. Sjøvann 4. Bunnefjorden 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Water Framework Directive 2. Environmental objectives 3. Sea Water 4. Bunnefjorden
---	---



Birger Bjerkgeng
Prosjektleder



Dominique Durand
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

ISBN 978-82-577-5501-0

Miljømål Bunnefjorden

Bidrag til tiltaksanalyse Fase 3

Prosjekt PURA

Forord

NIVA er bedt om å bidra til arbeidet med den marine delen av fase 3 i tiltaksanalysen for Bunnefjorden innenfor prosjekt PURA. Prosjektet PURA er opprettet for gjennomføring av EUs vannrammedirektiv i Bunnefjorden, Årungen og Gjersjøen. Eier av prosjektet PURA er kommunene Ås, Ski, Frogn, Oppegård, Nesodden og Oslo.

Arbeidet i denne rapporten er en videreføring av tidligere rapporter som er skrevet for kommunene i Frogn, Nesodden, Oppegård, Ås og Ski. Arbeidet ble koordinert av Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord i fase 1 og 2 av tiltaksanalysen:

- Rapporten fra fase 1 (NIVA-rapport 5448-2007, Bjørndalen et al. 2007a) omhandler brukerinteresser, tilførsler, modellkjøringer og foreløpige forslag til miljømål for de fysiske - kjemiske forholdene i vannmassene.
- Rapporten fra fase 2 (NIVA-rapport 5449-2007, Berge et al. 2007) satte opp foreløpige miljømål for biologisk tilstand i strandsonen og sublittoral hardbunn (gruntvannsområder) samt bløtbunnsfauna og hyperbenthos (reker), og for miljøgifter i organismer og sediment.
- Resultatet fra begge fasene er oppsummert i en sammendragsrapport (NIVA-rapport 5450-2007, Bjørndalen et al. 2007b)

NIVAs arbeid i fase 3 skal bidra til følgende punkter i tiltaksanalysen:

- Punkt 3: Tilstandsvurderinger/mål/miljøutfordringer
- Punkt 4: Forholdet brukermål og økologiske mål
- Punkt 5: Avlastningsbehov/tålegrenser – Mål for utslippsanalyser
- Punkt 6: Påvirkningsregnskap/kilderegnskap totalt og på vannforekomstnivå/delnedbørsfeltnivå.

Foreløpige miljømål fra fase 1 og 2, formulert som målnipper med lavt, middels og høyt ambisjonsnivå, er i fase 3 gjennomgått ut fra nyere undersøkelser og vurderinger av tiltak i vannområdet og sett i sammenheng med implementeringen av vanndirektivet. Ut fra dette gis anbefalinger om realistiske ambisjonsnivåer.

Når det gjelder eutrofi, bygger NIVAs arbeid i fase 3 på en ny og mer detaljert gjennomgang av fosfortilførslene utført av Limno-Consult ved Øivind Løvstad med bidrag fra Bioforsk, UMB, Landbrukskontoret i Follo og fra kommunene i PURA.

Fase 3 er gjennomført av en prosjektgruppe ved NIVA bestående av Birger Bjerkeng, Jan Magnusson og Jarle Molvær (eutrofitilstand), Are Pedersen (biologisk gruntvann), John Arthur Berge (bløtbunnsfauna og reker, samt miljøgifter) og Morten Schaanning (kilderegnskap miljøgifter).

NIVA, mars 2009



Birger Bjerkeng
prosjektleder

Innhold

Sammendrag	9
1. Innledning	13
2. Vanddirektivets krav til vannkvalitet – anvendelse på Bunnefjorden	13
3. Vannforekomsten Bunnefjorden – geografi.	16
4. Eutrofi - vannkvalitet	17
4.1 Bakgrunn	17
4.2 Sammenligning av nye og reviderte tilførselstall for dagens situasjon	17
4.2.1 Oppdeling av avrenningsområdet rundt Bunnefjorden – sammenligning av fase 1 og fase 3	18
4.2.2 Fosfortilførsler beregnet i fase 3	22
4.2.3 Tilførsler av totalfosfor i nå-situasjon - sammenligning av fase 1 og fase 3	22
4.2.4 Andel biotilgjengelig fosfor – sammenligning av fase 1 og 3.	23
4.3 Sammenligning av tilførsler for 2015 (etter tiltak), med antagelser i modellscenarier	24
4.4 Kunnskapshull	25
4.5 Revurdering av modellkjøringer – realistiske endringer i forhold til dagens situasjon	26
4.6 Revurdering og anbefaling av miljømål	27
4.6.1 Badevannskvalitet	27
4.6.2 Kunnskapshull badevannskvalitet:	27
4.6.3 Næringsalter i overflatelaget i Bunnefjorden og Bunnebotn	28
4.6.4 Kunnskapshull næringsalter.	29
4.6.5 Planteplanktonbiomasse	29
4.6.6 Kunnskapshull planteplanktonbiomasse.	29
4.6.7 Siktedyb i sentrale Bunnefjorden og Bunnebotn	29
4.6.8 Oksygenkonsentrasjon i dypvann.	30
4.7 Kunnskapshull oksygen i dypvannet.	30

5. Biologi gruntvann	31
5.1 Strandsonen	31
5.2 Miljømål for strandsonen	31
5.2.1 Vanndirektivets krav til strandsonen.	32
5.2.2 Miljømål for strandsonen.	33
5.3 Grunne bløtbunnsområder	33
5.4 Sublittoral hardbunn	34
5.4.1 Siktdyp i Bunnefjorden	35
5.4.2 Nedre voksegrense for alger	35
5.5 Miljømål for sublittoralen	36
5.5.1 Lavt ambisjonsnivå (I)	36
5.5.2 Middels ambisjonsnivå (II)	36
5.5.3 Høyt ambisjonsnivå (III)	36
5.6 Brukermål og økologiske mål	36
5.7 Kunnskapshull	38
6. Bløtbunnsfauna og hyperbenthos	38
6.1 Bløtbunnsfauna	39
6.1.1 Forslag til miljømål for bløtbunnsfauna	40
6.2 Miljømål for reker/hyperbenthos	42
6.2.1 Høyt ambisjonsnivå (III)	45
6.2.2 Moderat ambisjonsnivå (II)	45
6.2.3 Lavt ambisjonsnivå (I)	45
6.2.4 anbefalt ambisjonsnivå for forekomst av reker	45
7. Miljøgifter	46
7.1 Miljøgifter i sediment	47
7.1.1 Tidligere undersøkelser og utviklingstrekk	58
7.1.2 Kunnskapshull/miljøutfordringer	58
7.2 Miljøgifter i organismer	59
7.2.1 Miljøgifter i blåskjell	60
7.2.2 Kunnskapshull – miljøgifter i blåskjell	67
7.2.3 Miljøgifter i fisk	68
7.2.4 Kunnskapshull – miljøgifter i fisk	70
8. Miljøgifter: Påvirkningsregnskap/kilderegnskap totalt og på vannforekomsten	71
8.1 Bakgrunn	71
8.2 Tilførsler	71
8.3 Sedimentasjon	72
8.4 Sedimentene som kilde til forurensing	73
8.5 Kunnskapshull	76

9. Miljøgifter: Brukermål og økologiske mål	76
9.1 Miljømål -miljøgifter i sediment	77
9.1.1 Høyt ambisjonsnivå	77
9.1.2 Middels ambisjonsnivå	77
9.1.3 Lavt ambisjonsnivå	78
9.1.4 Anbefalt ambisjonsnivå for miljøgifter i sediment	79
9.2 Miljømål- miljøgifter i organismer	79
9.2.1 Høyt ambisjonsnivå	79
9.2.2 Middels ambisjonsnivå	80
9.2.3 Lavt ambisjonsnivå	80
9.2.4 Anbefalt ambisjonsnivå for miljømål for miljøgifter i organismer	80
10. Miljøgifter: Mål for utslippsreduksjoner	81
11. Referanser	82
Vedlegg A. Beregning av konsentrasjoner for næringssalter etter gjennomføring av tiltak ut fra tidligere modellscenarier fra fase 1	85
Vedlegg B. Kort om SFTs veileder for risikovurdering av forurenset sediment	86

|

Sammendrag

Prosjekt PURA har bedt NIVA gjennomgå og revurdere de foreløpige miljømålene som ble satt i fase 1 og 2 av tiltaksanalysen for vannområde Bunnefjorden. I denne rapporten gjennomgås de foreløpige miljømålene i lys av nyere data og kravene i vanddirektivet; dette leder frem til anbefalinger om valg av realistisk ambisjonsnivå for hvert av de forskjellige målområdene.

Generelt om miljømålene for Bunnefjorden.

I fase 1 og 2 ble det operert med tre ulike miljømål (eutrofi) - høyt, middels- og lavt ambisjonsnivå. De ulike målene er utarbeidet ved å sammenligne tilstanden i fjorden ved ulike tidspunkter og med ulik grad av forurensningsbelastning. Det er også brukt en matematisk modell (NIVAs fjordmodell) for å simulere eutrofitilstanden i fjordens vannmasser (nærings salt-konsentrasjoner, planteplankton-biomasse og oksygenforhold) ved tilførsler som tilsvarende år 1900, år 1950 og dagens situasjon. År 1900 ble valgt fordi tilstanden i fjorden etter foreliggende observasjoner da var nær naturtilstanden i store deler av fjorden, slik at tilstanden rundt 1900 klassifiseres som meget god etter Vanddirektivets krav. Dagens situasjon er bedømt å være moderat tilstand ut fra Vanddirektivets krav. Imidlertid er ikke det nye klassifiseringssystemet for marine vannforekomster i Norge ennå etablert, så bedømmelsen baserer seg på det gamle norske systemet (SFT, 1997). For middels mål ble det i fase 1 og 2 valgt å bruke forholdene i fjorden omkring 1950. Ut fra vurderinger av gruntvannsamfunnene kan tilstanden som var på den tiden sannsynligvis bedømmes som god (Vanddirektivet), men det er usikkert om dette vil gjelde for vannmassene i de dypere lag i fjorden. Ut fra dagens kjennskap til forholdene er sannsynligvis forholdene på 1930- tallet nærmere god tilstand, sett ut fra kjent belastning på fjorden. Således vil grensen mellom god og moderat tilstand befinne seg ved tilførsler som de var til indre Oslofjord omkring 1930-1940.

Også for miljøgifter ble det i fase 1 og 2 operert med tre ambisjonsnivåer; de er definert ut fra konsentrasjoner og direkte og indirekte effekter.

Miljømål vannkvalitet.

Eutrofi – overgjødning.

Det foreligger nå nye tilførselstall av fosfor til Bunnefjorden for dagens situasjon (2007) og for en fremtidig situasjon (2015) etter gjennomføring av lokale tiltak i vassdrag og avrenningsfeltet rundt fjorden. Sammenlignet med de tilførsler som ble brukt i fase 1 og 2 er de tilførsler som er estimert i fase 3 for dagens situasjon ikke endret i vesentlig grad (mengder, geografisk fordeling eller andelen biotilgjengelig fosfor). For 2015 foreligger bare beregninger av fosforreduksjoner og ikke for nitrogen eller organisk karbon, noe som innebærer en ekstra usikkerhet i bedømmelsen og peker på behovet for nitrogenobservasjoner i vassdragene som fører til Bunnefjorden.

Med de foreslåtte lokale reduksjoner til 2015 vil tilstanden i Bunnefjorden og Bunnebotn fortsatt være moderat bedømt ut fra fosfor, nitrogen, siktdyp og planteplanktonbiomasse i overflatevannet, selv om forholdene i Bunnebotn vil bli noe bedre enn i dag. Det samme gjelder for oksygenforholdene i de dypere vannlag. Organisk stoff fra resten av fjorden dominerer. For å oppnå god økologisk status må i det minste også tilførsler til andre deler av indre Oslofjord reduseres. For å oppnå meget god økologisk tilstand må i tillegg vannkvaliteten på det innstrømmende vannet fra ytre Oslofjord forbedres.

Vannkvalitet for friluftsbad.

Miljømålet for friluftsbad er god badevannskvalitet slik det er definert av Folkehelseinstituttet. Observasjoner fra 2004 og 2005 viser en generelt god badevannskvalitet, men på enkelte steder er den i perioder mindre god. Spredning av giftige blågrønnalger fra Årungen til fjorden har også resultert i restriksjoner for bruk av søndre del av Bunnefjorden til friluftsbad i 2007. Problemet og løsningen ligger i Årungen og ikke i Bunnebotn eller Bunnefjorden. Det er behov for en mer omfattende kartlegging av badevannskvaliteten i området.

Marin biologi**Miljømål strandsonen**

Det bør være et mål å bevare og forbedre strandsonen, og komme tilbake til en mest mulig naturlig tilstand. Strandsonen i Bunnefjorden består for en stor del av fjell. Normalt er denne type strandsone dominert av tangsamfunn. På grunn av forurensning fra kloakk har det vært store endringer i forekomstene av tang i indre Oslofjord gjennom 1900-tallet. Vi har derfor i denne rapporten vurdert det som realistisk å kunne restituere Bunnefjorden tilbake til en tilstand lik den på 1950-tallet. Det innebærer følgende mål/tiltak:

Miljømål:	økt horisontalutbredelse av fastsittende alger (makroalger) i strandsonen i Bunnefjorden, samt dokumentasjon ang. samfunnsstruktur i strandsonen
Målparametre	antall stasjoner med tangsamfunn i strandsonen med assosiert flora
Metode:	semikvantitative og kvalitative registreringer i strandsonen
Virkemiddel:	bedret vannkvalitet, vern av substrat

NIVA foreslår nå at en legger seg på et middels ambisjonsnivå, som innebærer at en forsøker å restituere fjorden tilbake til en naturlig tilstand lik den på 1950-tallet. Dette er et ambisjonsnivå som synes å være innen rekkevidde for denne resipienten. Vi vil i tillegg anbefale å undersøke assosierende flora på et utvalgt antall stasjoner, for å være forberedt på at det nye kriteriesettet for vannkvalitet basert på makroalger mest sannsynlig vil ta utgangspunkt i en semikvantitativ registrering av samfunnsstruktur i strandsonen. Dette vil også kunne være en god anledning til å koble den indikative utbredelsen av de fem tangartene mot vannkvalitet og det nye kvalitetskriteriesettet som vil bli utviklet i nær fremtid.

Miljømål grunne bløtbunnsområder

NIVA foreslår at en viderefører de miljømål som er beskrevet i fase 2-rapporten (Berge et al. 2007) ved at en overvåker ålegressforekomstene, men at en i tillegg undersøker høyere plantevegetasjon på grunt vann.

Miljømål:	levedyktige ålegrassamfunn i Bonnebukta
Målparametre:	utbredelse av ålegrassamfunn – tetthet av planter, i tillegg til høyere plantevegetasjon
Metode:	Nedsenkbart kamera, evt. vannkikkert, flyfoto?
Virkemiddel:	bedret vannkvalitet, vern av leveområder

Anbefalt målsetning bør være å øke forekomstene av ålegress både horisontalt til nye områder, men også noe dypere. Vi har tro på at dette er mulig ved reduserte tilførsler av næringssalter og organisk stoff til Bunnebotn. En slik reduksjon vil redusere oppblomstring av planktonalger og øke den

integreerte lysgjennomgangen i vannsøylen, noe som kan føre til økt nedre voksegrense for ålegress i Bunnebotn.

Miljømål - sublittoral hardbunn

I områder hvor vannet har redusert siktdyp vil også nedre voksegrense for fastsittende alger være grunnere enn naturlig, og dermed får en redusert produksjon og mindre biologisk mangfold. Siktdypet gir et øyeblikksbilde, mens nedre voksegrense for fastsittende alger gir et akkumulert alternativt mål på vannets gjennomsiktighet. For å oppnå en forbedring i algenes forekomster nedover i dypet vil vi ha som mål å øke siktdypet i Bunnefjorden og Bunnebotn ved en reduksjon i næringstilførselen. Bedømt etter SFTs klassifiseringssystem (SFT:93- middelverdi av sommerobservasjoner) er siktdypet i Bunnefjorden i dag i tilstandsklassen mindre god. De mål og virkemidler som bør legges til grunn er:

Miljømål:	økt vertikal-utbredelse av fastsittende alger i Bunnefjorden
Målparametre:	nedre grense for spredt vekst (min. ca 5% dekningsgrad) av opprette makroalger:
Metode:	nedre voksegrense måles med nedsenkbart kamera
Virkemiddel:	bedret vannkvalitet, økt siktdyp, redusert beiting

Med de foreslåtte lokale tiltakene i tilførsler som er skissert i Løvstad (2008), er det lite sannsynlig at en vil oppnå noe særlig forbedring i siktdyp. Vi vil likevel opprettholde et middels ambisjonsnivå hvor 85% av siktdypmålingene i Bunnefjorden og Bunnebotn bør være større enn hhv. 4,5 og 3m og medianverdiene hhv. 6,5 og 6,0m. Dette kan sannsynligvis oppnås hvis andre tilførselskilder utenom de lokale også reduseres.

I dag begrenses nedre voksegrense sannsynligvis i hovedsak av beiting og redusert substrattilgang. En forbedring av eutrofisituasjonen vil sannsynligvis føre til mindre nedslamming og dermed forbedret substrattilgang. Økt siktdyp vil i tillegg øke mulighetene for at alger etablerer seg nedover i dypet. Derimot er beitepresset fra sjøpinnsvin en usikker faktor. Å sette ambisjonsnivå for nedre voksegrense til minimum 12 m vil derved kunne bli noe ambisiøst, og vi foreslår derfor et ambisjonsnivå i første omgang på minimum 8 m, da en vet lite om eutrofi og endret beitepress fra sjøpinnsvin.

Miljømål bløtbunnsfauna.

Miljømålene for mellomlag (20-50 meters dyp) og i dypvannet (50 meters dyp til bunn) bygger på sammenhengen mellom oksygenkonsentrasjon og forekomsten av bunnlevende organismer.

Mellomlaget oppfyller i dag nær middels ambisjonsnivå. I dypvannet er foreløpig ikke lavt ambisjonsnivå oppfylt. Med foreslåtte reduksjoner til 2015 vil ikke forholdene i Bunnefjorden bli bedre. Middels ambisjonsnivå i mellomlagene og dypvannet kan nås ved at tilsvarende reduksjoner som i Bunnefjorden år 2015 også blir gjennomført i resten av indre Oslofjord. For dypvannet vil reetablering av bløtbunnsfauna og reker (hyperbenthos) kreve at også vannkvaliteten i innstrømmende vann fra ytre Oslofjord forbedres vesentlig, eller at det gjennomføres fjordforbedringstiltak.

Miljømål miljøgifter.

Miljøgifter i sediment og organismer kan være et alvorlig lokalt miljøproblem og kan være en trussel mot human helse og forekomst av planter og dyr i sjøområder. Dagens kostholdsråd for indre Oslofjord inklusiv Bunnefjorden og noe høye miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene viser at miljøgifter utgjør en viss trussel, selv om forbedringer i miljøgiftkonsentrasjonen i sedimentene er dokumentert.

For Bunnefjordens sedimenter foreslår vi at miljømålet er litt forskjellig for dypområdene og grunnområdene. For dypområdene (tentativt >10 m) foreslår vi at konsentrasjonen av miljøgifter ikke skal øke i forhold til situasjonen i dag, men reduseres i takt med naturlig sedimentering og antatte reduksjoner i tilførsler. For Bunnefjordens grunnområder (tentativt ≤10 m) inkludert alle småbåthavner foreslår vi at miljøgiftinnholdet i bunnsedimenter ikke skal være til hinder for normal havnedrift og utvikling av småbåthavner. Miljøgiftkonsentrasjonene i overflatesedimentet skal heller ikke føre til kroniske effekter ved langtidseksponering eller toksiske effekter ved korttidseksponering, dvs. miljøgiftnivåene skal ligge innenfor det som av SFT defineres som tilstandsklasse II i henhold til SFTs nye klassifiseringssystem for sedimenter (*TA-2229/2007*). Ut fra et miljøgiftperspektiv vil disse miljømål på meget lang sikt kunne gi god økologisk status i dypområdene. Miljømålet for grunnområdene vil i utgangspunktet sikre god økologisk status. Tiden dette vil ta vil imidlertid være avhengig av omfanget av de tiltak som settes inn, og måloppnåelsen ligger uansett langt frem i tid og vil være meget kostbar.

Når det gjelder miljøgifter i organismer, foreslår vi at innholdet av miljøgifter i organismer fra Bunnefjorden ikke skal være til hinder for yrkesfiske uten omsetningsrestriksjoner. Miljøgiftinnholdet i organismer (fisk, skalldyr, snegl) skal heller ikke føre til langsiktige, negative effekter på individ eller bestandsnivå. Dagens kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner for fisk betyr at det foreslåtte høye ambisjonsnivået ikke er oppfylt. Siden fisk er mobile, må tiltak være rettet mot hele indre Oslofjord og ikke bare Bunnefjorden.

Vi innser at det ligger langt frem i tid å oppnå målet om at miljøgiftkonsentrasjonen i organismer ikke skal være noe hinder for yrkesfiske uten omsetningsrestriksjoner (og at dagens kostholdsråd for indre Oslofjord kan sløyfes). Veien for å nå dette målet er også uklar. Muligens kan hovedpåvirkningen også ligge utenfor det vi nasjonalt har kontroll over (eksempelvis langtransporterte forurensninger). Trolig er første skritt for å nå målet, eller vurdere om målet er oppnåelig basert på lokale/nasjonale tiltak, at en får et forbedret miljøgiftregnskap for hele indre Oslofjord.

1. Innledning

Prosjekt PURA har bedt NIVA gjennomgå og revurdere de foreløpige miljømålene som ble satt i fase 1 og 2 av tiltaksanalysen for vannområde Bunnefjorden. Arbeidet med å foreslå foreløpige miljømål for vannmassene i Bunnefjorden var ledd i en prosess med sikte på å få politisk vedtatte miljømål for Bunnefjorden. De foreløpige miljømål ble formulert etter mønster av det som tidligere var gjort for hele indre Oslofjord, dvs. ut fra tre ambisjonsnivåer – lav (dagens tilstand, dvs. 1986), middels og høy.

Arbeidet med å sette miljømål for Bunnefjorden har blitt aktualisert i forbindelse med implementeringen av EUs vanndirektiv i Norge. Iht. vanndirektivet skal det settes miljømål for alle vannforekomster i Norge i løpet av 2008.

Separate miljømål for Bunnefjorden er ikke uavhengig av hva som skjer i andre deler av fjorden. Vannmassene i Bunnefjorden vil i stor grad være påvirket av vannutskiftningen med resten av fjorden. I arbeidet med forslag til nye miljømål for Bunnefjorden, må en også ta hensyn til hva som er realistisk å oppnå.

I denne rapporten gjennomgås de foreløpige miljømålene i lys av nyere data og kravene i vanndirektivet; dette leder frem til anbefalinger om valg av realistisk ambisjonsnivå for hvert av de forskjellige målområdene.

2. Vanndirektivets krav til vannkvalitet – anvendelse på Bunnefjorden

I flere år har nå arbeidet med utvikling av nye kriteriesett for vannkvalitet vært under utvikling. Arbeidet er forankret i EUs store satsning på et nytt klassifiseringsdirektiv av vannkvalitet som er manifestert i "Water Framework Directive" (norsk; Vanndirektivet (VD)). Direktivet er underskrevet av Norge og vi er dermed forpliktet til å følge de krav og mål som settes for vannkvalitet i dette direktivet. VD baserer seg på et nytt prinsipp hvor vannkvalitet skal beskrives ut fra kvalitet/tilstand av biologiske samfunn mens hydrokjemiske og hydrofysiske parametere skal fungere som støtteparametere. Alle vannforekomster fra innsjøer, elver og kystvann er typifisert, dvs. at de er gruppert basert på like fysiske/kjemiske egenskaper og innen biogeografiske like regioner. Like vanntyper skal også ha like biologiske samfunn.

Over hele Europa er det utviklet indikatorsett for biologiske samfunn som skal beskrive vannkvaliteten i vanntypene. Utviklingen av indekser baserer seg på 4 såkalte "biologiske elementer" for kystvann – planteplankton, alger, høyere planter og virvelløse bunndyr (bløtbunnsfauna). Konsentrasjon av kjemiske forbindelser, hydrografiske og hydromorfologiske parametere skal nå være støtteparametere i det nye klassifiseringssystemet.

Utviklingsarbeidet er ikke ferdig og for svært mange vanntyper, det være seg innsjøer, elver og kystvann, er slike indikatorer ennå ikke utviklet.

Til nå har fokuseringen vært på vanntyper som et land har felles med et eller flere land. For disse vanntypene er det utviklet biologiske vannkvalitetskriterier for bløtbunn og delvis for planteplankton og fastsittende alger. Det er ikke utviklet indikatorer for kvalitetselementet høyere marine planter i Norge ennå.

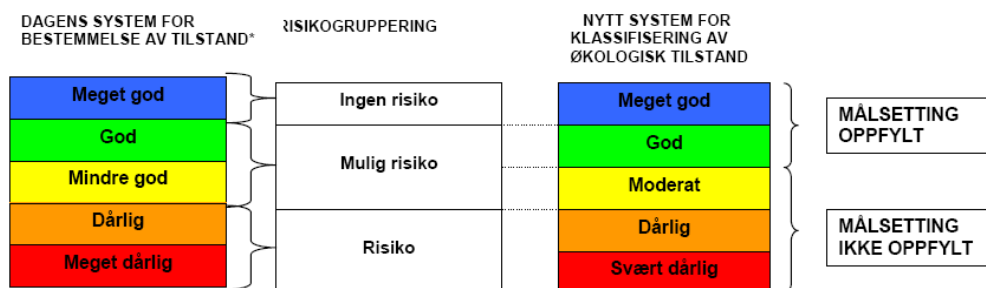
I rapporten om marin karakterisering (Moy et al. 2003) er det foreslått en inndeling basert på en hel rekke kriterier fra breddegrad, dyp, saltholdighet, eksponering etc.. Innen Vanddirektivet er det foreslått ytterligere inndelinger ytterligere inndelinger innen regionene Barentshavet og Skagerrak, . Dette har ført til at en har inkludert sterkt ferskvannspåvirkete lokaliteter i disse regionene, men utelatt spesielle vannforekomster som for eksempel Drammensfjorden og svært beskyttede vanntyper som for eksempel poller og innerst i fjorder som Bunnebotn. En slik grovinndeling av vannforekomster medførte sammenslåinger og ekskludering av spesielle vanntyper avhenging av hvilke kvalitetselement som benyttes.

Bunnefjorden kan karakteriseres som type ferskvannspåvirket fjord i Skagerrakregionen som vi ikke har felles med noe annet land. Bunnebotn er en vanntype som vi ennå ikke har klassifisert i Norge. I rapporten Marin karakterisering (Moy et al. 2003) ble egentlig svært beskyttede vanntyper utelatt ettersom de presumptivt representerte svært få forekomster og måtte behandles separat på et senere tidspunkt (se s. 23.). Bunnebotn må derfor sees på som en slik spesiell vannforekomst som er svært beskyttet, nesten lik en poll. I tillegg er sannsynligvis saltholdigheten i perioder mye lavere her inne enn lengre ut i Bunnefjorden. Vi foreslår derfor som nevnt over at en skiller mellom vanntypene Bunnefjorden og Bunnebotn. Derfor bør en legge til grunn andre kriteriesett her enn hva som er foreslått i det nye vannkvalitetskriteriesettet som er under utvikling i SFT og DN.

Det er utviklet et vannkvalitetskriteriesett for alle norske vanntyper, dog ikke gruntvannsområder, basert på bløtbunnsfauna. Slike kriteriesett er ikke utviklet for de andre biologiske elementene i vår særegne norske vannforekomster. Derfor foreslår NIVA at vannkvalitet fremdeles vurderes ut fra en oppdatert versjon av SFTs gamle system (SFT, 1997) hvor også bruk av bløtbunnsindekser inngår, men at en benytter den ny norske interkalibrerte indeksen NQI. I vurdering av vannkvalitet bør derfor hovedvekten inntil videre legges på kjemiske faktorer. I tillegg er det viktig og i overensstemmelse med vanddirektivets filosofi, at en beholder biologiske langtidsserier som har vært grunnlag for vurdering av tilstandsutvikling det siste århundre. For å harmonisere fremtidig overvåking bør en også legge inn et visst minimum av registreringer som vil inngå i de nye indeksene som er under utvikling for vanntypene som Bunnefjorden og Bunnebotn representerer.

Vanddirektivet eller Forskrifter om rammer for vannforvaltningen (Norsk lov av den 15.12.2006) definerer *tilstanden* i ulike vanntyper etter en femgradig skala av økologisk tilstand. Det er grensen mellom god og moderat tilstand som er viktigst, ettersom dette er grensen mellom oppfylt målsetting og ikke oppfylt målsetting, dvs. forskjell mellom å gjøre tiltak eller ikke.

Høsten 2007 startet Statens forurensningstilsyn opp arbeidet med et nytt system for klassifisering av marine områder etter de retningslinjer som gis i Vanddirektivet. Dette arbeidet planlegges avsluttet i 2009/10. I mellomtiden vil SFTs klassifiseringssystem for vannforekomster kunne benyttes (SFT, 1997) og **Figur 1** viser sammenhengen mellom dette systemet og det fremtidige systemet.

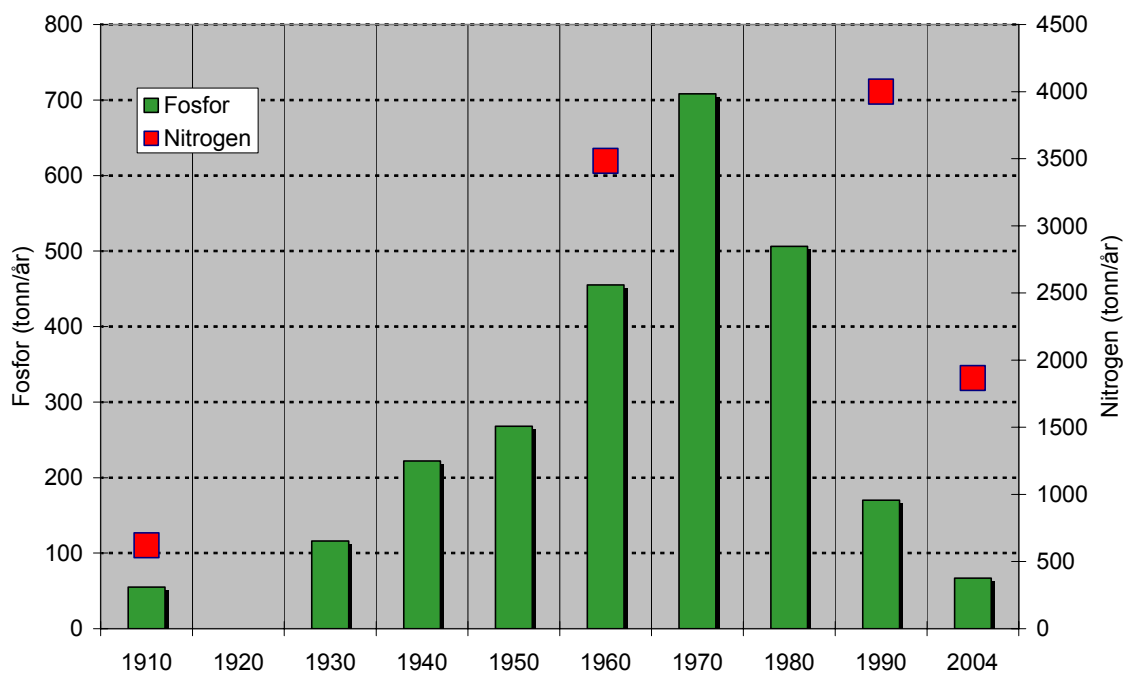


Figur 1. Sammenligning av SFTs system for klassifisering av vannforekomster (fjorder) og vanddirektivet. (Metodikk for karakterisering av vannforekomster i Norge. Veileder 1.0 13.8.2007.

For miljøgifter gjelder en annen skala. Her er det god kjemisk status eller ikke (2 klasser). Klassifiseringen av tilstand ut fra miljøgiftseffekter er uavhengig av den økologiske tilstandsklassifiseringen og SFTs veileder (Molvær m.fl., 1997) skal legges til grunn.

Ettersom det ikke foreligger noe nytt system for klassifisering av Bunnefjorden, vil i hovedsak dagens system bli brukt, men med en streben etter å havne så nær et nytt system slik vi kan forestille oss dette i dag.

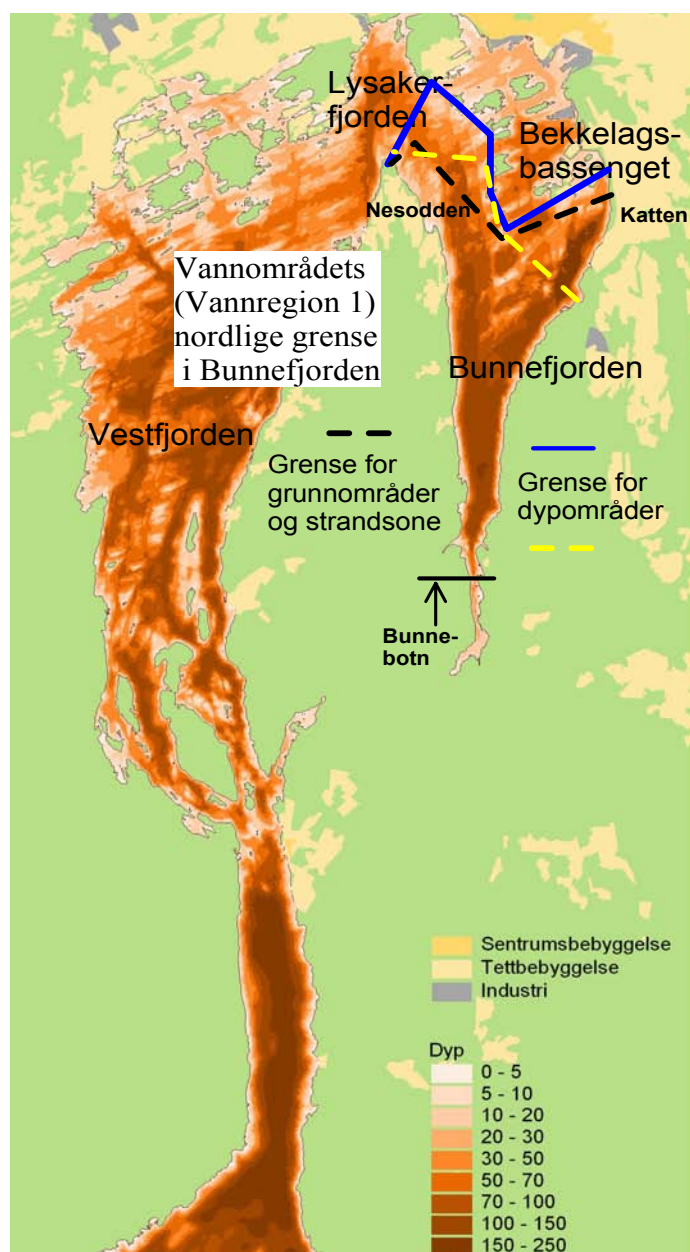
Den femgradige skalaen i **Figur 1** er tenkt å beskrive en avstand mellom tilstanden i et vannområde og naturtilstanden. Meget god økologisk tilstand betyr således at vannområdet er nær naturtilstanden. Det foreligger ikke noen god definisjon av naturtilstanden, og for Bunnefjorden har vi foreløpig satt naturtilstanden slik fjorden var omkring 1900 (Bjørndalen m.fl. 2007). Imidlertid var fjorden også på denne tid lokalt påvirket, men i så begrenset i omfang (areal/volum) at hoveddelene av fjorden var i meget god økologisk tilstand. Dagens tilstand i Bunnefjorden ble bedømt til moderat/dårlig, mens situasjonen på 1940/50-tallet har vært moderat økologisk tilstand. Imidlertid er det ikke satt noe klart tidspunkt for når fjorden var i god økologisk tilstand. Det er således også usikkert når fjorden beveget seg fra meget god økologisk tilstand til god økologisk tilstand. Ut fra observasjoner og beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen bør dette ha vært før 1940. **Figur 2** viser at belastningen ble fordoblet fra 1910 til 1930 og fra 1930-1940. Skjønsmessig vil derfor fjorden kunne ha vært i god økologisk tilstand på 1930 tallet, men når den gikk fra god til moderat er usikkert og derved blir også kravet til tiltak tilsvarende usikkert. Ved tiltak mot eutrofierende forurensningstilførsler, slik at en kommer ned på nitrogen- og fosfortilførsler som tilsvarer 1950/1940 nivået, vil det således fortsatt kunne være en mulig risiko for at Vanndirektivets målsetning ikke blir oppfylt.



Figur 2. Beregnede (før 1960) og målte og beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til indre Oslofjord (fjorden innenfor Drøbak). (Bergstøl m.fl., 1981, Baalsrud m.fl, 1986, Holtan, 1990, Nedland, 1977, Wivestad, 1999 samt Bjerkgeng pers. medd.).

3. Vannforekomsten Bunnfjorden – geografi.

Vannregion Glomma har administrativt delt inn indre Oslofjord i ulike vannområder og i første planperiode (til 2015) inngår Bunnfjorden med Årungen- Gjersjøvassdraget. Vannområdet er bl.a inndelt i vannforekomstene Bunnfjorden og Bunnbotn som er de vannforekomster som behandles i denne rapporten. For å vurdere miljøtilstand må i de fleste tilfeller hele indre Oslofjord behandles under ett, da vannmassenes bevegelser innenfor Drøbak medfører at miljøtilstanden i Bunnfjorden er avhengig av miljøtilstanden i Vestfjorden og omvendt. For å oppnå god eller meget god økologisk tilstand i Bunnfjorden vil tilførsler til andre fjorddeler ha stor betydning, da forurensninger transporteres med vannmassene mellom de ulike fjorddelene. Den endelige miljøtilstanden i Bunnfjorden er således avhengig av miljøtilstanden i øvrige deler av fjorden og dessuten til forholdene i ytre Oslofjordområdet.



Figur 3. Indre Oslofjord. Topografi og avgrensninger. Gul stiplet linje= Vannområdets administrative grense i nord av Bunnfjorden. Svart stiplet linje= nordre grense ved arbeidet med miljømål i Bunnfjordens strandsone. Blå heltrukken linje= nordre grense ved arbeidet med miljømål i vannmasser og bunnfauna.

Figur 3 viser dels grensen for Vannområde 1 i Bunnefjorden (gul stiplet linje). Ettersom det er små horisontale gradienter i vannmassene mellom terskelområdet i Lysakerfjorden og Bunnebotn, gjelder vannmasseanalyser og miljømål for disse (inklusive bunnforhold) hele denne vannmassen for dyp større enn ca 20 meter (blå linje). Bare Bunnebotn (svart linje) er skilt ut som egen vannforekomst. For grunnvannsområdene er hele området syd for svart stiplet linje behandlet under ett ned til Bunnebotn i sør. Bunnefjorden består således av to vannforekomster – sentrale Bunnefjorden og Bunnebotn. I praksis vil forskjellen mellom de ulike grensene i nord ikke ha noen betydning for Vannområde 1.

4. Eutrofi - vannkvalitet

4.1 Bakgrunn

I fase 1 ble det formulert miljømål for vannmassene i Bunnefjorden med tre ulike ambisjonsnivåer ut fra vurderinger av observasjonsmaterialet og eksisterende vannkvalitetskriterier. Lavt ambisjonsnivå tilsvarer dagens forhold, dvs. at forholdene ikke skal forverres, midlere nivå tilsvarer forholdene slik de var rundt 1950, og høyt ambisjonsnivå tilsvarer forholdene omkring 1910.

For overflatelaget ble det formulert mål mht. næringsalter, planteplanktonbiomasse, siktdyp, badevannskvalitet; for intermediære og dype vannlag mht. oksygenforhold. Miljømålene ble vurdert og til dels noe justert i lys av modellberegninger for tilstand ved ulike tilførselsscenerier.

Modellberegningene bygget på tilførsler av fosfor, nitrogen og organisk karbon for dagens situasjon (2004) beregnet ut fra en gjennomgang av tilgjengelige opplysninger fra kommuner, måledata og estimerte utslipp fra elver og renseanlegg rundt hele indre Oslofjord, samt tilførselstall fra avrenningsmodellen TEOTIL. Dette ble brukt som grunnlag for å kjøre NIVAs fjordmodell for ulike scenarier mht. lokale tiltak på tilførselene til Bunnefjorden, tiltak for indre Oslofjord generelt, og regionale tiltak med virkning for forholdene i Skagerak og ytre Oslofjord. Tilførselstimatene og modellberegningene er beskrevet i Bjørndalen et al. 2007a.

Det foreligger nå i fase 3 nye tilførselstall for fosfor til Bunnefjorden, både for dagens situasjon (2007) og for en fremtidig situasjon (2015) etter lokale tiltak i vassdrag og avrenningsfelt rundt Bunnefjorden (Løvstad 2008). Tilførselsregnskapet er satt opp på årsbasis og inkluderer netto avrenning til Bunnefjorden og Bunnebotn etter retensjon. Regnskapet er satt opp for totalfosfor og for reaktivt fosfor (ortofosfat), dvs. fosfor som er direkte tilgjengelig for algevekst. Differansen regnes som bundet, bla. i organisk stoff.

I dette kapitlet er tilførselstimatene for fosfor i dagens situasjon (hhv. 2004 og 2007 fra fase 1 og fase 3) sammenlignet, og ut fra dette drøftes behovet for å revurdere konklusjonene om betydningen av lokale tilførsler fra fase 1. Deretter sammenlignes de tilførselstimatene fra fase 3 etter gjennomføring av lokale tiltak med de endringene som var bygd inn i ulike modellscenerier. Ut fra dette drøftes behovet for å revurdere de formulerte miljømålene. Drøftingen munner ut i en anbefaling av realistiske miljømål for eutrofitilstand i tilknytning til lokale tiltak.

De nye tilførselstallene gjelder først og fremst fosfor. Utslippstall for nitrogen og organisk karbon er ikke gjennomgått i tilførslesrapporten fra fase 3.

4.2 Sammenligning av nye og reviderte tilførselstall for dagens situasjon

De nye tilførselstallene for fosfor (Løvstad 2008) er basert på en finere oppdeling av området enn det som ble brukt i fase 1. Kapittel 4.2.1 beskriver dette nærmere. En sammenligning av estimerte tilførsler av totalfosfor i de to fasene er vist i kapittel 4.2.3. De nye tilførselstallene gir også anslag for

andel biotilgjengelig fosfor som løst ortofosfat. I fase 1 var dette bygd inn i modellantagelser. Kapittel 4.2.4 sammenligner estimatene fra fase 1 og fase 3 når det gjelder andel ortofosfat.

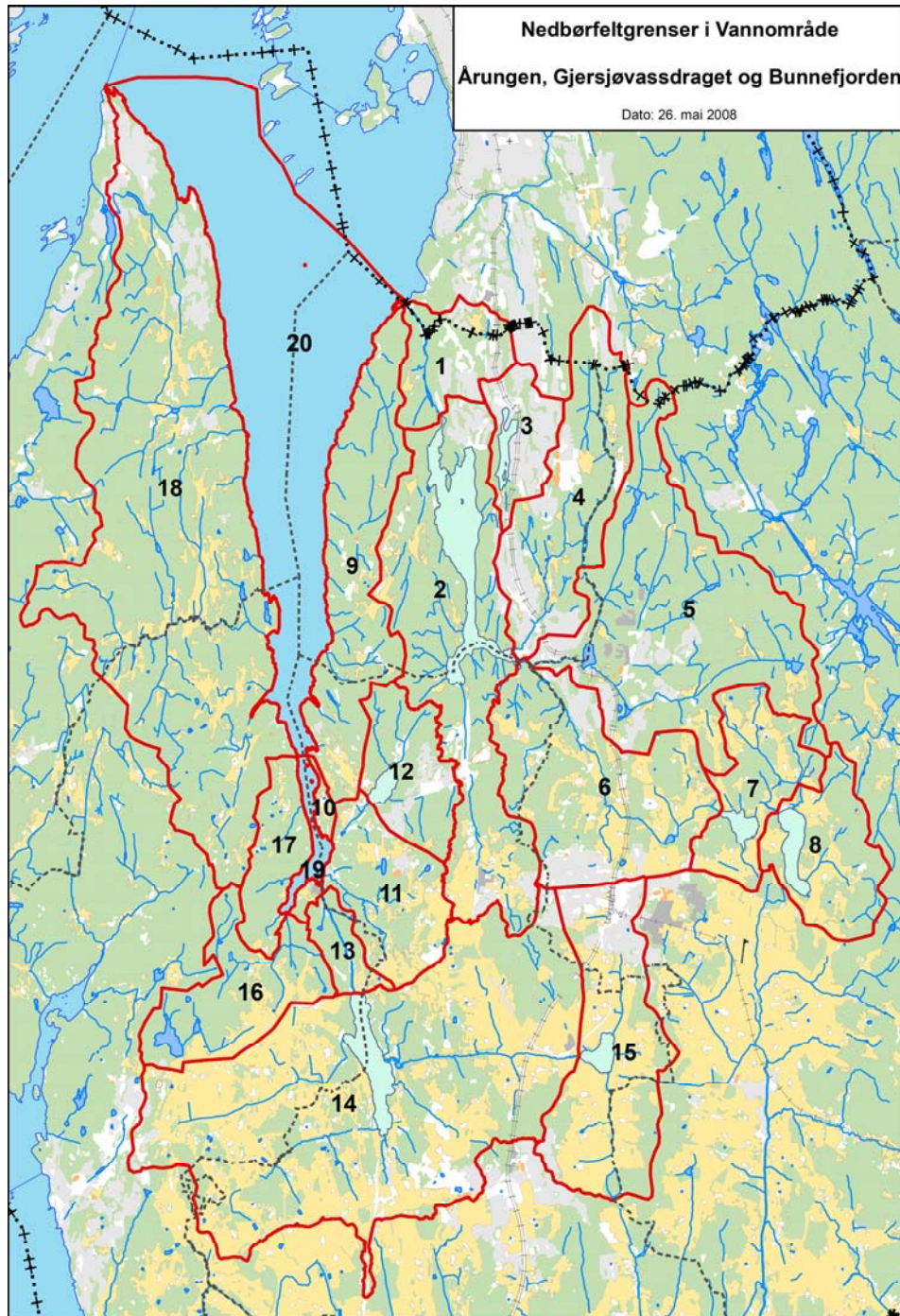
Sammenligningen viser at estimatene for fosfortilførsler til fjorden for dagens situasjon (hhv. 2004 og 2007) ikke er vesentlig endret fra fase 1 til fase 3, verken i mengder, geografisk fordeling mellom Bunnefjorden og Bunnebotn eller i andel biotilgjengelig fosfor. I den nye analysen er andelen avrenning fra jordbruket større enn i TEOTIL-tallene fra 2004, men totaltilførslene til fjorden er ganske like.

4.2.1 Oppdeling av avrenningsområdet rundt Bunnefjorden – sammenligning av fase 1 og fase 3

Det nye regnskapet over fosfortilførslene til Bunnefjorden er basert på en oppdeling i 18 vannforekomster, vist i **Figur 4**. Inndelingen er med noen små forskjeller sammenfallende med NVEs Reginefelter.

I fase 1 ble tilførslene fordelt geografisk ut fra avrenningsmodellen TEOTIL, som på det tidspunkt brukte statistikkområder med en grovere oppdeling enn Regine-feltene. Et eldre kart over statistikk-områdene ble brukt som grunnlag for dette arbeidet med fase 1 (**Figur 5**).

TEOTIL er siden endret slik at en nå bruker den finere oppdelingen i NVEs Reginefelter. Et nytt kart over Reginefelter er vist i **Figur 6**. Her er også statistikkområder vist, med en noe annen areal-inndeling enn i det gamle kartet. Den største forskjellen er at Reginefeltet med avrenning til vestsiden av Bunnefjorden sør for Blylaget i det nye kartet hører til statistikkområde 005.0-3, mens det i det gamle kartet var en del av 005.0-1. I det nye kartet er det stort sett slik at hvert statistikkområde omfatter et sett hele Regine-felter, men kartet viser noen avvik mellom grenser for Reginefelt og statistikkområder.



Figur 4. Kart over nedbørfeltet til Bunnefjorden, med oppdeling i vannforekomster brukt i nytt tilførselsregnskap (Løvstad 2008).

Tabell 1 beskriver sammenhengen mellom statistikkområdene etter det eldre og det nye kartet, samt koblingene til Regine-felt og til vannforekomstene i det nye tilførselsregnskapet. Forskjellene i inndeling av området er beskrevet for å dokumentere ulikheter og mulige feilkilder i geografisk fordeling av tilførselene, men har ikke direkte betydning for sammenligning av tilførselstallene til fjordmodellen. Forskjellen mellom gammel og ny inndeling i statistikkområder kan bety at fordelingen av tilførsler i fase 1 ikke ble gjort riktig i forhold til datagrunnlaget, både mht. fordeling fra Nesodden og Frogn til Vestfjorden og Bunnefjorden, og mht. fordeling mellom hoveddelen av Bunnefjorden og Bunnebotn. Det er imidlertid uansett tilførselstallene slik de ble benyttet i fase 1 som skal sammenlignes med nye estimater, uavhengig av om den tidligere fordelingen var helt riktig.

Tabell 1. Kobling mellom ulike oppdelinger av nedbørfeltet til Bunnefjorden

ID Statistikk-område	Beskrivelse i følge eldre kart (Figur 5) brukt i fase 1	Avgrensning av statistikkområder i nytt kart (Figur 6)	Kobling til Regine-felt i nytt kart	Kobling til definerte vannforekomster i fase 3 (Figur 4)
005.0-1	Hele Nesodden og den del av Frogn kommune som har avrenning direkte til Bunnefjorden eller Vestfjorden.	Arealer med avrenning til Vestfjorden og fra Nesodden mot Bunnefjorden nord for Blylaget (Det meste av Nesodden, og nordvestre del av Frogn kommune)	005.1	Områder med avrenning til Vestfjorden
			005.21	
			005.22	Den nordlige halvdel av 18,
005.0-2	Arealer med avrenning til Årungen og Årungselva (i Frogn og Ås kommuner)	Arealer med avrenning til Årungen og Årungselva (deler av Frogn og Ås kommuner + litt av Ski kommune)	005.3A	13
			005.3B	14, 15
			005.31Z	Det meste av 16
005.0-3	Oppegård kommune, samt arealer i Ås og Ski kommuner med avrenning til Gjersjøen og Bunnefjorden	Arealer med avrenning til Bunnefjordens østside og til vestsiden sør for Blylaget (Omtrent hele Oppegård kommune, litt av Oslo kommune, deler av Ski, Ås, Frogn og Nesodden kommuner)	005.4A	vestre del av 1
			005.4B	resten av 1; 2-4
			005.4C	5-8
			005.40	9-12
			005.311	17, sørlig halvdel av 18
005.312	19			

4.2.2 Fosfortilførsler beregnet i fase 3

Tabell 2 oppsummerer beregningene av tilførsler til Bunnefjorden i fase 3. Tallene viser tilførsler etter retensjon i Årungen og Gjersjøen. Bare de vannforekomstene som har avrenning direkte til Bunnefjorden er med. Tabellen viser tall for samlet tilførsel til fjorden via disse vannforekomstene slik de er gitt i Løvstad, 2008.

Tabell 2. Tilførsler av fosfor til Bunnefjorden i fase 3 (Løvstad 2008 og 2008b) for dagens situasjon (2007) og fremtidig situasjon (2015) ved oppnåelse av mål for ferskvannsforekomstene.

Vannforekomst nr.		Fosformengde i kg/år			
		Nå-situasjon (år 2007)		Etter tiltak (år 2015)	
	Beskrivelse	Totalt	Biotilgj.	Totalt	Biotilgj.
10	Bunnebotn Øst	20	12	9	5
11	Fålebekken, Kaksrudbekken, Pollevann	320	198	150	84
13	Årungselsva	1231	661	617	329
16	Bonnbekken	276	141	137	69
17	Bunnebotn vest	76	38	38	19
	Sum avrenning til Bunnebotn	1923	1050	951	506
1	Gjersjøelva	720	411	558	135
9	Direkte til Bunnefjorden fra østsiden	182	95	80	35
18	Direkte til Bunnefjorden fra vestsiden	1055	524	508	179
	Sum overflateavrenning til Bunnefjorden	1957	1030	1146	349
9	Nordre Follo r.a.	1146	1146	1146	1146
18	Buhrestua og Kirkevika r.a. (Nesodden)	138	138	138	138
	Sum fra renseanlegg til Bunnefjorden	1284	1284	1284	1284
	Sum Bunnefjorden og Bunnebotn	5164	3364	3381	2139

4.2.3 Tilførsler av totalfosfor i nå-situasjon - sammenligning av fase 1 og fase 3

I modellkjøringene i fase 1 var tilførslene delt opp i 15 ulike kilder for hele indre Oslofjord. For tilførslene fra Akershus-kommuner til Bunnefjorden var tilførslene oppdelt som vist i **Tabell 3**, med 2 overflatetilførsler og tre spesifiserte dyputslipp fra renseanlegg. Bunnebotn sør for Lagodden var skilt ut som eget område. Kilde nr. 3 fra fase 1, avrenning via Ljanselva, går også til Bunnefjorden, men siden dette området ikke er omfattet av tilførselsregnskapet i fase 3, er det heller ikke tatt med her.

Tabell 3 sammenligner estimerte utslipp av totalfosfor fra fase 1 (Bjørndalen et al. 2007) med de nye tallene fra fase 3 (Løvstad 2008, oppsummert i **Tabell 2**). Tabellen viser at utslippet til Bunnebotn, som i hovedsak kommer via Årungselsva, er satt 23 % lavere i fase 3 enn i fase 1, mens utslippene til Bunnefjorden er satt ca. 40 % høyere. Samlet utslipp fra renseanlegg er noe redusert i fase 3 sammenlignet med fase 1. Det totale utslippstallet til Bunnefjorden med Bunnebotn er ikke mye endret, forskjellen er bare 3 %; at det blir så likt er selvsagt tilfeldig. De andre forskjellene ligger innenfor en usikkerhet i enkelttestimatene på ± 20 til 30 % som en i alle fall må regne med. De to settene av verdier må derfor sies å stemme godt overens.

Tabell 3. Totale fosfortilførsler til Bunnefjorden og Bunnebotn fra Akershus-kommunene i fase 1, sammenlignet med nye tall satt fra Limno-Consult i fase 3 (Løvstad, 2008)

Fase 1				Fase 3	
Fjordavsnitt	Beskrivelse (kildenr. fra fase 1 i parentes)	Utslippsdyp	totP (kg/år)	Vannforekomst i tilførselsregnskap	totP (kg/år) etter retensjon
Bunnebotn	Avrenning via Årungselsva, samt direkte tilrenning fra Frogn og Ås kommuner til Bunnebotn (1)	overflate	2500	10-17	1923
Bunnefjordens hovedbasseng	Avrenning fra østre del av Nesodden og fra Oppegård med Gjersjøelva (2)	overflate	1400	1-9, 18 eksl. renseanlegg	1957
Bunnefjorden	Nordre Follo r.a. (12)	50 m	1200	9, renseanlegg	1146
Bunnefjorden fra Nesodden	Buhrestua r.a. (13)	22 m	162	18, renseanlegg	138
	Kirkevika r.a. (14)	22 m	+65		
			=227		
SUM			5327		5164

4.2.4 Andel biotilgjengelig fosfor – sammenligning av fase 1 og 3.

Som **Tabell 3** viser, stemmer tilførselstallene som ble brukt for fosfor ved modellkjøringene i fase 1 rimelig bra med de nye tallene fra fase 3. Den sammenligningen gjelder totalfosfor. Den fjordmodellen som ble brukt i fase 1 skiller mellom løst uorganisk fosfor som er direkte biotilgjengelig for algevekst og bundet fosfor, i hovedsak partikulært, som først må frigjøres ved remineralisering av partikulært biologisk materiale. For å se hvor godt tilførselsregnskapet fra fase 1 og 3 stemmer, er det derfor også viktig å se på andelen biotilgjengelig fosfor.

For utslipp fra renseanlegg er det både i fase 1 og fase 3 for nå-situasjonen antatt at alt fosfor som slippes ut etter rensing er løst ortofosfat.

Når det gjelder overflatetilførslene ble det i modellkjøringene i fase 1 antatt at alt fosfor til fjorden er enten direkte biotilgjengelig eller biologisk bundet til organisk stoff, spesifisert som tilførsler av organisk karbon. For overflatetilførslene (Kilde 1 og 2) ble det spesifisert at 20 % av organisk karbon er partikulært materiale, og at C:P vektforholdet normalt skulle være 100:1, men likevel slik at maksimalt 80 % av totalt fosfor er bundet i organisk stoff.

I tilførselsregnskapet i fase 3 er det angitt eksplisitt hvor mye av total fosfor i overflateavrenningen som antas direkte biotilgjengelig som ortofosfat. **Tabell 4** sammenligner estimert mengde biologisk tilgjengelig fosfor (BAP) i fase 1 og 3, både som kg/år og som prosent av total-fosfor. Det fremgår at for begge mål på biotilgjengelig fosfor stemmer tallene fra fase 1 og 3 ganske godt overens. For Bunnebotn er mengden BAP noe lavere i regnskapet fra fase 3, men BAP som prosent av totalfosfor er omtrent identisk med det som lå i modellantagelsene i fase 1. For tilførslene til Bunnefjorden er andelen endret fra 64 til 59 %, mens mengden BAP som kg/år er omtrent lik i de to fasene.

Ut fra dette kan det konkluderes med at de forutsetningene som ble lagt til grunn for modellkjøringene holder rimelig bra også ut fra de nye tilførselstallene.

Forskjellene mellom fase 1 og fase 3 er relativt små, og en kan konkludere med at det ikke er grunn til å regne med noen justering av modellkjøringene for dagens situasjon noe særlig. En eventuell justering måtte være i retning av at forskjellen mellom Bunnebotn og Bunnefjorden kan være litt

mindre enn det modellkjøringene viste i fase 1. Overflatebelastningen på Bunnebotn via vassdrag og overflateavrenning er mindre enn antatt i fase 1, men er fortsatt like stor som til resten av Bunnefjorden. Tallene er såpass lite at en kan regne med at modellresultatene er ganske representative for det en ville få med nye scenarier basert på tall fra det nye tilførselsregnskapet.

Tabell 4. Andel biotilgjengelig fosfor (% BAP) for overflateutslipp via vassdrag og overflateavrenning i modellkjøringene i fase 1, sammenlignet med fase 3.

Fjordavsnitt	Fase 1						Fase 3*		
	orgC tonn/ år	Part. C tonn/år (20%)	Part. P kg/år C:P=100	totP kg/år	BAP kg/år	BAP %	totP kg/år	BAP kg/år	BAP %
Bunnebotn	600	120	1200	2500	1300	52	1923	1049	55
Bunnefjordens hovedbasseng	250	50	500	1400	900	64	1957	1146	59

* Overflatebelastningen på Bunnebotn via vassdrag og overflateavrenning er like stor som til resten av Bunnefjorden.

4.3 Sammenligning av tilførsler for 2015 (etter tiltak), med antagelser i modellscenarier

Fjordmodellen ble kjørt for scenariene som er vist i **Tabell 5** som grunnlag for å vurdere hva en kunne oppnå ved ulike tiltak og revurdere og justere miljømålene.

Tabell 5. Scenarier for kjøring av fjordmodellen i fase 1

Scenarier	Via vassdrag og overflateavrenning		Til indre Oslofjord fra renseanlegg; dyputslipp i dag	Forhold på ytre rand, dvs. utenfor Drøbaksterskelen
	Til Bunnefjorden	Til resten av indre Oslofjord		
a. Dagens situasjon	tilførsler beregnet for år 2004			
b. Ingen overflateutslipp til Bunnefjorden	0	uendret fra dagens situasjon		
c. Bare naturlige tilførsler via vassdrag	20 % av dagens tilførsler		uendret fra dagens situasjon	
d. Redusert overflatetilrenning, forbedring på ytre rand	20 % av dagens tilførsler		uendret fra dagens situasjon	bedre enn i dag: som i 1910-1950
e. Tilførselssituasjon 1950	uendret		økt med faktor 6.7 for P og 1.58 for N og C, overført til overflateutslipp	bedre enn i dag: som i 1910-1950
f. Tilførselssituasjon 1910	endret med faktor 0.75 for P og 0.32 for N og C; alle utslipp overført til overflaten			bedre enn i dag: som i 1910-1950

I den nye analysen av fosfortilførsler (Løvstad 2008) inngår også en beskrivelse av en fremtidig utslippssituasjon som ønskes oppnådd i år 2015 ved tiltak i avrenningsområdet rundt Bunnefjorden. Dette er oppsummert sammen med dagens situasjon i **Tabell 2**. Ved å sammenligne de antatte reduksjonene her med de endringer som er lagt inn i modellscenariene kan det vurderes i hvilken grad modellscenariene er realistiske muligheter, som grunnlag for å revurdere de miljømålene for fjorden som ble satt tentativt i fase 1.

Samlet overflateutslipp av totalfosfor til Bunnebotn og resten av Bunnefjorden er i fase 3 antatt å bli redusert til hhv. ca. 50 og 60 % av dagens nivå. Utslipp fra de mindre renseanleggene i Nesodden er økt med 70 % eller 100 kg/år i forhold til dagens situasjon. Utslipp av totalfosfor fra Nordre Follo renseanlegg er antatt uendret.

I regnskapet i fase 3 (Løvstad 2008, 2008b) er det antatt at andelen biologisk tilgjengelig fosfor i den fremtidige situasjonen år 2015 blir omtrent som i dag for overflateutslippene til Bunnebotn (endring fra 54 til 52 %). For overflateavrenningen til Bunnefjorden antas at andelen biotilgjengelig fosfor reduseres sterkt i 2015, fra 56 til 32 %. Dette betyr at andelen av total fosfor som blir utnyttet til algeproduksjon i overflatelaget om sommeren vil bli noe lavere for 2015-situasjonen sammenlignet med i dag. Det antas at bare 90 % avrenningen fra renseanleggene vil være biotilgjengelig i 2015, mot 100 % i dag, og det kan bidra noe i samme retning. Forbedringen av eutrofisituasjonen med tiltak som forutsatt i Løvstad (2008) bør under ellers like forutsetninger bli noe bedre enn ved en proporsjonal reduksjon av biotilgjengelig fosfor og totalfosfor, slik modellkjøringene i fase 1 antok. De nye tilførselstallene peker altså i retning av at forbedringen i Bunnefjordens hovedbasseng kan bli noe større enn det som estimeres ut fra modellkjøringene. Forskjellen er antagelig innenfor usikkerheten i modellprognosene.

Ut fra spesifikasjonen av modellscenariene i **Tabell 5** kan det være rimelig å se på to alternative situasjoner som omfatter de tiltakene som skissert for vannforekomstene rundt Bunnefjorden:

1. En situasjon hvor det bare gjøres lokale tiltak i vannforekomstene til Bunnefjorden og Bunnebotn, slik at overflatetilførslene derfra halveres, med alle andre forhold uendret.
2. En situasjon hvor det antas at omtrent tilsvarende tiltak på fosforutslippene gjennomføres også på overflateutslippene til resten av indre Oslofjord, dvs. at alle overflateutslipp innenfor Drøbak reduseres med 50 %

Vedlegg A. beskriver i detalj hvordan konsentrasjonene for disse to situasjonene beregnes ut fra modellkjøringene fra fase 1.

4.4 Kunnskapshull

Sammenligningen av utslippssituasjonen for 2015 med modellscenariene baserer seg bare på utslipps-tall for fosfor. Det er ikke satt opp noe nytt utslippsregnskap for nitrogen eller organisk karbon i fase 3. Revurderingen av resultater for nitrogen må derfor basere seg på en antagelse om at tiltakene vil medføre omtrent lik prosentvis reduksjon av fosfor, nitrogen og organisk karbon, slik at samme interpoleringsvekter brukes. Det gjør at vi ikke kan vurdere i hvilken grad en slik forutsetning er realistisk, og betyr en ekstra stor usikkerhet i vurdering av realistiske miljømål for nitrogen. Det er således viktig at observasjoner av nitrogen blir gjennomført i overvåkingsprogrammer for vassdragene som fører til Bunnefjorden.

4.5 Revurdering av modellkjøringer – realistiske endringer i forhold til dagens situasjon

I rapporten fra fase 1 (Bjørndalen et al. 2007a) ble resultatene fra modellkjøringene oppsummert i en serie figurer som viste box-whisker-plott med variasjonsområde for næringssaltkonsentrasjoner i ulike deler av fjorden og for forskjellige modellscenarier. **Tabell 6** viser 85 % persentiler for konsentrasjoner av næringssalter for de to tenkte situasjonene som er beskrevet i kapittel 4.3, beregnet som vist i Vedlegg A. Det er brukt 4 ulike mål på konsentrasjon av N og P, tilsvarende de som brukes for klassifisering av overflatelagets vannkvalitet i SFTs klassifiseringssystem. Verdiene er oppgitt direkte slik de fremkommer av en beregning på modellresultatene, uten avrunding i forhold til usikkerheten. Det er valgt for å bevare de relative forskjellene mellom situasjonene, men det er selvsagt en usikkerhet i verdiene som er betydelig større enn det formatet for tallverdiene antyder.

Tabell 6. 85%-persentiler for næringssaltkonsentrasjoner i overflatelaget (ca. 1 m dyp) for aktuelle utslipps-situasjoner i følge kapittel 4.3 beregnet som vist i Vedlegg A.

Situasjon 1: Halverte overflatetilførsler til Bunnefjorden og Bunnebotn (2015-situasjon ifølge Løvstad, 2008), uendret ellers i indre Oslofjord.

Situasjon 2: Scenariet for 2015 for Bunnefjorden og Bunnebotn, men i tillegg samme relative reduksjon for overflatetilførslene til resten av indre Oslofjord.

Parameter	Område	Dagens situasjon	Situasjon 1:	Situasjon 2:
Total-nitrogen ¹ (µg N/l), sommer	Bunnebotn	439	305	293
	Bunnefjorden	175	167	155
Totalfosfor (µg P/l), sommer	Bunnebotn	15.9	13.7	13.2
	Bunnefjorden	10.6	9.7	9.0
Nitrat (µg N/l), vinter	Bunnebotn	397	325	315
	Bunnefjorden	267	261	252
Ortofosfat (µg P/l), vinter	Bunnebotn	33.3	32.3	31.9
	Bunnefjorden	32.0	32.0	31.6

I tillegg til næringssalter i overflaten gir modellen også resultater for oksygenkonsentrasjonen i dyp-lagene i Bunnefjorden. Her kan det bare ventes marginal forbedring som følge av de skisserte tiltak rundt Bunnefjorden sett isolert (Situasjon 1). Hvis alle overflatetilførsler til Bunnefjorden ble stoppet, tilsier modellkjøringene en forbedring innenfor 0.1 ml/l; med en reduksjon på ca. 50 % skulle forbedringen ligge innenfor 0.05 ml/l, hvilket ikke vil bety noen observerbar effekt i forhold til dagens situasjon. Hvis tilsvarende tiltak gjennomføres i hele indre Oslofjord, med reduksjon av alle overflatetilførsler til 50 % (situasjon 2), kan effekten bli 2-3 ganger større, dvs. i området 0.1 til 0.15 ml/l forbedring. Dette vil heller ikke gi store biologiske effekter.

¹ Totalnitrogen er beregnet ved å legge 40 µg N/l til tallene for biologisk aktivt N som er det som beregnes av modellen. Tillegget antas å representere en lite aktiv humus-andel som inkluderes i analysene for totalnitrogen, men ikke har betydning for eutrofisisituasjonen.

4.6 Revurdering og anbefaling av miljømål

4.6.1 Badevannskvalitet

I fase1 ble miljømålene for friluftsbad i Bunnefjorden og Bunnebotn satt til god kvalitet. Dette er ikke forandret.

Følgelig blir de formelle foreløpige miljømålene for friluftsbad (Krav definert av Folkehelseinstituttet i 1994: Friluftsbad - badevann: Vedlegg til Rundskriv IK-21/94).

Parameter	God badevannskvalitet	Anbefalt prøvetakingshyppighet, minimum
Termotolerante koliforme bakterier/100 ml	<100*	En gang pr. uke
Fekale streptokokker/100 ml	<100	En gang pr. uke
Fysisk/kjemisk		
Siktdyp (meter)	>2	To ganger pr. måned
Turbiditet (FTU)	<2	

* Basert på at 90 % av prøvene skal være bedre enn angitt verdi og inntil 10 % i kategorien mindre god (< 1000/100 ml).

EU's krav til badevannskvalitet:

Parameter	Utmerket	God	Tilstrekkelig
Intestinale enterokokker/100 ml	100*	200*	185**
E. coli/100 ml	250*	500*	500**

* Basert på at 95 % av prøvene skal være bedre enn angitt verdi

** Basert på at 90 % av prøvene skal være bedre enn angitt verdi

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.

4.6.2 Kunnskapshull badevannskvalitet:

Dagens badevannskvalitet (prøvetakinger i 2004 og 2005) viser en generelt god badevannskvalitet i Bunnefjorden, men på enkelte steder er den mindre god i perioder. Prøvetakingsgrunnlaget er relativt lite og prøvene er tatt med sjeldnere frekvens enn anbefalt av helsemyndighetene. Det er derfor ønskelig med en mer omfattende kartlegging av vannkvaliteten i fremtiden og en systematisk gjennomgang av alle prøver før de siste 5-10 år. Resultatene bør sammenlignes med nedbørsdata for å spore ev. overløp i bekkene.

4.6.3 Næringsalter i overflatelaget i Bunnefjorden og Bunnebotn

Det er satt miljømål for næringsalter i overflatevann (0-8 m dyp, i 85 % av observasjonene) som vist i **Tabell 7**. Det bør observeres at sommerv verdier av løste næringsalter ikke er med i tabellen.

Tabell 7. Foreløpige miljømål for næringsalter i overflatevann (0-8 m dyp) vinterstid. Kravet er at 85 % av observasjonen observert i desember til februar skal ligge under angitt konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$). At ikke alle observasjoner ska oppfylle ambisjonsnivået skyldtes at dypvannsfornyelser kan gi høye verdier enkelte år, dvs. næringsrikt dypvann blir løftet opp mot overflatevann og observasjonen avspeiler ikke tilførselene fra land i samme grad.

	Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$)		Totalnitrogen ($\mu\text{g/l}$)	
	Vinter	Sommer	Vinter	Sommer
Lavt ambisjonsnivå	<42	<16	<480	<250
Middels ambisjonsnivå	<36	<12	<460	<250
Høyt ambisjonsnivå	<33	<12	<430	<250

	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)		NO ₃ +NO ₂ -N ($\mu\text{g/l}$)	
	Vinter		Vinter	
Lavt ambisjonsnivå	<34		<260	
Middels ambisjonsnivå	<32		<230	
Høyt ambisjonsnivå	<28		<200	

Det finnes svært lite data fra Bunnebotn og forslag til miljømål er derfor basert på modellkjøringer. Foreløpige modellresultatene tilsier at miljømålene for næringsalter i overflatelaget sommer og vinter skal være omtrent som i sentrale Bunnefjorden.

Fosfor

Dagens situasjon (se kapitel 3.4, **Tabell 6**), dvs. lavt ambisjonsnivå er mindre god tilstand etter nåværende klassifiseringssystem vinterstid. Sommerstid er forholdene bedre (god). Med de tiltak som er beskrevet for 2015 (Løvstad) vil tilstanden fortsatt være mindre god vinterstid, mens sommerv verdier (tot-P) vil havne i tilstandsklasse meget god). 2015 vil Bunnefjordens fosforkonsentrasjoner ligge nær middels ambisjonsnivå. For å komme på middels ambisjonsnivå må tilsvarende fosforreduksjoner som er beregnet for Bunnefjorden (Løvstad) gjennomføres for hele indre Oslofjord.

Nitrogen

Dagens situasjon (se kapitel 3.4, **Tabell 6**), dvs. lavt ambisjonsnivå er dårlig tilstand etter nåværende klassifiseringssystem for nitrat vinterstid og meget god for totalnitrogen sommerstid for Bunnefjorden. Bunnebotn blir klassifiseringen den samme som for Bunnefjorden vinterstid, men totalnitrogen sommerstid gir dårlig tilstand. 2015 (reduksjon av nitrogentilførsel) vil situasjonen være den samme med unntak fra Bunnebotn som kan bli en tilstandsklasse bedre (god). Ved tilsvarende tiltak for nitrogen i hele indre fjord som for Bunnefjorden vil lavt ambisjonsnivå oppnås sommerstid i Bunnefjorden, men ikke i Bunnebotn.

Konklusjon

Det bør finnes et stort potensial å forbedre forholdene i Bunnebotn ved lokale tiltak for reduksjon av næringsalter. Imidlertid er det bare marginale effekter for Bunnefjorden de beregnede reduksjonene til 2015 vil gi. For Vannforekomsten Bunnefjorden må også andre reduksjoner i tilførsler gjennomføres for å oppnå middels ambisjonsnivå eller bedre.

4.6.4 Kunnskapshull næringsalter.

Det foreligger ikke observasjoner av næringsalter vinterstid fra Bunnebotn. Antall observasjoner fra Bunnefjorden vinterstid er også beskjedne. Problemet med å øke observasjonsfrekvensen i Bunnefjorden og spesielt Bunnebotn vinterstid er at fjordområdet ofte er islagt. Det bør bli tatt hyppige observasjoner av næringsalter i overflaten i minst 2-3 år for dels å undersøke forskjeller mellom Bunnefjorden og Bunnebotn, dels sammenligne disse observasjonene med FerryBox observasjonene i Vestfjorden i hensikt å se på om hyppige observasjoner vinterstid fra Vestfjorden også kan representere Bunnefjorden samt i hvilken observasjonsfrekvensom er nødvendig i Bunnefjorden når en har tilgang på observasjonene fra FerryBox i Vestfjorden.

4.6.5 Planteplanktonbiomasse

Det arbeides med nye klassifiseringskriterier for klorofyll-a (et indirekte mål på planteplanktonbiomasse) som skal gjelde for Vanddirektivet. Til nå (SFTs klassifiseringssystem) er middelvei av klorofyll-a i overflatelaget sommerstid (0-2m) blitt brukt. Observasjoner foreligger bare fra Bunnefjorden (ca ukentlige observasjoner i juni-august). Miljømål er derfor bare formulert for Bunnefjorden og ikke Bunnebotn.

Følgende miljømål basert på nåværende klassifiseringssystem vil bli brukt for Bunnefjorden, hvor det kreves at 85% av observasjonen skal være mindre enn gitt konsentrasjon i **Tabell 8**.

Tabell 8. Miljømål for planteplanktonbiomasse sommerstid (juni-august) i minst 85 % av observasjonene.

	Bunnefjorden
Lavt ambisjonsnivå	< 3,5 µg/l
Middels ambisjonsnivå	< 2 µg/l*
Høyt ambisjonsnivå	< 2 µg/l*

*Det er samme mål for ambisjonsnivåene.

De tiltak om reduserte tilførsler av næringsalter som foreslås til 2015 (Løvstad) vil ikke gi de forbedringer som skulle tilsvare middels ambisjonsnivå i Bunnefjorden. Her gjelder samme prinsipp som for næringsalter i overflaten, nemlig at tiltak kreves også mot tilførsler til andre deler av fjorden.

Dette gjelder sannsynligvis også Bunnebotn, men her mangler vi observasjoner.

4.6.6 Kunnskapshull planteplanktonbiomasse.

Manglende observasjoner i Bunnebotn bør rettes på. Sannsynligvis vil klassifiseringen senere basere seg på for eksempel middelvei under produksjonssesongen hvilket betyr observasjoner fra februar til oktober, men i første rekke foreslås utvidelse av overvåkingsprogrammet sommerstid til å omfatte Bunnebotn (frekvens 1 gang pr. uke i juni-august).

4.6.7 Siktdyp i sentrale Bunnefjorden og Bunnebotn

Miljømålene for siktdyp i **Tabell 9** baserer seg helt på observasjoner i senere tid, samt gjeldende klassifiseringssystem.

Tabell 9. Miljømål for siktdyp sommerstid hvor 85 % av observasjonen skal ligge over bestemt verdi og medianverdien minst så stor som angitt.

	Bunnefjorden		Bunnebotn	
	85 % av obs større enn	Medianverdi	85 % av obs større enn	Medianverdi
Lavt ambisjonsnivå	> 3 m	6 m	> 2 m	5.0 m
Middels ambisjonsnivå	> 4,5 m	6.5	> 3 m	6.0 m
Høyt ambisjonsnivå	> 6 m	>7m	> 4,5 m	6.5 m

Det er lite sannsynlig at de foreslåtte tiltakene i tilførslene (Løvstad, 2008) vil resultere i at middels ambisjonsnivå oppnåes. Som for næringssalter og planteplanktonbiomasse kreves større tiltak mot tilførsler utenfor regionens område. Dette gjelder Bunnefjorden, men også for Bunnebotn. For Bunnebotn kan forholdene bli noe bedre men da kreves ytterligere lokale reduksjoner av tilførsler til området.

4.6.8 Oksygenkonsentrasjon i dypvann.

Miljømålene for oksygenkonsentrasjoner i de dypere vannmassene i Bunnefjorden baserer seg på både observasjoner (historiske) og modellscenarier. **Tabell 10** viser minste årsverdier for en periode på 12 år. Variasjonene i dypvannsfornyelse (ca. 3 - 4 år mellom større dypvannsfornyelser) krever en lenger observasjonsserie for å avgjøre om et mål er nådd.

Tabell 10. Miljømål for oksygenkonsentrasjoner i de dypere vannmassene i Bunnefjorden. (85 % av observasjonene skal overstige foreslått konsentrasjoner over et tidsrom på 12 år)

	20-50 m dyp	> 50 m dyp
Lavt ambisjonsnivå	> 1 ml/l	> 0 ml/l
Middels ambisjonsnivå	> 1,5 ml/l	> 0,5 ml/l
Høyt ambisjonsnivå	> 2 ml/l	> 1 ml/l

Med de beregnede tilførsler år 2015 (Løvstad, 2008) vil ikke Bunnefjordens oksygenforhold forbedres. For å oppnå god økologisk tilstand må andre tilførsler utenfor Bunnefjordens lokale tilførselsområde reduseres, samt en forbedring av situasjonen i vannmassene som tilføres fjorden fra ytre Oslofjord.

4.7 Kunnskapshull oksygen i dypvannet.

Oksygenkonsentrasjonene baserer seg på en analyse av krav til oksygen hos ulike organismer. Informasjon om rekefangster i Bunnefjorden i slutten av 1800-tallet og begynnelsen på 1900-tallet viser at Bunnefjorden i sin naturtilstand har hatt overveiende oksiske forhold ved bunn. Utryddelsen av arktiske arter i Bunnefjorden (som overlevd siden istiden i det kalde dypvannet) bekrefter også bedre oksygenforhold tidligere. Imidlertid er det en usikkerhet i hvor ofte oksygenkonsentrasjonen kunde nærme seg null eller at det dannedes litt hydrogensulfid i korte perioder i den dypeste delen av fjorden (150 m dyp). Muligens vil en nøyere studie av foraminiferer (små encellede dyr med skall) kunne øke detaljkunnskapen om forholdene i slutten av 1800-tallet og tidligere.

5. Biologi gruntvann

5.1 Strandsonen

Strandsonen er en smal og utsatt sone som danner overgangen mellom det akvatiske miljø og landjorden, og er menneskets naturlige møtested med det akvatiske. Det vil derfor være naturlig at det defineres miljømål for strandsonen i Bunnefjorden. I strandsonen lever organismer som klarer å overleve opphold i både luft og vann. I det marine miljø vil en ofte finne sjøgress eller tangvegetasjon i strandsonen. Dette er store flerårige fastsittende alger (makroalger) som danner leveområde for andre alger, små dyr og fisk. Samlivet mellom dyr og planter i strandsonen er påvirket av bølger og tidevann, og sårbart for forurensning og fysiske inngrep. De store algene er viktige primær-producenter langs kysten og er en forutsetning for et rikt dyre og planteliv i denne sonen.

I overgjødslerte marine områder sees et skifte fra flerårige tang og tarearter til ettårige arter, særlig grønnalger. Dermed endres også det biologiske mangfoldet. Strendene kan bli dekket av et sleipt algelag, noe som gjør fritidsaktiviteter mindre tiltalende. I forbindelse med overvåkingen av Indre Oslofjord har utbredelsen av tang vært undersøkt jevnlig på 28 stasjoner i Bunnefjorden siden 1970-årene. Det finnes imidlertid informasjon om de biologiske forholdene helt tilbake til 1800-tallet. Utbredelsen av de ulike artene har gitt et mål på strandsonens miljøtilstand. Etter igangsettingen av renseanlegget på Slemmestad har vannkvaliteten i fjæra blitt betydelig bedre i indre deler av Oslofjorden. Mengden grønnalger er redusert og flere tangarter er på vei tilbake, men der er fortsatt potensiale for videre forbedring og dette må også sees i forbindelse med muligheten i å redusere næringstilførsler fra landområder som drenerer inn i Bunnefjorden og Bunnebotn.

Det er store brukerinteresser knyttet til indre Oslofjord. Omtrent 1 million mennesker bor i området, det er stor næringsaktivitet og et omfattende friluftsliv, både til vanns og i strandsonen. Dette fører til et omfattende arealpress i fjordområdene, noe som særlig gjelder langs strandlinjen (Berge et al 2007).

Det bør være et mål å bevare og eventuelt restituere strandsonen til sin naturlige tilstand i størst mulig grad. Dette vil skape tilgjengelighet til naturlige leveområder for den marine flora og fauna, og til menneskelig rekreasjon. For stor endring av strandsonen i form av moloer, båthavner, badeplasser etc, vil gjøre det meget vanskelig å gjenskape den senere.

Strandsonens tilgjengelighet, biologiske kvalitet og estetikk er stikkord dannet utgangspunkt for de miljømål som er beskrevet av Berge et al. (2007) under Fase 2 – arbeidet for Bunnefjorden og Bunnebotn.

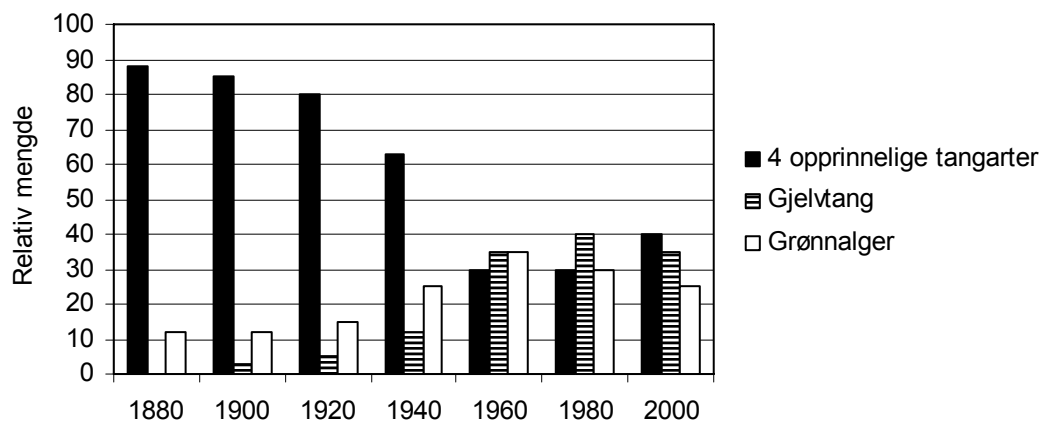
En omfattende beskrivelse av eksisterende kunnskap ble oppsummert i fase 2-rapporten for Bunnefjorden og Bunnebotn (Berge et al. 2007).

5.2 Miljømål for strandsonen

I forrige rapport ble det forslått tre forskjellige ambisjonsnivåer for miljømål i strandsonen i Bunnefjorden hvor nivå I var en opprettholdelse av dagens situasjon, mens nivå III det høyeste ambisjonsnivå, var tilsvarende den naturlige tilstand en antas å ha hatt i fjorden på slutten av 1800-tallet, før innføringen av vannklosettet. Nivå II ligger mellom dagens tilstand og ”naturlilstanden”, tilsvarende tilstanden rundt 1950.

Hvis vi ser på den antatte utviklingen i algesamfunnene slik vist i **Figur 7** så er mengdeforholdet mellom de fire opprinnelige tangartene og nykommeren gjelvtang dramatisk endret i indre Oslofjord gjennom de siste hundre år. Det er stor sannsynlighet for at dette skyldes næringssaltbelastning og at

utviklingen Bunnefjorden har vært lik den i resten av indre fjord. De omfattende rensertiltak og oppgraderinger av avløpsnett som er gjennomført i slutten av 1900-tallet har medført en reduksjon i tilførselene av næringssalter. Resultatene av dette vises blant annet i at utbredelsen av de opprinnelige tangartene har økt samtidig som grønnalger og gjelvtang har gått tilbake. Tilstanden er imidlertid fortsatt langt fra den som en hadde før de store næringssalttilførselene (se **Figur 7**).



Figur 7. Antatt utvikling fra 1880 til 2000 av de fire opprinnelige tangartene (spiral-, blåre-, grise- og sagtang) basert på litteratur siden 1880-årene, samt ”nyinnvandrerene” gjelvtang og hurtigvoksende grønnalger (grønske). Etter Magnusson et al. (2001).

Sannsynligvis vil videre reduksjon av næringssalttilførsler og organisk stoff fra land føre til at vannkvaliteten ytterligere kan forbedres i Bunnefjorden og Bunnebotnen. Resuspensjon fra bunnsedimenter vil i første omgang redusere effektene av en slik reduksjon, men på sikt vil en kunne se forbedringer i strandsonen. Reduksjon i næringssalter og organisk stoff til fjorden vil gi seg utslag i følgende:

- Forbedret vannkvalitet, gir bedre lysklima på dypere vann og dermed økt dybdeutbredelse av alger.
- Økte mengder av de opprinnelige fire tangartene - sagtang, grisetang, blåretang og spiraltang
- Redusert konkurranse fra gjelvtang og grønnalger (grønske) medfører mindre konkurranse om plass i strandsonen.
- Reduksjon av grønnske fører til færre snegl og dermed redusert beitepress på kimplanter av tang.
- Reduksjon av organisk stoff gir færre blåskjell og et forbedret substrat for etablering av tangarter.

5.2.1 Vanddirektivets krav til strandsonen.

Bunnefjorden faller i vanntypen ferskvannpåvirket fjord, mens Bunnebotn ennå ikke er definert, men kan betegnes som en meget beskyttet og ferskvannpåvirket poll i region Skagerrak. Dette er begge norske vanntyper som vi ikke har felles med andre land og det er ennå ikke utviklet vannkvalitetskriterier i disse vanntypene for makroalger eller høyere planter som skal benyttes for strandsonen. Disse kvalitetskriteriesettene vil utvikles i løpet av de nærmeste år og vil mest sannsynlig kunne basere seg på de kriteriesett som allerede er utviklet for andre vanntyper i regionen. For makroalger vil det bli en kombinasjon av nedre voksegrense for noen lett gjenkjennelige alger og samfunnsstrukturen i strandsonen, mens for høyere vegetasjon vil en kunne basere seg på indekser som er utviklet i andre nordiske land.

I den videre aksjonsplan for Bunnefjorden og Bunnebotn bør en derfor ta høyde for at slike parametere vil bli utviklet i nær fremtid, men i tråd med VD også videreføre de langtidsseriene man i dag har for biologiske samfunn i strandsonen.

5.2.2 Miljømål for strandsonen.

Etttersom det ikke eksisterer kvalitetskriteriesett for strandsonen p.t., bør en legge større vekt på den informasjon en har fra tidligere undersøkelser om naturtilstanden i resipienten. Derfor bør en bygge videre på de miljømål som ble beskrevet i Fase 2 – rapportene (Berge et al. 2007) og vi foreslår at en bør legge til grunn tilsvarende vurderinger som ble beskrevet i denne rapporten med noen justeringer:

Miljømål:	økt horisontalutbredelse av makroalger i strandsonen i Bunnefjorden, samt dokumentasjon ang. samfunnsstruktur i strandsonen
Målparametere	antall stasjoner med tangsamfunn i strandsonen med assosiert flora
Metode:	semikvantitative og kvalitative registreringer i strandsonen
Virkemiddel:	bedret vannkvalitet, vern av substrat

I forrige rapport ble det listet opp 3 ambisjonsnivå for strandsonen som var følgende:

Lavt ambisjonsnivå (I)

Opprettholde dagens bestander i Bunnefjorden av spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang på bekostning av gjelvtang. Forekomst av grisetang på minst en av de 28 stasjonene

Middels ambisjonsnivå (II)

Oppnå en tilstand tilsvarende rundt 1950. Grenager (1957) sine undersøkelser i indre fjord ble gjort i 1945-46 og er de mest relevante i den sammenheng. Mål: Nyetablering av levedyktige bestander av grisetang i Bunnefjorden og øke forekomsten av de øvrige tangartene. Redusere forekomsten av gjelvtang. Forekomst av grisetang på minst 5 av de 28 stasjonene i Bunnefjorden

Høyt ambisjonsnivå (III):

Oppnå en tilstand tilsvarende slutten av 1800-tallet. Mål: Få tilbake antatt opprinnelig tangvegetasjon i Bunnefjorden. Alle fire opprinnelige tangarter skal forekomme i hele området. Gjelvtang bør ha en beskjeden plass i strandsonen. Forekomst av grisetang på minst 10 av de 28 stasjonene i Bunnefjorden

NIVA foreslår nå at en legger seg på ambisjonsnivå (II). Dette er et ambisjonsnivå som synes å være innen rekkevidde for denne resipienten. Nivå III synes å være for optimistisk da en må ta hensyn til at bruken av og belastningen på fjorden nå er helt forskjellig fra hva den var på slutten 1800-tallet. Vi vil i tillegg anbefale å undersøke assosierende flora på et utvalgt antall stasjoner for å kunne være forberedt på at det nye kriteriesettet for vannkvalitet basert på makroalger, mest sannsynlig vil ta utgangspunkt i en semikvantitativ registrering av samfunnsstruktur i strandsonen. Dette vil også kunne være en god anledning til å koble den indikative utbredelsen av de fem tangartene mot vannkvalitet og det nye kvalitetskriteriesettet som vil bli utviklet i nær fremtid.

For Bunnebotn bør en satse på å følge opp utvikling av ålegress og høyere planter for å kunne dokumentere en økt etablering av slike arter inne i Bunnebotn. Det spesifikke ambisjonsnivå som er lagt for Bunnefjorden vil også kunne avspeiles i en forbedring inne i Bunnebotn, men i dag vet vi for lite om hvilket spesifikt ambisjonsnivå en bør legge seg på for Bunnebotn mht. høyere planter.

5.3 Grunne bløtbunnsområder

Grunne bløtbunnsområder kan karakteriseres ved bløtbunnsfauna og forekomst av høyere planter. Slike bunner er ikke egnet substrat for fastsittende makroalger. For slike vannforekomster er det ennå ikke utviklet noen biologiske indekser for vannkvalitet. Bløtbunnindeksene er ikke beregnet for slike

områder og kan derfor ikke benyttes. Vi foreslår derfor at en viderefører de miljømål som er beskrevet i fase 2-rapporten (Berge et al. 2007) ved at en overvåker ålegressforekomstene, men at en i tillegg undersøker høyere plantevegetasjon på grunt vann. Sannsynligvis vil en i slike system med saltholdigheter ned under 5 også kunne finne flere høyere planter. Mange av de høyere plantene som vokser i slike områder er rødlistearter noe som krever en viss aktsomhet mht. overvåking og disponeringer.

Flere steder i Bunnebotn er det egnet substrat for ålegras, grunn sand/bløtbunn. I dag forekommer ålegras i dette område, men antageligvis i mindre forekomster og i dårligere forfatning enn de naturlige forutsetninger i området tilsier.

NIVA foreslår at en setter seg de miljømål som ble skissert i fase 2-rapporten som var følgende:

Miljømål:	levedyktige ålegrassamfunn i Bunnebotn
Målparametere:	utbredelse av ålegrassamfunn – tetthet av planter
Metode:	Nedsenkbart kamera, evt. vannkikkert, flyfoto?
Virkemiddel:	bedret vannkvalitet, vern av leveområder

I tillegg vil vi også foreslå at en overvåker forekomsten av andre høyere planter på grunt vann.

Det ble også skissert 3 alternative miljømål i fase 2-rapporten:

Ambisjonsnivå I	oppretholdelse av dagens spredte forekomst av ålegras
Ambisjonsnivå II	oppretholdelse av dagens forekomst av ålegras, men med økt tetthet av planter
Ambisjonsnivå III	økte forekomster av ålegras, både i horisontal utbredelse og i form av økt nedre voksegrense

NIVA foreslår at en her kan ha som mål å øke forekomstene av ålegress både horisontalt til nye områder men også noe dypere. Vi har tro på at dette er mulig ved redusert tilførsler av næringssalter og organisk stoff til Bunnebotn. Det vil redusere oppblomstring av planktonalger og øke den integrerte lysgjennomgangen i vannsøylen, noe som kan føre til økt nedre voksegrense for ålegress i Bunnebotn.

5.4 Sublittoral hardbunn

Som nevnt i fase 2-rapporten ble det henvist til at forekomst av tareskog ville øke det biologiske mangfoldet ettertraktelig. Nå vil det sannsynligvis ikke være naturlig med forekomst av tareskog inne i Bunnefjorden da vannbevegelsene er for små og sedimenteringen for høy. Det har tidligere vært beskrevet at det har eksistert tang på langt dypere vann enn hva er tilfelle i dag. Sent på 1800-tallet ble det registrert kraftig tangvekst ned til 8-10m. Dette er ikke tilfelle i dag, både grunnet nedbeiting av sjøpinnsvin og et generell dårligere lysklima i dypvannet. Algenes forekomster avtar naturlig med dypet siden de er avhengige av sollys for å leve. I områder hvor vannet har redusert siktdyp vil også nedre voksegrense for algene være grunnere enn naturlig, og dermed får en redusert produksjon og biologisk mangfold. Siktdypet gir et øyeblikksbilde, mens nedre voksegrense for fastsittende alger gir et akkumulert alternativt mål på vannets gjennomsiktighet.

Både i fase 1 og i fase 2 av prosjektet er det foreslått miljømål for siktdyp. Siden nedre voksegrense for alger er nært knyttet mot siktdyp er det naturlig å ta utgangspunkt i de miljømål som er foreslått for siktdyp når det skal foreslås miljømål for algenes nedre voksegrense. En vil da kunne benytte denne parameteren som en indikasjon på en eventuell forbedring i fjorden.

5.4.1 Siktdyp i Bunnefjorden

Bedømt etter SFTs klassifiseringssystem (SFT:93- middelverdi av sommerobservasjoner) er siktdypet i Bunnefjorden i dag i tilstandsklassen mindre god. Brukes medianverdien vil siktdypet 2001-2005 komme på grensen mellom tilstandsklasse god/mindre god, men vil ikke oppfylle at mindre enn 15 % av observasjonene ligger i neste dårligere tilstandsklasse. I fase 2 ble det ut fra overnevnte data skissert 3 ambisjonsnivå:

Lavt ambisjonsnivå (I): 85 % av observasjonene større enn 3 meter og medianverdi 6 meter.

Middels ambisjonsnivå (II): 85 % av observasjonene større enn 4.5 meter og medianverdi 6.5 meter

Høyt ambisjonsnivå (III): 85 % av observasjonene større enn 6 meter og medianverdien >7 meter,

Ut fra de usikkerhetsmomentene som ble skissert i fase 2, vil det være fornuftig og oppnåelig å legge seg på et middels ambisjonsnivå hvor 85% av observasjonene bør være større enn 4,5 meter og medianverdien 6,5 meter.

Med de foreslåtte lokale tiltakene i tilførsler som er skissert i Løvstad (2008), er det lite sannsynlig at en vil oppnå noe særlig forbedring i siktdyp (se kapitel. 4.6.7 s 29). Vi vil likevel opprettholde et middels ambisjonsnivå hvor 85% av siktdypmålingene i Bunnefjorden og Bunnebotn bør være større enn hhv. 4,5 og 3m og medianverdiene hhv. 6,5 og 6,0m. Dette kan sannsynligvis oppnås hvis andre tilførselskilder utenom de lokale også reduseres

5.4.2 Nedre voksegrense for alger

Hvor langt lyset trenger ned i vannmassene er et godt mål på vannkvalitet. Jo dypere lyset trenger ned, jo dypere kan algene vokse. Gode lysforhold nedover i vannmassene gir levevilkår for alger dypere enn 30m i norske farvann. Andre begrensninger for algenes nedre voksegrense, som substrattilgang og beiting, må taes i betraktning hvis nedre voksegrense skal brukes som et mål på miljøtilstand.

Det finnes lite historisk informasjon om vertikalutbredelsen av fastsittende alger i indre Oslofjord, bortsett fra at Gran (1897) hevdet at sagtang var utbredt ned mot 10 meters dyp. Magnusson et al. (1992) omtaler vertikalutbredelse av alger og dyr på 7 stasjoner i indre Oslofjord i perioden 1981 – 1991 (**Tabell 11**). En av stasjonene (st.7) er i Bunnefjorden. På enkelte stasjoner har nedre voksegrense for fastsittende alger økt betraktelig fra 1981 til 1991, men ikke på stasjonen i Bunnefjorden.

Tabell 11. Nedre voksegrense (dyp i meter) for 'opprette' og 'skorpeformete' alger på stasjoner i indre Oslofjord i 1981 til 1991.

Stasjoner	Opprette 1981	Opprette 1982	Opprette 1983	Opprette 1989	Opprette 1991	Skorpe 1989	Skorpe 1991
1. Steilene	11,5	11,5	11,5	14	12	19	20
2. Borøya	0,7	2	5	7	14	8	8
3. Fornebu	7	8	9	13	4	13	15
4. Ormøya	5	7	2	8	2	11	14
5. Hovedøya	5,5	9	8	11	13	9	10
6. Nakkholmen	7	8	12	10	6	14	14
7. Svartskog	5	13	12	8	8	17	18

5.5 Miljømål for sublittoralen

Med bakgrunn i eksisterende informasjon om nedre voksegrense i Bunnefjorden, og de miljømål som er foreslått for siktdyp i Bunnefjorden foreslås det å gi miljømål for nedre voksegrense for opprette alger i Bunnefjorden:

Miljømål:	økt vertikal-utbredelse av makroalger i Bunnefjorden
Målparametere:	nedre grense for spredt vekst (min. ca 5 % dekningsgrad) av opprette makroalger
Metode:	nedre voksegrense måles med nedsenkbart kamera
Virkemiddel:	bedret vannkvalitet, økt siktdyp, redusert beiting

5.5.1 Lavt ambisjonsnivå (I)

Spredt eller større forekomst av alger dypere enn 8 meter

5.5.2 Middels ambisjonsnivå (II)

Spredt eller større forekomst av alger dypere enn 12 meter

5.5.3 Høyt ambisjonsnivå (III)

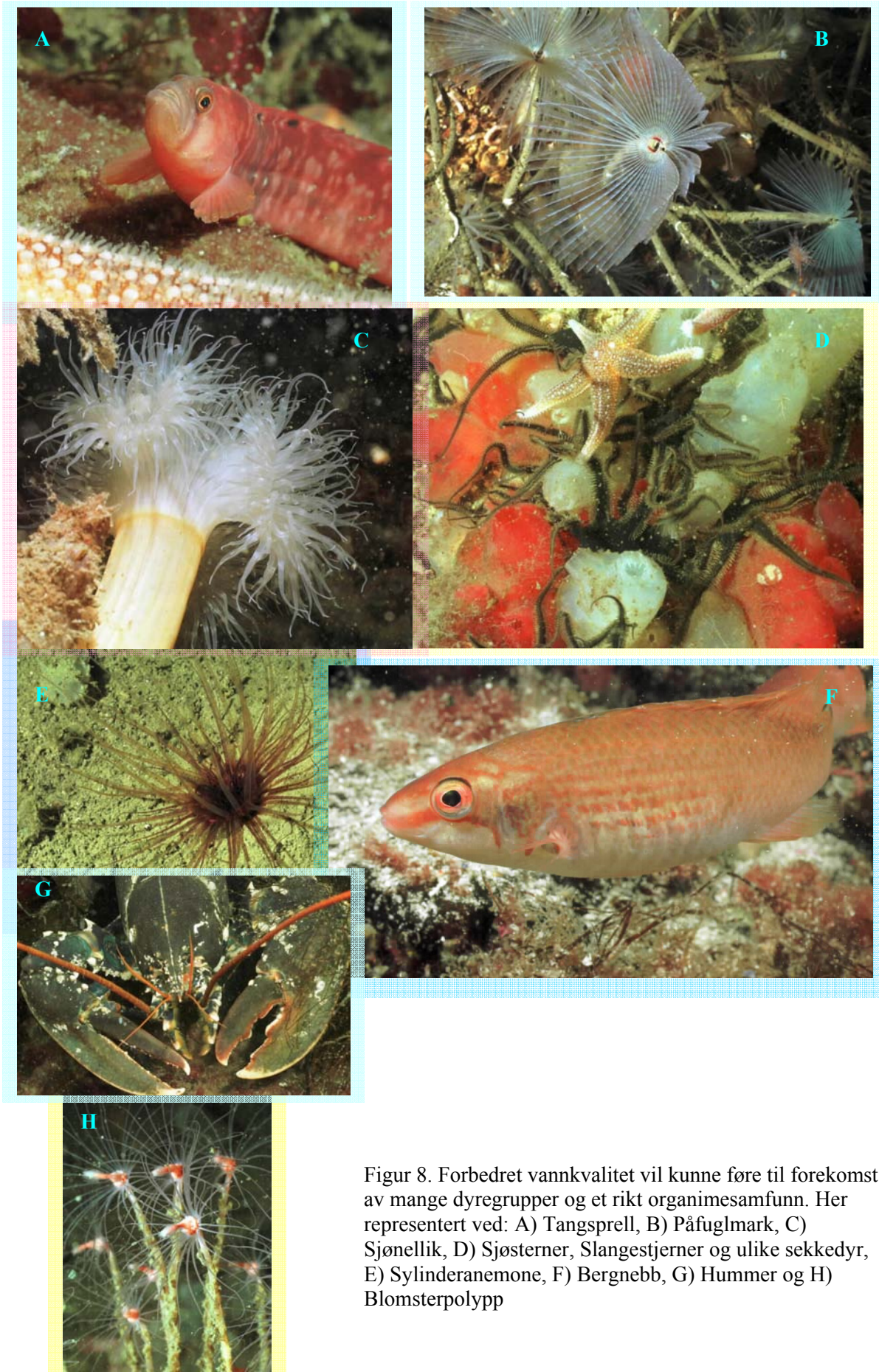
Spredt eller større forekomst av alger dypere enn 15 meter

I dag begrenses nedre voksegrense sannsynligvis i hovedsak av beiting og redusert substrattilgang. En forbedring av eutrofisituasjonen vil sannsynligvis føre til mindre nedslamming og dermed forbedret substrattilgang. Et mål for økt siktedyp vil i tillegg øke mulighetene for alger å etablere seg i større grad nedover i dypet. Derimot er beitepresset fra sjøpinnsvin en usikker faktor. Å sette ambisjonsnivå for nedre voksegrense til minimum 12m vil derved kunne bli noe ambisiøst og vi foreslår derfor et ambisjonsnivå i første omgang på minimum 8m, da en vet lite om eutrofi og endret beitepress fra sjøpinnsvin. Det er ikke noe i veien for å øke ambisjonsnivået i tilfelle et økt siktedyp og redusert sedimentering vil føre til økt etablering av opprette alger nedover i dypet.

5.6 Brukermål og økologiske mål

Målet vil være å restituere strandsonen til naturtilstand i størst mulig grad. Med de anbefalte ambisjonsnivåene skissert over vil en kunne beholde og til og med øke bruksverdien for Bunnefjorden og Bunnebotn. For å oppnå de målene som skissert, bør en legge visse restriksjoner på skadelig bruk av fjorden for at ømfintlig biologiske habitat skal kunne oppnå en høyere biologisk kvalitet enn eksisterende tilstand. Restriksjonene vil kunne medføre begrenset utbygging av spesielt marinaer, moloer og båthavner.

Økt algevegetasjon og mindre organisk belastning i sjøsonen vil også kunne oppnås ved spesielt reduksjoner i tilførsel av næringssalter til fjorden. En økt tangvegetasjon og forbedrete oksygenforhold i bunnvannet vil kunne ha store positive konsekvenser på bruken av Bunnebotn og spesielt Bunnefjorden. Sannsynligvis vil fiskebestandene øke og føre til økt fritidsfiske. Økt algevegetasjon, bedre sikt og et friskt dyreliv, vil også gjøre Bunnefjorden mer attraktiv for dykkere. En forbedret strandsone vil også øke sjanse for et mer mangfoldig fugle- og dyreliv som er assosiert med kystsonen.



Figur 8. Forbedret vannkvalitet vil kunne føre til forekomst av mange dyregrupper og et rikt organimesamfunn. Her representert ved: A) Tangsprell, B) Påfuglmark, C) Sjønellik, D) Sjøsterner, Slangestjerner og ulike sekkedyr, E) Sylinderanemone, F) Bergnebb, G) Hummer og H) Blomsterpolyp

For å oppnå slike mål må en sørge for å fortsatt søke å videreføre prøvetaking av lange tidsserier for å sikre seg best mulig beslutningsgrunnlag og at de steder som slike observasjoner foretas beskyttes. Det vil også være viktig å opprette såkalte "hvile-områder" hvor det ikke foretas inngrep og hvor det kan legges visse begrensinger på allmen ferdsel, slik at disse områdene kan virke som yngle- og et ressursområde for videre spredning og opprettholdelse av biologisk mangfold.

Undersøkelsene legges opp slik at de vil gi innspill og informasjon til en enhetlig og koordinert forvaltningsplan for Bunnefjorden og Bunnebotn.

5.7 Kunnskapshull

Det anbefales at en viderefører allerede eksisterende program med kartlegging av fastsittende alger i fjæresonen. En slik undersøkelse vil kunne kobles mot å dokumentere en utvikling over tid som i de senere år har vært positiv. I tillegg til å videreføre også strandnot-undersøkelser vil det være ønskelig å dokumentere høyere planter i Bunnefjorden og i Bunnebotn. Det ble foretatt en sondering i år, men slike planter ble ikke funnet. Enten var dette forårsaket av meget dårlig sikt den dagen undersøkelsen ble foretatt eller det skyldes at det er for dårlige forhold til at slike høyere planter finnes, spesielt inne i Bunnebotn. Det er tidligere registrert flere arter av høyere vegetasjon i Bunnefjorden/Bunnebotn. Det vil derfor være fornuftig å periodevis inkludere slike undersøkelser for å eventuelt dokumentere/verifisere en eventuell forbedring av vannkvaliteten i Bunnebotn.

Nedre voksegrense for alger bør tas opp igjen og utvides til flere lokaliteter enn bare den ene stasjonen ved Svartskjær. I de tre interkalibrerte vanntypene i Skagerrak inngår nedre voksegrense som en indikator for vannkvalitet. Nedbeiting av kråkeboller er et problem i Bunnefjorden og begrenser utbredelsen av alger hovedsakelig til fjæra, men det kan være mulig å finne områder med mindre beitepress og dermed kunne dokumentere fremtidige endringer i nedre voksegrense og dermed vannkvalitet.

6. Bløtbunnsfauna og hyperbenthos

Innen det som omtales som bløtbunnsfaunaen (dyr som lever nede i sedimentet) og hyperbenthos (dyr som lever på og rett over bunnen – eksempelvis reker) finner en viktige byttedyr for bunnlevende fisk. Forekomst av bløtbunnsfaunaen og hyperbenthos er derfor viktig for forekomst av fisk. Under normale forhold representerer også bløtbunnsfauna og hyperbenthos en viktig andel av sekundærproduksjonen i et sjøområde og bidrar da også vesentlig til områdets totale biodiversitet.

Miljømål for bløtbunnsfauna og hyperbenthos er foreslått med grunnlag i det som er kjent om dagens tilstand, historikk og en vurdering av hvilke miljøforbedringsmuligheter som finnes. Forslag til miljømål er satt i sammenheng med muligheten for å bedre oksygenforholdene og en minsking av arealene med rått bunn i Bunnefjorden. I dette arbeidet er det for bløtbunnsfauna også tatt hensyn til forslagene til miljømål for oksygeninnholdet i bunnvannet gitt i fase 1.

Det er utarbeidet gode indikatorer for klassifisering av tilstanden i bløtbunnsfauna (SFT, 1997, og i 2006 i forbindelse med interkalibrering for Vanndirektivet). Foreslåtte miljømål for bløtbunnsfauna har tatt utgangspunkt denne klassifiseringen. Det er ikke på tilsvarende måte som for bløtbunnsfauna utarbeidet enkle indikatorer for tilstand for hyperbenthos. Foreslåtte miljømål tatt utgangspunkt i resultatet av de årlige hyperbenthosundersøkelsene som NIVA gjør for Fagrådet for indre Oslofjord.

Den vertikale oppdelingen for bløtbunnsfauna vil være den samme som for vannmassene (Fase 1), mens en for hyperbenthos (reker) bare har foreslått miljømål for dypområdet.

6.1 Bløtbunnsfauna

Miljømålene for bløtbunnsfauna (infauna) i Bunnefjorden tar utgangspunkt i miljømålene som er foreslått for oksygen i mellomlaget (20-50 m dyp) og dypvannet (dypere enn 50 m) i Fase 1 (Bjørndalen et al., 2007).

Overflatelaget defineres som vannmassene i 0-20 meters dyp. Disse vannmassene står i relativt fri forbindelse med ytre Oslofjord ettersom terskeldypet ved Drøbak er på ca. 20 meters dyp.

Det intermediære lag er vannmassene i 20-50 meters dyp. Dette er i hovedsak vannmasser som ligger over terskeldypet mellom Bunnefjorden og Vestfjorden. Det er i disse vannmasser som utslipp og innlagring av kommunal kloakk fra de store rensesanleggene skjer.

Dypvannet er vannmasser mellom 50 meters dyp og bunn (ca. 150 meter). Disse er mer isolert fra resten av fjorden og har lengre oppholdstid enn øvrige vannmasser.

Dypvannsfornyelsen i Bunnefjorden skjer med 1-5 års mellomrom og vi regner at snittet ligger på ca 3 år.

Alle høyere organismer har krav til oksygeninnholdet i vannmassene for å overleve. Ulike arter har forskjellige krav til mengden eller konsentrasjonen av oksygen. For omtrent samtlige høyere organismer er mangel på oksygen og forekomst av hydrogensulfid det samme som utryddelse, og eventuelt forbedrede oksygenforhold vil bare føre arten tilbake i Bunnefjorden hvis den kan rekrutteres fra lokaliteter utenfor dypvannet i Bunnefjorden.

De konsentrasjonsgrenser for oksygen som klassifiseringsystemet bygger på er minimumkonsentrasjoner i løpet av et år eller egentlig i tidsrommet mellom fornyelser av vannmassen.

Observasjonene av oksygen etter 1973 er sammenlignet med de foreslåtte nedre grensene for miljømålene, og viser at laveste ambisjonsnivå har vært oppfylt de siste årene. Første oksygenobservasjon ble gjort i Bunnefjorden på slutten av 1800-tallet og viste at oksygen da var til stede i dypvannet. Dypvannet og bunnvannet i Bunnefjorden var i hovedsak oksygenholdig frem til ca 1940. Det betyr ikke at det ikke forekom hydrogensulfid tidligere. Imidlertid var periodene med råttent vann relativt kortvarige, slik at sedimentet i Bunnefjorden i hovedsak var oksisk.

Det er en vesentlig forskjell mellom hydrogensulfiddominert bunnvann og bunnvann som er oksygenholdig, om enn oksygenkonsentrasjonene er svært lave. Sett ut fra historiske observasjoner og for å reetablere faunaen i Bunnefjorden, bør det derfor være et laveste ambisjonsnivå å unngå dannelse av hydrogensulfidholdig bunnvann i Bunnefjorden.

Middels og høyt ambisjonsnivå er valgt ut fra hva observasjoner og modelleringer antyder vil være praktisk mulig å oppnå.

Følgende miljømål for oksygen i Bunnefjorden er foreslått (Bjørndalen et al., 2007):

Vannmassene i mellomlaget:

Lavt ambisjonsnivå (dagens situasjon): Oksygenkonsentrasjoner (medianverdi) > 1 ml/l og 85 % av observasjonene skal overstige denne grense.

Middels ambisjonsnivå: Oksygenkonsentrasjoner (medianverdi) > 1.5 ml/l og 85 % av observasjonene skal overstige denne grense.

Høyt ambisjonsnivå: Oksygenkonsentrasjoner (medianverdi) > 2 ml/l og 85 % av observasjonene skal overstige denne grense.

Dypvannet:

Lavt ambisjonsnivå. Oksygenkonsentrasjoner >0 ml/l

Middels ambisjonsnivå: Oksygenkonsentrasjoner over 0.5 ml/l

Høyt ambisjonsnivå: Oksygenkonsentrasjoner > 1 ml/l.

Lavt ambisjonsnivå tilsvare stort sett dagens forhold for mellomlaget i Bunnefjorden, men ikke for dypvannet.

6.1.1 Forslag til miljømål for bløtbunnsfauna

I en undersøkelse av faunaen i oksygenfattede fjorder på Sørlandet fant Buhl-Mortensen et al., (2006) en tydelig sammenheng mellom artsmangfold hos bunnfauna og laveste oksygenivå i dypvannet i de forutgående fem år. Lineære modeller for sammenhengen mellom bløtbunnsfaunaens artsmangfold og laveste oksygenivå ble estimert:

$$\begin{aligned} \text{Artsmangfold (H)} &= O_2\text{min} \cdot 0.83 + 1.7 \\ \text{Artsmangfold (ES100)} &= O_2\text{min} \cdot 5.20 + 11.8 \\ \text{Artsantall (S)} &= O_2\text{min} \cdot 24.5 + 10.0 \end{aligned}$$

Med utgangspunkt i miljømålene for oksygen i Bunnefjorden, kan tilsvarende mål for bløtbunnsfaunaen beregnes (**Tabell 12** og **Tabell 13**).

Tabell 12. Miljømål for bløtbunnsfauna i mellomdyp (20-50 m) i Bunnefjorden

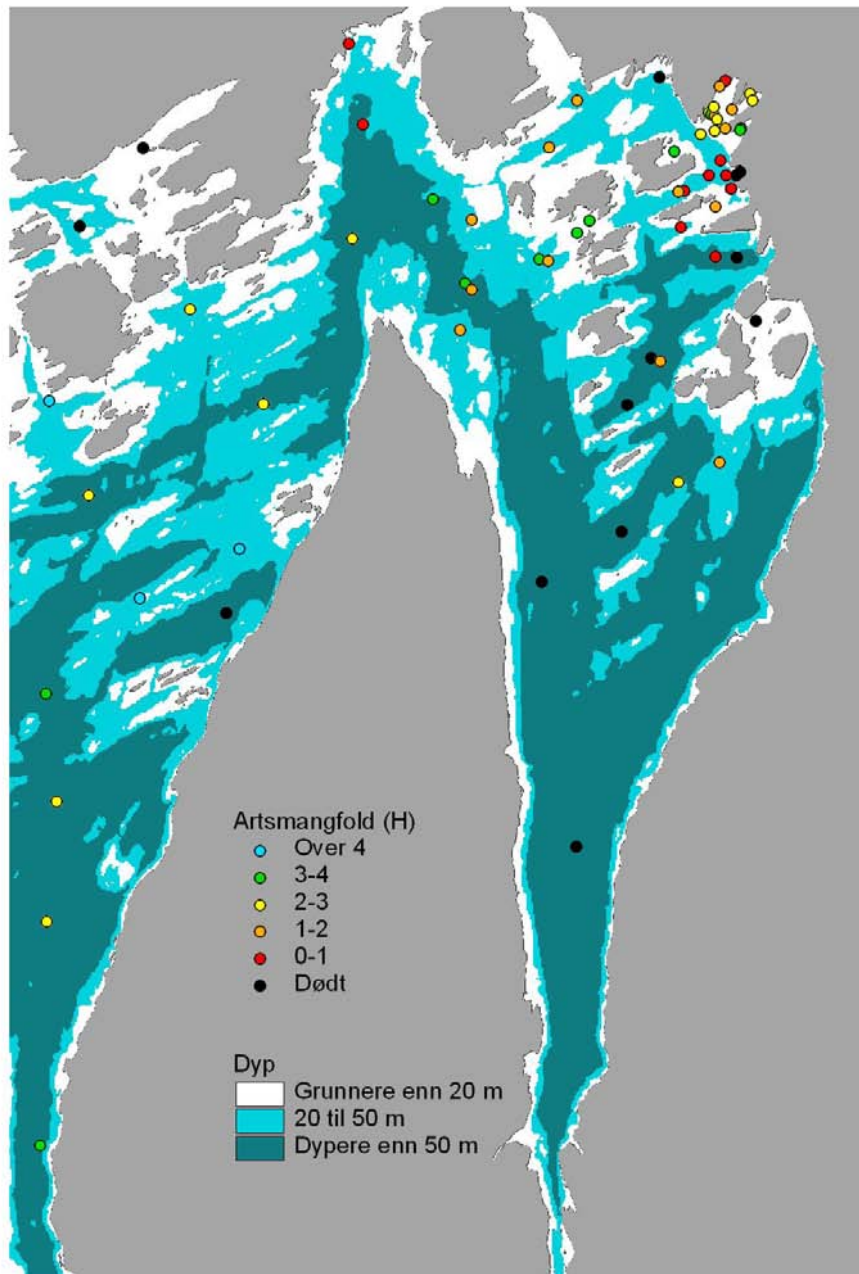
Vannmassen i mellomlaget (20 til 50 meters dyp)				
O ₂ min (ml/l)	H	ES100	S	Tilstandsklasse (SFT, 1997)
Lavt miljømål = 1.0	2.5	17	35	Mindre god (III)
Middels miljømål = 1.5	3.0	20	47	God (II)
Høyt miljømål = 2.0	3.4	22	60	God (II)

Tabell 13. Miljømål for bløtbunnsfauna i dypområdene (dypere enn 50 m) i Bunnefjorden

Dypvannet (50 meters dyp til bunn)				
O ₂ min (ml/l)	H	ES100	S	Tilstandsklasse (SFT, 1997)
Lavt miljømål = 0.0	1.7	12	10	Dårlig (IV)
Middels miljømål = 0.5	2.1	14	22	Mindre god (III)
Høyt miljømål = 1.0	2.5	17	35	Mindre god (III)

Tilstandskartet for bløtbunnsfauna etter ca. 1992 (Figur 9) indikerer at mye av dypområdene i Bunnefjorden er uten liv, men også at noen lokaliteter oppfyller kravene til lavt og til dels middels ambisjonsnivå.

Forbedringer i tilstanden hos bløtbunnsfaunaen i de dypeste områdene i Bunnefjorden kan ta tid (mange år), fordi sedimentene er hydrogensulfidholdige og må tilføres oksygen før bløtbunnsfaunaartene kan etablere seg



Figur 9. Undersøkte bløtbunnsfaunastasjoner i indre Oslofjord, med tilstandsklassifisering basert på artsmangfoldindeksen H (SFT, 1997).

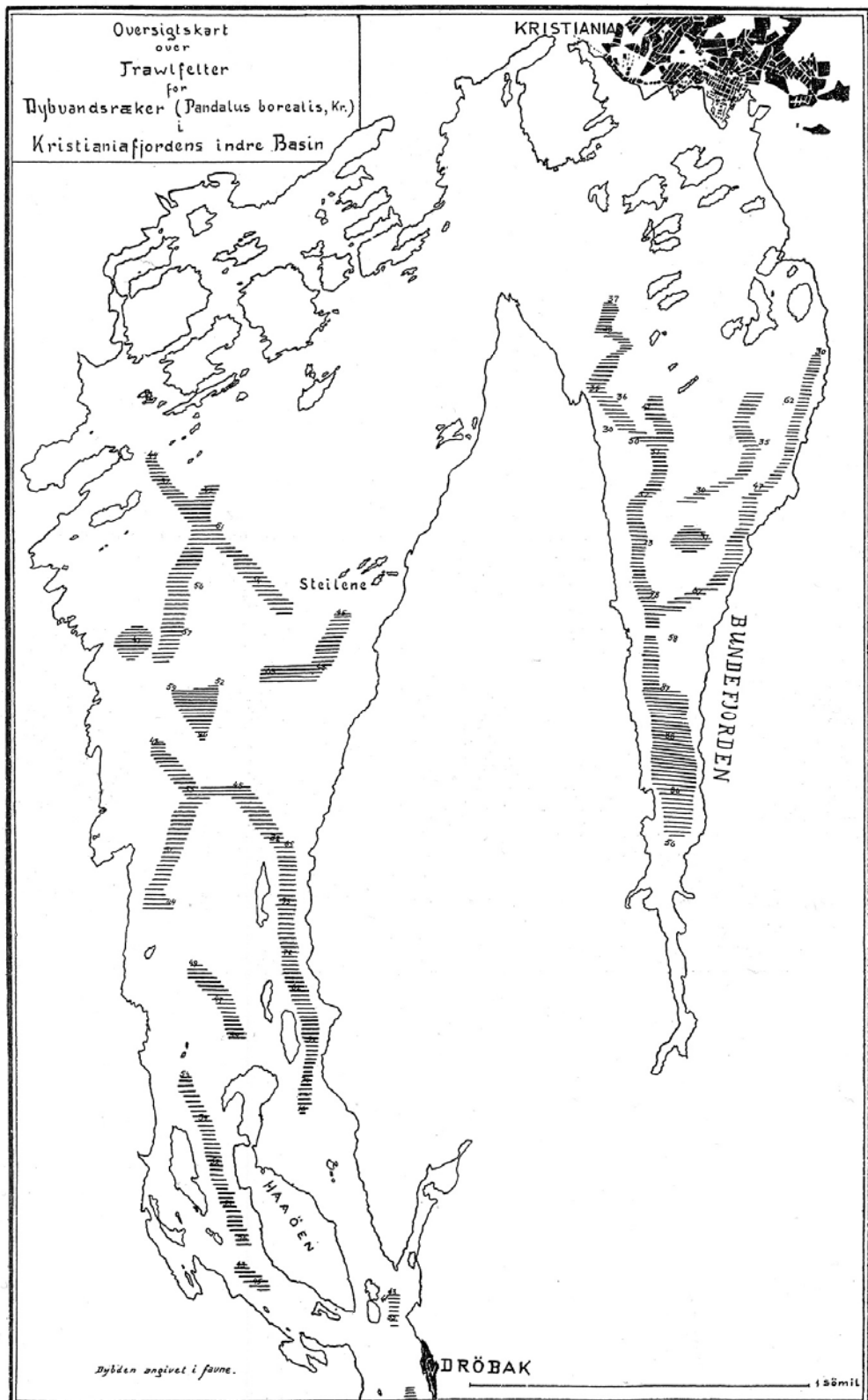
6.2 Miljømål for reker/hyperbenthos

Forslag til miljømål for forekomst av reker i Bunnefjorden er utarbeidet (Berge et al, 2007, Bjørndalen et al. 2007). I det følgende vil en gå gjennom de foreslåtte miljømålene og gi anbefalinger med hensyn til hvilke av alternativene som synes mest realistisk.

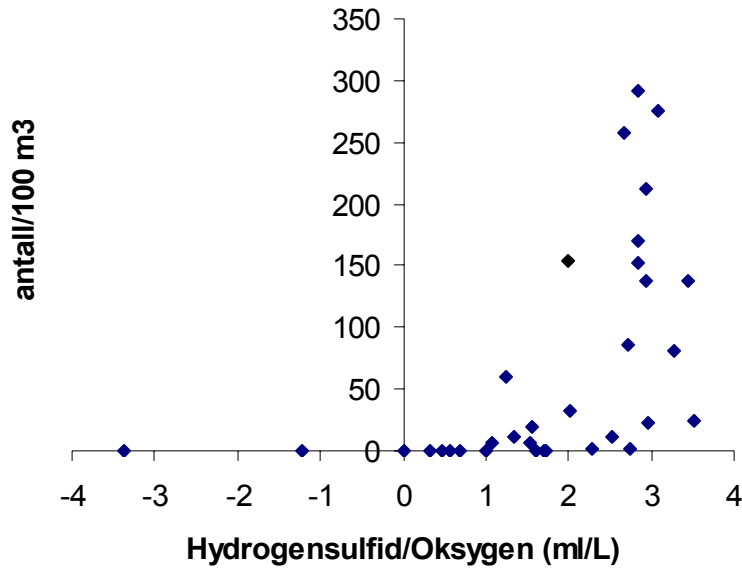
Bakgrunn

Det var tidlig på 1900-tallet et rikt fiske etter reker i indre Oslofjord blant annet i de dypeste partier i Bunnefjorden (cf. Beyer og Indrehus 1995 med referanser). I **Figur 10** ser vi en oversikt over trålfelter i Bunnefjorden tidlig på 1900-tallet som viser at det i de fleste dypområdene kunne drives fangst etter reker. En dokumentert krise for faunaen i Indre Oslofjord fant imidlertid sted i 1950 (Beyer og Føyn 1951) og det ble da observert hydrogensulfid fra 75 m og dypere i Bunnefjorden og dermed forhindrer forekomst av reker og annen fauna dypere enn 75 m. Siden ca 1950 har det derfor kun sporadisk blitt oppservert reker i de dypere deler av Bunnefjorden og lenger ut i fjorden har forekomsten av reker vært sterkt varierende med et minimum tidlig på 80-tallet.

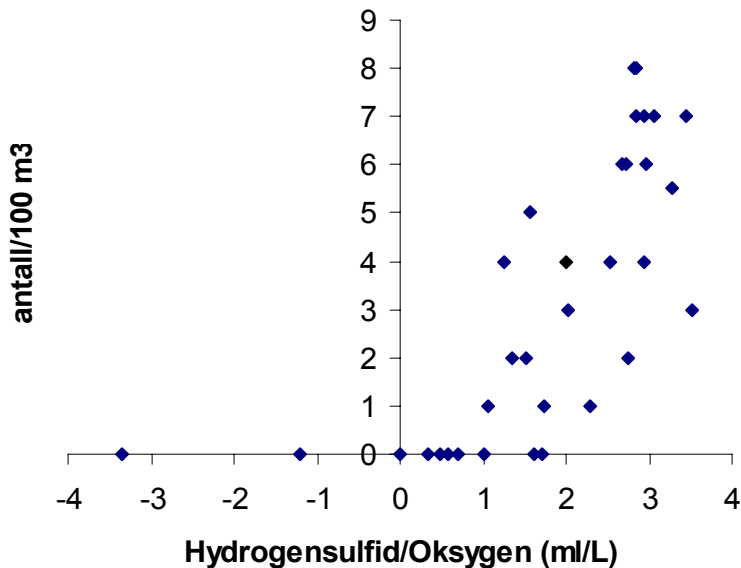
Krisen i rekefisket på 1950 tallet skyldes den økende tilførselen av næringssalter med påfølgende overgjødning og øket primærproduksjon i vannmassene som igjen har gitt øket tilførsel av organiske materiale til dypområdene. Når dette materialet brytes ned forbrukes oksygenet i bunnvannet og forholdene blir umulige for bunnlevende dyr som reker. Som vi ser av **Figur 11** og **Figur 12** er det sammenheng mellom forekomst av reker og oksygenverdiene i bunnvannet når vi ser indre Oslofjord under ett.



Figur 10. Oversikt over trålfelter i indre Oslofjord rundt 1906 (kilde: Wollebæk, 1906).



Figur 11. Totale antall reker på stasjoner fra Bunnefjorden (Svartskog) til Drøbaksundet (Gråøyrenna) i perioden 2000-2005 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen. Antall reker er oppgitt i forhold til et referansevolum på 100 m³.



Figur 12. Totale antall rekearter per sledtrekk (ca 1000 m) på stasjoner fra Bunnefjorden (Svartskog) til Drøbaksundet (Gråøyrenna) i perioden 2000-2005 som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i vannet rett over bunnen.

6.2.1 Høyt ambisjonsnivå (III)

Rekefiske i Bunnefjorden som rundt 1900

Det mest radikale miljømålet for Bunnefjorden (nivå III) er at forekomst av hyperbenthos/reker skal være slik den var rundt 1900 og at forekomsten av reker i Bunnefjordens dypområder blir såpass stor at det går an å drive en regningssvarende rekefiske i de fleste av de områdene der det tidligere (første del av 1900-tallet) har vært fisket etter reker men trolig ikke den eneste) betingelse for at dette skal kunne finne sted er at oksygenforholdene er tilfredsstillende. Fra **Figur 11** og Figur 12 ser vi at konsentrasjonen i bunnvannet bør være over ca 2,5 ml/l for at vi skal få en rimelig tetthet av reker. Antagelig må oksygenkonsentrasjonen ved bunnvannet over lang tid (mange år) være høyere enn 2,5 ml/L for at en på sikt kan ha forventninger om rekefiske i Bunnefjorden.

Vurdering: Vi tviler på at dette er et realistisk miljømål innenfor overskuelig fremtid fordi substratet sannsynligvis er såpass modifisert med blant annet en stor oksygen gjeld som gjør at det vil ta lang tid før forholdene ved bunnen er forenlig med et kommersielt rekefiske. Et annet moment er at øket oksygeninnhold også vil kunne føre til øket utlekking av spesielt organiske miljøgifter fra bunnsedimentene (se kapittel 10) og dermed muligens retardere den forbedringen en håper på når det gjelder miljøgifter i fisk.

6.2.2 Moderat ambisjonsnivå (II)

Reker skal forekomme i dypområdene i Bunnefjorden

Konsentrasjonen i bunnvannet må være større enn ca 1 ml/L for at reker skal kunne forekomme (se **Figur 11** og Figur 12). Dersom oksygenkonsentrasjonen holder seg i området 1-2,5 ml/l vil det antagelig for det meste av tiden kunne observeres reker i Bunnefjorden, men forekomsten vil variere meget og vil neppe gi grunnlag for noe kommersielt fiske av betydning.

Vurdering: Vi tror at dette ambisjonsnivået er urealistisk når det gjelder de dypeste delene av bunnefjorden, eksempelvis ved Svartskog, men kan ved redusert eutrofiering være mer realistisk i den nordre delen av Bunnefjorden (trålområdene på 80-90 m dyp ved Hellvik). Økt oksygeninnhold vil imidlertid og så i forbindelse med dette ambisjonsnivået kunne føre til øket utlekking av spesielt organiske miljøgifter fra bunnsedimentene (se kapittel 10).

6.2.3 Lavt ambisjonsnivå (I)

Som i dag -

Reker forekommer i hovedsak ikke i de dypere deler av Bunnefjorden, men sporadisk i nordre deler slik som ved Hellvikstangen. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet <1 ml/L og forekomst av hydrogensulfid i bunnvannet er hyppig forekommende.

Vurdering: Vi gjør ingen vurdering av dette ambisjonsnivået siden det representerer dagens tilstand

6.2.4 Anbefalt ambisjonsnivå for forekomst av reker

Fra tid til annen har det gjennom den overvåkingen som foregår i regi av Fagrådet for indre Oslofjord vært registrert spordiske forekomst av reker ved Hellvikstangen på 80-90 m dyp, mens det ikke har vært observert reker på ca 150 m dyp ved Svartskog. Vi tror derfor at moderat ambisjonsnivå kan nås for de midlere dyp i Bunnefjorden dersom oksygensituasjonen kan bedres slik at det blir liggende i intervallet 1-2,5 ml/l. Vi tror imidlertid at det blir svært vanskelig å få til tilsvarende for de dypereliggende delene av Bunnefjorden.

7. Miljøgifter

Kjemiske substanser er en del av vår daglige liv. Noen av dem er naturlig forekommende som metaller, andre dannes utilsiktet som biprodukter av naturlige eller menneskeskapt prosesser og atter andre er syntetisert for ulike typer bruk. Begrepet miljøgifter brukes litt upresist og i hovedsak når en substans, forbindelse eller grunnstoff opptrer i miljøet i konsentrasjoner som utgjør en risiko for organismer eller samfunn ut fra en eller annen fysiologisk/biokjemisk effekt.

Omkring 100000 ulike typer kjemikalier er på det europeiske markedet, og mange havner i det marine miljø og kan potensielt utgjøre en risiko for akvatiske organismer og human helse enten direkte eller via næringskjedeopptak. Det sier seg selv at det er bare et lite knippe av disse forbindelsene som er berørt i arbeidet med miljømål for Bunnfjorden. De forbindelsene som er berørt er i hovedsak knyttet til konkrete lokale problemer (eksempelvis polyklorerte bifenyler (PCB) og kostholdsråd) og forbindelser som en tradisjonelt har vært opptatt av i miljø sammenheng og som er fulgt opp i form av overvåking i fjorden (metaller) og forbindelser som er et problem blant annet pga av den hormonforstyrrende effekten de kan ha på marine organismer (eksempelvis tributyltinn=TBT). Det vil føre for langt her å redegjøre for kilder og effekter av ulike typer miljøgifter. Direktoratet for Naturforvaltning ga i 1999 ut en rapport som omhandlet miljøgifter i norsk fauna (Knutzen et al 1999). Denne rapporten gir det en generell innføring om aktuelle miljøgifter. OSPAR er også i ferd med å utarbeide en oversikt over status og trender når det gjelder miljøgifter inne Europa.

Nedenfor gis det en kort oversikt over hva som er problemet når det gjelder Polyklorerte bifenyler (PCB) og tungmetaller (i hovedsak kvikksølv) og Tributyltinn (TBT).

PCB

PCB er en gruppe klororganiske forbindelser som ikke finnes naturlig i miljøet og det er i hovedsak fortidens bruk av PCB som er blitt nåtidens problem. Når det gjelder identifiserte PCB kilder for Bunnfjorden så er de atmosfæriske tilførselene størst (**Tabell 16**). PCB er svært tungt nedbrytbart og har høy fettløselighet. Disse egenskapene gjør at PCB lagres i fettrike deler i organismer (blant annet fiskelever) og oppkonsentreres i næringskjeden. Dette betyr at dyr på toppen av næringskjeden er spesielt utsatt. PCB kan overføres til neste generasjon via opplagsnæring i egg, hos pattedyr via livmor til foster og via morsmelk. PCB kan også føre til nedsatt forplantningsevne. Følsomheten ovenfor PCB varierer allikevel fra dyreart til dyreart. PCB kan medføre svekket immunforsvar, noe som øker mottakelighet for infeksjoner og sykdommer. Ulike PCB-forbindelser kan skade nervesystemet, gi leverkreft, skade forplantningsevnen og fosteret. PCB er også vist å ha negativ innvirkning på menneskets læringsevne og utvikling. PCB er akutt giftig for marine organismer. PCB settes for eksempel i sammenheng med reproduksjonsforstyrrelser hos sjøpattedyr. Forekomst av PCB i sedimenter og sedimentlevende byttedyr er en viktig kilde for opptak av PCB i fisk (Ruus, 2009).

Tungmetaller

En rekke grunnstoffer omtales i miljø sammenheng noe upresist som tungmetaller. Disse er bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), kobber (Cu), krom (Cr), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), tinn (Sn), vanadium (V), sink (Zn) og arsen (As). Arsen regnes som regel med til tungmetallene på grunn av sin tetthet, til tross for at det egentlig er et halvmetall.

Fordi det er snakk om naturlig forekommende grunnstoffer er det ikke mulig å bryte dem ned, og fordi det er vanskelig for levende organismer å kvitte seg med dem vil de akkumuleres i organismene. Virkningen av tungmetaller er avhengig av kjemisk tilstandsform og tilgjengelighet/mobilitet. Kvikksølv er kanskje det tungmetallet en er mest opptatt av i miljø sammenheng. Kvikksølv er svært

giftig. Metallisk kvikksølv kan i miljøet bli transformert til den langt mer giftige forbindelsen metylkvikksølv. Kvikksølv skader foster og arveanlegg og kan gi mentale forstyrrelser, lever- og nyreskader. Kvikksølv akkumulerer i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden og er derfor mest skadelig for dyr på toppen av næringskjeden. For pattedyr er de mest alvorlige effektene skader på nervesystemet, nyreskader, kontaktallergi og fosterskader. Langtransporterte forurensninger bidrar med større tilførsler av kvikksølv til norsk natur enn norske utslipp. Tilsvarende ser også ut til å gjelde for Bunnefjorden (**Tabell 16**).

TBT

Bruken av tinnorganiske forbindelser viste sterk økning fra 1960-tallet og i hvert fall utover mot slutten av 1980-årene. Tributyltinn (TBT), har vært benyttet som begroingshindrende middel på skip og småbåter og er blant de giftigste stoffene som med hensikt er introdusert i omgivelsene og er et av de alvorligste miljøgiftproblemene i mange marine områder. De opprinnelige hoved tilførslene av TBT til Bunnefjorden kommer trolig fra tidligere bruk på skip og båter. I dagens situasjon er det lagrene av TBT i sedimentene som er hovedproblemet.

Utilsiktete effekter av TBT ble først oppdaget på østers i Frankrike i 1970 årene. Senere er det også funnet skader eller effekter på en rekke andre marine organismer. Effekter fra TBT på den meget følsomme purpurneglen (*Nucella lapillus*) er observert langs store deler av norskekysten, men effektene er nå flere steder på retur pga de tiltak som er igangsatt for å unngå bruk av TBT som begroingshindrende middel på småbåter og skip.

Utover skader på muslinger og snegl kan tri- og dibutyltinn også gi en rekke andre effekter. Noen av disse er skade på plasmamembraner, reduksjon i antall lymfocytter, redusert fagocytose og hemming av immunforsvaret. Hos fisk er det vist at TBT kan hemme cytochrom P450 aktiviteten. Tinnorganiske forbindelser, og da spesielt tributyltinn (TBT), har de siste årene fått mye oppmerksomhet i forbindelse med negative miljøeffekter i marine systemer. Forurensningsnivået i marine sedimenter er ofte i SFT klasse "meget sterkt forurenset". Tinnorganiske forbindelser finnes i høye konsentrasjoner i sediment i mange områder av norskekysten (særlig i havner), og med de lave effektgrensene som er dokumentert, er det viktig å få avklart i hvilken grad tinnorganiske forbindelser i sediment i et spesielt område utgjør et miljøproblem (risikovurdering).

7.1 Miljøgifter i sediment

Det er tidligere gjort relativt få undersøkelser av forekomst av miljøgifter i sediment i Bunnefjorden. I november 2007 ble det imidlertid i regi av Fylkesmannen i Oslo- og Akershus (FOA) gjennomført en relativt omfattende sedimentundersøkelse som innbefattet kartlegging av miljøgifter på 22 stasjoner i Bunnefjorden (Berge et al. 2008a). Situasjonen har således endret seg mye i forhold til da rapporten "Miljømål Bunnefjorden Fase 2 Biologi og miljøgifter" ble skrevet (Berge et al. 2007). I den nye undersøkelsen ble stasjonene nær strandlinjen ble valgt ut etter mulige kjente problemområder som for eksempel utslippet fra Nordre Follo r.a., småbåthavnen ved utløpet av Gjersjøelva og andre områder med båthavner, marinaer eller elveutløp. Stasjoner på dypet i fjorden ble valgt for å representere større områder, samt for å sammenligne med resultatene fra tilsvarende analyser gjennomført på sediment innsamlet i 1992 (Konieczny, 1994).

Idet følgende presenteres hovedresultatene fra undersøkelsen av de 22 stasjonene hvor det ble tatt sedimentprøver i 2007 i dyp fra 1,5 til 105 m. En oversikt over stasjonenes beliggenhet ses i **Figur 13** til **Figur 15**. Av de undersøkte stasjoner ligger alle med unntak av stasjon 17, 20 og 22 innenfor vannforekomstene Bunnefjorden og Bunnebotn. Stasjonene 1-6 og 10 ligger i Bunnebotn.

Følgende miljøgifter inngikk i undersøkelsen: kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn), tinnorganiske forbindelser inkludert tributyltinn (TBT), polyklorerte bifenyler (PCB) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

Resultatene (se **Tabell 14** og **Tabell 15**) er klassifisert i henhold til SFTs nye klassifiseringssystemet basert på giftighet, da det er dette som er antatt å bli mest relevant i fremtiden i forhold til Vanndirektivet. Denne klassifiseringen er også en del av trinn 1 i SFTs veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter (SFT 2007). Noe informasjon om risikoveilederen finnes i Vedlegg B.

Metaller: For Bunnefjorden har det vist seg at overgangen til nytt klassifiseringssystem synes å flytte fokus på hvilke metaller som er hovedproblemet i fjordområdet. Benyttes SFTs tidligere klassifisering er fokus mest på Cd, mens det i det nye systemet blir mest fokus på Cu, til dels også på Pb. Hg faller omtrent likt ut i begge systemene.

Ved klassifisering basert på giftighet er det spesielt Cu som peker seg ut som et problem, mens en ut fra konsentrasjonen av Cd, Cr og Ni ikke kan forvente toksiske effekter. I Bunnebotn er det spesielt 3 stasjoner (stasjon 3, 4 og 5, se **Figur 15**) som ligger på 10-29 m dyp som har såpass høye kobberkonsentrasjoner at en må forvente toksiske effekter på bunndyr selv ved korttidseksposering. Bruk av kobber som begroingshindrende middel på fritidsbåter med båt plass/opplag i nærliggende båthavner er en mulig forklaring på de observerte noe høye kobberkonsentrasjonene. På noen stasjoner rett nord eller i den søndre delen av Bunnefjorden (stasjon 6, 7, 8, 9, 10 og 11, se **Figur 13**) synes ikke det ikke å være særlige toksiske problemer knyttet til noen metaller i sediment. Merk imidlertid at stasjon 12 som også ligger i dette området har noe høye kobberverdier.

I den nordre delen av Bunnefjorden har alle stasjonene unntatt den relativt grunne stasjonen ved Ursvik (stasjon 18) (**Figur 13**) problemer i form av kobberkonsentrasjoner som kan gi toksiske effekter ved korttidseksposering. I denne nordre delen av Bunnefjorden har en også problemer knyttet til akutt toksiske nivåer av Hg (stasjon 22-24, se **Figur 13** og **Figur 16**) og Pb (stasjon 22 og 24, se **Figur 13** og **Figur 16**)

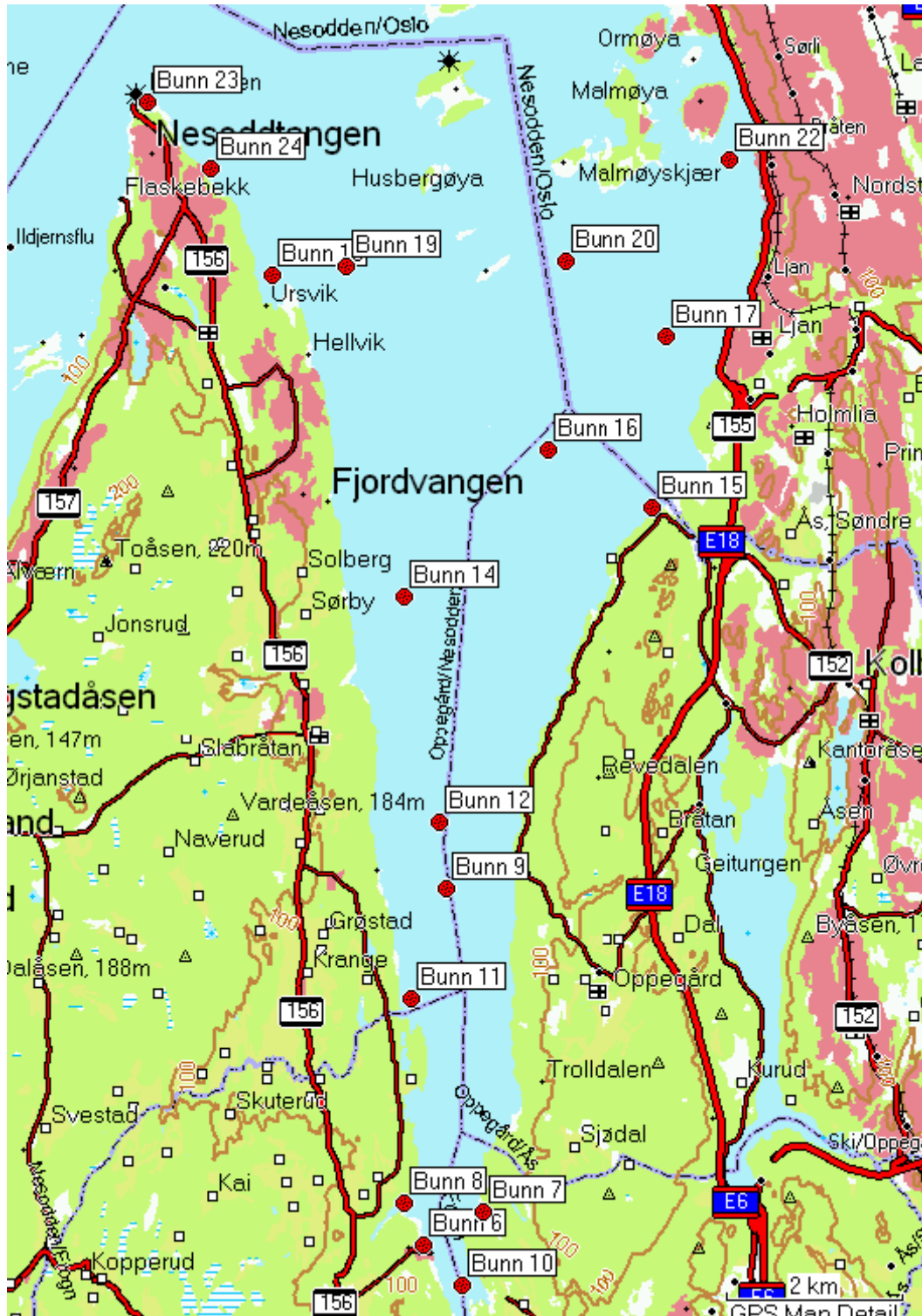
Tributyl tinn (TBT): Det ble observert relativt høye konsentrasjoner av TBT i alle sedimentprøver og toksiske effekter kan forventes på alle stasjoner. SFTs gamle klassifiseringssystem gir et mer gradert bilde av miljøsituasjonen i Bunnefjorden enn det nye basert på toksisitet. Det nye klassifiseringssystemet inneholder imidlertid også en "forvaltningsmessig klassifisering" hvor grenseverdiene er de samme som i det gamle systemet og dermed gir samme graderte bilde som tidligere. Det ble observert spesielt høye konsentrasjoner i Bunnebotn (stasjon 2-5, se **Figur 15**), ved Bestemorstranda (stasjon 15, se **Figur 17**), i dypområdet ca 1,6 km utenfor utløpet av Gjersøelva (stasjon 16, se **Figur 17**) og i dypområdet utenfor Fiskevollen (stasjon 17, se **Figur 17**).

PCB: Det var i hovedsak relativt lave PCB konsentrasjoner og det var kun i sedimentet fra stasjon 19 (**Figur 13**) på 91 m dyp utenfor Ursvik at det ble observert såpass høye konsentrasjoner at toksiske effekter ved langtidseksposering kan forventes (**Tabell 14**). Ved Ursvik ble det i 2005 foretatt prøvetildekking av forurensede sedimenter med antatt rene leirmasser fra mudringsarbeidene i Oslo havn. Hvis prøvetildekking har bidratt til de høyere PCB-konsentrasjonene som er observert i overflatesedimentet, så kan dette muligens skyldes oppvirvling av forurensede sedimenter under deponeringen.

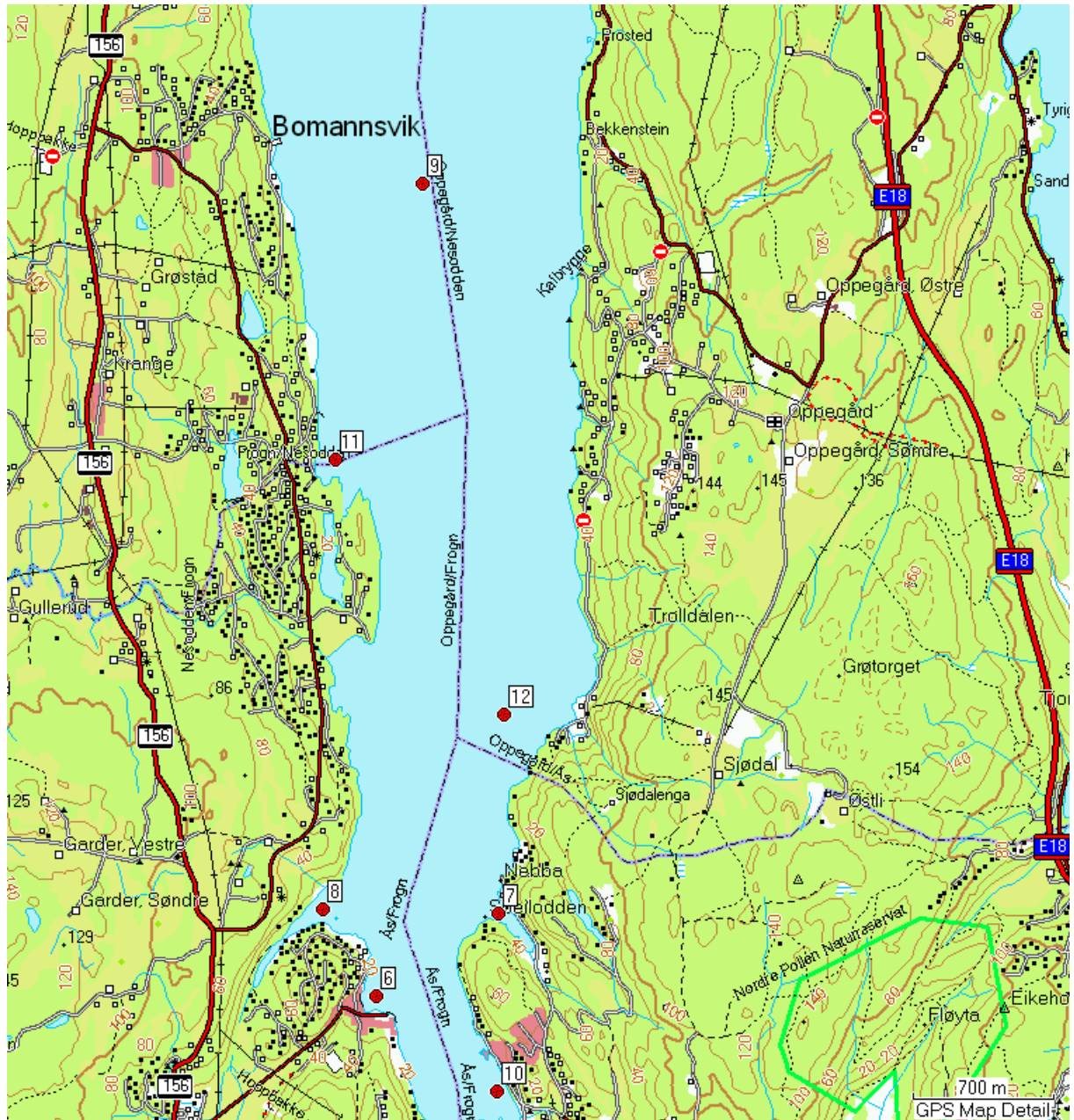
PAH: Det ble på en stasjon (st. 7 ved Speilodden, se **Figur 14**) observert såpass høye konsentrasjoner av Σ PAH16 at toksiske effekter ved korttidseksposering kan forventes. På tre stasjoner (st. 11, 22 og 23, se **Figur 13**) forventes kun effekter ved langtidseksposering, mens det på de øvrige 18 stasjoner ikke forventes toksiske effekter basert på konsentrasjonen av Σ PAH16.

SFTs nye klassifiseringssystem for PAH omfatter imidlertid ikke bare Σ PAH16, men også enkeltforbindelser som i hovedsak er de samme som inngår i Σ PAH16. I **Tabell 15** vises resultatet av klassifiseringen basert på slike enkeltforbindelser. Klassifiseringene basert på enkeltforbindelser gir til sammen et mer dramatisk bilde av effekten på bunndyr enn det Σ PAH16 gjør. Eksempelvis var de observerte konsentrasjoner av benzo(ghi)perylene såpass høye at toksiske effekter kan forventes på alle stasjoner. Benzo(a)pyren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(k)fluoranten, indeno(1,2,3cd), pyren og benzo(ghi)perylene synes også hver for seg å kunne gi toksiske effekter på en eller flere stasjoner. Klassifiseringen tyder imidlertid på at de observerte nivåene av naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren hver for seg ikke utgjør noe toksisk problem på noen av stasjonene i Bunnefjorden.

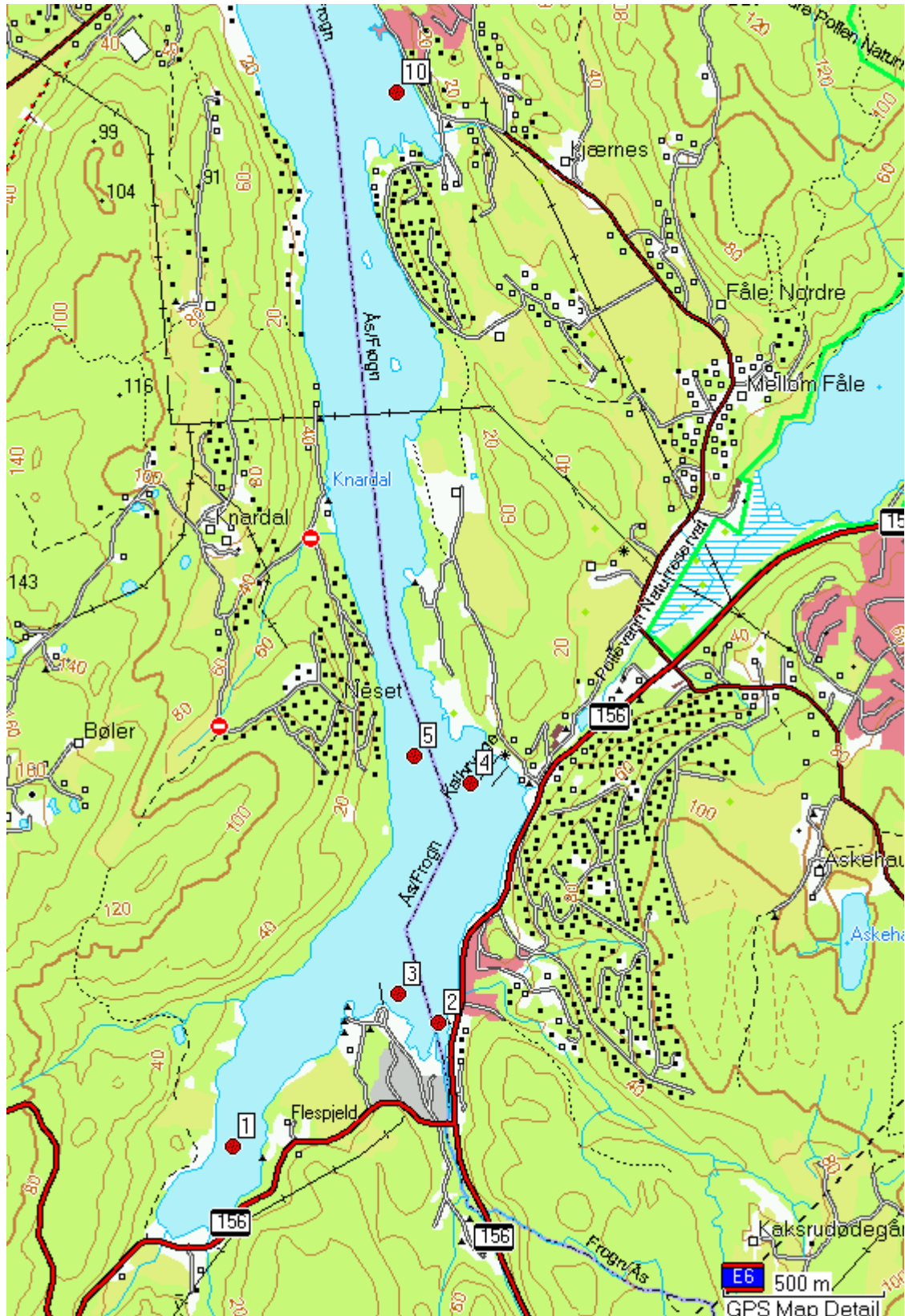
De høyeste PAH konsentrasjonene ble observert i grunnområder, mens det ellers var liten sammenheng mellom PAH-konsentrasjon og dyp. Stasjoner som har spesielt høye konsentrasjoner av PAH er stasjon 7 (Speilodden), 11(utenfor Blylaget se **Figur 13**), 22 (utenfor Nordstrand, se **Figur 13**) og 23 (ytterst på Nesoddløya, se **Figur 16**).



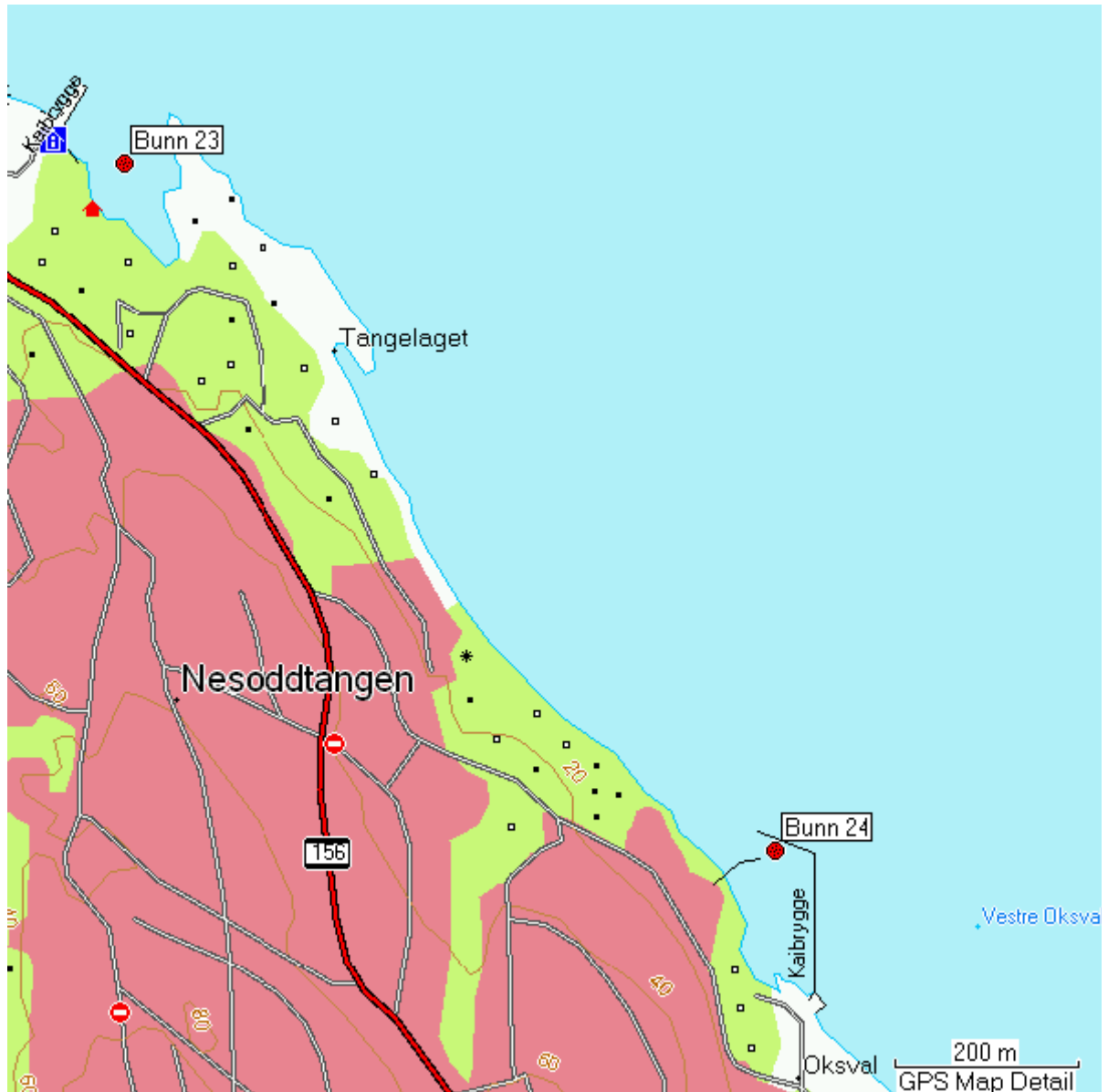
Figur 13. Kart som viser stasjonene i den nordlige delen av undersøkelsesområdet i Bunnefjorden.



Figur 14. Detaljkart som viser stasjonene i området syd for det som vises i Figur 13.



Figur 15. Detaljkart som viser stasjonene i Bunnefjorden syd for det som vises i Figur 14.



Figur 16. Detaljkart for stasjonene 23 og 24 i Bunnefjorden.



Figur 17. Detaljkart for stasjonene 15 til 17 i Bunnefjorden.

Tabell 14. Innhold av metaller, tributyltinn (TBT), summen av syv enkeltforbindelser av polyklorete bifenyler (Σ PCB₇) og summen av 16 enkeltforbindelser av polysykliske aromatiskehydrokarboner (Σ PAH₁₆) i bunnsedimenter fra stasjoner i Bunnefjorden. Observerte konsentrasjoner er klassifisert etter SFTs nye miljøkvalitetskriterier basert på effekter (TA-2229/2007). Resultatet for følgende metaller er vist: krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn), kadmium (Cd) og kvikksølv (Hg). *Data fra de enkelte prøver er klassifisert i tilstandsklasser etter SFTs nye miljøkvalitetskriterier basert på effekter (TA-2229/2007).*

Tilstandsklasse	Tilstand/forurensningsgrad	Markering
I	Bakgrunn/Bakgrunnsnivå	
II	God/ ingen toksiske effekter	
III	Moderat/Kroniske effekter ved langtidseksponering	
IV	Dårlig/Toksiske effekter ved korttidseksponering	
V	Svært dårlig/Omfattende toksiske effekter ved korttidseksponering	

Stasjon	Dyp	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	TBT ¹⁾	TBT ²⁾
	m								$\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.	$\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.
St. 1	6,2	0,3	44,6	41,9	0,189	33,1	28	171	46	46
St. 2	1,5	0,5	32,4	53,1	0,092	27,6	22	156	140	140
St. 3	10	0,79	43	57,4	0,191	33,3	35	214	110	110
St. 4	15,5	0,9	52,4	72,2	0,256	39,3	42,3	231	220	220
St. 5	28,7	0,6	49,8	62,5	0,254	37,4	39	205	130	130
St. 6	4,7	0,4	34,7	33,6	0,188	27	27	117	16	16
St. 7	5,7	0,6	36,9	47,9	0,383	27,6	35	155	23	23
St. 8	7,5	0,5	38,2	37,9	0,321	28,5	32	152	16	16
St. 9	153	0,6	35,3	47,1	0,255	31,1	42,5	221	17	17
St.10	5	0,5	39,4	41,1	0,321	28,5	34	148	22	22
St. 11	6,5	0,2	29	23,5	0,196	22,2	24	79,8	12	12
St. 12	61	1,3	56,1	90,2	0,366	36,8	50,1	260	47	47
St. 14	139	1	40,3	61,5	0,358	30,1	56,4	273	65	65
St. 15	8,7	1,1	37,3	80,2	0,324	27,1	42,3	348	300	300
St. 16	98	1,9	56,1	95,6	0,527	38,4	92,9	415	180	180
St. 17	107	1,3	47,5	80,3	0,404	36,9	71,4	337	140	140
St. 18	5	0,6	31,9	39	0,251	23,9	31	129	25	25
St. 19	91	0,7	48,6	60,7	0,392	34,1	60,1	217	33	33
St. 20	72	1,1	46,8	75,9	0,396	33,8	67	306	12	12
St. 22	53	0,81	73,7	111	1,308	40,6	106	258	47	47
St. 23	16,9	0,3	67,9	97,2	1,317	32,5	86,7	178	64	64
St. 24	16,3	1,6	71	116	1,18	39,2	102	460	190	190

¹⁾Klassifisering foretatt etter SFTs nye miljøkvalitetskriterier basert på effekter (TA-2229/2007)

²⁾Klassifisering foretatt etter (Molvær mfl. 1997)

Tabell 14 (fortsettelse)

Stasjon	Σ PCB ₇	Σ PAH16
	<i>$\mu\text{g}/\text{kg}$</i> <i>t.v.</i>	<i>$\mu\text{g}/\text{kg}$</i> <i>t.v.</i>
St. 1	0	565
St. 2	6,96	1086
St. 3	12,5	1071
St. 4	6,3	713
St. 5	0,81	758
St. 6	9	701
St. 7	5,48	11750
St. 8	4,74	1250
St. 9	2,6	534
St.10	5,61	1410
St. 11	3,57	4325
St. 12	1,34	567
St. 14	1,51	564
St. 15	1,68	1303
St. 16	7,52	1108
St. 17	3,09	812
St. 18	5,73	1362
St. 19	41	437
St. 20	1,35	798
St. 22	7,4	3593
St. 23	7,8	3404
St. 24	8,5	1529

Tabell 15. Konsentrasjonen av utvalgte enkeltkomponenter av polysykliske aromatiske hydrokarboner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.) i sedimenter fra stasjoner i Bunnefjorden. Data fra de enkelte prøver er klassifisert i tilstandsklasser etter SFTs nye miljøkvalitetskriterier basert på effekter (TA-2229/2007).

Fargekoder og grenseverdier brukt i SFTs nye miljøkvalitetskriterier basert på effekter (TA-2229/2007 se vedlegg C)

Tilstandsklasse	Tilstand/forurensningsgrad	Markering
I	Bakgrunn/Bakgrunnsnivå	
II	God/ ingen toksiske effekter	
III	Moderat/Kroniske effekter ved langtidseksposering	
IV	Dårlig/Toksiske effekter ved korttidseksposering	
V	Svært dårlig/Omfattende toksiske effekter ved korttidseksposering	

Stasjon	Naftalen	Acenaftylene	Acenaften	Fluoren	Fenantren	Antracen	Fluoranten	Benzo(A)pyren	Pyren
St. 1	11	2,2	6,4	7,7	34	10	88	41	83
St. 2	8,3	3,1	<2	5,5	39	19	170	88	150
St. 3	9,3	4,1	4,3	7,6	47	18	170	83	160
St. 4	14	2,8	2,9	9	36	16	100	48	110
St. 5	76	7	3,1	15	50	18	120	46	110
St. 6	11	2,8	3,5	6,3	36	9,8	120	51	120
St. 7	80	43	7	30	280	140	1600	1300	1400
St. 8	19	3,8	3,2	11	44	23	180	110	200
St. 9	24	3,5	3,1	7	41	12	87	28	100
St.10	16	3,9	3,6	14	76	22	220	130	210
St. 11	31	17	14	54	400	180	730	350	620
St. 12	22	<2	6,5	8,2	37	17	98	40	94
St. 14	36	2,2	4,6	10	46	14	85	31	120
St. 15	27	3,5	2,5	11	81	22	220	110	210
St. 16	54	3,1	10	15	69	25	160	80	190
St. 17	43	4,3	3,8	11	64	22	130	50	150
St. 18	14	2,6	7,5	12	78	24	230	120	200
St. 19	27	2,4	4,2	8,8	36	8,4	70	29	81
St. 20	39	3,3	6,9	11	66	24	130	49	140
St. 22	88	16	16	46	370	82	640	260	620
St. 23	71	17	14	29	220	72	540	300	520
St. 24	52	7,3	7,5	20	110	35	230	110	250

Tabell 15 forts.

Stasjon	Benzo(a) antracen	Chrysen	Benzo(b+j) Fluoranten ¹⁾	Benzo(k) fluoranten	Indeno(1,2,3cd) pyren	Dibenz(ac+ah) antracen ¹⁾	benzo(ghi) perylene
St. 1	38	33	80	28	50	11	42
St. 2	88	100	150	52	100	19	94
St. 3	81	73	150	54	99	21	90
St. 4	49	50	99	36	65	14	61
St. 5	46	37	82	33	54	10	51
St. 6	56	52	86	32	55	10	50
St. 7	1200	900	1700	650	1200	300	920
St. 8	99	77	170	66	110	24	110
St. 9	32	26	60	21	41	7,7	41
St.10	110	92	180	76	120	26	110
St. 11	390	290	470	190	280	69	240
St. 12	37	26	69	29	38	7,8	37
St. 14	29	22	56	23	36	7,2	42
St. 15	110	77	150	69	95	22	93
St. 16	62	44	130	56	95	16	99
St. 17	43	37	88	32	59	11	64
St. 18	100	90	160	78	110	26	110
St. 19	24	24	40	18	25	5,8	33
St. 20	47	32	83	38	56	9,4	63
St. 22	240	210	350	130	230	55	240
St. 23	240	200	390	160	280	61	290
St. 24	95	69	170	77	130	26	140

1) Ikke med i klassifiseringssystem

7.1.1 Tidligere undersøkelser og utviklingstrekk

I 1992 ble det gjort en større undersøkelse av forekomst av miljøgifter i sedimenter fra indre Oslofjord (Koniczny, 1994). Undersøkelsen omfattet også stasjoner i Bunnefjorden. Sammenligning av resultatene fra 1992 og 2008 (Berge et al. 2008a) viser at konsentrasjonen av metaller med få unntak er redusert. Gjennomsnittlig er konsentrasjonene av kadmium, kvikksølv og bly redusert med en faktor på 1,5 - 1,7. Også for krom, kobber og nikkel ble det observert en reduksjon, men for disse metallene var datagrunnlaget mer usikkert. Konsentrasjonen av PCB viste imidlertid en entydig reduksjon. Den gjennomsnittlige reduksjonen tilsvarte en faktor på 8,6. Analyse av dypereleggende sedimenter bekrefter også at tilførselene av PCB til Bunnefjorden er redusert (**Figur 35**). På grunnlag av sammenligningene kan vi slå fast at tilførselene til Bunnefjorden av kadmium, kvikksølv, bly og særlig PCB er blitt tydelig redusert de siste 16 årene. Den relativt sett større reduksjonen i PCB enn i metaller kommer trolig av at en for denne forbindelsen har et totalforbud mot bruk, mens en for metallene ikke har tilsvarende strenge reguleringer.

7.1.2 Kunnskapshull/miljøutfordringer

Hovedmålet med Vanddirektivet (VRD) er å sikre god miljøtilstand (tilnærmet naturtilstand) i vann, både vassdrag, grunnvann og kystvann. Direktivet forutsetter en nedbørfeltorientert og helhetlig forvaltning av vann, vassdrag og sjøområder. For å nå dette målet om god miljøtilstand må en kjenne

tilstanden (økologisk og kjemisk) i de enkelte vannforekomster, slik at det kan lages en tiltaksplan og settes i gang tiltak i de områder der dette er nødvendig for å nå god miljøtilstand.

Resultatene fra en karakterisering av naturtilstanden med hensyn til miljøgifter i sediment i Bunnefjorden er vist over. Vi ønsket i utgangspunktet å bruke disse resultatene til å avgjøre om deler av Bunnefjorden kan friskmeldes med hensyn til forekomst av miljøgifter og deres eventuelle effekter på bunnlevende organismer og eventuelt peke på områder der det kan være aktuelt med tiltak, og områder der det er behov for mer detaljert kartlegging med risiko- og tiltaksanalyse.

Det er helt klart at sedimentene på alle de undersøkte stasjonene inneholder såpass mye av en eller flere av de analyserte miljøgifter at toksiske effekter ved korttidseksponering kan forventes. Hvilke miljøgifter som er utslagsgivende på hver stasjon er imidlertid forskjellig, men TBT (**Tabell 14**) og benzo(ghi)perylen gir toksiske effekter på alle stasjoner. Ut fra dette kan egentlig ingen deler av Bunnefjorden ”friskmeldes”. Ser en derimot selektivt på enkeltforbindelser så er det klart at deler av Bunnefjorden kan friskmeldes. Eksempelvis Bunnebotn når det gjelder alle metaller med unntak av kobber. Friskmelding av delområder blir derfor et spørsmål om hvordan en vektlegger de enkelte parametere. En skal også være klar over at en del av vurderingskriteriene er usikre både fordi det toksisitetsdata foreligger for ferskvannsorganismer og fordi det er få data å bygge på. Dette har medført at det i vurderingene er lagt inn usikkerhetsfaktorer som gjør at grenseverdiene for gifteffekter i enkelte tilfeller er svært lave.

Forbindelsene som ble analysert i forbindelse med undersøkelsene gjennomført i 2007 er ”tradisjonelle miljøgifter”. Undersøkelser av forekomst av såkalt nye miljøgifter (eksempelvis: kosmetikk- og pleieprodukter, flammehemmere, legemidler og legemiddelrester) mangler etter det en vet helt for Bunnefjorden, men vil selvfølgelig ikke gjøre situasjonen som er skissert over bedre.

Siden toksiske effekter på bunndyr faktisk kan forventes på alle stasjoner, blir det umulig å bruke resultatene til friskmelding av enkeltområder. Det er også i sin ytterste konsekvens vanskelig å forestille seg realistiske tiltak som i overskuelig fremtid vil kunne endre på dette. Forholdene i Bunnefjorden kombinert med de relativt lave grenseverdiene representerer derfor en klar utfordring for forvaltningen.

Vi har sett at konsentrasjonen av metaller og PCB er blitt redusert, trolig pga. reduserte tilførsler. Det er også nå et totalforbud mot bruk av TBT på båter og skip slik at en over tid må forvente en viss nedgang i konsentrasjonen av denne forbindelse. På den annen side så kan det godt tenkes at tilførselene av kobber vil øke eller i alle fall holde seg stabilt fordi dette metallet fortsatt er en viktig bestanddel i mange bunnstoff.

I utgangspunktet synes vi derfor at sedimentene i Bunnefjorden bør ligge mest mulig i ro slik at naturlig sedimentering kan stå for en sakte forbedring. Skal en gjøre tiltak bør en først og fremst sette i verk disse der tiltakene kan ha betydning helt lokalt og eventuelt for kostholdsrad.

7.2 Miljøgifter i organismer

Det er fremdeles åpenbare problemer knyttet til manglende data om forekomst av miljøgifter i organismer fra Bunnefjorden. Situasjonen har således ikke endret seg mye i forhold til da rapporten ”Miljømål Bunnefjorden Fase 2 Biologi og miljøgifter” (Berge et al. 2007) ble skrevet, utover at en har fått noe lengre tidsserier for enkelte parametere i Blåskjell fra Bunnefjordens nordområde. Det finnes derfor heller ikke i dag tilstrekkelig med data fra Bunnefjorden til å identifisere områder med spesielt høye miljøgiftkonsentrasjoner i organismer utover det en kan slutte ut fra generelle betraktninger basert på resultater fra andre områder i Oslofjorden eller Bunnefjordens randområdet i Nord. I arbeidet har det vært et ønske å fokusere på lokale forhold, men pga. manglende data om

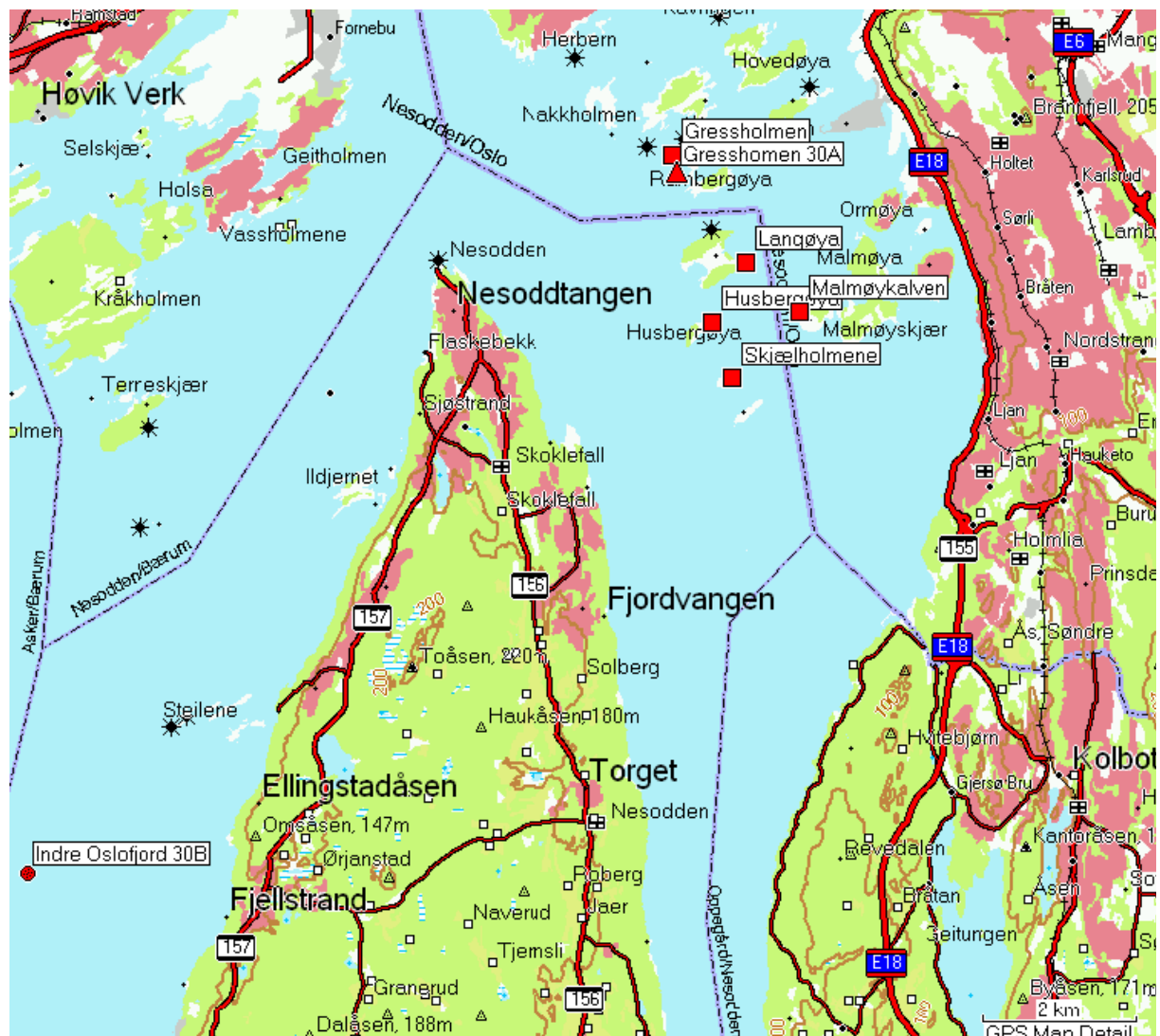
forekomst av miljøgifter i organismer innen området har ikke dette vært mulig og det er da tydd til data fra nærliggende områder.

Resultatene som presenteres for blåskjell og fisk i de neste kapitler er klassifisert i henhold til SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al 1997).

7.2.1 Miljøgifter i blåskjell

Det er ikke gjennomført noen omfattende overvåking av forekomst av miljøgifter i blåskjell fra Bunnefjorden utover det som er foretatt i forbindelse med overvåkingen av deponeringen ved Malmøykalven (Berge et al. 2008 b?) og den generelle kystovervåkingen i regi av SFT langs kysten (CEMP) (Green et al. 2008)

I forbindelse med overvåkingen ved Malmøya er det tatt en rekke prøver fra Skjælholmene, Husbergøya, Malmøykalven og Langøya og Gressholmen. Fra Gressholmen er det også gjennom en årrekke tatt prøver i forbindelse med JAMP (nå omdøpt til CEMP) (Green et al., 2008). Disse stasjonene ligger i Bunnefjordens randområde i nord (**Figur 18**) og er ikke nødvendigvis representative for alle deler av Bunnefjorden. De gir likevel trolig et relativt godt bilde av den nordlige delen, og er uansett det beste en har.



Figur 18. *Detaljkart for stasjoner der det har blitt innsamlet blåskjell for miljøgiftanalyser i forbindelse med mudringsarbeidene i Oslo havn (røde firkant,). Figuren viser også stasjoner i indre Oslofjord der NIVA på oppdrag for SFT gjennomfører årlige overvåkingen av miljøgifter i blåskjell (rød trekant.) og fisk (rød sirkel)*

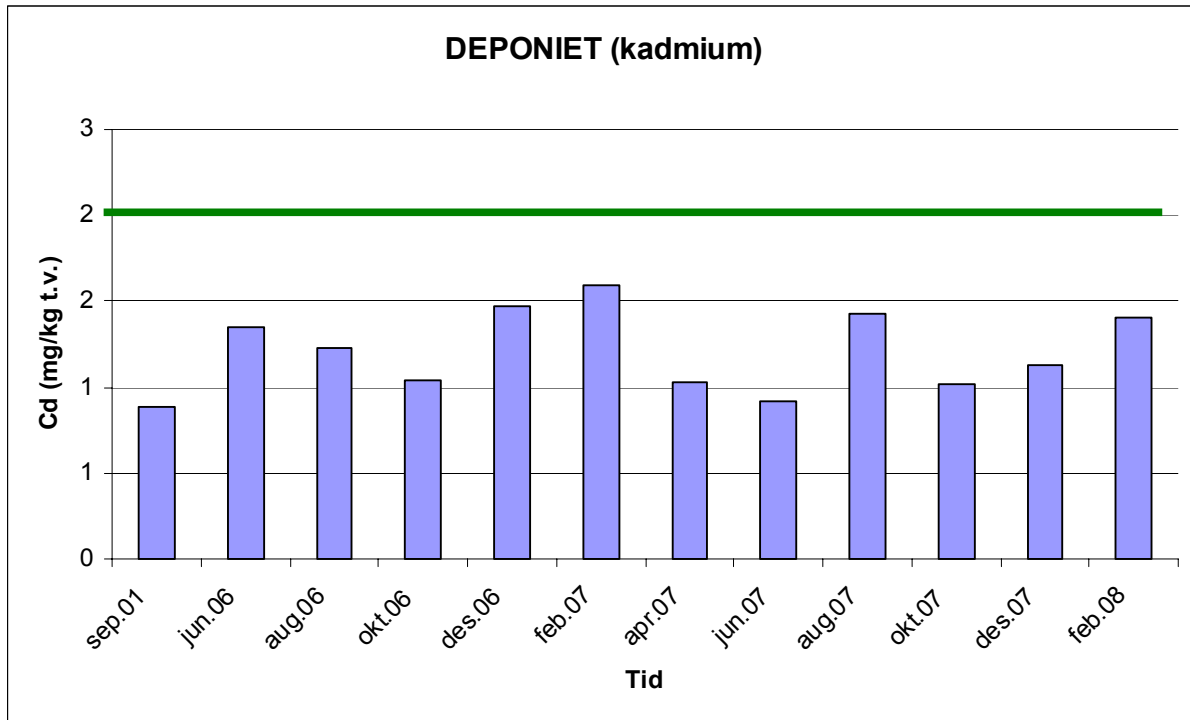
I **Figur 19** til **Figur 28** vises konsentrasjoner av en del kjemiske parametrene i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya dvs. området som omkranser deponiområdet ved Malmøykalven. Man kan innvende at disse stasjoner ikke kan utelukkes å være påvirket av deponeringen og dermed ikke er representative for forholdene ellers i Bunnefjorden. Det har imidlertid vist seg at konsentrasjonene i hovedsak er lave og til dels mye lavere enn i Oslo havn (Berge et al 2008b): Det er heller ingen holdepunkter for at selve deponeringen har gitt vesentlig forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter (dvs. klasse III eller høyere) i blåskjell innsamlet i nærområdet til deponiet. Heller ikke resultatene fra blåskjell innsamlet på Gressholmen indikerer noen tydelig miljøgiftbelastning (dvs. klasse III eller høyere) i dette området. Vi er dermed av den oppfatning at dataene gir en indikasjon på forholdene i den nordre delen av Bunnefjorden og at dataene i alle fall ikke underestimerer miljøgiftpåvirkningen.

Metaller: Konsentrasjonen av metaller er i hovedsak relativt lave i blåskjell fra den nordre del av Bunnefjorden (**Figur 19** til **Figur 24**) dvs. konsentrasjonene ligger i området som i følge SFTs klassifisering kan karakteriseres som ubetydelig til moderat forurenset. Analyser fra Gressholmen bekrefter i hovedsak også dette (Berge et al. 2008 /b, Green et al. 2008).

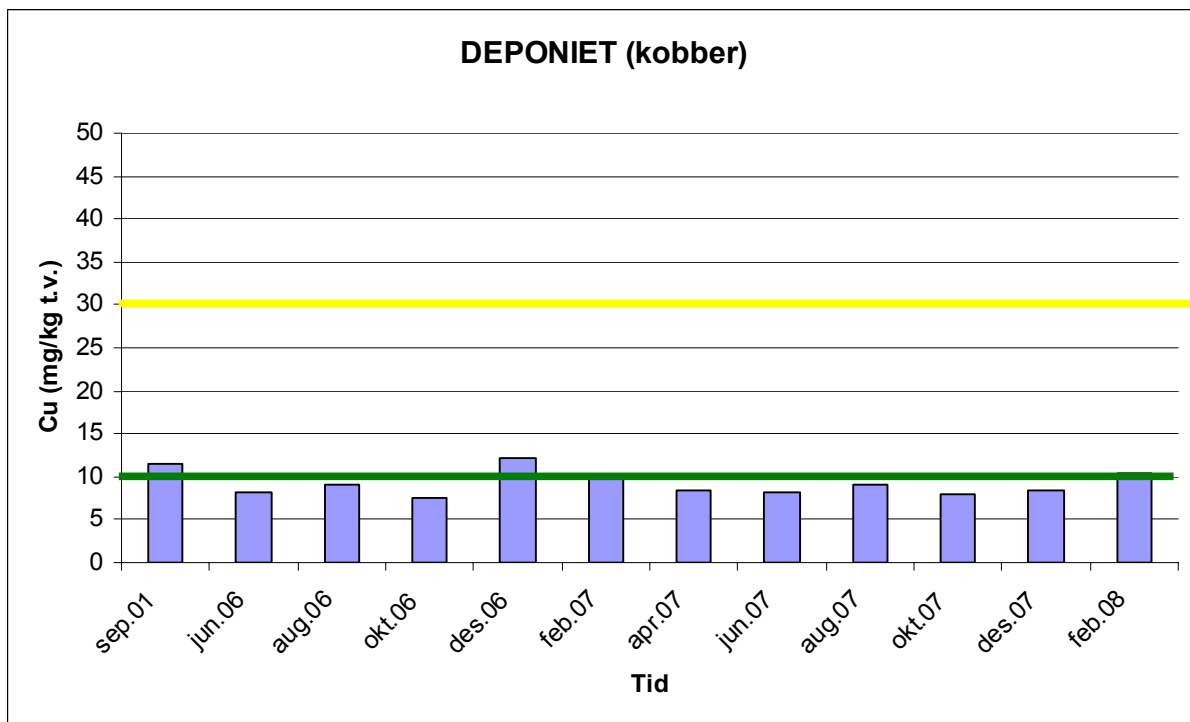
PCB: Også konsentrasjonen av PCB er relativt lav i skjell fra den nordre delen av Bunnefjorden (**Figur 25**) og konsentrasjonene ligger i området som i følge SFTs klassifisering kan karakteriseres som ubetydelig til moderat forurenset. Også analyser av skjell fra Gressholmen tyder på lave PCB konsentrasjoner i dette området (Berge et al.2008b). Prøver tatt fra Gressholmen gjennom en årrekke i forbindelse med den nasjonale kystovervåkingen (CEMP) (Green et al., 2008) tyder imidlertid på at PCB konsentrasjonene har vært høyere tidligere (**Figur 29**), men har vært lavere siden 2000 (**Figur 29**). Selv om konsentrasjonsnivået i forhold til SFTs klassifisering er relativt lavt, så inneholder skjell fra den nordre delen av Bunnefjorden likevel såpass mye PCB at nivået er blandt det høyeste som ble observert i 2006 ifm. overvåkingen i JAMP/CEMP-regi langs norskekysten (**Figur 30**).

PAH: På samme måte som for metaller og PCB er også PAH-konsentrasjonene relativt lave i skjell fra den nordre delen av Bunnefjorden (**Figur 26**, **Figur 27**) og konsentrasjonene ligger i området som i følge SFTs klassifisering kan karakteriseres som ubetydelig til moderat forurenset. Også analyser av skjell fra Gressholmen tyder på lave PAH-konsentrasjoner i dette området (Berge et al.2008b).

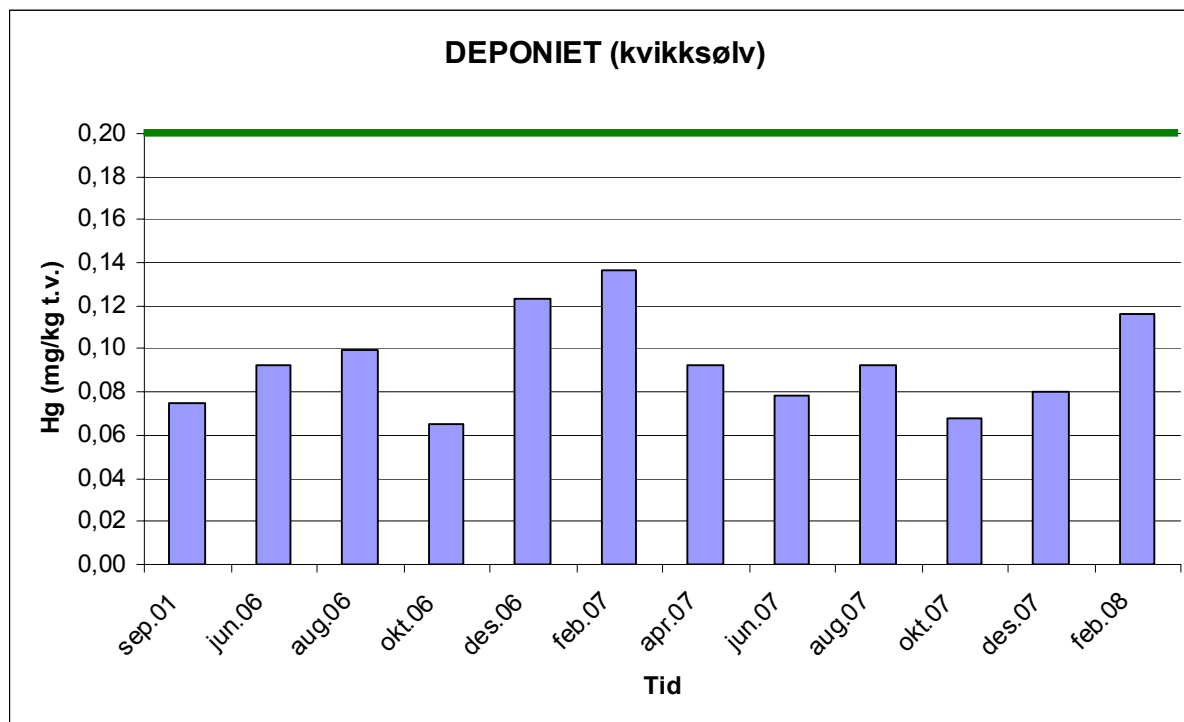
TBT: Konsentrasjonen av TBT i skjell fra Bunnefjordens nordområde var meget høy i 2001. Nivået er nå noe redusert (**Figur 28**), men kan fremdeles karakteriseres som moderat til markert forurenset (tilsvarende som ved Gressholmen). Vi vil tro at det i skjell fra andre deler av Bunnefjorden (eksempelvis nær småbåthavner) kan finnes skjell som er vel så kontaminert med TBT som de fra Bunnefjordens nordområde.



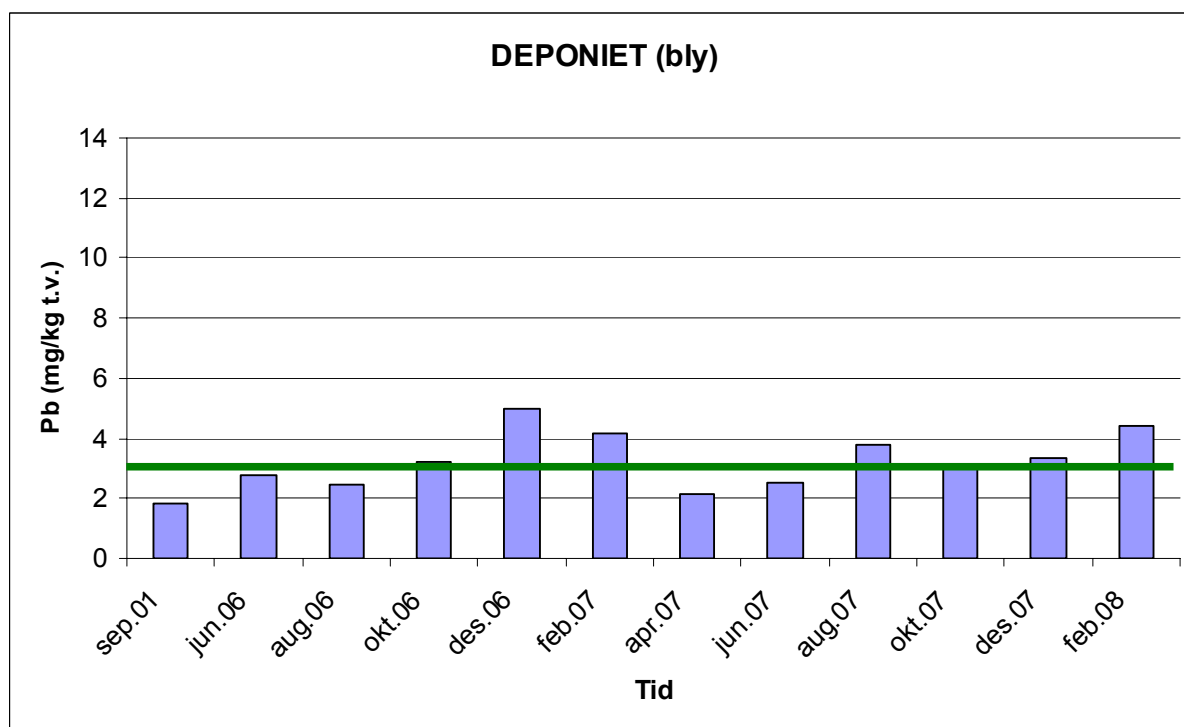
Figur 19. Kadmium (Cd) i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya. *Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset*



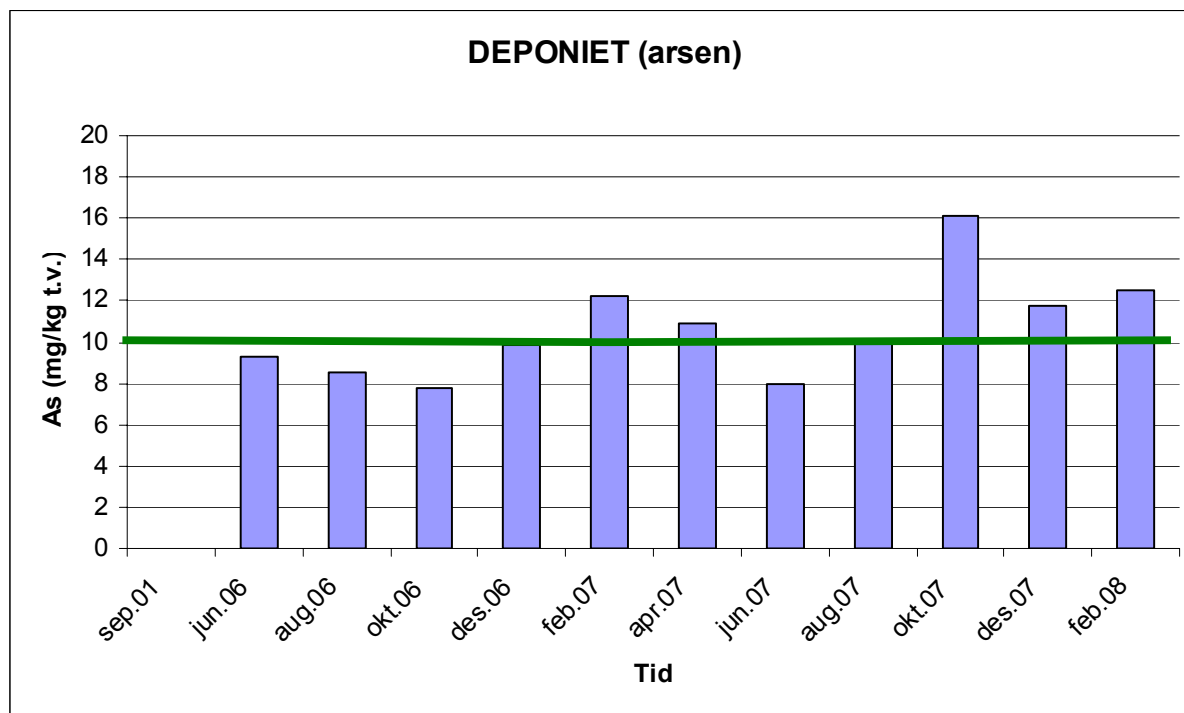
Figur 20. Kobber (Cu) i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya. *Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset*
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset
Over grønn strek/under gul strek: Kl. II, Moderat forurenset



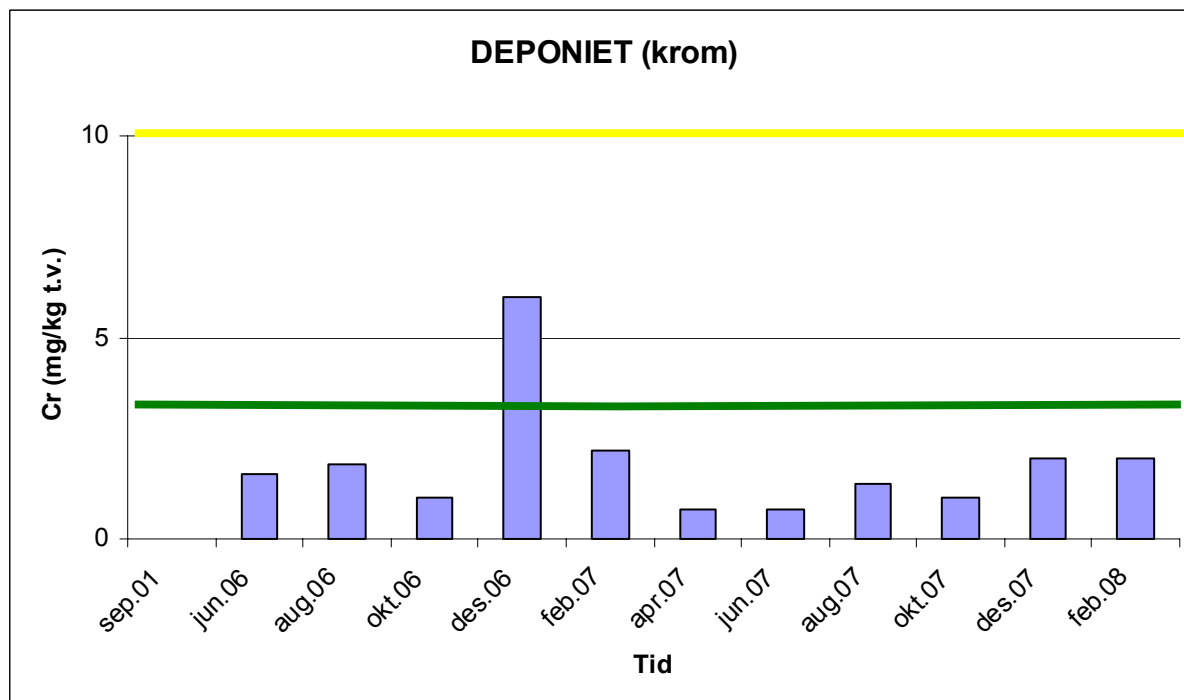
Figur 21. Kvikksølv (Hg) i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya. Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset



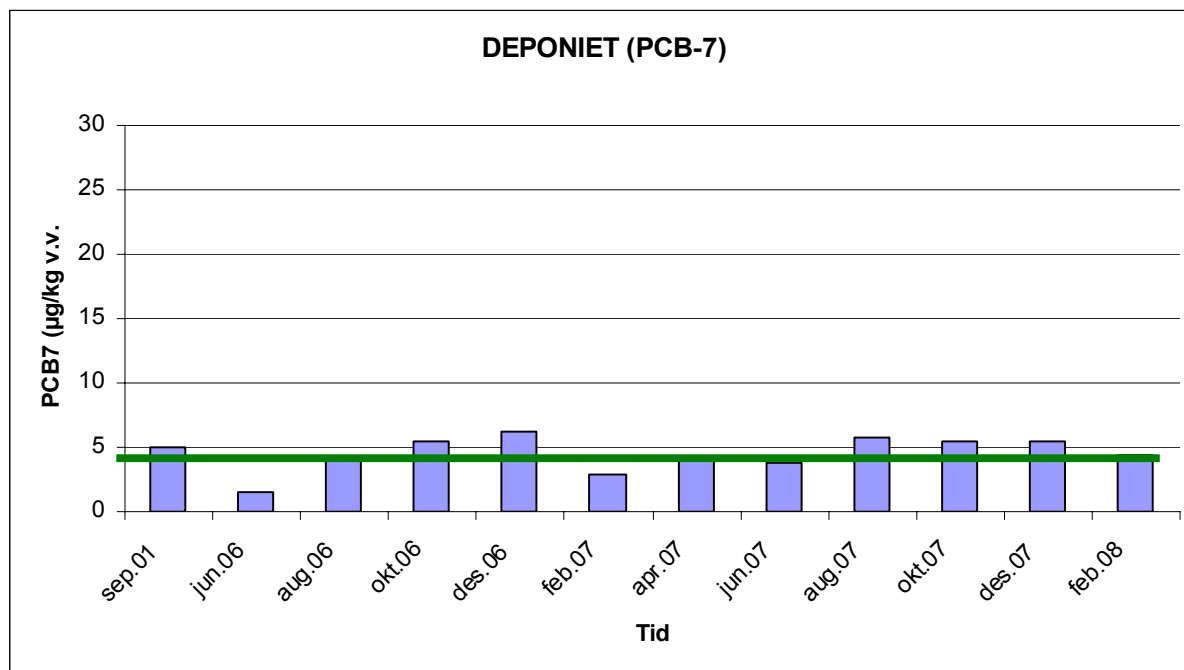
Figur 22. Bly (Pb) i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya. Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



Figur 23. Arsen (As) i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya. Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



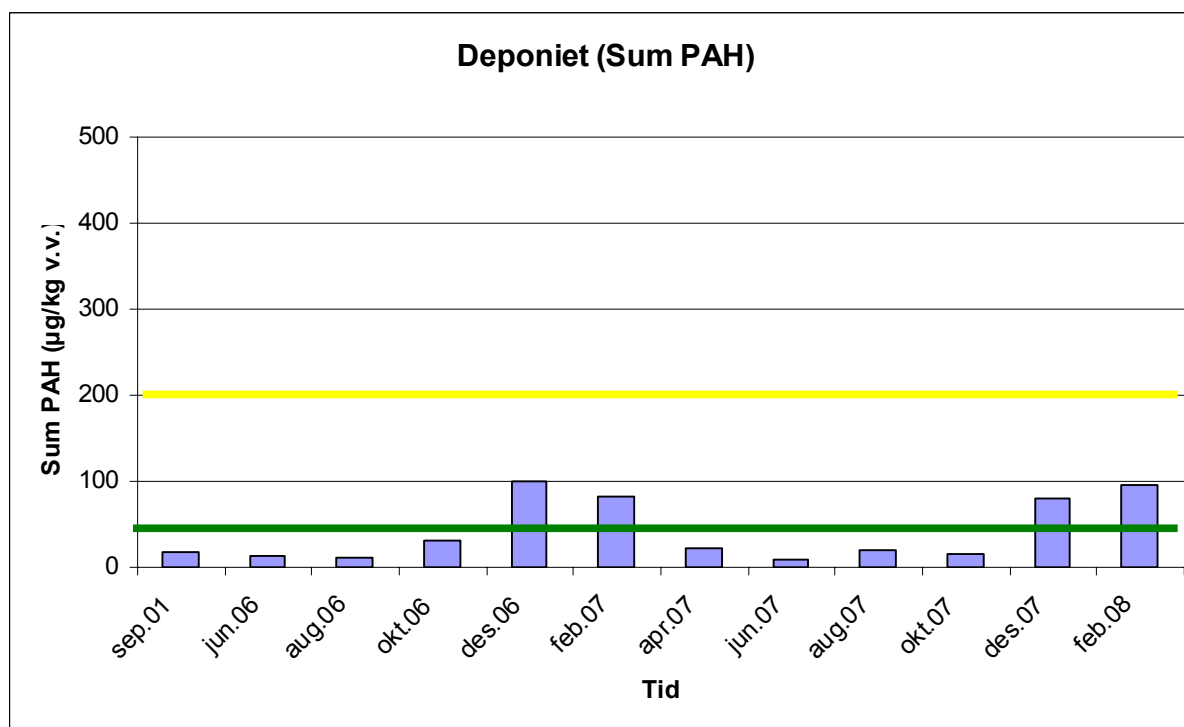
Figur 24. Krom (Cr) i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya. Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset.



Figur 25. PCB-7 i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya.

Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset

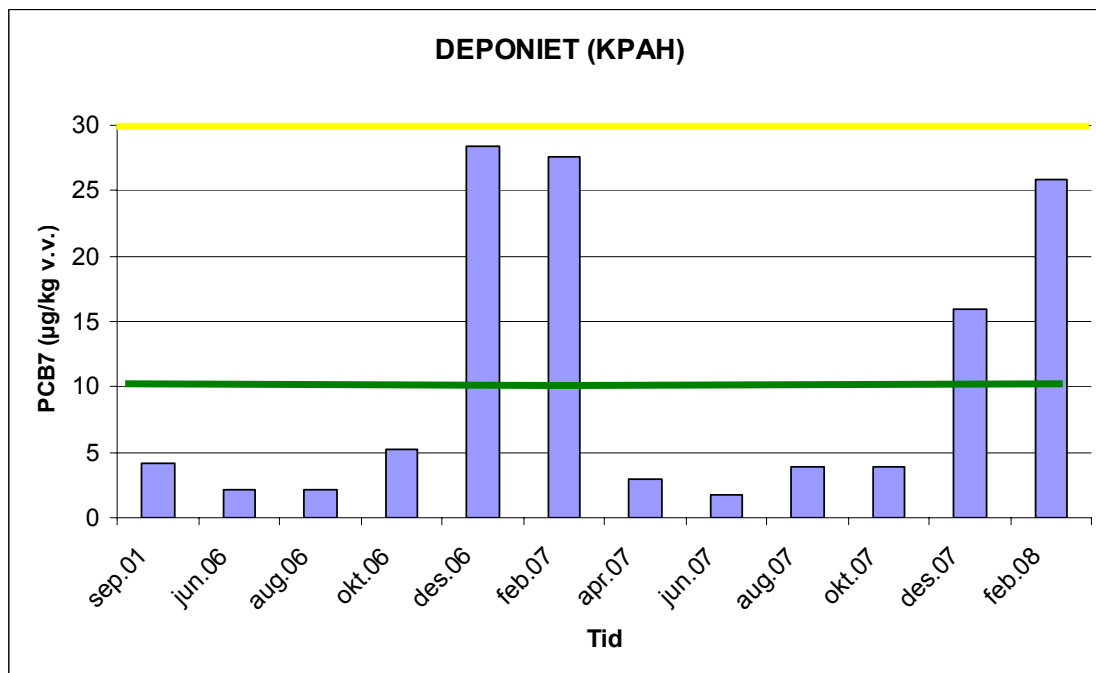
Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



Figur 26. Sum PAH i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya.

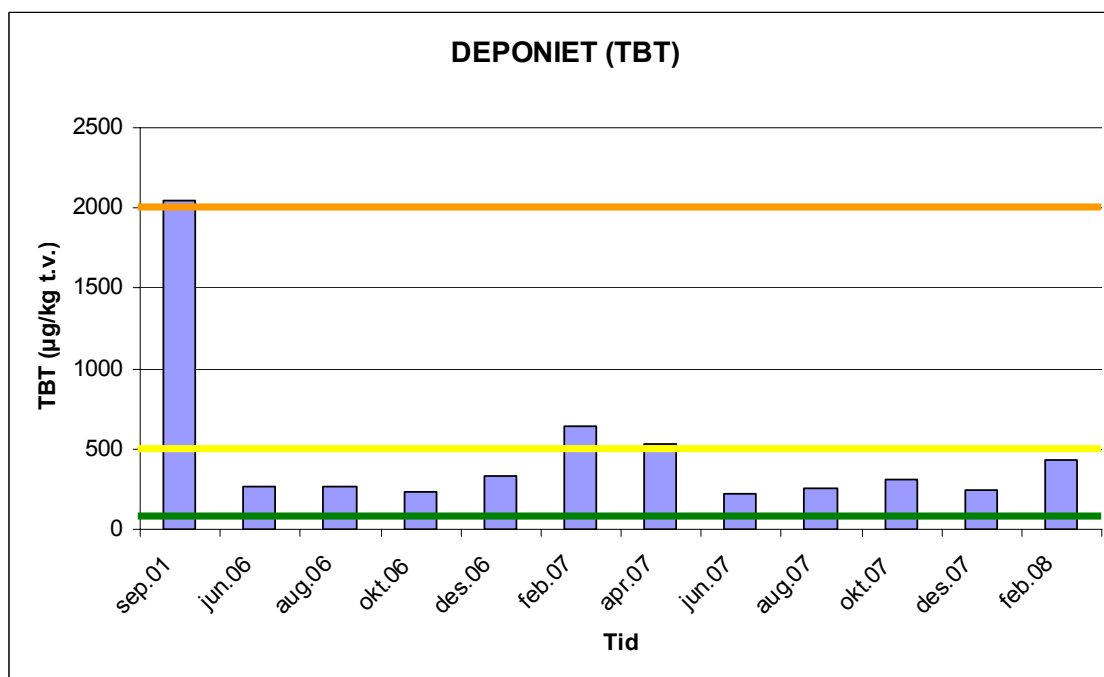
Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset

Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset



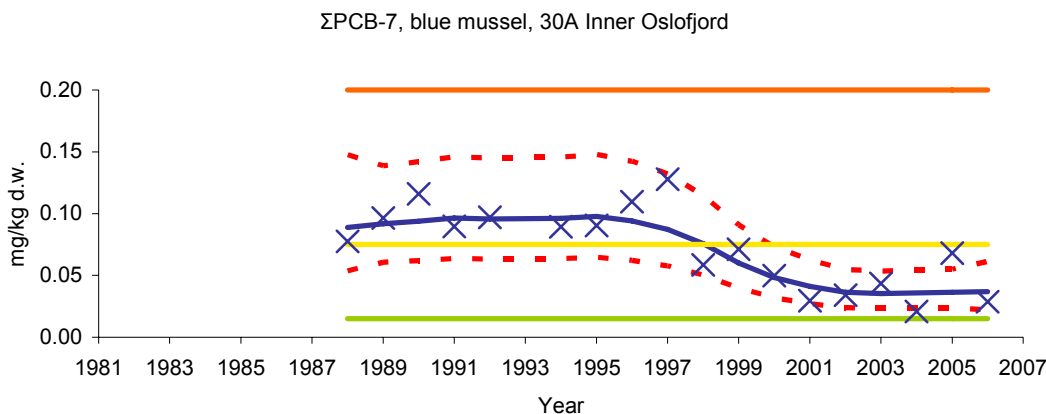
Figur 27. Sum KPAH (**kreftfremkallende PAH**) i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya.

Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
 Over grønn strek: Kl. II, Moderat forurenset

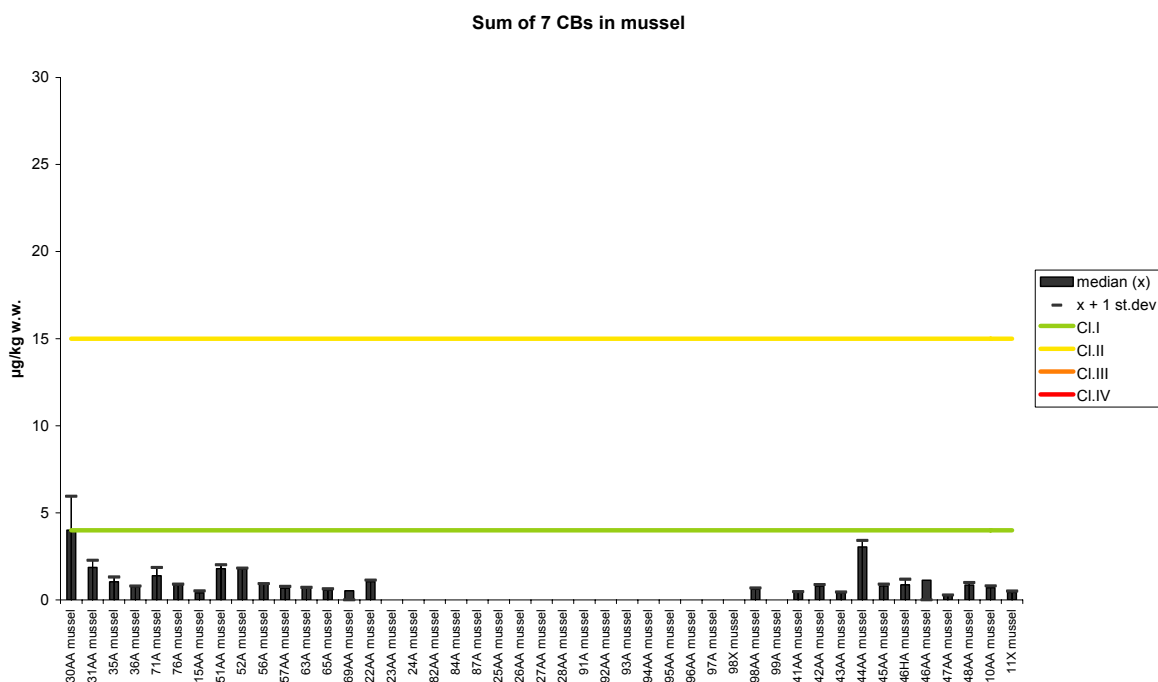


Figur 28. Tributyltinn (TBT) i en blandprøve bestående av blåskjell fra Skjælholmene, Husbergøy, Malmøykalven og Langøya.

Under grønn strek: Kl. I, Ubetydelig/lite forurenset
 Over grønn strek/under gul strek: Kl. II, Moderat forurenset
 Over gul strek/under oransj strek: Kl. III, Markert forurenset
 Over oransje strek: Kl. IV, Sterkt forurenset



Figur 29. Median konsentrasjon av Σ PCB-7 (summen av følgende kongenerer: PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) i blåskjell fra stasjon 20A ved Gressholmen fra 1988 til 2007 (kilde: Green et al. 2008).



Figur 30. Median konsentrasjon av PCB i blåskjell fra en rekke stasjoner langs norskekysten i 2006. Merk at stasjonen lengst til venstre i figuren er stasjon 30AA ved Gressholmen.

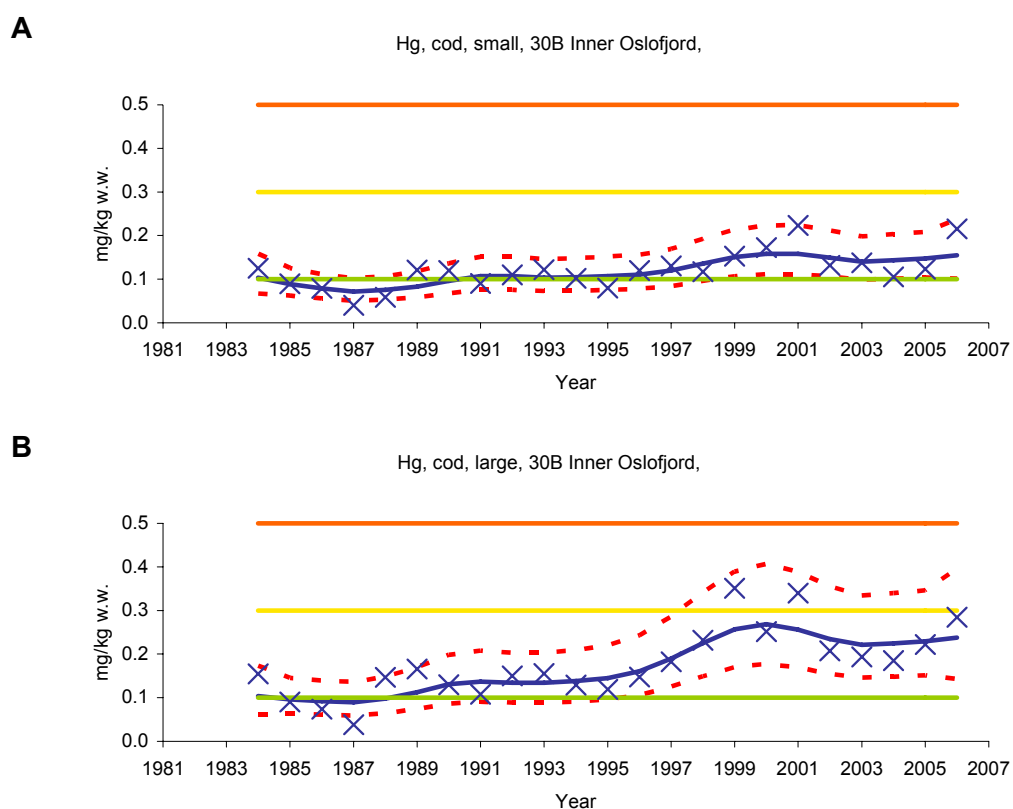
7.2.2 Kunnskapshull – miljøgifter i blåskjell

Det foreligger nyere data kun fra Bunnefjordens randområde i nord, men ikke for den øvrige delen av Bunnefjorden inkludert Bunnebotn. Miljøgiftanalyser bør derfor foretas på blåskjell fra en del utvalgte steder for å avklare om de nivåer som er observert i Bunnefjordens nordre del også er representative for den øvrige delen av Bunnefjorden. Tentativt foreslår en følgende lokaliteter: Neset, Speilodden, Blylaget, Bomannsvik, Kirkevika, Fjordvangen, Hellvik/Hellvikstangen, Oksvald, Bestemorstranda og Svartskog.

7.2.3 Miljøgifter i fisk

Når det gjelder fisk er mangelen på lokale data minst like stor som for skjell, dvs. at det i hovedsak ikke finnes data fra Bunnefjordsområdet. I mangel av noe bedre vises derfor data fra torsk fra et område i nærheten av Steilene (Green et al. 2008). Torsk er mobil og representerer et større område, men vi kan ikke fastslå i hvilken grad resultatene også gjelder for fisk fra Bunnefjorden.

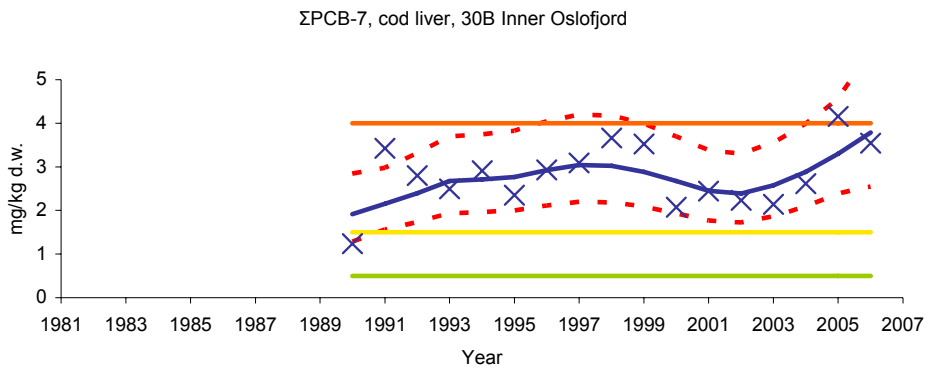
Kvikksølv er det metallet som en er mest opptatt av i fiskefilet. Konsentrasjonen av kvikksølv i fiskefilet fra indre Oslofjord er svakt forhøyet (*Moderat forurenset*) de senere år og det har vært en stigende trend fra 1984 til 2006 (**Figur 31**). Alle observerte konsentrasjoner av total mengde kvikksølv ligger under EUs øvre grense for mattrygghet som for torsk er 0,5 µg/g v.v. (Kommissjonsregulativ EC 2001/446).



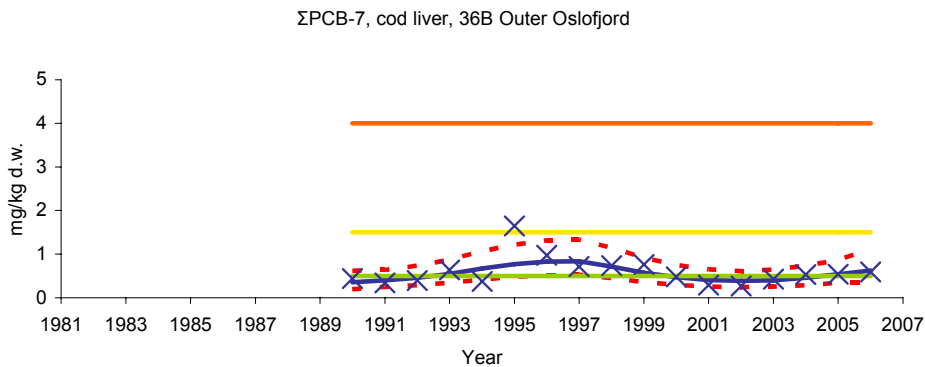
Figur 31. Median konsentrasjon av kvikksølv i filet av liten (A) og stor (B) torsk fra Vestfjorden i indreOslofjord (kilde: Green et al. 2008)

Resultatene i **Figur 32** viser at PCB utgjør et problem i torsk fra indre Oslofjord. Nivået som er observert kan karakteriseres som markert forurenset for så godt som hele observasjonsperioden. Det er PCB som har vært styrende for de kostholdsrestriksjoner og omsetningsbegrensninger som er fastsatt for indre Oslofjord. Konsentrasjonen av PCB i torskelever fra ytre Oslofjord er klart lavere (**Figur 33**). Når det gjelder kostholdsråd skal en imidlertid være klar over at også dioksiner og dioksinlignende PCBer er forbindelser som kan være utslagsgivende. **Figur 34** viser noen data fra Oslofjorden som

også inkluderer en stasjon innerst i Bunnefjorden (Breivoll) hvor konsentrasjonen av dioksiner og dioksinlignende PCBer var ca 260 ng TE/kg våtvekt². For denne gruppe forbindelser gjelder en tiltaksgrense på 60 ng TE/kg våtvekt (Økland 2005). Tiltaksgrensene er ikke lovpålagte, men er et verktøy Mattilsynet bruker for å gi kostholdsråd for fisk og sjømat som folk selv fanger og som kan inneholde så mye miljøgifter at det kan være helseskadelig. Det er i tillegg både i Norge og EU opprettet felles grenseverdier for visse miljøgifter i mat som skal omsettes. Grenseverdien for dioksin i filet av fisk er på 4 ngTE/kg våtvekt (Økland 2005).

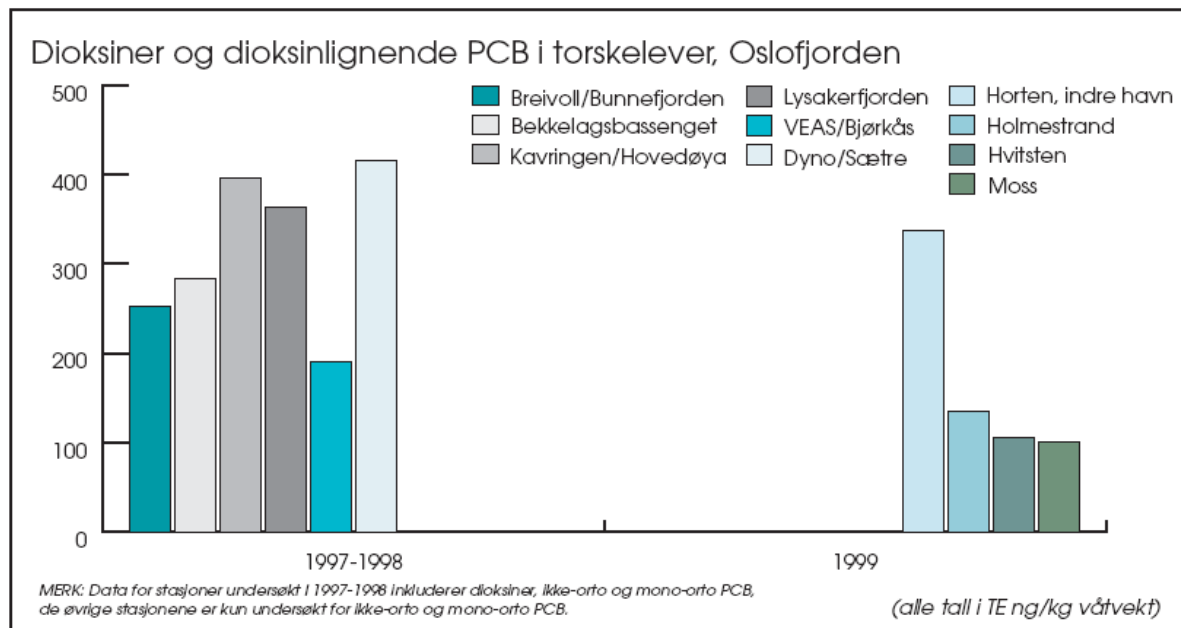


Figur 32. Median konsentrasjon av ΣPCB-7 i lever av torsk fra Vestfjorden i indreOslofjord (kilde: Green et al. 2008)



Figur 33. Median konsentrasjon av ΣPCB-7 i lever av torsk fra ytre Oslofjord (kilde: Green et al. 2008)

² De ulike komponentene summeres med ulik vekt ut fra sin giftighet, og summen angis som TE= toksisitetsekvivalenter.



Figur 34. Dioksiner og dioksinlignende PCB i torskelerver, Oslofjorden (Kilde: Økland 2005)

7.2.4 Kunnskapshull – miljøgifter i fisk

Det foreligger ingen nyere data for miljøgifter i fisk fra selve Bunnefjorden inkludert Bunnebotn. Miljøgiftanalyser bør derfor foretas på fisk (torsk, ål, flatfisk) fra noen få utvalgte områder i Bunnefjordens for å avklare om de nivåer som er observert i Vestfjorden også er representative for Bunnefjorden. Tentativt foreslår en følgende 3 lokaliteter/områder: Bunnebotn, Bunnefjordens vestsida, Bunnefjordens østside.

Det er nylig gjennomført en undersøkelse av i hvilken grad sedimentassosiert PCB tas opp i torsk (Ruus et al. 2009). Eksperimentene gikk ut på å måle opptak av PCB fra forurenset sediment og fra forurensete byttedyr. Overordnet har eksperimentene vist at sedimentassosiert PCB er en viktig kilde til PCB i torskelerver, i hvert fall gjennom akkumulering i næringskjeden. Resultatene vil kunne inngå i modeller for å evaluere betydningen av tiltak mot forurenset sediment for miljøgiftkonsentrasjonen i fisk.

Opphevelse av kostholdsråd har vært sentralt i en del av de foreslåtte miljømålene, men er svært vanskelig å nå på kort sikt og er også vanskelig å forholde seg til som miljømål. Årsaken til dette er at en blant annet for PCB har relativt store eksterne tilførsler (se neste kapittel) og at en foreløpig ikke har noen god modell som viser hvordan ulike kilder og opptaksveier påvirker miljøgiftinnholdet i fisk i Oslofjorden. Konkrete modeller for dette som er tilpasset indre Oslofjord foreligger imidlertid ikke, men er utarbeidet for andre områder (Grenland).

8. Miljøgifter: Påvirkningsregnskap/kilderegnskap totalt og på vannforekomsten

8.1 Bakgrunn

I dette avsnittet sammenstilles kjent og lett tilgjengelig kunnskap om flukser i et miljøgiftregnskap for Bunnefjorden etter modell av regnskapet som tidligere er sammenstilt for Oslo Havn (Schaanning et al 2006). I den grad data er fremskaffet, er lokale tilførsler av miljøgifter til Bunnefjorden sammenlignet med estimerte bakgrunnsstilførsler fra atmosfæren, målte tilførsler til sedimentene og tilbakespredning fra sedimentene til vannmasser og biota.

8.2 Tilførsler

Tilgjengelige data for tilførsler er sammenstilt i Tabell 16. Sammenstillingen er basert på data for tilførsler fra Nordre Follo Renseanlegg (Telefax 21.08.2008) og avrenning av tungmetaller beregnet av Statens vegvesen på grunnlag av sjablongverdier fra Utbyggingsavdelingen i Vegdirektoratet. Utslipp av PCB og PAH fra Nordre Follo RA er nedskalert fra utslippstallene beregnet for Bekkelaget renseanlegg (Schaanning et al., 2006) i forhold til antall personekvivalenter (pe) som belaster de to anleggene.

Data for avrenning fra eventuelle andre punktkilder enn renseanlegget eller fra tette flater foreligger ikke.

For tilførsler fra atmosfæren er det benyttet bakgrunnsverdier for indre Oslofjord som anslått i Schaanning et al., 2008. De samme bakgrunnsverdiene er benyttet for å anslå tilførsler via nedbørfeltet. For å ta hensyn til retensjon av miljøgifter i nedbørfeltet er atmosfærisk nedfall i nedbørområdet multiplisert med en faktor 0,5.

Netto tilførsler til Bunnefjorden fra tilstøtende sjøområder, dvs. gjennom grenseflaten mot resten av indre Oslofjord, er grovt anslått til 10% av tilførslene fra Akerselva og Loelva.

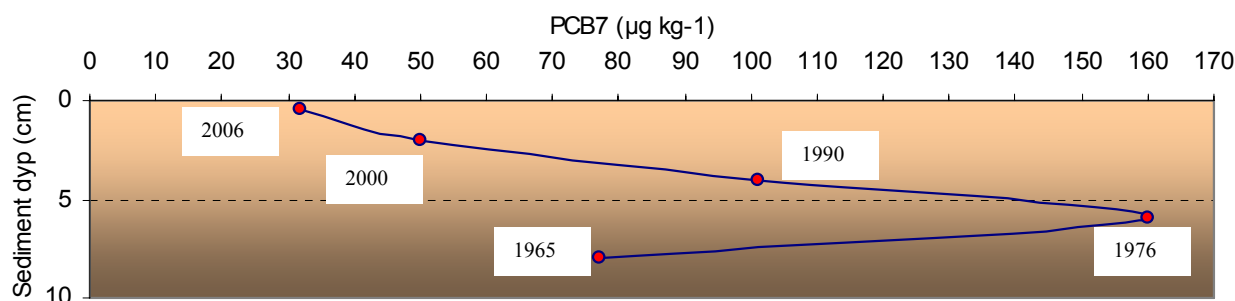
Tabell 16. Miljøgiftregnskap for Bunnefjorden (se tekst).

	Cd	Cu	Hg	Pb	PCB	BaP	PAH	TBT
<u>Tilførsler totalt til Bunnefjorden m/Bunnebotn (g år⁻¹)</u>								
Atmosfærisk	4 221		2 111	211 050	169	2 111	42 210	-
Fra nedbørfeltet	2 150		1 075	107 500	86	1 075	21 500	-
Fra tilstøtende sjøområder	1 100		130	33 200	170	15	2 180	-
Follo RA	180	58 700	40	2 300	10	17	611	-
Veier	417	71 258	68	13 667		24	971	-
Sum identifiserte tilførsler	8 068	129 958	3 424	367 717	434	3 242	67 472	-
<u>Arealspesifikke flukser (mg m⁻² a⁻¹)</u>								
Sum identifiserte tilførsler	0.19	3.08	0.08	8.71	0.010	0.08	1.60	-
"Målt" akkumulering i sediment	0.20	67.86	0.40	32.26	0.0087	0.099	1.32	0.18
Tilførsler i % av "målt" akkumulering	96 %	5 %	21 %	27 %	118 %	78 %	122 %	-
Beregnet utlekking fra sediment	0.00041	0.18	0.00043	0.031	0.00027	0.0022	0.067	0.10
Utlekking i % av "målt" akkumulering	0.2 %	0.3 %	0.1 %	0.1 %	3 %	2 %	5 %	55 %

8.3 Sedimentasjon

Dersom det antas at summen av tilførslene sedimenterer i fjorden, vil imidlertid en sammenligning med data fra sedimentfeller i fjorden og/eller aldersdaterte sedimentkjerner gi en kontroll på om tilførslene er skalert riktig.

Figur 35 viser konsentrasjoner av PCB i en aldersdatert kjerne innsamlet på 87 m dyp i Bunnefjorden i 2008. På grunn av dårlige oksygenforhold er det lite bioturbasjon i området og følgelig liten vertikal blanding av sedimentene etter at de er avsatt. Profilen viser derfor at de siste tre ti-årene har vært en betydelig reduksjon av tilførslene av PCB til Bunnefjorden. Det samme er tidligere påvist i en aldersdatert kjerne innsamlet i det dypeste området av Bunnefjorden (Helland, 2001 gjengitt i Skei et al., 2008). Ved å sammenligne sedimentprøver innsamlet på 8 forskjellige steder i Bunnefjorden i hhv 2008 og 1992 påviste Berge et al, 2008 a en nedgang i konsentrasjonene i sedimentenes topplag. Nedgangen var størst og mest konsistent med en faktor 8,6 for PCB, mens den var svakere for metallene med en faktor 1,5-1,7 for kvikksølv, kadmium og bly.



Figur 35. PCB i aldersdaterte sedimenter fra Bunnefjorden, 87 m dyp. Data fra Skei et al. (2008).

Den aldersdaterte kjernen innsamlet i 2008 viste en sediment-tilvekst på 0,4 kg TS (tørstoff) år⁻¹ (Skei et al., 2008). Tilførsler til sedimentet kan beregnes ved å multiplisere sediment-tilveksten med konsentrasjonen av miljøgifter på partiklene som sedimenterer. Konsentrasjonen av PCB og kvikksølv i topplaget (0-1 cm) av denne kjernen var hhv 0,032 mg PCB og 0,7 mg Hg kg⁻¹ TS. I forbindelse med etablering av dypvannsdeponiet ved Malmøykalven er det utført kontinuerlige målinger av sedimentasjonen i Bekkelagsbassenget. For perioden 06.02-29.10. 2007 viste to feller (SMP-0 og SMP-2, øvre) som begge antas upåvirket av deponeringen, gjennomsnittlige konsentrasjoner på hhv 0,024±0,016 mg PCB kg⁻¹ TS og 0,99±0,29 mg Hg kg⁻¹ TS (n=8) (data fra Pettersen et al., 2008). I topplaget i sedimentene fra 23 stasjoner, fordelt over hele Bunnefjorden, varierte konsentrasjonene i hele Bunnefjorden fra 0,007 til 0,041 mg PCB kg⁻¹ TS og fra 0,1 til 1,3 mg Hg kg⁻¹ TS (Berge et al, 2008).

Konsentrasjonen av PCB og Hg på partiklene i sedimentenes topplag i Bunnefjorden er m.a.o. omtrent i samme størrelsesorden som konsentrasjonen på partiklene som sedimenterer i Bekkelagsbassenget. Hvis vi antar at dette gjelder for alle miljøgiftene analysert på partiklene innsamlet i fellene i Bekkelagsbassenget og anvender akkumulasjonsraten på 0,4 kg TS m⁻² år⁻¹, fremkommer "målt" tilførsel til sedimentene i Bunnefjorden som vist i Tabell 16. Vi har ikke noe godt grunnlag for å vurdere hvor representativ akkumulasjonsraten på den ene stasjonen er for hele Bunnefjorden. Likevel anses dette for å være et robust estimat sammenlignet med summen av tilførslene basert på tilgjengelig informasjon om de ulike kildene. Med unntak for TBT, der vi ikke har noen informasjon om tilførsler, og for kopper, der vesentlige bidrag mangler, viser tabellen at summen av tilførslene fordelt likt over hele Bunnefjorden utgjør 21-122% av "målt" sedimentasjon. Dette indikerer at sum tilførsler er skalert riktig, men fordelingen på de enkelte kilder vurderes som svært usikker.

8.4 Sedimentene som kilde til forurensing

Bidraget fra sedimentene er beregnet i henhold til SFTs risikoveileder 2230/2007. Veilederen beregner flukser via diffusjon (F_{diff}), skipsoppvirvling (F_{skip}) og biota (F_{org}). Beregningene (**Tabell 17**) er basert på konsentrasjoner av de aktuelle miljøgifter i sedimentene målt av Berge et al., 2008a. De arealspesifikke fluksene fra hvert av delområdene er omregnet til total flukser og summert for hele Bunnefjorden i **Tabell 19**.

Vi har antatt at skipsoppvirvling ikke bidrar vesentlig til spredning fra sedimentene i Bunnefjorden. Beregningene av spredning via diffusjon (F_{diff}) og via opptak i sedimentlevende organismer (F_{org}) ble utført separat for tre ulike områder: Bunnebotn (dvs. Bonnebukta inklusiv kanalen) (BB), Bunnefjorden 0-50 m dyp (BF<50) og Bunnefjorden >50 m dyp (BF>50).

Veilederen benytter sjablongverdier 1% for organisk karbon (TOC), 65% for vanninnhold, og $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ for tetthet av vått sediment. Dersom det foreligger steds-spesifikke målinger kan disse benyttes til erstatning for sjablongverdiene. I våre beregninger har vi derfor benyttet gjennomsnittsverdiene for TOC og % H_2O på stasjonene i hvert av de tre delområdene. Disse verdiene er vist i Tabell 18. I tillegg ble tettheten av vått sediment endret til $1,2 \text{ g cm}^{-3}$ for BF>50 p.g.a. høyt vanninnhold.

Beregning av bidraget via bunnsfaunaen i følge Risikoveilederen baseres bl.a. på en bioturbasjonsfaktor (a) og faktor for andel organisk stoff som ikke omsettes (d). Tabell 18 viser de verdiene vi har benyttet for Bunnefjorden og Bunnebotn. Kartlegging av Bunnefjorden med SPI-kamera har vist at aktiviteten av bunndyr er liten under 60-65 m dyp (Nilsson, in prep.). For Bunnefjorden dypere enn 50 m har vi derfor benyttet en bioturbasjonsfaktor (a) på 2 som betyr at molekylærdiffusjonen økes med en faktor på 2 i stedet for sjablongverdien 10 som er anbefalt i Risikoveilederen. Faktoren d er tilsvarende endret fra sjablongverdi 0,47 til 0,82 (Tabell 18) som tilsvarer at spredningen av biomasse til pelagiske næringsnett reduseres fra 75 til 5 g karbon $\text{m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. Endringen av de to faktorene førte til at beregnet spredning ble redusert med en faktor på 5-11 i forhold til anvendelse av sjablongverdiene. Dersom gode oksygenforhold gjenopprettes i hele Bunnefjorden, kan det forventes rask rekolonisering av dypområdene og økt spredning av miljøgifter fra sedimentene.

Tabell 17. Utlekking fra sedimentene i hvert av de tre delområdene beregnet i hht risikoveileder. t_{tom} er tiden det tar for de beregnede fluksene å tømme det bioturberte topplaget av sedimentene. NB enhet for metaller = $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$, enhet for organiske miljøgifter = $\mu\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$.

	Bonnebukta m/kanalen			Bunnefjorden <50m			Bunnefjorden >50m		
	F_{diff} $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$	F_{org} $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$	t_{tom} år	F_{diff} $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$	F_{org} $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$	t_{tom} år	F_{diff} $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$	F_{org} $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$	t_{tom} år
Bly	1.459	0.0314	991	2.27	0.049	1312	0.565	0.004	3315
Kadmium	0.023	0.0000	1117	0.029	0.000	1477	0.009	0.000	3683
Kobber	11.133	0.0635	210	13.59	0.078	278	3.147	0.006	695
Krom totalt (III + VI)	1.545	0.0021	1245	1.63	0.002	1647	0.345	0.000	4107
Kvikksølv	0.014	0.0001	699	0.037	0.000	925	0.005	0.000	2311
Nikkel	22.218	0.0274	66	19.74	0.024	87	4.738	0.002	218
Sink	12.582	0.7292	607	15.21	0.88	802	4.111	0.079	2075
Naftalen	2433	11.5	0	5920	28	0	755	1.19	1
Acenaftylen	193	5.1	1	847	22	1	27	0.24	3
Acenaften	76	3.0	2	206	8	2	22	0.30	7
Fluoren	115	6.2	3	356	19	4	23	0.41	13
Fenantren	239	21.1	8	1097	97	9	50	1.46	30
Antracen	69	5.8	10	364	31	11	14	0.39	37
Fluoranten	107	50.8	41	488	231	45	15	2.40	185
Pyren	251	75.3	19	1092	327	21	43	4.30	79
Benzo(a)antracen*	13.4	16.6	101	77	96	111	1.45	0.60	572
Krysen	15.8	36.4	54	74	171	60	1.41	1.08	363
Benzo(b)fluoranten*	13.7	52.3	82	64	245	89	1.60	2.05	618
Benzo(k)fluoranten*	5.3	20.1	80	26	101	87	0.68	0.86	604
Benzo(a)pyren*	7.9	30.1	83	47	179	92	0.91	1.17	632
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	2.9	11.9	238	14	58	261	0.35	0.47	1832
Dibenzo(a,h)antracen*	0.7	2.9	198	4	17	218	0.08	0.11	1528
Benzo(ghi)perylene	6.1	25.0	104	28	115	114	0.86	1.17	800
ΣPAH16 u/naftalen	1116	363		4785	1716		202	17	
KPAH	44	134		233	695		5.1	5.3	
PCB 28	2.036	3.300	8	3.574	5.791	8	0.152	0.082	46
PCB 52	1.839	7.806	5	2.619	11.113	6	0.205	0.290	40
PCB 101	0.222	1.022	35	0.211	0.969	39	0.017	0.026	278
PCB 118	0.030	0.138	352	0.031	0.142	386	0.004	0.005	2781
PCB 138	0.150	0.738	54	0.160	0.788	59	0.025	0.040	432
PCB 153	0.014	0.067	539	0.008	0.040	592	0.016	0.026	4324
PCB 180	0.029	0.153	104	0.021	0.111	114	0.004	0.007	844
ΣPCB7	4.3	13.2		6.6	19.0		0.42	0.48	
Tributyltinn (TBT-moleky	7561	139	1	8393	155	1	1008	6.2	2

Tabell 18. Stasjonsvalg og inngangsparametere for beregning av spredning fra sedimenter i Bunnefjorden. a og d er faktorer som benyttes ved beregning av spredning via biota (se tekst).

Delområde	Stasjoner (Berge et al., 2008)	km^2	%H ₂ O	%TOC	a	d
BB	1, 2, 3, 4, 5, 6, 10	1,04	65	4,2	10	0.47
BF<50	7, 8, 11, 15, 18, 23, 24	17,23	57	3,5	10	0.47
BF>50	9, 12, 14, 16, 17, 19, 20	23,94	75	4,5	2	0.87

Tabell 19. Utlekking fra sedimentene fra Bunnefjorden inkl. Bonnebukta (summert fra ovenstående tabell). Forholdstallet i siste kolonne viser relativ betydning av diffusjon og opptak i sedimentlevende organismer. NB enhet for metaller = kg år^{-1} , enhet for organiske miljøgifter = g år^{-1} .

	F_{diff}	F_{org}	F_{tot}	$F_{\text{diff}}/F_{\text{org}}$
	kg år^{-1}			
Bly	1.28	0.02301	1.304	55.7
Kadmium	0.02	0.00001	0.017	2204.6
Kobber	7.61	0.03662	7.643	207.7
Krom totalt (III + VI)	0.90	0.00105	0.899	854.2
Kvikksølv	0.02	0.00008	0.018	241.0
Nikkel	11.29	0.01171	11.306	964.2
Sink	8.85	0.42290	9.274	20.9
Naftalen	2904.6	12.4	2917.0	234.8
Acenaftalen	366.0	9.4	375.4	38.8
Acenaften	98.6	3.6	102.2	27.3
Fluoren	161.5	8.2	169.6	19.8
Fenantren	481.7	40.9	522.6	11.8
Antracen	158.1	12.9	171.0	12.3
Fluoranten	210.5	96.9	307.4	2.2
Pyren	476.1	137.8	614.0	3.5
Benzo(a)antracen*	32.7	39.8	72.6	0.8
Krysen	31.5	71.3	102.8	0.4
Benzo(b)fluoranten*	27.3	102.3	129.6	0.3
Benzo(k)fluoranten*	11.2	42.0	53.3	0.3
Benzo(a)pyren*	19.8	74.3	94.1	0.3
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	6.1	24.3	30.4	0.3
Dibenzo(a,h)antracen*	1.7	7.0	8.7	0.2
Benzo(ghi)perylene	12.2	48.3	60.4	0.3
ΣPAH16 u/naftalen	2095.0	719.2	2814.2	2.9
KPAH	98.9	289.8	388.7	0.3
PCB 28	1.595	2.492	4.087	0.6
PCB 52	1.231	4.893	6.124	0.3
PCB 101	0.101	0.435	0.536	0.2
PCB 118	0.015	0.064	0.080	0.2
PCB 138	0.083	0.363	0.446	0.2
PCB 153	0.013	0.033	0.045	0.4
PCB 180	0.012	0.053	0.064	0.2
ΣPCB7	3.049	8.333	11.382	0.4
Tributyltinn (TBT-molekyl)	4183.6	70.1	4253.6	59.7

* KPAH komponent

8.5 Kunnskapshull

Tabell 16 viser at de få kjente, punktkildene i området bidrar lite til de totale tilførslene til Bunnefjorden. En bedre kildekartlegging enn det vi har hatt tilgang til i dette arbeidet vil sannsynligvis kunne avdekke flere punktkilder i nedbørfeltet der tiltak vil kunne iverksettes for å redusere tilførslene fra land.

Tilførslene fra tette flater vil relativt enkelt kunne tallfestes ved å systematisere informasjon om bebyggelsen langs fjorden og bruk av sjablongverdier.

De store postene i regnskapet er tilførslene fra atmosfæren direkte til sjøarealet og indirekte via nedbørfeltet. Verdiene er usikre og avledet fra eldre måleserier i tilstøtende områder. Raskt avtagende tilførsler til sedimentene bidrar til å understreke behovet for oppdaterte målinger av tilførsler fra atmosfæren i Bunnefjordsområdet.

Retensjonen i nedbørfeltet er i dette regnskapet satt til 90% av tilførslene til sjøoverflaten uten annet faktisk grunnlag enn at dette balanserer tilførslene beregnet fra sedimentfeller og aldersdaterte kjerner. Ferskvannstilførslene i området slipper ut i fjorden diffust eller i små bekker og det vil trolig være en ressurskrevende og komplisert oppgave å bedre datagrunnlaget for retensjon av atmosfæriske tilførsler i nedbørfeltet.

De sikreste tallene for totale tilførsler i dette regnskapet er tallene beregnet på grunnlag av to aldersdaterte sedimentkjerner, begge fra dypområdene i Bunnefjorden, og sedimentfellene utplassert i Bekkelagsbassenget i tilknytning til etableringen av dypvannsdeponiet. Sedimentfeller utplassert på ulike dyp i Bunnefjorden og datering av sedimentkjerner fra flere stasjoner ville både hver for seg og sammen bidra til å gi et langt sikrere estimat for totale tilførsler.

9. Miljøgifter: Brukermål og økologiske mål

Miljøgifter i sediment og organismer kan være et alvorlig lokalt miljøproblem og kan være en trussel mot human helse og forekomst av planter og dyr i sjøområder. Forekomst av miljøgifter i sediment i Bunnefjorden (se kapittel 7.1) viser at bunnfaunaen i området trolig er utsatt for konsentrasjoner som kan gi akutt toksiske effekter. Forekomst av miljøgifter i organismer fra Oslofjorden har også ført til at det er innført kostholdsråd for hele området også Bunnefjorden. Dagens kostholdsråd er knyttet til forekomst av antropogene miljøgifter (i hovedsak PCB) i sjømat og innebærer at konsum av ål fanget innenfor Drøbak frarådes og at konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya også frarådes. I tillegg har en omsetningsrestriksjoner som sier at fisk fanget i Oslofjorden innenfor Drøbak skal omsettes sløyet og uten lever. Bakgrunnen for dette er de høye PCB konsentrasjoner som opptrer i fiskelever.

I to rapporter (Bjørndalen et al. 2007a, Berge et al., 2007) er det gitt forslag til ulike miljømål for Bunnefjorden, og en oppsummering finnes i Bjørndalen, 2007b. Miljømålene er presentert i 3 nivåer: lav-, middel- og høyt ambisjonsnivå. Høyt ambisjonsnivå er antatt å ligge nær naturtilstanden for Bunnefjorden og vil tilsvare god økologisk tilstand som den er definert i Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Ambisjonsnivåene er konkretisert ved mål for vannkvalitet, biologiske forhold i strandsone og bunn samt forekomsten av miljøgifter i sediment og organismer. Siden miljømålene ble foreslått har SFT revidert sin klassifisering basert på miljøgiftkonsentrasjonen i sediment (SFT 2007b). Den nye klassifiseringen for sediment (SFT 2007b) er knyttet opp mot giftighet for bunnfauna

og dermed økologisk status: Den nye klassifiseringen er dermed også mer i tråd med Vanddirektivet enn SFTs tidligere klassifisering (Molvær et al. 1997).

Fastsettelse av miljømål er nødvendig ved planlegging og gjennomføring av tiltak. Målene kan være på forskjellige nivåer, men to typer er sentrale, nemlig:

- Langsiktige forvaltningsmål
- Lokale tiltaksmål

Vanddirektivet setter som mål at det skal ivaretas eller oppnås god miljøtilstand. Tilstanden måles både ut fra økologiske og kjemiske forhold. Der det viser seg å være teknisk umulig å oppfylle målet om ”god tilstand”, eller det vil medføre uforholdsmessig store kostnader, gir direktivet anledning til å utsette måloppnåelsen eller fastsette mindre ambisiøse miljømål.

Dette kapitlet gir en sammenfatning av miljømålene for miljøgifter presentert i Bjørndalen et al. 2007. Hvert miljømål diskuteres i forhold til hvor realistiske de er i forhold til måloppnåelse. Forslag til endringer gis også.

9.1 Miljømål -miljøgifter i sediment

9.1.1 Høyt ambisjonsnivå

- Konsentrasjonen av miljøgifter i bunnsedimenter skal ikke være til hinder for utøvelse av rekreasjon og friluftsliv, fritidsfiske (dvs ingen kostholdsråd), havnedrift og havneutvikling, båtliv og yrkesfiske uten omsetningsrestriksjoner.
- Forurensede sedimenter og oppvirvling av disse skal ikke føre til langsiktige, negative effekter på økosystemet (inkludert forekomst av imposex hos nettsnegl).

Vurdering: Sett i lys av at en på de aller fleste stasjoner i Bunnefjorden observerer miljøgift-konsentrasjoner som forventes å gi toksiske effekter på bunndyr, er en i dag i hele Bunnefjorden langt unna det som over er foreslått som høyt ambisjonsnivå, og det vil kreve en langt bedre kilde- og tilførsels-kontroll samt en overdekning av de forurensede sedimentene i hele området for at negative effekter på økosystemet skal unngås. Vi mener derfor at høyt ambisjonsnivå slik som beskrevet over er urealistisk. En bør imidlertid ha i minne at SFTs klassifiseringssystem er relativt konservativt i den forstand at det er lagt inn en del sikkerhetsfaktorer der giftighetsdataene av en eller annen grunn er usikre. Dette betyr at det er større sannsynlighet for at arealet på områder der en kan forvente toksiske effekter vil gå ned i fremtiden, ettersom datagrunnlaget oppdateres, enn at det vil øke.

9.1.2 Middels ambisjonsnivå

- Konsentrasjonen av miljøgifter i bunnsedimenter skal ikke være til hinder for utøvelse av rekreasjon og friluftsliv, fritidsfiske, havnedrift og havneutvikling og båtliv og yrkesfiske med omsetningsrestriksjoner knyttet til salg av rund fisk.

Vurdering: For dette ambisjonsnivået er det dagens kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner som utgjør problemet. Dette er forhold som trolig er viktige for brukerne av Bunnefjorden. Kostholdsrådene og omsetningsrestriksjonene knytter seg i hovedsak til forekomsten av PCB i fisk. Fisk fra Vestfjorden inneholder også relativt mye PCB og konsentrasjonen er ikke redusert de senere årene (**Figur 33, Figur 32**). Heller ikke konsentrasjonen av PCB i sedimentene i Vestfjorden har gått synlig ned (data fra 87-90 sammenlignet med data fra 92-97 Green et al 2008). Sammenhengen mellom konsentrasjonen av PCB i sediment og fisk er imidlertid ikke direkte og går via næringskjeden. Dvs. at det er konsentrasjonen i fiskens byttedyr og mengden PCB som når fisken som er avgjørende. I dagens situasjon kan det godt tenkes at de dypere deler av Bunnefjorden med lave

oksygen konsentrasjoner og tidvis anoksi har liten betydning for PCB konsentrasjonen i torsk fra området. Vi mener derfor at middels ambisjonsnivå slik som beskrevet over ikke er hensiktsmessig som et forvaltningsverktøy knyttet opp mot sedimentene.

9.1.3 Lavt ambisjonsnivå

Dypområdene

- Konsentrasjonen av miljøgifter i sediment i dypområdene (> 10m) skal ikke øke i forhold til situasjonen i dag, men reduseres i takt med naturlig sedimentering og antatte reduksjoner i tilførsler som har og vil finne sted.

Grunnområdene (tentativt <10 m) inkludert alle småbåthavner

- Miljøgiftinnholdet i bunnsedimenter skal ikke være til hinder for normal havnedrift og utvikling av småbåthavner. Dvs. miljøgiftnivåene skal ligge innefor det som av SFT defineres som tilstandsklasse II (dvs. moderat forurenset i henhold til Molvær et al. 1997).

Dette ambisjonsnivået er todelt og vi gir nedenfor en vurdering av hver av delene separat.

Vurdering-dypområdene: For dypområdene er trolig lavt ambisjonsnivå allerede tilfredsstillt. Den naturlige sedimenteringen har allerede gitt en konsentrasjonsreduksjon (i all fall for PCB og metaller). Sedimenteringen kan muligens økes ved visse tiltak og dermed kan en senke restitusjonstiden, men dette vil i seg selv være et omstridt inngrep som også trolig vil ha uheldige sider og det bør derfor unngås eller i alle fall vurderes nøye. For at reduksjonen skal bli størst mulig, er det viktig at tilførselene begrenses mest mulig. For å kunne gjøre dette må en ha oversikt over kildene og hvor mye de bidrar. I kapittel 8 har en gjort forsøk på å lage et kilderegnskap for Bunnefjorden. Regnskapet viser at en fremdeles har relativt store huller i forståelsen og kartleggingen av de ulike kilder for miljøgifter i Bunnefjorden. Dersom tilførselene av miljøgifter strupes er det kun et spørsmål om tid for å redusere miljøgiftkonsentrasjonen i dypområdene. I takt med den forventede konsentrasjonsnedgangen vil antatte negative effekter på bunnfaunaen bli redusert og god økologisk status kan nås, men dette vil ta meget lang tid (anslagsvis 20-100 år)

Vurdering-grunnområdene: Miljøgiftene i sedimentene i Bunnefjorden kompliserer utvikling av småbåthavner og er dermed et visst hinder for slik utvikling. Dette begrunnes med at sedimentet på alle de grunne stasjonene (stasjon 1, 2, 6, 7, 8, 10, 11, 15 og 18) inneholder konsentrasjoner av miljøgifter som i henhold til SFTs tidligere klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) er høyere enn klasse II og derfor må oppfattes som forurensede sedimenter i følge SFTs Veileder for håndtering av forurensede sedimenter (SFT, 2004). Konsentrasjoner høyere enn klasse II ble observert på st.11 for kadmium, st.7 for sum PAH, og alle de grunne stasjonene for TBT og benzo(a)pyren (Berge et al. 2008a). Dette betyr at lavt ambisjonsnivå i dag ikke er tilfredsstillt i noen av de analyserte grunnområdene.

Det nye klassifiseringssystemet for sediment er basert på antatt giftighet og har derfor mer økologisk relevans enn det gamle som er statistisk begrunnet. Skal en helt unngå toksiske effekter (som er målet i vanddirektivet dvs. oppnå god økologisk status) bør sedimentkonsentrasjonene ligge under klasse III i følge SFTs nye klassifiseringssystem. Konsentrasjoner høyere enn klasse II i følge dette nye klassifiseringssystemet ble observert på st.2 og 15 for kobber, st.7 og 11 for sum PAH16 og alle stasjoner for TBT og minst en enkeltkomponent av PAH. Dette betyr at også lavt ambisjonsnivå ikke er tilfredsstillt i noen av de analyserte grunnområdene i dag.

9.1.4 Anbefalt ambisjonsnivå for miljøgifter i sediment

Ut fra det vi har skrevet over ligger det an til at det er det lave ambisjonsnivået som er mest realistisk for Bunnefjorden. Vi vil imidlertid foreslå å endre den delen som gjelder grunnområdene slik at en i stedet refererer til SFTs nye klassifiseringssystem. Dette innebærer imidlertid at miljømålet også berører deler av de tidligere foreslåtte miljømål for organismer (Bjørndalen et al. 2007, se også nedenfor).

Vi forslår derfor at miljømålet for Bunnefjordens sedimenter når det gjelder miljøgifter blir følgende:

Dypområdene (som tidligere foreslått, som lavt ambisjonsnivå)

- Konsentrasjonen av miljøgifter i sediment i dypområdene (> 10m) skal ikke øke i forhold til situasjonen i dag, men reduseres i takt med naturlig sedimentering og antatte reduksjoner i tilførsler som har og vil finne sted.

Grunnområdene (tentativt <10 m) inkludert alle småbåthavner

- Miljøgiftinnholdet i bunnsedimenter skal ikke være til hinder for normal havnedrift og utvikling av småbåthavner. Miljøgiftkonsentrasjonene i overflatesedimentet skal ikke føre til kroniske effekter ved langtidseksposering eller toksiske effekter ved korttidseksposering, dvs. miljøgiftnivåene skal ligge innenfor det som av SFT defineres som tilstandsklasse II i henhold til SFTs nye klassifiseringssystem for sedimenter (TA-2229/2007).

Ut fra et miljøgiftperspektiv vil dette foreslåtte miljømålet på meget lang sikt kunne gi god økologisk status i dypområdene. Andre forhold (oksygen/eutrofi) kan imidlertid fort føre til at god økologisk status likevel ikke oppnås selv om miljøgiftkonsentrasjonen går betydelig ned.

Miljømålet for grunnområdene vil i utgangspunktet sikre god økologisk status. Tiden dette vil ta vil imidlertid være avhengig av omfanget av de tiltak som settes inn, og måloppnåelsen ligger uansett langt frem i tid og vil være meget kostbar.

9.2 Miljømål- miljøgifter i organismer

9.2.1 Høyt ambisjonsnivå

- Konsentrasjonen av miljøgifter i organismer fra Bunnefjorden skal ikke være til hinder for yrkesfiske uten omsetningsrestriksjoner.
- Miljøgifter i organismer (fisk, skaldyr, snegl) skal ikke føre til langsiktige, negative effekter på individ eller bestandsnivå.

Vurdering: Som nevnt i kapitel 7.2 har en begrenset med informasjon om forekomst av miljøgifter i organismer fra selve Bunnefjorden, men konsentrasjonene er trolig nokså like det som er observert i fisk fra Vestfjorden. I dagens situasjon er trolig miljøgiftkonsentrasjonen i organismer i Bunnefjorden ikke til hinder for utøvelse av rekreasjon og friluftsliv eller fritidsfiske. Dagens kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner for fisk betyr imidlertid at det foreslåtte høye ambisjonsnivået ikke er oppfylt. Fisk er mobile og det har derfor lite hensikt å ha andre miljømål for Bunnefjorden enn for indre Oslofjord forøvrig. Det følger også derfor at tiltak må være rettet mot hele indre Oslofjord og ikke bare Bunnefjorden. Innholdet av PCB i fisk er i betydelig grad styrt av opptak av PCB via næringskjeden. Dvs. at det er konsentrasjonen i fiskens byttedyr og mengden PCB som tas opp i fisken som er avgjørende. Sammenhengen mellom konsentrasjonen av PCB i byttedyr og vann og sediment er imidlertid komplisert og til dels lite kjent. Nylig gjennomførte forsøk (Ruus et al. 2009) tyder imidlertid på at opptak av PCB fra forurensede byttedyr er viktig.

Vi innser at målet om at miljøgiftkonsentrasjonen i organismer ikke skal være noe hinder for yrkesfiske uten omsetningsrestriksjoner (og at dagens kostholdsråd for indre Oslofjord kan sløyfes) ligger langt frem i tid og at veien for å nå dette målet er uklart. Muligens kan hovedpåvirkningen også ligge utenfor det vi nasjonalt har kontroll over (eksempelvis langtransporterte forurensninger). Trolig er første skritt for å nå målet eller vurdere om målet er oppnåelig basert på lokale/nasjonale tiltak at en får et forbedret miljøgiftregnskap for hele indre Oslofjord. Vi synes det er riktig å ha et ambisiøst miljømål når det gjelder miljøgifter i organismer. Vi foreslår derfor at det første punktet i ”høyt ambisjonsnivå” beholdes.

Når det gjelder det andre punktet, så er dette delvis overlappende med det foreslåtte miljømålet for sediment grunnere enn 10 m (se kapittel 9.1.4) fordi dette vil sikre at sedimentene ikke vil gi toksiske effekter på bunndyr som skalldyr og snegl. Biomarkørstudier gir et uklart bilde med hensyn til om en har effekter av miljøgifter på fisk (Green et al. 2008). En vet også lite om miljøgiftkonsentrasjoner har forårsaket negative effekter på fiskebestander i indre Oslofjord. Vi har tidligere nevnt at vi synes det er riktig å ha et ambisiøst miljømål når det gjelder miljøgifter i organismer. Vi foreslår derfor at også det andre punktet i ”høyt ambisjonsnivå” beholdes.

9.2.2 Middels ambisjonsnivå

- Det vedvarende høye PCB nivået i lever fra fisk (torsk) fra indre Oslofjord (sannsynligvis også Bunnefjorden) skal reduseres (snu trenden).
- Konsentrasjonsnivået av TBT i snegl (nettsnegl og vanlig strandsnegl) skal reduseres slik at hormonforstyrrende effekter på snegl ikke opptrer i Bunnefjorden.

Vurdering: Vi gjør ingen vurdering av dette ambisjonsnivået annet enn å slå fast at det vil nås dersom høyt ambisjonsnivå nås.

9.2.3 Lavt ambisjonsnivå

- Det vedvarende høye PCB nivået i lever fra fisk (torsk) fra indre Oslofjord skal reduseres.

Vurdering: Vi gjør ingen vurdering av dette ambisjonsnivået annet enn å slå fast at det vil nås dersom høyt ambisjonsnivå nås.

9.2.4 Anbefalt ambisjonsnivå for miljømål for miljøgifter i organismer

Anbefalt ambisjonsnivå er det samme som høyt ambisjonsnivå i kapittel 9.2.1.

10. Miljøgifter: Mål for utslippsreduksjoner

Det endelige målet for utslippsreduksjoner er å nå miljømålene og oppnå god økologisk status i vannområdet og at miljøgifter ikke skal være noe hinder for bruken av fjorden til rekreasjon, friluftsliv, fritidsfiske (dvs. ingen kostholdsråd), havnedrift, havneutvikling, båtliv og yrkesfiske uten omsetningsrestriksjoner.

De observerte miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene viser at en tidligere har hatt store utslipp, men at tilførslene trolig er redusert noe (i alle fall for PCB og metaller). Tilførselsregnskapet for Bunnefjorden har relativt store hull og de tilførsler som er tallfestet er relativt usikre. Regnskapet tyder likevel på at tilførslene som kommer utenfra (atmosfærisk nedfall) er betydelig i forhold til de andre kildene.

Ser en på sedimentene i grunnområdene så er det kobber, TBT, og PAH som representerer de største miljøutfordringene og hvor det tilsynelatende er behov for reduksjoner, mens det er PCB som er problemet for fisk i Vestfjorden (og trolig også Bunnefjorden). Trolig er det ikke nødvendig med utslippsreduksjoner for TBT fordi dette allerede er tatt hånd om ved de tiltak som er iverksatt i form av forbud mot bruk av TBT på småbåter og skip. Dette har imidlertid trolig gitt et øket forbruk av kobber i bunnstoff. Tilførselsbergningene tyder på at de identifiserte tilførslene av kobber er små i forhold til målt akkumulering (ca 5%). Dette kan skyldes at tilførsler fra bunnstoff er betydelig og ikke gjort rede for i regnskapet. For å redusere arealet med toksiske effekter fra kobber i sediment bør derfor bruk av kobber i bunnstoff opphøre.

Et viktig miljømål for Bunnefjorden er å bedre oksygenforholdene i dypvannet med påfølgende hurtig rekolonisering med bunndyr og økende fiskebestand. Dette vil i hht til beregningene gjort med Risikoveilederen føre til en 5-10x økt spredning av miljøgifter fra sedimentene under 50 m dyp. Dersom dyr kommer inn i området og øker den vertikale omblendingen i de øverste sedimentlagene, vil konsentrasjonen av miljøgifter øke nær overflaten, noe som vil medføre at spredningen vil øke med en faktor større enn 5-10x. Dette sees av Figur 35, som viser at konsentrasjonene av PCB i sedimenter med lite bioturbasjon øker sterkt med økende dyp til maksimumskonsentrasjoner ca 5 cm under dagens sediment-vann grenseflate. Dette er innenfor rekkevidde av bioturbasjonen som i indre Oslofjord ofte kan sees ned til 3-5 cm dyp. I forhold til avvikling av kostholdsrådene, som er basert på PCB-innholdet i fisk, vil det derfor være en fordel om oksygenforholdene forble dårlige i ytterligere 10-30 år. I løpet av et slikt tidsrom vil naturlig overdekking med dagens relativt rene partikler medføre at sedimentlagene med høye konsentrasjoner av PCB begravnes til dyp utenfor rekkevidde av de fleste sedimentlevende organismer.

11. Referanser

- Berge, J.A., Rygg, B., Walday, M. 2007. Miljømål Bunnefjorden, Rapport fase 2. NIVA-rapport nr. 5449, 55s.
- Berge, J.A., Magnusson, J., Schøyen, M., Skei, J. 2008a. Undersøkelser av miljøgifter i sedimenter fra Bunnefjorden. NIVA-rapport nr. 5583, 58 s.
- Berge, J.A., Schøyen, M. og Øxnevad, S., 2008b. Supplerende tiltaksovervåking i indre Oslofjord – miljøgifter i blåskjell, fisk og reker. Årsrapport 2007. NIVA-rapport nr 5591 (TA2383/2008), 64s.
- Beyer, F. og Føyn E. 1951. Surstoffmangel i Oslofjorden. En kritisk situasjon for fjordens dyrebestand. *Naturen* nr. 10, 289-306.
- Beyer, F. og Indrehus, J., 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 621/95. Biologisk institutt, UiO. NIVA-rapport l.nr. 3324.
- Bjørndalen K., Bjerkgeng B. og Magnusson J., 2007a. Miljømål Bunnefjorden. Fase 1. Brukerinteresser, tilførsler og forslag til foreløpige miljømål. Notat 27-6-2006, Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport nr 5448.
- Bjørndalen, K., Berge, J.A., Bjerkgeng, B., Rygg, B., Walday, M. 2007b. Miljømål Bunnefjorden – Sammendragsrapport av fase 1 og 2., NIVA-rapport nr. 5450, 19s.
- Bokn T.L. og T.E. Lein 1978. Long-term changes in fucoïd association of the inner Oslofjord, Norway. *Norw. Journal of Botany*. Vol. 25 (1), 9-14.
- Bokn T.L., Murray S.N., Moy F.E., Magnusson J. 1992. Changes in fucoïd distribution and abundance in the inner Oslofjord, Norway: 1974-80 versus 1988-90. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78. Uppsala.
- Buhl-Mortensen L, Aure J, Alve E, Husum K, Oug E, 2006. Effekter av oksygenstokk på fjordfauna. *Fisken og Havet* 3/2006. 108 pp.
- Baalsrud, K., Lystad, J. og Vråle, L. 1986. Vurdering av Oslofjorden. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr 1922. 94s.
- Gran H.H. 1893. Håndskrevne notater om algevegetasjon på Bygdøy i indre Oslofjord.
- Gran H.H. 1897. Kristianiafjordens algeflora. I. Rhodophyceae og Phaephyceae. - *Skrifter. Videnskabs-Selskabet i Christiania. I. Matematisk-Naturvidenskabelig Klasse* 1896 (2): 1-56
- Green, N.W., Ruus, A., Bjerkgeng, B., Håvardstun, J., Schøyen, M., Shi, L., Tveiten, L., Øxnevad, S., 2008. Long-term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal waters. National Comments regarding the Norwegian Data for 2006. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). SPFO-report: 1017/2008. SFT-rapport TA-2371/2008. NIVA report no. 5564-2008. 231 sider.

- Øxnevad, S., 2008: Grenager, B. 1957. Algological observations from the polluted area of Oslofjord. *Nytt Mag. Bot.* 5, 41-60.
- Knutzen, J., Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygård, T., Savinova, T., Skåre, J.U., Aanes, K.J., 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna - inkludert Arktis og Antarktis. Utredning fra DN nr. 1999-5, ISBN 82-7072-329-0, 235s.
- Klavestad, N. 1967. Undersøkelser over benthos-vegetasjonen i indre Oslofjord i 1962-1965. Oslofjordprosjektet, NIVA delrapport nr. 9.
- Konieczny, R. 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. NIVA rapport L nr 3094 (TA nr 1074/1994), 134s.
- Løvstad, Ø., 2008. Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Karakterisering, økologisk status og fosfortilførsler. Dr. Phil Øivind Løvstad, Limno-Consult, Ole Messeltsv. 34 a, 0676 OSLO
- Løvstad, Ø., 2008b. Excel-ark med oversikt over tilførsler: BUN-Ptilførsler-08-21.9.xls
- Magnusson, J., Bokn, T., Moy, F., Pedersen, A., Larsen, G., 1992. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1991. Norsk institutt for vannforskning. Rapport I. nr OR-2722. 116 s.
- Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjøsæter, J. (HFF), Johnsen, T., Lømsland, E., Schram, T. (UiO), Solli, A. (HFF), 2001. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord i 2000. (Fagrådsrapport nr. 85). Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport I. nr OR-4387. 86 s.
- Magnusson, J., Andersen, T. (UiO), Amundsen, R. (UiO), Bokn, T., Berge, J.A., Gjøsæter, J. (HFF), Johnsen, T., Kroglund T., Lømsland, E., Solli, A. (HFF), 2003. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2002. Fagrådsrapport nr. 91. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport I. nr OR-4693. 83 s.
- Magnusson, J., Andersen, T., Amundsen, R., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Paulsen, Ø., Schøyen, M. 2005. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2004. NIVA rapport nr. 5024, 89s.
- Magnusson, J., Andersen, T. (UiO), Amundsen, R. (UiO), Berge, J., Bjerkeng, B., Gjøsæter, J. (HFF), Hylland, K., Johnsen, T., Lømsland, E., Paulsen, Ø. (HFF), Ruus, A., Schøyen, M., Walday, M., 2006. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 2005. NIVA. Rapport I. nr OR-5242. 102 s.
- Molvær J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997.
- Moy, F., Bekkby, T., Cochrane, S., Rinde, E. og Voegelé, B., 2003. Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettverk. Fou-opdrag tilknyttet EUs rammedirektiv for vann. NIVA-rapport 4731-2003, 90 sider.
- Nilsson, H.C., 2008. Kartlegging av bløtbunn med sedimentprofilbilder (SPI) i Bunnefjorden 2008. NIVA-rapport, LNR- XXXX, in prep.

- Olsgard F, 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnsfauna 1993. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 622/95. TA nr. 1258/1995. Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo. 106 s.
- Rueness, J. 1973. Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special references to *Ascophyllum nodosum*. Helgoländer Meeresunters. 24: 446-454.
- Ruus, A., Aarre, I., Hylland, K., 2009. Bioakkumulering av sedimentassosiert PCB i torsk – Direkte eksponering og eksponering gjennom næringskjeden. NIVA rapport under utarbeidelse.
- Schaanning, M.T., A. Helland, O. Lindholm, H.C. Nilsson, C. Vogelsang, 2006. Miljøgiftregnskap for tiltaksområder i Oslo Havn. NIVA rapport LNR 5154-2006. 39s.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. By: Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 pp.
- SFT, 2004. Veileder for håndtering av forurensede sedimenter. TA1979/2004, 58s.
- SFT, 2007a. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sediment, TA-2229/2007, 10s.
- SFT, 2007b. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. TA 2230/2007, 65s.
- Simmons, HG., 1898. Algologiska notiser. II Einige Algenfunde bei Drøbak. *Bot.Not. 1898*: 117-123.
- Skei, J. og H.C.Nilsson, 2008. Kjemiske analyser av sedimentkjerner i deponiområdet ved Malmøykalven og randområdene. NIVA rapport, LNR 5614- 2008, 54 pp.
- Sundene O. 1953. The algal vegetation of Oslofjord. *Skr.Nor.Vidensk.Akad.I.Mat.Nat. Kl. 1953*, 2: 1-245.
- Walday, M., Fleddum, A. (UiO), Lepland, A. (NGU), 2005. Kartlegging av marint biologisk mangfold i indre Oslofjord - Forprosjekt. NIVA. Rapport l. nr OR-5097.
- Wollebæk, 1906. Nogle statistiske oplysninger om fisket efter dybvandsræger (*Pandalus borelais*) i Kristianiafjorden indenfor Drøbak

Vedlegg A. Beregning av konsentrasjoner for næringsalter etter gjennomføring av tiltak ut fra tidligere modellscenarier fra fase 1

I kapittel 4.3 er det satt opp to alternative situasjoner etter gjennomføring av tiltak, som grunnlag for å estimere konsentrasjoner i vannmassene basert på tidligere modellscenarier fra fase 1. Resultatet er gitt i kapittel 4.5. Nedenfor beskrives hvordan konsentrasjonene er beregnet.

De situasjonene er:

1. En situasjon hvor det bare gjøres lokale tiltak i vannforekomstene til Bunnefjorden og Bunnebotn, slik at overflatetilførslene derfra halveres,, med alle andre forhold uendret.

Da vil fosforutslippene til fjorden ligge omtrent midt mellom modellscenario a (dagens utslipp) og b (ingen lokale overflateutslipp til Bunnefjorden, andre forhold uendret).

For å estimere virkningen i fjorden kan det da være rimelig å lineærinterpolere for å beregne konsentrasjoner i vannmassene. Det resulterer i verdier midt mellom det de to modellscenariene a og b gir, dvs.

$$C_1 = (C_a + C_b)/2$$

2. En situasjon hvor det antas at omtrent tilsvarende tiltak på fosforutslippene gjennomføres også på overflateutslippene til resten av indre Oslofjord, dvs. at alle overflateutslipp innenfor Drøbak reduseres med 50 %.

Det betyr en situasjon som ligger mellom modellscenario a (dagens utslipp) og c (alle overflateutslipp redusert til 20 %). Hvis det antas at konsentrasjoner i vannmassene også da varierer tilnærmet lineært med utslipp for variasjonsområdet mellom a og c , kan konsentrasjonene i en situasjon med 50 % reduksjon i hele fjorden da finnes ved å interpolere mellom konsentrasjonene for scenario a og c etter en formel

$$\frac{(C_a - C_2)}{100 - 50} = \frac{(C_a - C_c)}{100 - 20}$$

Når den løses mhp. C_2 får vi:

$$C_2 = (C_a \cdot 3/8 + C_c \cdot 5/8)$$

Vedlegg B. Kort om SFTs veileder for risikovurdering av forurenset sediment

Risikoveilederen (SFT TA 2230/2007) er ment å skulle brukes til å bedømme risiko fra sedimentene i deres nåværende tilstand, og benyttes fortrinnsvis i forbindelse med beslutning om miljøtiltak i sedimentene i fjord- og kystområder, inkludert havner. Den er et hjelpemiddel for å avgrense og differensiere sedimentområder når det skal utarbeides konkrete planer før en eventuell opprydding og er således ett ledd i saksgangen for opprydding i forurensete sediment. Risikovurderingen gjøres trinnvis (3 trinn) der hvert trinn er mer arbeidskrevende, men gir økt lokal forankring og økt sikkerhet i konklusjonene. Dette hindrer at unødig innsats brukes på områder som utgjør en ubetydelig risiko for miljøet, og hindrer at områder som utgjør en betydelig risiko blir friskmeldt innledningsvis.

Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter, ikke risiko for human helse. Den delen av trinn 1 som omhandler risikovurdering av miljøgiftkonsentrasjonene er gjort for 17 sedimentstasjoner i Bunnefjorden. Toksisitetstestene som inngår i trinn 1 er imidlertid ikke gjort og heller ikke trinn 2 og 3.

Trinn 2 er en mer omfattende risikovurdering og har som mål å fastslå om risikoen for skade på miljø eller helse forbundet med sedimentene der de ligger er akseptabel, eller om man må vurdere tiltak. Vurderingen gjøres ut fra miljøgiftenes mobilitet og fra stedlige forhold. Trinn 2 omfatter tre sider av risikobildet:

- Risiko for spredning av miljøgifter
- Risiko for human helse
- Risiko for økosystemet

Tolkning og vektlegging av delresultatene fra Trinn 2 vil være avhengig av miljømålet for området samt nåværende og planlagt bruk.

Trinn 3. Hvis Trinn 2 viser at risikoen fra sedimentene er uakseptabel, kan man velge å gjøre en tiltaksvurdering, eller å øke sikkerheten av resultatene i Trinn 2 ved å gjennomføre Trinn 3. Strukturen og målsetningen for Trinn 3 er i utgangspunktet som i Trinn 2, og konklusjonene brukes på samme måte, men vurderingen i Trinn 3 er bedre forankret i lokale forhold og gir et sikrere beslutningsgrunnlag for evt. tiltak