



Overvåking av Indre Oslofjord i 2012



**Tittel:**

Overvåking av Indre Oslofjord i 2012

NIVA rapport l.nr. 6533-2013

ISBN 978-82-577-6268-1

Prosjekt nr. 0-12052

Forfattere:

John Arthur Berge
Rita Amundsen
Lene Fredriksen
Birger Bjerkeng
Janne Gitmark
Tor Fredrik Holt
Sigrid Haande
Ketil Hylland
Torbjørn M. Johnsen
Tone Kroglund
Anna Birgitta Ledang
Andrea Lenderink
Evy R. Lømsland
Thomas Rohrlack
Kai Sørensen
Cathrine Wisbech

Kvalitetssikring:

Morten Schaanning/Torgeir Bakke
Kristoffer Næs

Fagområde:

Marine miljøgifter

Geografisk område:

Oslo
Akershus
Buskerud

Oppdragsgiver:

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i Indre Oslofjord

Layout og trykk:

CopyCat AS

Forsidefoto:

Jan Magnusson, NIVA

Utgitt 29. mai 2013

Forord

Rapporten gir en kort oversikt over resultatene fra overvåkingen foretatt for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord i 2012. En mer utfyllende presentasjon av resultatene er gitt i en vedleggsrapport (NIVA rapport l.nr.6534-2013). Undersøkelsene omfatter fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Overvåkingen i 2012 ble gjennomført av NIVA i samarbeid med Universitetet i Oslo.

Oslo 29/5-2013

John Arthur Berge
Prosjektleder

Morten Schaanning
Forskningsleder

Kristoffer Næs
Forskningsdirektør

Hovedkonklusjon

Indre Oslofjord er et innelukket område på ca. 190 km² som kommuniserer med området utenfor gjennom det ca. 1 km smale Drøbaksundet som har en terskel på ca. 20 m dyp. Pga. fjordens innelukkede karakter vil utslipp til fjorden kunne medføre uønskede effekter, eksempelvis som overgjødning (ved tilførsler av næringsalter) eller skadelige effekter på organismer (ved tilførsler av miljøgifter). Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, særlig fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningsøkning i fremtiden med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre.

De lokale tilførslene av næringsalter via kommunalt avløpsvann til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden 1985. Tilførslene nådde et minimum i 2003, men har siden økt noe, også fra 2010 til 2011.

Fjordens miljø har blitt stadig forbedret i takt med økende rensing av avløpsvannet, sanering av utslipp og tiltak gjennomført for å redusere overløpsutslippene og andre tilførsler. Kapasiteten på anleggene for rensing av kommunalt avløpsvann er imidlertid i ferd med å bli sprengt, og det trengs store utbygginger for å møte fremtidens avløpsutfordringer.

Det ble observert en relativt god dypvannsfornyelse i Vestfjorden vinteren 2012, og oksygenkonsentrasjonene i dypvannet kom opp i 5,5 ml/l i april med innslag av gammelt vann med mindre enn 4 ml/l på mellomdyp. Utover sommeren og høsten sank imidlertid oksygenkonsentrasjonen noe. Nivået kom i oktober så vidt under 2 ml/l i dypvannet ved Steilene for deretter å øke frem mot desember. Det var liten dypvannsfornyelse i Bunnefjorden i 2012, og oksygenkonsentrasjonen sank jevnt utover våren og sommeren. På 150 m dyp var det litt sulfidutvikling frem til august. I oktober var det igjen oksygen på alle dyp i Bunnefjorden, men stort sett i lave konsentrasjoner som f.eks. 0,2 - 0,5 ml/l dypere enn 90 m.

Siktdyp er et mål for vannets «grumsethet». Midlere siktdyp var i 2012 høyere enn normalt på alle de 6 hovedstasjonene i fjorden, sammenlignet med årene etter 2000. Resultatene viser at overflatelaget i fjorden har blitt suksessivt mindre «grumset» i løpet av de siste fire tiår.

Mengden av planteplankton i fjordens overflatevann var i 2012 omtrent som i 2011 og nær gjennomsnittet for tidligere år.

I 2012 og 2011 ble det funnet mye reker i Lysakerfjorden sammenlignet med tidligere. Registreringene viser likevel at det totale antall individer og arter av reker observert lenger ute i fjorden var lavt begge årene. Det er fortsatt en viss bekymring knyttet til det lave arts- og individantallet i den ytre del av Indre Oslofjord.

Horisontalutbredelsen av tang viste store endringer de siste årene i form av en positiv utvikling i nordre del av Vestfjorden og Bunnefjorden, og negativ utvikling i sørlige deler av Vest-

fjorden og Drøbak-området. De største endringene er knyttet til gjelvtang. Siden undersøkelsene i 1981 er det observert en tendens til at de større tangartene kan vokse dypere, noe som indikerer bedre forhold i overflatevannet.

Kjemiske stoffer som slippes ut i miljøet kan påvirke helsen til marine organismer. Analyse av biomarkører benyttes til å kvantifisere ulike sider ved helsetilstanden. Biomarkørundersøkelsene viste at torsk i Indre Oslofjord er mer påvirket av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH) og trolig også PCB enn torsk innsamlet i Ytre Oslofjord. Analysene tyder heller ikke på at PCB-nivåene i fisk er på vei ned.

Det ble også observert mer DNA-skader på fisk fra Indre Oslofjord enn i fisk fra Ytre Oslofjord. Målinger av en biomarkør for blyeksponering tyder på at det ikke har vært noen forskjell i blyeksponeringen mellom torsk fra Indre Oslofjord og Ytre Oslofjord de siste årene. Data antyder at fisk fra Ytre Oslofjord eksponeres mer for organofosfater og karbamater (pestisider; insektmidler) enn fisk fra indre fjord.

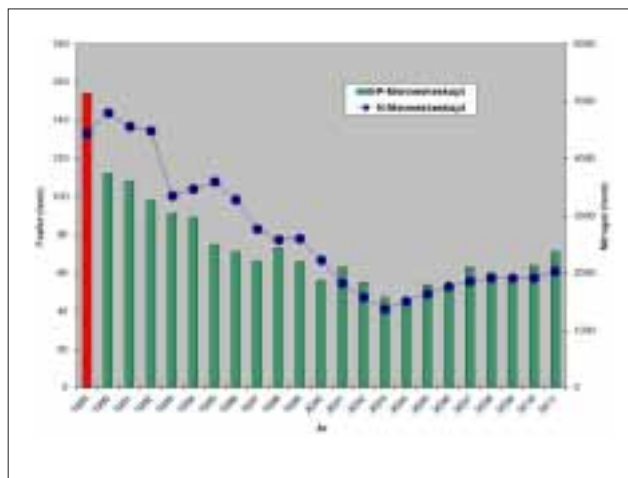
Det foreligger et forslag om å bruke overskuddsmassene fra byggingen av Follobanene til å lage en kunstig øy i Bunnefjorden. En slik øy vil danne en «undervannsfylling». Det opprinnelige bunnområdet endrer karakter fra et naturområde til et område som er preget av menneskelig påvirkning og vil være synlig ved undervannsinspeksjon i all overskuelig fremtid. Over tid vil imidlertid fyllingen rekoloniseres av alger og dyr. Forutsetningen for eventuelt å anlegge en kunstig øy bør være at den skal representere en berikelse for fjordmiljøet og brukerne av fjorden, og samtidig i tilstrekkelig grad ivareta hensynet til eksisterende dyre- og plantesamfunn. For å spare en viktig del av fjordens økosystem bør en ved anleggelse av en slik kunstig øy i Bunnefjorden ikke velge områder som allerede utgjør et grunnområde.

Innledning

Indre Oslofjord er en innelukket fjord på ca. 190 km² som kun kommuniserer med området utenfor gjennom det ca. 1 km smale Drøbaksundet som har en terskel på ca. 20 m dyp. Pga. fjordens innelukkede karakter vil utslipp til fjorden fort kunne medføre uønskede effekter i fjorden, eksempelvis som overgjødning (ved tilførsler av næringsalter) eller ved uønskede forurensningsnivåer og effekter på organismer (ved tilførsler av miljøgifter). Dette er påvirkninger som fremdeles er aktuelle, særlig fordi områdene rundt Indre Oslofjord har hatt og ventes å få en betydelig befolkningsøkning i fremtiden med de økede tilførslene som dette vil kunne medføre. Utviklingen av fjordnære boområder (fjordbyen) stiller også økende krav til vannkvalitet; ja selv i havneområdene er det ønske om badevannskvalitet. Befolkningsøkningen vil trolig gi øket konkurranse om bruken av Indre Oslofjord og de økosystemtjenester og bruksformer som fjorden potensielt kan gi. Noen av de tjenestene/bruksformene som er relevante er: friluftsliv, naturopplevelse, fritidsfiske, kommersielt fiske, båt og strandliv, båtsport, båthavn, resipient for utslipp, deponiområde, kommunikasjon/transport (ferger), kjølevannsinntak, inntak av vann til varmepumpe.

Overvåkingen av Indre Oslofjord er et redskap for å kontrollere fjordens tilstand. Overvåkingen gjør det mulig å følge med på om forholdene i fjorden er i bedring eller forverring og vil også gi en indikasjon på hvilke økosystemtjenester fjorden kan gi. Overvåkingen gir også mulighet til å avklare om det er behov for tiltak for å bedre miljøsituasjonen i fjorden. Gjennomføres forbedrende tiltak, vil overvåkingen også kunne fastslå i hvilken grad en oppnår den ønskede effekten i fjorden. Overvåking blir derfor et viktig redskap for å opprettholde og helst forbedre fjordens miljøkvalitet i en tid hvor tilstanden trues av økende tilførsler fra en befolkning i vekst.

Overvåkingen av Indre Oslofjord har siden starten i 1973 vært konsentrert om å følge eventuelle forbedringer i fjordens miljø etter gjennomførte tiltak for å redusere tilførslene av næringsalter (nitrogen og fosfor) og organisk stoff, dvs. stoffgrupper som bidrar til overgjødning og eutrofieringseffekter. De lokale forurensningstilførslene til Indre Oslofjord har blitt betydelig redusert siden midten av 1970-tallet, men har siden økt noe, også fra 2010 til 2011 (**Figur 1**).



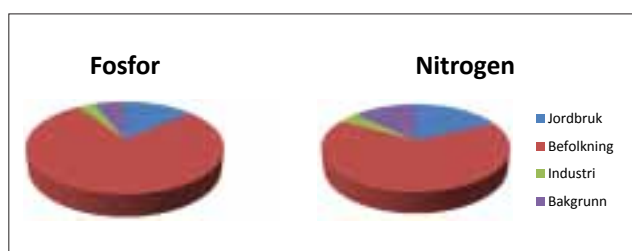
Figur 1. Menneskeskapt tilførsel av fosfor og nitrogen (tonn/år) 1990-2011 sammenlignet med tilførslene i 1985. Reduksjonen var omtrent 70 % i 2003 men har blitt noe mindre i de senere år.

Mesteparten av tilførselene av næringssalter til Indre Oslofjord er menneskeskapt og stammer fra befolkningen (**Figur 2**).

Selv om overgjødning har vært et hovedtema i overvåkingen har etter hvert også miljøgiftproblematikk blitt en del av programmet. I tillegg til annen overvåking ble det i 2012 gjennomført arbeid for å få en oversikt over de totale tilførselene av miljøgifter til Indre Oslofjord. En sammenstilling av disse undersøkelsene er planlagt gjennomført i 2013.

Overvåkingens hovedprogram er årlig. Hovedstasjoner for overvåkingen ses i **Figur 3**.

Overvåkingen av Indre Oslofjord i 2012 ble som tidligere år gjennomført av Norsk institutt for vannforskning i samarbeid med Biologisk institutt (nå Institutt for biovitenskap) ved Universitetet i Oslo (UiO).



Figur 2. Relativ fordeling av nitrogen og fosfor til Indre Oslofjord (data fra 2011).



Figur 3. Stasjoner i Indre Oslofjord i 2012.

Det gjennomføres 6 hovedtokt pr år, supplert av et mer begrenset tokt i januar og ukentlige sommertokt i juni-august. Ved hovedtoktene registreres oksygenforhold og næringssaltinnhold på utvalgte dyp fra overflaten til bunnen på tre hovedstasjoner (Ep1 i Bunnefjorden, Dk1 i Vestfjorden og Im2 i Drøbaksundet). Oksygenforhold på utvalgte dyp måles på ytterligere 6 stasjoner. På alle stasjoner måles siktdyp som mål på partikkelinnholdet i overflatelaget, og på de fleste stasjonene også klorofyllinnhold og næringssalter i overflaten. På de ukentlige toktene om sommeren og på januartoktet observeres overflatevannets kvalitet i form av siktdyp, planteplankton og næringssalter på et antall stasjoner.

På alle stasjoner registreres også dypprofiler av vanntemperatur og saltholdighet. Dette er avgjørende for å kunne forstå og beregne vannutveksling, vertikal blanding og dypvannsutskiftninger, tolke data for næringssalter og oksygen og dessuten for å følge med på en eventuell langsiktig, klimagenerert utvikling i fjorden.

Forholdene i fjordens overflatevann observeres også med et automatisk måle- og prøvetakingssystem ombord i fergen Color Fantasy, som passerer Vestfjorden annenhver dag året rundt. Systemet pumper inn vann fra 4 m dyp gjennom et hull i fergens skrog og måler kontinuerlig klorofyll-a som mål for algetetthet, turbiditet som mål på partikkelmengden, samt temperatur, saltholdighet og oksygen. I tillegg til slike kontinuerlige målinger kan systemet ta vannprøver automatisk for senere analyse av næringssalter og planteplankton. Slike prøver ble i 2012 tatt 22 ganger ved passering av Vestfjorden i nærheten av stasjon Dk1 (se **Figur 3**).

Hver høst gjennomføres sledetrekking på bunnen i de ulike delene av fjorden for å kartlegge forekomsten av reker i fjorden. Fangstene brukes som et mål på miljøtilstanden i dypvannet.

Programmet omfatter også undersøkelser hvor målsetningen har vært å følge eventuelle effekter av miljøgifter på torsk i Indre Oslofjord samt å kartlegge forekomsten av ulike fiske-slag.

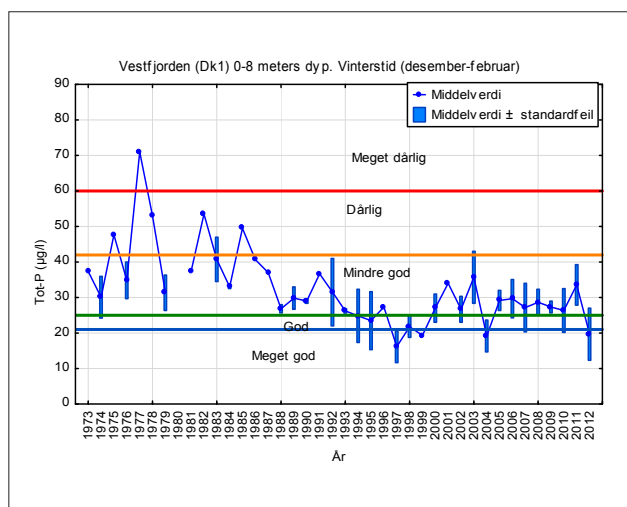
Oppblomstringen av blågrønnalger i Årungen sommeren 2007 førte til en transport av algene til Bunnebotn innerst i Bunnefjorden, og det ble advart mot bading i fjordområdet da algegiftnivået var over anbefalt grense. I perioden 2008-2012 har det blitt foretatt en løpende overvåking av blågrønnalger i Årungen for å kunne advare mot bading når giftnivået eventuelt blir for høyt.

For å følge med en langsiktig klimautvikling i fjorden ble kontinuerlige observasjoner av temperaturen i fjordens overflatevann påbegynt i 2008. Observasjoner blir tatt en gang pr. time i Bunnefjorden og Drøbaksundet (Biologisk stasjon) på ca. 1 meters dyp. Temperaturen i fjordens dypvann følges ved de ordinære toktene i fjorden, både de 6 hovedtoktene og de ukentlige sommertoktene.

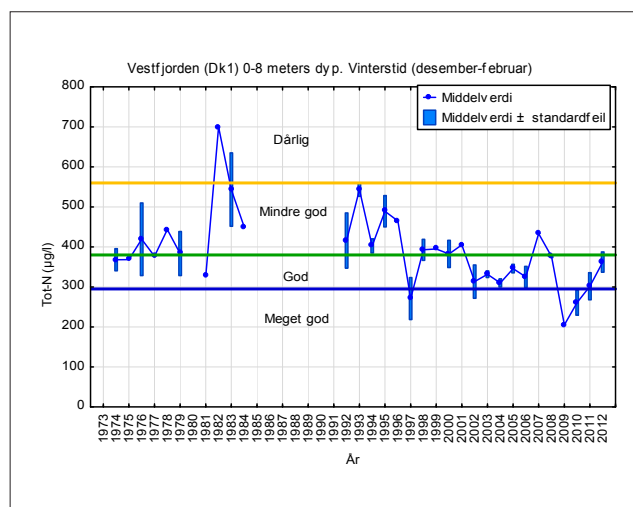
Programmet omfatter en viss beredskap for varsling av ekstreme hendelser i fjorden. Foranledningen var en algeoppblomstring/skumdannelse i fjorden sommeren 2009, som skapte mye medieoppstyr og spørsmål til miljøansvarlige i kommuner og fylke. Hendelsen synliggjorde at det også sommerstid er behov for en viss prøvetakings-/analyseberedskap og tilgang på fagkunnskap om forholdene i fjorden slik at basisbehovene for informasjon om hendelser i fjorden kan dekkes. I forbindelse med beredskapen er Skjærgårdstjenesten involvert. I 2012 ble det registrert to slike hendelser (23. mai og 10. juli) i Bekkelaget/Katten området. I tillegg fant det sted et uhellsutslipp av kloakk til Akerelva den 27. juni. I perioden 19. - 22. november mottok også fjorden et uhellsutslipp av kloakk fra Bekkelaget renseanlegg. Hendelsene i mai bestod av ansamling av pollen og trådformede alger i overflatevannet. Hendelsen i juli bestod av brunt vann med større hvite «bomullsaktige» partikkelansamlinger i vannet. I tillegg til de mer rutinemessige delene av programmet gjennomføres også spesielle undersøkelser etter behov. I 2012 ble det gjennomført «spesialundersøkelser» rettet mot å avklare om det har skjedd langsiktige endringer i brunalgers horisontalutbredelse og nedre voksegrense. I 2012 fortsatte også arbeidet med kartleggingen av grunntvannssamfunnene i Bunnefjorden slik at en kan videreføre utarbeidelsen av biogeografisk kart over de ulike naturtyper i områdets strandsoner.

Miljøet i Indre Oslofjord blir stadig bedre, men befolkningstilveksten truer og Bunnefjordens dypvann har på ny et lavt innhold av oksygen

De lokale forurensningstilførslene av nitrogen og fosfor via kommunalt avløpsvann til Indre Oslofjord ble betydelig redusert fra 1985 og nådde et minimum i 2003 (**Figur 1**) for deretter å øke noe, også fra 2010 til 2011 (data for 2012 foreligger foreløpig ikke). Næringssaltreduksjonen frem til 2003 er i hovedsak en følge av bedre rensing på renseanleggene. Siden høsten 2001 har det vært kjemisk/biologisk rensing på de tre store anleggene – VEAS (1995/96), Nordre Follo (1997) og Bekkelaget renseanlegg (2001). Renseanleggenes beliggenhet ses i **Figur 3**. Arbeidet med bedre rensing av kommunalt avløpsvann har imidlertid vært en fortløpende prosess siden midten av 1970-tallet. Byggingen av "Midgardsormen" som nå er i gang representerer et nytt tiltak som skal hindre at forurenset avløpsvann fra overløp renner ut i Oslofjorden etter langvarig eller kraftig nedbør. Anlegget vil også redusere tilførslene fra akuttutslipp og utslipp via feilkoblinger på avløpsnett.



Figur 4. Vinterobservasjoner av Tot-P i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp for perioden 1973-2012. Det er først beregnet middelverdi over dyp for hver dato, deretter er gjennomsnitt over datoene innenfor hver vinterperiode beregnet. Årstall gjelder månedene januar og februar, men hver vinterperiode omfatter også data fra desember året før. Mengden av data bak hvert gjennomsnitt vil variere noe fra år til år. Verdiene fra enkelte år kan avvike sterkt som følge av lokale flommer, varierende grad av algeoppblomstring, eller varierende tidspunkt for dypvannsfornyelse. De høyere konsentrasjonene i 2003 er eksempelvis dypere "gamelt" vann som ble løftet opp til overflaten ved en vannfornyelse. Utviklingen er sammenlignet med Klima- og forurensningsdirektoratets sitt miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. I perioden 1970-1985 var tilstanden ofte dårlig/meget dårlig. Siden da har det skjedd en klar bedring; de siste 20 år har tilstanden stort sett variert fra meget god/god til mindre god.



Figur 5. Vinterobservasjoner av Tot-N i Vestfjorden (Dk1) i 0, 4 og 8 meters dyp 1973-2012. For detaljert forklaring, se **Figur 4**. Utviklingen er sammenlignet med Klifs miljøklassifiseringssystem for vannkvalitet. Det er ingen helt klar endring i vannkvaliteten over tid, men likevel en indikasjon på bedring ved at mange av årene fram til år 2001 ligger i området mindre god/dårlig, mens dette bare forekommer for ett år etter 2001. De to laveste verdiene i hele serien finnes innenfor de siste tre år, men det er for tidlig å si om dette er tegn til en varig bedring til overveiende meget god tilstand.

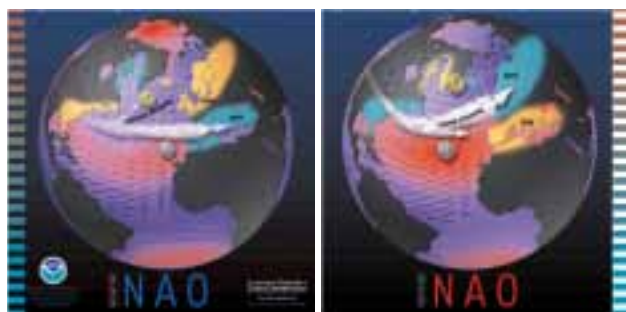
Reduserte tilførsler har gitt lavere næringsstoffs-konsentrasjoner i fjorden. Konsentrasjonen av totalfosfor og totalnitrogen i overflatelaget gir et godt bilde av hvordan menneskeskapte tilførsler til overflatelaget har endret seg. Konsentrasjonen av spesielt fosfor (**Figur 4**), men også nitrogen (**Figur 5**) viser tegn til reduksjon siden begynnelsen av 1980-tallet.

Kvaliteten har siden da variert fra mindre god til meget god, mens totalfosfor tidligere varierte mellom meget dårlig og mindre god og totalnitrogen mellom dårlig og god.

Fjordens miljø har blitt stadig forbedret i takt med økende rensing av avløpsvannet, sanering av utslipp og tiltak gjennomført for å redusere overløpsutslippene. Kapasiteten på renseanleggene er imidlertid i ferd med å bli sprengt og det trengs store utbygginger for å møte fremtidens avløpsutfordringer.

Frem til begynnelsen av 1980-tallet ble mesteparten av avløpsvannet sluppet ut til fjordens overflatevann, mens det i økende grad etter 1980-tallet har blitt tilført til fjordens mellomlag (30-50 meters dyp) og dermed i mindre grad enn tidligere kommer i kontakt med den del av vannsøylen der fotosyntesen kan foregå. Dette bidrar til at overgjødningseffekten som gir overproduksjon av planteplankton reduseres.

Den direkte og indirekte effekten av redusert lokal belastning av næringsstoffer er mindre intense planteplanktonoppblomstringer, klarere overflatevann samt mindre organisk belastning på de dypere vannmassene. Dette reduserer oksygenforbruk og gir bedre oksygenforhold (når planktonet dør og synker ned i dypet brytes det ned under forbruk av oksygen). I Vestfjorden har derved også oksygeninnholdet økt signifikant. I Bunnefjorden var det i deler av 2010 og i hele 2011 relativt gode oksygenforhold i bunnvannet, men dette endret seg til det verre i 2012.



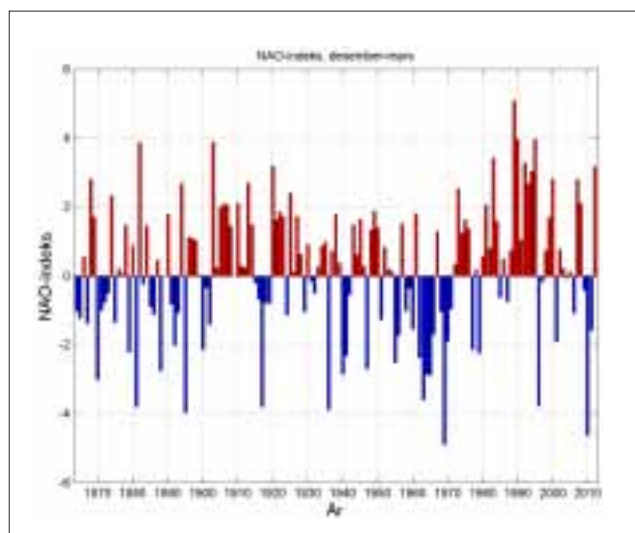
Figur 6. Den Nordatlantiske svingningen (NAO-indeksen), er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Lisboa, Portugal and Stykkisholmur/Reykjavik. (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu> \ NAO av Martin Visbeck, Columbia University).

Befolkningsveksten rundt Oslofjorden og eventuelle klimaendringer er en utfordring og betyr at selv bare for å opprettholde dagens tilstand i fjorden så må renskapasiteten og rensesgraden totalt sett trolig økes. Bl.a. kan det tenkes økt oksygenforbruk i dyplagene pga. høyere temperatur i det vannet som strømmer inn i fjorden ved dypvannsutskiftninger.

North Atlantic Oscillation (NAO) Index (**Figur 6 og 7**) gir informasjon om værforhold som igjen påvirker graden av dypvannsfornyelse i Indre Oslofjord. Positiv indeks (**Figur 7**) fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og sørlige vinder er vanlige, mens negativ indeks gir vinter med kald og tørr luft og større frekvens av nordlige vinder. Lengre perioder med sterke nordlige vinder genererer dypvannsfornyelse i fjorden. NAO-indeksen for vinteren 2012 var sterkt positiv, etter tre foregående år med negativ indeks (**Figur 7**), og det skulle bety at de meteorologiske forholdene ikke har ligget til rette for en god dypvannsfornyelse vinteren 2012.

Nedbøren var omtrent som normalt i januar, adskillig lavere enn normalt i februar og mars og mye høyere enn normalt i april (**Figur 8**). Både sommeren og høsten 2012 var til dels preget av mye nedbør med spesielt mye nedbør i juli og november, men også mer enn normalt i juni og oktober. De andre månedene var mer normale. For året som helhet var det 27 % mer nedbør enn normalt, for perioden juni-august ca. 45 % over normalen.

Lufttemperaturen var høyere enn normalt i de tre første månedene av året, og særlig mars var betydelig varmere. Resten av året varierte månedsmidlene rundt normalverdier for det meste uten store avvik fra normalen, men november var betydelig varmere og desember noe kaldere enn normalt.



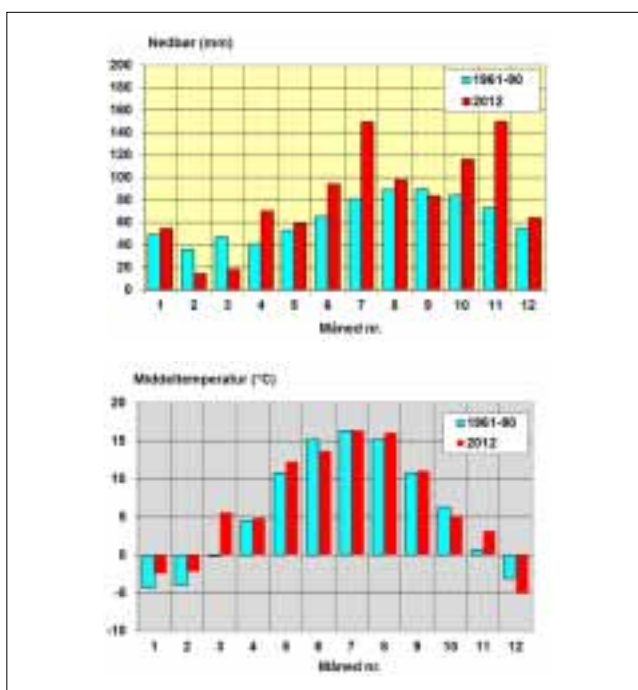
Figur 7. North Atlantic Oscillation (NAO) Index fra 1864 til 2012 med middelvei fra desember til mars. NAO-index er basert på differansen av normalisert havnivå trykk mellom en fast målestasjon i Lisbon, Portugal, og en fast målestasjon i Reykjavik, Island. (Kilde: <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell>).

I Vestfjorden har det siden 1989 generelt vært høyere dypvannstemperaturer enn de foregående årene (**Figur 9**). De kalde vintrene i 2010 og 2011 gjorde at temperaturen sommeren 2011 kom ned på et lavt nivå sammenlignet med det som var vanlig i 1930-90 (**Figur 9**), men i løpet av 2012 har temperaturen igjen økt, og er nå omtrent som vanlig for perioden etter 1989. En lignende episode med lav temperatur som den i 2011 forekom også i 1995.

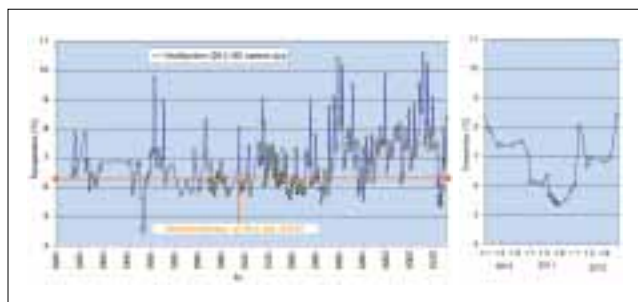
Til tross for en positiv NAO-indeks, har det i Vestfjorden isolert sett vært en relativt god dypvannsfornyelse vinteren 2012 og oksygenkonsentrasjonene i dypvannet kom opp i underkant av 5 ml/l i april, men med innslag av gammelt vann med mindre enn 4 ml/l på mellomdyp. Utover sommeren og høsten sank konsentrasjonen i alle bassengene, og kom så vidt under 2 ml/l i dypvannet ved Steilene (Dk1) i Vestfjorden (se bilde 7 i **Figur 10**). I oktober var det allerede kommet inn noe nytt vann i Vestfjorden ved Langåra

(Fl 1, se bilde 7 i **Figur 10**), og vannutskiftningen fortsatte fra oktober til desember slik at dypvannskonsentrasjonen igjen kom opp i over 4 ml/l.

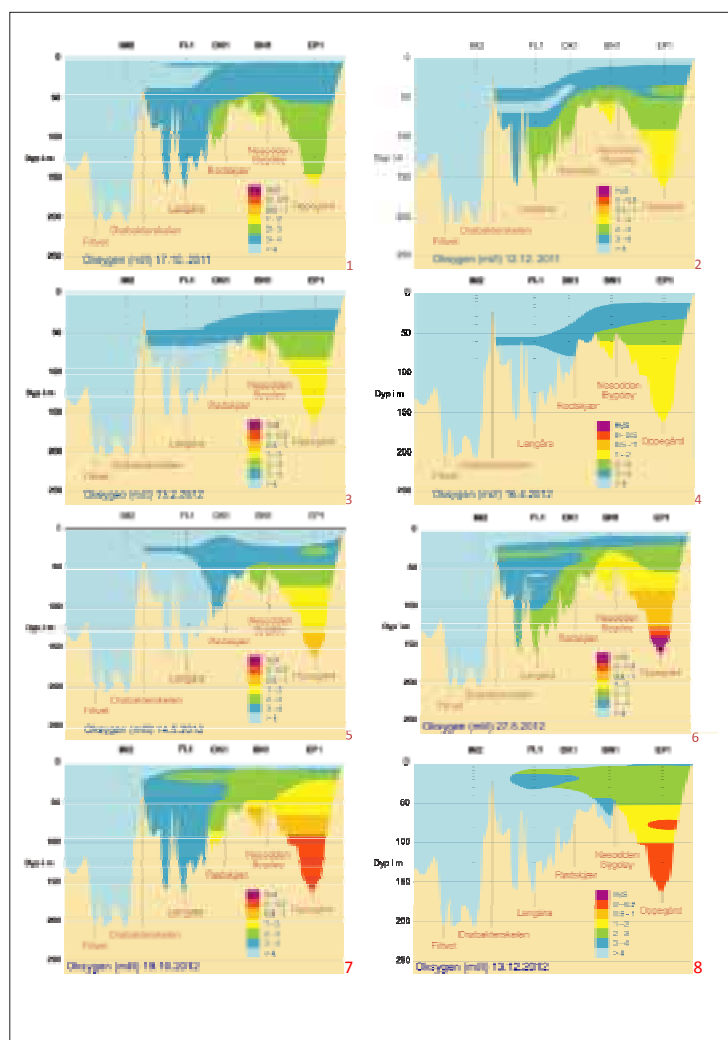
I Bunnefjorden er det ikke like hyppig vannutskiftning som i Vestfjorden og det ble ingen dypvannsfornyelse i 2012. Oksygenkonsentrasjonen sank jevnt utover våren og sommeren, med litt sulfidutvikling på 150 m dyp frem til august (Ep 1, se bilde 6 i **Figur 10**). I oktober var det igjen oksiske forhold på alle dyp, men stort sett med lave konsent-rasjoner, i området 0,2 til 0,5 ml/l, dypere enn 90 m (Ep 1, se bilde 7 i **Figur 10**). Dette skyldes antagelig en vertikal-blanding innenfor bassengvannet mer enn en innstrømning av nytt vann. I mellomdyp i Bunnefjorden viser desemberdata (se bilde 8 i **Figur 10**) spor av fornyelse ved innstrømning gjennom økte oksygenkonsentrasjoner, over 2 ml/l, ned til 50 m dyp.



Figur 8. Nedbør og temperatur ved Blindern, Oslo, i 2012 sammenlignet med normalen 1961-1990 [Data fra klima.met.no]. Nedbør: Sum av døgnverdier. Temperatur: Homogeniserte månedsmidler.

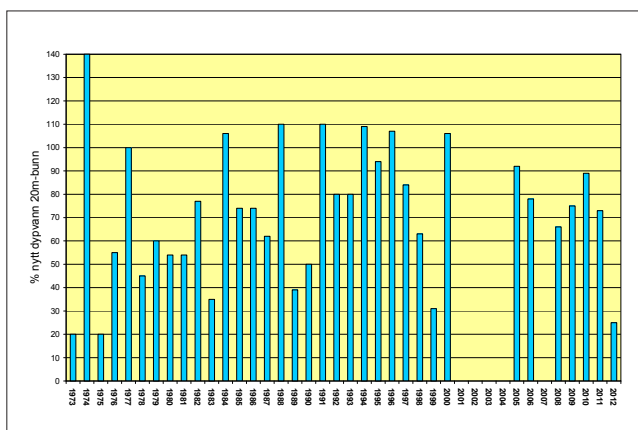


Figur 9. Temperaturen på 80-90 meters dyp i Vestfjorden (Dk1). Siden 1989 har temperaturen i dypvannet ofte vært høy sammenlignet med tidligere observasjoner. I 2011 var temperaturen i en periode nede på linje med det laveste som har vært målt tidligere, men i 2012 har den igjen økt til relativt høye verdier. Detaljfiguren til høyre viser at temperaturen var spesielt høy både i februar og i desember.



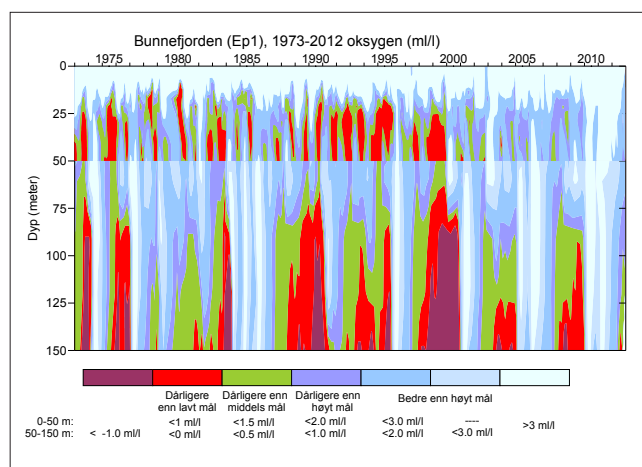
Figur 10. Oksygenvariasjonen i Indre Oslofjord fra oktober 2011 til desember 2012.

Dypvannsfornyelsen i Indre Oslofjord var i 2012 lav i forhold til de fleste tidligere år (**Figur 11**). Hovedutskiftningen i 2012 kom i februar (sannsynligvis i måneden før toktet - fra midten av januar) og litt nytt vann ble også tilført Bunnefjorden på 40 til 50 meters dyp (bilde 3 i **Figur 10**). Frem til apriltoktet hadde ytterligere vann blitt tilført Vestfjorden, men ikke trengt inn i Bunnefjorden (bilde 4 i **Figur 10**). Totalt sett ble bare ca. 25 % av vannet mellom 20 m og bunn fornyet i fjorden innenfor Drøbak mellom oktober 2011 og april 2012 (**Figur 11**), og hoveddelen av fornyelsen var begrenset til Vestfjorden. Beregningene er ikke presise og normalt ligger usikkerheten innenfor et volum på størrelsen med Bekkelagsbassenget. Årets beregninger ble ekstra usikre da egenskapene på innstrømmende vann ikke kunne leses direkte av observasjoner utenfor terskelen, men måtte anslås.



Figur 11. Beregnet relativ dypvannsfornyelse (20 meters dyp til bunn) for hele Indre Oslofjord, 1973- 2000 samt 2005 -2012. Søylen viser fornyelse i % av totalt volum (20 m dyp til bunn). Det er ikke gjennomført beregninger for 2001-2004.

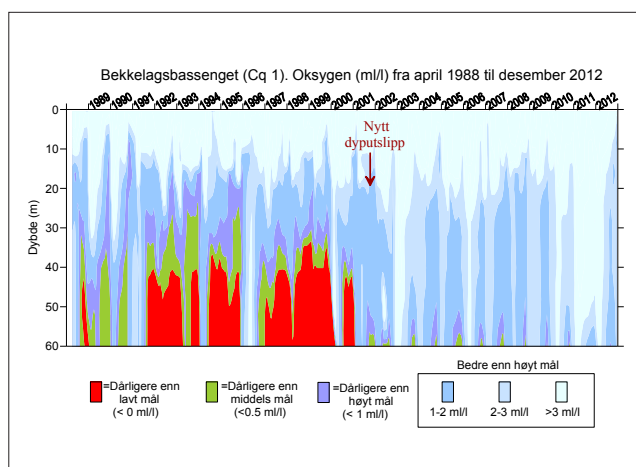
Oksygenkonsentrasjonen er et sentralt mål på tilstanden i en vannmasse både i det nasjonale klassifiseringssystemet til Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) og i Vanndirektivet. Basert på analyse av historiske observasjoner er det foreslått egne mål for oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden og Bunnefjorden.



Figur 12. Oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden (Ep1) 1973-2012, sammenlignet med miljømål for oksygen. Bare variasjoner under 3 ml/l er markert. Miljømålene setter høyere krav til oksygen i vannmassen mellom 20-50 meters dyp enn fra 50 meter til bunn.

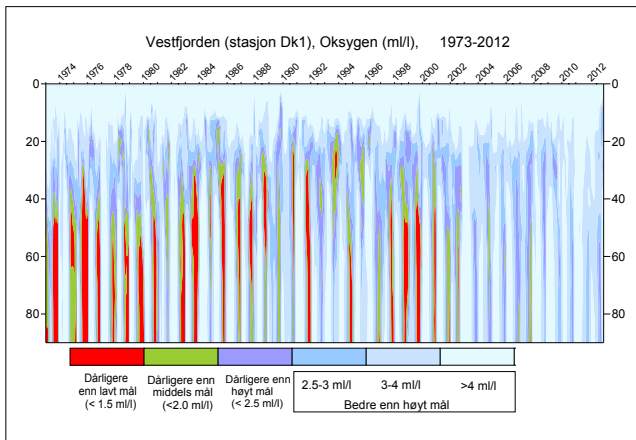
Oksygenforholdene i Bunnefjorden (**Figur 12**) viser en klar endring fra 2001, omtrent sammenfallende i tid med at dyputslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg ble satt i drift (se **Figur 13**). Siden da har forholdene omkring 70 m stort sett oppfylt høyt miljømål (2 ml/l), mens det tidligere kunne være sulfidutvikling opp til dette dypet. Fra 25 til 50 m dyp har oksygenkonsentrasjonene etter år 2000 stort sett oppfylt lavt mål, mot tidligere år med regelmessig dårligere enn lavt mål i store deler av året. Oksygenforholdene i 2012 i Bunnefjorden (**Figur 12**) var noe dårligere enn i de uvanlig gode årene 2010 og 2011, men lå fortsatt godt innenfor variasjonsområdet for perioden fra 2001. I desember 2012 var middels mål oppfylt ned til 100 m dyp. Det er fortsatt for tidlig å si sikkert om den observerte endringen omkring 2001 dypere enn 50 m i Bunnefjorden er varig; perioden fra 2011 til 2012 er ikke mye forskjellig fra perioden 1977 til 1987. Slike skiftninger mellom 10-års-perioder er først og fremst et resultat av naturlige variasjoner i hvor lenge det går mellom større vannutskiftninger.

Det nye Bekkelaget renseanlegg ble etablert høsten 2001. Før dette var det ofte hydrogen sulfidholdig vann og dårlige oksygenforhold i Bekkelagsbassenget. Etter etablering av det nye anlegget, med utslipp av rensed avløpsvann på 50 m dyp er oksygenkonsentrasjonene blitt betydelig bedre (**Figur 13**). Denne forbedringen er en klar konsekvens av det nye renseanlegget, både gjennom mindre restutslipp av næringssalter og organisk stoff og pga. forbedret vannutskiftning. Forbedret vannutskiftning skyldes at dyputslippet fører til at egenvekten av dypvannet reduseres og dette begunstiger episoder med større utskiftning av dypvannet med "nytt" vann fra områdene utenfor. Ferskvannet fra utslippet stiger opp mot et innlagingsdyp på omkring 30 m og fortynnes med omkringliggende sjøvann, og fortynnet avløpsvann vil delvis strømme ut av bassenget. Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget i 2011 var det beste året så langt, men 2012 ligger godt innenfor det som har vært vanlig etter 2001. I desember 2012 var godt mål oppfylt med god margin i hele vannsøylen i Bekkelagsbassenget dvs. fra 0 til 60 m.



Figur 13. Oksygenkonsentrasjonen i Bekkelagsbassenget (Cq1) 1973-2012, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjoner under 3 ml/l er vist på figuren.

Også i Vestfjorden har det skjedd en forbedring siden 2001 på dyp større enn 20 meter (**Figur 14**). Oksygenforholdene her varierer ganske regelmessig med årstid: Fra 2003 har minimumsverdiene i Vestfjorden om høsten på 50-90 m dyp stort sett holdt seg omkring middels mål eller litt høyere, med et kortvarig unntak høsten 2007 da det var under lavt mål en kort periode. Før 2001 var oksygenkonsentrasjonen regelmessig under lavt mål fra 40-50 m og nedover, og ofte for en lengre periode om høsten. Forholdene i 2012 lå innenfor vanlig variasjonsområde fra og med 2003.



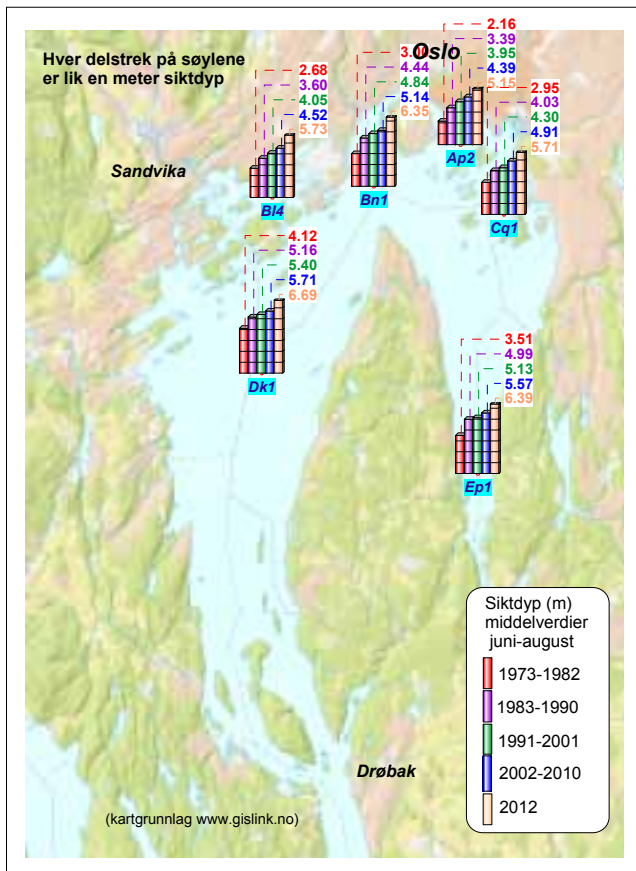
Figur 14. Oksygenkonsentrasjonen i Vestfjorden (Dk1) 1973-2012, sammenlignet med tentative miljømål. Bare variasjoner under 4 ml/l er vist på figuren.

Vannkvaliteten har blitt betydelig bedre i fjordens overflatelag i løpet av de siste tiårene, og vannkvaliteten sommeren 2012 var bedre enn det som har vært vanlig tidligere til tross for mer nedbør enn normalt.

Månedene juni-august 2012 hadde ca. 45 % mer nedbør enn normalt (**Figur 8**). Midlere siktdyp var likevel høyere enn normalt på alle de 6 hovedstasjonene i fjorden, også sammenlignet med årene etter 2000 (**Figur 15**). Det har vært en klar forbedring fra 1973-1982 og fram til perioden 2002-2010. Forbedringen var sterkest mellom de to første periodene, og den prosentvise forbedringen har vært størst i de områdene som tidligere var dårligst.

Planktoniske alger i Indre Oslofjord – algemengden i 2012 var som i 2011 og nær gjennomsnittet for tidligere år

Det ble i 2012 registrert tre biomassetopper av planktoniske alger (**Figur 16**). Den første var som sedvanlig våroppblomstringen av kiselalger, som var svært kraftig dette året. Blomstringen var i gang allerede 20. februar og bygde seg opp videre utover i februar med maksimum 5. mars. Kiselalger av slekten *Skeletonema* var sterkt dominerende med en maksimumsregistrering på 22 mill. celler/liter, og algebiomassen i form av cellekarbon var over 500 µg C/liter.



Figur 15. Gjennomsnittlig siktdyp i juni-august fra 1973-1982, 1983-1990, 1991-2001, 2002-2010 og 2012

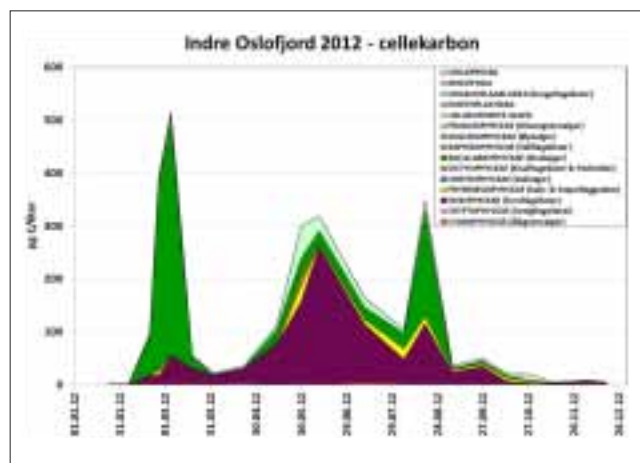
Den andre blomstringsperioden startet i midten av mai med en biomassetopp av dinoflagellater i månedsskiftet mai-juni og en ny i slutten av august og kulminerte ikke før i begynnelsen av september. Hele sommerperioden fram til slutten av august var dominert av dinoflagellater i motsetning til i 2011 da det var kiselalger som dominerte (**Figur 17**). Sommerblomstringen var sterkt dominert av *Ceratium tripos* med maksimumsforekomst i første halvdel av juni da den i et antall på 14.760 celler/liter alene utgjorde 78 % av den totale algebiomassen. Andre framtrepende arter i denne første fasen var *Peridinnella danica*, som hadde årsmaksimum på 25.850 celler/liter i midten av mai, og *Emiliania huxleyi* som hadde sitt årsmaksimum i slutten av mai med en forekomst på 1,5 mill. celler/liter. Vannprøven fra juli var spesiell fordi den inneholdt store mengder cyster (hvileceller) av en thecat dinoflagellat, dvs. en dinoflagellat med fast cellevegg som består av mange celluloseplater. Cystene lignet *Fragilidium*-cyster. I prøven ble det også funnet store mengder løse celluloseplater. Ettersom *Fragilidium* generelt er svært skjør og derfor lett sprekker opp slik at celluloseplatene løsner, taler mye for at vannprøven var blitt tatt sent i en *Fragilidium*-blomstring (totalt 35.000 celler/liter). I begynnelsen av august var algebiomassen noe redusert, men fortsatt dominert av dinoflagellater. *Alexandrium pseudogoniaulax* begynte å bygge seg opp til maksimumstetthet i slutten av august da den forekom i et antall på 21.900 celler/liter sammen med

Prorocentrum micans som også hadde sitt årsmaksimum med en forekomst på 21.300 celler/liter. Biomassetoppen i slutten av august var imidlertid dominert av kiselalger hvor *Chaetoceros* cf. *radians* var mest framtrædende og forekom i et antall på 6 mill. celler/liter, men også slekten *Pseudo-nitzschia* var viktig med en forekomst på ca. 1 mill. celler/l. Andre kiselalger som biomassemessig utmerket seg, var *Ceratulina pelagica*, *Chaetoceros minimus/thronsenii* og flere arter av slekten *Cyclotella*. Samtlige nevnte kiselalger hadde sine årsmaksima på dette tidspunktet.

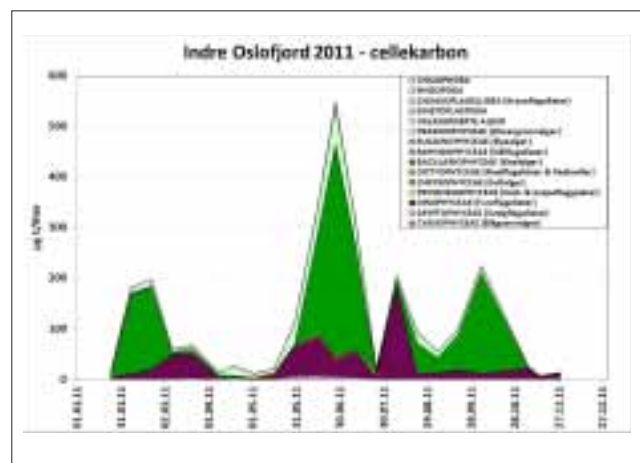
Selv om algebiomassen var lav, ble det i november og desember registrert forekomster av *Thalassiosira punctigera* sammen med *Thalassiosira angulata*. Artene ble på senhøsten også registrert ved Arendal og på Vestlandet. *T. punctigera* ble påvist for første gang i Norge i 1979 da det ble registrert forekomster i Skagerrak og ytre Oslofjord. Etter en blomstringssituasjon i Skagerrak i 1992 har det vært få registreringer av *T. punctigera*, men de siste årene har den igjen begynt å gjøre seg gjeldende og da ofte sammen med *T. angulata*.

Det ble ikke registrert forekomst av humantoksiske alger over faregrensenivå. *Dinophysis norvegica* ble registrert i perioden februar-juli med maksimumsforekomst på 760 celler/liter i begynnelsen av mars. Også *Protoceratium reticulatum* ble jevnlig registrert i perioden februar-august med maksimumsregistrering på 640 celler/liter i slutten av august da også *Lingulodinium polyedrum* ble registrert i et antall på 320 celler/liter. *Alexandrium* cf. *ostenfeldii* ble kun registrert i begynnelsen av april i lav konsentrasjon (40 celler/liter).

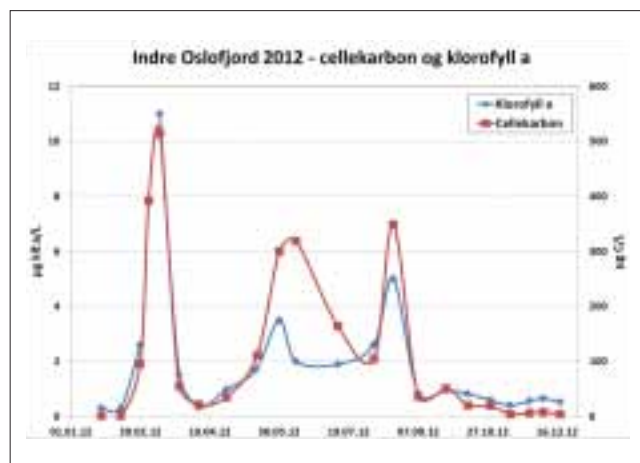
I **Figur 18** vises utviklingen av algenes innhold av cellekarbon og klorofyll a gjennom året 2012, mens **Figur 19** viser hvordan forholdstallet mellom de to parametrene utvikler seg gjennom året. Algene regulerer klorofyll a-nivået i cellene i forhold til lystilgangen. Ved høy lysintensitet er klorofyll a-nivået i cellene lavere enn ved lav lysintensitet. Det innebærer at forholdet mellom cellekarbon og klorofyll a fra våren mot sommeren øker, men avtar igjen utover høsten etter hvert som den innstrålte lysmengden avtar og algenes behov for klorofyll a i cellene øker igjen.



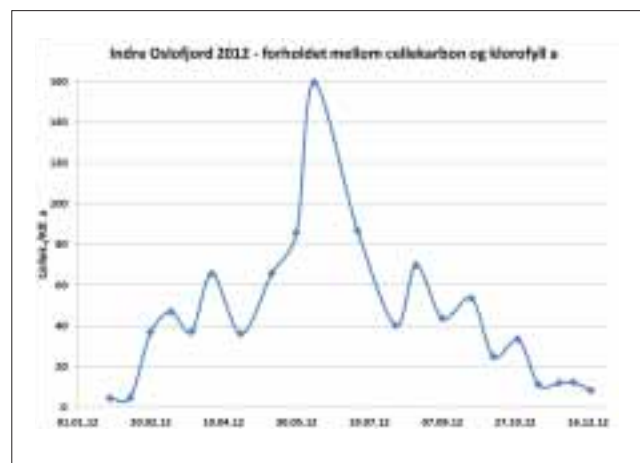
Figur 16. Algebiomasse i form av cellekarbon ($\mu\text{g C/L}$) for 2012. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden automatisk samlet inn med MS «Color Festival» ved Steilene.



Figur 17. Algebiomasse i form av cellekarbon ($\mu\text{g C/L}$) for 2011. Prøver fra ca. 4 meters dyp i Vestfjorden automatisk samlet inn med MS «Color Festival» ved Steilene.



Figur 18. Mengden cellekarbon (algekarbon) og klorofyll a gjennom vekstsesongen i Indre Oslofjord i 2012.



Figur 19. Utviklingen av forholdet mellom cellekarbon og klorofyll a gjennom året på stasjon DK1 i 2012.

Tabell 1 viser den totale algemengden integrert over året for årene 2006-2012. Den totale algemengden i 2012 var svært lik total algemengde i 2011.

Tabell 1. Cellekarbon i algene ($\mu\text{g C/liter/år}$) integrert over året for årene 2006-2012. *) Integrert over perioden april-desember.

År	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Integrert algekarbon (gC/liter/år)	30,6	51,9	59,2	66,5	20,4*	39,8	39,1

Liten transport av cyanobakterier (blågrønner) fra Årungen til Bunnefjorden, ingen produksjon av gift

Overgjødningen med næringssalter fra menneskeskapt kilder er en av årsakene til at masseutviklinger av blågrønner er et vanlig fenomen i Norge, gjerne på sensommeren. Mange blågrønner kan produsere giftstoffer som kan påvirke human helse. For å unngå slike problemer anbefaler Verdens Helseorganisasjon (WHO) å overvåke vann med blågrønner nøye og fraråder bading dersom grenseverdien for algegiftstoffer i vannet overskrives. Masseutvikling av giftproduserende blågrønner er et årlig fenomen i Årungen. Hver sommer transporteres det giftproduserende blågrønner fra Årungen via Årungs-elva til Bunnefjorden.

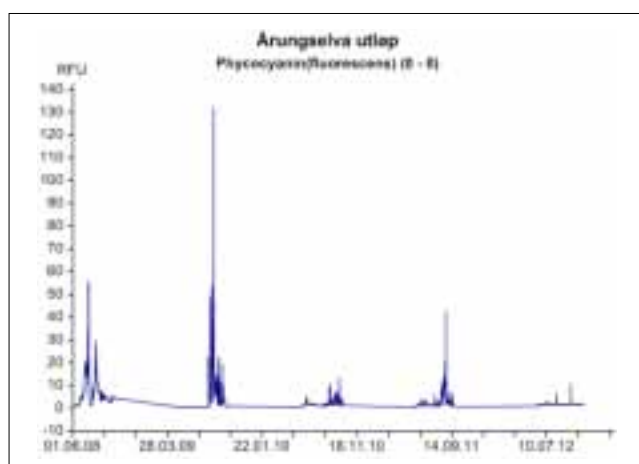
Tidligere trodde man at algene dør ved kontakt med saltvann. Observasjoner i august 2007 viste imidlertid at blågrønner overlever i noen tid i sjøvann og kan opptre i deler av Bunnefjorden og forringe badevannskvaliteten der (det ble advart mot bading). I 2008 ble det derfor satt i gang overvåking av transport av blågrønner fra Årungen til Bunnefjorden på en stasjon i Årungs-elva (**Figur 20**).

Overvåkingen gjøres kontinuerlig ved bruk av en sensor som måler mengden av blågrønner direkte. I perioden 2008-2012 har NIVA installert og driftet en slik sensor i Årungs-elva. I tillegg har NIVA, gjennom et samarbeidsprosjekt med Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB), hatt tilgang til algetoksindata fra jevnlig målinger i Årungen. Målingene ble i 2011 og 2012 finansiert av PURA (et interkommunalt prosjekt relatert til vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget), mens de tidligere har vært en del av overvåkingen finansiert av Fagrådet.

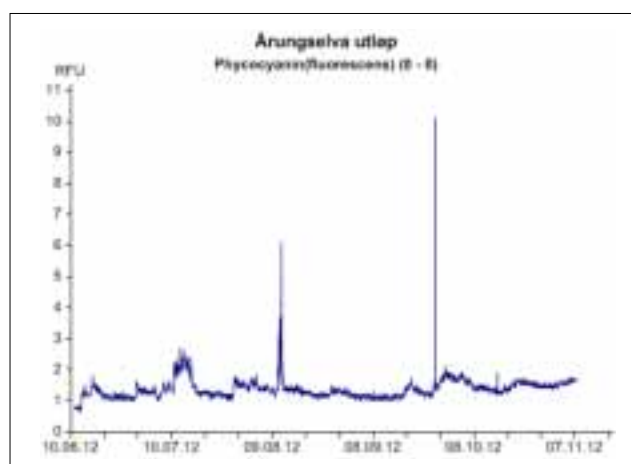
Også i 2012 ble det observert algeoppblomstringer i Årungen (**Figur 21** og **Figur 22**), men produksjonen var liten og det ble ikke observert transport av algetoksiner til Bunnefjorden. Det var derfor ikke nødvendig å gå ut med noen advarsler mot bading i Bunnefjorden slik som i 2007.



Figur 20. Stasjon for måling av blågrønner i Årungs-elva.



Figur 21. Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin (dvs. et mål for konsentrasjonen av blågrønner) i vannet (Årungs-elva) i perioden 2008-2012. RFU – referanse enhet.



Figur 22. Figuren viser mengden av pigmentet phycocyanin i vannet i 2012. Mengden pigment er et mål for konsentrasjonen av blågrønner (alle resultatene vises på internett på www.aquamonitor.no, brukernavn: Årungs-elva, passord: Årungs-elva, RFU – referanse enhet)

Rekeforekomster – ingen reker i Bunnefjorden, bra i Lysakerfjorden, men lave forekomster lenger ut

Som en del av overvåkingen innsamles det hvert år reker fra dypområdene på i alt 7 lokaliteter i fjorden (**Figur 3**). Rekene fanges ved bruk av en slede med et innsamlingsnett (se **Figur 23**) som dras over bunnen over en avstand på ca. 1 km. Rekene som ble fanget i 2012 ses i **Figur 24**.



Figur 23. Slede brukt til fangst av reker langs bunnen i dypområdene i Indre Oslofjord (Foto: J. A. Berge)

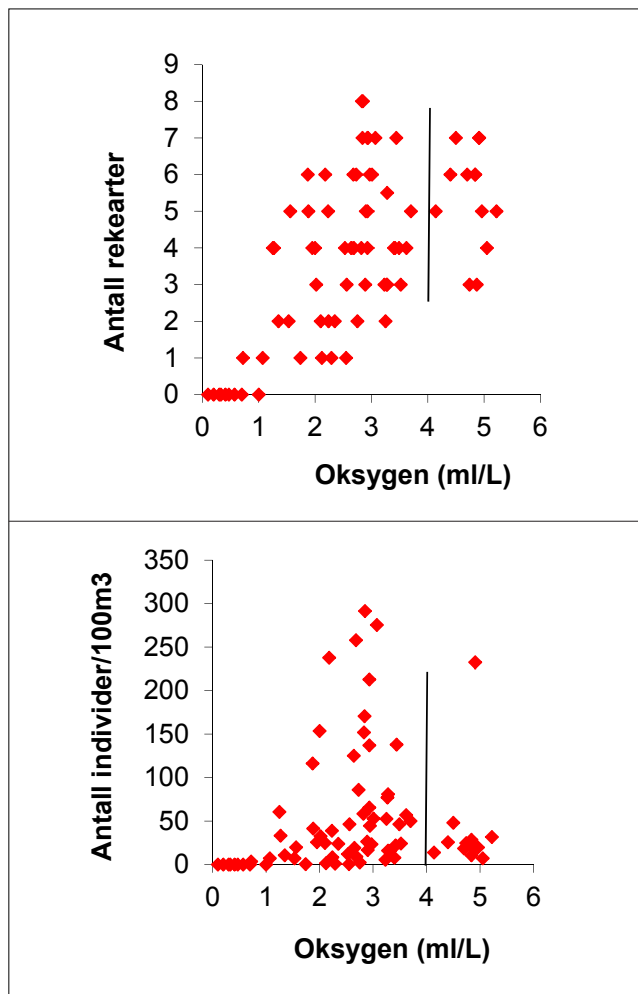


Figur 24. Reker i sledeprøver på 6 stasjoner i Oslofjorden i 2012. Hvert bilde viser rekene som ble samlet i et sledetrek på 1 km. (Foto R. Amundsen).

Reker er følsomme for oksygenforholdene. Undersøkelsene i Indre Oslofjord over mer enn 10 år tyder på at det ved oksygenkonsentrasjoner under 1 ml/L normalt ikke forekommer reker. Ved oksygenkonsentrasjoner mellom 1-2 ml/L kan det forekomme noe reker, mens en må opp i konsentrasjoner på ca. 2,5-3 ml/L før en kan oppnå relativt høye individ- og artsantall (Figur 25).

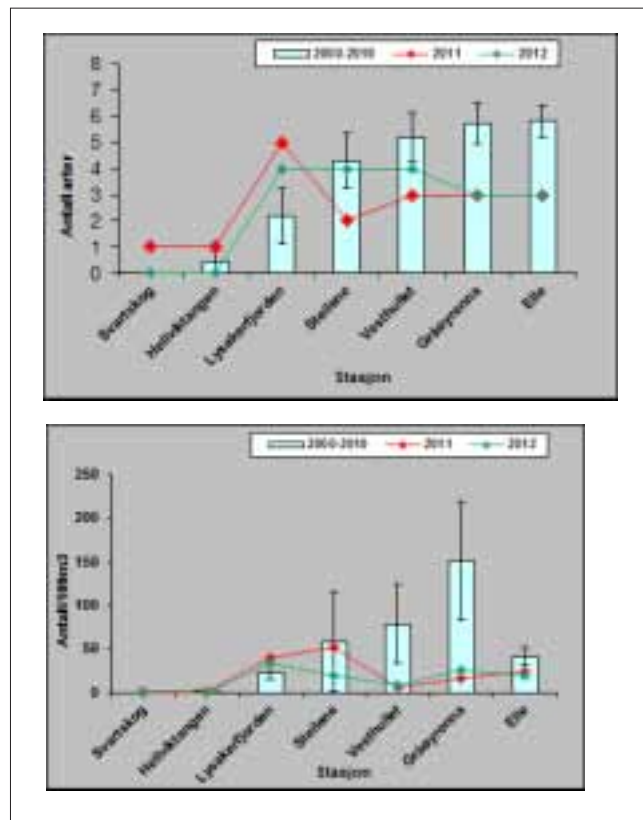
De senere år har en bare sporadisk observert reker i Bunnefjorden i dypområdene ved Svartskog og Hellviktangen, mens en lenger ut i fjorden normalt finner reker. De gode oksygenforholdene som en hadde i Bunnefjorden i 2011 gjorde at en dette året observert reker ved bunnen, selv om individantallet var lite. Utover i 2012 forverret oksygensituasjonen seg i bunnvannet i Bunnefjorden (Figur 10) og ingen reker ble derfor observert der i 2012.

I årene 2012 og 2011 var det imidlertid mye reker i Lysakerfjorden sammenlignet med tidligere (Figur 26). Registeringene viser likevel at det totale antall individer og arter av reker observert lenger ute i fjorden var lavt begge årene, særlig Vesthullet, Gråøyrenna og ved Elle (Figur 26). Det er derfor fortsatt en viss bekymring knyttet til det lave arts- og individantallet i den ytre del av Indre Oslofjord.

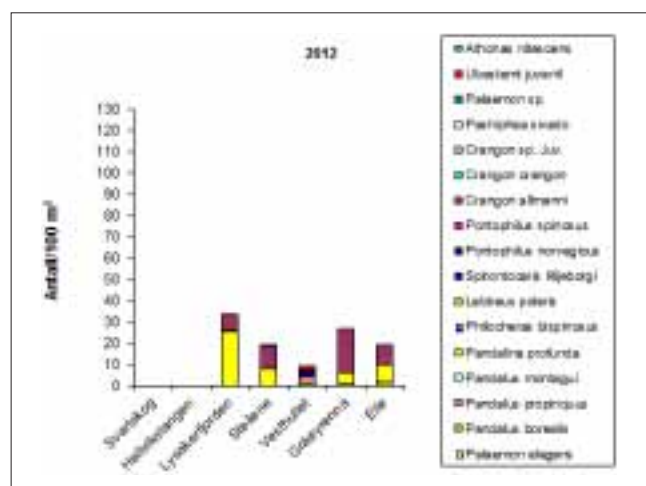


Figur 25. Antall rekearter og antall individer av reke ved ulike oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet. Dataene representerer årlige observasjoner fra 2000-2012 på i alt 7 stasjoner. Merk at punkter der oksygenkonsentrasjoner >4 ml/L representerer stasjonen Elle i Drøbaksundet, mens punkter der oksygenkonsentrasjonen er <4 ml/L representerer de 6 stasjonene i Indre Oslofjord.

Totalt sett og med unntak av i Lysakerfjorden var den dominerende rekearten i 2012 *Crangon allmanni* (Figur 27), mens *Pandalina profunda* dominerte året før. Det er også verdt å bemerke at en i 2012 observert dypvannsreken *Pandalus borealis* på 3 stasjoner, mens en i 2011 ikke observert en eneste reke av denne arten.



Figur 26. Forekomst av reker i Indre Oslofjord og Drøbaksundet (Elle) for perioden 2000-2012. Øverst: Gjennomsnittlig antall rekearter pr. sledetrek for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2011 og 2012. Nederst: Gjennomsnittlig antall individer av reker pr/100 m³ for perioden 2000-2010 og observasjonene for 2011 og 2012. For begge figurer er 95 % konfidensintervall inntegnet.



Figur 27. Forekomst av ulike rekearter i sledeprov fra 7 stasjoner i Indre Oslofjord i 2012. Merk at *Crangon allmanni* var dominerende på de fleste stasjoner i 2012 mens *Pandalina profunda* dominerte i 2011.

Horisontalutbredelse av tang

– store endringer de siste år

– positiv utvikling i Vestfjorden og Bunnefjorden og negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området

I 2011 og 2012 ble det gjennomført registreringer av de fem vanligste tangartene i Indre Oslofjord. Disse artene er: spiraltang (*Fucus spiralis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisettang (*Ascophyllum nodosum*), gjelvtang (*Fucus evanescens*) og sagtang (*Fucus serratus*). Foto av de fem tangartene ses **Figur 28**.

Sammensetningen av organismesamfunnene i en fjord er opprinnelig bestemt av naturlige fysiske, kjemiske og biologiske miljøfaktorer. Menneskeskapt endringer i vannmiljøet vil kunne endre den naturlige vegetasjonen.

De vanlige tangartene er flerårige og kan tjene som gode indikatorer på langvarige og større endringer i det omgivende vannmiljø.

Spiraltang



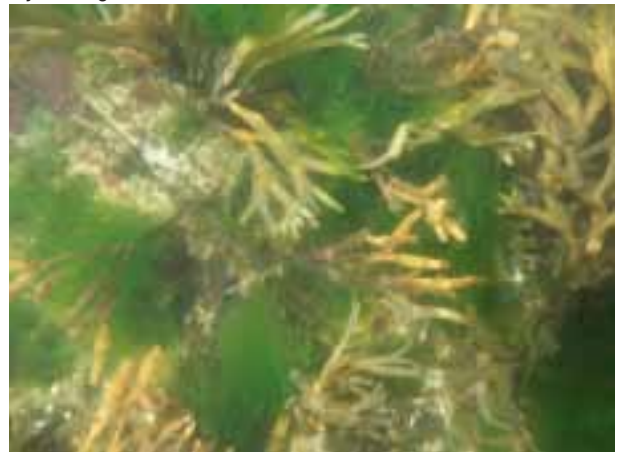
Blæretang



Grisettang



Gjelvtang



Sagtang



Figur 28. De 5 vanligste tangarter i Indre Oslofjord. Spiraltang, blæretang, grisettang og sagtang anses som opprinnelige arter i fjorden, mens gjelvtang anses som en introdusert art (Foto: Tone Kroglund).

Registreringene ble foretatt på 123 stasjoner fra innerst i Bunnefjorden til 3-4 km syd for Drøbak. Tangens forekomst (mengde) ble vurdert etter en tredelt skala hvor 1= sjelden, 2= vanlig og 3= dominerende. Undersøkelsen ble gjennomført med samme omfang og metodikk som tilsvarende undersøkelser i 1974-1980, 1988-1990, 1998-2000. Formålet med undersøkelsen er å følge den videre utviklingen i tangsamfunnene og om mulig påvise endringer fra tidligere undersøkelser.

Dagens utbredelse av tang

Resultatene fra 2011 og 2012 viser at spiraltang, blæretang og sagtang vokser i tette bestander i store deler av fjorden og er de vanligste tangartene i Indre Oslofjord. Gjelttang har sitt hovedområde i indre del av fjorden (havnebassenget) hvor den vokser i tette bestander, mens den vokser kun i spredte mengder i Bunnefjorden og Vestfjorden (Figur 29). Gjelttang er den eneste tangen som har størst forekomst i de indre, mest belastede områdene. Grisatang vokser kun på et fåtall stasjoner i Bunnefjorden og i sørlige del av Vestfjorden. Den er ikke dominerende på noen av stasjonene.

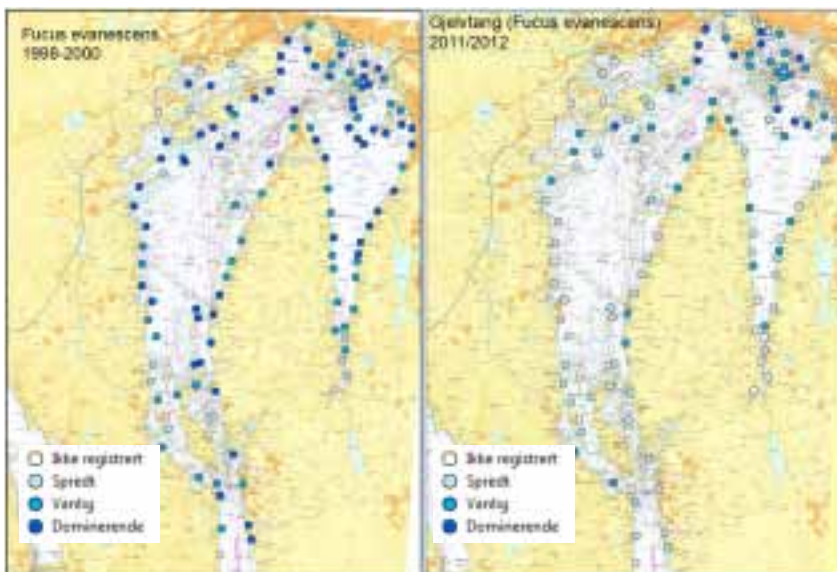
Endringer i tangvegetasjonen

På 1890-tallet var grisatang vanlig også i fjordens innerste deler ved Bygdøy og Nakkholmen – der vokser den ikke i dag. Grisatang er sårbar for forurensninger og har gradvis forsvunnet fra større områder av fjorden. Grisetangen vokser stort sett på de samme stasjoner som for 10 år siden, men det har blitt mindre mengder på flere stasjoner. Den registreres stort sett som enkeltfunn. Gjelttang er en introdusert art til Oslofjorden og er kjent for å kunne vokse i forurenset vann, blant annet i havnebasseng. Gjelttang ble første gang registrert i Oslofjorden

rundt århundreskiftet (1890-årene) og fram til 1950-tallet forekom den i beskjedne mengder. Men på 1970-tallet var den blitt den vanligste tangarten i Oslofjorden, samtidig som de 4 opprinnelige artene var blitt mindre vanlige. Gjelttang ble funnet på 95 % av stasjonene i 1974-75 og vokste i tette populasjoner på de fleste av stasjonene. På slutten av 1980-årene snudde utviklingen og det ble registrert en liten nedgang i mengde gjelttang i forhold til tidligere. På slutten av 1990-tallet var gjelttang fremdeles dominerende på et stort antall stasjoner, mens den i 2011 og 2012 vokste stort sett spredt på de samme stasjonene (Figur 29). Det er kun i de indre havneområdene at den fremdeles er dominerende på stasjonene. De største endringene i gjelttang-utbredelsen har foregått de siste 10 år.

Også samlet sett (alle artene vurdert samlet) har det skjedd store endringer i tangvegetasjonen siden slutten av 1970-tallet. Det har vært en økning i de opprinnelige tangartene og reduksjon i mengde gjelttang i Vestfjorden, Bunnefjorden og de indre havneområdene (Figur 30).

Samtidig med den positive utviklingen i Vestfjorden og Bunnefjorden har det vært en negativ utvikling i sørlige deler av Vestfjorden og Drøbak-området med nedgang i de opprinnelige tangartene grisatang, blæretang og sagtang og økning i gjelttang. Siste 10 år har også gjelttang blitt noe redusert i området. I 2000 kunne en del av endringene tilskrives isskuring, og isskuring kan også være årsak til denne siste reduksjonen. Det er likevel grunn til å følge utviklingen her ekstra nøye.



Figur 29. Utvikling i utbredelsen av gjelttang (*Fucus evanesceus*) siste 10 år – fra 1998/2000 til 2011/2012.



Figur 30. Samlede endringer i mengdemessig utbredelse av 5 tangarter fra 1974 til 2012. Endringer i tangsamfunnet er vist med ulike fargede symboler. Økning i mengde av de opprinnelige tangartene og nedgang i mengde gjelttang er tolket som «forbedringer». Nedgang i de opprinnelige tangartene og økning i mengden gjelttang er tolket som «forverring». Figuren viser en forbedring i tangvegetasjonen i deler av Vestfjorden og indre områder, men en negativ utvikling i området Drøbak - Håøya.

Nedre voksegrense for alger – forbedring på sikt, men kråkeboller forstyrrer bildet

Registrering av alle fastsittende makroskopiske alger, og de vanligste fastsittende/lite bevegelige dyr ble foretatt ved dykking forsommeren 2012. Registreringen ble utført på 7 stasjoner (**Figur 31**) og gir en beskrivelse av vertikalutbredelsen av gruntvannsorganismer. Tilsvarende registreringer ble gjennomført i 1981, 82, 83, 89, 91 og 2011. Hovedformålet med undersøkelsen er å kartlegge nedre grense for opprett algevegetasjon (dvs. større alger som vokser ut vertikalt fra substratet) i Indre Oslofjord. Vertikal utbredelsen til de fastsittende algene vil være avhengig av hvor langt ned i sjøen sollyset går. Lysgjennomgangen i vannet er avhengig av partikkelmengden (turbiditeten) i vannet. Reduseres turbiditeten vil siktedypet øke, noe som igjen kan gi en dypere utbredelse av alger. Vannkvalitet, substrat, helningsvinkel, orientering og beiting påvirker også algenes nedre voksegrense. I tillegg ser det ut til at også forekomsten av kråkeboller (**Figur 32**) kan være en faktor som kan påvirke algenes nedre voksegrense.

De fleste stasjonene består av bløtbunn og svært nedslammet fjell, som er lite gunstige substrat for algevekst. Det er generelt registrert lite algevegetasjon dypere enn ca. 5 m på de undersøkte stasjonene, også i undersøkelsene gjort i 2012. Den svært sparsommelige algevegetasjonen gjør resultatene vanskelig å tolke. Resultatene på de ulike stasjoner er ikke entydige. Det er ingen klar trend på Steilene (St. 1), Borøya (St. 2), Nakkholmen (St. 6), Svartskog (St. 7) og Ormøya (St. 4), mens det har skjedd en forbedring fra 80-tallet ved Hovedøya (St. 5) og Fornebu (St. 3) (**Figur 33**). Registreringer av enkeltfunn av alger viser at det på enkelte stasjoner (Borøya, Ormøya og Nakkholmen) er mulighet for vekst av alger dypere enn nedre registrerte voksedyp for spredt forekomst av alger.

Fra 1989 til 1991 ble nedre voksegrense løftet oppover betraktelig på Fornebu, Ormøya og Nakkholmen (**Figur 33**), og det ble samtidig også registrert en økning av kråkeboller. I 2011 ble det registrert lavere forekomst av kråkeboller på disse stasjonene, og nedre voksegrense har flyttet seg dypere. Økt forekomst, med påfølgende beitepress, kan medføre at nedre vegetasjonsgrense løftes oppover. Undersøkelsene gjort i 2012 viser ingen klare sammenhenger mellom forekomsten av kråkeboller og endringer i nedre voksegrense fra 2011 til 2012.

Det har skjedd en økning i antall registrerte arter på alle stasjonene siden begynnelsen av 80-tallet. **Figur 34** viser gjennomsnittlig antall algearter/taxa som ble registrert i de tre undersøkelsesperiodene (1981-83, 1989/91 og 2011-2012). På Fornebu (St. 3), Ormøya (St. 4) og Hovedøya (St. 5) er det også registrert en stor økning i artsantallet siden undersøkelsene rundt 90-tallet, mens på Steilene, Borøya, Nakkholmen og Svartskog er det svært små endringer i registrert artsantall fra 90-tallet.

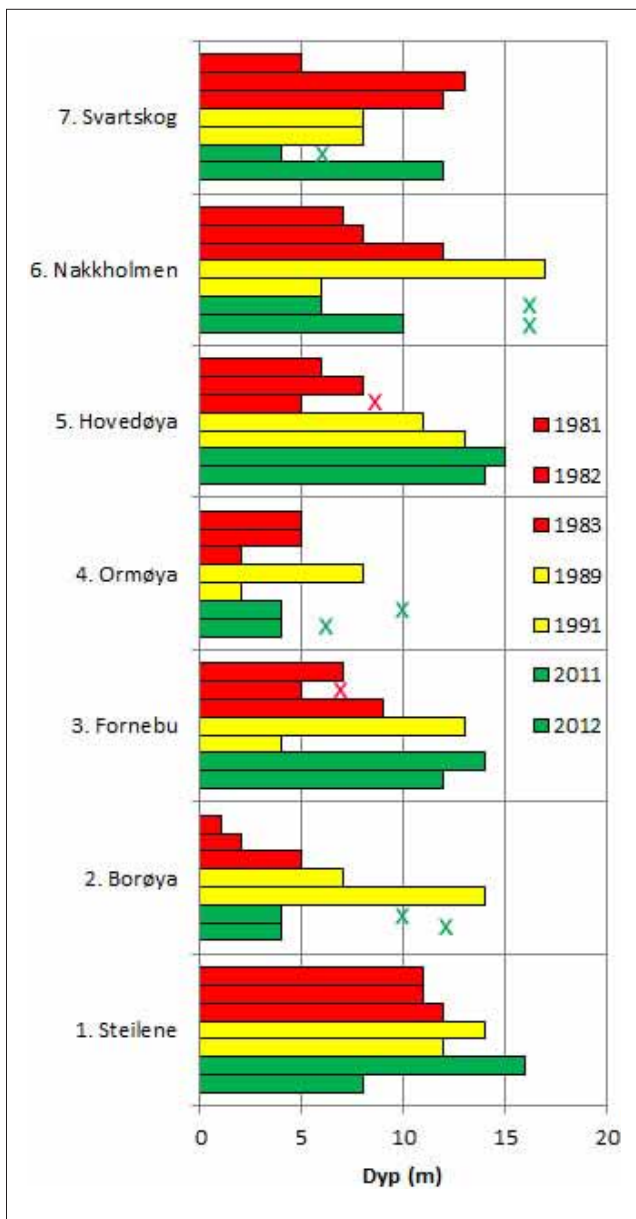


Figur 31. Stasjonskart for undersøkelse av nedre voksegrense for fastsittende alger på 7 stasjoner i Indre Oslofjord.

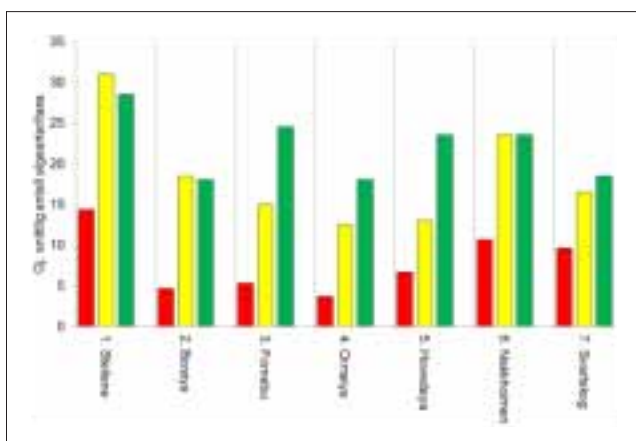


Figur 32. Kråkeboller (røde piler) på sedimentert fjell på ca. 12 m dyp på Steilene (St1) (Foto: Camilla Fagerli).

Ut fra registreringene av nedre voksegrense og arts mangfold kan det konkluderes med at det på lang sikt har skjedd en forbedring av vannkvaliteten i Indre Oslofjord. Beiting av kråkeboller er imidlertid en forstyrrende faktor som også kan påvirke nedre voksegrense i betydelig grad, og som en må ta hensyn til når en vurderer endringer fra år til år opp mot mulige forandringer i vannkvalitet.



Figur 33. Nedre voksedyp for opprette alger (spredt forekomst) på 7 stasjoner i Indre Oslofjord. Kryssene viser dybden hvor det først ble registrert kun et enkeltfunn av opprette alger.



Figur 34. Gjennomsnittlig antall alger/taxa registrert på de 7 stasjonene i Indre Oslofjord i de tre undersøkelsesperiodene (Røde kolonner: 1981, 82 og 83, Gule kolonner: 1989 og 1991, Grønne kolonner: 2011 og 12).

Biologisk mangfold – artsfattige naturtyper dominerer i grunnområdene i Bunnefjorden

Forvaltningen av strandsonen og grunnområdene forutsetter en viss kjennskap til hvilke naturtyper som finnes der. Arbeid med registrering av naturtyper i Bunnefjorden har pågått i 8 år. Naturtypene er klassifisert i henhold til det internasjonale EUNIS-systemet og det norske NiN-systemet (system bekrivelse av naturtyper i Norge). Bunnforholdene i transekter (linjer) fra strandlinjen og ned til ca. 30 m dyp er dokumentert ved hjelp av et nedsenkbart videokamera med innebygd dybdemåler. I 2012 fortsatte registreringen av Bunnefjorden ut til Smedvika i øst og rundt Skjærholmene (**Figur 35**). Registreringene viser at de relativt artsfattige naturtypene “Naken løs eufotisk saltvannsbunn” (NiN M15.2) og “Eufotisk normal svak energi saltvannsfastbunn” (NiN M11.2) dominerer mye av det grunnere arealet (< ca. 30 m).

Bildematerialet er blitt analysert i et forsøk på å modellere naturtypene i de grunnere områdene av Bunnefjorden. Fra de registrerte naturtypene er det predikert et arealdekkende kart – også for områder av Bunnefjorden som ikke er undersøkt. 2011- og 2012-registreringene er foreløpig ikke lagt inn i naturtypemodellen. Det arbeides med å videreutvikle modellen hvor de nye registreringene vil bli lagt til.

Naturtypekartene er ment som et hjelpemiddel for kommunene i sin arealplanlegging, men vil også være et godt utgangspunkt ved for eksempel planlegging av miljøundersøkelser.



Figur 35. Områdene i Bunnefjorden undersøkt med undervannskamera. Registreringene utført i 2012 er merket med rødt omriss, de resterende punktene er tidligere års undersøkelser.

Artssammensetning av fisk i Indre Oslofjord

I november 2011 ble det startet med artsbestemmelse og mengdevurdering av fiskearter i Indre Oslofjord. Tråltokter for fangst av fisk ble utført fire ganger i løpet av 2012. Under disse toktene ble det gjennomført to til tre tråltrekk á 1,5 – 2 km med bunntål i Midtmeia nær Steilene, et område som har et gjennomsnittsdyp på ca. 100 meter. Fisken fra disse tråltrekkene ble artsbestemt og talt.

Delprosjektet har kun pågått ett år, og man bør derfor være forsiktig med generaliseringer. Skal man gjøre noen betraktninger kunne det synes som det i Midtmeia var en sesong-avhengighet mht. tilstedeværende arter og deres antall. I august og november var fangstene klart dominert av torskefiskens øyepål (*Trisopterus esmarkii*) som utgjorde 43-46 % av det innsamlede materialet. Sypike (*Trisopterus minutus*) og hvitting (*Merlangius merlangus*) utgjorde hver ca. 15 %. Sølvorsk (*Gadiculus argenteus*) og gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) (6-12 %) var også godt representert i disse månedene.

I februar og juni var det sypike (25-27 %), gapeflyndre (20-25 %) og sølvorsk (20 %) som dominerte fangstene. De fleste artene syntes å være tilstede i Midtmeia året rundt, men som demonstrert ovenfor i varierende tetthet. Fangstene av dypvannsreke (*Pandalus borealis*) varierte mellom 10-30 liter per tråltrekk uavhengig av årstid. Fangstene av torsk (*Gadus morhua*) varierte mellom 2 og 5 %, og var på topp i november måned. Andre fiskearter som ble registrert på ett eller flere av toktene, men i mindre antall (<5 %), var 4-trådet tangbrosme, hyse, kloskate, lyr, lysing, rødspette, sei, sild, brisling og smørfflyndre. Arter registrert som enkeltseksemplarer var langhalet langebarn og rognkjeks.

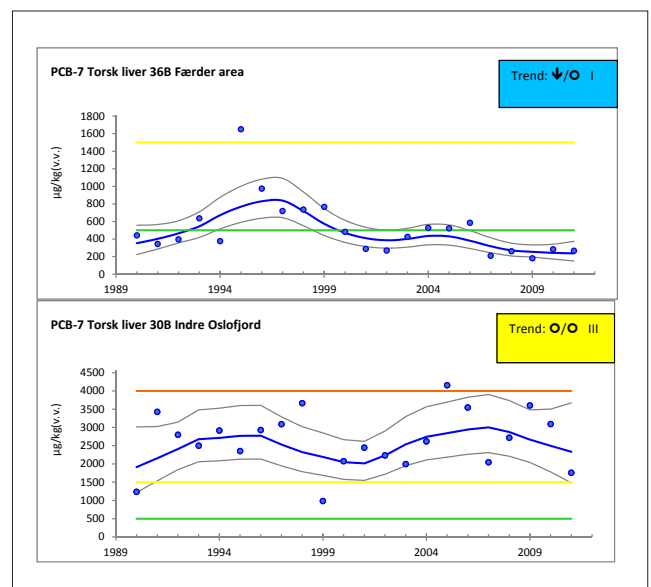
Miljøgifter i torsk og blåskjell - høyere nivåer i torsk fra Indre Oslofjord sammenlignet med fisk fra Ytre fjord

Det gjennomføres årlig overvåking av miljøgifter i organismer langs norskekysten, inklusive Indre Oslofjord i regi av Klif. Resultatene fra denne overvåkingen (Green et al. 2012) viser klart høyere nivåer av PCB i torsk fra Indre Oslofjord sammenlignet med fisk fra Ytre fjord ved Færder. De relativt høye PCB-nivåene i torsk fra Indre Oslofjord har vedvart over lang tid (Figur 36, Figur 37). I lever fra torsk fisket i Steileneområdet har PCB-nivåene vært varierende, men forhøyet over lang tid sammenlignet med Ytre Oslofjord, og en har ikke sett noen klar trend i Oslofjorden basert på de siste 10 års data (Figur 36). I torskefilet var det de siste 10 årene frem til 2009 en oppadgående trend for PCB, men konsentrasjonsnivået har gått ned de siste 2 år slik at en over den siste 10-årsperioden ikke ser noen trend lenger (Figur 37 nederst). I blåskjell fra havneområdet (Akershuskaia) er det imidlertid på lang sikt (1992-2011) sett en nedadgående trend for PCB (Figur 38), men verdiene har likevel vært mer stabile de siste 10 år. PCB-innholdet i skjell fra Indre Oslofjord er imidler-

tid, som for torsk, fremdeles høyere enn i Ytre Oslofjord. Også for kvikksølv er det høyere nivåer i torsk fra Indre Oslofjord sammenlignet med Færder, og nivåene synes å øke i fisk fra indre fjord (Figur 39). I utgangspunktet burde en ha forventet en nedgang siden utslippene av kvikksølv i Norge er blitt betydelig redusert de senere år.

I havneområdet i Indre Oslofjord har kvikksølvinnholdet i blåskjell ligget lavt over en lang periode (Figur 40), men verdiene som ble observert de to siste år er de høyeste for hele observasjonsperioden uten at det foreløpig er noe dramatisk i dette. En kjenner ikke fullt ut årsaken til økningen i kvikksølvinnholdet i torskefilet fra Indre Oslofjord. Klimarelaterte forklaringsmodeller er lansert (se Green et al. 2012). Disse går blant annet ut på at økt nedbør kan ha ført med seg mer organisk karbon til det marine miljø, som igjen kan være en bærer for organiske kvikksølvforbindelser.

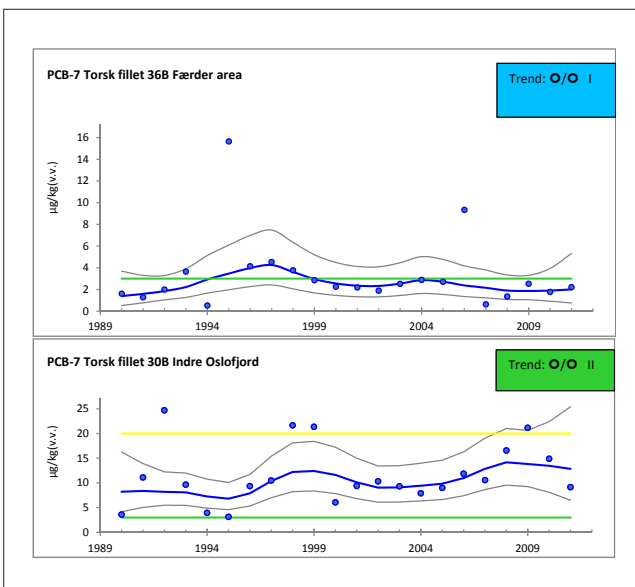
Tributyltinn har tidligere vært brukt som begroingshindrende middel i bunnstoff for båter og skip, men har vist seg å gi uheldige miljøeffekter, spesielt for enkelte sneglearter. Det er nå forbud mot bruk av tributyltinn i bunnstoff. Dette har medført en betydelig reduksjon i konsentrasjonsnivået av TBT i blåskjell i Oslofjorden (Figur 41), og de effektene en tidligere så i norske kystområder hos enkelte sneglearter er nå kraftig redusert. Tinnorganiske forbindelser er imidlertid lite nedbrytbare i sediment (Berge et al 2005). En må derfor forvente forekomst av til dels høye nivåer av TBT i sedimentene også i fremtiden.



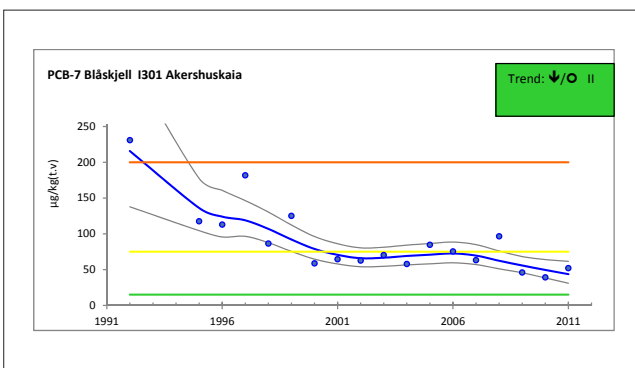
Figur 36. Konsentrasjonen av sum PCB-7 i torskelever fra Færder (øverst) og Indre Oslofjord (nederst) fra 1990 til 2011. Grenser for grad av forurensning er markert (verdier under grønn linje: ubetydelig til lite forurenset, verdier mellom grønn og gul linje: moderat forurenset, verdier mellom gul og oransje linje: markert forurenset, verdier over oransje linje: sterkt forurenset). I høyre hjørne av figuren angis om det er trender i datasettene. Første symbol angir om det er en oppadgående trend (↑), nedadgående trend (↓) eller ingen trend (○) over hele observasjonsperioden. Det andre symbolet angir det samme, men beregnet over de siste 10 år. Data fra NIVA/KLIF, rapport TA2974/2012.

Tidligere kostholdsråd for Indre Oslofjord er nå avløst av Mattilsynets generelle advarsel mot å spise lever fra selvfanger fisk innenfor grunnlinjen, dvs. i kystnære områder også inklusiv Indre Oslofjord.

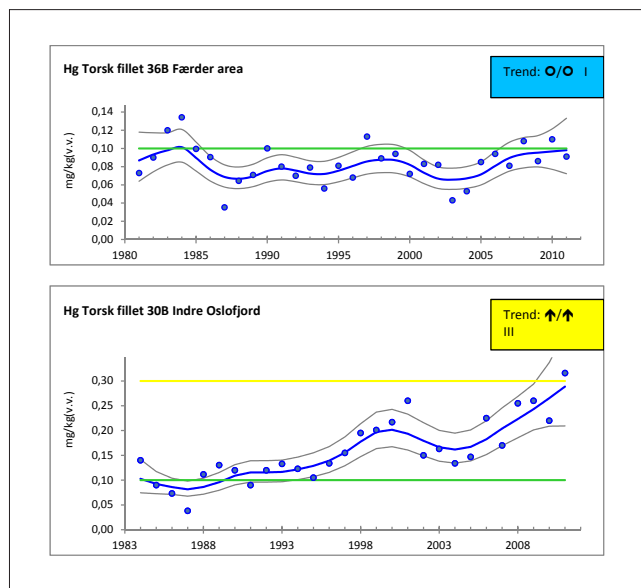
Analyser har avdekket at en har et miljøgiftproblem i Indre Oslofjord. For å kunne iverksette relevante tiltak for å forbedre situasjonen må en ha informasjon om dagens tilførsler av miljøgifter til fjorden. Det har nemlig lite langsiktig verdi å gjennomføre tiltak i fjorden dersom tilførslene ikke også begrenses. I dag kjenner en ikke de samlede tilførslene til fjorden og en vet egentlig ikke hvor «skoen trykker mest». Fagrådet har imidlertid i 2012 fått gjennomført undersøkelser der en har kartlagt tilførslene av miljøgifter fra elver, atmosfæren, tette flater, renseanlegg og overløp. Disse resultatene vil bli sammenstilt i 2013 og vil sammen med sammenstilt sedimentdata kunne belyse hva slags tiltak som bør igangsettes i fjorden for å komme de viktigste miljøgiftproblemene til livs.



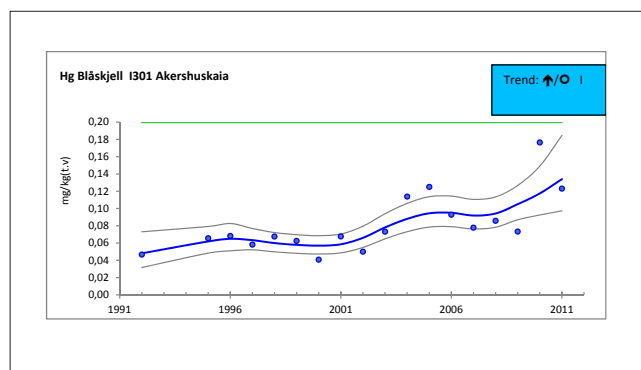
Figur 37. Konsentrasjonen av sum PCB-7 i torskefilet fra Færder (øverst) og Indre Oslofjord (nederst) fra 1990 til 2011. Grenser for grad av forurensning er markert (se Figur 36 for nærmere forklaring). Data fra NIVA/KLIF, rapport TA2974/2012.



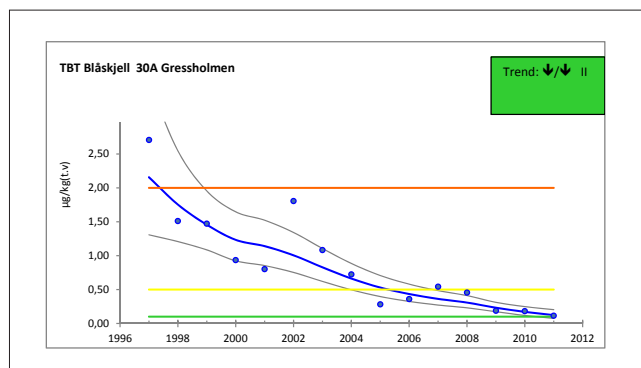
Figur 38. PCB i blåskjell fra Indre Oslofjord (Akershuskaia). Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Grenser for grad av forurensning er markert (se Figur 36 for nærmere forklaring). Data fra NIVA/KLIF, rapport TA2974/2012.



Figur 39. Konsentrasjonen av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i filet av torsk fanget henholdsvis i området ved Færder (øverst) og vest for Nesodden (nederst). Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Grenser for grad av forurensning er markert (se Figur 36 for nærmere forklaring). Data fra NIVA/KLIF, rapport TA2974/2012.



Figur 40. Konsentrasjonen av kvikksølv (Hg) (mg/kg tørrvekt) i Blåskjell fra Akershuskaia i Indre Oslofjord. Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Grenser for grad av forurensning er markert (se Figur 36 for nærmere forklaring). Data fra NIVA/KLIF, rapport TA2974/2012.



Figur 41. Konsentrasjonen tributyltinn (mg/kg tørrvekt) i Blåskjell fra Gressholmen i Indre Oslofjord. Symbolene er medianverdier og linjene er glidende midler av medianverdiene. Grenser for grad av forurensning er markert (se Figur 36 for nærmere forklaring). Data fra NIVA/KLIF, rapport TA2974/2012.

Som nevnt i innledningen så er Indre Oslofjord et innelukket område omkranset av byer og tettsteder med en raskt økende befolkning. Holder man typiske industrifjorder (eksempelvis Sørfjorden og Frierfjorden) utenom så er det en tendens til at det Indre Oslofjord observeres høyere miljøgiftkonsentrasjoner enn i en del andre områder som blant annet Ytre Oslofjord (**Figur 36, Figur 37, Figur 39**). Også miljøgifter som polypromerte difenyletere (PBDE), perfluoralkylforbindelser (PFC) synes å opptre i noe høye konsentrasjoner i Indre Oslofjord (Green et al. 2012). Det samme gjelder forbindelser fra personlige pleieprodukter som enkelte siloksaner (Arp. 2012). De noe høye konsentrasjonene av enkelte miljøgifter i Indre Oslofjord antas i stor grad å skyldes fjordens innelukkede karakter i kombinasjon med nærhet til en stor befolkningmengde og alt det medfører i form av utslipp av ulike slag.

Biologiske effekter av miljøgifter på fisk

Kjemiske stoffer som slippes ut i miljøet ender i betydelig grad til slutt opp i havet. Noen av disse stoffene kan gi redusert vekst, påvirke immunsystemet eller på andre måter påvirke helsen til marine organismer. Måling av biomarkører er metoder som benyttes til å kvantifisere responser på miljøgifter, tilsvarende undersøkelser som gjøres av leger for å stille diagnose for en pasient. Biomarkør-analyser brukes derfor til å vurdere om miljøgifter i fjorden påvirker marine organismer. Målsetningen har vært å følge opp eventuelle effekter av miljøgifter på torsk i Indre Oslofjord og sammenligne responsene med det en ser i torsk fra et område utenfor Hvaler (Ytre Oslofjord). Overvåkingsprogrammet benyttes også til å prøve ut nye metoder som en del av et internt forskningsprosjekt ved Institutt for biovitenskap, UiO. Deler av arbeidet gjøres som studentoppgaver og prøvene fra 2012 er av denne grunn ennå ikke ferdig analysert. I prøvene fra 2011 ble det som et tillegg analysert for DNA-skade i hvite blodlegemer i torsk fra begge områdene.

Siden undersøkelsene startet i 2002 har resultatene vist at torsk i Indre Oslofjord er mer påvirket av tjærestoffer (poly-sykliske aromatiske hydrokarboner, PAH), sammenliknet med torsk innsamlet i Ytre Oslofjord. Den viktigste kilden til PAH er olje, men det vil også være tilførsler gjennom luft, blant annet fra fossilt brensel. Siden tjærestoffer brytes raskt ned i fisk blir belastningen målt som nebytningsprodukter/metabolitter i fiskens galle. Som i tidligere år var det i 2011 klare forskjeller mellom områdene: torsk fra Indre Oslofjord har 5-6 ganger høyere nivåer enn torsk fra Ytre Oslofjord. PAH-belastningen i Indre Oslofjord har tidligere vist en svakt nedadgående tendens, men økte svakt igjen i 2011. PAH kan blant annet gi DNA-skade og kreft.

Noen biomarkører påvirkes av flere grupper miljøgifter. En av metodene som har vært mest brukt globalt de siste tiårene benytter seg av enzymet cytokrom P4501A som påvirkes av de kreftfremkallende PAHene, noen PCBer og dioksiner. Denne biomarkøren ble i 2011 målt på to ulike måter i overvåkings-

programmet (mengde og enzymaktivitet). Det har siden undersøkelsene begynte vært høyere respons i denne biomarkøren i torsk fra Indre Oslofjord enn i torsk fra Hvaler, noe som stemmer overens med nivåene av PCB i lever (målt som del av et nasjonalt overvåkingsprogram, se **Figur 36**) og PAH-metabolitter i galle. Det har imidlertid ikke vært noen økning i responsen over de senere årene i denne markøren, og det er heller ingen klare tegn til endringer i nivåer av PCB (**Figur 36, Figur 37**) eller dioksin i Indre Oslofjord. Økt tilstedeværelse av stoffer som påvirker cytokrom P4501A kan også gi DNA-skade hos fisk, og det ble funnet mer DNA-skade i de hvite blodlegemene hos torsk fra Indre Oslofjord sammenliknet med torsk fra Ytre Oslofjord. Arbeid pågår (2012) for å utvikle biomarkører for immunrespons i hvite blodlegemer hos torsk fra Indre Oslofjord. En biomarkør for blyeksponering, ALA-D, har tidligere vist at torsk i Indre Oslofjord har vært påvirket (2002-2008) selv om det har vært noe variasjon mellom årene. Målinger de siste årene viser ingen forskjeller i ALA-D mellom Indre og Ytre Oslofjord og verdiene er innenfor normalområdet for torsk.

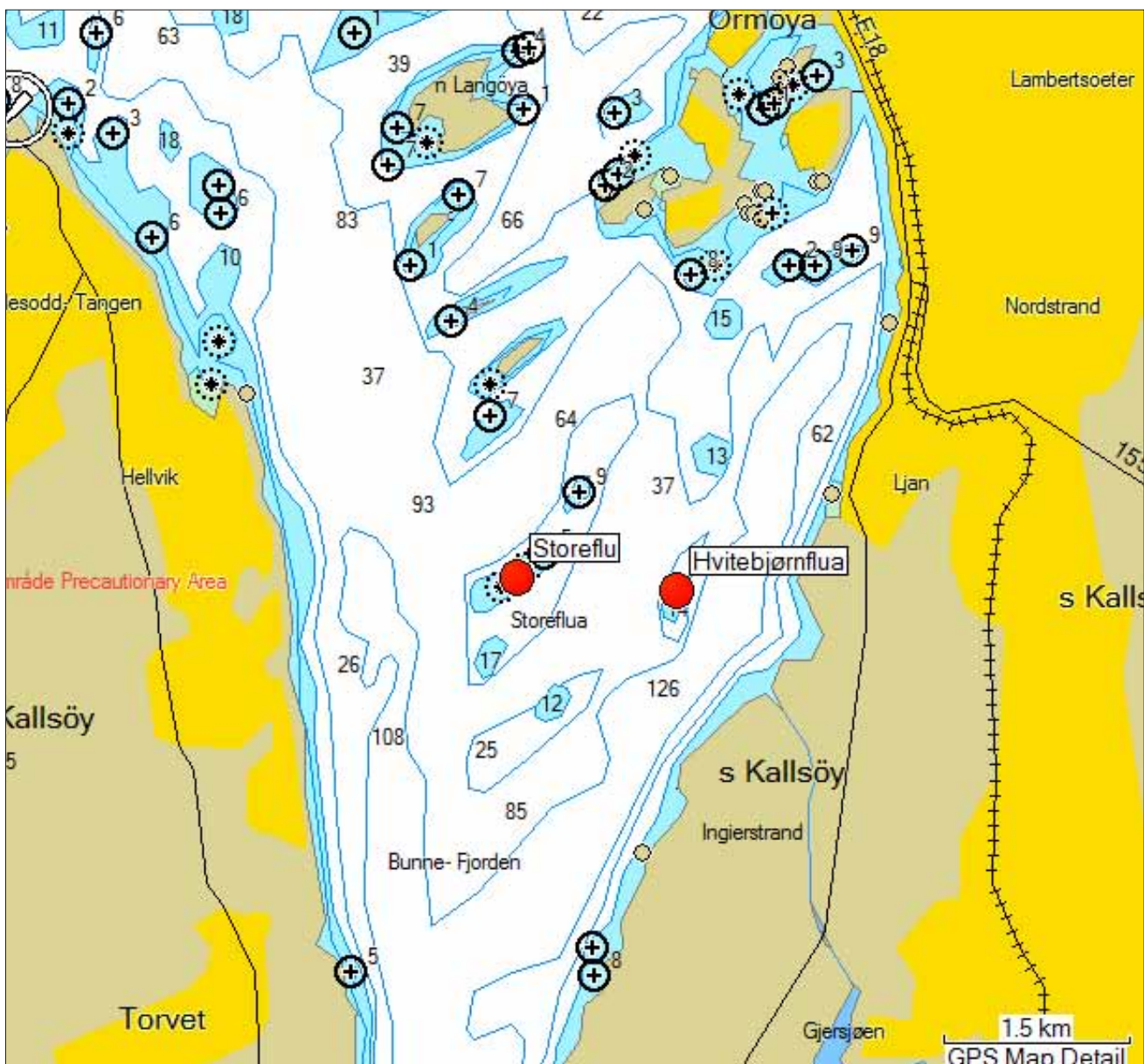
I de siste årene har det også vært benyttet en biomarkør for påvirkning av nervesystemet: acetylkolinesterase (AChE). AChE regnes i all hovedsak som en biomarkør for organofosfater og karbamater (pesticider; insektmidler), men andre stoffgrupper kan trolig også påvirke enzymet, f.eks. aromatiske stoffer i olje/produsertvann. Kanskje litt overraskende viser resultatene for denne biomarkøren at det er større påvirkning på torsk fra slike stoffer utenfor Hvaler enn i Indre Oslofjord og man kan jo spekulere i om dette skyldes forbindelser som skylles ut med Glomma og som ikke opptrer i tilsvarende konsentrasjoner i Indre Oslofjord.

Kunstig øy i Indre Oslofjord?

I forbindelse med bygging av Norges lengste jernbanetunnel fra Oslo til Ski (Follobanen) blir det store mengder overskuddsmasser (størrelsesorden 6 mill m³). Et av forslagene for bruk av disse massene er å lage en kunstig øy i Indre Oslofjord. I prinsippet vil anleggelse av en kunstig øy også gi en «undervannsfylling» og det opprinnelige bunnområdet endrer karakter fra et naturområde til et område som strukturmessig er tydelig antropogent forandret. En slik forandring vil vedvare og være synlig ved undervannsinnspeksjon i all overskuelig fremtid, men vil viskes noe ut etterhvert som fyllingen «tettes» og overdekkes av sedimenterende materiale. Over tid vil det også skje en nyetablering (suksessjon) av planter og dyr som til slutt ender i en flora og fauna som er tilnærmet det som er naturlig for områdets og bunnforholdenes nye karakter. Dersom anleggelse av en kunstig øy skaper et mer heterogent miljø enn tidligere (eksempelvis med flere hulrom) kan en også tenke seg en viss positiv effekt ved at det nye substratet lokker til seg flere fisk- og krepsdyrarter enn en hadde tidligere, og etter hvert vil man kunne få en økt forekomst av bl.a. hummer.

Det er til nå foreslått to lokaliseringalternativer (Hvitebjørnsflu og Storeflu) for en slik kunstig øy (Berge et al 2012). Begge ligger i Bunnefjorden (**Figur 42**). Ved det ene alternativet tenker en seg en øy anlagt rundt noen grunner (minstedyp i dag: 14 og 23 m) ca. 1,2 km vest for Hvervenbukta (Hvitebjørnsflu se **Figur 42**). Området har i dag ingen vernestatus av noe slag. Ut fra det vi ellers vet om Bunnefjorden antar vi at bunnen i området er nedslammet og med en relativt fattig fauna. Området ligger i dag for dypt til at det er noen betydelig primærproduksjon av bunnlevende alger. Før området benyttes til en eventuell deponering bør en imidlertid foreta en kartlegging av organismer i området. Dette begrunnes i at anleggelse av en slik øy trolig vil kreve en viss overvåking av rekoloniseringsforløpet etter anleggsperioden. I den sammenheng er det av betydning å vite hva som var der av organismer i utgangspunktet.

Det andre alternativet ligger ved Storeflu i Bunnefjorden (se **Figur 42**). Den grunneste delen av område inneholder noen skvalpeskjær. Grunnområdet er trolig det største grunnområdet i Bunnefjorden som er frittliggende og ikke er knyttet til



Figur 42. Kart over Bunnefjorden med to alternative områder for anleggelse av en kunstig øy.

fastlandet eller større øyer. Plante- og dyrelivet i området ved Storeflu er registrert i et prosjekt som NIVA har for «Fagrådet». I overflaten og ned til ca. 3 m dyp var det frisk algevegetasjon med bl.a. sagtang (*Fucus serratus*), tarmgrønsker (*Ulva spp.*) og diverse røde buskformete alger. Det var også dyr som bl.a. vanlig sjøstjerne (*Asterias rubens*), kråkeboller (*Echinoidea*), strandsnegl (*Littorina spp.*) og ulike sjøpunger (*Ascidacea*). Algevegetasjonen avtok gradvis nedover i dypet, og det ble ikke observert opprett algevegetasjon dypere enn 5 m. Fra 5 m til rundt 20 m var det svært mye kråkeboller og tomme muslingskall. Det ble også observert bl.a. ulike sjøpunger, dødmannshånd (*Alcyonium digitatum*), sjøstjerner og slangestjerner (*Ophiuroidea*) og sjøanemoner (*Actinaria*) som f.eks. sjønellik (*Metridium senile*). Dypere enn 20 m var fjellet mer nedslammet, og det er områder med bløtbunn. Det ble observert mye rør fra børstemark (*Polychaeta*) både på fjell, sediment og bløtbunn. Det ble også observert bl.a. sjøanemoner som f.eks. korallnellik (*Protanthea simplex*), sjøpunger som f.eks. tarmsjøpung (*Ciona intestinalis*) og enkelte kråkeboller. Ut fra registreringene ser det ut til at faunaene og floraen ved Storeflu stort sett er lik det en finner i ytre del av Bunnefjorden. Området ved Storeflu er beiteområde for svartand (vinter), ærfugl (sommer), sjøorre (vinter) og lomvi (vinter).

Dersom anleggelse av en kunstig øy gjøres i et område som i dag ligger dypere enn ca. 5-15m (antatt nedre voksegrense for alger i Indre Oslofjord, se også **Figur 33**) vil en kunne få en miljøgevinst i form av økt bunnareal innenfor dyp tilsvarende nedre voksegrense for alger. Dette vil føre til økt produktivitet av bunnlevende alger og økt forekomst av grunnvannsorganismer. Dersom en anlegger en kunstig øy i et område som i dag er grunnere enn ca. 15 m (slik som ved Storeflu) oppnås ikke en slik økt produktivitet av fastsittende alger og en må forvente fokus på områdets nåværende bruk som beiteområde for fugl, fritidsformål, rekreasjon. Det vil være rimelig å anta at etablering av en kunstig øy uansett anleggelsessted vil skape stor debatt. Uansett plassering av en eventuell kunstig øy vil landskapsvern også kunne bli en faktor i vurderingene.

Det er foreslått mange bruksområder for en slik kunstig øy (boligformål, hytter, akvarium, båthavn, båtgarasje, næringsvirksomhet, friluftformål og rekreasjon).

Forutsetningen bør imidlertid være at den nye øya, hvis den blir realisert, totalt sett skal representere en berikelse for fjordmiljøet og brukerne av fjorden, og samtidig i tilstrekkelig grad ivaretar hensynet til eksisterende dyre- og plantesamfunn i området. Ut fra de to lokaliseringalternativene som nå foreligger vurderes alternativet ved Storeflu som det dårligste ut fra et miljøsynspunkt (Berge 2012). Til forskjell fra øyalternativet ved Hvitbjørnsflu vil anleggelse av en kunstig øy ved Storeflu også påvirke grunnområder og organismegruppene som finnes der. Selv om de organismesamfunnene som befinner seg i grunnområdet ved Storeflu er de samme som en ellers finner i den ytre delen av Bunnefjorden, så er grunnområdets størrelse og beliggenhet unikt for Bunnefjorden. Dette forhold trekker ned når det gjelder alternativet med en kunstig øy ved Storeflu.

Referanser

- Arp, H.P. 2012. Sammenstilling av norske screening data for utvalgte "nye" stoffer (2002 – 2012), Klif rapport, TA2982/2012, 615s.
- Berge, J.A., Amundsen, C.E., Eggen, T., Hylland, K., Bøe, E.. 2005. Nedbrytning og biotilgjengelighet av tinnorganiske forbindelser i marine sedimenter. NIVA rapport nr. 4996, 41s
- Berge, J.A. 2012. Nytt dobbeltspor Oslo-Ski, Follobanene. Vurdering av mulige lokaliteter i Indre Oslofjord for deponering av usorterte overskuddsmasser. Notat nr UOS-00-A-36122 rev A utarbeidet for Jernbaneverket, 42s.
- Green, N.W., Schøyen, M., Øxnevad, S., Ruus, A., Høgåsen, T., Beylich, B., Håvardstun, J., Gudmundsen Rogne, Å. K., Tveiten, L. 2012. Hazardous substances in fjords and coastal waters- 2011. Levels, trends and effects. Long-term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal waters, NIVA-rapport nr. 6432 (TA2974/2012), 264s.
-



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no