

Konsekvensvurdering av utslipp av olje fra kabelbrudd i Drøbaksundet, Oslofjord



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

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

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


| | | |
|---|---------------------------------------|--------------------|
| Tittel Konsekvensvurdering av utslipp av olje fra kabelbrudd i Drøbaksundet, Oslofjord. | Løpenr. (for bestilling) 5663-2008 | Dato 15.09.2008 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-28237 | Sider Pris 28 |
| Forfatter(e) Bakke, Torgeir Källqvist, Torsten Berge, John Arthur Øxnevad, Sigurd | Fagområde Marine miljøgifter | Distribusjon |
| | Geografisk område Akershus | Trykket NIVA |

| | |
|---------------------------------------|----------------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Statnett SF, Oslo | Oppdragsreferanse Ordre 12729 |
|---------------------------------------|----------------------------------|


Sammendrag

NIVA har vurdert miljøkonsekvensene av utslipp av 4000 l høyraffinert mineralolje fra Statnetts undersjøiske kabel mellom Solberg og Brenntangen i Drøbaksundet. Utslippet skjedde i perioden 17-26 april 2008 og var synlig som tynn oljefilm som spredte seg i flere retninger. Stranding ble observert på østsiden mellom Brenntangen og Emmerstad. Kabeloljen er lite vannløselig, regnes ikke som miljøfarlig, men er lite nedbrytbar og kan muligens bioakkumulere. Toksisitetstester med brukt kabelolje viste lav giftighet og det er liten sannsynlighet for skade på det pelagiske økosystemet. Det var ingen synlig tilgrising av strender og liten sannsynlighet for økologisk skade i strandsonen, men lokale blåskjell viste svake tegn til å ha akkumulert oljerelatert PAH. Det er ingen rapport om skadet sjøfugl. Videre tiltak mot oljesølet og oppfølgende miljøovervåking ansees å være lite nyttig.

| | |
|-----------------------------|------------------------------------|
| Fire norske emneord | Fire engelske emneord |
| 1. Oljespill | 1. Oil spill |
| 2. PAH-akkumulering | 2. Accumulation of PAH |
| 3. Toksisitet | 3. Toxicity |
| 4. Miljøkonsekvensvurdering | 4. Environmental impact assessment |



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Konsekvensvurdering av utslipp av olje fra kabelbrudd i Drøbaksundet, Oslofjorden

Forord

Denne miljøkonsekvensutredningen er utarbeidet av NIVA på forespørsel fra Statnett SF i forbindelse med et uhellsutslipp av olje fra brudd på undersjøisk kabel i Drøbaksundet mellom Solberg og Brenntangen i april 2008. Det er tidligere utarbeidet et notat om de første vurderinger som NIVA gjorde kort etter utslippet, og det ble avtalt at en mer dyptgripende konsekvensutredning skulle utarbeides etter som man fikk mer informasjon om akuttoksisitet av oljen og akkumulering i blåskjell. Nøkkelpersonell for gjennomføring av utredningen har vært seniorforsker Torsten Källqvist, NIVA (toksisitetstesting), forsker John Arthur Berge, NIVA (planlegging og innsamling av blåskjell) og forskningsassistent Sigurd Øxnevad, NIVA (innsamling og opparbeiding av blåskjell). Alle disse takkes for innsatsen. Seniorforsker Torgeir Bakke, NIVA har vært prosjektleder og stått for samlet tolkning av data og utforming av sluttrapport.

Kontaktperson hos Statnett har vært Helge Brakestad.

Oslo, 15 September 2008

Torgeir Bakke

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 7 |
| Summary | 8 |
| 1. Bakgrunn | 9 |
| 2. Hendelsesforløp | 10 |
| 3. Karakteristikk av utslippet | 11 |
| 3.1 Fysiske og kjemiske egenskaper | 11 |
| 3.2 Nedbrytbarhet | 11 |
| 3.3 Fordampning | 11 |
| 3.4 HMS- og miljøklassifisering | 11 |
| 4. Spredning med vannmassene | 12 |
| 5. Sannsynlighet og mulig omfang av effekter på økosystemet | 13 |
| 5.1 Giftighetsgrenser og testing av akvatisk toksisitet | 13 |
| 5.2 Sannsynlig influensområde | 13 |
| 5.3 Sannsynlig eksponeringstid | 13 |
| 5.4 Risiko for bioakkumulering | 14 |
| 6. Sammenfatning av konsekvensvurderingen | 15 |
| 6.1 Sannsynlighet for at det har forekommet lokale akutte effekter. | 15 |
| 6.2 Risiko for langsiktige økologiske effekter | 15 |
| 6.3 Behov for videre avbøtende tiltak | 15 |
| 6.4 Behov for oppfølgende miljøovervåking | 15 |
| Vedlegg A. Rapport fra toksisitets-tester på brukt kabelolje | 16 |
| Vedlegg B. Rapport fra vevsanalyser av PAH i blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>) | 21 |
| Vedlegg C. Rådata PAH i blåskjell | 28 |

Sammendrag

I perioden 17 – 26 april 2008 skjedde det et utslipp av anslagsvis 4000 liter olje fra brudd på Statnetts undersjøiske kabel ved bunnen på ca 200 m dyp midtfjords mellom Solberg og Brenntangen i Drøbaksundet. Oppsamling av oljen i sjø ble vurdert som lite hensiktsmessig. Oljen viste seg som et tynt oljeflak langs midten av fjorden og som små ansamlinger langs land fra Brenntangen til Emmerstadbukta og har sannsynligvis strandet i enkelte områder.

På grunnlag av informasjon om hendelsen, oljens egenskaper, toksisitetstesting og analyse av oljekomponenter i lokale blåskjell har NIVA vurdert miljøkonsekvenser av utslippet. Oljen er en høyraffinert mineralolje, stort sett uløselig i vann og ikke regnet som miljøfarlig. Oljen regnes ikke som lett bionedbrytbar og kan muligens akkumulere i organismer.

Toksisitetstester gjennomført på representanter for plante- og dyreplankton ved eksponering til vannfasen etter blanding av brukt kabelolje og sjøvann viste at grensen for akutte effekter ligger klart over de høyeste konsentrasjoner vi regner med har forekommet i vannmassene under utslippet. Det er derfor svært liten sannsynlighet for at utslippet har forårsaket skade på organismene i de frie vannmassene.

Olje nær land viste seg som tynn oljefilm og det er ingen indikasjon på at strandet olje har tilgriset strandsonen. Strendene er stort sett svaberg med stor selvrensingsevne, og det er lite sannsynlig at oljen har forårsaket økologisk skade. Ut fra erfaring fra andre og større oljeutslipp regnes at eventuelle, ikke påviste, økologiske effekter vil være kortvarige (full restitusjon etter en vekstsesong). Det var svake tegn til akkumulering av oljerelatert PAH i blåskjell på en av de påvirkede strendene, men uten at skjellene ble klassifisert som forurenset i følge SFTs klassifiseringssystem.

Det er ikke rapportert skadet eller tilgriset sjøfugl etter utslippet.

Det er ikke noen hensikt å vurdere ytterligere leting og fjerning av eventuell restolje fra sjø eller strand nå ca 5 mnd etterpå, og det ansees heller ikke som nyttig å gjennomføre noen oppfølgende kjemisk eller biologisk overvåking i resipienten for utslippet.

Summary

Title: Environmental impact assessment of an oil spill due to a power cable breakage in Drøbaksundet, Oslofjord.
Year: 2008.
Authors: Torgeir Bakke, Torsten Källqvist, John Arthur Berge, Sigurd Øxnevad.
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5398-6

During 17 – 26 April 2008 approximately 4000 litres of oil leaked out to sea from the Statnett subsea power cable at 200 m depth between Solberg and Brenntangen in the Oslofjord. Collection of surface oil was considered not practical. The spill appeared as a thin surface sheen centrally along the fjord and in patches close to land between Brenntangen and Emmerstadbukta where it may have stranded.

On request from Statnett NIVA has assessed the possible environmental impact of the spill on basis of spill history, oil properties, toxicity tests, and levels of oil components in local blue mussel (*Mytilus edulis*). The oil is a highly refined mineral oil, practically insoluble in water, and not considered toxic to aquatic organisms. It is not readily biodegradable and may bioaccumulate.

Toxicity tests of the water accommodated fraction of the oil on species representative of phyto- and zooplankton showed that the lower limit of acute effects was considerably higher than the highest oil concentrations expected in the water masses at the spill site. The probability that the local pelagic ecosystem was damaged is therefore low.

There was no indication of any significant stranding of the oil. The receiving littoral zone is dominated by rocky shores with strong ability for self cleaning and any ecological damage here is not likely to have occurred. Experience from other and larger spills suggests that any such damage would be of short duration (full recovery after the subsequent growth season). Analysis showed subtle accumulation of oil related PAHs in blue mussel at one of the impacted shores, but the tissue levels of sum PAHs were still within the natural background range.

There are no reports of damaged or oil polluted seabirds after the spill.

Any further search for or removal of oil at sea or in the littoral zone is pointless after 5 months, and it is not considered of any value to initiate any further chemical or biological monitoring at the sites that received the oil.

1. Bakgrunn

I perioden 17 – 26 april 2008 skjedde det et utslipp av olje fra brudd på Statnetts undersjøiske kabel som går mellom Solberg og Brenntangen i ytre del av Drøbaksundet. På forespørsel fra Statnett utarbeidet NIVA 14.05.2008 et notat med foreløpig vurdering av sannsynlige miljøkonsekvenser. Det ble samtidig avtalt at NIVA skulle lage en mer utfyllende konsekvensvurdering etter at det var innhentet mer informasjon om oljens egenskaper og gjort utvalgte etterkantundersøkelser. Denne rapporten presenterer den endelige vurderingen av de effekter som utslippet kan ha hatt på det omgivende sjøområdet. Rapporten vurderer også nødvendigheten av oppfølgende undersøkelser for å klarlegge eventuelle langtidsvirkninger.

Vurderingen er gjort på basis av informasjon fra Statnett om hendelsesforløp, mengde og spredningsmønster for oljen, datablad for fysisk, kjemisk og toksikologisk karakteristikk av oljen, samt resultater fra analyser av polysykliske aromatiske oljekomponenter i blåskjell og toksisitetstester av den aktuelle oljen.

2. Hendelsesforløp

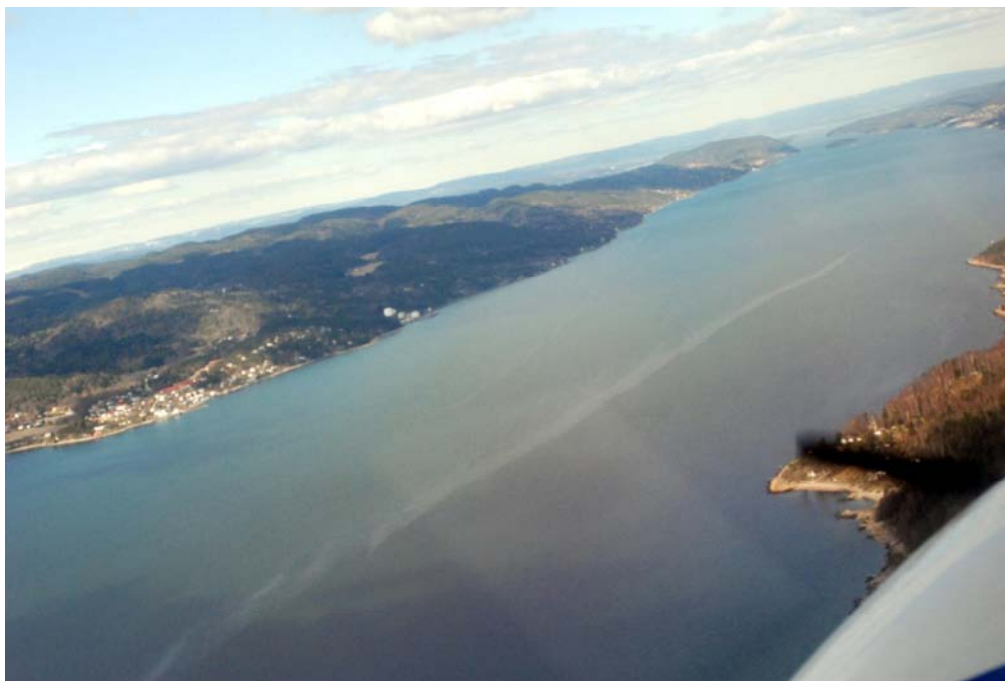
Hendelsesforløpet er beskrevet av Statnett i brev av 21.04.2008 (ref 08/103) til Kystverket. Utslippet startet på morgenen 17.04.2008 fra Statnetts 420 kV kabel Sylling – Tegneby. Utslippet skjedde på bunnen på ca 200 m dyp omtrent midtfjords og ble oppdaget som fall i oljetrykk i kabelen.

Brannvesenet og Alarmsentralen i Moss ble varslet om utslippet samme morgen. Det ble da oppgitt at anslagsvis 500 liter lav-viskøs mineralolje hadde lekket ut til sjø. Det ble samtidig observert olje på havoverflaten. For å unngå vanninntrenging i kabelen var det nødvendig å holde oljetrykket oppe ved kontinuerlig etterfylling fra landsiden. Statnett konkluderte også med at kabelen måtte taes opp for reparasjon. Dette arbeidet ble satt i gang 23.04.2008 og kabelen var fjernet 26.04.2008. I følge Statnett slapp anslagsvis 4000 liter olje ut til sjø.

Foto fra overvåkingsfly 17.04.2008 samt fra befaring med helikopter 22.04.2008 påviste et tynt oljeflak som først var samlet som en stripe midt i fjorden (Figur 1), men som etter hvert spredte seg som små ansamlinger langs land fra Brenntangen nordover til Emmerstadbukta på østsiden av fjorden, og som en stripe over mot Tofte på vestsiden. Oljen synes da i ferd med å brytes ned.

Etter befaring med båt samme dag som utslippet startet, konkluderte Brannvesenet at det var liten hensikt å benytte oljelenser fordi det dreide seg om tyntflytende olje. Det ble heller ikke satt i verk andre spredningsbegrensende tiltak mot oljen på overflaten.

NIVA ble kontaktet om saken den 28.04.2008 og fikk samtidig oversendt flere flyfotos av spredningsbildet tatt 17.04 og 22.04.2008, samt HMS-datablad (2007) og produktbeskrivelse fra BP (2003) om oljen T 3588. På grunnlag av dette materialet og annen informasjon fra Statnett oversendte NIVA 14.05.2008 et notat til Statnett med foreløpig vurdering av sannsynlig miljøskade av utslippet.



Figur 1. Flyfoto 17.04.2008 av tynt oljefilm fra utslippet som har spredt seg sentralt langsetter fjorden i nærheten av Filtvedt (kilde: Statnett).

3. Karakteristikk av utslippet

3.1 Fysiske og kjemiske egenskaper

Oljen betegnes som kabelolje T 3588. Ifølge HMS Datablad (2007) er det en høyraffinert mineralolje som inneholder 9-11 % lette, hydrogenbehandlede destillater og 3-5 % hydrogenavsøvlet kerosin. Den er ravfarget, oppgitt som uløselig i vann og med egenvekt 0,88 g/cm³. Den er ikke regnet som miljøfarlig.

3.2 Nedbrytbarhet

T 3588 betegnes som "ikke lett bionedbrytbar". Databladene er ikke konsekvente mht risiko for bioakkumulering. HMS-datablad (2007) betegner at den har potensiale for bioakkumulering, mens produktbeskrivelsen fra BP (2003) sier at den ikke er forventet å bioakkumulere.

3.3 Fordampning

Oljen er oppgitt til å ha et kokepunkt på over 250 °C og forventes derfor ikke å fordampe nevneverdig fra havoverflaten under de gitte forholdene.

3.4 HMS- og miljøklassifisering

De hydrogenbehandlede destillatene og kerosin i T 3588 har begge klassifisering Xn (helseskadelig), R65 (kan forårsake lungeskade ved svelging) og R66 (tørr, sprukken hud ved gjentatt eksponering). Den forventes ikke å være akuttoksisk for akvatiske organismer.

4. Spredning med vannmassene

Den lave egenvekten og karakteristikken som uløselig i vann tilsier at mesteparten av oljen har spredt seg som flak og film på sjøoverflaten. Man kan likevel ikke utelukke at en del av oljen er blitt innblandet (dispergert) i vannet under vandringen fra bunnen til overflaten og gjennom bølger og propellgenerert innblanding fra passerende skip. Miljøvirkningene av den dispergerte oljen er vanskelig å anslå, men siden effekten av dispergert olje først og fremst skjer ved at oljekomponenter løses ut i vannet, og oljen betegnes som uløselig i vann, er risikoen for effekter på organismer i vannmassene lav. Dette forsterkes av den store fortynningen av dispergerte oljedråper som vil ha skjedd.

Spredningen på overflaten er beskrevet ovenfor (kapittel 2) ut fra fly- og helikopterobservasjoner. Spredningen skjedde både nordover og sørvestover fra utslippspunktet. Observasjonene viste oljeflak nær land og oljen har derfor også sannsynligvis strandet i enkelte områder. Oljefilmen som vises på flyfoto (for eksempel Figur 2) var imidlertid tynn og slik akkumulering må regnes som liten.



Figur 2. Flyfoto 22.04.2008 av oljefilm utenfor strandsonen sør for Emmerstadbukta. Kilde Statnett.

5. Sannsynlighet og mulig omfang av effekter på økosystemet

5.1 Giftighetsgrenser og testing av akvatisk toksisitet

HMS datablad (2007) betegner T 3588 som ikke akuttoksisk for akvatiske organismer. Det ble likevel besluttet å teste giftigheten av brukt olje fra den skadede kabelen siden bruken kan ha endret de toksiske egenskapene. Testingen ble gjort på en såkalt "water accomodated fraction" WAF som vil etterligne den formen av olje som organismer i vannmassene i verste fall vil bli eksponert til. WAF lages ved å blande olje og sjøvann kontinuerlig i ca 1-2 døgn ved moderat omrøring. Dett vil gi en tilnærmet mettet blanding av løst og dispergert olje, der mengdeforholdet bestemmes av oljens fysiske egenskaper. Kjemisk analyse av hvor mye olje som virkelig var løst/dispergert i de anvendte WAF-doser ble ikke gjort.

Rapport fra de gjennomførte testene er gitt i Vedlegg 1. Testene viste at kabeloljen er lite giftig for en vanlig forekommende marin planteplanktonart (mikroalgen *Skeletonema costatum*), men en svak hemming ble påvist ved eksponering til en den mest konsentrerte WAFen laget av 10 g olje pr liter sjøvann. Siden selv de høyeste WAF-nivåene som ble testet var lite giftige for algen *Skeletonema costatum*, kan vi konkludere at utslippet ikke har hatt effekter av betydning på planteplankton i området.

For en typisk dyreplanktonart (krepsdyret *Acartia tonsa*) ble det observert en økning i dødelighet ved økende blandingsforhold mellom olje og vann opp til 3.2 g olje pr liter, mens en høyere dose (10 g olje pr liter) ikke ga ytterligere økning i dødeligheten ut over 40 %. Resultatet tyder på en økende utløsning av toksiske komponenter fra oljen til vannfasen ved blandingsforhold olje/vann opp til 3,2/1000, og at WAFen da var tilnærmet mettet slik at høyere blandingsforhold ikke ga større utløsning.

Ut fra resultatene kan en regne at hydrokarbonkonsentrasjonen i WAF laget på 0,1 g olje pr liter vann er nedre grense for påvisbar akutt dødelighet hos *A. tonsa*. Vi kjenner ikke den reelle hydrokarbonkonsentrasjon i denne WAFen, men regner ut fra tidligere analyser av olje i WAF at den var over 1 mg/l. Konsentrasjon av hydrokarboner i vannmassene under større oljeflak har erfaringsmessig ligget under 0,7 mg/l. Grensen for akutte effekter på *A. tonsa* er derfor høyere enn antatt konsentrasjon i vannmassene selv nær utslippet. Med videre fortykning med omgivende vann er det derfor lite sannsynlig at utslippet har hatt virkninger på dyreplanktonet rundt utslippspunktet.

5.2 Sannsynlig influensområde

Vi er ikke kjent med at det ble foretatt flere fly- eller helikopterbefaringer av olje på sjøoverflaten etter 22.04.2008. Vi kan likevel regne med at den utbredelsen som da ble observert ikke økte i nevneverdig grad både fordi observert olje forekom som tynn flekkvis film, og fordi det var tegn til at oljen allerede da var i ferd med å forsvinne. Målt strømhastighet i overflaten i området er normalt 10 – 30 cm/sek og pulser tydelig med tidevannet slik at netto vannbevegelse i en retning er liten < 5 cm/sek. Ut fra dette vil oljen teoretisk ha forflyttet seg mindre enn 20 km fra 17.04.2008 til 22.04.2008. Vi regner derfor at influensområdet er begrenset til den midtre og sørlige del av Drøbaksundet.

5.3 Sannsynlig eksponeringstid

Eksponeringstiden for olje av betydning på sjøoverflaten regnes ikke å være i særlig grad lenger enn den perioden utslippet foregikk (17 – 26 april), på grunn av spredning, innblanding og nedbryning. Eksponeringstiden for strandet olje regnes å ha vært lenger, og avhenger helt av strandområdets

selvrensingsevne. På bølgeutsatt svaberg kan vi regne med en oppholdstid på noen dager, på beskyttede sand og mudderstrener kan begravd olje bli liggende flere år. Under innsamling av blåskjell på antatt oljeutsatte strender ved Emmerstadbukta 03.07.2008 dvs ca 2,5 mnd etter at utslippet stoppet, var det ikke tegn til at olje ble mobilisert ved tråkking på bløtbunnsstrand. Vi regner derfor med at maksimal eksponeringstid for olje av betydning har vært mindre enn 2 mnd på bløtbunnsstrand og betydelig mindre på steinstrand.

5.4 Risiko for bioakkumulering

HMS-databladene påpeker at det kan være risiko for bioakkumulering av T 3588, og det ble besluttet å gjennomføre analyse av vevsinnhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH, i blåskjell fra strender der det fra helikopter var observert olje i sjøen utenfor. Olje inneholder ulike mengder av PAH og innholdet i kabeloljen er ikke kjent. PAH ble likevel valgt fordi disse stoffene bare langsomt brytes ned i blåskjell og fordi PAH er betraktet som mer miljøbetenkelig enn øvrige oljekomponenter. Analysene omfattet også et sett av PAH-forbindelser, NPD¹, som erfaringsmessig har vært typiske for oljer. Dette ble gjort for å kunne skille PAH-belastningen fra olje fra diffus belastning som kan skyldes forbrenning og andre kilder.

Blåskjell ble samlet inn 03.07.2008 fra to forventet oljebelastede lokaliteter ved Emmerstadbukta samt en referansestasjon ved NIVAs forskningsstasjon Solbergstrand mellom Hvitsten og Drøbak. Resultatene fra analysene er rapportert i detalj i Vedlegg 2.

Resultatene viser gjennomgående samme trekk på alle de tre lokalitetene. NPD-ene dominerte og utgjorde 87 – 96 % av total PAH, noe som viser at blåskjell fra Drøbaksundet generelt er mer påvirket av oljerelatert enn forbrenningsrelatert PAH, antakelig fra båttrafikken. En av stasjonene som hadde vært utsatt for olje (Emmerstad 1) hadde signifikant høyere NPD-nivå enn kontrollstasjonen på Solbergstrand. Analysene viste også at blåskjell fra de to stasjonene ved Emmerstadbukta hadde en mer oljepreget PAH-sammensetning (PAH-profil) enn blåskjell fra referansestasjonen lenger nord. Dette kan tyde på en svak akkumulering av olje fra utslippet.

Ser man bort fra signalet på akkumulering av NPD, lå samtlige prøver i klasse I (ubetydelig eller lite forurenset) i SFTs miljøkvalitetssystem for klassifisering av PAH i blåskjell. Dette bekrefter at bioakkumuleringen var lav og at mengde olje som strandet var ubetydelig.

¹ Summen av naftalen, fenantren, dibenzothiofen og C1-C3 alkylhomologer av disse.

6. Sammenfatning av konsekvensvurderingen

6.1 Sannsynlighet for at det har forekommet lokale akutte effekter.

Organismer i vannmassene

Toksisitetstestene gjennomført på representanter for plante- og dyreplankton eksponert brukt kabelolje i sjøvann viste at grensen for effekter ligger langt over de høyeste konsentrasjoner vi regner med har forekommet løst og dispergert i vannmassene under utslippet. Disse konsentrasjonene er også blitt raskt fortynnet med innblanding av omgivende vann slik at eksponering til mulige skadelige konsentrasjoner uansett har vært kortvarig. Det er derfor svært liten sannsynlighet for at utslippet har forårsaket skade på organismene i de frie vannmassene.

Organismer på strand

De observerte oljeforekomstene nær land har bestått av tynn oljefilm og det er liten sannsynlighet for at oljen har strandet i slike mengder at de fysisk har gitt skade ved tilgrising. Vi regner også med at eksponeringen til strandet olje har vært relativt kortvarig på grunn av at strendene stort sett består av svaberg med stor selvrensingsevne, og at det derfor er lite sannsynlig at oljen har forårsaket økologisk skade. Analyser viste svake tegn til akkumulering av oljerelaterte PAH-forbindelser i blåskjell på en av de belastede strendene, men uten at skjellene var forurenset i følge SFTs klassifiseringssystem. Totalt sett er det derfor lite sannsynlig at oljeutslippet har gitt økologiske skader i strandsonen.

Sjøfugl

Vi er ikke kjent med at det er innrapportert skadet eller tilgriset sjøfugl etter utslippet. Oljeskade på sjøfugl har allmenn stor oppmerksomhet og dersom skade ble observert regner vi med at det hadde framkommet i lokale medier.

6.2 Risiko for langsiktige økologiske effekter

Økologiske effekter av utslippet er ikke påvist, men det er heller ikke gjort noen systematiske undersøkelser som kan verifisere hvorvidt effekter har forekommet. De miljøvirkningene som eventuelt kan ha forekommet uten å være observert, vil ut fra erfaring fra andre og større oljeutslipp være kortvarige (full restitusjon etter en vekstsesong). Mengden som ble sluppet ut var i dette tilfellet liten (ca 3,5 tonn), utslippet skjedde i en åpen resipient med god vannutskiftning, oljetypen er lite toksisk, flyobservasjonene kunne ikke påvise større ansamlinger av olje i strandsonen og akkumulering av oljekomponenter i blåskjell var ubetydelig. Det er derfor overveiende sannsynlig at utslippet ikke vil føre til påvisbare langsiktige økologiske effekter på det marine miljøet i Oslofjorden.

6.3 Behov for videre avbøtende tiltak

Myndighetene vurderte det som lite hensiktsmessig å forsøke å samle opp oljen eller begrense dens utbredelse i akuttfasen av utslippet. Det er enda mindre grunnlag for slike tiltak nå ca 5 mnd etterpå. Det er heller ikke grunn til å vurdere noen form for fjerning av strandet olje så lenge slike ansamlinger ikke er påvist.

6.4 Behov for oppfølgende miljøovervåking

Siden undersøkelsene NIVA gjennomførte ikke indikerte biologiske effekter eller akkumulering av betydning ser vi liten nytte av å gjennomføre noen oppfølgende kjemisk eller biologisk overvåking i resipienten for utslippet.

Vedlegg A. Rapport fra toksisitets-tester på brukt kabelolje

Toksisitetstest av kabelolje

Torsten Källqvist, Torgeir Bakke, NIVA

Testgjennomføring

En prøve av kabelolje merket Indre Oslofjord Syll-Tegn Kabel 2, 23.06.08 ble motatt av NIVA ca 10.07.2008. Oljens toksisitet er undersøkt på marine alger (*Skeletonema costatum*) og krepsdyr (*Acartia tonsa*).

Testene ble utført på den vannløselige fraksjonen (Water Accomodated Fraction, WAF) av olje. WAF testmedier med ulike doseringer av olje ble laget ved tilsetning av olje til filtrert sjøvann tatt fra 60 m dyp i ytre Oslofjord (Solbergstrand) i 1-liters glassflasker. Blandingsforholdene var 5 ulike doser fra 0,1 til 10 g olje pr liter sjøvann. Flaskene ble plassert på magnetrørere med omrøring slik at en virvel ble dannet i flasken uten at oljen ble dispergert i sjøvannet. Etter ca. 20 timer i romtemperatur ble røringen stanset. Ca én time senere ble vannfasen sifonert ut fra midten av vannvolumet for testing av toksisitet.

Toksisitetstesten med alger ble utført i henhold til ISO 10253 – Marine algae growth inhibition test. Testen ble satt opp med de 5 WAF-dosene av olje oppgitt ovenfor (0.1 – 10 g/l) med tre replikater og seks kontroller i rent sjøvann. Stamløsninger av næringssalter ble tilsatt til prøvene som deretter ble podet med 5×10^6 celler/l av *S. costatum* fra en kultur i eksponensiell vekst. Etter poding ble kulturene inkubert i glassbeholdere på et ristebord under kontinuerlig belysning fra lysstoffrør som ga $62 \mu\text{mol kvanta m}^{-2} \text{s}^{-1}$ av fotosyntetisk tilgjengelig stråling. Celletettheten i kulturene ble målt med en Coulter Multisizer etter ca. 24, 48 og 72 timer. Veksthastigheten i kulturene ble beregnet fra den logaritmiske økningen i celletetthet i løpet av 72 timer.

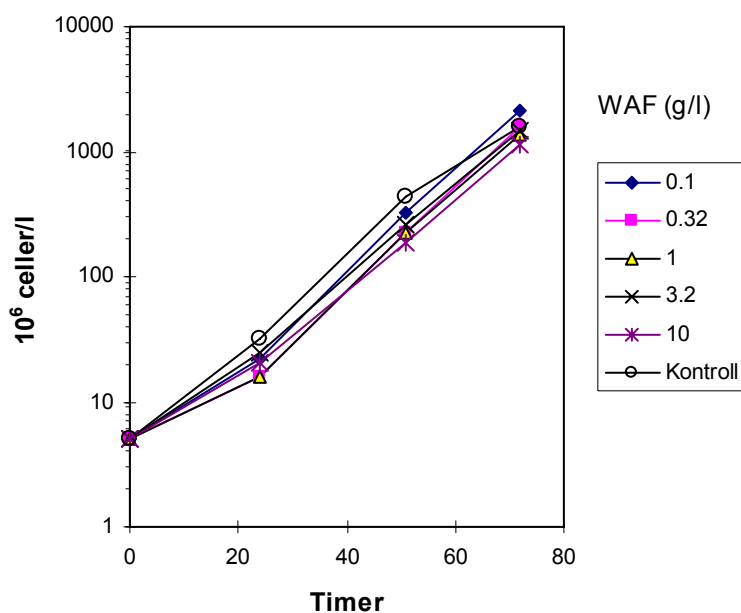
Toksisitetstesten med *Acartia tonsa* ble utført i henhold til ISO 14669; Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (*Copepod, a Crustacea*). I testen brukes testorganismer med en alder av 17-25 døgn. Hver av vannprøvene (WAF) ble fordelt med ca. 40 ml i 4 begere. 5-7 testorganismer ble overført fra en stamkultur til hvert beger. Disse ble inkubert ved 20 ± 1 °C i et klimarom med 16/8 timers lys/mørke. Dyrene ble observert etter 24 og 48 timer under et stereomikroskop og levende og døde forsøksdyr notert.

Letale effektkonsentrasjoner (LC50), ble beregnet ved regresjonsanalyse av overlevelse (%) som funksjon av dose av kabelolje.

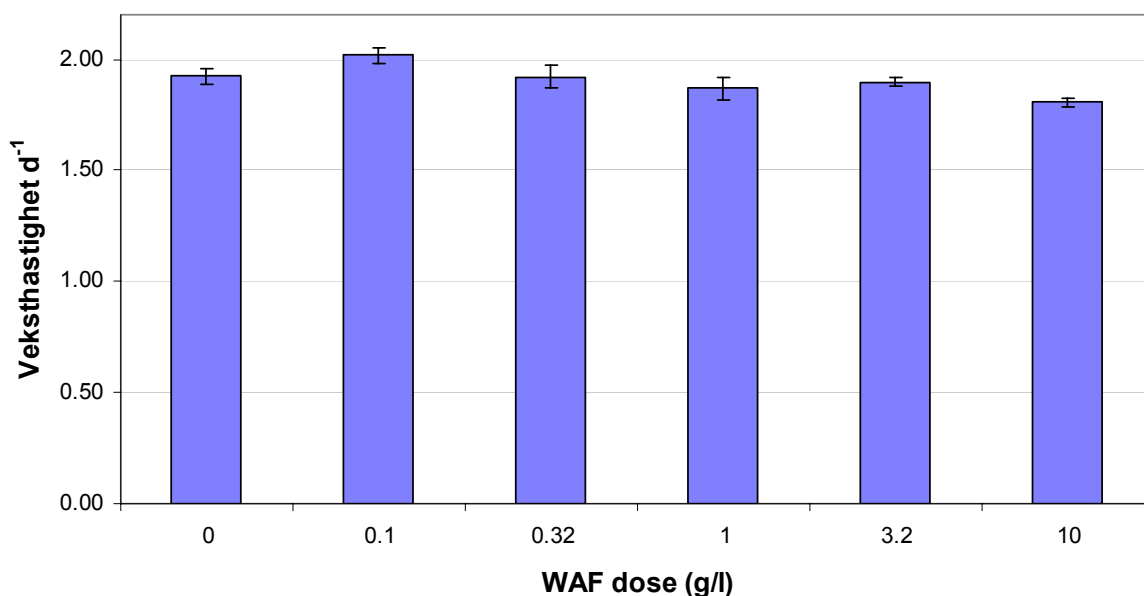
Resultat.

S. costatum

Vekstkurver som viser vekstforløpet av alger ved ulike doser av olje er vist i figur 1. Vekstforløpet tyder på at oljen ga en liten veksthemmende effekt i forhold til kontrollen det første døgnet. Senere er vekstkurvene nær parallelle i alle kulturene. I løpet av det siste døgnet (48-72 timer) dempes veksten i kontrollkulturene noe som følge av at celletettheten er blitt for høy. Dette gjør at forskjellene i celletetthet som er synlige i den tidlige fasen av testen blir jevnet ut. Veksthastigheten beregnet for hele perioden (0-72 timer) viser derfor små forskjeller i veksthastighet mellom kontroll og WAFer (Se figur 2).



Figur 1. Vekst av *S. costatum* i vannløselige fraksjoner (WAF) ved ulike doser av olje i sjøvann.



Figur 2. Effekt av kabelolje på veksthastigheten til *S. costatum* i WAFer med ulik dosering av olje. (Middelverdi og standardavvik av replikater).

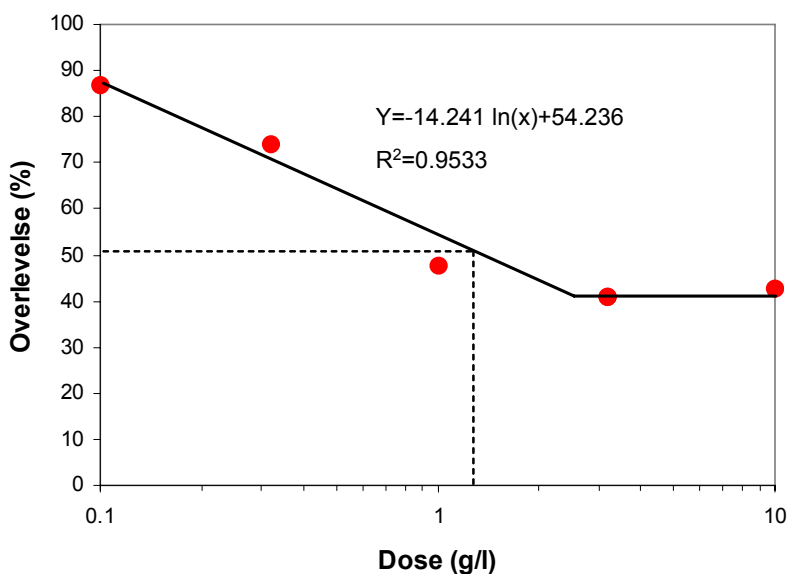
Selv om forskjellene i veksthastighet i de ulike WAF-ene er små viser en statistisk analyse at veksthastigheten ved doseringen 10 g/l er signifikant lavere enn i kontrollen, mens 0.1 g/l gir en signifikant høyere veksthastighet (stimulering). For å undersøke disse forholdene nærmere ble testen gjentatt med WAF-dosene 0.1 og 1 g/l samt fortyninger av disse WAF-ene. I denne testen ble det imidlertid ikke observert noen avvik fra kontrollen og derfor er konklusjonen at dosen 10 g/l ga en svak (6%) hemming av veksten av *S. costatum* mens lavere doser ikke ga påvisbare effekter.

Acartia tonsa

I kontrollvannet ble det observert mindre enn 10 % dødelighet som er gyldighetskriteriet i testmetoden. Overlevelsen minket med økende dose av WAF til ca. 40 % ved dosene 3.2 og 10 g/l. Dose/respons-plottet i figur 3 viser at responskurven ikke kan beskrives med probit-modellen. Det observerte responsmønsteret kan tyde på at konsentrasjoner av komponenter som er toksiske for *A. tonsa* har økt med dosen av olje opp til 3.2 g/l for deretter å flate ut som følge av metning. Responsen kan da beskrives med en logaritmisk funksjon i doseområdet 0.1-3.3 g/l som vist i figur 3. Fra regresjonsligningen kan LC50-verdien beregnes til 1.4 g/l. Målingene av løst oksygen etter 48 timer viser at dødeligheten ikke skyldes lav oksygenkonsentrasjon i vannet.

Tabell1. Observert overlevelse av *Acartia tonsa* i WAF med ulike doser av kabelolje.

| Dose (WAF) g/l | Antall dyr | Antall levende 24 timer | Antall levende 48 timer | Løst oksygen (48 timer) mg/l |
|----------------|------------|-------------------------|-------------------------|------------------------------|
| 0.10 | 23 | 22 | 20 | 8.8 |
| 0.32 | 23 | 22 | 17 | 8.8 |
| 1.0 | 21 | 19 | 10 | 8.8 |
| 3.2 | 22 | 15 | 9 | 8.8 |
| 10 | 21 | 16 | 9 | 8.9 |
| 0 (kontroll) | 23 | 22 | 21 | 8.9 |

Figur 3. Dose/responsplot for effekt av kabelolje på overlevelse av *Acartia tonsa* i WAF etter 48 timer.

Konklusjon av toksisitetstestene

Toksisitetstesten viser at kabeloljen er lite giftig for algen *Skeletonema costatum*, men en svak hemming ble påvist ved dosering av 10 g/l. For krepsdyret *Acartia tonsa* ble det observert en doserelatert økning i dødelighet i området 0.1-3.2 g/l, mens en høyere dose (10 g/l) ga ikke ytterligere økning i dødeligheten, som var 40 %. Resultatet tyder på en viss utløsning av toksiske komponenter fra oljen til vannfasen. Dødeligheten ved dosen 0.1 g/l var marginalt høyere enn i kontrollen (13 resp.

9 %) og 0.1 g/l kan derfor regnes som en nedre grense for påvisbar effekt på akutt dødelighet av *A. tonsa*.

Kommentar til testkonsentrasjonene

Den høyeste dosen tilsvarer en teoretisk oljekonsentrasjon i sjøvannet på 10 000 mg/l, den laveste til 100 mg/l. Det er ikke kjent hvor høy den reelle hydrokarbonkonsentrasjonen i WAFen var, men etter 20 timers omrøring kan man ut fra erfaring regne med at vannet var tilnærmet mettet med vannløselige komponenter, iallfall i de høyere dosene og at det i tillegg forekom dispergerte oljedråper i WAFen. Tidligere forsøk har vist at en WAF vil kunne ha hydrokarbonkonsentrasjoner (oppløst + dispergert) i området ca 1-10 mg/l, og vi antar at dette også er de startkonsentrasjonene som testorganismene reelt ble utsatt for. Erfaring fra diverse oljesøl viser at man sjelden kommer over 0,5 - 1 mg/l oljehydrokarboner i vannmassene under oljeflak. Under de rolige værforholdene som var under utslippet av kabelolje og de betydelige fortyningene som må ha forekommet, er det sannsynlig at nivåene i vannmassene jevnt over var mye lavere enn dette. Vi må derfor kunne anta at testene ble utført ved reelle oljekonsentrasjoner som var klart høyere enn det som var i sjøvannet under og etter utslippet av kabelolje, og at nedre grense for akutteffekter av denne oljen derfor også var klart høyere enn det som fantes i sjøen.

Siden selv de høyeste WAF-nivåene som ble testet var lite giftige for algen *Skeletonema costatum*, kan vi konkludere at utslippet ikke har hatt effekter av betydning på planteplankton i området.

Krepsdyret *A. tonsa* som modell for dyreplankton var noe mer følsom med nedre effektgrense på 100 mg/l WAF. Selv i denne WAFen kan vi regne med at reell hydrokarbonkonsentrasjon var over 1 mg/l, og derfor høyere enn antatt konsentrasjon i vannmassene ved utslippet. Det er derfor også lite sannsynlig at utslippet har hatt virkninger på dyreplanktonet rundt utslippspunktet.

**Vedlegg B. Rapport fra vevsanalyser av PAH i
blåskjell (*Mytilus edulis*)**

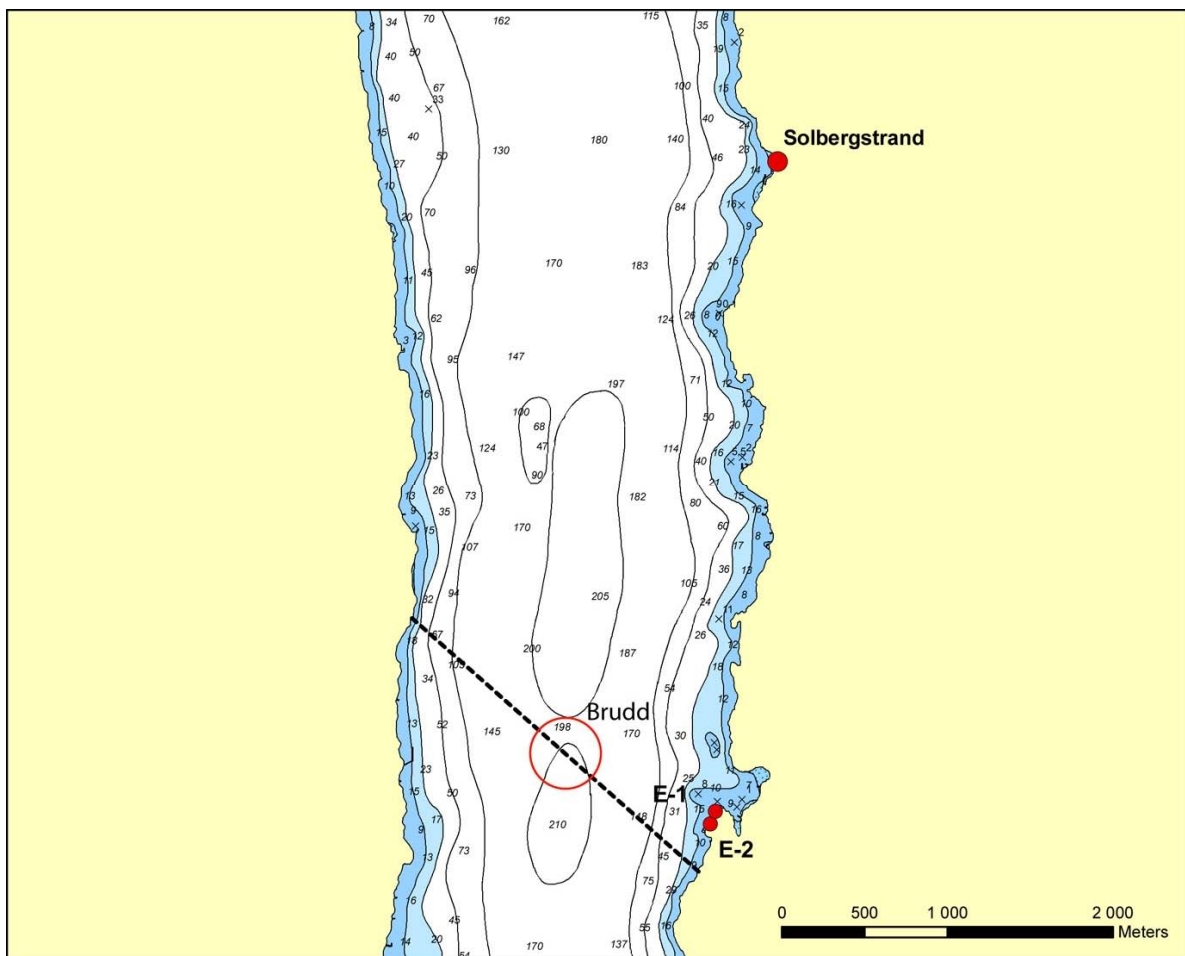
Resultater av PAH-analyser av blåskjell i antatt oljepåvirkede områder.

Torgeir Bakke, Sigurd Øxnevad, John Arthur Berge, NIVA

Innsamling

Det ble samlet inn blåskjell fra to stasjoner i Emmerstadorrådet 03.07.2008 (Figur). Analyse av flyfoto tatt under utslippet viste at disse strandområdene hadde vært i kontakt med tynne oljeflak (oil sheen). Det ble også samlet inn skjell fra en kontrollstasjon ved NIVAs forskningsstasjon Solbergstrand som ligger mellom Hvitsten og Drøbak: 59°36,947' E 010°39,174. Skjell herfra har tidligere vist seg å ha lavt PAH-innhold. Det var ingen synlige rester etter olje i fjæra på de to lokalitetene. Det kom heller ikke olje til syne når man vasset i vannkanten og rotet litt rundt blant tang og store steiner.

Skjellene ble frosset ned etter innsamling, og tint opp og opparbeidet 3.juli 2008. Det ble laget tre parallelle prøver å 20 skjell fra de tre lokalitetene.



Figur 1. Kart over stasjoner for innsamling av blåskjell til PAH-analyse. Stiplet linje angir sjøkabelen som fikk med brudd (antydnet med rød sirkel).



Figur 2. Stasjon Emmerstad 1: N 59°34,864' E 010°39,039'. Øverst stasjonsfoto ved innsamling 03.07.2008 (foto: S. Øxnevad), nederst flyfoto tatt 22.04.2008 som viser oljefilm på vannoverflaten (kilde: Statnett).



Figur 3. Stasjon Emmerstad 2: N 59°34,864' E 010°39,039'. Øverst stasjonsfoto ved innsamling 03.07.2008 (foto: S. Øxnevad), nederst flyfoto tatt 22.04.2008 som viser oljefilm på vannoverflaten (kilde: Statnett).

Analyser

Skjellprøvene, totalt 9 prøver, ble analysert for innhold av di- og polysykliske aromatiske hydrokarboner. Analysene omfattet både de 16 komponentene som inngår i standard PAH-analyser (sum PAH16), og det sett av komponenter som er mer typiske for PAH i olje (summen av naftalen, fenantren og dibenzothiofen, samt C1 – C3 substituerte homologer av de samme forbindelsene – til sammen betegnet sum NPD eller bare NPD).

Resultater

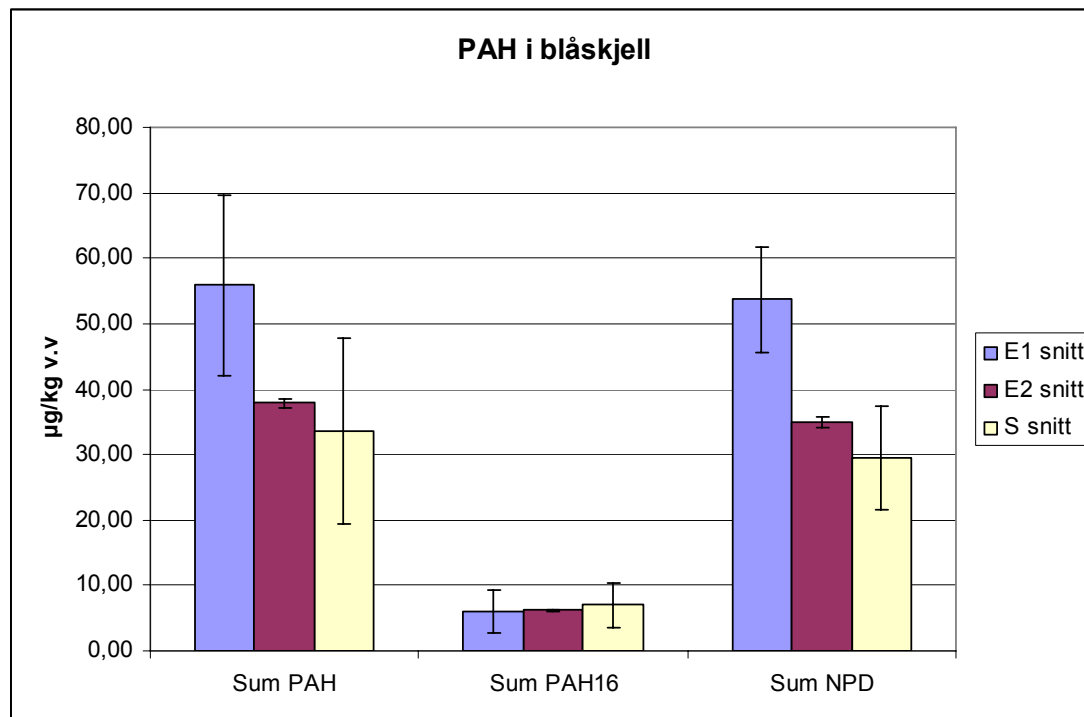
Vevskonsentrasjoner av PAH

Tabell 1 og Figur 4 viser totalnivåene av de målte PAH-ene, nivåene av sum PAH₁₆ og av NPD i de enkelte parallellene. Gjennomsnitt og standardavvik pr stasjon er også vist.

Tabell 1. Konsentrasjoner av PAH i blåskjellprøvene (µg/kg v.v.). Sum PAH: sum av alle de analyserte forbindelsene; Sum PAH₁₆: sum av de 16 forbindelsene som det er knyttet størst helse- og miljøbekymring til; Sum NPD: sum av et utvalg forbindelser som erfaringsmessig er typiske for PAH i olje. Siste kolonne viser hvor mye NPD utgjør av Sum PAH som vektprosent.

| | Sum PAH | Sum PAH₁₆ | Sum NPD | NPD%PAH |
|---------------------|----------------|-----------------------------|----------------|----------------|
| | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | |
| Emmerstad 1, gl 1 | 43,22 | 6,29 | 40,3 | 93,2 % |
| Emmerstad 1, gl 2 | 53,81 | 5,31 | 52,3 | 97,2 % |
| Emmerstad 1, gl 3 | 70,58 | 6,38 | 68,4 | 96,9 % |
| Snitt | 55,87 | 5,99 | 53,67 | 96 % |
| <i>SD</i> | <i>13,80</i> | <i>0,59</i> | <i>14,10</i> | <i>2 %</i> |
| Emmerstad 2, gl 1 | 39,64 | 6,04 | 37,3 | 94,1 % |
| Emmerstad 2, gl 2 | 39,85 | 6,15 | 36,71 | 92,1 % |
| Emmerstad 2, gl 3 | 34,06 | 6,26 | 31,16 | 91,5 % |
| Snitt | 37,85 | 6,15 | 35,06 | 93 % |
| <i>SD</i> | <i>3,28</i> | <i>0,11</i> | <i>3,39</i> | <i>1 %</i> |
| Solbergstrand, gl 1 | 36,18 | 7,98 | 31,3 | 86,5 % |
| Solbergstrand, gl 2 | 24,56 | 6,76 | 20,7 | 84,3 % |
| Solbergstrand, gl 3 | 39,97 | 6,37 | 36,4 | 91,1 % |
| Snitt | 33,57 | 7,04 | 29,47 | 87 % |
| <i>SD</i> | <i>8,03</i> | <i>0,84</i> | <i>8,01</i> | <i>3 %</i> |

Resultatene viser gjennomgående samme trekk på alle stasjonene. NPD-ene dominerte og utgjorde 87 – 96 % av total PAH, noe som viser at blåskjell fra Drøbaksundet generelt er mer påvirket av oljerelatert enn forbrenningsrelatert PAH, antakelig fra båttrafikken. Figur 4 viser at det var ingen signifikant forskjell mellom prøvene mht sum av alle PAH-forbindelsene og sum PAH₁₆, men at en av stasjonene som hadde vært utsatt for olje (Emmerstad 1) hadde signifikant høyere NPD-nivå enn kontrollstasjonen på Solbergstrand. Dette kan være en svak påvirkning fra utslippet. Ser man bort fra dette signalet på NPD lå samtlige prøver i klasse I (ubetydelig eller lite forurenset) i SFTs miljøkvalitetssystem for klassifisering av PAH i blåskjell.



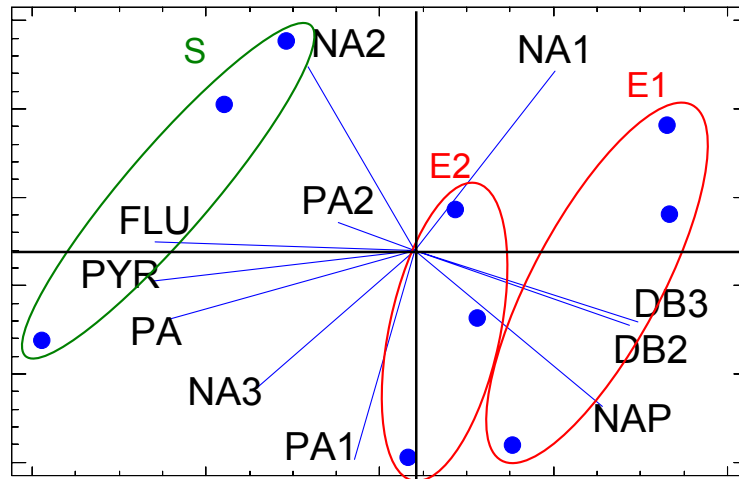
Figur 4. Gjennomsnitt og standardavvik av PAH i blåskjell fra de tre stasjonene.

PAH-sammensetning (PAH-profil)

Det ble også gjort en statistisk analyse av relativ fordeling av de ulike PAH-forbindelsene i de enkelte skjellprøvene ved bruk av prinsipalkomponentanalyse. Dette er en statistisk metode for å analysere likhet mellom ulike prøver i sammensetning av et sett av stoffer. Resultatet framstilles grafisk. Før analysen ble de PAH-forbindelsene som hadde konsentrasjoner under deteksjonsgrensen fjernet. Videre ble konsentrasjonen av den hver forbindelse uttrykt som prosent av summen av alle forbindelsene i prøven. Dette ble gjort for å eliminere konsentrasjonsforskjeller og rendyrke profilforskjeller.

Resultatet av analysen (Figur 5) viser at det var klart skille i PAH-profil mellom de seks prøvene fra Emmerstadbukta og de tre fra referansestasjonen på Solbergstrand. Prøvene fra stasjon E1 viste størst forskjell fra referansestasjonen, noe som samsvarer med forskjellene i konsentrasjon også. Videre viser figuren at PAH-profilene fra Emmerstadbukta var dominert av naftalen, metylnaftalen og metylert dibenzothiofen som alle er typiske olje-PAHer, mens prøvene fra referansestasjonen var dominert av fenantren, pyren og fluoren som er noe mer forbrenningsrelatert samt trimetylnaftalen som er oljerelatert.

Selv om totalkonsentrasjonene av PAH tilsvarte naturlig bakgrunn (SFT klasse I) i alle skjellprøvene tyder profilforskjellene på at blåskjell fra Emmerstadbukta har vært eksponert for en annen PAH-sammensetning (dvs en annen kilde) enn blåskjell fra Solbergstrand, mest sannsynlig forårsaket av strandet olje.



Figur 5. PCA biplott av likhet i PAH-profil mellom de ulike blandprøvene av blåskjell. Hvert punkt angir en blandprøve og avstanden mellom punktene er mål for forskjellen i PAH-sammensetning. Prøver fra samme stasjon er innringet og merket (cf Figur 1). Linjene fra sentrum og forkortelsene angir hvilke PAH-komponenter som dominerer i de ulike prøvene. Nærhet mellom en linje og et punkt viser at denne komponenten dominerer i prøven. Dette 2-dimensjonale plottet forklarer 76 % av total varians i PAH-sammensetning, noe som ansees å gi et godt bilde av profilmforskjellene.

Konklusjon

Vi kan derfor konkludere at blåskjell fra stasjonene hvor det var observert olje fra utslippet nær land hadde en annen, mer oljepreget PAH-sammensetning enn blåskjell fra referansestasjonen lenger nord. En av stasjonene hadde også noe forhøyet totalinnhold av oljerelatert PAH som kan ha hatt sin årsak i utslippet. Alle skjellprøvene hadde imidlertid lav konsentrasjon av PAH. Dette viser at oljen fra utslippet ikke har forårsaket noen akkumulering av betydning i blåskjell.

Vedlegg C. Rådata PAH i blåskjell

| Stasjon/prøve | TTS | NAP-B | NAPC1-B | NAPC2-B | ACNLE-B | NAPC3-B | ACNE-B | FLE-B | DBTHI-B |
|---------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | % | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| Emmerstad 1, pr 1 | 17,5 | 1,1 | 2 | 2,6 | <0,5 | 6,6 | <0,5 | 0,56 | <0,5 |
| Emmerstad 1, pr 2 | 15,8 | 1,3 | 3,5 | 7,9 | <0,5 | 5,3 | <0,5 | 0,51 | <0,5 |
| Emmerstad 1, pr 3 | 17 | 1,4 | 5,3 | 12 | <0,5 | 7,4 | <0,5 | 0,56 | <0,5 |
| Emmerstad 2, pr 1 | 16,8 | 1,3 | 2,8 | 4 | <0,5 | 5,4 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Emmerstad 2, pr 2 | 15,2 | 0,71 | 2,8 | 4,6 | <0,5 | 4,6 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Emmerstad 2, pr 3 | 16,1 | 0,96 | <2 | <2 | <0,5 | 4,4 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Solbergstrand, pr 1 | 13,2 | <0,5 | 2,5 | 7,2 | <0,5 | 4,7 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Solbergstrand, pr 2 | 13,7 | <0,5 | <2 | 6 | <0,5 | 4,7 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Solbergstrand, pr 3 | 13,3 | <0,5 | 2,7 | 8,9 | <0,5 | 5,4 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| | PA-B | ANT-B | PAC1-B | DBTC1-B | PAC2-B | PAC3-B | DBTC2-B | DBTC3-B | |
| | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | |
| Emmerstad 1, pr 1 | 2,8 | <0,5 | 3,4 | 3,1 | 4,1 | <2 | 7 | 7,6 | |
| Emmerstad 1, pr 2 | 2,5 | <0,5 | 3,8 | 2,5 | 4,3 | 2,2 | 8 | 11 | |
| Emmerstad 1, pr 3 | 2,8 | <0,5 | 4,2 | 3,4 | 5,1 | 3 | 9,8 | 14 | |
| Emmerstad 2, pr 1 | 2,4 | <0,5 | 3,7 | <2 | 11 | <2 | 2,7 | 4 | |
| Emmerstad 2, pr 2 | 2,3 | <0,5 | 3,4 | <2 | 12 | <2 | 2,3 | 4 | |
| Emmerstad 2, pr 3 | 2,4 | <0,5 | 3,2 | <2 | 11 | 2 | 2,6 | 4,6 | |
| Solbergstrand, pr 1 | 3,1 | <0,5 | 2,8 | <2 | 11 | <2 | <2 | <2 | |
| Solbergstrand, pr 2 | 2,9 | <0,5 | 2,5 | <2 | 2,6 | <2 | <2 | 2 | |
| Solbergstrand, pr 3 | 2,8 | <0,5 | 2,5 | <2 | 12 | <2 | <2 | 2,1 | |
| | FLU-B | PYR-B | BAA-B | BKF-B | BEP-B | BAP-B | PER-B | ICDP-B | |
| | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | |
| Emmerstad 1, pr 1 | 1,2 | 0,63 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0,53 | <0,5 | |
| Emmerstad 1, pr 2 | 1 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | |
| Emmerstad 1, pr 3 | 1,1 | 0,52 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | |
| Emmerstad 2, pr 1 | 1,2 | 0,59 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | |
| Emmerstad 2, pr 2 | 1,1 | 0,58 | 0,89 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | |
| Emmerstad 2, pr 3 | 1,2 | 0,66 | 0,53 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | |
| Solbergstrand, pr 1 | 2,3 | 0,98 | 0,75 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | |
| Solbergstrand, pr 2 | 2,2 | 1,1 | 0,56 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | |
| Solbergstrand, pr 3 | 2,1 | 0,93 | 0,54 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | |
| | DBA3A-B | BGHIP-B | Sum PAH | Sum PAH16 | Sum KPAH | Sum NPD | 9BBJF-B | 9CHR-B | |
| | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | |
| Emmerstad 1, pr 1 | <0,5 | <0,5 | 43,22 | 6,29 | 0 | 40,3 | <0,5 | <0,5 | |
| Emmerstad 1, pr 2 | <0,5 | <0,5 | 53,81 | 5,31 | 0 | 52,3 | <0,5 | <0,5 | |
| Emmerstad 1, pr 3 | <0,5 | <0,5 | 70,58 | 6,38 | 0 | 68,4 | <0,5 | <0,5 | |
| Emmerstad 2, pr 1 | <0,5 | <0,5 | 39,64 | 6,04 | 0 | 37,3 | <0,5 | 0,55 | |
| Emmerstad 2, pr 2 | <0,5 | <0,5 | 39,85 | 6,15 | 0,89 | 36,71 | <0,5 | 0,57 | |
| Emmerstad 2, pr 3 | <0,5 | <0,5 | 34,06 | 6,26 | 0,53 | 31,16 | <0,5 | 0,51 | |
| Solbergstrand, pr 1 | <0,5 | <0,5 | 36,18 | 7,98 | 0,75 | 31,3 | <0,5 | 0,85 | |
| Solbergstrand, pr 2 | <0,5 | <0,5 | 24,56 | 6,76 | 0,56 | 20,7 | <0,5 | <0,5 | |
| Solbergstrand, pr 3 | <0,5 | <0,5 | 39,97 | 6,37 | 0,54 | 36,4 | <0,5 | <0,5 | |

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

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