

# Risikovurdering og tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen



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**

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

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 55 31 22 14

**NIVA Midt-Norge**

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

Tittel Risikovurdering og tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen	Løpenr. (for bestilling) 6380-2012	Dato 2012.05.29
	Prosjektnr. Undernr. O-11391	Sider Pris 39
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Næs, Kristoffer	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) AS Nymo	Oppdragsreferanse
-----------------------------	-------------------

**Sammendrag**

På oppdrag fra Nymo AS har NIVA utarbeidet tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen. Sedimentene er sterkt forurenset av TBT og betydelig forurenset av andre miljøgifter. Kilen er inndelt i tre delområder for risiko- og tiltaks vurdering: delområde A nærmest Nymos verft, delområde B nord for Skjevika og delområde C resten ut til munningen. For en mer nyansert risiko- og tiltaks vurdering er delområde B videre delt inn i 6 mindre områder basert på TBT-forurensning og skipsaktivitet. Trinnvis risikovurdering viser at største gevinst i forhold til kostnad oppnås ved tildekking i delområde A, dernest i underområde Bs1 av delområde B som grenser til A mot øst. Anbefalt tiltak er tildekking med minimum 20 cm rene masser i område A og Bs1 og overvåket naturlig forbedring forøvrig. Alternativ 1 er tildekking i A og overvåket naturlig forbedring i resten av Vikkilen. Alternativ 2 er tildekking i A og B, og Alternativ 3 er tildekking i hele Vikkilen. Nymo tar sikte på tildekking av A i 2012/2013, dernest følge med miljøutviklingen i Kilen i 2 år og dekke til Bs1 i 2016, evt. etter justering av planen på basis av overvåkingen.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Skipsverft	1. Shipyard
2. Sedimentforurensning	2. Sediment contamination
3. Risikovurdering	3. Risk assessment
4. Tiltaksplan	4. Remedial action plan



*Torgeir Bakke*  
Prosjektleder



*Kristoffer Næs*  
Forskningsdirektør

# **Risikovurdering og tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen**

## Forord

*NIVA på oppdrag for AS Nymo utarbeidet en tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen. Tiltaksplanen er basert på tidligere forslag til tiltaksplan for sedimentene og en rekke miljøundersøkelser, samt risikovurderinger gjort i følge Klifs veiledere TA-2230/2007 og TA-2802/2011. Tiltaksplanen i dette dokumentet er også basert på en ny trinnvis risikovurdering av tenkt situasjon etter gradvis økende omfang av tiltak.*

*Torgeir Bakke har vært prosjektleder og ansvarlig for risikovurderinger og utforming av tiltaksplanen. Kristoffer Næs har bidratt med faglige innspill under planlegging og gjennomføring av oppgaven. Kontaktperson hos AS Nymo har vært Per Ståle Windegaard.*

*Oslo, 29.05.2012*

*Torgeir Bakke*

---

# Innhold

<b>Innhold</b>	<b>5</b>
<b>Sammendrag</b>	<b>7</b>
<b>Summary</b>	<b>11</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>15</b>
<b>2. Problembeskrivelse</b>	<b>17</b>
2.1 Områdebeskrivelse	17
2.2 Forurensningstilstand	18
2.3 Tidligere risikovurderinger	20
2.3.1 Helse­risiko	20
2.3.2 Miljørisiko	20
2.3.3 Spredningsrisiko	20
2.3.4 Konklusjoner fra risikovurderingene	21
<b>3. Risikoendring som funksjon av tenkt tiltak i delområde B</b>	<b>23</b>
3.1 Mål og metode	23
3.2 Resultater	24
3.2.1 Overskridelse av Klasse II for miljøgifter i sediment	24
3.2.2 Overskridelse av grenseverdier for økologiske effekter av miljøgifter i porevann	26
3.2.3 Endring i total årlig utlekking av miljøgifter fra sedimentene	26
3.2.4 Endring i årlig utlekking av miljøgifter til vannmassene	27
3.2.5 Overskridelse av grenseverdier for effekter av miljøgifter i overliggende vann	28
3.2.6 Endring i årlig miljøgiftutlekking fra sedimentene til organismer	28
3.2.7 Overskridelse av grenseverdier for effekter på human helse via næringskjeden.	29
3.3 Samlet inntrykk av utlekkings- og risikoreduksjon ved trinnvist tiltak i delområde B.	29
3.3.1 Utlekkingsreduksjon	29
3.3.2 Risikoreduksjon	29
<b>4. Tiltaksplan</b>	<b>31</b>
4.1 Tiltaksalternativer	31
4.2 Forholdet til vannforskriften	31
4.3 Anbefalte tiltak	32
4.3.1 Delområde A	32
4.3.2 Delområde B	32
4.3.3 Delområde C	33
4.3.4 Kostnad for anbefalt tiltak	33
4.4 Alternative tiltak	34
4.4.1 Delområde A	34
4.4.2 Delområde B	34
4.4.3 Delområde C	34

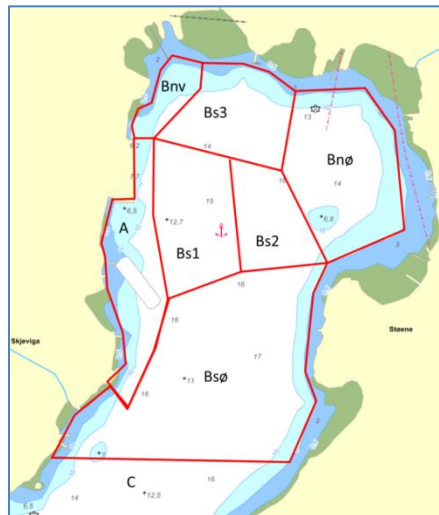
4.5 Sammenfatning av tiltaksalternativene	35
4.6 Fremdriftsplan	35
4.7 Disponering av masser	35
<b>5. Kontroll og avbøtende tiltak</b>	<b>37</b>
5.1 Kontrolltiltak	37
5.2 Avbøtende tiltak	37
5.3 Sluttverifisering	37
5.4 Miljøovervåking	37
<b>6. Litteratur</b>	<b>39</b>

## Sammendrag

I brev av 08.11.2010 påla Klima og forurensningsdirektoratet (Klif, tidligere SFT) AS Nymo, Grimstad å gjennomføre supplerende undersøkelser ved verftsområdet i Vikkilen, Grimstad kommune, og utarbeide tiltaksplan for å fjerne uakseptabel risiko for at forurensning på land og i sjøbunnen. I den sammenhengen er Vikkilen delt inn i tre delområder A (utenfor Nymo), B (øvrig område innenfor Skjevika) og C (ytre del av Vikkilen). Videre er delområde B inndelt i fem underområder med ulik TBT-forurensning og skipstrafikk for å nyansere risikobildet og effekter av tiltak. Denne rapporten presenterer en revidert risikovurdering av de ulike delområdene, gjort etter Klifs veileder TA-2802/2011, samt endelig forslag til tiltaksplan for sjøsedimentene.

Det samlede risikobildet viser en klart høyere risiko for økologiske effekter i sedimentene i delområde A, enn i delområde B og C. Dette samsvarer også med tilstanden i bunnfauna, selv denne også kan skyldes andre faktorer enn miljøgifter i sedimentene. Forskjellen i risiko for økologiske effekter mellom delområde B og C er liten, men likevel noe høyere i delområde B. Toksisitetstester viser klar toksisitet av porevannet i delområde A, men ikke i B og C. Helseisikoen synes først og fremst å være knyttet til transport av benzo(a)pyren fra sedimentet gjennom næringskjeden til sjømat, og bidraget fra de tre delområdene synes være relativt lik. Analyse av PAH i lokal sjømat vil vise om risikoen er reell. Spredningen av metaller og TBT som mengde pr m<sup>2</sup> og år minker i rekkefølge A, B, C, mens den er omtrent lik for benzo(a)pyren. Grunnet svært forskjellig størrelse varierer den totale årlige transporten fra sedimentet (mengde pr år) mer usystematisk mellom delområdene. Samlet beregnet risiko fra sedimentene er høyest i delområde A og lavest i delområde C.

Teoretisk sprednings- og risikogevinst er beregnet for et gradvis større tildekket underområde innenfor A og B (se figur S1 for plassering av underområdene).



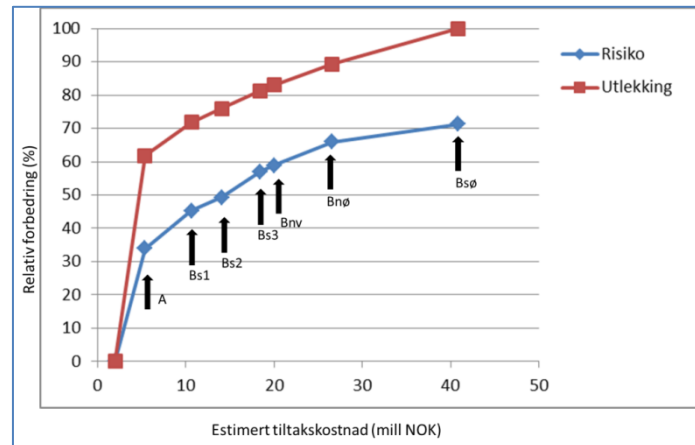
Figur S1. Inndeling av delområde A og B i underområder som grunnlag for en stegvis risiko- og tiltaksvurdering. Bs1, Bs2 og Bs3 utgjør Bsentralt. Tiltakene er av praktiske grunner (bruk av splittlekter) begrenset til områder dypere enn 5 m.

Til sammen 8 tiltaksscenarier er inkludert:

1. Ingen tiltak (dagens situasjon)
2. Tiltak i delområde A
3. Tiltak i delområde A og Bsentralt underområde 1 (Bs1)

4. Tiltak i delområde A og Bsentralt underområde 1 og 2 (Bs1 og Bs2)
5. Tiltak i delområde A og hele Bsentralt
6. Tiltak i delområde A, Bsentralt og Bnv
7. Tiltak i delområde A, Bsentralt, Bnv og Bnø,
8. Tiltak i delområde A Bsentralt, Bnv, Bnø og Bsø (dvs hele A+B).

Gjennom en beregnet sammenheng mellom tiltaksareal og tiltakskostnad har det vært mulig å beregne bedringen i spredning, miljø- og helserisiko som funksjon av tiltakskostnad (Figur S2).



Figur S2. Beregnet redusert risiko (overskridelse av akseptgrenser) og redusert utlekking av de aktuelle miljøgiftene fra sedimentene i område A+B som funksjon av kumulativ estimert tiltakskostnad. Verdiene er gitt som prosent forbedring i forhold til dagens situasjon.

Den klart største spredningsreduksjonen (i snitt 62 %) oppnås ved tiltak i delområde A. For spredning til vannmassene vil tiltak i Bs1 gi størst tilleggsgevinst i forhold til kostnad enn tiltak i de øvrige områdene. For spredning til næringskjeden vil gevinsten ved tiltak i delområde B øke lineært med kostnad, bortsett fra lavest netto gevinst i Bsø.

Reduksjonen i miljø- og helserisiko skjer mer gradvis med tiltaksareal/kostnad enn reduksjonen i spredning. Tiltak i delområde A vil omtrent halvere risikoen fra TBT. Risikoreduksjonen ved videre tiltak i Bsentralt er omtrent lineært koblet til kostnad, mens det er lavest gevinst ved tiltak utenfor dette delområdet. For de øvrige miljøgiftene vil tiltak i delområde A alene gi reduksjon i overskridelse av de ulike grenseverdiene for risiko på 11 – 50 %, lavest for PAH-forbindelsene. Hvis det gjøres tiltak også i underområde Bs1 er samlet reduksjon i overskridelser 15 – 57 %. Ved tiltak i hele Bsentralt er samlet reduksjon i overskridelser 16 – 64 %. M.a.o. vil tiltak i Bsentralt bare gi marginal gevinst ut over tiltak i A.

### Anbefalt tiltak

Anbefalt tiltak i delområde A er tildekking av sedimentene med et dekklag på minimum 20 cm. Etter tidligere tildekking gjenstår det nå ca 25 000 m<sup>2</sup> som må dekkes til. Dekkmaterialet må kunne motstå propellerrosjon utenfor kaiene. For delområde B anbefales tildekking av underområde Bs1 på samme måte som i delområde A. For resten av delområde B anbefales overvåking av naturlig forbedring. For delområde C er anbefalt tiltak også overvåket naturlig forbedring.

Samlet estimert kostnad for anbefalt tiltak er ca 12 mill NOK, inklusive kontrollprogram og etterfølgende miljøovervåking. Det påpekes at dette er en foreløpig kalkyle.



**Alternative tiltak**

Det er ikke foreslått noe alternativt tiltak i delområde A. For delområde B er det satt opp som første alternativ at man kun velger overvåket naturlig forbedring. Hovedargumentet er usikkerheten i reell risikogevinst av tildekking. Som annet alternativ foreslås tildekking av hele delområde B. Begrunnelsen er at dette er eneste måte å oppfylle et krav (slik Vannforskriften kan tolkes) om Klasse II for miljøgifter i sediment raskere enn det man oppnår ved naturlig forbedring. Alternativt tiltak i delområde C er også full tildekking for raskt å oppnå Klasse II for miljøgiftene. I enda større grad enn for delområde B anser vi kostnadene som uforholdsmessig store i forhold til miljøgevinsten.

Tiltakene i prioritert rekkefølge er satt opp i Tabell S1.

<b>Alternativ</b>	<b>Tiltaksbeskrivelse</b>
Anbefalt tiltak	Tildekking i A og Bs1, overvåket naturlig restitusjon i resten av Vikkilen
Alternativ 1	Tildekking i A, overvåket naturlig restitusjon i resten av Vikkilen
Alternativ 2	Tildekking i hele A og B, overvåket naturlig restitusjon i C
Alternativ 3	Tildekking i hele Vikkilen

Nymo tar sikte på å søke om tillatelse til alle tiltakene så snart tiltaksplanen er godkjent av Klif. Det vil være en fordel at arbeidet utsettes til flytedokka, som er lagt ut for salg, er fjernet, men hvis arbeidet kreves igangsatt før det, tar Nymo sikte på å starte i norddelen av delområde A pluss evt. Bs1 senhøstes 2012, og resten så snart dokka er fjernet. Det må tas forbehold om at eventuell islegging på vinteren kan kreve endring i tidsplanen.

Nymo ønsker å kunne gjennomføre anbefalt tiltak i tre faser:

Fase 1: Tildekking i delområde A (2012/2013)

Fase 2: Overvåke øvrige deler av Vikkilen i 2 år (2013/2015)

Fase 3: Tildekking i underområde Bs1 (2016), evt. etter justering av planen på grunnlag av overvåkingen.

Det vil bli etablert et kontrollprogram under anleggsperioden etter sedvanlig mønster med kontinuerlig logging av turbiditet knyttet til alarm ved overskridelse av avtalt turbiditetsgrense, samt stikkprøve-kartlegging av turbiditetsprofiler og miljøgifter i suspendert stoff. Avbøtende tiltak vil ført og fremst være å justere utleggingsprosedyren, men om nødvendig vil bruk av siltskjørt bli vurdert.

Etter avsluttet anleggsarbeid vil man verifisere at sedimentforholdene tilfredsstillende kravene gitt i tiltaksplanen. Det vil også bli gjennomført analyse av miljøgifter i lokal sjømat for å fastslå om anleggsarbeidet har forårsaket spredning av biotilgjengelige miljøgifter.

Det vil bli etablert et etterfølgende miljøovervåkingsprogram med mål å følge den forventede forbedringen av miljøforholdene i Vikkilen på lengre sikt. Elementer vil være:

- fysisk og kjemisk undersøkelse av sedimenttilstand (etter ca 6 år)
- tidsutvikling av miljøgifter i lokal sjømat dersom sluttverifiseringen viser forhøyede nivåer av betydning (hvert 3. år til normaltilstand)
- tidsutviklingen i etableringen av ny sedimentfauna på tildekket bunn og endring/bedring i sedimentfaunaen forøvrig (hvert 3. år til normaltilstand)
- følge reduksjonen i kjønnsforstyrrelse i utvalgte snegle-arter (hvert 2-3. år til normaltilstand).



## Summary

Title: Environmental risk assessment and remediation plan for the marine sediments in Vikkilen.

Year: 2012

Author: Bakke, Torgeir; Næs, Kristoffer

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6115-8

The Climate and Pollution Directorate (Klif) made a request dated 08.11.2010 to AS Nymo, Grimstad municipality to conduct supplementary investigations at their shipyard in Vikkilen and develop a remedial action plan for contaminated ground and seabed sediments at the shipyard. For this purpose Vikkilen has been divided into three subareas A (just outside the yard), B (remaining seafloor north of Skjevika), and C (outer Vikkilen). To make a finer grading of the risk pattern and remediation effects area B has been further divided into 5 sediment areas based on levels of TBT and extent of ship traffic (Figure s1). This report presents a revised risk assessment of the subareas, in compliance with Klif guidelines TA-2802/2011, and a proposed final remediation plan.

The risk pattern shows clearly higher ecological risk from the sediments in subarea A than in the rest of Vikkilen. This corresponds to the state of the sediment fauna, although the reduced fauna condition at approach to the yard also may be explained by other factors than the micropollutants. The difference in risk level between subareas B and C appears to be small and unsystematic, but risk level is still somewhat higher in B. Pore water from A was clearly toxic to selected test organisms, but not pore water from B and C. The health risk was primarily linked to transport of benzo(a)pyrene from the sediments to seafood, and the contribution from the various subareas did not differ. Whether this risk is real or not can only be clarified by seafood tissue analysis. Differences between the subareas in risk of contaminant leakage depend on type of contaminant. The estimated overall risk from the sediments was highest in subarea A and least in C, but the difference between B and C was not very distinct.

The benefit in risk and leakage reduction was estimated in 8 scenarios with gradually larger remediation areas within A and B (cf Figure S1):

1. No remediation
2. Capping of subarea A
3. Capping of subarea A and Bs1
4. Capping of subarea A, Bs1, and 2
5. Capping of subarea A and Bs1, 2, and 3
6. Capping of subarea A Bs1-3, and Bnv
7. Capping of subarea A Bs1-3, Bnv, and Bnø,
8. Capping of total A+Barea.

This enabled calculation of expected improvement in contaminant leakage and environmental/health risk as function of remediation cost.

The largest benefit to cost ratio will be achieved by capping of subarea A. The largest added benefit regarding leakage to the water masses will be achieved by further capping of subarea Bs1. For transport through the food chain the benefit increases linearly with capping area size within B except for least benefit from capping of Bsø.

The health and environmental risks will be reduced more gradually with extent of capping than the contaminant leakage. Capping of subarea A reduces the overall risk from TBT by about 50 %, and from other contaminants by 11-50 %. Capping in Bs1-3 will only give a marginal added benefit.

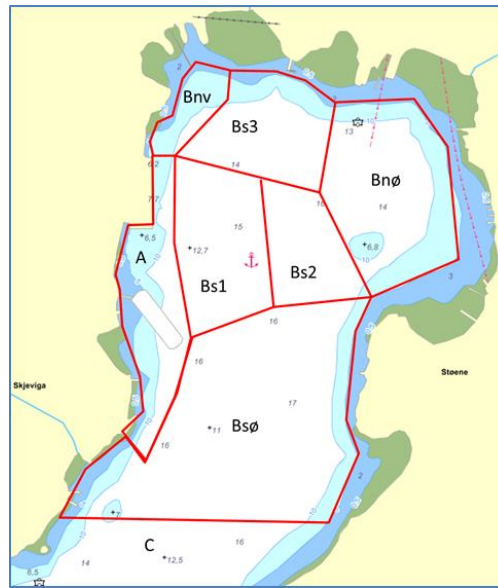


Figure S1. Definition of subareas of the inner Vikkilen as basis for a stepwise risk analysis and remediation plan.

The recommended remediation in subarea A is capping with a 20 cm cap that resists propeller erosion. This will comprise an area of 25 000 m<sup>2</sup>. The recommended remediation in subarea B is to cap area Bs1 as for A and to perform monitored natural attenuation for the rest of subarea B. The recommended remediation in subarea C is monitored natural attenuation. The overall preliminary estimated cost for this action is 12 mill NOK included compliance control and subsequent environmental monitoring.

No alternative remediation is proposed for subarea A. The number 1 alternative for subarea B is monitored natural attenuation for the whole area. The main argument for this is the uncertainty regarding the real risk from the sediments. The number 2 alternative is complete capping of subarea B. The only purpose will be to comply with the assumed Water Quality Regulations demand to achieve environmental quality Class II for the sediments more rapidly than can be expected from natural attenuation. The alternative remediation in subarea C is likewise complete capping, and on basis of the same argument. The benefit to cost ratio of this alternative is considered very low.

Priority remediation is summarised in Table S1 below.

Alternative	Remediation description
Recommended	Capping in A and Bs1, monitored natural attenuation in the rest of Vikkilen
Alternative 1	Capping in A, monitored natural attenuation in the rest of Vikkilen
Alternative 2	Capping in A and B, monitored natural attenuation in C
Alternative 3	Capping all the sediments in Vikkilen

Nymo intends to apply for remediation permit as soon as the remediation plan is approved by Klif. The work should preferably be done after the dry dock, now out for sale, has been removed from subarea A, but if onset is required before that Nymo plans to begin capping in the northern part of A and possibly in Bs1 in the autumn 2012, and complete the work as soon as the dry dock has been removed. Winter ice coverage may demand modification of the time schedule.

Nymo would like to perform the remediation in 3 steps

Phase 1: Capping of subarea A (2012/2013)

Phase 2: Monitor the development in the rest of Vikkilen for 2 years (2013/2015)

Phase 3: Capping of subarea Bs1(2016), possibly adjusting the plan if justified from the monitoring.

A control program will be established for the capping period consisting of continuous fixed point turbidity logging triggering an alarm function at exceedance, point sampling of water for contaminant analysis and logging of turbidity profiles. Remediation in case of unacceptable particle spreading will be to adjust the capping procedure. If necessary the use of particle curtain will be considered.

After remediation the capping will be controlled for compliance to specifications, and analysis of seafood will be made to assess if the remediation activity has mobilized bioavailable contaminants. Also a long term environmental monitoring program will be initiated to follow the expected improvements in environmental conditions in Vikkilen. This will consist of

- Physical/chemical characterization of cap and sediment conditions (after 6 years)
- Following temporal development in levels of seafood contaminants in case these are elevated as result of the remediation work (3 years interval).
- Following establishment of new sediment fauna in the cap, and improvement in the existing fauna state (3 years interval).
- Follow further reduction in reproductive disturbance selected species of littoral gastropods following reduced exposure to TBT (2-3 years interval).



# 1. Innledning

I brev av 08.11.2010 påla Klima og forurensningsdirektoratet (Klif, tidligere SFT) AS Nymo, Grimstad, å gjennomføre supplerende undersøkelser ved verftsområdet i Vikkilen, Grimstad kommune og utarbeide tiltaksplan for å fjerne uakseptabel risiko for at forurensning på land og i sjøbunnen medfører fare for helse, miljø og spredning av miljøgifter. Bakgrunnen var forurensning av sjøsedimentene, primært av tinnorganiske forbindelser, men også av andre miljøgifter. Frist for å sende inn tiltaksplan var 1 juni 2011. Etter søknad fra AS Nymo ble denne fristen forlenget til 1 desember 2011. På forespørsel fra AS Nymo har NIVA i flere omganger gjennomført supplerende undersøkelser bl.a. av sedimenter, bunnfauna, miljøgifter i sjømat fra Vikkilen og gitt forslag til tiltaksplan for sedimentene (Schaanning og Næs 2006, Bakke et al 2008, 2012). Siste reviderte risikovurdering og tiltaksplan (Bakke et al. 2012) ble fremlagt for Klif i møte 06.02.2012, der Nymo fikk frist for levering av endelig tiltaksplan etter Klifs spesifikasjon (TA-2683/2011) innen 01.06.2012.

Denne rapporten presenterer en mer nyansert risikovurdering enn tidligere av ulike delområder for tiltak i Vikkilen, gjort etter Klifs veileder TA-2802/2011. Målet har vært å etablere en operativ sammenheng mellom tiltaksomfang og risikoreduksjon. Rapporten gir på dette grunnlaget en endelig anbefalt tiltaksplan for sjøsedimentene.





## 2. Problembeskrivelse

### 2.1 Områdebeskrivelse

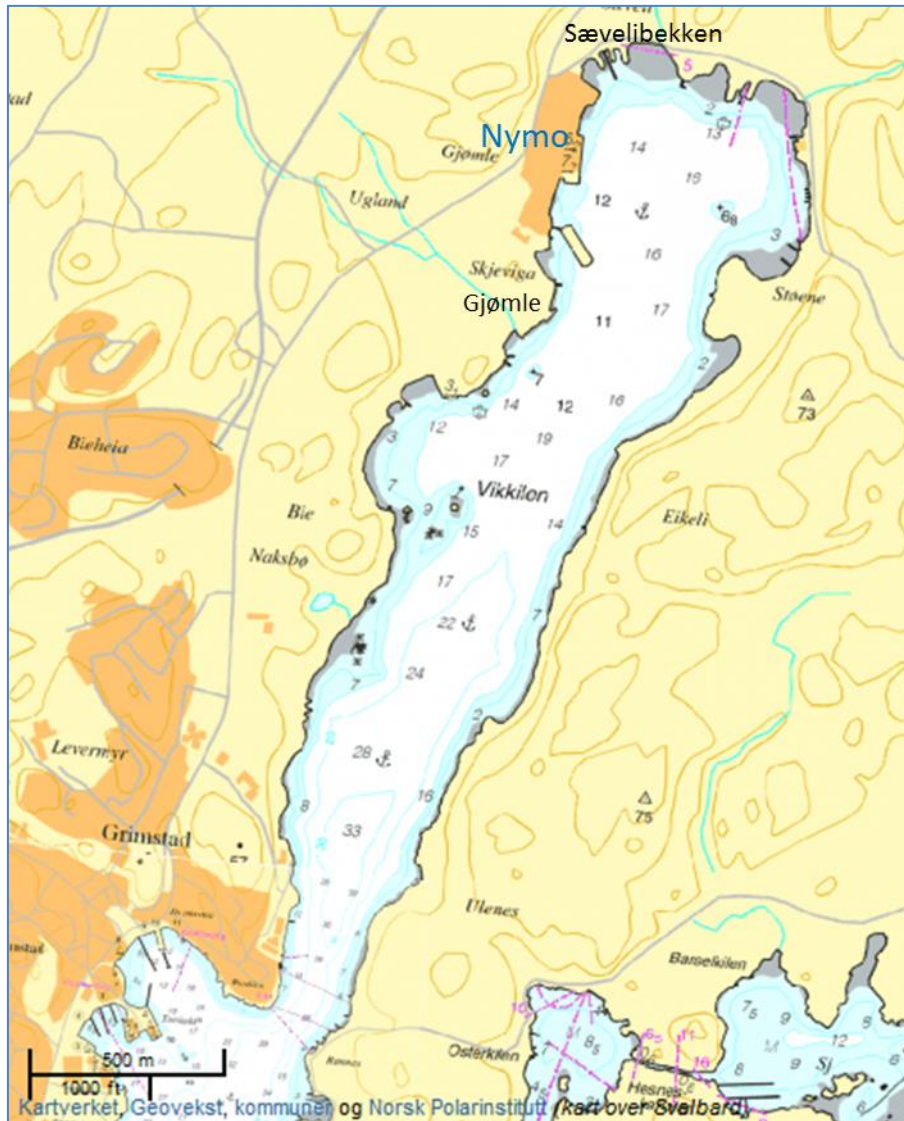
Vikkilen er en forlengelse av Groosefjorden ved Grimstad og strekker seg i en lengde av ca 3 km mot NØ fra selve fjorden (Figur 1). Største bredde, ca 500 m, finnes i indre del av kilen, og smaleste er ca 150 m ytterst ved Bieodden. Største dybde er på 40 meter ved Grimstad havn og kilen blir gradvis grunnere innover til ca. 13 meter dyp i indre del. Totalt vannvolum er anslagsvis 30 mill m<sup>3</sup>. Eneste ferskvannstilførsel av betydning er Sævelibekken som renner ut innerst i Vikkilen og har en midlere vannføring på ca 260 m<sup>3</sup>/time.

Vikkilen er omkranset av spredt boligbebyggelse. Eneste aktive industrivirksomhet i dag er Ugland AS Nymo dokk og mekanisk verksted på vestsiden i indre del av kilen. Innerst i kilen finnes også en småbåthavn. Kystlaget Terje Vigen har sitt kultursenter i tidligere Brattebergs båtbyggeri i Skjeviga på vestsiden av kilen. Videre har Kystverket en stasjon i Skjevika for oppussing og reparasjon av sjømerker.

Det er ikke gjort strømmålinger i Vikkilen. Man må anta et typisk strømmønster der Sævelibekken gir opphav til en utgående strøm av brakkvann i overflaten og at dette river med seg underliggende vannmasser slik at det også genereres en inngående motstrøm av sjøvann ved bunnen. Hastighet og volumtransport av disse strømmene er ikke kjent, slik at det er usikkert å anslå oppholdstid på vannet i kilen. Man må også regne med at strømbildet varierer betydelig som følge av vindforhold, med oppstuvning av vann under vind fra SV.

Biologiske forhold i Vikkilen er ikke spesifikt beskrevet, og det er liten grunn til å tro at kilen inneholder de man kan kalle særlig verdifulle biologiske ressurser. Et unntak er at Sævelibekken produserer sjøørret, og Fylkesmannen i Aust-Agder anser det som svært viktig at produksjonen opprettholdes. Det er gjort tiltak i bekken (bygging av trappeterskler) for å lette oppvandring til de øvre delene, men det er god produksjon i nederste partiet også. Forholdet innebærer at det vil stå ganske mye sjøørret innerst i Vikkilen sensommer og høst som venter på mulighet til å gå opp i bekken (gunstig vannføring). Det vil også foregå utvandring av ørretsmolt til Vikkilen i mai-juni.

Gjømlebekken som også munner ut i Vikkilen, har tidligere hatt oppgang av sjøørret, men er praktisk talt ute av produksjon i dag av flere årsaker. Det er i følge Fylkesmannen ikke planer om restaurering av ørretproduksjonen her, bl.a. fordi forhold til grunneiere ikke er avklart.



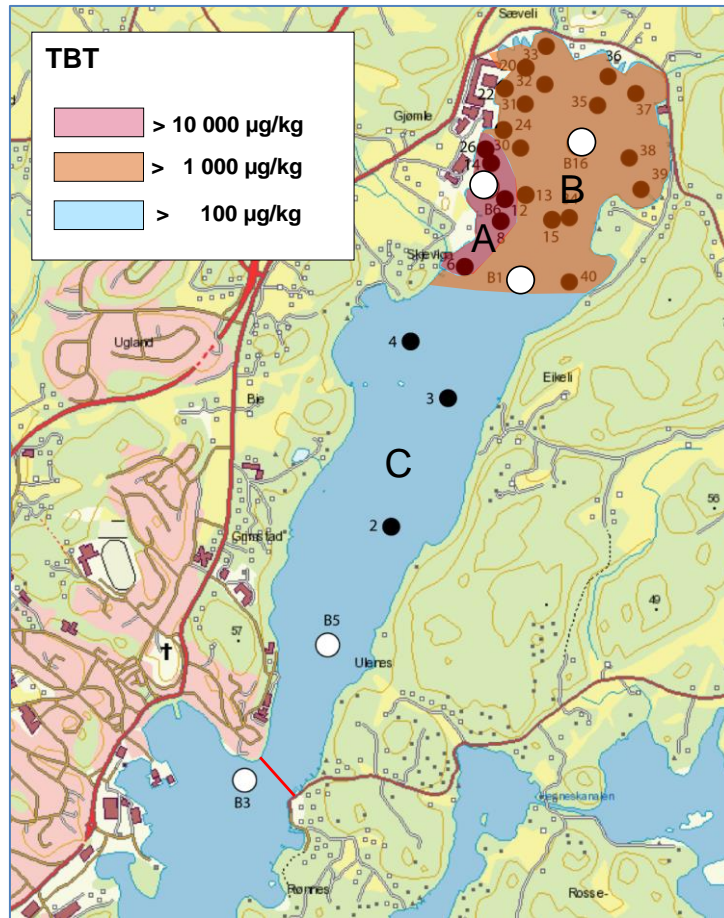
Figur 1. Kart over Vikkilen

## 2.2 Forurensningstilstand

En omfattende kartlegging av forurensningstilstanden i sediment ble gjort i 2004/2005 (Næs et al 2005) og supplert med nye undersøkelser i den indre østre delen av kilen i 2008. Undersøkelsene dekket miljøgifter i bunnsedimenter og blåskjell. Undersøkelsene viste at Vikkilen i liten grad er forurenset av PCB. Fjordområdet er også relativt lite forurenset av tungmetaller bortsett fra enkelte steder i nærområdet til Nymo. Kilen er markert til meget sterkt forurenset av PAH. Innholdet av olje er relativt lavt.

Det forurensningsmessige hovedproblemet i Vikkilen er knyttet til tinnorganiske stoffer, spesielt tributyltinn – TBT fra bunnstoff på båter. Verdiene er svært høye og hele fjordområdet må karakteriseres som meget sterkt forurenset av TBT. Nivåene varierte fra ca. 600 til ca. 60 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Figur 2). Nivåene tilsvarer det som er funnet utenfor andre skipsverft i Norge. Grensen for

SFTs klasse V for sedimenter er 100 µg/kg, og de høyeste nivåene er de høyeste som noen gang er registrert i norske farvann.



Figur 2. Definisjon av delområde A, B og C, samt stasjoner for kjemisk/biologisk karakterisering av overflatesedimentene i Vikkilen 2004 og 2008. Alle stasjonene er kjemisk karakterisert. Prøvene fra 2008 omfatter alle stasjoner merket B samt stasjon 30-40. Prøver for biologisk analyse av bunnfauna er angitt med hvite sirkler. TBT-innhold i bunnfauna ble analysert på stasjon B5 og B16 i tillegg til en referansestasjon utenfor Vikkilen. Fargede felter viser mønster av TBT-nivå i sedimentet.

I tilknytning til en risikovurdering av sedimentene (Bakke et al 2008, 2012) etter Klifvs veiledere TA\_2203/2007 og TA-2802/2011 Trinn 2 og 3, ble det gjennomført toksisitetstester og porevannsanalyser av PAH, PCB og TBT i sedimentene i de tre delområdene vist i Figur 2. Videre ble utlekking av TBT til vannmassene målt direkte i eksperimenter. Det ble også ved en anledning målt oppvirvling av partikler i forbindelse med manøvrering av et større kran skip i området utenfor Nymo, som grunnlag for å bedømme effekter av propelloppvirvling på miljøgiftspredning. Videre ble det også gjort analyser av TBT og PCB i lokal sjømat, og TBT og biologisk tilstand i bunnfauna. Disse viste at området ytterst i Vikkilen har en relativt rik bunnfauna, bedre enn det TBT-nivåene skulle tilsi, mens det er en gradvis og klar forverring av tilstanden jo lenger innover man kommer. Rett utenfor Nymo finnes en meget fattig fauna. TBT i porevannet sammenholdt med sedimentkonsentrasjonene viser at SFTs risikoveileder Trinn 2 overestimerer utlekkingen av TBT og PAH til porevannet, mens beregnet utlekking for PCB etter Trinn 2 er ganske pålitelig.

Nivåene av TBT i bunnfauna og av TBT og PCB i lokal sjømat viser også at Trinn 2 overestimerer reelt opptak og transport i næringskjeden av disse miljøgiftene. I følge toksisitetstestene i risikoveilederens Trinn 1 er porevannet i delområde B og C ikke toksisk, mens porevannet i område A er klart toksisk.

Den mest påtakelige økologiske effekten av TBT er forstyrrelse av kjønnsutviklingen hos bløtdyr, spesielt snegl. En undersøkelse av intersex-frekvens (misdannelse/maskulinisering av hunners formeringsorgan) hos strandsnegl fra 4 stasjoner som NIVA gjennomførte i 2005, viste en gradvis økende påvirkning fra helt friske snegl i fjordområdet utenfor Grimstad til 99 % sterile snegl utenfor AS Nymo (Tveiten 2005). To år senere var denne andelen redusert til 55 %, og det var også en klar bedring i forholdene lengre ute i kilen. Foreløpige analyser fra 2011 viser at forbedringen fortsetter. Dette viser at forekomst av TBT i vannmassene er for nedadgående, som følge enten av stans i tilførsel fra land, tildekking i område A eller redusert spredning fra de øvrige sedimentene.

## 2.3 Tidligere risikovurderinger

Det er tidligere gjort risikovurdering av sedimentene i hele Vikkilen samlet (Bakke et al 2008) og for delområdene B og C separat (Bakke et al 2008, 2012). Det er senere gjennomført en separat risikovurdering av område A og av 5 underområder i delområde B inndelt etter sedimentnivå av TBT (denne rapporten).

### 2.3.1 Helseisiko

Bakke et al (2008, 2012) viste at sedimentene i Vikkilen totalt sett utgjør en uakseptabel risiko for effekter på human helse grunnet innholdet av benzo(a)pyren. Det samme gjaldt for delområde C alene. Bakke et al (2012) fant også uakseptabel helseisiko grunnet innholdet av PCB og bly i hvert av delområde B og C alene, for delområde B også av sink. Analysene av lokal sjømat tyder imidlertid på at risikoen fra PCB i sediment ikke er reell, og dette støttes av analyse av PCB i porevann. Porevannsanalysene viser også at risikoen fra benzo(a)pyren på human helse sannsynligvis er overestimert, men dette kan ikke avklares nærmere uten analyse av benzo(a)pyren i lokal sjømat. For delområde A viser risikovurderinger i denne rapporten at benzo(a)pyren, bly og TBT i sediment utgjør en teoretisk helseisiko (Figur 10), men nivåene av TBT i sjømat viser at risikoen fra TBT ikke er reell.

### 2.3.2 Miljørisiko

Bakke et al (2008) viste at sedimentene i Vikkilen totalt sett utgjør en uakseptabel risiko for økologiske effekter både i sediment og vann. Flere av miljøgiftene (bly, kobber, sink, PAH og TBT) bidrar til risikoen for skade på sedimentlevende organismer. Porevannet fra delområde A har vist seg klart toksisk for mikroalgen *Skeletonema*, men ikke for hoppekrepsen *Thisbe*. Tilsvarende tester har ikke funnet at porevann fra delområde B og C er toksisk, og risikoen for faunaeffekter kan derfor være overestimert for disse delområdene. Det er en teoretisk risiko for økologiske effekter i vannmassene i alle delområdene grunnet TBT-utlekking, men mye tyder på at denne risikoen ikke er reell (Bakke et al 2012).

### 2.3.3 Spredningsrisiko

Bakke et al (2012) og denne rapporten viser at utlekkingen (fluks) av bly, kobber og TBT fra sedimentene pr m<sup>2</sup> er størst delområde A og minst i delområde C. For benzo(a)pyren var fluksen omtrent lik i de tre delområdene. For metallene skyldes utlekkingen i hovedsak oppvirvling fra skipspropeller. Propellersosjon forekommer ikke i delområde C på grunn av vanddypet. Transport av metaller og TBT i næringskjeden betyr relativt sett lite i delområde B og C (Bakke et al 2012). Årlig total transport fra sedimentene er for bly beregnet til: delområde A: 36 kg (denne rapporten),

delområde B: 18 kg og delområde C: 2 kg (Bakke et al. 2012), for kobber A: 158 kg, B: 29 kg og C: 13 kg, for TBT A: 4 kg, B: 9 kg og C: 3 kg, og for benzo(a)pyren A: 0,1 kg, B: 0,2 kg og C: 0,6 kg.

### **2.3.4 Konklusjoner fra risikovurderingene**

Det samlede risikobildet viser en klart høyere risiko for økologiske effekter i sedimentene i delområde A, enn i delområde B og C. Dette samsvarer også med tilstanden i bunnfauna, selv om den gradvise forverringen man ser innover i Vikkilen også kan skyldes andre faktorer enn miljøgifter i sedimentene, som f.eks. redusert oksygen i sedimentene som følge av nedbrytning av organisk materiale, og for delområde A og B muligens også fysisk forstyrrelse fra propeller (Bakke et al 2012).

Forskjellen i risiko for økologiske effekter mellom delområde B og C synes å være liten og usystematisk. Overskridelse av grenseverdiene for økologisk risiko i sedimentene er større i B enn i C for TBT og til dels kobber, men motsatt for PAH. Overskridelse av grenseverdiene i porevann er klart høyest i B spesielt for TBT, men toksisitetstestene viste ingen toksisitet av porevannet i noen av områdene.

Helserisikoen synes først og fremst å være knyttet til transport av benzo(a)pyren gjennom næringskjeden til sjømat, og det er lite som tyder på at delområdene bidrar forskjellig til denne siden årlig spredning fra sedimentene er relativt lik. Hvorvidt risikoen er reell kan bare fastslås ved analyse av PAH i lokal sjømat. Dette er ikke gjort.

Forskjeller mellom delområdene mht. spredningsrisiko varierer med type miljøgift. Totalspredningen målt som mengde pr m<sup>2</sup> og år minker i rekkefølge A, B, C, for metaller og TBT, mens den er omtrent lik for benzo(a)pyren. Siden delområdene har svært forskjellige arealer varierer den totale årlige spredningen mer usystematisk mellom delområdene (se kapittel 2.3.3).

Totalt sett virker risikoen fra sedimentene å være høyest i delområde A og lavest i delområde C, men forskjellen mellom B og C er for noen av risikoparameterne mer usystematisk.



## 3. Risikoendring som funksjon av tenkt tiltak i delområde B

### 3.1 Mål og metode

Det er gjort flere tidligere tiltaksvurderinger for Vikkilen (Schaanning og Næs 2006, Bakke et al 2008, 2012). Disse har alle basert seg på en inndeling i delområder omtrent som angitt i Figur 2 med ulike tiltaksstrategi basert på sedimentnivåene av TBT. I disse vurderingene er det anbefalt aktive tiltak (mudring og/eller tildekking) i delområde A, og enten tynnsjikttildekking eller naturlig restitusjon fulgt av overvåking for delområde C.

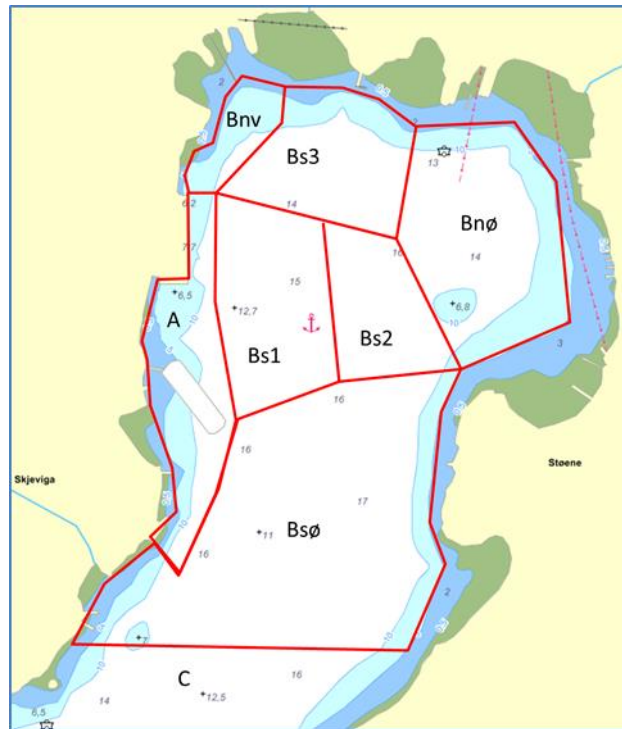
For delområde B har anbefalingene variert mer fra hel tildekking (Schaanning og Næs 2006, Bakke et al 2008) til naturlig restitusjon (Bakke 2012). Nymo har derfor sett behov for å se nærmere på om det kan være grunnlag for differensierte tiltak innenfor området. Som grunnlag for å bedømme behovet for og gevinsten av aktive tiltak i delområde B har vi gjort en analyse av hvordan tenkte stegvise tiltak i A og B vil påvirke det totale risikobildet. Dette er gjort ved å splitte opp delområde B i underområder skjønnsmessig etter forskjeller i TBT-nivå (Figur 3). Underområdet Bsentralt er igjen splittet i tre deler ut fra dyp og skipstrafikk (Bs1, Bs2 og Bs3, Figur 3). Det er så gjennomført en separat risikovurdering Trinn 3 av A og av hvert underområde i B.

For å nyansere eventuelle tiltak innenfor delområde B har vi gjennomført en Trinn 3 risikovurdering av hele området A+B ut fra dagens situasjon, og deretter repetert denne for det samme området ved tenkt gjennomført tiltak i gradvis flere av underområdene. Det tenkte tiltaket har vært at gjennomsnittsnivåene av alle miljøgiftene skal tilsvare øvre grense av Klifs tilstandsklasse II. Analysen viser hvordan den totale risikoen fra sedimentene endrer seg som følge av gradvis mer omfattende tiltak.

Det er først gjennomført en risikoanalyse Trinn 3 for hele området A+B med dagens gjennomsnittsnivå av miljøgifter i sedimentene vektet etter størrelsen på underområdene. Deretter er det tenkt en situasjon der gjennomsnittsnivåene i delområde A ligger på øvre grense av Klasse II (her er det brukt den del av A hvor det ikke allerede er gjort tiltak), nye vektete gjennomsnittsnivåer beregnet for hele område A+B og risikoanalysen er gjentatt. Hele prosessen er så gjentatt med en tenkt situasjon der både underområde A og underområde 1 av Bsentralt (Bs1) er i klasse II, deretter med underområde A, Bs1 og Bs2, osv. Rekkefølgen av underområdene er basert på gradvis lavere gjennomsnittsinhold av TBT i sedimentene (cf Figur 3):

9. Ingen tiltak (dagens situasjon)
10. Tiltak i hele område A
11. Tiltak i område A og Bsentralt underområde 1 (Bs1)
12. Tiltak i område A og Bsentralt underområde 2 (Bs2)
13. Tiltak i område A og Bsentralt underområde 3 (Bs3)
14. Tiltak i område A, Bsentralt og Bnv
15. Tiltak i område A, Bsentralt, Bnv og Bnø,
16. Tiltak i område A, Bsentralt, Bnv, Bnø og Bsø (dvs hele A+B).

Den gradvise økningen i tiltaksareal er så koblet opp mot et grovestimat av tilsvarende gradvis økning i tiltakskostnad. Ut fra dette har det vært mulig å beregne endringen i risikoparametrene og kostnad som funksjon av arealmessig omfang av tiltak.



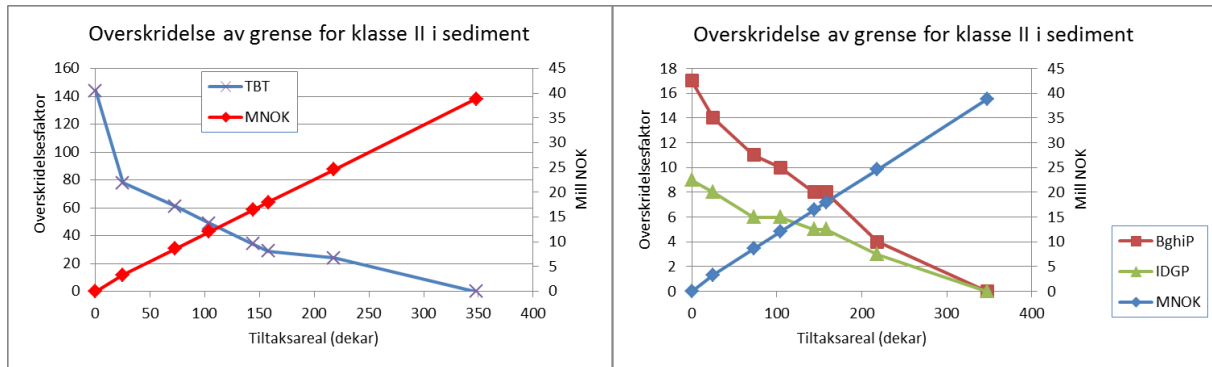
Figur 3. Inndeling av delområde A og B i underområder som grunnlag for en stegvis risiko- og tiltaksvurdering. Bs1, Bs2 og Bs3 utgjør til sammen Bsentralt.

## 3.2 Resultater

### 3.2.1 Overskridelse av Klasse II for miljøgifter i sediment

Analysene viser at dersom tiltak gjøres i hele gjenværende delområde **A**, slik at miljøgiftene i dette delområdet tilfredsstillers Klifs Klasse II, så reduseres overskridelsen av TBT i hele tiltaksområdet (A+B) fra en faktor 144 til 78, dvs en nedgang i risiko på 46 % (Figur 4, Tabell 1). Dersom samme tiltak gjøres både i **A** og **Bs1**, blir tilsvarende reduksjon i risiko 58 %, og om **Bs2** inkluderes 66 %. Gevinsten ved å inkludere delområde **Bs1** er altså en 12 % reduksjon i total risiko for overskridelse av Klasse II, mens inkludering av **Bs2** gir en tilleggsgevinst på 8 %. For de øvrige stoffene som viser overskridelse av betydning i dag, PAH-forbindelsene benzo(ghi)perylene og dibenzo(ah)antracen, er risikoreduksjonen nærmest lineært fallende med økende tiltaksareal. Tiltak i delområde **A**, og **Bs1** gir samlet en reduksjon i overskridelse på 34 % for disse forbindelsene.





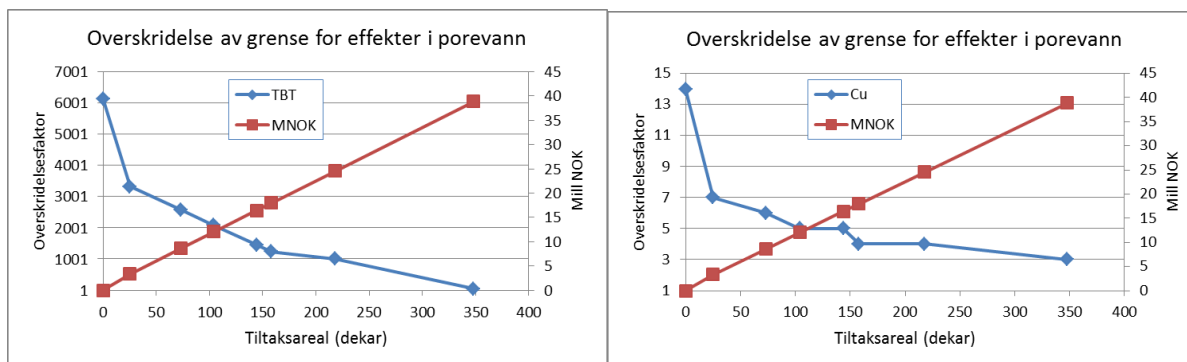
Figur 4. Endring i overskridelse av klasse II for sedimenter, og i tiltakskostnad, som funksjon av øket tiltaksareal. Bare miljøgifter som viser overskridelse av betydning er tatt med. NB: skala på y-aksene er ulike.

Tabell 1. Kumulativ prosentreduksjon i utlekking og overskridelse av ulike grenseverdier for risiko ved tildekking i økende antall delområder.

Aksept-kriterium	Stoff	Delområde						
		A	Bs1	Bs2	Bs3	Bnv	Bnø	Bsø
Grense Klasse II	TBT	46	58	66	76	80	83	100
	BghiP	18	35	41	53	53	76	
	IDGP	11	33	33	44	44	67	100
PNEC porevann	TBT	46	58	66	76	80	84	99
	Cu	50	57	64	64	71	71	79
PNEC sjøvann,	TBT	46	59	66	76	79	84	100
Grense helse	TBT	50	67	67	83	83	83	83
	B(a)p	13	15	15	16	15	21	9
	Pb	25	25	25	25	25	25	0
Utlekking til vann	TBT	88	94	95	96	96	97	100
	Pb	85	94	95	95	95	96	100
	Cu	89	95	95	96	96	97	100
	sumPAH	79	92	93	93	93	94	100
Utlekking til biota	TBT	72	78	82	88	90	92	100
	Pb	29	43	51	63	67	79	100
	Cu	49	60	67	76	78	85	100
	sumPAH	3	19	30	43	49	74	100

### 3.2.2 Overskridelse av grenseverdier for økologiske effekter av miljøgifter i porevann

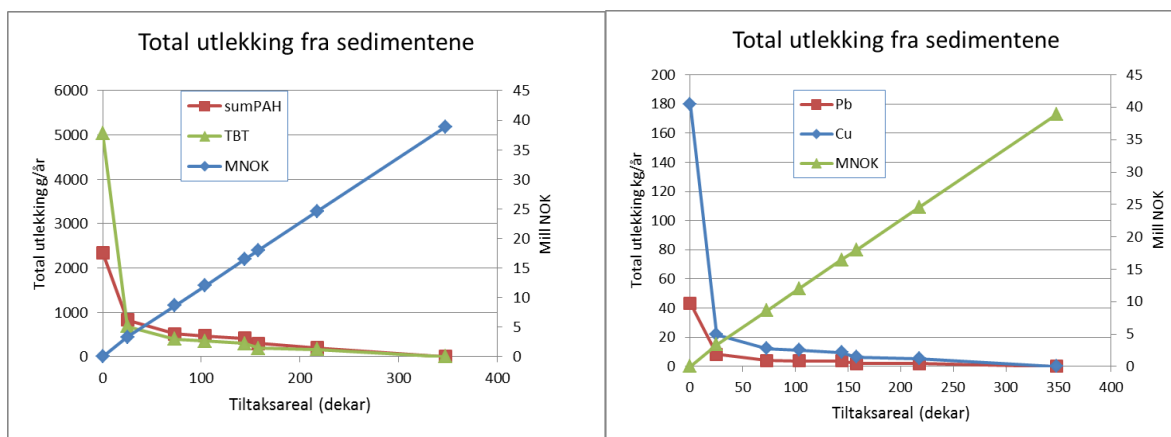
I porevannet er det bare TBT og Cu som i betydelig grad overskrider grenseverdien for økologiske effekter. Etter tiltak i delområde A synker beregnet gjennomsnittlig overskridelse med ca 46 % for TBT og 50 % for Cu (Figur 5, Tabell 1). Tiltak også i delområde Bs1 gir en ytterligere risikogevinst på hhv 12 % og 7 %.



Figur 5. Endring i overskridelse av grenseverdier for økologiske effekter av porevann, og i tiltakskostnad, som funksjon av øket tiltaksareal. Bare miljøgifter som viser overskridelse av betydning er tatt med. NB: skala på y-aksene er ulike.

### 3.2.3 Endring i total årlig utlekking av miljøgifter fra sedimentene

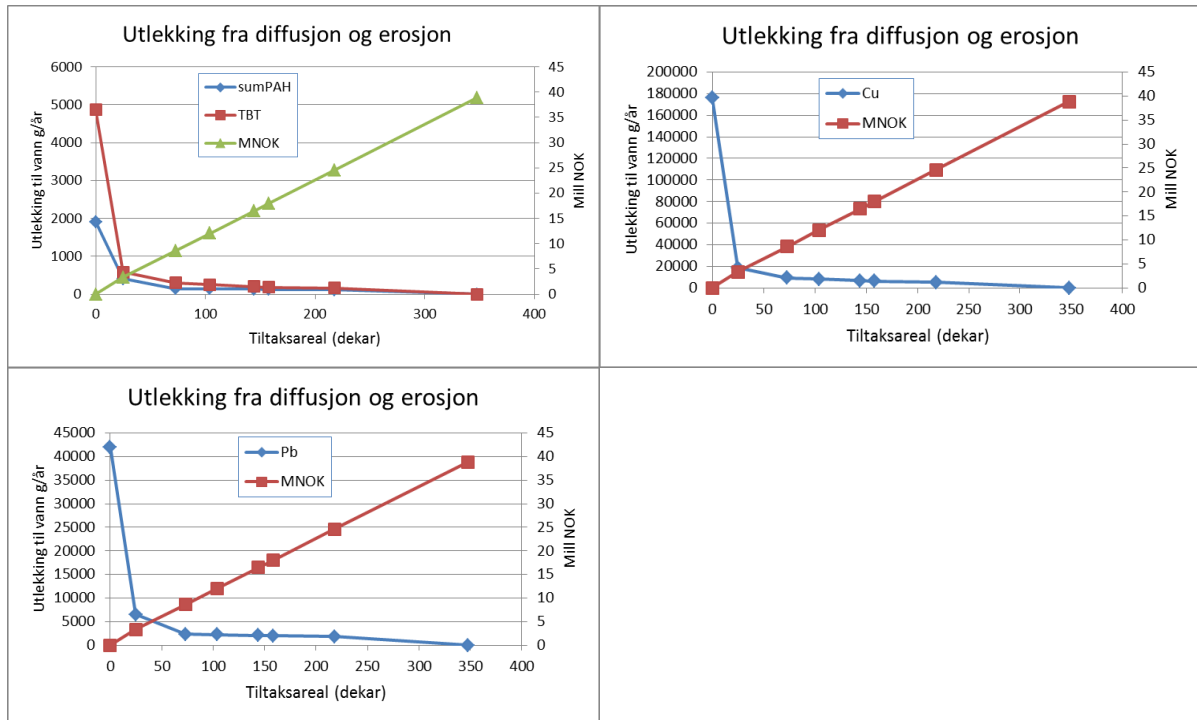
Dette estimatet viser beregnet samlet utlekking av miljøgifter fra sedimentene via de tre transportvegene diffusjon + oppvirvling + transport i næringskjeden (Figur 6). Ved tiltak i delområde A synker total utlekking fra hele område A+B med 88 % for Cu, 81 % for Pb, 86 % for TBT og 65 % for sumPAH<sub>16</sub>. Ved å gjøre tiltak i delområde Bs1 også blir tilsvarende reduksjon 93 % for Cu, 91 % for Pb, 92 % for TBT og 78 % for sumPAH<sub>16</sub>.



Figur 6. Endring i total utlekking (sum fra diffusjon, erosjon og næringskjedetransport), og i tiltakskostnad, som funksjon av øket tiltaksareal. Bare de miljøgifter som viser størst utlekking er tatt med. NB: skala på y-aksene er ulike.

### 3.2.4 Endring i årlig utlekking av miljøgifter til vannmassene

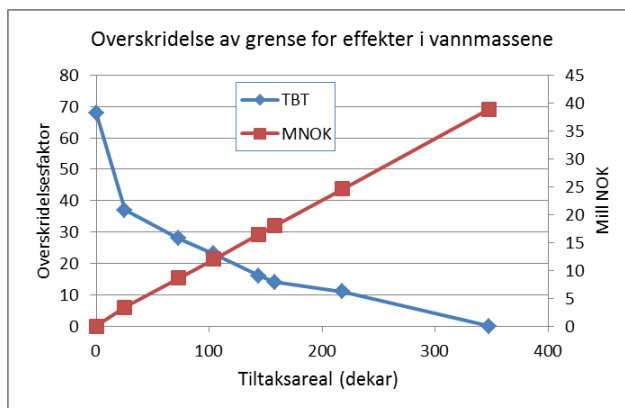
Denne utlekkingen representerer sedimentenes bidrag til konsentrasjon av miljøgifter i vannmassene over sedimentet. Dersom tiltak gjøres i delområde A, vil samlet utlekking fra hele området (A+B) reduseres med 89 % for Cu, 81 % for Pb, 88 % for TBT og 79 % for sumPAH<sub>16</sub> (Figur 7, Tabell 1). Dersom delområde B*1* inkluderes i tiltaket er samlet reduksjon hhv 95 %, 94 %, 94 % og 92 %.



Figur 7. Endring i årlig utlekking til vannmassene (g/år fra diffusjon + erosjon), og i tiltakskostnad, som funksjon av øket tiltaksareal. Bare de miljøgifter som viser størst utlekking er tatt med. NB: skala på y-aksene er ulike.

### 3.2.5 Overskridelse av grenseverdier for effekter av miljøgifter i overliggende vann

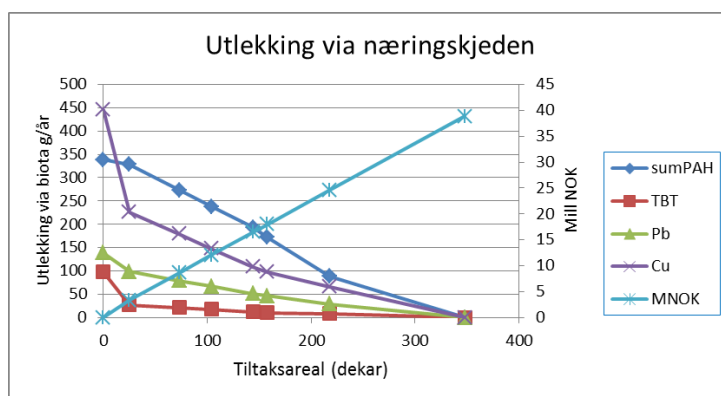
Det er bare TBT som i dag viser overskridelse av grenseverdien i vann. Ved tiltak i delområde **A** synker den beregnede overskridelsen med 46 % (Figur 8, Tabell 1). Tiltak også i delområde **Bs1** gir en samlet reduksjon i overskridelse på 59 %. For **Bsentralt** er det lineær sammenheng mellom tiltaksareal og tiltaksgevinst.



Figur 8. Overskridelse av grenseverdier for økologiske effekter i vannmassene av TBT fra sedimentene (utlekking fra diffusjon og erosjon), og i tiltakskostnad, som funksjon av øket tiltaksareal.

### 3.2.6 Endring i årlig miljøgiftutlekking fra sedimentene til organismer

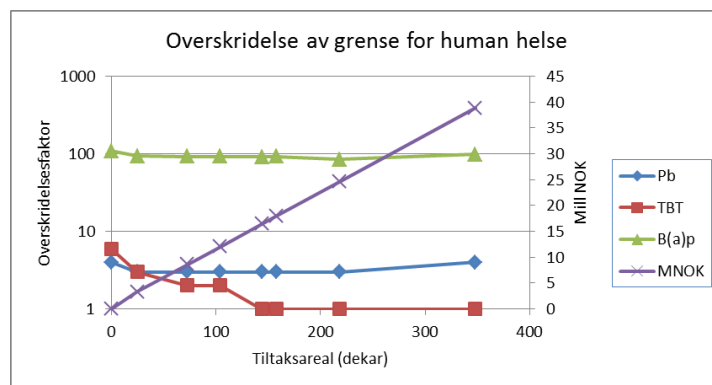
Dette viser beregnet total transport (g/år) av miljøgifter fra sedimentene til sedimentfaunaen og som kan transporteres videre oppover i næringskjeden. Det er størst utlekking av Cu, etterfulgt av sumPAH<sub>16</sub>, Pb og TBT (Figur 9). Ved tiltak i delområde **A** synker transporten fra hele området (A+B) med 49 % for Cu, 3 % for PAH, 29 % for Pb og 72 % for TBT (Tabell 1). Ved å gjøre tiltak i delområde **Bs1** også er tilsvarende tall 60 % for Cu, 19 % for PAH, 43 % for Pb og 78 % for TBT. Utlekkingen av sumPAH<sub>16</sub>, synker omtrent lineært med størrelsen på arealet det gjøres tiltak på. For de øvrige stoffene synker utlekkingen mest ved tiltak i **A**.



Figur 9. Endring i årlig transport av miljøgifter (g/år) fra sedimentene til organismer, og i tiltakskostnad, som funksjon av øket tiltaksareal. Bare de miljøgifter som viser størst utlekking er tatt med.

### 3.2.7 Overskridelse av grenseverdier for effekter på human helse via næringskjeden.

Resultatene viser hvordan miljøgifter transportert gjennom næringskjeden fra sedimentet til lokal sjømat overskrider grenseverdiene for humant inntak av miljøgifter fra sjømaten, og hvordan overskridelsen endrer seg ved tiltak. Overskridelsen er størst for den kreftfremkallende PAH-forbindelsen benzo(a)pyren (Figur 10). Tiltak i deler eller hele området har liten innvirkning på denne overskridelsen. Dette skyldes at grenseverdien for helserisiko fra benzo(a)pyren er så lav at selv et sediment i klasse II (ingen økologiske effekter) vil overskride den med en faktor ca. 100. Det samme gjelder i stor grad for Pb (øvre grense for klasse II gir overskridelse med faktor 4). For TBT vil tiltak i delområde A alene føre til en 50 % reduksjon i overskridelse. Tiltak også i **Bs1** gir samlet reduksjon i overskridelse på 67 %, mens tiltak i hele **Bsentralt** gir 83 % reduksjon. Videre tiltak har ingen virkning.



Figur 10. Endring i overskridelse av grenseverdi for effekter på human helse for miljøgifter i sedimentene, og i tiltakskostnad, som funksjon av øket tiltaksareal. Bare de miljøgifter som viser størst overskridelse er tatt med. Merk logaritmisk skala på y-aksen.

## 3.3 Samlet inntrykk av utlekkings- og risikoreduksjon ved trinnvist tiltak i delområde B.

### 3.3.1 Utlekkingsreduksjon

Den klart største utlekkingsreduksjonen for alle aktuelle stoffer oppnås ved tiltak i delområde A. Når det gjelder utlekking til vannmassene vil tiltak i **Bs1** gi større gevinst i forhold til tiltaksareal enn tiltak i de øvrige områdene. Når de gjelder utlekking til biota vil tiltak i **Bsentralt**, **Bnv**, og **Bnø** gi omtrent samme gevinst pr areal, mens gevinsten er noe mindre i **Bsø**.

### 3.3.2 Risikoreduksjon

Reduksjonen i risikofaktorer skjer mer gradvis med tiltaksareal enn reduksjonen i utlekking. Selv med tiltak til Klasse II i hele område A+B vil gjennomsnittlig risikoreduksjon ikke bli høyere enn ca. 70 %. Tiltak i delområde A vil omtrent halvere de ulike risikooverskridelsene for TBT (Tabell 1). Videre tiltak i **Bsentralt** gir omtrent lineær reduksjon i overskridelse med areal, mens tiltak ut over **Bsentralt** gir noe lavere gevinst pr areal.

For de øvrige miljøgiftene vil tiltak i delområde A alene gi reduksjon i overskridelse av de ulike grenseverdiene for risiko på 11 – 50 %, lavest for PAH-forbindelsene. Hvis det gjøres tiltak også i underområde **Bs1** er reduksjonen i overskridelser 15 – 57 %. Inkluderes hele **Bsentralt** er samlet reduksjon i overskridelser på 16 – 64 %. M.a.o. vil tiltak i **Bsentralt** bare gi betydelig mindre

tilleggsgevinst ut over tiltak i A. Risikoen fra PAH synker omtrent lineært med areal uansett hvor man gjør tiltak i område A+B. Hovedgrunnen er at PAH i sedimentet ikke viser noe klart geografisk mønster knyttet til Nymo. Risikoen for helseskade fra benzo(a)pyren endrer seg ikke ved noe tiltak.

Beregningene som ligger til grunn for Figur 4 - Figur 10 er basert på et tiltaks mål om Klif klasse II i de øvre 10 cm av sedimentet. Med de nivåene av TBT som er registret i sedimentene vil det i praksis være behov for å etablere et nytt 10 cm topplag for å få TBT-konsentrasjonene ned i Klasse II uansett hvilken del av område A+B man ser på. Av praktiske grunner tar Nymo sikte på en deigtykkelse på et dekklag på ca. 20 cm. Kravet til renhet av tildekkingsmasser kan etter Klifs håndteringsveileder (TA-2855/2011) tolkes dithen at materialet i praksis må være i klasse II eller bedre. Dersom et rent tildekkingsmateriale brukes, vil den beregnede risikogevinsten for hele tiltaksområdet som funksjon av størrelse på tiltaksareal bli større enn det som disse figurene ovenfor viser. Ved å ta utgangspunkt i et dekkmateriale i øvre grense av Klasse II anser vi, imidlertid, at beregningene også tar høyde for en viss rekontaminering fra områder som ikke dekkes til.

## 4. Tiltaksplan

### 4.1 Tiltaksalternativer

Prinsippet om at tiltaksmetoder skal være lokalt tilpasset er viktig. I realiteten er det fire valg det står mellom:

1. Mudring (fjerning av sediment)
2. Tildekking (bruk av tynne eller tykke sjikt av egnede masser)
3. Avvente situasjonen og overvåke for å dokumentere at kjemisk og biologisk tilstand bedrer seg ved naturlig sedimentering.
4. Endring i arealbruk eller operasjonell praksis (f.eks. manøvreringsmønster).

I mange tilfeller kan det være aktuelt å kombinere ulike tiltaksmetoder innenfor ett og samme område ved å dele opp området.

Ved tiltak som omfatter bruk av fartøy vil det være en begrensning i hvor grunt disse kan operere. I tiltaksplanen nedenfor planlegges bruk av tildekking, der dekklaget blir plassert ved buk av splittlekter. Vi har derfor begrenset tiltaksområdene til dypere enn kote -5 m.

### 4.2 Forholdet til vannforskriften

Vannforskriftens generelle mål for økologisk tilstand i vannforekomstene sier:

- Paragraf 4: Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemiske tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V.
- Paragraf 7: Det skal gjennomføres nødvendige tiltak med sikte på gradvis reduksjon av forurensning fra prioriterte stoffer til vann. Det skal gjennomføres nødvendige tiltak med sikte på stans i utslippene av prioriterte farlige stoffer til vann.

Tiltak for å nå målene i paragraf 7 skal iverksettes umiddelbart. Målsettingen i paragrafens setning 2 skal nås senest innen utgangen av 2020. Fristene kan forlenges med inntil 12 år for å sikre en gradvis måloppnåelse, forutsatt at det ikke forekommer ytterligere forringelse av tilstanden i den berørte vannforekomsten og minst ett av følgende forhold gjør seg gjeldende:

- forbedringene kan av tekniske årsaker ikke gjennomføres innen fristen, eller
- det ville være uforholdsmessig kostnadskrevende å gjennomføre forbedringen innen fristen, eller
- det foreligger slike naturforhold at en forbedring av vannforekomsten innen fristen ikke lar seg gjennomføre.

Vedlegg V fastslår følgende definisjon av god tilstand mht syntetiske/ikke-syntetiske forurensende stoffer i en vannforekomst som Vikkilen (kategori Kystvann):

- Konsentrasjoner skal ikke overstige EQS verdien for de aktuelle stoffene.

Forskriften gir ikke EQS-verdier for miljøgifter i sediment, bare i vann og biota, men teksten kan tolkes som at dette kan bety et minimumskrav om øvre grense for Klasse II i Klifs klassifiseringsveileder for miljøgifter i sediment (TA-2229/2007). I prinsippet betyr dette at det må gjøres tiltak på sedimentene i hele Vikkilen. For TBT vil man oppnå 60 % av målet om klasse II for delområde A+B etter tildekking i A og Bs1, og vi mener kostnadene ved en rask oppfyllelse av et krav om Klasse II for sedimentene i den øvrige delen av Vikkilen vil være uforholdsmessig store i forhold til miljøgevinsten.

Forskriften åpner også for at det kan fastsettes mindre strenge miljømål dersom følgende vilkår er oppfylt:

- de miljømessige og samfunnsøkonomiske behov som denne menneskelige virksomheten tjener, ikke uten uforholdsmessige kostnader kan oppfylles på andre måter som er miljømessig vesentlig gunstigere,
- forbedringene kan av tekniske årsaker ikke gjennomføres innen fristen,
- det sikres en høyest mulig tilstand for overflatevann gitt de store påvirkningene som er til stede,
- det ikke forekommer ytterligere forringelse av tilstanden i den berørte vannforekomsten

Vi mener dette åpner for et noe mindre kategorisk krav enn Klasse II ved aktive tiltak, siden det allerede er en gunstig utvikling på gang i Vikkilen, og mye er vunnet ved tiltak i de mest forurensede områdene. Vi mener det er grunnlag for å akseptere en rimelig oppnåelse av Klasse II ved naturlig forbedring innen 2032 i de minst forurensede områdene av kilen.

## **4.3 Anbefalte tiltak**

### **4.3.1 Delområde A**

#### ***Begrunnelse***

Den trinnvise risikovurderingen ovenfor viser at tildekking av delområde A gir størst gevinst for hele område A+B i forhold til kostnad. Utlekkingen av til vannmassene reduseres med 85-90 % (for PAH ca. 80 %), utlekking via næringskjeden med ca. 30- 70 % (3 % for PAH) og risiko-overskridelsene for TBT med ca. 50 %. Risiko-overskridelsene for PAH og til dels metallene reduseres tilnærmet lineært med øket tildekkingsareal i hele område A+B.

#### ***Anbefaling***

Som i tidligere tiltaksvurderinger anbefales derfor at det gjennomføres aktivt tiltak i delområde A ved overdekking. Et dekklag på 20 cm vil etablere et rent nytt topplag som substrat for en ny bunnfauna og vil også være tykt nok til at en senere bioturbasjon fra denne faunaen ikke i nevneverdig grad vil påvirke de underliggende forurensede sedimentene. Nymo har allerede i forbindelse med kaiutvidelser og stabilisering av strandkanten dekket til deler av det opprinnelige delområde A (sand, delvis over geotekstil) slik at det nå gjenstår ca. 25 000 m<sup>2</sup> som må dekkes til. Det vil bli brukt et tildekkingsmateriale som oppfyller renhetskravene gitt i Klifs veileder TA-2143/2005 (Veiledende testprogram for masser til bruk for tildekking av forurensede sediment). Dekkmaterialet må også kunne motstå propellerrosjon utenfor kaiene. Innholdet av finsediment i A er anslagsvis 20 - 70 % (Næs et al 2005, Bakke et al 2008), noe som tyder på at det skjer en middels utvasking ved erosjon. Tildekking med sand eller pukk bør være egnet.

### **4.3.2 Delområde B**

#### ***Begrunnelse***

I delområde B har tidligere anbefalinger variert fra tildekking med 20 - 40 cm erosjonsbestandige masser over hele delområdet (Schaanning og Næs 2006, Bakke et al 2008) til lik behandling som i delområde C, dvs fortrinnsvis naturlig forbedring (Bakke et al. 2012). Det var derfor behov for nærmere analyse av den beregnede gevinsten ved tiltak i delområde B.

Som vist ovenfor (kapittel 4.3.1, Tabell 1) gir tildekking i delområde B størst beregnet ekstragevinst utover A når det gjelder redusert utlekking til vannmassene, og minst når det gjelder utlekking til biota og overskridelse av akseptgrenser for risiko mht. helse- og miljøeffekter (Figur 12). Så lenge det ikke er noen klare kriterier knyttet til utlekking alene er det vanskelig å sette en grense for hva som vil være akseptabelt tildekkingsomfang i delområde B. Den totalt sett største beregnede ekstragevinsten fås ved tiltak i underområde Bs1 (Figur 12).



**Anbefaling**

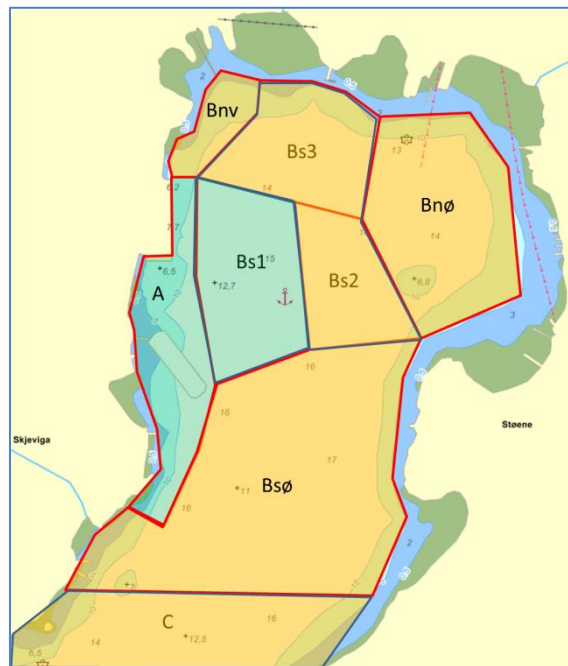
Med de begrunnelsene som er gitt ovenfor er anbefalt tiltak at underområde Bs1 dekkes til etter mønster av delområde A, og at man i resten av delområde B velger overvåking av naturlig forbedring. Ved dette tiltaket vil man også oppnå å dekke til en vesentlig del av B som utsettes for propellersosjon.

**4.3.3 Delområde C****Anbefaling**

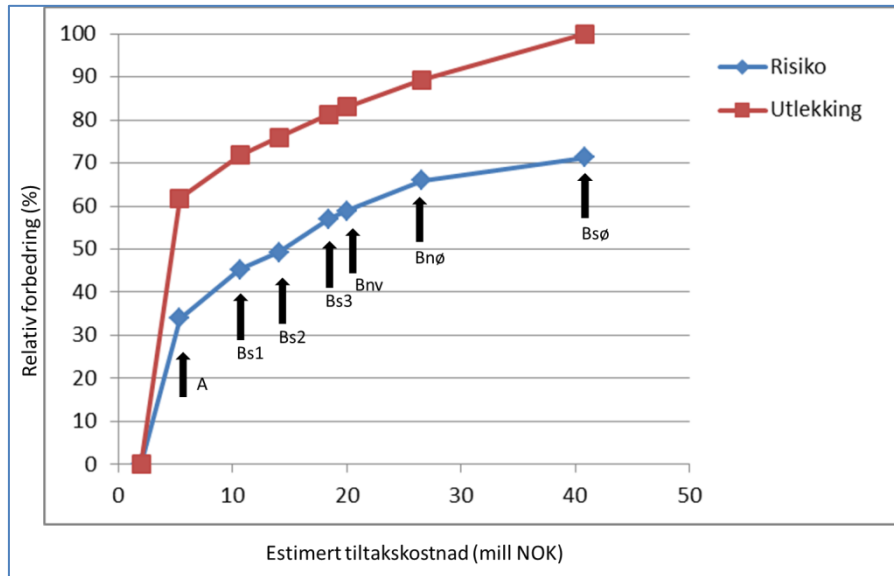
Her er det tidligere (Bakke et al 2012) anbefalt at man inntil videre ikke gjør noen aktive tiltak, men følger med via overvåking hvordan situasjonen endrer seg etter at tiltak i delområde A og B er gjennomført. Det er ikke kommet fram forhold som har endret på dette og overvåket naturlig forbedring opprettholdes som anbefalt tiltak i delområde C.

**4.3.4 Kostnad for anbefalt tiltak**

De anbefalte tiltakene i delområdene i Vikkilen er vist i Figur 11. Nymo har gjort en grovkalkyle av kostnadene for en tildekking med ca. 20 cm egnede masser. Denne er vist som egen skala i Figur 4 - Figur 10 ovenfor. Figur 12 viser at beregnet kostnad for de anbefalte tiltakene vil beløpe seg til ca. 11 mill NOK. Dette er en foreløpig grov kalkyle. I tillegg kommer kostnader til kontrollprogram og etterfølgende miljøovervåking stipulert til ca. 1 mill. NOK.



Figur 11. Illustrasjon av områder for anbefalte tiltak på sedimentene i Vikkilen. Grønt: tildekking med min 20 cm dekkmasser (sand og/eller puk); gult: overvåket naturlig forbedring.



Figur 12. Beregnet gjennomsnittlig redusert risiko (overskridelse av akseptgrenser) og gjennomsnittlig redusert utlekking av de aktuelle miljøgiftene fra sedimentene i område A+B som funksjon av kumulativ estimert tiltakskostnad (2 mill NOK i mob/demob og tildekking med rene masser) i hvert delområde. Verdiene er gitt som prosent forbedring i forhold til dagens situasjon.

## 4.4 Alternative tiltak

### 4.4.1 Delområde A

Vi ser ikke grunn til å foreslå alternativt tiltak i delområde A. Ved anbefalt tiltak vil det bioaktive laget av sjøbunnen i praksis være rent.

### 4.4.2 Delområde B

Vi ser for oss to alternativer i prioritetsrekkefølge

1. **Naturlig restitusjon med overvåking for hele delområde B.** Hovedargumentet er usikkerheten reell risikogevinst av tildekking. Hovedgrunnen for tiltak er TBT-forurensningen. Beregnet utlekking av TBT til vannmassene reduseres med ca. 90 % allerede ved tiltak i delområde A, slik at reell risiko for effekter fra område B på organismer utenom sedimentet sannsynligvis er lav. Dette vises også av at skade fra TBT på kjønnsutvikling hos strandsnegl allerede går klart nedover. Lave TBT-nivåer i lokal sjømat viser at risikoen for helseskade fra TBT sannsynligvis ikke er reell. Det som gjenstår er å oppfylle Vannforskriftens formelle krav om TBT i Klasse II. Den teoretiske risikoen for helseskade på grunn av benzo(a)pyren i sedimentet fjernes ikke selv i et sediment i Klasse II. Porevannet i delområde B har ikke vist toksisitet til tross for overskridelser av Klasse II for flere miljøgifter. Til tross for usikkerheten ved at testene kun omfatter to arter og kortvarig eksponering, indikerer dette at den reelle porevannstoksisiteten er lav.
2. **Tildekking av hele delområde B.** Eneste begrunnelsen for dette alternativet er å oppfylle et krav om Klasse II for miljøgifter i sediment raskere enn det man oppnår ved naturlig forbedring, slik man strengt kan tolke Vannforskriften.

### 4.4.3 Delområde C

Alternativt tiltak her ville være tildekking kun for å oppfylle kravet om Klasse II. I enda større grad enn for delområde B anser vi kostnadene som uforholdsmessig store i forhold til miljøgevinsten.

## 4.5 Sammenfatning av tiltaksalternativene

Anbefalt og alternative tiltak er sammenfattet i Tabell 2.

Tabell 2. Sammenfatning av anbefalt og alternative tiltak på sedimentene i Vikkilen.

Alternativ	Tiltaksbeskrivelse
Anbefalt tiltak	Tildekking i A og Bs1, overvåket naturlig restitusjon i resten av Vikkilen
Alternativ 1	Tildekking i A, overvåket naturlig restitusjon i resten av Vikkilen
Alternativ 2	Tildekking i hele A og B, overvåket naturlig restitusjon i C
Alternativ 3	Tildekking i hele Vikkilen

## 4.6 Fremdriftsplan

Nymo tar sikte på å søke om tillatelse til alle tiltakene så snart tiltaksplanen er godkjent av Klif. Nymo vil se på tiltaksområdet under ett, men optimal rekkefølge av tiltaksarbeidet er avhengig av når den store flytedokka til Nymo er fjernet. Denne er lagt ut for salg. Mange problemer med tildekkingen ville vært vekk dersom alle tiltakene kan forskyves til dokka er vekk. Det vil også være økonomisk fordelaktig. Problemet gjelder ankerkjettinger for dokka, sjøvannsinntak, mm som vanskeliggjør arbeidet. Dersom tiltaket kreves igangsatt før dokka er fjernet er det en fordel å tildekke A nord for dokka + avtalt del av Bsentralt først, samt at man kontrollerer og evt. etterfyller i de områdene som allerede er tildekket. Dette arbeidet planlegges i så fall igangsatt senhøstes 2012. Når så dokka er vekk kan dokkområdet + området sør for dokka tas som ett.

Nymo ser det som ønskelig å kunne gjennomføre anbefalt tiltak i tre faser:

Fase 1: Tildekking i delområde A (2012/2013)

Fase 2: Overvåke øvrige deler av Vikkilen i 2 år (2013/2015)

Fase 3: Tildekking i underområde Bs1 (2016), evt. etter justering av planen på grunnlag av overvåkingen.

Det må tas et forbehold om at islegging kan kreve justering av tidsplanen.

## 4.7 Disponering av masser

Verken anbefalte eller alternative tiltak medfører generering av masser som må håndteres.



## 5. Kontroll og avbøtende tiltak

### 5.1 Kontrolltiltak

Det vil bli etablert et miljøkontrollprogram som gjennomføres under tiltaksperioden. Programmet vil ha som mål å kontrollere at gjennomføring av tiltaksarbeidet selv ikke forårsaker uakseptabel oppvirvling og spredning av forurensede partikler. Det tas sikte på et tilsvarende kontrollprogram som ble gjennomført i forbindelse med de tidligere kaiutbyggingene ved verftet, som også omfattet tildekking av sedimenter. Det vil bli gjennomført en løpende overvåking av turbiditet i en utvalgt posisjon på grensen av tiltaksområdet og i en fast referanseposisjon, samt stikkprøvekontroll av turbiditetsprofiler ledsaget av utvalgte vannprøver for analyse av miljøgifter i suspenderte partikler. Turbiditetsovervåkingen i de faste posisjonene kobles i sanntid opp mot en alarmfunksjon som utløser avbøtende tiltak ved overskridelse av en fastsatt alarmgrense for turbiditet. Denne aktiviteten vil være entreprenørens ansvar. Stikkprøvekontroll av turbiditetsmønster i horisontale og vertikale profiler og analyse av miljøgifter i partikler i utvalgte vannprøver vil være byggherrens ansvar.

### 5.2 Avbøtende tiltak

Ved tildekking forventes langt mindre resuspensjon av forurensede partikler enn ved f.eks. mudring. Dersom stikkprøvekontrollene likevel skulle vise en uakseptabel spredning av forurensede partikler og at dette ikke kan begrenses ved justering av utlekkingsprosedyre, vil man vurdere å anvende siltskjørt rundt anleggsområdet.

### 5.3 Sluttverifisering

Denne vil ha følgende undersøkelseelementer:

*Verifisere at sedimentforholdene etter tiltak tilfredsstiller kravene gitt i tiltaksplanen mht dekklagstykkelse og miljøgiftnivåer.*

- Fysisk karakterisering av ”ny” sjøbunn ved bruk av undervannsvideo og/eller sedimentprofilkamera.
- Kjemisk karakterisering av overflatelaget på et tilstrekkelig antall lokaliteter som grunnlag for å fastslå forurensningsgrad i det bioaktive laget og bedømme om miljømålet er oppnådd. Dette programmet bør omfatte vertikalprofil av utvalgte miljøgifter ned til minimum 20 cm sedimentdyp .

*Analyse av miljøgiftinnhold i lokal sjømat før og etter teknisk gjennomføring for å fastslå om anleggsarbeidet har forårsaket spredning av biotilgjengelige miljøgifter.*

Programmet vil fortrinnsvis omfatte de samme artene som tidligere er undersøkt: torsk, krabbe og blåskjell (ål var også inkludert, men anbefales utelatt ut fra generell restriksjon på ålefangst). Vevsanalysene vil som minimum dekke PAH og TBT.

### 5.4 Miljøovervåking

Overvåkingen vil ha som hensikt å følge med den forventede naturlige forbedringen av miljøforholdene i Vikkilen på lang sikt. Varigheten av de enkelte overvåkingselementene i programmet vil bli styrt av hvilke endringer man registrerer og hvor raskt. Prioriterte elementer er:

- Sedimentundersøkelse etter anslagsvis 6 år for å bekrefte varigheten av tiltaket. Om kilder er eliminert vil ny sedimentering i stor grad være ren og bare forsterke virkningen av tildekkingen.
- Følge tidsutviklingen av miljøgifter i lokal sjømat ved ny undersøkelse etter 3 år. Dette gjøres bare dersom sluttverifiseringen viser forhøyede nivåer av betydning.
- Følge tidsutviklingen i etableringen av ny sedimentfauna på tildekket bunn og endring/bedring i sedimentfaunaen for øvrig, anslagsvis hvert 3 år til forventet normaltilstand er gjenopprettet.
- Følge de registrerte bedringene mht. forstyrret kjønnsutvikling hos utvalgte snegle-arter med undersøkelse hvert 2-3 år til normaltilstand er opprettet.

## 6. Litteratur

- Bakke T, Håvardstun J, Lillicrap A, Macken AL, Allan I, Næs K, (2012). Revidert risikovurdering og tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen, delområde B og C. NIVA Rapport 6272-2011. 32 s.
- Bakke T, Håvardstun J, Næs K, Schaanning M, Oug E, Rygg B (2008). Miljøtekniske undersøkelser ved Nymo as i Vikkilen. Supplerende undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering. NIVA Rapport 5669-2008. 80 s.
- Næs K, Tveiten L, Håvardstun J (2005). Sedimentundersøkelser i Vikkilen knyttet til fylkesvis tiltaksplan. NIVA Rapport 5040-2005. 60 s.
- Schaanning M, Næs K (2006). TBT forurenset sediment i Vikkilen – alternative tiltak og kostnadsestimater. NIVA Notat til AS Nymo, 31.03.2006.
- Tveiten L (2005). Intersex undersøkelser fra Vikkilen, Grimstad. NIVA Notat Q-8221 (15.02.2005).

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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)