

Miljøtekniske undersøkelser, risikovurdering og tiltaksplan for marine sedimenter utenfor STX Norway Florø AS.



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 Miljøtekniske undersøkelser, risikovurdering og tiltaksplan for marine sedimenter utenfor STX Norway Florø AS.	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	6319-2012	2012.06.27
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Håvardstun, Jarle Allan, Ian	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-11473	45
Fagområde Marine miljøgifter	Geografisk område	Distribusjon
	Sogn og Fjordane	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) STX Norway Florø AS	Oppdragsreferanse Bestilling 15607-90.618
---	---

Sammendrag

NIVA har gjennomført analyse av miljøgifter i sediment, porevann og lokal sjømat i området nord for STX Norway Florø AS. Dette har dannet grunnlag for en revidert risikovurdering av sjøbunnsedimentene og forslag til tiltaksplan. Innholdet av PAH, PCB og TBT i porevann var lavt og indikerer sterk binding til partikler. TBT utgjør likevel en teoretisk risiko for effekter på bunnsfauna, og også for effekter i vannsøylen. Øvrige stoffer bidrar lite til denne risikoen. Innholdet av miljøgifter i sjømat er gjennomgående lavt til moderat, og det er lav risiko for effekter på human helse. Årlig utlekking fra hele sedimentområdet er størst for enkelte metaller (3-4 kg/år). Propellersjon bidrar til dette med 0,2 – 1,5 kg/år. For de øvrige miljøgiftene er utlekkingen langt mindre enn 1 kg/år. Man kan forvente en gradvis naturlig reduksjon i TBT-belastning. Overvåket naturlig restitusjon anbefales som tiltaksalternativ, subsidiært tildekking med 10 cm rene masser. Ved anbefalt tiltak bør det etableres et langsiktig overvåkingsprogram på sedimenter og sedimentlevende dyr.

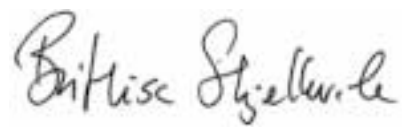
Fire norske emneord 1. Sedimentforurensning 2. Miljøriskovurdering 3. Miljøgifter i organismer 4. Tiltaksvurdering	Fire engelske emneord 1. Sediment contamination 2. Environmental risk assessment 3. Contaminants in organisms 4. Remediation assessment
--	---



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Morten Schaanning
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsdirektør

**Miljøtekniske undersøkelser, risikovurdering og
tiltaksplan for marine sedimenter utenfor STX
Norway Florø AS.**

Forord

På oppdrag fra STX Norway Florø AS gjennomførte NIVA i 2009 en risikovurdering av sedimenter fra nærområdet utenfor bedriftens verft i Florø (NIVA rapport Lnr 5729-2009). Vurderingen ble gjort iht. veileder TA-2230/2007 fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). På forespørsel fra STX Florø har NIVA gjennomført supplerende undersøkelser av miljøgiftinnholdet på to nye stasjoner i hovedbassenget nord for bedriften, i porevann fra sedimentene og i viktige arter av lokale fisk og skalldyr. Risikovurderingen er revidert på bakgrunn av dette. Den nye vurderingen er gjort iht. Klifs reviderte veileder TA-2802/2011. Torgeir Bakke har vært prosjektleder og hatt ansvar for rapportutforming. Båtfører Stein Arve Olsen og mannskap Robert Gjelsvik har, sammen med Jarle Håvardstun, NIVA, stått for innsamling av sedimenter og organismer. Ian Allan har hatt ansvaret for analyse av porevann. Ansvarlig for koordinering av de kjemiske analysene har vært Kine Bæk og analysene er utført av Eurofins. Kontaktperson hos STX Florø har vært Anders Myklebust.

Oslo, 27.06.2012

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	7
Summary	9
1. Innledning	11
2. Problembeskrivelse	13
2.1 Eksisterende miljøinformasjon	13
2.1.1 Generelt	13
2.1.2 Historikk	14
2.1.3 Brukerinteresser	15
2.1.4 Strøm og vannutskifting	15
2.1.5 Biologi	15
2.1.6 Tidligere undersøkelser	16
2.2 Mulige kilder og spredningsveier	16
2.3 Miljømål og planlagt arealbruk	16
2.4 Mulige helse- og miljøkonflikter	17
3. Supplerende undersøkelser	19
3.1 Behov for supplerende undersøkelser	19
3.2 Miljøgifter i sediment	19
3.3 Porevannsanalyser	21
3.4 Innsamling og analyse av fisk og skalldyr	22
4. Revidert risikovurdering	23
4.1 Datagrunnlag	23
4.2 Områder som er vurdert	23
4.3 Bruk av stedsspesifikke data	24
4.4 Bruk av analysedata	25
4.4.1 Sedimenter	25
4.4.2 Porevannsanalyser og steds-spesifikke Kd-verdier	27
4.4.3 Miljøgifter i fisk og skalldyr	29
4.5 Risikovurdering Trinn 1	30
4.6 Risikovurdering Trinn 2 og 3 - spredning av miljøgifter	31
4.7 Risiko for effekter på human helse	33
4.8 Risiko for økologiske effekter	37
4.9 Konklusjon fra risikovurderingen	40
5. Tiltaksplan	41
5.1 Tiltaksalternativer	41
5.2 Forholdet til lokale miljømål	41
5.3 Forholdet til vannforskriften	41
5.4 Anbefalt tiltak	42
5.5 Alternativt tiltak	42

6. Kontrollprogram, avbøtende tiltak og miljøovervåking	43
7. Litteratur	45

Sammendrag

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane påla i brev av 19.06.2007 STX Norway Florø AS (heretter kalt STX Florø) å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering av miljøtilstanden i de marine bunnsedimentene utenfor bedriften. NIVA gjennomførte i 2009 sedimentundersøkelser og utarbeidet en risiko- og tiltaksvurdering av sjøsedimentene i Gaddevågen og sjøområdene nord for bedriften (hovedbassenget). NIVA er senere bedt av STX Florø om å gjennomføre supplerende undersøkelser i hovedbassenget, samt revidere risikovurderingen og å utarbeide tiltaksplan for sedimentene i dette bassenget. Denne rapporten presenterer resultatene fra disse oppgavene. Følgende er gjort:

- Analyse av PAH, PCB og TBT i sediment på to nye stasjoner.
- Analyse av porevann fra sedimentene på 3 stasjoner.
- Analyse av miljøgifter i lokale fisk og skalldyr (blåskjell, krabbe, torsk).
- Revidert risikovurdering i henhold til Klifs reviderte veileder TA-2802/2011.
- Forslag til tiltaksplan for sedimentene

Miljøgiftinnholdet i sedimentet på de to nye stasjonene avviker ikke systematisk fra de opprinnelige tre. Grunnlaget for risikovurderingen dekker nå fem stasjoner der tre er undersøkt to ganger.

Analysene av PAH, PCB og TBT i porevannet er brukt til å beregne stedsspesifikke fordelingskoeffisienter mellom partikler og porevann. For PAH-forbindelsene er disse en faktor 2 – 89 høyere enn standardkoeffisientene brukt i risikoveilederen, for PCB-kongenerene en faktor 1-10 og for TBT en faktor 16. Miljøgiftene er altså sterkere bundet til partiklene enn det veilederen legger til grunn.

Innholdet av miljøgifter i sjømat er jevnt over lavt og i klasse I – II for de vev og stoffer som dekkes av Klifs klassifisering. Unntaket er forhøyet nivå av arsen spesielt i krabbe.

Risikovurderingen viser at kobber, de tyngre PAH-forbindelsene, sumPCB₇ og TBT utgjør en risiko for toksiske effekter på sedimentlevende dyr. Ut fra porevannskonsentrasjonene synes det bare å være TBT kanskje også kobber og nikkel som står for denne risikoen. Risiko for effekter i vannsøylen av miljøgifter fra sedimentet utgjøres også bare av TBT. Den årlige miljøgifttransporten ut fra sedimentene i hovedbassenget er størst for arsen, kobber, nikkel og sink med 3-4 kg/år hver. Av dette utgjør bidraget fra propellerrosjon 0,2 – 1,5 kg/år. Tilførsel av sumPAH₁₆, sumPCB₇ og TBT er alle langt under 1 kg/år. For metallene er propellerrosjon og til dels diffusjon relativt sett den viktigste spredningsveien. For PAH er propellerrosjon og transport i næringskjeden tilsvarende viktigst. Diffusjon er viktigst for TBT.

Benzo(a)pyren i sedimentet utgjør en teoretisk risiko for skade på human helse gjennom transport i næringskjeden til aktuell sjømat. Bly bidrar i noen grad til denne risikoen. Målt miljøgiftinnhold i lokal sjømat viser at beregnet risiko ikke er reell, og at miljøgiftene i sedimentene sannsynligvis ikke utgjør noen helserisiko av betydning. Arsen i lokal sjømat kan utgjøre en helserisiko, men det er grunn til å anta at dette ikke skyldes transport fra sedimentene.

Vurderingen viser at TBT dominerer risikobildet. Det er flere grunner til å forvente en gradvis naturlig forbedring av TBT i sedimentene over tid. Dette innebærer at Vannforskriftens krav om Klasse II for TBT muligens vil være oppfylt innen 2020 uten aktive tiltak. Det er derfor grunnlag for å anbefale naturlig restitusjon som tiltak i hovedbassenget koblet med overvåking av utviklingen. Som alternativt tiltak, kun for å framskynde oppfyllelse av Klasse II for alle miljøgifter i sediment, anbefales tildekking av sedimentene med ca 10 cm rene, egnede masser.

Anbefalt tiltak krever ikke etablering av et kontrollprogram eller plan for avbøtende tiltak, men det bør etableres et miljøovervåkingsprogram med hensikt å følge den forventede naturlige forbedringen av miljøforholdene i hovedbassenget på kort og lang sikt. Prioriterte elementer i programmet er undersøkelse av miljøgifter i toppsedimentet etter ca. 5 og 10 år, og undersøkelse av dagens tilstand hos sedimentfaunaen, eventuelt fulgt opp med nye undersøkelser etter 5 og 10 år dersom faunaen er påvirket.

Summary

Title: Environmental investigation, risk assessment and remediation plan for the marine sediments outside STX Norway Florø AS.

Year: 2012

Authors: Bakke, Torgeir; Håvardstun, Jarle; Allan, Ian

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6054-0

In 2007 the County Environmental Agency (Fylkesmannen) requested STX Norway Florø AS (STX Florø) to conduct investigations, perform a risk and remediation assessment of the sediments in the fjord basin outside the STX shipyard in Florø. This task was contracted to NIVA and completed in 2009. STX Florø has later requested NIVA to perform supplementary investigations and produce a revised risk assessment and sediment remediation plan for the main basin north of the yard. The outcome of this project is presented here and comprises the following:

- Analysis of PAH, PCB, and TBT from 2 additional sediment stations, and in the pore water from 3 stations.
- Analysis of contaminants in local seafood (blue mussel, edible crab and Arctic cod)
- Revised risk assessment according to the Klif guidelines TA_2802/2011.
- Proposed remediation plan for the sediments

The levels of contaminants at the two new stations did not deviate systematically from those studied before. The basis for the risk assessment was five stations, of which three have been studied twice.

The pore water content of PAH, PCB and TBT has been used to calculate locally valid sediment/pore water partitioning coefficients. In comparison with the generic coefficients in the Klif guidelines these were higher by a factor 2-89 for PAH, 1-10 for PCB and 16 for TBT, showing a stronger association to particulate matter than anticipated in the guidelines.

The contaminant levels in seafood were in general low, and in Class I-II for those included in the Norwegian classification system. An exception was fairly high levels of arsenic especially in crabs.

The risk assessment showed that bulk concentrations of copper, heavier PAHs, sumPCB₇, and TBT pose a risk of toxic effects to sedimentary fauna. From the pore water analysis TBT appeared to be the only contaminant representing a real risk. Risk of toxic effects in the water masses can only be expected from leakage of TBT. Estimated annual total flux of contaminants from the sediments was greatest for arsenic, copper, nickel, and zink with 3-4 kg/yr of each. The contribution from propeller erosion to this was estimated to 0,2 – 1,5 kg/yr. Fluxes of sumPAH₁₆, sumPCB₇ and TBT were all below 1 kg/yr. Propeller erosion and diffusion were the main routes of dispersion for metals, erosion and food chain transport likewise for PAHs, and diffusion for TBT.

The estimated risk of harm to human health from sediment contamination is almost totally due to benzo(a)pyrene transported through the food chain to seafood. There is also a small risk contribution from lead. The measured levels in local seafood suggest that these risks are not real, and that that the sediments most likely represent no risk to human health. Seafood arsenic may pose a risk, but there are reasons to conclude that this is not due to the sediments.

Overall the assessment shows that TBT dominates the estimated ecological risk pattern. There are reasons to expect a gradual improvement in TBT conditions over time, and that this also will be the

case for sediment contaminants in general. This implies that TBT levels may comply to the water management regulation requiring Class II in sediments within 2020 without active remediation. On this basis the recommended remediation alternative for the sediments in this basin is natural improvement combined with environmental monitoring. As an alternative remediation, and only to hasten compliance to Class II for all contaminants, capping with 10 cm clean sediment material is recommended.

The recommended monitored natural improvement does not demand any control program or plan for prevention of effects as for active remediation, but an environmental monitoring program will be established to follow the expected improvement over time. Main elements of this will be analysis of contaminants in the upper layers of the sediments after about 5 and 10 years, and description of the present condition of the sediment fauna, and with follow up monitoring in case the fauna is disturbed today.

1. Innledning

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane påla i brev av 19.06.2007 STX Norway Florø AS (heretter kalt STX Florø) å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering av miljøtilstanden i de marine bunnsedimentene utenfor bedriften. Bakgrunnen for pålegget var den nasjonale kartleggingen av potensialet for forurensning av sjøbunnen utenfor en rekke skipsverftlokaliteter. Vurderingen ble gjennomført av NIVA og rapportert i NIVA-rapport L.nr. 5729-2009 (Håvardstun et al 2009).

STX Florø har senere fått pålegg av Fylkesmannen i Sogn og Fjordane om å gjennomføre supplerende undersøkelser for å bedre påliteligheten av risikovurderingen. Fylkesmannen ba derfor om at også et Trinn 3 i risikovurderingen av bunnsedimentene ble gjennomført. I notat av 31.03.2011 presenterte NIVA forslag til undersøkelseelementer som kunne inngå i en Trinn 3 vurdering. På bakgrunn av dette ble det avtalt følgende supplerende undersøkelser:

- Analyse av miljøgifter i sediment på to nye stasjoner for å oppfylle kravet til datagrunnlag for risikovurderingen.
- Analyse av porevann fra sedimentene på 3 stasjoner for å beregne mer pålitelige, lokale fordelingskoeffisienter for miljøgiftene.
- Analyse av miljøgifter i lokale fisk og skalldyr (blåskjell, krabbe, torsk), for å avklare reell risiko for helseskade ved transport av miljøgifter fra sediment til sjømat.
- Revidert risikovurdering på bakgrunn av de supplerende undersøkelsene og i henhold til Klifs reviderte veileder TA-2802/2011.

Det ble også avtalt at den reviderte risikovurderingen bare skulle omfatte hovedbassenget nord for verftet og ikke Gaddevågen, siden det ikke er aktuelt å gjennomføre farledstilknyttede tiltak på den siden av verftet som vender mot vågen. Arbeidet skulle også kunne ut i et anbefalt og alternativt forslag til tiltaksplan for sedimentene.

Denne rapporten presenterer resultatet av undersøkelsene og risikovurderingen og gir forslag til tiltaksplan for sedimentene.

2. Problembeskrivelse

2.1 Eksisterende miljøinformasjon

2.1.1 Generelt

STX Norway Florø AS ligger på Hestneset nordvest på Florølandet rett øst av Florø sentrum. I nord grenser bedriftsområdet til et sund med dybder ned til 60 meter, mens det i øst grenser til Gaddevågen, en trang og grunn kanal med dybder grunnere enn 10 meter, se Figur 1 og Figur 2.



Figur 1. STX Florø. Oversiktsbilde som viser bedriftens beliggenhet på Hestneset nordøst på Florølandet. Bildet er orientert slik at nord-nordvest er oppover i bildet. Den nedre delen av bildet viser Gaddevågen som er det trange sjøområdet mellom Florølandet og Brandsøy. Innerst i Gaddevågen ses en liten småbåthavn. Et gammelt, mindre og nedlagt deponi var lokalisert nordvest av denne havna.



Figur 2. STX Florø. Bilde av verftsområdet med et skip liggende ved utrustningskaaien.

2.1.2 Historikk

Ankerløkken A/S startet opp som mekanisk verksted i 1949 og produserte mekanisk utstyr til Statens Vegvesen og til landbruket. Etter hvert kom det henvendelser fra fiskeflåten som ønsket seg et sted å foreta reparasjoner på maskiner og utstyr. Dette utviklet seg til at Ankerløkken AS fikk bygge sin første båt som var et fiskefartøy som ble sjøsatt fra en slipp som ble bygget med sitt utløp østover mot kanalen i 1952. Det var oppstarten på nybygging ved verftet og som etter hvert førte til at det ble utelukkende nybygging som foregikk her.

Foruten fiskebåter ble det etter hvert bygget ferjer, bergingsbåter, havforskningsfartøy, oppsynsskip, løfteskip, ro/ro-skip (roll on/roll off), og i 1973 startet man med bygging av kjemikalietankere. De første i svart stål, men senere med lasteområdet i syrefast stål. Å produsere lasteskip med høylegert stål i lasteområdet ble og var fortsatt verftets nisje fram til 2010. Det er produsert over 40 skip av denne typen.

I begynnelsen av 1980-årene var verftet innoft offshoremarkedet, og det var en del rigger som var inne til forskjellige vedlikeholds- og ombyggingsarbeider. Dette var frem til 1985.

I 1985 gikk verftet konkurs, og det var en heller rolig periode ved anlegget frem til 1989 da Kleven Verft i Ulsteinvik kjøpte anlegget og en startet igjen produksjon av kjemikalietankere. I 2003 ble det igjen en brutal nedgang i markedet som gjorde at verftet i en kort periode måtte inn på reparasjonsmarkedet for offshorefartøy. Men allerede i slutten av 2004 startet en igjen med nybygging, og denne aktiviteten holdt frem til mars 2010. Da ble det igjen besluttet at verftet

skulle inn på reparasjon og ombyggingsmarkedet for skip og flytende oljerigger. Dette er nå verftets satsingsområde.

I perioden som har gått har anlegget endret seg med behovene. Som nevnt ble den første slippet bygget i begynnelsen 50-årene. I slutten av 50-årene ble det bygget en skipshall som også hadde slippvei som ledet ut i kanalen østover. Senere, i siste halvdel av 60-tallet ble det bygget ny bedding på søre del av anlegget. Denne også med utløp østover mot kanalen i det samme området som både slipp og skipshall hadde utløp. Det ble produsert skip fra beddingen helt frem til 1992.

I 1993 stod den nye dokken klar. Denne er bygget i nord/sør-retning med utløp mot nord. Dokken er utstyrt med slam-oppfangsrenner og oljeutskiller slik at en har full kontroll med utslippene.

Bedriftsområdet besto i utgangspunktet bratte knauser og små åser, det vil si at strandområdet i hovedsak var et rent fjellområde. På denne tiden var det en kanal som gikk øst/vest/sør for anlegget. Området ble kalt "Evja" og den ene delen "Skitnevatnet". Denne kanalen gikk faktisk i sin tid helt vest gjennom Skudalen og til utløp mot Florø Havn. Her var det mye evje og mye slam, noe navnene tilsier. Store deler av byens avløpssystem gikk ut i dette området, og her var også et kommunalt avfallsdeponi. Den første delen av utrustningskaia ble bygget i strandområdet mot øst i kanalen

Ankerløkken Verft startet i 1975 en større ombygging, og massene som ble skutt ut ble kjørt til utfylling av "Skitnevatnet" og Evja-området. (Dette er i dag det området som fortsatt blir kalt Evja i Florø). Flora kommune stod ansvarlig for denne utfyllingen, og det ble gjort på den måten at massen ble dumpet direkte i området. Noe av bunnmassene i området ble da fortrent slik at det ble forskyvninger både østover mot kanalen/Gaddevågen og vestover. Massene som ble fortrent og som ble liggende over vannivået, tørket ut og ble benyttet som grøntarealer.

På 1960-tallet mottok verftet stål som var ubehandlet. Det ble derfor etablert et sandblåsnings- og primeranlegg. Dette var plassert i det bygget som på verftsplanen i dag er betegnet som tynnplateverksted. Det ble også bygget en sandblåse-/malehall sør for denne. Denne er fortsatt i bruk.

I perioden frem til utfyllingen av "Evja", ble en del sandblåsesand og rester etter malingsaktivitet deponert i dette området. Dette er da også bakgrunnen for grunnundersøkelsene Berdal Strømme AS gjorde i området.

Utrustningskaia ble etter hvert forlenget og det ble foretatt utdypingsarbeid både her og ved utløpet til beddingen mot øst. Områdene har vært rensket og mudret flere ganger gjennom tiden, og siste gang dette skjedde var i 1991 – 1992. De masser som ble fjernet ble dradd nordover til dypere vann.

2.1.3 Brukerinteresser

Brukerinteressene er knyttet til industriell aktivitet. Det foregår lite fritidsfiske i området. Ytterst i Gaddevågen på motsatt side av bedriften, er det et lite friområde.

2.1.4 Strøm og vannutskifting

Det er ikke gjort strømmålinger i området, men man kan anta at det i hovedsundet i øst er god vannutskifting styrt av vind, tidevann og hydrofysiske forhold i de nære havområder. Vannutskiftingen i Gaddevågen er sannsynligvis begrenset, særlig i den innerste delen.

2.1.5 Biologi

Biologiske forhold i området er ikke spesifikt beskrevet, og vi vet ikke om det inneholder det man kan kalle særlig verdifulle biologiske ressurser.

2.1.6 Tidligere undersøkelser

I forbindelse med spørsmålet om tidligere undersøkelser, opplyser STX Norway Florø AS:

- En har gått gjennom arkiver som finnes av hva som tidligere har vært utført ved verftet for derigjennom å skaffe seg underlag for nye vurderinger.
- En har også sett på verftets historie og den aktivitet som har vært ved verftet.
- Videre har anleggets ulike byggetrinn vært vurdert med hensyn på endringer som kan ha medført endringer i utslippssammenheng.

Gjennom dette arbeidet er følgende ting kommet frem:

I 1984 utførte Noteby (Norsk Teknisk Byggekontroll AS) ekkolodding og akustiske grunnundersøkelser i en trase fra verftsområdet til Grasskjæret Lykt vest av Florø, noe som ga en oversikt over bunnotene og løsmassene i det aktuelle området. Denne dokumentasjonen finnes ved verftet.

I 1990 gjorde konsulentfirmaet Berdal Strømme AS en kartlegging av deponier og forurenset grunn på verftsområdet etter oppdrag fra SFT. Her finnes en rapport på dette arbeidet ved verftet.

I 2009 gjennomførte NIVA innsamling og analyse av de øverste 10 cm av bunnsedimentene på 10 stasjoner utenfor bedriften, seks i Gaddevågen og seks fra hovedbassenget nord for bedriften (Tabell 2). Disse analysene danner grunnlaget for den forrige risikovurderingen presentert i NIVA-rapport L.nr 5729-2009.

2.2 Mulige kilder og spredningsveier

Mulige kilder til og spredningsveier for miljøgifter til bunnsedimentene er

- Den generelle industrielle aktiviteten ved bedriften
- Gammelt deponi
- Påvirkning fra skipstrafikk til Florø havneområde
- Generell avrenning fra land

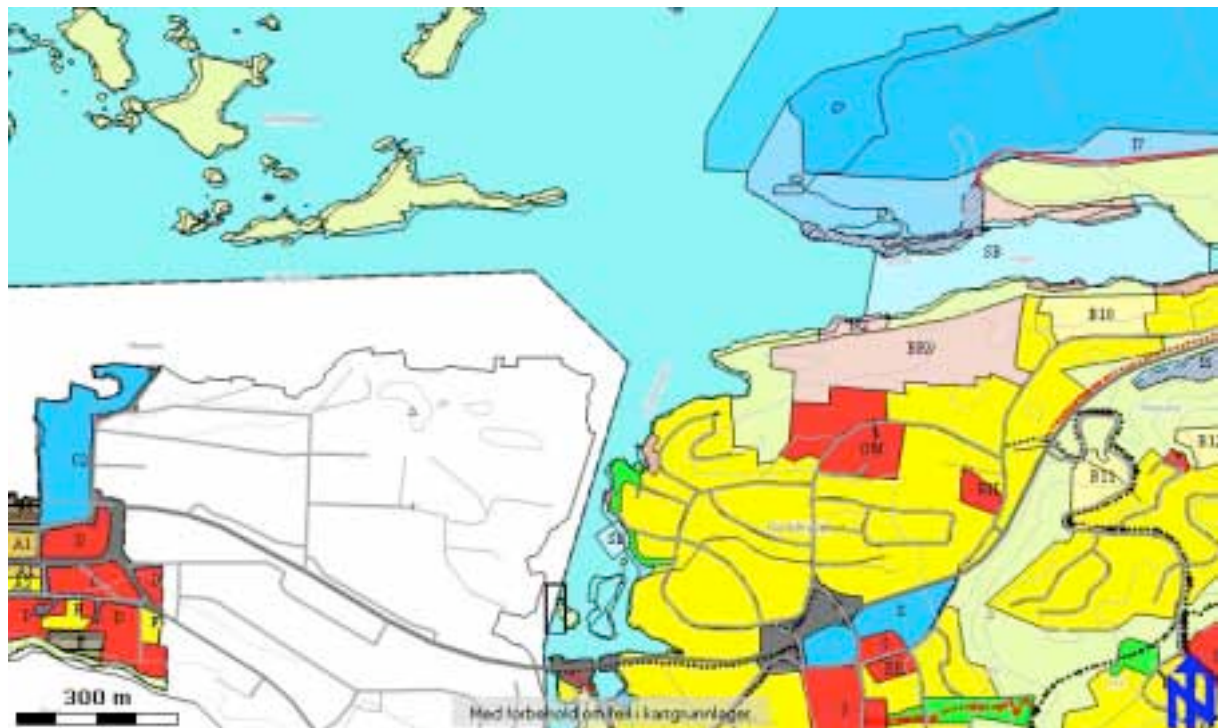
2.3 Miljømål og planlagt arealbruk

STX Norway Florø AS har ikke satt spesifikke miljømål for forurensningssituasjonen i de sjønære områdene til bedriften. Bedriften uttaler imidlertid at det er et klart ønske og et konkret mål at bedriften skal fremstå som en miljøbevisst bedrift og være ledende i dette arbeidet innenfor bransjen. Politikken og resultatene skal kunne benyttes i markedsføringen av bedriften ikke bare overfor kunder, men også overfor de ansatte og i lokalmiljøet.

Dette skal oppnås gjennom at bedriften:

- minst tilfredsstillende alle lovmessige krav
- har en åpen og ærlig dialog med alle involverte myndigheter
- har en åpen og ærlig dialog med ansatte, kunder, naboer, underleverandører
- stadig søker etter miljømessige forbedringer ved valg av produksjonsprosesser, materialer og tjenester
- stadig vurderer design og konstruksjon av våre produkter med tanke på miljømessige gevinster
- gjennom bedriftens egen HMS-organisasjon, ha spesielt fokus på belastninger bedriften kan påføre miljøet.

Fremtidig arealbruk forventes å være knyttet til skipsverftsaktivitet. Reguleringsplan for området er vist i Figur 3. Den viser blant annet at området i Gaddevågen grenser både til boligområder og friareal. Områdene nordvest for verftet er regulert til industri.



Figur 3. Kartet viser gjeldende reguleringsplan for Flora kommune for områdene ved verftet og omkringliggende områder.

2.4 Mulige helse- og miljøkonflikter

Områdene med friarealer på østsiden av Gaddevågen er ett mulig konfliktområde. Dersom det foregår bading og fritidsfiske her vil en være interessert i å ha kontroll på innholdet av miljøgifter i sedimentet. Det kan være konflikter knyttet til både fritids- og eventuelt yrkesfiske i hovedbassenget, men det er ikke undersøkt miljøgifter i fisk eller krabbe herfra. Hvorvidt dette er reelle konflikter avhenger av i hvor stor grad områdene blir benyttet.

3. Supplerende undersøkelser

3.1 Behov for supplerende undersøkelser

Strukturen i en risikovurdering i følge Klifs veileder TA-2802/2011 er en 3 trinns tilnærming der overgang fra ett trinn til neste innebærer en økning i kompleksitet av vurderingen og en nærmere tilknytning til lokale forhold. Dersom man i Trinn 2 finner at sedimentene utgjør en uakseptabel risiko for økologiske effekter eller skade på human helse kan problemeier velge å gå direkte til en tiltaksvurdering eller gjennomføre et Trinn 3 i risikovurderingen. Trinn 3 omfatter utvalgte undersøkelser for å øke datagrunnlaget for Trinn 2 og gjøre konklusjonene mer pålitelige. Trinn 2 anvender en rekke allmenne verdier for parametre som brukes til å beregne spredning og effekter av miljøgiftene. Disse er meget strenge for å kunne dekke alle typer sedimenter og miljøforhold. Trinn 3 har som mål å fremskaffe steds-spesifikke verdier for et utvalg av parameterne.

Følsomhetsanalyser har vist at likevektsfordelingen mellom konsentrasjon av miljøgifter i sedimentpartikler og porevann, uttrykt ved likevektskonstanten $K_d = C_{\text{sediment}}/C_{\text{porevann}}$ (C er konsentrasjon), er den mest innflytelsesrike og samtidig mest usikre parameteren i risikoberegningene. Den beskriver hvor sterkt miljøgiftene er bundet til sedimentpartiklene, og K_d er derfor styrende for alle senere beregninger av risiko mht spredning og opptak i sjømat. Veileder TA-2802/2011 presenterer allmenne K_d -verdier for alle miljøgiftene, men siden verdiene er konservative vil de i mange tilfeller overestimere utlekking og biotilgjengelighet av de ulike miljøgiftene, noen ganger med flere størrelsesordener. Veilederen anbefaler derfor at K_d -verdier bestemmes for det sedimentet som vurderes. Dette ble gjort ved analyse av de viktigste miljøgiftene i sediment og porevann fra samme prøver. Analysene er gjort på prøver fra tre av stasjonene i hovedfjorden nord for verftet (Stasjon VIII, X og XI, Figur 4).

Risikoen for effekter av sedimentbundne miljøgifter på human helse er først og fremst knyttet til inntak av lokal sjømat (primært fisk og krabbe) som kan ha akkumulert miljøgifter transportert gjennom næringskjeden fra bunndyr. Beregning av slik transport er meget vanskelig og Trinn 2 har ofte vist seg å overestimere transporten og derved også risikoen for human helse. Siden Trinn 2 i forrige risikovurdering (Håvardstun et al. 2009) viste at sedimentene utgjør en helserisiko, ble det anbefalt å analysere miljøgiftnivå i lokal sjømat for å klarlegge hvorvidt dette er reelt eller ikke. Fisk og skalldyr vil kunne ta opp miljøgifter også fra andre kilder enn sedimentene slik at høyt nivå ikke nødvendigvis behøver å komme fra sedimentene, men dersom analyser viser at de har lavt miljøgiftinnhold, kan man iallfall utelukke at sedimentene utgjør en helserisiko. Fangst av lokal sjømat er gjort fra hovedfjorden nord for verftet.

Klifs veileder TA-2802/2011 krever at risikovurderingen gjøres på grunnlag av et visst minimum av stasjoner fra området. Av de opprinnelige stasjonene fra Håvardstun et al (2009), var tre dekkende for området nord for verftet (stasjon VIII, X og XI). Det ble derfor besluttet å supplere med analyse av miljøgifter (PAH, PCB og TBT) på to nye stasjoner på sørsiden av bassenget (Figur 4).

3.2 Miljøgifter i sediment

De tidligere undersøkelser av miljøgifter i sedimentene er beskrevet i Håvardstun et al. (2009) (se også Tabell 1, Tabell 2 og Figur 4). Nye sedimentprøver ble tatt 11.01.2012 fra stasjon VIII, X og XI og 15.05.2012 fra to nye stasjoner, stasjon XIII og XIV, for analyse av PAH, PCB og TBT. Fra hver stasjon ble det tatt 4 parallelle prøver ved bruk av vanVeen grabb (

Figur 5), slått sammen til en prøve pr stasjon. Grunnet mye stor stein var det vanskelig å få tatt gode prøver. Prøvene ble lagret kjølig (4°C) og sendt umiddelbart til NIVA for analyse.

Prøvene fra 11.01.2012 ble brukt til analyse av porevann og bestemmelse av lokale Kd-verdier. I forbindelse med porevannsanalysene ble sedimentene også analysert for total mengde miljøgifter.

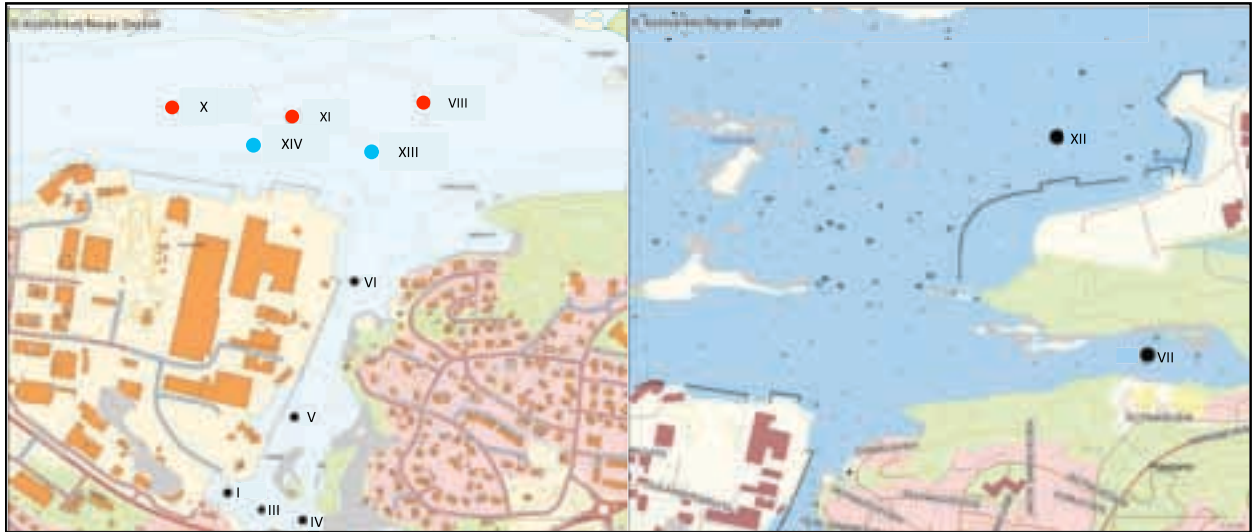
Tabell 1. STX Florø. Oversikt over innsamling av sedimentprøver fra hovedbassenget nord for verftet.

Innsamlingsdato	Stasjoner tatt	Formål	Metode
2008	VIII, X, XI	Analyse av miljøgifter i sediment	Grabbprøve av de øverste 10 cm, en prøve fra hver stasjon til analyse
11.01.2012	VIII, X, XI	Analyse av miljøgifter i porevann og sediment	Tre parallelle prøver fra hver stasjon, analysert separat for porevann, blandprøve fra hver stasjon for sediment
15.05.2012	XIII, XIV	Analyse av miljøgifter i sediment	Fire parallelle prøver fra øvre 10 cm på hver stasjon, slått sammen til en blandprøve pr stasjon

Tabell 2. STX Florø. Beskrivelse av sedimentstasjonene. Stasjoner i fet skrift er med i den reviderte risikovurderingen..

Stasjon nr.	Dyp (m)	N	E	Karakteristikk
I	3.5	61° 35.935	05° 03.203	Svært bløtt, finkornet svart sediment. H ₂ S lukt.
III	8	61° 35.944	05° 03.223	Som st. I
IV	5,3	61° 35.934	05° 03.256	2-3 mm mørkebrunt topplag med noe sand. Finkornet under. Noe tare i grabben.
V	11	61° 35.931	05° 03.351	Som st. III
VI	12	61° 36.020	05° 03.286	Mørkebrunt sandig sediment, noe grus, mindre stein og skjellsand. Svak H ₂ S-lukt
VII	25	61° 36.146	005° 03.377	Brunt sandig, grovt sediment, ingen lukt
VIII	50	61° 36.355	005° 04.271	Brunt sandig sediment. Døde skjell.
X	47,5	61° 36.309	005° 03.387	Brunt bløtt og sandig sediment
XI	50	61° 36.359	005° 03.212	Brunt sandig overflatelag m. skjellsand og rørbyggende mark.
XII	47	61° 36.271	005° 03.002	Brunt overflatelag over noe skjellsandholdig sediment
XIII	46-47	61° 36,249	05° 03,358	Replikat nr I-IV: Brunt, bløtt og finkornet sediment på toppen (ca 0-2 cm). Mørk grått til svart sediment under. Noen mindre stein. Ingen svovellukt (H₂S lukt). Fire grabber blandet til en prøve.
XIV	35	61° 36,248	05° 03,158	Replikat nr I-III: Brun sandig overflate. Svart fastere sediment under. Noe skjellsand og enkelte mindre steiner i grabben. Replikat nr IV: Brun sandig overflate. Svart fastere sediment under. Noe skjellsand og enkelte mindre steiner i grabben. Grå leire nederst (under ca 12 cm). Ingen svovellukt

				(H ₂ S lukt). Fire grabber blandet til en prøve.
--	--	--	--	---



Figur 4. STX Florø. Kart med opprinnelige prøvetakingsstasjoner (svarte og røde sirkler) og supplerende stasjoner (blå sirkler). Røde sirkler markerer stasjoner der det også ble analysert for porevann.



Figur 5. Foto av van Veen grabb med inspeksjonsluke.

3.3 Porevannsanalyser

Prinsippet er å sette en passiv prøvetaker i direkte kontakt med porevannet. Prøvetakeren vil over tid akkumulere miljøgifter som er løst i porevannet. Ut fra analyse av prøvetakerne beregner man seg tilbake til de reelle konsentrasjonene i porevannet.

Sedimentene fra hver prøve (3 paralleller fra hver av stasjonene VIII, X og XI) samt et rent kontrollsediment ble homogenisert og en delprøve fra hvert av sedimentene ble sendt til analyse av totalt innhold av PAH, PCB og TOC (totalt organisk karbon). Resten av det homogeniserte sedimentet fra hver prøve ble fordelt på tre 0,5 liter glassbeholdere. En passiv prøvetaker ble plassert i sedimentet i hver beholder og beholderen ble inkubert i 2 uker ved 4°C med svak risting. De passive

prøvetakerne består av et 20 cm lang polyetylenbånd tilsatt referansestoffer for å måle utlekkingshastighet (nødvendig for å kunne beregne opptakshastigheten i prøvetakeren).

Etter inkubering ble prøvetakeren rensset på utsiden og de absorberte miljøgiftene ekstrahert ved bruk av pentan tilsatt interne standarder. Pentan-ekstraktene ble re-ekstrahert med diklormetan og rensset med gel-kromatografi før analyse ved bruk av GC/MS.

TBT-innholdet i porevann ble målt direkte på prøver tatt ved sentrifugering av sedimentet.

Kjemisk analyse av miljøgifter i sediment og TBT porevann ble gjort av Eurofins AS. Kjemiske analyser av ekstraktene fra de passive prøvetakerne ble gjort på NIVA.

3.4 Innsamling og analyse av fisk og skalldyr

Organismer til analyse ble samlet av Stein Arve Olsen og sendt hel, frosset til NIVA for prøveuttak. Innsamlingssteder er vist i Figur 6. Prøveuttak og analyseprogram fremgår av Tabell 3.



Figur 6. Område for fangst av torsk, krabbe og blåskjell til miljøgiftanalyse. Kartgrunnlag: Statens kartverk Sjø.

Tabell 3. STX Florø. Prøvetype og analyseprogram for miljøgifter i sjømat.

Prøveid.	Art	Vevstype	Antall individer	Prøvestørrelse (g)	Analyser
1	Torsk	Lever	Ind 1-8	100	PAH, PCB, TBT
2	Torsk	Lever	Ind 9-15	136	PAH, PCB, TBT
3	Torsk	Filét	Ind 1-8	101	Metaller
4	Torsk	Filét	Ind 9-15	113	Metaller
5	Blåskjell	Innmat	50 stk	141	Metaller og TBT
6	Taskekrabbe	Skallinemat	Ind 1-10	652	Metaller og TBT
7	Taskekrabbe	Skallinemat	Ind 11-20	625	Metaller og TBT

4. Revidert risikovurdering

4.1 Datagrunnlag

Den reviderte risikovurderingen av sedimentene er gjort i følge Klifs reviderte veileder for risikovurdering av forurenset (TA-2802/2011). Endringen fra forrige veileder (TA-2230/2007) er:

- Mer realistisk beregning av miljøgiftspredning gjennom oppvirling som følge av skipspropeller.
- Beregninger av årlig total transport av miljøgifter til vannmassene fra hele tiltaksområdet på bunnen og fra delområdene som hhv påvirkes eller ikke påvirkes av skipsaktiviteten.
- Mindre justeringer av de allmenne parameterverdiene som brukes i Trinn 2.
- Revidert regneverktøy i EXCEL som reflekterer endringene ovenfor.

Datagrunnlaget for den reviderte risikovurderingen er:

- Data for innhold av tungmetaller, PAH, PCB og TBT i sedimentene anvendt i forrige risikovurdering.
- Nye tilsvarende sedimentdata fra stasjon VIII, X, XI og nye stasjoner XIII og XIV.
- Innhold av PAH, PCB og TBT i porevann fra stasjon VIII, X, XI.
- Reviderte Kd-verdier for enkeltkomponenter av PAH, PCB og av tributyltinn (TBT) stasjon VIII, X, XI, ansett som representative for hele hovedområdet.
- Innhold av tungmetaller, PCB, PAH og TBT i lokalt fanget torsk, krabbe og blåskjell.

4.2 Områder som er vurdert

I henhold til ønske fra STX Norway AS skal det bare gjennomføres farledstilknyttede tiltak på den siden av verftet som vender mot hovedbassenget av fjorden i denne omgang. Gaddevågen skal følge i et senere trinn.

Det totale bunnarealet som er tatt med i risikovurderingen (A_{sed}) er vist i Figur 7. Det omfatter hovedbassenget nord for verftet til 20 m dybdekote langs Langholmen på nordsiden, avgrenses i øst ved Mekevikneset, i syd mot Gaddevågen, og i vest litt utenfor grensen for verftsområdet. Arealet av A_{sed} er avrundet målt til 140 000 m². Det arealet som kan bli påvirket av propellerrosjon fra skipstrafikken (A_{skip}) er vist i Figur 8. Det avgrenses mot vest, sør og øst som for A_{sed} og mot nord av 20 m dybdekote. Dette er i følge risikoveilederen det største dypet som kan bli utsatt for propellerrosjon. Arealet av A_{skip} er avrundet målt til 30 000 m².

Lengde på skipstraséen grunnere enn 20 m inn mot kaiene fra øst (vanligst) er ca 75 m. Bredden på Askip utenfor kaiene mot nord er ca 50 m, men vi regner med at anløpende skip vil manøvrere noe skrått inn til kaiene slik at reell trasé blir lenger. I risikovurderingen har vi gått ut fra en gjennomsnittlig trasélengde inn til verftet på 75 m.

Risikovurderingen er gjort på grunnlag av stasjonene vist i Tabell 5 og Tabell 2.



Figur 7. STX Florø. Totalt sjøareal som omfattes av risikovurderingen (A_{sed}) med dybdekoter. Arealet er avrundet 140 000 m². Kartgrunnlag: Statens kartverk Sjø.



Figur 8. STX Florø. Sjøareal potensielt påvirket av skipstrafikken (A_{skip}). Arealet er avrundet 30 000 m². Kartgrunnlag: Statens kartverk Sjø.

4.3 Bruk av stedsspesifikke data

Beregningene i Trinn 2 er i hovedsak basert på standardiserte verdier (sjablongverdier) for utvalgte konstanter og koeffisienter oppgitt i veilederen, men der stedsspesifikke data finnes, bør de i følge veilederen brukes. Sjablongverdiene er satt ut fra eksisterende kunnskap og er rimelig konservative for å unngå å friskmelde områder som egentlig utgjør en risiko for miljø og helse. I de fleste tilfeller vil generering av steds-spesifikke verdier være ledd i en risikovurdering Trinn 3. Tabell 4 viser de steds-spesifikke verdiene som er brukt i vurderingen. I tillegg til de som er vist her har vi anvendt steds-

spesifikke likevektskonstanter (K_d) for de organiske miljøgiftene beregnet ut fra porevannsanalysene, og målte nivåer av miljøgifter i porevann og sjømat.

Ved beregning av oppvirvlet mengde fint sediment fra skipsanløp har vi anvendt kategorien «industrihavn» som havneanlegg og «silt og leire» som bunnsstrat grunnere enn 20 m (ref Klif TA-2802/2011, Faktaboks 6). Det er videre anvendt en gjennomsnittlig trasélengde på 75 m for et skipsanløp. Den beregnede mengden finfraksjon av sedimentene som virvles opp ved et anløp en vei (m_{sed}) blir da 625 kg, eller 1250 kg samlet for anløp og avgang. Med 24 anløp i året utgjør dette en samlet årlig oppvirvling på 30 tonn finkornet sediment.

Tabell 4. STX Florø. Stedsspesifikke parameterverdier brukt i risikoberegningene.

Parameter	Sjablongverdi	Anvendt verdi	Kommentar
Totalt organisk karbon (TOC) %	1	5,8	Målt
Totalt sedimentareal m^2	ingen standard	140 000	Beregnet fra kart
Vannvolum m^3 over sedimentene	ingen standard	6 000 000	Beregnet fra kart og dyp
Areal påvirket av skipstrafikk	Ingen standard	30 000	Beregnet fra kart
Antall skipsanløp per år	ingen standard	24	Oppgitt av STX Florø
Trasélengde for skipsanløp m	120	75	Beregnet fra kart
Oppvirvlet sediment per anløp kg	ingen standard	1250	Fra TA-2802/2011
Oppholdstid til vannet i bassenget i år	0,02	0,008	Anslått ut fra typiske strømhastigheter på 3-5 cm/s gjennom et åpent område
Fraksjon leire i sedimentet	ingen standard	0,26	Målt

4.4 Bruk av analysedata

4.4.1 Sedimenter

Sedimentdata brukt i risikoanalysen er gitt i Tabell 5. Metallnivåene spenner i fra tilstandsklasse I (bakgrunn) til klasse IV (dårlig), de fleste i klasse I og II (god). Sedimentene er generelt mest forurenset av kobber. Tilstanden for nivå av PAH spenner fra klasse III (moderat) til klasse IV (dårlig). Nivåene av PCB er i klasse III med unntak av en prøve i Klasse II. Alle stasjonene viste meget dårlig tilstand (klasse V) for TBT.

Tabell 5. Innhold av utvalgte miljøgifter i sedimentprøvene (mg/kg tørrvekt) brukt i risikovurderingen. Fargene angir tilstandsklasser etter Klif TA-2229-2007 (blått: klasse I, grønt: klasse II, gult: klasse III, oransje: klasse IV og rødt: klasse V).

Stoffstasjon	St VIII 2008	St X 2008	St XI 2008	St VIII 2012	St X 2012	St XI 2012	St XIII 2012	St XIV 2012
Arsen	33	15	31	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Bly	118	46,7	85,2	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Kadmium	0,77	0,3	0,3	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Kobber	128	54,1	108	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Krom totalt (III + VI)	55,3	26	44,1	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Kvikksølv	0,96	0,43	0,62	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Nikkel	54,5	19,5	31,9	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Sink	283	99,2	187	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Naftalen	0,044	0,032	0,033	0,021	0,020	0,024	0,029	0,370
Acenaftylen	0,05	0,027	0,043	0,010	0,011	0,010	0,013	0,018
Acenaften	0,061	0,062	0,033	0,045	0,041	0,054	0,092	0,600
Fluoren	0,056	0,056	0,034	0,043	0,039	0,051	0,073	0,460
Fenantren	0,5	0,56	0,34	0,360	0,340	0,430	0,380	1,500
Antracen	0,095	0,12	0,079	0,091	0,092	0,110	0,100	0,290
Fluoranten	1,0	0,86	0,71	0,880	0,750	0,990	0,730	1,800
Pyren	0,83	0,7	0,58	0,730	0,630	0,800	0,630	1,500
Benzo(a)antracen	0,73	0,58	0,52	0,680	0,550	0,760	0,470	1,000
Krysen	0,52	0,4	0,35	0,700	0,560	0,780	0,500	1,100
Benzo(b)fluoranten	1,5	0,95	1,0	0,930	0,700	0,950	0,470	0,820
Benzo(k)fluoranten	0,51	0,33	0,35	0,270	0,220	0,320	0,420	0,790
Benzo(a)pyren	0,89	0,62	0,61	0,520	0,410	0,530	0,410	0,820
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,81	0,47	0,56	0,380	0,290	0,380	0,400	0,520
Dibenzo(a,h)antracen	0,13	0,078	0,093	0,100	0,081	0,096	0,097	0,084
Benzo(ghi)perylene	0,61	0,35	0,42	0,450	0,330	0,430	0,400	0,520
sum PAH16	8,34	6,20	5,76	6,21	5,06	6,72	5,21	12,19
PCB 28	0,0010	0,0005	0,0007	0,0005	0,0003	0,0005	0,0003	0,0003
PCB 52	0,001	0,001	0,001	0,004	0,002	0,004	0,007	0,007
PCB 101	0,004	0,004	0,003	0,006	0,004	0,005	0,0067	0,0059
PCB 118	0,003	0,002	0,002	0,007	0,004	0,006	0,0039	0,0039
PCB 138	0,008	0,008	0,006	0,013	0,007	0,013	0,0220	0,0130
PCB 153	0,010	0,011	i.a.	0,013	0,007	0,011	0,0160	0,0098
PCB 180	0,005	0,004	0,003	0,008	0,004	0,007	0,0074	0,0038
Sum PCB7	0,03	0,03	0,01	0,05	0,03	0,05	0,06	0,04
Tributyltinn (TBT-ion)	0,34	0,17	0,37	0,64	0,30	0,73	0,26	0,32

4.4.2 Porevannsanalyser og steds-spesifikke Kd-verdier

Innholdet av organiske miljøgifter i porevannet på de tre stasjonene VIII, X og XI er gitt i Tabell 6 sammen med totalt miljøgiftinnhold i sedimentprøvene som porevannet ble ekstrahert fra.

Klassifisering av sedimentene ut fra de enkelte PAH-forbindelsene varierte fra god til svært dårlig tilstand, der de lette forbindelsene viste best tilstand. Tilstand for PCB ble klassifisert som moderat, og for TBT som svært dårlig.

Nivåene av PAH i porevannet var med få unntak lavere enn deteksjonsgrensen, Alle PCB-kongenerene i porevann var også under deteksjonsgrensen. Ved bruk av porevannsverdiene i risikovurderingen er selve deteksjonsgrensen anvendt som konservativt nivå av disse.

Likevektskonstanter (Kd) mellom konsentrasjon på partikler og i porevannet på hver stasjon, og i gjennomsnitt for hovedbassenget er beregnet ut fra Tabell 6, og vist i Tabell 7 sammen med sjablongverdiene etter veileder TA-2802/2011. For alle stoffene var lokal Kd høyere enn sjablongverdiene. Forskjellen var størst for PAH-forbindelsene. For svært mange stoffer kunne lokal Kd bare angis som «større enn» oppgitt verdi, siden porevannskonsentrasjonene lå under deteksjonsgrensen. Kd-verdiene brukt i vurderingen er derfor konservative, men viser likevel at stoffene var til dels mye sterkere bundet til sedimentpartiklene enn det risikoveilederen TA-2802/2011 legger til grunn.

Tabell 6. STX Florø. Innhold av organiske miljøgifter i porevann (ng/l, 3 parallelle prøver pr stasjon) og sediment (mg/kg tv) på tre stasjoner (VIII, X og XI) sentralt i hovedbassenget. Fargene indikerer klassifisering av forurensningstilstand etter Klif TA-2229/2007.

Stoff	Stasjon VIII		Stasjon X		Stasjon XI	
	Porevann	Sediment	Porevann	Sediment	Porevann	Sediment
Naftalen	<21	0,02	<21	0,02	<22	0,02
Acenaftylen	<7	<0,02	<7	0,01	<7	<0,02
Acenaften	<8	0,05	<8	0,04	<8	0,05
Fluoren	<5	0,04	<5	0,04	<6	0,05
Fenantren	<3	0,36	<3	0,34	<3	0,43
Antracen	<3	0,09	<3	0,09	<3	0,11
Fluoranten	2,3	0,88	1,7	0,75	1,9	0,99
Pyren	4,8	0,73	4,8	0,63	3,1	0,80
Benzo(a)antracen	<0,6	0,68	<0,4	0,55	<0,5	0,76
Krysen	<0,6	0,70	<0,4	0,56	<0,5	0,78
Benzo(b)fluoranten	1,7	0,93	1,23	0,70	1,0	0,95
Benzo(k)fluoranten	0,44	0,27	<0,4	0,22	<0,5	0,32
Benzo(a)pyren	0,43	0,52	0,41	0,41	<0,5	0,53
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,27	0,38	0,38	0,29	<0,4	0,38
Dibenzo(a,h)antracen	0,5	0,10	<0,3	0,08	<0,4	0,10
Benzo(ghi)perylen	0,43	0,45	0,32	0,33	<0,4	0,43
Sum PAH₁₆		6,20		5,06		6,71
PCB 28	<0.14	<0,001	<0.10	<0,0005	<0.12	<0,001
PCB 52	<0.12	0,00	<0.086	0,00	<0.11	0,00
PCB 101	<0.096	0,01	<0.055	0,00	<0.073	0,01
PCB 118	<0.088	0,01	<0.047	0,00	<0.064	0,01
PCB 138	<0.087	0,01	<0.045	0,01	<0.062	0,01
PCB 153	<0.086	0,01	<0.044	0,01	<0.061	0,01
PCB 180	<0.085	0,01	<0.041	0,00	<0.058	0,01
sumPCB₇		0,05		0,03		0,05
TBT	393	0,64	293	0,30	780	0,73

Tabell 7. STX Florø. Beregnede lokale likevektskonstanter (Kd) mellom total sedimentkonsentrasjon og konsentrasjon i porevann av PAH, PCB og TBT på stasjon VIII, X og XI (fra Tabell 6), gjennomsnittlig Kd for de tre stasjonene, sjablongverdier for Kd fra TA-2802/2007 normalisert til sedimentenes TOC og forholdet mellom lokal Kd og sjablongverdi ($K_{dF}:K_{dTA}$).

Stoff	Kd st VIII	Kd st X	Kd st XI	gj.sn. Kd	Kd, TA-2802	$K_{dF}:K_{dTA}$
Naftalen	>999	>978	>1106	>1028	91	>11
Acenaftylen		>1661		>1661	182	>9
Acenaften	>5880	>5375	>6665	>5973	434	>14
Fluoren	>8697	>8135	>9859	>8897	714	>12
Fenantren	>134707	>138154	>156248	>143036	1603	>89
Antracen	>33067	>35511	>38354	>35644	1974	>18
Fluoranten	379656	447057	529436	452050	10115	45
Pyren	154664	131936	259307	181969	4123	44
Benzo(a)antracen	>1146542	>1381538	>1526911	>1351664	35084	>39
Krysen	>1146542	>1319358	>1492155	>1319352	27867	>47
Benzo(b)fluoranten	536278	562811	920055	673048	56896	12
Benzo(k)fluoranten	615730	>537480	>636523	>596578	55601	>11
Benzo(a)pyren	1228542	1000835	>1185261	>1138213	58219	>20
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1410555	759211	>1106150	>1091972	164094	>7
Dibenzo(a,h)antracen	>228765	>347027	>304659	>293484	136486	>2
Benzo(ghi)perylene	1045659	1024148	>1241120	>1103642	71631	>15
PCB 28	nd	nd	nd			
PCB 52	>29471	>22928	>37481	>29960	3507	>9
PCB 101	>58802	>64619	>68205	>63875	23716	>3
PCB 118	>75751	>87169	>96342	>86421	237188	>0
PCB 138	>147703	>158622	>175313	>160546	35903	>4
PCB 153	>151144	>162317	>210772	>174744	359002	>0
PCB 180	>89000	>97805	>121287	>102697	68404	>2
TBT	1627	1023	936	1195	77	16

4.4.3 Miljøgifter i fisk og skalldyr

Miljøgiftinnholdet i torsk (lever og filét), blåskjell og skallinnmat av taskekrabbe er vist i Tabell 8. For noen av stoffene og vevstypene finnes det klassifisering (Klif TA-1467/1997). Disse viste ubetydelig (blå) til moderat (grønn) forurensning.

Tabell 8. STX Florø. Innhold av miljøgifter i utvalgte arter lokal sjømat. Fargene indikerer klassifisering av forurensningstilstand etter Klif TA-1467/1997 for de stoffer og vevstyper som er klassifisert. Blå: ubetydelig forurenset. Grønn: moderat forurenset. *: metoden er ikke akkreditert.

Stoff	Torsk lever pr 1	Torsk lever pr 2	Torsk filet pr 1	Torsk filet pr 2	Blå-skjell	Krabbe innmat pr 1	Krabbe innmat pr 2
Arsen (As) (mg/kg)			2,90	4,80	1,60	18,00	23,00
Bly (Pb) (mg/kg)			<0,05 *	<0,05 *	0,57	0,06	0,12
Kadmium (Cd) (mg/kg)			<0,01 *	<0,01 *	0,14	0,50	1,10
Kobber (Cu) (mg/kg)			<0,1 *	<0,1 *	1,40	31,00	54,00
Kvikksølv (Hg) (mg/kg)			0,30	0,10	0,03	0,05	0,08
Nikkel (Ni) (mg/kg)			<0,1 *	<0,1 *	0,30	0,20	0,40
Sink (Zn) (mg/kg)			2,80	2,80	27,00	40,00	52,00
Naftalen (µg/kg)	< 8,3	< 9					
Acenaftylen (µg/kg)	< 0,27	< 0,31					
Acenaften (µg/kg)	< 1,2	< 1,3					
Fluoren (µg/kg)	1,70	1,80					
Fenantren (µg/kg)	7,20	2,90					
Antracen (µg/kg)	0,26	< 0,16					
Fluoranten (µg/kg)	1,10	1,10					
Pyren (µg/kg)	< 0,61	< 0,66					
Benz(a)antracen (µg/kg)	0,11	< 0,11					
Krysen (µg/kg)	0,13	< 0,13					
Benzo(b/j)fluoranten (µg/kg)	0,15	< 0,13					
Benzo[k]fluoranten (µg/kg)	< 0,10	< 0,10					
Benzo[a]pyren (µg/kg)	< 0,10	< 0,10					
Indeno[1,2,3-cd]pyren (µg/kg)	< 0,10	< 0,10					
Dibenz(a,h)antracen (µg/kg)	< 0,10	< 0,10					
Benzo[g,h,i]perylene (µg/kg)	< 0,10	< 0,10					
Sum PAH16 (µg/kg)	11,00	6,10					
PCB 28 (µg/kg)	<10	<10					
PCB 52 (µg/kg)	<10	<10					
PCB 101 (µg/kg)	37,00	<10					
PCB 118 (µg/kg)	95,00	27,00					
PCB 138 (µg/kg)	290,00	66,00					
PCB 153 (µg/kg)	580,00	120,00					
PCB 180 (µg/kg)	260,00	43,00					
SumPCB7 (µg/kg)	1262	256					
Tributyltinn (TBT) (µg/kg)	7,10	1,80			91,50	6,80	17,00

4.5 Risikovurdering Trinn 1

Tabell 9 viser hvordan maksimal- («maks») og gjennomsnittsnivåene («middel») av miljøgifter i sedimentene overskrider grenseverdiene for akseptabel økologisk risiko i Trinn 1. Det legges mest vekt på gjennomsnittsforskningene. Kobber, de tyngre PAH-forbindelsene, sumPCB₇ og TBT viser overskridelse, størst for benzo(ghi)perylene fulgt av TBT, benzo(a)antracene og indeno(1,2,3-cd)antracene. Overskridelsen for kobber og PCB er lav (faktor 2). Dette betyr at sedimentene utgjør en teoretisk risiko for økologiske skade i sedimentet primært p.g.a. PAH og TBT.

Tabell 9. STX Florø. Overskridelse av grenseverdiene for økologisk risiko i sedimentene fra stasjon VII, VIII, X og XI (2 prøver fra hver stasjon unntatt VII) i følge Trinn 1 i Klifs veileder TA-2802/2011. Tabellen viser faktor for overskridelse beregnet på basis av høyeste nivå av miljøgifter (maks) og gjennomsnitt (middel) for hele området.

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon overskrider trinn 1 grenseverdi med:	
	Antall prøver	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, middel} (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	3	33,00	26,33	52		
Bly	3	118,00	83,30	83	1,4	
Kadmium	3	0,77	0,46	2,6		
Kobber	3	128,00	96,70	51	3	2
Krom totalt (III + VI)	3	55,30	41,80	560		
Kvikksølv	3	0,96	0,67	0,63	1,5	
Nikkel	3	54,50	35,30	46	1	
Sink	3	283,00	189,73	360	1	
Naftalen	8	0,37	0,07	0,29	1,3	
Acenaftylen	8	0,05	0,02	0,033	1,5	
Acenaften	8	0,60	0,12	0,16	4	
Fluoren	8	0,46	0,10	0,26	1,8	
Fenantren	8	1,50	0,55	0,50	3	
Antracene	8	0,29	0,12	0,031	9	4
Fluoranten	8	1,80	0,97	0,17	11	6
Pyren	8	1,50	0,80	0,28	5	3
Benzo(a)antracene	8	1,00	0,66	0,06	17	11
Krysen	8	1,10	0,61	0,28	4	2
Benzo(b)fluoranten	8	1,50	0,92	0,24	6	4
Benzo(k)fluoranten	8	0,79	0,40	0,21	4	1,9
Benzo(a)pyren	8	0,89	0,60	0,42	2,1	1,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	8	0,81	0,48	0,047	17	10
Dibenzo(a,h)antracene	8	0,13	0,09	0,59		
Benzo(ghi)perylene	8	0,61	0,44	0,021	29	21
PCB 28	8	0,00	0,00			
PCB 52	8	0,01	0,00			
PCB 101	8	0,01	0,00			
PCB 118	8	0,01	0,00			
PCB 138	8	0,02	0,01			
PCB 153	8	0,02	0,01			
PCB 180	8	0,01	0,01			
Sum PCB7	8	0,07	0,04	0,017	4	2
DDT	0	mangler	mangler	0,02		
Tributyltinn (TBT-ion)	8	0,73	0,39	0,035	21	11

4.6 Risikovurdering Trinn 2 og 3 - spredning av miljøgifter

Risikoverktøyet beregner spredningen av miljøgifter via tre spredningsveier: diffusjon forsterket av bioturbasjon¹, erosjon på grunn av propeller og transport gjennom næringskjeden. Tabell 10 viser total spredning og spredning eksklusive skipsoppvirvling som fluks (mg pr m² og år). Tabellen viser også i hvilken grad totalspredningen overskrider tenkt spredning fra et sediment som utgjør akseptabel risiko i følge Trinn 1 (er i tilstandsklasse II etter Klifs klassifiseringsveileder TA-2229/2007). Tre PAH-forbindelser viser overskridelse ut over en faktor 5. Største overskridelse er faktor 19 for benzo(ghi)perylene.

Tabell 10. STX Florø. Fluks av miljøgifter ut av sedimentet i hovedbassenget. For de stoffene som overskrider tilsvarende spredning fra et sediment i tilstandsklasse II (Klif TA-2229/2007) er faktor for overskridelse vist. Fluksene er beregnet på basis av høyeste nivå av miljøgifter (maks) og gjennomsnitt (middel) for hele området.

Stoff	Beregnet spredning ikke påvirket av skipsoppvirvling (F _{diff} + F _{org})		Beregnet total spredning (F _{diff} + F _{org} + F _{skip})		Spredning (F _{tot}) dersom C _{sed} er lik grenseverdi for trinn 1 (mg/m ² /år)	F _{tot} overskrider tillatt spredning med:	
	Maks (mg/m ² /år)	Middel (mg/m ² /år)	F _{tot, maks} (mg/m ² /år)	F _{tot, middel} (mg/m ² /år)		Maks	Middel
Arsen	3,33E+01	2,66E+01	4,20E+01	3,35E+01	6,61E+01		
Bly	5,87E+00	4,15E+00	3,66E+01	2,58E+01	2,54E+01	1,4	
Kadmium	3,14E-02	1,87E-02	2,32E-01	1,37E-01	7,82E-01		
Kobber	2,84E+01	2,14E+01	6,17E+01	4,66E+01	2,43E+01	3	2
Krom totalt (III + VI)	2,03E+00	1,54E+00	1,64E+01	1,24E+01	1,66E+02		
Kvikksølv	6,36E-02	4,44E-02	3,13E-01	2,19E-01	2,05E-01	1,5	
Nikkel	3,77E+01	2,44E+01	5,19E+01	3,36E+01	4,37E+01	1	
Sink	2,59E+01	1,74E+01	9,95E+01	6,67E+01	1,21E+02	1	
Naftalen	2,90E+00	5,62E-01	3,00E+00	5,81E-01	1,31E+01		
Acenaftylene	5,46E-01	2,48E-01	5,59E-01	2,55E-01	1,92E+00		
Acenaften	8,39E-01	1,73E-01	9,96E-01	2,05E-01	1,18E+00		
Fluoren	4,31E-01	9,52E-02	5,52E-01	1,22E-01	1,25E+00		
Fenantren	9,39E-02	3,45E-02	4,84E-01	1,78E-01	2,68E-01	1,8	
Antracen	7,15E-02	3,01E-02	1,47E-01	6,19E-02	4,22E-02	3	1,5
Fluoranten	7,56E-02	4,06E-02	5,44E-01	2,91E-01	6,25E-02	9	5
Pyren	1,21E-01	6,44E-02	5,11E-01	2,72E-01	1,41E-01	4	1,9
Benzo(a)antracen	2,74E-02	1,81E-02	2,87E-01	1,90E-01	1,86E-02	15	10
Krysen	5,40E-02	3,01E-02	3,40E-01	1,90E-01	9,40E-02	4	2,0
Benzo(b)fluoranten	2,21E-01	1,35E-01	6,11E-01	3,73E-01	1,12E-01	5	3
Benzo(k)fluoranten	1,31E-01	6,65E-02	3,36E-01	1,71E-01	1,03E-01	3	1,7
Benzo(a)pyren	7,77E-02	5,25E-02	3,09E-01	2,09E-01	1,61E-01	1,9	1,3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	7,59E-02	4,46E-02	2,86E-01	1,68E-01	1,83E-02	15,6	9
Dibenzo(a,h)antracen	4,17E-02	3,04E-02	7,55E-02	5,51E-02	4,16E-01		
Benzo(ghi)perylene	5,42E-02	3,90E-02	2,13E-01	1,53E-01	8,05E-03	26	19
PCB 28	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data			
PCB 52	2,41E-02	1,10E-02	2,60E-02	1,19E-02			
PCB 101	1,01E-02	6,88E-03	1,18E-02	8,06E-03			
PCB 118	7,46E-03	4,48E-03	9,20E-03	5,53E-03			
PCB 138	1,32E-02	6,77E-03	1,89E-02	9,70E-03			
PCB 153	8,88E-03	5,39E-03	1,30E-02	7,92E-03			
PCB 180	7,14E-03	4,91E-03	9,12E-03	6,27E-03			
Sum PCB7	7,09E-02	3,95E-02	8,81E-02	4,94E-02			
DDT	mangler data	mangler data	mangler data	mangler data	2,38E-02		
Tributyltinn (TBT-ion)	3,01E+00	1,61E+00	3,21E+00	1,72E+00	7,97E-01	4	2

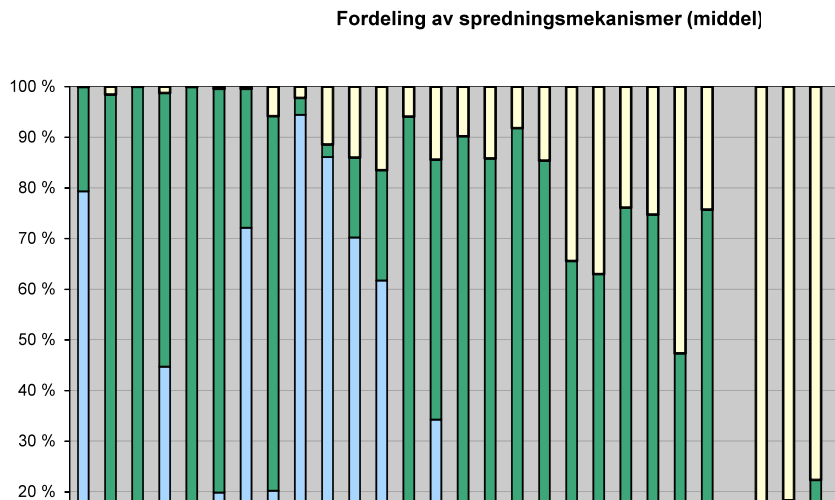
¹ Effekt av bunndyras graveaktivitet

Tabell 11 viser beregnet total årlig tilførsel av miljøgifter fra sedimentarealene nord for STX Florø. Den årlige tilførselen fra hele sedimentområdet (A_{sed}) er størst for arsen, kobber, nikkel og sink med 3-4 kg/år hver. Av dette utgjør bidraget fra propellerrosjon 0,2 – 1,5 kg/år, mest for sink. Tilførsel av sumPAH₁₆, sumPCB₇ og TBT er alle langt under 1 kg/år.

Tabell 11. STX Florø. Årlig tilførsel ($U = \text{kg/år}$) av miljøgifter fra sedimentene i henholdsvis hele sedimentområdet (A_{sed}), delområdet påvirket av skipspropeller (A_{skip}) og delområdet ikke påvirket av skipspropeller ($A_{sed-skip}$). U_{tot} : total tilførsel via alle spredningsveier; U_{skip} : tilførsel forårsaket av propellerrosjon alene; $U_{tot}-U_{skip}$: total tilførsel via diffusjon og gjennom næringskjeden.

Stoff	Hele sedimentområdet (A_{sed})				Området påvirket av skip (A_{skip})			Området ikke påvirket av skip ($A_{sed-skip}$)
	U_{tot}	U_{skip}	$U_{tot}-U_{skip}$	U_{skip} i % av U_{tot}	U_{tot}	$U_{tot}-U_{skip}$	U_{skip} i % av U_{tot}	U_{tot}
Arsen	3,929	0,207	3,72	5,3	1,00	0,80	20,6	2,92
Bly	1,230	0,650	0,58	52,8	0,77	0,12	83,9	0,46
Kadmium	0,006	0,004	0,00	57,7	0,00	0,001	86,4	0,002
Kobber	3,755	0,755	3,00	20,1	1,40	0,64	54,0	2,36
Krom totalt (III + VI)	0,541	0,326	0,22	60,3	0,37	0,05	87,6	0,17
Kvikksølv	0,011	0,005	0,01	45,7	0,01	0,001	79,7	0,005
Nikkel	3,696	0,277	3,42	7,5	1,01	0,73	27,4	2,69
Sink	3,910	1,481	2,43	37,9	2,00	0,52	74,0	1,91
Naftalen	0,079	0,001	0,08	0,7	0,017	0,017	3,4	0,062
Acenaftylene	0,035	0,000	0,03	0,5	0,008	0,007	2,5	0,027
Acenaften	0,025	0,001	0,02	3,9	0,006	0,005	15,8	0,019
Fluoren	0,014	0,001	0,01	5,6	0,004	0,003	21,8	0,010
Fenantren	0,009	0,004	0,00	47,1	0,005	0,001	80,6	0,004
Antracen	0,005	0,001	0,00	18,4	0,002	0,001	51,4	0,003
Fluoranten	0,013	0,008	0,01	57,0	0,009	0,001	86,1	0,004
Pyren	0,015	0,006	0,01	40,9	0,008	0,002	76,4	0,007
Benzo(a)antracen	0,008	0,005	0,00	67,0	0,006	0,001	90,5	0,002
Krysen	0,009	0,005	0,00	53,2	0,006	0,001	84,1	0,003
Benzo(b)fluoranten	0,026	0,007	0,02	27,4	0,011	0,004	63,8	0,015
Benzo(k)fluoranten	0,012	0,003	0,01	25,2	0,005	0,002	61,1	0,007
Benzo(a)pyren	0,012	0,005	0,01	39,0	0,006	0,002	74,9	0,006
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,010	0,004	0,01	37,3	0,005	0,001	73,5	0,005
Dibenzo(a,h)antracen	0,005	0,001	0,00	14,8	0,002	0,001	44,8	0,003
Benzo(ghi)perylene	0,009	0,003	0,01	38,6	0,005	0,001	74,5	0,004
SumPAH ₁₆	0,287	0,054	0,23	18,8	0,10	0,050	52,0	0,183
PCB 28	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 52	0,002	0,000	0,00	1,6	0,0004	0,000	9,9	0,001
PCB 101	0,001	0,000	0,00	3,6	0,0002	0,000	22,7	0,001
PCB 118	0,001	0,000	0,00	4,8	0,0002	0,000	10,7	0,000
PCB 138	0,001	0,000	0,00	8,5	0,0003	0,000	36,0	0,001
PCB 153	0,001	0,000	0,00	9,1	0,0002	0,000	40,8	0,001
PCB 180	0,001	0,000	0,00	5,6	0,0002	0,000	2,4	0,001
sumPCB ₇	0,006	0,000	0,01	4,4	0,002	0,001	17,7	0,004
Tributyltinn (TBT-ion)	0,23	0,003	0,23	1,2	0,05	0,05	6,3	0,18

Figur 9 viser hvor mye de tre spredningsveiene bidrar med i prosent av total miljøgifttilførsel fra sedimentet. For metallene er propellerosjon og til dels diffusjon relativt sett den viktigste spredningsveien. Spredning i næringskjeden bidrar svært lite. For PAH er propellerosjon og transport i næringskjeden tilsvarende viktigst. Ser man bare på det sedimentområdet som påvirkes av skipstrafikken (A_{skip}) bidrar propellerosjonen med 20 – 88 % av totalpredning av metaller og 3 - 91 % av totalspredningen av PAH, og 6 % av totalspredningen av TBT (Tabell 11).



Figur 9. STX Florø. Prosentvis fordeling av miljøgiftspredningen på de tre spredningsveiene: biodiffusjon (F_{diff}), propellerosjon (F_{skip}) og næringskjedetransport (F_{org}). Fordelingen er basert på gjennomsnittsnivå av miljøgiftene i sedimentet.

4.7 Risiko for effekter på human helse

Det er aktuelt å bedømme risikoen for skade på human helse både gjennom konsum av sjømat som kan ha mottatt miljøgifter fra sedimentene, og gjennom kontakt med miljøgifter i vann og suspendert sediment (rekreasjon, bading). Tabell 12 og Tabell 13 viser beregnet samlet livstidseksposering til miljøgifter som kommer fra sedimentene, henholdsvis uten og med målte nivåer i sjømat, og hvorvidt denne overskrider vedtatte/anbefalte grenseverdier for slik eksponering. Det legges vekt på hvorvidt gjennomsnittsnivåene i sedimentet gir overskridelse.

Beregnet livstidseksposering basert på miljøgiftnivå i sediment (Tabell 12) viser i praksis bare overskridelse for benzo(a)pyren med faktor 71 og bly med faktor 4. Tilsvarende beregninger der de målte miljøgiftnivåer i lokale torsk (lever), blåskjell og krabbe (skallinnmat) også er lagt til grunn (Tabell 13), viser at overskridelsen for benzo(a)pyren og bly ikke er reell, spesielt siden så godt som all human eksponering til disse stoffene skjer gjennom sjømat (se Figur 10).

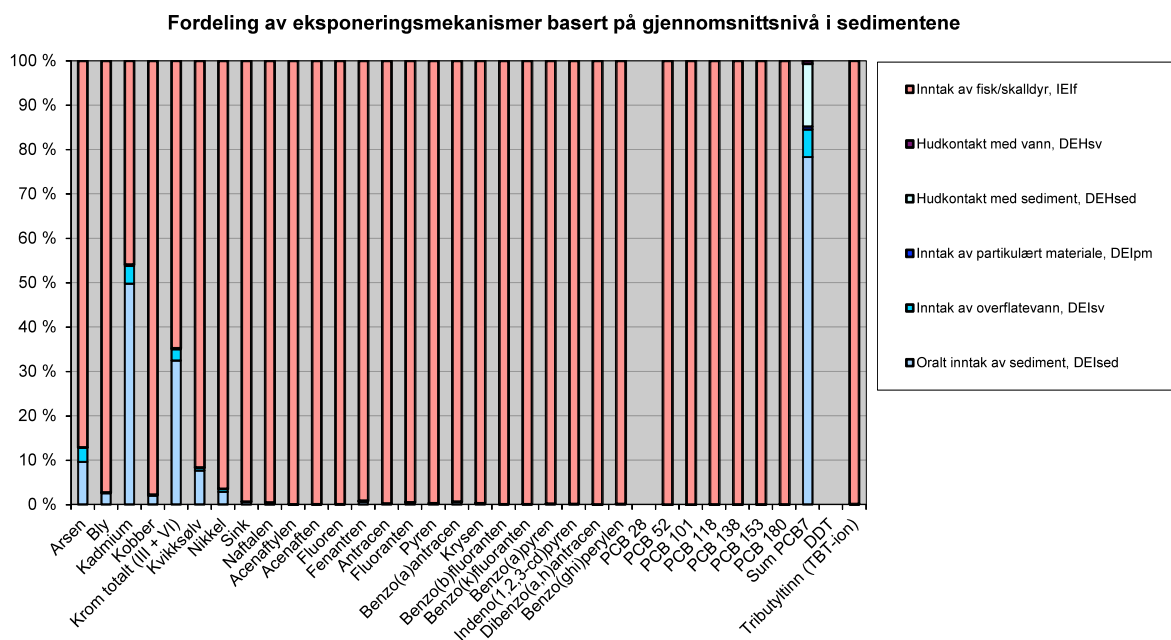
Tabell 13 viser på den annen side en klar overskridelse av grenseverdien for arsen, når de målte nivåene i sjømat legges til grunn. Nivåene av arsen i sediment er imidlertid lave (Klasse I og II). Ut fra disse er beregnet arseninnhold i sjømat 0,09 mg/kg, mens målt gjennomsnittsnivå (Tabell 8) er 10,06 mg/kg. Denne forskjellen tyder enten på at beregningene, til tross for at de skal være konservative, underestimerer næringskjedetransporten fra sediment til sjømat, eller at nivåene i sjømaten skyldes andre kilder enn sedimentene. Siden de målte arsennivåene i sediment ikke gir grunn til bekymring, verken i hovedbassenget eller i Gaddevågen (Håvardstun et al 2009), er andre, ukjente kilder mer sannsynlige. Det er derfor lite som tyder på at utlekking av miljøgifter fra sedimentene utgjør en risiko av betydning for human helse.

Tabell 12. STX Florø. Beregnet total livstidseksposering (mg/kg kroppsvekt og dag) for de ulike miljøgiftene og faktor for overskridelse i forhold til grenseverdier for human risiko. Tabellen er basert på miljøgiftinnhold i sediment og porevann. Overskridelsesfaktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose overskrider MTR 10 % med:	
	DOSE _{maks} (mg/kg/d)	DOSE _{middel} (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	1,57E-04	1,25E-04	1,00E-04	1,6	1,2
Bly	1,97E-03	1,39E-03	3,60E-04	5	4
Kadmium	9,78E-07	5,80E-07	5,00E-05		
Kobber	2,69E-03	2,03E-03	5,00E-03		
Krom totalt (III + VI)	9,45E-05	7,14E-05	5,00E-04		
Kvikksølv	5,57E-06	3,89E-06	1,00E-05		
Nikkel	8,09E-04	5,24E-04	5,00E-03	0	
Sink	1,93E-02	1,29E-02	3,00E-02		
Naftalen	2,21E-04	4,27E-05	4,00E-03		
Acenaftalen	2,09E-04	9,52E-05			
Acenaften	4,58E-04	9,43E-05			
Fluoren	2,98E-04	6,57E-05			
Fenantren	9,56E-05	3,51E-05	4,00E-03		
Antracen	6,97E-05	2,93E-05	4,00E-03		
Fluoranten	1,76E-04	9,42E-05	5,00E-03		
Pyren	2,39E-04	1,27E-04			
Benzo(a)antracen	7,82E-05	5,17E-05	5,00E-04		
Krysen	1,64E-04	9,13E-05	5,00E-03		
Benzo(b)fluoranten	6,89E-04	4,20E-04			
Benzo(k)fluoranten	4,08E-04	2,07E-04	5,00E-04		
Benzo(a)pyren	2,42E-04	1,64E-04	2,30E-06	105	71
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,37E-04	1,40E-04	5,00E-04		
Dibenzo(a,h)antracen	1,30E-04	9,50E-05			
Benzo(ghi)perylene	1,70E-04	1,22E-04	3,00E-03		
PCB 28	mangler	mangler			
PCB 52	7,53E-05	3,45E-05			
PCB 101	3,17E-05	2,16E-05			
PCB 118	2,34E-05	1,41E-05			
PCB 138	4,15E-05	2,13E-05			
PCB 153	2,79E-05	1,70E-05			
PCB 180	2,25E-05	1,55E-05			
Sum PCB7	mangler	mangler	2,00E-06		
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	8,32E-04	4,46E-04	2,50E-04	3,3	1,8

Tabell 13. STX Florø. Beregnet total livstidseksposering (mg/kg kroppsvekt og dag) for de ulike miljøgiftene fra sjømat og faktor for overskridelse i forhold til grenseverdier for human risiko. Tabellen er basert på miljøgiftinnhold i sedimentene, porevann og lokal sjømat. Overskridelsesfaktor er bare vist for stoffer som overskrider grenseverdien.

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose overskrider MTR 10 % med:	
	DOSE _{maks} (mg/kg/d)	DOSE _{middel} (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	2,26E-02	9,90E-03	1,00E-04	226	99
Bly	6,65E-04	2,41E-04	3,60E-04	2	
Kadmium	1,08E-03	3,46E-04	5,00E-05		
Kobber	5,31E-02	1,71E-02	5,00E-03	11	3
Krom totalt (III + VI)	9,45E-05	7,14E-05	5,00E-04		
Kvikksølv	2,95E-04	1,10E-04	1,00E-05		
Nikkel	4,46E-04	2,51E-04	5,00E-03		
Sink	5,13E-02	2,46E-02	3,00E-02	2	
Naftalen	1,03E-05	8,78E-06	4,00E-03		
Acenaftilen	5,24E-07	3,85E-07			
Acenaften	2,13E-06	1,40E-06			
Fluoren	2,34E-06	1,84E-06			
Fenantren	8,58E-06	5,51E-06	4,00E-03		
Antracen	5,60E-07	3,34E-07	4,00E-03		
Fluoranten	2,87E-06	2,04E-06	5,00E-03		
Pyren	2,14E-06	1,42E-06			
Benzo(a)antracen	1,09E-06	7,58E-07	5,00E-04		
Krysen	1,21E-06	7,31E-07	5,00E-03		
Benzo(b)fluoranten	1,61E-06	1,03E-06			
Benzo(k)fluoranten	8,70E-07	4,90E-07	5,00E-04		
Benzo(a)pyren	9,67E-07	6,85E-07	2,30E-06		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	8,86E-07	5,61E-07	5,00E-04		
Dibenzo(a,h)antracen	2,25E-07	1,91E-07			
Benzo(ghi)perylene	6,91E-07	5,24E-07	3,00E-03		
PCB 28	mangler	mangler			
PCB 52	9,82E-06	9,82E-06			
PCB 101	3,63E-05	2,31E-05			
PCB 118	9,32E-05	5,99E-05			
PCB 138	2,85E-04	1,75E-04			
PCB 153	5,69E-04	3,43E-04			
PCB 180	2,55E-04	1,49E-04			
Sum PCB7	mangler	mangler	2,00E-06		
DDT	mangler	mangler	1,00E-03		
Tributyltinn (TBT-ion)	9,09E-05	2,50E-05	2,50E-04		



Figur 10. STX Florø. Prosentvis fordeling av de ulike mekanismene for påvirkning på human helse. Fordelingen er basert på gjennomsnittsnivå av miljøgiftene i sedimentet.

4.8 Risiko for økologiske effekter

Risikoen omfatter effekter både på de organismene som lever i sedimentene og de som finnes i vannmassene som mottar miljøgifter fra sedimentene.

Trinn 1 i risikovurderingen indikerer at sedimentene utgjør en risiko for økologiske effekter på organismer i sedimentet. Tabell 9 viser at dette primært skyldes PAH og TBT. Man kan regne med at giftvirkningen i størst grad skyldes miljøgifter løst i porevannet. Beregnede og målte porevannskonsentrasjoner (Tabell 14) overskrider grenseverdi for økologiske effekter i vann ($PNEC^2$) først og fremst TBT (faktor 2327) siden grenseverdien for TBT er meget lav, men også for kobber (faktor 6) og så vidt for sink (faktor 2). Både totale sedimentkonsentrasjoner og porevannskonsentrasjonene utgjør derfor en risiko for effekter på sedimentlevende dyr.

Risikoen for effekter på organismer i vannmassene av miljøgifter som lekker ut av sedimentene er vist i Tabell 15. Det er bare TBT som viser overskridelse (faktor 14) av grenseverdi for sjøvann. Det kan derfor ikke utelukkes at sedimentenes innhold av TBT utgjør en risiko for økologiske effekter også i vannmassene.

² Potential No Effects Concentration

Tabell 14. STX Florø. Beregnede og målte porevannskonsentrasjoner (mg/l) og faktorer for overskridelse av grenseverdi (PNEC, NB gitt i µg/l) for økologisk risiko ved kronisk eksponering til miljøgifter i vann.

Stoff	Porevannskonsentrasjon beregnet etter TA-2802/2011		Målte porevannskonsentrasjoner		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w (ug/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon overskrider PNEC _w med:	
	C _{pv} , maks (mg/l)	C _{pv} , middel (mg/l)	C _{pv} , maks (mg/l)	C _{pv} , middel (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	4,99E-03	3,99E-03	ikke målt	ikke målt	4,8		
Bly	7,62E-04	5,38E-04	ikke målt	ikke målt	2,2		
Kadmium	5,92E-06	3,51E-06	ikke målt	ikke målt	0,24		
Kobber	5,24E-03	3,96E-03	ikke målt	ikke målt	0,64	8	6
Krom totalt (III + VI)	4,61E-04	3,48E-04	ikke målt	ikke målt	3,4		
Kvikksølv	9,60E-06	6,70E-06	ikke målt	ikke målt	0,048		
Nikkel	7,70E-03	4,99E-03	ikke målt	ikke målt	2,2	3	2
Sink	3,88E-03	2,60E-03	ikke målt	ikke målt	2,9	1	
Naftalen	4,47E-04	8,66E-05	2,20E-05	2,13E-05	2,4		
Acenaftilen	8,51E-05	3,87E-05	7,00E-06	7,00E-06	1,3		
Acenaften	1,26E-04	2,59E-05	8,00E-06	8,00E-06	3,8		
Fluoren	6,46E-05	1,43E-05	6,00E-06	5,33E-06	2,5		
Fenantren	1,30E-05	4,77E-06	3,00E-06	3,00E-06	1,3		
Antracen	1,00E-05	4,22E-06	3,00E-06	3,00E-06	0,11		
Fluoranten	4,91E-06	2,63E-06	2,30E-06	1,97E-06	0,12		
Pyren	1,06E-05	5,63E-06	4,80E-06	4,23E-06	0,023		
Benzo(a)antracen	9,07E-07	6,00E-07	6,00E-07	5,00E-07	0,012		
Krysen	1,03E-06	5,73E-07	6,00E-07	5,00E-07	0,07		
Benzo(b)fluoranten	2,80E-06	1,71E-06	1,70E-06	1,31E-06	0,03		
Benzo(k)fluoranten	1,66E-06	8,43E-07	5,00E-07	4,47E-07	0,027		
Benzo(a)pyren	9,84E-07	6,65E-07	5,00E-07	4,47E-07	0,05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	9,64E-07	5,67E-07	4,00E-07	3,50E-07	0,002		
Dibenzo(a,h)antracen	5,30E-07	3,87E-07	5,00E-07	4,00E-07	0,03		
Benzo(ghi)perylene	6,89E-07	4,95E-07	4,30E-07	3,83E-07	0,002		
PCB 28	#DIV/0!	#DIV/0!	1,20E-07	1,40E-07			
PCB 52	3,07E-07	1,41E-07	1,05E-07	1,20E-07			
PCB 101	1,29E-07	8,79E-08	7,47E-08	9,60E-08			
PCB 118	9,53E-08	5,73E-08	6,63E-08	8,80E-08			
PCB 138	1,69E-07	8,67E-08	6,47E-08	8,70E-08			
PCB 153	1,14E-07	6,91E-08	6,37E-08	8,60E-08			
PCB 180	9,17E-08	6,30E-08	6,13E-08	8,50E-08			
Sum PCB7	#DIV/0!	#DIV/0!	5,56E-07	7,02E-07			
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,001		
Tributyltinn (TBT-ion)	7,76E-04	4,16E-04	7,80E-04	4,89E-04	0,0002	3714	2327

Tabell 15. STX Florø. Beregnede miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene over sedimentene (mg/l) og faktorer for overskridelse av grenseverdi (PNEC, NB gitt i µg/l) for økologisk risiko ved kronisk eksponering til miljøgifter i vann.

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Målt sjøvannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w (ug/l)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon overskrider PNEC _w med:	
	C _{sv} , maks (mg/l)	C _{sv} , middel (mg/l)	C _{sv} , maks (mg/l)	C _{sv} , middel (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	7,82E-02	6,24E-02	ikke målt	ikke målt	4,8		
Bly	6,72E-02	4,74E-02	ikke målt	ikke målt	2,2		
Kadmium	4,32E-04	2,56E-04	ikke målt	ikke målt	0,24		
Kobber	1,14E-01	8,59E-02	ikke målt	ikke målt	0,64		
Krom totalt (III + VI)	3,06E-02	2,31E-02	ikke målt	ikke målt	3,4		
Kvikksølv	5,82E-04	4,06E-04	ikke målt	ikke målt	0,048		
Nikkel	9,65E-02	6,25E-02	ikke målt	ikke målt	2,2		
Sink	1,75E-01	1,17E-01	ikke målt	ikke målt	2,9		
Naftalen	5,48E-03	1,06E-03	ikke målt	ikke målt	2,4		
Acenafylen	9,25E-04	4,21E-04	ikke målt	ikke målt	1,3		
Acenaften	1,60E-03	3,29E-04	ikke målt	ikke målt	3,8		
Fluoren	8,60E-04	1,90E-04	ikke målt	ikke målt	2,5		
Fenantren	8,50E-04	3,12E-04	ikke målt	ikke målt	1,3		
Antracen	2,35E-04	9,89E-05	ikke målt	ikke målt	0,11		
Fluoranten	9,16E-04	4,91E-04	ikke målt	ikke målt	0,12		
Pyren	8,18E-04	4,37E-04	ikke målt	ikke målt	0,023		
Benzo(a)antracen	4,92E-04	3,26E-04	ikke målt	ikke målt	0,012		
Krysen	5,42E-04	3,02E-04	ikke målt	ikke målt	0,07		
Benzo(b)fluoranten	7,49E-04	4,57E-04	ikke målt	ikke målt	0,03		
Benzo(k)fluoranten	3,96E-04	2,01E-04	ikke målt	ikke målt	0,027		
Benzo(a)pyren	4,39E-04	2,97E-04	ikke målt	ikke målt	0,05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	4,00E-04	2,35E-04	ikke målt	ikke målt	0,002		
Dibenzo(a,h)antracen	6,67E-05	4,87E-05	ikke målt	ikke målt	0,03		
Benzo(ghi)perylen	3,01E-04	2,16E-04	ikke målt	ikke målt	0,002		
PCB 28	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt			
PCB 52	5,53E-06	2,53E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 101	4,04E-06	2,75E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 118	3,83E-06	2,30E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 138	1,16E-05	5,97E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 153	8,41E-06	5,11E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 180	4,18E-06	2,87E-06	ikke målt	ikke målt			
Sum PCB7	3,76E-05	2,15E-05	ikke målt	ikke målt			
DDT	mangler data	mangler data	ikke målt	ikke målt	0,001		
Tributyltinn (TBT-ion)	5,51E-03	2,95E-03	ikke målt	ikke målt	0,0002	26	14

4.9 Konklusjon fra risikovurderingen

Risikovurdering av sedimentene i hovedbassenget nord for STX Florø er gjennomført i følge Trinn 1 – 3 i Klifs veileder TA-2802/2011. Totalnivåene av kobber, de tyngre PAH-forbindelsene, sumPCB₇ og TBT i sedimentene utgjør en risiko for toksiske effekter på sedimentlevende dyr. Man kan regne med at giftvirkningen i størst grad skyldes miljøgifter løst i porevannet. Målt nivå av TBT i porevannet og i noen grad beregnet nivå av kobber og nikkel utgjør en risiko for effekter på sedimentlevende dyr. Risikoen skyldes så godt som bare TBT siden grenseverdi for effekter av stoffet er svært lav. Risiko for effekter i vannsøylen av miljøgifter fra sedimentet utgjøres også bare av TBT.

Overskrider i forhold til utlekking fra et sediment som har akseptabel risiko i følge Trinn 1 skjer primært for PAH-forbindelsene (overskridelsesfaktor 2 – 19). Den årlige miljøgifttransporten fra sedimentene i hele hovedbassenget er størst for arsen, kobber, nikkel og sink med 3-4 kg/år hver. Av dette utgjør bidraget fra propellerosjon 0,2 – 1,5 kg/år. Tilførsel av sumPAH₁₆, sumPCB₇ og TBT er alle langt under 1 kg/år. For metallene er propellerosjon og til dels diffusjon relativt sett den viktigste spredningsveien. For PAH er propellerosjon og transport i næringskjeden tilsvarende viktigst. Ser man bare på det sedimentområdet som påvirkes av skipstrafikken (A_{skip}) bidrar propellerosjonen med 20 – 88 % av metallspreddingen, 3 - 91 % av PAH-spreddingen og 6 % av spredningen av TBT.

Det er beregnet at benzo(a)pyren i sedimentet utgjør en klar risiko for skade på human helse gjennom transport i næringskjeden til aktuell sjømat. For øvrig er det bare bly som i noen grad bidrar til denne risikoen. Tilsvarende beregninger på grunnlag av målt miljøgiftinnhold i lokal sjømat (blåskjell, torskelever og skallinnmat av krabbe) viser at risikoen fra benzo(a)pyren og bly ikke er reell, og at miljøgiftene i sedimentene derfor neppe utgjør noen helserisiko av betydning. Analysene av sjømat viser at nivåene arsen kan utgjøre en helserisiko, men det er grunn til å anta at dette ikke skyldes transport fra sedimentene.

Ved forrige risikovurdering av Gaddevågen og hovedbassenget etter TA-2230/2007 Trinn 1 og 2 (Håvardstun et al 2009) var konklusjonen at sedimentene utgjorde en risiko for skade på human helse fra benzo(a)pyren, TBT og muligens PCB, skade på sedimentlevende dyr på grunn av tungmetaller, PAH og TBT, og skade på organismer i vannmassene på grunn av TBT. De nye analysene av porevann og sjømat viser at sedimentene ikke synes å utgjøre noen helserisiko av betydning. Risikoen for økologiske effekter er også lavere enn i forrige vurdering, men fortsatt til stede primært på grunn av TBT.

5. Tiltaksplan

5.1 Tiltaksalternativer

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

1. Mudring (fjerning av forurenset masse)
2. Tildekking (bruk av tynne eller tykke sjikt av egnede rene 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. Vi har ikke funnet det hensiktsmessig å etablere slike delområder i bassenget nord for STX Florø.

5.2 Forholdet til lokale miljømål

Det finnes ikke overordnede miljømål eller spesifikke miljømål for området bortsett fra at kommunen og fylkesmannen har fremsatt ønske om tiltak slik at området kan oppnå så god økologisk status som mulig i fremtiden.

5.3 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.

Vedlegg V fastslår følgende definisjon av god tilstand mht syntetiske/ikke-syntetiske forurensende stoffer i en vannforekomst som det aktuelle sjøområdet (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 hovedbassenget. Forskriften åpner imidlertid 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 påvirkningene som er til stede,
- det ikke forekommer ytterligere forringelse av tilstanden i den berørte vannforekomsten

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.

5.4 Anbefalt tiltak

Begrunnelse

Etter den reviderte risikovurderingen står man primært igjen med risikoen for negative effekter på sedimentlevende dyr, muligens også på følsomme organismer i vannmassene, som begrunnelse for å vurdere tiltak. TBT dominerer det økologiske risikobildet slik som i svært mange andre tilsvarende risikovurderinger. Grunnen er at grenseverdien for økologiske effekter av TBT ved kronisk belastning er så lav som 2 ng/l. Grenseverdien er konservativ, men godt begrunnet Klif TA-2231/2007. Siden bruken av TBT er faset ut, og TBT lekker ut til vannmassene, er det grunn til å regne med en gradvis naturlig forbedring i sedimentene. Beregnet tømme tid for TBT fra det bioaktive laget (øvre 10 cm) i sedimentene i hovedbassenget er 10 år. Regner man med en fortykning ved sedimentasjon av rent materiale, vil tiden være enda kortere. Dette innebærer at Vannforskriftens krav om Klasse II for TBT muligens vil være oppfylt innen 2020 selv uten aktive tiltak. Ut fra dette mener vi det er grunnlag for å anbefale overvåket naturlig restitusjon som tiltak i hovedbassenget.

5.5 Alternativt tiltak

Begrunnelse for alternativt tiltak vil være å oppfylle et krav om Klasse II for alle miljøgifter i sediment raskere enn det man oppnår ved naturlig forbedring, slik man strengt kan tolke Vannforskriften. For å oppfylle dette kravet for alle miljøgiftene er det behov for å etablere et helt nytt rent bioaktivt lag. Det er TBT-innholdet som styrer dette behovet. Alternativt tiltak vil derfor være å dekke til de sedimentområdene i hovedbassenget med 10 cm rene, egnede masser.

Et slikt tiltak kan også være aktuelt å gjennomføre dersom anbefalt tiltak godkjennes og det viser seg at naturlig forbedring ikke skjer som antatt.

6. Kontrollprogram, avbøtende tiltak og miljøovervåking

Myndighetene krever etablering av et kontrollprogram for å sikre at miljøvirkningene ikke overskrider gitte grenser under gjennomføringen av et tiltak. Det kreves også en plan for avbøtende tiltak i tilfelle slik overskridelse skulle skje. Siden anbefalt tiltak ikke omfatter anleggsvirksomhet foreslås ikke noe kontrollprogram eller plan for avbøtende tiltak.

Det vil bli etablert et miljøovervåkingsprogram med hensikt å følge den forventede naturlige forbedringen av miljøforholdene i hovedbassenget på kort og 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 5 og 10 år for å bekrefte og beskrive naturlig forbedring i miljøgiftnivåer.
- Kartlegge dagens tilstand hos bløtbunnsfauna på 2-3 stasjoner. Dersom denne viser tegn på forstyrrelse som kan skyldes dagens sedimentforhold, vil oppfølgende undersøkelse bli gjentatt etter 5 og evt. 10 år.

Det kan også være ønskelig å få nærmere avklart omfanget av forhøyede arsenverdier i sjømat og mulige kilder til dette, men denne aktiviteten ansees ikke å være ledd i miljøovervåkingen knyttet til sedimentene.

7. Litteratur

Håvardstun, J., Bakke, T., Næs, K. 2009. Miljøtekniske undersøkelser ved STX Norway Florø AS. Risiko- og tiltaksvurderinger knyttet til forurenset sediment. NIVA rapport l.nr. 5729-2009, 57s.

Klif TA-2230/2007. Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007a. Veileder. Risikovurdering av forurenset sediment. SFT TA 2230/2007. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 65s.

Klif TA-2229/2007. Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007b. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT TA 2229/2007. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 12s

Klif TA-2231/2007. Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007c. Bakgrunnsdokumenter til veiledere for risikovurdering av forurenset sediment og for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT TA 2231/2007. Statens Forurensningstilsyn, Oslo 203s.

Klif TA-1467/1997. Molvær J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFTs veiledning 97:03. TA nr.1467/1997. 36s.

NOTEBY 1984. Ekkolodding, boomer-profilering, innseilingsrute. Oppdragsnr. 12541.

Berdal Strømme AS 1990. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Sogn og Fjordane (2209/B00712-3).

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 samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

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