

Risikovurdering av miljøgifter i sediment utenfor tidligere Hurum fabrikker



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 av miljøgifter i sediment utenfor tidligere Hurum fabrikker.	Løpenr. (for bestilling) 6197-2011	Dato 23. juni 2011
	Prosjektnr. Undernr. O-11265	Sider Pris 41
Forfatter(e) Jarle Håvardstun John Arthur Berge	Fagområde Miljøgifter i marint miljø	Distribusjon Fri
	Geografisk område Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Hurum Holding AS	Oppdragsreferanse Yngve R. Iversen
--------------------------------------	---------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>I forbindelse med et pålegg fra Klima og forurensningsdirektoratet er det gjennomført en vurdering av hvilken miljørisiko som sedimentene utenfor tidligere Hurum fabrikker representerer. Vurderingen er gjennomført på basis undersøkelser av sedimentene gjennomført i 2007. Risikovurderingen er gjennomført etter direktoratets veileder (TA-2230/2007). Hovedkonklusjonen er at sedimentforurensningen i grunnområdene nær land (< 10 m dyp) utenfor fabrikkområdet utgjør en risiko for skade på økosystemet i sedimentet og på human helse gjennom konsum av lokal sjømat som er høyere enn akseptabelt. Tidligere gjennomførte undersøkelser tyder på at forurensningene stammer fra kilder på land. Det ble i 2000 gjennomført tiltak for hindre videre utlekking. Undersøkelser etter at tiltaket var gjennomført konkluderte, på basis av relativt lave miljøgiftnivåer i både torsk og blåskjell, at det ikke var behov for ytterligere tiltak. Dersom det skal gjennomføres nye tiltak bør disse i tilfelle begrunnes ut fra behovet for å redusere eventuelle toksiske effekter på bunnfaunaen. En må også ta med i vurderingen at risikovurderingen er basert på en tilstandsbeskrivelse 4 år tilbake i tid og det er muligheter for at situasjonen har endret seg etter dette, mest sannsynlig i positiv retning.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljøgifter Risikovurdering Sedimenter PCB 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Contaminants Risk assessment Sediments PCB
--	--



John Arthur Berge
Prosjektleder



Torgeir Bakke
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

**Risikovurdering av miljøgifter i sediment utenfor
tidligere Hurum fabrikker**

Forord

I forbindelse med et pålegg fra Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) ønsket Hurum Holding AS å få gjennomført en risikovurdering av miljøgiftene i sedimentene utenfor tidligere Hurum fabrikker. Norges Geotekniske Institutt (NGI) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har tidligere gjennomført undersøkelser i området.

En risikovurdering iht. Klifs veileder TA-2230/2007, Trinn 1 og Trinn 2 er gjennomført på basis av resultater fra tidligere undersøkelser av sedimentene. Det har ikke blitt tatt nye prøver, men vurderingen er gjort ut i fra resultater fra sedimentprøver innsamlet og analysert i 2007.

Oppdragsgiver har vært Hurum Holding AS med Yngve R. Iversen som kontaktperson. John Arthur Berge har vært prosjektleder og hatt kontakt mot oppdragsgiver. Rapporten er skrevet av Jarle Håvardstun og John Arthur Berge.

Oslo, 23. juni 2011

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Bakgrunn	8
2. Materiale og metoder	8
2.1.1 Kjemiske analyser	10
3. Resultater	12
3.1 Tilstandklassifisering av miljøgifter i sedimenter	12
4. Risikovurdering av sedimenter	14
4.1 Risikovurdering Trinn 1	14
5. Risikovurdering Trinn 2	17
5.1 Lokal informasjon	18
5.2 Risikovurdering for spredning av sediment	18
5.3 Risiko for human helse	21
5.4 Risiko for økologisk skade på organismer i sediment	23
5.4.1 Risiko for økologisk skade på organismer i direkte kontakt med sedimentet	23
5.4.2 Risiko for økologisk skade på organismer i vannmassene	24
5.4.3 Risiko for skade grunnet oljeforbindelser	25
6. Samlet vurdering	27
7. Tiltaksvurdering	28
7.1 aktuelle tiltak i sjø	28
7.1.1 Mål for tiltakene, akseptkriterier	28
7.1.2 Tiltaksalternativer	28
7.1.3 Anbefaling om tiltak	29
8. Referanser	30
Vedlegg A. Analyseresultater	31
Vedlegg B. Sedimentbeskrivelse	41

Sammendrag

I forbindelse med et pålegg fra Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) ønsket Hurum Holding AS å få gjennomført en risikovurdering av miljøgiftene i sedimentene utenfor tidligere Hurum fabrikker iht. Klifs veileder TA-2230/2007. En slik vurdering av sedimenter har som mål å beskrive risikoen for miljøskade eller helseskade som sedimentene eventuelt utgjør slik at man kan bedømme om risikoen er akseptabel eller ikke. Trinn 1 og Trinn 2 i veilederen er gjennomført på basis av resultater fra undersøkelser av sedimentene gjennomført i 2007.

Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og antatt toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter, ikke risiko for human helse. I Trinn 2 av risikovurderingen beregnes forventet fluks av de ulike miljøgiftene til overliggende vann via diffusjon/bioturbasjon, oppvirvling fra skipstrafikk og transport gjennom næringskjeden. Resultatet av beregningene sammenliknes med grenseverdier for økologiske effekter i sediment, porevann, vannmassene over sedimentet og grenseverdier for human helse gjennom konsum av fisk og skalldyr. Til beregningene benyttes relevante konstanter og parameterverdier som kan være stedspesifikke eller basert på sjablongverdier.

Risikovurderingen omfatter forbindelsene: polyklorerte bifenyl (PCB), heksaklorbenzen (HCB) og pentaklorbenzen (12 stasjoner) samt PAH og lette og tunge oljeforbindelser (en stasjon). Stasjonene dekker et området tilsvarende ca. 166 000 m². Oljeforbindelser inngår ikke i risikoveilederen og resultatene for olje er derfor vurdert ut fra en generell betraktning av hvilke verdier som antas ikke å gi skade på organismer i sediment.

Resultatene fra sedimentanalysene viser at det på 5 av 12 stasjonene var nivåer av miljøgifter som overstiger øvre grense for tilstandsklasse II (god tilstand), dvs. at det er muligheter for at toksiske effekter kan forekomme på sedimentlevende fauna. På en av disse stasjonene var konsentrasjonen såpass høy (klasse V – svært dårlig tilstand) at omfattende akutt-toksiske effekter ved korttidseksposering kan ha forekommet, mens det på en annen ble registrert konsentrasjoner (klasse IV – dårlig tilstand) som antyder at akutt-toksiske effekter ved korttidseksposering kan forekomme.

For PAH-forbindelsene som er observert i sedimentet er det kun enkeltforbindelsen benzo(ghi)perylene som overskrider tilstandsklasse II (nivået lå i klasse III - moderat tilstand). Analyse av oljeforbindelser i sedimentene tyder på at det er en viss risiko for negative biologiske effekter basert på analyser av dypereliggende sediment >5 cm, mens det i overflatesedimentet er liten risiko for slike effekter. For forbindelsene heksaklorbenzen og pentaklorbenzen er konsentrasjonene på alle stasjonene i klasse II eller klasse I (bakgrunnsnivå).

De viktigste spredningsveiene varierer for de ulike forbindelsene. For PAH-forbindelsene med lavest molekylvekt (acenaftalen til pyren) og forbindelsen pentaklorbenzen er det diffusjon fra sedimentene som er viktigste spredningsvei. Spredning via organismer er viktigste spredningsvei for PAH-forbindelsene med høyere molekylvekt (benzo(a)anthracen - benzo(ghi)perylene) og for PCB-forbindelsene samt forbindelsen heksaklorbenzen. Oppvirvling fra båttrafikk har mindre betydning enn de andre spredningsveiene, og betydningen varierer med mellom ca. 1 % for acenaftalen til ca. 25 % for PCB 153.

I Trinn 2 beregnes også hvor mange ganger totalspredningen fra sedimentene overskrider spredningen fra et tenkt sediment som akkurat tilfredsstillende kravet til "akseptabel økologisk risiko" i risikoveilederens Trinn 1. Beregningene viser at det kun er PAH-forbindelsen benzo(ghi)perylene som

overskrider denne grenseverdien og kun med 19 %. Det er ikke utarbeidet grenseverdier for PCB-forbindelsene i Trinn 1.

For å kunne vurdere risiko for human helseskade beregnes en samlet livstidsdose fra eksponering for de ulike miljøgifter som kommer fra sedimentet. Veilederen dekke eksponering både fra transport av miljøgifter gjennom næringskjeden til fisk og skalldyr, direkte kontakt med sediment og vann og gjennom inntak av sediment og vann. Beregnet livstidsdose sammenliknes med en total akseptabel livstidsdose (TDI) oppgitt i veilederen for de ulike stoffene. Siden mennesker utsettes for flere miljøgiftkilder er det satt en grense ved at bare 10 % av det totale inntaket får stamme fra sedimenter.

Resultatene viser at det er betydelig overskridelse av total akseptabel livstidsdose for stoffene benzo(a)pyren og PCB₇ og at risiko for human helse bare er knyttet til inntak av sjømat fra området. Verken hudkontakt med sediment, direkte inntak av sediment eller inntak av sjøvann utgjør noen risiko for helseskade.

Fra de analyserte sedimentkonsentrasjonene av miljøgifter er også porevannskonsentrasjoner og konsentrasjoner i overliggende vann beregnet. Beregnet porevannskonsentrasjon basert på gjennomsnittskonsentrasjonene i sedimentet overskrider grenseverdien for effekter (PNEC_w) for PAH-forbindelsene pyren og benzo(ghi)perylene. Både sedimentkonsentrasjonene og de beregnede porevannskonsentrasjonene viser derfor at sedimentene utgjør en høy risiko for skade på organismer i vedvarende kontakt med sedimentet. Resultatene tyder imidlertid på at det ikke er risiko for skade på organismer som lever i vannmassene over sedimentet.

Hovedkonklusjonen fra Trinn 2 er at sedimentforurensningen ved Hurum utgjør en risiko for skade på økosystemet i sedimentet og på human helse gjennom konsum av lokal sjømat.

Tidligere gjennomførte undersøkelser har sannsynliggjort at forurensningene i sjøen utenfor fabrikkområdet i hovedsak stammer fra kilder på land og det ble i 2000 gjennomført tiltak på land for hindre videre utlekking. Resultatet av undersøkelser gjennomført 2 år etter at tiltaket var fullført konkluderte med at en ikke hadde vesentlige problemer i området knyttet til forekomst av PCB og PAH i skjell. Basert på de relativt lave miljøgiftnivåer som ble observert i både torsk og blåskjell ble det den gang ikke ansett for behov for ytterligere tiltak.

Dersom det skal gjennomføres nye tiltak må disse i først omgang begrunnes ut fra behovet for å redusere eventuelle toksiske effekter på bunnfaunaen. Det er imidlertid kun områdene nært land som representerer noen risiko. Eventuelle tiltak kan derfor begrenses til de grunne bunnområdene (<10 m vanddyb). Ved en slik avgjørelse må en også ta med i vurderingen at dataene som risikovurderingen er basert på representerer en tilstand ca. 4 år tilbake i tid og at det er muligheter for at situasjonen har endret seg etter dette, mest sannsynlig i positiv retning.

Dersom man beslutter å vurdere nye tiltak er det i realiteten tre valg det står mellom:

1. Mudring (fjerning av sediment)
2. Tildekking (bruk av tynne eller tykke sjikt av sand eller lignende)
3. Avvente situasjonen og overvåke for å dokumentere at situasjonen bedrer seg ved naturlig overdekking av sediment.

Summary

Title: Risk assessment of contaminated sediments outside a former industrial site at Hurum in the Oslo Fjord, S Norway.

Year: 2011

Author: Jarle Håvardstun and John Arthur Berge.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5932-2

In connection with a requirement from the Climate and Pollution Control Directorate (KLIF) in Norway an environmental risk assessment was conducted related to contaminated sediments in the sea outside an industrial site where paper were formerly produced.

The assessment was conducted on the basis of data from an investigations conducted in 2007. The risk assessment was carried according to KLIF's manual no.TA-2230/2007.

The main conclusion is that the contaminants in the sediment in the shallow areas close to the shore (<10 m deep) outside the factory area pose a risk of damage to the ecosystem in the sediment and on human health through the consumption of contaminated local seafood that is higher than acceptable.

A previous investigation in the area suggests that the pollution comes from sources on land. In 2000 measures were taken to prevent further leakage from sources on land. Investigations carried out after this action concluded, on the basis of relatively low levels of hazardous chemicals in both cod and mussels, that there was no need for further action.

If new measures are to be implemented in order to reduce the environmental hazard, they should be substantiated by a possible need to reduce toxic effects on benthic fauna. One must also take into account that the risk assessment is based on data from 4 years back in time and it is possible that the situation has changed after that, most likely in a positive direction.

1. Bakgrunn

Hurum Holding AS er eiere av industriområdet som tidligere var en del av Hurum Papirfabrikk. Deler av området ønskes omdisponert til boligformål. SFT har gitt Hurum Holding AS pålegg om gjennomføre en risikovurdering Trinn 2 av miljøgiftinnholdet i sedimentene utenfor bedriftsområdet etter Klifs veileder TA-2230/2007. NIVA har tidligere gjennomført miljøundersøkelser i sjøen i området (Berge og Berglind, 2000, Berge, 2000, 2003 og 2008). Pålegget fra Klif innebærer at analyseresultatene fra Berge 2008 kan benyttes i vurderingene. Som et minimum skulle risikovurderingen omfatte forbindelsene: PCB, HCB samt lette og tunge oljeforbindelser. Oljeforbindelser inngår imidlertid ikke i risikoveilederen og resultatene for olje er derfor vurdert ut fra en generell betraktning av hvilke verdier som antas ikke å gi skade på organismer i sediment.

2. Materiale og metoder

Det er ikke gjort egne sedimentinnsamlinger i forbindelse med denne rapporten. Risikovurderingen baserer seg på utførte analyser av tidligere innsamlete sedimenter i 2007, som er rapportert i Berge 2008. Materiale og metodebeskrivelsene er derfor kopiert fra den rapporten:

Sedimentprøver ble innsamlet på 12 stasjoner (Hur 1-Hur 15) (**Tabell 1, Figur 1**). Utgangspunktet for valg av disse stasjoner var undersøkelsene i 2000 (Berge 2000). Da disse ble gjennomført var det et ønske om å dekke grunnområdene utenfor bedriften bedre enn det som ble gjort året før (Berge og Berglind, 2000).

Overflatesediment (0-2 cm) ble analysert på alle stasjoner. På stasjon 1 ble det i tillegg også analysert prøver av dypereliggende sediment (5-7, 10-12, 12-16 cm).

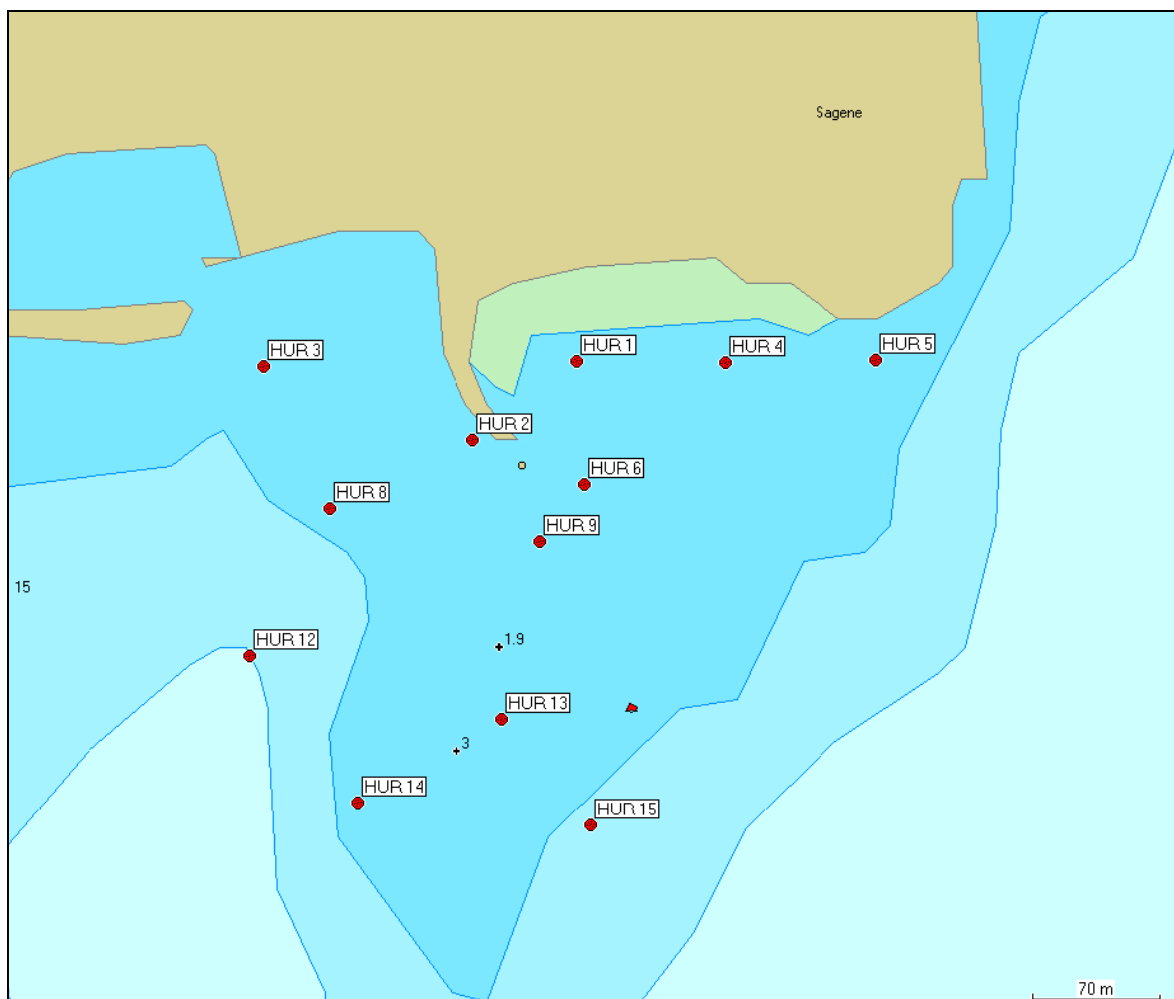
På hver lokalitet ble det tatt 3 parallelle sedimentprøver. Topplaget (0-2 cm) fra de 3 parallelle prøvene ble slått sammen til en blandprøve for kjemiske analyser. Tilsvarende ble også gjort for de dypereliggende lagene (5-7, 10-12, 12-16) fra stasjon 1.

Prøvetakingen ble foretatt med en 0,027 m² van Veen grabb på følgende stasjoner 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 12, 13, 14, 15. På stasjon 1 ble prøvene tatt med en kjerneprøvetaker/langt rør som kunne opereres fra overflaten.

Sedimentet fra alle stasjonene unntatt stasjon 9 ble analysert for de samme forbindelser som i 1999 dvs. polyklorerte bifenyler (Σ PCB7), heksaklorbensen (HCB), diklordifenyldikloreten (DDE) og diklordifenyldikloreten (DDD). Overflatesediment og dypereliggende sediment fra stasjon 1 ble i tillegg også analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), terpentin (C6-C10) og mineralolje (C10-C40).

Tabell 1. Stasjoner for innsamling av sediment.

Stasjoner, sediment	Posisjon	Dyp i meter
HUR 1	N59 31.901 E10 32.015	3,0
HUR 2	N59 31.878 E10 31.955	7,3
HUR 3	N59 31.900 E10 31.832	10,0
HUR 4	N59 31.901 E10 32.103	4,0
HUR 5	N59 31.902 E10 32.191	6,7
HUR 6	N59 31.865 E10 32.020	6,3
HUR 8	N59 31.858 E10 31.871	11,7
HUR 9	N59 31.848 E10 31.994	6,5
HUR 12	N59 31.814 E10 31.824	20,7
HUR 13	N59 31.795 E10 31.971	6,3
HUR 14	N59 31.770 E10 31.887	15,0
HUR 15	N59 31.763 E10 32.024	14,3

**Figur 1.** Sedimentstasjoner i 2000 og 2007.

I **Figur 2** er arealet som sedimentprøvetakingen dekker vist. Arealet ble beregnet til ca 166.000 m², og det er dette arealet som er benyttet i de videre risikoberegningene for spredning og utlekking av miljøgifter fra sedimentene.



Figur 2. Kart som viser med skravering arealet som sedimentprøvetakingen dekker. Dette arealet ble beregnet til ca 166.000 m².

2.1.1 Kjemiske analyser

NIVAs laboratorium utførte analysene av PAH, PCB og innhold av finstoff (dvs. vektprosent partikler med kornstørrelse <math><63\mu\text{m}</math>).

PAH er analysert etter NIVA-metode nr NIVA 2-3. Ved denne metoden tilsettes prøven indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Ekstraktet gjennomgår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekyllioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder. Ved analysen benyttes følgende instrumentering: Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autosampler 7673. Systemet er utstyrt med HD modell 5970 B masseselektiv detektor, og kolonne HP-5 MS 30 m x 0,25 mm i.d. x 0,25 μm .

PCB er analysert etter NIVA-metode H 3-3: Ved denne metoden tilsettes prøven indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne

interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. Følgende instrumentering er benyttet: Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autoinjektor 7673.

Tørrstoffinnholdet i sedimenter er bestemt ved frysetørring og veiing. Kornstørrelse er bestemt ved tørrsikting (63 µm) og veiing.

Analyse av olje og terpentin er gjort av ALS Scandinavia NUF. Ved analyse av olje ble forbindelser i området C10-C35 kvantifisert og ved analyse av terpentin ble forbindelser i området C5-C10 kvantifisert. Analyse av C5-C10-fraksjonen ble gjort etter DIN38407-F9 og C10-C35-fraksjonen etter DIN ISO 16703.

For St. 1 der det foreligger fire snitt fra overflaten og ned til 16cm er gjennomsnittsverdiene for de fire snittene benyttet, for de andre 11 stasjonene er det overflatelaget på 0-2 cm som er benyttet i beregningene.

3. Resultater

3.1 Tilstandsklassifisering av miljøgifter i sedimenter

Tidligere er miljøgiftinnholdet i sedimentene fra Hurum klassifisert etter Klifs tidligere klassifiseringssystem (Molvær mfl. 1997) som i hovedsak var statistisk basert. Dette klassifiseringssystemet er imidlertid nå revidert og miljøgiftinnholdet i sedimentene er klassifisert etter Klifs reviderte system (Bakke m.fl. 2007b – Klif TA-2229/2007). Det reviderte klassifiseringssystemet er basert på toksisitet av stoffene, dvs. at en høyere tilstandsklasse medfører en forventet økende grad av skade på organismesamfunn.

Kriteriene for fastlegging av klassegrensene er basert på internasjonalt etablerte systemer for miljøkvalitetsstandarder og risikovurdering av kjemikalier i EU (Bakke m.fl. 2007c). For hver tilstandsklasse og miljøgift er det angitt en fargekode og romertall fra I til V som viser hvilken klasse sedimentene tilhører. Høyere verdi angir dårligere tilstandsklasse. Grenseverdiene for de aktuelle miljøgiftene i denne undersøkelsen er vist i **Tabell 2**. Tilstandsklasse II betyr at ingen toksiske effekter kan påregnes. Tilstandsklasse III antyder at effekter ved langtidseksponering kan forekomme. Tilstandsklasse IV betyr at akutt toksiske effekter ved korttidseksponering kan forekomme og tilstandsklasse V betyr at omfattende akutt-toksiske effekter kan forekomme.

Innholdet av miljøgifter i sedimentprøvene fra nærområdet til Hurum fabrikker er klassifisert etter dette systemet og resultatene er vist i **Tabell 3**. Bytte av klassifiseringssystem kan medføre at det ikke er samsvar mellom tidligere klassifiseringer (Berge 2008) og klassifiseringer gjort i denne rapporten ettersom grenseverdiene for de fleste forbindelser er endret i den nye veilederen.

Tabell 2. Utdrag av Klifs system med grenseverdier for klassifisering av miljøtilstand (Bakke m.fl. 2007b).

	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Naftalen (µg/kg)	<2	2- 290	290 - 1000	1000 - 2000	>2000
Acenaftylen (µg/kg)	<1,6	1,6 - 33	33 - 85	85 - 850	>850
Acenaften (µg/kg)	<4,8	2,4 - 160	160 - 360	360 - 3600	>3600
Fluoren (µg/kg)	<6,8	6,8 - 260	260 - 510	510 - 5100	>5100
Fenantren (µg/kg)	<6,8	6,8 - 500	500 - 1200	1200 - 2300	>2300
Antracen (µg/kg)	<1,2	1,2 - 31	31 - 100	100 - 1000	>1000
Fluoranthen (µg/kg)	<8	8 - 170	170 - 1300	1300 - 2600	>2600
PAH Pyren (µg/kg)	<5,2	5,2 - 280	280 - 2800	2800 - 5600	>5600
Benzo[a]antracen (µg/kg)	<3,6	3,6 - 60	60 - 90	90 - 900	>900
Chrysen (µg/kg)	<4,4	4,4 - 280	280 - 280	280 - 560	>560
Benzo[b]fluoranten (µg/kg)	<46	46 - 240	240 - 490	490 - 4900	>4900
Benzo[k]fluoranten (µg/kg)		<210	210 - 480	480 - 4800	>4800
Benzo(a)pyren (µg/kg)	<6	6 - 420	420 - 830	830 - 4200	>4200
Indeno[123cd]pyren (µg/kg)	<20	20 - 47	47 - 70	70 - 700	>700
Dibenzo[ah]antracen (µg/kg)	<12	12 - 590	590 - 1200	1200 - 12000	>12000
Benzo[ghi]perylene (µg/kg)	<18	18 - 21	21 - 31	31 - 310	>310
PAH16 ¹⁾ (µg/kg)	<300	300 - 2000	2000 - 6000	6000 - 20000	> 20000
PCB7 ²⁾ (µg/kg)	<5	5-17	17 - 190	190 - 1900	>1900
Heksaklorbenzen (HCB) (µg/kg)	0,5	0,5 - 17	17 - 61	61 - 610	>610
Pentaklorbenzen (µg/kg)		<400	400-800	800-4000	>4000

1) PAH: Polysykliske aromatiske hydrokarboner

2) PCB: Polyklorerte bifenyler

Tabell 3. Klassifisering av miljøtilstand i sedimentene fra sjøområdet ved Hurum papirfabrikk. Romertall og farge i tabellen tilsvarer Klifs tilstandsklasser for forurenset sediment. Det er ikke utarbeidet tilstandsklasser for enkeltforbindelser av PCB, bare for sum PCB₇.

	St 1 gjennomsnitt 0-16cm	St 2 0-2cm	St 3 0-2cm	St 4 0-2cm	St 5 0-2cm	St 6 0-2cm	St 8 0-2cm	St 9 0-2cm	St 12 0-2cm	St 13 0-2cm	St 14 0-2cm	St 15 0-2cm
Acenaftilen	1,68 (II)											
Acenaften	8,93 (II)											
Fluoren	9,43 (II)											
Fenantren	54,5 (II)											
Antracen	6,7 (II)											
Fluoranten	54 (II)											
Pyren	43,5 (II)											
Benzo(a)antracen	17,5 (II)											
Krysen	26,2 (II)											
Benzo(b)fluoranten	33,5 (I)											
Benzo(k)fluoranten	14,1 (II)											
Benzo(a)pyren	39 (II)											
Indeno(1,2,3-cd)pyren	26 (II)											
Dibenzo(a,h)antracen	6,1 (I)											
Benzo(ghi)perylene	25 (III)											
SUM PAH ₁₆	316,4 (II)											
PCB 28	1,70	0,78	0,60	1,40	2,00	1,10	0,57	0,25	1,00	0,25	0,25	0,25
PCB 52	6,80	18,00	1,80	11,00	130,00	32,00	0,70	0,25	1,40	0,25	0,25	0,25
PCB 101	14,60	36,00	2,50	31,00	610,00	110,00	1,00	0,25	2,90	0,25	0,25	0,25
PCB 118	11,20	32,00	2,10	24,00	400,00	110,00	1,40	0,25	4,50	0,25	0,57	0,25
PCB 138	16,20	32,00	2,20	35,00	890,00	110,00	1,70	0,25	3,10	0,25	0,25	0,25
PCB 153	13,20	25,00	2,00	30,00	760,00	75,00	1,30	0,25	2,70	0,25	0,25	
PCB 180	6,70	5,20	0,25	13,00	420,00	14,00	0,54	0,25	1,30	0,25	0,25	0,25
SUM PCB ₇	70,4 (III)	148,98 (III)	11,45 (II)	145,4 (III)	3212 (V)	452,1 (IV)	7,21 (II)	1,75 (I)	16,9 (II)	1,75 (I)	2,07 (I)	1,5 (I)
Heksaklorbenzen	11,2 (II)	1,7 (II)	1,4 (II)	2,4 (II)	4,9 (II)	4,1 (II)	3,7 (II)	0,15 (I)	4,4 (II)	0,15 (I)	0,15 (I)	0,56 (II)
Pentaklorbenzen	4,47 (II)	4,2 (II)	1,7 (II)	5,8 (II)	1,9 (II)	2,3 (II)	1,8 (II)	0,15 (I)	2,5 (II)	0,15 (II)	0,15 (II)	0,53 (II)

Resultatene i **Tabell 3** viser at for stasjonene 1, 2, 4, 5 og 6 er det verdier for enkelte miljøgifter som overstiger tilstandsklasse III, dvs. at det er muligheter for at toksiske effekter kan forekomme på bunnfauna som vedvarende måtte befinne seg i sedimentet.

Stasjonene 5 og 6 skiller seg ut med de høyeste konsentrasjonene av PCB₇ og blir klassifisert til henholdsvis klasse V og klasse IV. Dette betyr at PCB₇-innholdet i sedimentet er såpass høyt på stasjon 5 at omfattende akutt toksiske effekter ved korttidseksposering kan forventes, mens det på stasjon 6 kan forventes akutt toksiske effekter ved korttidseksposering..

For PAH-forbindelsene er det bare analysert på sediment fra st.1, og det er kun enkeltforbindelsen benzo(ghi)perylene som overskrider tilstandsklasse II. For forbindelsene heksaklorbenzen og pentaklorbenzen er konsentrasjonene på alle stasjonene enten på bakgrunn (klasse I) eller klasse II, som tilsier at effekter på bunnfauna ikke forventes

4. Risikovurdering av sedimenter

4.1 Risikovurdering Trinn 1

Risikovurdering av sedimenter har som mål å beskrive risikoen for miljøskade eller helseskade som sedimentene utgjør, slik at man kan bedømme om risikoen er akseptabel eller ikke. Etter Klifs veileder gjennomføres risikovurderingen i tre trinn der hvert trinn er mer arbeidskrevende enn foregående, men gir økt lokal forankring og økt sikkerhet i konklusjonene. Klif har fått utarbeidet et regneark for å gjennomføre beregningene som kreves for gjennomføring av risikovurderingen, og dette er benyttet her.

Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter, ikke risiko for human helse.

Kjemireultatene fra de 12 sedimentstasjonene ved Hurum papirfabrikk er lagt inn i regnearket og resultatene er vist i **Tabell 4**. Dersom et stoff overstiger grenseverdien mellom tilstandsklasse II og III er konsentrasjonen av stoffet i sedimentet så høy at sedimentets risiko vurderes som ”ikke ubetydelig”, og Trinn 2 i risikovurderingen må gjennomføres. **Tabell 4** viser med hvor mange prosent grenseverdien overskrides for både gjennomsnitts- og maksimumsverdier for miljøgiftene. Negative prosentverdier viser at det ikke forventes toksiske effekter av dette stoffet på sedimentlevende organismer.

Tabell 4. Målt sedimentkonsentrasjon for alle stasjoner sammenlignet med Trinn 1 grenseverdier (hentet fra regnearket). Positive prosentverdier betyr overskridelse. Merk at maks og middelkonsentrasjonen er den samme for PAH-forbindelsene fordi kun en stasjon er undersøkt.

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
Acenaftylen	1	0,00168	0,00168	0,033	-95 %	-95 %
Acenaften	1	0,00893	0,00893	0,16	-94 %	-94 %
Fluoren	1	0,00943	0,00943	0,26	-96 %	-96 %
Fenantren	1	0,0545	0,0545	0,50	-89 %	-89 %
Antracen	1	0,0067	0,0067	0,031	-78 %	-78 %
Fluoranten	1	0,054	0,054	0,17	-68 %	-68 %
Pyren	1	0,0435	0,0435	0,28	-84 %	-84 %
Benzo(a)antracen	1	0,0175	0,0175	0,06	-71 %	-71 %
Krysen	1	0,0262	0,0262	0,28	-91 %	-91 %
Benzo(b)fluoranten	1	0,0335	0,0335	0,24	-86 %	-86 %
Benzo(k)fluoranten	1	0,0141	0,0141	0,21	-93 %	-93 %
Benzo(a)pyren	1	0,039	0,039	0,42	-91 %	-91 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1	0,026	0,026	0,047	-45 %	-45 %
Dibenzo(a,h)antracen	1	0,0061	0,0061	0,59	-99 %	-99 %
Benzo(ghi)perylene	1	0,025	0,025	0,021	19 %	19 %
PCB 28	12	0,002	0,000845833			
PCB 52	12	0,13	0,016891667			
PCB 101	12	0,61	0,067416667			
PCB 118	12	0,4	0,048876667			
PCB 138	12	0,89	0,090933333			
PCB 153	11	0,76	0,082722727			
PCB 180	12	0,42	0,038499167			
Sum PCB7	12	3,21E+00	3,46E-01	0,017	18794 %	1936 %
Heksaklorbenzen	12	0,0112	0,002900833	0,0169	-34 %	-83 %
Pentaklorbenzen	12	0,0058	0,0021375	0,4	-99 %	-99 %

Overskridelse av grenseverdiene gis både for maksimalverdi (dvs. overskridelse av prøven med høyestkonsentrasjon), og som middelverdi av alle prøvene. Resultatene i **Tabell 4** viser at det er overskridelse av grenseverdien for PAH-forbindelsen benzo(ghi)perylene med 19 %, mens det for de øvrige PAH-forbindelser ikke er noen overskridelse.

For middelverdien av PCB₇ overskrides grenseverdien med 1936 %. På den mest PCB- forurensede stasjonen, stasjon 5, overskrides grenseverdien med 18794 %, eller en faktor 190. For de andre forbindelsene overskrides ikke grenseverdiene for Trinn 1, verken for maks- eller middelverdiene.

Risikoveilederen setter følgende krav til friskmelding (akseptabel risiko) etter Trinn 1.

1. Ingen gjennomsnittskonsentrasjon skal overskride grenseverdien for Trinn 1, og
2. Ingen enkeltkonsentrasjon skal overskride den høyeste av: 2 x grenseverdien eller klasse III i SFTs klassifiseringsveileder (Bakke m.fl. 2007b).

Siden krav nr. 1 ikke oppfylles for PAH-komponenten benzo(ghi)perylene og PCB₇ så kan ikke sedimentene friskmeldes etter Trinn 1 i risikoveilederen. En må derfor også gjennomføre en Trinn 2 vurdering av sedimentene.

Resultatene i **Tabell 4** viser både gjennomsnittsverdier og stasjonen med høyest konsentrasjon av miljøgifter. Ved å beregne forholdet mellom maksimalkonsentrasjon og mediankonsentrasjon for de

ulike stasjonene vil en faktor på 2 eller høyere indikere at en eller flere stasjoner skiller seg ut med spesielt høy forurensing, en såkalt "hotspot".

Tabell 5. Gjennomsnittlig (C_{sed} , middel) og maksimal (C_{sed} , max) miljøgiftinnhold i sedimentene. Indeks for "hotspot" er vist i kolonnen med overskrift: "Kontroll av homogenitet" (hentet fra regnearket).

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Kontroll av homogenitet
	Antall prøver	$C_{sed, max}$ (mg/kg)	$C_{sed, middel}$ (mg/kg)	$C_{sed, max} / C_{sed, median}$ (Verdi større enn 2 kan tyde på inhomogenitet/hotspot)
Acenaftylen	1	1,68E-03	1,68E-03	1,0
Acenaften	1	8,93E-03	8,93E-03	1,0
Fluoren	1	9,43E-03	9,43E-03	1,0
Fenantren	1	5,45E-02	5,45E-02	1,0
Antracen	1	6,70E-03	6,70E-03	1,0
Fluoranten	1	5,40E-02	5,40E-02	1,0
Pyren	1	4,35E-02	4,35E-02	1,0
Benzo(a)antracen	1	1,75E-02	1,75E-02	1,0
Krysen	1	2,62E-02	2,62E-02	1,0
Benzo(b)fluoranten	1	3,35E-02	3,35E-02	1,0
Benzo(k)fluoranten	1	1,41E-02	1,41E-02	1,0
Benzo(a)pyren	1	3,90E-02	3,90E-02	1,0
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1	2,60E-02	2,60E-02	1,0
Dibenzo(a,h)antracen	1	6,10E-03	6,10E-03	1,0
Benzo(ghi)perylene	1	2,50E-02	2,50E-02	1,0
PCB 28	12	2,00E-03	8,46E-04	2,9
PCB 52	12	1,30E-01	1,69E-02	81,3
PCB 101	12	6,10E-01	6,74E-02	225,9
PCB 118	12	4,00E-01	4,89E-02	121,2
PCB 138	12	8,90E-01	9,09E-02	335,8
PCB 153	11	7,60E-01	8,27E-02	281,5
PCB 180	12	4,20E-01	3,85E-02	456,5
Heksaklorbenzen	12	1,12E-02	2,90E-03	5,5
Pentaklorbenzen	12	5,80E-03	2,14E-03	3,1

Resultatene i **Tabell 5** viser at PCB forbindelsene har en høy verdi for kontroll av inhomogenitet. Ved å se på konsentrasjonene i **Tabell 3** ser en at det skyldes i hovedsak høye konsentrasjoner på stasjonene 5 og 6, og det er også høyere verdier på stasjonene 2 og 4. Disse stasjonene kan derfor betegnes som "hotspot"-stasjoner med betydelig høyere konsentrasjoner av PCB- forbindelser enn resten av området.

5. Risikovurdering Trinn 2

Trinn 2 en mer omfattende risikovurdering enn Trinn 1 og har som mål å fastslå om risikoen for skade på miljø eller helse forbundet med sedimentene der de ligger er akseptabel, eller om man må vurdere tiltak. Vurderingen gjøres ut fra miljøgiftenes mobilitet og fra stedlige forhold. Trinn 2 omfatter tre sider av risikobildet:

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

I Trinn 2 beregnes spredning av miljøgifter fra sedimentet til andre deler av økosystemet. Til å gjennomføre disse beregningene er det laget et regneark tilpasset veilederen hvor det fylles inn verdier for lokale forhold, og en kan benytte ferdige sjablongverdier for parametere som ikke er målt eller tallfestet. Tolkning og vektlegging av delresultatene fra Trinn 2, human helse og/eller økologiske effekter, vil være avhengig av miljømålet for området samt nåværende og planlagt bruk. Trinn 2 i risikovurderingen er en stedsspesifikk risikovurdering hvor lokale forhold som antall skipsanløp, problemområdets areal, arealbruk og sedimentenes innhold av totalt organisk karbon (TOC) og leire blir tatt hensyn til.

Det beregnes ett tall for total spredning som følge av oppvirvling fra skip, diffusjon (egentlig biodiffusjon som er samlet transport ut av sedimentet som følge både av fysisk diffusjon og bunndyrenes aktivitet i sedimentet) og transport via opptak i organismer. Total human helserisiko beregnes på grunnlag av eksponering via sjømat og via kontakt med sedimenter og vann. Spredning av miljøgifter som følge av diffusjon, oppvirvling og transport via organismer er beregnet med utgangspunkt i regnearket som er tilpasset den risikoveilederen.

5.1 Lokal informasjon

For å gjennomføre Trinn 2 av risikovurderingen ble analyseresultater og andre aktuelle konstanter og parameterverdier lagt inn i regnearket. Konstanter og verdier som er benyttet i beregningene er vist i **Tabell 6**. Forventet fluks av de ulike miljøgiftene til overliggende vann via diffusjon/bioturbasjon, oppvirvling fra skipstrafikk og transport gjennom næringskjeden er estimert og sammenliknet med grenseverdier for økologiske effekter i vannmassene og grenseverdier for human helse gjennom konsum av fisk og skalldyr.

Tabell 6. Konstanter og verdier som er benyttet i de videre beregningene.

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	1	Ikke analysert, benyttet sjablongverdi
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	Ikke analysert, benyttet sjablongverdi
Porøsitet, ϵ	0,7	0,7	Ikke analysert, benyttet sjablongverdi
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m ² /år for spredning ved biodiffusjon
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	166321	Beregnet ut fra arealet som er dekket av sedimentprøvetakingen
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	1496889	gjennomsnittsdyp av sedimentprøvestasjonene er 9m
Oppholdstid til vannet i bassenget, t [år]	ingen standard	0,04	Anslått oppholdstid i ett fjordområde

SPREDNING

Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Tortuositet, τ	3	3	
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, a	10	10	
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	ingen standard	1500	Estimert småbåttrafikk
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	150	Sett inn verdi fra faktaboks 6 i veileder
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	16000	10% av total areal regnes som påvirket
Fraksjon suspendert f_{susp} = sedimentfraksjon < 2 μ m	ingen standard	0,052	20% av andel < 63 μ (anslag)

I kolonnen antall skipsanløp pr. år er det benyttet en verdi med 1500 anløp av småbåter. Dette betyr ca. 4 pr dag. Det er vanskelig å anslå hvor sannsynlig denne verdien er, men anses å være i riktig størrelsesorden og gir ett inntrykk i de videre beregningene av hva en slik småbåttrafikk vil medføre av oppvirvling. Dersom området skal benyttes til boligformål er det sannsynlig at det vil medføre en økt småbåttrafikk. Veilederen angir en oppvirvling av 150 kg sediment ved hvert småbåtanløp over finkornede sedimenter. Sedimentarealet som er brukt er estimert ut fra området som sedimentprøvetakingen dekker, og er vist på kart i **Figur 2**. For kornfordeling av sediment skal andelen av sedimentene med kornfordeling <20 μ legges inn. På disse sedimentene er imidlertid bare andelen av korn <63 μ målt. Vi har derfor benyttet et vanlig brukt estimat at 20 % av fraksjonen < 63 μ er < 20 μ . For de andre parametrene er sjablongverdiene som ligger inne i regnearket brukt.

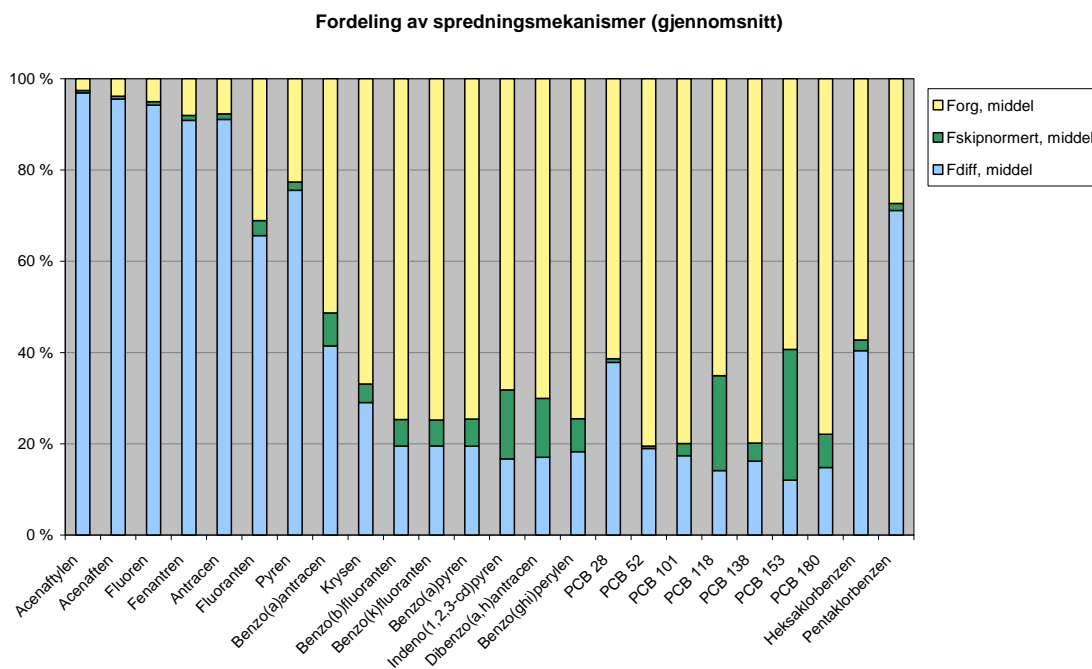
5.2 Risikovurdering for spredning av sediment

Beregnet spredning av miljøgifter ut fra sedimentet som følge av de ulike spredningsveiene: diffusjon spredning grunnet båttrafikk og spredning pga oppvirvling og transport via organismer er vist i **Tabell 7**. Den totale mengde miljøgifter fra disse spredningsveiene er også vist i **Tabell 7**. Det blir lagt mest vekt på beregningene basert på middelverdiene fordi det er områdets samlede risiko som vurderes og ikke bare risiko fra ett enkelt punkt.

Tabell 7. Beregnet spredning (middelverdi for alle sedimentprøvene) av miljøgifter ut fra sedimentet som følge av de ulike spredningsveiene: diffusjon ($F_{diff, middel}$), spredning grunnet båttrafikk ($F_{skipnormert, middel}$) og spredning pga oppvirvling og transport via organismer ($F_{org, middel}$). Den totale mengde miljøgifter fra disse spredningsveiene er summert i kolonnen $F_{tot, middel}$. Beregnet spredning er hentet fra regnearket.

Stoff	Beregnet middel spredning			
	$F_{tot, middel}$ [mg/m ² /år]	$F_{diff, middel}$ [mg/m ² /år]	$F_{skipnormert, middel}$ [mg/m ² /år]	$F_{org, middel}$ [mg/m ² /år]
Acenaftalen	3,78E-01	3,66E-01	1,98E-03	9,71E-03
Acenaften	8,38E-01	8,01E-01	5,15E-03	3,20E-02
Fluoren	5,17E-01	4,87E-01	3,83E-03	2,60E-02
Fenantren	1,31E+00	1,19E+00	1,41E-02	1,05E-01
Antracen	1,31E-01	1,19E-01	1,59E-03	1,00E-02
Fluoranten	2,61E-01	1,71E-01	8,61E-03	8,10E-02
Pyren	4,48E-01	3,38E-01	8,12E-03	1,01E-01
Benzo(a)antracen	3,54E-02	1,47E-02	2,56E-03	1,82E-02
Krysen	9,53E-02	2,77E-02	3,86E-03	6,37E-02
Benzo(b)fluoranten	8,28E-02	1,61E-02	4,82E-03	6,18E-02
Benzo(k)fluoranten	3,56E-02	6,95E-03	2,03E-03	2,66E-02
Benzo(a)pyren	9,43E-02	1,84E-02	5,61E-03	7,03E-02
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,44E-02	4,08E-03	3,69E-03	1,66E-02
Dibenzo(a,h)antracen	6,70E-03	1,14E-03	8,67E-04	4,69E-03
Benzo(ghi)perylene	4,92E-02	8,98E-03	3,58E-03	3,66E-02
PCB 28	2,12E-02	8,02E-03	1,75E-04	1,30E-02
PCB 52	6,28E-01	1,19E-01	3,29E-03	5,06E-01
PCB 101	3,73E-01	6,49E-02	1,00E-02	2,98E-01
PCB 118	3,33E-02	4,71E-03	6,92E-03	2,16E-02
PCB 138	3,33E-01	5,39E-02	1,33E-02	2,66E-01
PCB 153	4,08E-02	4,91E-03	1,17E-02	2,42E-02
PCB 180	7,58E-02	1,12E-02	5,52E-03	5,91E-02
Heksaklorbenzen	1,99E-02	8,02E-03	4,68E-04	1,14E-02
Pentaklorbenzen	2,96E-02	2,11E-02	4,45E-04	8,09E-03

Den prosentvise betydningen av de ulike spredningsveiene er vist i **Figur 3**.



Figur 3. Spredning av miljøgifter vist som %-fordeling på de ulike spredningsveiene (hentet fra regnearket). Tabellen viser spredning på basis av et gjennomsnitt (middelnivå) for sedimentprøvene.

Resultatene fra **Tabell 7** og **Figur 3** viser at de viktigste spredningsveiene varierer for de ulike forbindelsene. For PAH-forbindelsene med lavest molekylvekt (acenaftylen til pyren) og forbindelsen pentaklorbenzen er det diffusjon fra sedimentene som er viktigste spredningsvei. Spredning via organismer er viktigste spredningsvei for PAH-forbindelsene med høyere molekylvekt (benzo(a)anthracen - benzo(ghi)perylen) og for PCB- forbindelsene samt forbindelsen heksaklorbenzen. Oppvirvling fra båttrafikk ($F_{\text{skipnormert, middel}}$) har mindre betydning enn de andre spredningsveiene, og betydningen varierer med mellom ca 1 % for acenaftylen til ca 25 % for PCB 153.

Risikoveilederen angir ikke noen allmenne akseptgrenser for spredning alene. Verdiene i **Tabell 8** viser hvor mange ganger totalspredningen fra sedimentene overskrider spredningen fra et referansesediment som akkurat tilfredsstillere grenseverdiene i Trinn 1 (dvs som har en akseptabel økologisk risiko). Klassifiseringsveilederen omfatter sum PCB7, men regnearket beregner ikke spredning av PCB, ettersom det ikke er oppgitt grenseverdier for enkeltkongenerer av PCB i risikoveilederen.

Tabell 8. Beregnet spredning sammenlignet med ”tillatt spredning” (hentet fra regnearket). Tabellen viser overskridelse på basis av den høyeste sedimentkonsentrasjonen (maks) og på basis av et gjennomsnitt for alle sedimentprøvene (middel). Positive prosentverdier i de to siste kolonnene betyr overskridelse.

Stoff	Beregnet spredning		Spredning dersom C_{sed} er lik grenseverdi for trinn 1 (mg/m ² /år)	F _{tot} overskrider tillatt spredning med:	
	F _{tot, maks} (mg/m ² /år)	F _{tot, middel} (mg/m ² /år)		Maks	Middel
Acenaftilen	3,78E-01	3,78E-01	7,42E+00	-95 %	-95 %
Acenaften	8,38E-01	8,38E-01	1,50E+01	-94 %	-94 %
Fluoren	5,17E-01	5,17E-01	1,43E+01	-96 %	-96 %
Fenantren	1,31E+00	1,31E+00	1,20E+01	-89 %	-89 %
Antracen	1,31E-01	1,31E-01	6,05E-01	-78 %	-78 %
Fluoranten	2,61E-01	2,61E-01	8,21E-01	-68 %	-68 %
Pyren	4,48E-01	4,48E-01	2,88E+00	-84 %	-84 %
Benzo(a)antracen	3,54E-02	3,54E-02	1,21E-01	-71 %	-71 %
Krysen	9,53E-02	9,53E-02	1,02E+00	-91 %	-91 %
Benzo(b)fluoranten	8,28E-02	8,28E-02	5,93E-01	-86 %	-86 %
Benzo(k)fluoranten	3,56E-02	3,56E-02	5,30E-01	-93 %	-93 %
Benzo(a)pyren	9,43E-02	9,43E-02	1,02E+00	-91 %	-91 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,44E-02	2,44E-02	4,41E-02	-45 %	-45 %
Dibenzo(a,h)antracen	6,70E-03	6,70E-03	6,48E-01	-99 %	-99 %
Benzo(ghi)perylene	4,92E-02	4,92E-02	4,13E-02	19 %	19 %
PCB 28	5,01E-02	2,12E-02			
PCB 52	4,83E+00	6,28E-01			
PCB 101	3,38E+00	3,73E-01			
PCB 118	2,72E-01	3,33E-02			
PCB 138	3,26E+00	3,33E-01			
PCB 153	3,75E-01	4,08E-02			
PCB 180	8,27E-01	7,58E-02			
Sum PCB7	1,30E+01	1,51E+00			
Heksaklorbenzen	7,67E-02	1,99E-02	1,16E-01	-34 %	-83 %
Pentaklorbenzen	8,03E-02	2,96E-02	5,54E+00	-99 %	-99 %

Resultatene i **Tabell 8** viser at det kun er PAH- forbindelsen benzo(ghi)perylene som overskrider grenseverdien mellom tilstandsklasse II og III med 19 %. Det er ikke utarbeidet grenseverdier for PCB-forbindelsene.

5.3 Risiko for human helse

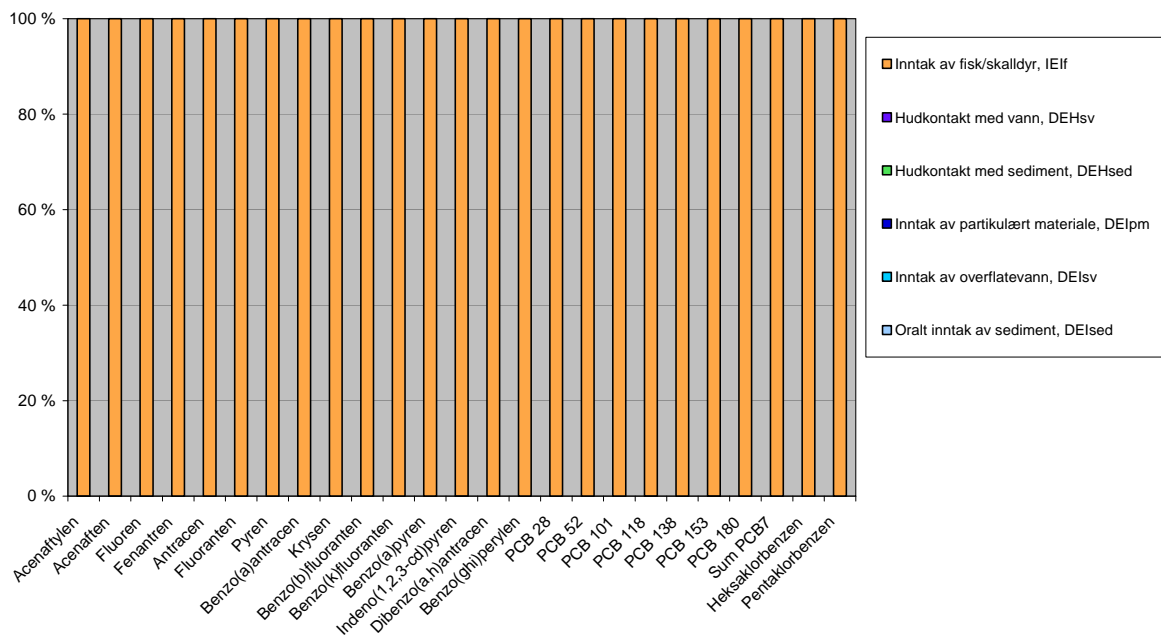
For å kunne vurdere human eksponering for de ulike miljøgifter i sedimentet blir det beregnet en total livstidsdose (som mg pr kg kroppsvekt pr dag gjennom hele livsløpet) basert på transport fra sedimentet til mennesker. Hovedveien er transport gjennom næringskjeden til fisk og skaldyr, men andre sannsynlige kontaktveier er også inkludert. Det kan være direkte kontakt med sediment og vann og inntak av sediment og vann, noe som kan være aktuelt dersom barn direkte spiser sediment eller får i seg sjøvann ved bading. Denne livstidsdosen sammenlignes så med gitte grenseverdier. Dette kan være Tolerabelt daglig inntak (TDI) for stoffer der dette er fastsatt av Mattilsynet eller maksimalt tolerabelt risiko (MTR) for de øvrige stoffene. Siden mennesker utsettes for flere miljøgiftkilder er det satt en grense ved at miljøgifter fra sedimentet ikke må overskride 10 % av det totale akseptable inntaket i mennesker.

Beregnet risiko for skade på human helse er vist i **Tabell 9**. Tabellen viser i hvor stor grad utlekking fra sedimentene alene gir overskridelse av total akseptabel livstidsdose for de ulike miljøgiftene.

Tabell 9. Beregnet total livstidsdose (mg/kg/d), grense for human risiko (MTR/TDI 10 %) og overskridelse av beregnet total livstidsdose av MTR 10 % (hentet fra regnearket). Tabellen viser overskridelse på basis av den høyeste sedimentkonsentrasjonen (maks) og på basis av et gjennomsnitt (middel) for sedimentprøvene. Positive prosentverdier i de to siste kolonnene betyr overskridelse.

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
Acenaftylen	3,18E-05	3,18E-05			
Acenaften	1,05E-04	1,05E-04			
Fluoren	8,51E-05	8,51E-05			
Fenantren	3,45E-04	3,45E-04	4,00E-03	-91,4 %	-91,4 %
Antracen	3,29E-05	3,29E-05	4,00E-03	-99,2 %	-99,2 %
Fluoranten	2,65E-04	2,65E-04	5,00E-03	-94,7 %	-94,7 %
Pyren	3,32E-04	3,32E-04			
Benzo(a)antracen	5,94E-05	5,94E-05	5,00E-04	-88,1 %	-88,1 %
Krysen	2,08E-04	2,08E-04	5,00E-03	-95,8 %	-95,8 %
Benzo(b)fluoranten	2,02E-04	2,02E-04			
Benzo(k)fluoranten	8,71E-05	8,71E-05	5,00E-04	-82,6 %	-82,6 %
Benzo(a)pyren	2,30E-04	2,30E-04	2,30E-06	9904,1 %	9904,1 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,44E-05	5,44E-05	5,00E-04	-89,1 %	-89,1 %
Dibenzo(a,h)antracen	1,54E-05	1,54E-05			
Benzo(ghi)perylene	1,20E-04	1,20E-04	3,00E-03	-96,0 %	-96,0 %
PCB 28	1,01E-04	4,25E-05			
PCB 52	1,27E-02	1,65E-03			
PCB 101	8,83E-03	9,76E-04			
PCB 118	5,80E-04	7,08E-05			
PCB 138	8,51E-03	8,70E-04			
PCB 153	7,28E-04	7,92E-05			
PCB 180	2,11E-03	1,93E-04			
Sum PCB7	3,36E-02	3,89E-03	2,00E-06	1679671,1 %	194211,8 %
Heksaklorbenzen	1,44E-04	3,72E-05			
Pentaklorbenzen	7,18E-05	2,65E-05			

Resultatene i **Tabell 9** viser at det er overskridelse av beregnet total livstidsdose for stoffene benzo(a)pyren og PCB₇. Nivået av benzo(a)pyren og PCB gir høy risiko for skade på human helse. På grunn av benzo(a)pyren påviste kreftfremkallende egenskaper er livstidsdosen satt meget lavt og er godt begrunnet. Fordelingen av eksponeringsmekanismer for miljøgiftene er vist i **Figur 4**.



Figur 4. Fordeling av eksponeringsmekanismer (gjennomsnittsverdi).

Resultatene i **Figur 4** viser at det utelukkende er inntak av sjømat fra området som innebærer noen risiko for human helse. Verken hudkontakt med sediment, direkte inntak av sediment eller inntak av sjøvann fra området utgjør noen risiko for skade.

5.4 Risiko for økologisk skade på organismer i sediment

Ved vurdering av økologisk risiko skilles det mellom risiko for organismer som lever i direkte vedvarende kontakt med sedimentene og organismer i vannmassene for øvrig.

5.4.1 Risiko for økologisk skade på organismer i direkte kontakt med sedimentet

Risikovurdering for organismer i sedimentet baserer seg dels på Trinn 1, siden grenseverdiene her for konsentrasjoner og toksisitet utgjør grense for effekter ved kronisk eksponering ($PNEC_{\text{sediment}}$). I Trinn 2 baseres den også på beregnede porevannskonsentrasjoner av de ulike miljøgiftene sammenlignet med tilsvarende kroniske $PNEC$ verdier for konsentrasjoner i vann ($PNEC_{\text{vann}}$ eller $PNEC_w$). Disse verdiene er gitt i **Tabell 10**. Det gis heller ikke her verdier for PCB ettersom det ikke er oppgitt grenseverdier for enkeltkongenerer av PCB i risikoveilederen.

Tabell 10 viser at beregnet porevannskonsentrasjon basert på gjennomsnittskonsentrasjonene i sedimentet overskrider $PNEC_w$ for PAH-forbindelsene pyren og benzo(ghi)perylen. Både sedimentkonsentrasjonene og de beregnede porevannskonsentrasjonene viser derfor at sedimentene utgjør en for høy risiko for skade på organismer i vedvarende kontakt med sedimentet.

Tabell 10. Beregnet porevannskonsentrasjon sammenliknet med grenseverdi for økologisk risiko (hentet fra regnearket). Tabellen viser overskridelse på basis av den høyeste sedimentkonsentrasjonen (maks) og på basis av et gjennomsnitt (middel) for sedimentprøvene. Positive prosentverdier i de to siste kolonnene betyr overskridelse.

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Målt porevannskonsentrasjon		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
Acenaftylen	6,46E-05	6,46E-05	ikke målt	ikke målt	1,3	-95,0 %	-95,0 %
Acenaften	1,44E-04	1,44E-04	ikke målt	ikke målt	3,8	-96,2 %	-96,2 %
Fluoren	9,25E-05	9,25E-05	ikke målt	ikke målt	2,5	-96,3 %	-96,3 %
Fenantren	2,38E-04	2,38E-04	ikke målt	ikke målt	1,3	-81,7 %	-81,7 %
Antracen	2,38E-05	2,38E-05	ikke målt	ikke målt	0,11	-78,4 %	-78,4 %
Fluoranten	3,74E-05	3,74E-05	ikke målt	ikke målt	0,12	-68,9 %	-68,9 %
Pyren	7,39E-05	7,39E-05	ikke målt	ikke målt	0,023	221,1 %	221,1 %
Benzo(a)antracen	3,49E-06	3,49E-06	ikke målt	ikke målt	0,012	-70,9 %	-70,9 %
Krysen	6,58E-06	6,58E-06	ikke målt	ikke målt	0,07	-90,6 %	-90,6 %
Benzo(b)fluoranten	4,12E-06	4,12E-06	ikke målt	ikke målt	0,03	-86,3 %	-86,3 %
Benzo(k)fluoranten	1,78E-06	1,78E-06	ikke målt	ikke målt	0,027	-93,4 %	-93,4 %
Benzo(a)pyren	4,69E-06	4,69E-06	ikke målt	ikke målt	0,05	-90,6 %	-90,6 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,11E-06	1,11E-06	ikke målt	ikke målt	0,002	-44,5 %	-44,5 %
Dibenzo(a,h)antracen	3,13E-07	3,13E-07	ikke målt	ikke målt	0,03	-99,0 %	-99,0 %
Benzo(ghi)perylene	2,44E-06	2,44E-06	ikke målt	ikke målt	0,002	22,2 %	22,2 %
PCB 28	4,91E-06	2,08E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 52	2,59E-04	3,37E-05	ikke målt	ikke målt			
PCB 101	1,80E-04	1,99E-05	ikke målt	ikke målt			
PCB 118	1,18E-05	1,44E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 138	1,74E-04	1,77E-05	ikke målt	ikke målt			
PCB 153	1,48E-05	1,61E-06	ikke målt	ikke målt			
PCB 180	4,30E-05	3,94E-06	ikke målt	ikke målt			
<i>Sum PCB7</i>	<i>6,88E-04</i>	<i>8,04E-05</i>	<i>ikke målt</i>	<i>ikke målt</i>			
Heksaklorbenzen	8,62E-06	2,23E-06	ikke målt	ikke målt	0,013	-33,7 %	-82,8 %
Pentaklorbenzen	1,45E-05	5,34E-06	ikke målt	ikke målt	1,0	-98,6 %	-99,5 %

5.4.2 Risiko for økologisk skade på organismer i vannmassene

Risikovurdering for organismer i vannet over sedimentet baserer seg på beregnet konsentrasjon av den enkelte miljøgift i vannmassene som følge av spredningen fra sedimentene og fortykning i vannmassene (det siste beregnet fra totalt vannvolum og oppholdstid av vannet i bassenget over sedimentet). Dette betegnes som PEC (Predicted Environmental Concentration). I **Tabell 11** er resultatene av disse beregningene vist.

Resultatene i **Tabell 11** viser at det ikke er risiko for skade på organismer som lever i vannmassene på grunn av miljøgifter fra sedimentene ved Hurum. Det finnes heller ikke her grenseverdier for PCB, men de beregnede konsentrasjonene er likevel vist for disse forbindelsene.

Tabell 11. Beregnet konsentrasjon (C_{sv} µg/l og C_{sv} ng/l) og beregnet overskridelse av PNEC_w for ulike miljøgifter i vannmassene. Positive prosentverdier i nest siste kolonnene betyr overskridelse.

Stoff	F _{tot, middel} [mg/m ² /år]	F _{diff, middel} [mg/m ² /år]	F _{skipnormert, middel} [mg/m ² /år]	F _{org, middel} [mg/m ² /år]	PEC C _{sv} µg/l	PNEC _w µg/l	% overskridelse	C _{sv} ng/l
Acenaftilen	3,78E-01	3,66E-01	1,98E-03	9,71E-03	0,00163	1,3	-100 %	1,63
Acenaften	8,38E-01	8,01E-01	5,15E-03	3,20E-02	0,00358	3,8	-100 %	3,58
Fluoren	5,17E-01	4,87E-01	3,83E-03	2,60E-02	0,00218	2,5	-100 %	2,18
Fenantren	1,31E+00	1,19E+00	1,41E-02	1,05E-01	0,00537	1,3	-100 %	5,37
Antracen	1,31E-01	1,19E-01	1,59E-03	1,00E-02	0,00054	0,11	-100 %	0,54
Fluoranten	2,61E-01	1,71E-01	8,61E-03	8,10E-02	0,00080	0,12	-99 %	0,80
Pyren	4,48E-01	3,38E-01	8,12E-03	1,01E-01	0,00154	0,023	-93 %	1,54
Benzo(a)antracen	3,54E-02	1,47E-02	2,56E-03	1,82E-02	0,00008	0,012	-99 %	0,08
Krysen	9,53E-02	2,77E-02	3,86E-03	6,37E-02	0,00014	0,07	-100 %	0,14
Benzo(b)fluoranten	8,28E-02	1,61E-02	4,82E-03	6,18E-02	0,00009	0,03	-100 %	0,09
Benzo(k)fluoranten	3,56E-02	6,95E-03	2,03E-03	2,66E-02	0,00004	0,027	-100 %	0,04
Benzo(a)pyren	9,43E-02	1,84E-02	5,61E-03	7,03E-02	0,00011	0,05	-100 %	0,11
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,44E-02	4,08E-03	3,69E-03	1,66E-02	0,00003	0,002	-98 %	0,03
Dibenzo(a,h)antracen	6,70E-03	1,14E-03	8,67E-04	4,69E-03	0,00001	0,03	-100 %	0,01
Benzo(ghi)perylene	4,92E-02	8,98E-03	3,58E-03	3,66E-02	0,00006	0,002	-97 %	0,06
PCB 28	2,12E-02	8,02E-03	1,75E-04	1,30E-02	0,00004			0,04
PCB 52	6,28E-01	1,19E-01	3,29E-03	5,06E-01	0,00054			0,54
PCB 101	3,73E-01	6,49E-02	1,00E-02	2,98E-01	0,00033			0,33
PCB 118	3,33E-02	4,71E-03	6,92E-03	2,16E-02	0,00005			0,05
PCB 138	3,33E-01	5,39E-02	1,33E-02	2,66E-01	0,00030			0,30
PCB 153	4,08E-02	4,91E-03	1,17E-02	2,42E-02	0,00007			0,07
PCB 180	7,58E-02	1,12E-02	5,52E-03	5,91E-02	0,00007			0,07

5.4.3 Risiko for skade grunnet oljeforbindelser

Det ble analysert for oljeforbindelser i sediment fra kun en stasjon i 2007 (stasjon 1 i **Figur 1**). På denne stasjonen ble det analysert på 4 snitt fra overflaten og ned til 16 cm. Resultatene fra denne stasjonen er vist i **Tabell 12**. Tabellen viser også resultatene fra undersøkelsen i 2000 (Berge og Berglind 2000) på 4 stasjoner (**Figur 5**) hvorav 3 (S2-S4) ligger godt utenfor området vist i **Figur 2** og i tillegg til sedimentene også inkluderte analyse av sedimenter i en kum på land.

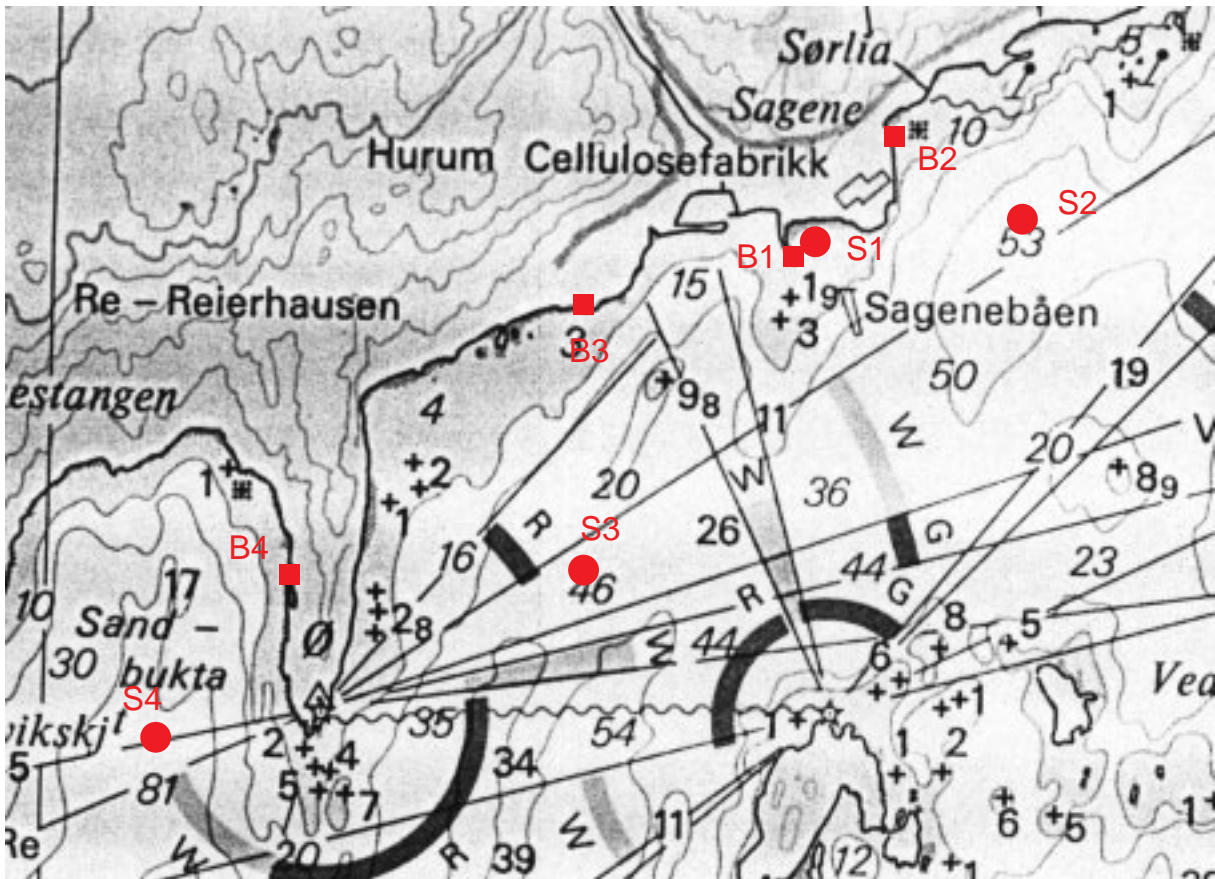
Tabell 12. Innholdet av oljeforbindelser i sedimentene ved Hurum papirfabrikker (Berge 2008, Berge og Berglind 2000). Konsentrasjonene er oppgitt i våtvekt.

Stasjon	Sediment dyp (cm)	Olje**		Terpentin*	
		1999	2007	1999	2007
S1	0-2	68	<39	<20	<6,5
S1	5-7	i.a.	156-151	i.a.	<5,4
S1	10-12	i.a.	277	i.a.	<3,8
S1	12-16	i.a.	204	i.a.	<3,6
S2	0-2	100	i.a.	<20	i.a.
S3	0-2	<20	i.a.	M***	i.a.
S4 (Sandbukta)	0-2	<20	i.a.	<20	i.a.
Kum		3084	i.a.	54	i.a.

* 1999: forbindelser i området C6-C10, 2007: forbindelser i området C5-C10

** 1999: forbindelser i området C10-C40 (Kromatogrammene viste forbindelser i området ca. C15-C35)
2007: forbindelser i området C10-C35

*** ukjente forbindelser maskerer



Figur 5. Utsnitt av sjøkart som viser stasjoner hvor det ble innsamlet sediment i 2000 (S1-S4 sirkler) og blåskjell (B1-B4 kvadrater). Kilde: Berge og Berglind 2000.

Oljeforbindelser er ikke inkludert i risiko- og klassifiseringsveilederen. Det er likevel allment akseptert at oljekonsentrasjoner i sediment under ikke vil utgjøre noen risiko for økologiske effekter på sedimentlevende organismer og ut fra erfaringene i Nordsjøen (Zevenboom et al. 1993) er et konsentrasjonsnivå tilsvarende 50 µg/g t.v. neppe tilstrekkelig til å gi vesentlige effekter på artsdiversiteten i bløtbunnsamfunn, men kan gi effekter på enkeltarter. Ved konsentrasjoner over 100 µg/g t.v. må en imidlertid forvente moderate til betydelig effekter også på artsdiversitet.

Resultatene viser at det kun var i overflatesjiktet at konsentrasjonen lå under 50 mg/kg. Det kan derfor ikke utelukkes at de påviste konsentrasjonene fra 156 mg/kg til 277 mg/kg for mineraloljeforbindelsene (Sum C10-C35) kan ha forårsaket negative biologiske effekter. De lettere terpentinene forekom i relativt lave konsentrasjoner i alle dyp i 2007-prøvene og det forventes derfor ikke skade grunnet disse forbindelsene alene.

6. Samlet vurdering

Risikovurderingens Trinn 1 viste at det undersøkte området ikke kunne "friskmeldes" og en nærmere risikovurdering (Trinn 2) ble derfor foretatt på grunn av for høye verdier av PCB7 og PAH-forbindelsen benzo(ghi)perylene. For PCB-forbindelser utpekte enkelte stasjoner seg med høyere risiko enn de øvrige i samme delområde, disse kan ansees som å representere klart større risikopunkter (hotspots) og det kan derfor være aktuelt å begrense eventuelle tiltak til disse stasjonene.

Trinn 2 i risikovurderingen viste at spredning av sedimentene utgjør en risiko kun for PAH-forbindelsen benzo(ghi)perylene. Det foreligger ikke grenseverdier for PCB-forbindelser, og disse er derfor ikke vurdert. Risiko for skade på human helse ble overskredet for PAH-forbindelsen benzo(a)pyren og for PCB7. Risikoen gjaldt imidlertid kun ved inntak av sjømat, og kontakt med, eller inntak av sediment eller vann utgjør ingen risiko for skade på human helse. Det foreligger også kostholdsrad for området og det ansees derfor som lite aktuelt at det skal konsumeres sjømat i større mengder fra området.

Trinn 2 vurderingen viste videre at risikoen for skade på sedimentets økosystem ble overskredet for PAH-forbindelsen pyren. Det foreligger heller ikke her grenseverdier for PCB og effekten av disse forbindelsene kan ikke vurderes med hensyn til skade på sedimentlevende organismer.

Beregningene viser at det var ingen forbindelser som overskred grenseverdiene for risiko for skade på organismene i vannmassene.

Innholdet av heksaklorbenzen som i tidligere vurderinger har blitt ansett som høyt, viste ingen risiko for skade verken på sediment eller vannlevende organismer eller human helse. Dette skyldes at den nye veilederen (TA 2229/2007) gir klassegrenser for heksaklorbenzen basert på toksisitet av stoffet, mens de i veilederen som er benyttet tidligere (Molvær mfl 1997) var basert på en statistisk fordeling av konsentrasjonene i prøver tatt i norske kyst- og fjordstrøk.

Innholdet av tyngre oljeforbindelser (Sum C10-C35) var høyere enn verdien på 50 mg/kg som ansees for å være en nedre grense for konsentrasjoner som kan gi skade på organismer. Det kan derfor ikke utelukkes at tyngre oljeforbindelser kan ha en skadelig effekt. Imidlertid har andre undersøkelser vist at sedimentfaunaen i Oslofjorden er relativt tolerant overfor oljeforurensning i forhold til faunaen som grenseverdien er fastsatt på basis av.

7. Tiltaksvurdering

7.1 aktuelle tiltak i sjø

7.1.1 Mål for tiltakene, akseptkriterier

Risikovurderingen som nå er gjennomført, konkluderer med at sedimentforurensningen utgjør en risiko for skade på økosystemet i sedimentet og på human helse gjennom konsum av lokal sjømat som er høyere enn akseptabelt. Akseptkriteriene for risiko er satt i følge SFTs risikoveileder (Bakke m.fl. 2007a). Bergningene gjort i forbindelse med risikovurderingen antyder derved behovet for en tiltaksvurdering. Det finnes allerede generelle kostholdsråd for området gitt av Mattilsynet. Disse sier at konsum av lever fra fisk fanget i Oslofjorden innenfor Horten og Jeløya frarådes.

Tidligere gjennomførte undersøkelser har sannsynliggjort at forurensningene i sjøen utenfor fabrikkområdet i hovedsak stammer fra kilder på land og det ble i 2000 gjennomført tiltak på land for hindre videre utlekking. Resultatet av undersøkelser gjennomført etter at tiltaket var gjennomført (Berge 2003) konkluderer med at en ikke hadde vesentlige problemer i området knyttet til forekomst av PCB og PAH i skjell og fisk 2 år etter at tiltaket var gjennomført og at en basert på de relativt lave miljøgiftnivåer observert i både torsk og blåskjell anser at det ikke er behov for ytterligere tiltak. Disse resultatene tyder på at risikoen fra sedimentene for skade på human helse beregnet i Trinn 2 overestimerer den reelle risikoen fra sedimentene. Dette er ikke så usannsynlig ut fra at beregningene i Trinn 2 skal kunne dekke alle sedimentforhold og derved er svært konservative. Analysene av fisk og skalldyr utgjør i praksis et ledd i neste nivå i risikoveilederen: Trinn3. Dette trinnet omfatter gjennomføring av utvalgte lokale undersøkelser for å gjøre risikovurderingen mer pålitelig for det aktuelle området.

Dersom det skal gjennomføres tiltak må disse derfor først og fremst begrunnes ut fra behovet for å redusere eventuelle toksiske effekter på bunnfaunaen. Et tiltaks mål for dette vil være at nivåene av alle miljøgifter i det bioaktive overflatelaget (øverste 10 cm) av sedimentene ved Hurum fabrikk etter tiltak skal være i klasse II (god tilstand).

Det er ikke utarbeidet generelle akseptkriterier for spredning av forurenset sediment, bare for effekter. Dersom man ønsker kriterier for spredning alene, må disse basere seg på eventuelle miljømål for området. Et lokalt mål knyttet til Vanndirektivet kan være at området skal oppnå så god økologisk status som mulig i fremtiden. I så fall vil et gyldig akseptkriterium for miljøgiftspredning fra sedimentene være at den ikke skal forverre naboområdenes økologiske status. Ved et slikt kriterium må man regne seg tilbake til hvilke maksimale miljøgiftnivåer av det bioaktive laget i tiltaksområdet i så fall må ha, og bruke dette som et tiltaks mål.

7.1.2 Tiltaksalternativer

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

- 1 Mudring (fjerning av sediment)
- 2 Tildekking (bruk av tynne eller tykke sjikt av sand eller lignende)
- 3 Avvente situasjonen og overvåke for å dokumentere at situasjonen bedrer seg ved naturlig overdekking av sediment.

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

Uansett tiltak bør akseptkriteriet være at gjennomsnittskonsentrasjonene av miljøgifter i det bioaktive laget utgjør en akseptabel risiko etter tiltak.

Tildekking med rene masser vil på en rask måte oppfylle akseptkriteriet. En forutsetning er at denne gjøres slik at den tåler erosjon fra skipspropeller, eller at bioturbasjonen fra faunaen som etablerer seg i dekklaget ikke blander opp underliggende masser til høyere nivåer enn at risikoen er akseptabel. En annen forutsetning er at de topografiske forholdene ligger til rette for tildekking.

7.1.3 Anbefaling om tiltak

Risikovurderingene for Hurum papirfabrikker er blitt gjennomført i henhold til Trinn 1 og 2 i Klifs risikoveileder. Resultatene har gitt uttrykk for den potensielle risikoen sedimentene representerer. Det er imidlertid kun områdene nært land representert ved stasjonene 1, 2, 4, 5 og 6 som representerer noen risiko. Eventuelle tiltak kan derfor begrenses til arealene som disse stasjonene representerer. Det er forholdsvis grunne områder (<10 m) det er snakk om, og en sugemudring av disse arealene kan trolig forholdsvis enkelt la seg gjennomføre selv om det i området er en del hardbunn. En overdekking kan også være aktuelt. Området, i alle fall de grunnere områdene, er imidlertid eksponert for vind og bølgebevegelse og sedimentet er også relativt heterogent. Ved en eventuell overdekking må dekkmassen tilpasses dette.

Et moment som bør tas med i avveiningen av tiltak og behovet for aktive tiltak er at dataene som risikovurderingen er basert på representerer en tilstand ca 4 år tilbake i tid og det er muligheter for at situasjonen har endret seg etter dette, mest sannsynlig i positiv retning.

8. Referanser

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.

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.

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.

Berge, J.A. og Berglind, L., 2000. Miljøundersøkelse i sjøen utenfor Hurum Papirfabrikk 1999. NIVA rapport l.nr. 4232, 37s.

Berge, J.A., 2000. Polyklorerte bufenyler (PCB) i sediment, strandmateriale og torsk fra området utenfor Hurum Papirfabrikk. NIVA rapport l.nr. 4283, 31 s.

Berge, J.A. 2003. Miljøundersøkelse i sjøen utenfor nedlagte Hurum Papirfabrikk i 2003 - Kartlegging av effekten av tiltak mot tilførsler fra forurenset grunn. NIVA rapport l.nr. 4761, 26s.

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

Zevenboom, W., Robson, M., Massie, L. and Reiersen, L.O., 1993. Environmental effects of offshore mining discharges; a contribution to the 1993 quality status report of the North Sea..

Vedlegg A. Analyseresultater

Vedlegg B1. Rapport for analyse av klororganiske forbindelser og PAH i sedimentprøver fra Hurum.

Side nr.31/42

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **HURUM**
Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-2296

O.nr. O 27359

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av saksbehandler, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	St 1 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.11.06
2	St.1 5-7		2007.10.11	1970.09.10-2007.11.06
3	St.1 10-12		2007.10.11	1970.09.10-2007.11.06
4	St.1 12-16		2007.10.11	1970.09.10-2007.11.06
5	St.2 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
6	St.3 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
7	St.4 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31

Prøvenr	Analysevariabel	Enhet	1	2	3	4	5	6	7
Tørrstoff	%	B 3	62	48	42	30	42	35	36
Kornfordeling <63µm	% t.v.		12	33	57	80	35	53	23
Intern*									
PCB-28	µg/kg	t.v. H 3-3	1,0	1,1	2,1	2,6	0,78	0,60	1,4
PCB-52	µg/kg	t.v. H 3-3	13	3,9	6,6	3,6	18	1,8	11
PCB-101	µg/kg	t.v. H 3-3	30	9,5	14	4,7	36	2,5	31
PCB-118	µg/kg	t.v. H 3-3	23	7,2	11	3,4	32	2,1	24
PCB-105	µg/kg	t.v. H 3-3	9,4	3,3	i	i	13	1,4	11
PCB-153	µg/kg	t.v. H 3-3	26	12	11	3,6	25	2,0	30
PCB-138	µg/kg	t.v. H 3-3	32	14	14	4,9	32	2,2	35
PCB-156	µg/kg	t.v. H 3-3	3,7	1,7	1,7	<0,5	4,0	<0,5	4,2
PCB-180	µg/kg	t.v. H 3-3	12	8,5	4,4	1,8	5,2	<0,5	13
PCB-209	µg/kg	t.v. H 3-3	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Sum PCB	µg/kg	t.v.	150,1	61,2	64,8	24,6	165,98	12,6	160,6
Beregnet*									
Seven Dutch	µg/kg	t.v.	137	56,2	63,1	24,6	148,98	11,2	145,4
Beregnet*									
Pentaklorbenzen	µg/kg	t.v. H 3-3	0,92	1,5	11	i	4,2	1,7	5,8
Alfa-HCH	µg/kg	t.v. H 3-3	<0,5	<0,5	i	0,87	0,53	<0,5	1,5
Hexaklorbenzen	µg/kg	t.v. H 3-3	4,0	7,8	12	21	1,7	1,4	2,4
Gamma-HCH	µg/kg	t.v. H 3-3	<0,5	<0,5	1,4	1,5	0,87	0,50	1,4
Oktaklorstyren	µg/kg	t.v. H 3-3	i	i	i	i	i	i	i
4,4-DDE	µg/kg	t.v. H 3-3	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<2,0	<1,0	<1,0
4,4-DDD	µg/kg	t.v. H 3-3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Naftalen i sediment	µg/kg	t.v. H 2-3	m	m	m	m			
C1 Naftalen	µg/kg	t.v. H 2-3	<10	<10	<10	<10			
C2 Naftalen	µg/kg	t.v. H 2-3	s41	s47	s86	s190			
Acenaftalen	µg/kg	t.v. H 2-3	2,6	<2	<2	2,1			
C3 Naftalen	µg/kg	t.v. H 2-3	s220	s310	s400	s690			
Acenaften	µg/kg	t.v. H 2-3	s5,0	s4,5	s8,2	s18			
Fluoren	µg/kg	t.v. H 2-3	7,9	7,9	6,9	15			
Dibenzotiofen	µg/kg	t.v. H 2-3	9,1	11	17	30			
Fenantren	µg/kg	t.v. H 2-3	45	35	46	92			

m : Analyseresultat mangler.

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

- 1 4 prøver sendt Analytica. Rapport til JAB
m= Ved et uhell ble blindprøven konsentrert for hardt, slik at de mest flyktige forbindelsene gikk tapt. Dette betyr at prøvene ikke kan korrigeres for bakgrunnsverdier. Disse resultatene rapporteres derfor ikke.
s= Det er knyttet noe større usikkerhet til kvantifiseringen av samme grunn som er beskrevet under "m"
Et sertifisert referansemateriale ble analysert parallelt med prøvene. Resultatet for dibenz(ah+ac)antracen og HCH-a var lavere enn nedre aksjonsgrense.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2296

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	St.1 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.11.06
2	St.1 5-7		2007.10.11	1970.09.10-2007.11.06
3	St.1 10-12		2007.10.11	1970.09.10-2007.11.06
4	St.1 12-16		2007.10.11	1970.09.10-2007.11.06
5	St.2 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
6	St.3 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
7	St.4 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Antracen	µg/kg	t.v. H 2-3	7,7	5,5	5,5	8,1			
C1 Fenantren	µg/kg	t.v. H 2-3	48	56	88	150			
C1 Dibenzotiofen	µg/kg	t.v. H 2-3	29	36	48	95			
C2 Fenantren	µg/kg	t.v. H 2-3	91	96	150	250			
C3 Fenantren	µg/kg	t.v. H 2-3	38	38	75	110			
C2 Dibenzotiofen	µg/kg	t.v. H 2-3	120	130	210	400			
C3 Dibenzotiofen	µg/kg	t.v. H 2-3	230	100	160	320			
Fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	70	22	41	83			
Pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	63	17	31	63			
Benz(a)antracen	µg/kg	t.v. H 2-3	38	4,8	9,1	18			
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	28	3,9	6,6	18			
Benzo(e)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	39	7,8	12	27			
Benzo(a)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	39	5,0	7,9	22			
Perylen	µg/kg	t.v. H 2-3	12	<2	<2	4,2			
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	26	4,9	8,2	21			
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg	t.v. H 2-3	6,1	<2	2,1	4,2			
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	t.v. H 2-3	25	<2	3,3	13			
Sum PAH	µg/kg	t.v.	s1350,4	s960,9	s1456,8	s2718,6			
Beregnet*									
Sum PAH16	µg/kg	t.v.	s473,3	s129,1	s210,8	s452,4			
Beregnet*									
Sum KPAH	µg/kg	t.v.	200,1	29,6	51,9	125,2			
Beregnet*									
Sum NPD	µg/kg	t.v.	s871,1	s859	s1280	s2327			
Beregnet*									
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	63	11	18	42			
Chrysen	µg/kg	t.v. H 2-3	47	7,6	17	33			
Eksterne analyser			u	u	u	u			
Analytica									

u : Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2296

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	St.5 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
9	St.6 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
10	St.8 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
11	St.9 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
12	St.12 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
13	St.13 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31
14	St.14 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31

Prøvenr Analysevariabel Metode	Enhet	8	9	10	11	12	13	14
Tørrstoff	% B 3	43	28	33	78	32	66	76
Kornfordeling <63µm	% t.v.	6	26	63	2	64	7	8
Intern*								
PCB-28	µg/kg t.v. H 3-3	2,0	1,1	0,57	<0,5	1,0	<0,5	<0,5
PCB-52	µg/kg t.v. H 3-3	130	32	0,70	<0,5	1,4	<0,5	<0,5
PCB-101	µg/kg t.v. H 3-3	610	110	1,0	<0,5	2,9	<0,5	<0,5
PCB-118	µg/kg t.v. H 3-3	400	110	1,4	<0,5	4,5	<0,5	0,57
PCB-105	µg/kg t.v. H 3-3	150	49	i	<0,5	i	<0,5	<0,5
PCB-153	µg/kg t.v. H 3-3	760	75	1,3	<0,5	2,7	<0,5	<0,5
PCB-138	µg/kg t.v. H 3-3	890	110	1,7	<0,5	3,1	<0,5	<0,5
PCB-156	µg/kg t.v. H 3-3	77	15	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
PCB-180	µg/kg t.v. H 3-3	420	14	0,54	<0,5	1,3	<0,5	<0,5
PCB-209	µg/kg t.v. H 3-3	0,58	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Sum PCB	µg/kg t.v.	3439,58	516,1	7,21	0	16,9	0	0,57
Beregnet*								
Seven Dutch	µg/kg t.v.	3212	452,1	7,21	0	16,9	0	0,57
Beregnet*								
Pentaklorbenzen	µg/kg t.v. H 3-3	1,9	2,3	1,8	<0,3	2,5	<0,3	<0,3
Alfa-HCH	µg/kg t.v. H 3-3	0,71	<0,5	0,57	<0,5	1,6	<0,5	<0,5
Hexaklorbenzen	µg/kg t.v. H 3-3	4,9	4,1	3,7	<0,3	4,4	<0,3	<0,3
Gamma-HCH	µg/kg t.v. H 3-3	0,50	<0,5	<0,5	<0,5	0,60	<0,5	<0,5
Oktaklorstyren	µg/kg t.v. H 3-3	i	i	i	<0,5	i	<1	<1
4,4-DDE	µg/kg t.v. H 3-3	i	i	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
4,4-DDD	µg/kg t.v. H 3-3	<3,0	<3,0	<1	<1	1,7	<1	<1

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2296

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
15	St.15 0-2		2007.10.11	1970.09.10-2007.10.31

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	15
Tørrstoff	%	B 3	64
Kornfordeling <63µm	% t.v.	Intern*	10
PCB-28	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
PCB-52	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
PCB-101	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
PCB-118	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
PCB-105	µg/kg t.v.	H 3-3	i
PCB-153	µg/kg t.v.	H 3-3	i
PCB-138	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
PCB-156	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
PCB-180	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
PCB-209	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
Sum PCB	µg/kg t.v.	Beregnet*	0
Seven Dutch	µg/kg t.v.	Beregnet*	0
Pentaklorbenzen	µg/kg t.v.	H 3-3	0,53
Alfa-HCH	µg/kg t.v.	H 3-3	0,55
Hexaklorbenzen	µg/kg t.v.	H 3-3	0,56
Gamma-HCH	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5
Oktaklorstyren	µg/kg t.v.	H 3-3	i
4,4-DDE	µg/kg t.v.	H 3-3	<1,0
4,4-DDD	µg/kg t.v.	H 3-3	<1

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2296

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorerte bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorerte bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen¹. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

¹ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

Vedlegg B2. Rapport for analyse av klororganiske forbindelser og PAH i blåskjellprøver fra Hurum.

Side nr.37/42

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **HURUM**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-2465

O.nr. O 27359

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av saksbehandler, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	B1	2007.10.10	2007.10.29	1900.09.09-2007.12.21
2	B2	2007.10.10	2007.10.29	1900.09.09-2007.12.21
3	B3	2007.10.10	2007.10.29	1900.09.09-2007.12.21
4	B4	2007.10.10	2007.10.29	1900.09.09-2007.12.21

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4
Tørrstoff	%	B 3	17	13	15	15
Fett	% pr. v.v.	H 3-4	0,66	0,19	0,43	0,30
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4	0,14	0,07	0,07	0,06
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4	s0,33	i	i	i
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4	0,23	0,07	0,08	0,05
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4	0,08	<0,05	<0,05	<0,05
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4	0,46	0,12	0,12	0,08
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4	i	0,10	0,81	0,07
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet*	s1,24	0,36	1,08	0,26
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet*	s1,16	0,36	1,08	0,26
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	0,03	<0,03	0,04	0,04
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	0,21	0,12	0,16	0,14
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Naftalen	µg/kg v.v. H 2-4	0,53	<0,5	<0,5	<0,5
C1 Naftalen	µg/kg v.v. H 2-4	<2	<2	<2	<2
C2 Naftalen	µg/kg v.v. H 2-4	11	14	13	12
Acenaftylen	µg/kg v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
C3 Naftalen	µg/kg v.v. H 2-4	5,5	5,6	4,8	5,7
Acenaften	µg/kg v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Fluoren	µg/kg v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Dibenzotiofen	µg/kg v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Fenantren	µg/kg v.v. H 2-4	1,6	1,4	1,5	1,9

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2465

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	B1	2007.10.10	2007.10.29	1900.09.09-2007.12.21
2	B2	2007.10.10	2007.10.29	1900.09.09-2007.12.21
3	B3	2007.10.10	2007.10.29	1900.09.09-2007.12.21
4	B4	2007.10.10	2007.10.29	1900.09.09-2007.12.21

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4
Antracen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
C1 Fenantren	µg/kg	v.v. H 2-4	2,2	<2	<2	3,8
C1 Dibenzotiofen	µg/kg	v.v. H 2-4	<2	<2	<2	<2
C2 Fenantren	µg/kg	v.v. H 2-4	4,0	2,9	2,7	3,4
C3 Fenantren	µg/kg	v.v. H 2-4	2,8	<2	<2	3,5
C2 Dibenzotiofen	µg/kg	v.v. H 2-4	<2	<2	<2	<2
C3 Dibenzotiofen	µg/kg	v.v. H 2-4	2,0	<2	<2	<2
Fluoranten	µg/kg	v.v. H 2-4	1,1	1,1	0,81	1,3
Pyren	µg/kg	v.v. H 2-4	0,72	0,84	0,50	0,70
Benz(a)antracen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	0,53	<0,5	<0,5
Benzo(k) fluoranten	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(e)pyren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	0,52	<0,5	<0,5
Benzo(a)pyren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Perylen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Sum PAH	µg/kg	v.v. Beregnet*	31,45	26,89	23,31	32,3
Sum PAH16	µg/kg	v.v. Beregnet*	3,95	3,87	2,81	3,9
Sum KPAH	µg/kg	v.v. Beregnet*	0	0,53	0	0
Sum NPd	µg/kg	v.v. Beregnet*	29,63	23,9	22	30,3
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Chrysen	µg/kg	v.v. H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2465

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorerte bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorerte bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen². Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

² Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

Vedlegg B. Sedimentbeskrivelse

Stasjon	Dyp (m)	Grabb nr	Sediment beskrivelse	H ₂ S lukt
1	3		Tok prøver fra 6 corere. Overflatesediment (0-3 cm) sandig, Leiraktig under, mye flis og skjellrester	Nei
2	7	Grabb 1	Gråsort leiraktig sediment,	Nei
2	8	Grabb 2	Gråsort leiraktig sediment,	Nei
2	7	Grabb 3	Gråsort leiraktig sediment,	Nei
3	10	Grabb 1	Sort leiraktig sediment	Nei
3	10	Grabb 2	Sort leiraktig sediment	Nei
3	10	Grabb 3	Sort leiraktig sediment	Nei
4	4	Grabb 1	Sort sediment, sand/leire	Ja
4	4	Grabb 2	Sort sediment, sand/leire	Ja
4	4	Grabb 3	Sort sediment, sand/leire og skjellrester	Ja
5	7	Grabb 1	Gråsort sand/leire	Ja
5	6	Grabb 2	Gråsort sand/leire	Ja
5	7	Grabb 3	Gråsort sand/leire	Ja
6	5	Grabb 1	Gråsort sandaktig sediment	Ja
6	7	Grabb 2	Gråsort sandaktig sediment, store skjellrester	Ja
6	7	Grabb 3	Gråsort sandaktig sediment	Ja
8	11	Grabb 1	Gråsort sediment	Ja
8	12	Grabb 2	Gråsort sediment	Ja
8	12	Grabb 3	Gråsort sediment	Ja
9	6,5	Grabb 1	Gråbrun skjellsand/sand	Nei
9	6	Grabb 2	Gråbrun sand	Nei
9	7	Grabb 3	Gråbrun sand	Nei
12	21	Grabb 1	Grått leiraktig sediment	Nei
12	20	Grabb 2	Grått leiraktig sediment	Nei
12	21	Grabb 3	Grått leiraktig sediment	Nei
13	7	Grabb 1	Gråsort sandaktig sediment	Nei
13	5	Grabb 2	Gråhvitt sandaktig (til dels skjellsand) sediment	Nei
13	7	Grabb 3	Gråhvitt sandaktig sediment	Nei
14	16	Grabb 1	Grågrønn overflate, grått nedover, leiraktig	Nei
14	15	Grabb 2	Grågrønn overflate, gråsort nedover, sandaktig	Nei
14	14	Grabb 3	Grågrønn overflate, gråsort nedover, sandaktig	Nei
15	14	Grabb 1	Sandaktig gråsort sediment	Ja (litt)
15	14	Grabb 2	Sandaktig gråsort sediment	Ja (litt)
15	15	Grabb 3	Sandaktig gråsort sediment	Ja (litt)

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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