

Konsekvensvurdering av miljøgiftutlekking fra vraket av MS "Raana" i Bremsnesfjorden ved Kristiansund N

MS Raana under slep. Kilde: Remi Storebø-RS Erik Bye. Innfelt RAANA på Braken på morgenen 17.04.2014 Kilde: Strand & Co 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

Tittel Konsekvensvurdering av miljøgiftutlekkning fra vraket av MS "Raana" i Bremsnesfjorden ved Kristiansund N	Løpenr. (for bestilling) 6915-2015	Dato 15.10.2015
	Prosjektnr. Undernr. O-15291	Sider 32
Forfatter(e) Bakke, Torgeir, <i>Bakke Engineering AS</i> Golmen, Lars Christie, Hartvig	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Møre og Romsdal	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Optiship AS og Codan Forsikring	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

NIVA har gjennomført en miljøkonsekvensvurdering av mulige utslipp og utlekkning av miljøgifter fra vraket av MS Raana som sank i Bremsnesfjorden utenfor Kristiansund 12. januar 2007. Vurderingen utgjør ett av flere grunnlag for å bedømme om vraket bør fjernes. Flere miljøgifter forventes å forekomme i vraket, men vurderingen er for noen stoffer som PCB, organohalogener og PFAS usikker grunnet for liten informasjon om forekomst ombord. Vurderingen skiller mellom kroniske og akutte utslipp. Olje er vurdert separat fra øvrige stoffer. Samlet indikerer konsekvensvurderingen at utlekkning av fremmedstoffer fra vraket av Raana utgjør liten til meget liten risiko for skade på naturmiljøet i Bremsnesfjorden. Utlekking av miljøgiftene vil ikke berøre viktige lokale natur- og fiskeriressurser. Det er usikkert om det finnes olje igjen i havaristen, men det er mest sannsynlig lite/ingen olje igjen, og miljørisikoen er da ubetydelig.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Miljøkonsekvensvurdering	1. Environmental impact assessment
2. Miljøgiftlekkasje	2. Contaminant leakage
3. Skipsvrak	3. Shipwreck
4. Vrakfjerning	4. Shipwreck removal



Hartvig Christie
Prosjektleder



Mats Walday
Forskningsleder

**Konsekvensvurdering av miljøgiftutlekking fra
vraket av MS "Raana" i Bremsnesfjorden ved
Kristiansund N**

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har på oppdrag fra Optiship AS og Codan Forsikring – gjensidig, gjennomført en vurdering av de miljømessige konsekvensene av at vraket av MS «Raana», som nå ligger på ca 100 m dyp i Bremsnesfjorden vest for Kristiansund N, blir liggende. Forsker Lars Golmen har vurdert sprednings- og fortynningsforhold i sjøen rundt vraket. Forsker Hartvig Christie har samlet informasjon om marine miljøressurser og -verdier i området, Torgeir Bakke, Bakke Engineering AS, har vurdert mulig utlekking av miljøgifter og kjemikalier fra vraket og sammen med Golmen stått for selve konsekvensvurderingen. Hartvig Christie har vært prosjektleder, kontaktperson overfor oppdragsgiver og ansvarlig for utforming av rapporten. Kontaktperson for oppdragsgiver har vært advokat Gaute Gjelsten, Wikborg – Rein.

Oslo, 26.10.2015

*Hartvig Christie
prosjektleder*

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Innledning	8
2. Situasjonsbeskrivelse	9
3. Metodikk for miljørisikovurderingen	10
4. Karakteristikk av potensielle utslipp og lekkasjer	12
5. Økologiske og andre viktige ressurser i influensområdet	18
6. Lokal miljøtilstand	21
7. Utlekking, spredning og fortykning av utslippsstoffer	22
7.1 Strømforhold og hydrografi	22
7.2 Spredningsmønster	23
8. Risiko i forhold til akseptabel utlekking	27
8.1 Olje.	27
8.2 Øvrige miljøgifter	28
9. Konklusjoner	30
9.1 Olje	30
9.2 Øvrige miljøgifter	30
9.3 Samlet inntrykk	31
10. Referanser	32

Sammendrag

Norsk institutt for vannforskning NIVA er gitt i oppdrag fra Optiship AS og Codan Forsikring - gjensidig å gjennomføre en miljøkonsekvensvurdering av utslipp og utlekking fra vraket av MS Raana som sank i Bremsnesfjorden utenfor Kristiansund 17. april 2014. Skipet ble bygget i 1957 som bil- og passasjerferge og er senere blitt ombygd til arbeidsbåt. Vraket ligger på sedimentbunn på 103-104 m dyp vest av Kristiansund og er i rimelig grad intakt. Oppgaven har vært å bedømme hvorvidt omfanget av eventuelle utlekkinger av miljøgifter fra vraket utgjør en uakseptabel miljørisiko for det marine økosystemet på bunnen, i vannmassene og i tidevannssonen i Bremsnesfjorden og tiliggende områder. Konsekvensvurderingen utgjør ett av flere grunnlag for å bedømme hvorvidt vraket bør fjernes.

Vurderingen er gjort på grunnlag av historisk informasjon. Det er ikke gjort nye undersøkelser av vraket eller i Bremsnesfjorden som ledd i arbeidet. Tilgjengelige opplysninger om Raana har listet opp en rekke miljøbetenkelige stoffer som man forventer kan være i vraket. Vurderingen er begrenset til disse som er metaller (mangan, krom, vanadium, aluminium, bly, kadmium, kvikksølv og sink), organisk tinn (TBT), etylenglykol, PCB, ftalater, bromerte flammehemmere (BFH) og klorerte parafiner. Vurderingen skiller mellom stoffer som forventes å lekke ut gradvis fra større flater og de som forventes å utgjøre et kortvarig punktutslipp ved brudd på beholdere.

Utlekkingen av olje er behandlet særskilt siden effektene kan være både toksisitet og fysisk skade ved tilgrising. Det er vurdert to mulige scenarier for risiko fra olje (bunkers, motorolje, hydraulikkolje og girolje) som finnes i havaristen:

1. Det er mest sannsynlig lite/ingen olje igjen, og miljørisikoen er følgelig ubetydelig.
2. Det er samlet volum på 800 liter om bord fordelt på tanker som vil kunne lekke til ulik tid.

Samlet indikerer konsekvensvurderingen at utlekking av fremmedstoffer fra vraket av Raana utgjør liten til meget liten risiko for skade på naturmiljøet i Bremsnesfjorden. Beregnet utlekking av de identifiserte miljøgiftene gir toksiske influensområder som ikke berører viktige lokale naturressurser, oppdrettslokaliteter eller områder av fiskerimessig betydning. Det er lite sannsynlig at det finnes nevneverdige mengder av olje igjen i vraket, men selv i et verste tilfelle vil et oljeutslipp ikke gi toksisk virkning av betydning i vannmassene. Oljeflak vil kunne drive i land og i verste fall gi flekkvis, moderat og kortvarig skade i tidevannssonen over en strekning anslått til ca. 1 km. Olje på sjø og strand kan også skade enkeltindivider av sjøfugl, men neppe påvirke bestandene. Olje på overflaten vil kunne treffe oppdrettsanleggene på vestsiden av fjorden, men risikoen for at fisk i merder skal bli skadet eller ta smak vurderes som liten.

Summary

Title: Environmental impact assessment of leakage of contaminants from the ship wreck MS “Raana” in Bremsnesfjorden, Kristiansund N

Year: 2015

Authors: Torgeir Bakke, Lars Golmen, Hartvig Christie

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6650-4

Optiship AS and Codan Forsikring - gjensidig have requested the Norwegian Institute for Water Research NIVA to perform an environmental impact assessment of leakage of contaminants from the wreck of MV Raana which sank in Bremsnesfjorden outside Kristiansund, Møre and Romsdal County, on April 17 2014. The ship was built in 1957 as a car and passenger ferry and was later rebuilt to function as work vessel. The wreck lies on soft bottom at 103-104 m depth, apparently in reasonably good condition. The NIVA task has been to assess if the extent of potential leakage of contaminants from Raana is likely to cause an unacceptable impact to the local marine ecosystem at the bottom, in the water column and on the shoreline of Bremsnesfjorden and the marine areas around. This impact assessment constitutes one aspect of the information basis to assess whether or not the wreck should be removed.

The assessment has been done on basis of historical information. No surveys on the wreck or in Bremsnesfjorden have been conducted as part of the work. Available sources list a range of contaminants that are or may be in the wreck. The assessment is limited to these, which are: metals (manganese, chromium, vanadium, aluminium, lead, cadmium, mercury and zink), organic tin (TBT), ethylene glycol, PCB, ftalates, brominated flame retardants (BFH) and chlorinated paraffins. The assessment is done separately for compounds that will dissolve gradually from larger areas (e.g. hull, walls) and compounds that are released as point discharges over short periods of time.

Leakage of oil is treated separately from the other contaminants since it may act both through toxicity and physical smothering. Two scenarios for release of oil (fuel oil, motor oil, hydraulic/gear oil) have been assessed:

1. Most likely there is little or no oil left on board, and in that case the oil poses no environmental risk.
2. There is 800 liters of the various oils stored in different storage containers that will break at different time.

In general the impact assessment concludes that the contaminants present in Raana constitutes a small to very small risk of damage to the marine environment in Bremsnesfjorden. The estimated contaminant leakage rates are unlikely to result in toxicity impact zones that touch upon important local nature resources, aquaculture sites or areas important for fishing. Most likely there are no oils left in the wreck but even the worst case will not result in toxic levels of hydrocarbons in the water masses. Surface oil may drift ashore and cause patchy, moderate and short-term physical impact in the shoreline within about a 1 km stretch of the coast. Oil on the sea and on the shore may cause damage to seabirds from smothering and loss of heat insulation, but it is not likely that this will affect seabird populations to any extent. Surface oil may hit the fish farms on the western side of the fjord, but the risk that this might cause deleterious effects or tainting in the fish is considered small.

1. Innledning

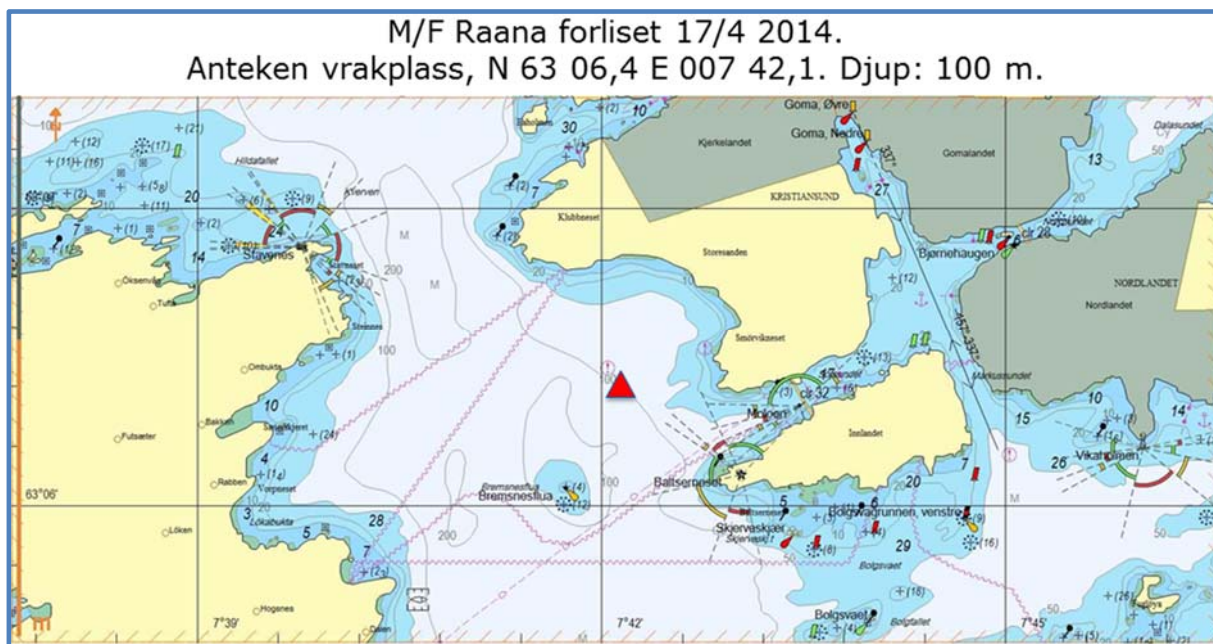
Norsk institutt for vannforskning NIVA er gitt i oppdrag fra Optiship AS og Codan Forsikring - gjensidig å gjennomføre en miljøkonsekvens-vurdering av utslipp og utlekking fra vraket av MS Raana som sank i Bremsnesfjorden utenfor Kristiansund 17. april 2014. Skipet ligger på sedimentbunn ca 100 m dyp og er i rimelig grad intakt. Oppgaven omfatter å bedømme hvorvidt omfanget av eventuelle utlekkinger av miljøgifter fra vraket i dag er så store at vraket utgjør en uakseptabel miljørisiko der det ligger, og derfor bør fjernes.

Følgende informasjon om Raana spesielt og skipsvrak generelt er mottatt fra oppdragsgiver og lagt til grunn for vurderingen:

- Akvaplan-niva (2002). Forliset av “Gudrun Gisladdottir”. Miljøkonsekvenser og forslag til avbøtende tiltak. Akvaplan-niva rapport 421.2584. (*Mottatt ifb. med tilsvarende vurdering for MS Server.*)
- Kystverket (02.06.2014). Pålegg om fjerning av vraket (ref 2014/1999-11)
- STRAND & Co as (26.04.2014). Rapport fra besiktigelse av vraket (Rapport no 1405124).
- Abyss Subsea AS (09.05.2014). Report from ROV survey of vessel “Raana”.
- Optiship A/S. Oppstilling av inventar i M/S «Raana».
- Optiship A/S. Beholdning MS Raana. Rapporteringsskjema.
- ExxonMobil (13.03.2014). Sikkerhetsdatablad Mobil DELVAC MX 15W-40.
- ExxonMobil (06.01.2014). Sikkerhetsdatablad MOBILGEAR 600 XP 100.
- ExxonMobil (20.11.2012). Sikkerhetsdatablad UNIVIS N 32.
- Statoil Norge A/S (17.12.2009). Sikkerhetsdatablad Marine Gassolje.
- Norconsult (2009). Miljøgifter i skipsvrak. Norconsult rapport 5012395/1/J3. (*Mottatt ifb. med tilsvarende vurdering for MS Server.*)

2. Situasjonsbeskrivelse

MS Raana er bygget i 1957 som bil- og passasjerferge. Det har en lengde på 28,9 m og en tonnasje på 140 BT. Raana er senere blitt ombygd til arbeidsbåt og eies av Optiship as, Rubbestadneset, Den 17. april 2014 gikk skipet på grunn på Skjæret Braken vest av Hestskjæret fyr utenfor Averøy, Møre og Romsdal. Det ble dratt flott senere samme dag for slep til Kristiansund, men sank under slepet i Bremsnesfjorden vest av Kristiansund. Økoregion er Norskehavet sør. Vraket ligger nå på sedimentbunn på 103-104 m dyp med svak slagside mot babord. Oppgitt posisjon for vraket er N 63 06,4 E 007 42,1 (Figur 1).



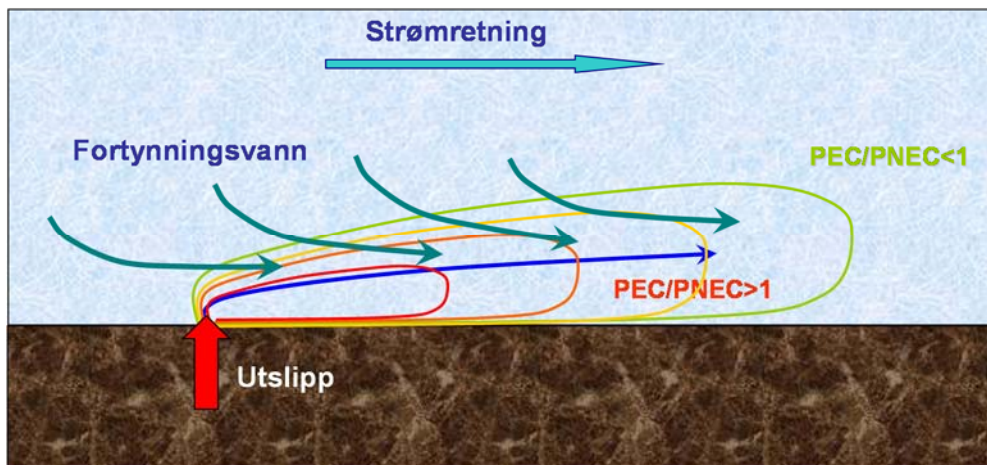
Figur 1. Oversiktskart (C-map) over Bremsnesfjorden med vrakposisjonen inntegnet (rød trekant).

3. Metodikk for miljørisikovurderingen

Miljørisikovurderingen bygger i stor grad på toksisk virkning av de stoffene som forventes å kunne lekke ut av vraket, og beregning av det geografiske influensområdet for slike virkninger. For olje kan miljøvirkningen både komme av toksisitet om oljen blandes inn i sjøvannet, og tilgrising om oljen når land eller anlegg i sjøen. For noen stoffer er miljøbekymringen generelt mer knyttet til persistens og bioakkumulerbarhet enn til toksisk virkning. Effekter i form av bioakkumulering og transport i næringskjeden av slike persistente stoffer vil ikke være et lokalt problem i sammenheng med Raana, men bidrar til en regional tilførsel som i verste fall kan påvirke vevsnivå i fisk og skalldyr. Betydningen av potensiell bioakkumulering er ikke vurdert.

En vanlig fremgangsmåte for å estimere miljøkonsekvenser av toksiske stoffer i et utslipp er å ta utgangspunkt i utslippspunkt og kjent eller forventet utslippshastighet (mengde pr tidsenhet), og ut fra det beskrive naturlig spredning av utslippsstoffene og forventet fortykning i økende avstand. På basis av utslippsvarighet, spredning, fortykning og toksisitet av utslippsstoffene, angis et sannsynlig influensområde for toksiske effekter. Konsekvensvurderingen baserer seg så på graden av overlapping mellom det beregnede influensområdet og forekomst av viktige ressurser og naturverdier.

Yttergrense for influensområdet er det punktet der fortykningen er stor nok til at konsentrasjonen av et utslippsstoff i vannet (PEC^1) er lavere enn grenseverdi for effekter av stoffet ($PNEC^2$), dvs. hvor forholdet $PEC/PNEC < 1$. Hvorvidt $PNEC$ for effekter ved kronisk eller akutt eksponering brukes, avhenger av utslippsvarigheten. Prinsippet er vist i figur 2.



Figur 2. Skjematisk skisse av blandingsforløp og influensområde av et utslipp til sjø. Utslipet følger strømmen og blandes gradvis med omgivende vann. Stoffet i utslippet fortyknes, og konsentrasjonen (PEC) vil etter hvert nærme seg grenseverdi for effekter (PNEC). Når $PEC < PNEC$ er det ikke lenger risiko for toksiske virkninger. Grønn linje angir derfor grensen for influensområdet.

I vurderingen av vrak slik som Raana kan ikke denne tilnærmingen normalt brukes, siden utslippshastighet og varighet ikke kan beskrives med tilstrekkelig pålitelighet. Vi har derfor valgt en motsatt tilnæringsmåte, men på basis av det samme spredningsmodell. Vi har tatt utgangspunkt i

¹ PEC: Predicted Environmental Concentration

² PNEC: Predicted No-Effects Concentration

kriteriet om at et akseptabelt influensområde horisontalt og vertikalt, dvs til det punktet der det ikke lenger er risiko for toksiske effekter av sannsynlige utslippsstoffer (PEC/PNEC=1), ikke skal strekke seg lenger fra vraket enn en bestemt avstand. Vi har deretter brukt forventede sprednings- og fortynningsforhold til å estimere hvilken maksimal konsentrasjon som da kan være i vannet ved utslippspunktet, dvs selve vraket. Deretter har vi beregnet hastigheten på en utlekking (fluks) som vil kunne forårsake en slik startkonsentrasjon i vannet som strømmer forbi, og evaluert hvorvidt en slik fluks er realistisk for de stoffene som forventes å være i vraket.

Angivelse av akseptabelt influensområde vil alltid være gjenstand for et visst skjønn siden det ikke finnes generelle akseptgrenser for slike. Generelt vil kravene i den norske vannforskriften gjelde, dvs at naturtilstanden i en vannforekomst skal være god eller meget god, men dette er vanskelig å bruke operasjonelt for angivelse av et influensområde for toksisitet. Normalt vil man legge avstand til sårbare økologiske ressurser (f.eks. naturvernområder, verneverdige biotoper eller tilstedeværelse av sårbare eller truede arter) eller andre verdifulle lokaliteter (f.eks. oppdrettsanlegg, fiskeplasser, badeplasser) til grunn. I noen tilfeller vil myndighetene sette akseptgrenser, men vi kjenner ikke til at dette er gjort i området der Raana gikk ned. Vi har tatt utgangspunkt i avstand til økologisk viktige ressurser både på bunnen av fjorden og i overflaten.

Ut fra beskrivelsen av viktige ressurser (kapittel 5) har vi beregnet følgende avstander i rett linje fra vrakposisjonen (se figur):

Nærmeste fiskeplass (mot sør):	1,7 km
Nærmeste rekefelt (mot sør):	4,3 km
Nærmeste korallrev (mot nord):	4,2 km
Nærmeste oppdrettsanlegg (mot vest):	2,0 km
Nærmeste låssetingsplass (mot vest):	2,2 km
Nærmeste punkt på bysiden (mot øst):	0,5 km

På basis av dette har vi lagt følgende akseptable influensområder til grunn:

På overflaten: 1,5 km (sikrer alle naturressurser), og 0,5 km (sikrer strandområder ved Kristiansund).
Langs bunnen: 1,5 km (sikrer alle naturressurser).

Konsekvensvurderinger av denne type bør være konservative for ikke å underestimere miljørisikoen. Vi anser vurderingen for å være konservativ først og fremst fordi grensene for toksiske effekter (PNEC) er satt ut fra eksponeringstider som for flere stoffer er lengre enn det som er realistisk. Grensen for akutte effekter er normalt basert på toksisk virkning etter eksponering i 96 timer, mens brudd og knusing av enheter sannsynligvis vil føre til at alt slipper ut på samme tid, dvs slik at organismer bare eksponeres i minutter eller timer før utslippet blir fortynt til under PNEC. Med fortykning og transport i vannmassene vil derfor eksponeringstiden bli mye kortere enn 96 timer. Likeledes er kronisk PNEC satt ut fra en vedvarende eksponering over udefinert, men lang tid. Kronisk utlekking fra vraket har lang varighet, men med skiftende strøm og transportforhold er det lite sannsynlig at organismer i nærområdet utsettes for denne utlekkingen hele tiden den foregår. Prosedyre for å fastsette PNEC-verdier gjør også at verdiene er lave for å favne alle typer av marine organismer, også de mest sensitive, noe som kan gjøre at de i mange tilfeller blir for lave for lokal flora og fauna.

Andre forhold som gjør vurderingen konservativ er at vi har anvendt en utslippsfortynning som ligger i den lave enden av hva vi forventer kan være naturlig fortykning i området. Videre har vi tatt utgangspunkt i de høyeste antatte mengdene av miljøbetenkelige stoffer i vraket.

Oljeutslipp fra vraket er behandlet spesielt siden miljøbekymringen først og fremst er knyttet til stranding og tilgrising, i liten grad til toksisk virkning i vannmassene.

4. Karakteristikk av potensielle utslipp og lekkasjer

Det største problemet med en vurdering av vraket som potensiell forurensningskilde er at det er liten direkte informasjon om hva som kan forventes å lekke ut av vraket og over hvor lang tid en slik utlekking vil kunne foregå. Vi har tatt utgangspunkt i en rapport utarbeidet av Norconsult (2009) som sammenfatter det man generelt vet om miljøgifter i skipsvrak på norskekysten, informasjonen fra Optiship as om hva vraket inneholder av utstyr og kjemikalier, samt generell kunnskap om hva slike utstyrsenheter normalt vil kunne inneholde av miljøskadelige stoffer.

Nedenfor følger en kort beskrivelse av hvert av stoffene i form av egenskaper, giftighet, antatt forekomst i vraket og antatt utlekkingsmønster. Forekomst og utlekkingsmønster er beskrevet på basis av Optiship as og Norconsult (2009). Den siste gir en oversikt over miljøgifter som generelt forventes å kunne forekomme i skipsvrak, hvor de typisk forekommer og hva som er potensialet for utlekking. Denne informasjonen er ikke gjentatt her.

Vi har skilt mellom de stoffene som forventes å lekke ut gradvis fra større områder (f.eks. utlekking av metaller fra korrodert stål og miljøgifter i isolasjonsmateriale), og de som forventes å utgjøre et punktutslipp av kortere eller lengre varighet (f.eks. kjemikalier i utstyr som går i stykker). Risikoen for utlekking og spredning avhenger helt av hvordan stoffene forekommer i vraket. Tilstandsformen er ikke godt kjent, men Norconsult (2009) sier en del om hvordan man forventer at stoffene forekommer i vrak generelt. Rent metall og metaller i legeringer vil bare langsomt lekke ut i vannmassene og løseligheten varierer med hvilket metall det gjelder. Korrosjon vil binde metaller som sulfider og oksyder som også generelt reduserer løseligheten. I tillegg vil metallutlekkingen reduseres etter hvert som vraket blir overgrodd. For stoffer som er bundet til en fast matriks (f.eks. stoffer i maling, KFK i isolasjonsskum) har vi konservativt antatt at matriksen ikke påvirker utløsningshastigheten til vannet. De tyngre organiske miljøgiftene er som oftest lite løselige i vann, men binder seg til partikler og kan transporteres med disse. Akutte utslipp vil forekomme ved knusing av beholdere med kjemikalier (korroderte vrakdelar faller ned) eller ved korrosjonshull. Fysiske ødeleggelse grunnet strøm og bølger er ikke aktuelt der vraket ligger.

Mangan (Mn)

Metall som finnes i de fleste stållegeringer om bord. Stoffet vil frigis gradvis som ioner i sjøvannet etter hvert som stålet korroderer. Total mengde Mn er ikke oppgitt. Utlekkingen til sjø vil være diffus. Det er forventet en utlekkingstid på 30 – 300 år. Mangan er ikke blant metallene som er inkludert i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann eller bunnsedimenter (Veileder TA-2229/2007). Det forekommer som naturlig sporelement i sjøvann og akkumuleres i høye konsentrasjoner på bunnen i dyphavet (manganese nodules). Mulig utlekking ansees ikke som noe miljøproblem og behandles ikke videre.

Krom (Cr)

Metall med samme forekomst som mangan: i stållegeringene, og som frigis gradvis som ioner i sjøvannet ved korrosjon. Krominnholdet i stål kan være opp til 30 %. Utlekkingen til sjø vil være diffus. Stoffet har en viss miljømessig oppmerksomhet og er med i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann og sedimenter. Grenseverdi for effekter ved kronisk belastning i vann er 3,4 µg/l (Veileder TA-2229/2007, M-241/2014), ved kortvarig belastning 36 µg/l.

Vanadium (V) og Wolfram (W)

Metaller med samme forekomst som mangan: i stållegeringene, og som frigis gradvis som ioner i sjøvannet ved korrosjon. Utlekkingen til sjø vil være diffus. Metallene er ikke blant de metaller som er inkludert i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann eller bunnsedimenter. Mulig utlekking ansees ikke som noe miljøproblem og behandles ikke videre.

Sink (Zn)

Metall som i praksis bare forekommer i offeranoder, men er også antatt å forekomme i tauverk (ITOPF 2012). Oppgitt mengde i offeranoder er noen få kilo pr anode. Utlekkingen til sjø vil være fra enkeltpunkter. Forventet utlekkingsvarighet er oppgitt til 3-5 år. Det er knyttet bekymring til marin sinkforurensning og metallet er med i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann og sedimenter. Grenseverdi for effekter ved kronisk belastninger i sjøvann er 3,4 µg/l (Veileder M-241/2014), ved kortvarig belastning 6 µg/l.

Aluminium (Al)

Metall som forekommer sammen med sink i offeranodene. Forventet utlekkingsvarighet er oppgitt til 3-5 år. Utlekkingen til sjø vil være fra enkeltpunkter. Aluminium er først og fremst giftig i ferskvannsmiljø og ved lavere pH enn det som er typisk for sjøvannet. Metallet er heller ikke inkludert i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann eller bunnsedimenter. Mulig utlekking fra vraket ansees ikke som noe miljøproblem og behandles ikke videre.

Bly (Pb)

Metall som finnes i maling, batterier (blyakkumulatorer) og ulike elektriske installasjoner. Det er ikke kjent om annet utstyr ombord kan inneholde bly, men vi har antatt at det bare er batterier som inneholder bly i betydelig mengde, og der i form av blyoksid (PbO₂). Optiship oppgir at Raana inneholdt 6 blybatterier koblet til radio og nødlys. Vi har antatt at blyet vil bli eksponert til sjøvannet når korrosjonen bryter igjennom batteriene. Utlekkingen til sjø vil være fra enkeltpunkter. Blyoksid er praktisk talt uløselig i vann så utlekkingen vil være svært langsom. Utlekkingstid for batterier i vraket av Server ble oppgitt til 5-200 år og vi kan regne at det samme gjelder for Raana. Det er knyttet bekymring til marin blyforurensning og metallet er med i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann og sedimenter. Grenseverdi for effekter ved kronisk belastninger i vann er 1,3 µg/l (Veileder M-241/2014), ved kortvarig belastning 14 µg/l.

Kadmium (Cd)

Metallet kan forekomme i elektronisk utstyr og installasjoner om bord. Metallisk Cd var tidligere vanlig i oppladbare batterier men disse er på grunn av restriksjoner etter hvert blitt erstattet av mer miljøvennlige batterier. Metallet vil kunne eksponeres til sjøvannet når utstyr brytes ned eller på andre måter ødelegges. Forventet mengde kadmium ombord er ikke kjent, men ansees være lavt. Utlekkingen til sjø vil være fra enkeltpunkter. Forventet utlekkingstid ble for Server oppgitt til 0-200 år og vi regner at det samme gjelder for Raana. Kadmium er sammen med bly og kvikksølv de metallene som generelt skaper størst miljøbekymring. Kadmium er med i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann og sedimenter. Grenseverdi for effekter ved kronisk belastning i vann er 0,2 µg/l (Veileder M-241/2014), ved kortvarig belastning 0,45 - 1,5 µg/l (avhengig av vannets hardhet).

Kvikksølv (Hg)

Metallet forventes å forekomme i elektronisk utstyr og installasjoner om bord i vraket, og vil kunne eksponeres til sjøvannet når dette utstyret brytes ned eller på andre måter ødelegges. Samlet mengde kvikksølv er ikke kjent, men forventes å være lite. Det er ikke kjent i hvilken tilstandsform kvikksølv forekommer i utstyret om bord og miljøegenskapene varierer med denne. Vi regner derfor med at alt kvikksølv er tilgjengelig for utlekking til sjøvannet. Utlekkingen til sjø vil være fra enkeltpunkter. Kvikksølv er det metallet som generelt skaper størst miljøbekymring, først og fremst i organisk form (metylkvikksølv) som har høyt bioakkumuleringspotensial. Eventuelt kvikksølv i vraket vil ikke forekomme som metylkvikksølv, men kan omdannes til dette av organismer etter at det slippes ut i sjøen. Kvikksølv er med i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann og sedimenter. Grenseverdi for effekter ved kronisk belastninger i vann er 0,047 µg/l (Veileder M-241/2014), ved kortvarig belastning 0,07 µg/l.

Tributyl-tinn (TBT)

Organisk bundet tinn, primært tributyl-tinn (TBT), forekommer som tilsetning til bunnstoff for å hindre begroing. TBT lekker langsomt ut av bunnstoffet og er et av de få kjemikaliene som bevisst er blitt tilført det marine miljø på grunn av sine toksiske egenskaper. På grunn av uforutsette miljøvirkninger ble det forbudt å påføre ny TBT-holdig maling på skrog etter 2003, og fra 2008 skulle ingen skip lenger ha slik maling. Utlekkingen til sjø vil være diffus. Mengdene TBT er vanskelig å anslå. Siste påføring av bunnstoff ble gjort i 2013. Både tidspunktet og datablad for bunnstoffet som da ble påført (Jotun Seaforce 60) tilsier at det ikke inneholdt TBT. Man kan likevel ikke utelukke at tidligere påføringer inneholdt TBT. I følge Norconsult (2009) kan utlekkingen av TBT foregå over en periode på 3-6 år fra en flate eksponert til sjøvannet. TBT fra en påføring som eventuelt har skjedd før 2003, vil derfor etter alt å dømme ha lekket ut før påføringen i 2013 (minst 10 år). TBT er med i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann og sedimenter, og med en meget lav grenseverdi for effekter i vann: 0,0002 µg/l ved kronisk belastninger (Veileder M-241/2014) og 0,0015 µg/l ved kortvarig belastning.

Olje

Det er usikkert om det fortsatt finnes olje i vraket og hvor mye det i så fall kan være. Strand og Co AS sier i sin besiktigelsesrapport fra situasjonen etter grunnstøtingen:

"Fartøyet hadde som tidligere nevnt en skade i bunnen i området for bunkerstankene, og fartøyet hadde i løpet av natten mest sannsynlig kvittet seg med den mengde (ca. 12 m³) Marine Gass Olje (MGO) som var i bunnstankene."

Videre sier Strand og Co AS:

*"Jfr vedlegg nr 4, «Beholdninger RAANA», var det også regnet at det på fartøyet under slepeforsøket fortsatt kunne befinne seg ca. 0,2 m³ Marine Gass Olje (MGO)
0,6 m³ Hydraulikkolje
0,4 m³ motor og girolje"*

Strand og Co AS sier i forbindelse med at Raana synker på Bremsnesfjorden:

"Idet den synker flyter to fat med hydraulikkolje (400 liter / 0,4 m³) til overflaten. "

og:

*"Idet RAANA synker har den dermed mest sannsynlig følgende oljemengder om bord:
Diesel Olje MDO 0,2 m³
Hydraulikkolje 0,2 m³
Motor, girolje og hylseolje 0,4 m³"*

Videre:

"Etter at fartøyet sank den 17 april kom en begrenset mengde olje til overflaten. Mengde er vanskelig å anslå. Ved ny observasjon den 23 april kan ingen spor av olje på sjøen eller ved land finnes. Sannsynligvis er det bare en minimal oljemengde igjen i fartøyet, om i det hele tatt noe. "

Det er ikke observert olje på overflaten etter dette. Det er altså usikkerhet rundt hvor mye olje som kan være igjen i vraket i dag. I følge reder fantes olje i motorer, samt i tanker i motorrom. Tankene er ventilerte og dette gjør det sannsynlig at de nå er tomme for olje. Vi tar derfor utgangspunkt i to scenarier:

Scenario 1. At det ikke er nevneverdig olje igjen. Sannsynligheten for dette støttes av at Kystverket ikke har funnet risikoen for oljeutslipp stor nok til at de har utstedt varsel om fjerning.

Scenario 2. At oljen i tankene ikke har lekket ut. Dette betyr at det er ca. 200 liter Marine Gass Olje (MGO, bunkers), ca. 200 liter hydraulikkolje og ca. 400 liter motor- og girolje i havaristen. Denne

oljen kan med tiden lekke ut til sjø etter gjennomgående korrosjon. Miljøkonsekvensen av dette er vurdert videre.

I andre sammenhenger er en kronisk PNEC på ca. 200 µg/l brukt for bunkersolje. For hydraulikkolje kan 100 mg/l regnes som akutt PNEC. For enkelhets skyld regner vi en PNEC på 100 mg/l for de tre oljetyperne. Toksisitet uttrykt ved PNEC gjelder for olje som er løst i vannmassene slik at organismer der (fisk og plankton) blir eksponert. Miljøbetrykningen ved utlekket olje vil imidlertid først og fremst være knyttet til oljeflak på overflaten som kan komme i kontakt med sårbare ressurser, enten på sjøen eller i strandsonen. Vi har derfor valgt å vurdere konsekvensene av et oljeutslipp fra Raana på en annen måte enn for stoffer som løser seg eller lett blandes inn i sjøvannet.

Etylenglykol

Stoffet finnes normalt i kjøleanlegg. Inventarlisten for Raana nevner ikke kjøleanlegg, og sett i forhold til hva som ellers er listet opp ville man forvente at kjøleanlegg ombord ville være inkludert. Vi antar derfor at etylenglykol ikke finnes i vraket. Glykol er for øvrig ansett som lite giftig og svært lett løselig i vann. Stoffet behandles ikke videre.

Polyklorerte bifenyler (PCB)

Polyklorerte bifenyler (PCB) er en samlebetegnelse for 209 molekylvarianter av stoffet bifenyyl med 2-10 kloratomer. På grunnlag av toksisitet og persistens, ble PCB-produksjon forbudt av den amerikanske kongressen i 1979 og ved Stockholm-konvensjonen om persistente organiske miljøgifter i 2001. Miljøbetrykningen rundt PCB skyldes først og fremst bioakkumulering og oppkonsentrering i næringskjeden og i mindre grad akvatisk toksisitet.

PCB er oppgitt å kunne forekomme i elektronisk utstyr og installasjoner, og vil eksponeres til sjøvannet når utstyr brytes ned eller på andre måter ødelegges. En vanlig kilde til PCB er kondensatorer i eldre lysarmaturer og PCB-holdig olje i transformatorer. Det er ikke konkret opplyst om det fantes denne type transformatorer om bord ved forliset, men vi regner med at de i så fall ville vært nevnt i Optiships inventarliste. Ved ombyggingen fra ferge til arbeidsbåt ble det installert ny lysarmatur i skipet så det er ikke sannsynlig at PCB-holdig armatur finnes. Inventarlisten nevner kun LED-belysning i oppholdsrommene om bord.

Toksisitet av PCB vurderes på basis av et mindre antall forbindelser med samme strukturelle likhet og toksiske virkemåte som dioksin, men effekter som hormonforstyrrelser og neurotoksisitet er også assosiert med PCB-forbindelser. For å finne en kronisk PNEC for en så variabel kjemikaliegruppe som PCB har det blitt søkt etter giftighetsdata for den vanlig brukte blandingen Aroclor (CAS 1336363).

De laveste konsentrasjonene med observert effekt (NOEC/LOEC³) eller grenseverdier som er rapportert fra kortidstester på alger (grønnalger og kiselalger) i sjøvann ligger i området 1-25 µg/l. For krepsdyr finnes det få testresultater, men enzymaktivitet og genuttrykk har blitt rapportert å være påvirket. En 4-dagers test med en art av marin hoppekreps ga endret genuttrykk (biotransformasjons-enzym) ved 6,25 µg/L. Den mest følsomme observasjonen av fiskearter som har vært målt er redusert vekst hos fiskearten *Tilapia* over en 30 dagers eksponeringsperiode, med NOEC på 0,015 µg/l. Regnbueørret er rapportert å ha en NOEC på 2,9 µg/L. Som et konservativt utgangspunkt for etablering av en PNEC for kronisk eksponering i denne situasjonen benyttes den laveste kjente subkronisk/kronisk NOEC for alger, krepsdyr og fisk. Med en anbefalt applikasjonsfaktor⁴ på 10 ville det være riktig å sette en kronisk PNEC til 0,0015 µg/l. US EPA anvender en grense for skade på marint liv på 0,03 µg/l. I de hendelsene som er aktuelle her velger vi å bruke en PNEC for kortvarig belastning som er 0,05 µg/l.

³ NOEC: No Observed Effects Concentration; LOEC: Lowest Observed Effects Concentration

⁴ Faktor som brukes for å ta høyde for usikkerhet i datagrunnlaget for PNEC-verdien.

Halogenholdige organiske forbindelser (HFK, KFK, og halon)

Dette er organiske stoffer som inneholder halogenene fluor, klor og brom. HFK inneholder bare fluor, KFK inneholder både fluor og klor. Halon inneholder fluor og brom. Disse stoffene har vært mye brukt som kjølevæsker og løsemidler, men framstilling av slike forbindelser har blitt faset ut fordi de bidrar til fortynning av ozonlaget. Den vanligst forekommende kjølevæsken i produkter fra før 1994 er diklordinfluormetan. Grunnet høyt damptrykk (4850 mm Hg ved 25 grader C) forventes diklordinfluormetan å eksistere utelukkende som gass i atmosfæren, og antas derfor ikke være giftig for akvatiske organismer.

HFK er introdusert som erstatningsstoff for KFK. Vanligst forekommende er HFK-134a, eller 1,1,1,2-tetrafluoretan, som nå finnes i mange airconditionanlegg. Stoffets vannløselighet er rapportert å være 150 mg/l. Det foreligger ingen data fra toksisitetstester med alger, men krepsdyr har en rapportert akutt LC50 på 24 mg/l (LeBlanc, 1980). For fisk er det målt akutt LC50 på 20 mg/l (Buccafusco et al, 1981). Med en applikasjonsfaktor på 1000, foreslås en kronisk PNEC for HFK til 20 µg/l.

I følge inventarlisten for Raana var det ikke noe kjøleanlegg ombord (se avsnittet om etylenglykol), som ville være kilde til utslipp av KFK eller HFK.

KFK, HFK og halon er også oppgitt å kunne forekomme i brannslukkingsutstyr og isolasjonsmateriale. Inventarlisten oppgir brannslukkingsapparater (håndapparat), men i følge reder inneholder apparatene om bord pulver og CO₂, ikke brannskum med KFK, HFK eller halon. Isolasjon i Raana er oppgitt å være 96 m² Rockwool® som etter alt å dømme ikke inneholder disse stoffene. Det er altså ikke noe som tyder på at vraket inneholder utstyr/inventar med halogenholdige organiske forbindelser. Stoffgruppen utgjør derfor ingen miljørisiko og behandles ikke videre.

Perfluorerte alkylstoffer (PFAS)

Perfluoralkylsulfonat (PFAS) er en gruppe fluorerte hydrokarboner. Den vanligste og mest kjente representanten for stoffgruppen er perfluoroktansulfonat (PFOS), et menneskeskapt overflateaktivt stoff og global miljøgift som ble lagt til vedlegg B i Stockholm-konvensjonen om persistente organiske miljøgifter i mai 2009. PFAS er brukt i en rekke produkter, bl.a. som preventivt påføringsmiddel mot flekkdannelse på tekstiler og ulike typer plast. Kilder til utslipp av denne type ansees for å være ubetydelige i Raana. PFAS er først og fremst blitt benyttet i brannslukningskum, men dette finnes heller ikke om bord i havaristen. Stoffgruppen utgjør derfor ingen miljørisiko og behandles ikke videre.

Ftalater

Ftalater er estere av ftalatsyre og stoffene brukes hovedsakelig som mykgjørere (stoffer tilsatt plast for å øke fleksibilitet, holdbarhet og levetid). Finnes typisk i eldre vinylbelegg på dørk og vaskelister, fugemasse, takfolier og plastmantling på rør. Vinyl er rapportert å kunne inneholde 4000 – 130 000 mg/kg av ftalatet DEHP (Miljødirektoratet 2010). Med tid vil ftalaten lekke ut av sine respektive produkter og bli en kilde til forurensning. Forventet utlekkingsvarighet er 10 – 1000 år. Vi anser denne utlekkningen som så langsom at den er ubetydelig og stoffgruppen behandles ikke videre.

Bromerte flammehemmere (BFH)

Dette er en gruppe bromorganiske kjemikalier brukt som flammehemmende tilsetning i ulike produkter. På samme måte som PCB er bromerte flammehemmere en kompleks gruppe stoffer med til dels ulik giftighet. Totalt er det produsert 70 ulike stoffer der det finnes utfyllende giftighetsinformasjon om noen, mens andre er ukjente. Målinger i fisk har vist at bromerte flammehemmere som HBCD og TBBPA har en moderat til høy evne til biokonsentrering.

BFH er oppgitt å kunne forekomme i isopor, rørisolasjon og elektronisk utstyr og installasjoner. Mengden i vraket er ikke mulig å anslå. Norconsult (2009) betegner imidlertid mengden som moderat

i vrak fra den aktuelle tidsperioden, mesteparten som polybromerte difenyletere PBDE. Utslipp vil være gradvis og diffus.

Grunnlag for kronisk PNEC har fremkommet ved søk på heksabromosyklododekan (HBCD) og tetrabromobisfenol-A (TBBPA). HBCD har en vannløselighet på 3,4 µg/l, og ingen studier som har blitt søkt frem har rapportert gifteffekter ved denne konsentrasjonen eller lavere. Dermed blir stoffets vannløselighet ofte benyttet som NOEC. Noen studier har imidlertid blitt utført med konsentrasjoner over vannløselighet, og HBCD er rapportert å ha EC50 på 9-1500 µg/l i akutte giftighetstester med alger (Walsh et al, 1987). For amfibier har det blitt bestemt en NOEC på 1000 nM, tilsvarende 642 µg/l i en 8-dagers test (Schriks, 2006), mens det for fisk har blitt observert økning i leversomatisk indeks etter 28 dager ved injeksjon av 500 mg/kg (Ronisz et al, 2004). Oppsummert, virker det som et konservativt estimat å anta en kronisk PNEC for toksisitet av HBCD på 3,4 µg/l. Stoffet er imidlertid også bioakkumulerende og kan oppkonsentreres i næringskjeden.

TBBPA har som HBCD svært begrenset løselighet i vann, og laveste rapportert EC50 for alger er 80 µg/l (Walsh et al, 1987). For krepsdyr har det blitt rapportert akutt LC50 på 860 µg/l (Goodman et al, 1988), mens laveste akutte LC50 for fisk er 60 µg/l (Brooke, 1991). TBBPA er tatt med i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann og sedimenter. Grenseverdi for effekter ved kronisk belastninger i vann er 0,052 µg/l (Veileder TA-2229/2007), ved kortvarig belastning 0,9 µg/l. Pentabromdifenyleter (PBDE) er også tatt med i Miljødirektoratets miljøklassifisering for sjøvann og sedimenter (Veileder TA-2229/2007). Grenseverdi for effekter ved kronisk belastninger i vann er 0,53 µg/l og ved kortvarig belastning 1,4 µg/l. Vi har konservativt valgt å legge de laveste av disse PNEC-verdiene til grunn, dvs. kronisk 0,052 µg/l, akutt 0,9 µg/l.

Klorerte parafiner

Forekommer i eldre typer isolerglass. Det oppgis ikke i inventarlisten om Raana hadde vinduer med denne type isolerglass, men det kan ikke utelukkes. Mengdene ansees uansett som så små at de ikke utgjør noen miljørisiko av betydning, og stoffgruppen behandles ikke videre.

5. Økologiske og andre viktige ressurser i influensområdet

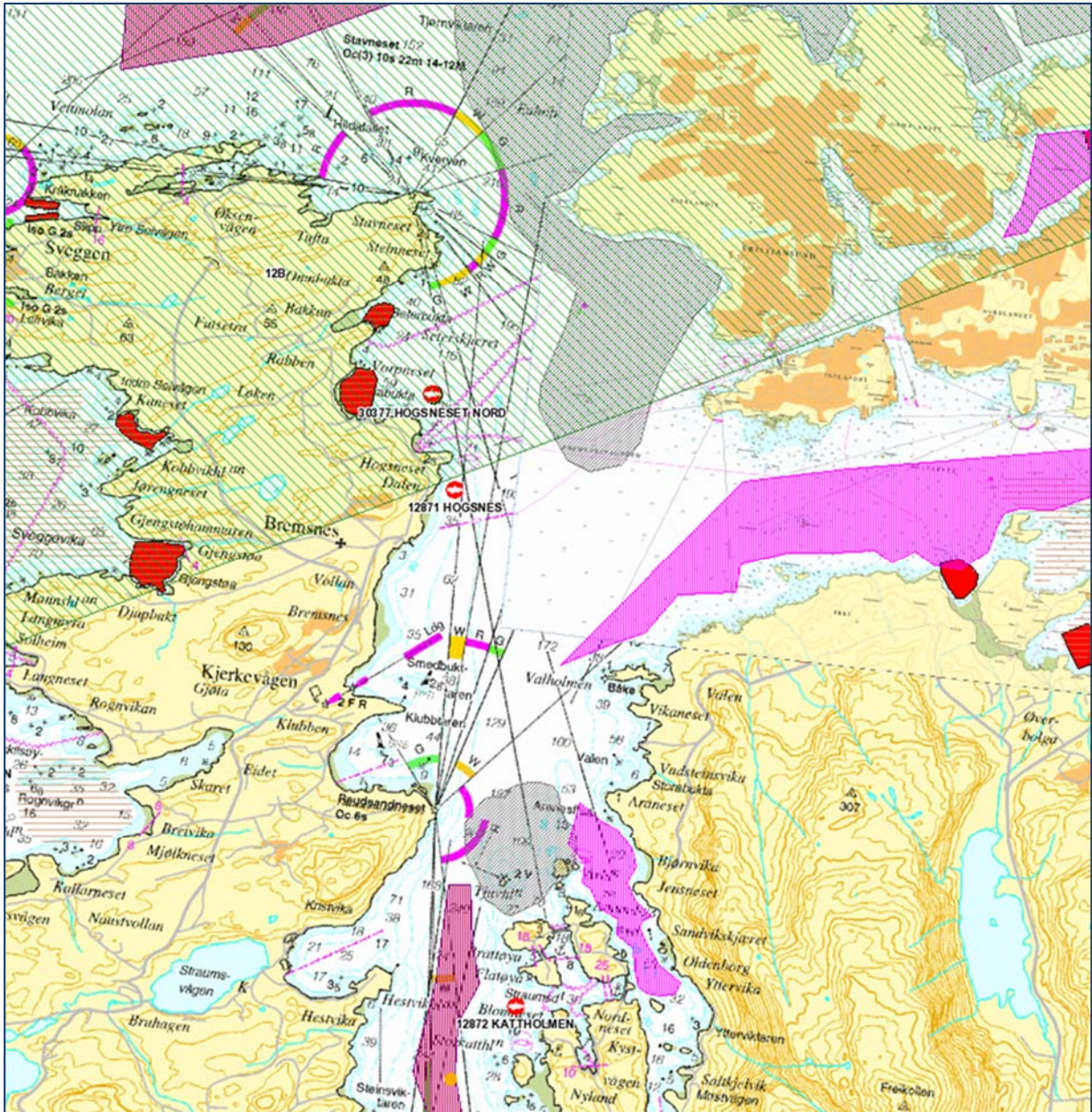
Bremsnesfjorden ligger mellom Averøya og Kirklandet i Kristiansund. Fjorden har hovedløp nord - sør hvor dybden ligger på rundt 200 meter. I nord grenser fjorden til Ramnesfjorden med en ca 150 dyp terskel vest for Kirklandet. Nordafor ligger Møresokkelen, med relativt grunne dybder ut mot eggakanten. Mot sør grenser fjorden til Kvernesfjorden, i retning Bergsøya. Fjordområdet Bolgsvaet mellom Kristiansund og Frei, munner ut i Bremsnesfjorden, over en ca 30 m dyp terskel. Største dyp i Bolgsvaet er ca 90 m. Med den åpne forbindelsen nordover og sørover er det antakelig gode strøm- og utskiftingsforhold i Bremsnesfjorden, men det foreligger oss bekjent ikke målinger som kan underbygge denne påstanden.

MS Raana ligger på ca. 100 m dyp og bunnen der den ligger er karakterisert som sand/silt. Det er ikke lagt inn noen spesielle naturverdier i nærområdet i Miljødirektoratets naturbase, men naturtypekartleggingen har ikke startet opp i Møre og Romsdal, slik at detaljerte kart over forekomst av f.eks. tareskog, ålegras, skjellsand og gyteområder for torsk ikke foreligger. Det kan ut fra erfaring fra slike farvann antas at det er tang i fjæra og at tareskog (stortare ytterst og sukkertare innover i fjorden) dominerer nedover i sjøsonen ned til rundt 25 m dyp. Dype partier består oftest av bløtbunn, mudder/leire der det er stille vann og mer over mot sand der det er mer strøm og vannbevegelse. Slike områder er karakterisert av typisk bløtbunnsfauna som ofte er næring for bunnlevende fisk. Noen arter er kartfestet i nærheten av fiskeoppdrettsanleggene (se Figur 5). I grunne bukter er det gjerne bløtbunnsområder med ålegras, men ut fra kartet ser det ut til at slike grunne habitater kan være lite vanlig i området. Imidlertid er det vanskelig å si noe mer om dette før naturtypekartleggingen tar til.

Lokale myndigheter viser til at det periodevis kan være mye sjøfugl i området, noen forekomster er kartfestet (Figur 5). Det foregår også noe fritidsfiske i området. Det meste av disse forekomstene eller aktivitetene, samt de fiskeoppdrettsanleggene som ligger i området (se kart), er tilknyttet overflaten eller grunne vanndybder og kan bli direkte berørt dersom forurensninger fra Raana stiger opp til overflaten.

Mulige lekkasjer av stoffer fra Raana som løses i vann eller lett blandes inn, vil derfor følge bunnvannstransporten vekk fra vraket. Av kartlagte naturverdier på bunnen er det i kartet nedenfor vist to dypvanns korallforekomster (se kart, Figur 4). Disse befinner seg mer enn 4 km fra vraket, det ene lenger ut i fjorden, mens det andre ligger innover i fjorden. I Fiskeridirektoratets kartbase vises det til rekefelt som ligger i de samme områdene (og avstand fra vraket) som de angitte korallforekomstene. Av fiskeriaktivitet som kan bli direkte berørt viser kartmaterialet fra Fiskeridirektoratet at det foregår fiske med passive redskaper i området ved vraket.

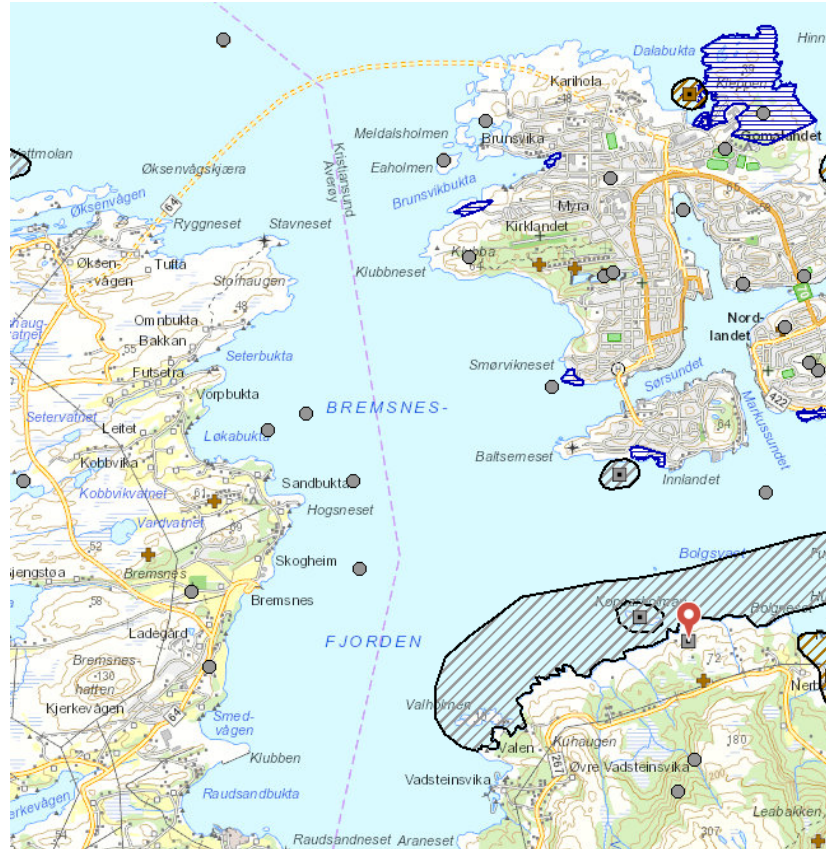
Det er forøvrig ikke registrert spesielt sjeldne eller sårbare arter eller naturtyper i området.



Figur 3. Kart over området som viser Rekefelt (mørkeste rød/rødblunt), fiskeplasser (lysere rød/lilla) og fiskeplasser for passive redskaper (grå skraverte felt). Den åpne skraveringen som dekker den nordlige del av kartet viser område som er regulert for taretråling. Låsettingsplasser er røde små felt, mens fiskeoppdrett (rød ring med hvit fisk i) og to dype korallforekomster (gul ring) kommer bedre fram i kartet under. Kartmaterialet er hentet fra Fiskeridirktoratet. Vrakets posisjon er vist i Figur 1.



Figur 4. Kart over Bremsnesfjorden og områder rundt som viser lokalisering for fiskeoppdrett (røde punkter med hvit fisk i) og to lokaliteter for dype korallforekomster (gule punkter). Kilde: Fiskeridirektoratet (<http://kart.fiskeridir.no/default.aspx?gui=1&lang=2>)



Figur 5. Kartutsnitt fra Miljødirektorates naturbase (<http://kart.naturbase.no/>) som viser forekomster av forvaltningsmessig interesse. Skraverete områder er sjøfugl og grå punkter vest for vraket er funn av bunndyr. NB det grå punktet som ligger nærmest vraket skal vise posisjonen til et tre, noe som tyder på unøyaktig kartfesting.

6. Lokal miljøtilstand

Det finnes ingen målinger som kan belyse om utlekking fra vraket har hatt negative virkninger på økosystemet lokalt. Vi har heller ikke funnet informasjon om miljøgiftnivåer i sedimentene rundt vraket. Bremsnesfjorden er imidlertid med i overvåkingsprogram for sjøområda i Kristiansund kommune, og området er nylig (2013) karakterisert med "God miljøtilstand", men med moderat vannkvalitet lokalt ved Endreset. I Møst er faunasamfunnet på bløtbunn noe forstyrret. Antatt miljøpåvirkende faktorer er akvakultur, industrivirksomhet og avløpsutslipp (<http://www.kristiansund.kommune.no/artikkel.aspx?MIId=1575&AIId=5144>).

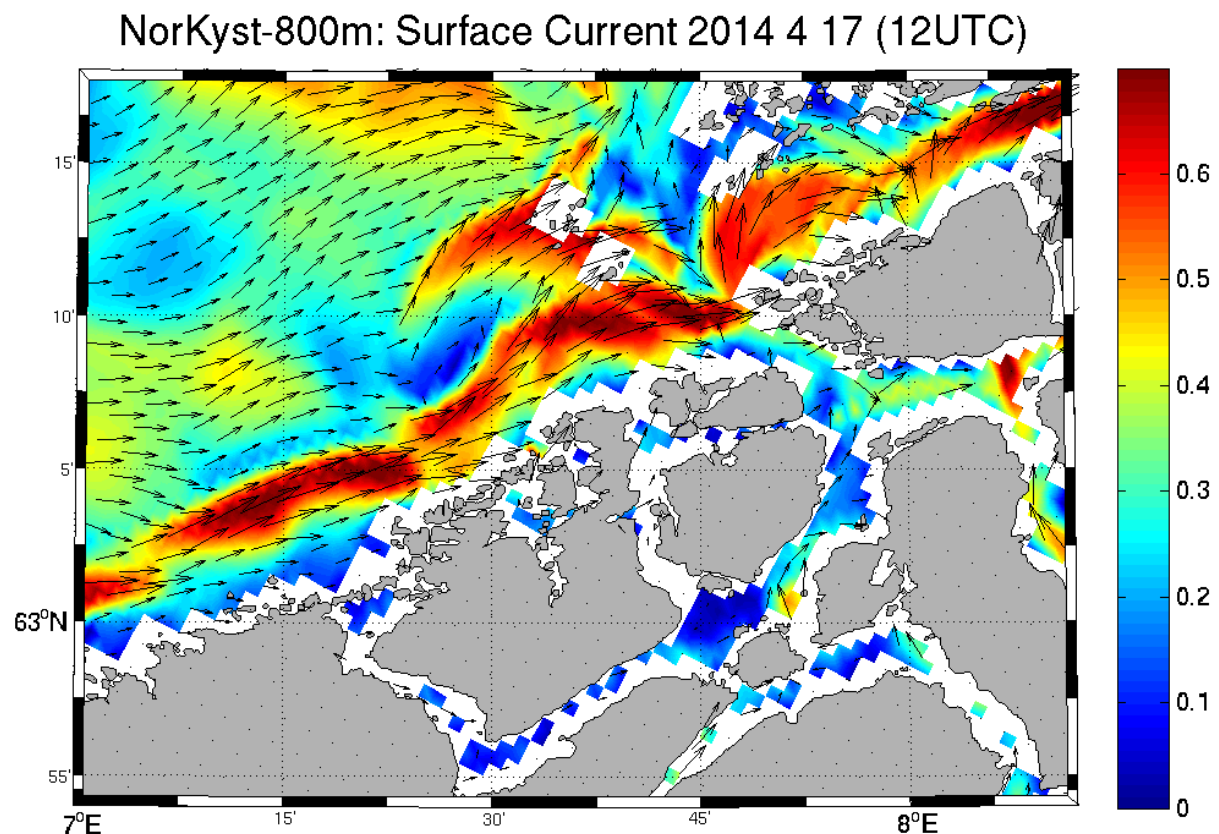
Bremsnesfjorden er forøvrig karakterisert som "mindre følsom" for organisk forurensing (Rådgivende biologer 2004, Norconsult 2013).

7. Utlekking, spredning og fortykning av utslippsstoffer

7.1 Strømforhold og hydrografi

Før en kan si noe om konsekvenser av lekkasjer fra vraket må strømforholdene være kjent. Det er oss bekjent ikke gjort direkte målinger ved vraket eller i selve Bremsnesfjorden. Strømmen i overflata ute på kysten har i det vesentligste retning mot NØ. Figur 6 viser resultat av en kjøring av modellen Norkyst-800 kl 12 GMT for dagen da grunnstøtingen skjedde. Den kraftige strømmen nær kysten og innover i Trondheimsleia denne dagen framtrer tydelig på figuren, som en kystnær grein av den tetthetsdrevne (termohalin) Kyststrømmen. Tidevannet vil modulere denne strømmen men hovedretningen vil være mot NØ.

I fjordområdene innenfor vil strømmen være mer variabel, og i større grad være påvirket av tidevannet i styrke/retning over 12,5 timer (2 perioder og 4 ekstremer pr døgn). Norkyst-modellen er for grov til å løse opp strømbildet inne i fjordene.



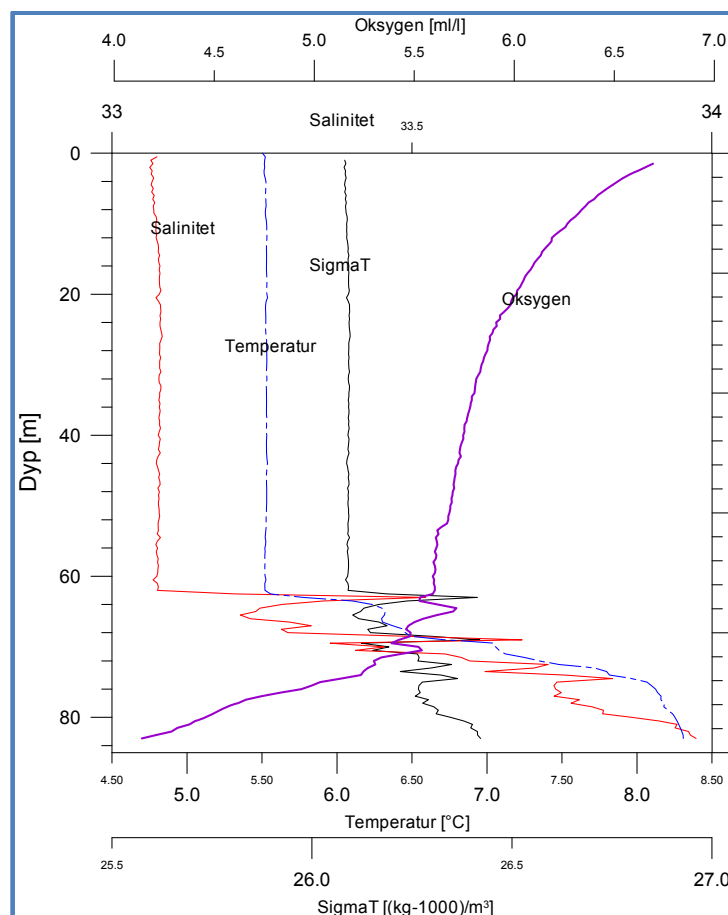
Figur 6. Strømforholdene på kysten på dagen for grunnstøtingen, simulert med Norkyst-800 modellen. Fargeskalaen angir strømhastighet (m/sek) (kilde A. Sandvik, Havforskningsinst.).

Nest etter strømmen spiller sjiktingen i sjøen også en rolle for transport av utslippsstoffer, i praksis bare for hvor fort olje vil stige til overflaten og hvor væsker blandbare med vann vil lagres inn. Ute ved kysten er vannsøylen ganske homogen, med bare et svakt sprangsjikt som kan ligge i 20-30 m dyp

(årstidsavhengig). I et lett brakkvannslag på toppen vil oppstigningsfarten for olje bli redusert, og et slikt lag således kunne medvirke til mer lateral spredning av et utslipp under sjøoverflaten.

En hydrografisk profil til vel 80 m dyp på det dypeste partiet i Bolgsva tatt av NIVA i februar 2001 er vist i Figur 7. De målte størrelsene var salinitet, temperatur og oksygeninnhold. Øvre del av vannsøylen var tilnærmet homogen med kaldt vann ned til ca. 60 m dyp. Under dette økte tetthet (egenvekt), salinitet og temperatur tydelig, noe som indikerer (delvis) stagnerende vann under ca. 60 m som følge av terskelen vestover. Oksygeninnholdet sank også tydelig mot bunn til ned mot 4 ml/l i 80 m dyp (bunndypet er ca. 93 m). Et slikt sjikt som her vist, vil kunne "fange" en utslippsstrøm slik at den i større grad spres horisontalt i det aktuelle dypet.

Sjiktingen vil variere med årstiden og med transportforhold på kysten utenfor og det er derfor vanskelig å beskrive mer i detalj hvor raskt et utslipp med positiv oppdrift vil stige mot overflaten og hvor dette eventuelt vil treffe overflaten i forhold til vrakposisjonen.



Figur 7. Hydrografiske målinger i Bolgsvaet/Bremsnesfjorden 8. februar, 2001 v/NIVA. Fra Golmen m. fl. 2001.

7.2 Spredningsmønster

Olje

De oljetypene som kan være igjen i vraket har positiv oppdrift (tetthet 0,86 – 0,88 kg/liter) og vil derfor ved en utlekking stige mot overflaten. På vegen opp vil oljen i større eller mindre grad blande seg med det omgivende vannet. Intensiteten av innblanding er avhengig av oljens egenskaper, både

tetthet og blandbarhet med vann. For de oljetyperne som kan være i vraket vil blandbarheten være liten, men det forventes at oljen stiger til overflaten som dråper eller mindre bobler. Strømmen vil føre boblene vekk fra vertikalen, men det er relativt stor sjanse for at det vil være vertikalt strømskjær og med reversert retning nord-sør i 2-3 sjikt. Hvilke sjikt som vil være tykkest og ha størst strømhastighet vil variere over tid. Hvis tidevannet snur i løpet av oppstigningen, vil det også bidra til å nulle ut horisontal forskyvning. I de øvre ca. 5 m vil overflatestrømmen slå inn. Hvor stort overflateflak som dannes, og om det dannes ett eller flere flak, bestemmes av utlekkingsmønsteret fra vraket. Etter at oljen har nådd overflaten vil videre spredning bestemmes av overflatestrøm, vind og bølger. Samtidig vil noe av oljen fordampe og noe blandes ned i vannet som små dråper slik at flakene vil minske i utstrekning. Sterk vind og bølger vil forsterke disse prosessene. Noe av oljen vil likevel kunne nå land og være synlig i fjæra.

Konsekvensutredningen for olje fra vraket er derfor gjort ut fra følgende forutsetninger:

- Eventuell olje ombord er lagret slik at utslippet skjer over kort tid når det går hull på fat eller tanker ved korrosjon.
- De forskjellige oljetyperne vil lekke ut på forskjellig tidspunkt, med maksimalt 200 liter pr hendelse.
- Utlekket olje stiger og regnes ikke å blande seg inn med vann ved selve utslippspunktet.
- Typisk innblanding på veien opp vil være en faktor 1 – 10 (dvs 1 del olje til 10 deler vann).
- Stigehastigheten anslås til 5-6 cm/s dvs. at oljen når overflata etter ca. 30 minutter.
- Vi forventer at oljen vil komme til overflata maksimalt 100 m fra vrakposisjonen.
- Vi anslår typisk midlere strømhastighet i overflaten i Bremsnesfjorden til 20 cm/sek (**Feil! Fant ikke referanseskilden.**)
- Med utlekking fra vraket i en time og konstant overflatestrøm vil det kunne dannes ett eller flere flak på noe under 1 km samlet utstrekning.
- Olje vil kunne nå land etter overflatedrift på minimum 1,5 – 2 timer.
- Mengden olje som vil kunne havne i strandsonen er meget usikker, men anslås til maksimalt 100 liter (50 % av utslippet).

Øvrige stoffer

Løselige stoffer vil blandes inn i omgivende vann og følge dette vannet videre langs bunnen. Kjemikalier i væskeform som er lett blandbare med vann vil følge samme mønster. Væsker lettere enn sjøvannet vil begynne å stige når de slipper ut samtidig som de blandes med omgivende vann (se Figur 2). Blandingen vil lagres inn på et dyp der tettheten tilsvarer sjøvannets. Deretter vil det følge strømmen horisontalt samtidig med videre innblanding og fortynning. Man kan regne med at samlet fortynning vil være 200 – 1200 ganger før stoffene når fram til nærmeste oppdrettsanlegg og andre økologiske ressurser i samme området, og 100 – 1000 ganger før stoffene når nærmeste fiskeplass på bunnen. Faktorene er satt skjønnsmessig ut fra sprednings- og fortynningsberegninger gjort i andre tilsvarende sammenhenger. Fortynningsfaktorene ansees å være konservative, dvs. de gir en lavere fortynning og følgelig større områder med forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner enn det som forventes å være typisk.

Forventet typisk midlere strømhastighet langs bunnen er 5-10 cm/s og vi regner at dominerende strømretning vil være mot sør-sørøst, dvs. innover fjorden.

Spredningsberegningene er derfor gjort ut fra følgende forutsetninger:

- Midlere strømhastighet i overflaten er satt til 20 cm/s. Strømretningen vil i hovedsak være utover eller innover fjorden, men kan også gå på tvers. Retning og hastighet er avhengig av vind og tidevann.
- Naturlige fortynningsfaktorer for stoffer som havner i overflatevannet er satt til 130x i 1500 m avstand og 50x i 500 m avstand.
- Blandbare væsker vil stige noe før innlagring, men i praksis følge bunnvannet.

- Fortynningsfaktor for stoffer som følger bunnvannet er satt til 90x i 1500 m avstand.
- Midlere strømhastighet langs bunnen forbi vraket er satt til 10 cm/sek. Hovedstrømretning vil være på langs av fjorden, først og fremst innover.
- Utlekkingsstoffer transportert i øvre vannlag vil nå yttergrensen av influensområdene innen 40 minutter (500 m avstand) og 2 timer (1500 m avstand)
- Stoffer transportert langs bunnen vil nå yttergrensen av influensområdet innen 40 minutter (1500 m).
- Utlekking fra et diffust utslipp (f.eks. utlekking av metaller fra skrog) blandes inn i et grensesjikt av sjøvann på 2 cm tykkelse over hele flaten som det lekker fra.
- Ved utlekkingen fra et punktutslipp (f.eks. korrosjonshull i en beholder) siver stoffene ut og blandes inn i et grensesjikt av sjøvann på 2 cm tykkelse og 10 cm bredde før naturlig fortynning trer inn.

Ut fra disse forutsetningene har vi for hver miljøgift beregnet maksimalt akseptabel utlekkingsfluks uten at PNEC overskrides i 500 og 1500 m avstand ved overflaten og i 1500 m avstand ved bunnen. For diffuse utslipp er fluksen gitt som mengde miljøgift pr kvadratmeter og tid og for punktutslipp som mengde pr tidsenhet. For punktutslipp av varighet opp til 1 døgn har vi lagt PNEC for kortvarig belastning til grunn. For lengre varighet er PNEC for kronisk belastning lagt til grunn. Beregningene er vist Tabell 1 og omfatter både diffuse utslipp og punktutslipp.

Tabell 1. Beregnede maksimale konsentrasjoner ved, og flukser av miljøgifter fra, vraket for å unngå toksiske virkninger (PEC:PNEC > 1) i avstand lengre ute en henholdsvis 500 m og 1500 m på overflaten og 1500 m langs bunnen. A: stoffer som muligens kan transporteres til overflaten B: stoffer med diffus utlekking til bunnvannet. C: stoffer med punktutslipp til bunnvannet.

A. Punktutslipp som muligens går til overflaten

Stoff	PNEC akutt	Maksimal konsentrasjon i vannet ved vraket for å unngå risiko for effekter på overflaten utenfor 550 og 1500 m avstand, og fluks fra vraket som gir denne konsentrasjonen.							
		500 m avstand				1500 m avstand			
		Konsentrasjon	Fluks			Konsentrasjon	Fluks		
	µg/l	µg/l	µg/sek	g/døgn	Kg/år	µg/l	µg/sek	g/døgn	Kg/år
Bly	2,9	145	29	2,5	0,9	377	75	6,5	2,4
Kadmium	1,5	75	15	1,3	0,5	195	39	3,4	1,2
Kvikksølv	0,071	3,6	0,7	0,1	0,02	9,2	1,8	0,2	0,1
PCB	0,05	2,5	0,5	0,04	0,02	6,5	1,3	0,1	0,04

B. Diffus utlekking som følger bunnvannet

Stoff	PNEC kronisk	Maksimal konsentrasjon i vannet ved vraket	Maksimal lekkasjehastighet (fluks) som begrenser området med risiko for effekter til innenfor 1500 m fra vraket langs bunnen		
			µg/m ² og sek	g/m ² og døgn	kg/m ² og år
	µg/l	µg/l			
Krom (Cr)	3,4	306	6120	529	193
Sink (Zn)	2,9	261	5220	451	165
TBT	0,0002	0,018	0,4	0,03	0,01
Ftalater	0,01	0,9	18	1,6	0,6
BFH (TBBPA)	0,052	4,68	94	8,1	3

C. Punktutslipp som følger bunnvannet

Stoff	PNEC akutt	Maksimal konsentrasjon i vannet ved vraket	Maksimal utslippshastighet (fluks) som begrenser området med risiko for effekter til innenfor 1500 m fra vraket langs bunnen		
			µg/sek	g/døgn	Kg/år
	µg/l	µg/l			
Bly (Pb)	2,9	261	52	4,5	1,6
Kadmium (Cd)	1,5	135	27	2,3	0,9
Kvikksølv (Hg)	0,071	6,4	1,3	0,1	0,04
PCB	0,05	4,5	0,9	0,1	0,028

8. Risiko i forhold til akseptabel utlekking

8.1 Olje.

Det foreligger to scenarier for hvor mye olje som i dag kan være igjen i havaristen (jfr. Kapittel 4). Det mest sannsynlige er at det ikke finnes oljemengder av betydning om bord. Dette er Scenario 1. I dette tilfellet er sannsynligheten for et utslipp nærmest 0 (ingen olje igjen som kan slippe ut), og scenariet utgjør ingen miljørisiko (regnet som sannsynlighet x konsekvens).

Scenario 2 tilsier at det i verste fall er ca. 800 liter olje (ca. 200 liter Marine Gass Olje, ca. 200 liter hydraulikkolje og ca. 400 liter motor- og girolje) ombord i havaristen. Oljen finnes i motorer og i ventilerte tanker (jfr. Kapittel 4). Vi har antatt at ett enkelt punktutslipp vil kunne omfatte brudd på en tank og at 200 liter olje stiger til overflata. Deretter vil oljen spres i strømrretningen som flak som etter hvert brytes opp. Noe av oljen vil kunne blandes ned i vannmassene og virke toksisk på organismer her. Noe vil kunne drive til lands. Største effekten på land vil være tilgrising i tidevannssonen, og at olje kan lagres i sedimentet på sand- og grusstrender.

I følge kapittel 7.2 vil en enkelthendelse der 200 liter olje lekker ut kunne danne et ca. 1 km langt oppstykket flak på overflaten som så driver videre. Sjøfugl som kommer i kontakt med oljen vil kunne få fjærdrakten tilgriset, noe som reduserer fjærenes isolasjonsevne. Det har vist seg at selv små oljeflekker kan være tilstrekkelig til at en fugl dør av kulde. Det er ikke mulig å forutsi omfanget av en slik skadevirkning, men det er lite sannsynlig at effekter av en kortvarig enkelthendelse kan bli omfattende nok til å ha virkning på bestandsnivå.

Hvis vi regner at oljen etter hvert fordeler seg utover i hele influensområdet ut til 1500 m avstand og til anslagsvis halve denne strekningen på tvers, 750 m, vil oljen i gjennomsnitt fordele seg med 230 mg/m² sjøoverflate. Hvis vi regner at ca. 5 - 10 % av denne oljen vil blandes ned i vannet (typisk tall), og spres i de øvre 5 m vil det gi en gjennomsnittskonsentrasjon av olje på 5 µg/kg. I forhold til typisk bakgrunnsnivå av olje i sjøen på 0-10 µg/l og en relativt godt fundert grense selv for kronisk effekter av olje på dyreplankton på 100 µg/l, vil dette bidraget være ubetydelig og ikke innebære noen miljømessig risiko.

Noe av oljen kan drive til lands. Dette kan skje hvor som helst i Bremsnesfjorden avhengig av vind og strømforhold, også ved oppdrettsanleggene utenfor Hogsneset på vestsiden av fjorden. Ut fra forutsetningene i kapittel 7.2 kan vi anslå at et restflak på 100 liter vil kunne drive i land over en strandstrekning på omtrent 1 km, noe som gir en gjennomsnittlig oljemengde i tidevannssonen på 80 gram/m strandstrekning. Noen områder vil ikke få olje, og oljen vil kunne samle seg i typiske vrakgodsområder. Her vil det være en viss risiko for tilgrising og tap av strandorganismer som ikke kan tallfestes, men all erfaring fra tidligere og større oljeutslipp tilsier at virkningen vil være kortvarig og neppe synlig etter et år. Det kan også påpekes at strandområdene rundt Bremsnesfjorden etter alt å dømme har tidevannssamfunn med stor restitusjonsevne og uten spesielt sårbare eller sjeldne arter.

Ved scenario 2 kan man ikke utelukke at mindre mengder olje vil kunne treffe oppdrettsanleggene ved Hogsneset under spesielle værforhold (vind fra øst). Det er vanskelig å bedømme virkningene av dette, men fisk har stor evne til å "lukte" olje i vannet og svømme vekk fra den, dvs nedover i merden. Det er tidligere vist i forsøk at fet fisk som laks og ørret kan ta smak av olje som ligger på overflaten, men også at smaken forsvinner i løpet av dager. Fisk har dessuten stor evne til å bryte ned og skille ut oljekomponenter. Mengden overflateolje som vil kunne treffe et anlegg er sannsynligvis også liten og vi anser risikoen for at fisk i merder skal bli skadet eller ta smak som liten. Større utslipp av dieselolje har gitt minimale skader på laks i merder (upublisert materiale fra Nord-Norge).

8.2 Øvrige stoffer

Med akseptabel utlekking av miljøgifter menes her den maksimale utlekking pr tidsenhet pr hendelse (punktutslipp) eller pr areal (diffuse utslipp) som kan skje uten at influensområdet ($PEC:PNEC > 1$) i vannmassene strekker seg lengre ut enn henholdsvis 500 m og 1500 m på overflaten og 1500 m langs bunnen.

Krom lekker ut gradvis og diffust og forventes å følge bunnvannet. For å sikre et influensområde innenfor en avstand på 1500 m er akseptabel utlekking $529 \text{ g/m}^2 \cdot \text{døgn}$ eller $193 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{år}$ (Tabell 1B). Vi kan regne at det er ca. $10\text{-}30 \text{ kg Cr/m}^2$ i 1 cm tykt stål, dvs bare 10-15 % av det som kan aksepteres som årlig utlekking. Siden det vil ta mye lenger tid enn ett år å korrodere alt stålet i vraket og utlekking etter hvert også blir hemmet av begroing og nedslamming, er influensområdet for krom-utlekkingen en brøkdel av 1500 m. Utlekkingen av krom ansees derfor ikke å utgjøre noen miljørisiko.

Sink i offeranodene vil gradvis lekke ut til bunnvannet og vil følge dette. Offeranoder skal i følge Norconsult (2009) typisk ligge i flukt med skroget. For å sikre et influensområde mindre enn 1500 m kan utlekkingsraten fra en kvadratmeter anodeoverflate være 450 g/døgn eller 165 kg/år . Med en forventet utlekkingsvarighet på offeranoder på minimum 3 år, betyr det at det kan lekke fra ca. 500 kg sink før influensområdet overskrides. Vi kjenner ikke størrelse eller type offeranoder montert på Raana, men 500 kg tilsvarer 25 anoder på størrelse med de som ble brukt på Server. Antallet på Raana vil være langt lavere enn dette og utlekkingen av sink ansees derfor ikke å utgjøre noen miljørisiko. Det bør forøvrig påpekes at sinkutlekking fra offeranoder på skip generelt ikke har vært ansett som et miljøproblem.

Bly utgjør punktutslipp når utstyr brytes ned. Utlekket Pb vil sannsynligvis følge bunnvannet. Største kilden vil være de 6 blybatteriene som skal finnes i vraket der bly primært forekommer som oksid (PbO_2) som i praksis er uoppløselig i vann. Om en enhet lekker i 1 døgn kan mengden Pb som løses ut i vannet være opptil 4,5 g før influensområdet på bunnen overskrides 1500 m avstand (Tabell 1C). Det er svært lite sannsynlig at et blybatteri vil kunne forårsake så høy fluks av oppløst Pb og eventuell utlekking av Pb fra vraket ansees derfor å utgjøre en lav miljørisiko.

Kadmium utgjør også punktutslipp når utstyr brytes ned. Løst Cd vil sannsynligvis følge bunnvannet. Om en enhet lekker i 1 døgn kan mengden Cd som løses ut i vannet være opptil 2,3 g før influensområdet på bunnen overskrides 1500 m avstand (Tabell 1C). Siden metallisk Cd i praksis er uløselig i vann og også motstandsdyktig mot korrosjon, anser vi en slik fluks som lite realistisk og at mulig utlekking av Cd utgjør en lav miljørisiko.

Kvikksølv utgjør punktutslipp når utstyr brytes ned. Utlekket Hg vil sannsynligvis følge bunnvannet. Mengden Hg ombord er ikke kjent, men antas samlet bare å utgjøre noen få gram. I hver enhet, f.eks. et termometer, vil det være langt under 1 g Hg. I følge Norconsult (2009) forekommer Hg etter alt å dømme som metall (ikke metallsalt). Om en enhet lekker i 1 døgn kan mengden som løses ut i vannet være opptil 0,1 g Hg før influensområdet på bunnen overskrides 1500 m avstand (Tabell 1C). Det er vanskelig å bedømme om en slik utlekking er realistisk. I likevekt med vann på 25°C er løseligheten av Hg $60 \mu\text{g/l}$. Dersom enheten befinner seg inne i vraket kan man tenke seg at slik likevekt kan oppstå. I så fall må det dannes en mettet løsning av Hg på $1,7 \text{ m}^3$ før fluksen overskrides $0,1 \text{ g/døgn}$. Dette ansees være lite sannsynlig og i så fall utgjør eventuell utlekking av Hg fra vraket en lav miljørisiko.

TBT i bunnstoff vil gi en diffus utlekking og vil følge bunnvannet. Beregningene i Tabell 1C viser at maksimal utlekking før influensområdet strekker seg lengre ut enn til 1500 m er 10 g TBT/m^2 og år. Dette tilsvarer omtrentlig en utlekking fra nytt TBT-holdig bunnstoff (40 g TBT pr m^2 skrog med

virketid på anslagsvis 4 år mot åpen sjø, Norconsult 2009). Eventuell utlekking fra rester av TBT som måtte finnes under nytt bunnstoff lagt på i 2013 vil være en brøkdel av dette. Gjenværende TBT på skroget ansees derfor ikke lenger å utgjøre noen miljørisiko.

PCB vil utgjøre punktutslipp av varierende varighet. Man kan forvente at plutselig knusing av utstyr som inneholder PCB fører til at alt kommer i kontakt med sjøvannet i løpet av kort tid. Det er imidlertid lite sannsynlig at PCB-holdig utstyr finnes om bord i vraket, og vi regner derfor at miljørisikoen fra tilførsel av PCB ubetydelig.

Ftalater utgjør diffuse utslipp gjennom langsom utlekking fra vinylgulv og plastkabler. Utlekkingen vil følge bunnvannet. Våre beregninger viser at det kan lekke ut inntil $600 \text{ g/m}^2 \cdot \text{år}$ før influensområdet strekker seg lengre ut langs bunnen enn til 1500 m. Typisk utlekkingstid er imidlertid fra 10 år og oppover. Ved raskeste tid vil man derfor kunne akseptere en total utlekking på 6 kg/m^2 . Høyeste ftalatinhold rapportert i eldre vinylbelegg er 130 g/kg (Miljødirektoratet 2010). Med en typisk vekt av vinylbelegg er $2\text{-}5 \text{ kg/m}^2$ tilsvarer dette et maksimalt ftalatinhold på ca $0,6 \text{ kg/m}^2$. Dette tilsier at diffus utlekking av ftalater fra plastprodukter om bord ikke utgjør noen miljørisiko av betydning.

Bromerte flammehekkere (BFH) utgjør diffuse utslipp fra isolasjonsmateriell. Utlekkingen er generelt langsom og stoffene vil følge bunnvannet. Akseptabel utlekking vil kunne være inntil 3 kg/m^2 og år før influenssonen for toksisitet på 1500 m overskrides. Det er lite trolig at en så høy fluks ut av et isolasjonsmateriale er realistisk, men dette kan ikke bedømmes nærmere.

9. Konklusjoner

Tilgjengelige kilder har listet opp en rekke miljøbetenkelige stoffer som man forventer kan finnes i vraket av Raana.

9.1 Olje

Risikovurdering for olje har tatt utgangspunkt i to ulike scenarier.

Scenario 1: Det er sannsynligvis lite eller ingen olje igjen i fartøyet. Sannsynligheten for et utslipp er dermed minimal, og risikoen for miljøkonsekvenser ubetydelig.

Scenario 2: Det befinner seg til sammen 800 liter ulike oljer om bord fordelt i motor og ventilerte tanker. Det forventes at enhetene vil lekke til ulik tid og at en episode vil føre til utlekking av 200 liter olje i løpet av kort tid. Dette vil kunne gi et oppstykket oljeflak på ca. 1 km utstrekning på overflaten. Sjøfugl som kommer i kontakt med flaket vil få fjærdrakten tilgriset, noe som kan føre til dødelig reduksjon i fjærenes isolasjonsevne mot kulde. Omfanget av en slik hendelse ansees å være for lite til at det skal ha virkning på bestandsnivå av sjøfugl i området.

Et anslag viser at nedblandet olje fra et slikt flak ikke vil gi oljekonsentrasjoner i vannmassene som er skadelige for fisk og dyreplankton.

Det kan ikke utelukkes at rester av oljeflaket vil kunne drive til land, i praksis hvor som helst i Bremsnesfjorden. Anslått gjennomsnittlig mengde som driver i land er 80 gram pr meter strandlinje, men det er sannsynlig med flekkvis stranding. Strender der vrakgods naturlig samler seg, får mer olje enn gjennomsnittet, andre blir ikke berørt. Der oljen samler seg er det en risiko for tilgrising og tap av strandorganismer. Potensiell skade kan ikke tallfestes, men all erfaring fra tidligere (og betydelig større) oljeutslipp tilsier at virkningen vil være kortvarig og neppe synlig etter et år. Olje vil også kunne treffe nærmeste oppdrettsanlegg under spesielle værforhold (vind fra øst), men med de mengder overflateolje som er realistisk, anser vi risikoen for at fisk i merder skal bli skadet eller ta smak som liten.

9.2 Øvrige miljøgifter

Konsekvensvurderingen for de øvrige miljøgiftene som kan finnes i vraket har tatt utgangspunkt i at influensområdet for eventuelle toksiske virkninger av utslipp/utlekkinger ikke skal overlappe med viktige naturressurser registret i og rundt Bremsnesfjorden. Det er derfor lagt til grunn at influensområdet i øvre vannlag og ved bunnen ikke skal strekke seg lenger ut enn til 1500 m fra vrakposisjonen i hovedstrømretningen. I tillegg er utlekking fra vraket vurdert opp mot et influensområde i øvre vannlag ut til maksimalt 500 m som er avstanden fra vraket og inn til land i Kristiansund.

Vi kan med rimelig trygghet fastslå at mangan, krom og vanadium i stållegeringer, aluminium og sink i offeranoder, etylenglykol (vanlig i kjøleanlegg), klorerte parafiner (i eldre isolerglass) og øvrige halogenerte organiske forbindelser (KFK, HFK, Halon, PFAS) ikke utgjør noen miljørisiko av betydning.

Bly forekommer primært som blyoksid i blybatterier om bord. Kadmium finnes sannsynligvis bare i oppladbare småbatterier og da i metallisk form. Mengdene ombord er ukjent. Både blyoksid og metallisk kadmium er i praksis uoppløselig i vann og selv om det bare trengs et utslipp på 4,5 g Pb/døgn og 2,3 g Cd/døgn for at influensområdet overskrides, tilsier den lave løseligheten at sannsynlig forekomst av disse metallene i vraket utgjør en lav miljørisiko.

Kvikksølv kan finnes i utstyr om bord, etter alt å dømme som metall, men mengden er ukjent. Overskridelse av influensområdet krever en utlekking på minst 0,1 g Hg/døgn. Det er vanskelig å bedømme om slik utlekking vil kunne forekomme når utstyr bryter sammen, men ut fra løseligheten av metallisk kvikksølv i vann anser vi en slik utlekking som lite sannsynlig, og at miljørisikoen fra kvikksølv følgelig er lav.

Selv om siste påføring av bunnstoff i 2013 var med et produkt uten TBT, kan det være rester av TBT på skroget fra tidligere påføringer. Diffus utlekking av TBT må være høyere enn 10 g TBT/m² og år for at influensområdet langs bunnen overskrides. Dette tilsvarer omtrent utlekkingen fra nypåført TBT-holdig bunnstoff. Utlekking av TBT fra rester av gammelt bunnstoff vil være en brøkdel av dette. Gjenværende TBT på skroget ansees derfor ikke lenger å utgjøre noen miljørisiko.

PCB-innholdet i eldre transformatorer og lysarmatur-kondensatorer er høyt nok til å kunne utgjøre en miljørisiko ved utlekking, men det er høyst sannsynlig ikke utstyr med PCB om bord i vraket. Vi anser derfor at miljørisikoen fra mulig PCB i vraket er ubetydelig.

Ftalater finnes først og fremst i vinylbelegg, men også i plastlister og plastmantling på kabler. Beregningene viser at det kan lekke ut inntil 600 g/m² år før influensområdet strekker seg lengre ut langs bunnen enn til 1500 m. Utlekkingsvarigheten er typisk over 10 år. Maksimalt beregnet ftalatinhold i vinylbelegg vil gi en total utlekking på rundt 10 % av det akseptable, og stoffgruppen ansees derfor ikke å utgjøre en miljørisiko av betydning.

Bromerte flammehemmere (BFH) utgjør diffuse utslipp fra isolasjonsmaterieell. Utlekkingen er generelt langsom og stoffene vil følge bunnvannet. Akseptabel utlekking vil kunne være inntil 3 kg/m² og år før influenssonen for toksisitet på 1500 m overskrides. Det er lite trolig at en så høy fluks ut av et isolasjonsmateriale er realistisk, men dette kan ikke bedømmes nærmere.

9.3 Samlet inntrykk

Samlet indikerer konsekvensvurderingen at utlekking av fremmedstoffer fra vraket av Raana utgjør liten til meget liten risiko for skade på naturmiljøet i Bremsnesfjorden. Beregnet utlekking av de identifiserte miljøgiftene gir toksiske influensområder som ikke berører identifiserte viktige lokale naturressurser, oppdrettslokaliteter eller områder av fiskerimessig betydning. Det er lite sannsynlig at det finnes nevneverdige mengder av olje igjen i vraket, men selv i et verste tilfelle vil et oljeutslipp ikke gi toksisk virkning av betydning i vannmassene. Oljeflak vil kunne drive i land og i verste fall gi flekkvis, moderat og kortvarig skade i tidevannssonen over en strekning anslått til ca. 1 km. Olje på sjø og strand kan også skade enkeltindivider av sjøfugl, men neppe påvirke bestandene. Olje på overflaten vil kunne treffe oppdrettsanleggene på vestsiden av fjorden, men risikoen for at fisk i merder skal bli skadet eller ta smak vurderes som liten.

10. Referanser

- Adema, D.M.M., J.H. Canton, W. Slooff, and A.O. Hanstveit. 1981. Research for a Useful Combination of Test Methods to Determine the Aquatic Toxicity of Environmentally Dangerous Chemical. Rep.No.CL81/100, Natl.Inst.Public Health Environ.Hyg.:107 p.
- Brooke, L.T. 1991. Results of Freshwater Exposures with the Chemicals Atrazine, Biphenyl, Butachlor, Carbaryl, Carbazole, Dibenzofuran, 3,3'-Dichlorobenzidine, Dichlorvos, 1,2-Epoxyethylbenzene (Styrene Oxide), Isophorone, Isopropalin, Oxy. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:110 p.
- Buccafusco, R.J., S.J. Ells, and G.A. LeBlanc. 1981. Acute Toxicity of Priority Pollutants to Bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol.26(4): 446-452
- Golmen L.G., A. Sundfjord og C. Grimsby 2001: Vurdering av utslipp til sjø fra Renovasjon-Nord AS i Kristiansund. Rapport NIVA nr 4376, 31 s.
- Goodman, L.R., G.M. Cripe, P.H. Moody, and D.G. Halsell. 1988. Acute Toxicity of Malathion, Tetrabromobisphenol-A, and Tributyltin Chloride to Mysids (*Mysidopsis bahia*) of Three Ages. Bull. Environ. Contam. Toxicol.41(5): 746-753
- Ji, K., Y. Kim, S. Oh, B. Ahn, H. Jo, and K. Choi. 2008. Toxicity of Perfluorooctane Sulfonic Acid and Perfluorooctanoic Acid on Freshwater Macroinvertebrates (*Daphnia magna* and *Moina macrocopa*) and Fish (*Oryzias latipes*). Environ. Toxicol. Chem.27(10): 2159-2168
- Kim, E.J., J.W. Kim, and S.K. Lee. 2002. Inhibition of Oocyte Development in Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) Exposed to Di-2-Ethylhexyl Phthalate. Environ. Int.28(5): 359-365
- LeBlanc, G.A. 1980. Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol.24(5): 684-691
- Norconsult 2009. Miljøgifter i skipsvrak. Norconsult rapport 5012395/1/J3.
- Norconsult 2013: Kristiansund kommune. Resipientundersøkelse i Kristiansund kommune 2012. Rapp Norconsult 2013-02-11 Oppdragsnr.: 5120258, 69 s.
- Miljødirektoratet 2010. Kartlegging av nyere fraksjoner av farlig avfall i bygg. Rapport TA-2613/2010.
- Rhodes, J.E., W.J. Adams, G.R. Biddinger, K.A. Robillard, and J.W. Gorsuch. 1995. Chronic Toxicity of 14 Phthalate Esters to *Daphnia magna* and Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environ. Toxicol. Chem.14(11): 1967-1976
- Ronis D et al; Aquat Toxicol 69(3): 229-45 (2004).
- Rådgivende biologer (Tveranger og Johnsen) 2004: Kristiansund kommune. Miljøundersøkelser i sjøområdene. Delrapport I. Beskrivelse av sjøområdene, avløpsdisponering og miljøtilstand. Rapport Rådgivende biologer Nr 773, 49 s.
- Schriks, M. 2006. Novel In Vitro, Ex Vivo and In Vivo Assays Elucidating the Effects of Endocrine Disrupting Compounds (EDCs) on Thyroid Hormone Action. Ph.D.Thesis, Wageningen Univ.The Netherlands: 159 p.
- Walsh, G.E., M.J. Yoder, L.L. McLaughlin, and E.M. Lores. 1987. Responses of Marine Unicellular Algae to Brominated Organic Compounds in Six Growth Media. Ecotoxicol. Environ. Saf.14:215-222

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