

Förstudie om Vraksanering



THE ALLIANCE FOR GLOBAL SUSTAINABILITY

GÖTEBORG 2007

Förstudie om Vraksanering

av:

Dr Ida-Maja Hassellöv
Chalmers Industriteknik

Produktion:

AGS office at Chalmers
GMV, Chalmers
SE-41296 Göteborg

ISBN: 978-91-976534-4-2

LIGHTHOUSE
N 57° 42.4' E 011° 56.2'

CHALMERS

THE AGS
The Alliance for Global Sustainability



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN



KUSTBEVAKNINGEN

Förstudie om Vraksanering

The AGS brings leading technical universities together with industry and government to confront some of the world's greatest challenges.

The AGS is an international partnership of four leading universities: The Swiss Federal Institute of Technology, Massachusetts Institute of Technology, Chalmers University of Technology, and The University of Tokyo.

AV DR. IDA-MAJA HASSELLÖV
CHALMERS INDUSTRITEKNIK

Sammanfattning

För mer information, kontakta: ida-maja.hasselov@cit.chalmers.se

Rapporten kan beställas från
AGS Office at Chalmers
GMV, Chalmers
SE-412 96 Göteborg
alexandra.priatna@chalmers.se

Skagerrak finns 261 kända vrak som identifierats som potentiella miljöhot. Tjugo av dessa återfinns så nära den svenska kusten att de är inom länsgränsen för Västra Götalands län. Den största andelen vrak härrör från andra världskriget, varför många idag är sönderrostade och en del har redan börjat läcka olja. Trots att problemet uppmärksammats periodvis sedan mitten av sjuttioalet finns fortfarande ingen lagstiftning som reglerar ansvaret för förebyggande åtgärder, avseende att förhindra framtida oljeutsläpp från de risklassade vraken. Den här förstudien behandlar vrak i Skagerrak, men med stor sannolikhet finns det många ytterligare potentiellt miljöfarliga vrak längs resterande del av Sveriges kust. Således finns det ett behov av att upprätta en nationell databas över kända potentiellt miljöfarliga vrak.

Idag finns i princip inga teknologiska hinder för att tömma vraken på olja, men tömningen kan vara mycket kostsam (uppskattningsvis 20-250 miljoner SEK per vrak). Kostnaden för en tömning måste dock jämföras med de socioekonomiska konsekvenser som uppkommer ifall motsvarande olja istället plösligt kommer ut och förorenar kusten. För att befästa att en sanering är ekonomiskt försvarbar ur ett miljönyttoperspektiv är det därför av stor vikt att initialt genomföra en noggrann vrakinspektion, som kan verifiera mängd och typ av olja ombord, samt om vrakets skick tillåter sanering. Kostnaden för en detaljerad inspektion och riskbedömning är i storleksordningen 0,5-2 miljoner SEK per vrak. Finansieringen av såväl detaljerade inspektioner och riskbedömningar, som saneringsinsatser rörande vrak där ingen ägare kan ställas ansvarig, skulle kunna lösas på liknande sätt som tidigare gjorts vid instiftandet av en fond med medel för sanering av förorenad mark. I anslutning till en dylik fond skulle det vara gynnsamt att upprätta ett nationellt kompetenscentrum som samlar all kunskap inom området och kan stå för samordning av aktörer för att försäkra ett effektivt resursutnyttjande.

Förstudie om Vraksanering
Copyright 2007

AGS Office at Chalmers

Bilder från Sjöfartsmuseets Arkiv
Omslagsfoto: www.morguefile.se

Printed by Billtes Tryckeri AB on chlorine free paper

ISBN: 978-91-976534-4-2



INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	5
1. INLEDNING	9
1.1 POTENTIELLT MILJÖFÄRLIGA VRAK I SKAGERRAK	10
1.2 TIDIGARE LYCKADE SANERINGSINSATSER	11
2. KONSEKVENSER AV ETT STÖRRE LÄCKAGE AV OILJA VID SVENSKA VÄSTKUSTEN	12
2.1 MILJÖPÅVERKAN	12
2.2 SOCIOEKONOMISKA KONSEKVENSER	15
3. VRAKINSPEKTION OCH RISKBEDÖMNING	18
3.1 VRAKINSPEKTION	18
3.2 RISKBEDÖMNING	20
3.3 KULTURHISTORISKA ASPEKTER OCH BÄRGNINGSRÄTT	20
3.4 KOSTNADER FÖR BEDÖMNING AV VRAKSTATUS	21
4. BEFINTLIG SANERINGSTEKNOLOGI	23
4.1 TILLGÄNGLIGA METODER	23
4.2 KOSTNADER FÖR SANERING	24
5. FALLSTUDIE S/S SKYTTEREN	26
5.1 HISTORIEN OM S/S SKYTTEREN	26
5.2 ÖVERSIKTLIG RISKBEDÖMNING	28

1. Inledning

5.3 FÖRSLAG PÅ LÄMPLIG TEKNIK FÖR SANERING	28	Ur miljöhänsenande är det i princip ingen större skillnad på ett utsläpp av olja från ett läckande gammalt vrak eller recent utsläpp från fartyg eller kustnära industriell verksamhet. Således har frågan om sannolika oljeutsläpp från vrak diskuterats på flera konferenser i serien "International Oil Spill Conference". Frågans komplexitet är väl beskriven i artikeln "Potentially Polluting Wrecks in Marine Waters" ⁽⁹⁾ som sammanfattar såväl teoretiska som praktiska svårigheter kring läckande vrak ur ett internationellt perspektiv.
5.4 UPPSKATTADE KOSTNADER FÖR BEDÖMNING OCH SANERING	32	Idag finns det teknologier för att såväl kartera större områden för att identifiera vrakpositioner, som att detaljerat inspektera individuella vrak.
5.5 BEST AND WORST CASE SCENARIUM AV ETT PLÖTSLIGT STÖRRE LÄCKAGE FRÅN S/S SKYTTEREN	32	Vrak som läcker olja längs våra kuster har under snart två decennier utpekats som tickande miljöbomber ^(2,6) . Rapporten Vrak i Skagerrak ⁽²⁾ från 2005 pekar ut 261 vrak som potentiella miljöhot, varav 20 st återfinns mycket nära den svenska kusten (Fig 1).
5.6 EXTRAPOLERING TILL ÖVRIGA RISKKLASSIFICERADE VRAK I SKAGERRAK.	33	Trots detta har hittills inga åtgärder vidtagits och korrosionen av fartygsskroven på havets botten fortgår ^(7,8) . Faktum är att det i Sverige idag inte ens finns någon samlad nationell databas över kända vrak. Enligt uppgift från Marin Mätteknik AB ⁽³⁾ finns det också idag en hel del avvikelser från de så kallade kända positionerna av vrak bland annat i Skagerrak.
6. VEM BÄR ANSVARET FÖR KOSTNADERNA FÖR VRAKINSPEKTION, RISKBEDÖMNING OCH SANERING?	37	
6.1 DAGSLÄGET – INGEN ANSVARIG!	37	
6.2 HUR HAR ANDRA LÄNDER LÖST PROBLEMET?	38	
6.3 POTENTIELLA PLATTFORMAR OCH FINANSIERINGSKÄLLOR?	39	
7. SLUTSATSER	40	
8. REFERENSER	42	
Appendix 1: Översiktlig riskbedömning av S/S Skytteren	47	
Appendix 2: Modellerade strömförhållanden vid S/S Skytteren position	51	
Appendix 3: Oljespridningsscenario	57	
Appendix 4: Företag som bidragit med information till rapporten	61	

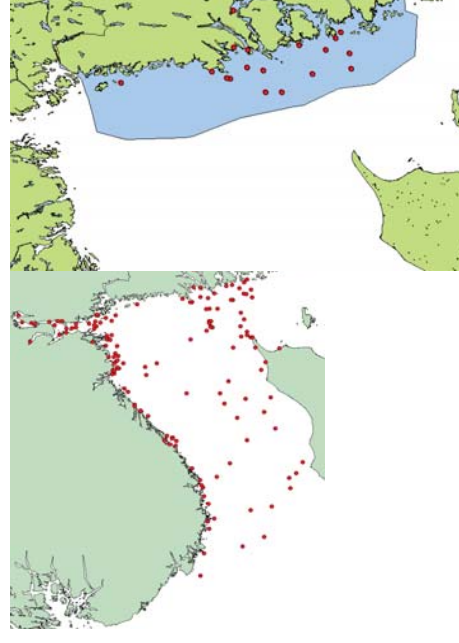


Fig 1. Kartan t v visar vrak som bedömts utgöra ett potentiellt miljöhot (och vars position är känd) i Skagerrak. Till höger en förstoring över området inom Västra Götalands länsgräns omfattande 19 potentiellt miljöfarliga vrak. Ur rapporten Vrak i Skagerrak⁽²⁾

Likåsa finns det olika beprövade koncept för att tömma resterande oljevolymer från fartygsvrak, däribland ett flertal patent^[9-11] för att pumpa upp oljan till havsytan, varefter den kan tas om hand för att undvika att den kommer ut i miljön.

Sammanfattningsvis är det inte avsaknad av teknologi som bromsar åtgärdandet av vrak som potentiella miljöhot. Istället är det frågan om ansvar och finansiering av vraksanering som är begränsande för att komma vidare. Angelägenheten av att lösa dessa frågor snarast belyses i den här rapporten som beskriver möjliga scenarion och kostnadsbilder för samhället om inga åtgärder vidtas. Vidare diskuteras tillgänglig saneringsteknologi och slutligen beskrivs mer detaljerade frågeställningar inför en sanering, genom en fallstudie av S/S Skytteren som sedan 1942 ligger på 74 m djup utanför Måseskår.

1.1 Potentiellt miljöfarliga vrak i Skagerrak

Det första steget mot att kunna åtgärda potentiellt miljöfarliga vrak och därmed möjlighet att förhindra att överraskas av ett plötsligt oljeutsläpp, är att kartlägga förekomsten av dylika vrak. För den svenska västkustens räkning har detta arbete redan inletts genom den inventering av vrak som länsstyrelsen i Västra Götaland gjort i rapporten Vrak i Skagerrak^[2]. Rapporten bygger på data ur Skandinaviskt vrakarkiv som byggts upp av uppgifter insamlade av Björn Åkerlund. Någon nationell databas med verifierade uppgifter om tex vrakens identitet, position och djup finns i dagsläget inte att tillgå. Fig 2 visar exempelvis djupfördelning av de vrak, för vilka det idag finns en djupangivelse.

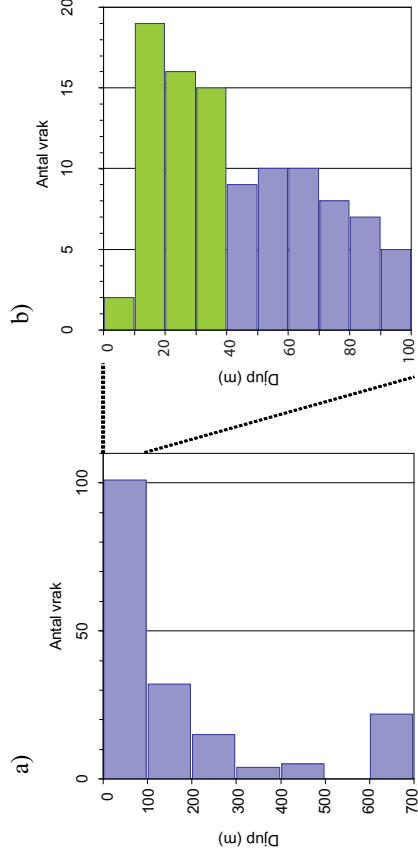


Fig 2. a) Djupfördelning av 179 potentiellt miljöfarliga vrak i Skagerrak. b) Djupfördelning av 106 potentiellt miljöfarliga vrak som återfinns på mindre än 100 m djup. Grön färg indikerar (ur djuphänseende) förhållandevis rutinnässiga djup för behörig dykare.

För att avgöra om ett vrak skall klassas som potentiellt miljöhot, har Lindström^[2] använt de kriterier som tagits fram av Bergens Sjöfartsmuseum. Dessa kriterier är:

1. Ett registrerat bruttotonnage på minst 100BRT.
2. Fartyget skall ha förlist efter 1914
3. Fartyget skall vara drivet av olja, diesel eller liknande och därmed haft detta som bunker vid förlisningstillfället
4. Fartyg som enligt databasen haft miljöfarlig last vid förlisningstillfället skall vara med även om de inte uppfyller kriterie 1-3. Som miljöfarlig last räknas petroleumprodukter (exempelvis olja och diesel), krigsmaterial (exempelvis ammunition och krigsgas) och andra typer av miljö- eller hälsoskadliga ämnen eller kemikalier (ex arsenik).

Ur: Vrak i Skagerrak, P. Lindström, 2005

I länsstyrelsens genomgång fanns det ytterligare 453 fartyg som kan förväntas ha haft petroleumbaserat drivmedel men med ett bruttotonnage understigande 100 BRT.

1.2 Tidigare lyckade saneringsinsatser

Precis som S/S Skytteren härrör många oljeläckande vrak från andra världskriget. Detta är givetvis inte enbart i Sverige som detta är ett problem och runt om i världen finns det vrak som börjar göra sig påmind när korroderade plåtar brister och vraken börjar att läcka olja. Norge ligger långt fram, både avseende lagstiftning i ansvarsfrågan^[15] som detaljerad riskbedömning. Detta har föranlett två större saneringsinsatser i Oslofjorden sedan början av 1990-talet^[16], varav tömningen av kryssaren Blücher är den mest omtalade. Från Blücher pumpades ca 1600 ton olja och oljeblandning upp till ytan och den totala kostnaden uppgick till 90 miljoner NOK.

På andra sidan jorden, i atollen Ulirhi, Mikronesien ligger USS Mississinewa som var ett amerikanskt krigstankfartyg som sänktes av en japansk ubåt 1944. USS Mississinewa var vid förlisningen fullastad med en rad olika sorters bränsle och smörjolja. Efter 57 år på botten började det i augusti 2001 att läcka olja ut i lagunen vilket föranledde en saneringsaktion från den amerikanska flottan. Förberedelserna för tömningen påbörjades i augusti 2002 och i februari 2003 avslutades den lyckade operationen där knappt 7500 m³ olja bärgades^[14].

Utöver tömning av äldre vrak finns det även en ansenlig mängd information från saneringsinsatser från recenta vrak, såsom förlista oljetankers Erika^[11] och Prestige^[13] där resterande olja från tankarna bärgats. Erika förläste 1999 utanför Frankrikes kust och 20 000 ton olja läckte omedelbart ut i havet. Saneringskostnaderna beräknas ha uppgått till drygt 1.3 miljarder SEK. Erika sjönk till botten på 120 meters djup och genom dykarassisterad hantering av specialiserad pumputrustning tömdes fartyget under sensommaren 2000 på ytterligare 11 200 ton olja, till en kostnad av ~670 miljoner SEK. An mer anmärkningsvärd är bärgningen av 13 400 ton olja från Prestige, som 2003 sjönk till 3800 meters djup utanför Spaniens kust. Bärgningen sköttes av små fjärrstyrda ubåtar (ROV:er) försedda med utrustning för att ta hål och angöra slangar att använda för uppumpning.

2. Konsekvenser av ett större läckage av olja vid svenska västkusten

2.1 Miljöpåverkan

Sannolikheten för läckage av den olja som finns i skeppsvraket blir, om man tar hänsyn till tidsperspektivet, lika med ett; det vill säga förr eller senare kommer all olja att leta sig ut. Det är däremot svårare att förutsäga huruvida oljan kommer att sippra ut sakta under lång tid eller om det kommer att ske ett större läckage. Även om det i slutändan är samma volym olja som har släppts ut, kan åtgärderna för omhändertagandet av oljan se olika ut. Kustbevakningen har lagstadgat ansvar att övervaka oljeutsläpp, samt genomföra en sanering i fall miljönyttan med en dylik insats är samhällsekonomiskt försvarbar. En annan förutsättning är givetvis att saneringen är praktiskt genomförbar, vilket kan vara tveksamt för mindre läckage under lång tid, exempelvis beroende på väder och vindförhållanden. Förvisso spelar utsläppshastigheten en viktig roll i naturens förmåga att själv ta hand om oljan. Oljan bryts ned naturligt, framför allt av mikroorganismer, i miljö och senare studier tyder på att återhämtningsprocessen kan vara snabbare än vad man tidigare trott^(6,19). Effekterna av ett oljeutsläpp i kustnära marin miljö påverkas av en rad faktorer^(20, 21):

- Typ av olja
- Mängd olja
- Kusttyp
- Vind- och strömförhållanden

2.1.1 Olika typer av olja

En mycket viktig parameter som bestämmer hur omfattande miljöpåverkan blir efter ett utsläpp är givetvis vilken sorts olja som läckt ut. Olja består huvudsakligen av olika proportioner ur tre grupper av kolväten; alkaner (paraffiner), cykloalkaner (naftener) och aromater⁽²²⁾. En lättare olja är å ena sidan generellt mer akut toxisk jämfört med tung brännolja, å andra sidan avdunstar den lättare oljan snabbare och transporteras därmed inte så långt sträcker som en tyngre fraktion kan göra⁽²⁰⁾. Såväl tyngre som lättare oljor kan orsaka att fåglars fjäderdräkt förlorar sin värmeisolerande förmåga; dels genom avfettning och dels genom att fjädrarna kletas ned. Särskilt i kallare klimat kan relativt små mängder olja försätta fåglars liv i fara; 2-3 cm² oljetäckta fjädrar kan vara livshotande för en individ⁽²³⁾.

När oljan kommer ut i vattnet förändras dess kemiska och fysikaliska egenskaper. De huvudsakliga processerna som bidrar till förändring är⁽²⁰⁾:

- Avdunstning, genom vilken de lättare fraktionerna försvinner från havsytan och då lämnar kvar en mer högviskös produkt i vattnet.
- Naturlig dispergering innebär finfördelning av olja i vatten, vilket påskyndar naturliga nedbrytningsprocesser i vattnet.
- Spridning av oljan beror dels på oljans

egenskaper, dels på rådande vind- och strömförhållanden. Enligt IVL:s oljejour sker fördelningen mellan en lättare och en tyngre fraktion grovt generaliserat enligt följande:

	"Blåskimmer"	Tjockare olja
Oljeffäckens tjocklek	>1µm	1-5mm
Relativ volym av oljeffäcken	10%	90%
Relativ area av oljeffäcken	90%	10%

- Lösning sker generellt endast av en mindre andel av oljan. Då oljan är löst i vattnet utgör den inte längre ett hot i form av större påslag på kusten. Däremot ökar tillgängligheten för akvatiska organismer, vilket kan öka akutoxiciteten.
- Oxidation sker främst genom fotooxidation och är därför begränsad till det allra översta skiktet som nås av solljuset.
- Emulgering kan betraktas som en motsats till dispergering, det vill säga emulgering innebär att oljan tar upp vatten. Konsekvensen av emulgering blir mycket större volymer oljeförening, på ett par dagar kan volymen fördubblas. Om en olja emulgeras minskar såväl avdunstning som dispergering. Även spridningen avtar dock eftersom emulsionen har en högre densitet och är mer viskös.

Utöver de processer som beskrivits ovan kan oljan i tankarna på ett vrak från andra världskriget förändras på andra sätt. Eftersom olja består av en blandning av många olika kemiska föreningar kan man exempelvis inte utesluta en densitetsökning i en intakt tank, under förutsättning att vraket ligger relativt still.

2.1.2 Olika typer av stränder

Beroende på hur kuststräckan ser ut kommer ett påslag av olja att få mycket olika konsekvenser. De initiala bilderna från större utsläpp av olja förmedlar ofta känslan av en ekologisk katastrof som naturen aldrig kommer att återhämta sig från. Återhämtningen kan indelas i tre steg, där det första innebär att återkolonisation av opportunistiska arter påbörjas. Nästa skede beskriver tiden från det att återkolonisationen påbörjats till dess att den tredje fasen, ett återställt ekosystem, infunnit sig. De första två faserna överlappar varandra och återhämtningshastigheten är mycket varierande beroende på vilken typ av strand som förorenats⁽²⁴⁾. Dean och Jewett⁽²⁵⁾ konstaterar att efter Exxon Valdez olyckan i Alaska var det mycket sämre återhämtning de första fem åren efter olyckan på lokaler med ålgräs jämfört med lokaler som dominerades av kelp. Utöver att ålgräsängar generellt återfinns på mer skyddade lokaler än

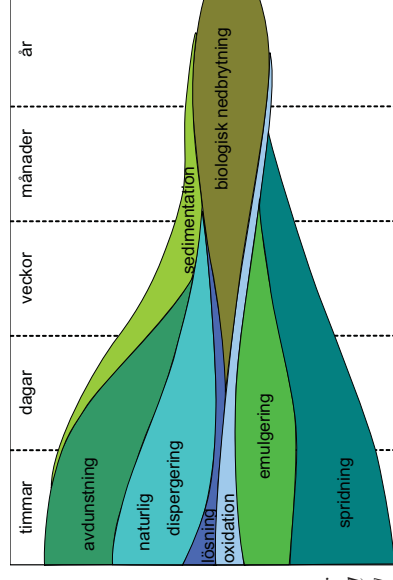


Fig. 3. Översiktsbild av processer vid ett oljeutsläpp. Omarbetad efter IVL Oljejouren⁽²⁰⁾

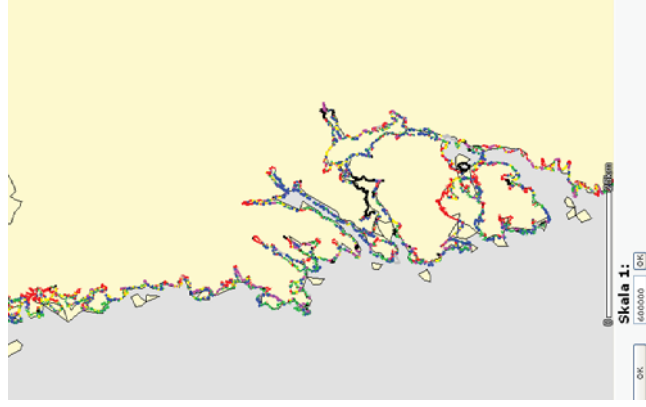
kelp anses även älgrässlammhället bestå av fler känsliga arter än kelpslammhället. De flesta studier pekar också på att akuta effekter i vattenpelaren snabbt avtar tack vare utspädningen^[6, 18, 26]. Nyligen påvisade dock Hjorth et al 2007^[67] i pelagiska mesokosmförsök att engångsexponering av mycket låga koncentrationer av pyren (en typ av PAH), kunde påverka såväl struktur som funktion av ett planktonsamhälle. Detta är något kontroversiellt eftersom den allmänt rådande uppfattningen varit att den maximala marina miljöpåverkan efter ett oljeutsläpp är påverkan av bentiska samhällen, vilket identifierats med några månaders fördrojning. Som exempel kan nämnas Baltic Carrier-olyckan 2001, då drygt 1100 ton tjock bunkerolja förorenade Grønsvund i södra Danmark. Efter olyckan upprättades ett övervakningsprogram och två och en halv månad efter olyckan kunde man fortfarande uppmäta PAH:er (polyaromatiska kolväten) från olyckan i det fria vattnet. Motsvarande siffra för sedimenten var tre år för alla provtagna lokaler utom en, där det dröjde fem år tills man inte längre kunde urskilja PAH:er från olyckan från bakgrundsnivåerna i sedimenten^[18].

- Teckenförklaring**
- Strandtyp-och saneringsmetod
 - Anläggningar
 - Klippbranter och stenväggar
 - Sandstränder
 - Grussstränder
 - Blocksstränder
 - Klippstränder
 - Finsedimentstränder
 - Vassbälten och strandängar
 - Sten- och klapperstensstränder
 - Data saknas

Fig 4. Olika strandtyper utmed Bohuskusten, inlagt i Digital miljöatlas^[1].

Sammanfattningsvis kan tiden till återställt ekosystem för en exponerad klippkust uppskattas till 1-2 år, medan motsvarande siffra för en strandäng kan vara större än 5-6 år. Paradoxalt nog påskyndar inte alltid en sanering återhämtningsförloppet, då den initiala återkolonisationsprocessen kan fördrojas av en sanering^[24].

Med hjälp av verktyget Digital miljöatlas^[1], som utarbetats av IVL på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götaland, kan fördelningen av strandtyper med olika känslighet och/eller med olika skyddsvärda naturvärden för ett specifikt område åskådliggöras. Informationen kan med fördel användas i förebyggande syfte, för att exempelvis begränsa riskfyllda aktiviteter i särskilt känsliga områden. Ytterligare ett användningsområde är att snabbt kunna identifiera var saneringsinsatserna skall fokuseras i händelse av ett oljeutsläpp för att



minimera skador på de känsligaste strandtyperna, vilket givetvis även kan innebära en ekonomisk vinst. Digital miljöatlas är ännu inte fullt utbyggt, men Fig 4 visar ändå ett exempel på vilka strandtyper som återfinns längs den svenska Bohuskusten, och som skulle kunna påverkas av ett plötsligt utsläpp från något av de oljeinnehållande vraken.

2.2 Socioekonomiska konsekvenser

2.2.1 Direkta kostnader

Sanering av ett större oljepåslag är givetvis kostsamt både med hänsyn till nyttjande av specialresurser, såsom fartyg, länsor och saneringsutrustning, men inbegriper även omfattande personalkostnader. Räddningsverket har under flera års tid finansierat uppdrag med att identifiera och kvantifiera kostnader i samband med större oljepåslag i svenska vatten^[27, 28]. Realistiska socioekonomiska beräkningar av detta slag kan dels ligga till grund för att motivera höjda säkerhetsåtgärder för att förebygga olyckor, dels kan de bidra till att upprätta en prioriteringsordning vid en inträffad olycka^[29]. Forsman et al 2002^[28] och 2006^[27] delar in de direkta kostnaderna enligt följande:

- Statlig räddningstjänst
 - o Oljeuppsamling till sjöss
 - o Utrustning
 - Kommunal räddningstjänst
 - o Personalkostnader
 - o Utrustning
 - Transport, logistik och avfallshantering
 - o Sanering
 - o Personalkostnader
 - o Utrustning, transport och avfallshantering
- Kustbevakningen har det huvudsakliga ansvaret för miljöräddningstjänst till sjöss enligt lagen om skydd mot olyckor (2003:778). I dagsläget har kustbevakningen kapacitet att omhänderta oljeut-

släpp av storleksordningen 5000 ton, men under 2009-2012 beräknas denna kapacitet fördubblas bland annat genom införlivande av tre nya räddningsbogserbåtar^[27, 30]. Nivån för beredskap och tillgängliga operativa resurser har tagits fram av Kustbevakningen i samråd med Räddningsverket och Sjöfartsverket och baseras på att svenska erfarenheter inbegriper ett fåtal utsläpp om 1000 ton och flertalet saneringsinsatser rör betydligt mindre utsläpp. I händelse av ett större akut tillbud kommer dock alla tänkbara nationella resurser att aktiveras och således kan även militära fartyg assistera vid länsutläggning och inte minst transport av utrustning och personal. Det senare kan var mycket betydelsefullt för att kunna öka den effektiva tiden för specialiserade oljeupptagningsfartyg i bekämpningsarbetet. Ytterligare förstärkning av kustbevakningens resurser kan ske genom internationella samarbet-savtal i form av Köpenhamnsavtalet och EUs sjösäkerhetsmyndighet EMSA^[27].

Ofta anses^[31, 32] det vara mindre kostsamt att ta upp oljan till havs, om detta är möjligt, än att sanera kusten. Eikin (2000)^[31] uppskattar att sanering av kustnära utsläpp eller utsläpp i hamnområden är 4-5 gånger så dyr som sanering av motsvarande utsläpp till havs. Många faktorer spelar dock in och det finns exempel där saneringen av kusten snarare blev 15 gånger så kostsam per ton olja som saneringen till sjöss. Ett exempel från svenska vatten är slutnotan för Operation Fu Shan Hai; räddningsinsatsen i samband med att det kinesiska fartyget Fu Shan Hai förläste norr om Bornholm efter kollision med det Cyperregistrerade fartyget Gdynia i maj 2003. Under räddningsarbetet tog Kustbevakningen upp ca 1000 ton olja ur vattnet. Kustbevakningens insats kostade 10 miljoner SEK. Trots massiva insatser nådde uppsamlingssvits ca 100 ton olja land och saneringskostnaderna för de drabbade skånska kommunerna uppgick till ca 15 miljoner. Den totala kostaden, vilken inbegriper även förlust av last och fartyg, räddningsarbetet samt reparation av Gdynia och oljesanering,

landade på över en miljard kronor^[53].

I exemplet med Operation Fu Shan Hai drabbades en skånsk kuststräcka som till stor del består av sandstränder. En sandstrand är förhållandevis lätt att återställa genom att större mängder förorenad sand avlägsnas. Liksom att miljöpåverkan är olika för olika kusttyper kommer också saneringskostnaden att variera med typ av kust. En klippkust är generellt dyrare att sanera än en sandstrand, men om det är mycket exponerat kan det vara överflödigt med mänskliga insatser för att påskynda nedbrytningsprocessen. Den allra känsligaste kusttypen att sanera, ur synvinkel är att på bästa sätt återställa ekosystemet, är som diskuteras ovan skyddade strandängar. Denna kusttyp utgör också den dyraste att sanera. Trots höga kostnader är det ändå inte säkert att arbetet med att återställa naturvärdet lyckas. Det finns studier som pekar på att sanering av denna kusttyp i själva verket förlänger återhämtningstiden av ekosystemet^[24, 29]. Trots detta kan det vara svårt att implementera valet att avstå från sanering då det kompliceras av ytterligare aspekt, nämligen den misstro som uppstår bland allmänheten när "inget görs".

2.2.2 Indirekta kostnader

Hittills har endast direkta kostnader diskuterats, det vill säga kostnaden för material och personal i samband med en saneringsaktion efter ett oljepsålag. Till skillnad från de direkta kostnaderna, vilka är jämförelsevis lätta att kvantifiera kommer också stora indirekta kostnader. Huvudsakligen består de indirekta kostnaderna i ökad belastning på kommunal service samt inkomstbortfall av näringsverksamhet. I den stora samlingen av poster som innebär ökad samhällskostnader återfinns också enstaka sysselsättnings- eller marknadsstimulerande poster, exempelvis kan arbetslösa sysselsättas i saneringsarbete. Forsman 2002^[28] och 2006^[27] delar in de indirekta kostnaderna enligt följande:

- Kommunal verksamhet och service
 - o Räddningstjänst
 - o Miljö- och hälsoskydd
- Övrig kommunal service, såsom vård, skolskjuts, skolbespisning
 - o Infrastruktur
 - o Hamnar
 - o Avfallshantering och omlastningsplatser
 - o Lokal inkvartering av personal
- Arbetsmarknad och sysselsättning
 - o Kommunal rekrytering av arbetskraft
 - o Arbetslöshet
- Effekter på näringsliv
 - o Turism
 - o Fiske och havsbruk
- Fastighetsmarknad
- Livskvalitet och olägenheter för enskilda, individnivå
 - Olyckor
 - o Dödsfall och personskador
 - o Materieella skador, bränder och markförorening

Ur ett ekosystembaserat perspektiv tillkommer indirekta kostnader i form av bortfall av ekosystemtjänster, det vill säga de värden som ett ekosystem tillhandahåller mänskligheten och som vanligtvis tas för givna, då de traditionellt inte varit prissatta^[34, 35]. Insikten om att jordens/ ekosystemens resurser inte är oändliga har drivit fram metoder för att värdera dessa varor och tjänster, vilka kan delas i produktionsfunktioner (exempelvis tillgång till fisk), reglerande funktioner (exempelvis en våtmarks renande funktion med avseende på näringsämnen) och slutligen kulturella funktioner (exempelvis rekreationsvärdet längs en kuststräcka).

För västkustens räkning genomfördes på

uppdrag av Räddningsverket 2002 en förstudie som inkluderade en scenariorstudie för ett större oljeutsläpp (25 000 ton) utanför Göteborg^[28]. I den här förstudien om vraksanering görs inga detaljerade analyser av socioekonomiska konsekvenser för olika potentiella utsläpp från de olika vraken. Det finns metoder för att göra värdeöverföringar^[33], det vill säga nyttjande av tidigare beräkningar i en annan miljö eller situation. Inget av vraken i Skagerrak beräknas ha oljevolymer ombord i storleksordningen 25 000 ton, men som påpekats i flera rapporter är det inte ett linjärt samband mellan oljeutsläppets

volym och saneringskostnad^[9, 32]. Ett spill i storleksordningen 100-5000 m³ behöver inte ligga långt efter saneringskostnader för ett avsevärt större utsläpp^[32]. Eftersom en analys av socioekonomiska konsekvenser redan i första läget innehåller en rad osäkerhetsfaktorer^[27], är det inte motiverat att i detalj gå in och göra en dylik värdeöverföring innan det potentiella miljöhotet från ett vrak kunnat säkerställas. Vinöjrossisället med att dra paralleller till kostnader för sanering av tidigare oljeutsläpp, samt de kostnader som beräknats i den tidigare nämnda scenariorstudien för ett större utsläpp utanför Göteborg (Tabell 1).

Tabell 1. Kostnader relaterade till oljepsålag

	Uppskattad volym olja (ton)	Direkta kostnader (SEK)	Indirekta kostnader
1987, Tolmiros ³⁶ , utsläpp utanför Tjörn	400	96 miljoner	Ingen uppgift
2003, Fu Shan Hai, förliste norr om Bornholm	1100	25 miljoner	Ingen uppgift
2002, Scenarioberäkning, tanker utanför Göteborg ^[28]	25000	Några hundra miljoner	> 1 miljard

* Friades sedermera från misstanke, men incidenten refereras ändå till det misstänkta fartygets namn

3. Vrakenspektion och riskbedömning

Efter kartläggning av potentiellt miljöfarliga vrak, samt upprättande av en inbördes prioriteringsordning, är nästa steg att göra en noggrannare bedömning av individuella vrak (Fig 5). Detta stegvisa förfarande har med gott resultat använts i Norge för att komma till rätta med potentiellt miljöfarliga vrak på Norskt vatten^[56]. Ett liknande arbetssätt, MIFO (Metod för Inventering av Förorenade Områden) har också utarbetats av Naturvårdsverket^[57, 58] för inventering och klassificering av förorenad mark.

En utförlig bedömning av vrakets status och dess omgivning är avgörande för att kunna välja den bäst lämpade metoden för en eventuell sanering. Bedömningen skall inspektera vrakets befintliga skick, hur mycket olja som finns ombord samt var den är lokaliserad och slutligen huruvida oljan kan eller bör omhändertagas^[9]. Det sista steget avser dels att utröna om det går att åstadkomma relativt säkra arbetsförhållanden, dels inkludera det en riskbedömning över vilka konsekvenser ett oljeläckage från det aktuella fartyget skulle få.

3.1 Vrakenspektion

Vrakenspektionen är till stor del av praktisk natur, men för att underlätta arbetet är det mycket värdefullt att ha så utförlig teoretisk kunskap som möjligt om vraket. Följande information bör insamlas^[9]:

- Ritningar över det förlista fartygets konstruktion. Om ritningar av vraket inte finns att tillgå, bör ritningar av liknande fartyg studeras.
- Ögonvittnesskildringar och/eller foton från förlisningstillfället
- Dokumentation om den sista resan såsom typ av last, bunkningsrapporter etc
- Dokumentation från tidigare vraksaneringsinsatser

En detaljerad tredimensionell kartläggning av vraket och dess omgivning kan göras med en

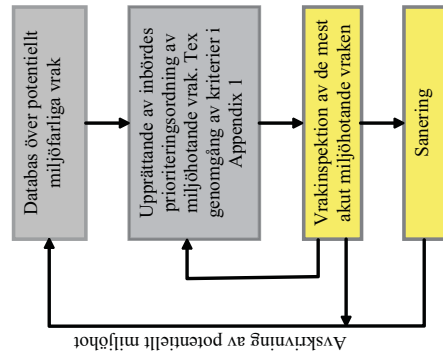


Fig 5. Förslag på tillvägagångssätt för resurseffektiv hantering av potentiellt miljöfarliga vrak.

multisträle sonar utrustning kopplad till en GPS. Detta kan ge information om hur vraket ligger, hur intakt det är och om ritningar finns att tillgå kan jämförelser mellan sonarbilderna och ritningarna ge information om var exempelvis tankarna är lokaliserade. Utifrån dessa uppgifter kan man dra slutsatser om var det är troligt att det finns olja kvar och var man skall leta för att hitta dessa utrymmen. Exempelvis kan ett vrak som ligger mer eller mindre intakt upp och ned sannolikt ha mycket av sin olja kvar i sina tankar, medan ett vrak som haft ett kraftigare nedslag och sedan hamnat med tankarnas ventiler i upprätt läge, möjligen ha lidit en större förlust av olja under tiden på botten. Generellt när ett sjunkande fartyg sin maximala sjunkhastighet någonstans mellan 100 och 300 meters djup. Variationerna beror exempelvis på olika skrovform, last och/eller förlisningsorsakade skador. Vilket skick ett vrak är i beror utöver skador från förlisningstillfället och nedslaget i botten även av omgivande miljöfaktorer såsom:

- Vattendjup
- Skyddade eller exponerade vatten
- Ström- och vindförhållanden på lokalen
- Vattentemperatur
- Biologisk aktivitet
- Vattenkemi

Vattendjup i kombination med ström- och vindförhållanden på lokalen har stor betydelse för större rörelser av vraket, dels som tidigare nämnts vid nedslaget, men även senare när vraket ligger på botten. Om lokalen är exponerad och det vid exempelvis stormiga förhållanden förekommer våglängder om 75-150 meter, kan vrak 35-75 meter "skuras" av vågpulsema. Detta kan leda till en snabbare nedbrytning av stål eftersom man skrubbar av ytebehandlingar och biologisk påväxt. Det kan också försätta vraket i rörelse så att det bryts sönder eller begrava det i sediment så att det är svårare att lokalisera tankarna för provtagning av oljan. I grunda vatten kan brytande vågor öka

syresättningen av vattnet kring vraket, vilket kan bidra till en accelererad korrosion av skrovet. Just syrekonzentrationen i vattnet har visat sig vara en avgörande parameter för korrosionshastigheten^[59]. Andra parametrar som spelar in är salinitet, temperatur, biologisk påväxt och grad av begravnin i sediment. Dessa parametrar är alla mer eller mindre sammankopplade eller beroende av varandra. Således är korrosionshastigheter svåra att teoretiskt beräkna då reduktion av en nyckelparameter kan leda till att en annan ökar^[6]. Vattentemperaturen kan utöver påverkan på korrosionshastigheten även påverka oljans viskositet, vilket kan leda till att man observerar säsongsvisa oljeläckage. Slutligen spelar det vattendjup vid vilket vraket är beläget en central roll för hur en närmare inspektion av vraket sedan kan göras, med dykare och/eller ROV.

Att lokalisera och prova individuella tankar är mycket tidsödande, men ett synerligt viktigt moment. Detta arbete behöver inte inkludera högteknologisk utrustning, utan kan utföras genom att knacka på skrovet för att lokalisera exempelvis skott eller spant innanför skrovet. Provtagning av tankarna kan utföras med hjälp av en borr och slang. I händelse av en högvisköls olja kan man behöva värma för att kunna provta. Varje tank behöver provtas på flera ställen, dels för att fastställa oljenivån, dels för att undersöka om det är samma olja i hela tanken eftersom oljan kan ha skittat sig i olika lager inom en och samma tank. Totalt blir det många hål att borra, varför icke-destruktiva provtagningsmetoder för att identifiera olika vätskeskikt i sluta tankar medför kan användas för att bedöma skrovet's tjocklek. Däremot har dylik utrustning begränsad möjlighet att ge information om oljenivån i en tank. För detta ändamål finns det idag detektorer som utnyttjar förändringar i spridning av neutroner^[40] som skickas genom stålanken. Den sistnämnda tekniken har en upplösning på mindre än fem (5) cm i sin förmåga att detektera fasgränsen mellan

olja och saltvatten och är mycket användbar i kombination med en ROV.

Om man har tillgång till, och vrakets skick tillåter, kan man också prova genom befintliga ventiler eller rörledningar. För nyare vrak kan detta vara en möjlighet, kanske även för att tömma tankar på olja. När det rör sig om vrak från andra världskriget är det nog väl optimistiskt att tro att detta är möjligt^(7, 8), mycket på grund av korrosionsrelaterade förändringar.

Tidigare saneringsinsatser har kunnat vittna om att oljeinnehållande tankar, där skrovets bottenfärg på utsidan av tanken är välbehållen under marin påväxt, knappt har korroderat alls trots många år under vatten. Detta fenomen har observerats i både kalla och varma vatten, ned till 50 m djup⁽⁴¹⁾. Således är det intressant att inventera statusen på bottenfärgen, speciellt på och runt omkring tankarnas placering. Detta, samt att göra en mätning av vrakets galvaniska korrosionspotential är två viktiga bitar för att kunna göra en riskbedömning av sannolikheten för att tankarna skall kollapsa. Slutligen kan även ultraljudsutrustning användas för att bedöma skrovets fjocklek.

3.2 Riskbedömning

Utöver att det är nödvändigt att bedöma vrakets stabilitet för att kunna garantera säkerheten för de personer som deltar i en saneringsoperation, bör man också efter att ha konstaterat hur mycket olja som finns kvar i vraket utreda vilka konsekvenser ett större läckage från det aktuella vraket skulle kunna få. Miljö- och samhällsekonomiska frågor går idag hand i hand⁽⁴²⁾ och det arbete med riskklassificering som påbörjats i och med kartläggningen av potentiellt miljöfarliga vrak måste fördjupas ytterligare innan en sanering påbörjas. Före diskussion av lämplig saneringsteknik, måste miljönyttan med en sanering samtidigt vara ekonomiskt försvarbar⁽⁴³⁾, med andra ord; kan man verifiera att ett plötsligt större läckage är av

sådan natur att det är ekonomiskt försvarbart att inleda en saneringsinsats?

Det här arbetet bör också inkludera jämförelser mellan tillgängliga ritningar, uppgifter om last och bunker, och eventuell känd förekomst av krigsmateriel eller annan farlig last. Även om den här rapporten fokuserar på miljöhotet från oljeläckage och inte krigsmaterial såsom ammunition eller stridsgas, måste det nämnas att förekomsten av de senare kan påverka möjligheten att sanera vraken med avseende på olja. Det utgör en stor säkerhetsrisk att tömma ett vrak på olja om det exempelvis föreligger en explosionsrisk eller risk för frisättning av stridsgas i samband med bärgningsarbetet av oljan. Till exempel kan nämnas saneringen av kryssaren Blücher i Oslofjorden, där man bedömde det alltför osäkert att ta upp 30-40 ton olja som var lokaliserat i utrymmen angränsande ammunitionsförråd⁽⁴⁰⁾.

3.3 Kulturhistoriska aspekter och bärgningsrätt

Ytterligare en aspekt av vraken, utöver deras potential som miljöhot, är deras kultur-historiska värde. Idag omfattas inte vrak som är yngre än 100 år av formlagen, vilket på många sätt är en olycklig och irrelevant indelning⁽⁴⁴⁾ eftersom exempelvis vrak från andra världskriget kan vara väl så intressanta ur krigshistorisk synvinkel, som betydligt äldre vrak. Ur marinarkologiskt perspektiv är det därför av intresse att få ta del av de observationer som görs i samband med detaljerade inspektioner av vrak. Vidare måste man ta hänsyn till att en del av vraken utgör gravar och således omfattas av griftrifid.

Såväl marinarkologerna vid Bohusläns museum som Kustebevakningen får varje år bistå länsstyrelsen genom yttranden till deras bedömningar av inkomna ansökningar om bärgningsrätt enligt Lagen om ensamrätt till bärgning (1984:983). Då det i händelse av

värdefull last inte brukar råda brist på villiga bärgare tillkom denna lag för att ge rättmätiga bärgare arbetsro. Då de potentiellt miljöfarliga vraken med största sannolikhet involverar större kostnader för att omhänderta exempelvis oljan ombord, än vad som motsvarar oljans värde, utgör detta kanske inte något större problem. Om det däremot skulle visa sig att andra delar av vrak eller last är ett sådant värde att de kunde bidra till att finansiera avväjandet av ett miljöhot, uppstår diskussionen om att värna de kulturhistoriska värdena och gravriden mot kostnadslättningen för saneringsarbetet. Under 2007 avslög Länsstyrelsen i Västra Götalands län Svenska marinhistoriska sällskapets ansökan om bärgningsrätt, gällande sju (7) fartyg förlista mellan 1940 och 1945, varav tre (3) återfinns på listan över riskklassade vrak i Skagerrak.

Slutligen gör det stora allmänintresset att det kan vara av värde att redan från början planera en dokumentation avsedd att kunna förmedla vrakens historia till en intresserad allmänhet⁽⁴⁴⁾.

3.4 Kostnader för bedömning av vrakstatus

Detaljerade inspektioner av vraket är av stor betydelse för att dels avgöra om den teoretiska bedömningen stämmer med verkligheten och i så fall underlätta saneringen genom att tillhandahålla information exempelvis om var oljan finns och huruvida vrakets skick tillåter anslutning av en pumputrustning till tankarna. I händelse av att den teoretiska bedömningen får ligga till grund för ett saneringsbeslut, kan en egentligen omotiverad saneringsinsats bli en mycket dyrköpt historia. Ett talande exempel på detta är saneringen av tankfartyget M/T Solar 1, som gick till boten utanför Filippinerna i augusti 2006 och arbetet med att tömma tankarna på resterande volym olja inleddes i februari 2007. Kostnaden per volymshenhet uppumpad olja blev mycket hög (storleksordningen 4 miljoner SEK per m³) då fartyget visade sig vara nästan

tomt (~9m³ istället för de uppskattningsvis drygt 700m³) då saneringsinsatsen inleddes⁽⁴⁵⁾. För äldre vrak, tex Skytteren, där det inte finns information om vilken typ av olja som fanns ombord vid förlisningstillfället är det oundvikligt att den initiala bedömningen till viss del kommer att bestå i spekulering eller i bästa fall kvalificerade gissningar. För att verifiera dessa spekulationer underlag och giltighet är det synnerligen viktigt att den detaljerade inspektionen är så omfattande att den kan användas för att avskrivna underlaget för en saneringsinsats, i händelse av att spekulatonerna inte kan bekräftas. Kostnaden för detaljerade vrakinspektioner inkluderar utöver själva undersökningen även mobiliseringskostnaden, det vill säga transport av utrustning och material till platsen och eventuellt ankring av arbetsplattform. Beroende på mobiliseringssträckan/tidens längd och djupförhållanden vid vrakets position, kan denna post utgöra en väsentlig del av den totala kostnaden för inspektionen. Å andra sidan, borde mobiliseringskostnaden per vrak kunna minska om flera inspektioner av sinsemellan närbelägna vrak kontrakterades i anslutning till varandra. Kostnaden av en vrakinspektion i kustnära vatten längs den svenska kusten ligger i storleksordningen 0.5- 2 miljoner SEK.

4. Befintlig saneringsteknologi

4.1 Tillgängliga metoder

Efter att oljan i vraket lokaliserats och provtagits är det dags att välja en lämplig metod för sanering. Valet avgörs framför allt av vrakets skick, exempelvis om det tillåter att angöra flänsar för att kunna pumpa upp olja, vrakets position, samt av oljans beskaffenhet. För relativt intakta vrak, framförallt i grundare vatten kan det vara mest praktiskt att bärga hela vraket. Ofta är detta dock ej möjligt och därför har flera olika alternativa metoder utvecklats för att enbart avlägsna oljan från vraket.

Idag finns flera olika patent som går ut på att pumpa upp oljan. Fördelen med att pumpa upp oljan är att det är en relativt kontrollerad metod med liten risk för spill och dessutom är det en definitiv metod, det vill säga man vet med säkerhet att en tank är tömd. Även om man lyckas att så gott som helt tömma tankarna på olja, kan rester dock bli kvar i exempelvis ledningar och mellan skrovet och tanken. Flänsar kan antingen bultas eller sveetas fast. Efter att en fläns, med vidare anslutningsmöjligheter för exempelvis slangar eller pumpar, angjorts kan lågviskösa oljor direkt pumpas upp med hjälp av en vakumpump och en lång slang. Problem kan dyka upp om pump eller slang sätter igen av föroreningar eller om oljans viskositet är för hög.

För lättare oljor erbjuder centrifugalpumpar ett annat alternativ med flera fördelar; trots sin relativt låga vikt har de stor kapacitet. En nackdel

är dock att de medför stor risk för emulsifiering, vilket avsevärt minskar oljans kommersiella värde i händelse av en planerad avyttring av större volymer bärgad olja. Denna metod användes med stor framgång vid tömningen av USS Mississenewa^[4].

För mer högviskösa oljor kan displacementspumpar som exempelvis skrupumpar användas. Modifierade varianter av dylika pumpar har till och med lyckats pumpa upp bitumen, med en viskositet på över 100 000 cSt. Högre viskositet gör det generellt svårare att använda pumpteknik, om man inte på något sätt kan reducera oljans viskositet. Eftersom många fartyg även under drift kräver uppvärmning av oljan före förbränning, finns det i många nyare vrak befintliga slingor för uppvärmning av oljan i tankarna. Rörledningar har oftast inte samma godslocklek som skrovet på ett fartyg och därmed föreligger det en risk att befintliga slingor för ånga inte kan utnyttjas på grund av korrosion. Men om slingorna är intakta är det relativt enkelt att använda dem för att värma oljan, i annat fall kan man ta håll i tankarna och använda en extern slinga med samma funktion. Man kan även introducera ångan rakt in i tanken, men då ansamlas kondensvattnet inne i tanken. Ett annat sätt att minska oljans viskositet är genom uppbländning med en mer lättflytande olja såsom diesel. Detta förfarande underlättar pumpning av olja, men kräver ordentlig omblandning för att fungera.

Att förändra viskositeten av oljan har även



diskuterats för andra lösningar än att pumpa upp oljan. En taktik som har diskuterats är att istället tillsätta någonting som får oljan att stelna helt, varvid den lämnas kvar i vraket. På samma sätt som vid försök att minska viskositeten, krävs dock en signifikant omblandningsinsats vilket kan vara svårt att få att fungera tillfredsställande.

En helt annan teknik är att utnyttja mikrobiell nedbrytning av oljan. All olja i naturen bryts med tiden ner, framför allt av mikroorganismer. Tanken att utnyttja mikroorganismer för storskalig nedbrytning har studerats under ett par decennier, men slutsatserna har oflöst varit att processerna är för långsamma för att vara tillämpbara^[46]. Nyare försök har dock lyckats att signifikant öka nedbrytningshastigheten^[47].

⁴⁸⁾ Framstegen har dels skett genom tillförsel av andra begränsande näringsämnen, dels genom renodling av bakterier som är specialiserade på att bryta ner enbart den aktuella oljan^[49]. Efter provtagning av oljan skickas ett prov till ett lab som odlar fram bakteriesträngen. Genom att låta bakterierna komma i kontakt med oljan, samtidigt som de förses med obegränsad tillgång på övriga essentiella näringsämnen, omvandlas miljöhotet till (ur oljeföreningsspektivet) ofarliga beståndsdelar, koldioxid och vatten. Temperaturberoende gör dock att det tar längre tid i kalla vatten. Man kan inte heller använda samma framtagna mikrober till flera olika fartyg om det inte är snarlika produkter man vill ta om hand. Detta kan vara omständigt om det inte är samma olja i tankarna.

Slutligen, om vraket är i så dåligt skick att det inte går att borra eller svetsa i skrovet utan att det riskerar att brista kan man använda sig av en tältkonstruktion över fartyget som fångar upp läckande olja. Man kan även påskynda utsläppet genom att skapa fler hål, efter att tältkonstruktionen satts på plats. Efter att oljan fångats upp under tältet kan den sedan pumpas upp. Tältkonstruktionen förutsätter dock lugna

förhållanden och förhållandevis små vrak. Ett exempel på hur dyr en felbedömning kan bli är den tältkonstruktion som konstruerades för vraket efter HMS Royal Oak i Scapa Flow på Orkney. Trots investeringar på över 2 miljoner SEK enbart för själva konstruktionen, fungerade tältkonstruktionen inte alls på grund av tidvatten och starka strömmar^[50]. Exemplet pekar åter på vikten av en noggrann inspektion av vraket och dess omgivning. Eftersom tältkonstruktionen bör skräddarsys efter fartyget för att öka möjligheten till att operationen skall lyckas innebär det ingen avsevärd kostnadslättnad om flera vrak omhändertas på samma sätt.

4.2 Kostnader för sanering

Det är svårt att med säkerhet förutse kostnaderna för sanering av ett vrak, annat än att kostnaderna generellt är höga. Detta har delvis sin förklaring i att flera av teknikerna har sitt ursprung i och utvecklas inom off-shore industrin. Med en noggrann inspektion av vraket före sanering kan man både göra stora kostnadsbesparingar, som i fallet med saneringen av tankern Solar I (se avsnitt 3.4), samt undvika missbedömningar i fråga om kapacitet hos den myndighet eller företag som genomför tömningen. Det senare problemet kan illustreras med erfarenheterna från tömningen av RoRo-fartyget Finnbirch, som förläste mellan Öland och Gotland den förste november 2006. Efter tolv dagars saneringsarbete konstaterades att en av tankarna fortfarande var intakt, men omöjlig att tömma med den typ av utrustning som det aktuella saneringsföretaget hade tillgå. Av de uppskattningsvis 230 m³ olja som gick till botten med fartyget, återstår sannolikt fortfarande knappt 100 m³ ^[50]. Enligt Michel et al^[9] (2005) består huvudposterna i en saneringsbudget av:

- Mobiliseringskostnader, det vill säga den tid och kostnad som är involverad med att samordna insatsen och få utrustning och personal till och från vrakets position.

- Utrustning, verktyg och dykoperationer. Denna kostnad kommer att påverkas av en rad olika faktorer såsom:
 - o Oljans viskositet; avgör om den kräver uppvärmning
 - o Vattendjup; påverkar vilken typ av arbetsplattform som behövs, samt användandet av dykare och/eller ROV:er
 - o Sjö- och väderförhållanden; påverkar vilken storlek av fartyg som krävs
 - o Vrakets typ och skick; påverkar komplexiteten i undervattensarbetet
 - o Volymen olja; påverkar antal och storlek av oljetransportfartyg
 - o Antalet tankar; fler tankar kräver fler håltagningsprocedurer etc
 - o Omfattningen av nödvändig back-up beredskap i händelse av att någonting går snett och det blir ett större oplanerat utsläpp

- Antalet dagar på plats påverkas av såväl den tid som åtgår för att genomföra saneringsarbetet, men inkluderar även väntetid exempelvis väntan på acceptabla väderförhållanden.
- Nettokostnad för omhändertagande av olja; den totala kostnaden för omhändertagande av oljan kan komma att överstiga oljans värde om inte oljan är av god kvalitet.

För att få en uppfattning om de relativa skillnaderna för sanering av olika kategorier av vrak lämnar Michel et al^[9] (2005) uppskattningen i Tabell 2. Omräknat till svenska kronor är alltså kostnadsspannet för sanering av ett vrak i storleksordningen 5-650 miljoner SEK.

Relativ komplexitet	Faktorer som påverkar kostnaden	Kostnadsintervall (miljoner USD)
Lätt	Grunt vatten (<20 m) Lågviskösa olja Skyddad lokal Lokal mobilisering	<1-3
Medel	Medeldjupt vatten (20-50 m) Mellanviskösa olja Viss väderbegränsning Regional mobilisering	2-5
Komplex	Djupt vatten (50-250 m) Högviskösa olja Vrak i dåligt skick Öppet vatten Väderbegränsningar Lång mobilisering	5-20+
Mycket komplex	Extremt djupt vatten (>250 m) Högviskösa olja Vrak i dåligt skick Öppet vatten Väderbegränsningar Lång mobilisering	20-100+

Tabell 2. Saneringskostnader för vrak med olika relativ komplexitet med avseende på såväl lokalens, som vrakets och oljans beskaffenhet^[9].

5. Fallstudie S/S Skytteren

5.1 Historien om S/S Skytteren

Många vrak bär på en spännande historia vilken fascinerar en bred publik från allmänt historieintresserade till sportdykare med vrak som specialintresse. Bakgrunden till att just S/S Skytteren valdes som fallstudieobjekt i den här rapporten är främst det faktum att Skytteren är det i särklass största kända oljeläckande vraket i Skagerrak (Fig 6) och dessutom är dess position sådan att ett större läckage skulle kunna ge allvarliga konsekvenser för en större del av Bohuskusten. Som en bonus tillkommer att historien om Skytteren är kantad av dramatik^[5].

5.1.1 S/S Suevic - "Världens längsta fartyg"

S/S Skytteren hette från början S/S Suevic och hon byggdes 1899-1900 för det anrika White Star Line, mest känt för en annan stor atlantångare, nämligen Titanic. Suevic trafikerade sträckan Liverpool-Sydney som ett kombinerat passagerar- och kylfartyg, med undantag för en kortare tids militärjänstgöring då hon användes för att transportera trupper till Boerkriget.

De första sex åren förlöpte utan några allvarigare incidenter, men 1907 inträffade en av sjöfartshistoriens kanske märkvärdigaste grundstötningar. Den 17:e mars, med 382 passagerare, 141 besättningsmän och i det närmaste full last närmade sig Suevic Plymouth. Dimman låg



Fig 7. Skytteren i Göteborgs hamn 1932. Foto från Sjöfartsmuséet i Göteborgs arkiv.

tät och de svårnavigerade förhållandena gjorde att fartyget kom in i områden som sjöfarten normalt undviker. Dimman till trots följade sig befälen på avståndsbedömning till Lizard lighthouse, Cornwall, utan att ens använda sig av lodlina för att försäkra sig om att de inte närmade sig land. När den våldsamma grundstötningen inträffade befann sig fartyget nästan 14 sjömil närmare kusten än vad besättningen räknade med. Suevic var, liksom alla White Star Lines oceanångare, konstruerad med vattentäta skott för att öka sjösäkerheten. Sexton timmar efter olyckan hade alla passagerare och besättningsmän räddats och man började att lossa lasten till mindre båtar, i hopp om att tidvattnet skulle kunna hjälpa till att lyfta fartyget om det var lättare. En dryg vecka senare och efter många misslyckade försök till att dra loss Suevic, beslöt sig rederiet för en något okonventionell bärgning. Man sprängde helt enkelt loss den skadade fören och bogserade den intakta aktern till Southampton. En ny 65 meter lång för beställdes från Belfast och innan den nya fören var på plats omtalades Suevic som världens längsta fartyg; med fören i Belfast och aktern i Southampton.

5.1.2 Valkokaren S/S Skytteren

Under första världskriget blev Suevic åter inkallad att tjänstgöra i Brittiska flottan och efter kriget byggdes hon om för att öka passagerarkapaciteten på sin linje till Australien. Men under den senare hälften av 1920-talet började åldern ta ut sin rätt på Suevic och efter mer än 50 turor mellan England och Australien såldes Suevic 1928 till Yngvar Hwistendahls Finnvahl A/S. Köpesumman var £35.000 och fartyget skickades omgående till Germaniaervert i Kiel där hon byggdes om till ett valkokningsfartyg under namnet S/S Skytteren (Fig 7).

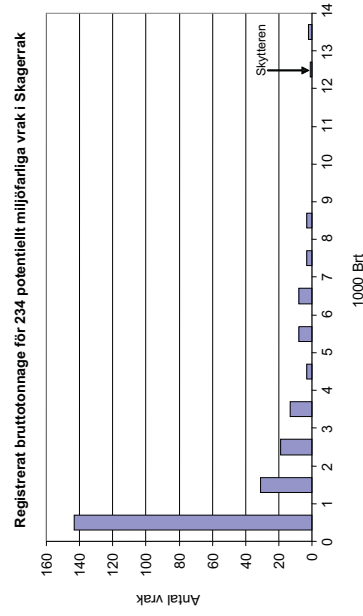


Fig 6. Av de 261 riskklassade vraken i Skagerrak utgör Skytteren det tredje störst kända (för 27 av vraken saknas storleksuppgift), och det största som dessutom har ett dokumenterat oljeläckage

Under andra världskriget hamnade Skytteren i kvarstad i Göteborgs hamn, men den förste april 1942 gjorde hon i sällskap med nio andra norska fartyg under "Operation Performance" ett försök att fly över till de allierade^[52]. Utanför svenskt territorialvatten väntade den tyska flottan och utanför Måseskär varnades Skytteren av två andra utbrytarfartyg, Lind och Rigmor, vilka hade stävat ut en timme tidigare än Skytteren men nu var på väg tillbaka mot land. Varningen kom dock för sent eftersom Skytteren visat sig vara manöveroduglig och när det tyska fartyget fyrade av ett skott som träffade strax nedanför bryggan beslöt kaptenen, engelsmannen William Wilson, sig för att själva sänka Skytteren för att förhindra att hon föll i tyskarnas händer. Enligt ögonvittnen ombord initierade kaptenen explosionerna, mer eller mindre utan att förvarna manskapet, via en kontrollpanel i sin hytt. En person miste livet i samband med explosionerna. Livbåtarna sjösattes och de resterande 110 personerna ombord började ro mot den svenska kusten. Då fick de se den svenska isbrytaren Göta Lejon komma ångande norrifrån, varvid de flyende i livbåtarna trodde sig vara räddade. Men efter en stunds intensivt signalerande med det tyska fartyget, vände

Göta Lejon helt om och alla ombord i de fyra livbåtarna togs tillfånga av tyskarna. Endast två av de tio norska fartygen som deltog i Operation Performance nådde de allierade. Brinnande, och med kraftig slagsida åt babord, drev Skytteren norrut tills hon slutligen sjönk där hon än idag ligger med styrbord sida upp och fören mot väster [51-53] (Fig 8).

5.2 Översiktlig riskbedömning

Baserat på ett formulär ur rapporten Potentially polluting wrecks in marine waters^[9] har en översiktlig riskbedömning av S/S Skytteren gjorts (Appendix 1). Eftersom den här förstudien om vraksanering enbart är av teoretisk natur blir riskbedömningen inte fullt komplett, men trots detta framgår tydligt att Skytteren är i behov av en snar inspektion in situ.

5.3 Förslag på lämplig teknik för sanering

5.3.1 Lokalbeskrivning

Skytteren ligger på ca 74 meters djup väster om Måseskär. Botten domineras av glacial lera^[54] och bottenvattnets temperatur varierar mellan 5 och 7°C under året^[55].

Det finns begränsad tillgång på strömmätningar från lokalen, något som borde göras i samband med en vrakinspektion. I avsaknad av data ombads SMHI:s modellera tänkbara strömförhållanden med djupet. För ändamålet användes HIROMB (High Resolution Model of the Baltic Sea) och resultatet för 60 och 70 meters djup presenteras i Fig 9.

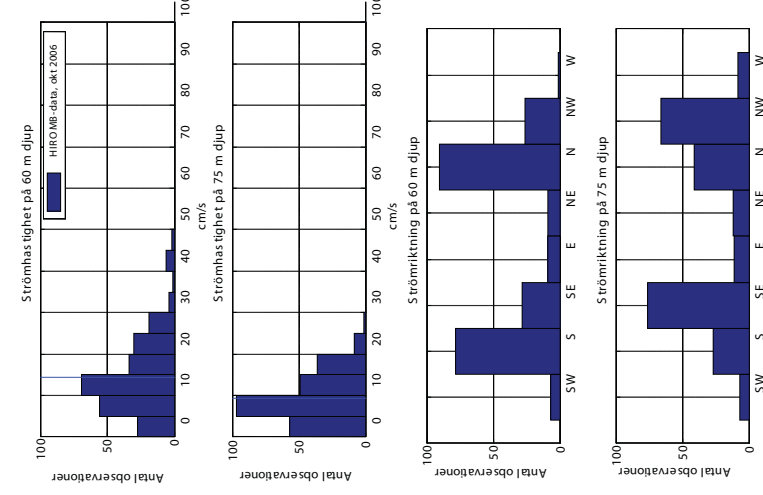


Fig 9. Modellerad strömriktning och strömriktning vid Skytterens position, under oktober månad 2006 vid 60 respektive 75 m djup. Modellerade data för övriga djup återfinns i Appendix 2. Källa: SMHI.

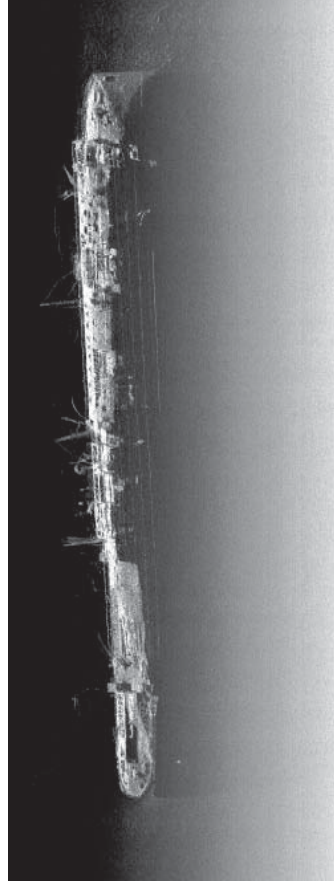


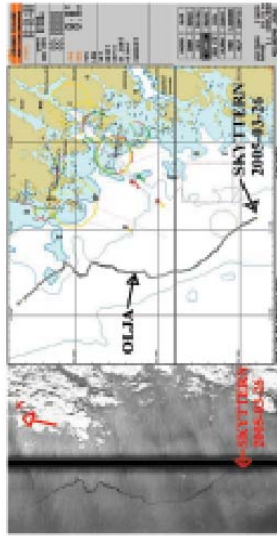
Fig 8. Skytteren avbildad med Side Scan Sonar av Marin Mätteknik AB. Enligt uppgift har side scan sonar tekniken ytterligare förfinats sedan bilden togs och idag går det att få ännu mer detaljerade bilder^[4].

Eftersom modellen inte är fullt verifierad för bottenströmmar och osäkerheten ökar i ändpunkterna (det vill säga extremvärdena för hastigheterna), nöjer vi oss med att konstatera att vi sannolikt har relativt moderata strömhastigheter även vid botten. Som jämförelse kan nämnas att strömhastigheter om 3-5 cm/s räcker för att resuspendera, (virvla upp), sedimenterat material^[56].

5.3.2 Olja ombord – mängd och beskaffenhet

Skytteren uppskattas ha haft en potentiell bunkerkapacitet om 6000m³ [2]. Enligt ritningarna över fartyget hade Skytteren dessutom ett stort antal tankar ombord avsedda att använda till förvaring av valolja. Skytteren förliste under den misslyckade Operation Performance. Den senare föregicks av den lyckade Operation Rubble (januari 1941), då fem norska fartyg lyckades att frakta krigsmateriel till de allierade från Sverige. Det finns inga veterligen ingen dokumentation om vad Skytteren hade ombord vid förlisningsögonblicket, men den rådande krigssituationen och att hon faktiskt deltog i ett utbrytningsförsök för att nå de allierade, öppnar dörren för alla möjliga spekulationer. Det enda sättet att stänga den dörren och skaffa vetenskapligt underbyggd information är att genomföra en detaljerad inspektion av vraket och utreda vad som verkligen fanns ombord.

Under perioden 2005-02-05 – 2005-06-14, gjorde kustbevakningen vid tio (10) tillfällen beräkningar av det oljeläckage som betraktas härröra från Skytteren. Beräkningarna ger läckage i intervallet några deciliter till några hundra liter (Fig 10 & 11).



I mars 2005 gjorde marinens 41:a miniröjardivision, på uppdrag av kustbevakningen, en översiktlig inspektion av Skytteren med hjälp av en ROV. Man kunde då konstatera att det läckte från minst fyra ställen nära slingerkolen på styrbord sida (Fig 12).

I slutet av maj 2005 provtog Kustbevakningen olja från den oljefläck till havs utanför Måseskår (Fig 13) som antas härröra från läckaget från Skytteren. Analysen av oljan visade att den provtagna fraktionen var av lättare slag.



över tiden. Exempelvis skulle det ha kunnat ske en gravimetrisk skiktning av oljan med tiden så att en lättare fraktion läcker först.

Även under slutet av 2006 gjordes ett par beräkningar i samma volymsintervall som från 2005. Efter uppehåll i flygspaningarna på grund av tekniska problem gjordes under perioden 2007-09-22 – 2007-10-01 sju (7) nya överflygningar, där inget läckage alls kunde upptäckas. Om detta innebär att all olja ombord redan har läckt ut, om det endast är den eller de tankar som läckaget härrörde från som nu är tomma på olja, eller om det bara är variationer i läckaget är utifrån dagens kunskap omöjligt att säga.

5.3.3 Möjliga tekniker

Om det är samma typ av olja i Skytterens tankar, som den fraktion kustbevakningen provtagit vid ytan skulle det kunna ge en förhoppning om en jämförelsevis lätt sanering, då man inte skulle behöva värma oljan för att kunna pumpa upp den. Detta kan dock inte förutsättas och än mer komplext blir problemet om den resterande oljan börjat blanda sig med vattnet^(14,20), vilket gör den mer viskösa och svårhanterlig.

Metoden med bakteriell nedbrytning uppskattas i Skytterens fall att ta mellan två och sex månader. Arbetet kan förväras om det är många olika tankar med olika slags olja. Även om metoden innebär en väsentlig förbättring av den naturliga nedbrytningshastigheten av olja kan den uppskattade tiden för nedbrytningen av oljan ombord vara alltför lång i händelse av att tankarnas skick är så dåligt att de riskerar att ränna under pågående operation. Eftersom metoden med mikrobiell nedbrytning får betraktas som relativt ny⁽⁴⁹⁾, hade man kunnat tänka sig att man använde saneringen av Skytteren som ett testunderlag för metoden i Skandinaviska vatten i mindre omfattning. Exempelvis kunde man överväga om det gick att bryta ned de sista resterna olja (eftersom att de största

Fig 11. Beräknade oljevolymer som antas härröra från Skytterens läckage under våren 2005. Blått indikerar mininuppskattningen och rött maxuppskattningen. Källa: Kustbevakningen.

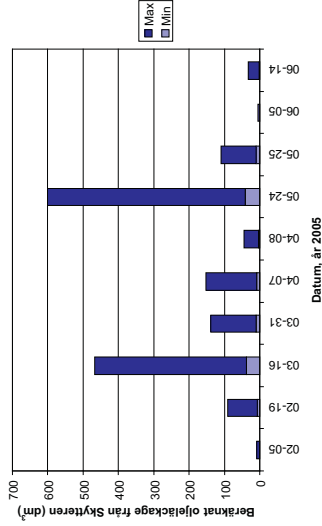


Fig 12. Bildbevis på den oljeläckande Skytteren filmat med hjälp av marinens ROV i mars 2005. Källa: Kustbevakningen.

volymerna pumpats upp) mikrobiellt istället för att lägga tid på upprepade extraktion ur tankarna. För ett sådant användningsområde kan behovet av uppföljning, och de kostnader som följer med ett tydligt övervakningsprogram komma att minska.

Med tanke på Skytterens storlek och de rådande strömförhållandena är tältmetoden att betrakta som mindre lämplig.

5.4 Uppskattade kostnader för bedömning och sanering

Utifrån befintliga data om S/S Skytteren ombads en handfull företag med kompetens inom inspektion av vrak och havsbotten, samt sanering av olja från vrak, att ge en grov hypotetisk kostnadsuppskattning för en bedömning respektive saneringsinsats. Initialt skall understrykas att detta inte är en anbudsprocess, utan siffrorna är tänkta som en fingervisning var kostnaden för sanering kan tänkas landa på.

Kostnaderna för en detaljerad riskbedömning inklusive provtagning av olja och fastställande av resterande volym olja ligger uppskattningsvis mellan 0,5 och 2 miljoner SEK. Saneringskostnaden innehåller fler osäkerhetsmoment, både av teoretisk natur (begränsningar i befintlig information om Skytteren) men också av praktisk art då en saneringsinsats (som diskuterats ovan) exempelvis är mycket beroende av rådande väderförhållanden under tidpunkten för sanering. De flesta osäkerheter borde dock hamna inom spannet 20-250 miljoner SEK för en sanering, oavsett vilken metod man väljer.

5.5 Best and worst case scenarion av ett plötsligt större läckage från S/S Skytteren

Som tidigare diskuterats är det många osäkerhetsfaktorer kring befintliga uppgifter om Skytteren. Avsaknaden av vetenskapligt underbyggda uppgifter om hur mycket olja som finns ombord, samt vilken typ av olja gör det svårt

att identifiera det reella miljöhotet. Trots detta har vi valt att göra några scenarioberäkningar av ett hypotetiskt momentant utsläpp om 3000 m³ olja från Skytterens position, vilket skulle kunna ske i händelse av att skrovet kollapsar. Då vindförhållandena vid tillfället för utsläppet är det allra mest avgörande för hur spridningen sker tittade vi närmare på vindstatistik från Måseskär under en trettioårsperiod (Fig 14) Ur dessa data valdes tre vanligt förekommande vindriktningar och -styrkor; västlig vind om 13 m/s, sydlig vind om 7 m/s och slutligen östlig vind om 7 m/s. Då det finns indicier om att oljan ombord på Skytteren är av lättare slag, såsom diesel, redovisas nedan de olika spridningsscenarioer för respektive vindförhållanden. För att erhålla en jämförande bild av hur olika typer av olja sprids återfinns motsvarande modelleringar för en medeltung respektive en tung olja skulle uppföra sig i Appendix 3. Som förväntat ger rent östliga vindar inget påslag av olja på svenska västkusten, medan såväl västliga som sydliga vindar ger påslag längs Bohuskusten (Fig 15). Ett omfattande påslag längs Bohuskusten skulle kunna innebära kostnader relaterade till fiskerieringen om ca 100 miljoner SEK. Motsvarandeworstcasescenario för turismen skulle kanske kunna uppgå till ca 1 miljard, då samtliga kustsamhällen har turism som en betydelsefull inkomstkälla^[28]. Detta utöver de dryga saneringskostnader man måste räkna med då Bohuskusten är mycket flikig och därmed lång. Dessutom riskerar (för Sverige) mycket unika områden, exempelvis Gullmarsfjorden som är Sveriges enda tröskelfjord med ett unikt växt och djurliv, att drabbas hårt.

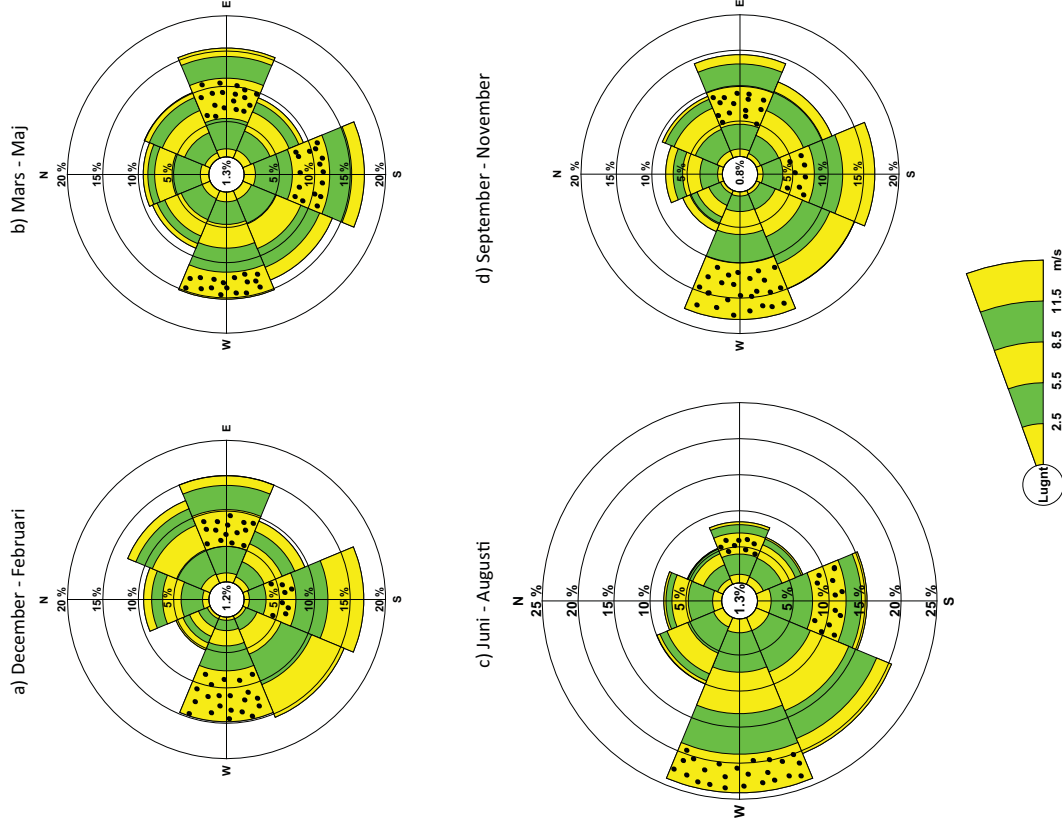


Fig 14. Vindförhållanden vid Måseskär. Statistisk fördelning 1977-2006. De svarprickade områdena markerar de kategorier inom vilka de vindriktningar och -styrkor återfinns som valts ut för oljespridningsmodellering i Sea Track Web. Källa: SMHI.

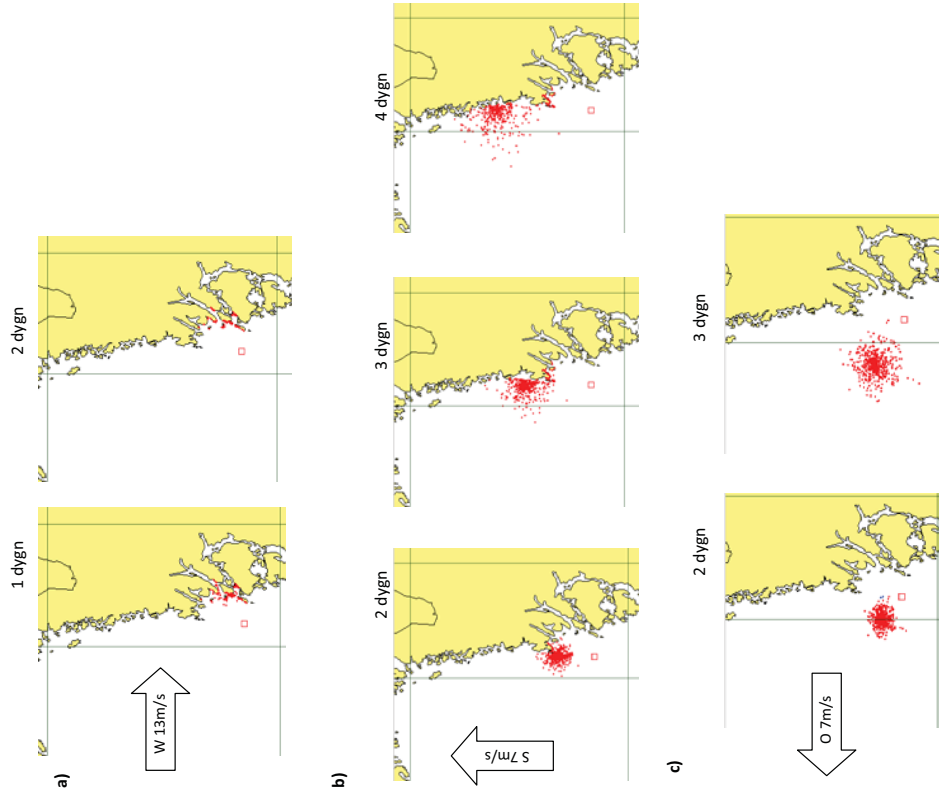
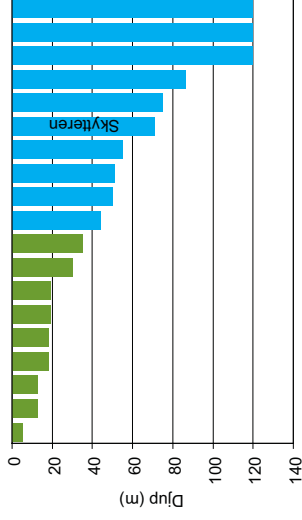


Fig 15. Scenarioberäkning utförd i SMHI:s Sea Track Web. Tre olika scenarier för ett momentant utsläpp av 3000m³ lätt dieselolja under tre olika vindförhållanden. a) västlig vind om 13 m/s skulle inom tre dygn kunna ge ett påslag primärt rörande Skaffölandet och Lysekil. b) sydlig vind om 7 m/s skulle inom tre dygn kunna ge ett påslag från Sotenäset i söder till Koster i norr. c) ihållande östlig vind skulle inte ge något direkt påslag längs den svenska kusten, utan skulle snarare förlänga tiden för möjlig sanering till havs. Nämnas bör att utöver osäkerheten i volymsuppskatningen, innebär de modellerade scenarierna en förenkling av naturliga förhållanden då vinden är konstant genom respektive körsning. För att ge en uppfattning om skalan är Orust ca 25 km långt i öst-västlig riktning.

Fig 16. Vattendjup för 19 potentiellt miljöfarliga vrak längs den svenska kusten från Marstrand till Strömstad^[2]. Djupangivelsen avser omgivande havsbotten och i exempelvis Skytterens fall befinner sig vrakets högsta punkt ungefär 20 meter ovan havsbotten. Grön färg indikerar (ur djuphänseende) förhållandevis rutmässiga djup för behörig dykare.



5.6 Extrapolering till övriga riskklassificerade vrak i Skagerrak.

Som tidigare poängterats är det svårt att ge annat än grova kostnadsöverlag, såväl för enskilda vrak som för ett större antal. Poster som påverkas av antalet vrak som kan inspekteras i anslutning till varandra är exempelvis mobiliseringskostnader. Det samma bör i viss utsträckning även gälla sanering, med vissa inskränkningar exempelvis i händelse av att olika vrak kräver olika saneringsmetoder. Sammanfattningsvis är inte kostnaderna linjärt ökande med antalet vrak som skall inspekteras eller saneras, men eftersom kostnadsöverlag ändå är så pass grova ägnas detta faktum inte mer uppmärksamhet.

I ett försök att ge någon form av intervall för vad det rör sig om för att åtgärda alla de potentiellt riskklassade vraken kombineras kostnadsuppskattningarna för inspektion och sanering av Skytteren med den relativa skala som beskrivs i Tabell 2. Detta skulle resultera i följande för de riskklassade vraken längs svenska kusten från Marstrand till Strömstad (Tabell 3):

Tabell 3. Möjliga kostnadsintervall för sanering av 19 av de potentiellt miljöfarliga vraken inom Västra Götalands länsgräns.

Grupp	Saneringskostnad (miljoner SEK)	Antal vrak
1	5-20	7
2	10-50	5
3*	20-250	7

*Denna grupp utgör avstämningen mellan kostnaden för åtgärande av Skytteren och indelningen i grupp 1-3 enligt modellen i Michels et al 2005^[9]

Om man summerar medelvärdena i varje grupp landar slutsamman på strax över 1.1 miljarder SEK, för att åtgärda dessa vrak. Om den övre gränsen i kostnadsintervall betraktas som någon slags worst case scenario blir den totala kostnaden i ett sådant fall nästan det dubbla, 2.1 miljarder SEK. Men som sagt, dessa siffror inkluderar inte eventuella kostnadslättnader som skulle kunna tänkas hänga ihop med förvärvad kunskap i takt med att allt fler vrak åtgärdats, och inte heller

minskade mobilitetskostnader i händelse av att vraken åtgärdas i anslutning till varandra. Man skall också hålla i minnet att de riskklassade vraken utgör potentiella miljöhot; hur stor andel av dem som kan avskrivas efter en detaljerad vrakinspektion går inte att göra några relevanta uppskattningar av i nuläget. Om de övriga 243 riskklassade vraken i Skagerrak, visar sig kräva sanering kommer givetvis kostnaden att bli enorm, även om det för en del av vraken också är eftersträvänsvärt att få med övriga berörda länder för medfinansiering då alla vraken inte ligger på svenskt vatten^[57, 58].

6. Vem bär ansvaret för kostnaderna för vrakinspektion, riskbedömning och sanering?

6.1 Dagsläget – ingen ansvarig!

Det råder ingen tvekan om att den totala kostnaden för sanering av ett plötsligt större oljeutsläpp från gamla vrak, i många fall skulle bli mycket mer omfattande än om en planerad tömningsoperation genomfördes. Något som även uppmärksammas internationellt är att teknologin för såväl detaljerade inspektioner och sanering finns och utgör därmed inte längre ett argument för att invänta ett plötsligt utsläpp^[59]. Som nämndes i inledningen är det dock ett glapp i lagstiftningen om vem som bär ansvaret för att nödvändiga åtgärder vidtas och än mindre är finansieringsfrågan löst. Avsaknaden av tydlig ansvarsfördelning gällande övergivna miljöfarliga vrak uppmärksammades redan för trettio år sedan i utredningen Farliga vrak (SOU 1975:81). De lagförslag som behandlades i utredningen ledde dock aldrig till någon lagstiftningsåtgärd och trots att ämnet med jämna mellanrum har lyfts fram på riksdagsnivå^[4-6] har det ännu inte föranlett någon lagstiftning på området.

I dagsläget ansvarar Sjöfartsverket för att undanröja vrak som på något sätt utgör ett hinder för sjöfarten i exempelvis hamnar och leder. Kostbevakningen är den ansvariga myndigheten för övervakning av oljeutsläpp och gör dessutom bedömningen om miljövinsten med en eventuell sanering är samhällsekonomiskt försvarbar. I händelse av sanering av ett större utsläpp det finns också utarbetade handlingsplaner för möjligt nyttjande av andra resurser såsom försvaret och

räddningstjänst^[21, 29]. Under sommaren 2007 har även Sjöreddningssällskapet^[60] inskaffat utrustning såsom länsor, samt deltagit i övningar under ledning av kustbevakningen, för att kunna aktivt bidra med hjälp vid en framtida oljeolycka. Frågan om vem som bär ansvaret för miljöfarliga vrak har nyligen beskrivits i ett arbete av O. Ekström vid Juridiska Institutionen, Handelshögskolan vid Göteborgs Universitet^[61]. Ekström drar bland annat paralleller till gällande lagstiftning för förorenad mark, samt för omhändertagande av bilvrak. En icke strikt juridisk reflektion är att det tycks vara enklare att motivera lagstiftning inom områden där problemen är mer synliga, såsom i jämförelsen med bilvrak på land och fartygsvraken på havets botten. Detta naturliga beteende; att man i första hand angriper problem i sin omedelbara närhet, i detta fall bilvraken snarare än fartygsvraken, förstärks givetvis av att en bärgning, alternativt sanering, av ett fartygsvrak i de allra flesta fall är en långt mer omfattande operation än bortforsling av ett bilvrak. Slutligen har vrak som krävt människoliv vid förlisningen, av tradition fått vara orörda då de betraktas som gravar.

Försvarsmakten har sannolikt operativ kapacitet för att kunna utföra åtminstone detaljerade vrakinspektioner. Exempelvis är de fyra miniröjningsfartygen av typ Styrso, byggda 1996-1997, mycket modernt utrustade och dessutom förberedda för att kunna hantera framtida typer av ROV:s^[62]. Även om det också ingår i miniröjningsdivisionernas uppgifter att delta i rena



miljöoperationer, såsom att röja gamla militära skjutfält och ammunitionsdumpningsplatser, är de inte på något sätt enligt lagen ålagda att delta i förebyggande åtgärder för att förhindra framtida utsläpp från oljeinnehållande vrak.

En viktig juridisk fråga som behandlas av både Ekström⁶³ samt av Tibergh^{63, 64} är definitionerna av när ett fartyg blir ett vrak och vem som äger vrak och vrakgods. Enligt Tibergh, skulle det enligt gällande lagsstiftning vara möjligt att ställa en fartygsägare till ansvar för miljöskador till följd av oljeläckage, även om skadan skett efter det att fartyget hamnat på havets botten. Detta är mycket intressant även ur ett finansieringsperspektiv, eftersom det innebär att nya vrak där ägarförhållandena går att utreda också omfattas av fartygsägarens ansvarsförsäkring. Troigtvis är det inte ekonomiskt försvarbart att ta sig an alla äldre mindre vrak i dagsläget. För nya vrak som hamnar på botten, då ägandefråga och därmed försäkringsfrågan inte behöver vara en lika omfattande juridisk utmaning som för äldre vrak, är det dock alltid ägarens skyldighet att undanröja miljöhotet. Om inte ägaren åtgärdar problemet kan Kustbevakningen tillse att arbetet utförs och sedermera debitera ägaren.

6.2 Hur har andra länder löst problemet?

USA beskrivs i flera publikationer inom ämnet^{65, 31)}, som ett av få länder som verkligen har en tillämpad lagsstiftning kring problemet med att få till stånd omhändertagande av potentiellt miljöfarliga vrak. Hela systemet är dock baserat på att vraket har en ägare som kan ställas till svars för förlisningen och som sedermera får 30 dagar på sig att avlägsna vraket. Om vrakets natur bedöms utgöra en akut risk är fristen för att själv avlägsna vraket reducerat till 24 timmar. I händelse av myndigheternas ingripande tvingas antingen ägaren eller ägarens försäkringsbolag att stå för kostnaderna för saneringen. Ibland kan en del eller hela kostnaden lösas genom försäljning

av det som återstår av vraket och eller last. Således lider USA av samma problem som övriga länder; om ingen ägare eller ansvarig finns att ställa till svars, vilket är fallet med flertalet av vrak från andra världskriget, kvarstår att lösa finansieringen av en sanering.

Norge har agerat föredömligt sedan Statens Föreningssyns Tilsyn (SFT), 1992 gav Bergens Sjöfartsmuseum uppdraget att sammanställa en databas över vrak längs norska kusten. Såväl statliga som privata arkiv genomöktes för identifiering av vrak efter fartyg som vägt över 100 BRT och förlist efter 1914. Idag är det Norska Kystverket som ansvarar för databasen som numera inkluderar 2300 vrak. Under perioden 1993- 2000 gjordes undersökningar av de 36 vrak som bedömdes utgöra de största potentiella miljöhoten. De initiala undersökningarna ledde vidare till mer noggranna undersökningar av de mest akuta. Som tidigare nämnts tömdes inom ramen för detta program kryssaren Blücher i Oslofjorden 1994^{10, 36, 65}.

IMO arbetar sedan många år tillbaka på att utarbeta en konvention om omhändertagandet av vrak (DWRRC, draft wreck removal convention)¹⁶⁶. Konventionen syftar till att reglera hanteringen av vrak på internationellt vatten, exempelvis genom att införa skyldighet till att inrapportera nya vrak med uppgifter om såväl fartygets specifikationer, last, position, förlisningsorsak etc. Innan finansieringsbiten löses lär det dock inte bli någon riktig tyngd i förslaget. Vidare bygger hittills föreslagna samfinansieringsalternativ på att merparten medlemsländer skriver under, dels för att undvika att länder som inte skriver under fortfarande låter fartyg registreras under sin flagg, dels för att potten blir mindre ju färre som deltar.

6.3 Potentiella plattformar och finansieringskällor?

Att åtgärda potentiellt miljöfarliga vrak är kostsamt, men som tidigare diskuterats måste kostnaden sättas i relation till vad kostnaden blir om ingen åtgärd vidtas. Ett potentiellt spår att utreda vidare är om det finns någon möjlighet att använda de medel som idag finns avsatta inom ramen för miljöskadeförsäkringen, till vilken alla utövare av miljöfarlig verksamhet skall avsätta ett bidrag enligt svensk lag (1998:1473).

Ett annat alternativ för att finansiera hanteringen av vrak på svenska vatten skulle kunna vara ett inrättande av en nationell fond, liknande den som upprättades för hantering av förorenad mark (2004:100). Genom att i anslutning till en dylik fond, också upprätta ett kompetenscentrum kring hanteringen av de miljöfarliga vraken ökas möjligheterna till att försäkra ett effektivt resursutnyttjande genom samordning av insatser, samt att erfarenheter från utförda insatser kan användas för att förbättra och underlätta kommande arbete. Förhoppningsvis bidrar en dylik kompetensförsäkring därmed också till en kostnadslättning med tiden.

För att lösa hanteringen av vrak på internationellt vatten och/eller vrak på annan nations vatten, men som också utgör ett potentiellt hot för Sverige, gäller det att hitta former för att samarbeta kring frågorna. Frågan har lyfts inom ramen för Köpenhamsavtalet⁶⁷, men bordlades med kommentaren att Norge ligger långt fram i frågan, medan Sverige och Danmark avvaktar. Det får dock anses positivt att frågan över huvudtaget diskuterats i ett forum där det finns ett fungerande samarbete inom angränsande problemställningar, nämligen bekämpning av större utsläpp av olja i miljön.

Även om det låter lovande att IMO arbetar på en internationellt gällande plan för hur frågan

om potentiellt miljöfarliga vrak skall hanteras, så är det nog optimistiskt att tro att en fungerande finansieringsmodell kommer att vara klar inom de närmaste åren. Mer realistiskt vore kanske att försöka öka samarbetet inom Europa, initialt kanske i form av ett eller flera EU-projekt för att stärka regionala samarbeten, och inte minst finna modeller för såväl strategiskt som praktiskt samarbete för berörda länder.

7. Slutsatser

Det finns ett stort behov av att utarbeta en långsiktig handlingsplan som inkluderar en tydlig ansvarsfördelning för bedömning och sanering av potentiellt miljöfarliga vrak. Då den största andelen riskklassade vrak härrör från andra världskriget är det hög tid att agera, eftersom flera av vraken korroderat till den grad att de redan i dag läcker. Innan saneringsåtgärder inleds är det nödvändigt att göra detaljerade inspektioner av vraken såväl för att bekräfta det potentiella hotet, som att underlätta en eventuell sanering. För vrak på svenskt vatten hade en möjlig finansieringsmodell liknande den som idag finns för förorenad mark, kunnat vara en lämplig lösning. För vrak utanför svenskt vatten, men som ändå kan utgöra ett potentiellt miljöhot mot Sverige, kan en handlingsplan med fördel upprättas i samråd med övriga berörda länder, det vill säga Norge, Danmark samt Östersjöländerna. Läget för S/S Skytteren är akut och kan ej invänta en längre utredning, utan bör omgående inspekteras in situ för att verifiera eller avskriva henne som ett potentiellt miljöhot.



Tack

Under arbetets gång har ett stort antal personer, företag och myndigheter med sin välvilja till att bidra med uppgifter, synpunkter och inte minst kostnadsöverslag, väsentligen ökat rapportens relevans. Ett stort tack riktas till alla berörda parter. En lista över medverkande företag återfinns sist i rapporten Appendix 4



8. Referenser

1. Liljeberg, M., C. Lindgren, och J. Fejes, Manual till Digital Miljöatlas, <http://www.gis.lst.se/ivl/>. 60 pp. 2004.
2. Lindström, P., Vrak i Skagerrak. Forum Skagerrak II. Länsstyrelsen i Västra Götalands Län. 42 pp. 2006.
3. Nilsson, O., Marin Mätteknik AB, Pers. komm. 2007-08-21
4. Ehn, T. (mp), Ansvarsfrågan vid läckande gamla fartygsvrak, Interpellation 2006/07:676.
5. Andersson, E. (c), M. Andersson (c), L. Brunander (c), I. Franzén (c) och R. Thorén (c), Ett renare Västerhav, Motion till riksdagen: 1991/92:10659.
6. Gerdau M. (m) och L.-A. Staxäng (m), Dumpning av vrak och annan miljöförstörande verksamhet, Motion till riksdagen: 2007/08:MI228.
7. Russell, M.A., D.L. Conlin, L.E. Murphy, D.L. Johnson, B.M. Wilson, and J.D. Carr, A minimum-impact method for measuring corrosion rate of steel-hulled shipwrecks in seawater. The Internat. Journal of Nautical Archaeology, 35 (2): 310-318, 2006.
8. Russell, M.A. and L.E. Murphy, USS Arizona Preservation Project Research Rationale. 20 pp. 2004.
9. Michel, J., D.S. Etkin, T. Gilbert, R. Urban, J. Waldron, and C.T. Blockside, Potentially polluting wrecks in marine waters. Internat. Oil Spill Conf.. 2005.
10. <http://www.kystverket.no>
11. http://www.total.com/en/group/news/special_report_erika/
12. Findlay, A., Practical considerations in the recovery of oil from sunken and abandoned vessels. Internat. Oil Spill Conf.. 2002.
13. Fontolan, M. and R. Galletti, Prestige oil recovery from the sunken part of the wreck. The Petroleum Association of Japan Oil Spill Response. 2005.
14. Walker, B. and S. Evans, U.S. Navy successfully offloads nearly two million gallons of oil threatening the Ulithi atoll. Currents, Summer 2003.
15. Norges offentlige utredninger. Ansvar for oppryddningstiltak etter sjøulykker. NOU 2002:15.
16. Elmgren, R., S. Hansson, U. Larsson, B. Sundelin, and P. Boehm, The "Tsesis" oil spill: acute and long-term impact on the benthos. Marine Biology, 73:51-65, 1983.
17. Karlsson, L.-I., Forskare tror på snabb nedbrytning av oljan. DN. 2002-11-20.
18. Storsjöströms Amt, Teknik- og Miljöförvaltningen, Vandmiljøkontoret og Guldborgsund Kommune, Natur- og Miljøafdelningen, "Baltic Carrier" olieforureningen - miljøeffekter 2001-2006. 2007.
19. Ritchie, W., D. Bedborough, J. Davies, D. Dickson, M. Hall, R. Hepworth, P. Kingston, J. Mailes, P. Monaghan, M. O'Sullivan, B. Tulloch, M. Uscher and L. Kingham, Wreck of the tanker Braer: The environmental impact of the oil spill. Spill Science and Technology Bulletin, 1 (2): 101-107, 1994.
20. Oljejouren, IVL Svenska miljöinstitutet AB, http://www.ivl.se/affar/mljjo_kartl/proj/oljejour/
21. Hort, R. och Å. Sandström, När oljan når land - har staten säkerställt en god kommunal beredskap för oljekatastrofer? Riksrevisionen 2005:31. 94 pp. 2005.
22. Oljans värld - från källa till konsument, Svenska Petroleum Institutet. 35 pp. 2004.
23. Lindgren, C. och J. Fejes. Tvätt av oljeskadade fåglar, IVL på uppdrag av Naturvårdsverket. 24 pp. 2003
24. Lindgren, C. och A. Martinsson. Hur lång är återhämtningstiden för den svenska kusten efter ett oljeutsläpp? IVL på uppdrag av Rådningsverket. 13 pp. 2005.
25. Dean, T.A. and S.C. Jewett, Habitat-specific recovery of shallow subtidal communities following the Exxon Valdez oil spill. Ecological Applications, 11 (5): 1456-1471, 2001.
26. de la Huz, R., M. Lastra, J. Junoy, C. Castellanos, and J. M. Viéitez, Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: Preliminary study of the "Prestige" oil spill. Estuarine Coastal and Shelf Science, 65:19-29 2005.
27. Forsman, B., Socioekonomiska effekter av större oljepåslag - Scenariostudier för Halland, Skåne, Blekinge och Kalmar län. 49 pp. SSPA på uppdrag av Rådningsverket. 2006.
28. Forsman, B., H. Hansson, and K. Magnusson, Riskbild för oljeutsläpp och oljepåslag. SSPA på uppdrag av Rådningsverket. 36 pp. 2002.
29. Lindblom, E., Finns det tid att ha bräntom? Demonstration av multikriterieanalys som stöd vid komplexa flermålsbeslut vid saneringsinsatser. 27 pp. IVL på uppdrag av Rådningsverket. 2006.
30. Kustbevakningen, <http://www.kustbevakningen.se/kbvtemplates/Page.aspx?id=286>
31. Etkin, D.S., Worldwide analysis of marine oil spill cleanup cost factors. Arctic and Marine Oilspill Program Technical Seminar. 2000.
32. Franzén, F., Å. Soutukorva, and T. Söderqvist, Skagerraks miljö i samhällsekonomisk belysning. Forum Skagerrak II. Enveco Miljöekonomi AB. 143 pp. 2006.
33. Kustbevakningen, <http://www.kustbevakningen.se/kbvtemplates/ImageVault.aspx?id=792>
34. Info från MARBIPP (Marine biodiversity, patterns and processes): <http://tbl.gu.se/uf/MARBIPP2006/1handled/1begrepp/6va/or/1.html>
35. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis: Island Press, Washington, DC. 155 pp. 2005.
36. Norges Offentlige Utredninger, Ansvar for oppryddningstiltak etter sjøulykker. Sjølovkomiteen, NOU 2002:15.
37. Naturvårdsverket. Metodik för inventering av förorenade områden. Analys- och testmetoder. 77pp. 1999.
38. Naturvårdsverket. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Vägledning för insamling av data. 152pp. 1999.
39. MacLeod, I.D., Shipwrecks and applied electrochemistry. Journal of Electroanalytical Chemistry, 118: 291-303, 1981.
40. Hogenbirk, A. and F.A. Hartog, Locating liquid and gas interfaces behind a steel hull: a neutron backscatter tool in action. Radiation Protection Dosimetry, 116 (1-4):363-365, 2005.
41. Moffatt, C., Methodologies for removing heavy oils as used on the SS Jacob Lütchenbach and joint international testing programs. Marine Technology Society Journal, 38 (3): 64-71. 2004.
42. Söderqvist, T., M. Hammer, och I.-M. Gren, Samverkan för människa och natur. En introduktion till ekologisk ekonomi. 294 pp. 2004.
43. Rosén, L., T. Söderqvist, Å. Soutukorva, P.-E. Back, L. Grahn, och H. Eklund, Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi.

- Hållbar sanering. Naturvärdsverket. 81pp. 2005.
44. von Arbin, S., Bohusläns Museum. Pers. komm. 2007-08-13
 45. <http://sludge.wordpress.com/2007/04/02/only-9000-liters-recovered-from-solar-i/>
 46. Venosa, A.D. and E.L. Holder, Biodegradability of dispersed crude oil at two different temperatures. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (5): 545-553, 2007.
 47. Jimenez, N., M. Vinas, J. Sabate, S. Diez, J.M. Bayona, A.M. Solanas, and J. Albaiges, The Prestige oil spill. 2. Enhanced biodegradation of a heavy fuel oil under field conditions by the use of an oleophilic fertilizer. *Environmental Science and Technology*, 40 (8): 2578-2585, 2006.
 48. Gallego, J.R., E. Gonzalez-Rojas, A.I. Pelaez, J. Sanchez, M.J. Garcia-Martinez, J.E. Ortiz, T. Torres, and I.F. Llamas, Natural attenuation and bioremediation of Prestige fuel oil along the Atlantic coast of Galicia (Spain). *Organic Geochemistry*, 37 (12): 1869-1884, 2006.
 49. Koren, O., V. Knezevic, E.Z. Ron, and E. Rosenberg, Petroleum pollution bioremediation using water-insoluble uric acid as the nitrogen source. *Applied and Environmental Microbiology*, 69 (10): 6337-6339, 2003.
 50. Stedt, B., Short summary report in Finnbirch accident. Helsinki Response 8/2007. Tallinn. 2pp. 2007.
 51. http://en.wikipedia.org/wiki/SS_Suevic
 52. Lawson, S.H., Kvarstad ships and men, <http://www.warsailors.com/freefleet/kvarstad.html>
 53. www.greatoceanliners.net/suevic.html
 54. Sveriges Nationalatlas, Västra Götaland, <http://friatlasgis.sna.se/sna/webb.atlas>
 55. Fonselius, S., Västerhavets och Östersjöns oceanografi. SMHI. 200pp. 1995.
 56. Hulth, S., Mineralization of biogenic debris in continental shelf and slope sediments, PhD thesis. Dept. of Analytical and Marine Chemistry. Göteborg University. 1995.
 57. Monfils, R., The global risk of marine pollution from WWII shipwrecks: examples from the seven seas. Manuscript.
 58. Monfils, R., T. Gilbert, and S. Nawadra, Sunken WWII shipwrecks of the Pacific and East Asia: The need for regional collaboration to address the potential marine pollution threat. *Ocean and Coastal Management*, 49 (9-10): 779-788, 2006.
 59. Girin, M., European experience in response to potentially polluting shipwrecks. *Marine Technology Society Journal*, 38 (3): 21-25, 2004.
 60. Sjöräddningssällskapet, <http://www.ssrs.se/page/1898/pressmeddelanden.htm>
 61. Ekström, O., Ansvar för miljöfarliga fartygsvrak, Juridiska Institutet. Handelshögskolan, Göteborgs Universitet. 67 pp. 2007.
 62. Försvarsmakten, <http://www.4sjostridsflj.mil.se/article.php?id=1649>
 63. Tiberg, H., Wrecks and wreckage in Swedish waters, Scandinavian studies in law, Vol. 46. 18pp. 2004.
 64. Tiberg, H., Vem äger vrak och vrakgods? Nordisk sjöförsäkringspols möte. Visby. 2000.
 65. Kystverket. Status 2006 för tidigare undersökte vrak med potentiell olje langs norskekysten. 103pp. 2006.
 66. Griggs, P., Draft wreck removal convention (DWR). Comité Maritime Internat. 8 pp. 2006.
 67. Rapport från Köpenhamnavtalets Arbetsgruppsmöte i Karlskrona 02-03.03.2000. 6 pp.
 68. Hjorth, M., J. Vester, P. Henriksen, V. Forbes and I. Dahllöf, Functional and structural responses of marine plankton food web to pyrene contamination, *Marine Ecology Progress Series*, 338:21-31, 2007.

Appendix:

Appendix 1: Översiktlig riskbedömning av S/S Skytteren

Appendix 2: Modellerade strömförhållanden vid S/S Skytterens position

Appendix 3: Oljespridningsscenario

Appendix 4: Företag som bidragit med information till rapporten

Appendix 1

Översiktlig riskbedömning av S/S Skytteren

Exempel på utvärdering av ett vrak att använda som underlag för upprättande av en inbördes prioriteringssordning. Formuläret är utformat efter Michels et al (2005) och är ifyllt utifrån kända betingelser för S/S Skytteren.

Platsspecifika utvärderingskriterier

Riskvärderingskriterier och frågeställningar	Hög Risk	Medel-Risk	Låg Risk
Vilken storlek, typ och konstruktion har det förlista fartyget?	>10000 ton	1000-10000	<1000
Vilken kvantitet av olja finns sannolikt ombord?	>1000 ton	100-1000 ton	<100 ton
Hur kustnära befinner sig vraket?	Inomskärs/kustnära eller lagun	Utomskärs / offshore men tillgängligt	Öppna havet
Hur djupt ligger vraket?	Tillgängligt för konventionella lätta dykare	Inom dykbar djup	Tillgängligt endast för undervattens-farkoster
Är vraket känt för tidigare ojläckage?	Dokumenterat tidigare ojläckage	Tillfälliga eller möjliga spill	Inga
Vilka ojletyper finns i vraket? Är de långlivade vid läckage?	Mycket långlivad olja	Mellan-lång livslängd	Kortlivad olja
Är vraket utsatt för extrema väderförhållanden (stormar, orkaner etc)?	Hög risk för extremt väder	Relativt stabila förhållanden eller ökänt	Låg risk för extremt väder
Vilken stabilitet har havsbotten och vilken effekt har sedimenttransport på vrakets rörelse och stabilitet?	Ostabilit och hög tendens till rörelse	Relativt stabilt eller ökänt	Dokumenterat stabila bottenförhållanden
Vad är vrakets tillstånd, dess nedbrytningsgrad och ömtåligthet mot naturliga störningar?	Mycket nedbrutet	Moderat nedbrutet	Mestadeis intakt
Är vraket utsatt för hög grad av hydrodynamiska krafter på havsbotten?	Hög nivå av bottenströmmar	Moderat styrkor av strömmar	Låga eller inga bottenströmmar

Miljöutvärderingskriterier			
Risikvärderingskriterier och frågeställningar	Hög Risk	Medel-Risk	Låg Risk
Är dessa områden av hög miljö-känslighet i regionen? Hänsyn taget till känsliga habitat som våtmarker, mangrove, strandängar, korallrev, lerbankar, och kelpskogar.	Hög miljö-känslighet	Medium miljö-känslighet	Låg miljö-känslighet
Indikerar spillutbredningsmodellering att signifikanta miljövärden sannolikt påverkas?	Hög sannolikhet	Medelhög sannolikhet	Låg sannolikhet
Hur unik eller attrik är området som sannolikt kommer att påverkas?	Mycket	Mellan	Lite
Är ovanliga eller utrotningshotade arter närvarande inom området för sannolik påverkan?	Hög grad av skyddade arter	Lågt antal av skyddade arter	Inga skyddade arter
Vilka känsliga arter är i fara? Hänsyn taget till attrikedom, antal, lokaler och säsongsvariationer.	Högt antal och attrikedom	Medelhögt antal och attrikedom	Lågt antal och attrikedom
Finns det rutter för migrerande arter (tex fåglar och marina däggdjur) inom området?	Högt antal	Tillfälligtvis	Nej
Vilken grad av naturreservat eller naturskydd finns i området? Hänsyn taget till ev marint naturskyddsområde, naturvärde, värdsarv, och skyddsklassning.	Hög grad av skydd och bevarande-klassning	Mellan-nivå av skydd och bevarande-klassning	Låg eller ingen grad av skydd och bevarande-klassning
Finns det några historiska, kulturella eller arkeologiska värden i riskzonen, inklusive krigsgravar?	Signifikt värden	Moderata värden	Låga eller inga värden
Har området sin försörjning från fiske, traditionell jakt samlande eller fiskångst inom vrakområdet?	Hög grad av försörjning i regionen	Medelhög grad av försörjning i regionen	Låg eller ingen försörjning i regionen
Vilket vetenskapligt intresse finns i området från forskning och undervisningsperspektiv?	Högt intresse	Tillfälligt intresse	Litet eller inget intresse

Ekonomiska utvärderingskriterier			
Risikvärderingskriterier och frågeställningar	Hög Risk	Medel-Risk	Låg Risk
Finns licensierat kommersiellt fiske, fiskodling, akvakultur, pärtodling etc i riskzonen?	Högt ekonomiskt värde	Moderat ekonomiskt värde	Lågt ekonomiskt värde
Vilka andra signifikanta industriella näringar, ekonomiska resurser eller viktiga användningsområden av havet finns för närvarande i riskzonen (tex vatteninlag, akvarier, avsalttningsanläggningar)?	Hög nivå av ekonomiskt beroende och värde	Moderat nivå av ekonomiskt beroende och värde	Låg nivå av ekonomiskt beroende och värde
Vilka viktiga rekreations och turist aktiviteter finns i riskzonen (tex sportfiske, dykning, bad, snorkling, bätliv, sightseeing, surfing eller kustnära rekreationsiv)?	Hög nivå och/ eller högt ekonomiskt värde	Medelhög nivå och/ eller medelhögt ekonomiskt värde	Låg nivå och/ eller lågt ekonomiskt värde
Vilken nivå på maritim användning sker inom vrakområdet?	Hög	Medel	Låg
Används regionen som maritim transport korridor?	Hög användning	Medelhög användning	Låg användning
Innehåller vraket tillräckliga kvantiteter av ej exploderad ammunition, sprängämnen eller annat farligt gods som kan innebära en säkerhetsrisk eller kräva avspärringszoner kring vraket?	Höga kvantiteter	Moderata kvantiteter	Låga eller inga föremål

Referens:

Michel, J., D.S. Etkin, T. Gilbert, R. Urban, J. Waldron, and C.T. Blockidge, Potentially polluting wrecks in marine waters, in International Oil Spill Conference, 2005.

?

Appendix 2

Modellerade strömförhållanden vid S/S Skytterens position

Sammanfattning

Statistik för strömhastighet och riktning från data från den operationella havsmodellen HIROMB för positionen för S/S Skyttaren oktober 2006 visas här. Prognosdata varje 3:e timme har analyserats från ytan ner till 75 m djup. Analysen visar att strömmarna vid positionen i huvudsak är nord-sydliga i storparten av vattenpelaren. Vid ytan där strömmarna är mer vindpåverkade varierar strömriktningen mer, med nordgående ström mest förekommande.

Strömhastigheten är störst i ytan och avtar mot djupet. Det är känt att modellen har en tendens att överskatta extremhastigheter i ytan, vilket betyder att de maxhastigheter som visas där kan ha förekommit något mindre ofta än vad modellen visar. Extremerna är alltså en övre gräns för vad som kan förväntas i observationer. Modellen har aldrig validerats på djupet. Hur väl strömmen nära botten representeras är mycket osäkert.

HIROMB

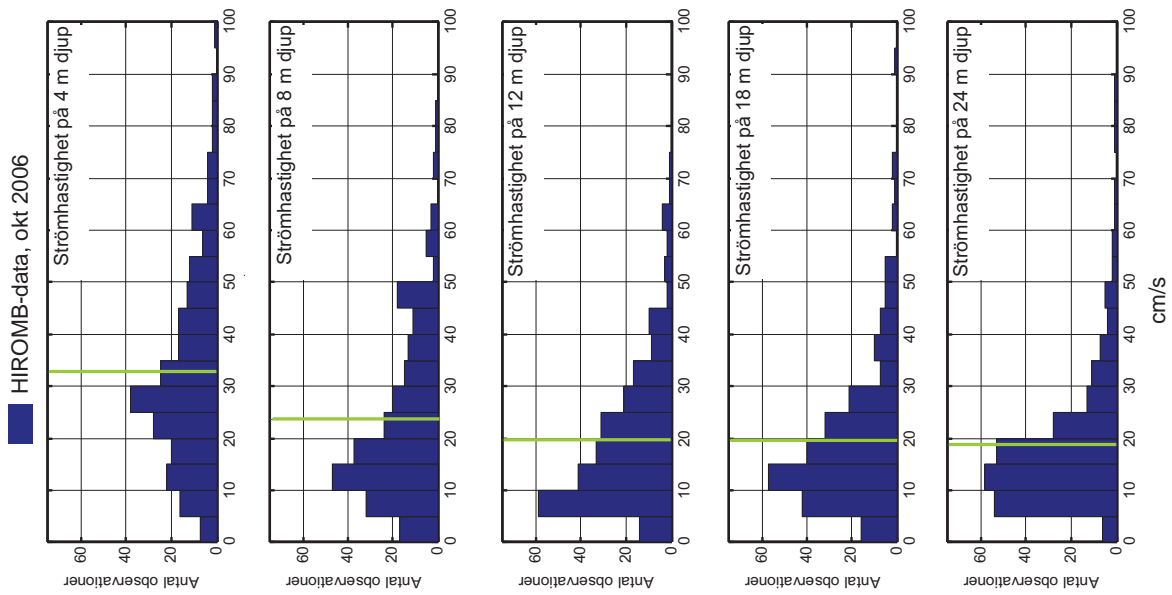
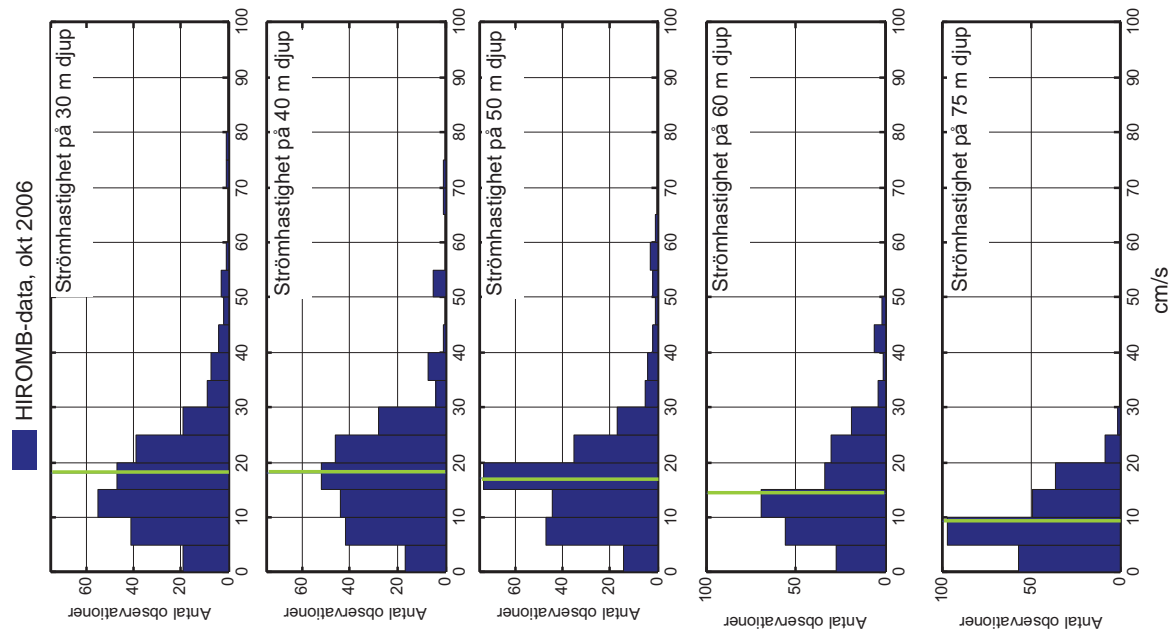
SMHIs operationella havsmodell, HIROMB (High Resolution Model of the Baltic Sea), beräknar parametrar som ström, salthalt och temperatur för Östersjön och Västerhavet i ett beräkningsnät på 1 x 1, alternativt 3 x 3 nautiska mil. Modellen har varit operationell sedan februari 2002. En stor uppdatering av modellen gjordes 2005; version 3.0. Uppdateringen till version 3.0 gav en väsentlig förbättring av skiktning, och högre strömmar.

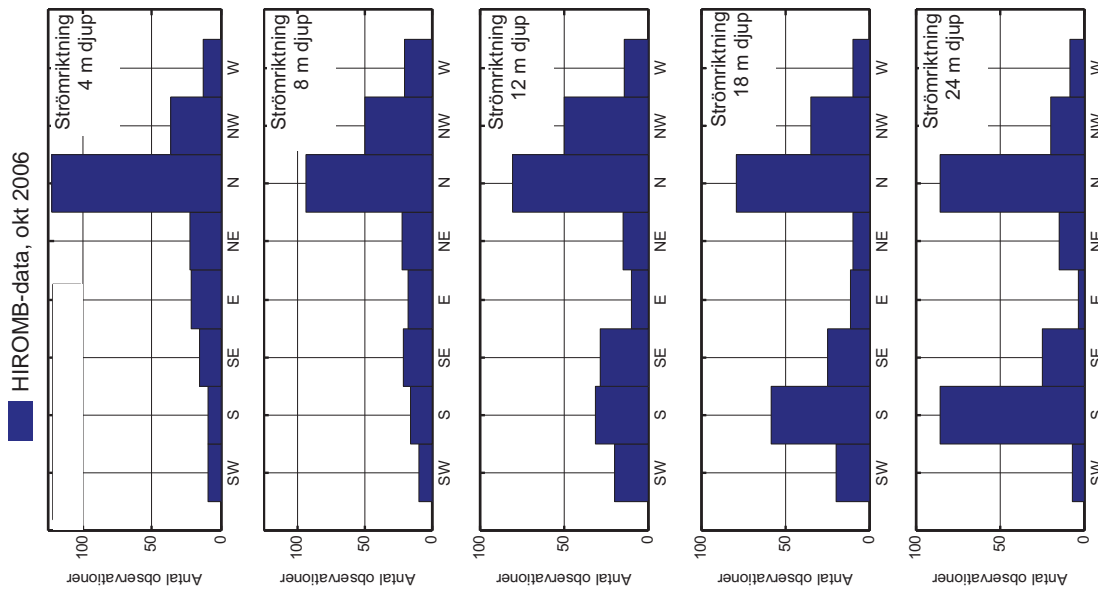
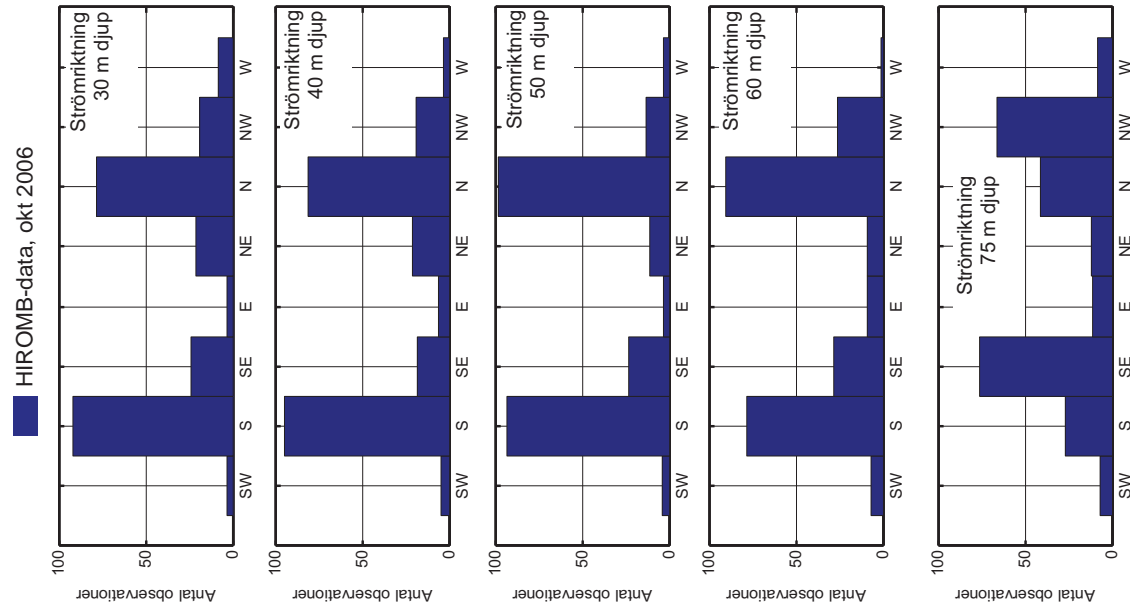
HIROMB anger resultat i ett rutnät om 1 x 1 NM. Tjockleken på cellerna varierar. I ytan är tjockleken 4 meter, d v s hastigheten representerar (medel-)hastigheten mellan 0-4 m, 4-8 m och 8-12 m. Från 12 meter ökar upplösningen till 6 m djupa celler, här blir celljockleken 12-18, 18-24 och 24-30 m. Mellan 30 och 60 meter är cellerna 10 m djupa.

En valideringsstudie av HIROMB med fokus på strömhastigheter gjordes 2006 där tre månaders mätningar i Hanöbukten jämfördes med modelldata. Generellt fann man att medelströmhastigheten underskattas. Hastigheten i modellen var under vissa perioder högre än de uppmätta. Hastighetsfördelningen i modellen visade alltså för stor förekomst av höga strömhastigheter. Samtidigt var magnituden till den allra högsta hastigheten under mätperioden jämförbar med modellens högsta hastighet samma period.

Figureerna nedan visar fördelning av strömhastighet och riktning i HIROMB för gridrutan närmast positionen N 58 09,285, E 11 11,324. Oktober 2006 har valts som exempel på en höstmånad. Under sommaren vill antagligen strömhastigheterna vara något lägre.

I figurena för strömhastighet har även medelhastigheten markerats.





Appendix 3 Oljespridningsscenario

Referenser

Mattsson, Johan (2006) HIROMB validation in the Danish Sounds. Presentation at the 9th HIROMB Scientific Workshop 28-31 August 2006, SMHI, Gothenburg: <http://www.environment.fi/download.asp?contentid=56262&lan=en>

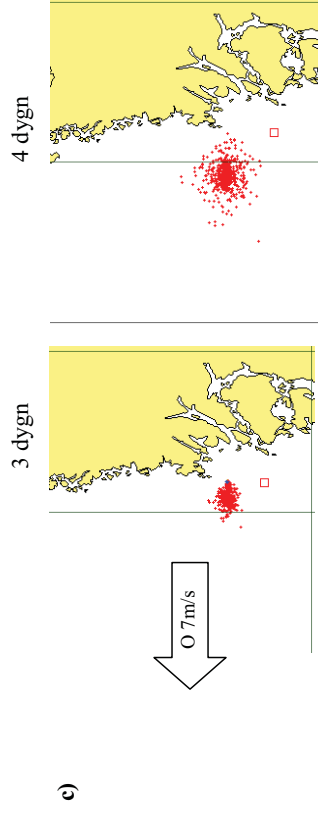
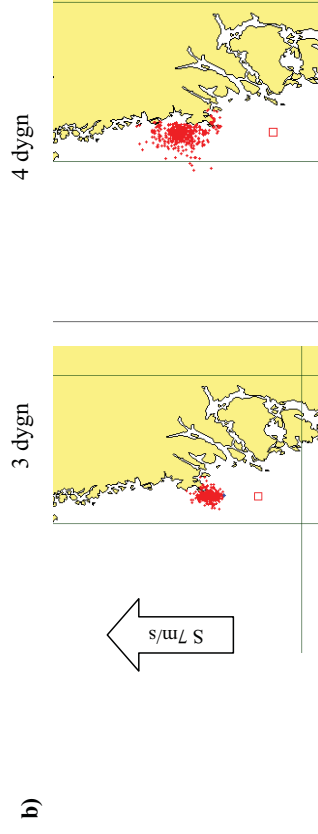
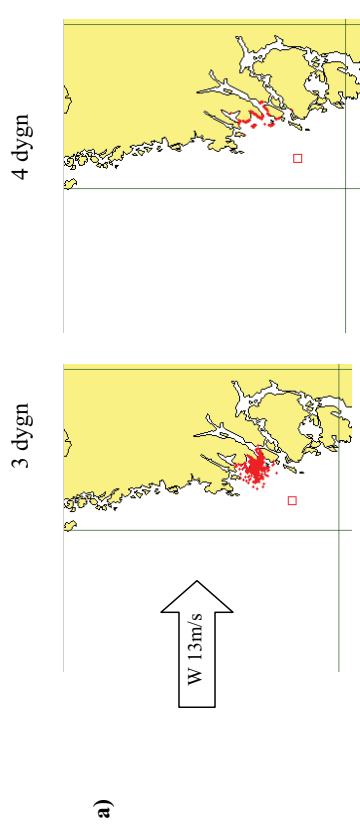
Nerheim, Signild (2006) Results from the Hanö bay validation project

Presentation at the 9th HIROMB Scientific Workshop 28-31 August 2006, SMHI, Gothenburg: <http://www.environment.fi/download.asp?contentid=56267&lan=en>

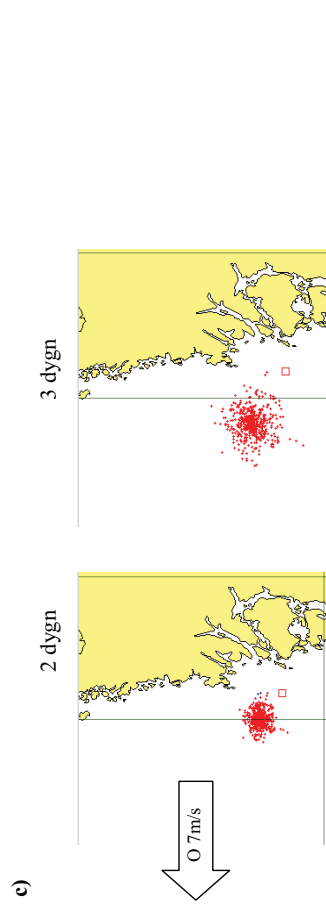
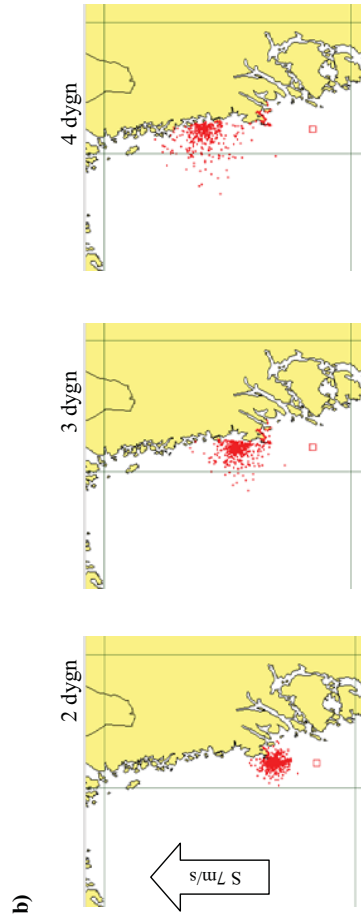
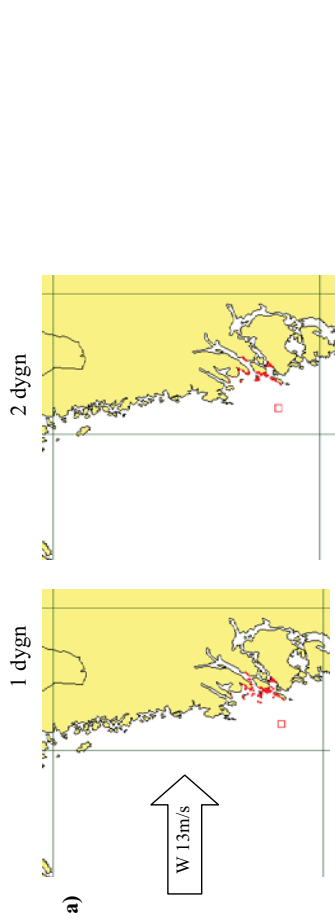
Hypotetiska oljespridningsscenario från S/S Skytterens position, modellerade i Sea Track Web, med följande förutsättningar:

Variabler:		
Oljetyper	3 olika vindförhållanden	Grundförutsättningar
Medium	Kraftig W 13m/s, mot 90 grader	Ström mot norr, 5 cm/s=0.1 knop, mot 0 grader
Heavy	Måttlig S 7 m/s, mot 0 grader	Vraket ligger på 74 meters djup.
	Måttlig O 7 m/s, mot 270 grader	Momentant utsläpp av hela oljevolymen. Extra osäkerhet inlagt
		Beräkningsperiod 2-3-4 dygn Oljevoly: 3000 m ³

Tung olja



Medeitung olja



Appendix 4

Företag som bidragit med information till rapporten

Företag (i alfabetisk ordning) som bidragit med information till förstudien:

BioPetroClean 280 Madison Avenue #912-9th floor New York, NY 10016 USA Web: www.biopetroclean.com	Sonsub, a division of Saipem FPSO S.p.A. Via Galileo Ferraris, 14 30175 Marghera Venezia ITALY Tel: +39 (0)41 291 6311 Fax: +39 (0)41 532 1194 Web: www.sonsub.com
Cold Cut System AB P.O. Box 10181 SE-434 22 Kungsbacka SWEDEN Tel: +46 300 56 80 70 Fax: +46 300 56 80 79 Web: www.ccs-cobra.com	SVITZER Sverige AB Nya Varvet, Byggnad 85B SE-426 71 Västra Frölunda SWEDEN Tel: +46 31 10 97 00
Emu Ltd I Mill Court The Sawmills Durley Southampton Hampshire SO32 2EJ UK Tel: +44 01489 860050 Fax: +44 01489 860051 Web: www.emulimited.com	SVITZER Salvage B.V. Sluisplein 34 P.O. Box 510 1970 AM IJMUIDEN 1975 AG IJmuiden Tel: +31 (0) 255 562 666 Fax: +31 (0) 255 518 695 Web: www.svitzer.com
Marin Mätteknik AB Nya Varvet, Byggnad 84 426 71 Västra Frölunda SWEDEN Tel: +46 (0)31 695280 Fax: +46 (0)31 695290 Web: www.mmtab.se	Worldpoint AB Dalvindsgatan 10 434 34 Kungsbacka SWEDEN Tel: +46 (0)300 61344, +46 (0)705 837370

FOUR UNIVERSITIES

The Alliance for Global Sustainability is an international partnership of four leading science and technology universities:

CHALMERS Chalmers University of Technology, was founded in 1829 following a donation, and became an independent foundation in 1994. Around 13,100 people work and study at the university. Chalmers offers Ph.D and Licentiate course programmes as well as MScEng, MArch, BScEng, BSc and nautical programmes.

Contact: Alexandra Priatna
Phone: +4631772.4959 Fax: +4631772.4958
E-mail: alexandra.priatna@ags.chalmers.se

ETH Swiss Federal Institute of Technology Zurich, is a science and technology university founded in 1855. Here 18,000 people from Switzerland and abroad are currently studying, working or conducting research at one of the university's 15 departments.

Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

Contact: Peter Edwards
Phone: +41 44 632 4330 Fax: +41 44 632 1215
E-mail: peter.edwards@env.ethz.ch

MIT Massachusetts Institute of Technology, a coeducational, privately endowed research university, is dedicated to advancing knowledge and educating students in science, technology, and other areas of scholarship. Founded in 1861, the institute today has more than 900 faculty and 10,000 undergraduate and graduate students in five Schools with thirty-three degree-granting departments, programs, and divisions.

Contact: Karen Gibson
Phone: +1617 258 6368 Fax: +1617 258 6590
E-mail: kgibson@mit.edu

UT The University of Tokyo, established in 1877, is the oldest university in Japan. With its 10 faculties, 15 graduate schools, and 11 research institutes (including a Research Center for Advanced Science and Technology), UT is a world-renowned, research oriented university.

Contact: Yuji Togami
Phone: +813 5841548 Fax: +813 58412303
E-mail: togami@ir3su-tokyo.ac.jp



I Skagerak finns 261 kända vrak som identifierats som potentiella miljöhot. Tjugo av dessa återfinns så nära den svenska kusten att de är inom länsgränsen för Västra Götalands län. Den största andelen vrak härrör från andra världskriget, varför många idag är sönderrostade och en del har redan börjat läcka olja. Trots att problemet uppmärksammats periodvis sedan mitten av sjuttioalet finns fortfarande ingen lagstiftning som reglerar ansvaret för förebyggande åtgärder, avseende att förhindra framtida oljeutsläpp från de riskklassade vraken. Den här studien behandlar vrak i Skagerak, men med stor sannolikhet finns det många ytterligare potentiellt miljöfarliga vrak längs resterande del av Sveriges kust. Således finns det ett behov av att upprätta en nationell databas över kända potentiellt miljöfarliga vrak.

Idag finns i princip inga teknologiska hinder för att tömma vraken på olja, men tömningen kan vara mycket kostsam (uppskattningsvis 20-250 miljoner SEK per vrak). Kostnaden för en tömning måste dock jämföras med de socioekonomiska konsekvenser som uppkommer ifall motsvarande olja istället plötsligt kommer ut och förorenar kusten. För att befästa att en sanering är ekonomiskt försvarbar ur ett miljönyttoperspektiv är det därför av stor vikt att initialt genomföra en noggrann vrakinspektion, som kan verifiera mängd och typ av olja ombord, samt om vrakets skick tillåter sanering. Kostnaden för en detaljerad inspektion och riskbedömning är i storleksordningen 0.5-2 miljoner SEK per vrak. Finansieringen av såväl detaljerade inspektioner och riskbedömningar, som saneringsinsatser rörande vrak där ingen ägare kan ställas ansvarig, skulle kunna lösas på liknande sätt som tidigare gjorts vid instiftandet av en fond med medel för sanering av förorenad mark.

I anslutning till en dylik fond skulle det vara gynnsamt att upprätta ett nationellt kompetenscentrum som samlar all kunskap inom området och kan stå för samordning av aktioner för att försäkra ett effektivt resursutnyttjande.

The AGS is a collaboration of four universities that brings together world-class expertise from the member institutions to develop THE AGS research and education in collaboration with government and industry on the challenges of sustainable development. The Alliance for Global Sustainability