Miljörisker sjunkna vrak

Undersökningsmetoder och miljöaspekter

Dnr: 1399-14-01942-6

Sjöfartsverket 2014

© Sjöfartsverket

Foto på omslaget visar Sjöfartsverkets ROV vid undersökning av Villon. Foto: P-Dyk

Rapporten finns tillgänglig på Sjöfartsverkets webbplats www.sjofartsverket.se

Dnr/Beteckning 1399-14-01942-6

Författare Ida-Maja Hassellöv, Chalmers tekniska högskola
Ulf Olsson, Sjöfartsverket
Göran Ekberg, Statens maritima muséer
Anders Östin, FOI
Fredrik Simonson, Kustbevakningen
Christer Larsson, Havs- och vattenmyndigheten
Ulf Sender, Swerea-KIMAB
Hanna Landquist, Chalmers tekniska högskola
Fredrik Lindgren, Chalmers tekniska högskola
Andreas Lindhe, Chalmers tekniska högskola
Lars Rosén, Chalmers tekniska högskola

Månad År 2014-10

Eftertryck tillåts med angivande av källa.

Sammanfattning

Arbetet med en nationell strategi för hantering av miljöfarliga vrak påbörjades 2007 med Statskontorets utredning *Vrak och ägarlösa båtar*, men ingen enskild myndighet har tilldelats övergripande ansvar för vrakfrågan. Utöver ansvarsfrågan har också förväntade höga kostnader för inspektion och sanering av vrak fördröjt det fortsatta arbetet. Ett steg närmare en nationell strategi redovisas här genom regeringsuppdraget *Miljörisker sjunkna vrak*. Genom samordning och ökat informationsutbyte mellan berörda myndigheter finns stor potential att minska de förväntade kostnaderna för inspektion av vrak och omgivande miljö. Om den föreslagna strategin antas, beräknas informationsläget avseende vraken att snabbt förbättras så att det år 2030 inte längre finns några *potentiellt* miljöfarliga vrak i svenska vatten.

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) och Naturvårdsverket har idag delat ansvar för övervakning och åtgärdande av miljögifter i marin miljö. Mot denna bakgrund hade det varit naturligt att låta HaV få ett övergripande ansvar för hantering av miljöfarliga vrak. Genom flexibelt upplägg avseende tidsramar bedöms övervakning och inspektion av potentiellt miljöfarliga vrak kunna utföras genom att HaV ger de berörda myndigheterna uppdrag; kartering och sjömätning (Sjöfartsverket), ROV och dykinspektion (Kustbevakningen och/eller Försvarsmakten), sediment- och bottenförhållanden (Statens geologiska undersökning). En förutsättning är dock väl fungerande samverkan och kommunikation mellan berörda myndigheter. Existerande plattformar för detta finns redan på såväl operativ nivå i form av *Projekt ”Sjöstjärnan” - samordning och samverkan mellan myndigheter avseende information och inhämtning av djup- och bottendata*; respektive högsta ledningsnivå i form av *Samordningsgruppen för havs- och vattenmiljöfrågor* (SamHav).

Enligt Sjöfartsverkets tidigare inventering (*Miljörisker från fartygsvrak*, 2011) finns det utmed Sveriges kust knappt tre tusen vrak som inte kan avskrivas utan vidare informationsinhämtning. Drygt trehundra av dessa klassades som potentiellt miljöfarliga. Av dessa har 31 listats som de sannolikt mest miljöfarliga vraken. Listan över de 31 vraken har därför varit utgångspunkt för projektet *Miljörisker sjunkna vrak*, vars syfte var att ta fram en metod för prioritering och inspektion av potentiellt miljöfarliga vrak.

Undervattensinspektion av vrak är kostsamt och kostnaden ökar kraftigt om vrakets läge är otillgängligt. Av de 31 vraken valdes därför nio relativt lättillgängliga vrak ut för noggrannare arkivstudier, samt sjömätning. Utifrån informationen från arkivstudierna och sjömätningen gjordes ett ytterligare urval om fyra vrak (Altnes, Skytteren, Thetis och Villon), vilka även inspekterades med ROV och/eller dykare. Huvudsyftet var att, inför och under arbetet med inspektionerna, utarbeta Standard Operating Procedures (SOPs) som framgent kan användas som stöd inför kommande operationer rörande potentiellt miljöfarliga vrak.

Under arbetet med inspektionerna observerades inte några pågående läckage av olja från vraken. Trots denna positiva information är det viktigt att komma ihåg att endast bevis på tomma tankar kan fullt ut avskriva vraken från listan över potentiellt miljöfarliga vrak. Även om det under projektets fältarbete inte observerades läckage av olja, finns dokumenterade läckage sedan tidigare (senast 2008-04-26) för Skytteren. Noterbart är också att Kustbevakningen 2014-06-29, fick rycka ut för att omhänderta olja som börjat läcka efter vraket Immen, norr om Gotska Sandön. Immen var inte med bland fallstudieobjekten i projektet.

I tillägg till undervattensinspektion placerades strömmätningsutrustning ut vid vraken Skytteren och Villon. Strömdata kan sedan användas för att modellera ett hypotetiskt spill av olja från ett vrak och ge en indikation på var läckage av olja kan tänkas påverka den marina

miljön negativt. Exempel på sådana negativa effekter kan vara försämrad förmåga hos sedimentlevande organismer att omsätta näringsämnen, vilket i sin tur kan påverka hela det marina ekosystemet. Strömdata är också ett viktigt underlag för utformning av övervakningsprogram, exempelvis med passiva provtagare för att detektera läckage av miljöfarlig substans från vrak.

Samtlig insamlad data kommer att användas för att validera riskbedömningsverktyget VRAKA, som möjliggör resurseffektiv prioritering av vilka vrak som bör undersökas och/eller saneras. VRAKA, SOPs för inspektion, samt tillgång till specifik kompetens för utvärdering av samtliga resultat är nyckelelement för att kunna presentera en tillförlitlig riskbedömning av potentiellt miljöfarliga vrak. Havs- och vattenmyndigheten skulle kunna vara lämplig myndighet med huvudansvar för miljöfarliga vrak, i operativ samverkan med övriga berörda myndigheter.

Summary - Environmental risks from sunken wrecks

Shipwrecks containing oil or other hazardous substances pose a threat to the marine environment. In 2011, the Swedish Maritime Administration (SMA) completed an inventory of potentially polluting shipwrecks in Swedish waters. From archive research a total of 2700 shipwrecks were found to be potentially polluting, according to the definition by Bergen Museum. The 2700 shipwrecks were categorized according to their relative potential threat and 31 were identified as the most important for further investigation. In 2014 the SMA received a new governmental task to set up a method for *in situ* investigation of potentially polluting shipwrecks and identification of possible adverse environmental effects. The project "Environmental risks from sunken wrecks" was carried out in close cooperation with the Swedish Coastguard, The Swedish Agency for Water and Marine Management, The Swedish National Maritime Museums, and research expertise within corrosion science (Swerea-KIMAB), sampling and analysis of hazardous substances (FOI), ecotoxicology and development of a shipwreck risk assessment model (Chalmers University of Technology).

In situ investigations of four shipwrecks were made by ROV and/or divers, and in addition to visual inspection, corrosion analysis and hull plate thickness analysis were performed. At two of the wreck sites current meters (RDCPs) were deployed, also equipped with sensors for conductivity, temperature, oxygen and turbidity. All data will be used for validation of the ship wreck risk assessment model VRAKA, which will then be ready for use in the further national handling of potentially polluting shipwrecks. The planning and work with *in situ* investigations formed a basis for proposed Standard Operating Procedures for future operations.

The co-operation between the involved competent authorities worked very well and cost efficiency of shipwreck investigations may be significantly improved if operations could be incorporated in addition to the ordinary commission of the respective authorities; i.e. if Coast Guard diving exercises could include ship wrecks of interest for investigation, the net cost for the field operation could be reduced.

For the future work on a national Swedish strategy on the handling of potentially polluting ship wrecks, the Swedish Agency for Water and Marine Management is proposed to get the main responsibility, with assistance by all other competent authorities. If the proposed strategy is implemented, starting 2015, all potentially polluting shipwrecks should be either confirmed threats or ruled out as no threat by year 2030.

Innehåll

SAMMANFATTNING **3**
SUMMARY - ENVIRONMENTAL RISKS FROM SUNKEN WRECKS **5**
INNEHÅLL **6**
ORDLISTA **8**
1 UPPDRAGET **10**
1.1 Beskrivning 10
1.2 Genomförande 10
2 BAKGRUND **12**
2.1 Havs- och vattenmyndigheten 13
2.2 Kustbevakningen 13
2.3 Sjöfartsverket 13
2.4 Vrakproblematiken i ett internationellt perspektiv 14
3 FRAMTAGANDE AV METOD FÖR FÖRDJUPAD UNDERSÖKNING AV VRAK **15**
3.1 Arkiv 15
3.2 Urval 15
3.2.1 Tillgänglighet 15
3.2.2 Dykdjup 16
3.2.3 Informationstillgång 16
3.2.4 Resultat av urval 16
3.3 *In situ* undersökning av vrak 16
3.3.1 Sjömätning 17
3.3.2 ROV 18
3.3.3 Dykare 18
3.3.4 Provtagning av drivmedel och/eller lastade kemikalier 19
3.3.5 Provtagning korrosion 20
3.3.6 *In situ* undersökning miljöparametrar 22
3.3.7 Befintliga data och övervakningsprogram 23
3.3.8 Provtagning av miljöföroreningar i omgivningen från vraket 24
3.4 Metoder med utvecklingspotential för övervakning och undersökning av vrak 24
3.4.1 Riktad provtagning med ROV och dykare 25
3.4.2 Passiva provtagare och bioindikatorer 25
3.4.3 Icke-invasiva metoder för identifiering av tankinnehåll 25
3.4.4 Detektion av läckage av kemikalier med undervattensfarkoster 26
3.4.5 Utsättning av offeranoder 26
4 EKOTOXIKOLOGISKA EFFEKTER FRÅN MILJÖFARLIG SUBSTANS FRÅN VRAK **27**
4.1 Metoder för att bedöma miljöeffekter av låga koncentrationer av olja 28
4.2 Digital Miljöatlas 30
5 RISKBEDÖMNINGSVERKTYGET VRAKA **31**

6 FALLSTUDIEOBJEKT 34

6.1 Altnes 34
6.2 Skytteren 35
6.3 Thetis 37
6.4 Villon 38

7 FÖRSLAG TILL FORTSATTA ÅTGÄRDER 40

7.1 Förslag till utformning av nationellt program för hantering av miljöfarliga vrak 40
7.2 Finansiering av nationellt program för hantering av miljöfarliga vrak 41
7.3 Inspektion av miljöfarliga vrak - rekommenderad procedur 42
7.4 Ansökan om fortsatt arbete inom förlängning av projektet 43

8 REFERENSER 44

9 KONTAKTER 46

10 BILAGOR 46

BILAGA 1 - INSPEKTIONSUNDERLAG – INFORMATIONSINSAMLING FÖRE *IN SITU* UNDERSÖKNING AV VRAK

BILAGA 2 - UPPDRAGSBESKRIVNING - IN SITU UNDERSÖKNING AV VRAK

BILAGA 3 - UNDERVATTENSINSPEKTION - RAPPORT FRÅN IN SITU UNDERSÖKNING AV VRAK

BILAGA 4 – UNDERSÖKNING AV ALTNES

BILAGA 5 – UNDERSÖKNING AV SKYTTEREN

BILAGA 6 – UNDERSÖKNING AV THETIS

BILAGA 7 – UNDERSÖKNING AV VILLON

Ordlista

ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler; akustisk strömmätningsutrusting som kan mäta strömriktning och -hastighet vid olika djup i vattenpelaren
AUV	Autonomus Underwater Veihcle; självgående undervattensfarkost
Biotillgänglig	Den fraktion av ett kemiskt ämne som kan tas upp av organismer och därmed påverka dem negativt om det är ett giftigt ämne
Biogeokemiska kretslopp	Analogt med vattnets kretslopp i hav och atmosfär uppvisar andra ämnen också naturliga kretslopp. Biologiska och geologiska processer omvandlar kemiska ämnen när de byggs in i organiskt material eller mineral, eller frigörs vid nedbrytning av organiskt material eller upplösning av mineral. De biogeokemiska kretsloppen kan sägas vara ett resultat av ekosystemens funktion.
Ekosystem	Samspelet mellan organismer och deras (abiotiska) miljö inom en viss geografisk eller funktionellt avgränsad enhet.
Ekosystemtjänst	De funktioner eller tjänster som naturen (ekosystemen) utför och som gynnar människan. Exempel på produktiva ekosystemtjänster är livsmedel från havet, såsom fisk och skaldjur. Biogeokemiska kretslopp är exempel på stödjande ekosystemtjänster, det vill säga nödvändiga för att upprätthålla ekosystemens funktion, men oerhört svåra att värdera i kronor och ören.
Ekotoxikologi	Läran om giftiga ämnens effekt på ekosystem.
FMIS	Riksantikvarieämbetets fornlämningsdatabas
In situ	Från latin direkt översatt till ”på plats”. I vraksammanhang med betydelsen på plats där vraket ligger på havsbotten.
Meiofauna	Sedimentlevande djur i storleksintervallet 63µm-1mm. Bland meiofaunan återfinns de flesta vanliga marina ryggradslösa djurgrupper såsom kräftdjur, havsborstmaskar och musslor; en del som vuxna individer och andra i larvstadieform.
Multibeam	MBES, Multi Beam Echo Sounder. Flerstråle ekolod, ger en högupplöst och detaljrik bild av botten. Används bland annat för nautisk kartering och sökning efter objekt på botten. Ger en bra

	positionsnoggrannhet på varje enskild djuppunkt. Sitter normalt skrovmonterad på ett fartyg, alternativt monterad på en stång som kan sänkas ned utefter sidan under vattnet på ett fartyg. Kan även monteras på ROV.
PAH	Polycykliska Aromatiska Kolväten (på engelska Polycyclic Aromatic Hydrocarbon), en grupp av vanligt förekommande giftiga beståndsdelar i olja.
ROV	Remotely Operated Vehicle; fjärrstyrd undervattensfarkost
RDCP	Recording Doppler Current Profiler. Annan typ av ADCP, med fördelen att det går att enkelt koppla på sensorer för att mäta andra kemiska och fysiska parametrar vid enheten.
Side Scan Sonar	Sidotittande sonar som kan skrovmonteras men brukar normalt bogseras i vajer efter ett fartyg. Används bl.a. för sökning och identifiering av objekt på botten. Normalt mycket högupplöst vilket gör att små detaljer på objekten framträder. Sämre positionsnoggrannhet på bottenobjekt. Kan även monteras på ROV.
SOP	Standard Operating Procedure; standardprocedur, standardförfarande för en likvärdig hantering av återkommande rutinarbete

1 Uppdraget

Ingen myndighet har idag ett direkt utpekat ansvar för potentiellt miljöfarliga vrak i svenska vatten. I Statskontorets utredning (2007), föreslogs som ett första steg en inventering av förekomst av vrak med potentiella miljörisker, vilken utfördes av Sjöfartsverket 2011. Som ett andra steg föreslog Statskontoret en metodstudie med fysiska inspektioner av de mest angelägna. Sjöfartsverket fick 2014 uppdraget att i samråd med Havs- och vattenmyndigheten och Kustbevakningen ta fram en metod för in situ undersökning av vrak samt om det går att göra en bedömning av miljöeffekter av vrak i havsmiljön. Liknande problematiken med sanering av förorenade områden på land, har miljöfarliga vrak uppmärksammats som ett omfattande och sannolikt kostsamt miljöproblem att lösa. Undervattensarbete är per definition tids- och resurskrävande, och för att få tillförlitliga mätserier av exempelvis strömdata, är det önskvärt att inkludera åtminstone ett helt års mätningar. Således har den mycket snävt tilltagna projekttiden varit begränsande med avseende på vilket slutresultat projektet kunde förväntas leverera.

1.1 Beskrivning

Ur Sjöfartsverkets Regleringsbrev 2014*;*

Den 20 maj 2009 uppdrog regeringen åt Sjöfartsverket att inom Sveriges territorialvattenområde genomföra en inventering av vrak i syfte att klargöra omfattning och miljörisker med vrak som kan utgöra ett hot mot miljön. Uppdraget redovisades den 14 januari 2011 och där konstaterades att Sjöfartsverket identifierat 31 vrak som kan utgöra ett reellt miljöhot och som bör utredas vidare.

Sjöfartsverket ska därför undersöka om det går att identifiera några miljöeffekter i omgivningen för några av vraken. I redovisningen ska ingå en bedömning av eventuella miljöeffekter på havsmiljön samt förslag till vidare åtgärder. Vad gäller bedömningen av eventuella miljöeffekter och åtgärder bör uppdraget utföras i samråd med både Havs- och vattenmyndigheten och Kustbevakningen.

Uppdraget finansieras genom medel från utgiftsområde 20. Uppdraget redovisas till Regeringskansliet (Näringsdepartementet) senast den 31 oktober 2014. Därefter kommer ställning tas till om uppdraget ska förlängas t.o.m. 2015.

1.2 Genomförande

Med utgångspunkt från Sjöfartsverkets tidigare arbete inom projekten *Miljörisker från fartygsvrak* samt *ChemSea* bildades en projektgrupp med representanter från Sjöfartsverket, Kustbevakningen, Havs- och vattenmyndigheten, Statens maritima muséer, FOI, Swerea-KIMAB och Chalmers tekniska högskola. Projektgruppsrepresentanterna ansvarade för respektive organisations arbete i projektet, både avseende personal och infrastruktur. Totalt har ett sextiotal personer aktivt deltagit i projektet.

Då ytterligare myndigheter och universitet är berörda eller intresserade av vrakfrågan, sammankallades en referensgrupp med ytterligare representanter från Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning, Försvarsmakten, Transportstyrelsen, Lunds universitet och Göteborgs universitet. Sveriges lantbruksuniversitet, SMHI och MSB var också inbjudna, men hade tyvärr inte möjlighet att deltaga. Två referensgruppsmöten anordnades; det första i april där deltagarna gavs möjlighet att komma med synpunkter på projektupplägget, och det andra i oktober där deltagarna delgavs uppnådda resultat i projektet och gavs möjlighet att

komma med synpunkter inför förslag till kommande strategi (Figur 1). Sammanfattningsvis var båda referensgruppsmötena mycket givande och har förbättrat projektets slutliga resultat. Vidare ger den positiva andan vid referensgruppsmötena gott hopp om möjlig implementering av framtida ökad myndighetssamverkan avseende hantering av miljöfarliga vrak.

Figur 1 Referensgruppsmöte i Göteborg 2014-04-25. Överst Göran Ekberg, Statens maritima muséer. Nederst Ulf Sender, Swerea-KIMAB. Foto:Christian Heynen

2 Bakgrund

Regeringen gav 2007 Statskontoret i uppdrag att utreda och lämna förslag på vem som har rätt eller skyldighet att omhänderta, sanera och flytta skeppsvrak och ägarlösa båtar (Statskontoret 2008). Statskontoret föreslog i sin rapport att åtgärder bör genomföras i tre olika steg för att identifiera och hantera de vrak som finns längs Sveriges kuster och utgör en risk för miljön. Det första steget utgjordes av en inventering av vilka vrak som innebär ett miljöhot, samt utveckling av ett generellt riskanalysverktyg. Som ett andra steg föreslog Statskontoret fysiska inspektioner (*in situ*; på plats ute i miljön) av de mest angelägna objekten och som ett tredje och avslutande steg utarbetning av ett program för övervakning och sanering.

Det första steget genomfördes 2009-2011 då regeringen gav i uppdrag åt Sjöfartsverket att inom Sveriges territorialvattenområde genomföra en inventering av vrak i syfte att klargöra omfattning av vrak som kan utgöra ett hot mot miljön (Sjöfartsverket 2011). Uppdraget redovisades den 14 januari 2011 i rapporten *Miljörisker från fartygsvrak* (härefter refererat till som ”*Steg 1*”) och där konstaterades att Sjöfartsverket identifierat 31 vrak som kan utgöra ett reellt miljöhot och som bör utredas vidare. Parallellt, och i samarbete, med Steg 1 arbetade Chalmers tekniska högskola fram ett förslag till riskbedömningsmodell för hantering av potentiellt miljöfarliga vrak; riskbedömningsverktyget VRAKA (Landquist et al 2013 & 2014).

Det andra steget Statskontoret föreslog har påbörjats under 2014 inom projektet, *Miljörisker sjunkna vrak* (härefter refererat till som ”*Steg 2*”), och bygger på sjömätning och in-situ undersökning av 2-5 vrak. Målet med Steg 2 var att leverera underlag till om de undersökta vraken behöver åtgärdas/saneras med avseende på olja och/eller miljöfarlig last, alternativt om de kan avskrivas från listan över potentiellt miljöfarliga vrak. Ett ytterligare syfte var att använda insamlad data för vidareutveckling och validering av riskmodellen VRAKA, som när den är operativ kan bidra till resurseffektiv hantering av potentiellt miljöfarliga vrak i framtiden.

Vrakproblematiken är komplex och berör flera myndigheter, primärt:

- Havs- och vattenmyndigheten som har det övergripande ansvaret för övervakning och åtgärder i havsmiljön,
- Kustbevakningen som är ansvarig för operativa miljöskyddsinsatser till havs
- Sjöfartsverket som är ansvarig för åtgärder mot vrak som utgör hinder för sjöfart eller fiske.

Ytterligare berörda myndigheter och institut är:

- Naturvårdsverket som tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten delar ansvaret för övervakning av miljögifter i marin miljö,
- Statens maritima muséer som har kunskap om vrakhistoriska aspekter,
- Sveriges geologiska undersökning som har ansvar för geologisk kartering av havsbotten samt operativt ansvar för övervakning av miljögifter i sediment,
- SMHI som är nationell datavärd för marinbiologiska, kemiska och fysikaliska havsmiljödata
- Försvarsmakten som har bred erfarenhet från undervattensoperationer, vrak och minor
- MSB som har ansvar för oljeskadeskydd i land inklusive strandkanten.
- Transportstyrelsen som ansvarar för regelverk avseende förorening från fartyg.
- FOI som har erfarenhet från kemisk analys av miljöfarliga ämnen från vrak och stridsmateriel i marina dumpningsområden
- Swerea-KIMAB AB som har expertis inom korrosionsforskning

I tillägg till berörda myndigheter och institut bedrivs forskning kring riskbedömning av vrak och ekotoxikologiska effekter av olja vid Chalmers tekniska högskola i samarbete med Göteborgs universitet (GU) och Lunds universitet (LU). Vid GU och LU bedrivs också juridisk forskning rörande ansvarsfrågan för vraken. Lunds Universitet har också mycket aktivitet rörande dykning och inventering av vrak.

De berörda myndigheterna har alla sina egna perspektiv, kompetenser och intressen av vrakproblematiken. För framgångsrikt samarbete är det viktigt att såväl olikheter och gemensamma nämnare i ämnet belyses.

2.1 Havs- och vattenmyndigheten

Havs och vattenmyndighetens bedömning av det hot mot den marina miljö som ett antal fartygsvrak längs Sveriges kust utgör är mycket oroande. Läckage av kemikalier och/eller oljeprodukter från last eller bunker från dessa sjunkna fartyg utgör ett stort hot bland annat mot den marina miljön, fiske och friluftsliv.

För att kunna göra en objektiv riksbedömning anser Havs- och vattenmyndigheten att insamling av data från de fartyg som bedömts utgöra de största miljöhoten är av största vikt. Flera av de fartygsvrak som kan antas ha miljöfarliga ämnen kvar ombord har legat på botten under en längre tid och är troligen i dåligt skick på grund av fortlöpande rostangrepp. Flera av de vrak som bedömts utgöra ett miljöhot har periodvis läckt olja som har kunnat observeras på ytan. Små kontinuerliga utsläpp av olja kan få stora konsekvenser för den marina miljön. Globalt sett är mängden olja från små kontinuerliga utsläpp per år i storleksordningen med lasten i en supertanker (VLCC) dvs ca dubbla volymen som läckte ut från supertanken Amoco Cadiz 1978. Ett kontinuerligt utsläpp av små mängder olja i ett vattenområde påverkar framför allt bottenorganismer om oljan har hög densitet och är densiteten lägre påverkas flertalet organismer i hela vattenpelaren från botten upp till ytan. Ur ett miljöperspektiv är det av största vikt att vi får en samlad bild av riskläget och var vi måste sätta in åtgärder för att förhindra utläckage av miljöfarliga ämnen till den marina miljön.

2.2 Kustbevakningen

Kustbevakningen har utifrån sitt ansvar för miljöräddning till sjöss, ett intresse för allt som kan bidra till en ökad beredskap och underlätta arbetet då en miljöräddningsinsats behövs. Ett mål är därför att *Steg 2*-projektets riskbedömning gällande de utvalda vraken ska ge data som kan användas operativt och minska tidsåtgången vid händelse av insatser i anslutning till dem. Ett vidare mål är att erhållna data från undersökningarna ska öka den allmänna kunskapen inom myndigheten om miljörisker i samband med vrak. Sammantaget kommer detta leda till en ökad grad av beredskap för miljöräddning. Ett mål kopplat till det operativa är att projektet ska ge tillfällen för Kustbevakningens dykeriverksamhet att medverka aktivt, med bland annat övningstillfällen och metodutveckling som vinst.

2.3 Sjöfartsverket

Sjöfartsverket är ett tjänsteproducerande affärsverk med ansvar för tillgänglighet, framkomlighet och säkerhet i svenska farleder och farvatten. Verksamheten bedrivs med fokus på handelssjöfarten, men hänsyn tas även till fritidsbåtstrafikens, fiskets och Marinens intressen.

Sjöfartsverket ska verka for att de transportpolitiska målen inom sjöfartsområdet uppfylls på ett kostnadseffektivt sätt. Det är Sjöfartsverket som bygger, underhåller och utvecklar

infrastrukturen till havs. Genom Sjöfartsverket håller staten farleder, sjömäter och märker ut, producerar sjökort och annan sjögeografisk information. Sjöfartsverket erbjuder en rad viktiga tjänster som till exempel isbrytning, lotsning och sjötrafikinformation till alla tusentals fartyg som rör sig i våra farvatten. Stor del av verksamheten bedrivs dygnet runt, året runt.

Sjöfartsverket är även ansvarig myndighet for såväl sjöräddningstjänsten som flygräddningstjänsten, vilket inkluderar ledning och koordinering av samtliga räddningsinsatser genom sjö och flygräddningscentralen JRCC, men även operativt deltagande i räddningsinsatser med egna resurser i form av räddningshelikoptrar och sjögående enheter.

Sjömätning, sjösäkerhetsanordningar och sjökortsframställning är fundamentalt för nautisk säkerhet och för skydd av människoliv till sjöss och havsmiljön. I Sjöfartsverkets ordinarie sjömätningsverksamhet för nautisk kartering ingår även att dokumentera påträffade skeppsvrak och rapportera dessa till den svenska vrakdatabasen FMIS. Vraken och andra objekt kan utgöra hinder för sjöfarten och markeras i sjökort som obstruktioner på botten. Många av vraken i sjökorten har osäkra positioner som bygger på gammalt underlag och behöver uppdateras genom modern sjömätning.

2.4 Vrakproblematiken i ett internationellt perspektiv

Komplexiteten i vrakproblematiken ställer stora krav på fungerande kommunikation och samverkan. I arbetet med *Steg 1* har ett nationellt nätverk byggts upp, vilket är en mycket god utgångspunkt för all fortsatt verksamhet rörande vraken. Utöver det nationella arbetet i Sverige med miljöfarliga vrak, finns det också ett växande intresse för samma frågeställningar internationellt. I Östersjöregionen kan erfarenheterna från de svenska vrakrelaterade projekten bidra till att höja den generella kunskapsnivån angående möjliga strategier för hantering av potentiellt miljöfarliga vrak. Samtidigt finns det också befintlig internationell erfarenhet, där Sverige skulle kunna lära av andra länder; exempelvis saneringsoperationer av vrak i Finland. Exempel på forum för dylik kunskapsspridning är Helcom Submerged, där det svenska arbetet från *Steg 1*, samt en tidig version av riskbedömningsverktyget VRAKA presenterats.

3 Framtagande av metod för fördjupad undersökning av vrak

Den kanske största utmaningen i arbetet med riskbedömning och undersökning av vrak är nödvändigheten av samordning av erforderlig tvärvetenskaplig kompetens; från kunskap om maritim historia, nautik, skeppsbyggnad, maskinlära, marin kemi, biologi och geovetenskap till marin mätteknik, hydrografi och dykning. Sedan arbetet med *Steg 1*, finns ett nätverk som väl täcker in de mångfacetterade frågeställningarna som arbetet med miljöfarliga vrak innebär.

3.1 Arkiv

När *Steg 1* rapporterades till Näringsdepartementet i januari 2011 bifogades en lista om 31 fartygsvrak som utredningen ansåg utgöra potentiella miljöfaror. Denna lista blev utgångspunkten för urvalet av de vrak som skulle undersökas i projektet *Steg 2, Miljörisker sjunkna vrak*, med syfte att ta fram en metod för in situ inspektion och prioritering av potentiellt miljöfarliga vrak.

Av de 31 vraken på den ursprungliga listan har sedan januari 2011 uppgifter framkommit att ett av vraken har bärgats, Sefir förlist 1980. Av de övriga ligger fem vrak utanför svensk territorialvattengräns: Jan Heweliuz, Koronowo, Fu Shan Hai, Malmi och Necati Pehlivan. Dessa sex fartygsvrak togs bort från den ursprungliga listan inför det slutgiltiga urvalet. Samtidigt framkom uppgifter från sportdykare som resulterade i att två fartyg, Hoheneichen och Minde, tillfördes listan. Arkiven som användes för inhämtning av information var bland annat Riksantikvarieämbetets fornlämningsdatabas FMIS med sökmotorn Fornsök (Riksantikvarieämbetet 2014), Riksarkivet (2014), Sjöfartsverkets arkiv samt digitala arkiv på Internet.

3.2 Urval

Av de kvarvarande 27 vraken avsågs att utsortera fem (5) fartygsvrak som var passande för de undersökningar som skulle utföras inom det nu redovisade projektet. Det skall även påpekas att mängden olja ombord inte är av avgörande betydelse för vrakets lämplighet för undersökning i detta skede av utredningen. För att säkerställa fältundersökningarna valdes ytterligare fyra vrak ut som backup om omständigheter skulle inträffa som omöjliggjorde undersökningar på de fem först utvalda vraken.

Utöver kriterierna som användes inom *Steg 1* för att ta fram listan över de 31 vraken, krävdes ytterligare avgränsningar för val av fallstudieobjekt till *Steg 2*, eftersom såväl tids- som budgetram var snäv. För att på ett enkelt och effektivt sätt genomföra urvalet upprättades tre, ytterligare begränsande, kriterier vilka i stor utsträckning styr kostnaden för riskbedömning och in-situ inspektion av vrak; tillgänglighet, dykdjup och informationstillgång

3.2.1 Tillgänglighet

Med tillgänglighet avsågs det geografiska avståndet mellan vrakplatsen och lämplig hamn för projektets undersökningsfartyg. Då projektet hade en mycket kort period för fältarbete och begränsad budget ansågs det viktigt att fartygets gångtid till och från vrakplatsen var så kort som möjligt.

3.2.2 Dykdjup

Med dykdjup avsågs det största djup vraket kan ligga på för att säker dykning kan utföras av de för projektet tillgängliga dykarna. Kustbevakningens dykare kan och får hantera djup ned till 40 meter. Dykdjup avsåg även det djup till vilket en ROV (fjärrstyrd undervattensfarkost) kan dyka utifrån den för projektet tillgängliga utrustningen.

3.2.3 Informationstillgång

Med informationstillgång avsågs den information som var nödvändig för att kunna genomföra dykningar, provtagningar, utplacering av mätinstrument mm på vraken. Informationen ska bland annat beskriva rådande förhållanden på vrakplatsen, status på lämningen, placering av bunkertankar samt lastens sammansättning och innehåll.

Många av de vrakpositioner som finns i arkiven har stor osäkerhet och är endast ungefärligt angivna. Positionerna härstammar från sjöförklaringar där den senaste noterade positionen från fartygets loggböcker har angivits eller dokumenterats av andra som på något sätt varit vittne till haveriet. Vraket kan ha drivit åtskilliga tusentals meter från senaste noterade position innan det sjunkit till botten samt att positionen också kan ha blivit förvanskad på vägen till arkivet eller tagits fram med gamla positionsbestämningsmetoder med betydande osäkerhet på flera tusentals meter. Om vraket har varit föremål för en tidigare undersökning eller sanering är oftast positionen mer säker eftersom man de facto har återfunnit vraket på en position på havsbotten. En del av vraken längs den svenska kusten är täckta med modern sjömätning och där är positionen mycket noggrann och vraken är lätta att återfinna.

3.2.4 Resultat av urval

De fem fartyg som valdes ut var Skytteren, Harburg, Altnes, Thetis och Villon, här redovisade utan inbördes gradering. När det gäller Skytteren ligger hon på drygt 70 meters djup, vilket är för djupt för humandykning, vilket motsäger de ovan uppsatta kriterierna. Dock gjordes bedömningen att tidigare undersökningar med kartering och instrumentering samt den stora informationsmängd som har framtagits om fartyget uppvägde det stora djupet. De fyra vrak som valdes ut som backup var Irevik, Minde, Hoheneichen och Wästanvåg. Vid den fortsatta arkivsökningen hittades ritningarna för Skytteren, Altnes, Thetis och Villon, men inte för Harburg. Harburg uteslöts därför vid *in situ* undersökningarna.

3.3 *In situ* undersökning av vrak

Bottendjupet vid vraket är avgörande för vilka undersökningsmetoder som är lämpligast. Undersökning med så kallade lättdykare kan normalt utföras ner till 40 meter. Djupare än 40 meter kräver betydligt mer omfattande dykresurser och säkerhetsutrustning varför filmundersökning med fjärrstyrd undervattensfarkost (ROV, Remotely Operated Vehicle) kan vara mer kostnadseffektivt. Sjömätning med skrovmonterad akustisk utrustning, flerstråleekolod, (*multibeam*) på djup ner till ca 50-70 meter ger generellt en bra upplösning för att kunna detektera och identifiera detaljer på vraket. På djupare vatten kan komplettering ske med en släpad sidotittande sonar (*side scan sonar*) som normalt ger mycket högupplösta data. Sonaren släpas nära botten och vraket för att få maximal upplösning. Alternativt kan en ROV eller AUV (Autonomous Underwater Vehicle, självgående undervattensfarkost) utrustad med *multibeam* och/eller *side scan sonar* användas för inspektion på djupa vatten.

De flesta vraken ligger i öppen sjö utanför baslinjen varför det är viktigt att fartyget klarar utomskärsoperationer och har en viss väderuthållighet. Större fartyg har generellt bättre

väderuthållighet men kostar normalt mer än ett mindre fartyg. Oavsett fartygsstorlek och uthållighet måste alla undervattensoperationer planeras med hänsyn till vind, ström och sjö. För att kunna utföra säkra och effektiva ROV- och dykoperationer krävs att fartyget kan ligga stilla över eller bredvid vraket. Fartyg med godkänd DP utrustning (dynamisk positionering) är utrustade med flertalet långskepps och tvärskepps propellrar och kan ligga stilla och precisionsmanövrera under lång tid med några meters noggrannhet över vraket. Det är en fördel om DP systemet är godkänt för att användas vid dykning för att slippa ankringsoperationer som kan förbruka värdefull tid. Fartyg utan DP måste kunna ankra med flera ankare i närheten av vraket för att kunna ligga tillräckligt stilla för en säker undervattensoperation. Ankringsoperationer kan ta tid, speciellt om det krävs omankring till annan position över vraket.

Kostnaden för fartygstid är varierande och beror huvudsakligen på fartygsstorlek och -ålder, driftkostnader, bemanning och teknisk utrustning. Ett mindre fartyg, ca 20 meter långt, med 3 mans besättning, utrustat för sjömätning och undervattensundersökning kan kosta ca 35 Tkr/dygn utan vinst. Ett motsvarande större fartyg, ca 60 meter långt med 12 mans besättning kan kosta ca 150-200 Tkr/dygn. Är fartyget mycket tekniskt avancerat med multifunktioner samt avancerad teknisk undersökningsutrustning kan det kosta ca 400 Tkr/dygn. Ett fartygs väderuthållighet är kritisk för att kunna utföra säkra undervattensoperationer då kraven är stora på att arbetsplattformen är stabil och kan ligga stilla under arbetet. Operationer utomskärs kräver normalt större fartyg med stor väderuthållighet, ett mindre fartyg kan visa sig vara ett dyrare alternativ då väderbortfallet kan vara betydande. Samplanering av olika verksamheter och uppdrag till sjöss ger också möjligheter att genomföra alternativa operationer i skyddade områden då vädret omöjliggör verksamhet utomskärs. Undersökningsoperationer kan också med fördel samordnas med förflyttningar mellan olika operationsområden längs kusten för att minska enskilda förflyttningskostnader.

En systematisk undersökning av vraken i flera steg är nödvändig för att samla in tillräckligt beslutsunderlag för vidare prioritering och åtgärd. För att få en likartad bedömning av vraken är det viktigt att använda en standardprocedur. Vid planering och utförande av undervattensinspektion måste allt underlag och information om vraket finnas tillgängligt. Undersökningen koncentreras till de områden på vraket där miljöfarlig last, oljor eller kemikalier förvarats. Integriteten på skrov, tankar, lastrum, avluftningar, mm. måste undersökas med avseende på korrosionsstatus och skador. Eventuellt läckage från vraket dokumenteras och prover tas. Resultatet av de olika aktuella undersökningsmomenten enligt standardproceduren kommer att ligga till grund för en fullständig riskanalys av vraket.

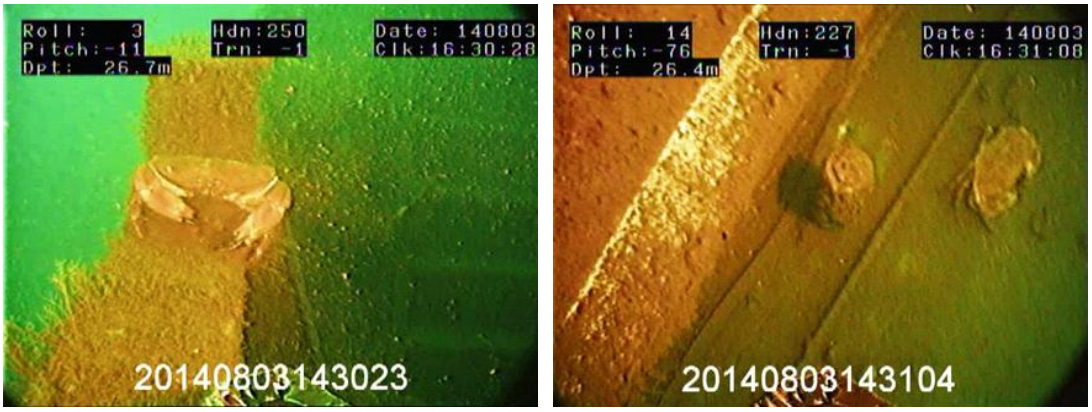
3.3.1 Sjömätning

Det fartyg som skall utföra sjömätning över vraket måste vara utrustat med ett *multibeam*-system och eventuellt förmåga att släpa *side scan sonar* eller hantera ROV/AUV med *multibeam*. Sjömätning med modernt multibeam-ekolod och/eller side scan sonar ger en första indikation på vrakets status, kondition, integritet, attityd och läge på botten. Det ger även viktig information om bottentopgrafi och bottentyp samt om det finns hinder, t.ex. fisknät eller farliga vrakrester, på eller i närheten av vraket. Högupplösta tredimensionella djupdata samlas in över vraket och närmaste omgivningen. Datat rensas från felaktiga djup och presenteras i tredimensionellt program där vrakets detaljer och skrov kan analyseras. Intensitetskarta tas fram för den omgivande bottentopografin för att kunna få en indikation på bottentyp och eventuell förhärskande strömriktning. Insamlat djupdata används som underlag till fortsatta undersökningar, ROV filmning och dyk undersökningar.

3.3.2 ROV

En fjärrstyrd undervattensfarkost (ROV) med filmkamera kan användas för en första visuell inspektion av vraket. Sjömätningsresultatet över vraket tillsammans med fartygsritningar används för planering före ROV inspektionen. Tredimensionella djupdata från sjömätningen kan även användas vid undersökningen genom att online orientera ROV:n i modellen och manövrera till kritiska områden på vraket. Detta förutsätter att undervattenspositionering finns mellan fartyget och ROV och att denna är av hög kvalitet. Även filmkameran på ROV:n måste vara effektiv och av hög kvalitet med vidvinkelobjektiv. Det kan förekomma relativt kraftiga strömmar i vattnet runt vraket vilket försvårar och ibland omöjliggör en ROV-operation. ROV:n måste därför vara tillräckligt stor och ha kraftfulla propellermotorer för att kunna manövrera med säkerhet och komma åt alla ställen på vraket som behöver undersökas. Det finns också alltid en risk att ROV:n fastnar i vraket eller i rester av fisknät eller andra lösa objekt som fastnat på vraket. Det bör alltid finnas en backup-plan för att kunna ta loss ROV:n antingen med dykare eller annan ROV.

Filmningen av vraket (Figur 2) ger indikation på korrosion och graden av beväxning på skrov, däck och detaljer. Särskilt konditionen på svanhalsar (avluftningar) till bunker och lasttankar är viktig att undersöka för en bedömning av eventuellt framtida läckage. Eventuella fisknätrester och andra farliga obstruktioner måste noteras inför en eventuell undersökning med dykare. Om det är för djupt för undersökning med dykare kan ROV:n utrustas med verktyg för mätning av skrovtjocklek samt för mekanisk rengöring av skrovet (borste/skrapa) på de ställen tjockleksmätning skall utföras. Detta förutsätter en mer tekniskt avancerad ROV-utrustning. ROV kan även utrustas för provtagning av bottensediment runt omkring vraket.



Figur 2. Permanenta "hyresgäster" i vraket Thetis; exempel på marin påväxt och till höger ett rostigt "pejlrör" för mätning av tanknivå. Foto: Sjöfartsverket

3.3.3 Dykare

En dykoperation måste planeras och förberedas bland annat med avseende på dykdjup, antal tillgängliga dykare, dykutrustning, fartyg, typ av uppdrag. Begränsningen av dyktiden på botten för varje dyk och total dyktid under en dag varierar med djupet.

Lättdykning utförs normalt ner till 40 meters djup. Vid detta djup begränsas dyktiden till ca 5 minuter effektiv tid för utförandet av själva arbetet på botten om direktuppstigning tillämpas (direkt uppstigning från botten till ytan utan stopp). När dykning utförts på detta djup måste kroppen hinna transportera bort lagrat kväve i blodet vilket innebär att det kan ta ett antal timmar innan nästa dyk kan påbörjas. Vid dykning på grundare djup kan arbetstiden på botten

avsevärt förlängas. Dyktiden på botten kan också förlängas om uppstigning sker i etapper med stopp en viss tid på förutbestämda djup. Etappuppstigning kräver extra planering men kan vara ett alternativ då längre bottentid är viktigt för en effektiv dykoperation. Om dykning sker med luftförsörjning via slang från ytan finns normalt god tillgång på luft och detta ger också möjlighet till bra kommunikation mellan dykare och dykledare. Förutom dykare och dykledare finns alltid en tredje dykare beredd som reservdykare enligt de regler från Arbetsmiljöverket som styr yrkesdykningen. En nedstigningslina som sätts fast i vraket och med en boj på ytan underlättar för dykarna vid ned och uppstigning. Det ger dessutom en säkrare dykning och sparar mycket tid då dykarna direkt kommer ner till avsedd position på vraket. Om hjälmdyksystem med luftslang används kan dykning utföras ner till 50 meter vilket gör att det finns möjlighet att komma åt fler vrak med dykinspektion utan att behöva använda tungdykare. Hjälmdykning kräver utökad utbildning och speciellt dykcertifikat.

Vissa dykoperationer kräver större organisation för att tillgodose säkerheten (Figur 3). En säker och effektiv dykoperation kräver planering och förberedelser vilket bl.a. innebär att hänsyn måste tas till väderförhållanden som sjöhävning, vind och ström, samt även ljus- och siktförhållanden i vattnet. Typ av arbete, metoder, verktyg och andra hjälpmedel måste planeras och förberedas noggrant. En säker och stabil plattform med relevant utrustning och detaljerad förberedande information är en förutsättning för att kunna utföra ett säkert och effektivt arbete, vilket även minimerar fartygstiden i området. En dykoperation för dokumentation av ett större vrak på grundare djup än 40 meter tar normalt en dag. Undersökning med skrovtjockleksmätning och provtagning tar normalt ytterligare en dag.

Figur 3. Dykinspektion av KBV 003 ”Amfitrite”. Foto: Kustbevakningen

3.3.4 Provtagning av drivmedel och/eller lastade kemikalier

Som tidigare nämnts är det ytterst endast bevis på tomma tankar/utrymmen som kan föranleda avskrivning av potentiellt miljöfarliga vrak som miljöhot. Därför är målet med *in situ* provtagning att fastställa vilken typ av olja eller farligt ämne som finns ombord, samt hur stor volym/mängd som finns kvar. Med utgångspunkt från fartygsritningar, information från arkiv och sjömätning kan en första bedömning göras inför hur en provtagning lämpligast bör förberedas. I *Förstudie om vraksanering* (Hassellöv, 2007) gjordes en första kostnadsuppskattning för in situ inspektion inkluderande fastställande av typ och volym farlig substans kvar i vraket efter S/S Skytteren. Kostnadsuppgifterna hämtades från privata aktörer inom dykeri och oljesanering och indikerade ca 0.5-2 miljoner SEK per vrak.

3.3.4.1 Provtagning av pågående läckage av olja från vrak

Regelbunden förekomst av illegala oljeutsläpp har lett till att Kustbevakningen skaffat rutiner för provtagning av olja från fartyg och utsläpp på havsytan. Vanligtvis används en teflonduk som adsorberar olja och sedan skickas den oljeindränkta duken till labb för analys hos Statens Kriminaltekniska Laboratorium (SKL). Vid dessa analyser kan ett oljeutsläpps kemiska samsättning användas som ett ”fingeravtryck” för att spåra källan till utsläppet. Denna metodologi kan således användas för att koppla utsläpp till enskilda vrak, men eftersom SKL endast utför analyser i samband med brott, kan alternativt labb behöva anlitas att utföra analyserna enligt internationellt standardiserad metod.

Vid inspektion av vrak med ROV eller dykare är det önskvärt att kunna utföra riktade analyser av observerat spill i form av olja eller annan substans, exempelvis läckande lösningsmedel som droppar upp mot ytan, avlagringar på botten eller olösliga kemikaler som kan ses öppet. Dock så är provtagning i detta sammanhang inte rutin och löses oftast *ad hoc* på plats med befintlig utrustning.

3.3.4.2 Konventionell metod för identifiering av tankinnehåll

Den konventionella metoden för att bestämma innehåll av olja och/eller vatten i en sluten tank är att borra en lodrät serie med hål, från nederkanten och uppåt längs tanken, och se vad som finns bakom plåten. I händelse av att det finns både olja och vatten i tanken är hypotesen att de två faserna är skilda åt och beroende på densitetsskillnaderna kommer den lättaste att ligga överst. Genom att identifiera den eventuella fasgränsen, kan sedan volymen kvarvarande olja beräknas.

I arbetet med *Steg 2* har huvudsyftet varit att ta fram en metod för *in situ* inspektion av vrak, inklusive provtagning av olja. Dykoperationerna har utförts av Kustbevakningens dykare, vilket i nuläget endast innebär lättdykning till max 40 m djup och på grund av säkerhetsaspekter tillåts inte dykarna att simma in i vrak. Vidare innebär konventionell metod, med håltagning i tankplåten en ökad risk för att ett vrak eller tank skall kollapsa och leda till okontrollerat läckage. För att täcka upp med ökad beredskap för oljeupptagning i samband med håltagning i plåt krävs också en större budget än vad som var avsatt inom *Steg 2*.

Utöver en fullständig inspektion med identifiering av tankinnehåll finns det också andra möjliga starka indikationer på att det inte finns någon olja kvar i tankarna. Exempel på stark indikation kan vara sönderrostade svanhalsar (rör för tankavluftning) från samtliga tankar, speciellt på skeppsvrak som står upprätt på botten såsom vraket efter fiskebåten Thetis.

3.3.5 Provtagning korrosion

De allra flesta miljöfarliga vrak är stålkonstruktioner, vilket innebär att de kommer att brytas ned genom korrosion när de ligger på havsbotten. Korrosionen påverkas av en rad faktorer, både fartygsspecifika och miljöspecifika. Exempel på fartygsspecifika faktorer är hur nyss och väl målat fartyget var vid förlisningen eller om en tank är oljefylld kan det innebära att korrosionen bromsas. Miljöspecifika faktorer kan vara salthalt, koncentration av syre i bottenvatten och sediment, biologisk aktivitet i form av påväxt av växter och djur eller mikrobiell tillväxt.

Korrosionsanalys av fartygsvrak fokuserar på att bestämma graden av nedbrytning, *korrosionsstatus*, och hur snabb nedbrytningsprocessen är, *korrosionshastighet*. För att ge en så korrekt bild som möjligt av korrosionsstatus och korrosionshastighet behöver många prover tas på olika ställen på varje vrak. Exempelvis är vissa zoner på ett fartygsskrov extra utsatta under framdrift, varför stålplåtarna på kända belastningszoner oftast är dimensionerade för att tåla den högre belastningen. Trots kraftigare plåtar kan en högre belastning orsaka förändringar av materialet, exempelvis mikroskopiska sprickor i stålet, vilket kan leda till accelererad korrosion.

Utöver korrosionsstatus på skrovet är det också angeläget att bedöma korrosionsstatus på enskilda tankar som misstänks innehålla olja eller annan miljöfarlig substans. Inom ramen för *Steg 2* har det dock varit uteslutet att utföra fullständig korrosionsanalys av misstänkta tankar. På grund av projektets begränsade budget medgavs inte möjlighet att upprätthålla erforderlig beredskap för att omhänderta ett eventuellt orsakat läckage av olja till följd av provtagning. Dessutom innebär det en arbetsmiljörisk att låta dykare simma in i vraket för att komma åt tankar i de fall tankarna inte kan nås från utsidan.

3.3.5.1 Metalliska materialprov

Uttag av provbitar för senare utvärdering av korrosionsstatus och korrosionshastighet skall företrädesvis tas från tankar som, enligt arkivdata för vraket, har bedömts kunna innehålla kvarvarande miljöfarlig last. Där dykarinsatser inne i vraket innebär allvarliga arbetsmiljörisker tas prov från plåtskrovet alternativt sekundärt från ståldetaljer på däck, exempelvis svanhalsar, luckor etc. (Figur 4).

Maximal korrosionshastighet på en tank i vraket styrs av lokala faktorer såsom förekomst av svetsar, nitar, spalter och metallisk kontakt med mer ädla material (exempelvis rör eller kopplingar i koppar och mässing). Därför är det av stort värde att ta prov av stålmaterial med:

- Svets
- Nit
- Spalt
- Koppling till ädla metaller

Ett professionellt fotografiskt material är också värdefullt för att dokumentera förekomst av ovan nämnda lokala faktorer. Eftersträva uttag av provbitar med en area av ca 1 dm^2 (10 x 10 cm). Placera provbitarna i märkta provpåsar, med uppgifter om provplats och typ av material (planeras före dykinsatsen). Förutom stålprov skall provbitar tas av eventuellt förekommande ”rostpansar” (hårda kristallina avlagringar från fartygsskrovet).

Vid praktiskt arbete med uttag av stålprov skall minsta möjliga värmepåverkan på stålet eftersträvas, detta för att minimera förändringar i metallstrukturen). Hydrauliskt kapverktyg är att föredra framför skärbrännare, kaprondell etc. Kraftiga rostiga detaljer från vrakets däck kan med fördel bändas loss.

Figur 4. Ventilationslucka från Thetis, före och efter blästring. Foto: Swerea-KIMAB

3.3.5.2 Plåttjockleksmätning

Ett urval av mätpunkter, 3-5 stycken, fastställs i förväg baserade på arkivdata och tillsammans med ansvarig för dykarinsatsen. Tjockleksmätning skall i första hand utföras på stålplåt tillhörande tank med ev. innehåll av miljöfarlig last. Mer sannolikt kommer tjockleksmätning utföras på vrakets skrovplåt där val av mätpunkter kan styras av om dessa motvaras av någon sidodel av skrovplåten tillhörande bunker- eller lasttank.

Vid varje mätpunkt insamlas och sparas 5 stycken värden på exakt samma position för senare statistisk analys. Återkommande tjockleksmätningar på samma position med några års intervall ger en beräkning av korrosionshastighet på skrovet vilket ger underlag för planering av eventuell saneringsåtgärd.

Mätpunkternas position måste planeras genom mätning på ritning innan dykning och anges med horisontellt och vertikalt avstånd från väldefinierade punkter på vraket som är lätta att återfinna av dykare. Positionerna för de utförda tjockleksmätningarna måste också noggrant dokumenteras av dykaren med horisontella och vertikala avstånd dels för att verifiera att mätningar utförts som avsett men också för att kunna återfinna positionerna för återkommande periodiska mätningar. Om möjligt bearbetas ytan först för att avlägsna påväxt, färg och korrosionsprodukter och på sätt minska mätosäkerheten för instrumentet.

3.3.5.3 Vattenprovtagning kemiska och fysikaliska parametrar

I de nationella och regionala miljöövervakningsprogrammen finns dataserier över kemiska och fysikaliska basparametrar såsom syre, salthalt och temperatur (avsnitt 3.4). Oftast är provtagning utförd i form av djupprofiler, en gång per månad vid bestämda mätstationer. I tillägg till de geografiskt närmast vraket tillgängliga övervakningsdata, kan det för korrosionsstudier vara av intresse med uttag av vattenprov (ca 1 L) för kemisk analys av vatten (exempelvis salthalt, pH, alkalinitet och näringsämnen) i direkt närhet till skeppsvraket.

3.3.6 *In situ* undersökning miljöparametrar

I hanteringen av miljöfarliga vrak är strävan att minimera påverkan av vrak i den marina miljön, varför det är viktigt att studera vrakets omgivning. Miljöparametrar i vrakets omedelbara närhet såsom djup, bottentyp, vattenkemi och strömförhållanden ger också viktig information med betydelse för vrakets nedbrytning. Exempelvis kommer korrosionen att

påverkas olika beroende på ljustillgång vilket i sin tur beror av djup och grumlighet. Tillgången på ljus styr påväxt på vraket av fotosyntetiserande organismer vilka producerar syre som accelererar korrosion. Ett annat exempel är bottens beskaffenhet; beroende på hur mjuk botten är, eller om den lutar och är skredbenägen, kan vrakets stabilitet och integritet påverkas.

3.3.7 Befintliga data och övervakningsprogram

Det finns mycket insamlade miljödata i regionala och nationella övervakningsprogram (HaV 2014a). Även inom ramen för tidigare genomförda forskningsprojekt kan det finnas miljödata av värde, men dessa är oftast svårare att överblicka och hitta.

3.3.7.1 Svenskt HavsARKiv (SHARK)

Det pågående arbetet med implementeringen av Havsmiljödirektivet (2008/56/EG, Marine Strategy Framework Directive) innebär genomgång och harmonisering av Europas marina övervakningsprogram (Dulio et al 2010). Syftet är att utarbeta miljökvalitetsnormer, så kallade deskriptorer, som beskriver vad god miljöstatus är (HaV 2014b). För att kunna utvärdera miljötillståndet med avseende på de elva deskriptorerna, har kriterier identifierats för vad som är god miljöstatus för respektive deskriptor. För att kunna avgöra om kriterierna är uppfyllda har 56 mätbara indikatorer tagits fram, vilka sedan ligger till grund för nationella övervakningsprogram. Indikatorer i form av marinbiologiska, kemiska och fysikaliska parametrar lagras i SHARK som administreras av SMHI som är utsedd till nationell datavärd för dessa data (SMHI 2014a). Utöver det pågående utvecklingsarbetet med miljöövervakningen inom Havsmiljödirektivet finns mycket information att hämta från tidigare regionala och nationella övervakningsserier. Dessa finns också integrerade i SHARK.

3.3.7.2 Sedimentdata SGU

Information om geologiska bottenförhållanden finns hos SGU, som har det nationella ansvaret för miljöövervakning av utsjösediment, samt är nationell datavärd för sedimentkemiska och miljökemiska data från sedimentprover (SGU 2014). Sedimentprovtagningarna utförs på kända ackumulationsbottnar vid 16 stationer i olika havsbassänger. Huvudsyftet är att följa tillståndet i bottenmiljön och trender i ackumulation av miljögifter i sediment. I tillägg till sedimentprover, provtas sedan 2014 även salinitet, temperatur, syre, turbiditet, strömhastighet och –riktning i bottenvattnet vid stationerna. Detta är mycket positivt då just data över bottenström är glest förekommande i SMHIs databas(er).

3.3.7.3 Data från tidigare forskningsprojekt

Havsmiljöinstitutet arbetar med syntes och analys av bland annat havsmiljödata. Havsmiljöinstitutet har också ett expertregister knutet till sin verksamhet och kan i vissa fall vara en möjlig instans att rådfråga om tillgång till relevanta havsmiljödata från tidigare forskningsprojekt (Havsmiljöinstitutet 2014).

Hemsidan Havet.nu som drivs av Stockholms Universitets Östersjöcentrum och Umeå marina forskningscentrum (2014) har också en registerfunktion över forskare och forskningsområden, som kan erbjuda möjliga ingångar till åtkomst av data utanför de traditionella övervakningsprogrammen.

3.3.7.4 Kartläggning av strömförhållanden, salthalt, temperatur, syre och turbiditet

Beroende på var ett vrak ligger, i förhållande till stationerna i de nationella övervakningsprogrammen, kommer relevansen av befintliga data att variera från fall till fall. Därför kan det vara av värde att komplettera den oftast grövre bilden från befintliga data, med specifika mätningar från vrakets omedelbara närhet.

Strömmätning med en ADCP, Acoustic Doppler Current Profiler, ger information om strömriktning och hastighet ifrån botten till ytan under några månaders tid. Efter det måste batteribyte utföras och i samband med det kan även minneskortet tömmas på data. Vissa typer av ADCP kan också utrustas med olika sensorer, såsom konduktivitet (salthalt), temperatur, turbiditet och syre. Genom att låta strömmätningen pågå under ett år, ges en bra bild över naturliga årstidvariationer och förhärskande strömriktning- och hastighet. Informationen kan sedan användas i VRAKA, dels för att förbättra bedömningen av korrosionsförhållanden, dels för att förbättra uppskattningen av vilka miljöer som är hotade av ett utsläpp av miljöfarlig substans vid ett enskilt vrak.

3.3.8 Provtagning av miljöföroreningar i omgivningen från vraket

För att spåra kemikalier som spridits till omgivningsmiljön provtas främst sediment eftersom tungmetaller och organiska miljögifter ansamlas i partikulärt material och biota, som förr eller senare hamnar i bottensedimenten. Denna provtagning bör kombineras med strömmätningar för att bedöma i vilken riktning utsläpp förväntas och var prover för karaktärisering av bakgrundsnivåer av miljöföroreningar kan tas. Vidare är det viktigt att ha kännedom om vilken bottentyp vraket vilar på; traditionellt sett är det ackumulationsbottnar, bottnar med lugna vattenförhållanden som tillåter partikulärt material att sedimentera på botten, som används vid analys av anrikning av miljögifter i sediment. Hypotetiskt skulle den första ackumulationsbotten nedströms ett vrak kunna vara lämpligt för provtagning av miljöföroreningar från ett vrak. Ett annat tänkbart sätt är att provta sediment som ackumuleras inuti vrak, men det går också att argumentera att detta sediment inte är representativt för en naturlig sedimentmiljö.

I praktiken är det sannolikt mycket svårt att kunna urskilja specifika effekter i den marina miljön av ett enskilt vrak om man inte har mycket speciella förutsättningar utan andra möjliga källor till negativ påverkan i den marina miljön. Ett alternativt synsätt är tillämpning av försiktighetsprincipen, då flera studier i fält och under *in situ* liknande förhållanden i lab, visat att även mycket låga koncentrationer ger negativa effekter i marin miljö (se vidare avsnitt 4). Även om det är svårt att identifiera exakt vilken del av det marina ekosystemet som påverkas av ett specifikt vrak kan slutsatsen dras att ett läckande vrak bidrar till försämrad miljöstatus.

Pågående läckage kan indikeras i vattenmassan eller sediment genom utsättning av passiva provtagare runt vraket. Provtagarna adsorberar kemikalier lösta i vattnet och sitter utplacerade någon månad innan de samlas in för analys. På grund av den korta projekttiden och bristande information om strömriktning vid fallstudieobjekten har passiva provtagare inte använts i *Steg 2*, men diskuteras mer som ett möjligt framtida verktyg under avsnitt 3.5.

3.4 Metoder med utvecklingspotential för övervakning och undersökning av vrak

Det finns flera metoder som har potential att utvecklas till betydelsefulla verktyg i en långsiktig strategi för övervakning och riskbedömning av vrak. En kommande ansvarig myndighet bör följa den tekniska utvecklingen och uppdatera SOP:er efter hand.

3.4.1 Riktad provtagning med ROV och dykare

Under projektets gång har det blivit klargjort att riktad provtagning under vatten behöver utvecklas. I dagsläget finns ingen standardutrustning att tillgå utan denna typ av frågeställningar löses internationellt normalt projektvis utan att någon lösning fått någon större spridning. Det är önskvärt att Sjöfartsverkets och Kustbevakningens relativt små ROV-farkoster får en sådan förmåga vilket kommer kräva en utveckling av hela den analytiska kedjan från provtagning till anpassning av laborativa analysmetoder.

Om farligt gods är en del av problematiken kan analysförmåga tas med ombord med fältanpassad detektions- och analysutrustning, Detta för att snabbt kunna karaktärisera farliga ämnen och sätta in åtgärder som exempelvis sanering av ROV-farkost eller avbryta arbete med dykare.

3.4.2 Passiva provtagare och bioindikatorer

Passiva provtagare består av en absorbent som jämviktas med omgivande vatten och då anrikar exempelvis organiska föreningar från omgivande vatten. Provtagningen sker under någon månad innan de samlas in för kemisk analys. Passiva provtagare har potential att vara en del i övervakning av kartlagda vrak där dessa provtagare sätts ut med jämna mellanrum (år). Detta kan exempelvis ge varning om att tankar har börjat läcka vilket kan påverkar prioritering för fortsatta åtgärder. Kostnaden för själva provtagarna är låg, och för kostnadseffektiva analyser bör samlade provtagningskampanjer genomföras. För att uppnå optimal förståelse för vrakets respektive omgivningens bidrag till föroreningar planeras utsättningen av passiva provtagare uppströms respektive nedströms vraket.

Passiva provtagare kan ge information om koncentration av olika giftiga ämnen i miljön, men begränsas av detektionsgränser i den analytiska metod som används för att bestämma de respektive ämnena. Ur ett ekologiskt eller ekotoxikologiskt perspektiv är det dessutom problematiskt att låga koncentrationer av flera olika gifter samtidigt, kan förstärka negativ påverkan (synergistisk effekt) på organismer mer än om de enskilda gifternas påverkan endast summeras (additativ effekt). För att studera ekotoxikologiska effekter av många olika stressorer samtidigt kan därför bioindikatorer användas, exempelvis blåmusslor som filterar stora mängder vatten per dygn (Fornander 2010). Genom att jämföra hur bra musslorna mår (fysiologisk status) uppströms respektive nedströms en utsläppskälla ges ett mått på effekt i miljön vid en viss lokal. Liksom vid användning av passiva provtagare är det viktigt att känna till förhärskande strömriktning samt andra eventuella utsläppskällor i närområdet för att kunna göra en adekvat bedömning om eventuell påverkan nedströms ett vrak.

3.4.3 Icke-invasiva metoder för identifiering av tankinnehåll

För att slippa äventyra vrakets integritet och stabilitet genom håltagning vore det önskvärt med en icke-invasiv metod för att bestämma vad som finns inuti en sluten tank. Ett exempel på en sådan teknik som använts i vraksammanhang är Neutron Back Scattering (NBS). Tekniken bygger på att olika material reflekterar en neutronstråle på olika sätt och därmed ges möjlighet att skilja mellan responsen för olja och vatten bakom en intakt stålplåt. Metoden marknadsförs som snabb och kostnadseffektiv och saluförs som en tjänst, där den uppskattade kostnaden per dygn är ca 25 kSEK.

Vid närmare genomgång av NBS-metodiken framkom att den är mycket begränsad i vad den kan ge svar på. För att kunna skilja på olja och vatten bakom plåt måste det finnas en fasgräns att identifiera, annars klarar inte instrumentet att skilja mellan endast vatten och endast olja,

kalibrering till trots. Mätdjupet bakom plåten är beroende av stålplåtens tjocklek, men är under optimala förhållanden med tunn plåt max tio centimeter. Vid en plåttjocklek om 2 cm beräknas mätdjupet vara 3-4 cm bakom plåten.

Osäkerheten i mätningen i kombination med det begränsade mätdjupet motiverade beslutet att inte använda NBS i *Steg 2*. I ett längre perspektiv, om många vrak skall inspekteras, finns det kanske tillfällen där tillämpning av metoden kan tillföra en in situ inspektion information av värde, exempelvis vrak som inte skadats nämnvärt vid förlisningen och där det finns noggrann dokumentation om hur mycket olja som kan förväntas vara kvar; då kan NBS kanske erbjuda en kostnadseffektiv verifiering av arkivdata. I de flesta fall tycks det dock vara tveksamt att kalla NBS en kostnads-effektiv metod givet den stora osäkerheten i analysen.

I dialog med företag som utvecklat NBS-tekniken för undervattenstillämpning framkom att det pågår utvecklingsarbete med nya lovande metoder. Den nya metoden är förhoppningsvis klar för *in situ* test under 2015 och skall till skillnad från NBS inte ha samma problem med att bestämma om det är enbart olja eller enbart vatten bakom en stålplåt. Dessutom har metoden ett betydligt större mätdjup och kan förhoppningsvis ge information längs hela mätsträckan; från plåttjocklek på tankens ena sida, identifiering av innehåll, till plåttjocklek på tankens andra sida. Metoden utvecklas också för att kunna användas av dykare och/eller ROV.

3.4.4 Detektion av läckage av kemikalier med undervattensfarkoster

Större versioner av ROV, alternativt AUV farkoster, kan bära detektorer som exempelvis masspektrometerar vilka kan detektera drivmedel/kemikalieläckage. Genom att söka av ett område så kan frigjorda kemikalierna spåras. Läckaget kan liknas vid "rök" som tranporteras med undervattensströmen och långsamt späds ut. Med datormodellering kan sedan källan till utsläppet spåras. Detta har utvecklats internationellt för läckage av drivmedel från vrak och läckage av explosivämnen från dumpad ammunition. Oss veterligen kommer denna teknik inte att finnas tillgänglig i Sverige under överskådlig tid.

3.4.5 Utsättning av offeranoder

Att sätta ut offeranoder av exempelvis zink, som vanligen används för att minska korrosion på fartygsskrov, är en möjlighet som kan vara intressant ur flera aspekter. Genom att väga och mäta zinktackan före utsättning och med jämna mellanrum (månader/år) efter utsättning, fås ett mått på korrosionshastigheten vid ett vrak. Att sätta ut offeranoder kan också vara en åtgärd för att fördröja nedbrytningen av vrak genom korrosion och därmed vinna tid, exempelvis i väntan på sanering (Heldtberg et al 2004).

4 Ekotoxikologiska effekter från miljöfarlig substans från vrak

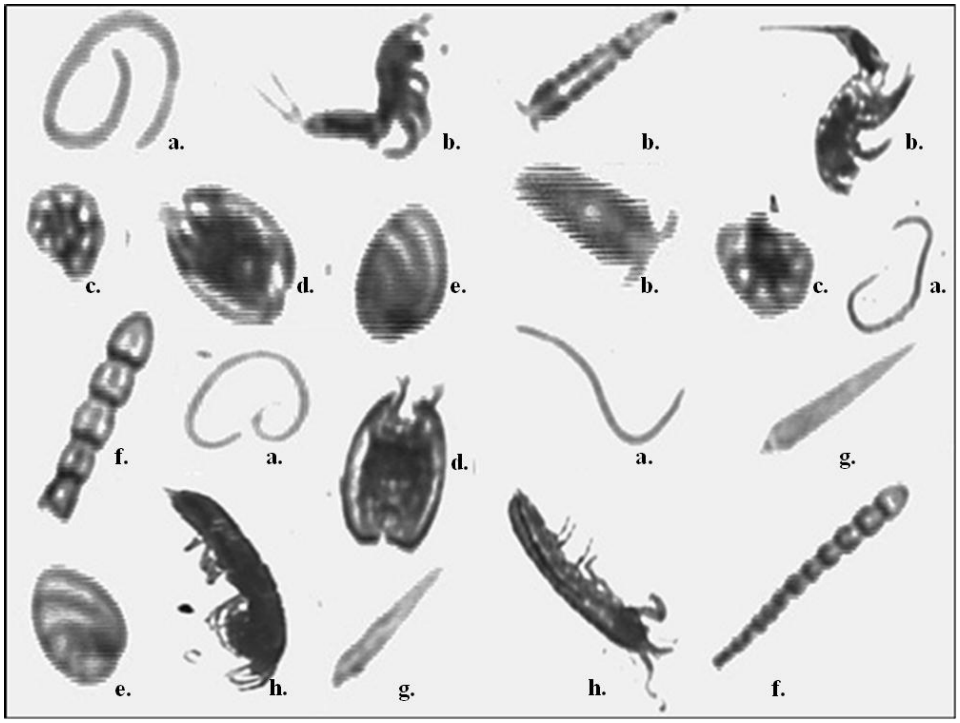
Negativa effekter i den marina miljön från stora oljekatastrofer är välkända i form av bilder på nedkletade stränder med döda fåglar, fisk och däggdjur. Låga koncentrationer av olja har däremot länge betraktats som något naturen själv tar hand om och bryter ned. Detta påstående är förvisso sant, men idag vet vi att den bilden är kraftigt förenklad. Det finns mikroorganismer som specialiserat sig på att bryta ned olja, men dessa är inte de dominerande i våra svenska kustvatten. Sedan början av 2000-talet har ekotoxikologisk forskning av såväl naturliga plankton- som bottensedimentsamhällen påvisat negativa effekter vid så låga koncentrationer som idag är tillåtet att släppa ut med länsvatten (15ppm). Effekter har observerats både i form av förändrad samhällstruktur (förändrad artsammansättning) och förändrad samhällsfunktion (exempelvis förmåga att omsätta näringsämnen) vilket i förlängningen kan påverka det biogeokemiska kretsloppet i kustnära ekosystem (Hjorth et al 2007, Hjorth et al 2008, Petersen et al 2009, Lindgren et al 2012). Biogeokemiska kretslopp klassas som viktiga ekosystemtjänster då de bidrar till att upprätthålla fungerande marina ekosystem (Naturvårdsverket, 2009).

Trots att allt fler studier pekar på att även låga koncentrationer av olja ger en negativ påverkan på den marina miljön, är det svårt att *in situ* koppla effekter av låga koncentrationer av olja till enskilda vrak. Detta beror delvis på att det är svårt att veta exakt var oljan hamnar när det rör sig om små mängder som löser sig i vattnet. Dels beror det på att det finns många andra källor, exempelvis sjöfart, till utsläpp av olja i kustnära marin miljö. Att det finns många olika källor ökar dock angelägenheten om att minska de respektive bidragen för att få ned den totala belastningen i marin miljö. Det finns idag inga säkra uppskattningar på hur stor andel av den olja som årligen når havsmiljön som härrör från vrak.

Ett alternativ till utmaningen att identifiera effekter *in situ* vid vrak är att göra en empirisk bedömning, baserat på experiment med låga koncentrationer av olja, antingen på lab under in situ-liknande förhållanden, eller i fält. Exempel på studier i fält kan vara att stänga in naturliga planktonsamhällen i stora kassar och sedan utsätta dem för en mycket låg engångsdos av olja (Hjorth et al. 2007 & 2008)

En ytterligare komplicerande faktor vid studier av miljöeffekter av olja är att olja är ett samlingsbegrepp för en mycket komplex blandning av olika kemiska ämnen. Upp till 17 000 (!) ämnen har identifierats i olika oljor. Bland dessa utmärker sig de polycykliska aromatiska kolvätena (PAH:er) som mycket giftiga och vanligt förekommande komponenter i olja. PAH:er används därför ofta som modellsubstans vid ekotoxikologiska effektstudier av olja.

Inom ramen för *Steg 2* har Chalmers fortsatt arbetet med att utveckla metoder för att bedöma effekter av låga koncentrationer av olja i marin miljö. Som modellsystem används ett försiktigt sållat ytsediment, som innehåller ett naturligt samhälle av meiofauna (djur av storleken 63µm-1 mm Figur 5) och mikroorganismer. Sedimentet inkuberas sedan i små pluggar, typ snusdosor, utan lock i en stor överliggande vattenmassa (Figur 6). Detta modellsystem har fördelen att det integrerar över både organismerna, deras interaktion med varandra och sin miljö och är därmed mer ekologiskt relevant jämfört med klassisk ekotoxikologi (Artigas et al. 2012). Inom klassisk ekotoxikologi studeras vanligen endast en sorts organismer i taget och bedömningsgrunden för hur giftigt ett ämne är bestäms ofta utifrån den koncentration som dödar hälften av testorganismerna (LC50-värdet).



Figur 5. Foton på meiofauna tagna för automatiserad digital bildanalys med program varan ZooImage.

Figur 6. Experimentuppställning under in situ liknande förhållanden vid Sven Lovén Centrum för marina vetenskaper. Till höger sedimentpluggen i naturlig storlek.

Tre olika experiment utfördes i lab på Sven Lovén Center för marina vetenskaper – Kristineberg, med sediment taget i eller precis utanför Gullmarsfjorden. Oljetypen som användes var en dieselsort, och beräkningarna av vilka koncentrationer som skulle studeras gjordes med utgångspunkt från PAH-innehåll.

4.1 Metoder för att bedöma miljöeffekter av låga koncentrationer av olja

I första experimentet (utfört före *Steg 2*), som löpte under 60 dagar, undersöktes vid hur låga koncentrationer av PAH:er som negativa effekter på meiofauna och mikrobiella samhällen kunde identifieras. Som utgångspunkt analyserades bakgrundshalten av PAH:er i sedimentet vid insamlingsplatsen. I experimentet studerades sedan effekter vid 2 respektive 20 gånger

högre koncentration (motsvarande 1300 och 13 000 µg/kg torrvikt sediment). För att säkerställa att det inte är falska effekter till följd av att sedimentet tagits in på lab inkluderades också en kontroll som inte tillsattes för någon olja. Jämfört med kontrollsedimentsamhället visade sig behandlingarna ge en signifikant förändrad samhällssammansättning av meiofauna och nedsatt förmåga till nitrifikation, ett viktigt steg i kvävecykeln, hos det mikrobiella samhället. Effekterna var inte avtagande efter 60 dagar, utan det kunde påvisas att skillnaderna mellan behandlingarna till följd av oljetillsatsen fortfarande ökade. Slutsatsen är att även låga koncentrationer av olja påverkar samhällen av meiofauna och mikroorganismer negativt, i minst 60 dagar (Lindgren et al 2012).

Utöver att olja är en komplex blandning av olika ämnen, kan dess toxicitet (giftighet) förändras beroende på om oljan exempelvis binder till sedimentpartiklar. Man kan säga att oljans giftighet inaktiveras genom att oljans biotillgänglighet minskar, det vill säga andelen olja som kan tas upp av organismer minskar. Olika typer av sediment är olika benägna att reagera med oljan, vilket gör att en viss koncentration av olja i två olika sedimenttyper kan ge olika koncentration av den biotillgängliga delen av oljan. I ett andra experiment tillsattes olika koncentrationer av PAH till 3 olika sedimenttyper. Resultaten bekräftade hypotesen att biotillgänglighet är avgörande för hur stor mängd av de tillsatta PAH:erna som verkligen påverkar organismerna i sedimentet. Efter 60 dagar hade den behandling som innehöll den högsta totala mängden PAHer minst andel biotillgängliga PAHer och uppvisade samtidigt minst negativa effekter på det mikrobiella samhället. Dessutom så visade det sig att en särskild typ av PAH:er, så kallade alkylerade PAH:er, spelade en stor roll i de uppkomna negativa effekterna. Alkylerade PAH:er uppvisade i sex fall utav åtta korrelation till de negativa effekterna (Lindgren et al 2013).

Låga koncentrationer av miljögifter, exempelvis olja, i miljön kan betraktas som en stress som utövar ett selektionstryck på organismer; både på individ- och samhällsnivå. Med andra ord kommer känsliga organismer att försvinna, och individen eller samhället utvecklar en tolerans mot stressfaktorn. Detta kan ses som en positiv effekt; att toleransen eller motståndskraften ökar. Tyvärr är det inte hela sanningen. De organismer som är toleranta mot olja är nödvändigtvis inte de som är bäst lämpade att motstå klimatförändringar eller andra stressorer. Resultatet av den utvecklade toleransen blir att den biodiversiteten (eller den genetiska diversiteten) minskar, både på art- och samhällsnivå, och därmed minskar den totala motståndskraften i samhället.

I ett tredje experiment undersöktes toleransutveckling mot PAH:er hos mikroorganismer under 90 dagar. Utveckling av tolerans observerades efter både 60 och 90 dagar (Lindgren et al., in prep). Detta tyder på att möjligheten till toleransutveckling är något som måste tas i beaktning när man utför undersökningar av miljöstatus angående förorening av olja. Om ett samhälle har utvecklat tolerans kan detta alltså misstolkas som att samhället är av god miljöstatus, medan det i själva verket har en utarmad genetisk diversitet. För att bringa ytterligare klarhet i toleransutvecklingen pågår fortsatta studier med fokus på genetisk diversitet. Vidare planeras experiment med sediment från ackumulationsbottnar uppströms och nedströms Skytteren. Från sedimentproverna analyseras sedan PAHer, både totalkoncentration av PAH:er och biotillgängliga PAHer. Samtidigt tas sedimentprover för att utföra korttidsexperiment där det undersöks om tolerans mot PAH:erna i oljan har uppkommit.

Resultaten från de ekotoxikologiska studierna skall sedan användas för att bedöma vilka konsekvenser läckande olja från vrak kan få i den marina miljön. Idag finns det inga färdiga

oljeriskmodeller som inkluderar värdering av miljöeffekter av olja, men arbetet med att inkludera miljöeffekter i VRAKA pågår.

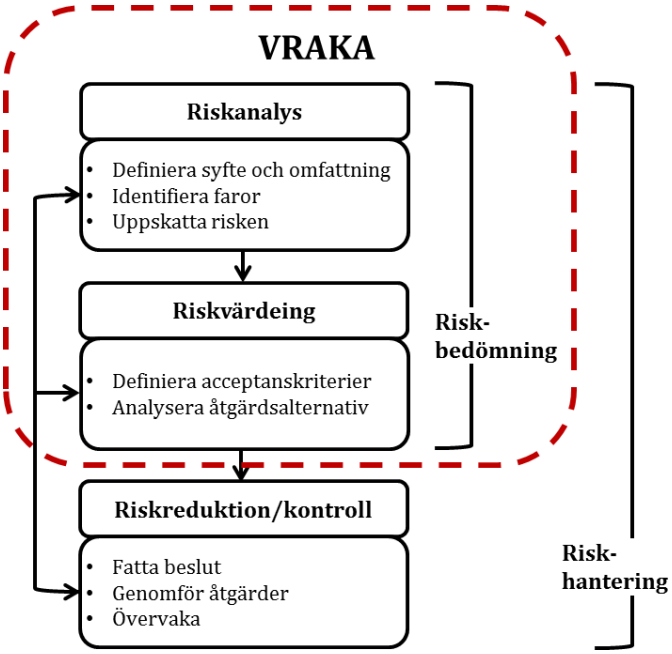
4.2 Digital Miljöatlas

I tillägg till effekter i den marina miljön är det också stora naturvärden i strandkanten som hotas av utsläppt olja ifrån vrak. Olika typer av kusttyper påverkas i olika utsträckning av ett oljepåslag och det är välkänt att saneringskostnaden är kopplad till hur känsligt ett område är. Känsligheten hos olika kusttyper finns klassificerad i Digital Miljöatlas, som är ett kartverktyg utvecklat av Länsstyrelsen (2014). Genom att modellera hur ett oljeutsläpp från ett vrak sprids (exempelvis i SMHIs Seatrack Web) erhålls information om vilken kusttyp som är hotad och därmed också ett mått på negativ effekt i miljön (SMHI 2014b). På längre sikt hade det varit önskvärt att utveckla ett liknande koncept för effekter i den marina miljön så att olika sedimenttyper och dess samhällen klassificerades likt kusttyperna i Digital Miljöatlas.

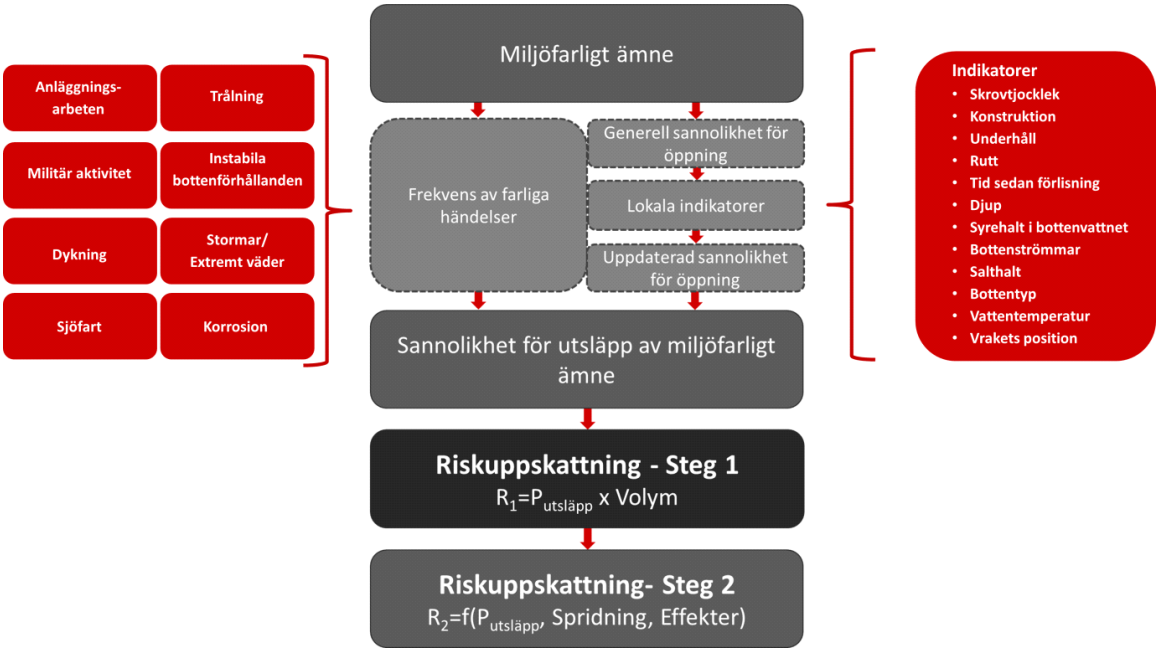
5 Riskbedömningsverktyget VRAKA

VRAKA är en metod som kan ligga till grund för beslutsstöd gällande potentiellt förorenande fartygsvrak (Figur 7). Det är en metod för probabilistisk riskbedömning, vilket betyder att det är möjligt att göra en kvantitativ bedömning där osäkerheter beaktas (Landquist et al 2014).

Inom VRAKA utvecklas verktyg för att utföra riskbedömningen. En struktur för uppskattning av risken utvecklas och arbete pågår gällande att införliva relevant data som stöd till strukturen. Verktyget för uppskattning av risken innebär ett antal steg (Figur 8) där handläggaren uppskattar en frekvens av ett antal händelser och ger input gällande plats- och vrakspecifika indikatorer som potentiellt kan orsaka skada på ett vrak till en sådan grad att olja kan läcka från vraket. Baserat på detta uppskattas en sannolikhet för läckage av olja och i kombination med trolig volym olja i utsläppet görs en första riskbedömning. Nästa steg är att bedöma konsekvenserna av detta utsläpp och utveckling av verktyg för detta pågår.



Figur 7. Schematisk bild av VRAKA i relation till processen för riskhantering.

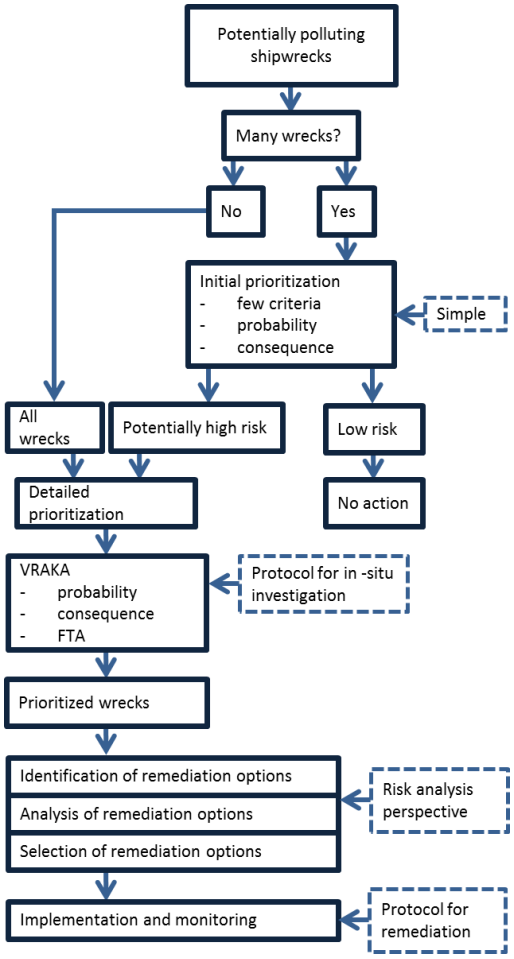


Figur 8. Riskuppskattning i VRAKA.

Konsekvensbedömningen kommer att baseras på sannolikheten för utsläpp kombinerat med hur utsläppet sprids och vilka ekonomiska, sociala och miljömässiga effekter detta får på omgivande miljö. Ett möjligt alternativ är att kombinera Sea Track Web (Ett verktyg

utvecklat av SMHI för att t.ex. baserat på vind- och vågdata beräkna spridning av miljöfarliga ämnen till havs) med Digital Miljöatlas (I den GIS-baserade miljöatlasen är Sveriges kust indelad i olika känslighetstyper) för att uppskatta utsläppets effekt och därmed uppskatta risken för oljeutsläpp från det specifika vraket.

Riskbedömning kan i VRAKA göras med relativt lite information. Emellertid kan detta leda till stora osäkerheter i resultatet. Önskas ett mindre osäkert resultat kan mer indata inhämtas och VRAKA uppdateras. En del av resultatet i VRAKA är information om vilka parametrar som bidrar mest till osäkerheterna i resultatet. För att göra processen mer effektiv, föreslås ett verktyg för en initial riskbedömning där vrak som innebär hög och låg risk enkelt kan sorteras ut. I Figur 9 presenteras ett flödesschema som beskriver VRAKA med en initial, enklare prioritering som ett första steg. På så vis kan ett större antal vrak bedömas och där risken är hög eller resultatet osäkert kan en mer detaljerad bedömning göras med de verktyg som utvecklas inom ramen för VRAKA. En initial bedömning föreslås inledas med en uppskattning om det över huvud taget finns olja kvar i vraket. Om så inte är fallet kan vraket avfärdas från utredningen. Om olja misstänks finnas kvar tas bedömningen till nästa steg.



Figur 9. Flödeschema över VRAKA utökat med en metod för initial prioritering.

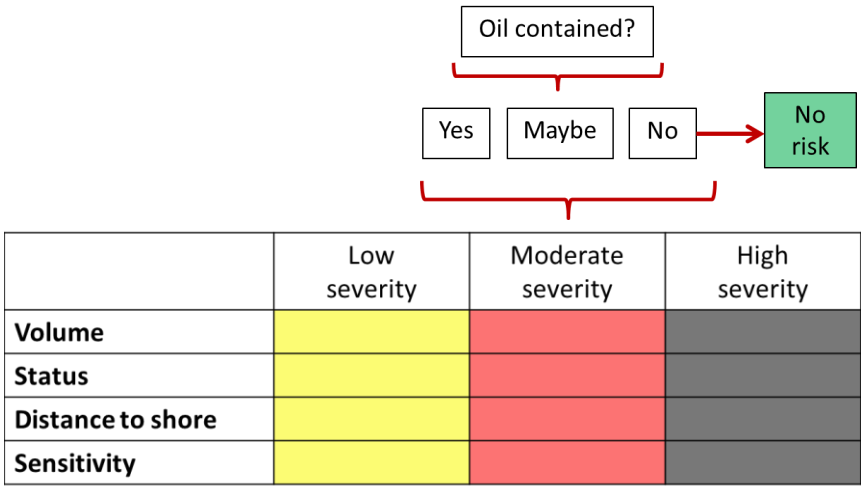
För att ytterligare effektivisera riskbedömningsprocessen för vrak föreslås förutom den mer detaljerade bedömningen (Figur 8) en initial enklare bedömningsmodell för att skilja ut extrema högrisk- och lågriskobjekt (Figur 10). Denna initiala prioritering föreslås bero av fyra steg; Volym olja i vraket, Vrakets status, Avstånd till land och Känslighet på den strand som

befinner sig närmast. Handläggaren guidas genom bedömningen med hjälp av en matris där varje indikator beskrivs i förhållande till låg, medel och hög påverkan.

	Låg Påverkan	**Medel-Påverkan**	**Hög påverkan**
Volym	<100 m^3	10 – 500 m^3	> 500 m^3
Status	< 20 år sedan förlisning	20 – 60 år sedan förlisning	> 60 år sedan förlisning
Avstånd till strand	< 10 nm	1 – 10 nm	< 1 nm
Känslighet	Närmaste strand är: Sandstränder, klippbranter och stenväggar eller anläggningar.	Närmaste strand är: Grus-, klapper- block- eller klippstränder.	Närmaste strand är: Finsedimentstränder, vassbälten eller strandängar.

Figur 10. Matris för bedömning av påverkansgrad för respektive indikator; Volym, Status, Avstånd till strand och Känslighet.

Påverkan i relation till varje specifik indikator kombineras sedan till en risk för det specifika vraket. Figur 11 visar hur varje nivå av påverkan motsvararen färg. Risken antas vara hög om åtminstone två fält är svarta, som medel om åtminstone två fält är röda och annars låg. Om ingen olja finns i vraket antas risken vara obefintlig.



Figur 11. Modell för riskuppskattning baserat på information från figur 9.

6 Fallstudieobjekt

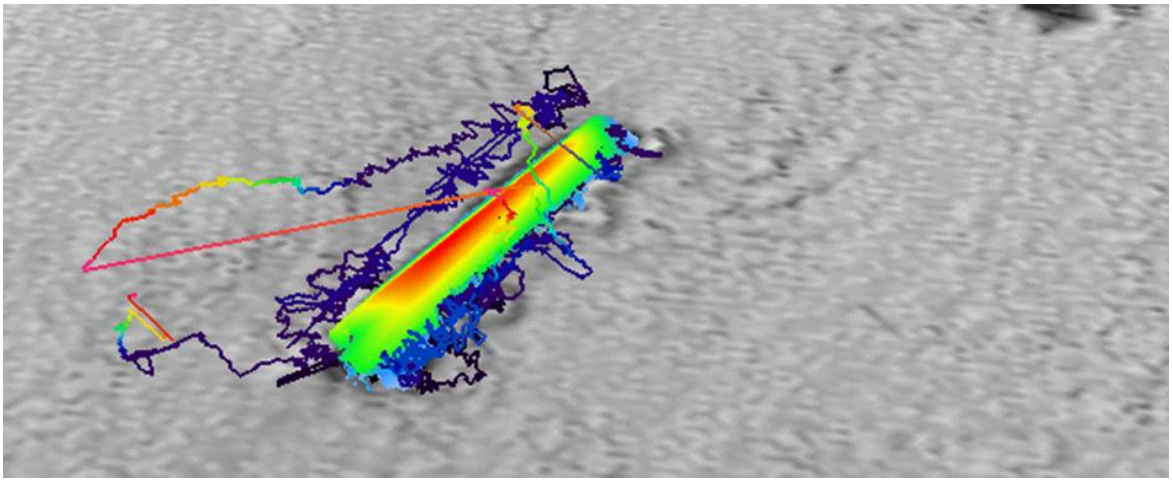
De fyra utvalda fallstudieobjekten Altnes, Skytteren, Thetis och Villon undersöktes närmare med ROV och dykare. Fartygsritningarna studerades under vägledning av skeppsbyggarna Professor Joans Ringsberg och Tekn Dr Per Hogström. I tillägg till beskrivningarna av operationerna i detta kapitel finns ytterligare dokumentation och bildmaterial i Bilagorna 4-7. Strömmätningsdata är inte komplett ännu då det endast finn en första 3-månaders mätserie från Skytteren att utvärdera.

6.1 Altnes

Lastmotorfartyg byggt i stål 1978 i Norge	
Längd	107 m
Bredd	15 m
Storlek	3961 BRT
Maskin	6 cyl dieselmaskin på 4000 hk

Altnes hade vid olyckstillfället Kingstown, St Vincent & Granada, som hemmahamn. Den 16 januari 1998 var Altnes på resa från Port Arthur, Texas, till Sundsvall lastad med 5115 ton petrolcoal (ett koksliknande ämne som används inom aluminiumtillverkning). I tät dimma kolliderade Altnes med lastfartyget Shannon ost om Anholt i Kattegatt. Altnes sjönk inte direkt utan flöt omkring i den tätt trafikerade farleden i flera dygn innan hon gick till botten. Idag ligger Altnes på sidan på 23-36 meters dykdjup. När hon sjönk uppskattas hon haft ca 30m^3 tjockolja, ca 3 m^3 smörjolja och ca 10-15 ton gasolja ombord. Enligt uppgift har ca 20-22 m^3 av oljan bärgats.

Altnes ligger med stäven i riktning 80 grader med styrbords slagsida 130 grader, nästan uppochner. Roder och propeller är synliga i djupdata. Det går även att se underkant av kollisionsskadan på skrovet i djupunderlaget på BB-sidan som delvis ligger i bottensediment. I förskeppet går det att urskilja BB ankare i ankarklyset.



Figur 12. Altnes multibeamdata med ”spåren” efter ROV undersökningen runt vraket.

ROV undersökning utfördes 2014-06-29 av sjömätningsfartyget ”Anders Bure” (Figur 12). Vinden var sydvästlig 2-6 m/s med en nordostlig ström på 1,3 knop. Två ankare lades i vinkel för att fartyget skulle kunna ligga i bra läge över vraket. Akterskeppet ROV-filmades först,

därefter ankrade fartyget om så att förskeppet kunde filmas. Strömmen var lite begränsande både för ankringsoperationen och för manövreringen av ROV:n.

Bottenfärgen tycktes var intakt och generellt var det mycket lite korrosion på vraket. Det var mindre marin påväxt på de djupare delarna som har lodrät vinkel och de delar där skrovet skärmar av ljuset från ytan. Generellt ingen omfattande korrosion på de synliga delarna av skrovet. Påväxten ökar markant på de delar som ligger grundare än 30 meter. Rester av trålnät satt intrasslat i roder och propeller.

Dykundersökning utfördes 5:e oktober av KBV 001”Poseidon”.
Vinden var sydostlig 12-14 m/s med obetydlig ström. Sjön var hög och försvårade ankringsoperationen, som utfördes som en trepunktsankring för att kunna ligga i en bra position i förhållande till vraket. Fartygets DP är inte godkänd att användas vid dykning. Dykinspektion med filmning och skrovtjockleksmätning utfördes i förliga delen av vraket. Tjockleksmätning utfördes i förliga delen på två ställen på ballast tank 3 BB, under slingerköl samt på flatbotten. Även bottenprov och vattenprov togs under dykningen. Dykningen utfördes med slang med en total dyktid på 92 minuter och mellan 30-39 meters djup.

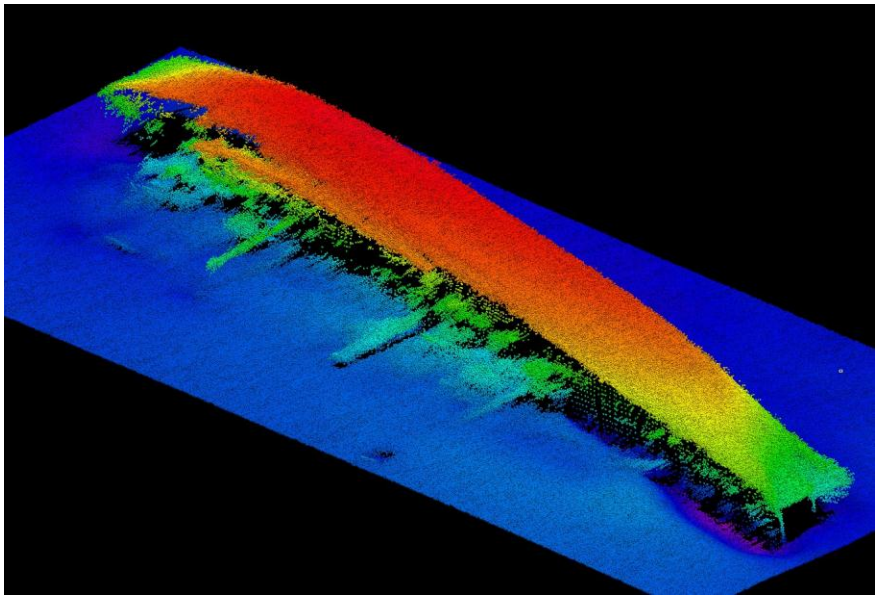
6.2 Skytteren

Lastångfartyg/valkokfartyg byggt 1899 i Belfast, Nordirland

Längd	172 m
Bredd	19 m
Storlek	12531 BRT

Det norska valkokningsfartyget Skytteren låg 1942 i kvarstad i Göteborg. Tillsammans med nio andra fartyg deltog Skytteren den 1:e april 1942 i Operation Performance där målet var att fly från Göteborg till England och förse de allierade med kullager och stål. Tyska marinen hade dock blivit underrättad om vad som var i görningen och vaktade utanför svenska territorialgränsen. Operationen misslyckades, Skytteren besköts av tyska örlogsfartyg, och skadades så svårt att Skytterens kapten beordrade sänkning av sitt fartyg. Idag ligger fartyget på sidan på 74 meters djup. Hur mycket olja som fanns ombord vid sänkningen är okänt.

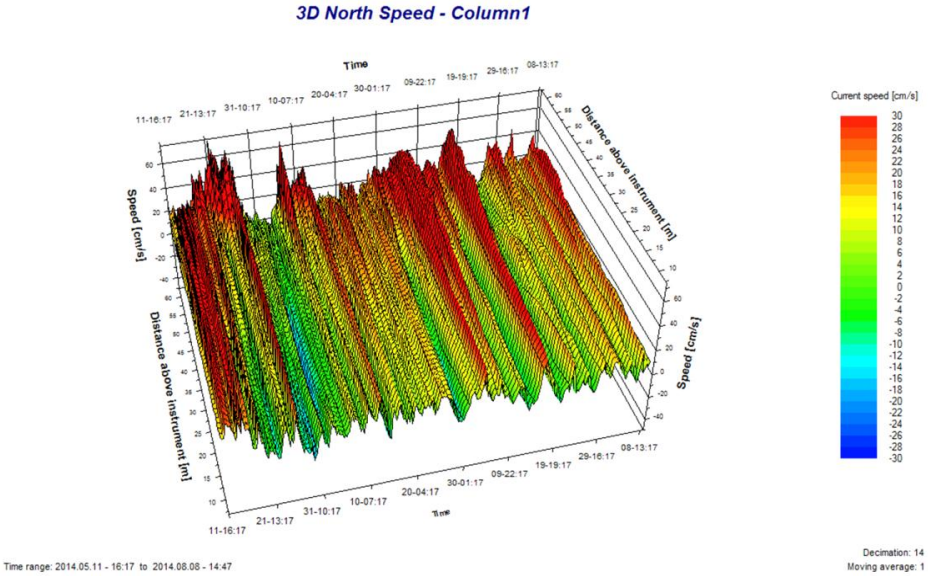
Skytteren ligger med stäven i riktning ca 270 grader och ligger ned med BB-sidan mot botten (Figur 13).



Figur 13.

Skytteren multibeamdata.

Utsättning av strömmätningsutrustning (RDCP) och sensorer för syre, turbiditet, temperatur och salthalt (konduktivitet) utfördes 2014-05-11, från sjömätningsfartyget Anders Bure. Det var svag sydlig vind med en nordgående ström på ca 2 knop. RDCP:n hamnade ca 84 m nordost om vraket. Första tömning av data gjordes 2014-08-08 och visade på en tydligt förhärskande nordlig strömriktning med strömhastigheter typiskt 0,2-1,7 knop (Figur 14).



Figur 14. Analys av strömkomponenter i nord-sydlig riktning. Förhärskande nordlig strömriktning.

I samband med batteribyte och tömning av strömdata från tidigare utsatt RDCP utfördes ROV undersökning 2014-08-08 av sjömätningsfartyget ”Anders Bure”.
Vinden var sydlig 2-6 m/s med en nordgående ström på ca 2 knop och ca 0,3 meters våghöjd. Eftersom bottendjupet är mer än ca 70 meter är det problematiskt att ankra med ett mindre fartyg. Normalt krävs 2 ankare applicerade i vinkel för att kunna ligga på en bra position över ett vrak. Längd på ankarlina bör vara minst 3-4 gånger vattendjupet för att ankaret skall få bra fäste i botten, vilket vid Skytteren skulle inneburit 2 gånger ca 300 meters ankarlina. Istället hade Sjöfartsverkets arbetsfartyg ”Scandica” vid ett tidigare tillfälle förankrat en större förtöjningsboj strax söder om vraket.

”Anders Bure” förtöjde med lina i bojen och släppte sedan ut linan tills fartyget hade drivit med strömmen till lämplig position över vraket. Innan ROV inspektion av vraket användes ROV:n till att bärga RDCP:n för datatömning och batteribyte. Denna operation tog lång tid på grund av den kraftiga strömmen och det stora bottendjupet, samt problematiken med återutsättning av RDCP för fortsatt dataloggning.

ROV filmning gjordes på norra sidan av vraket (fartygsbotten) och vid för och akterskepp. Den södra sidan av vraket var svårtillgänglig på grund av den kraftiga strömmen som resulterade i svårigheter att manövrera ROV:n på ett säkert sätt, utan att riskera att fastna i utstickande detaljer och nätrester. Vid undervattensinspektioner då det råder förhållandevis kraftig ström och större bottendjup krävs större fartyg med bra manövreringsegenskaper (Dynamic Positioning) samt ROV med kraftiga propellrar och rejäl vinschutrustning för hantering av ROV kabel. Vraket hade korroderat en hel del och det går att se större rostflagor som ramlat av från skrovet på botten. Vraket har till stora delar kraftig beväxning. Ingen dykundersökning utfördes på Skytteren eftersom vraket ligger för djupt för lättdykning.

6.3 Thetis

Fiskefartyg i stål, byggt 1961 vid Karlskronavarvet	
Längd	30 m
Bredd	6,4 m
Storlek	147 BRT
Maskin	Dieselmaskin 960 hk

Thetis var tidigare undersökningsfartyg hos Fiskeristyrelsen och var av gedigen konstruktion. Vid olyckstillfället var Thetis hemmahörande i Kungshamn. Den 24 oktober 1985 var hon på resa från fiskeplats till Kungshamn när hon hastigt kantrade och sjönk utanför Smögen. Idag ligger Thetis på ca 30 meters djup och besöks av många dykare. När hon sjönk fanns enligt uppgift ca 17,4 kbm bränsle ombord.

Thetis ligger med stäven i riktning 225 grader och står upprätt på botten med några graders styrbords slagsida (Figur 15). I djupdata kan man se att styrhytten saknas samt att rester av ett fisknät ligger på akterskeppet. Luckan till det lilla lastrummet på däck är borta.

Figur 15. Thetis multibeamdata

ROV undersökning utfördes 2014-08-03 med sjömätningsfartyget ”Anders Bure”. Vinden var sydvästlig 2-5 m/s med en nordnordostlig ström på 0,6 knop. Ankring utfördes med två ankare i vinkel på ca 30 meters djup.

ROV filmning inleddes i vrakets förskepp och fortsatte runt fartyget. Generellt var korrosionen på vraket omfattande på skrov och detaljer; exempelvis hade en del avluftningsrör till tankar gått av och låg på däcket. Den mesta färgen på vraket var borta. Resterna av styrhytten såg ut att ligga i bottensedimentet styrbord om vraket. Rester av fiskeutrustning, snörpvad, låg på akterskeppet och sträckte sig en bit utanför vraket på styrbordsidan. Bottenbeskaffenheten i vrakets närområde var lera med sand och snäckskalsinblandning i ytskiktet.

Dykinspektion utfördes 2014-08-07 från KBV430. Sjömätningsfartyget ”Anders Bure” var också med och assisterade vid dykningen och ankrade med två ankare i vinkel strax sydost om vraket. KBV 430 förtöjdes i nedstigningslina som satt fast i vrakets förskepp. Vinden var sydvästlig 4-6 m/s med en nordostlig ström på 0,5 knop. Dykdjupet var mellan 21-33 meter.

Dykarna filmade vraket runt om skrovet och på däck. Förutom de observationer som gjordes under ROV-filmningen noterades att däcket var genomrostat på fyra ställen ner till lastrummet. Återstående färg på vraket bedömdes till ca 20-30%. Alla inspekterade avluftningar till tankarna var genomrostade. En lucka till en ventilationstrumma bärgades för korrosionsanalys.

Under denna operation hade dykarna en sensor för undervattenspositionering för att kunna följa och dokumentera dykarens ”spår” runt vraket. Samma teknik används för att kunna följa och dokumentera ROV operationer på botten. Dock fallerade tyvärr denna utrustning vid tillfället och ”spåren” gick inte att återskapa.

Ytterligare en dykundersökning utfördes av KBV 032 ”Lysekil”, 2014-10-01, då tjockleksmätning vid sex positioner på skrovet utfördes. Vid detta tillfälle togs även bottensedimentprov och vattenprover. Positionerna för tjockleksmätningarna mättes in och dokumenterades på ritning och med film.

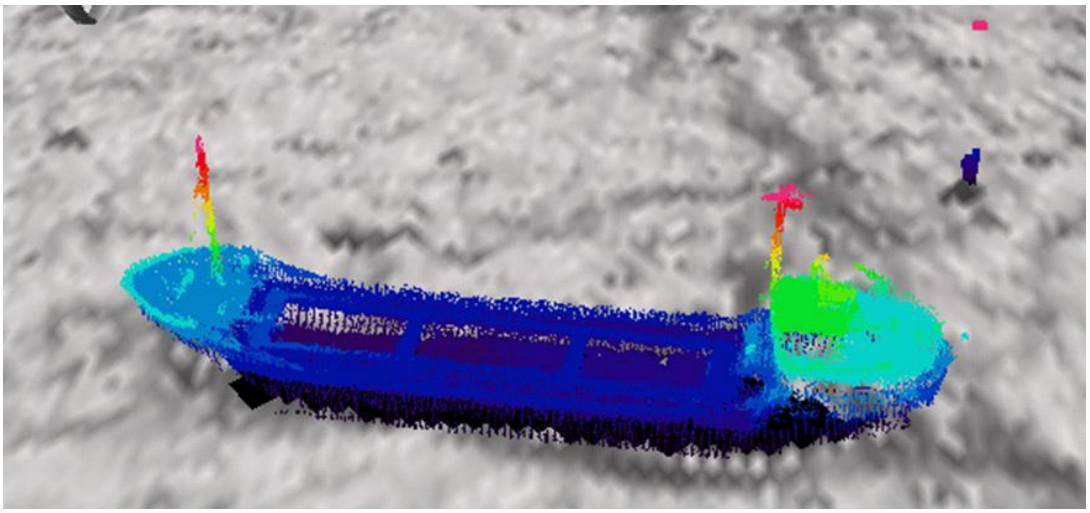
6.4 Villon

Lastmotorfartyg i stål, byggt 1959 på Kustvarvet i Höganäs

Längd	54,2 m
Bredd	8,3 m
Storlek	437 BRT
Maskin	12 cyl dieselmotor på 800 hk

Villon var vid olyckstillfället hemmahörande i Stockholm. Den 2 december 1985 var hon på resa mellan Trelleborg och Stugsund, lastad med 641 ton maltkorn. I svår sjö och stormbyar fick hon lastförskjutning och därmed svår slagsida. Under bogsering in mot Simrishamn sjönk Villon. Idag står fartyget upprätt på 18-37 meters dykdjup och besöks ofta av sportdykare. När Villon sjönk beräknas hon haft ca 4 kbm olja och 150 liter smörjolja ombord.

Villon ligger med stäven i riktning 225 grader och står upprätt på botten (Figur 16). I djupdata kan man se att lastluckorna saknas men ser för övrigt ut att vara intakt utan skador.



Figur 16. Villon multibeamdata, notera strömmätningsutrustningen (RDCP) på botten i övre högra delen av bilden.

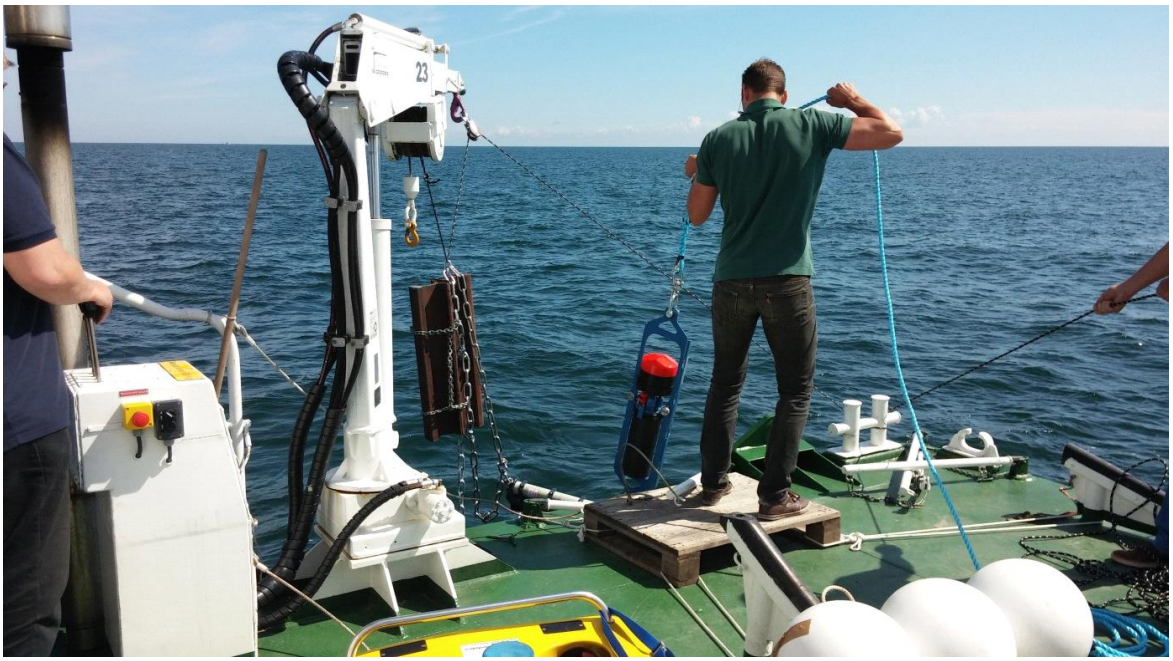
En första ROV undersökning utfördes av sjömätningsfartyget ”Anders Bure” 2014-06-01. Vädret var lugnt med växlande vind och en sydvästlig ström på ca 0,8 knop. Ankring utfördes med ett ankare som placerades nordost om vraket så att fartyget kunde ligga rätt över vraket vid undersökningen. Bottendjupet var ca 37 meter. Hade vädret inte varit lugnt vid tillfället skulle det varit nödvändigt att ankra med två ankare i vinkel.

ROV filmningen inleddes i vrakets akterskepp och fortsatte sedan runt däckshuset, skrovet och ovanpå däck. Bunkerplatsen och bunkertankarnas avluftning var överbyggda med ett däck varför det inte gick att inspektera detta område. Rester av fisknät och fiskelinor satt fast i skrovet. Vid ett tillfälle fastnade ROV:n i en fisklina och en medföljande dykare från P-Dyk fick gå ner och skära loss ROV:n. Vraket hade till synes måttlig korrosion men en hel del marin påväxt.

Utsättning av strömmätningsutrustning (RDCP) utfördes 2014-06-25 (Figur 17).

Dykundersökning utfördes från KBV 499 med assistans av KBV 003 ”Amfitrite” med filmning och skrovtjockleksmätning. Vinden var syd-sydväst 10-12 m/s. KBV 003 placerades i lovart söder om vraket i dynamisk positionering för att läa för den mindre dykbåten KBV 499. Två nedstigningslinor sattes fast i vraket, en strax för om däckshuset och en vid relingen på babordssidan. Tjockleksmätning utfördes på skrovet vid bunkertank i dubbelbotten 4 BB samt ballasttank i dubbelbotten 3 BB. Även bottensedimentprov togs på babordssidan av vraket. Under de två dagarna genomfördes 6 st pardyk med en total dyktid på 116 minuter.

Statusen på skrovet bekräftades vara god med endast lite korrosion. Dubbelbottentankarna, bunker och ballast, ligger nedsjunkna till hälften i bottensedimentet. Tjockleksmätningarna dokumenterades på ritning och på film.



Figur 17. Utsättning av strömmätningsutrustning RDCP, vid Villon.

7 Förslag till fortsatta åtgärder

En förutsättning för en långsiktigt hållbar lösning och implementering av övervaknings- och åtgärdsprogram är att lämplig myndighet får uppdraget och ansvaret för en systematisk undersökning av de inventerade vraken från *Steg 1*. Inom *Steg 2* har det tagits fram förslag till utformning av ett nationellt program för hantering av miljöfarliga vrak, samt konkreta rekommendationer för standardprocedur för undersökning av potentiellt miljöfarliga vrak.

7.1 Förslag till utformning av nationellt program för hantering av miljöfarliga vrak

Konkret skulle det fortsatta arbetet läggas upp enligt följande:
I första hand undersöks de prioriterade 31 vraken från *Steg 1* enligt den SOP som tagits fram i *Steg 2*. Parallellt sker ytterligare arkivstudier och eventuellt sjömätning/lokalisering av de 285 vrak som klassats som potentiella miljöhot i *Steg 1*. Om detta arbete påbörjas 2015 kan de 31 prioriterade vraken antingen vara avskrivna eller införlivade i en nationell plan för övervakning och sanering av miljöfarliga vrak år 2030. Övriga 285 är antingen avskrivna eller konstaterade som reella hot.

Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket har ett delat ansvar för miljöövervakningen av den marina miljön. ”Havs- och vattenmyndigheten har det övergripande ansvaret för miljöövervakningsprogrammet Kust och hav, medan Naturvårdsverket ansvarar för de delar som rör miljögifter i den marina miljön”(HaV 2014a, Naturvårdsverket 2014). Förslagsvis får Havs- och vattenmyndigheten ett övergripande ansvar för att vrakundersökningarna, samt prioritering av eventuella saneringsåtgärder utförs genom tilldelning av operativa uppdrag till relevanta övriga myndigheter, institutioner samt företag med specifika resurser, kunskaper och kompetenser. Förlagsvis används de standardrutiner som tagits fram för vrakundersökning samt riskanalysverktyget VRAKA som vidareutvecklats i *Steg 2*.

Som tidigare nämnts är undervattensoperationer och sjömätning kostsamma och krävande i termer av fartygsresurser och tidsåtgång. En stor del (i många fall den största delen) av kostnaden utgörs av transporten till och från operationsområdet; det vill säga om ett övervaknings- och åtgärdsprogram för vraken skall byggas upp med fullständig allokering av samtliga nödvändiga resurser, så kommer det att bli mycket dyrt. Under arbetet med *Steg 2* har det dock framkommit att det finns goda förutsättningar för att de olika delmomenten i vrakundersökningarna kan utföras parallellt med eller som utfyllnad mellan andra uppdrag inom myndigheters ordinarie verksamhet. Exempelvis kan sjömätning av enskilda vrak utföras till en betydligt lägre kostnad om det finns möjlighet att nyttja fartygsresurser som huvudsakligen är avsedda för områdeskartering för sjöfartens behov i närheten av vraket. Då sjömätningsarbetet är väderberoende finns tillfällen då den ordinarie verksamheten inte är möjlig att utföra, men det kanske finns förutsättningar för att istället kunna lokalisera ett vrak i närheten. Analogt kan det inom Kustbevakningens verksamhet finnas möjlighet att kombinera dykeriövningsverksamhet med inspektion av vrak, i händelse av att planerat lämpligt övningsområde och vrakposition är närbelägna. Sveriges geologiska undersökning skulle också kunna tänkas ha möjlighet att göra en mindre bottenprovtagning av sediment nära vrak som ligger längs planerad rutt för ordinarie övervakningsprogram av sediment. Omvänt skulle det också kunna fungera att vrakprogrammet genererade data av värde för befintliga övervakningsprogram. Liksom att provtagning av sediment nära vraket skulle ge en extra datapunkt i SGUs databas, skulle utplacering av ADCP:er i närheten av vrak kunna integreras i SMHIs havsmiljödatabas. Generellt sett finns det väldigt få dataserier med mätning av bottenström och därmed skulle ett nationellt vrakprogram kunna förbättra tillgången på strömdata för validering av oceanografiska modeller.

Avseende de ytterligare 2300 vrak som i *Steg 1* bedömdes omöjliga att avskriva från listan över potentiellt miljöfarliga vrak utan vidare utredning kan det finnas gemensamma intressen ur kulturhistoriskt och miljöperspektiv. Den nya Kulturmiljölagen (1988:950), som trädde i kraft 2014-01-01, ger försämrat skydd åt vrak som förlist efter 1850, då det enbart är vrak förlista före 1850 som per automatik omfattas av det allmänna skyddet av fornlämningar. Givet den svenska definitionen av ett potentiellt miljöfarligt vrak, kommer i princip samtliga dylika vrak att uteslutas från det allmänna skyddet av fornlämningar. I tillägg till det allmänna skyddet finns möjlighet att ansöka om skydd av yngre vrak på särskilda grunder, men det förutsätter att vraken är lokaliserade. För att avgöra vilka vrak som bör omfattas av särskilt skydd, borde det vara av kulturhistoriskt intresse med noggrannare informationsinhämtning och lokalisering av de ytterligare ca 2300 vraken.

Sammanfattningsvis finns det goda möjligheter att öka resurseffektiviteten i hanteringen av miljöfarliga vrak, under förutsättning att det finns ett mycket välfungerande samarbete mellan berörda myndigheter. Samarbetet mellan myndigheter i *Steg 2*, är ett gott bevis på att det kan fungera mycket bra. En existerande plattform för fortsatt samverkan är Projekt ”Sjöstjärnan” - samordning och samverkan mellan myndigheter avseende information och inhämtning av djup- och bottendata (Försvarsmakten 2014). Genom att två gånger om året stämma av inom vilka geografiska områden och i vilka syften olika myndigheter kommer att utföra inhämtning av djup- och bottendata, ges möjlighet att identifiera möjliga samverkansfrågor. Om Havs- och vattenmyndigheten får det övergripande ansvaret att uppdatera informationsläget kring potentiellt miljöfarliga vrak, så skulle den aktuella vraklistan kunna vara med som underlag vid Sjöstjärnans möten, för att möjliggöra identifiering av vilka vrak som är i närheten av respektive myndighets aktuella geografiska verksamhetsområde under året.

7.2 Finansiering av nationellt program för hantering av miljöfarliga vrak

Även om samordningen innebär en betydande resurseffektivisering behövs det skjutas till nya statliga medel för att ge utrymme för den faktiska extra kostnad som vrakundersökningar innebär. Detta kräver också samordning då de tre huvudsakligen berörda myndigheterna lyder under tre olika departement; Miljödepartementet (HaV), Justitiedepartementet (KBV) och Näringsdepartementet (SjöV). Den existerande plattformen Samordningsgruppen för havs- och vattenmiljöfrågor - SamHav (Hav 2014c) för myndighetssamverkan på högsta ledningsnivå skulle aktivt kunna verka för att finna en lämplig samfinansieringsmodell mellan de tre berörda departementen.

Inom ramen för samfinansieringen behövs också rymmas medel till kompletterande undersökningsutrustning och utveckling av provtagnings- och mätmetodik med ROV för de vrak som ligger på större djup. Delar av denna utveckling skulle kunna genomföras som forsknings- och utvecklingsprojekt och inom ramen för Steg 2 har projektgruppen diskuterat möjligheten att ansöka om medel för detta ändamål från MSB under 2015. Förbättrad, funktionell och driftsäker ROV-buren undersökningsutrustning kan ha vidare tillämpning än enbart inspektion av vrak. Därmed är denna utveckling av stort intresse för flera av de berörda myndigheterna och främst Kustbevakningen. Kustbevakningen har kompetens att utföra vissa saneringsoperationer om det krävs i en nödsituation. Avseende vrakundersökning och sanering krävs det dock ett ställningstagande för vilka tekniker/kompetenser som bör finnas tillgängliga inom ramen för statliga myndigheter och vilka tekniker/ kompetenser som kan köpas in i form av köpta tjänster från privata aktörer. Givet att Sverige skall ha en statlig miljöskyddsmyndighet och att det kommer att finnas ett långsiktigt behov av vrakundersökningar, är det lätt att argumentera för att en kontinuerlig uppdatering av undersökningsmetodik bör rymmas inom de statliga myndigheternas kompetens. Däremot är

svaret på frågan om även saneringsteknologi skall hanteras av myndigheter sannolikt nej; saneringsoperationer kommer förmodligen inte att utföras rutinmässigt och kräver högt specialiserad kompetens, som idag redan finns på privata marknaden.

Även om vraksanering inte kommer att rutinmässigt utföras av statliga myndigheter, bör den framtida ansvariga myndigheten kontinuerligt uppdatera sig om utvecklingen inom saneringsteknologi, då teknologin sannolikt kommer att bli både bättre och billigare. Analogt bör utvecklingen av sensorer för icke-invasiva mätmetoder följas, för att möjliggöra en snabbare, säkrare och mindre kostsam bedömning av kvarvarande miljöfarliga substanser i vraken. Det är också lämpligt att fortsätta dialog med andra länder om arbetet med miljöfarliga vrak. Kanske kan det inom ramen för exempelvis Helcom Submerged finnas framtida möjligheter till samverkan såväl rörande arkiv- som operativt arbete med undersökning och sanering av vrak (HELCOM 2014). Etablerade kontakter finns redan med exempelvis Finland och Estland genom pågående gemensamma forskningsprojekt om riskbedömningar av vrak, exempelvis SWERA (BONUS-SYKE, 2014). Vidare har alla berörda svenska myndigheter också egna nätverk med sina respektive motsvarigheter i andra länder, exempelvis runt Östersjön, vilka också utgör möjliga vägar för informations- och erfarenhetsutbyte rörande hantering av miljöfarliga vrak.

Inledningsvis är det viktigaste dock att få till stånd en långsiktig nationell plan för undersökning av de prioriterade vraken från *Steg 1*. Det kan vara rimligt att anta att ca 5-10 vrak/år kan *in situ* undersökas och parallellt utföra arkivundersökningar av ytterligare ca 10-15 vrak/år, vilket kan resultera i att ca 15-25 vrak/år kan hanteras. En grov kostnadsberäkning av en vrakundersökning kan i genomsnitt uppskattas till ca 1-1,5 Mkr/vrak, inkluderande arkivsökning, fartygstid för sjömätning, internutbildning av operativ personal inför vrakundersökning, ROV, dykning samt analys av prover, dokumentation och redovisning. Undersökning av 10 vrak/år medför en kostnad på ca 10-15 Mkr/år. Arkivsökning av ytterligare 15 vrak/år medför en kostnad på ca 0,6 Mkr/år.

Tidigare försök till att uppskatta kostnader för saneringsoperationer (Hassellöv, 2007) har visat att det är mycket svårt att generalisera och uppskattningarna är per definition förknippade med stora osäkerheter. Finska miljöinstitutet, SYKE, har kontrakterat saneringsfirmor för sanering av vraken Park Victory och Estonia. Park Victory hade legat på botten i 50 år och var i mycket dåligt skick, varför det blev en komplicerad operation att bärga 410m^3 olja, till en kostnad av uppskattningsvis 38,6 miljoner svenska kr. Motsvarande siffror för sanering av Estonia var 26,9 miljoner svenska kr för 250m^3 olja.

Kostnaderna för ett nationellt program för hantering av miljöfarliga vrak bör också ställas i relation till de kostnader som är förknippade med alternativet att inte vidta några fortsatta åtgärder. På västkusten är fortfarande oljepåslaget på Tjörn, från olyckan med Golden Trader utanför danska kusten, i färskt minne. Totalt sett beräknas 500 ton olja ha plockats upp av Kustbevakningen och lokal räddningstjänst. Saneringen avslutades två år senare, hösten 2013 och slutnotan för oljekatastrofen i Sverige landade på 167 miljoner.

7.3 Inspektion av miljöfarliga vrak - rekommenderad procedur

Inom *Steg 2* har det arbetats fram ett förslag på standardprocedur för undersökning av miljöfarliga vrak. Den myndighet som eventuellt kommer att få uppdraget och ansvaret för en framtida systematisk sanering av de miljöfarliga vraken (jämför *Steg 3* i Statskontorets utredning 2007) bör ha en rutin för informationsinsamling, uppdragsbeskrivning och rapportering av undervattensinspektion för att kunna prioritera saneringsinsatser. Bilaga 1-3 ger förslag på undersökningsrutiner, ”Inspektionsunderlag”, ”Uppdragsbeskrivning” och

”Undervattensinspektion”. För att undersökningsrutinerna skall kunna tillämpas effektivt är det viktigt att samtlig berörd personal ges möjlighet att förstå syftet och bakomliggande frågeställningar med de tre stegen. För att säkerställa detta vore det lämpligt med någon form av kort internutbildning, alternativt gemensam utbildning för personal från flera berörda myndigheter samtidigt.

All insamlad information rörande varje enskilt vrak skall användas för en primär bedömning om behov finns för en omedelbar saneringsinsats eller andra nödvändiga förebyggande åtgärder samt i riskanalysverktyget ”VRAKA” för att kunna göra en bedömning av miljörisker och prioritering för en långsiktig planering av eventuell framtida saneringsinsats.

En rapport ”Inspektionsunderlag” skall upprättas för varje enskilt vrak. Vid behov av en undervattensinspektion av vraket skickas rapporten tillsammans med ”Uppdragsbeskrivning” till utförande enhet. En rapport ”Undervattensinspektion” skall upprättas för varje enskilt vrak. Färdigställda rapporter skickas till: Uppdragsgivaren, ”Myndigheten ansvarig för sanering av Miljöfarliga Vrak”.

7.4 Ansökan om fortsatt arbete inom förlängning av projektet

Som nämndes inledningsvis, var projekttiden mycket snäv i förhållande till förväntat utfört arbete. Ansökan om förlängd projekttid har därför lämnats in för att kunna slutföra:

- Fortsatt insamling av RDCP och sensordata från Skytteren och Villon, december 2014/januari2015 samt april 2015, för att få längre sammanhängande dataserier.
- Valideringen av VRAKA, genom andordnande av en expertgruppsworkshop, november 2014.
- Kompletterande experiment avseende toleransutveckling mot PAH:er i meiofauna och mikroorganismsamhällen, november 2014.
- Färdigställande av korrosionsanalys från metallprover från Villon.
- Praktisk metodutveckling för provtagning på vrak; Kustbevakningen i samarbete med FOI

Kostnaderna för fortsatt arbete beräknas rymmas inom redan tilldelade medel.

8 Referenser

Samtliga online-källor nedladdade 2014-10-30.

Artigas, J., Arts, G., Babut, M. & Carraciolo, A. B., 2012. Towards a renewed research agenda in ecotoxicology. Environmental Pollution, Volym 160, pp. 201-206.

BONUS-SYKE, Finland Environmental Institute, 2014. SWERA - Sunken wreck environmental risk assessment. http://www.bonusportal.org/bonus_projects/innovation_projects/swera

Dulio, V. o.a., 2010. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive - Guidance Document No:25, European Union.

Fornander, M., 2010. Miljögifter och deras effekter i blåmussla (Mytilus edulis) och sediment utanför Landskrona deponi i norra Lundåkrabukten - en studie av halten tungmetaller, PCB och PAH i blåmussla och sediment, samt den fysiologiska konditionen hos blåmussla och toxiciteten av porvattnet i sedimentet: Examensarbete, Lunds universitet.

Försvarsmakten, 2014. Marinbloggen, Sjöstjärnan – Myndighetssamverkan inom undervattensområdet. http://blogg.forsvarsmakten.se/marinbloggen/2013/04/07/sjostjarnan-myndighetssamverkan-inom-undervattensomradet/

Hassellöv I-M. 2007. Förstudie om vraksanering. Alliance of Global Sustainability. Göteborg.

HaV, 2014a. Miljöövervakningsdata, datavärdskap och dataåtkomst. https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/miljoovervakningsdata-datavardskap-och-atkomst-av-data.htmlhttp://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Miljoovervakning/Miljoovervakning/Kust-och-hav/

HaV, 2014b. God miljöstatus - det önskade tillståndet https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/havsmiljodirektivet/god-miljostatus.html

HaV, 2014c. Samordningsgruppen för havs- och vattenmiljöfrågor - SamHav. https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/samordningsomraden/samordningsgruppen-for-havs--och-vattenmiljofragor.html

Havsmiljöinstitutet, 2014. Expertförmedling till havsmiljöuppdrag http://www.havsmiljoinstitutet.se/verksamhet/expertformedling/

HELCOM, 2014. SUBMERGED - EXPERT GROUP ON ENVIRONMENTAL RISKS OF HAZARDOUS SUBMERGED OBJECTS. http://helcom.fi/helcom-at-work/groups/response/submerged

Heldtberg, M., McLeod, I. & Richards, V., 2004. Corrosion and cathodic protection of iron in seawater: a case study of the *James Matthews* (1841): National Museum of Australia Canberra ACT.

Hjorth, M., Forbes, V. & Dahllöf, I., 2008. Plankton stress responses from PAH exposure and nutrient enrichment. Marine Ecology Progress Series, Volym 363, pp. 121-130.

Hjorth, M. Vester, J. Henriksen, P. o.a. 2007. Functional and structural responses of marine plankton food web to pyrene contamination. Marine Ecology Progress Series, Volym 338, pp. 21-31.

Landquist, H. L., Hassellöv, I-M., Rosén, L. o.a., 2013. Evaluating the needs of risk assessment methods of potentially polluting shipwrecks. Journal of Environmental Management, Volym 119C, pp. 85-92.

Landquist, H. L. Rosén, L., Lindhe, A. o.a., 2014. A fault tree model to assess probability of contaminant discharge from shipwrecks. Marine Pollution Bulletin, p. Available online Sept 18th..

Länsstyrelsen, 2014. Digital Miljöatlas.
http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/Sv/manniska-och-samhalle/krisberedskap/skydd-mot-olyckor/Pages/digital-miljoatals.aspx

Lindgren, J. F., Hassellöv, I.-M. & Dahllöf, I., 2012. Meiofaunal and bacterial community response to diesel additions in a microcosm study. Marine Pollution Bulletin, 64(3), pp. 595-601.

Lindgren, J. F., Hassellöv, I.-M. & Dahllöf, I., 2013. PAH effects on meio- and microbial benthic communities strongly depend on bioavailability. Aquatic Toxicology, Volym 146C, pp. 230-238.

Naturvårdsverket, 2009. Vad kan havet ge oss? Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster. Rapport 5937. ISBN 978-91-620-5937-8

Naturvårdsverket, 2014. Samordning av miljöövervakningen.
http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Miljoovervakning/Samordning-av-miljoovervakningen/

Petersen, D. G., Sundbäck, K., Larson, F. & Dahllöf, I., 2009. Pyrene toxicity is affected by the nutrient status of a marine sediment community: Implications for risk assessment. Aquatic Toxicology, 95(1), pp. 37-43.

Riksantikvarieämbetet, 2014. Fornsök.
http://www.raa.se/hitta-information/fornsok-fmis/

Riksarkivet, 2014. Riksarkivet.
http://riksarkivet.se/

SGU, 2014. Miljöövervakning och datavärdskap sediment.
http://www.sgu.se/samhallsplanering/hav-och-kust/miljoovervakning-och-datavardskap-sediment/

Sjöfartsverket, 2011. Miljörisker från fartygsvrak, Norrköping: B.-Å. Larsson.

SMHI, 2014a. Havsmiljödata.
http://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/havsmiljodata

SMHI, 2014b. Seatrack web - Prognoser för oljespridning.
http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/sakerhet-och-beredskap/seatrack-web-prognoser-for-oljespridning-1.1646

Statskontoret, 2008. Vrak och ägarlösa båtar, Stockholm: S. Eriksson.

Stockholms universitets Östersjöcentrum & Umeå marina forskningscentrum, 2014. Havet.nu.
www.havet.nu

9 Kontakter

E-post adresser till projektdeltagarna:

Göran Ekberg	goran.ekberg at maritima.se
Ida-Maja Hassellöv	ida-maja at chalmers.se
Christer Larsson	christer.larsson at havochvatten.se
Ulf Olsson	ulf.olsson at sjofartsverket.se
Ulf Sender	ulf.sender at swerea.se
Fredrik Simonson	fredrik.simonson at kustbevakningen.se
Anders Östin	anders.ostin at foi.se

10 Bilagor

1 - SOP 1: Inspektionsunderlag – informationsinsamling före *in situ* undersökning av vrak

2 - SOP 2: Uppdragsbeskrivning - in situ undersökning av vrak

3 - SOP 3: Undervattensinspektion - rapport från in situ undersökning av vrak

4 - Undersökning av Altnes

5 - Undersökning av Skytteren

6 - Undersökning av Thetis

7 - Undersöking av Villon

Inspektionsunderlag
– informationsinsamling före *in situ* undersökning av vrak

All tillgänglig information om vraket skall samlas in och sammanställas. Underlag finns normalt i arkiv på Sjöfartsverket, Transportstyrelsen och sjörättsdomstolar (Sjöförklaringar från av Regeringen utsedda Sjörättsdomstolar (Tingsrätter)). Mer information kan till viss del finnas i Kustbevakningens eller SMM arkiv. Andra informationskällor som kan tillföra information är; Kustbevakningens arkiv för eventuella tidigare insatser t.ex. dyk/rov inspektion eller saneringsåtgärder, FMIS, klassificeringssällskap, senaste eller tidigare ägare, tillverkningsvarv eller ombyggnadsvarv, försäkringsbolag, dykklubbar, lokalkännedom, allmän sökning på internet, etc. Viktiga ritningar och specifika relevanta dokument som underlättar undervattensinspektion skall bifogas inspektionsunderlaget.

Rapporten skall innehålla följande information:

- Rapportdatum; *ÅÅÅÅ-MM-DD*
- Rapport upprättad av; *namn, myndighet*
- Namn på vrak; *NN*
- Tidigare namn (namn fr.o.m.) *NN*
- FMIS id; *xx*
- Förlisningsdatum; *ÅÅÅÅ-MM-DD*
- Flagg vid förlisningstillfället; *xxx*
- Nybyggnadsdatum; *ÅÅÅÅ-MM-DD*
- Eventuellt ombyggnadsår; *ÅÅÅÅ-MM-DD*
- Signifikant ombyggnad; *förlängning, förändring av tankkonfiguration, mm.*
- Torrsättning; *ÅÅÅÅ-MM-DD, varv*
- Längd x Bredd; *ll x bb*
- Angiven förlisningsposition; *N DD MM,mm / E DDD MM,mm*
- Djup; bottendjup, *xxx meter, vrakets minsta djup/avstånd ovanför botten, xxx meter*
- Restriktioner tillträde; *lagskydd område eller vrak, tillstånd*
- Sjöförklaring; *ÅÅÅÅ-MM-DD, tingsrätt*
- Försäkringsbolag; *bolag*
- Överlevande ögonvittnen; *namn, kontaktuppgifter*
- Ritningar finns ja/nej

Om ritningar finns inkludera i rapporten:

- Ritningar: källa
- Bunkertankar ja/nej
- Lasttankar N/A ja/nej
- Däckstankar N/A ja/nej
- Ballasttankar ja/nej
- Övriga tankar ja/nej
- Lastrum ja/nej
- Maskinutrymmen ja/nej
- Svanhalsar/ventilatorer ja/nej
- Skrovtjocklek ja/nej
- Typ av skrov: plåt/aluminium/trä
- Ursprunglig plåttjocklek mm

Om uppgifter om drivmedel och last finns inkludera i rapporten:

- Typ, mängd och fördelning av olja ombord vid förlisningstillfället; *HFO/DO/SMO*
    - Ange olja för drift och underhåll
    - Ange övriga kemikalier för drift och underhåll
- Planerad rutt vi förlisningstillfället; *nära start /slut kan ge en indikation om bunkermängd*
- Typ, mängd och fördelning av last ombord vid förlisningstillfället; *xxxxx*
    - Finns transport klassat farligt gods i last
        - Vilka klasser/mängder finns dokumenterat?
        - Hur är lasten förpackad?
        - Genomför risklassning för egen personal
            - Behövs förstärkt egenskydd?
            - Behövs sanering av personal?

Om tidigare UV-operationer genomförts inkludera i rapporten:

- Datum; *ÅÅÅÅ-MM-DD*
- Utförd av; *namn, myndighet*
- Typ av inspektion; *ROV, dykning, sjömätning, provtagning, utsättning utrustning, etc.*
- Använd inspektionsutrustning/mätutrustning;
- Använd plattform; *namn på fartyg/båt*
- Position; *N DD MM,mm / E DDD MM,mm*
- Använd positioneringsmetod; *GNSS med DGPS/RTK, USBL (undervattenspositionering)*
- Uppskattad positionsnoggrannhet;*GNSS, USBL, i meter*
- Djup; bottendjup; *xxx meter, vrakets minsta djup/avstånd ovanför botten, xxx meter*
- Eventuell ankring vid vraket, eller DP;
    - position, riktning/avstånd från vraket, ett/flera ankare/hanfot/häckankare.
- Attityd på vraket;
    - riktning, upprätt, ligger på sidan, ligger uppochner
    - Vraket nedsjunket/delvis nedsjunket i sediment
- Djupdata från sjömätning;
    - *djupdatamodell över vraket och bottentopografi i vrakets omedelbara närhet, 3D-modell*.
- Integritet; *sönderbrutet, hål i skrov, lastluckor på/av, utspridda delar, mm*.
    - Skrovstatus;
        - *status på färg, rostangrepp, gravrost, genomrostat, beväxning tång/sjögräs, havstulpaner, havsanemoner, sjögurka, mm.*
    - Status på svanhalsar;
        - *status på färg, rostangrepp, gravrost, genomrostat, beväxning tång/sjögräs, havstulpaner, havsanemoner, sjögurka, mm.*
    - Obstruktioner; *trål/fisknät, liggande master/antenner, mm.*
    - Läckage från skrov/tankar, svanhalsar, andra öppningar/hål
        - Varifrån på vraket?
        - DO/HFO/SMO/kemikalier annan substans
        - Kontinuerligt utflöde l/s, droppar/s

- Åtgärder som genomförts; *inspektion, sanering/länsning, förband svanhalsar, annan åtgärd*
- Filmer; *foto/bilder på vraket*

Även omgivningsfaktorer är av stor vikt om data finns tillgänglig:

- Siktdjup i vattenpelaren; *xxm*
- Typ av botten runt vraket; *sten, sand, lera, sediment, bottenbeväxning, etc.*
- Trålspår på botten runt vraket;
- Bottentopografi runt vraket; *kuperad, platt, lutande.*

- Jordskred/jordbävning i området
- Förhärskande strömmar riktning/fart
    - På ytan
    - På botten
    - Strömspår i bottentopografin
    - Strömhålor.
- Vattendata; *O2, turbiditet, redox, temperatur, konduktivitet (salthalt) fullständig vattenanalys*
- Resultat av tagna bottenprover, *på sediment ansamlat i och kring vrak*
- Stormar/Extremt väder

Tidigare genomförd provtagning-mätning på vraket:

- Tjockleksmätning av skrov, svanhalsar, mm;
- Provtagning på Last/bunker;
- Skrov, stål/rost, provbit med svets och/eller nitar skall ingå. Prov kan även tas från s.k. rostpansar (hårda avlagringar på fartygsplåten)

Mänsklig aktivitet i närområdet:

- Befintliga eller planerade anläggningsarbeten såsom gasledningar, kablar
- Militär aktivitet
- Sjöfart
- Trålning
- Dykning

Känsliga miljötyper/skyddade område i närområdet:

- Marina reservat/naturreservat
- Natura 2000-områden
- Riksintressen
- Känsliga strandtyper (Digital Miljöatlas)

Bedömning och rekommendationer:

Gör en bedömning utifrån insamlande data om vrakets förväntade skick. Ge rekommendationer till kommande vrakundersökning.

Uppdragsbeskrivning - in situ undersökning av vrak

Uppdragsbeskrivning skickas tillsammans med rapport Inspektionsunderlag till utförande enhet. I uppdragsbeskrivningen skall POC för mottagande analyslabb av strömdata, korrosionsstatus eller kemisk analys finnas angivna för att kunna stödja med undersökandes enhets förberedelser.

Uppdragsbeskrivningen skall innehålla följande information:

- Datum; *ÅÅÅÅ-MM-DD*
- Namn på vrak; *NN*
- FMIS id; *xx*
- Utförare, enhet;
- Tidpunkt; *ÅÅÅÅ-MM-DD tom ÅÅÅÅ-MM-DD*
- Tillstånd; *N/A, erhållet datum, tillstånd måste sökas*
- Åtgärder; *inspektion, sanering/länsning, förband svanhalsar, annan åtgärd*
- Typ av inspektion; *ROV, dykare, sjömätning, provtagning, utsättning utrustning, etc.*
- Dokumentation med videofilm, foto/bild;
- Speciella fokusområden som skall inspekteras/åtgärdas;
- Tjockleksmätning av skrov, tankar, svanhalsar, mm. Enligt bifogat schema;
- Provtagning för bedömning av korrosionsstatus;
    - Verktyg- Skärbrännare, kapskiva, hydrauliskt kapverktyg (företrädesvis).
    - Provtag skrov, stål/rost, provbit med svets och/eller nitar bör ingå. Prov kan även tas från s.k. rostpansar (hårda avlagringar på fartygsplåten)
    - Provtagning av vatten kring vrak
- Strömdata insamling för bedömning av spridning av bunkerolja och last
    - Ange tidsperiod
    - Kan kompletteras med passiva provtagare för läckande kemikalier
- Provtagning för bedömning av farligt gods/drivmedel göres i samråd med analyslabb
    - Om misstanke om brott skickas prov även till SKL
    - Last/bunker, om läckage eller om möjligt genom svanhalsar eller andra öppningar
    - Bottenprover, av ansamlat sediment i vrak
    - Bottenprover, av sedimentproppar runt i vrak helst med hänsyn till strömdata- ”uppströms och nedströms” vrak.
    - Provtagning av vatten kring vrak.

Schema för plåttjockleksmätning:

Ett urval av mätpunkter (ca 3-5 stycken) fastställs i förväg baserade på arkivdata och synpunkter från de som utför dykinsatsen. Fokus är aktuella tankar med farlig last och/eller lämplig del av vrakets fartygsplåt. Tjockleksmätning utförs 5 gånger per mätpunkt för att säkra statistisk utvärdering av resultat.

Mätpunkternas position måste planeras genom mätning på ritning innan dykning och anges med horisontellt och vertikalt avstånd från väldefinierade punkter på vraket som är lätta att återfinna av dykare. Positionerna för de utförda tjockleksmätningarna måste också noggrant dokumenteras av dykaren med horisontella och vertikala avstånd dels för att verifiera att mätningar utförts som avsett men också för att kunna återfinna positionerna för återkommande periodiska mätningar. Om möjligt bearbetas ytan först för att avlägsna påväxt, färg och korrosionsprodukter och på sätt minska mätosäkerheten för instrumentet.

Undervattensinspektion - rapport från in situ undersökning av vrak

Efter genomgång av ”Inspektionsunderlag” och ”Uppdragsbeskrivning” genomförs uppdraget och dokumenteras enligt Rapport ”Undervattensinspektion”. *En checklista med nedanstående punkter kan upprättas för dykledare/dykare.*

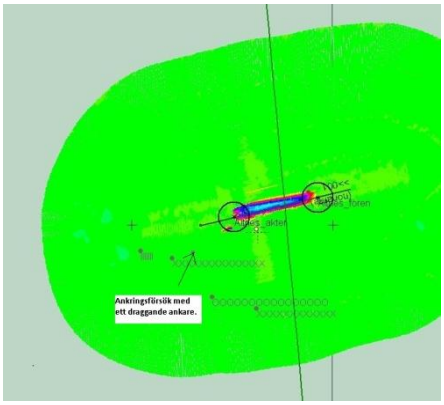
- Rapportdatum; *ÅÅÅÅ-MM-DD*
- Rapport upprättad av; namn, enhet, myndighet
- Namn på vrak; *NN*
- FMIS id; *xx*
- Position; *N DD MM,mm / E DDD MM,mm*
- Använd positioneringsmetod; *GNSS med DGPS/RTK, USBL (undervattenspositionering)*
- Uppskattad positionsnoggrannhet; *GNSS, USBL, i meter*
- Typ av inspektion; *ROV, dykare, sjömätning, provtagning, utsättning utrustning, etc.*
- Använd inspektionsutrustning/mätutrustning;
- Använd enhet; *namn på fartyg/båt*
- Väder; *vindriktning, vindstyrka, våghöjd*
- Djup; bottendjup; *xxx meter, vrakets minsta djup/avstånd ovanför botten, xxx meter*
- Sjömätning, insamling av Djupdata;
    - *djupdata med korslodning över vraket och bottentopografi i vrakets omedelbara närhet, ca 500 meter radie.*
- Attityd på vraket; *riktning, upprätt, ligger på sidan, ligger uppochner*
- Eventuell ankring vid vraket eller DP;
    - *position, riktning/avstånd från vraket, ett/flera ankare/hanfot/häckankare.*
- Åtgärder; *inspektion, sanering/länsning, förband svanhalsar, annan åtgärd*
- Sikt i vattenpelaren;
- Integritet; *sönderbrutet, hål i skrov, lastluckor på/av, utspridda delar, mm.*
- Vraket nedsjunket/delvis nedsjunket i sediment;
- Skrovstatus;
    - *status på färg, rostangrepp, gravrost, genomrostat, beväxning tång/sjögräs, havstulpaner, havsanemoner, sjögurka, mm.*
    -
- Status på svanhalsar;
    - *status på färg, rostangrepp, gravrost, genomrostat, beväxning tång/sjögräs, havstulpaner, havsanemoner, sjögurka, mm.*
- Provtagning och tjockleksmätning på plats av skrov, tankar, svanhalsar, mm;
    - *Renborstning med hydraulisk stålborste/slipskiva/manuellt samt mätning med ultraljudsmätare avsedd för undervattensbruk på ROV eller av dykare.*
    - *Systematisk undersökning med positionerade mätpunkter på vraket, x/y avstånd från distinkta punkter på skrovet.*
- Obstruktioner; *trål/fisknät, liggande master/antenner, mm.*
- Status på ev. tidigare applicerade förband/tätningar;
- Typ av botten runt vraket; *sten, sand, lera, sediment, bottenbeväxning, etc.*
- Bottentopografi runt vraket; *kuperad, platt, lutande.*
- Videofilm, foto/bilder på vraket;
    - *Systematisk undersökning med positionering med angivande av x/y avstånd från distinkta punkter på skrovet, alternativt USBL positionering.*

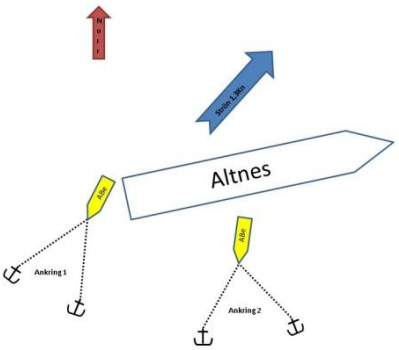
- Läckage från skrov/tankar, svanhalsar, andra öppningar/hål. Positionering av läckage med angivande av x/y avstånd från distinkta punkter på skrovet, alternativt USBL positionering.
    - Varifrån på vraket
    - DO/HFO/SMO/kemikalier, annan substans
    - Kontinuerligt utflöde liter/s, droppar/s
    - Genomförd provtagning
- Dokumentation med film, foto/bild

Resultat från insamlade prover/data sammanställs i samarbete med respektive POC.

- POC för strömmätning sammanställer insamlade strömmätdata.
- POC för korrosionsstatus sammanställer analysresultat från laboratorium av insamlade provbitar av vrak
- POC för miljödata sammanställer resultat från miljötoxikologisk och kemisk analys av insamlat miljö (sediment, vatten) och ämnesprover från läckage

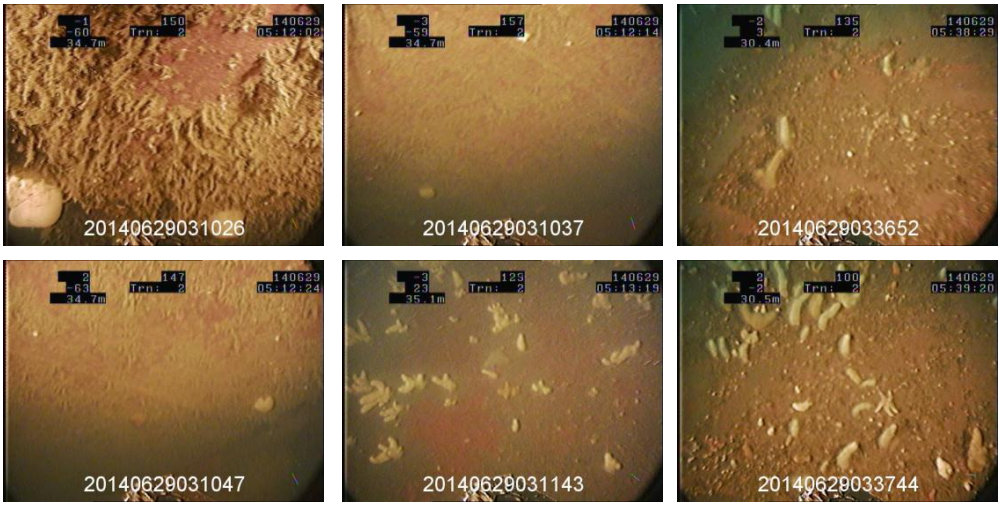
Datum/tid	*Händelse*
2014-06-28/19:00	Avgång lotshamnen Malmö.
2014-06-28/21:20-21:30	Helsingborg, Ulf Olsson anländer för att deltaga.
2014-06-29/01:43-02:30	Sjömätning över vraket och i närområdet.
2014-06-29/02:30-03:00	Ankringsförsök ankarplats 1, draggande ankare.
2014-06-29/03:00-02:30	Ankring ankarplats 1, dubbla ankare.
2014-06-29/05:00-06:00	Rov-körning 1
2014-06-29/06:00-06:40	Hivning ankarplats 1, flytting till ankarplats 2.
2014-06-29/06:40-07:55	Rov-körning 2
2014-06-29/07:55-08:35	Hivning ankare
2014-06-29/08:45-09:05	Komplettering sjömätning över vraket
2014-06-29/09:10	Lämnar vrakområdet
2014-06-29/13:25-14:30	Helsingborg, Ulf Olsson avmönstring
2014-06-29/17:00	Åter Lotshamnen i Malmö.



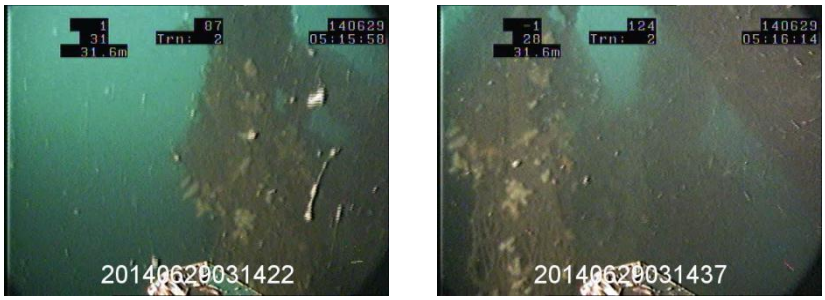


Bottendjup 36-37 meter med lera och sand. Ankring i hanfot med Anders Bures huvudankare, 50 kg ankare, ca 15 meter kätting och 75 m wire, totalt 90 m. Komplettering med reservankare; 25 kg med 10 m kätting samt 80 m tamp, totalt 90 m.

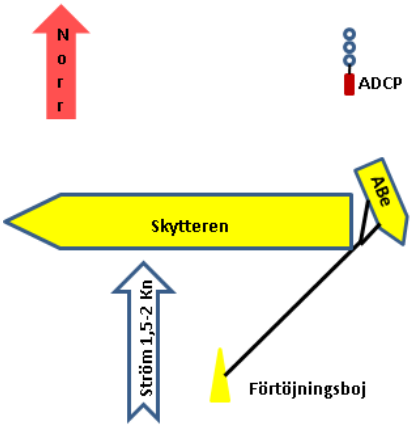
Ankring i ”hanfot” med 2 ankare

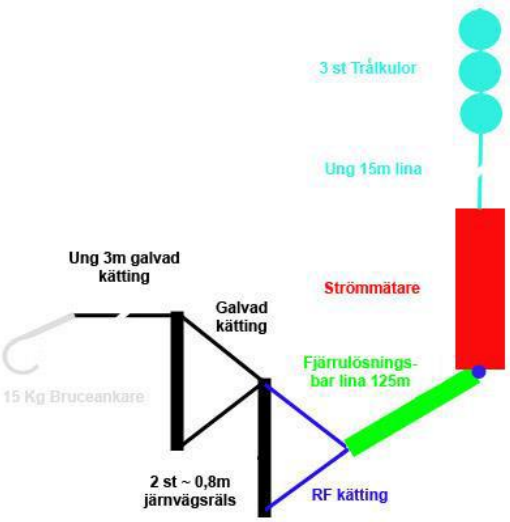


ROV bilder visar beväxning, konditionen på bottenfärg samt svetsfogar.
Bottenfärgen tycks vara intakt samt mindre beväxning på de djupare delarna som har lodrät vinkel och de delar där skrovet skärmar av ljuset från ytan. Beväxningen ökar markant på de delar som ligger grundare än 30 meter
Generellt ingen omfattande korrosion på de synliga delarna av skrovet.



Roder och propeller med rester av trålnät

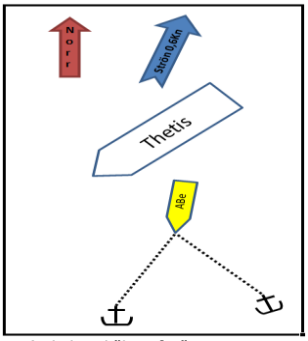




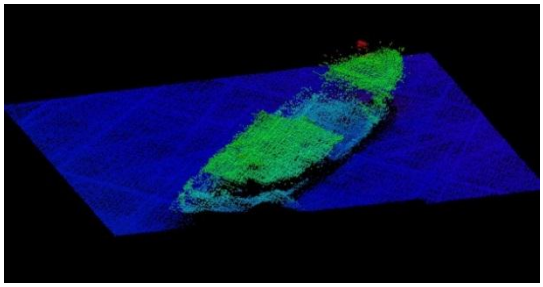
Normalt ca 2 knops nordlig ström.
Arbetsfartyget Scandica satte ut en förtöjningsboj strax söder om vraket.

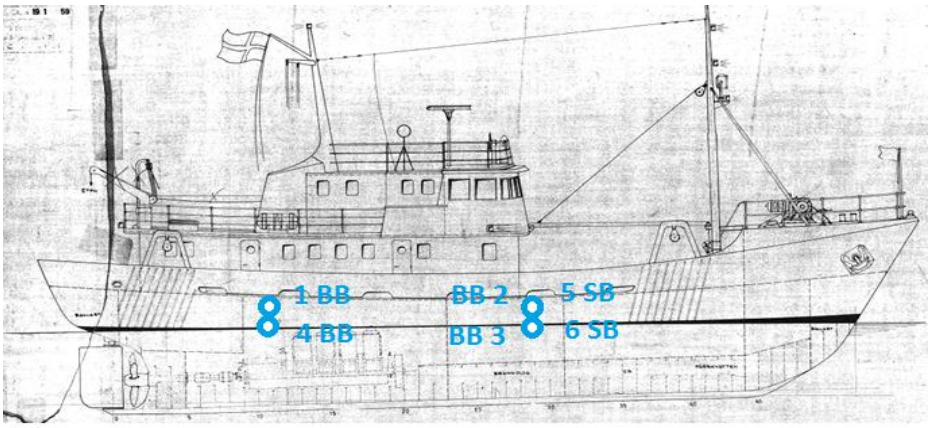
ROV bärgning av ADCP, med krok och bärgningslina till höger i bild. Den akustiska releasen något bevuxen efter ca tre månader i vatten. P.g.a. kraftig ström var det nödvändigt att använda nästan 300 m kabel för ROV:n

Vid relingen på BB sidan nära bogen sitter rester av fiskeredskap



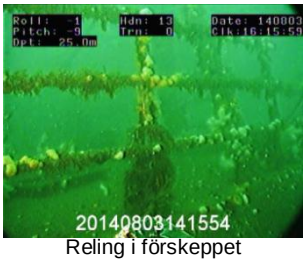
Ankring i ”hanfot”





Thetis 2014-10-01 mätning av skrovtjocklek vid bunkertankarna								
Fartygs	Position mätpunkt		Avstånd	Mätpunkt	Uppmätt skrovtjocklek i mm			
sida	Längsled	Höjdled	dm från däck	Nr	1	2	3	4
BB	För om bygget	övre	9	2	5.3	6.4	4.9	7.2
BB	För om bygget	under (havsbotten)	14	3	5.7	8.8	8.9	9.1
BB	Akter om bygget	övre	10,5	1	5.3	6.9	4.9	5.3
BB	Akter om bygget	under (havsbotten)	14	4	9.9	6.2	7.1	9.2
SB	För om bygget	övre	1	5	8.1	6.8	7.5	6.4
SB	För om bygget	under (havsbotten)	4,5	6	10.4	10.3	13.0	12.8

Beväxning samt korroderat skrov vid BB-bog nära botten. Ingen kvarvarande skrovfärg är synlig.

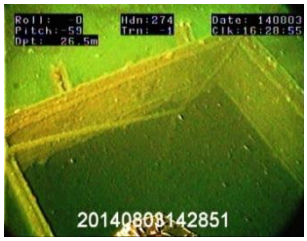


Reling i förskeppet

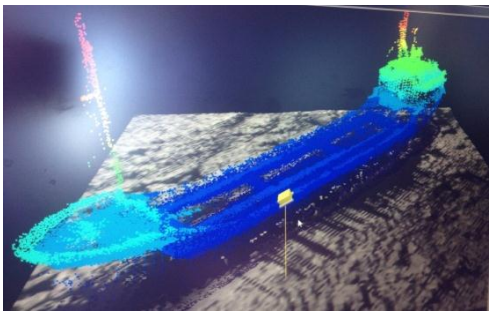
Krabba på BB reling vid lastrum

Uppe på bryggdäck saknas styrhytten

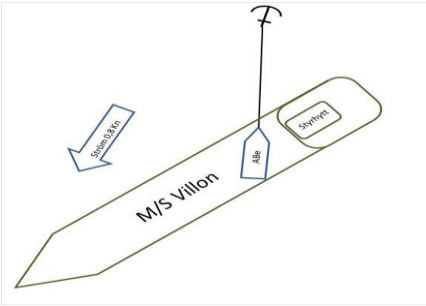
Tanklock i mässing vid BB reling vid lastrum



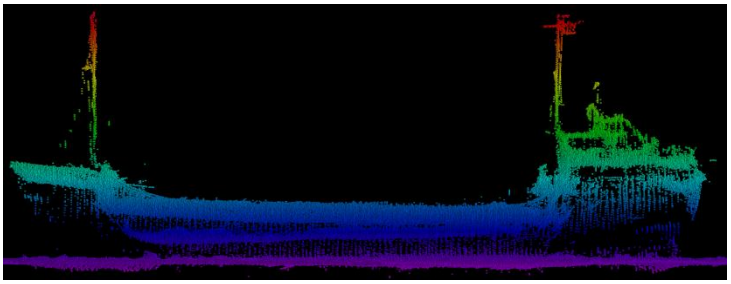
SB lastrum



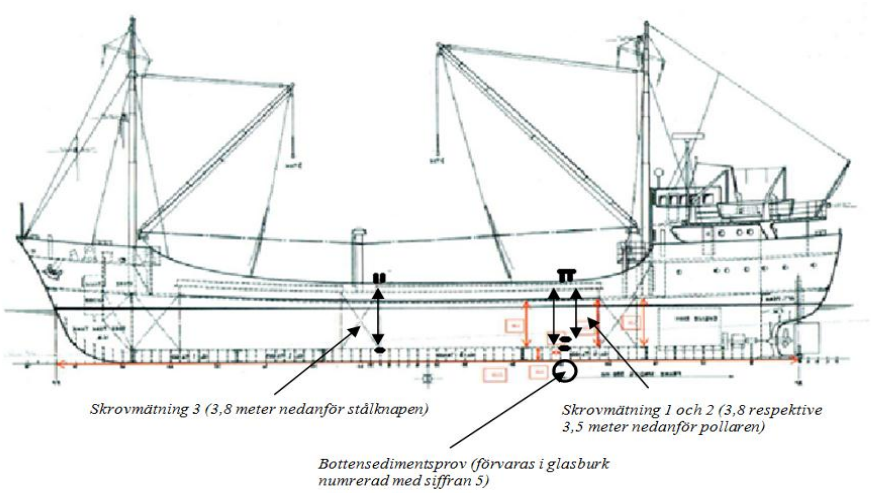
ROV vid punktdata från Villon.



Ankring med bara ett ankare. Med kraftigare ström och vind behövs två ankare för att ligga mera stabilt och inte svaja i sidled för att effektivt och säkert kunna manövrera ROV.



Bottendjup ca 36,5m. Villons grundaste djup är från förmasten ca 17,4m aktermast ca 17,7m. Fartygets längd är ca 54m och bredd ca 9,5m skrovet är tillsynes helt men saknar sina lastluckor.



Tjockleksmätning i mm av skrovet på lastfartyget Villon						
Skrovmätning 1 Babordssida	Vid första pollarparet på relingskanten, för om brygghuset – gick dykarna ner till slingerkölen (3,8 meter nedanför själva infästningen av pollaren).	9,4	8,7	8,8	8,1	9,0
Skrovmätning 2 Babordssida	Åter igen vid första pollarparet på relingskanten, för om brygghuset – gick dykarna nu ner till 3,5 meter nedanför själva infästningen av pollaren.	8,7	8,4	8,9	9,9	8,5
Skrovmätning 3 Babordssida	Vid stålknapen uppe på relingen – ungefär halvvägs längs med fartygslängden gick dykarna ner till slingerkölen (3,8 meter ner från själva relingskanten)	8,9	7,9	8,5	8,3	8,3